

ABSCHLUSSBERICHT

Vergleichende ökologische Untersuchungen zur quantitativen Bestimmung der Kolmation von Fließgewässersedimenten mit dem Kolmameter nach Hahn & Zumbroich mit Vorschlägen für eine Verfahrensanweisung

KURZTITEL: MOBILE, QUANTITATIVE KOLMATIONSMESSUNG

GEFÖRDERT DURCH DIE
DEUTSCHE BUNDESSTIFTUNG UMWELT

AZ 33590/01 - 33/2

Bearbeitung:

Dr. Heide Stein¹
Christiane Thurmann²
Dr. Holger Schindler³
Prof. Dr. Thomas Zumbroich²
PD Dr. Hans Jürgen Hahn¹

¹Universität Koblenz-Landau, Campus Landau
Institut für Umweltwissenschaften

²Planungsbüro Zumbroich, Bonn

³ProLimno, Elmstein

Landau, im Juni 2018

Inhalt

Einleitung	1
Erprobung und Anpassung des Kolmometers (AP1)	5
Ökologische Untersuchungen zur Kolmation (AP2)	34
Überprüfung des Kolmometers an Monitoringstellen gem. WRRL (AP3)	72
Vorschlag einer Vorschrift/Verfahrensanweisung für eine standardisierte Erfassung der Kolmation (AP4)	158
Zusammenfassung – Alle Arbeitspakete.....	161
Ausblick und Fragestellungen	163
Danksagung	164
Literatur	165
Anhang	168

Für jedes Arbeitspaket (AP1-4) wurde für die Tabellen und Abbildungen eine eigenständige Nummerierung verwendet.

Einleitung

Bodenerosion ist ein weltweites Problem, vor allem in intensiv genutzten Agrarlandschaften. Ein erheblicher Teil dieser Feinsedimente wird in die Fließgewässer eingetragen. Durch Abschläge aus der Kanalisation bei Starkregenereignissen werden in Siedlungsgebieten und entlang großer versiegelter Flächen (wie z. B. Autobahnen) partikuläre Schmutzstoffe organischer und anorganischer Art in Bäche und Flüsse geschwemmt. Dort verstopfen sie die feinen Lückensysteme in den Sanden, Kiesen und Schottern der Gewässersohle, die sogenannte Hyporheische Zone (HZ). Damit wird der Wasserfluss und –austausch zwischen Oberflächenwasser, Hyporheischer Zone und Grundwasser verhindert und der Lebensraum Lückensystem (Interstitial) zerstört. Dieser Vorgang, die Verstopfung der Lückensysteme, wird als Kolmation bezeichnet.

Kolmation hat schwerwiegende Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften der Fließgewässer, ist jedoch, vor allem als flächendeckendes Phänomen, bisher kaum erforscht. Dies ist umso überraschender, als die Hyporheische Zone der zentrale Lebensraum der Fließgewässer ist. Hier spielt sich der Großteil der Stoffumsätze, vor allem die Selbstreinigung ab, und hier leben mit Abstand die meisten Organismen. Die Hyporheische Zone ist auch Laichstätte und Rückzugsraum der Fließgewässerfauna.

Ökologische Untersuchungen gibt es lediglich zu den lokalen Auswirkungen der Kolmation auf Salmonidenlaichplätze oder Flussperlmuschelvorkommen. Alle bisher vorliegenden Daten weisen jedoch darauf hin, dass durch die Kolmation die Lebensgemeinschaften der Fließgewässersohle massiv degenerieren. Dies kann weitreichende Konsequenzen für die Umsetzung der Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL) haben.

WRRL: Bewertung, Problem der allgemeinen Degradation, Evaluierung der Maßnahmen

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, Richtlinie 2000/60/EG) zielt darauf ab, bis zum Jahre 2015 (bzw. bis spätestens zum Jahre 2027) bei der Mehrzahl der Fließgewässer den sog. guten ökologischen Zustand zu erreichen. Dabei wird die Hyporheische Zone weitgehend außer Acht gelassen – gleichermaßen bei der Beschreibung der Referenzstandorte, der Bewertung und den Maßnahmen.

In Europa sind Maßnahmen in zweistelliger Milliardenhöhe zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes vorgesehen. Da die aktuellen Maßnahmenprogramme die Kolmation und ihre Ursachen nicht berücksichtigen bzw. beseitigen, ist davon auszugehen, dass ein Teil dieser Maßnahmen die gesetzten Ziele verfehlen und nicht zum guten ökologischen Zustand führen wird.

Der Erfolg der Maßnahmen wird insbesondere durch stichprobenartige biologische Erfassung des Makrozoobenthos, also der auf den Sedimenten lebenden Invertebratenfauna, evaluiert. Dabei werden jedoch nur indirekt Informationen über die Habitatqualität gewonnen. Erfasst wird die „Allgemeine Degradation“. Diese indiziert, gerade auch für Gewässerabschnitte mit scheinbar guter Strukturqualität, eine diffuse Beeinträchtigung der Lebensgemeinschaften – eine eindeutige Diagnose der Ursachen ist hierdurch jedoch nicht möglich. Nach den Erfahrungen der Bearbeiter scheinen hinter einer ausgeprägten „Allgemeinen Degradation“ vor allem die Kolmation, aber wohl auch andere Stressoren wie stoffliche Einträge, zu stehen.

Dieses Problem, die Ermittlung der Ursachen der Degradation (und als Konsequenz deren Beseitigung), lässt sich nur durch die quantitative Erfassung der Kolmation lösen. Geeignete Methoden dazu existierten jedoch bisher nicht.

Verfügbare Methoden

Derzeit gibt es keine standardisierten Verfahren zur Erfassung und Bewertung der Kolmation von Fließgewässersedimenten. Soweit überhaupt berücksichtigt, wird die Kolmation meist geschätzt. Die bisher üblichen Ansätze zur Erfassung der inneren Kolmation lassen sich in *qualitative Verfahren*, *messtechnische Verfahren* und *Berechnungsverfahren* unterteilen. Auf die Berechnungsverfahren wird an dieser Stelle nicht weiter eingegangen. Unter „*Sonstige Verfahren*“ werden messtechnische Methoden vorgestellt, die nach ähnlichem Prinzip wie das Kolmameter arbeiten.

Qualitative Verfahren

Zu den *qualitativen Verfahren* gehören beispielsweise die visuelle Beurteilung an trockenen Teilen der Sohle nach SCHÄLCHLI (2002), unterstützt durch die „Fingerprobe“ sowie die sogenannte Stocher- bzw. Stiefelprobe.

Die visuelle Kartierung mit Fingerprobe nach SCHÄLCHLI (2002) beruht auf der Bewertung der Substratzusammensetzung des unter der Deckschicht gelegenen Lückenraumes. Bei der Bewertung wird nach SCHÄLCHLI (2002) die Kolmation einer von fünf Klassen von vollständig bis nicht kolmatiert zugeordnet. Die Einordnung erfolgt über die sichtbaren Anteile der Fraktionen Steine, Kies, Sand, sowie Silt und Ton, wobei letztgenannte aufgrund ihrer kohäsiven Eigenschaften für das Phänomen Kolmation ausschlaggebend sind. Problematisch an dem Verfahren ist, dass es nur auf trockengefallenen Kiesbänken angewendet wird, das überflossene Gewässerbett nicht untersucht werden kann (KELLNER 2011). Die Kolmationskartierung bietet für kiesgeprägte Fließgewässer des Mittelgebirges ein sinnvolles Bewertungsschema, ist jedoch auf Fließgewässer des Tieflandes nur bedingt anwendbar (THURMANN & ZUMBROICH 2012).

Bei der Stocher- bzw. Stiefelprobe wird an einer Stelle im Gewässer mit einem Stab oder dem Stiefel versucht, in das Substrat einzudringen und dieses dabei gleichzeitig aufgewirbelt. Anhand des Eindringwiderstandes und der Beobachtung der Abdriftfahne des aufgewirbelten Feinsedimentes wird eine Einstufung der Kolmation, in der Regel 3-stufig, angegeben (HÜSENER 2015).

Diese beiden qualitativen Verfahren haben den Nachteil, dass sie sehr subjektiv sind und insofern einen objektiven Vergleich verschiedener Beurteilungen nicht zulassen.

Messtechnische Verfahren

Die messtechnischen Verfahren beinhalten die direkte Entnahme des Sedimentes unter der fließenden Welle, den Einsatz von sog. Sedimentfallen (auch: Matrixfallen), Gefrierkernentnahmen, Resuspensionsuntersuchungen mit Siebanalysen zur Korngrößenbestimmung, sowie Nagelversuche mit Federwaage. Siebanalysen sind jedoch generell aufwändig und ermöglichen keine abgestufte Beurteilung der Kolmation.

Bei der *direkten Entnahme des Sedimentes* unter der fließenden Welle wird ein *Stechzylinder* in einer Bewegung bis zur Untersuchungstiefe senkrecht in das Substrat gedrückt. Um die Probe mit möglichst wenig Verlusten zu sichern, wird vorsichtig an einer Seite des Stechzylinders das Substrat ausgehoben und sofort ein Deckel seitlich unter die Öffnung des Zylinders geschoben. Der Inhalt kann dann labortechnisch weiterverarbeitet werden. Nachteil dieser Methode ist die Fehleranfälligkeit durch Verlust von Feinsedimenten in der fließenden Welle, besonders bei starker Strömung (HÜSENER 2015).

Bei der *Sedimentfallenmethode* handelt es sich um zwei ineinander stehende, am Boden perforierte Behälter (Eimer), die in die Flusssohle eingebaut werden und an der Oberseite offen sind. Der Hohlraum des inneren Behälters wird mit gereinigtem grobem Substrat aufgefüllt (Normsubstrat). Beim Einbau der Falle in die Flusssohle ist darauf zu achten, dass die Fallenoberkante mit der Flusssohle bündig abschließt. Nach einer Zeitperiode kann eingetragene Feinsedimentfracht durch Entnahme des inneren, mit einer Feingaze ausgekleideten Behälters „geerntet“ und im Labor weiterverarbeitet werden. Nachteil der Methode ist neben den künstlichen Versuchsbedingungen unter anderem eine mögliche Resuspension bei starker Strömung während der Expositionsperiode (PLÜCKTHUN 2010). Es ist davon auszugehen, dass im jahreszeitlichen Verlauf im Zuge von Änderungen der biologischen/ hydrologischen Bedingungen Variationen der Kolmationsentwicklung auftreten (THURMANN & ZUMBROICH 2012).

Die *Gefrierkernmethode* dient der Entnahme ungestörter Sedimente aus der Gewässersohle. Unter Anwendung flüssigen Stickstoffes wird ein Teil der Gewässersohle gefroren, so dass er weitgehend strukturkonserviert entnommen werden kann. Es wird dazu ein nach unten geschlossenes spitz zulaufendes Rohr aus Edelstahl mit einem Durchmesser von 5 cm in die Gewässersohle getrieben. Über eine Seilwinde an einem Dreibein lässt sich dann das Rohr nach Zugabe von Stickstoff mit der gefrorenen Sedimentprobe anheben und aus der Gewässersohle entnehmen. Die Probe ist unter diesen Umständen relativ ungestört, so dass das Sediment seine natürliche momentane Schichtung beibehält (PLÜCKTHUN 2010). Nachteil der Methode sind der große Kosten- und Arbeitsaufwand sowie die Risiken für Arbeitsunfälle.

Bei der *Resuspensionsmethode* wird ein PVC-Rohr in der fließenden Welle in einem Schwung vorsichtig auf die Sohle aufgesetzt und direkt senkrecht in das Substrat gedrückt. Dann werden im Rohr per Hand die Gerölle entfernt und anschließend das verbliebene Substrat mit einem Metallstab mehrere Zentimeter tief aufgewirbelt. Durch die austretenden Feinsedimente wird die im Rohr befindliche Wassersäule, deren Höhe man vorher gemessen hat, eingetrübt. Es wird von diesem Wasser eine Probe genommen und im Labor auf seine Feinsedimentanteile bestimmt. Aus Kenntnis der Eindringtiefe und der Wasservolumens um Rohr bei der Probenahme lässt sich der Anteil der Feinsedimente bestimmen. Nachteil der Methode ist vor allem die hohe Fehleranfälligkeit bei der Probenahme (HÜSENER 2015).

Eine weitere Methodik zur Erhebung der inneren Kolmation unter Wasser ist der *Nagelversuch* mit Federwaage (MÜLLER & GUTHRUF 2014). Sie beinhaltet das Einbringen eines rund 33 cm langen Stahlstiftes in die Kiessohle. Der Stahlstift reicht dabei 16,5 cm in das Gewässerbett hinein. Eine Schnur wird mit einer Schlaufe um den Stift gelegt. Am anderen Ende der Schnur ist eine Federwaage befestigt. Mit zunehmender Kraft wird rechtwinklig zum Stift gezogen, bis sich der Stift aus dem Kies löst. Die Kraft, die dazu notwendig ist, kann auf der Federwaage abgelesen werden. Nachteilig bei diesem Verfahren ist u.a., dass der Widerstand von nicht sichtbaren Gegebenheiten im Boden

abhängig ist. Auch hat sich gezeigt, dass zahlreiche Messungen notwendig sind, um ein relativ objektives Ergebnis zu erreichen.

Fazit:

Für eine quantitative, minimalinvasive und vor allem zeit- und kostensparende Erfassung der Kolmation sind all diese Ansätze ungeeignet.

Lösungsansatz und Aufgabenstellung

Einen möglichen Lösungsansatz bietet das 2015 entwickelte Kolmameter. Dieses Gerät erlaubt die mobile, rasche und quantitative Messung der Sedimentdurchlässigkeit im Gelände. Im Gegensatz zu anderen Verfahren wird beim Einsatz des Kolmameters die Schädigung der untersuchten Sedimente vermieden. Das Kolmameter ist als funktionsfähiger Prototyp verfügbar.

Ein Verfahren zur Messung der Kolmation sollte „WRRL-kompatibel“ sein, sich also an deren ökologischem Bewertungsansatz orientieren. Vergleichende Kolmationsuntersuchungen im Gelände mit ökologischen Parametern (sprich: biologischen Qualitätskomponenten) wurden bisher jedoch erst vereinzelt durchgeführt. Entsprechend fehlt auch eine Verfahrensanweisung zur Messung der Kolmation als Unterstützung des hydrobiologischen Monitorings.

Ganz praktisch heißt das, dass die Zusammenhänge zwischen der Sedimentstruktur, dem hydrologischem Austausch und der Fauna zu erfassen und mit der Bewertung der WRRL abzugleichen sind. Parallel dazu wird mit dem Kolmameter die Durchlässigkeit der Sedimente erfasst. Auf dieser Grundlage können die Befunde, insbesondere die Kolmametermessungen evaluiert und daraus Vorschläge für eine Verfahrensanleitung abgeleitet werden.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden deshalb folgende Themen im Rahmen der Arbeitspakete (AP) bearbeitet:

- Erprobung und Anpassung des Kolmameters in sog. Normsubstraten (AP1)
- Ökologische Untersuchungen zur Kolmation und Abgleich der Kolmametermessungen mit Interstitialuntersuchungen und WRRL-konformen biologischen und strukturellen Fließgewässermerkmalen an ausgewählten Standorten (AP2)
- Überprüfung des Kolmameters an Messstellen des Monitorings der WRRL-Wasserkörper (AP3)
- Datenzusammenführung und Entwicklung einer Verfahrensanleitung (Vorschlag einer Vorschrift für eine standardisierte Erfassung der Kolmation) (AP4)

Nach Einschätzung der Bearbeiter hat die quantitative Kolmationsmessung das Potenzial, sich zu einem neuen Standardverfahren der Fließgewässerbewertung zu entwickeln. Vorher wären allerdings noch erhebliche Forschungs- und Erprobungsarbeiten, v. a. die Referenzierung gewässer- und naturraumtypischer Sedimente (zunächst an den WRRL-Referenzgewässern), zu leisten. Die hier vorgelegte Studie ist ein erster Schritt in diese Richtung.

Inhalt Arbeitspaket 1

Erprobung und Anpassung des Kolmometers	6
1.1. Generelle Überprüfung der Funktionsfähigkeit des Prototyps.....	6
1.2. Messreihen an Luft	7
1.2.1. Konstante Lochzahl, Variation des Injektionsdrucks	7
1.2.2. Konstanter Injektionsdruck, Variation der Lochzahl	9
1.3. Messreihen in Wasser.....	12
1.4. Messreihen im Normsubstrat	12
1.4.1. Messungen in Ton	14
1.4.2. Messungen in Sand.....	17
1.4.3. Messungen in Kies	17
1.5. Arbeitspaket 1: Diskussion und Zwischenfazit.....	20
1.6. Ableitung eines Schemas zur Einordnung der Kolmometer-Messwerte	23
1.7. Ableitung einer standardisierten Verfahrensanleitung zur Durchführung von Kolmometer-Messungen.....	26
1.7.1. Auswahl der Probestelle.....	26
1.7.2. Probenahmezeitpunkt.....	26
1.7.3. Ermittlung des Fließgewässertyps.....	27
1.7.4. Probenahme	27
1.7.5. Erfassung der Messergebnisse	32

Arbeitspaket 1:

Erprobung und Anpassung des Kolmometers

Ziel des Arbeitspaketes 1 ist es, verschiedene Gerätekonfigurationen des Kolmometers unter verschiedenen Bedingungen zu testen und eine für die Anwendung im Gelände geeignete Konfiguration zu identifizieren.

In einem ersten Schritt wurden folgende „Stellschrauben“ variiert:

- Injektionsdruck
Am genutzten Prototyp des Kolmometers kann das Wasser mit Drücken von bis zu 2,5 bar durch die Lanze gepresst werden. Da sich bei Messungen in Luft (im Folgenden: „Luftmessungen“) zeigte, dass sich schon bei Drücken von einem bar zu hohe Austrittsgeschwindigkeiten ergeben, die voraussichtlich zu einer Freispülung der zu beprobenden kolmatierten Horizonte führen würden, wurden die Versuchsreihen mit geringen Drücken zwischen 0,1 und 0,3 bar durchgeführt.
- Spitzenlochung
Für den ersten Prototyp des Kolmometers stehen verschieden perforierte Spitzen mit 12, 18, 24 und 48 Löchern zur Auswahl, die über ein Schraubgewinde gewechselt werden können. Durch Abkleben einzelner Löcher können weitere Konfigurationen, beispielsweise eine Spitze mit nur einem Loch, hergestellt werden.

Des Weiteren wurden Messreihen an Luft mit den unterschiedlichen Gerätekonfigurationen zur Überprüfung der Reaktion des Gerätes auf die verschiedenen Konfigurationen und zur Ableitung von Vergleichswerten durchgeführt.

Zuletzt erfolgten Messungen in Normsubstrat mit bekannten Eigenschaften, um in diesen Referenzwerte zu ermitteln.

1.1. Generelle Überprüfung der Funktionsfähigkeit des Prototyps

Bei Überprüfung der durch das Kolmometer angezeigten Abflusswerte zeigt sich, dass diese nicht mit dem tatsächlichen Ausfluss übereinstimmen. Als zwischenzeitiger Lösungsansatz lassen sich die vom Durchflussmessgerät angezeigten Werte (im Folgenden „Kolmometer-Einheiten“, Abkürzung „KE“ genannt) in die Einheit ml umrechnen, indem die Pumpe mit einer definierten Wassermenge beaufschlagt wird und die vom Durchflussmessgerät angezeigten Werte auf diese umgerechnet werden. Aus den an Luft durchgeführten Messungen lässt sich (bei bekanntem ursprünglichen Pumpenfüllstand und Durchführung von Messungen bis der Pumpenbehälter vollständig geleert ist) errechnen, dass bei dem hier angewendeten Prototypen eine KE einem Ausfluss von **13,3 ml** entspricht.

Die ersten Versuchsmessungen mit dem Prototyp zeigen, dass sich zunächst keine konstanten Werte an Luft messen lassen. Vielmehr ist generell der Trend eines Anstiegs des gemessenen Ausflusses von der ersten Messung (Pumpenbehälter auf 6 l gefüllt) bis zur letzten Messung (Pumpenbehälter nahezu leer) zu verzeichnen. Es wird deutlich, dass mit zunehmendem Luftanteil, der mit der Handpumpe in den Druckbehälter der Pumpe gepumpt wird, der Ausfluss aus dem Kolmometer zunimmt. Der zunehmende Ausfluss am Kolmometer mit abnehmendem Wasserstand in der Pumpe ist vermutlich

darauf zurückzuführen, dass, je mehr Luft in der Pumpe als kompressibles Medium vorhanden ist, der aufgebaute Druck über die voreingestellte Zeitperiode konstanter bleibt. Ist der Anteil an Luft im Pumpenbehälter gering, wird der voreingestellte Druck nur über einen Teil der 5 Sekunden gehalten und fällt dann schnell ab. Im Ergebnis fließt weniger Wasser aus der Lanzenspitze. Ist der Anteil an Luft im Pumpenbehälter hingegen groß, kann der voreingestellte Druck über die gesamte Messzeit von 5 Sekunden gehalten werden, sodass es zu einem höheren Ausfluss aus der Lanzenspitze kommt.

1.2. Messreihen an Luft

Zunächst wurde das Kolmometer im Labor dahingehend getestet, ob mit ihm an Luft mit gleicher Gerätekonfiguration bei wiederholten Tests dieselben Messwerte ermittelt werden können. Die an Luft ermittelten Messreihen konnten im Folgenden als Vergleichswerte für einen nicht reduzierten Ausfluss aus dem Kolmometer (entspricht dem Befund „keine Kolmation“) herangezogen werden.

Dazu wurde der Pumpenbehälter mit einer fest definierten Wassermenge von 6 l befüllt und so lange in Folge Messungen durchgeführt, bis der Pumpenbehälter vollständig geleert war. Diese Messreihen wurden mit 18 und 48 Löchern und unter Druckbedingungen von 0,1 bar, 0,2 bar und 0,3 bar durchgeführt. Die Ausflusszeit wurde konstant bei 5 Sekunden belassen.

1.2.1. Konstante Lochzahl, Variation des Injektionsdrucks

Bei Betrachtung der mehrfach durchgeführten Messungen an Luft wird deutlich, dass die mit einem bestimmten Druck an Luft gemessenen Werte reproduzierbar sind (Abbildung 1). Bei Betrachtung der 6 Messreihen, die mit 18 Löchern und 0,1 bar an Luft durchgeführt wurden, zeigt sich, dass die Werte nur wenig schwanken und sich nach etwa 30 Messungen auf einem stabilen Wert von etwa 8 bis 9 KE einpendeln. Generell ist bei den Messungen an Luft ein ansteigender Trend festzustellen. Der zunehmende Ausfluss bei den Folgemessungen ist, wie bereits beschrieben, auf den zunehmenden Luftanteil im Pumpenbehälter zurückzuführen. Es wird deutlich, dass erst nach einer gewissen Anzahl von Messungen der Anteil an komprimierter Luft im Pumpenbehälter ausreicht, um über die gesamten 5 Sekunden den voreingestellten Druck gleichmäßig zu erhalten.

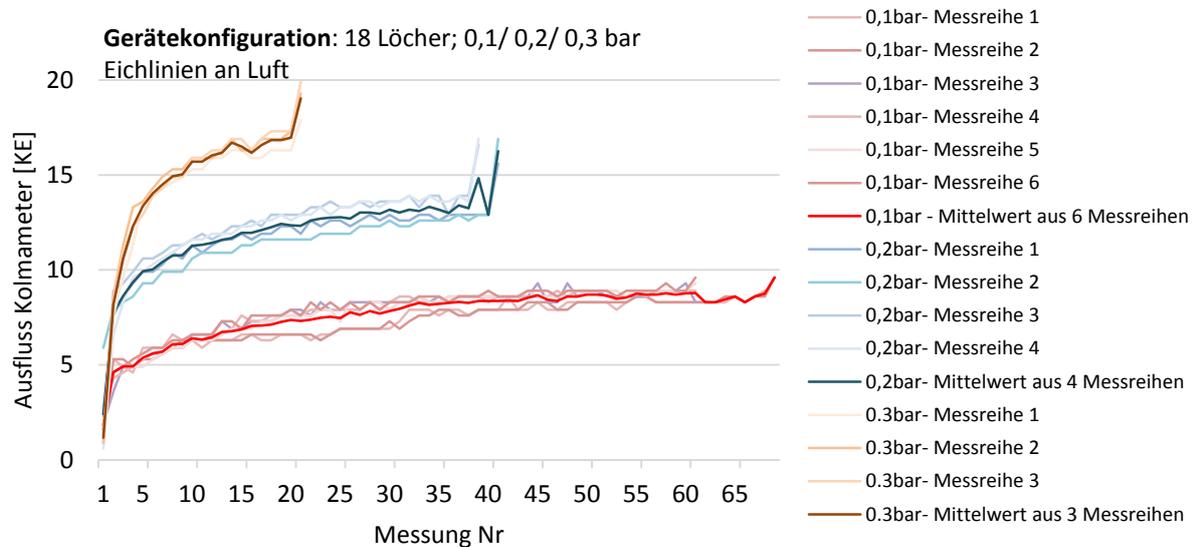


Abbildung 1: Vergleich von Eichmessungen an Luft mit unterschiedlichen Druckkonfigurationen, 18 Löcher (eigene Darstellung)

Bei der jeweils letzten Messung ist eine starke Zunahme des Messwertes zu verzeichnen. Hierbei handelt es sich um jene Messung, in der sich der Pumpenbehälter komplett leert und somit Luft ins System gerät. Dieser Luftzutritt führt zu einem zu hohen Ausfall des Messwertes, sodass diese jeweils letzten Messwerte der Eichlinie zu verwerfen sind.

Vergleicht man die bei verschiedenen Drücken mit derselben Spitze gemessenen Werte, lässt sich feststellen, dass mit 0,1 bar die geringsten Ausflussmengen gemessen werden. Erwartungsgemäß liegen die Ausflusswerte bei 0,2 bar höher. Jedoch steigt der Ausfluss nicht proportional zum steigenden Druck. So geht eine Drucksteigerung von 0,1 auf 0,2 bar nicht mit einer Verdopplung des Ausflusses einher, sondern nur mit einer Ausflusszunahme von gut 40 %. Steigert man den Druck weiter auf 0,3 bar, nimmt der Ausfluss im Vergleich zum bei 0,2 bar gemessenen Wert noch weniger, nämlich um etwa 20-30 % zu.

Dass der Ausfluss nicht linear zum Druck steigt, lässt sich vermutlich durch größere Reibungsverluste innerhalb der Lanze sowie beim Austreten aus den Löchern bei steigendem Druck erklären. Es ist anzunehmen, mit steigendem Durchfluss (also steigendem, am Kolmameter voreingestellten Druck) die Drosselverluste durch Umlenken der Strömung an den Austrittsöffnungen zunehmen, sodass sich eine überproportionale Abnahme des Ausflusses ergibt.

Auch als Ergebnis der Versuche mit der 48-löchrigen Spitze lässt sich festhalten, dass bei dem höchsten eingestellten Druck von 0,3 bar durchschnittlich mit 15,17 KE ($=15,17 \cdot 13,3 \text{ ml} = 200 \text{ ml}$) die größte Wassermenge pro Messung austritt. Bei 0,2 bar treten durchschnittlich pro Messung $12 \cdot 13,3 \text{ ml} = 160 \text{ ml}$, also etwa 20 % weniger aus als bei dem höheren Druck von 0,3 bar. Der Unterschied zwischen 0,1 und 0,2 bar beträgt etwa 96 ml pro Messung bei 0,1 bar zu 160 ml pro Messung bei 0,2 bar, was einem um 40 % geringeren Ausfluss bei 0,1 bar als bei 0,2 bar entspricht (Abbildung 2). Es lässt sich somit auch hier festhalten, dass der Ausfluss aus der Lanze bei gleicher Lochzahl, aber abnehmendem Druck nicht linear mit dem Druck abnimmt. Wieder ist diese Beobachtung auf die vermuteten steigenden Drosselverluste an den Austrittsöffnungen zurückzuführen, die bei steigendem Durchfluss exponentiell zunehmen.

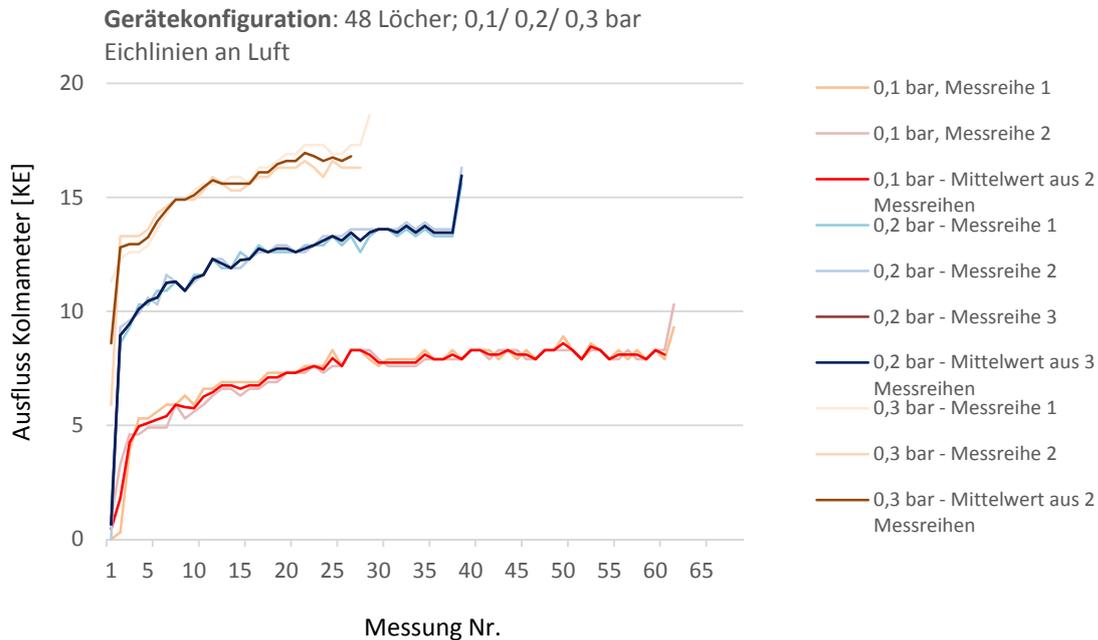


Abbildung 2: Vergleich von Eichmessungen an Luft mit unterschiedlichen Druckkonfigurationen, 48 Löcher (eigene Darstellung)

Zwischenergebnis: Messungenaugkeiten bei 0,3 bar

Da bei 0,3 bar der Austrittsdruck an den Löchern der Lanze zu hoch scheint (Gefahr der Freispülung des Substrats), sowie wegen vermuteter, daraus resultierender Messungenaugkeiten werden die weiteren Messungen mit 0,1 bzw. 0,2 bar durchgeführt.

1.2.2. Konstanter Injektionsdruck, Variation der Lochzahl

In weiteren Versuchsläufen wurde untersucht, inwiefern sich der Ausfluss aus der Messlanze bei Nutzung verschieden perforierter Spitzen mit demselben Druck unterscheidet (Abbildung 3). Hierzu wurden Messungen mit den Spitzen mit einem Loch, 18 und 48 Löchern durchgeführt. Die Messungen erfolgten ausschließlich an Luft und mit einem Druck von 0,2 bar. Der Pumpenbehälter wurde jeweils auf 6 l aufgefüllt und so lange Messungen durchgeführt, bis der Behälter leer war.

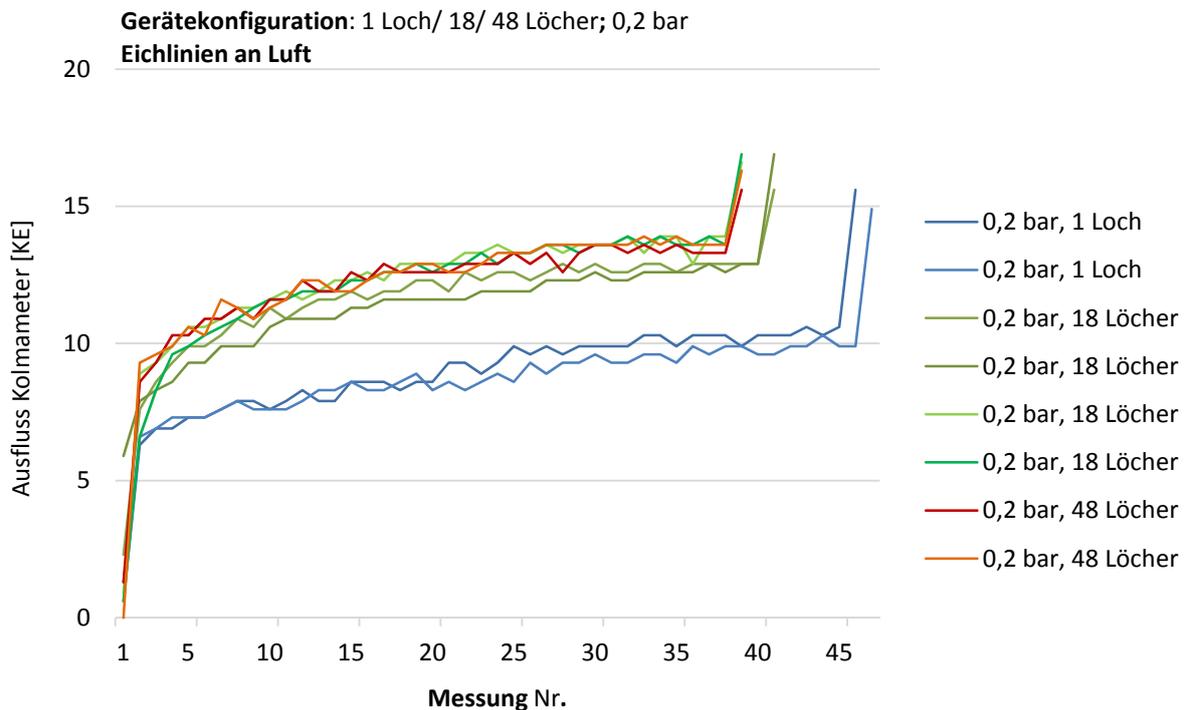


Abbildung 3: Vergleich von Eichmessungen an Luft mit unterschiedlichen Lochungen, 0,2 bar (eigene Darstellung)

Vergleicht man die Ergebnisse der mit 18 bzw. 48 Löchern durchgeführten Messungen, lässt sich festhalten, dass die mit den beiden Spitzen gemessenen Werte mehr oder weniger synchron verlaufen. Dass bei gleichem am Manometer eingestellten Druck mit den unterschiedlichen Lochzahlen 18 und 48 Löcher mehr oder weniger dieselbe Wassermenge aus der Spitze austritt, geht im Fall der Spitze mit der geringeren Lochzahl (also 18 Löchern) mit einer etwas höheren Austrittsgeschwindigkeit des Wassers bzw. einem höheren Druck an den einzelnen Austrittsöffnungen einher. Dieses kann an einem größeren Radius, bis in den das Wasser aus der Spitze heraus gespritzt wird, festgemacht werden.

Bei Messung mit nur einem Loch ergeben sich Werte, die stärker von den mit 18 oder 48 Löchern gemessenen Werten abweichen. Im Gegensatz zu den mit den stärker perforierten Spitzen werden mit der Spitze mit nur einem Loch bei demselben Druck von 0,2 bar durchweg deutlich geringere Werte gemessen. Im Vergleich zu den stärker perforierten Spitzen tritt das Wasser an der Spitze mit nur einem Loch mit sehr viel höherem Druck aus. Trotz des höheren Drucks je Messung werden insgesamt geringere Ausflussmengen gemessen, was vermutlich auf hohe Reibungsverluste des unter hohem Druck fließenden Wassers zurückzuführen ist. Erneut bestätigt sich die These der zunehmenden Drosselverluste bei starker Beeinträchtigung der Strömung. Wird das Wasser unter hohem Druck durch nur das eine Loch gepresst, ergibt sich ein hoher Druckverlust, der sich bei Messungen mit einem Loch in einer Ausflussreduktion von etwa 30 % gegenüber den Messungen mit 18 oder 48 Löchern niederschlägt (Abbildung 3).

Es lässt sich feststellen, dass die Drosselverluste sich bei Vergleich der Messreihen mit 18 bzw. 48 Löchern nicht auf die Messergebnisse auszuwirken scheinen. Diese Beobachtung legt die Vermutung nahe, dass die Drosselverluste an den Austrittsöffnungen der Kolmometer-Spitze bei hohen Lochzahlen zunehmend an Bedeutung verlieren.

Des Weiteren ist erkennbar, dass an der Spitze des Kolmometers bei Messung mit nur einem Loch deutlich länger als 5 Sekunden lang Wasser austritt, wohingegen bei Verwendung der Spitzen mit 18 bzw. 48 Löchern der Wasseraustritt nach den voreingestellten 5 Sekunden stoppt.

Die oben beschriebenen Tendenzen für die Gerätekonfiguration mit 0,2 bar wurden auch bei Vergleich der Messungen verschieden perforierter Spitzen mit einem Druck von 0,1 bar festgestellt. Auch hier waren die mit 18 und 48 Löchern durchgeführten Messreihen sehr ähnlich, wohingegen mit einem Loch im Durchschnitt geringere Ausflusswerte gemessen wurden. Der Unterschied zwischen den stärker perforierten Spitzen und der Spitze mit nur einem Loch fiel jedoch geringer aus als bei der Messung mit 0,2 bar.

Zwischenergebnis:

hohe Drosselverluste bei einem Loch, geringe Drosselverluste bei 18 bzw. 48 Löchern

Die mit 18 bzw. 48 Löchern bei ansonsten gleicher Gerätekonfiguration durchgeführten Messungen führen nicht zu unterschiedlichen Ausflussmengen. Es ist zu beobachten, dass entsprechend der Gleichung $Q = v \cdot A$ zur Berechnung des Volumenstroms bei geringerem durchströmten Querschnitt im Fall von 18 Löchern die Austrittsgeschwindigkeit an den einzelnen Löchern gegenüber der Messung mit 48 Löchern zunimmt. Drosselverluste an den Austrittsöffnungen scheinen beim Vergleich der Messungen mit 18 bzw. 48 Löchern keine Rolle zu spielen, da sich die Messreihen statistisch nicht deutlich unterscheiden.

Bei Messungen mit der Spitze mit nur einem Loch hingegen treten bei allen getesteten Druckkonfigurationen von 0,1; 0,2 und 0,3 bar Drosselverluste an der Austrittsöffnung auf, die sich in einem reduzierten Durchflusswert niederschlagen. Die festgestellten Drosselverluste sind im Prinzip unerwünscht, da sie die Ungenauigkeit der Messungen erhöhen. So ist bei späteren Messungen im Sediment nicht klar nachzuvollziehen, welcher Teil der Ausflussreduktion am Kolmometer auf die Drosselverluste an der einen Austrittsöffnung hervorgerufen wird, und welcher Teil der Ausflussreduktion auf Widerstand im umgebenden Substrat. Hierzu wäre eine genaue Quantifizierung des Drosselverlustes vonnöten. Die Drosselverluste können bei geringeren Drücken (= geringeren Durchflussmengen) vermutlich auch für die Spitze mit nur einem Loch reduziert werden, jedoch ist beim ersten Prototypen des Kolmometers das Manometer zur exakten Einstellung von Drücken $<0,1$ bar nicht genau genug.

Da des Weiteren die Messungen mit der einfach perforierten Spitze anscheinend zu einem zu hohen Druck an der Austrittsöffnung führen, sowie da es zu einem Wasseraustritt über die vorgegebenen 5 Sekunden hinaus kommt und unsicher ist, wie dieser Faktor in die Messung einzubeziehen ist, werden die weiteren Messungen nur mit den Spitzen mit 18 bzw. 48 Löchern durchgeführt.

1.3. Messreihen in Wasser

Da sich bei Messungen unter der Wasseroberfläche durch das auflastende Wasser ein zusätzlicher hydrostatischer Druck ergibt, wurden zusätzlich zu den beschriebenen Messreihen an Luft Vergleichsmessungen mit derselben Gerätekonfiguration in einem mit reinem Wasser gefüllten Eimer durchgeführt. So sollte getestet werden, ob sich bei unterschiedlichen Wasserständen oberhalb des Punktes, an dem an der Lanzenspitze das Wasser aus den Löchern austritt, unterschiedliche Werte ergeben. Die Messungen in Wasser wurden bei einer Wassersäule von bis zu 30 cm (= 0,03 bar) durchgeführt, da derartige Wasserstände bei Messungen in der Natur angenommen werden.

Als Ergebnis lässt sich festhalten, dass bei den standardisierten Messreihen der Wasserstand von bis zu 30 cm im Eimer keinen Einfluss auf den Ausfall der Messergebnisse hat. So wurden mit identischer Gerätekonfiguration an Luft dieselben Messwerte wie in dem mit 30 cm Wassersäule gefüllten Eimer gemessen.

Wie in Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** erläutert, ist eigentlich bei Messungen unter Wasser (noch außerhalb des Sediments) durch die umgebende Wassersäule ein reduzierter Ausfluss gegenüber Messungen an Luft zu erwarten, da der hydrostatische Druck der Wassersäule gegenüber der aus der Lanze strömenden Wassers einen Widerstand ausübt. Wie beschrieben, konnte diese Annahme nicht durch entsprechende Messergebnisse untermauert werden. Dieser Befund deutet darauf hin, dass ein Widerstandsdruck von 0,03 bar jenseits der Messgenauigkeit des derzeit getesteten Prototyps des Kolmometers für beide untersuchten Druckkonfigurationen 0,1 und 0,2 bar liegt.

1.4. Messreihen im Normsubstrat

Nach Durchführung der ersten Probemessungen in Luft wurden erste Messreihen in Normsubstrat durchgeführt. Aus den an Luft durchgeführten Versuchsreihen ließ sich wie beschrieben ableiten, dass an der einfach perforierten Spitze zu hohe Drücke auftreten, sodass die weiteren Messungen nur mit den Spitzen mit 18 bzw. 48 Löchern durchgeführt wurden.

Des Weiteren zeigten erste Testmessungen in Substrat, dass bei den höchsten bislang genutzten Drücken von 0,3 bar starke Freispülungseffekte um die Lanze herum auftreten. Die Messung erfolgte dann nicht mehr im Substrat, sondern im freigespülten, wasser- oder luftgefüllten Bereich und fiel somit zu hoch aus. Aus diesem Grund wurden die Messungen mit dem voreingestellten Druck von 0,3 bar nicht in die weiteren Auswertungen einbezogen.

Für die weiteren Auswertungen werden die mit dem Kolmometer gemessenen Werte prozentual zum Wert der an Luft gemessenen Eichlinie berechnet. Ein Messwert von 100 % bedeutet somit, dass der Ausfluss aus dem Kolmometer gegenüber dem Vergleichswert an Luft zu 100 % reduziert ist, dass also kein Wasser aus der Lanze dringen kann.

Die Laborversuche mit dem Kolmometer werden an Normsubstraten mit bekannter Korngröße durchgeführt. Die k_f - Werte der Normsubstrate sind den Ausführungen von DYCK UND PESCHKE (1995) entnommen. Zum Einsatz kommen Normsubstrate mit den in Tabelle 1 zusammengefassten Eigenschaften.

Tabelle 1: Eigenschaften der im Versuchsprogramm Labor genutzten Sedimente

Substrat	Korngröße [mm]	k_f [m/s]
Ton	< 0,002	$10^{-9} - 6 * 10^{-7}$
Mittel- und Grobsand	0,2 - 2	$5 * 10^{-5} - 6 * 10^{-6}$
Fein-, Mittel- und Grobkies	> 2	$5 * 10^{-5}$

Im Labor werden Versuche mit verschiedenen Gerätekonfigurationen in Form standardisierter Messreihen mit knapp 2000 Einzelmessungen durchgeführt.

Im Normsubstrat wurden standardisierte Versuchsreihen nach folgendem Schema durchgeführt:

1. Einbringen des Kolmometers ins Sediment, Messung in Messloch 1 (im Sediment): 5 Messwerte
2. Messung an Luft (Prüfung auf Verstopfung, wenn Spitze verstopft, folgt Verwerfen der zuvor durchgeführten Messungen. Wenn keine Verstopfung vorliegt, erfolgt ein Abgleich mit den an Luft ermittelten Eichlinien)
3. Umsetzen des Kolmometers im Sediment, Messung in Messloch 2 (im Sediment): 5 Messwerte
4. Messung an Luft (Prüfung auf Verstopfung, wenn Spitze verstopft, folgt Verwerfen der zuvor durchgeführten Messungen. Wenn keine Verstopfung vorliegt, erfolgt ein Abgleich mit Eichlinien)

Somit ergeben sich je Messreihe zehn im Substrat aufgenommene Einzelmesswerte, die in die Auswertung einbezogen werden.

„Freispüleffekt“

Insbesondere bei den Messungen in Ton waren in der Regel bei den fünf Folgemessungen in jedem Loch Freispüleffekte feststellbar. Das bedeutet, dass bei der ersten Messung eine starke Reduktion des Ausflusses zu verzeichnen war, wohingegen sich bei den vier Folgemessungen im selben Loch ein konstanter Anstieg des Ausflusses ergab, der durch eine fortschreitende Aufweichung und Verwässerung des Substrats im Bereich des Messlochs/ Messposition um das Kolmometer zu erklären ist. Abbildung 4 verdeutlicht diesen Sachverhalt beispielhaft für die in Ton durchgeführten Messungen bei 0,1 bar mit 48 Löchern. Es wird deutlich, dass bei der ersten Messung der Ausfluss um 40 bis 70 % reduziert ist, wohingegen die Reduktion des Ausflusses bei den vier folgenden Messungen im selben Loch stetig abnimmt und bei der 5. Messung nur noch bei 10 bis 40 % liegt.

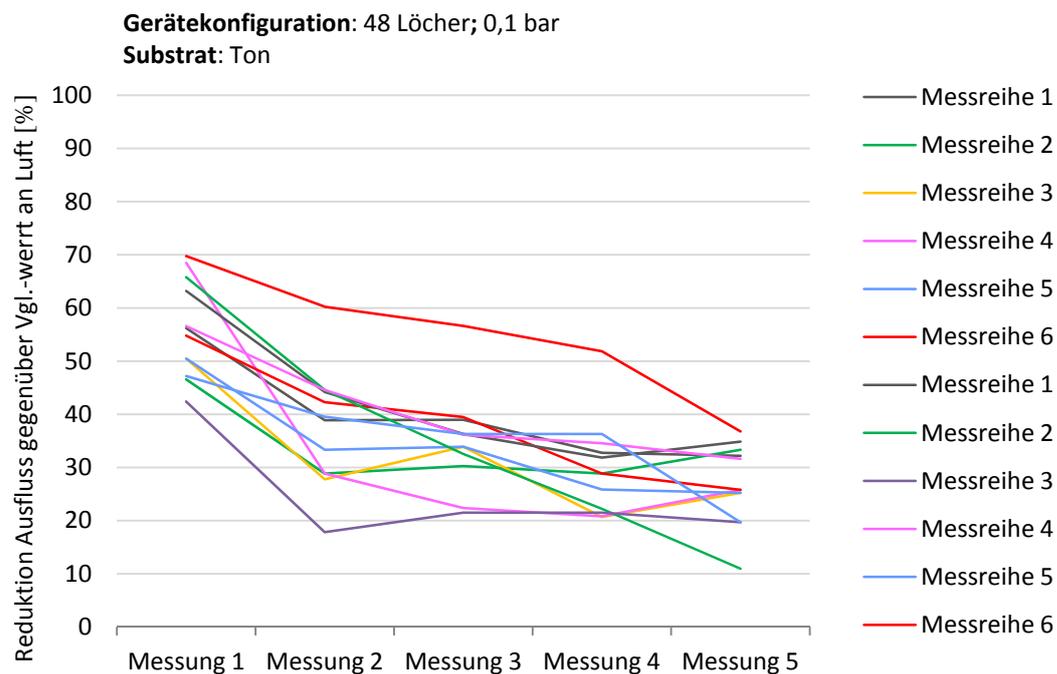


Abbildung 4: Abnehmende Reduktion des Ausflusses bei Folgemessungen in Ton. (eigene Darstellung)

Da der Effekt der Freispülung bzw. Aufweichung des Sediments durch den zunehmenden Wasserzutritt, der insbesondere beim tonigen Substrat feststellbar ist, die Messwerte dahingehend verfälscht, dass zu hohe Wassermengen aus dem Kolmometer austreten, wurden zusätzlich zur Auswertung aller Messungen nur die jeweils ersten Messungen nach Einsetzen des Kolmometers ins Sediment separat ausgewertet.

Der Freispüleffekt ist nur im tonigen Substrat relevant, wohingegen in Sand und Kies konstant geringe Ausflussreduktion auch bei den Folgemessungen im selben Loch festgestellt werden. Daher wird die Einzelbetrachtung nur des jeweils ersten Messwertes im Substrat nur für die in Ton gemessenen Messreihen vorgenommen.

1.4.1. Messungen in Ton

Die Ergebnisse der in Ton durchgeführten Messreihen werden in Abbildung 5 zusammengefasst.

Bei den Messungen in Ton ist insbesondere bei den Messungen mit der Spitze mit 18 Löchern eine hohe Spannweite der gemessenen Werte festzustellen. Die Mittelwerte der bei 0,1 bar durchgeführten Messungen mit der Spitze mit 18 Löchern liegen zwischen einer Ausflussreduktion von unter 20 bis über 90 %. In der Regel streuen auch die Messwerte der einzelnen Messreihen stark um etwa 50 %, teilweise um bis zu 90 % (s. Abbildung 5 a, Messreihe 10). Bei Messungen in Ton wird wegen der zu beobachtenden Aufweichung des Substrats innerhalb eines Bohrlochs der jeweils erste Messwert im Substrat als am verlässlichsten angesehen (s. Abbildung 4). Betrachtet man nur die jeweils ersten Messungen im Sediment (Mittelwert nur 1. Messung), liegt der Median der Ausflussreduktion bei gut 50 %, wobei auch hier eine hohe Spannweite der Daten von etwa 50 % vorliegt (lila Balken in Abbildung 5 a).

Bei Messungen mit der 18-löchrigen Spitze bei 0,2 bar sind die Medianwerte gleichmäßiger verteilt und liegen zwischen gut 10 und 30 % Ausflussreduktion gegenüber dem Vergleichswert an Luft. Auch hier liegt die Spannweite der Daten der einzelnen Messreihen in der Regel bei 40 %, teils bei 80 %. Der Mittelwert, der sich aus Auswertung nur der jeweils ersten Messung im Substrat ergibt, liegt bei knapp 40 % Ausflussreduktion, also etwas niedriger als bei den Messungen mit 0,1 bar (s. Abbildung 5 b)).

Bei Betrachtung der Mittelwerte aus 10 Messungen (grüne Balken in Abbildung 5) fällt auf, dass bei Messungen mit 0,1 bar eine höhere mittlere Ausflussreduktion auftritt als bei Messungen mit 0, 2 bar. Der Freispüleffekt wird bei Vergleich der Mittelwerte aus allen Messungen (grüne Balken in Abbildung 5) und den Mittelwerten der jeweils ersten Messung (lila Balken Abbildung 5) deutlich. Besonders deutlich wird der Effekt bei Messkonfiguration 18 Löcher, 0,2 bar (Abbildung 5 b)). Hier liegt der Mittelwert über alle Messungen bei unter 25 % Ausflussreduktion, wohingegen bei Betrachtung nur des ersten Messwertes eine Ausflussreduktion von knapp 40 % zu verzeichnen ist. Bei Messungen mit 0,1 bar ist dieser weniger relevant als bei Messungen mit 0,2 bar, sodass sich die Mittelwerte aus allen Messungen sowie die Mittelwerte nur der jeweils ersten Messung stärker ähneln.

Der Mittelwert der jeweils ersten Messungen bei Gerätekonfiguration 48 Löchern und mit 0,1 bar durchgeführten Messungen ähnelt stark dem Mittelwert der ersten Messung bei Gerätekonfiguration 18 Löcher und mit 0,1 bar durchgeführten Messungen. In beiden Fällen liegt dieser bei etwa 55 %. Der Mittelwert über alle Messungen liegt hier bei einer Ausflussreduktion von gut 30 %, der Mittelwert bei Betrachtung nur der 1. Messung im Substrat bei gut 50 %. Erneut wird deutlich, dass die Verwendung der Spitzen mit 18 bzw. 48 Löchern keine erheblich unterschiedlichen Messwerte liefern.

Die mit 48 Löchern bei 0,2 bar durchgeführten Messungen ergeben nur sehr geringe Reduktionen des Ausflusses gegenüber dem Vergleichswert an Luft von 5 bis 15 %. Die Reduktion des Ausflusses mit der stärker perforierten Spitze fällt somit deutlich geringer aus als bei der Spitze mit 18 Löchern. Die starke Reduktion der hydraulischen Leitfähigkeit bei Eintritt in das Substrat Ton konnte mit dieser Gerätekonfiguration nicht ausreichend gut in Form eines reduzierten Ausflusses detektiert werden.

Ergebnisse der Messungen in Ton

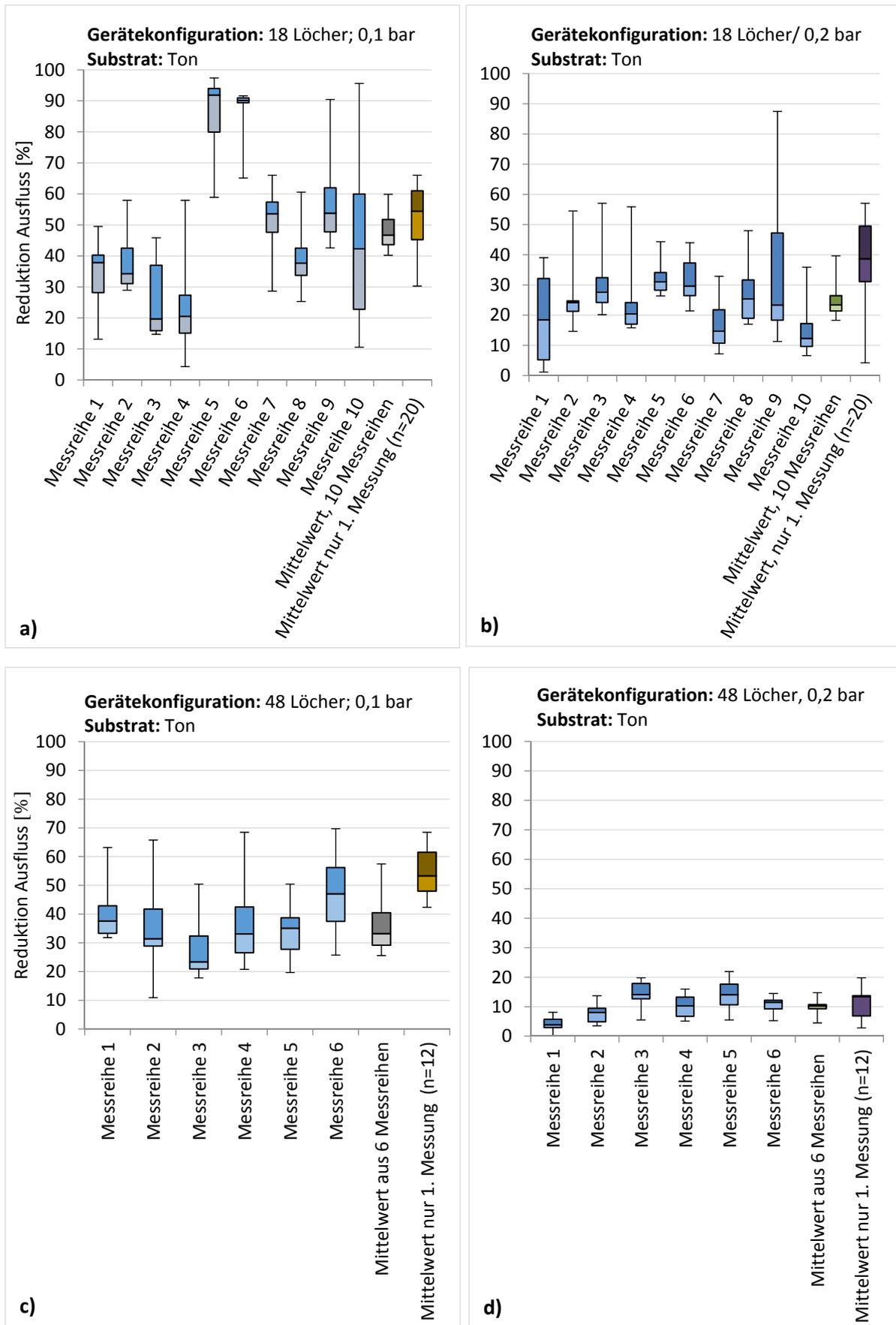


Abbildung 5: Messreihen in Ton, Konfigurationen: 18/48 Löcher; 0,1/0,2 bar. 1 Messreihe = 10 Einzelmessungen.

1.4.2. Messungen in Sand

Die in Sand mit den unterschiedlichen Gerätekonfigurationen durchgeführten Messreihen zeigen durchweg geringe Reduktionen des Ausflusses gegenüber dem Vergleichswert in Luft (Abbildung 6). Die Mittelwerte der einzelnen Messreihen erreichen nur bei der Gerätekonfiguration 18 Löcher/ 0,1 bar Reduktionen von über 10 % bei einem Mittelwert über alle Messungen von etwa 10 %. Insgesamt sind die in Sand durchgeführten Messungen sehr stabil, was sich an einer geringen Spannweite der Daten und geringem Interquantilabstand von durchweg deutlich unter 10 % ablesen lässt. Die geringsten Streuungswerte lassen sich bei den Messungen mit der 18-löchrigen Spitze bei Drücken von 0,2 bar ablesen.

In Sand ist die hydraulische Leitfähigkeit gegenüber den Medien Luft oder Wasser nur sehr geringfügig reduziert. Die Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit, die in sandigem Substrat auch mit anderen Methoden feststellbar ist, liegt noch nicht jenseits der Nachweisgrenze des ersten Prototyps des Kolmometers, da sich mit dem Kolmometer in Kies im Durchschnitt noch geringere Reduktionen des Ausflusses feststellen lassen als in Sand (s. Kap 1.4.3).

1.4.3. Messungen in Kies

Für die in Kies gemessenen Werte gilt ähnliches wie für die in Sand gemessenen Werte. Auch hier sind durchweg mit allen Gerätekonfigurationen nur sehr geringe Reduktionen des Ausflusses zu verzeichnen, die insgesamt noch unter den in Sand gemessenen Werten liegen (Abbildung 7). Im Mittel liegen die Ausflussreduktionen in Kies etwa 50 % unterhalb der in Sand gemessenen Ausflussreduktionen bei etwa 5 %.

Diese Messergebnisse spiegeln die hohen hydraulischen Leitfähigkeiten nicht kolmatierter Kiese wieder und bestätigen die Annahme, dass beim Kolmometer in nicht kolmatierten Kiesen keine oder nur sehr geringe Ausflussreduktionen auftreten sollten.

Ergebnisse der Messungen in Sand (Kapitel 5.6.3)

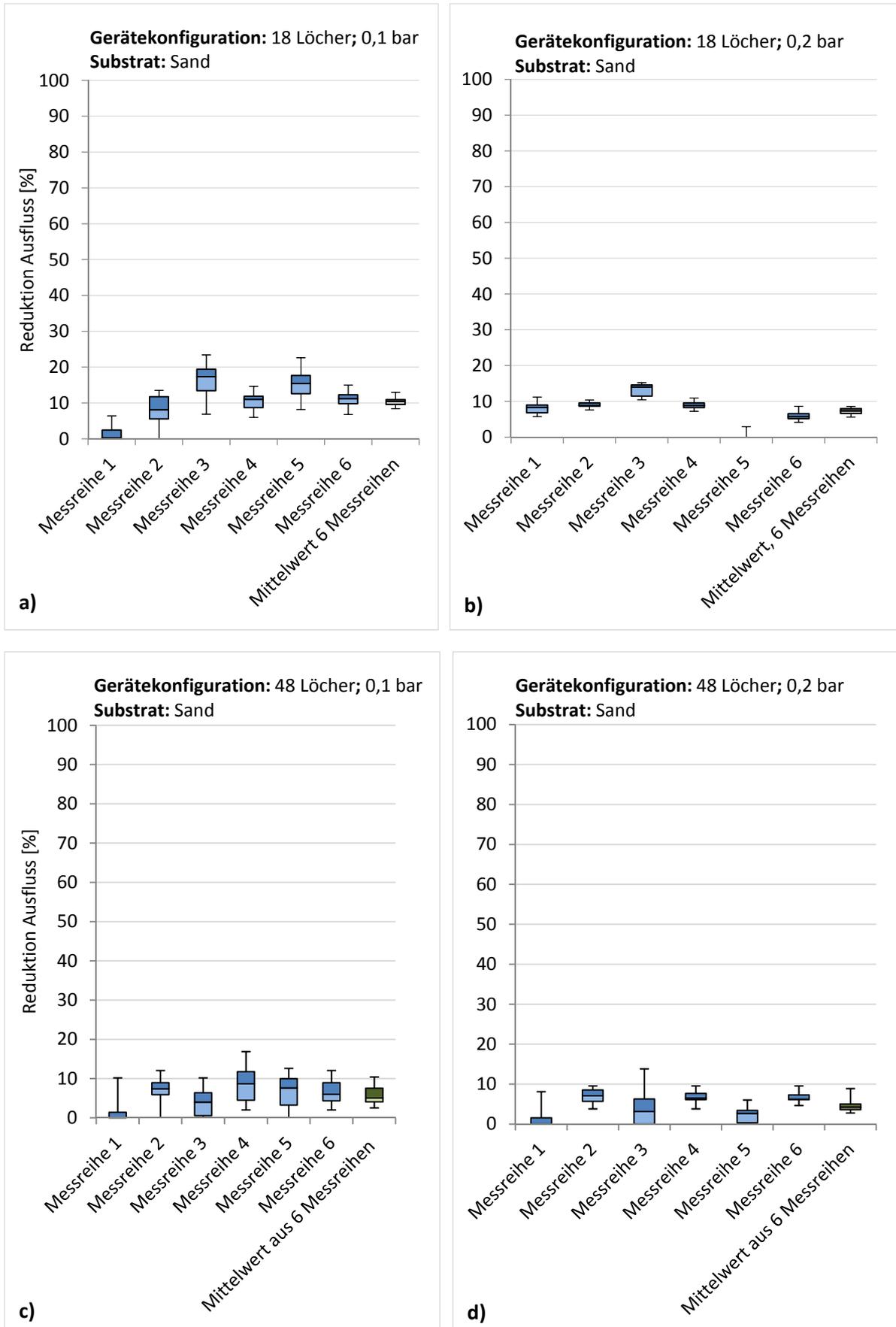


Abbildung 6: Messreihen in Sand, Konfigurationen: 18 Löcher; 0,1/0,2 bar und 48 Löcher, 0,1/0,2 bar. 1 Messreihe = 10 Einzelmessungen. (eigene Darstellung)

Ergebnisse der Messungen in Kies (Kapitel 5.6.4)

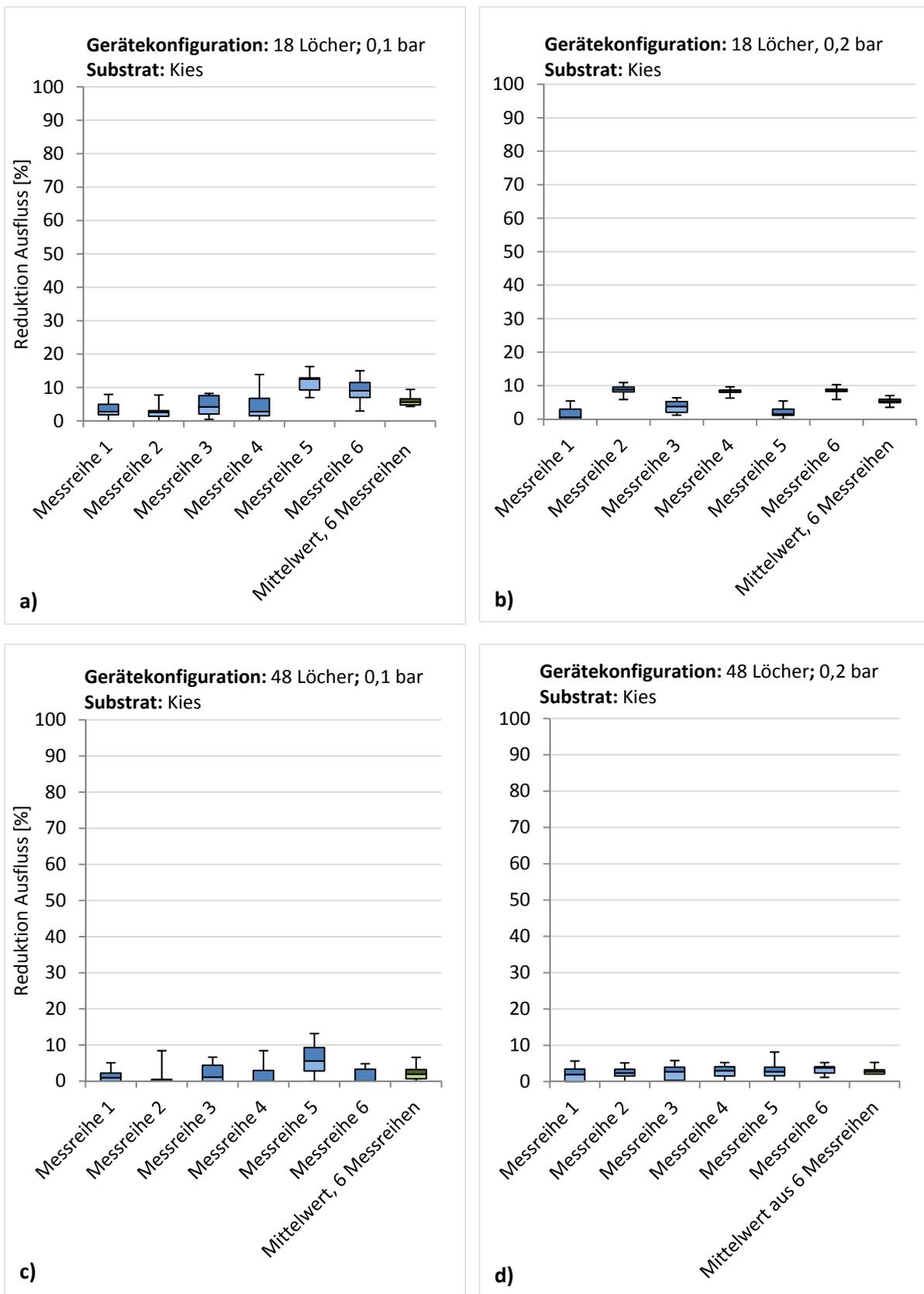


Abbildung 7: Messreihen in Kies, Konfigurationen: 18 Löcher; 0,1/0,2 bar und 48 Löcher, 0,1/0,2 bar
1 Messreihe = 10 Einzelmessungen. (eigene Darstellung)

1.5. Arbeitspaket 1: Diskussion und Zwischenfazit

Im Rahmen der Testreihen im Labor wurden zunächst verschiedene Spitzen-Druckkonfigurationen des Kolmometers getestet, um geeignete Gerätekonfigurationen für die in den folgenden Untersuchungsprogrammen geplanten Kolmometer-Messungen im Feld zu ermitteln.

Die Gerätekonfiguration mit der einfach gelochten Spitze stellte sich wegen ungenauer Druckregelung (Austreten von Wasser über die vorgegebene Zeitspanne hinaus) als fehleranfällig heraus und somit für die Geländeversuche verworfen. Genauso wurde die Druckkonfiguration von 0,3 bar zwar unter Laborbedingungen getestet, wegen der hohen auftretenden Drücke an den Löchern und der Gefahr einer daraus resultierenden, raschen Freispülung von Spülgängen für die Arbeit im Gelände als zu fehleranfällig eingestuft. Des Weiteren lassen die für mit 0,3 bar ermittelten Messreihen benötigten großen Wassermengen eine Anwendung dieses hohen Drucks im Gelände wenig praktikabel erscheinen. Dies gilt sowohl für das Untersuchungsprogramm Boden als auch für das Untersuchungsprogramm Gewässer. So sollte aus dem Fließgewässer entnommenes Wasser nicht in die Pumpe des Kolmometers gefüllt werden, um eine Verstopfung der verschiedenen Einheiten des Messgeräts mit eventuell enthaltenen Sedimentpartikeln zu vermeiden. Somit werden die mit 0,3 bar im Labor ermittelten Werte in diesem Zwischenfazit nicht weiter ausgewertet.

Es wurden somit nur die mit den Gerätekonfigurationen 0,1 bar und 0,2 bar mit den Spitzen mit 18 bzw. 48 Löchern ermittelten Messwerte weiter ausgewertet (vgl. 1.2.1 und 1.2.2). Für die Messreihen in Ton wurde darüber hinaus nur der jeweils erste im Substrat aufgenommene Messwert ausgewertet, da bei den Folgemessungen ein stetiger Anstieg des Ausflusses infolge von Freispüleffekten zu beobachten war. Somit ist der Messumfang der in die Auswertung einbezogenen Werte für das Substrat Ton geringer als für die anderen Substrate Sand und Kies.

Die im Labor ermittelten Ergebnisse zeigen, dass mit allen Gerätekonfigurationen in Ton die stärkste Reduktion des Ausflusses im Vergleich zum an Luft gemessenen Wert zu beobachten ist. Mit einem Mittelwert von gut 50 % fällt die Ausflussreduktion bei einem geringen Druck von 0,1 bar bei beiden Spitzentypen am deutlichsten aus (vgl. Abbildung 8 a) und c)). Auch bei einem Druck von 0,2 bar ist zumindest für die Spitze mit 18 Löchern eine deutliche Abnahme des Ausflusses um im Mittel 40 % feststellbar (vgl. Abbildung 8 b)).

In Sand ist die hydraulische Leitfähigkeit gegenüber den Medien Luft oder Wasser nur sehr geringfügig reduziert, was sich bei den Kolmometer-Messungen in Form von geringen Ausflussreduktionen um <10 % niederschlägt. Es lässt sich also festhalten, dass die Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit, die in sandigem Substrat auch mit anderen Methoden feststellbar ist, noch nicht jenseits der Nachweisgrenze des ersten Prototyps des Kolmometers liegt, da sich mit dem Kolmometer in Kies im Durchschnitt noch geringere Reduktionen des Ausflusses feststellen lassen als in Sand (s. Kap. 1.4.3).

Die in Kies ermittelten Messergebnisse von etwa 5 % spiegeln die hohen hydraulischen Leitfähigkeiten nicht kolmatierter Kiese wieder und bestätigen die Annahme, dass beim Kolmometer in nicht kolmatierten Kiesen keine oder nur sehr geringe Ausflussreduktionen auftreten sollten.

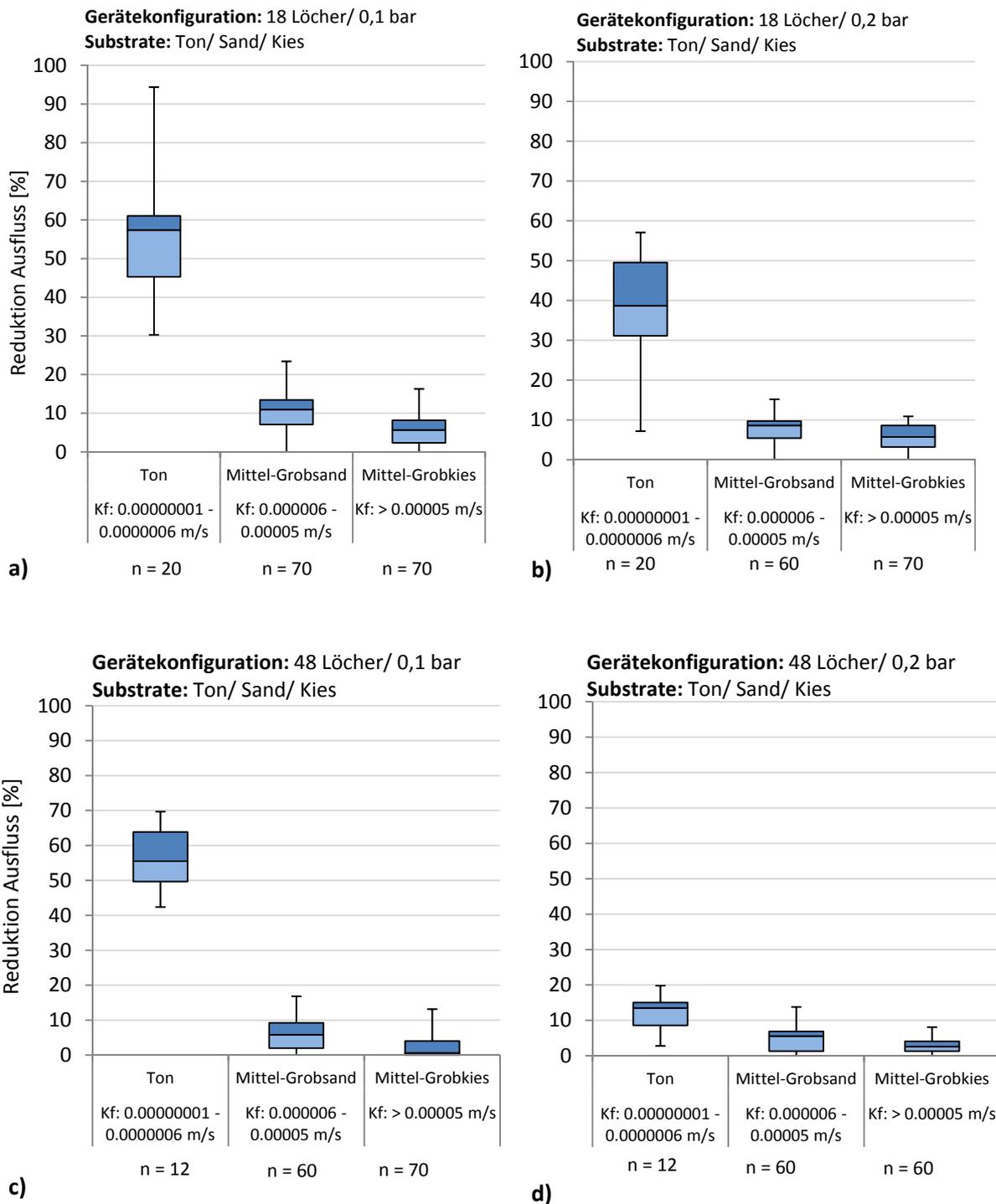


Abbildung 8: Messergebnisse Untersuchungsprogramm Labor; Gerätekonfigurationen 18 bzw. 48 Löcher, 0,1 bzw. 0,2 bar. (eigene Darstellung)

Die Messungen in Sand und Kies streuen nur wenig, wohingegen die in Ton aufgenommenen Werte mit allen Gerätekonfigurationen stärker streuen. Gründe hierfür können Messungenauigkeiten bei der Durchflussmessung sein, die beim Ausströmen des Wassers gegen einen stärkeren Widerstand entstehen. Die Durchflussmessung könnte aus diesen Gründen in zukünftigen Kolmometer-Generationen durch Nutzung genauerer Messgeräte oder einer anderen Messmethode (Wiegen der

entwichenen Flüssigkeit bzw. Wiegen des Tanks vor und nach der Messung) präzisiert werden. Des Weiteren können auch Inhomogenitäten oder leicht abweichende Versuchsbedingungen im Normsubstrat zu den stark variierenden Messergebnissen führen. Auch wenn versucht wurde, die Bedingungen immer möglichst konstant zu halten, sind leichte Änderungen der Substrateigenschaften durch unterschiedlichen Anfangswassergehalt nicht auszuschließen.

Weitere Messungengenauigkeiten können durch unsachgemäßes Einbringen der Lanze in das Substrat hervorgerufen werden. Schon geringe laterale Kippbewegungen können zur Entstehung von freien Spülwegen an der Lanze entlang führen. Wurde das Auftreten solcher Spülwege beobachtet, wurde die Messung unterbrochen. Ob solche Spülwege durch Bewegung oder Eintreiben der Lanze im Untergrund oder entstehen, kann jedoch nicht immer visuell nachvollzogen werden.

Das mechanische Eintreiben der Spitze in den Substratkörper kann als weiterer Unsicherheitsfaktor gesehen werden. Selbst wenn die Lanze vorsichtig ins Substrat eingebracht wird, kann eine gewisse Störung des Substratkörpers nicht ausgeschlossen werden. Für zukünftige Messkampagnen insbesondere in Gewässern wären daher Versuchsaufbauten denkbar, bei denen die Lanze frühzeitig vor Beginn der Messungen in die Sohle eingebracht und dann über eine längere Zeitperiode im Substrat belassen wird, sodass sich in der Umgebung der Lanze möglichst naturnahe Substratverhältnisse einstellen.

Dass selbst bei Messungen in reinem Ton, der aus bodenphysikalischer Sicht durch sehr geringe hydraulische Leitfähigkeiten gekennzeichnet ist, nur eine verhältnismäßig geringfügige Reduktion des Ausflusses um etwa 40 - 50 % gegenüber dem Vergleichswert an Luft zu verzeichnen ist, kann verschieden begründet sein. So wird durch das Kolmometer punktuell ein relativ hoher hydraulischer Druck auf das umgebende Substrat ausgeübt, der zu einer gewissen Freipressung des Spülwegs führt.

Dennoch kann nach Abschluss der Messreihen in Ton gezeigt werden, dass durch den Widerstand des umgebenden Substrats der Ausfluss um etwa die Hälfte gegenüber dem Vergleichswert an Luft reduziert wird. Im Fall einer nicht verstopften Spitze kann somit nach Abschluss der Labormessreihen mit dem Prototyp des Kolmometers eine Ausflussreduktion um im Mittel etwa 50% als maximal mögliche Ausflussreduktion in stark kolmatiertem, tonigen Material angesehen werden.

Im Folgenden werden statistische Tests auf Korrelation der beiden Variablen „Reduktion Ausfluss am Kolmometer“ und „ k_f -Wert der Normsubstrate“ unter der Annahme, dass eine Normalverteilung der Daten vorliegt, durchgeführt.

Die statistische Auswertung der im Labor gewonnenen Daten belegt einen engen Zusammenhang zwischen dem im Mittel mit dem Kolmometer gemessenen Wert der Ausflussreduktion und dem k_f -Wert des jeweiligen Normsubstrates (vgl. Abbildung 9). Der Korrelationskoeffizient r belegt für alle Gerätekonfigurationen einen starken negativen Zusammenhang zwischen Ausflussreduktion und k_f -Wert, somit also eine abnehmende Ausflussreduktion mit steigendem k_f -Wert. Das Bestimmtheitsmaß R^2 deutet für alle Gerätekonfigurationen darauf hin, dass über 80 % der Varianz der Kolmometer-Messwerte auf die Varianz des k_f -Wertes des Normsubstrates zurückgeführt werden können. Korrelationskoeffizient und Bestimmtheitsmaß weisen somit auf einen engen Zusammenhang zwischen den beiden Variablen hin.

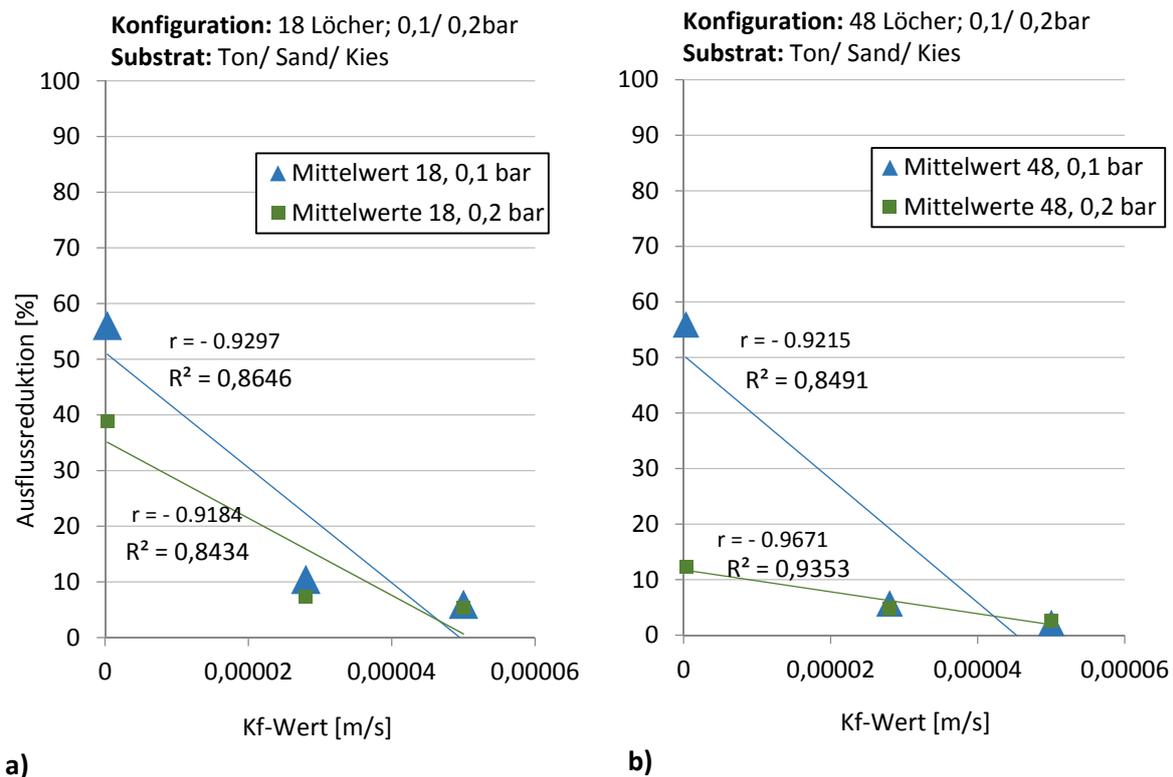


Abbildung 9: Statistische Zusammenhänge zwischen im Untersuchungsprogramm Labor ermittelten Kolmometer-Messwerten und k_f -Werten der Normsubstrate. r = Korrelationskoeffizient; R^2 = Bestimmtheitsmaß. (eigene Darstellung)

Auch zeigt sich erneut, dass mit 0,1 bar höhere Ausflussreduktionen gemessen werden als mit 0,2 bar, wobei der Unterschied beim Substrat Ton am deutlichsten ausfällt. In Sand und Kies, bzw. bei größeren Durchlässigkeitsbeiwerten werden mit 0,1 und 0,2 bar ähnliche Werte gemessen. Lediglich der mit der 48-löchrigen Spitze bei einem Druck von 0,2 bar in Ton gemessene Wert fällt deutlich geringer aus als alle anderen in Ton gemessenen Werte (s. Abbildung 5 d).

Zur Interpretation der statistisch ermittelten Zusammenhänge ist aber darauf zu verweisen, dass diese nur für die Mittelwerte aus mehreren Einzelmessungen gültig sind, wohingegen insbesondere im Substrat Ton die einzelnen Messungen, wie in Abbildung 5 und Abbildung 8 gezeigt, stark streuen können. Des Weiteren können die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten statistischen Tests nur erste Hinweise auf gegebenenfalls tatsächlich bestehende Korrelationen liefern, da für eine belastbare statistische Auswertung ein größerer Datenpool vorhanden und die Ergebnisse auf weitere statistische Parameter hin untersucht werden sollten (Verteilung, Signifikanz).

1.6. Ableitung eines Schemas zur Einordnung der Kolmometer-Messwerte

Für die weitere Auswertung wird aus den Laborwerten ein grobes Schema zur Einordnung der der Ausflussreduktionen in Anlehnung an die Skala zur Einschätzung der Kolmationsklassen nach SCHÄLCHLI (2002) abgeleitet (vgl. Tabelle 2).

Da sich teilweise nicht erklärbare Messungen mit der 48-löchrigen Spitze in Ton ergaben (Abbildung 5 d)), wurde die Gerätekonfiguration mit 18 Löchern als jene angesehen, die die belastbarsten Messergebnisse liefert und das Klassifikationsschema für diese erstellt.

Für die Gerätekonfiguration 18 Löcher/ 0,2 bar werden die Grenzwerte folgendermaßen hergeleitet: Da im Versuchsprogramm Labor ein Mittelwert von etwa 50 % Ausflussreduktion als in reinem Ton gemessener, mit dem derzeitigen Prototyp maximal möglicher Messwert für am stärksten kolmatiertes Material ermittelt wurde (vgl. Abbildung 8 b)), wird hier die Grenze zu Stufe 5, also vollständiger Kolmation gesetzt. Es wird also die obere Grenze des Bereichs, in dem 50 % der Daten liegen, als maximal messbare Kolmation angenommen. Da des Weiteren ein Wert von etwa 5 % Ausflussreduktion in völlig unkolmatiertem Kies als Mittelwert ermittelt wurde, wird hier die Grenze für ein vollkommen unkolmatiertes Material gezogen. Damit alle in Sand gemessenen Werte maximal als „schwach kolmatiert“ aufgenommen werden, wird die Klassengrenze für diese Kolmationsstufe 2 bei 15 % Ausflussreduktion gesetzt, also dem höchsten im Labor in Sand gemessenen Wert der Ausflussreduktion. Der im Mittel mit Gerätekonfiguration 18 Löcher, 0,2 bar in Sand ermittelte Wert von knapp 10 % Ausflussreduktion findet sich somit in der Klasse „schwache innere Kolmation“. Auch wenn in diesem Material noch keine kohäsiven Sedimente, insbesondere Tone vorhanden sind, erscheint dies aus gewässerökologischer Sicht sinnvoll, da trotz des im Vergleich zu reinem Kies nur gering herabgesetzten k_f -Wertes die Permeabilität von sandigen Sohlen wegen des engeren Porenraumes insgesamt geringer anzusetzen ist als in kiesigen Sohlen (DYCK und PESCHKE, 1995). Die folgenden Abstufungen werden durch homogene Unterteilung der verbleibenden Intervalle zwischen 15 % und 50 % Ausflussreduktion in 17,5 % umspannende Intervalle eingeteilt.

Für die Gerätekonfiguration 18 Löcher/ 0,1 bar verschieben sich die Grenzen zunächst in den Stufen 4 und 5 (starke bzw. vollständige Kolmation) leicht, da sich mit dieser Gerätekonfiguration in allen Normsubstraten höhere Ausflussreduktionen feststellen lassen. So wurden in Tonen beispielsweise höhere maximale Ausflussreduktionen von bis zu 60 % gemessen. Auch für diese Gerätekonfiguration wird also die obere Grenze des Bereichs, in dem 50 % der Daten liegen, als maximal messbare Kolmation angenommen. Auch die mit Gerätekonfiguration 18 Löcher/ 0,1 bar in Sand und Kies ermittelten Mittelwerte unterscheiden sich leicht von den mit Gerätekonfiguration 18 Löcher/ 0,2 bar ermittelten Werten. Die untere Klassengrenze für die Kolmationsstufen 1 (keine innere Kolmation) kann bestehen bleiben, da der in Kies ermittelte Messwert gleichermaßen bei etwa 5 % liegt und somit als untere Klassengrenze herangezogen werden kann. In Sand werden leicht höhere maximale Ausflussreduktionen von bis zu 25 % gemessen, sodass auch hier die Stufe leicht nach oben verschoben wird. Auch im Klassifikationsschema für die Gerätekonfiguration 0,1 bar werden somit alle in Sand gemessenen Werte maximal in die Klasse „schwache innere Kolmation“ fallen. Die folgenden Abstufungen werden durch homogene Unterteilung der verbleibenden Intervalle zwischen 25 % und 60 % Ausflussreduktion in 17,5 % umspannende Intervalle eingeteilt.

Wie bereits beschrieben, wurden als Kolmationsstufe die Kolmationsklassen nach Schälchli (2002) übernommen, indem die jeweils maßgeblichen Substrateigenschaften der Versuchsreihen im Labor auf die Indikatoren nach Schälchli (2002) übertragen werden (Tabelle 2, Tabelle 3). So wird beispielsweise der in Kies gemessene maximale Wert der Ausflussreduktion von 5 % mit der Klasse 1 (keine innere Kolmation) nach Schälchli gleichgesetzt. Der Grenzwert von 58 % Ausflussreduktion, der als Mittelwert bei Messungen in Ton festgestellt wurde, gilt als Grenze für die Klasse 5 (vollständige innere Kolmation) nach Schälchli (2002), da auch hier als Indikator eine nahezu vollständige Verfüllung des Porenraumes mit kohäsiven Sedimenten angenommen wird. Die dazwischen liegenden Klassen werden in gleichmäßiger Abstufung der Messwerte der Ausflussreduktion unterteilt.

Es ist darauf zu verweisen, dass die hier abgeleiteten Werte der Kolmationsklassen (Kolmometer-Klasse) nur für die jeweils getestete Gerätekonfiguration gelten können. Für andere Gerätekonfigurationen oder andere Prototypen mit anderer Spitzenlochung/ Lanzendurchmesser/ Injektionsdruck sind neue Messreihen in den jeweiligen Normsubstraten zur Ableitung von Referenzwerten durchzuführen.

Tabelle 2: Klassifizierung von im Labor ermittelten Werten zur Ausflussreduktion. Gerätekonfiguration: 18 Löcher/ 0,2 bar / 0,1 bar. (eigene Darstellung)

Ausflussreduktion gegenüber Vergleichswert an Luft [%]		Kolmometer-Klasse	
18 Löcher/ 0,2 bar	18 Löcher/ 0,1 bar		
0 - 5	0 - 5	Keine innere Kolmation	1
5 - 15	5 - 25	Schwache innere Kolmation	2
15 - 32,5	25 - 42,5	Mittlere innere Kolmation	3
32,5 - 50	42,5 - 60	Starke innere Kolmation	4
>50	>60	Vollständige innere Kolmation	5

Tabelle 3: 5-stufige Bewertungsskala der inneren Kolmation mit den maßgebenden Indikatoren nach Schälchli (2002)

Klasse	Bewertung	Indikatoren Substrat und Lückenraum unter der Deckschicht
1	Keine Kolmation	Substrat grobkörnig (Steine, Kies) Nur wenig Sand- und keine kohäsiven Ablagerungen Lückenraum dominant grobporig
2	Schwache Kolmation	Substrat locker und breit abgestuft (Steine, Kies, Sand) Keine kohäsiven Ablagerungen sichtbar (Silt, Ton) Lückenraum grob- bis feinporig
3	Mittlere Kolmation	Substrat leicht verfestigt Kontaktfläche etwa 1/4 mit kohäsiven Feinpartikeln verfüllt, übrige Kontaktfläche v.a. Sand, aber auch Kies und Steine) Lückenraum zu 3/4 feinporig, bei kohäsiven Ablagerungen keine Poren sichtbar
4	Starke Kolmation	Substrat deutlich verfestigt Kontaktfläche etwa zur Hälfte mit kohäsiven Feinpartikeln verfüllt, übrige Kontaktfläche vorwiegend Sand Örtlich noch feinporiger Lückenraum sichtbar
5	Vollständige Kolmation	Substrat stark verfestigt Kontaktfläche praktisch flächendeckend mit kohäsiven Feinpartikeln verfüllt Kein Lückenraum sichtbar

1.7. Ableitung einer standardisierten Verfahrensanleitung zur Durchführung von Kolmameter-Messungen

Nach Abschluss von Arbeitspaket 1 bzw. in Vorgriff auf Arbeitspaket 3 wird aus den Testmessungen im Labor und im Gelände eine standardisierte Verfahrensanleitung zur Durchführung der Kolmameter-Messungen abgeleitet.

Da sich die zu betrachtenden Kolmationsprozesse vorwiegend nachteilig auf die im Interstitial beheimateten Organismen des Makrozoobenthos auswirken, wird die Verfahrensanleitung zur Durchführung von Kolmameter-Messungen in Anlehnung an das im Methodischen Handbuch Fließgewässerbewertung (Meier et al., 2006) vorgeschlagene Beprobungsschema zur Durchführung von PERLODES-Beprobungen („Multi-Habitat-Sampling“) entwickelt.

Auch vor dem Hintergrund, dass im Rahmen des vorliegenden Projektes die Kolmameter-Messungen mit im Rahmen des WRRL-Monitorings erhobenen PERLODES-Datensätzen abgeglichen werden sollen, legt eine Anlehnung des Beprobungsschemas an jenes, das zur MZB-Aufsammlung genutzt wird, nahe.

1.7.1. Auswahl der Probestelle

Um einen möglichst großräumigen Überblick über den Kolmationsgrad eines Fließgewässers zu erhalten, sollte die Auswahl der Probestelle zur Durchführung von Kolmameter-Messungen für einen größeren Gewässerabschnitt repräsentativ vorgenommen werden (Meier et al., 2006). Dies gilt beispielsweise hinsichtlich der Morphologie, des Verbauungsgrades, der Habitat- und Substratzusammensetzung der Probestelle. Auch Aufbau der Ufervegetation und Beschattungsgrad sollten den Zustand des Gewässers in größerem räumlichen Zusammenhang widerspiegeln. Auch die Anteile an Rauschen und Stillen sollte repräsentativ sein.

Je nach Fragestellung ist jedoch auch eine abweichende Auswahl denkbar. So können nicht repräsentative Abschnitte beispielsweise unmittelbar unterhalb von Feinsediment-Eintragschwerpunkten beprobt werden, um deren Auswirkungen unmittelbar bzw. im Längersverlauf des Gewässers zu erfassen.

Für kleine Gewässer (EZG 10 – 100 km²) sollte ein 20 bis 50 m langer Bachabschnitt beprobt werden, für mittelgroße und große Flüsse (EZG 100 – 10.000 km²) ein entsprechend längerer Abschnitt von 50 – 100 m Länge.

1.7.2. Probenahmezeitpunkt

Im Gegensatz zur Makrozoobenthos-Beprobung wird für die Durchführung von Kolmameter-Messungen kein fester Zeitpunkt vorgegeben. Je nach Fragestellung können Messungen vor oder nach Hochwasserereignissen oder während Phasen der Algenblüte durchgeführt werden. Einzig während Phasen mit intensiver Trübung kann die Probenahme nach dem hier vorgestellten Schema erschwert sein, da dann eine eindeutige Bestimmung des Anteils der verschiedenen Substrattypen nicht möglich ist.

Die jeweiligen hydrologischen Abflussbedingungen sind bei der Interpretation der Kolmameter-Messungen zu berücksichtigen.

1.7.3. Ermittlung des Fließgewässertyps

Bei der Beurteilung von Kolmationserscheinungen und bei Interpretation der Kolmometer-Messwerte ist der vorliegende Fließgewässertyp einzubeziehen. So sind beispielsweise an feinsedimentreichen Fließgewässertypen höhere Messwerte der Ausflussreduktion gegebenenfalls nicht auf eine unnatürliche Kolmation zurückzuführen, und somit anders zu interpretieren als in naturgemäß grobsedimentreichen Fließgewässertypen.

1.7.4. Probenahme

Anwendungsbereich

Die Probenahme mit Hilfe des derzeitig zur Verfügung stehenden Prototyps des Kolmometers ist nur in durchwatbaren oder teilweise durchwatbaren Gewässern möglich.

In stark getrübbten Gewässern kann zwar eine Probenahme durchgeführt werden, die Ergebnisse jedoch nicht mit den vorhandenen Substrattypen in Beziehung gesetzt werden.

Technische Ausstattung

Zur Durchführung von Kolmometer-Messungen ist das Kolmometer mit ggf. Ersatzlanze und Ersatzakkus mitzuführen.

Für die Injektion wird pro Versuchsdurchlauf, also zur Beprobung der 10 Einzelmessstellen innerhalb der Probestelle, etwa 3 l sauberes, sedimentfreies Wasser benötigt.

Während des Einschlagens der Lanze in den Sedimentkörper treten laute, impulsartige Schlaggeräusche auf, sodass ein Gehörschutz getragen werden sollte.

Zum Schutz vor Verletzungen zwischen Fallgewicht und Auflagescheibe sollten Handschuhe getragen werden.

Zur Kartierung der vorkommenden Habitat- bzw. Substrattypen sollte ein standardisierter Erhebungsbogen wie unten dargestellt mitgeführt werden.

Kartierung der Habitat- bzw. Substrattypen und Festlegung der Teilproben

Die Kartierung der vorkommenden Habitat- bzw. Substrattypen erfolgt in Anlehnung an die von (Meier et al., 2006) vorgeschlagene Vorgehensweise.

Es wird zunächst eine Kartierung aller vorkommenden Substrattypen im Bereich der Probestelle durchgeführt. Wenn möglich, sollte diese Kartierung weitgehend vom Ufer aus erfolgen, um die Gewässersohle während der Begehung nicht zu stören. Die im Bereich der Probestelle vorkommenden mineralischen Substrattypen werden in 10 % - Stufen abgeschätzt und entsprechend in das Feldprotokoll eingetragen. Sobald ein Substrattyp mindestens 10 % Deckungsgrad erreicht, wird in ihm eine Teilprobe angelegt. Insgesamt werden 10 Teilproben angelegt.

Feldprotokoll zur Festlegung der Teilproben			
Probestelle	Datum	Bearbeiter	
Angaben in 10% Stufen, Auftreten von Substrattypen mit geringerem Deckungsgrad mit "x" gekennzeichnet			
MINERALISCHE SUBSTRATE	Deckungsgrad (10 % Stufen)	Anzahl Teilproben	Bemerkungen
Megalithal (> 40 cm) Oberseite von großen Steinen und Blöcken, anstehender Fels	x		
Makrolithal (> 20 - 40 cm) Größtkorn: Steine von Kopfgröße, mit variablem Anteil kleinerer Korngrößen	20	2	
Mesolithal (> 6 - 20 cm) Größtkorn: Faustgroße Steine, mit variablem Anteil kleinerer Korngrößen			
Mikrolithal (> 2 - 6 cm) Grobkies (von der Größe eines Taubeneis bis zur Größe einer Kinderfaust), mit variablen Anteilen kleinerer Korngrößen	70	7	teils Algenbedeckung
Akal (> 0,2 cm - 2 cm) Fein- bis Mittelkies			
Psammal/ Psammopelal (> 6 µm - 2 mm) Sand und/ oder (mineralischer) Schlamm	10	1	
Arggyllal (< 6 µm) Lehm und Ton (bindiges Material, z.B. Auenlehm).			
Technolithal 1 (künstliche Substrate) Steinschüttungen			
Technolithal 2 (künstliche Substrate) geschlossener Verbau (z.B. betonierte Sohle)			
ORGANISCHE SUBSTRATE (informativ)			
Algen Filamentöse Algen, Algenbüschel	50	keine	
Submerse Makrophyten Makrophyten, inkl. Moose und Characeae		keine	
Emerse Makrophyten Typha, Carex, Phragmites		keine	
Lebende Teile terrestrischer Pflanzen Feinwurzeln, schwimmende Ufervegetation	10	keine	
Xylal (Holz) Baumstämme, Totholz, Äste, große Wurzeln	x	keine	
CPOM (Ablagerungen von grobpartikulärem organischem Material, z.B. Falllaub)		keine	
FPOM (Ablagerungen von feinputikulärem organischem Material)	10	keine	
Abwasserbakterien und -pilze, Saprobien Abwasserbedingter Aufwuchs und/ oder organischer Schlamm		keine	
Debris (In Uferzone abgelagertes organ./ anorgan. Material (z.B. durch Wellengang abgelagerte Molluskenschalen)	10	keine	

Abbildung 10: Erhebungsbogen zur Kartierung der vorkommenden Substrattypen. Verändert nach Meier et al., 2006

Mit Hilfe des Kolmometers lassen sich vor allem innere Kolmationshorizonte feststellen. Organische Substrate wie organische Schlämme können zwar Ausdruck einer ausgeprägten äußeren Kolmation sein, jedoch lässt sich in ihnen mit dem Kolmometer keine Kolmation unmittelbar messen, da diese in der Regel zu fein und nicht verfestigt sind und der aus der Lanze austretenden Strömung somit keinen messbaren Widerstand entgegensetzen. Auch Algenmatten können eine Form biologischer Kol-

mation darstellen, bzw. Kolmationsprozesse fördern. Da sich diese aber in diesem Fall eher auf die darunter befindlichen mineralischen Substrate auswirkt, werden auch in Algen und anderen organischen Substraten keine Teilproben angelegt. Die organischen Substrate werden jedoch aufgenommen, da sie bei der Interpretation der Kolmometer-Messwerte hilfreich sein können und beispielsweise Hinweise auf vorliegende biologische Kolmation liefern können.

Mineralische oder organische Substrate, die mit einem Anteil von unter 10 % vertreten sind, werden zwar aufgenommen, jedoch wird in ihnen keine Teilprobe angelegt. Die Summe der mineralischen Substrattypen mit Deckungsgrad < 10 % muss 100 % ergeben.

Sind in einem Substrattyp mehrere Teilproben anzulegen (wie im oben dargestellten Beispiel 7 Proben im Substrattyp Mikrolithal), so sollten diese an unterschiedlichen, repräsentativ verteilten Lokali-täten genommen werden. Als Spezifizierung werden folgende Beprobungslokalitäten bzw. hydraulische Gegebenheiten unterschieden:

Tabelle 4: hydromorphologische Spezifikation der Kolmometer-Teilproben

1. Hydraulische Spezifikation:	<ul style="list-style-type: none"> - Innerhalb Stromstrich - außerhalb Stromstrich - Oberhalb Rausche (Furt) - unterhalb Rausche - Pool unterhalb Rausche - Rausche - Rampe/ Gleite (künstliches Bauwerk) - Oberhalb Rampe/ Gleite - Unterhalb Rampe/ Gleite - Rückstaubereich Wehr
2. Räumliche Spezifikation	<ul style="list-style-type: none"> - Uferbereich - Gewässermitte
3. Strömungsbild	<ul style="list-style-type: none"> - Glatt - Geripfelt - Leicht plätschernd - Gewellt
4. Sonstige anthropogene Eingriffe	<ul style="list-style-type: none"> - Begradigung - Ausleitung

Die Untergliederung der repräsentativ verteilten Proben hinsichtlich morphologischer Unterschiede wird vorgenommen, da davon auszugehen ist, dass sich diese morphologischen Strukturen der Makroebene auf die lokal variierende Kolmationsentwicklung innerhalb einer Probestelle auswirken. In Anlehnung an Schälchli (2002) und basierend auf eigenen Erfahrungen aus früheren Untersuchungen (Thurmann und Zumbroich, 2013), werden folgende Unterschiede in der Kolmationsentwicklung erwartet:

1. Hydraulische Spezifikation

Rinne (innerhalb Stromstrich): Der Wasserspiegel liegt hier generell tiefer als in der Umgebung, was zu kleineren hydraulischen Gradienten und geringerer Infiltrationsrate führt. Es ist somit eine weniger stark ausgebildete Kolmation zu erwarten (Schälchli, 2002). Außerhalb des Stromstrichs hingegen herrschen leicht höhere Wasserspiegel vor, was zusammen mit der geringeren Fließgeschwindigkeit die Ausbildung von inneren und oder äußeren Kolmationshorizonten wahrscheinlicher macht.

Furt (oberhalb Rausche): Als Bereich zwischen zwei Schnellen sind Furten durch hohe Wasserspiegel und damit große hydraulischen Gradienten gekennzeichnet. Dies wiederum resultiert in hohen Infil-

rationsraten. Der hohe hydraulische Gradient und die typischerweise eher hohen Fließgeschwindigkeiten können zu einem tieferen Eintrag von Feinsediment und einer stärkeren Abnahme der Durchlässigkeit der Gewässersohle führen (Schälchli, 2002). Unterhalb der Rausche liegt der Wasserspiegel eher tiefer und es sind geringere hydraulische Gradienten zu erwarten. Ähnlich wie in ausgeprägten Pools ist hier eher nicht von einer Ausbildung ausgeprägter Kolmationshorizonte auszugehen.

Kolk (Pool unterhalb Rausche): In Kolken wird keine eigentliche Ausbildung eines inneren Kolmationshorizontes erwartet. Jedoch kann es zur Entstehung von äußeren Kolmationshorizonten kommen, wenn nach abklingenden Hochwasserwellen in strömungsberuhigten Bereichen Schwebstoffe auf der Sohle abgelagert werden (Schälchli, 2002).

Rausche (Schnelle): Da in Rauschenpositionen in der Regel Exfiltrationsbedingungen vorherrschen, wird von geringen oder keinen inneren Kolmationsgraden ausgegangen (Schälchli, 2002).

Rampe/ Gleite: Querbauwerke wie Rampen, Gleiten oder Sohlschwellen stellen Fixpunkte im Längsprofil des Gewässers dar. Oberhalb werden wegen der langfristig fixierten Sohle intensive Kolmationserscheinungen erwartet (Schälchli, 2002). Unterhalb und im Bereich des Bauwerks selbst hingegen ist wegen der geringeren hydraulischen Gradienten bzw. wegen sehr grober Körnung und turbulentem Überfließen von keinen oder weniger stark ausgebildeten Kolmationshorizonten auszugehen.

Rückstaubereich Wehr: Aufgrund langfristigen Rückstaus mit geringen Fließgeschwindigkeiten und stark erhöhter Sedimentation wird in diesen Bereichen davon ausgegangen, dass eine starke Kolmation angetroffen wird.

2. Räumliche Spezifikation

Es ist davon auszugehen, dass im Uferbereich bei tendenziell hier abnehmenden Fließgeschwindigkeiten und im Übergang zu terrestrischen Bereichen höhere Feinsedimentgehalte in der Sohle anzutreffen sind.

3. Strömungsbild:

Es wird angenommen, dass sich unter bestimmten Strömungsbildern Kolmationshorizonte verstärkt ausbilden können. So weist ein völlig glattes Strömungsbild auf langsames Strömen und geringe herrschende Sohlschubspannungen hin. In diesen Bereichen ist die Ausbildung von ausgeprägten äußeren Kolmationshorizonten wahrscheinlich und es wird angenommen, dass nur selten Dekolmationsereignisse stattfinden. Auch Furten oberhalb von natürlichen Rauschen sind wegen des natürlichen Rückstaus häufig durch glatte Strömungsbilder geprägt. In turbulent überströmten Bereichen, gekennzeichnet durch gewellte Strömungsbilder, hingegen ist von weniger deutlich ausgebildeten Kolmationshorizonten auszugehen.

4. Sonstige anthropogene Eingriffe:

Da sich die im Folgenden beschriebenen anthropogenen Eingriffe auf eine größere Maßstabsebene beziehen, wird die Klassifizierung im Gegensatz zur hydraulischen und räumlichen Spezifikation sowie der Klassifizierung des Strömungsbildes jeweils für die gesamte Probestelle und nicht für die zehn Einzelproben getrennt getroffen.

Begradigung: In eindeutig begradigten Fließgewässerabschnitten ist in der Regel eine ebene Sohle mit einheitlich geneigten Böschungen anzutreffen. Dementsprechend ist auch das Strömungsbild oft gleichförmig, was zur Ausbildung einer Sohle mit gleichförmiger Kornverteilung führt. Die gleichförmige Kornverteilung kann zu einer verhältnismäßig starken und gleichmäßigen Infiltrationsbewegung

des Freiwassers führen, was wiederum in einer gleichmäßigen, verhältnismäßig stark entwickelten inneren Kolmation resultiert. Im Gegensatz zu natürlichen Fließgewässern, in denen natürliche, vielfältige Sohlstrukturen Kolmationshorizonte nur lokal entstehen lassen, bilden sich in begradigten Gewässerabschnitten Kolmationshorizonte gleichmäßig und großflächig (Schälchli, 2002).

Ausleitungen: In Ausleitungstrecken ist die natürliche Abflussdynamik beeinträchtigt, sodass es seltener zu Dekolmationsereignissen durch deckschicht-aufreißende Hochwasserereignisse kommt. Daher sowie wegen der gegenüber dem natürlichen Zustand reduzierten Abflussmengen kommt es zu einer stärkeren Ausbildung der inneren Kolmation.

Unterhalb Teichablass: Wegen der unterhalb von Teichablässen erhöhten stofflichen Einträge und der deshalb zu erwartenden verstärkten Kolmationsproblematik wird dieser anthropogene Eingriff als weiterer Einflussfaktor aufgenommen.

Abbildung 11 zeigt die schematische Aufsicht auf einen Gewässerabschnitt mit verschiedenen Substrattypen und die entsprechend der hier vorgeschlagenen Verfahrensanleitung verteilten Teilproben für die Kolmameter-Messungen.

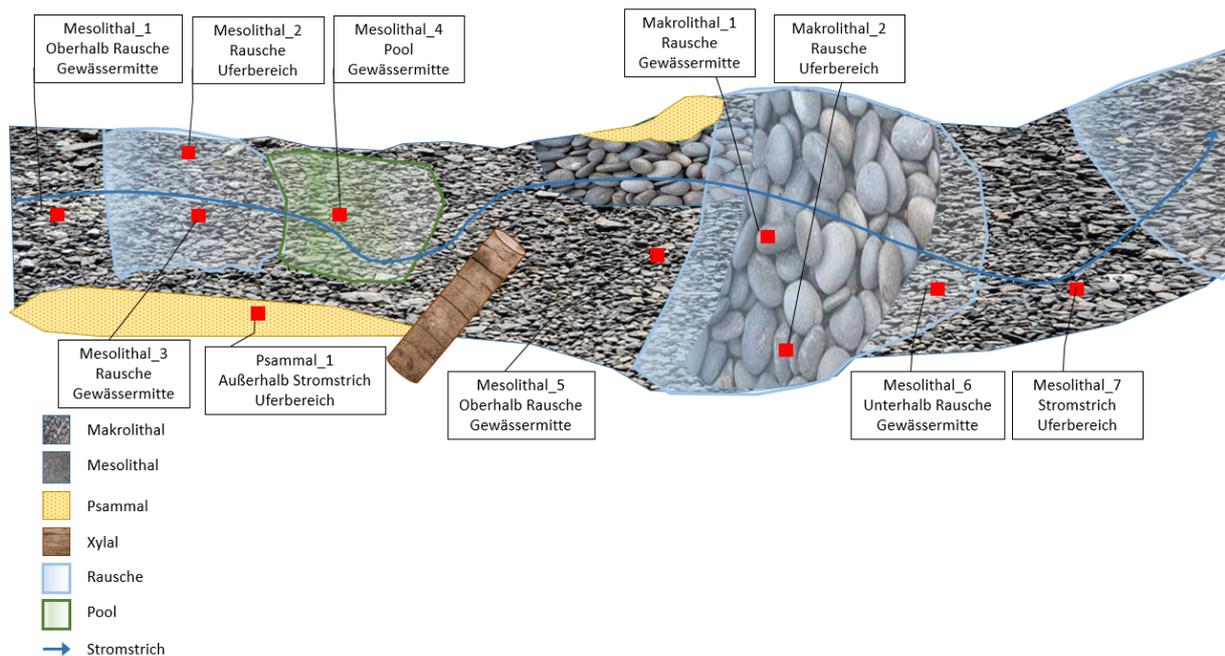


Abbildung 11: Beispielhafte, repräsentative Lokalisierung von Teilproben innerhalb eines Gewässerabschnittes

Diese an die Erhebungsmethodik für die Aufsammlung von MZB angelehnte Verfahrensanleitung für die Durchführung von Kolmameter-Messungen liefert einen repräsentativen Überblick über den Kolmationszustand eines Gewässerabschnittes. Des Weiteren sind Aussagen zu Verteilung in verschiedenen Substrattypen und Variabilität innerhalb von den verschiedenen an einer Probestelle vorkommenden hydromorphologischen Gegebenheiten von Kolmationserscheinungen möglich.

Zudem wird durch die Orientierung an der Vorgehensweise zur Durchführung von MZB-Beprobungen eine größtmögliche Vergleichbarkeit der mit Hilfe dieser Verfahrensanleitung ermittelten

Kolmometer-Messwerte mit den im Rahmen der WRRL-Monitorings erhobenen Daten zum biologischen Zustand gewährleistet.

1.7.5. Erfassung der Messergebnisse

Die mit Hilfe des Kolmometers ermittelten Messergebnisse der 10 Teilproben sollten im Geländeschematisiert und standardisiert erfasst werden.

Dazu wird der in **Abbildung 12** dargestellte Erfassungsbogen vorgeschlagen, in dem die Messergebnisse aus **Abbildung 11** beispielhaft dargestellt werden.

Generell ergibt sich ein Kolmometer-Messwert aus dem Mittelwert, der sich nach dreimaligem Auslösen des Ventils ergibt. Vor Beginn der Messungen im Sediment für Messreihe 1 sollte eine Eichmessung an Luft durchgeführt werden, um den jeweils aktuellen Referenzwert für die jeweilige Messreihe zu ermitteln (Zeile „Mittelwert Luft“). Der erste Referenzwert ergibt sich nach 3 Messungen aus dem Mittelwert dieser Messungen und beträgt im hier gezeigten Beispiel 5,7. Um eine höchstmögliche Genauigkeit zu gewährleisten, sollte der Referenzwert an Luft in regelmäßigen Abständen ermittelt werden (vor Messreihe 1, vor Messreihe 4, vor Messreihe 7 und vor Messreihe 10). Für die Messreihen dazwischen kann als Referenzwert der Mittelwert der vorherigen bzw. folgenden Messungen an Luft herangezogen werden.

Die Messungen im Sediment werden nach Einschlagen der Lanze ins Sediment ebenfalls dreimal in Folge durchgeführt.

Treten während der drei Folgemessungen im Substrat ungewöhnliche Messwerte auf, beispielsweise in Form einer starken Zu- oder Abnahme während der drei Folgemessungen, ist das Substrat auf eine Freispülung bzw. die Spitze auf eine Verstopfung hin zu überprüfen und die Messung zu wiederholen.

Der Mittelwert für die jeweilige Messreihe gibt die Kolmationsstufe der jeweilig beprobten Teillokalität an, hier zum Beispiel ergibt sich ein Messwert von 2,0 aus den Einzelmesswerten 2,3-1,9-1,9 für Messreihe 1 an Teilprobe Mesolithal_1. Prozentual umgerechnet entspricht dies einer Ausflussreduktion gegenüber dem Referenzwert an Luft (hier 5,7) von 64,3 %. Dies wiederum entspricht gemäß dem Schema zur Einordnung der Kolmometer-Messwerte (Tabelle 2) einer Kolmationsklasse von 5, also vollständiger innerer Kolmation. Für die weiteren Teilproben (Messreihen 2 bis 10) wird entsprechend verfahren.

Die endgültige Kolmometer-Klasse ergibt sich aus dem Mittelwert der Ausflussreduktion der 10 Teilproben. Im hier dargestellten Beispiel sind dies 26,6 %, was einer mittleren inneren Kolmation (Klasse 3) entspricht.

MOBILE, QUANTITATIVE KOLMATIONSMESSUNG: Erprobung und Anpassung des Kolmometers

Gewässername											
GKZ											
GSK Abschnitt											
LAWA Gewässertyp											
Probestellen-ID											
Koordinaten	Rechtswert										
	Hochwert										
MZB	Saprobienindex										
	Saprobiezustand (Klasse)										
	Allg. Degradation (Index)										
Konfiguration	Löcher	18									
	Druck [bar]	0,1									
Kurzbeschreibung											
	Messreihe 1	Messreihe 2	Messreihe 3	Messreihe 4	Messreihe 5	Messreihe 6	Messreihe 7	Messreihe 8	Messreihe 9	Messreihe 10	
Substrate	Mesolithal_1	Mesolithal_2	Mesolithal_3	Mesolithal_4	Mesolithal_5	Mesolithal_6	Mesolithal_7	Makrolithal_1	Makrolithal_2	Psammal_1	
hydraulische und räumliche Spezifikation (1. und 2.)	oberhalb Rausche	Rausche	Rausche	Pool unterhalb Rausche	oberhalb Rausche	unterhalb Rausche	Stromstrich	Rausche	Rausche	außerhalb Stromstrich	
	Gewässermitte	Uferbereich	Gewässermitte leicht plätschernd	Gewässermitte	Gewässermitte	Gewässermitte	Uferbereich	Gewässermitte	Uferbereich leicht plätschernd	Uferbereich	
3. Strömungsbild	glatt	geripfelt	leicht plätschernd	glatt	glatt	glatt	geripfelt	gewellt	leicht plätschernd	geripfelt	
4. anthropogne Eingriffe	Begradigung	Begradigung	Begradigung	Begradigung	Begradigung	Begradigung	Begradigung	Begradigung	Begradigung	Begradigung	
Luft 1	5,6	Mittelwert aus Messreihe 4 und 5		6,9	Mittelwert aus Messreihe 4 und 5		7,6	Mittelwert aus Messreihe 7 und 10		8,3	
Luft 2	5,6			6,6			7,3			8,6	
Luft 3	5,9			6,9			7,6			8,3	
Mittelwert Luft	5,7	6,3	6,3	6,8	7,2	7,2	7,5	8,0	8,0	8,4	
Sediment, 10 cm, Wert 1	2,3	5,9	6,3	2,3	5,6	4,6	5,9	6,3	5,6	6,6	
Sediment, 10 cm, Wert 2	1,9	5,9	5,9	1,9	5,3	4,6	6,3	6,6	5,6	6,6	
Sediment, 10 cm, Wert 3	1,9	5,9	6,3	1,9	5,3	4,6	6,6	6,6	5,9	6,6	
Mittelwert Sediment	2,0	5,9	6,2	2,0	5,4	4,6	6,3	6,5	5,7	6,6	
	35,7	94,4	98,7	29,9	75,5	64,3	83,6	81,8	71,7	78,6	
Ausflussreduktion [%]	64,3	5,6	1,3	70,1	24,5	35,7	16,4	18,2	28,3	21,4	
Kolmometer-Klasse	28,6										

Abbildung 12: Erfassungs- und Auswertungsbogen für Kolmometer-Messungen

Inhalt Arbeitspaket 2

Ökologische Untersuchungen zur Kolmation	35
1. Probennahme.....	35
1.1 Auswahl der Untersuchungsstandorte	35
1.2 Anfertigung von Geräten	36
1.3 Untersuchungsstandorte	36
1.5 Untersuchungsteil 1: April 2017	38
1.6 Untersuchungsteil 2: Mai 2017	40
2. Auswertung der abiotischen und faunistischen Daten	42
3. Ergebnisse und Diskussion	44
3.1 Abiotische Faktoren.....	44
3.2 Struktur- und Makrozoobenthosbewertung des Reichenbachs und der Unteren Alsenz	46
3.3 Makrozoobenthosbesiedlung in Bereichen unterschiedlicher Abflussreduktion	47
2.3.1 Reichenbach: MZB-Besiedlungsunterschiede der Teilproben.....	48
2.3.2 Alsenz Teilproben	49
2.4 Interstitialfauna in Bereichen unterschiedlicher Abflussreduktion.....	51
2.5. Suche nach Indikatororganismen	58
2.6 Zusammenhänge der Interstitialfauna mit abiotischen Faktoren.....	60
2.6.1 Sedimentanalysen	61
Vergleich von Stechzylinder- und Pumpproben zur Sedimententnahme	62
Feinsedimentanalysen aus Pumpproben von 41 Standorten	63
2.7 Zusammenhang zwischen Kolmationsmessungen und „Allgemeiner Degradation“	64
2.8 Anzahl der Kolmationmessungen pro Bachabschnitt	67
2.9 Hydraulischer Gradient:.....	69
2.10 Berechnung der Abflussreduktion.....	70
3. Zusammenfassung	70

Arbeitspaket 2 (Bearbeitung: Heide Stein, Holger Schindler & Hans Jürgen Hahn)

Ökologische Untersuchungen zur Kolmation

Ziel des Arbeitspaketes 2 ist es an ausgesuchten Standorten Zusammenhänge zwischen dem Grad der inneren Kolmation und der faunistischen Besiedlung (Makrozoobenthos und interstitielle Meiofauna), der Sedimentbeschaffenheit und ausgewählten hydrochemischen Parametern zu untersuchen.

Durchgeführt wurden die Untersuchungen im Frühjahr 2017 an zwei Fließgewässern in Rheinland-Pfalz – am Reichenbach bei Reichenbach-Steegen und an der Unteren Alsenz bei Mannweiler-Cölln. In jedem der genannten Gewässer wurden zwei Abschnitte untersucht (Abb. 1 und 2). Die Vorgehensweise bei den Untersuchungen und die Kriterien bei der Gewässerwahl, sind in den folgenden Kapiteln beschrieben.

1. Probennahme

1.1 Auswahl der Untersuchungsstandorte

Ursprünglich war für die ökologischen Untersuchungen zur Kolmation die Beprobung von Buntsandsteinbächen im Pfälzerwald geplant. Angedacht für die Untersuchungen waren der Modenbach und der Hainbach in der Nähe von Landau in der Pfalz. Beide Bäche gehören zum Typ „Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“ (Typ 5.1 nach LAWA 2000). In Voruntersuchungen, die im März 2017 stattfanden, wurde aber eine nur sehr schwache Interstitialbesiedlung in beiden Bächen festgestellt, die wahrscheinlich auf den natürlich hohen Feinsandanteil zurückzuführen ist. Deshalb wurden sie als ungeeignet für die geplanten Untersuchungen befunden.

Es folgten weitere, umfangreiche Datenrecherchen und mehrere Geländebegehungen in Rheinland-Pfalz. Die folgenden, vorausgewählten, potentiellen Untersuchungsgewässer wurden dabei vor Ort nach geeigneten Standorten geprüft: Talbach, Reichenbach, Queich, Alsenz bei Schweißweiler und Mannweiler-Cölln, Nette, Simmerbach.

Anders als ursprünglich geplant, war es nicht möglich, Fließgewässer zu finden, die laut dem Bewertungsverfahren der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) je einen naturnahen (guter ökologischer Zustand) und einen beeinträchtigten (hohe allgemeine Degradation) Abschnitt aufweisen und gleichzeitig eine hohe Strukturgüte haben.

Für die aktuelle Fließgewässerauswahl waren deshalb folgende Kriterien entscheidend: Pro Gewässer muss für einen Abschnitt eine ökologische Bewertung nach der WRRL vorliegen. Für jedes Gewässer muss ein zweiter, in der Struktur vergleichbarer Abschnitt vorkommen, der nicht von einer Kläranlage beeinträchtigt ist. Der Saprobiezustand sollte mindestens gut sein. Die zu untersuchenden Kiesbänke sollten vor allem durch grobkiesig bis sandiges Substrat geprägt sein. Methodisch bedingt, darf das Gestein nicht zu grob sein, da sonst die Geräte v. a. der Stechzylinder, nicht ins Sediment eingebracht werden können.

Die genannten Kriterien erfüllen der Reichenbach und die Untere Alsenz, die in Kapitel 1.3 beschrieben werden (Abb. 1 und 2).

1.2 Anfertigung von Geräten

Für die Interstitialbeprobungen (Meiofauna und Feinsediment) wurden 10 Schlagrohre angefertigt. Zur Entnahme gröberer und feiner Sedimente wurde außerdem ein Stechzylinder gebaut. Getestet wurden die Schlagrohre und der Stechzylinder am Modenbach und Hainbach in der Nähe von Landau in der Pfalz. Es zeigte sich, dass die Geräte für die geplanten Untersuchungen geeignet sind.

1.3 Untersuchungsstandorte

Der Reichenbach und die Untere Alsenz wurden für die aktuelle Untersuchung ausgesucht, da es Referenzstandorte für die Fließgewässerbewertung gemäß der EU-WRRL sind. Für den Reichenbach liegen Daten am Gewässerabschnitt 1 vor und für die Untere Alsenz am Abschnitt 2 (Abb. 1 und 2, Tab. 1). Bei der Auswahl der Probestellen lag die Hypothese zugrunde, dass sich die Kolmation in Grobsubstraten mit großem Lückenraum leichter nachweisen lässt als in Feinsedimenten.

Der Reichenbach und die Untere Alsenz liegen beide in Rheinland-Pfalz. Der Reichenbach bei Reichenbach-Steegen ist laut der Einteilung nach LAWA als Fließgewässertyp 6 (feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche) definiert (POTTGIEßER & SOMMERHÄUSER 2008). Abschnitt 2 liegt ca. 50 m in Fließrichtung von Abschnitt 1. Die untersuchten Bachabschnitte am Reichenbach sind ungefähr 1 bis 2 m breit und ca. 10 m lang.

Die Untere Alsenz bei Mannweiler-Cölln ist als Typ 9.1 (karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse) eingestuft (POTTGIEßER & SOMMERHÄUSER 2008). Abschnitt 2 liegt ca. 600 m flussabwärts von Abschnitt 1 entfernt. Die untersuchten Abschnitte der Alsenz sind ungefähr 4 bis 6 m breit und ca. 10 m lang (Abb.2).

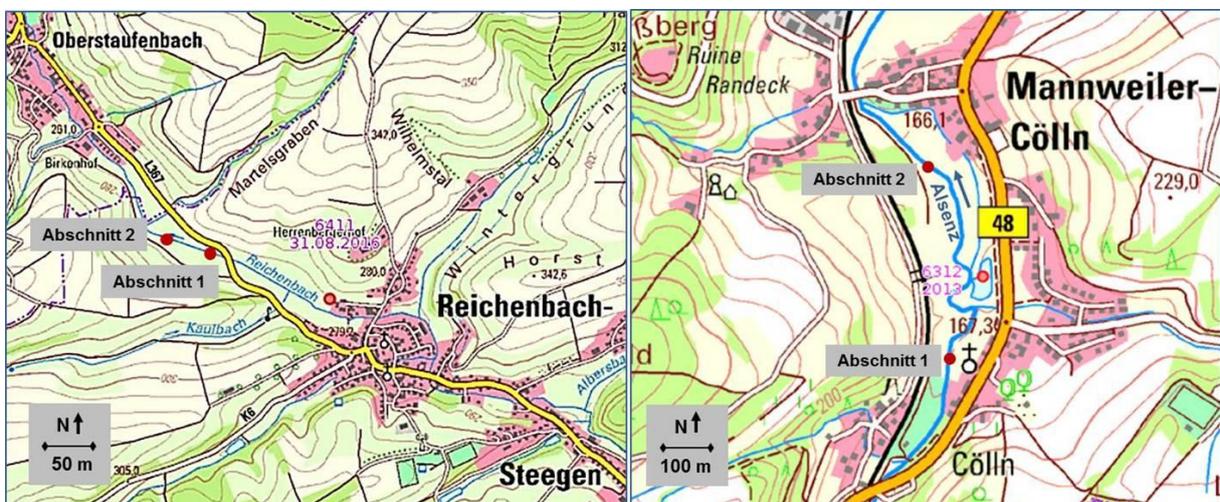


Abbildung 1: Lage der untersuchten Gewässerabschnitte am Reichenbach (links) und an der Alsenz (rechts). Am Reichenbach ist Abschnitt 1 und an der Unteren Alsenz ist Abschnitt 2 eine WRRL-Monitoringstelle. Quelle: Geoportal-RLP.

Tabelle 1: Bewertung des Reichenbachs und der Unteren Alsenz auf Grundlage von Makrozoobenthosuntersuchungen (MZB) gemäß der EU-WRRL im Jahre 2015. Für die Gewässerstrukturgüte liegen keine Daten vor. Uh.=unterhalb, oh.=oberhalb. Quelle: Ministerium für Umwelt, Ernährung, Energie und Forsten RLP

	Reichenbach Abschnitt 1	Untere Alsenz Abschnitt 2
Fließgewässertyp nach LAWA	6: feinputerliche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	9.1: karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
Lage	uh. Reichenbach-Steegen	oh. Mannweiler-Cölln
Koordinaten	N 49.5075154; O 7.5199315	N 49.6960288; O 7.7993272
Saprobie	2 (gut)	2 (gut)
MZB: Allgemeine Degradation	4 (unbefriedigend)	2 (gut)
Ökologischer Gesamtzustand	4 (unbefriedigend)	2 (gut)

Die aktuellen Probennahmen erfolgten im April und im Mai 2017. In Abbildung 2 sind die Untersuchungsstandorte schematisch dargestellt. Die Fotos in Abbildung 2 zeigen die ausgewählten Gewässerabschnitte. In allen 4 Abschnitten wurden Kiesbänke untersucht. Pro Kiesbank wurden unkolmatisierte, mittel und stark kolmatisierte Bereiche beprobt. Diese Einteilung wurde anhand der mit dem Kolmameter gemessenen Abflussreduktion vorgenommen (siehe Kapitel 1.5, Tab. 3). Der Untersuchungsablauf und die erhobenen Parameter sind in Tabelle 2 aufgelistet. Die Einzelheiten der Beprobungen sind in den nachfolgenden Kapiteln beschrieben.

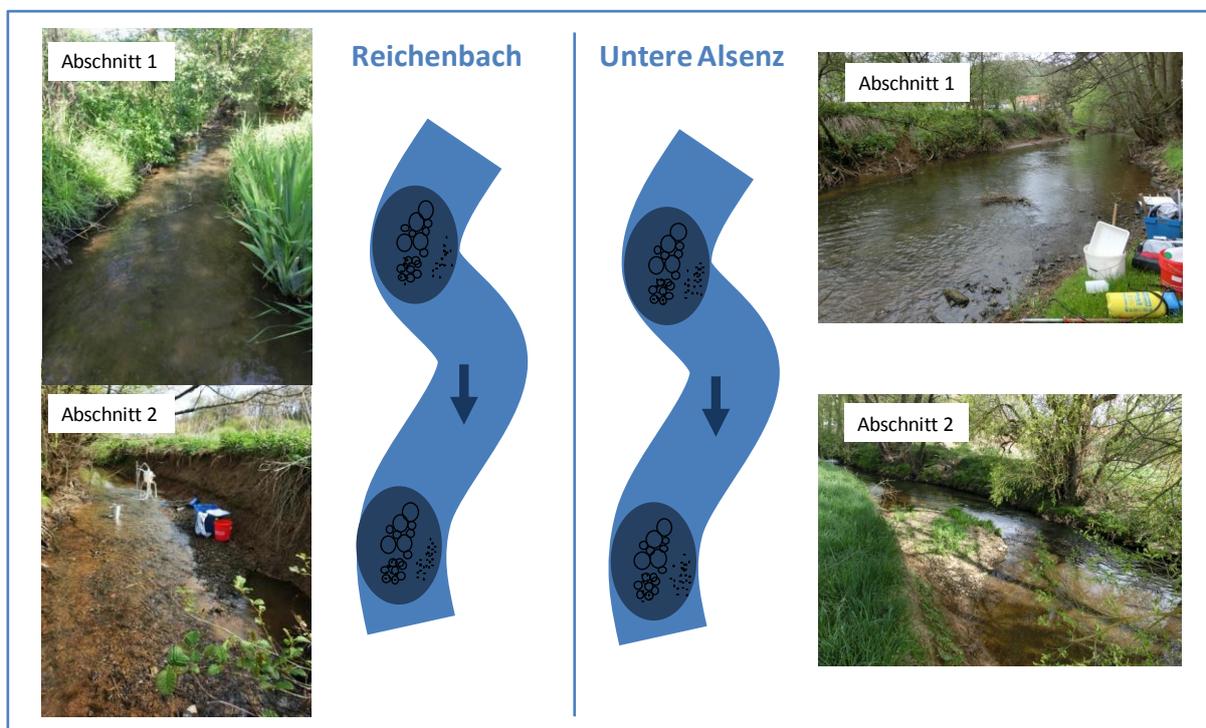


Abbildung 2: Untersuchungsschema für den Reichenbach und die Untere Alsenz. Blauer Pfeil: Fließrichtung, Kreisgröße symbolisiert entsprechend der Größe von groß nach klein: unkolmatisierte, mittel und stark kolmatisierte Zonen im Gewässerabschnitt.

Tabelle 2: Untersuchungsablauf am Reichenbach und an der Unteren Alsenz im April und Mai 2017. Die Auflistung der Parameter bezieht sich, mit Ausnahme der Strukturkartierung und der MZB-Besammlungen nach WRRL, auf jeden der insgesamt 4 untersuchten Gewässerabschnitte.

Untersuchungsteil 1 18./ 24. April 2017 (12 Messstellen/ 3 Bereiche)	Untersuchungsteil 2 22./ 26. Mai 2017 (40+1 Messstellen)
<ol style="list-style-type: none"> 1. Gewässerstrukturgütekartierung (GSK) nach LAWA 2. Makrozoobenthos (MZB) nach EU-WRRL beprobt 3. Kolmationsmessungen → 12 Messstellen festgelegt 4. Sedimentproben mit Stechzylinder entnommen 5. Sedimentproben aus Schlagrohren abgepumpt, je 1 L 6. MZB-Teilproben entnommen (Siebmethode) 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Kolmametermessungen → 41 Messstellen festgelegt 2. Interstitialfauna aus Schlagrohren abgepumpt, je 2 L 3. Sedimentproben aus Schlagrohren abgepumpt, je 2L 4. Hydraulischer Gradient: Wasserstandsmessungen im Schlagrohr (Interstitial) u. Bach (Fließende Welle) 5. Hydrochemie (Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoff, pH-Wert, Gesamteisen, Phosphat)

1.5 Untersuchungsteil 1: April 2017

Die Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA (2000) und die anschließende Makrozoobenthosbeprobung gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurden am 24. April 2017 am Reichenbach und am 18. April 2017 an der Unteren Alsenz durchgeführt (MEIER *et al.* 2006a). Dabei wurden am Reichenbach, aufgrund der räumlichen Nähe, beide Abschnitte zusammen kartiert und beprobt. An der Unteren Alsenz lagen beide Abschnitte weiter auseinander, so dass getrennt kartiert und beprobt wurde.

Das Makrozoobenthos wurde nach dem Prinzip des „multi-habitat-sampling“ (HERING *et al.* 2004) mit dem Kescher entnommen. Im Gelände wurde das Lebensortierverfahren angewandt (MEIER *et al.* 2006a). Die Makrozoobenthosproben wurden in 70%igem Alkohol fixiert und später im Labor nach der „Operationellen Taxaliste“ bestimmt, die das Mindestbestimmungsniveau der Proben festlegt (HAASE *et al.* 2006 und 2015). Die ökologische Bewertung der beiden Gewässer anhand des Makrozoobenthos erfolgte nach dem PERLODES-Verfahren mit der zugehörigen Software ASTERICS (Version 3.0).

Anschließend wurden pro Gewässerabschnitt anhand von Kolmationsmessungen drei unterschiedliche Bereiche definiert. Die Kolmametermessungen wurden nach der Methode von SCHÄLCHLI (2002) mit dem Kolmameter durchgeführt. Wie auch in den Untersuchungen, die in AP3 beschrieben sind, wurde eine Lanze mit 18 Löchern bei einem Druck von 0,1 bar verwendet. Gemessen wurde die innere Kolmation, in einer Tiefe von 10-15 cm. Die Abschnitte wurden in Bereiche, die 1) *unkolmatiert bis schwach kolmatiert*, 2) *mittel bis stark kolmatiert* und 3) *sehr stark bis vollständig kolmatiert* sind, unterteilt (Tab. 3). Diese Einteilung in die 3 Kolmationsbereiche erfolgte in Anlehnung an die 5-stufige Einteilung (siehe AP1 Tab. 2).

Diese gröbere, 3-stufige Einteilung des Kolmationsgrades wurde im ersten Untersuchungsteil verwendet, da es um eine grobe Charakterisierung des Makrozoobenthos und des Sediments in unterschiedlich stark kolmatierten Bereichen ging. Im zweiten Untersuchungsteil erfolgte die Einteilung des Kolmationsgrades in fünf Stufen.

Tabelle 3: Im Untersuchungsteil 1 erfolgte die Einteilung in drei Kolmometerklassen, verändert nach dem 5-stufigen Modell.

Abflussreduktion gegenüber Vergleichswert an Luft in % 18 Löcher/0,1 bar	Kolmometerklassen	
	0-20	keine bis schwache innere Kolmation
21-50	mittlere bis starke innere Kolmation	2
51-100	sehr starke bis vollständige innere Kolmation	3

Um die unterschiedlich stark kolmatierten Bereiche miteinander zu vergleichen, wurden in jedem Bereich Makrozoobenthos (MZB) mit einem Sieb per Hand abgesammelt und Sedimentproben mit dem Stechzylinder entnommen und aus den Schlagrohren abgepumpt (Abb. 3). Insgesamt wurden auf diese Weise 24 Sedimentproben und 12 MZB-Teilproben (Siebmethode) entnommen.

Bei der Stechzylindermethode wird der Stechzylinder ca. 10-15 cm tief ins Sediment gedreht. Das grobe Material wird mit einer Schaufel entnommen. Danach wurde der Zylinder nach unten mit einer Gummischeibe abgedichtet, um zu verhindern, dass Wasser nachströmt. Anschließend wurde mit einer Unterdruckpumpe (Exsikkatorpumpe) das im Zylinder stehende Wasser samt der Feinsedimente abgepumpt.

Bei der Schlagrohrmethode erfolgte das Abpumpen der Feinsedimente mittels eines perforierten Schlagrohres, welches ca. 10-15 cm tief in das Sediment getrieben wurde. Mit der Exsikkatorpumpe wurde jeweils ein Liter Wasser abgepumpt (Abb. 3).

Alle Sedimentproben wurden an ein Fachlabor versandt. Dort wurden unterschiedliche Korngrößen nach DIN-Verfahren quantifiziert (DIN ISO 11277). In den Pumpproben wurden Korngrößen von < 0,002 bis 2 mm (Ton, Schluff, Sand) und der organische Kohlenstoff (DIN EN 15936) bestimmt. Bei den Stechzylinderproben wurden zusätzlich Korngrößen bis 20 mm bestimmt.

Die MZB-Proben wurden in 70%igem Ethanol fixiert und im Labor taxonomisch determiniert und ausgezählt.



Abbildung 3: Sedimententnahme mittels eines Stechzylinders (links) und mit Schlagrohren (rechts). Der Stechzylinder wird ins Sediment gedreht, das grobe Material wird mit einer Schaufel entnommen. Mit der Exsikkatorpumpe werden (Rest-) Wasser samt Feinsedimente abgepumpt. Die Stechzylinder- und die Schlagrohrproben werden aus 10-15 cm Tiefe entnommen.

1.6 Untersuchungsteil 2: Mai 2017

Am 22. Mai 2017 wurden im Reichenbach und am 26. Mai 2017 an der Unteren Alsenz erneut Kolmagemessungen durchgeführt anhand dessen die insgesamt 41 Probestellen festgelegt wurden. Die Probestellen wurden so gewählt, dass unkolmatisierte bis vollständig kolmatisierte Bereiche abgedeckt wurden. Die Einteilung des Kolmationsgrades erfolgte anhand der Abflussreduktion in fünf Stufen (Tab. 4). An der Unteren Alsenz wurden in Abschnitt 2 insgesamt 11 Probestellen festgelegt, in den übrigen Abschnitten waren es jeweils 10 Probestellen.

Tabelle 4: Im Untersuchungsteil 2 erfolgte die Einteilung in 5 Kolmometerklassen.

Abflussreduktion gegenüber Vergleichswert an Luft [%] 18 Löcher/0,1 bar	Kolmometerklassen	
	0 - 5	Keine innere Kolmation
5 - 25	Schwache innere Kolmation	2
25 - 42,5	Mittlere innere Kolmation	3
42,5 - 60	Starke innere Kolmation	4
> 60	Vollständige innere Kolmation	5

In jede Probestelle wurde ein Schlagrohr eingebracht (Abb. 4 und 5). Die Schlagrohre wurden, anders als im Antrag beschrieben, nicht dauerhaft im Sediment ausgebracht, sondern noch am selben Tag abgepumpt und wieder eingesammelt. Grund war die Befürchtung, dass eventuelle Hochwässer die Rohre, die nur 10-15 cm tief im Sediment stecken, wegreißen könnten.

Nach dem Eintreiben des Schlagrohres wurde der Wasserstand im Innern des Rohres (Interstitial) und außen (Fließende Welle) gemessen. Die Differenz zwischen dem Wasserstand im Interstitial und dem Bachwasser, sollte Aufschluss über den Hydraulischen Gradienten geben.

Anschließend wurden zwei Liter Wasser samt interstitieller Meiofauna abgepumpt. Als nächstes wurde das Schlagrohr um wenige Zentimeter versetzt, um Sediment für die Feinsedimentanalysen abzupumpen. Die Pumpmenge wurde von 1 auf 2 Liter erhöht, da die im April analysierten Sedimentproben teilweise zu geringe Sedimentmengen enthielten, um alle Analysen durchzuführen. Auf diese Weise wurden insgesamt 41 Fauna- und 41 Feinsedimentproben aus 10-15 cm Tiefe entnommen. Die Wasserchemie wurde im abgepumpten (Fauna-) Wasser und im Bach gemessen.

Die Faunaproben aus dem Interstitial wurden in 70%igem Ethanol fixiert und im Labor bestimmt und ausgezählt. Die taxonomische Determinierung der Interstitialfauna erfolgte durch entsprechende Fachliteratur (EINSLE 1993, JANETZKY *et al.* 1996, MEISCH 2000, FLÖSSNER 2000, SCHMINKE *et al.* 2007).



Abbildung 4: Anordnung der Schlagrohre am Reichenbach. Links Abschnitt 1, rechts Abschnitt 2.

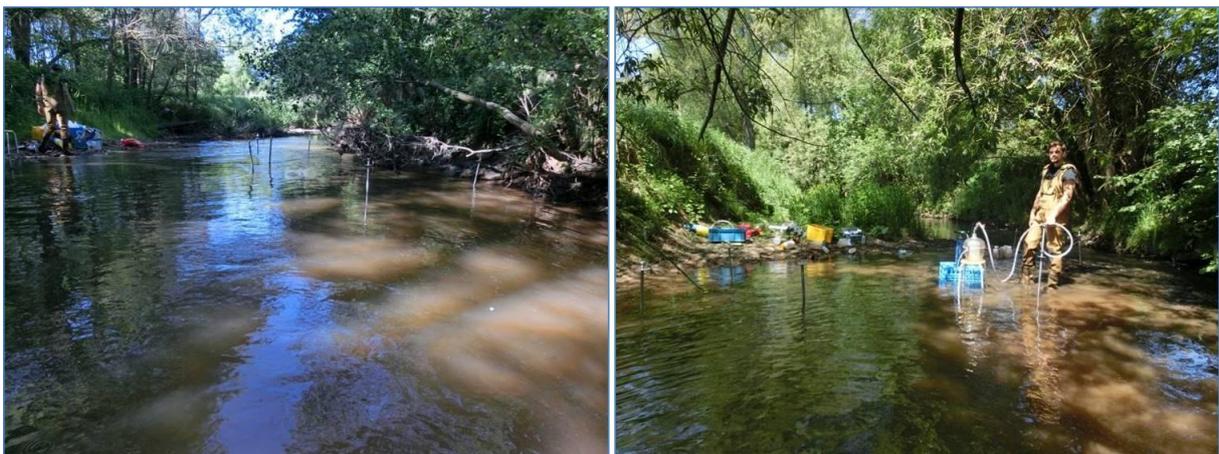


Abbildung 5: Anordnung der Schlagrohre an der Unteren Alsenz. Links Abschnitt 1, rechts Abschnitt 2.

2. Auswertung der abiotischen und faunistischen Daten

Die abiotischen und faunistischen Daten wurden mit verschiedenen statistischen Methoden ausgewertet und getestet. Um hydrochemische Gradienten und Besiedlungsmuster zu untersuchen wurden auch multivariate Verfahren angewandt. Da die Faunadaten nicht normalverteilt waren, wurden nicht-parametrische Methoden verwendet (UNTERSTEINER 2007). Die Datenauswertung erfolgte mit den Programmen Excel, PRIMER, SPSS und „R“. Die Methoden werden im folgenden Abschnitt kurz beschrieben.

Für die abiotischen Daten wurde eine **PCA (Principal Component Analysis, deutsch: Hauptkomponentenanalyse)** durchgeführt. Bei einer PCA wird ein umfangreicher Datensatz mit vielen Variablen auf die wichtigsten Linearkombinationen (Hauptkomponenten) angenähert. Dadurch können Umweltgradienten und Muster im Datensatz besser erkannt werden (LEYER & WESCHE 2007). Im PCA-Graphen werden Einzelproben oder Standorte mit ähnlichen hydrochemischen Eigenschaften näher zueinander abgebildet als Standorte, die durch andere chemische Verhältnisse geprägt sind. Die Aussagekraft einer PCA wird durch die erklärte Varianz und die Eigenwerte der Einzelparameter ausgedrückt. Je höher diese bei den ersten drei Achsen sind, desto größer ist die statistische Güte (CLARKE & WARWICK 2001). Erklären die ersten drei Achsen 66 % der Varianz, kann das Ergebnis als relativ zuverlässig angesehen werden. Dabei sollten nur Eigenvektoren über 0,3 berücksichtigt werden (CLARKE & GORLEY 2006). Die Vektorlänge hängt von der Höhe der Eigenwerte ab. Ihre Richtung zeigt die Korrelationsstärke mit der jeweiligen Achse an. Je länger die Vektorenlänge eines Parameters, desto stärker ist die Korrelation in der PCA. Die Daten wurden vor der Analyse LOG+1 transformiert und normalisiert.

Die Ähnlichkeiten in der Besiedlungszusammensetzung der Standorte bzw. der Kolmameterklassen im Vergleich zu den übrigen Standorten oder Kolmameterklassen, wurden mittels einer **SIMPER-Analyse** (SIMilarity PERcentage) berechnet (CLARKE & GORLEY 2006). Die Methode ermittelt typische oder dominante Arten, und berücksichtigt auch Paare von Arten, die häufiger zusammen auftreten.

Die Stärke der Zugehörigkeit zu einer Datengruppe (z. B. Gewässer oder Kolmameterklasse) wurde mit einer **nichtparametrischen Varianzanalyse (ANOSIM: Analysis Of SIMilarity)** getestet (CLARKE & GORLEY 2006). Die Überprüfung von Gruppenunterschieden erfolgte z.T. auch über die nichtparametrischen Tests von **Mann-Whitney (U-Test)** oder **Kruskal-Wallis** (UNTERSTEINER 2007).

Um Zusammenhänge zwischen sämtlichen Parametern zu untersuchen, wurden **bivariate Korrelationsanalysen** durchgeführt. Für die Analysen wurden die Rangkorrelationskoeffizienten von Spearman und Pearson verwendet (JANSSEN & LAATZ 2007). Koeffizientenwerte zwischen 0,7-1 zeigen sehr starke Korrelationen an, während zwischen 0,2-0,5 von schwachen Korrelationen ausgegangen werden kann (UNTERSTEINER 2007).

Die Zusammenhänge zwischen der faunistischen Besiedlung und den abiotischen Parametern wurden mittels einer nichtparametrischen, **multivariaten Regression (DISTLM, Distance-based linear models)** untersucht. Die DISTLM-Methode versucht die Variabilität in der Besiedlung (abhängige Variable) durch den Einfluss abiotischer Parameter (Prädiktorvariablen) zu erklären. Für die Berechnungen wurde aus den Faunadaten eine Bray-Curtis-Abstandsmatrix erstellt, in die Prädiktor-Variablen angepasst wurden. Das DISTLM-Verfahren ist gerichtet und die abiotischen Variablen werden genutzt, um die Variabilität der Faunadaten zu erklären. Die Korrelationen zwischen der Fauna und abiotischen Parametern werden berechnet und über Permutationen wird die Irrtumswahrscheinlichkeit „p“ geprüft (CLARKE & GORLEY 2006).

Mit dem **Shannon-Index** (H') wurde die Diversität der Interstitialfauna hinsichtlich der unterschiedlichen Kolmameterklassen miteinander verglichen. Der Index gilt als Maß für die Biodiversität. Dabei werden die Artenzahl und die Abundanz berücksichtigt. Die Artenvielfalt (*Richness*) und die Gleichmäßigkeit ihrer Verteilung (*Evenness*) werden im Index kombiniert (HILL *et al.* 2003).

Um zu testen, ob sich die Lebensgemeinschaften des Interstitials entlang des Gradienten der Abflussreduktion (Kolmation) verändern, wurde das von BAKER & KING (2010) entwickelte R-Paket **TITAN (Threshold Indicator Taxa Analysis)** verwendet.

Das Ziel von TITAN ist es, geeignete Indikatortaxa zu identifizieren, um für den Gradienten (hier Abflussreduktion) einen Schwellenwert auf Basis der Lebensgemeinschaften zu ermitteln. Dabei wird für jedes Taxon ein eigener Umschlagspunkt entlang des Gradienten (Abflussreduktion) berechnet (BAKER & KING 2010).

Die TITAN-Methode integriert mehrere statistische Analyseschritte: Diese beinhalten 1) die Berechnung von Indikatorwerten zur Identifizierung der Umschlagspunkte für einzelne Taxa, 2) die Identifizierung von Schwellenwerten anhand der Umschlagspunkte mehrerer Taxa, 3) die Bootstrapschätzung der Messungsgenauigkeit und 4) die Überprüfung der Taxa auf Eignung und Interpretation.

Ein Vorteil von TITAN ist, dass die Daten bei dieser Methode nicht aggregiert werden, wodurch kein Informationsverlust entsteht. Außerdem werden auch seltene Taxa berücksichtigt (BAKER & KING 2010).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Abiotische Faktoren

Die abiotischen Daten wurden im Mai 2017 an 41 Einzelstandorten an vier Bachabschnitte erhoben. Diese Daten wurden mittels einer Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) analysiert, um Umweltgradienten und abiotische Muster im Datensatz abzubilden (Abb. 6). In der PCA integriert jeder Datenpunkt die gemessenen abiotischen Parameter der Einzelproben. Im Graphen liegen Proben mit ähnlichen Eigenschaften näher beieinander als hydrochemisch unähnliche Proben (Abb. 6). Die Symbole kennzeichnen die Zugehörigkeit zum Gewässerabschnitt und die Ziffern kennzeichnen die Kolmimeterklasse. So sind sich die Interstitialproben vom Reichenbach deutlich ähnlicher als die Proben der Alsenz, was im PCA-Graphen weitestgehend von der X-Achse (PC1) widergegeben wird. Der Reichenbach und die Untere Alsenz unterscheiden sich deutlich in der hydrochemischen Zusammensetzung (Abb. 6, Tab. 5). Bei der Unteren Alsenz lassen sich zusätzlich noch die beiden Abschnitte trennen. Im Interstitial der Unteren Alsenz wurden an allen Standorten deutlich höhere Leitfähigkeiten und Eisenwerte sowie leicht höhere Phosphatwerte als am Reichenbach gemessen (PC1). An der Unteren Alsenz lagen die Leitfähigkeiten im Mittel bei 589 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und am Reichenbach bei nur 354 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die höheren Phosphatwerte an der Alsenz könnten aus landwirtschaftlichen Einträgen resultieren. Auch in vorherigen Untersuchungen wurden hier erhöhte Phosphatwerte gemessen (Land RLP). Dabei scheint Abschnitt 1 der Unteren Alsenz höhere Phosphatgehalte zu haben als Abschnitt 2 (Tab. 5). Dagegen sind der Eisengehalt am Abschnitt 2 (MW 1,36 mg/L) und auch die geschätzte Menge des Ockers (MW 2,4) etwas höher als im oberhalb gelegenen Abschnitt 1 (MW-Eisen: 0,91; MW Ocker: 1,5) der Unteren Alsenz. Ausnahme ist Probe AL 17, in der kein Schluff war und die sehr klar war. Dagegen ist im Reichenbach in der Probe RB13 sehr viel Schluff und Feinsedimente.

Im Vergleich dazu war der Reichenbach insgesamt reicher an Feinsedimenten, was die Zugehörigkeit zum Fließgewässertyp 6 (feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche) widerspiegelt. Beim Reichenbach sind keine Unterschiede zwischen den Abschnitten zu erkennen. Auf der zweiten Achse (PC2) sind der Sauerstoff, Eisen, Ocker, Detritus und Schluff relevante Faktoren (Eigenvektoren $>0,3$). Betrachtet man die Kolmimeterklassen, die sich aus der gemessenen Abflussreduktion ergeben, ist festzustellen, dass es keine klaren Muster gibt. D. h. die abiotischen Parameter spiegeln die Zugehörigkeit zum Gewässer wieder und zeigen im Falle der Unteren Alsenz leichte Unterschiede zwischen Abschnitt 1 und 2. Die Abiotik spiegelt aber nicht die Kolmimeterklassen wieder.

Die PCA erklärt mit den ersten 3 Achsen 61,1 % der Variation im Datensatz (3. Achse nicht dargestellt). Auf der X-Achse (PC1) haben die Parameter Leitfähigkeit, Eisen und Phosphat den stärksten Einfluss. Auf der y- Achse (PC2) sind es Sauerstoff, Eisen, Ocker, Detritus und Schluff (Eigenvektoren $>0,3$).

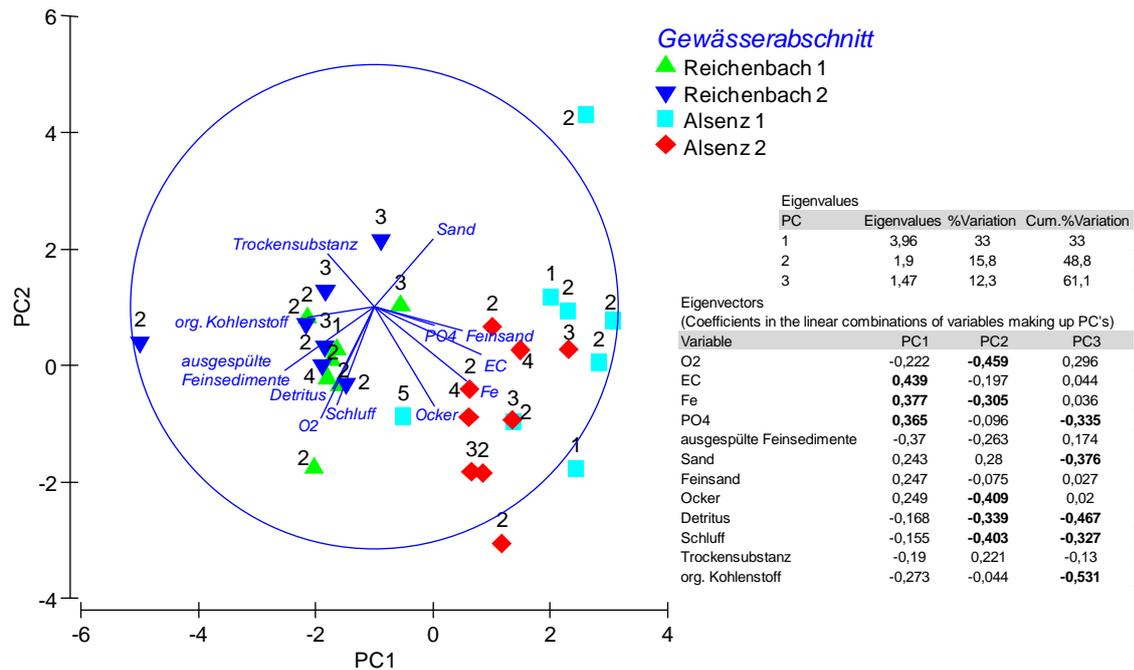


Abbildung 6: Hauptkomponentenanalyse (PCA) ausgewählter abiotischer Parameter, die im Interstitial des Reichenbachs und der Unteren Alsenz im Mai 2017 gemessen wurden. Die Symbole zeigen die Zugehörigkeit der Proben zum jeweiligen Bachabschnitt, die Zahlen zeigen die Kolmationklassen 1-5 an. Die drei ersten Achsen (PC1-3) erklären 61,1 % der Variabilität im gesamten Datensatz. Auf PC1 haben Leitfähigkeit, Eisen und Phosphat den stärksten Einfluss, auf PC2 sind es Sauerstoff, Eisen, Ocker, Detritus und Schluff (Eigenvektoren >0,3). Graphisch dargestellt sind zwei von drei Achsen (P1, P2).

Im Vergleich mit der fließenden Welle (Bachwasser) waren die Temperaturen und die Sauerstoffwerte bei den Interstitialproben im Mittel niedriger als im Bach (Tab. 5). Der pH-Wert im Interstitial war überall niedriger als im Bachwasser. An der Unteren Alsenz waren die Unterschiede im pH-Wert aber deutlicher ausgeprägt. Gesamteisen war im Interstitial des Reichenbachs und an der Unteren Alsenz meist höher als im Bachwasser. Ausnahme war Abschnitt 1 der Unteren Alsenz wo im Mittel im Interstitial etwas weniger Eisen als im Bachwasser gemessen wurde. Dagegen waren die im Bachwasser gemessenen Phosphatgehalte überall höher als die mittleren Phosphatwerte, die im Interstitial gemessen wurden (Tab. 5).

Tabelle5: Abiotische Parameter, die im Interstitial und im Bachwasser des Reichenbachs und der Unteren Alsenz im Mai 2017 erhoben wurden. Für die Interstitialproben sind die Mittelwerte von jedem Gewässerabschnitt abgebildet.

Gewässer	Abschnitt	Temperatur [°C]	Sauerstoff [mg/L]	Sauerstoff-sättigung [%]	pH	Leitfähigkeit [µS/cm]	Gesamteisen [mg/L]	Phosphat [mg/L]
Reichenbach								
Interstitialwasser	RB Abschnitt 1 (MW)	16,43	5,22	56,33	7,59	364,86	0,34	0,08
	RB Abschnitt 2 (MW)	16,79	5,35	54,44	7,60	341,86	0,29	0,07
Fließende Welle	Abschnitt 1 & 2	17,70	8,13	90,10	7,90	355,00	0,25	0,10
Untere Alsenz								
Interstitialwasser	AL Abschnitt 1 (MW)	17,80	4,63	50,00	7,76	593,89	0,91	0,38
	AL Abschnitt 2 (MW)	17,42	4,80	51,90	7,66	582,22	1,36	0,26
Fließende Welle	Abschnitt 1	18,20	8,57	93,30	8,18	600,00	1,00	0,60
	Abschnitt 2	18,60	8,53	92,80	8,22	586,00	0,70	0,50

3.2 Struktur- und Makrozoobenthosbewertung des Reichenbachs und der Unteren Alsenz

Die **Strukturbewertungen** nach LAWA ergeben für den Reichenbach und die Untere Alsenz eine „deutlich veränderte Struktur“ (Bewertungsklasse 4). Am Reichenbach wurden aufgrund ihrer räumlichen Nähe und strukturellen Ähnlichkeit beide Abschnitte zusammen kartiert. An der unteren Alsenz wurden Abschnitt 1 und 2 getrennt kartiert. Beide Abschnitte unterscheiden sich aber nicht in ihrer Struktur (Tab. 5), lediglich an Abschnitt 1 liegt statt Wiesen rechtsseits eine Obstbaumkultur.

Tabelle 6: Bewertung der Strukturgüte vom Reichenbach und der Unteren Alsenz im April 2017, nach LAWA. Insgesamt gibt es 7 Güteklassen. Die Bewertung unterscheidet zwischen Gewässern, die unverändert, bzw. naturnah sind (=Güteklasse I) bis hin zu vollständig veränderten, bzw. übermäßig geschädigten Gewässern (= Güteklasse 7).

	Reichenbach	Alsenz	
	Abschnitt 1 und 2	Abschnitt 1	Abschnitt 2
Laufentwicklung	4,5	2,5	2,5
Längsprofil	3,3	5	5
Querprofil	5,5	4,5	4,5
Sohlenstruktur	1,5	2	2
Uferstruktur	3,8	4,3	4,3
Gewässerumfeld	3,5	5	5
Gesamtbewertung	3,7	3,9	3,9
Güteklasse	4 (deutlich verändert)	4 (deutlich verändert)	4 (deutlich verändert)

Obwohl die Gewässerstruktur deutlich verändert ist, zeigt die **Makrozoobenthosbesiedlung** gemäß der Bewertung nach der EU-WRRL im Reichenbach einen insgesamt guten ökologischen Zustand an (Tab. 6 und 7). Die aktuelle Bewertung der Indizes „*Allgemeine Degradation*“ und „*Ökologischer Gesamtzustand*“ hat sich gegenüber dem Jahr 2015 verbessert, damals wurde der Reichenbach noch als unbefriedigend eingestuft (vergl. Kapitel 1.3, Tab. 1). Die Saprobie wird unverändert als „gut“ bewertet.

Im Vergleich zum Reichenbach werden beide Abschnitte der Unteren Alsenz, anhand der MZB-Besiedlung schlechter eingestuft und ihr Zustand wird als mäßig (ökologische Zustandsklasse 3) bewertet (Tab. 7). Die Saprobie wird insgesamt als „gut“ eingestuft. Die Saprobiewerte zeigen aber an der Unteren Alsenz eine etwas höhere organische Belastung als am Reichenbach an (Tab. 7). Gegenüber den Untersuchungen aus dem Jahre 2015, hat sich der Zustand der „*Allgemeinen Degradation*“ an der Unteren Alsenz um eine Klasse verschlechtert, während die Saprobieklasse gleich geblieben ist (vergl. Kapitel 1.3, Tab. 1).

Tabelle 7: Makrozoobenthosbewertung des Reichenbachs und der Unteren Alsenz gemäß der EU-WRRL, im April 2017. Am Reichenbach wurden aufgrund der räumlichen Nähe Abschnitt 1 und 2 zusammen bewertet. An der Unteren Alsenz wurden Abschnitt 1 und 2 getrennt bewertet.

	Reichenbach Abschnitt 1 u. 2	Untere Alsenz Abschnitt 1	Untere Alsenz Abschnitt 2
Saprobie	1,77 (gut)	1,94 (gut)	1,99 (gut)
Allgemeine Degradation	0,76 (gut)	0,58 (mäßig)	0,59 (mäßig)
Versauerung	nicht relevant	nicht relevant	nicht relevant
Ökologische Zustandsklasse	2 (gut)	3 (mäßig)	3 (mäßig)

Die Tierdichten waren im Reichenbach (Abschnitt 1 u. 2) mit 926 Tieren pro m² ähnlich hoch wie in der Unteren Alsenz, wenn beide Abschnitte zusammengefasst werden. Die beiden Abschnitte der Unteren Alsenz unterschieden sich kaum in der MZB-Besiedlung. An Abschnitt 1 wurden 471 Tiere pro m² gefunden und an Abschnitt 2 waren es 465 Tiere pro m². Auch die Taxazahlen beider Abschnitte der Unteren Alsenz unterschieden sich kaum (32 und 33 Taxa).

Am Reichenbach wurde, mit insgesamt 23 unterschiedlichen Taxa, eine geringere Artenvielfalt als an der Unteren Alsenz festgestellt. Die geringere Diversität des Reichenbachs scheint weder mit der Strukturgüte noch mit der Saprobie zusammenzuhängen, da beide Indices besser als an der Unteren Alsenz sind. Die Kolmationsmessungen und die Sedimentanalysen zeigen aber, dass der Reichenbach insgesamt feinsedimentreicher als die Untere Alsenz war (siehe Anhang, Abb. A und B). Dies lässt vermuten, dass am Reichenbach ein erhöhter Eintrag von Feinsedimenten über Erosion stattfindet, der störend auf die Vielfalt der Makrozoobenthosgemeinschaften wirkt. Dafür spricht, dass der Reichenbach im Untersuchungsbereich durch ein engeres Tal mit steileren, landwirtschaftlich genutzten Hängen fließt, während die Untere Alsenz im Untersuchungsbereich von flachem Gelände umgeben ist. Der negative Effekt von Feinsedimenten auf benthische Fließgewässerorganismen wurde schon häufig beobachtet (BERGER *et al.* 2016, WHARTON *et al.* 2017).

3.3 Makrozoobenthosbesiedlung in Bereichen unterschiedlicher Abflussreduktion

Um eine grobe Charakterisierung des Makrozoobenthos und des Sediments in unterschiedlich stark kolmatierten Bereichen vorzunehmen, wurde anhand von Kolmationsmessungen jeder Gewässerabschnitt in drei Zonen aufgeteilt. Die Einteilung in 3 Kolmometerklassen erfolgte anhand der gemessenen Abflussreduktion: 1) *unkolmatiert bis schwach kolmatiert*, 2) *mittel bis stark kolmatiert* und 3) *sehr stark bis vollständig kolmatiert* (siehe Kapitel 1.5, Tab. 3).

Für die Untersuchung der Besiedlungsunterschiede in unterschiedlich stark kolmatierten Bereichen, wurden der Reichenbach und die Untere Alsenz zum Teil getrennt betrachtet. Grund hierfür sind die signifikanten Unterschiede in der Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos. So ergab eine Simperanalyse eine mittlere Unähnlichkeit von knapp 70 % (SIMPER average dissimilarity 68,52%). Eine nichtparametrische Varianzanalyse (Analysis of Similarity, ANOSIM) ergab eine deutliche und signifikante Gruppentrennung anhand der Makrozoobenthosbesiedlung des Reichenbachs und der Unteren Alsenz ($R = 1$, $p = 0,02$). Auch auf höherem taxonomischen Niveau (Ordnungsniveau) unterscheiden sich beide Gewässer signifikant in ihrer Besiedlung (ANOSIM: $R = 0,544$, $p = 0,002$). Dagegen sind die Unterschiede der Makrozoobenthosbesiedlung in den Gewässerabschnitten desselben Baches so gering, dass die Abschnitte gemeinsam betrachtet werden konnten (ANOSIM: $p \geq 0,05$).

Das Makrozoobenthos wurde in Häufigkeitsklassen von 1-7 erfasst (MEIER ET AL. 2006). Werden die Häufigkeitsklassen der gefundenen Arten in einer Artenliste betrachtet, sind Besiedlungsunterschiede zwischen den Kolmationszonen erkennbar (Tab. 7 und 8). Vor allem Arten, die in ihrer Lebensweise ans Sediment gebunden sind, wie z. B. Käfer der Gattung *Elmis* (Elmidae), die im Kies leben und die Eintagsfliegenlarven von *Ephemera danica*, die im Feinsediment graben, zeigen Unterschiede an. In den Boxplots der Abbildungen 7a und b sind die Häufigkeitsklassen einiger MZB-Arten, aus dem Reichenbach und der Unteren Alsenz, für jede Kolmometerklasse dargestellt. Deutlich erkennbar ist der Rückgang der Lückensystembesiedler mit zunehmendem Kolmationsgrad, während die Anteile der Feinsedimentbesiedler ansteigen.

Die Taxazahl und die Diversität verändern sich nicht mit der Kolmameterklasse, es findet eher eine Verschiebung von Arten, die gröbere Substrate bevorzugen hin zu Arten, die Feinsedimente präferieren, statt. Auch hier sind die Unterschiede am deutlichsten bei Arten, die direkt ans Sediment gebunden sind und bei grabenden Arten. Mit Zunahme der Kolmation (Abflussreduktion im Sediment) wird demnach eine Verschiebung in der Besiedlung von typischen Kies- und Lückenbewohnern (z. B. *Elmidae*) hin zu typischen Feinsedimentbesiedlern (z. B. *E. danica*, Tubificidae) festgestellt (Abb. 7).

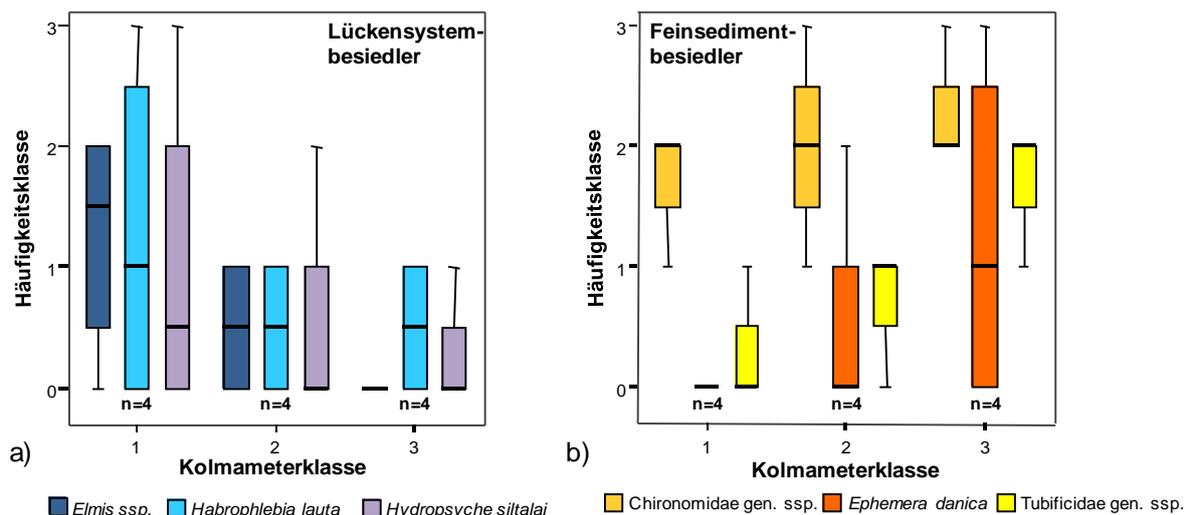


Abbildung 7 a, b: Boxplots der Verteilung ausgewählter MZB-Arten, die im Reichenbach und in der Unteren Alsenz in den drei Bereichen unterschiedlicher Kolmation festgestellt wurden. Die Art *Habrophlebia lauta* (Ephemeroptera) wurde nur im Reichenbach gefunden, die Art *Hydropsyche siltalai* (Trichoptera) nur in der Unteren Alsenz.

Statistisch sind diese Besiedlungsunterschiede der 3 Kolmationszonen aber weder auf Art- noch auf Großgruppenniveau signifikant, wie die durchgeführten multivariaten Analysen zeigen (ANOSIM: $p > 0,05$). Andererseits ergibt die auf Artdaten basierende SIMPER-Analyse Besiedlungsunterschiede der drei Kolmationszonen bis zu 46 % (Bray Curtis-Ähnlichkeit: Reichenbach 36-41 %, Untere Alsenz 36 – 46 %). Die einzelnen Kolmationszonen haben aber bis zu 82 % Ähnlichkeit in ihrer MZB-Besiedlung (Bray Curtis-Ähnlichkeit: Reichenbach 57 - 82 %; Untere Alsenz 53 -61 %). Der Grund für die fehlende Signifikanz dürfte v. a. an der geringen Stichprobenzahl pro Kolmationszone ($n=4$) liegen.

3.3.1 Reichenbach: MZB-Besiedlungsunterschiede der Teilproben

Die Makrozoobenthosuntersuchung der drei unterschiedlich stark kolmatierten Zonen, die im Reichenbach anhand von Kolmametermessungen festgelegt wurden, ergab Besiedlungsunterschiede zwischen nicht-kolmatierten und kolmatierten Bereichen (Tab. 8). Die Tierzahlen sind dabei als Häufigkeitsklassen angegeben (Tab. 8). In den nichtkolmatierten Bereichen wurden vor allem häufiger Kies- und Lückenbewohner wie z.B. die Eintagsfliege *Habrophlebia lauta* (Ephemeroptera) oder Klauenkäfer der Gattung *Elmis* (Elmidae) gefunden. In Tabelle 8 ist die Habitatpräferenz als „grob“ zusammengefasst. Auch der Flohkrebs *Gammarus fossarum* wurde häufiger in nicht bis mittelstark kolmatierten Bereichen erfasst. *Gammarus fossarum* ernährt sich von Falllaub, Totholz und den darauf wachsenden Biofilmen. Diese können unabhängig von der Kolmation auf der

Gewässersohle abgelagert werden. Im Gegensatz zum Interstitial, in dem mit zunehmender Kolmation die Porengröße abnimmt, sind im Bach auch stark kolmatierte Bereiche für Flohkrebse zugänglich (Abb. 8a).

Andere Tiergruppen wurden häufiger in kolmatierten Bereichen gefunden. So präferierten vor allem Zuckmückenlarven (Chironomidae) und Borstenwürmer (Oligochaeta) stark kolmatierte Bereiche mit vielen Feinsedimenten. Auch die Eintagsfliege *Ephemera danica* (Ephemeroptera) bevorzugt als Larve Sedimente aus sandig bis schlammigen Substraten und wurde nur in Teilprobe 3 erfasst (Tab. 8). In Tabelle 8 ist die Habitatpräferenz dieser Taxa als „fein“ zusammengefasst.

Tabelle 8: Taxaliste mit den Mittelwerten der Häufigkeitsklassen von Makrozoobenthos aus dem Reichenbach (Abschnitt 1 u. 2 zusammengefasst), getrennt nach unterschiedlich stark kolmatierten Bereichen. Häufigkeitsklassen: 1=1-2 Tiere/m² (Einzelfund), 2=3-10 Tiere/m² (wenige), 3=11-30 Tiere/m²(wenig-mittel), 4=31-100 Tiere/m² (mittel). Die Zuordnung der Substratpräferenz einzelner Taxa orientiert sich an SCHMEDITZ & COLLING (1996): grob = Art präferiert kiesiges bis steiniges Substrat; fein= Art präferiert Feinsedimente bis sandiges Substrat; k. A. = keine Angabe. Indifferent = keine Präferenz, räuberische Art. L. = Larve, ad. = adult

		Mittelwerte der Häufigkeitsklassen			Substratpräferenz
Taxa	Großgruppen	TP1 keine - schwache Kolmation	TP2 mittlere - starke Kolmation	TP3 sehr starke - vollständige Kolmation	
<i>Gammarus fossarum</i>	Amphipoda	3,5	3,5	3	grob
<i>Habrophlebia lauta</i>	Ephemeroptera	2,5	1	1	grob
<i>Elmis ssp. L., ad.</i>	Coleoptera	2	1		grob
<i>Baetis rhodani</i>	Ephemeroptera	2,5	2,5	2,5	grob
<i>Simulium ssp.</i>	Diptera	2		1	grob
<i>Orectochilus villosus L.</i>	Coleoptera			1	grob
<i>Sericostoma sp.</i>	Trichoptera		1	1	grob
<i>Ephemera danica</i>	Ephemeroptera			2	fein
Chironomidae gen. sp.	Diptera	2	2	2,5	fein
Chironomidae/Tanytopodinae gen. sp.	Diptera	1		1,5	fein
Chironomidae/Tanytarsini gen. sp.	Diptera	1		1,5	fein
<i>Hemerodromia sp.</i>	Diptera		1		fein
Naididae/Tubificidae gen. sp.	Oligochaeta		1	1,5	fein
Lumbriculidae gen. sp.	Oligochaeta			1	fein
<i>Limnodrilus sp.</i>	Oligochaeta	1			fein
<i>Dicranota sp.</i>	Diptera	2,5	2,5	3	indifferent
<i>Athripsodes bilineatus</i>	Trichoptera		1	1	k. A.
<i>Halesus sp.</i>	Trichoptera	2		1,5	k. A.
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	Trichoptera	1		1	k. A.
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	Trichoptera			1	k. A.

3.3.2 Alsenz Teilproben

Bei der Unteren Alsenz wurden insgesamt mehr und häufig andere Arten als im Reichenbach gefunden (42 Taxa) (Tab. 9). Auch hier sind ähnliche Verteilungsmuster wie beim Reichenbach zu sehen. Viele Arten, die grobes Substrat bevorzugen, wurden ausschließlich oder häufiger in nichtkolmatierten Bereichen gefunden. Vor allem Käfer (Coleoptera) der Gattung *Elmis*, Eintagsfliegen (Ephemeroptera) wie *Baetis rhodani* und *Habroleptoides confusa* und einige Köcherfliegenarten (Trichoptera) wie die Gattungen *Sericostoma* und *Silo* wurden seltener in stark kolmatierten Bereichen gefunden (Tab. 9, Abb. 7). Ebenso die filtrierenden Trichopteren wie z. B. von

Hydropsyche, deren Netze bei zu viel Sedimentfracht verstopfen können (WHARTON *et al.* 2017). In stark kolmatierten Bereichen wurden ausschließlich oder häufiger typische Feinsedimentbewohner wie Gastropoda, Chironomidae, *Ephemera danica* und Tubificidae gefunden (Tab. 9, Abb. 7).

Tabelle 9: Taxaliste mit den Mittelwerten der Häufigkeitsklassen von Makrozoobenthos aus der Unteren Alsenz (Gewässerabschnitt 1 u. 2 zusammengefasst), getrennt nach unterschiedlich stark kolmatierten Bereichen. Häufigkeitsklassen: 1=1-2 Tiere/m² (Einzelfund), 2=3-10 Tiere/m² (wenige), 3=11-30 Tiere/m²(wenig-mittel), 4=31-100 Tiere/m² (mittel). Die Zuordnung der Substratpräferenz einzelner Taxa orientiert sich an SCHMEDTJE & COLLING (1996): grob = Art präferiert kiesiges bis steiniges Substrat; fein= Art präferiert Feinsedimente bis sandiges Substrat; k. A. = keine Angabe. Indifferent = keine Präferenz, meist räuberische Arten und Arten, die an Pflanzen sitzen. L. = Larve, ad. = adult

		Mittelwerte der Häufigkeitsklassen			Substratpräferenz
Großgruppen	Taxa	TP1 keine - schwache Kolmation	TP2 mittlere - starke Kolmation	TP3 sehr starke - vollständige Kolmation	
Amphipoda	<i>Gammarus pulex</i>	2,5	2	2,5	grob
Heteroptera	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	0,5	0,5		grob
Coleoptera	<i>Elmis</i>	1,5	1		grob
	<i>Elmis sp. L.</i>	1			grob
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	3	2,5	2,5	grob
Ephemeroptera	<i>Baetis sp.</i>	1	0,5		grob
	<i>Habroleptoides confusa</i>	0,5			grob
Trichoptera	<i>Hydropsyche siltalai</i>	2	1	0,5	grob
	<i>Sericostoma sp.</i>	0,5			grob
	<i>Silo piceus</i>	0,5	0,5		grob
	<i>Silo sp.</i>	0,5			grob
Coleoptera	<i>Limnius volckmari ad.</i>			0,5	grob
	<i>Oulimnius tuberculatus ad.</i>	0,5			grob
Trichoptera	<i>Chaetopteryx villosa</i>	1	0,5	1,5	grob
Ephemeroptera	<i>Ephemera danica</i>		1	1,5	fein
Diptera	<i>Chironomidae gen. sp.</i>	1,5	2	2	fein
Diptera	<i>Mystacides azurea</i>		0,5		fein
Oligochaeta	<i>Lumbriculus variegatus</i>	0,5			fein
	<i>Naididae/Tubificidae gen. sp.</i>	0,5	0,5	2	fein
Bivalvia	<i>Pisidium supinum</i>		0,5		fein
Gastropoda	<i>Galba truncatula</i>			1,5	fein
	<i>Piscolidae gen. sp.</i>			0,5	fein
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>			0,5	fein
Diptera	<i>Dicranota sp.</i>	3	2,5	1,5	indifferent
Hirudinea	<i>Erpobdella octoculata</i>			0,5	indifferent
Turbellaria	<i>Dendrocoelum lacteum</i>			0,5	indifferent
	<i>Dugesia gonocephala</i>		0,5	1	indifferent
	<i>Planaria torva</i>		0,5		indifferent
Acari	<i>Hydracarina gen. sp.</i>	1,5	0,5	1	indifferent
Trichoptera	<i>Lepidostoma hirtum</i>	0,5		0,5	indifferent
	<i>Torleya major</i>	2,5	2	2	indifferent
Isopoda	<i>Asellus aquaticus</i>		0,5		indifferent
Oligochaeta	<i>Stylodrilus heringianus</i>	0,5			indifferent
Bivalvia	<i>Sphaerium corneum</i>	1	0,5	0,5	indifferent
Trichoptera	<i>Hydropsyche incognita/pellucidula</i>	1	1,5	0,5	k.A.
	<i>Rhyacophila s.str.-Gr.</i>			0,5	k.A.
Diptera	<i>Tanypodinae gen. sp.</i>	0,5		0,5	k.A.
	<i>Antocha sp.</i>		0,5	1	k.A.
	<i>Tanytarsini gen. sp.</i>	0,5	1,5	3,5	k.A.
	<i>Ceratopogoninae/Palpomyiinae</i>	2	2	1,5	k.A.
Trichoptera	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	0,5	0,5		k.A.
Coleoptera	<i>Limnius sp. L.</i>			0,5	k.A.

Andere Tiergruppen ließen sich nicht dem Kolmationsgrad zuordnen. So scheinen Räuber wie z. B. die Turbellarien indifferent in ihrer Habitatwahl zu sein (Tab. 9). Auch Taxa, die Pflanzen präferieren zeigen kaum Unterschiede in der Verteilung an, sie sind in Tabelle 9 zusammen mit den Räufern als indifferent eingestuft. Auch waren die Gammariden (*Gammarus fossarum*) gleich häufig in den unterschiedlichen Zonen verteilt (Erklärung siehe Reichenbach).

3.4 Interstitialfauna in Bereichen unterschiedlicher Abflussreduktion

Bevor die Interstitialfauna abgepumpt wurde, erfolgte an jedem der 41 Standorte die Messung der Kolmation und des Hydraulischen Gradienten im Gewässersediment, in 10-15 cm Tiefe. Anschließend wurde, um wenige Zentimeter versetzt aber in gleicher Tiefe, die Interstitialfauna mittels Schlagrohren aus dem Bachsediment entnommen (siehe Kapitel 1).

Um Zusammenhänge zwischen den Kolmationsmessungen und der Interstitialfauna zu prüfen, sind die untersuchten Gewässerabschnitte im zweiten Untersuchungsteil nach fünf Kolmameterklassen gegliedert. Die Einteilung der mit dem Kolmameter gemessenen Abflussreduktionen in fünf Stufen basiert auf Untersuchungen von THURMANN (2017 unveröff.). Von Stufe 1 - 5 nimmt die Kolmation, ermittelt über die Abflussreduktion, zu (siehe AP 1, Tab. 2).

Die aktuellen Ergebnisse lassen deutliche Zusammenhänge zwischen der interstitiellen Meiofauna und der mit dem Kolmameter gemessenen Abflussreduktion erkennen.

Die Shannon-Diversität (H') wurde für jeden Standort berechnet, daraus wurde der Mittelwert für jede Kolmameterklasse gebildet. Die mittlere Diversität der Interstitialfauna nimmt mit zunehmender Kolmation deutlich ab (Abb. 8). Vor allem ab Kolmameterklasse 4 wurde ein deutlicher Rückgang der Diversität festgestellt. In Bereichen starker innerer Kolmation (Stufe 5) geht die Diversität gegen Null. An Standorten der Kolmameterklasse 2 wurde die größte Diversität im Interstitial erfasst (Abb. 8).

Die schädliche Wirkung von Feinsedimenten auf aquatische Tiergemeinschaften wurde schon oft festgestellt (e. g. MURPHY *et al.* 2015, WHARTON *et al.* 2017, BRUNKE *et al.* 2015). Hohe Frachten an Feinsedimente werden als Stressoren angesehen, sie zum einen mit toxischen Substanzen belastet sein können, zum anderen zur Verdichtung des Lückensystems in der Sohle von Fließgewässern führen können.

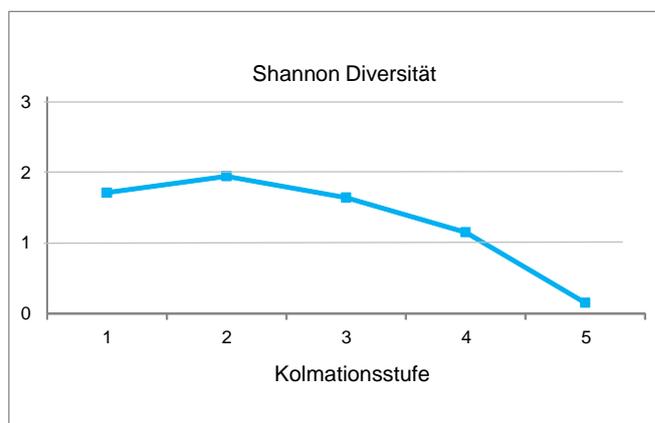


Abbildung 8: Vergleich der mittleren Shannon-Diversität (H') der Interstitialfauna aus 41 Pumpproben für jede Kolmameterklasse. Von Stufe 1 bis 5 nimmt die Kolmation, ermittelt über die Abflussreduktion, zu. H' wurde für jeden Standort berechnet, daraus wurde der Mittelwert für jede Kolmameterklasse gebildet.

Mit zunehmender Kolmationsstärke nehmen auch die Tierzahlen deutlich ab, wie die Boxplots in Abbildung 9a zeigen. Die großen Schwankungsbreiten der Individuenzahlen, die vor allem in den Kolmameterklassen 1, 2 und 4 zu sehen sind, resultieren aus unterschiedlichen Tiergruppen. So sind an unkolmatierten bis leicht kolmatierten Probestellen (Kolmameterklassen 1 und 2) vor allem Krebse (Crustacea) und Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera) gefunden worden. Im Gegensatz dazu sind an stark kolmatierten Standorten (Kolmameterklasse 4) vor allem hohe Tierdichten von Würmern (Oligochaeta) und Zuckmücken (Chironomidae) erfasst worden (9b). Der Anteil der Feinsedimentbewohner steigt zwischen der Kolmameterklasse zwei und drei deutlich an, während die Anteile der Ephemeroptera, Trichoptera und Crustacea deutlich abnehmen (Abb. 9b). Diese deutlichen Korrelationen sind signifikant (Spearman-Test: $r > 0,5$; $p = 0,02$).

Auch im Interstitial kommt es zu einer Artenverschiebung in der Besiedlung. Im Interstitial, wo der Lückenraum an sich der Lebensraum für die Tiere ist, hat die Abnahme der Porenzwischenräume einen viel deutlicheren Effekt auf die Besiedlungsstruktur. Mit Zunahme der Kolmation nimmt die Besiedlungsdichte von Tiergruppen wie z. B. Bachflohkrebsen (Gammaridae) und Raupenhüpferlingen (Harpacticoida) stark ab, während Feinsedimentbewohner wie z. B. Chironomidae (Zuckmückenlarven) und Oligochaeta (Wenigborstenwürmer) zunehmen (Abb. 9b). Bei der Anzahl der Gammaridae (Bachflohkrebs) wurde schon bei einer leichten Kolmation (Stufe 2) ein deutlicher Einbruch der Tierzahlen festgestellt (Abb. 9c). Dagegen nimmt die Anzahl der Harpacticoida (Raupenhüpferlinge) kontinuierlicher ab (Abb. 9d). Mit Ausnahme der Harpacticoida, unterscheiden sich die Kolmameterklassen in den meisten Tiergruppen signifikant (Kruskal-Wallis-Test: $p \leq 0,05$).

Bei anderen Tiergruppen wie z. B. von Ostracoden (Muschelkrebse) wurde zwischen Stufe 3 und 4 ein deutlicher Rückgang der Tierdichten beobachtet (Tab. 10 und 11). Dagegen gibt es z. B. bei den Wasserflöhen (Cladocera) und den Hüpferlingen (Cyclopoida) einen weniger deutlichen Rückgang. Hierbei handelt es sich aber um kleine, sedimentgebundene Arten wie z. B. die Cladoceren-Gattungen *Alona* und *Disparalona* (Tab. 10 und 11).

Die Boxplots verdeutlichen die relativ hohen Schwankungsbreiten der Tierdichten von Standorten innerhalb einer Kolmameterklasse (Abb. 9 a - d). Diese Streuung ist durch unterschiedliche Einflüsse bedingt. Zum einen sind die Besiedlungsunterschiede durch die generellen Unterschiede der untersuchten Gewässer bedingt (Reichenbach, Fließgewässertyp 6; Untere Alsenz Typ 9.1). Zum anderen umfassen die Kolmameterklassen Bereiche unterschiedlicher Abflussreduktion mit fließenden Übergängen und entsprechenden Besiedlungsschwankungen (siehe auch Tab. 9-11). An der Unteren Alsenz waren außerdem einige Standorte deutlich verockert. Verockerung weist auf den Einfluss von Bodenwasser hin. Starke Verockerung kann einen negativen Einfluss auf die Besiedlung haben, da es die Atmung behindert (Hahn & Preuß 1992). Die große Schwankung in Gruppe 4 ist v. a. auf einen Standort (AL 11) zurückzuführen (Tab. 9 u. 11). AL11 wurde anhand der Kolmametermessung der Kolmameterklasse 4 zugeordnet und lag im sandigen Bereich der Uferzone. Obwohl er als stark kolmatiert eingestuft wurde, war er von mehreren Tiergruppen recht gut besiedelt, der hohe Anteil von Feinsedimentbewohnern und das Fehlen von Gammariden weisen aber auf Kolmation hin. Trotz der Schwankungsbreiten ist die Tendenz – „mit zunehmender Kolmation nehmen die Tierdichten ab und der Anteil von Feinsedimentbesiedlern nimmt zu“ - gut anhand der Boxplots und der Korrelationen erkennbar.

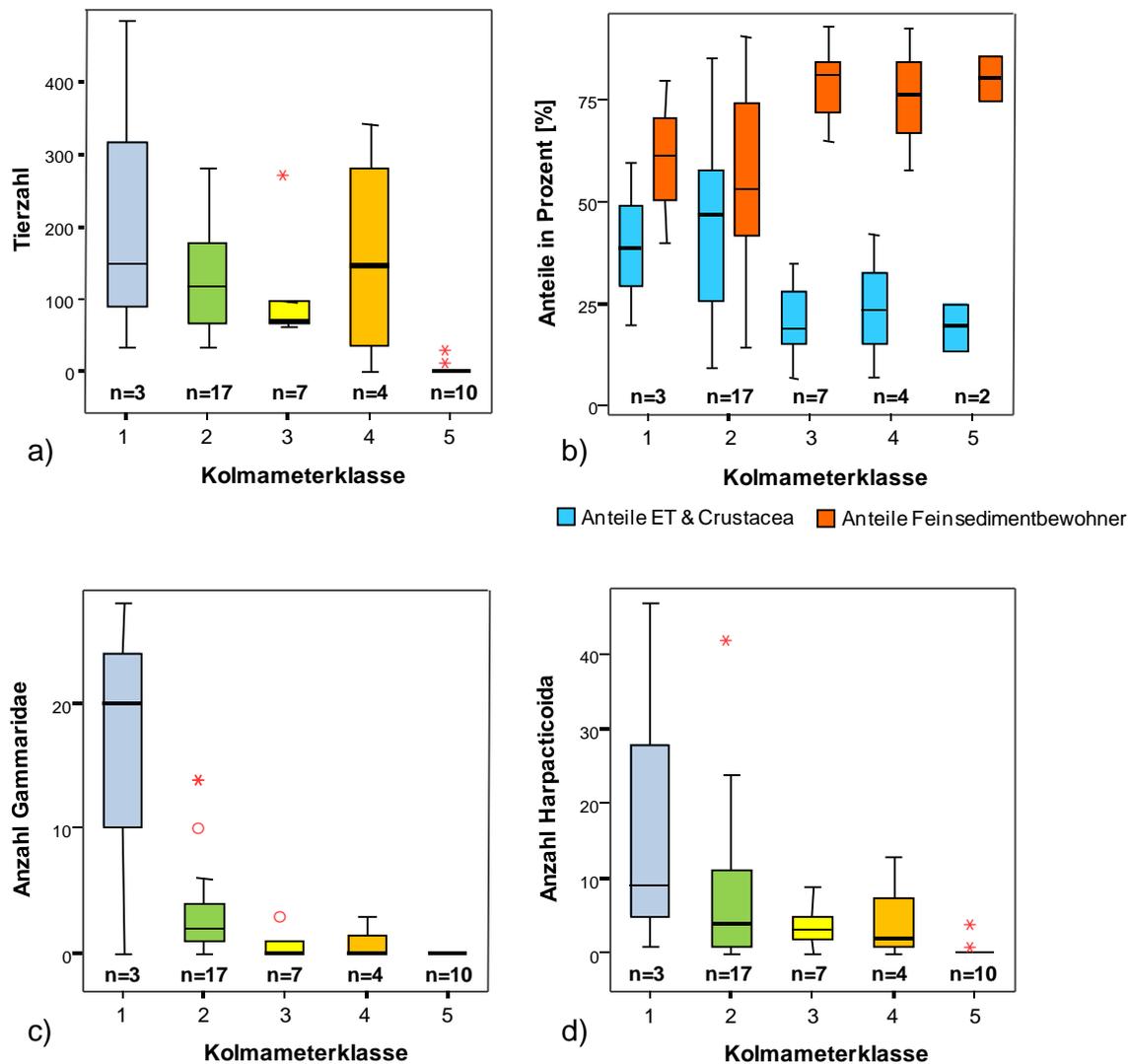


Abbildung 9: Kolmationsmessung und Interstitialfauna aus 41 Pumpproben von vier Bachabschnitten. Zusammenhang zwischen gemessener Kolmation und den Individuenzahlen ausgewählter Tiergruppen (Individuen / 2 L). **a)** Tierzahlen **b)** Anteile Ephemeroptera, Trichoptera, Crustacea und Anteile Feinsedimentbewohner. **c)** Gammaridae **d)** Harpacticoida. *Bei Abb. a, c, d sind alle Standorte dargestellt, auch Standorte an denen aufgrund starker Kolmation keine Wasserprobe genommen werden konnte. In Abb. b sind nur Standorte berücksichtigt an denen Pumpproben genommen werden konnten.

Die Verschiebung der einzelnen Tiergruppen bei Zunahme der Kolmation ist für die Untere Alsenz und den Reichenbach als Balkendiagramm für jede Kolmameterklasse dargestellt (Abb. 10). Der Reichenbach und die Untere Alsenz unterscheiden sich etwas in ihrer Zusammensetzung, zeigen aber prinzipiell dieselben Muster. In beiden Gewässern ist die anteilige Abnahme der Krebstiere von Stufe 1 bis 5 zu sehen (Abb. 10; Blautöne). Gleichzeitig nehmen Feinsubstratbesiedler deutlich zu (Gelbtöne). Die meisten Gruppen nehmen mit zunehmendem Kolmationsgrad deutlich ab oder fallen ganz aus, wie z. B. die Flohkrebse (Gammaridae) und die Strudelwürmer (Makroturbellaria).

Da keine Pumpproben aus sehr stark kolmatierten Bereichen gezogen werden konnten, fehlen im Reichenbach faunistische Befunde der Kolmameterklasse 5 und es gibt nur einen Standort der Stufe 4 (Abb. 10). Es ist aber davon auszugehen, dass diese Standorte aufgrund der starken Sedimentverdichtung kaum oder nicht besiedelt sind.

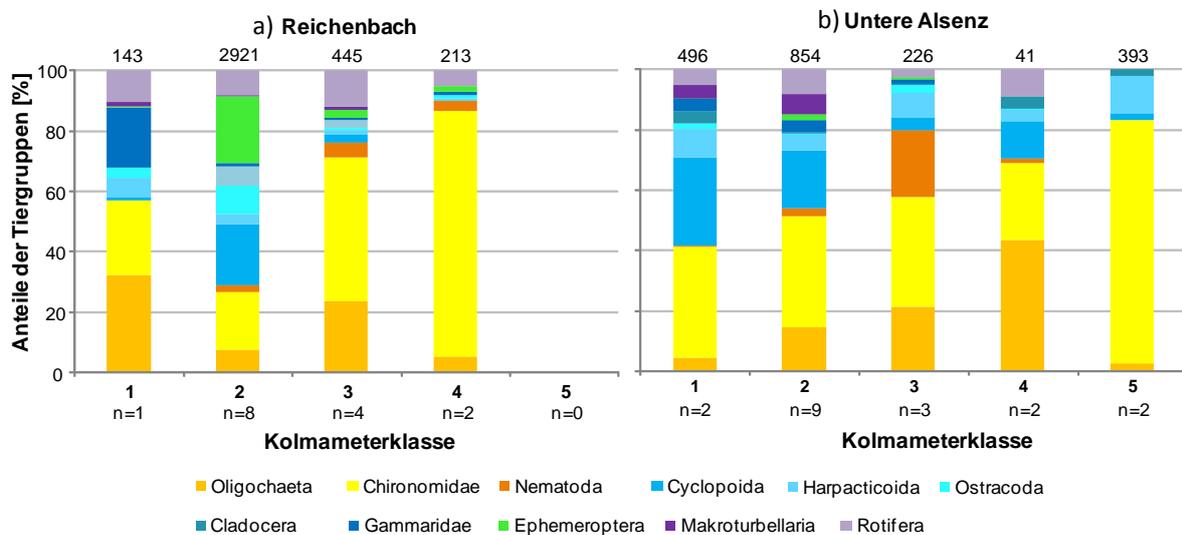


Abbildung 10: Faunistische Zusammensetzung der interstitiellen Meiofauna pro Kolmameterklasse am Reichenbach und an der Unteren Alsenz, auf Großgruppenniveau. Kolmameterklasse 5 fehlt am Reichenbach, da aufgrund starker Verdichtung des Lückensystems keine Pumpprobe genommen werden konnte. Die Gesamtanzahl der Tiere steht über jedem Balken.

Besiedlungsunterschiede zwischen dem Reichenbach und der Unteren Alsenz wurden z. B. bei den Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera) beobachtet. Während im Reichenbach die Ephemeroptera in geringen Tierzahlen bis Stufe 4 vorkamen, wurden an der Unteren Alsenz insgesamt weniger und nur in Stufe 2 und 3 gefunden. Weiter scheinen im Reichenbach die Kolmameterklasse 1 und 2 vertauscht zu sein. Am einzigen Standort, der anhand der Kolmametermessung als nicht kolmatiert eingestuft wurde (RB3), wurden höhere Anteile an Feinsubstratnutzern gefunden als an Standorten, die der Kolmameterklasse 2 zugeordnet wurden. Problematisch ist hier die geringe Anzahl von Standorten. Möglich scheint, dass RB3 falsch zugeordnet wurde. Die Abflussreduktion wurde über den Mittelwert aus drei Kolmametermessungen berechnet. Wird nur der 1. Kolmametermesswert in die Berechnung der Abflussreduktion einbezogen, würde RB3 in der Kolmameterklasse 2 sein.

Die hier vorgestellten Ergebnisse basieren vor allem auf Großgruppenniveau. Es ist davon auszugehen, dass die Auswertung der interstitiellen Meiofauna auf Großgruppenniveau aussagekräftige und belastbare Ergebnisse liefert, die grundsätzlich mit den Analysen artgenauer Bestimmungen vergleichbar sind (BOULTON *et al.* 2003 und 2004, DJEBELJAK 2018 unveröff.).

Im Falle der hier durchgeführten Untersuchungen zeigten die Auswertungen auf Artniveau große Unterschiede zwischen den beiden untersuchten Fließgewässern. Vermutlich haben hier geographische und morphologische Effekte den Einfluss der Kolmation überlagert. Dies war v. a. bei den multivariaten Analysen der Fall. Allerdings liefert die Artbestimmung wichtige Informationen über die Diversität und auch über die Lebensweisen einzelner Arten. Anhand der Taxa-Standortmatrizen der Tabellen 9 und 10 können mit den Artinformationen die vorhandenen Muster zusätzlich interpretiert werden. Die Interstitialfauna setzt sich in den meisten Fällen aus sedimentgebundenen Arten zusammen. Vor allem bei den Harpacticoida (alle Arten), Muschelkrebse (z. B. Gattung *Fabaeformiscandona*) und Wasserflöhe (z. B. Gattung *Alona*) handelt es sich um kleine, meist kriechende Arten (Tab. 9 und 10). Unter den Cyclopoida wurden auch freischwimmende Arten (z. B. *Eucyclops macrusus*, *Acanthocyclops robustus*, *Macrocyclops albicans*, im Interstitial erfasst. Im Interstitial sind regelmäßig auch Insekten und Gammariden aufgetreten, von denen vor allem juvenile Stadien das Lückensystem nutzen. Ihre Stadien sind meist nicht auf Artniveau zu bestimmen, da wichtige Merkmale noch nicht ausgeprägt sind. Diese Tierarten sind aber eher an größere Lückensysteme gebunden.

Tabelle 10: Taxamatrix der interstitiellen Meiofauna, aus dem Reichenbach (RB). Von den Standorten RB 8-10 und RB 18-20 (Kolmometerklasse 5), konnten aufgrund sehr starker Kolmation keine Interstitialproben abgepumpt werden. L. =Larve

Standort	RB3	RB11	RB2	RB1	RB13	RB16	RB5	RB4	RB6	RB14	RB7	RB17	RB12	RB15	
Abflussreduktion [%]	3,59	5,82	7,6	11,7	12,96	13,24	16,92	21,03	22,05	25,31	30,43	31,75	31,98	42,86	
Kolmometerklasse	1	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	3	4	
Crustacea															
Amphipoda	<i>Gammarus spec.</i>	28	1	6	2	14	2	3	1	4		1	1	3	
Harpacticoida	<i>Aithyaella crassa</i>	5	1	11	1	12		2	5	1					
Harpacticoida	<i>Bryocamptus (Rh.) pygmaeus</i>	1	1			4		1			1			1	
Cyclopoida	<i>Paracyclops spec.</i>	2	6	1	4			1							
Ostracoda	<i>Cryptocandona vavrai</i>	1						1							
Ostracoda	<i>Fabaeformiscandona brevicornis</i>	1		5				2							
Ostracoda	<i>Candona candida</i>		3	1		5									
Ostracoda	<i>Cypridoidea gen. spec.</i>		16	1	9	107		4	1	1			1	2	
Cladocera	<i>Chydorus sphaericus</i>		5	1											
Cyclopoida	<i>Acanthocyclops spec.</i>		37	1		32									
Cyclopoida	<i>Diacyclops spec.</i>		1			84							1		
Cyclopoida	<i>Paracyclops fimbriatus</i>		13		1	241				3		4			
Cyclopoida	<i>Diacyclops bisetosus</i>		1												
Ostracoda	<i>Limnocythere inopinata</i>		8		1	25									
Cladocera	<i>Alona quadrangularis</i>		4		1	143									
Cladocera	<i>Alona rectangula</i>		1			3									
Ostracoda	<i>Fabaeformiscandona c.f. breuili</i>			1										1	
Ostracoda	<i>Fabaeformiscandona latens</i>			1											
Cladocera	<i>Disparalona rostrata</i>			2		10					2	9			
Cyclopoida	<i>Diacyclops languidoideus</i>				1			1							
Cyclopoida	<i>Diacyclops charon</i>					13					1				
Cyclopoida	<i>Macrocyclops albidus</i>					130									
Harpacticoida	<i>Bryocamptus (L.) echinatus</i>					2									
Harpacticoida	<i>Bryocamptus minutus</i>					2					1				
Ostracoda	<i>Eucypris pigra</i>					5									
Ostracoda	<i>Fabaeformiscandona vegelini</i>					10									
Cladocera	<i>Ilicryptus sordidus</i>					7									
Harpacticoida	<i>Parastenocaris spec.</i>							1							
Cyclopoida	<i>Acanthocyclops robustus</i>										1				
Cyclopoida	<i>Eucyclops c.f. macrurus</i>										1				
Harpacticoida	<i>fam. gen. spec.</i>	3	1	13		22		13	3	1		3		1	
Ostracoda	<i>fam. gen. spec.</i>	3		32	21		6			1					
Copepoda (L.)	Nauplii	4	9	3	10	28		2		1			1	2	
Cyclopoida	<i>Cyclopoida fam. gen. spec.</i>			4	12			7	1	2		2			
Cladocera	<i>fam. gen. spec.</i>			3	7	2		1							
Sonstige Taxa															
Insecta	Ephemeroptera (L.)	1	19	3	7	566	42		1	6	4	1	2	5	4
Oligochaeta		46	16	66	7	46	36	22	7	10	58	24	10	13	11
Insecta	Chironomidae (L.)	35	34	36	23	162	60	90	150	12	156	4	33	18	173
Nematoda			2	2	2	36	12	4	1	1	5	15	1	1	7
Makroturbellaria		2	3	5			2	4	1	2	1	3	1		
Rotifera		15	37	20	2	154	6	15		5	25	1	14	14	11
Tardigrada		2	6	4	1	46	6	1		3	6		1	11	1
Insecta	andere Diptera (L.)		1				4	3	1	3	5	2			2
Acarí				1						1	1	1			
Polyp				2											
Insecta	Trichoptera (L.)								1						2
Insecta	Heteroptera (L.)									1					
Tierzahl		149	226	222	108	1916	178	176	175	58	271	70	66	67	220
Taxazahl		11	18	17	12	22	9	13	10	13	13	15	7	8	10
Artzahl		5	10	8	6	16	1	6	3	3	4	6	0	2	2
Anteile Lückensystembesiedler [%]		38,64	71,04	46,94	69,52	85,78	32,53	25,63	9,14	48	6,67	34,78	13,73	23,81	7,21
Anteile Feinsedimentbesiedler [%]		61,36	28,96	53,06	30,48	14,22	67,47	74,38	90,86	52	93,33	65,22	86,27	76,19	92,79

Tabelle 11: Taxamatrix der interstitiellen Meiofauna, aus der Unteren Alsenz (AL). Von den Standorten AL9, 10 und 19 (Kolmameterklasse 4 u. 5), konnte aufgrund sehr starker Kolmation keine Interstitialproben abgepumpt werden. L.=Larve

Standort		AL12	AL13	AL3	AL2	AL1	AL14	AL15	AL6	AL4	AL17	AL16	AL7	AL18	AL5	AL8	AL11	AL20	AL21
Abflussreduktion [%]		0	2,52	7,96	8,96	10,7	12,5	12,5	14,9	17	19	22,6	25,3	26,4	26,5	42,7	58,2	66,3	80,6
Kolmameterklasse		1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	4	4	5	5
Crustacea																			
Amphipoda	<i>Gammarus spec.</i>	20		14		2	1	10		1	2	4			3				
Harpacticoida	<i>Nitocrella hibernica</i>	16	1	12	3		1	3	2		1	4	7	3	7	2	2	4	1
Harpacticoida	<i>Attheyella crassa</i>	2							1			1				7			
Harpacticoida	<i>Bryocamptus (Rh.) pygmaeus</i>	4										1							
Cyclopoida	<i>Acanthocyclops spec.</i>	143			3												3		
Cladocera	<i>Alona quadrangularis</i>	15											1						1
Cladocera	<i>Alona rectangula</i>	5									2					1			
Harpacticoida	<i>Bryocamptus (L.) echinatus</i>	4																	
Ostracoda	<i>Fabaeformiscandona c.f. breuilli</i>		1																
Cyclopoida	<i>Diacyclops spec.</i>			4							4								
Cyclopoida	<i>Paracyclops fimbriatus</i>							1						5		3			
Cyclopoida	<i>Diacyclops languidus</i>							1											
Cyclopoida	<i>Diacyclops languidoides</i>								19		4								1
Ostracoda	<i>Candona candida</i>											1			2	1			
Cyclopoida	<i>Paracyclops spec.</i>													1					
Ostracoda	<i>Cryptocandona vavrai</i>													1					
Cyclopoida	<i>Paracyclops poppei</i>														1				
Cladocera	<i>Iliocryptus sordidus</i>																	16	
Cyclopoida	<i>Acanthocyclops robustus</i>																	4	
Cyclopoida	<i>Eucyclops c.f. macrurus</i>																	10	
Cyclopoida	<i>Eucyclops spec.</i>																	3	
Copepoda (L.)	Nauplii	10		1		1		1						1		2	16		
Harpacticoida	<i>fam. gen. spec.</i>	21		1	4		1	2	1	1					2	4			
Ostracoda	<i>Cypridoidea gen. spec.</i>	8								1				3					
Cyclopoida	<i>fam. gen. spec.</i>		2	2				3	84	3	33	2		2		8	18		
Ostracoda	<i>fam. gen. spec.</i>					1	1												
Sonstige Taxa																			
Makroturbellaria		20	1	4	12			3	12	24	3	1							
Oligochaeta		20	2	15	15	4	11	9	23	13	11	24	11	32	5	20	150		1
Insecta	Chironomidae (L.)	159	22	10	8	11	24	43	117	5	35	58	38	34	10	18	82	25	8
Nematoda		2				2	8	2	1		5	7		6	44	2	4		
Insecta	Ephemeroptera (L.)		1		8		2		5	1		1	2						
Rotifera		26	1	5	6	10	4	11	12	8	10	4	3	3		3	32		
Tardigrada		8	2	1			16	5	3		8	8			11	2			
Insecta	andere Diptera (L.)			1	2	1			1	1		3		1					
Acari				1				2		1		4			10				
Polyp																			
Insecta	Trichoptera (L.)			1				1		1				1					
Insecta	Heteroptera (L.)																		
Insecta	Coleoptera (L.)	2				1		1							3	1			
Bivalvia													1	2			2		
Tierzahl		485	33	68	62	34	70	98	282	60	118	128	63	95	98	74	342	29	12
Taxazahl		14	8	10	7	7	8	13	11	9	10	14	7	10	10	11	9	2	5
Artzahl		7	2	2	1	1	2	4	3	1	4	5	2	3	4	5	4	1	3
Anteile Lückensystembesiedler [%]		59,9	20	58,1	55,4	25	14	34,2	46,8	63,5	49	20,7	17	18,9	32,2	42	23,4	13,8	25
Anteile Feinsedimentbesiedler [%]		40,1	80	41,9	44,6	75	86	65,9	53,2	36,5	51	79,3	83,1	81,1	67,8	58	76,6	86,2	75

3.5. Suche nach Indikatororganismen

Um die Reaktion von Organismen auf Stressoren und ihre Eignung als Indikatororganismen zu überprüfen, empfiehlt sich eine Schwellenwertanalyse. Diese wurde mit dem Programm „TITAN“ (Threshold Indicator Taxa Analysis) nach BAKER & KING (2010) durchgeführt. Mit der Methode können kritische Kolmationsbereiche für die Interstitialfauna ermittelt und Indikatorarten identifiziert werden, die für einen gegebenen Gradienten (zunehmende Abflussreduktion/Kolmation) einen Schwellenwert für entsprechende Taxa anzeigen. Hierfür wird für jedes Taxon ein individueller Umschlagspunkt entlang des Gradienten (z. B. Abflussreduktion) ausgemacht (BAKER & KING 2010).

Die Analyse ergab einen kritischen Schwellenwert bei einer Abflussreduktion von ca. 25,32 % ($p < 0,05$). Genau in diesem Bereich der Abflussreduktion ist der Übergang von Kolmameterklasse 2 (leichte innere Kolmation) auf Stufe 3 (mittlere innere Kolmation) (Abb. 11). D. h. ab einer mittleren Kolmameterklasse (Abflussreduktion $>25\%$) ist eine messbare Veränderung der Interstitialbesiedlung zu verzeichnen. In diesem Bereich ist ein Rückgang der Arten im Interstitial zu beobachten (Abb. 11). Ab einer Abflussreduktion von 40% geht die Tierdichte soweit zurück, dass eine Auswertung nicht mehr möglich ist (Abb. 11).

Die Methode identifiziert Gammaridae (Bachflohkrebse, Vertrauensbereich = 0,952) und Makroturbellaria (Strudelwürmer, Vertrauensbereich = 0,994) als geeignete Indikatoren. Von beiden Arten nehmen die Tierzahlen ab Kolmameterklasse 2 stark ab, bzw. fallen bei mittlerer Kolmation, ab Stufe 3, beide Gruppen aus.

Bei beiden Gruppen handelt es sich um größere Organismen, die entsprechend große Zwischenräume beanspruchen. Bachflohkrebse besiedeln saubere Bäche und reagieren rasch und sehr empfindlich auf Störungen wie Versauerung, Verschmutzung oder Struktur- und Substratveränderungen. Bei verstärkter Kolmation nimmt die Porengröße im Lückensystem so stark ab, dass Gammariden nicht mehr ins Interstitial vordringen können. Auch die räuberischen Strudelwürmer können nur in gröbere Lückensysteme vordringen.

Aufgrund der geringen Stichprobenzahlen wurde für die Berechnungen, die Abb. 12 zugrunde liegen, ein niedrigerer „Vertrauensbereich“ (reliability/purity = 0,05) gewählt, um weitere potentielle Indikatorarten abbilden zu können. Demnach nehmen bei zunehmender Abflussreduktion auch die Tiergruppen Harpacticoida, Ostracoda, Ephemeroptera, Ritifera, Tardigrada, Cyclopoida und größere Dipterrelarven ab (Abb. 12). Die berechneten Umschlagspunkte dieser Taxa liegen unter 25 % Abflussreduktion. Nur die Nematoden nehmen ab einer leichten Abflussreduktion zu. Diese Veränderungen sind aber nur für Gammaridae und Makroturbellaria signifikant (Abb. 12). Vermutlich wegen des sehr kleinen Datensatzes.

Deshalb ist davon auszugehen, dass bei einer größeren Stichprobenzahl weitere Indikatortaxa identifiziert werden können. Z. B. ist aus früheren Untersuchungen bekannt, dass die kleinen, im Lückensystem der Bachsedimente lebenden Raupenhüpferlinge (Harpacticoida) sehr gute Indikatoren für die Sedimentbeschaffenheit sind (HAHN 1996). Bei dieser Gruppe konnte in der aktuellen Untersuchung eine kontinuierliche Abnahme mit zunehmender Kolmation festgestellt werden (Abb. 9).

Interessanterweise werden Oligochaeten und Chironomiden, die auf den ersten Blick Indikatoren für Kolmation zu sein scheinen, von der TITAN-Analyse (Threshold Indicator Taxa Analysis) nicht als solche identifiziert. Oligochaeta und Chironomidae sind indifferent. Sie sind eher die Taxa die übrig bleiben, wenn andere Gruppen schon ausfallen (siehe Abb. 10). Das liegt daran, dass sich die Dichten

beider Gruppen nicht signifikant verändern, sondern die Artverschiebung durch den Ausfall anderer Gruppen bedingt ist, die empfindlich auf Feinsedimente reagieren. Oligochäten und Chironomidae und auch die Nematoden sind toleranter gegenüber Feinsedimenten.

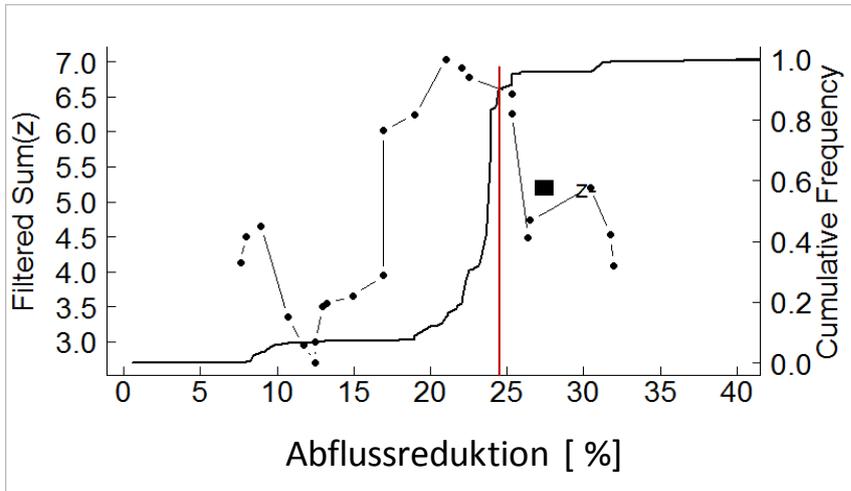
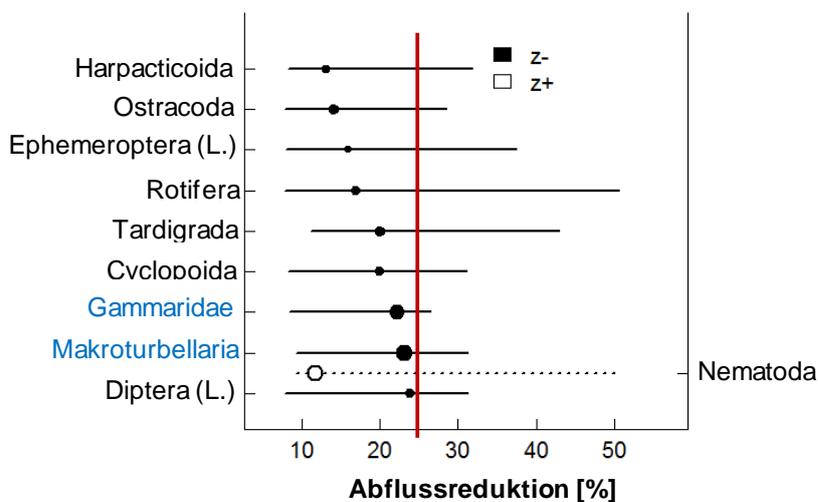


Abbildung 11: Mit TITAN ermittelte Schwellenwerte für die Abflussreduktion anhand der Umschlagpunkte für alle abnehmenden Taxa (Abflussreduktion = 25,32 %) und für die identifizierten Indikator taxa Gammaridae und Makroturbellaria (Abflussreduktion = 21,54 %) auf Grundlage von Bootstrapreplikaten (Wert für purity und reliability=0,95).



Kolmometerklasse	1	2	3	4	5
Abflussreduktion [%]	0-5	5-25	25-42,5	42,5-60	>60

Abbildung 12: Umschlagpunkte und Toleranzbereiche interstitieller Taxa aus Bachsedimenten in Zusammenhang mit zunehmender Abflussreduktion. Rote Linien: ermittelter Schwellenwerte für alle Taxa, die mit zunehmender Kolmation abnehmen. z: Umschlagpunkte für abnehmende (-) und zunehmende (+) Taxa. Blau markierte Taxa: signifikante Indikatororganismen (bei einem Konfidenzintervall von 95%, $p < 0,5$) Um Tendenzen im Auftreten verschiedener Taxa abbilden zu können, wurde die purity und reliability herabgesetzt ($< 0,95$).

3.6 Zusammenhänge der Interstitialfauna mit abiotischen Faktoren

Um Zusammenhänge zwischen der Besiedlungsstruktur und abiotischen Faktoren zu untersuchen, wurde eine multivariate Regressionsanalyse (DISTLM) durchgeführt. Grundlage sind die Faunadaten aus insgesamt 41 Standorten aus dem Sediment des Reichenbachs und der Unteren Alsenz. Dafür wurde aus den Faunadaten auf Großgruppenniveau eine Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix erstellt. Auf dieser Basis wurden mittels der DISTLM abiotische Faktoren ermittelt, die mit den Besiedlungsmustern korrelieren, also die einen Einfluss auf die faunistische Besiedlung haben. Demnach korrelieren die Abflussreduktion ($p = 0,002$) und die geschätzte Detritusmenge ($p = 0,01$) am stärksten mit der Interstitialfauna.

Abbildung 13 zeigt signifikante Korrelationen, die zwischen der Abflussreduktion bzw. der Kolmatmeterklasse und der Zusammensetzung der Interstitialfauna gefunden wurden. So zeigen sich deutlich die stark negativen Zusammenhänge zwischen der Taxazahl, Tierzahl und dem Anteil von Lückensystembesiedlern. Im Vergleich dazu sind die Korrelationen mit den Feinsedimentbesiedlern stark positiv.

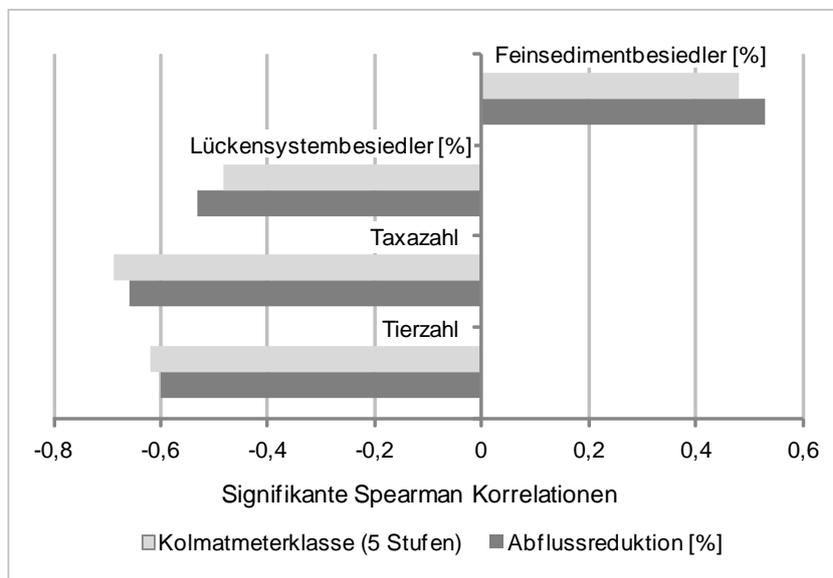


Abbildung 13: Signifikante Spearman Rang Korrelationen mit dem Anteil der Feinsedimentbesiedler (Chironomidae, Oligochaeta, Nematoda) und Lückensystembesiedler (Crustacea, Ephemeroptera, Trichoptera) sowie der Taxa- und Tierzahl ($p < 0,05$).

Die Zusammenhänge zwischen der Fauna und der geschätzten Detritusmenge sind in Abbildung 14 als Boxplots dargestellt. Die gesamten Tier- und Taxazahlen und auch die Dichten einzelner Tiergruppen nehmen signifikant mit der Detritusmenge zu (Spearman-Test: $p < 0,05$). Interessanterweise korreliert die Abflussreduktion nicht direkt mit der Detritusmenge (Spearman-Test: $p < 0,05$) sondern eher indirekt: Beide Faktoren prägen die faunistische Besiedlung, wobei Detritus nur in durchströmten Bereichen ins Interstitial grobklastischer Sedimente eingetragen werden kann.

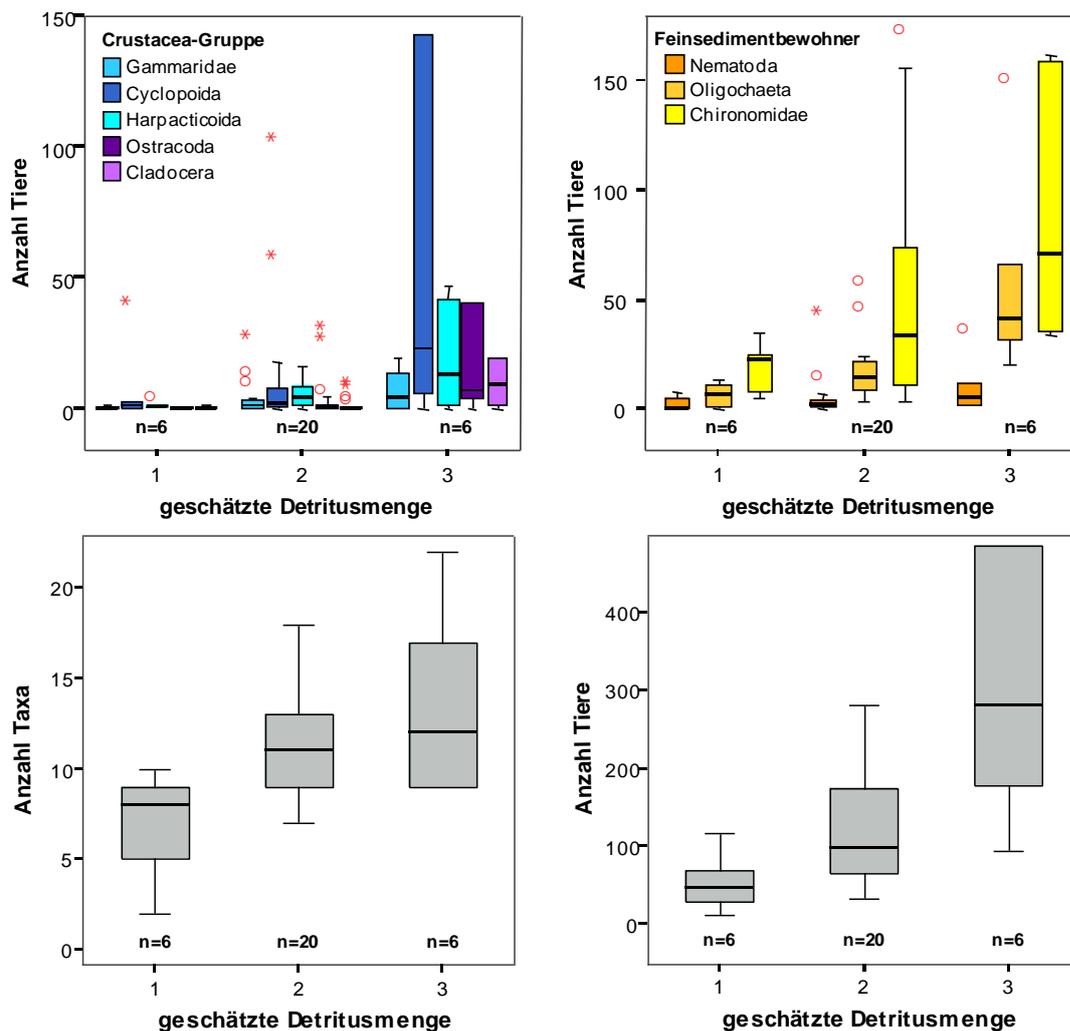


Abbildung 14: Boxplots zeigen signifikante Zusammenhänge zwischen der geschätzten Detritusmenge und der Interstitialfauna aus dem Reichenbach und der Unteren Alsenz (Spearman-Test: $p < 0,05$). Die gemessene Abflussreduktion korreliert aber nicht signifikant mit der geschätzten Detritusmenge (Spearman-Test: $p > 0,05$). Detritusmenge: 1=wenig, 2=viel, 3=sehr viel

3.6.1 Sedimentanalysen

Parallel zu den faunistischen und hydrochemischen Untersuchungen wurden im April und im Mai 2017 Sedimentanalysen entnommen. Ziel war es mit zwei unterschiedlichen Methoden vergleichend zu testen, ob es Korrelationen zwischen der gemessenen Abflussreduktion und der Sedimentbeschaffenheit und der Interstitialbesiedlung gibt. Im April 2017 wurden zwei Methoden getestet. So wurden je 12 Stechzylinderproben und 12 Pumpproben aus der Gewässersohle entnommen. Die Stechzylinderproben wurden für eine grobe Charakterisierung der Sedimente, die Korngrößen von 0,002 mm bis 20 mm und den organischen Kohlenstoff einschloss, genommen (siehe Kapitel 1.5). Für den Vergleich mit der Stechzylinderbeprobung wurden in denselben

Gewässerbereichen 12 Pumpproben von je 1 L entnommen. Aus den Pumpproben wurden Korngrößen von < 0,002 bis 2 mm (Ton, Schluff, Sand) und der organische Kohlenstoff bestimmt.

Im Mai 2017 wurden insgesamt 41 Pumpproben an den untersuchten Standorten entnommen. Bei der Sedimentuntersuchung waren vor allem der Anteil von Feinsedimenten (Ton, Schluff, Sand) und der verwertbare organische Kohlenstoff relevant. Zusätzlich zur Frage, ob die quantitative und qualitative Zusammensetzung der Sedimente mit der Kolmometerklasse und der Fauna korrelieren, sollte auch die Eignung der Methoden - Stechzylinderproben vs. Pumpproben getestet werden.

Vergleich von Stechzylinder- und Pumpproben zur Sedimententnahme

Die Pumpproben zeigen einen leichten Anstieg der Feinsedimente Ton und Schluff in Bereichen der Kolmometerklasse 3 und eine deutliche Abnahme des Sandanteils (Abb. 15a). Im Vergleich dazu zeigen die Stechzylinderproben kaum Unterschiede zwischen den Kolmometerklassen (Abb. 15b). Die Unterschiede in der Sedimentbeschaffenheit zwischen den unterschiedlich stark kolmatierten Bereichen sind aber weder in den Pump- noch in den Stechzylinderproben signifikant (Mann Whitney-Test > 0,05), vermutlich wegen sehr geringer Stichprobenzahlen. Generell scheinen jedoch die Pumpproben plausible Ergebnisse hinsichtlich der Feinsedimentanteile zu liefern.

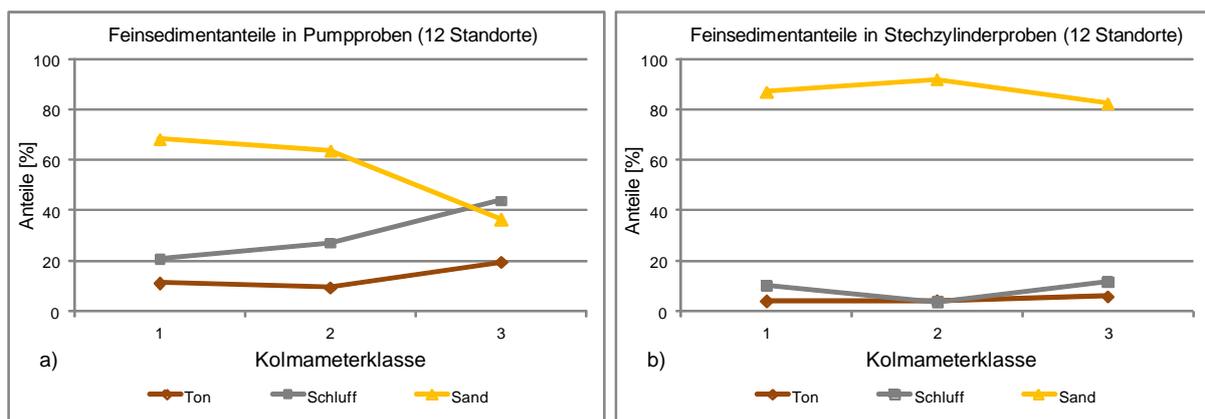


Abbildung 15 Gemittelte Anteile der Feinsedimente in Pumpproben und Stechzylinderproben aus dem Reichenbach und der Unteren Alesenz. Mittelwerte beziehen sich auf jeweils 4 Proben pro Kolmometerklasse.

Bei allen anderen gemessenen Sedimentparametern waren keine klaren Muster erkennbar.

Insgesamt scheinen die Pumpproben hinsichtlich der Feinsedimente zuverlässigere Ergebnisse zu liefern als die Stechzylinderproben. Die Pumpproben haben mehrere Vorteile im Vergleich zu den Stechzylinderproben. Ein großer Vorteil ist der geringere Aufwand der Probennahme und der Probenbearbeitung. Insgesamt wird bei der Pumpmethode weniger Material und eine definierte Wassermenge aus der Gewässersohle entnommen. Die Pumpprobe kann direkt in Probenahmegefäße abgefüllt und an ein Labor verschickt werden kann, während bei Stechzylinderproben mehr Material anfällt, aus dem gröbere Steine aussortiert werden müssen und das Material abgewogen werden muss, das letztendlich an ein Labor versandt wird. Bei Pumpproben ist der Eingriff in die Gewässersohle deutlich geringer als beim Stechzylinder. Die Fehlerquelle, dass v. a. feine Sedimente bei der Entnahme der Pumpprobe weggeschwemmt werden, ist durch rasches Einschlagen des Schlagrohres geringer als beim Eindrehen des Stechzylinders. Das Eindrehen des Stechzylinders ist v. a. bei größerem Gestein der Gewässersohle schwierig bis unmöglich. Während des Eindrehens wird viel Feinsediment weggeschwemmt. Analysen ergaben große

Schwankungsbreiten der Proben. Eine Möglichkeit wäre, aus dem Stechzylinder nur eine „Resuspensionsprobe“ zu entnehmen, um Feinsedimente zu analysieren (MURPHY *et al.* 2015). Diese Methode liefert gute Ergebnisse, ist aber aufwändig. Soll auch gröberes Sediment analysiert werden, sind Stechzylinderproben allerdings von Vorteil, da mit den Pumpproben nur feinkörnigere Fraktionen entnommen werden können.

Feinsedimentanalysen aus Pumpproben von 41 Standorten

Im zweiten Untersuchungsteil wurde die Sedimentzusammensetzung an 41 Standorten ausschließlich aus Pumpproben analysiert. Die Abbildung 14 zeigt die mittleren Anteile von Sand und Feinsedimenten, die an Standorten unterschiedlicher Kolmometerklassen (1-5) gemessen wurden. Die Ergebnisse sind ähnlich wie bei den oben beschriebenen 12 Pumpproben. Der Sandanteil nimmt bei starker innerer Kolmation, ab Stufe 4, stark ab. Der Anteil der Feinsedimente steigt dagegen ab Stufe 4 deutlich an. Wobei der Schluffanteil stark und der Tonanteil nur leicht ansteigen.

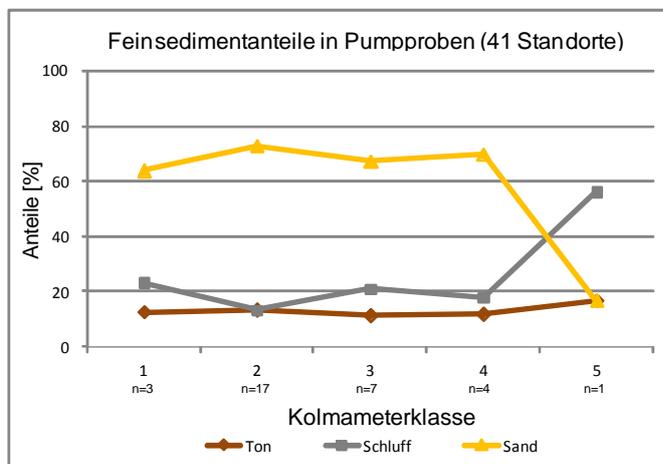


Abbildung 16: Gemittelte Anteile der Feinsedimente, die im Reichenbach und an der Unteren Alsenz abgepumpt wurden. Mittelwerte beziehen sich auf mehrere Standorte pro Kolmometerklasse.

Von allen Sedimentanalysen korreliert nur die geschätzte Detritusmenge mit der Interstitialfauna. Die Zusammenhänge wurden bereits in Kapitel 2.6 dargestellt.

Der Anteil des geschätzten Detritus in Häufigkeitsklassen und des organischen Kohlenstoffs (nicht dargestellt) korrelieren signifikant miteinander (Spearman-Test: $R = 0,569$, $p = 0,01$). Aber sie korrelieren nicht mit der Abflussreduktion bzw. der Kolmometerklasse (Spearman-Test: $p < 0,05$). Auch die Zunahme der Feinsedimente und die Abnahme des Sandanteils, die in Abbildung 15 und 16 dargestellt sind, korrelieren nicht signifikant mit der Abflussreduktion und auch nicht mit der Detritusmenge oder dem organischen Kohlenstoff (Spearman-Test: $p < 0,05$).

Detritus und organischer Kohlenstoff bilden die Nahrungsgrundlage für die interstitielle Meiofauna. Deshalb geben quantitative Analysen des organischen Kohlenstoffs Auskunft über die Nahrungsverfügbarkeit für die Fauna. Die fehlenden direkten Korrelationen zwischen der Interstitialfauna und den quantitativen Sedimentparametern haben vermutlich verschiedene Ursachen. Zum einen gibt es sicherlich ein methodisches Problem, da in vielen Proben zu wenig Material für die Analysen vorhanden war. Hier könnten andere Methoden, wie beispielsweise wasseranalytische Verfahren anstelle von Feststoffverfahren, zu verlässlicheren Ergebnissen führen.

Ein anderer Grund für die fehlenden direkten Korrelationen könnte sein, dass die Sedimentstruktur bei verschiedenen Fließgewässertypen unterschiedlich ist.

Entscheidend für die Fauna ist aber die messbare (ökologisch relevante) Durchlässigkeit der Gewässersohle, die mit dem Kolmameter gemessen werden kann. So variiert die Durchlässigkeit von Sedimenten unter anderem in Abhängigkeit von der Form der Sedimentpartikeln (HÖLTING & COLDEWEY 2012). Dafür sprechen die in Kapitel 2.6 beschriebenen Korrelationen zwischen der Interstitialfauna und der Abflussreduktion. Deshalb korrelieren in dieser Studie Parameter wie Korngröße, Schluff und Tonanteil weniger mit der Fauna.

Bei der faunistischen Bewertung ist deshalb zu beachten, dass nicht die Zusammensetzung der Sedimente, sondern die messbare (ökologisch relevante) Durchlässigkeit der Gewässersohle, wesentlich ist. Dies beinhaltet natürlich auch die ökologische Funktionsfähigkeit der Hyporheischen Zone. Die schädliche Wirkung von Feinsedimenten auf aquatische Tiergemeinschaften wurde schon oft festgestellt (e. g. MURPHY *et al.* 2015, BERGER *et al.* 2016, WHARTON *et al.* 2017). Feinsedimente werden als Stressoren angesehen, da sie zum einen mit toxischen Substanzen belastet sein können, zum anderen zur Verdichtung des Lückensystems in der Sohle von Fließgewässern führen können

Wie die Untersuchungen zeigen, konnten bei sehr starker Kolmation keine Sedimente abgepumpt werden. An einigen weiteren, stärker kolmatierten Standorten war in den Pumpproben zu wenig Material (< 10 g) für die Sedimentanalyse enthalten: Von 41 Feinsedimentproben war nur in 34 % der Proben ausreichend Material vorhanden, um alle Analysen durchzuführen. Dies zeigt, dass für die Feinsedimentanalyse Verfahren sehr hilfreich wären, die mit geringeren Mengen arbeiten können.

Pumpproben sind vermutlich ein guter Ansatz zur Erfassung der Feinsedimente in leicht bis mittel kolmatierten Bereichen. Sehr stark kolmatierte Sedimente, wo eine Wasserentnahme nicht mehr möglich ist, scheiden für diese Methode aus.

3.7 Zusammenhang zwischen Kolmationsmessungen und „Allgemeiner Degradation“

Auch die Untersuchungen an 50 WRRL-Standorten (siehe AP3) ergeben deutliche Zusammenhänge zwischen den Kolmationsmessungen und Bewertungsparametern wie der „Allgemeinen Degradation“, der „Ökologischen Zustandsklasse“ und der Sohlstruktur (Abb. 17, siehe auch AP3). Die Boxplots in Abbildung 17 zeigen eine gute Übereinstimmung der gemessenen, durchschnittlichen Abflussreduktion mit der „Allgemeinen Degradation“ und der Sohlstruktur. Standorte, die im Durchschnitt stärker kolmatiert sind, werden auch im WRRL-Monitoring als stärker degradiert bewertet.

Auffällig ist das Fehlen der Kolmameterklassen 1 und 5, was wohl methodische Gründe hat: Bei der Kolmationsmessung wurden alle „WRRL-relevanten“ Substrate berücksichtigt, sodass sich die Extreme (Kolmameterklassen 1 und 5) bei der Berechnung der Abflussreduktion pro Standort vermutlich „herausmittelten“.

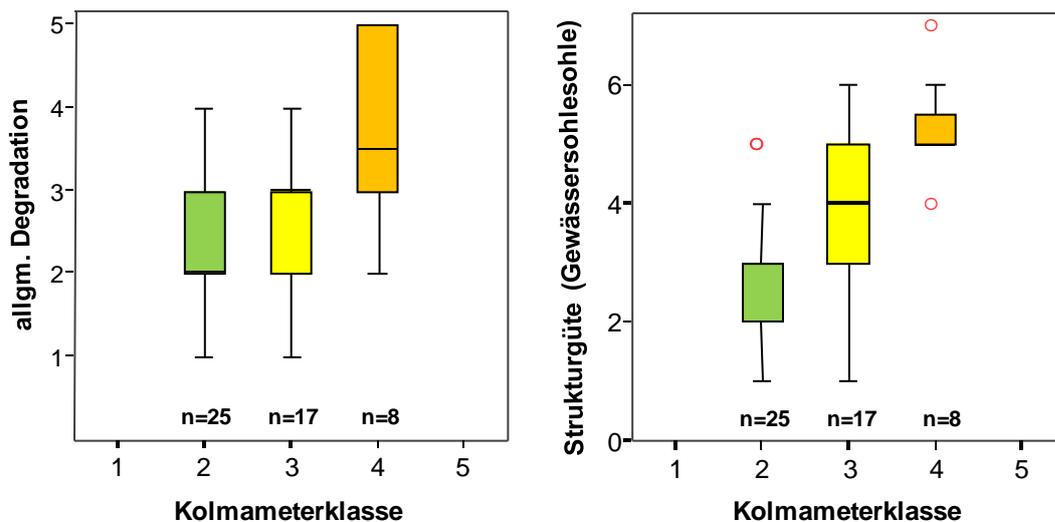


Abbildung 17: Bewertung nach WRRL von 50 WRRL-Standorten, aufgetragen gegen die dort gemessene Kolmation (dargestellt in 5 Kolmameterklassen). Von Stufe 1 bis Stufe 5 nimmt die Kolmation, ermittelt über die Abflussreduktion, zu.

Der Vergleich der Kolmation mit beiden Indizes zeigt sehr deutliche und signifikante Korrelationen über alle Substrate (Spearman-Test: $R > 0,5$ $p > 0,01$ und Abb. 18). Die Korrelationen sind in Abbildung 18 als Balkendiagramm dargestellt. Die Balken zeigen die Stärke signifikanter Korrelationen mit der „Allgemeinen Degradation“ und der „ökologischen Zustandsklasse“ an. Bei der Berechnung der Korrelationen wurden zuerst alle Substrattypen berücksichtigt (X-Achse, alle Substrate). Die Aufteilung der Messungen auf verschiedene Substrate ist in Tabelle 12 aufgelistet. Anschließend wurden verschiedene Filter gesetzt, um zu überprüfen, ob sich die Korrelationsstärken verringern, wenn nur in bestimmten Substraten die Abflussreduktion gemessen wird. Die Substrattypen Mesolithal, Makrolithal und Mikrolithal sind dominierend, sie sind auf der X-Achse im Balkendiagramm aufgetragen (Tab. 12, Abb. 18). Werden nur die größten Substrate beprobt, fallen die Korrelationen zwischen der gemessenen Abflussreduktion und der WRRL-Bewertung ähnlich stark und signifikant aus (Abb. 18).

Bei den feineren Substraten wurden keine signifikanten Korrelationen festgestellt (nicht dargestellt). Das mag an den geringen Stichprobenzahlen liegen. Hier stellt sich die grundsätzliche Frage inwieweit eine quantitative Kolmationsmessung in Bächen mit hauptsächlichlicher Feinsedimentausstattung (z. B. Löss- lehmgeprägte Tieflandbäche, LAWA-Typ 18) einsetzbar ist.

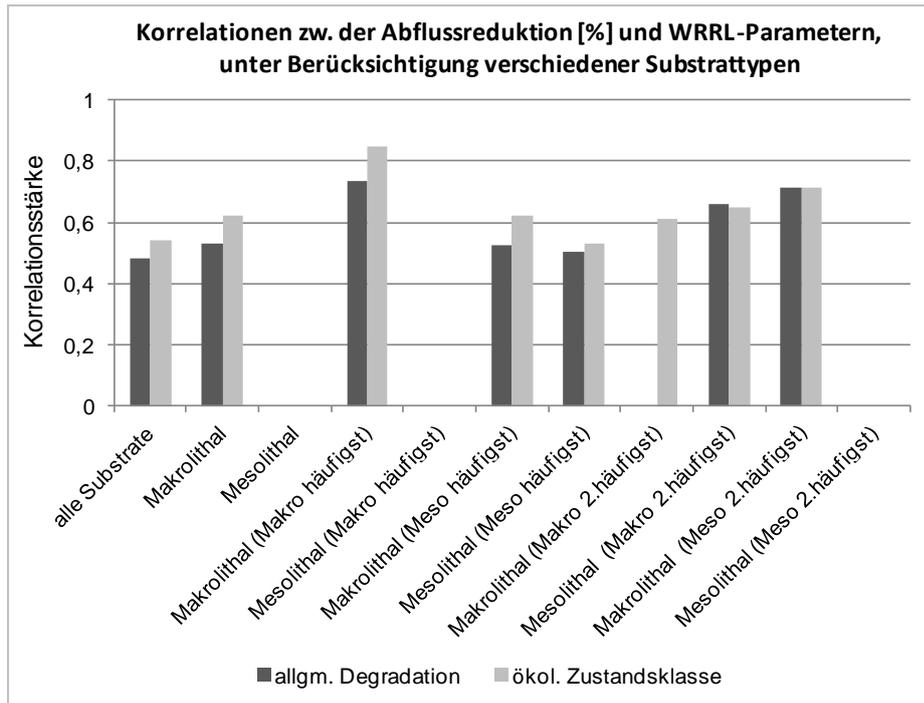


Abbildung 18: Die Balken zeigen die Stärke signifikanter Korrelationen mit WRRL-Parametern an, wenn die Abflussreduktion aller Substrate oder die Abflussreduktion der größten und häufigsten Substrattypen berücksichtigt wird. Bei den feineren Substraten wurden keine signifikanten Korrelationen gefunden.

		Substrattyp			
		Häufigkeit	Prozent	Gültige Prozente	Kumulierte Prozente
Gültig	Akal	33	6,9	6,9	6,9
	Argyllal	7	1,5	1,5	8,4
	Makrolithal	96	20,2	20,2	28,6
	Megalithal	6	1,3	1,3	29,8
	Mesolithal	234	49,2	49,2	79,0
	Mikrolithal	65	13,7	13,7	92,6
	Psammal	6	1,3	1,3	93,9
	Technolithal_1	14	2,9	2,9	96,8
	Technolithal_2	15	3,2	3,2	100,0
	Gesamt	476	100,0	100,0	

Tabelle 12: Häufigkeiten der untersuchten Substrattypen , in denen an insgesamt 50 WRRL-Standorten die Abflussreduktion quantitativ mit dem Kolmameter gemessen wurde.

Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die „Allgemeine Degradation“ und die „ökologische Zustandsklasse“ ganz erheblich von der Stärke der Kolmation beeinflusst werden. Standorte, die im Durchschnitt stärker kolmatiert sind, werden auch im WRRL-Monitoring als stärker degradiert bewertet. Die mit dem Kolmameter gemessene Abflussreduktion scheint demnach ein guter Bewertungsparameter zu sein. Im Umkehrschluss bedeuten die Ergebnisse auch, dass die Koppelung des WRRL-relevanten Makrozoobenthos mit quantitativen Kolmationsmessungen und der bisher nicht berücksichtigten Interstitialfauna sinnvoll für die Bewertung der Kolmation und des ökologischen Zustandes des Gewässers ist.

Die MZB-Bewertung gemäß der EU-WRRL erfordert eine anteilige Beprobung aller Substrattypen > 5 % Anteil, um den ökologischen Zustand des Gewässers zu ermitteln (MEIER ET AL. 2006). Die Ergebnisse der Kolmametermessungen an 50 WRRL-Standorten deuten aber darauf hin, dass Kolmametermessungen in den größten Substraten eines Untersuchungsstandorts ausreichen, um die messbare, ökologisch relevante Durchlässigkeit der Gewässersohle zu erfassen. Diese Ergebnisse bestätigen die Hypothese, dass sich die Kolmation in Grobsubstraten mit großem Lückenraum leichter nachweisen lässt als in Feinsedimenten.

Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass sich für eine rasche, arbeits- und kosteneffiziente Messung der Kolmation, bzw. der Sedimentdurchlässigkeit, z. B. im Rahmen eines Fließgewässermonitorings die Beprobung der größten Substrate zielführend ist. Für andere Fragestellungen wie z. B. die Referenzierung der Sedimentbeschaffenheit bestimmter Gewässertypen scheint dagegen die Erfassung analog der WRRL-relevanten Substrate sinnvoll.

3.8 Anzahl der Kolmametermessungen pro Bachabschnitt

Grundsätzlich stellt sich bei Kolmationsmessung die Frage wie viele Einzelmessungen (Einstiche) mit dem Kolmameter erforderlich sind, um ein reproduzierbares Ergebnis zu erzielen. Bei der Konzeption dieser Studie gingen die Verfasser von der Annahme aus, dass 10 Einstiche pro zu bewertenden Bachabschnitt ausreichend seien. Insgesamt wurden 41 Einstiche an 4 Bachabschnitten in zwei unterschiedlichen Bächen durchgeführt. Im Folgenden wird die Reproduzierbarkeit der Messergebnisse bei gleichzeitiger Reduktion der Einstiche untersucht (Abb 19 und 20). Zunächst wurde die Abflussreduktion für beide Bäche unter Einbeziehung aller Einstiche (100 %) berechnet: Sie ist an der Unteren Alsenz etwas niedriger als im Reichenbach (Abb. 19).

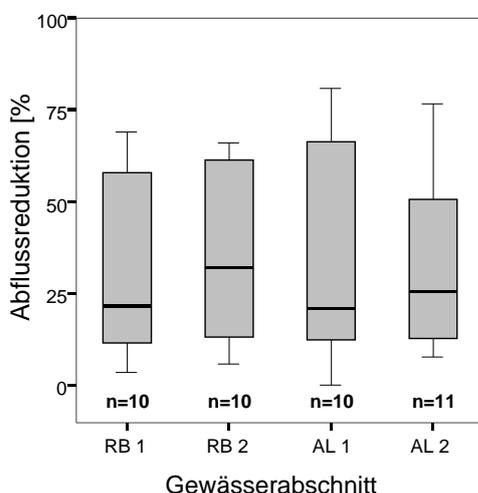


Abbildung 19: Anzahl der Kolmametereinstiche pro Bachabschnitt (10 bzw. 11 Einstiche = 100%). RB = Reichenbach, AL= Untere Alsenz; 1 = Abschnitt 1, 2 = Abschnitt 2

Im Weiteren wurden schrittweise weniger Stichproben (75 %, 50 %, 25 %) per Zufallsgenerator, jeweils dreimal ausgewählt und als Boxplots dargestellt (Abb. 20a-c). Bei 75% aller Einstichwerte lag die Anzahl der Einstiche pro Bach zwischen 6 und 10 (Abb. 20a). Hier ergaben sich bereits leichte Abweichungen zur Referenz (100 %) in Abbildung 19. Im nächsten Schritt wurden nach dem gleichen

Verfahren 50 % aller Einstiche ausgewählt. Hier ergeben sich größere Abweichungen von 100 %, sowohl in der Schwankungsbreite als auch im Median (Abb. 20b). Pro Bach wurden zwischen 4 und 8 Einstiche (50 %) berücksichtigt. Im letzten Schritt wurden nur noch 25% (1-5 Einstiche) der ursprünglich 41 Messungen ausgewählt (Abb. 20c). Dabei zeigten sich stark schwankende Ergebnisse. Dies zeigt, dass mindestens 10 Einzelmessungen nötig sind, um reproduzierbare Ergebnisse der Abflussreduktion für einen Bachabschnitt zu erlangen. Sofern die Messstellen sind einigermaßen repräsentativ verteilt. Nicht zuletzt auch aus Gründen der Kosten- und Arbeitseffizienz, werden deshalb für die Kolmationsmessung 10 Einstiche pro Bachabschnitt empfohlen.

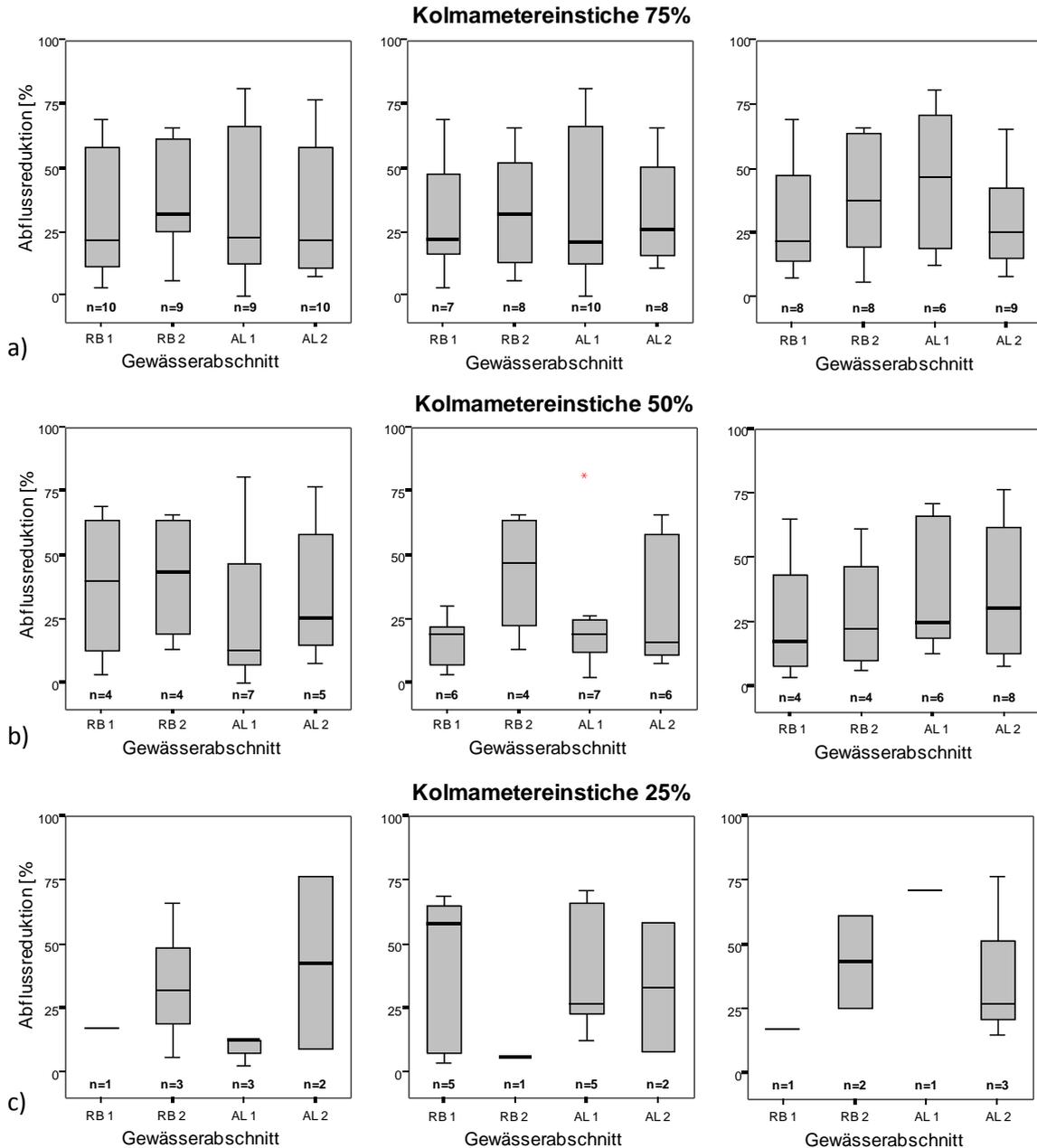


Abbildung 20 a-c: Zufällige Auswahl (Zufallsstichprobe) der Anzahl der Kolmationseinstiche pro Bachabschnitt. Getestet wurde, ob auch ein kleinerer Stichprobenumfang die gemessene Abflussreduktion widerspiegelt. Zufallsstichproben umfassen a) 75%, b) 50% und c) 25% von 10 Kolmationseinstichen pro Bachabschnitt. , je dreimalige Wiederholung) RB=Reichenbach, AL=Untere Alsenz; 1 =Abschnitt 1, 2=Abschnitt 2

3.9 Hydraulischer Gradient:

Der im Schlagrohr im Vergleich zum Bachspiegel gemessene Grundwasserstand (Hydraulischer Gradient) war an Standorten mit Kolmometerklassen 1-4 meist leicht positiv, das heißt der Grundwasserspiegel war geringfügig höher als der Bachspiegel (Abb. 21). Die Schwankungen waren mit wenigen Zentimetern Differenz sehr gering. An stärker kolmatierten Standorten, vor allem der Kolmometerklasse 5, waren die Grundwasserstände dagegen etwas niedriger als der Bachspiegel. Außerdem nahm die Schwankungsbreite der Messwerte mit der steigenden Kolmometerklasse deutlich zu (Abb. 21).

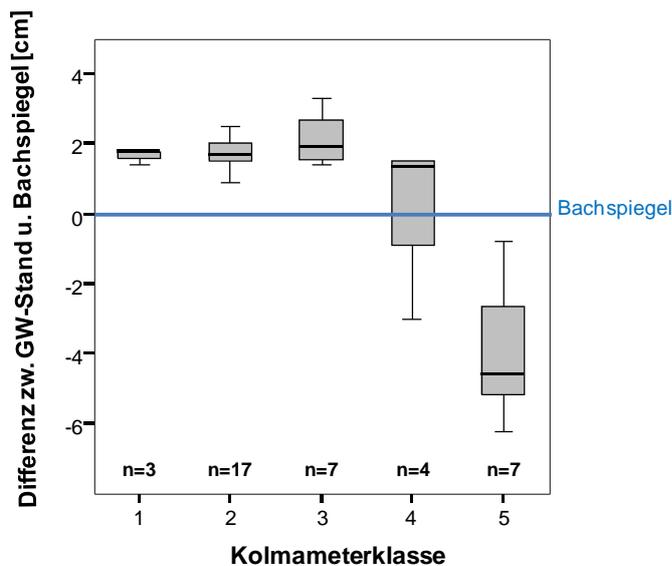


Abbildung 21: Hydraulischer Gradient zwischen Grundwasserstand und fließender Welle im Bach. Ohne Extremwerte.

Die Abnahme des Hydraulischen Gradienten und die steigende Schwankungsbreite mit zunehmender Kolmation, weisen auf methodische Ursachen hin. Möglicherweise strömt in kolmatierten Bereichen das Wasser so langsam nach, dass in der Untersuchungszeit (1-2 Stunden) der tatsächliche, dem Druck entsprechende Interstitialwasserstand im Schlagrohr, nicht erreicht wurde. Das deckt sich mit der Beobachtung, dass an solchen Standorten das Abpumpen von Interstitialwasser nur sehr schwer oder nicht möglich war.

Der in den Untersuchungen benutzte Einspritzdruck des Kolmometers lag bei 0,1 bar, was einer Wassersäule von 1 m entspricht. Die Abweichungen des Hydraulischen Gradienten bewegten sich als in einem Bereich von wenigen Prozent des Einspritzdruckes. Deshalb ist davon auszugehen, dass, zumindest an den untersuchten Standorten der Hydraulische Gradient keinen nachweisbaren Einfluss auf Messergebnisse hat.

3.10 Berechnung der Abflussreduktion

Die Abflussreduktion wurde in der gesamten Auswertung des AP 2 aus dem Mittelwert der drei Messungen berechnet, die pro Einstich durchgeführt werden. Bei den Untersuchungen am Reichenbach und an der Unteren Alsenz hat sich gezeigt, dass diese Korrektur des Mittelwertes sinnvoll ist, wenn die Schwankung der Messungen einer Einstichstelle gleich oder größer als 1 ist. Grund dafür ist, dass die Lanze des Kolmometers in lockeren Sedimenten durch das Einspritzen des Wassers freigespült werden kann bzw. sich die Lanze in stark kolmatierten Bereichen zusetzt und so die drei Messungen stark abweichende Ergebnisse produzieren.

In beiden Fällen erscheint deshalb der erste Messwert als der plausibelste.

An den Kolmometermessungen, die an 50 WRRL-Standorten durchgeführt wurden, wurde keine Mittelwertskorrektur vorgenommen. Grund hierfür ist, dass die Mittelwerte der Abflussreduktion eines Standortes aus 10 Einstichstellen mit je 3 Kolmometermessungen verwendet wurden und sich durch diese Korrektur die mittlere Abflussreduktion kaum verändert.

Für zukünftige Kolmometermessungen wird deshalb eine dreimalige Messwiederholung pro Einstich empfohlen aus denen der Mittelwert berechnet wird. Bei starken Abweichungen (Wert $>\pm 1$) ist aber der erste Messwert für die Berechnung der Abflussreduktion zu verwenden.

4. Zusammenfassung

Die aktuellen Untersuchungen weisen darauf hin, dass sich das Kolmometer für die quantitative, mobile und minimalinvasive Messung der Abflussreduktion/Sedimentdurchlässigkeit in Fließgewässersohlen und damit der Erfassung der Kolmation eignet. Die Ergebnisse waren reproduzierbar und plausibel. Die vorliegenden Ergebnisse weisen auf einen starken Zusammenhang zwischen der Besiedlung und der Sedimentdurchlässigkeit (resp. Kolmation der Gewässersohle) hin. Sowohl das Makrozoobenthos als auch die Interstitial-fauna sind negativ mit der Abflussreduktion, die das Kolmometer im Vergleich zur Messung in reinem Wasser anzeigt, korreliert. Auch die taxonomische Zusammensetzung der Tiergemeinschaften verändert sich mit dem Grad der Abflussreduktion (resp. der Kolmometerklasse).

Es zeigte sich, dass mit abnehmender Sedimentdurchlässigkeit (resp. zunehmender Kolmation) die Besiedlungsdichte und die Diversität zurückgingen. Gleichzeitig gingen Tiergruppen, die grobe Substrate besiedeln, deutlich zurück, während Feinsedimentbesiedler prozentual zunahmen. Bei stärkerer Kolmation kommt es also zu einer Taxaverschiebung der Tiergemeinschaften bis hin zum Ausfall der Besiedlung, in sehr stark kolmatierten Bereichen. Per Schwellenwertanalyse konnte gezeigt werden, dass ab einer mittleren inneren Kolmation (Abflussreduktion ca. 25 %) verschiedene Tiergruppen ausfallen. Dabei scheinen Gammariden und Makroturbellarien als Indikatoren geeignet zu sein, die sensibel auf Feinsedimente reagieren. Es ist davon auszugehen, dass bei vergleichbaren Untersuchungen mit größerer Stichprobenzahl weitere Tiergruppen als Indikatoren für Kolmation identifiziert werden können.

Die Zusammensetzung der Tiergemeinschaften scheint also ein guter Parameter zu sein, die innere Kolmation biologisch zu erfassen und zu bewerten. Weiterhin ist davon auszugehen, dass für die faunistische Bewertung der Kolmation die Bearbeitung auf Großgruppen-niveau (z. B. Ordnung) ausreichend ist.

Für die Analyse von Feinsedimenten im Interstitial scheinen Pumpproben geeigneter als Stechzylinderproben zu sein. Im Vergleich zu den Stechproben, waren die Pumpproben praktikabler in der Handhabung und die Analyseergebnisse plausibler. Für zukünftige Feinsedimentanalysen wären aber Verfahren hilfreich, die mit geringeren Mengen arbeiten können.

Die Untersuchung der quantitativen Abflussreduktion mit dem Kolmameter an 50 WRRL-Standorten deutet darauf hin, dass die „Allgemeine Degradation“ und die „ökologische Zustandsklasse“ ganz erheblich von der Sedimentdurchlässigkeit bzw. Stärke der Kolmation beeinflusst werden. Standorte, die im Durchschnitt stärker kolmatiert sind, werden auch im WRRL-Monitoring als stärker degradiert bewertet. Dies bedeutet, dass die Koppelung des WRRL-relevanten Makrozoobenthos mit quantitativen Kolmationsmessungen und der bisher nicht berücksichtigten Interstitialfauna sinnvoll für die Bewertung der Kolmation (und des Gewässers) ist.

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass je nach Fragestellung es sinnvoll sein kann die Kolmametermessungen an einem Standort auf die häufigsten Substrate zu verteilen oder nur in den größeren (kiesig-schottrigen) Substraten zu messen, um die messbare, ökologisch relevante Durchlässigkeit der Gewässersohle zu erfassen. Pro Standort werden 10 Messstellen (Einstiche) empfohlen, an denen die Abflussreduktion jeweils dreimal wiederholt wird. Der Hydraulische Gradient erwies sich an den untersuchten Standorten als nicht relevant für die Abflussreduktion.

Inhalt Arbeitspaket 3

Überprüfung des Kolmometers an Monitoringstellen gem. WRRL.....	75
1.1. Auswahl Probestellen	75
1.2. Fließgewässertypologie	81
2. Probenahme und Datenerhebung.....	83
2.1. Probenahme Kolmometer	83
2.2. Gewässerstrukturgütekartierung und Kolmationskartierung	83
2.3. Statistische Auswertung	84
3. Ergebnisse.....	85
3.1. Agger/ Leppe/ Naafbach	86
3.1.1. Agger_1.....	87
3.1.2. Agger_2.....	88
3.1.3. Agger_Leppe_1.....	89
3.1.4. Agger_Leppe_2.....	90
3.1.5. Agger_Naafbach_1	91
3.1.6. Agger_Naafbach_2	92
3.1.7. Agger_Naafbach_3	93
3.1.8. Agger_Naafbach_4	94
3.2. Ahrenbach	95
3.2.1. Ahrenbach_1	96
3.2.2. Ahrenbach_2	98
3.3. Anger	99
3.3.1. Anger_1	100
3.3.2. Anger_2	101
3.3.3. Anger_3	102
3.4. Bröl	103
3.4.1. Bröl_1	104
3.4.2. Bröl_2	105
3.4.3. Bröl_3	106
3.4.4. Bröl_4	107
3.4.5. Bröl_5	108
3.4.6. Bröl_6	109
3.4.7. Bröl_Waldbrölbach_7.....	110
3.5. Elzbach.....	111
3.5.1. Elzbach_1.....	112

3.5.2.	Elzbach_2.....	113
3.5.3.	Elzbach_3.....	114
3.5.4.	Elzbach_4.....	115
3.5.5.	Elzbach_5.....	116
3.6.	Erft.....	117
3.6.1.	Erft_1.....	118
3.6.2.	Erft_2.....	119
3.6.3.	Erft_3.....	120
3.6.4.	Erft_4.....	121
3.6.5.	Erft_5.....	122
3.7.	Morsbach.....	123
3.7.1.	Morsbach_1.....	124
3.7.2.	Morsbach_2.....	125
3.7.3.	Morsbach_3.....	126
3.7.4.	Morsbach_Gelpe_1.....	127
3.7.5.	Morsbach_Leyerbach_1.....	128
3.7.6.	Leyerbach_2.....	129
3.7.7.	Leyerbach_3.....	130
3.8.	Nette.....	131
3.8.1.	Nette_1.....	132
3.8.2.	Nette_2.....	133
3.9.	Nister.....	134
3.9.1.	Nister_1.....	135
3.9.2.	Nister_2.....	136
3.9.3.	Nister_3.....	137
3.9.4.	Nister_4.....	138
3.10.	Sieg.....	140
3.10.1.	Sieg_1.....	141
3.11.	Urft.....	142
3.11.1.	Urft_1.....	143
3.11.2.	Urft_2.....	144
3.11.3.	Urft_3.....	145
3.11.4.	Urft_4.....	146
3.12.	Wahnbach.....	147
3.12.1.	Wahnbach_1.....	148

4.	Tabellarische und graphische Zusammenfassung der Ergebnisse	149
5.	Diskussion.....	152
5.1.	Abgleich von PERLODES-Ergebnissen und Kolmometer-Messungen.....	152
6.	Methodenkritik.....	155
6.1.	Schema zur Einordnung von Kolmometer-Messwerten	155
6.2.	Verfahrensanleitung zur Durchführung von Kolmometer-Messungen.....	155
6.3.	Genereller Versuchsaufbau/ Unsicherheiten.....	155
7.	Zusammenfassung.....	156

Arbeitspaket 3:

Überprüfung des Kolmometers an Monitoringstellen gem. WRRL

Kolmation kann als eine Ursache für die Degradation der Makrozoobenthoszönose gelten, da durch diesen Prozess des Feinsedimenteintrags in die poröse Fließgewässersohle bedeutsame Teilhabitate des hyporheischen Interstitials beeinträchtigt werden. Im Rahmen von Arbeitspaket 3 soll ermittelt werden, ob sich großräumig Zusammenhänge zwischen dem Zustand des Makrozoobenthos, erfasst an Monitoringstellen der WRRL, und den ermittelten Kolmometer-Messwerten erkennen lassen. Dies wird an im Zuge der WRRL-Umsetzung regelmäßig beprobten biologischen Messstellen untersucht, für die PERLODES-Daten zu Beprobungen des Makrozoobenthos (MZB) vorliegen.

Das Bewertungssystem PERLODES setzt sich unter anderem aus den Modulen „Saprobie“, „Allgemeine Degradation“ und „Versauerung“ zusammen. Mit Hilfe des modularen Systems können aus den ermittelten Artenlisten Informationen zum Zustand der vorkommenden Artengemeinschaft gewonnen und daraus wiederum die vorherrschenden Belastungen abgeleitet werden. Kolmation wird in PERLODES nicht innerhalb eines Moduls als Stressor behandelt, kann jedoch innerhalb des Moduls „Allgemeine Degradation“ als einer von verschiedenen die Gewässermorphologie beeinflussender Faktor gefasst werden.

Bestimmte bewertungsrelevante Metric-Werte (Core-Metrics), wie beispielsweise der Fauna- oder Rheo-Index, reagieren überwiegend auf gewässerstrukturelle Defizite, wie auf Belastungen mit potamalischer Wirkung (Saprobie, Feinsedimenteinträge) worunter auch Effekte der Kolmation fallen. Fauna- und Rheo-Index werden im Modul „Allgemeine Degradation“ betrachtet. Da die meisten gewässermorphologisch anspruchsvollen Taxa jedoch zugleich auch empfindlich auf andere Stressoren, wie morphologische Defizite oder generell mangelndes Habitatangebot, reagieren, ist in der Regel keine monokausale Problemidentifikation möglich. Dennoch kann im Fall einer hohen allgemeinen Degradation Kolmation als eine mögliche Ursache für die Degradation der Makrozoobenthos-Zönose gesehen werden.

1.1. Auswahl Probestellen

Die Arbeiten zu Arbeitspaket 3 begannen mit der Recherche geeigneter Probenahmelokalitäten in Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz. Dazu wurden die vorliegenden Daten zum biologischen und morphologischen Gewässerzustand, die im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erhoben und archiviert werden, ausgewertet. Die entsprechenden Daten wurden in folgenden Fachdatenbanken recherchiert:

- **NRW:** elwas-web.nrw.de: Fachinformationssystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW. Hrsg: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV)
- **RLP:** geoportal-wasser.rlp.de: Fachinformationssystem Wasser. Hrsg.: Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz

Die Auswahl der 50 Probestellen erfolgte somit mit dem Ziel, in den verschiedenen Gewässertypen Probestellen mit unterschiedlich ausfallenden Ergebnissen der PERLODES-Beprobungen zu identifizieren, um diese innerhalb eines Gewässersystems auftretenden variierenden Ergebnisse der Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten mit den Ergebnissen der Kolmometer-Messungen zu

vergleichen. Dabei wurden, wie im Projektantrag beschrieben, Probenahmestellen mit möglichst unbeeinflusster Gewässerstrukturgüte hinsichtlich der Gesamt- und Sohlstruktur bevorzugt. Diese wurden durch Beprobung weiterer Probestellen mit ggf. abweichenden Eigenschaften ergänzt.

Die Lage der beprobten Gewässer ist **Abbildung 1** zu entnehmen. Um ein breites Spektrum an Fließgewässertypen abzudecken, wurden die in Tabelle 1 dargestellten Gewässertypen ausgewählt.

Übersicht zu in Arbeitspaket 3 beprobten Gewässern

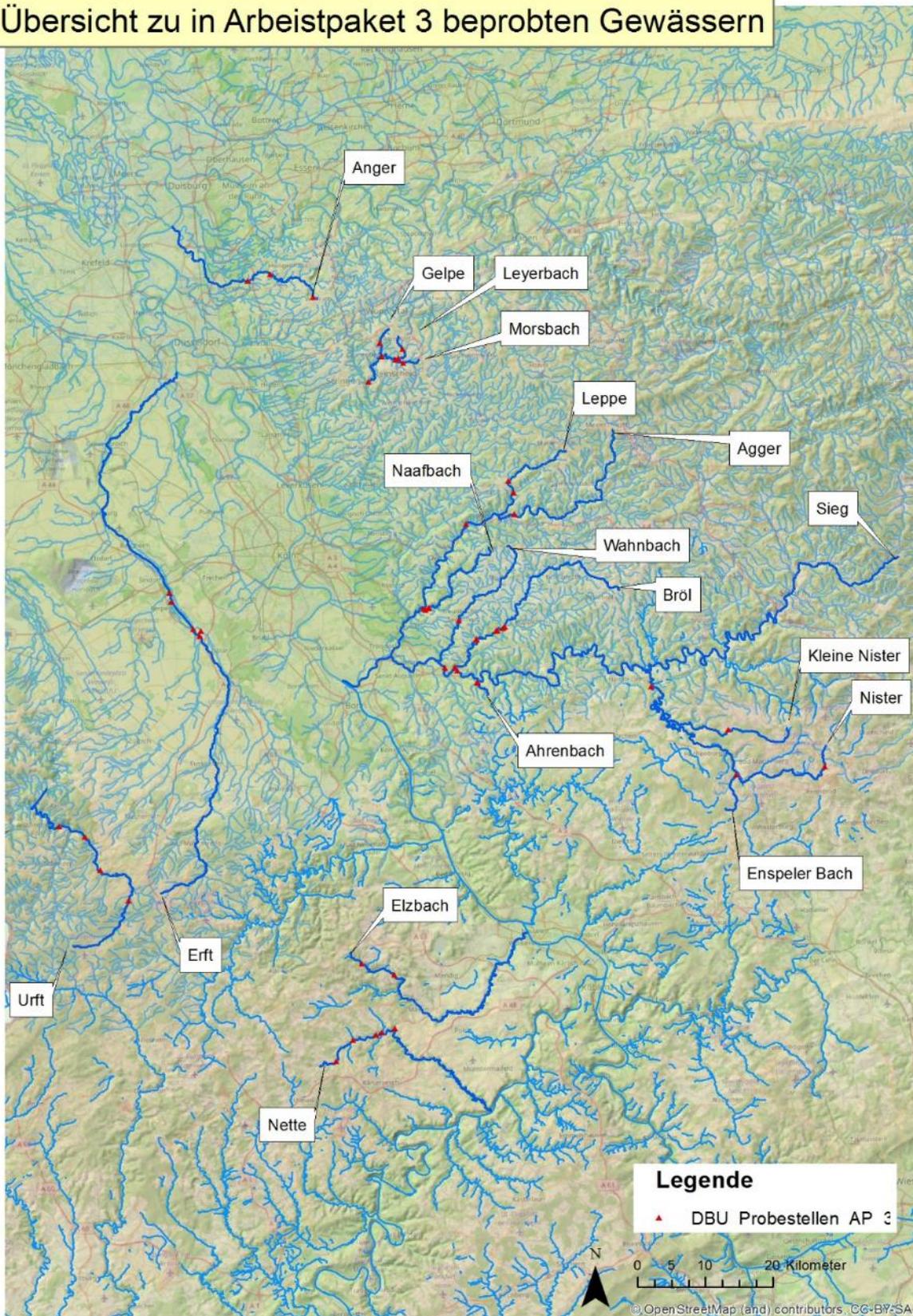


Abbildung 1: Lage der Gewässer mit Probenahmestellen aus Arbeitspaket 3

Tabelle 1: Probestellen Arbeitspaket 3

Lfd. Nr.	Bundesland	Name	Probestellenbez.	GKZ	LAWA-Typ*	PERLODES				Gewässerstrukturgüte	
						Allg. Degradation*	ökolog. Zustandsklasse*	ID Messstelle	Datum	Bewertung Sohle**	Bewertung gesamt**
1	NRW	Agger	Agger_1	2728	9	4	204262	2013	4	4	
2			Agger_2		9	3	203701	2013	5	6	
3	NRW	Agger+ Leppe	Leppe_1	27286	5	2	208103	2005	4 (5)	4 (5)	
4			Leppe_2		5	2	208000	2013	4 (5)	5 (6)	
5	NRW	Agger+ Naafbach	Naafbach_1	272878	5	3	205400	2013	5	5	
6			Naafbach_2		5	3	205461	2013	3	3	
7			Naafbach_3		5	2	205450	2013	3	3	
8			Naafbach_4		5	2	205448	2013	2	3	
9	NRW	Ahrenbach	Ahrenbach_1	-	5	2	Ahrenbach_1	2014	3***	3***	
10			Ahrenbach_2		5	2	Ahrenbach_3	2014	5***	5***	
11	NRW	Anger	Anger_1	2756	7	3	304438	2013	2	2	
12			Anger_2		7	3	304396	2013	6	5	
13			Anger_3		7	5	304580	2013	5	5	
14	NRW	Bröl	Bröl_1	2726	9	3	215004	2014	5	5	
15			Bröl_2		9	2	218200	2014	3	4	
16			Bröl_3		9	3	218108	2014	6	5	
17			Bröl_4		9	2	217852	2014	1	2	
18	NRW	Bröl	Bröl_5	27266	9	2	217815	2014	3	2	
19			Bröl_6		9	1	217803	2014	2	2	
20			Bröl_7		5	2	217700	2014	3	5	
21	RLP	Elzbach	Elzbach_1	2696	5	k.A.	2696893800	2008	5	6	
22			Elzbach_2		5	k.A.	2696893400	2008	3	3	
23			Elzbach_3		5	k.A.	2696892500	2008	3	3	
24			Elzbach_4		5	k.A.	2696893300	2008	6 (3)	6 (4)	
25			Elzbach_5		5	k.A.	2696892300	2008	3	2	

26	NRW	Erft	Erft_1	274	17	2	2	15a	2015	5	5
27			Erft_2	274	17	3	2	15	2017	6	6
28		Erft+ Liblarer Mühlen-graben	Erft_3	27454	17	5	5	137406	2012	5	6
29	NRW	Erft	Erft_4	274	17	1	2	137315	2009	5	6
30		Erft+ Kleine Erft	Erft_5	27456	17	3	3	137558	2012	5	6
31			Morsbach_1		5	3	3	300603	2013	3	4
32	NRW	Morsbach	Morsbach_2	27366	5	2	2	600512	2013	3	3
33			Morsbach_3		5	2	2	320274	2013	2 (4)	3 (4)
34		Morsbach+ Gelpe	Gelpe_1	273664	5	2	2	300615	2013	1	1
35	NRW	Morsbach+ Leyerbach	Leyerbach_1	273662	5	4	4	300573	2006	6 (7)	7
36		Morsbach+ Gelpe	Leyerbach_2	273662	5	2	2	320286	2013	4 (3)	4 (3)
37		Morsbach+ Leyerbach	Leyerbach_3	273662	5	5	5	300550	2006	7	6
38		Nette	Nette_1	2714	5	4	k.A.	2714894300	2008	2 (3)	3
39	RLP		Nette_2		5	2	k.A.	2714893200	2008	2 (3)	3
40		Nister	Nister_1	2724	9	3	3	2724895200	2008	2	3
41		Nister+ Enspeler Bach	Nister_2	27246	5	3	3	2724893100	2007	2	2
42	RLP		Nister_3	27248	5	3	k.A.	2724892900	2007	2	2
43		Nister	Nister_4	2724	5	4	k.A.	2724894600	2008	4 (2)	4 (2)
44	NRW	Sieg	Sieg_1	272	9.2	2	2	215247	2014	1	1
45			Sieg_2		9.2	2	2	214887	2014	3	3
46			Urft_1		9	2	2	109800	2012	2	2
47	NRW	Urft	Urft_2	2822	9	2	2	109502	2012	1	3
48			Urft_3		7	2	2	109204	2012	1	2
49			Urft_4		5	3	3	108406	2012	4 (2)	4 (3)
50	NRW	Wahnbach	Wahnbach_1	27274	5	3	3	219903	2014	2	2

- *: LAWA Typen
- 5: grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche
- 7: grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
- 9: silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
- 9.2: große Flüsse des Mittelgebirges
- 17: Kiesegeprägter Tieflandfluss
- *: Skala 5-stufig
- ** : Erhebung 2011-2013. Skala 7-stufig
- ***: eigene Erhebung 2017
- ****: Planungsbüro Zumbroich, 2014/ 2017
- +: Vorfluter des beprobten Gewässers
- rot:** GSK-Bewertung aus Erhebung 2011-2013 für 2017 angepasst (Begründung s.u.)

Farbskala PERLODES/ Gewässerstrukturgüte

PERLODES/ MZB- Zustand (Allg. Degradation/ ökolog. Zustandsklasse)
1 sehr gut
2 gut
3 mäßig
4 unbefriedigend
5 schlecht

Gewässerstrukturgüte (Sohle/ Gesamtbewertung)
1 unverändert
2 gering verändert
3 mäßig verändert
4 deutlich verändert
5 stark verändert
6 sehr stark verändert
7 vollständig verändert

1.2. Fließgewässertypologie

Als Fließgewässertypen wurden vorrangig solche ausgewählt, in denen die Kolmation von gewässerökologischer Relevanz ist. Dies sind in der Regel grobmaterialreiche Gewässer, in denen sich, sofern sich das Gewässersystem in einem natürlichen oder naturnahen Zustand befindet, eine Biozönose aus strömungsliebenden Arten des Makrozoobenthos und eine an die entsprechenden Bedingungen angepasst Fischfauna ansiedelt. Kolmation kann in diesen Gewässern zu einer Verstopfung des grobporigen Kieslückensystems mit den entsprechenden negativen gewässerökologischen Auswirkungen führen.

In feinmaterialreichen Fließgewässertypen hingegen ist ein hoher Anteil an Feinsedimenten in der Sohle naturgemäß gegeben und die Biota sind an die entsprechenden Bedingungen angepasst. In diesen Gewässern kann man somit bei Vorhandensein von Feinsedimenten in der Sohle nicht von einer eigentlichen Kolmationsproblematik sprechen, da diese hier nicht zu negativen gewässerökologischen Auswirkungen in Form einer Degradation der natürlicherweise vorkommenden Biozönose führen. Somit werden feinmaterialreiche Gewässertypen nicht in die vorliegende Untersuchung einbezogen.

Im folgenden Kapitel werden die beprobten Fließgewässertypen kurz hinsichtlich der Struktur der Sohle im Referenzzustand charakterisiert. Des Weiteren erfolgt eine Kurzbeschreibung charakteristischer Organismen des MZB, die im leitbildgemäßen Zustand des jeweiligen Gewässertyps vorkommen. Die Informationen werden den LAWA-Steckbriefen für die deutschen Fließgewässertypen entnommen (Pottgiesser und Sommerhäuser, 2008).

Fließgewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche

28 der 50 Probestellen (56 %) sind den grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbächen zuzuordnen. Die Gewässersohle besteht überwiegend aus Grobmaterial wie Schotter und Steinen, lokal auch aus Felsrippen aus anstehendem Festgestein. Nur in schwach durchströmten Bereichen wie Stillen oder Gleithangbereichen finden sich auch feinere Substrate. Die Kiese und Schotter bilden zahlreiche großflächige Schotterbänke aus. Das Interstitial ist gut ausgebildet.

Die MZB-Gesellschaft ist sehr artenreich und wird von Arten dominiert, die hinsichtlich der Strömungsbedingungen und der Sauerstoffversorgung sehr anspruchsvoll sind. Des Weiteren herrscht eine Präferenz geringer Wassertemperaturen vor. An Grobsubstrate angepasste Arten des Ernährungsformtypus der Weidegänger dominieren.

Fließgewässertyp 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche

4 der 50 Probestellen (8 %) befinden sich in einem Gewässer des Fließgewässertyps 7. Die Gewässersohle wird von Grobmaterial, insbesondere Steinen und Schottern dominiert, in strömungsberuhigten Bereichen kommen auch feinere Substrate wie Sand und Schlamm vor. Die für Gewässertyp 5 typische Abfolge von Schnellen und Stillen ist in Gewässertyp 7 weniger stark ausgeprägt. Es kann zu einem temporären Trockenfallen der Gewässer kommen.

Die MZB-Gesellschaft ist in permanenten Abschnitten durch eine hohe Arten- und Individuendichte gekennzeichnet, wobei strömungsliebende Arten dominieren.

Fließgewässertyp 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse

11 der 50 Probestellen (22 %) befinden sich in einem Gewässer des Fließgewässertyps 9. In diesem Gewässertyp herrschen allgemein Schotter und Steine neben Kiesen vor. Darüber

hinaus kommen feinere Sedimente in strömungsberuhigten Bereichen oder in den Uferbereichen vor. Typischerweise ist der Gewässertyp durch eine Abfolge ausgedehnter Schotter- und Kiesbänke mit gut ausgeprägtem Interstitial gekennzeichnet.

Die Makrozoobenthoszönose ist im Referenzzustand aufgrund der großen Habitatvielfalt sehr artenreich. Im Bereich der Schnellen dominieren sauerstoff- und strömungsliebende Arten. Daneben kommen auch an Feinsedimente gebundene Arten sowie Arten, die prinzipiell an kleinere und kühlere Gewässer gebunden sind, vor.

Fließgewässertyp 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges

2 der 50 Probestellen (4 %) befinden sich in einem Großen Fluss des Mittelgebirges. In diesem sehr dynamischen Fließgewässertypus kommen zahlreiche verschiedene Habitate in den Substraten Kies, Schotter und Steinen vor. Darüber hinaus sind großflächige feinsedimentreiche, sandig-lehmige Bereiche typisch.

Die MZB-Zönose ist dementsprechend artenreich. Neben potamalen Arten kommen auch verschiedene rhithrale Arten vor, die häufig aus den Nebengewässern eingetragen werden.

Fließgewässertyp 17: Kiesgeprägte Tieflandflüsse

5 der 50 Probestellen (10 %) befinden sich in einem Gewässer des Fließgewässertyps 17. In diesen Fließgewässern dominieren gut gerundete Kiese, daneben kommen auch Steine und Sand vor. Die Substrate werden entsprechend der Strömungsbedingungen sortiert, sodass sowohl Kiesbänke mit gut ausgebildetem Interstitial, aber auch weniger stark durchströmte Sandbänke vorkommen.

In der MZB-Zönose kommen neben rheophilen Hartsubstratbesiedlern auch Arten vor, die an die detritusreicheren Sandablagerungen gebunden sind.

Die Kurzcharakterisierung der beprobten Gewässertypen macht deutlich, dass diese in ihrem Referenzzustand durch eine Dominanz von groben Substraten (Kiese und gröber) gekennzeichnet sind. Feinsedimente machen naturgemäß einen untergeordneten Anteil der vorkommenden Sohlsubstrate aus. Es ist somit davon auszugehen, dass ausgedehnte Kolmationserscheinungen in den hier untersuchten Fließgewässertypen untypisch sind und nur durch anthropogene Einflussnahme auf das Fließgewässerökosystem vorkommen.

Tabelle 2: Anteile der beprobten Gewässertypen

Gewässertyp		n	%
Typ 5	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	28	56
Typ 7	Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	4	8
Typ 9	Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	11	22
Typ 9.2	Große Flüsse des Mittelgebirges	5	10
Typ 17	Kiesgeprägte Tieflandflüsse	2	4

2. Probenahme und Datenerhebung

2.1. Probenahme Kolmometer

Die Probenahme an den WRRL-Monitoringstellen wurde entsprechend der im Rahmen des vorliegenden Projektes entwickelten Verfahrensanweisung durchgeführt (Vgl. Arbeitspaket 1).

Es wurden an den 50 WRRL-Monitoringstellen 50 Kolmometer-Messläufe durchgeführt. Jeder Messlauf mit dem Kolmometer wiederum setzt sich aus 10 Einzelmessungen zusammen, die repräsentativ über die an der Probestelle vorkommenden Substrattypen verteilt werden. Weiter wurden die Substrattypen repräsentativ entsprechend der vorkommenden hydraulischen und räumlichen Spezifikationen, sowie der vorkommenden Strömungsbedingungen und Überströmungstiefen beprobt (vgl. Arbeitspaket 1). Insgesamt wurden an 50 WRRL-Monitoringstellen 500 Kolmometer-Einzelmessungen durchgeführt.

Im Vorfeld der Kolmometer-Messungen wurde eine detaillierte Sohlsubstratkartierung in Anlehnung an das Verfahren nach Meier et al. (2006a) zur Identifizierung der Teilproben durchgeführt.

Entsprechend Meier et al. (2006) wurden an kleinen Fließgewässern 20 – 50 m lange Abschnitte, an großen Fließgewässern 50 – 100 m lange Abschnitte beprobt. Die Beprobung bezog sich dabei insbesondere im Fall von großen Fließgewässern nur auf die durchwatbaren Bereiche.

Sohlbereiche mit anstehendem Fels oder massivem Sohlenverbau können mit dem Kolmometer nicht beprobt werden. Lagen solche natürlichen oder künstlichen Substrate in einem Abschnitt vor, so wurde der Anteil dieser Substrate an der insgesamt zu beprobenden Sohle abgeschätzt und in diesen keine Proben genommen. Dementsprechend floss in diesen Fällen eine geringere Anzahl an Kolmometer-Teilproben genommen, um weiterhin eine repräsentative Probenahme zu gewährleisten.

2.2. Gewässerstrukturgütekartierung und Kolmationskartierung

Wie bereits beschrieben, wurden in den Fachdatenbanken ELWAS-web und geoportal.wasser neben den Ergebnissen des biologischen WRRL-Monitorings auch Gewässerstrukturgütedaten der Erhebungen von 2011 bis 2013 recherchiert. Sofern im Gelände Abweichungen von den 2011 bis 2013 erhobenen Gewässerstrukturgütedaten festgestellt wurden, wurde ergänzend zu den Kolmometer-Messungen eine Gewässerstrukturgütekartierung durchgeführt, um die in den Landesdatenbanken vorhandenen Strukturgütedaten aus den Kartierungen von 2011 bis 2013 zu verifizieren und zu aktualisieren. Dabei kam das Kartierverfahren des LANUV zur Anwendung (LANUV, 2012). Bei offensichtlichen oder erheblichen Bewertungsunterschieden erfolgte eine entsprechende begründete Anpassung der Ergebnisse der Strukturgütekartierungen.

Sofern günstige Bedingungen vorlagen, wurde zudem eine Kolmationskartierung nach Schälchli (2002) durchgeführt, um die Kolmometer-Messwerte ergänzend auch mit dieser Methode vergleichen zu können. Unter günstigen Bedingungen wird das Vorliegen trockenfallender Kiesbänke verstanden, an denen nach Abheben der Deckschicht die Kolmation der darunter liegenden Sedimentschichten optisch-haptisch beurteilt werden kann (Schälchli; 2002). An den restlichen Gewässerabschnitten wurde das Sediment mit Hilfe eines Fluchtstabes oder eines Stiefels aufgewirbelt, um eine grobe Einschätzung der Kolmation als Abgleich zu den ermittelten Kolmometer-Messwerten zu erlangen.

2.3. Statistische Auswertung

Zur Aufdeckung von möglichen Korrelationen zwischen den Variablen „Kolmometer Klasse“ und „PERLODES allgemeine Degradation“ wurden die ordinal skalierten Werte statistisch untersucht. Dazu wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman ermittelt.

Sowohl für die Kolmometer-Klasse als auch für den Parameter „PERLODES allgemeine Degradation“ werden die Werte in 5 Klassen unterteilt. Es ist festzuhalten, dass die jeweiligen Klassen nicht zwingend miteinander korrelieren müssen. Das bedeutet, dass bei Vorliegen einer allgemeinen Degradation der Klasse 5 nicht unbedingt auch eine Kolmometer-Klasse von 5 gemessen werden muss. Dies ist damit zu begründen, dass die Faktoren, die zu einer schlechten allgemeinen Degradation führen, nicht allein auf Kolmationseffekte zurückzuführen sind. Vielmehr können auch Faktoren wie eine allgemeine Degradation der Sohle (fehlende Sohlsubstrat-/ Strömungsvielfalt etc.), die nicht direkt mit einer Kolmationsproblematik einhergehen, verantwortlich für eine hohe allgemeine Degradation der MZB-Gesellschaft sein.

Dennoch kann Kolmation, wie beschrieben, als ein möglicher Grund für eine generell höhere allgemeine Degradation der MZB-Zönose gelten, sodass angenommen wird, dass beide Parameter korrelieren, dass also tendenziell an jenen Probestellen, an denen im Rahmen des WRRL-Monitorings eine hohe allgemeine Degradation festgestellt wurde, auch ein hoher Wert der Kolmation festgestellt wird.

3. Ergebnisse

In den folgenden Kapiteln werden die Probestellen kurz hinsichtlich ihrer gewässermorphologischen Ausgestaltung charakterisiert und die Messergebnisse vorgestellt. Dabei werden insbesondere die Messergebnisse des biologischen WRRL-Monitorings sowie die Kolmometer-Messergebnisse gegenübergestellt.

Des Weiteren erfolgt eine tabellarische Auflistung der klassifizierten Kolmometer-Messwerte (s. Arbeitspaket 1) sowie der Indexwerte des biologischen Monitorings. Als zusätzliche Informationen werden die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierungen als Indexwerte für die Sohle und die Gesamtbewertung aufgeführt. Sofern eine Anpassung der 2011 bis 2013 erhobenen Daten zur Gewässerstrukturgüte erfolgte, wird eine Begründung für die jeweiligen Parameter angegeben.

Für jede Probestelle wird zusätzlich ein charakteristisches Übersichtsfoto, auf dem alle oder manche der Teilproben der Kolmometer-Beprobungen sowie der jeweilige Substrattyp verortet sind, dargestellt. Die Farbgebung der Teilproben gibt das klassifizierte Ergebnis der Kolmometer-Messungen wieder. Auf dem Übersichtsfoto werden des Weiteren die Fließrichtung, der Stromstrich (sofern hydrogeomorphologisch relevant) sowie die im Abschnitt vorhandenen Rauschflächen dargestellt.

Die Ergebnisse der Kolmometer-Messungen, der Makrozoobenthos-Bewertungen sowie der Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierungen werden wie folgt mit folgender Klassifizierung dargestellt:

Kolmometer-Messungen		PERLODES/ MZB- Zustand (Allg. Degradation/ ökolog. Zustandsklasse)		Gewässerstrukturgüte (Sohle/ Gesamtbewertung)	
1	keine Kolmation	1	sehr gut	1	unverändert
2	schwache innere Kolmation	2	gut	2	gering verändert
3	mittlere innere Kolmation	3	mäßig	3	mäßig verändert
4	starke innere Kolmation	4	unbefriedigend	4	deutlich verändert
5	vollständige innere Kolmation	5	schlecht	5	stark verändert
				6	sehr stark verändert
				7	vollständig verändert

3.1. Agger/ Leppe/ Naafbach

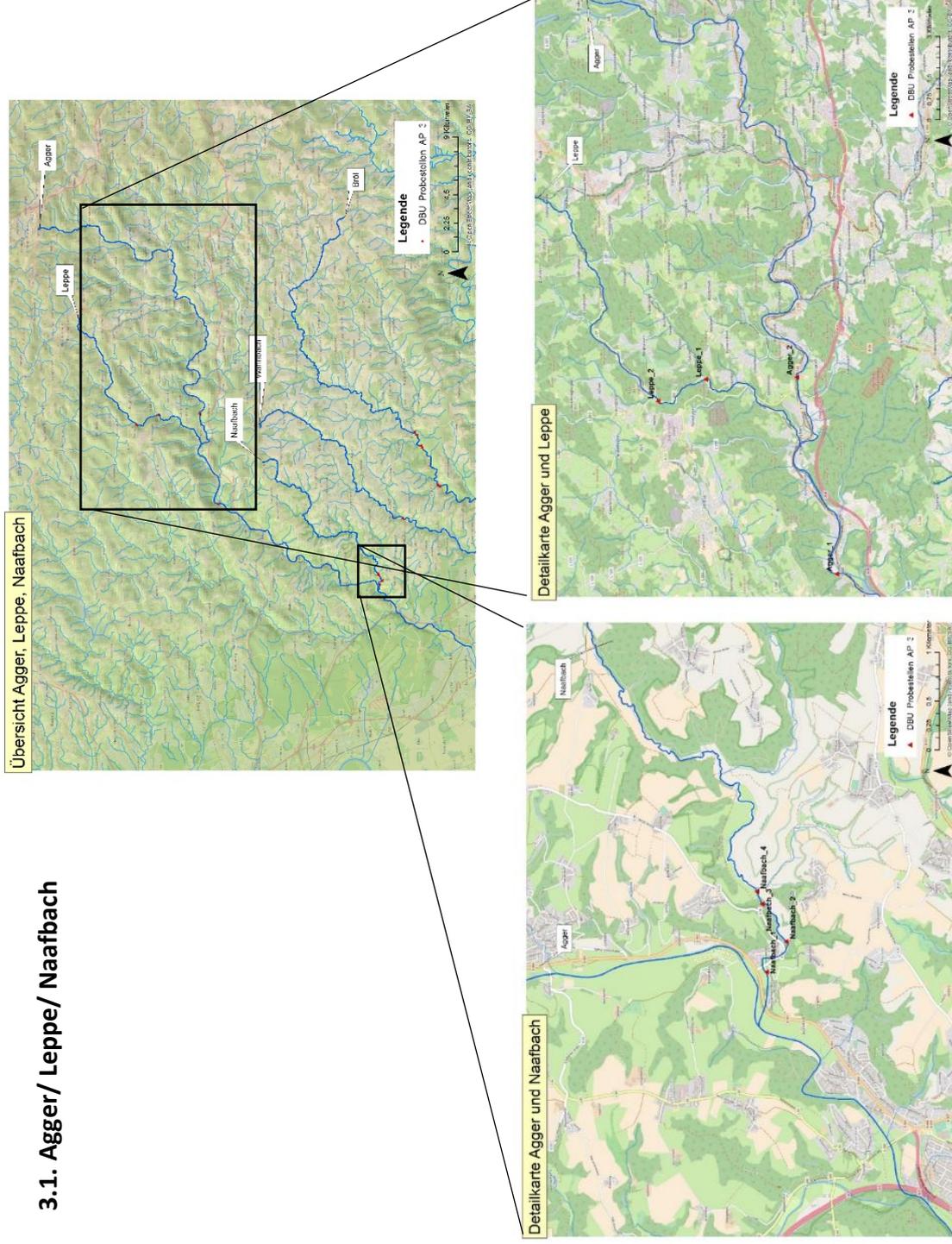


Abbildung 2: Übersichts- und Detailkarten zur Lage der Probestellen in Agger, Naafbach und Leppe

3.1.1. Agger_1

Kurzbeschreibung: Probestelle Agger_1 (Typ 9) liegt innerhalb einer etwa 2,5 km langen Ausleitungsstrecke bei Ehreshoven und oberhalb der Einleitung aus der Kläranlage Ehreshoven. Zum Zeitpunkt der Probenahme ist die Wasserführung gering und die Sohle durchweg stark veralgt. Es findet sich innerhalb der Probestelle keine ausgeprägte Rausche, sodass die Strömungsdiversität gering ist. Zu 40 % besteht die Sohle aus anstehendem Fels, sodass in diesen Bereichen keine Kolmameter-Proben genommen werden konnten. Es ergeben sich sechs Teilproben, aus denen als Mittelwert die Kolmationsklasse errechnet wird.

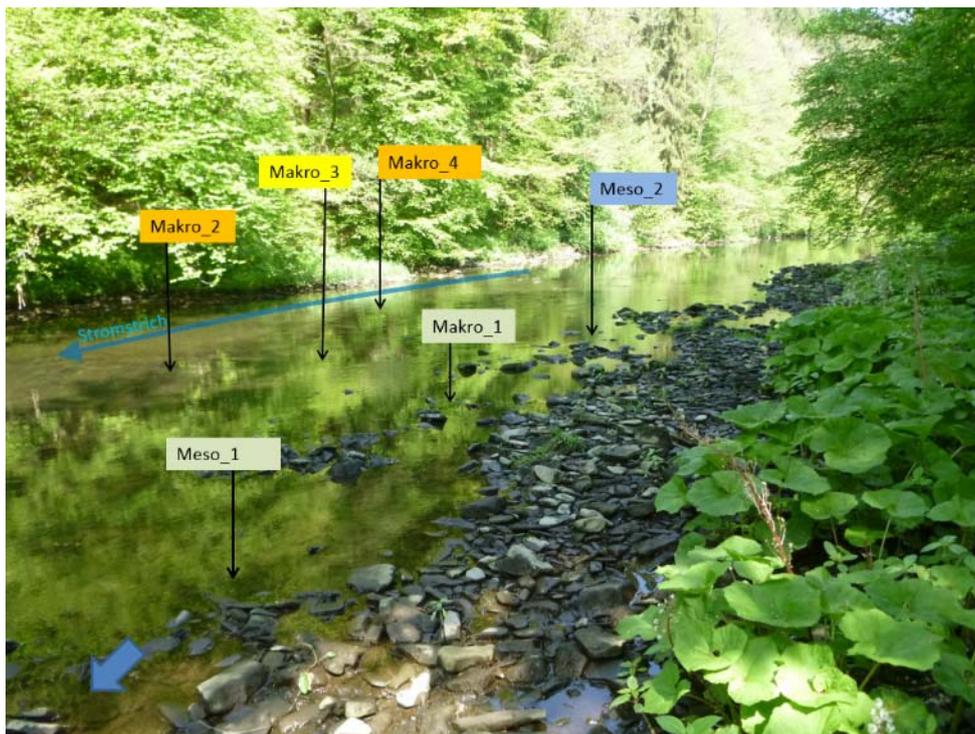


Abbildung 3: Probestelle Agger_1 mit Verortung und Bewertung der 6 Kolmameter-Teilproben

Interpretation der Kolmameter-Messwerte:

	Kolmameter Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Agger_1	3	4	4	4	4

An Probestelle Agger_1 geht eine mit dem Kolmameter ermittelte Kolmationsklasse von 3 mit einer allgemeinen Degradation von 4 einher. Die etwas schlechtere Bewertung des Makrozoobenthos von 2013 kann auf verschiedene Faktoren wie stoffliche Einflüsse durch die unterhalb befindliche Kläranlageneinleitung zurückgeführt werden.

Die 2017 vorgefundene starke biologische Kolmation, Veralgung und allgemein geringe Abflussdynamik im Bereich der Ausleitungsstrecke schlägt sich in einer mittleren Kolmationsstufe nieder. Dieser Befund kann unter anderem auf die geringe Verfestigung der biologischen Kolmationshorizonte und eine daraus resultierende schlechte Messbarkeit mit Hilfe des Kolmometers zurückzuführen sein.

3.1.2. Agger_2

Kurzbeschreibung: Probestelle Agger_2 (Typ 9) liegt innerhalb des Rückstaubereiches eines Querbauwerkes oberhalb der Kläranlage Bellingroth. Zum Zeitpunkt der Probenahme ist die Sohle in flacheren Bereichen des teilweise besonnten Abschnitts veralgt. Der Abschnitt befindet sich im Rückstaubereich des QBW_687, sodass sich im Bereich der Probestelle keine ausgeprägte Rausche findet. Somit ist die Strömungsdiversität sehr gering. Zu 30 % besteht die Sohle aus anstehendem Fels, sodass in diesen Bereichen keine Kolmameter- Teilproben genommen werden können. Die sieben Kolmameter-Teilproben beziehen sich genau wie die MZB-Beprobungen nur auf die durchwatbaren Teile des Gewässers.



Abbildung 4: Probestelle Agger_2 mit Verortung und Bewertung von 4 der 7 Komameter-Teilproben

Interpretation der Kolmameter-Messwerte:

	Kolmameter Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Agger_2	3	3	3	5	6

An Probestelle Agger_2 geht eine mit dem Kolmameter ermittelte Kolmationsklasse von 3 mit einer allgemeinen Degradation von 3 einher. Die ähnliche Bewertung des Zustands der Makrozoobenthos-Zönose von 2013 sowie des Kolmationszustandes von 2017 deutet darauf hin, dass Kolmation neben stofflichen Einflüssen sowie hydromorphologischen Beeinträchtigungen im Rückstaubereich als Belastungsfaktor für das Makrozoobenthos angenommen werden kann.

3.1.3. Agger_Leppe_1

Kurzbeschreibung: Probestelle Leppe_1 (Typ 5) befindet sich unterhalb eines Durchlasses und 2,5 m hohen Absturzes (QBW_667). Das Umfeld ist von landwirtschaftlichen Nutzungen geprägt. Das Gewässer ist im Bereich des Durchlasses an den Ufern verbaut. Die meist besonnte Probestelle ist überwiegend durch Schotter, Kies und Feinkiese sowie Steinschüttungen an den Ufern sowie innerhalb des Durchlasses gekennzeichnet. Optisch bzw. durch Aufwirbeln von Sediment lässt sich keine erhebliche Kolmation feststellen. Es findet sich eine ausgedehnte Rausche im Abschnitt, sodass die Strömungsvielfalt mäßig bis groß ist.



Abbildung 5: Probestelle Leppe_1 mit Verortung von 5 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Leppe_1	2	2	2	4 (5)	4 (5)

An Probestelle Leppe_1 ergibt sich hinsichtlich der Beurteilung der Kolmation mit einer Gesamtklasse von 2 eine gute Bewertung der Kolmation, die mit der Bewertung der allgemeinen Degradation von 2 korreliert. Da nicht kolmatiertes, naturnahes Sohlsubstrat dominiert, scheint die mit Hilfe des Kolmometers ermittelte Bewertung der Kolmation mit Klasse 2 schlüssig.

Begründung für Anpassung der GSK-Daten:

Die 2011-2013 erhobene Bewertung der Gewässerstruktur erscheint sowohl hinsichtlich der Bewertung der Sohle als auch des Gesamtzustandes des Gewässers zu schlecht. Daher wurde 2017 die Bewertung des Abschnitts für die Sohle von 5 auf 4 geändert, da zwar mehrfach künstliche oder naturraumfremde Substrate über eine längere Strecke innerhalb des Durchlasses vorkommen, jedoch deutlich naturraumtypische Substratverhältnisse über 30 – 50 % des Gewässerabschnitts vorherrschen.

Auch die Gesamtbewertung wurde angepasst, da eine deutliche, jedoch anthropogen geprägte Krümmung besteht sowie da mehrfach natürliche Längsprofilelemente vorkommen. Des Weiteren liegt ein vergleichmäßigt, verfallendes Regelprofil mit mäßiger Breitenvarianz mit überwiegend deutlich naturraumtypischem Gehölzsaum vor.

3.1.4. Agger_Leppe_2

Kurzbeschreibung: Probestelle Leppe_2 (Typ 5) befindet sich oberhalb eines nur die Ufer beeinträchtigenden Durchlasses. Das Gewässer ist im Bereich des Durchlasses an den Ufern massiv, ansonsten mit teils verfallenden Steinschüttungen verbaut. Die teils beschattete Probestelle ist überwiegend durch Schotter, Kies und Feinkiese und eine relativ homogene Sohlstruktur geprägt. Optisch bzw. durch Aufwirbeln von Sediment lässt sich keine erhebliche Kolmation feststellen. Teile der Sohle sind mit dünnen Algenfilmen überzogen. Es findet sich eine Rausche im Abschnitt, sodass die Strömungsvielfalt mäßig ist.

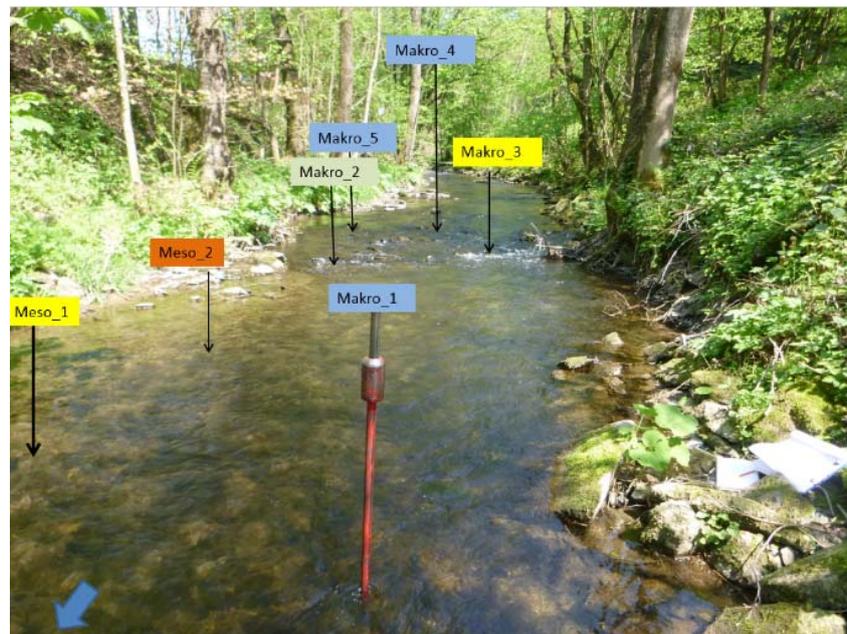


Abbildung 6: Probestelle Leppe_2 mit Verortung von 7 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Leppe_2	2	2	2	4 (5)	5 (6)

An Probestelle Leppe_2 ergibt sich hinsichtlich der Beurteilung der Kolmation mit einer Gesamtklasse von 2 eine gute Bewertung der Kolmation, die mit der Bewertung der allgemeinen Degradation von 2 korreliert. Da nicht kolmatiertes, naturnahes Sohlsubstrat dominiert, scheint die mit Hilfe des Kolmometers ermittelte Bewertung der Kolmation mit Klasse 2 schlüssig.

Begründung für Anpassung der GSK-Daten:

Die 2011-2013 erhobene Bewertung der Gewässerstruktur erscheint sowohl hinsichtlich der Bewertung der Sohle als auch des Gesamtzustandes des Gewässers zu schlecht. 2017 wurde die Bewertung des Abschnitts für die Sohle von 5 auf 4 geändert, da zwar relativ einförmige Substratverhältnisse vorliegen, jedoch künstliche oder naturnaherfremde Substrate nur selten innerhalb des Durchlasses vorkommen. Es herrschen deutlich naturnahetypische Substratverhältnisse über 30 – 50 % des Gewässerabschnitts vor. Auch die Gesamtbewertung wurde angepasst, da eine leichte, jedoch anthropogen geprägte Krümmung besteht und selten natürliche Längsprofilelemente vorkommen. Es liegt ein vergleichmäßigt, stark eingetieftes Regelprofil mit geringer Breitenvarianz mit überwiegend deutlich naturnahetypischem Gehölzsaum vor.

3.1.5. Agger_Naabach_1

Kurzbeschreibung:

Bei Probestelle Naabach_1 (Typ 5) handelt es sich um ein leicht verfallendes Ausbauprofil mit beidseitig weitgehend intakten Steinschüttungen. Weiträumig ist der Gewässerabschnitt durch eine Abfolge mehrerer Rampen/ Gleiten strukturiert, die starken Rückstau erzeugen. Auch innerhalb der Probestelle selbst findet sich eine Gleite. Das Gewässer ist relativ stark getrübt und wegen des Ausbauzustands beträgt die Wassertiefe etwa 0,5 bis 1 m, sodass die Sohle schlecht sichtbar ist und Kolmation optisch kaum beurteilt werden kann. Die Substratverhältnisse (Steinschüttungen dominieren, daneben Sand und Feinkies) können mit Hilfe eines Fluchtstabes abgeschätzt werden.



Abbildung 7: Probestelle Naabach_1 mit Verortung von 5 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Naabach_1	4	3	3	5	5

Mit dem Kolmometer wird an Naabach_1 eine Kolmation der Klasse 4 ermittelt, was auf eine starke Kolmationsproblematik hindeutet. Die allgemeine Degradation und ökologische Zustandsklasse des Makrozoobenthos liegen bei Klasse 3, was in etwa mit der gemessenen Kolmationsklasse einhergeht. Es ist somit festzuhalten, dass am Unterlauf des Naabaches die 2017 festgestellte Kolmationsproblematik neben weiteren strukturellen Mängeln mitverantwortlich für die Degradation des Makrozoobenthos sein kann.

3.1.6. Agger_Naafbach_2

Kurzbeschreibung: An Naafbach 2 (Typ 5) liegt ein relativ naturnahes Profil vor, das nur am Prallhang am rechten Ufer lokal mit Steinschüttungen befestigt ist. Das Gewässer ist leicht getrübt, die Substratverhältnisse jedoch dennoch wegen der überwiegend geringen Fließtiefe gut erkennbar. Die Strömung- und Sohlsubstratvielfalt sind groß. Es liegt keine äußere Kolmation vor.

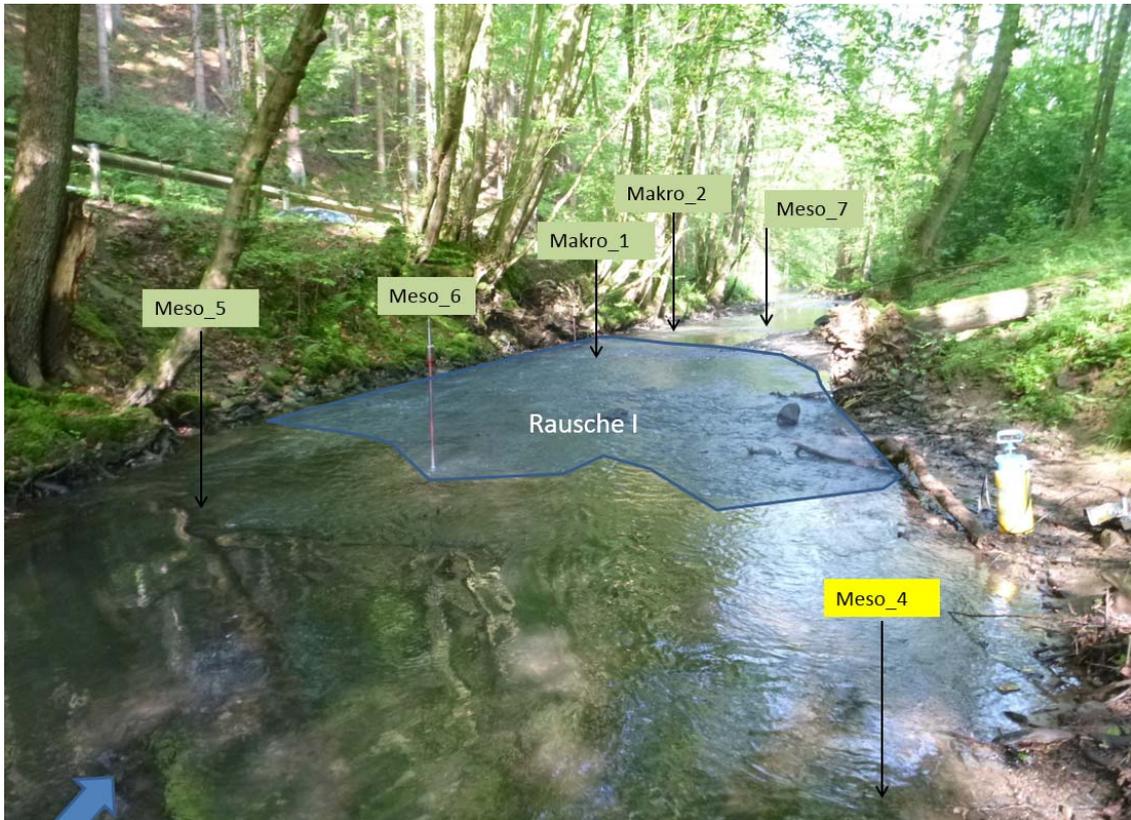


Abbildung 8: Probestelle Naafbach_2 mit Verortung von 6 der 10 Kolmameter-Teilproben

Interpretation der Kolmameter-Messwerte:

	Kolmameter Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Naafbach_2	2	3	3	3	3

An Probestelle Naafbach_2 werden mit dem Kolmameter geringe Kolmationsgrade ermittelt, die der Klasse 2 zuzuordnen sind. Die Werte der allgemeinen Degradation und der ökologischen Zustandsklasse zeigen schlechtere Werte der Klasse 3 an.

Es ist festzuhalten, dass an Naafbach_2 voraussichtlich nicht Kolmation als Ursache für eine Degradation der Makrozoobenthos-Zönose gelten kann, sondern dass hier andere, nicht bekannte Faktoren zu einer Beeinträchtigung des MZB führen.

3.1.7. Agger_Naafbach_3

Kurzbeschreibung: An Naafbach_3 (Typ 5) liegt ein annähernd naturnahes Profil vor, das nur sehr lokal am rechten Ufer mit Steinschüttungen befestigt ist. Das Gewässer ist leicht getrübt, die Substratverhältnisse jedoch wegen der überwiegend geringen Fließtiefe gut erkennbar. Die Strömung- und Sohlsubstratvielfalt sind groß. Es liegt keine äußere Kolmation vor.



Abbildung 9: Probestelle Naafbach_3 mit Verortung von 5 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Naafbach_3	2	2	2	2	2

An Naafbach_3 spiegeln sowohl Kolmometer-Messwerte als auch die Werte der allgemeinen Degradation einen guten Zustand des Gewässers wider.

3.1.8. Agger_Naabach_4

Kurzbeschreibung: An Probestelle Naabach_4 (Typ 5) liegt ein stark eingetieftes, verfallendes Ausbauprofil mit beidseitig lokal vorhandenen Steinschüttungen vor. Wegen der verhältnismäßig geringen Breiten- und Tiefenvarianz ist die Strömungsdiversität als mäßig einzustufen.

Das Gewässer ist leicht getrübt, die Sohle jedoch wegen der weitgehend geringen bis mittleren Fließtiefe gut sichtbar. Es liegt keine äußere Kolmation vor.



Abbildung 10: Probestelle Naabach_4 mit Verortung von 4 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Naabach_4	2	2	2	2	3

An Naabach_4 spiegeln sowohl Kolmometer-Messwerte als auch die Werte der allgemeinen Degradation einen guten Zustand des Gewässers wider.

3.2. Ahrenbach

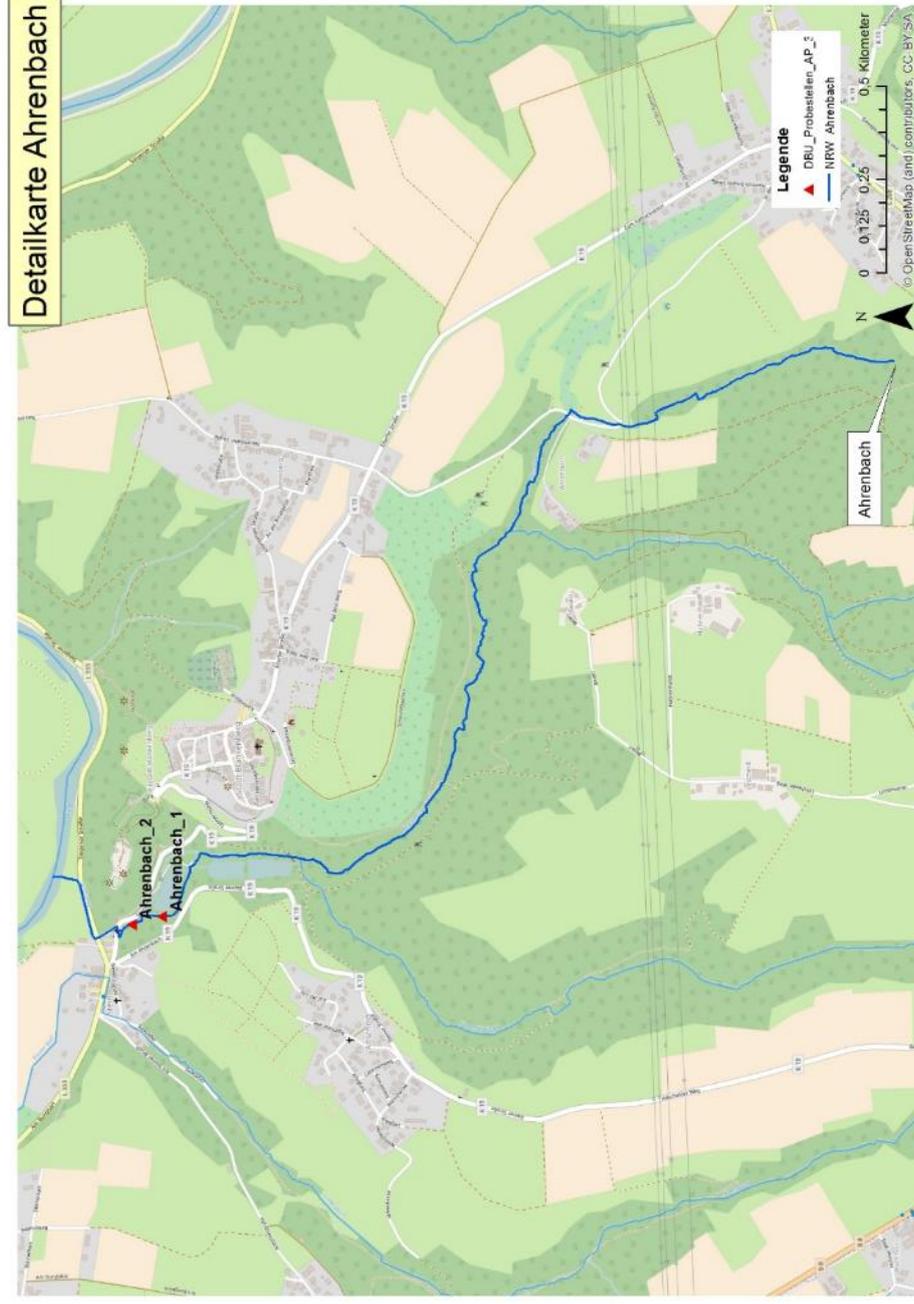


Abbildung 11: Detailkarte zur Lage der Probestellen im Ahrenbach

3.2.1. Ahrenbach_1

Kurzbeschreibung: Probestelle Ahrenbach_1 befindet sich etwa 100 m oberhalb eines 2013 naturnah ausgebauten Abschnitts des Ahrenbaches in Hennef-Stein. Im Rahmen eines Monitorings wird die beschriebene Probestelle seit 2012 durch das Planungsbüro Zumbroich hinsichtlich der Entwicklung der biologischen Qualitätskomponenten nach der ökologischen Umbaumaßnahme untersucht (Planungsbüro Zumbroich, 2017).

Probestelle Ahrenbach_1 ist durch einen leicht bis mäßig geschwungenen Verlauf und ein verhältnismäßig tief eingeschnittenes Erosionsprofil gekennzeichnet. Rechts wird das Gewässer durch einen Damm zu einem Fischteich begrenzt. Für den hier vorliegenden Fließgewässertyp 5 (Planungsbüro Zumbroich, 2017) liegen verhältnismäßig große Mengen an tonigem und siltigem Material neben Kiesen und Schottern in der Sohle vor. Die Sohlsubstratvielfalt ist groß. Des Weiteren sind Tiefenvarianz und Strömungsvielfalt des durch eine ausgeprägte Rausche-Stille- Abfolge gekennzeichneten Gewässerabschnitts groß.

Für den beschriebenen Abschnitt des Ahrenbaches liegen keine Strukturgütedaten vor, sodass diese im Rahmen des vorliegenden Projektes erhoben wurden.



Abbildung 12: Probestelle Ahrenbach_1 mit Verortung und Bewertung von 6 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Ahrenbach_1	3	2	2	3	3****

**** : Gem. Planungsbüro Zumbroich, 2014

An Probestelle Ahrenbach_1 geht eine Kolmometer-Klasse mit einer guten allgemeinen Degradation und guter ökologischer Zustandsklasse einher. Die hohen in der Sohle festgestellten Tonanteile führen zu den verhältnismäßig hohen in 10 cm Tiefe gemessenen Kolmationsmesswerten. Ggf. konnte sich 2014 trotz der hohen Tonanteile eine gut ausgebildete Makrozoobenthos- Zönose ansiedeln, da

es sich vorwiegend um eine innere Kolmation handelt, die die vorgefundenen Organismen nicht maßgeblich zu beeinträchtigen scheint.

Begründung Strukturkartierung:

Hauptparameter 1 – Laufentwicklung: Es liegt eine deutliche, jedoch anthropogen geprägte Krümmung (vermutlich Einschränkung der Beweglichkeit durch rechts verlaufenden Damm zum Fischteich) ohne erkennbaren Uferverbau vor. Als Mittelwert ergibt sich eine Klasse von 3.

Hauptparameter 2 – Längsprofil: Es liegen weitgehend naturgemäße Längsprofilelemente mit weitgehend naturgemäßer Rauschenabfolge sowie keine Querbauwerke vor. Es ergibt sich eine Klasse von 2.

Hauptparameter 3 – Sohlstruktur: Die Sohlstruktur an Probestelle Ahrenbach_1 ist weitgehend naturnah, jedoch sind für einen grobmaterialreichen Mittelgebirgsbach verhältnismäßig große Mengen an tonigem/ siltigem Material in der Sohle vorhanden, sodass sich eine Klasse von 4 ergibt. Da kein Verbau vorhanden ist (Klasse 1) ergibt sich insgesamt eine Klasse von 3.

Hauptparameter 4 - Querprofil: Es liegt eine erhebliche Eintiefung (Klasse 4), jedoch ansonsten eine unregelmäßige, weitgehend naturraumtypische Profilform (Klasse 4) mit verminderter Breitenvarianz vor (Klasse 4), sodass insgesamt die Klasse 4 vergeben wird.

Hauptparameter 5 - Uferstruktur: Es herrschen Neophyten als Uferbewuchs vor, woraus sich ein Index von 6 ergibt. Daneben kommt bodenständiges Gebüsch/ Einzelgehölze der Indexbewertung 3 vor. Da der Ufergehölzsaum deutlich naturraumtypisch ist und eine teilweise Beschattung vorliegt, wird insgesamt die Klasse 4 vergeben. Aus fehlendem oder nicht mehr erkennbarem Uferverbau (Klasse 2) und mäßig naturraumtypischer Ausprägung der besonderen Uferstrukturen (Klasse 5) ergibt sich insgesamt eine Klasse von 4 für die Uferstruktur.

Hauptparameter 6 - Gewässerumfeld: Das Gewässerumfeld ist inhomogen und links von Gebüsch und Einzelgehölzen und Bracheflächen (Index 2) sowie einem Saumstreifen, teils übergehend in einen Gewässerrandstreifen (Index 3/4) geprägt. Rechts befindet sich der Fischteich mit einer Anschüttung in mäßiger Entfernung (Index 6). Es liegt ein weitgehend gehölzfreier Saumstreifen vor (Index 5). Hieraus ergibt sich eine Gesamtbewertung der Klasse 4.

Gesamtbewertung: Es ergibt sich eine Gesamtnote von 3.

3.2.2. Ahrenbach_2

Kurzbeschreibung: Probestelle Ahrenbach_2 (Typ 5) befindet sich im Bereich des 2013 naturnah ausgebauten Abschnitts des Ahrenbaches (Planungsbüro Zumbroich, 2017). Die Probestelle befindet sich knapp 100 m unterhalb von Probestelle Ahrenbach_1.

Das offengelegte Profil ist stark eingetieft, nur schwach geschwungen und an der Sohle und den Ufern mit Steinschüttungen befestigt. Da die Sohle weitgehend mit einer offenen Steinschüttung befestigt ist, wird für diese die Klasse 5 vergeben (Planungsbüro Zumbroich, 2017). Diese lagern auf teils naturraumtypischen Kiesen und Sanden sowie verhältnismäßig hohen lehmigen Anteilen der Gewässersohle. Die Breiten- und Tiefenvarianz sind relativ gering. Dies gilt auch für die Strömungsdiversität.



Abbildung 13: Probestelle Agger_1 mit Verortung und Bewertung der 6 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Ahrenbach_2	4	2	2	5 ^{***}	5 ^{****}

**** laut Planungsbüro Zumbroich, 2015

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

An Probestelle Ahrenbach_2 differieren die gemessene Kolmationsklasse von 4 und die 2017 ermittelte Allgemeine Degradation mit Klasse 2 verhältnismäßig stark. Die Gründe hierfür können vielfältig sein. So wurde noch 2014 eine „mäßige“ allgemeine Degradation festgestellt, was auf stärkere Defizite, gegebenenfalls auch durch eine bestehende Kolmation kurz nach der Baumaßnahme zurückzuführen sein kann. Insgesamt können die variierenden Ergebnisse sowohl aus der Ermittlung der Kolmation als auch aus der MZB-Beprobung seit 2014 als Hinweise darauf gesehen werden, dass sich weder Sohle noch Biozönose des renaturierten Gewässerabschnitts in einem stabilen Gleichgewicht befinden. Als möglicher Grund für die starke Kolmation können auch die oberhalb befindlichen Teichablässe aus mehreren Fischteichen gelten (Planungsbüro Zumbroich, 2014).

3.3. Anger

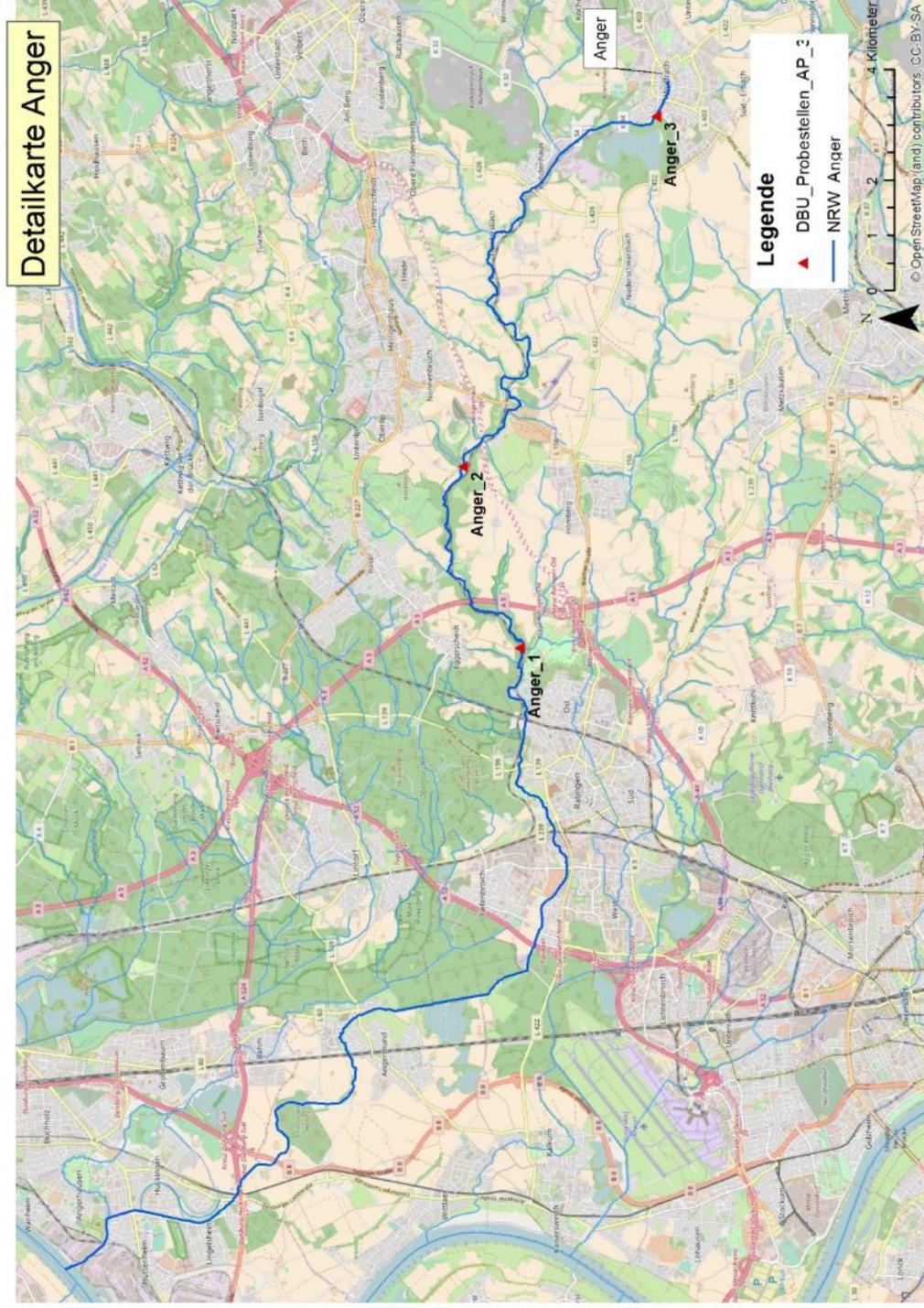


Abbildung 14.: : Detailkarte zur Lage der Probestellen in der Anger

3.3.1. Anger_1

Kurzbeschreibung: An Probestelle Anger_1 (Typ 7) liegt ein mäßig eingetieftes, verfallendes Ausbauprofil mit beidseitig lokal vorhandenen Steinschüttungen vor. Am rechten Ufer zum Wirtschaftsweg sind häufiger Steinschüttungen vorhanden. Die Breiten- und Tiefenvarianz sind mäßig, sodass auch die Strömungsdiversität als mäßig einzustufen ist. Die Kolmameter-Beprobung musste etwa 50 m unterhalb der PERLODES-Probestelle genommen werden, da diese wegen dichten Bewuchses nicht zugänglich war. Die Sohlstruktur ist an Probestelle Anger_1 jedoch wie an PERLODES Messstelle 304438 als gut einzustufen, sodass von einer Übertragbarkeit der Ergebnisse ausgegangen werden kann.

Das Gewässer ist stark getrübt, die Sohle jedoch wegen der weitgehend mittleren bis geringen Fließtiefe überwiegend erkennbar. Die Sohlsubstratvielflat ist groß und es liegt keine äußere Kolmation vor.



Abbildung 15: Probestelle Anger_1 mit Verortung von 5 der 10 Kolmameter-Teilproben

Interpretation der Kolmameter-Messwerte:

	Kolmameter Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Anger_1	3	3	3	2	2

An Probestelle Anger_1 spiegeln sowohl Kolmameter-Messwerte als auch die Werte der allgemeinen Degradation einen mäßig kolmatierten Zustand der Gewässersohle wider. Es kann angenommen werden, dass die 2017 festgestellten, verhältnismäßig hohen Feinsedimentanteile mitverantwortlich für die mäßige Degradation der Biozönose sein können.

3.3.2. Anger_2

Kurzbeschreibung: An Probestelle Anger_2 (Typ 7) liegt ein stark eingetieftes, verfallendes Ausbauprofil mit beidseitig überwiegend vorhandenen Steinschüttungen vor. Die Breiten- und Tiefenvarianz sind gering, sodass auch die Strömungsdiversität als gering bis keine einzustufen ist.

Das Gewässer ist leicht getrübt, die Sohle jedoch wegen der weitgehend mittleren bis geringen Fließtiefe überwiegend erkennbar. Die Sohlsubstratvielflat ist gering bis mäßig. Im Sohlsubstrat kommen kaum für den Fließgewässertyp (grobmaterialreiche karbonatische Mittelgebirgsbäche) typische Kiese und Schotter vor. Vielmehr liegen sehr hohe Feinsedimentanteile vor und es wurde überwiegend eine starke äußere Kolmation festgestellt.



Abbildung 16: Probestelle Anger_2 mit Verortung von 9 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Anger_2	3	3	3	6	5

An Probestelle Anger_2 spiegeln sowohl Kolmometer-Messwerte als auch die Werte der allgemeinen Degradation einen mäßig kolmatierten Zustand der Gewässersohle wider. Es kann angenommen werden, dass die 2017 festgestellten, verhältnismäßig hohen Feinsedimentanteile mitverantwortlich für die mäßige Degradation der Biozönose sein können.

3.3.3. Anger_3

Kurzbeschreibung: Probestelle Anger_3 (Typ 7) liegt oberhalb einer längeren Verrohrung in Wülfrath. Der Abschnitt scheint regelmäßig durch Kläranlagenabschläge beeinflusst. Es liegt ein sehr stark eingetieftes, verfallendes Ausbauprofil mit beidseitig überwiegend vorhandenen Steinschüttungen vor. Die Breiten- und Tiefenvarianz sind gering, sodass auch die Strömungsdiversität als gering einzustufen ist.

Die Sohlsubstratvielfalt ist gering bis mäßig. Im Sohlsubstrat kommen neben für den Fließgewässertyp (grobmaterialreiche karbonatische Mittelgebirgsbäche) typischen Substraten wie Kiesen und Schottern sehr hohe Feinsedimentanteile vor und es liegt überwiegend eine mäßige bis starke äußere Kolmation sowie teilweise eine starke Verschlammung vor.



Abbildung 17: Probestelle Anger_3 mit Verortung von 4 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Anger_3	4	5	5	5	5

An Probestelle Anger_3 spiegeln sowohl Kolmometer-Messwerte als auch die Werte der allgemeinen Degradation einen stark degradierten Zustand der Gewässersohle wider. Es kann angenommen werden, dass die 2017 festgestellte, starke Kolmation mitverantwortlich für die sehr starke Degradation der Biozönose sein kann.

3.4. Bröl

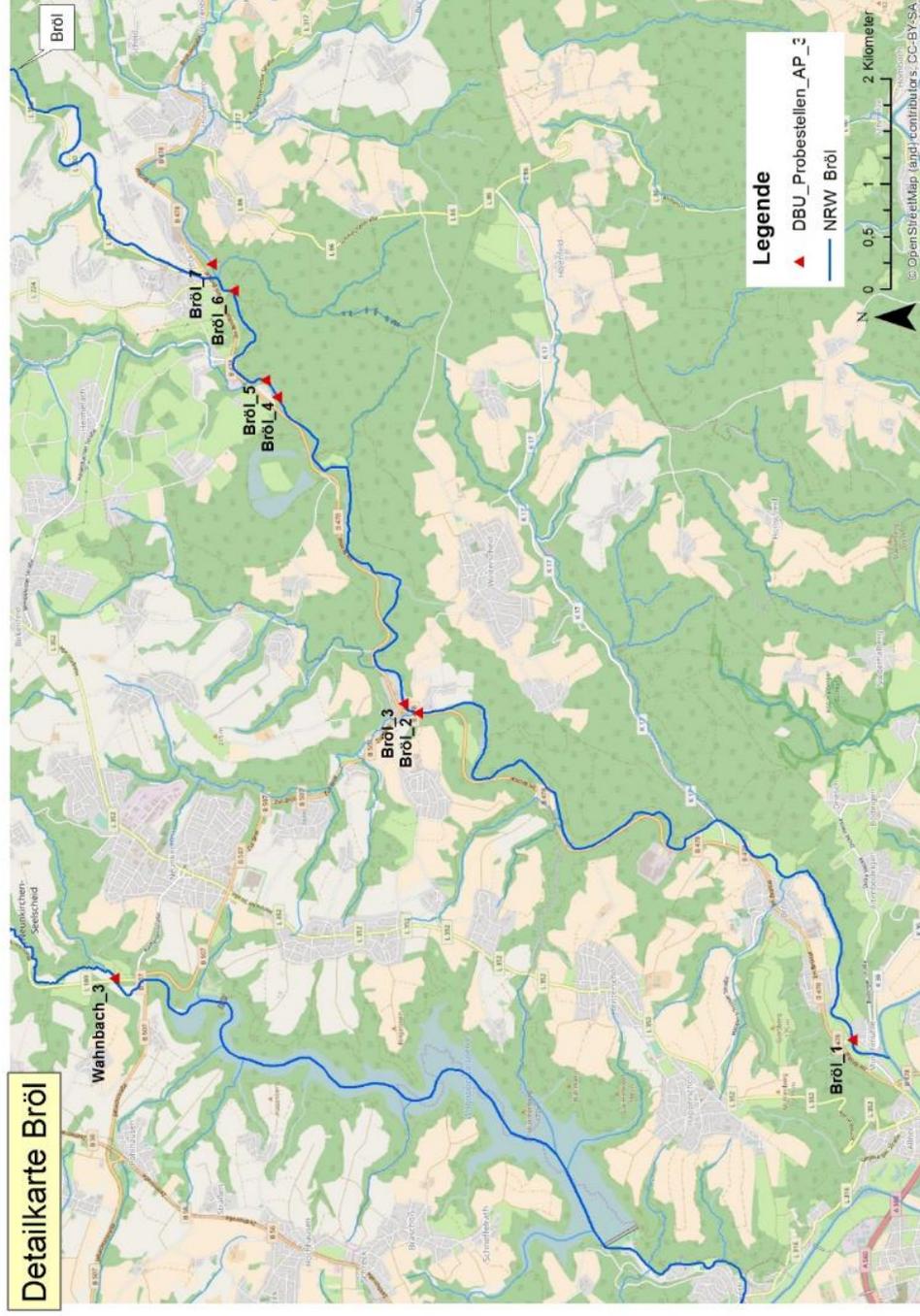


Abbildung 18: : Detailkarte zur Lage der Probestellen in der Bröl

3.4.1. Bröl_1

Kurzbeschreibung: Probestelle Bröl_1 (Typ 9) befindet sich gut 200 m oberhalb der Mündung der Bröl in die Sieg. An Probestelle Bröl_1 liegt ein eingetieftes, verfallendes Ausbauprofil vor, das nur teilweise beschattet ist. Beide Ufer sind mit überwiegend intakten Steinschüttungen befestigt. Wegen der geringen Breiten- und Tiefenvarianz ist die Strömungsdiversität als gering einzustufen. Auch die Sohlsubstratvielfalt ist gering bis mäßig.

Das Gewässer ist leicht getrübt, die Sohle jedoch überwiegend gut erkennbar. Es liegt eine mäßige äußere Kolmation in Form einer dünnen bis mäßig mächtigen Ton-/Schluffauflage vor.



Abbildung 19: Probestelle Bröl_1 mit Verortung der 10 Kolmameter-Teilproben

Interpretation der Kolmameter-Messwerte:

	Kolmameter Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Bröl_1	2	3	3	5	5

An Probestelle Bröl_1 geht ein Kolmameter-Messwerte der Klasse 2 mit einer mäßigen allgemeinen Degradation und ökologischen Zustandsklasse einher. Es ist somit davon auszugehen, dass an dieser Probestelle andere Gründe als Kolmation für die 2014 festgestellte mäßige Degradation der Biozönose verantwortlich sind.

3.4.2. Bröl_2

Kurzbeschreibung: An Probestelle Bröl_2 (Typ 9) liegt ein verfallendes, mäßig eingetieftes Ausbauprofil vor. Breiten- und Tiefenvarianz sind gering bis mäßig. Der Abschnitt wird durch eine Rausche strukturiert, sodass die Strömungsvielfalt mäßig ist. Die Sohle ist trotz einer leichten Trübung wegen der geringen Fließtiefe überwiegend gut erkennbar. Die Sohlsedimente setzen sich aus Kiesen und Steinen zusammen. Die Sohlsubstratvielfalt des überwiegend besonnten Abschnitts ist mäßig.

Es liegt eine geringe, teilweise mäßige äußere Kolmation in Form eines dünnen schluffig-tonigen Films vor.

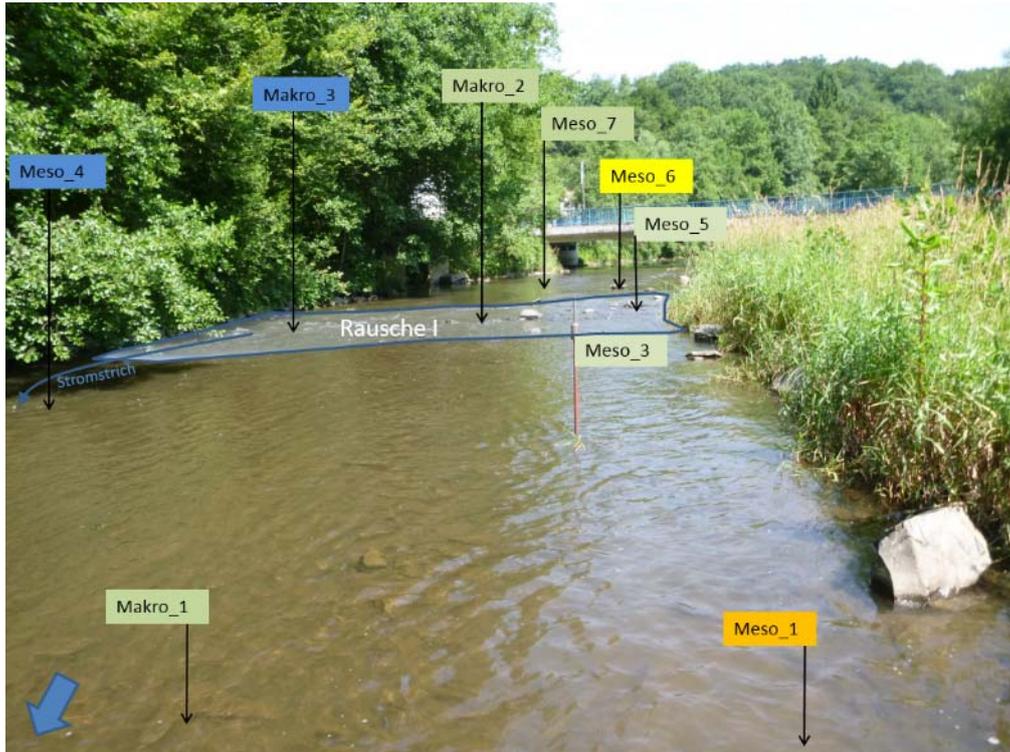


Abbildung 20: Probestelle Bröl_3 mit Verortung von 9 der 10 Kolmameter-Teilproben

Interpretation der Kolmameter-Messwerte:

	Kolmameter Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Bröl_2	2	2	2	3	4

An Probestelle Bröl_2 geht ein Kolmameter-Messwert der Klasse 2 mit einer guten allgemeinen Degradation sowie einer guten ökologischen Zustandsklasse des Gewässers einher.

3.4.3. Bröl_3

Kurzbeschreibung: An Probestelle Bröl_3 (Typ 9) liegt ein verfallendes, stark eingetieftes Ausbauprofil vor. Breiten- und Tiefenvarianz sind gering. Es finden sich keine Rauschen innerhalb des Abschnitts, sodass die Strömungsvielfalt gering ist. Die Sohle ist trotz einer leichten Trübung und der verhältnismäßig großen Gewässertiefe überwiegend gut erkennbar. Die Sohlsedimente setzen sich aus Kiesen und Steinen zusammen. Die Sohlsubstratvielfalt des teilweise beschatteten Abschnitts ist überwiegend gering.

Es liegt eine mäßige äußere Kolmation in Form eines dünnen schluffig-tonigen Films vor.

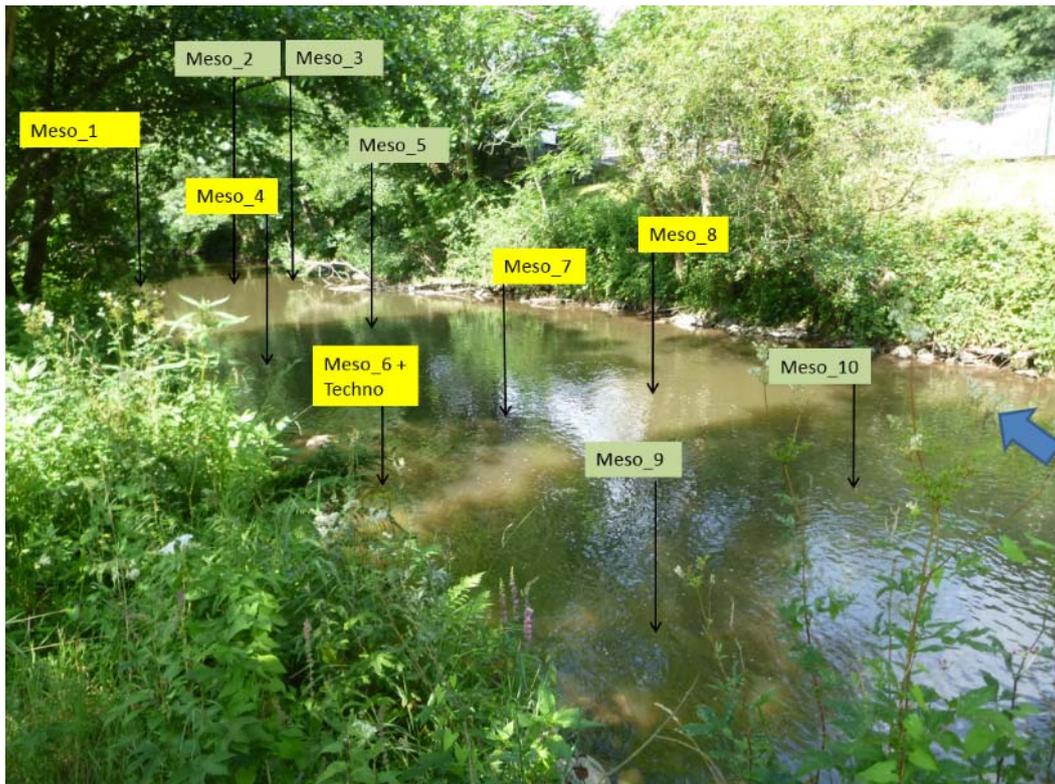


Abbildung 21: Probestelle Bröl_3 mit Verortung der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Bröl_3	3	3	3	6	5

An Probestelle Bröl_3 geht ein Kolmometer-Messwert der Klasse 3 mit einer mäßigen allgemeinen Degradation sowie einer mäßigen ökologischen Zustandsklasse des Gewässers einher.

Sowohl Kolmometer-Messwerte als auch die Ergebnisse der biologischen Probenahme zeigen somit am untersuchten Abschnitt eine Degradation der Biozönose an. Neben der allgemeinen strukturellen Degradation kann auch der 2017 mit Hilfe des Kolmometers festgestellte verhältnismäßig hohe Feinsedimentanteil als Grund für die Degradation des Makrozoobenthos angenommen werden.

3.4.4. Bröl_4

Kurzbeschreibung: An Probestelle Bröl_4 (Typ 9) liegt ein naturnahes Profil vor. Breiten- und Tiefenvarianz sind groß. Des Weiteren wird der Abschnitt durch mehrere Rauschen strukturiert und durch eine mäßige bis große Strömungsvielfalt gekennzeichnet. Die Sohlsedimente setzen sich aus Kies, Steinen und zu 10 % aus felsigen Bereichen zusammen. Somit wurden 9 Kolmameter-Teilproben genommen. Die Sohlsubstratvielfalt des überwiegend beschatteten Abschnitts ist groß. Oberhalb des Abschnitts befindet sich die Einleitung der Kläranlage Büchel am rechten Ufer.

Es liegt nur lokal eine geringe äußere Kolmation in Form von dünnen Algen-/ Biofilmen vor.

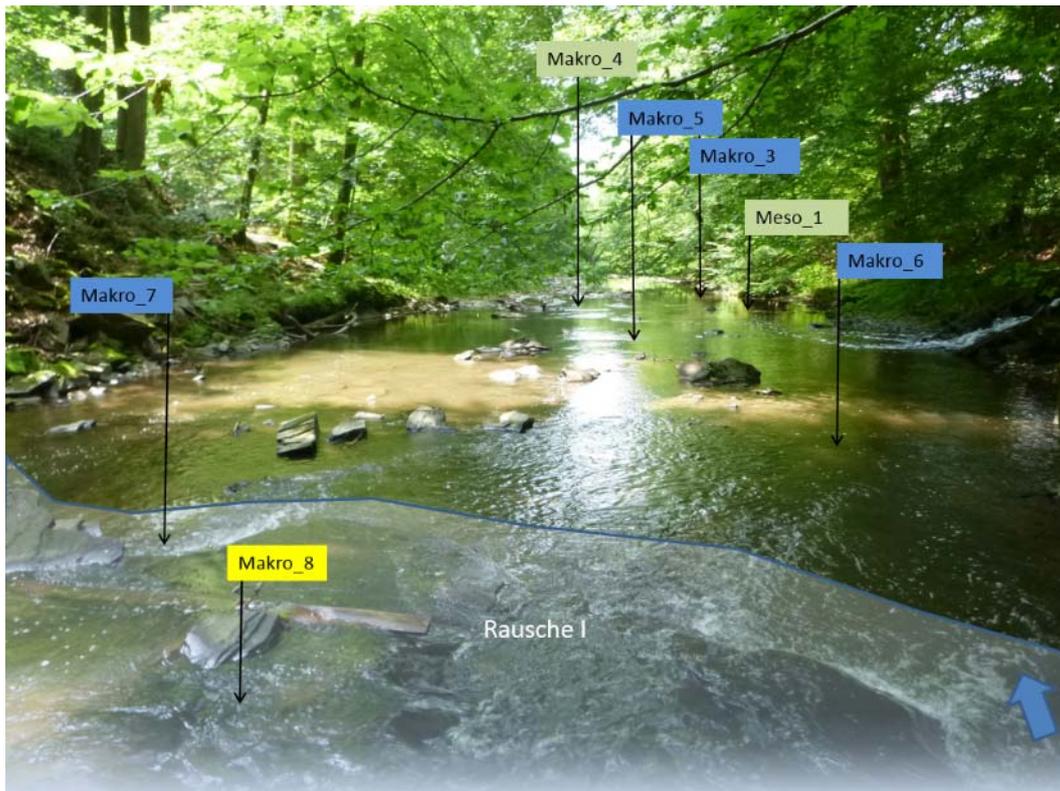


Abbildung 22: Probestelle Bröl_4 mit Verortung von 7 der 9 Kolmameter-Teilproben

Interpretation der Kolmameter-Messwerte:

	Kolmameter Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Bröl_4	2	2	2	1	2

An Probestelle Bröl_4 geht ein Kolmameter-Messwert der Klasse 2 mit einer guten allgemeinen Degradation sowie einer guten ökologischen Zustandsklasse des Gewässers einher.

3.4.5. Bröl_5

Kurzbeschreibung: An Probestelle Bröl_5 (Typ 9) liegt ein naturnahes Profil vor. Breiten- und Tiefenvarianz sind groß. Des Weiteren wird der Abschnitt durch mehrere Rauschen strukturiert und ist durch eine große Strömungsvielfalt gekennzeichnet. Die Sohlsedimente setzen sich aus Kies, Steinen und lokal felsigen Bereichen zusammen. Die Sohlsubstratvielfalt des überwiegend beschatteten Abschnitts ist groß. Innerhalb des Abschnitts befindet sich die Einleitung der Kläranlage Büchel am rechten Ufer, welche als besondere Sohlbelastung die leichte Abwertung des strukturellen Zustandes der Sohle rechtfertigt.

Es liegt nur lokal eine geringe äußere Kolmation in Form von dünnen Algen-/ Biofilmen vor.

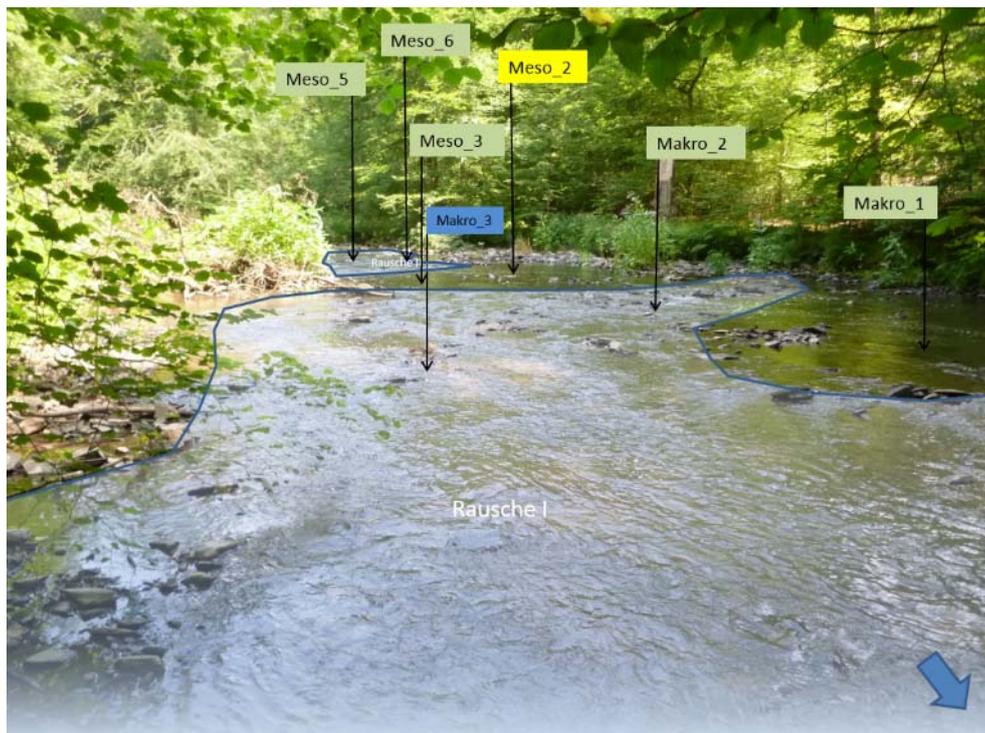


Abbildung 23: Probestelle Bröl_5 mit Verortung von 7 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Bröl_5	2	2	2	3	2

An Probestelle Bröl_5 geht ein Kolmometer-Messwert der Klasse 2 mit einer guten allgemeinen Degradation sowie einer guten ökologischen Zustandsklasse des Gewässers einher.

3.4.6. Bröl_6

Kurzbeschreibung: An Probestelle Bröl_6 (Typ 9) liegt ein variierendes Erosionsprofil, das häufig in ein Naturprofil übergeht, vor. Breiten- und Tiefenvarianz sind groß, dennoch ist die Strömungsdiversität im Abschnitt als mäßig einzustufen. Dies ist ggf. auf den zum Zeitpunkt der Probenahme recht geringen Wasserstand zurückzuführen. Die Sohlsubstratvielfalt des überwiegend beschatteten Abschnitts ist mäßig bis groß.

Das Gewässer ist leicht getrübt, die Sohle jedoch überwiegend gut erkennbar. Es liegt eine geringe äußere Kolmation in Form einer dünnen schluffigen Auflage vor.



Abbildung 24: Probestelle Bröl_6 mit Verortung von 8 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Bröl_6	2	1	2	2	2

An Probestelle Bröl_6 geht ein Kolmometer-Messwert der Klasse 2 mit einer Klassifizierung der allgemeinen Degradation von 1 sowie einer guten ökologischen Zustandsklasse des Gewässers einher. Die 2017 festgestellten geringen Feinsedimentanteile in der Sohle scheinen sich nur sehr geringfügig auf die Biozönose des Gewässerabschnitts auszuwirken.

3.4.7. Bröl_Waldbrölbach_7

Kurzbeschreibung: An Probestelle Waldbrölbach (Typ 5) oberhalb des Zulaufes in die Bröl liegt ein eingetieftes, verfallendes Ausbauprofil mit beidseitig vorhandenen, meist verfallenden Steinschüttungen vor. Wegen der relativ geringen Breiten- und Tiefenvarianz ist die Strömungsdiversität als gering bis mäßig einzustufen. Auch die Sohlsubstratvielfalt ist gering bis mäßig.

Das Gewässer ist leicht getrübt, die Sohle jedoch überwiegend gut erkennbar. Es liegt eine geringe äußere Kolmation vor.

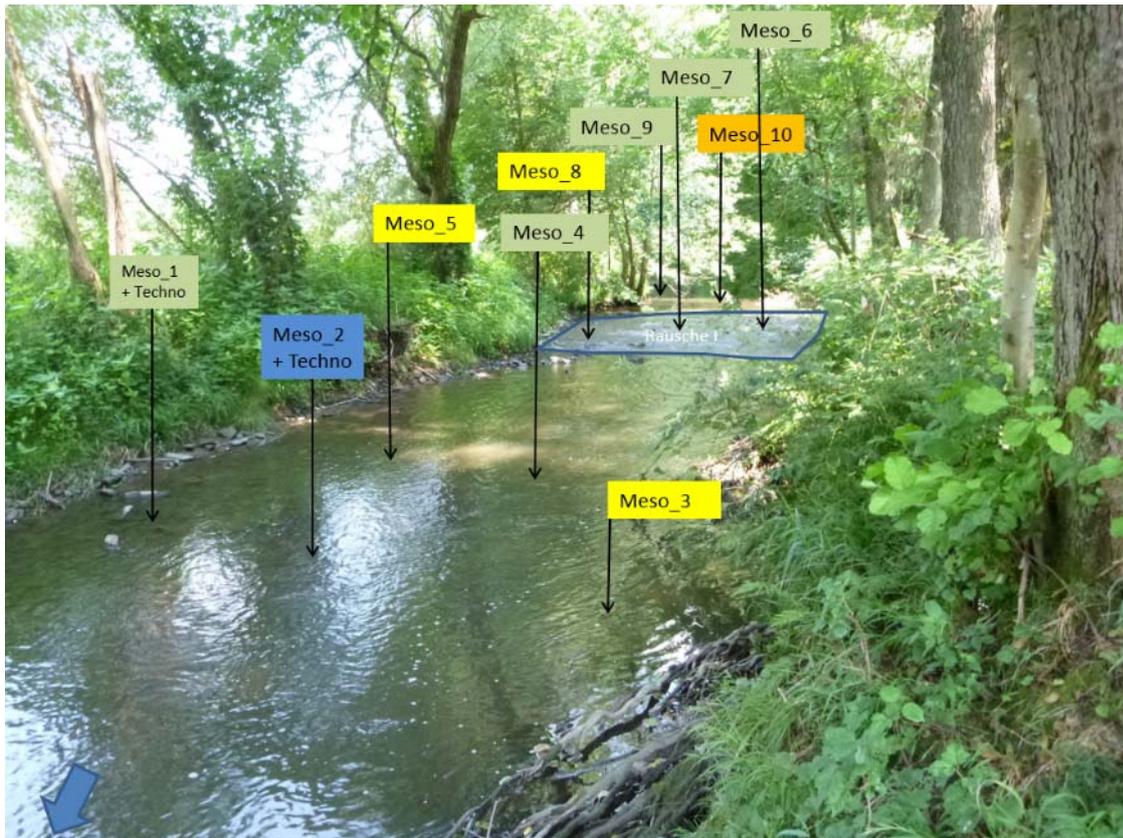


Abbildung 25: Probestelle Bröl_Waldbrölbach_7 mit Verortung der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Bröl_Waldbrölbach_7	2	2	2	3 (5)	5

An Probestelle Bröl_Waldbrölbach_7 spiegeln sowohl Kolmometer-Messwerte als auch die Werte der allgemeinen Degradation einen guten biologischen Zustand des Gewässers wider.

Begründung für Anpassung der GSK-Daten: Die 2011-2013 erhobene Bewertung der Gewässerstruktur erscheint hinsichtlich der Bewertung der Sohle des Gewässers zu schlecht. 2017 wurde die Bewertung des Abschnitts für die Sohle von 5 auf 4 geändert, da deutlich naturraumtypische Substrate vorherrschen und künstliche oder naturraumfremde Substrate nur selten vorkommen.

3.5. Elzbach



Abbildung 26: : Detailkarte zur Lage der Probestellen im Elzbach

3.5.1. Elzbach_1

Kurzbeschreibung: Probestelle Elzbach_1 (Typ 5) befindet sich in einem stark ausgebauten Gewässerabschnitt oberhalb eines die Ufer beeinträchtigenden Durchlasses. Die Sohle besteht aus natürlichen Kiesen und Schottern sowie künstlichen Steinschüttungen. Der Gewässerabschnitt ist wegen des vorwiegend groben Substrats, einer Rampe innerhalb des Abschnitts und des hohen Gefälles durch eine überwiegend hohe Strömungsgeschwindigkeit gekennzeichnet.

Anwohner berichten von einem Gülleunfall sowie hohen Feinsedimenteinträgen in oberhalb gelegenen Bachabschnitten in den letzten Jahren. Wegen des unzureichenden Zustandes des Gewässers und seiner Sohle wurde nach Anwohneraussagen ein 2016 geplanter Fischbesatz unterlassen.



Abbildung 27: Probestelle Elzbach_1 mit 4 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Elzbach_1	3	3	k.A.	5	6

An Probestelle Elzbach_1 ergibt sich hinsichtlich der Beurteilung der Kolmation eine Gesamtklasse von 3, die mit einer Bewertung der allgemeinen Degradation von 3 korreliert. Im Bereich von zwei Teilproben wurden sehr starke Kolmationserscheinungen mit nahezu vollständiger Ausflussreduktion festgestellt. Diese wechseln mit Stellen mit geringeren Kolmationsgraden im Bereich der Steinschüttungen, sodass sich ein Mittelwert von 3 ergibt.

3.5.2. Elzbach_2

Kurzbeschreibung: Probestelle Elzbach_2 (Typ 5) befindet sich unterhalb eines ausgebauten Gewässerabschnitts und eines Durchlasses mit Absturz im Zulauf des Karbaches zum Elzbach. Die Sohle besteht aus natürlichen Kiesen und Schottern sowie Sanden und lokal Auenlehmen. Insgesamt lassen sich innerhalb der Sohle durch Aufwirbeln von Substrat lokal hohe Feinsedimentanteile feststellen. Der Gewässerabschnitt ist wegen des vielfältigen Substrats durch eine überwiegend hohe Strömungsdiversität gekennzeichnet.

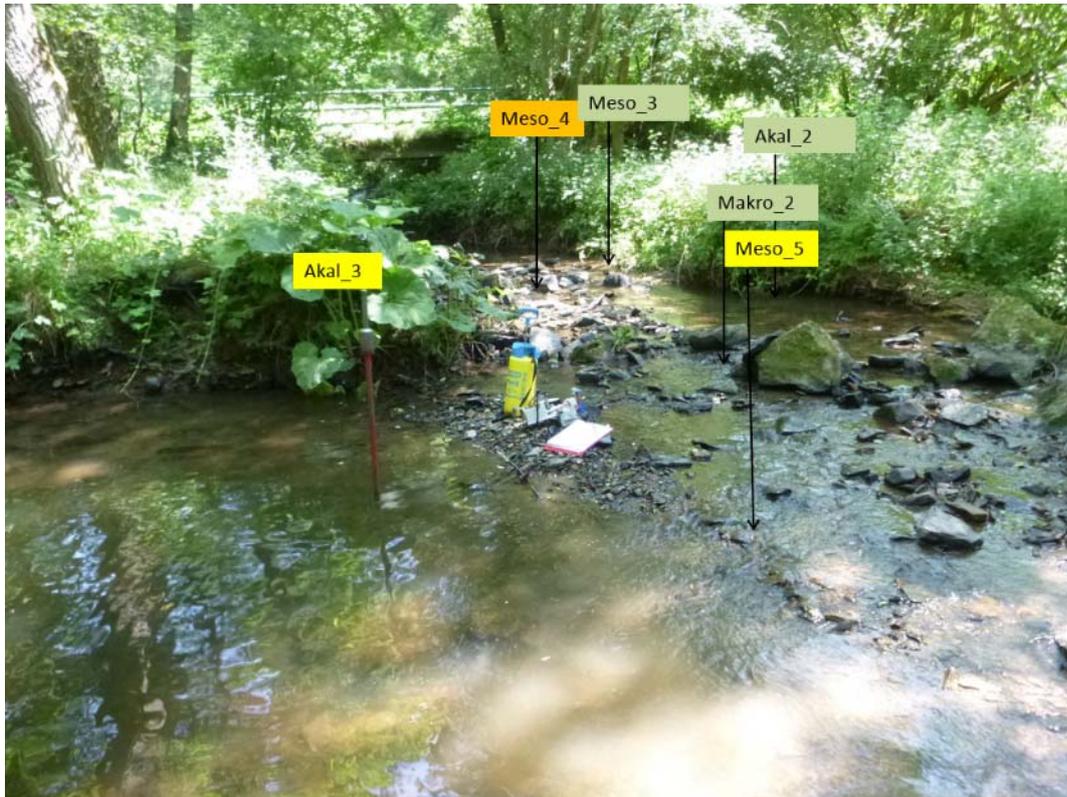


Abbildung 28: Probestelle Elzbach_2 mit 6 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Elzbach_2	3	3	k.A.	3	3

An Probestelle Elzbach_2 ergibt sich hinsichtlich der Beurteilung der Kolmation eine Gesamtklasse von 3, die mit einer Bewertung der allgemeinen Degradation von 3 korreliert. Es kann somit festgehalten werden, dass eine mittlere Kolmation neben anderen Faktoren als möglicher Grund für eine Degradation der Makrozoobenthos- Zönose im ansonsten recht naturnahen Gewässerabschnitt gelten kann.

3.5.3. Elzbach_3

Kurzbeschreibung: Probestelle Elzbach_3 (Typ 5) ist durch sehr stark verfallenen, nur noch lokal erkennbaren Verbau gekennzeichnet. Die Sohle besteht aus natürlichen Schottern sowie Kiesen. Innerhalb des Gewässerabschnittes finden sich zwei Rauschen, sodass dieser durch eine hohe Strömungsdiversität gekennzeichnet. Wegen der zum Zeitpunkt der Erhebungen gegebenen geringen Wasserführung ist die Strömungsdiversität gegenüber dem Zustand bei Mittelwasser leicht reduziert. Des Weiteren lassen sich lokal äußere Kolmationshorizonte feststellen, die nicht stark verfestigt sind und ebenfalls auf die geringe Wasserführung zurückzuführen sein können.



Abbildung 29: Probestelle Elzbach_3 mit 5 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Elzbach_3	3	3	k.A.	3	3

An Probestelle Elzbach_3 ergibt sich hinsichtlich der Beurteilung der Kolmation eine Gesamtklasse von 3, die mit einer Bewertung der allgemeinen Degradation von 3 korreliert. Es kann somit festgehalten werden, dass eine mittlere Kolmation neben anderen Faktoren als möglicher Grund für eine Degradation der Makrozoobenthos- Zönose im ansonsten recht naturnahen Gewässerabschnitt gelten kann.

3.5.4. Elzbach_4

Kurzbeschreibung: Probestelle Elzbach_4 (Typ 5) liegt an einem Zulauf des Elzbaches etwa 200 m oberhalb der Mündung in den Elzbach. Die Stelle ist durch nahezu intakten Verbau des Ufers und der Sohle mit engem Steinsatz gekennzeichnet. Die Sohle besteht nahezu vollständig aus geschlossenem Steinsatz, sodass nur 50 % der Sohle zwischen dem Steinsatz mit Hilfe des Kolmometers beprobt werden konnte.



Abbildung 30: Probestelle Elzbach_4 mit 4 der 5 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Elzbach_4	5	3	k.A.	6 (3)	6 (4)

An Probestelle Elzbach_4 ergibt sich hinsichtlich der Beurteilung der Kolmation mit einer Gesamtklasse von 5 die schlechteste Bewertung, die nicht mit der Bewertung der allgemeinen Degradation von 3 korreliert. Gegebenenfalls sind die 2008 ermittelten MZB-Bewertungen zu aktualisieren, da im stark verbauten Gewässerabschnitt mit einer nahezu vollständig mit massivem Steinsatz versehenen Sohle die Ansiedlung einer „mäßig“ degradierten MZB-Population fraglich erscheint. Die 2017 mit dem Kolmometer ermittelte starke Kolmation in den nicht verbauten Bereichen der Sohle scheint schlüssig.

Begründung für Anpassung der GSK-Daten: Die 2011-2013 erhobene Bewertung der Gewässerstruktur erscheint sowohl hinsichtlich der Bewertung der Sohle als auch des Gesamtzustandes des Gewässers zu gut. 2017 wurde die Bewertung des Abschnitts für die Sohle von 3 auf 6 geändert, da kaum naturraumtypische Substrate vorkommen und künstliche oder naturraumfremde Substrate sehr häufig sind (vollständiger Verbau mit Steinsatz, weitgehend Sohlverbau > 80 %).

Auch die Gesamtbewertung wurde von Klasse 4 auf Klasse 6 angepasst, da eine weitgehende Begründung besteht, sowie da keine Beweglichkeit infolge Ufersicherung gegeben ist. Nur sehr selten kommen Ansätze natürlicher Längsprofilelemente vor. Des Weiteren liegt ein technisch festgelegtes Regelprofil mit sehr starker Eintiefung und sehr geringer Breitenvarianz vor.

3.5.5. Elzbach_5

Kurzbeschreibung: Probestelle Elzbach_5 (Typ 5) liegt im Hauptlauf des Elzbaches im Bereich von Grünlandnutzungen und ist stark eingetieft. Die überwiegend beschattete Probestelle ist durch Kiese und Feinkiese sowie Sande gekennzeichnet. Wegen des zur Zeitpunkt der Erhebung geringen Wasserstandes ist die Sohle stark äußerlich und innerlich kolmatiert.



Abbildung 31: Probestelle Elzbach_5 mit 7 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Elzbach_5	3	3	k.A.	3	2

An Probestelle Elzbach_5 ergibt sich hinsichtlich der Beurteilung der Kolmation mit einer Gesamtklasse von 3 eine mittlere Bewertung der Kolmation, die mit der Bewertung der allgemeinen Degradation von 3 korreliert. Auch in diesem hinsichtlich des Zustandes der Sohle recht naturnahen Abschnittes kann Kolmation somit als einer von mehreren Gründen für die Degradation der MZB-Zönose gesehen werden.

Die optisch bzw. beim Durchwaten festgestellte starke Kolmation wegen des geringen sommerlichen Abflusses schlägt sich nicht in einer entsprechend starken Ausflussreduktion am Kolmometer nieder. Dies kann damit begründet werden, dass die noch nicht stark verfestigten, meist oberflächennahen Kolmationshorizonte als temporäre Erscheinung zu sehen und somit nur bedingt mit Hilfe des Kolmometers detektierbar sind.

3.6. Erft

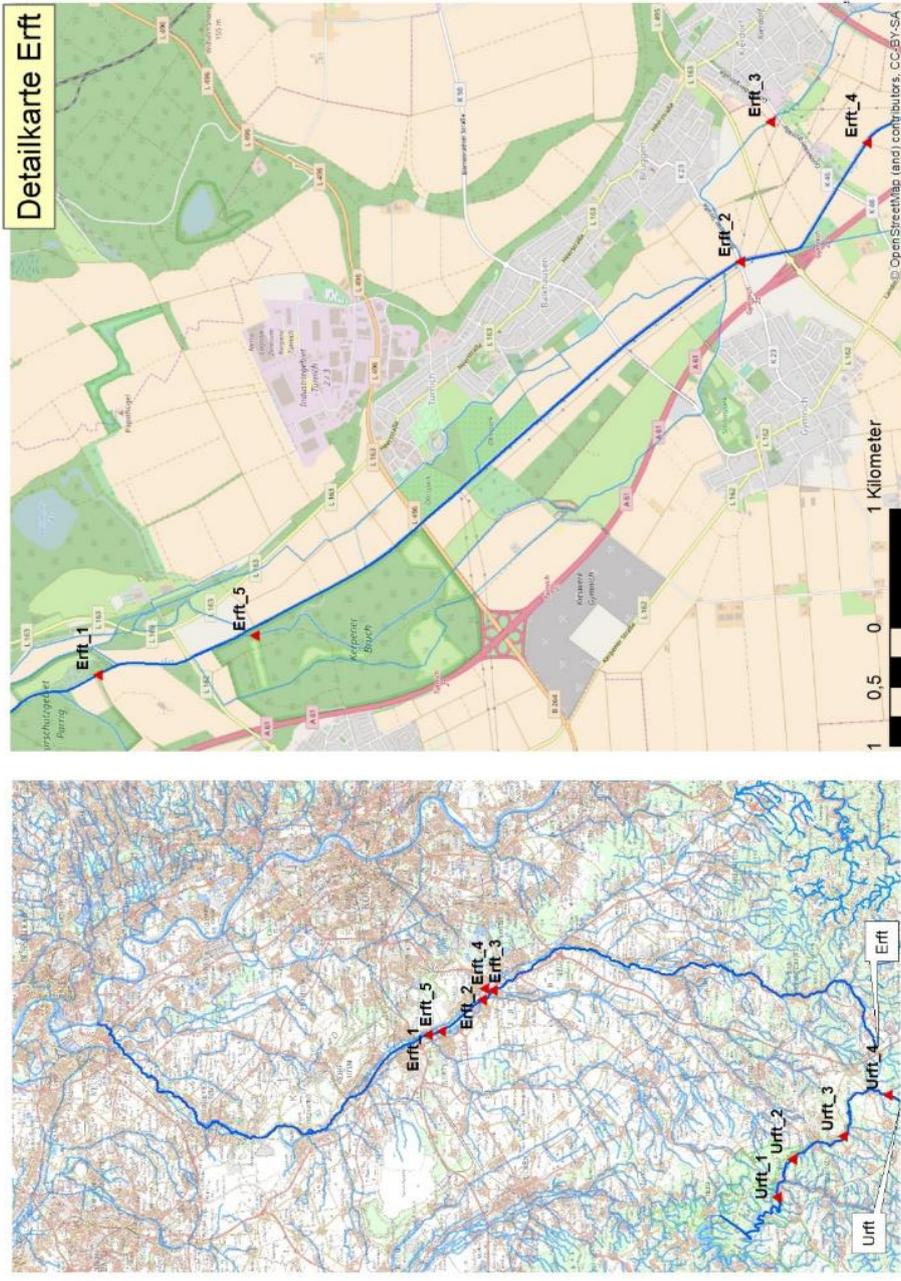


Abbildung 32: : Übersichts- und Detailkarte zur Lage der Probestellen in der Erft

3.6.1. Erft_1

Kurzbeschreibung: Probestelle Erft_1 (Typ 17) liegt in der Erft südlich Gymnich im Bereich von landwirtschaftlichen Nutzungen. Der Gewässerabschnitt ist stark eingetieft und die Ufer befestigt. Die nahezu vollständig besonnte Probestelle ist überwiegend durch Feinkiese und eine monotone Sohlstruktur gekennzeichnet. Der Wasserstand ist zum Zeitpunkt der Erhebung sehr gering.

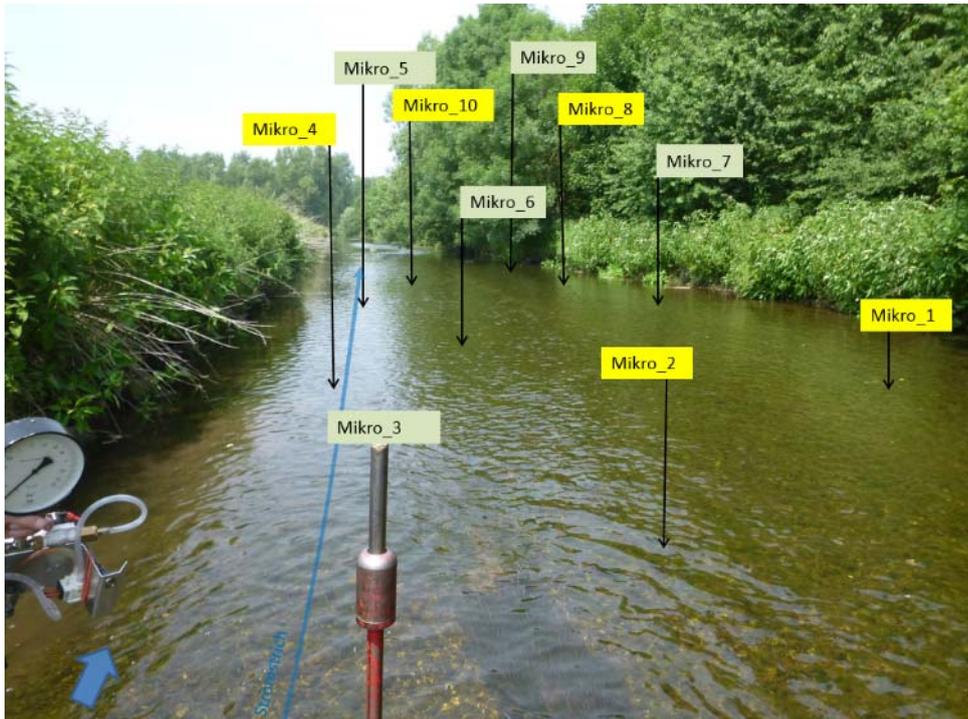


Abbildung 33: Probestelle Erft_1 mit Verortung der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Erft_1	2	2	2	5	5

An Probestelle Erft_1 zeigen die Kolmometer- Messwerte eine geringe Kolmation an. Dieser Befund geht einher mit einer guten allgemeinen Degradation und einer guten ökologischen Zustandsklasse.

3.6.2. Erft_2

Kurzbeschreibung: Probestelle Erft_2 (Typ 17) befindet sich am oberen Ende des Rückstaubereiches, der durch das unterhalb gelegene bewegliche Wehr QBW_279 gegeben ist. Das Umfeld ist von landwirtschaftlichen Nutzungen geprägt. Das Gewässer ist an den Ufern verbaut und stark eingetieft. Die Sohle der vollständig besonnten Probestelle ist überwiegend durch Feinkiese und Steinschüttungen an den Ufern gekennzeichnet. In den Uferbereichen finden sich tonig-schlammige Feinsedimentakkumulationen im Bereich größerer Makrophytenpolster. Sohlstruktur und Strömungsvielfalt sind monoton. Der Wasserstand ist zum Zeitpunkt der Erhebung sehr gering.

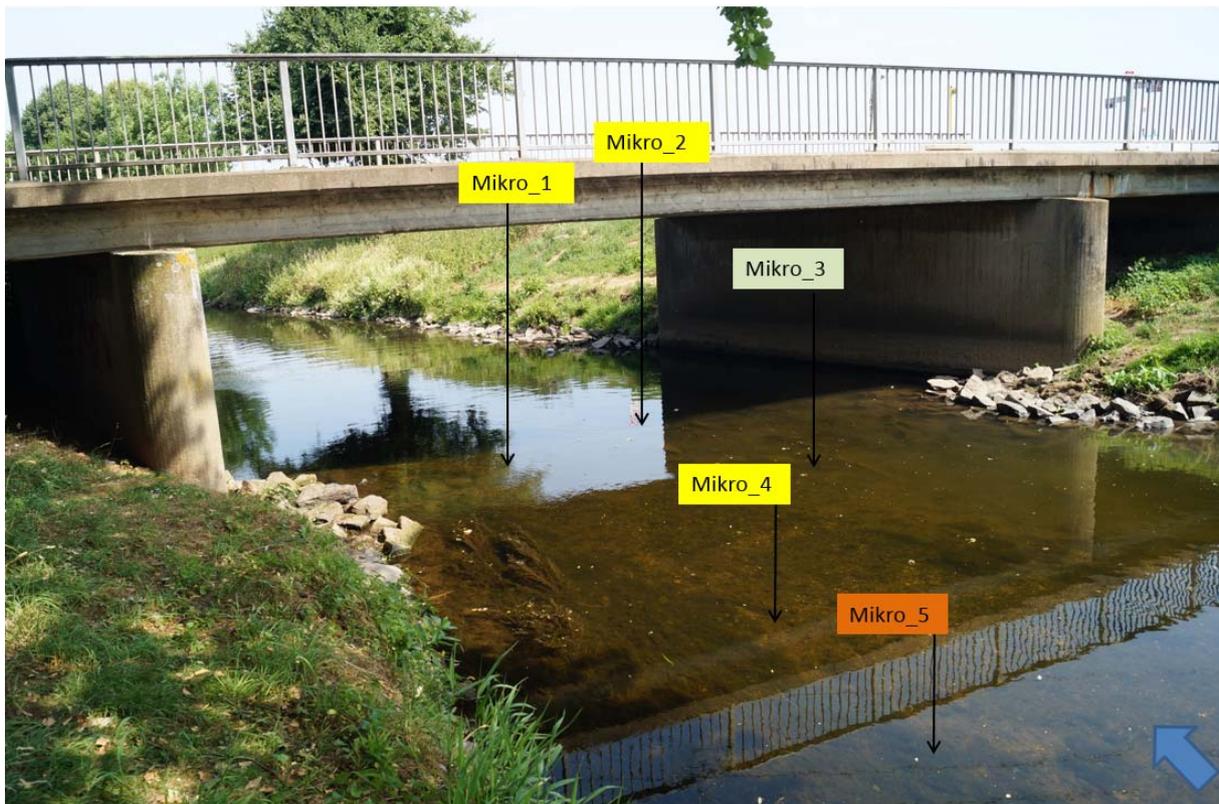


Abbildung 34: Probestelle Erft_2 mit Verortung von 5 der 10 Kolmameter-Teilproben

Interpretation der Kolmameter-Messwerte:

	Kolmameter Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Erft_2	3	2	2	6	6

An Probestelle Erft_2 geht eine mäßige Kolmation mit einer guten allgemeinen Degradation und einer guten ökologischen Zustandsklasse einher. Warum sich im untersuchten Gewässerabschnitt trotz offensichtlicher Degradation der Sohle (einförmige, nicht leitbildgemäße Sohlstruktur, mittlere bis starke Kolmation) eine Biozönose entwickeln konnte, die nur eine geringe Beeinträchtigungsstufe anzeigt, kann mit Einzelmessungen nicht nachvollzogen werden.

3.6.3. Erft_3

Kurzbeschreibung: Probestelle Erft_3 befindet sich in einem aus der Erft ausgeleiteten ehemaligen Mühlengraben, dem Liblarer Mühlengraben (Typ 17). Das Umfeld ist von landwirtschaftlichen Nutzungen geprägt. Das Gewässer ist an den Ufern mit teils verfallenden Steinschüttungen verbaut und stark eingetieft. Die Sohle der teilweise besonnten Probestelle ist überwiegend durch Sande, Feinkiese und Steinschüttungen in den Uferbereichen gekennzeichnet. In den Uferbereichen finden sich tonig-schlammige Feinsedimentakkumulationen. Sohlstruktur und Strömungsvielfalt sind monoton und es ist zum Zeitpunkt der Messungen eine mittlere bis starke äußere Kolmation feststellbar.

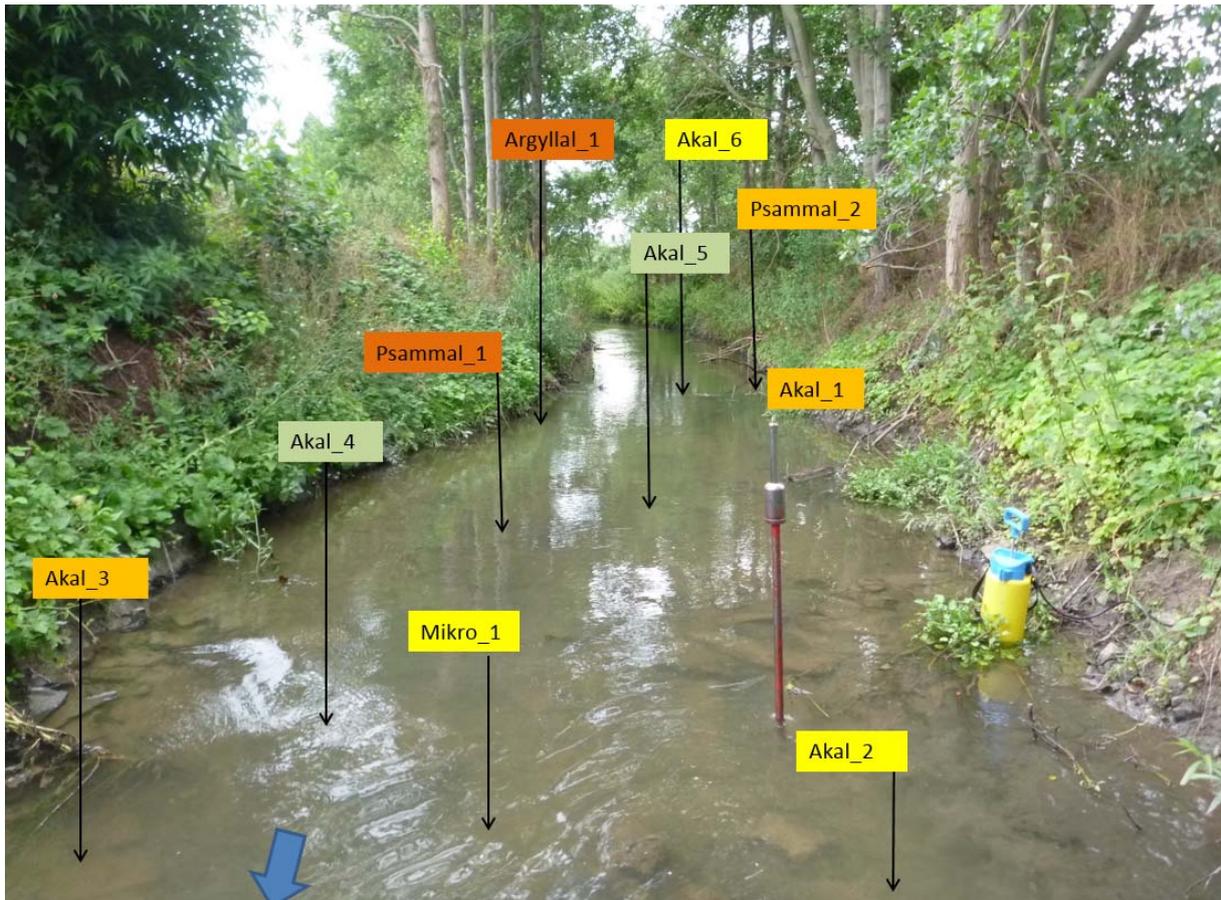


Abbildung 35: Probestelle Erft_2 mit Verortung der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Erft_3	4	5	5	5	6

An Probestelle Erft_3 fällt ein hoher Wert der Ausflussreduktion, der der Kolmometer-Klasse 4 entspricht, mit einer sehr schlechten allgemeinen Degradation und ökologischen Zustandsklasse zusammen. Auch wenn bei den Kolmometer-Messungen im Gegensatz zu den PERLODES-Beprobungen noch nicht die schlechteste Klasse, entsprechend der stärksten Degradation erreicht wird, ist festzuhalten, dass an Probestelle Erft_3 eine starke Kolmationsproblematik mitverantwortlich für die hohe allgemeine Degradation der Makrozoobenthos-Zönose sein kann.

3.6.4. Erft_4

Kurzbeschreibung: Probestelle Erft_4 (Typ 17) befindet sich in der Erft im Bereich einer künstlichen Gleite aus Steinschüttungen. Das Umfeld ist von landwirtschaftlichen Nutzungen geprägt. Das Gewässer ist an den Ufern mit Steinschüttungen verbaut und stark eingetieft. Die Sohle der besonnten Probestelle ist überwiegend durch Feinkiese und Steinschüttungen im Bereich der Gleite gekennzeichnet. In den Uferbereichen finden sich kleinräumig tonig-schlammige Feinsedimentakkumulationen. Sohlstruktur und Strömungsvielfalt sind monoton.

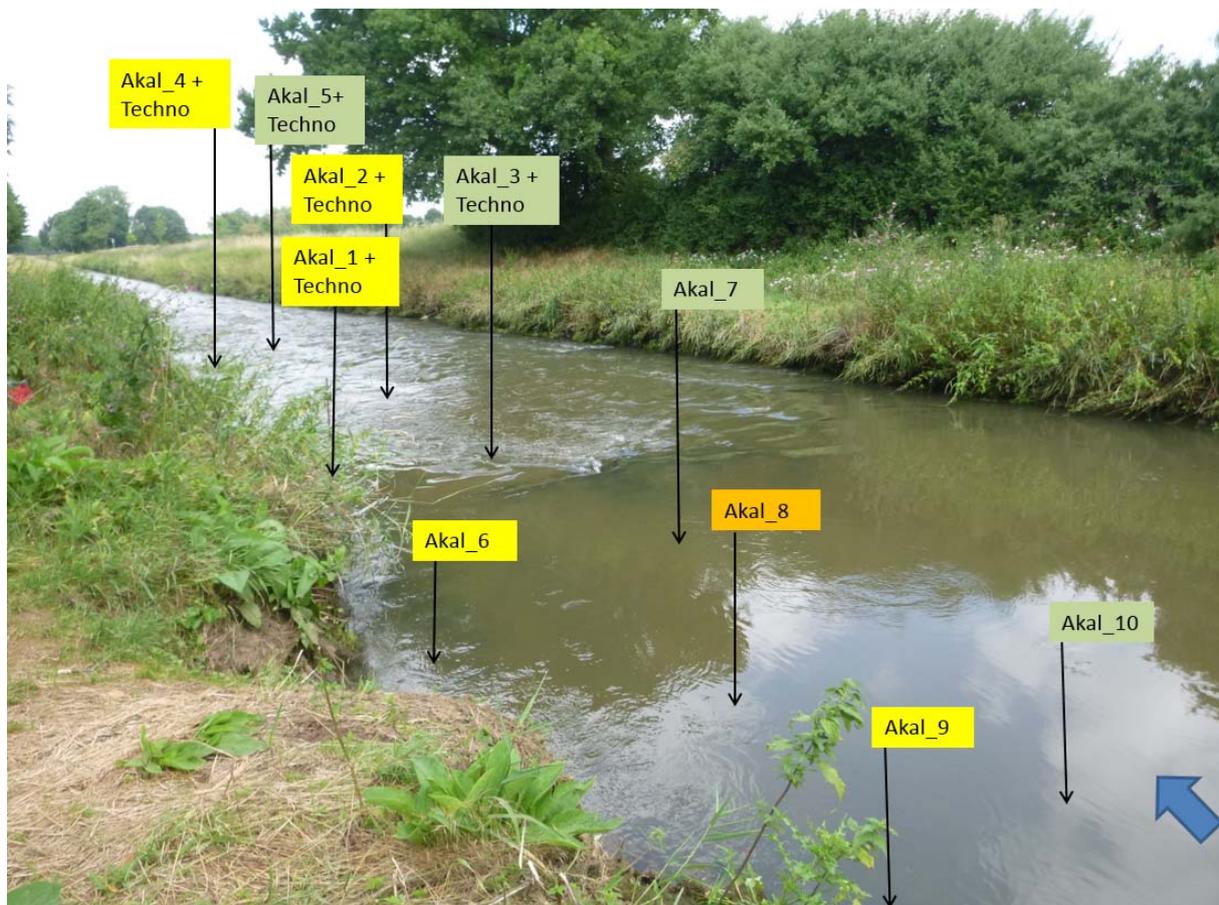


Abbildung 36: Probestelle Erft_4 mit Verortung der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Erft_4	3	1	2	5	6

An Probestelle Erft_4 fällt ein mittlerer Wert der Ausflussreduktion, der der Kolmometer-Klasse 3 entspricht, mit einer sehr guten allgemeinen Degradation und einer guten ökologischen Zustandsklasse zusammen. Die Diskrepanz zwischen Kolmometer-Messungen und den 2009 durchgeführten PERLODES-Beprobungen ist durch eine Einzelmessung nicht zu erklären. Dass die Makrozoobenthos-Gesellschaft im hier vorliegenden, von der Gewässerstruktur her stark degradierten Abschnitt keinerlei Degradation anzeigt, scheint unwahrscheinlich, sodass die 2009 durchgeführten PERLODES-Beprobungen ggf. zu aktualisieren sind.

3.6.5. Erft_5

Kurzbeschreibung: Probestelle Erft_5 befindet sich in der Kleinen Erft (Typ 17) etwa 200 m oberhalb der Mündung in die Erft. Die Probestelle ist durch starken Rückstau, hervorgerufen durch QBW_5469 geprägt. Das Umfeld ist durch ein Naturschutzgebiet mit Wäldern geprägt. Das Gewässer ist an den Ufern mit Steinschüttungen verbaut und mäßig eingetieft. Die Sohle der überwiegend beschatteten Probestelle ist durch Feinkiese sowie Steinschüttungen in den Uferbereichen gekennzeichnet. In den Uferbereichen finden sich kleinräumig tonige Feinsedimentakkumulationen. Sohlstruktur und Strömungsvielfalt sind monoton. Zum Zeitpunkt der Probenahme ist eine starke bis sehr starke äußere Kolmation bedingt durch den starken Rückstau festzustellen.

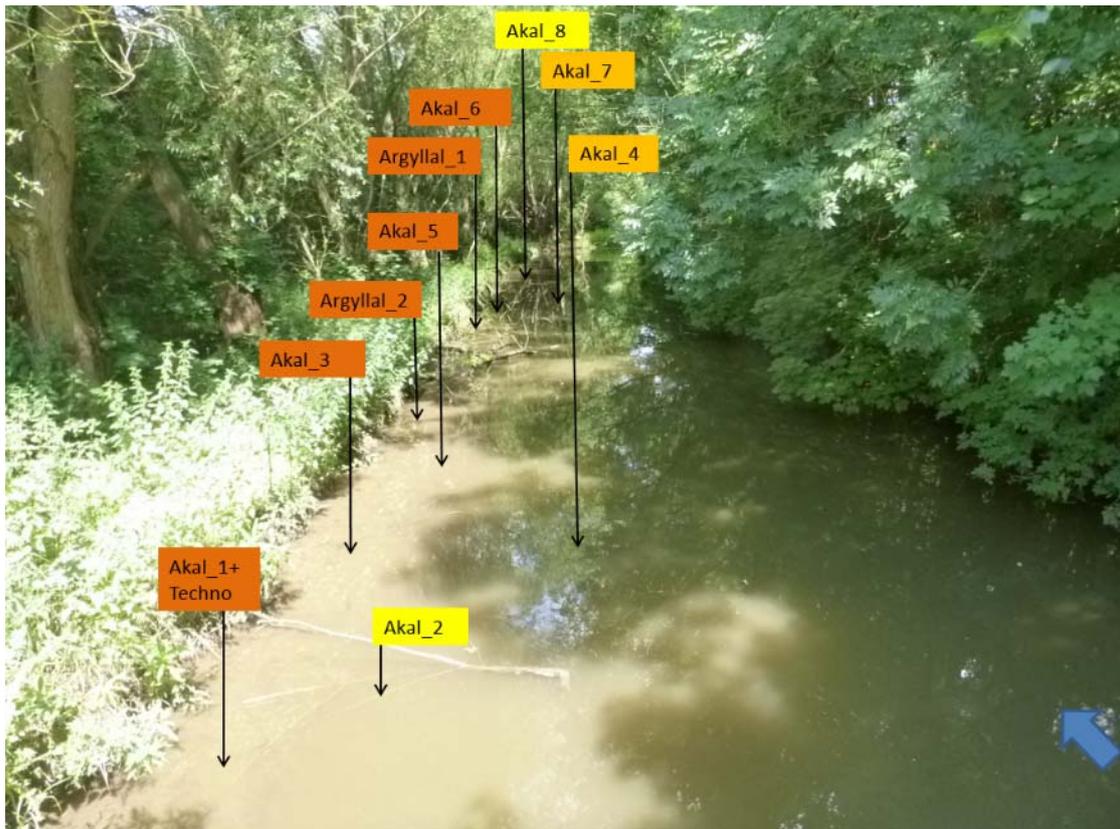


Abbildung 37: Probestelle Erft_5 mit Verortung der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Erft_5	4	3	3	5	6

An Probestelle Erft_5 fällt ein hoher Wert der Ausflussreduktion, der der Kolmometer-Klasse 4 entspricht, mit einer mäßigen allgemeinen Degradation und ökologischen Zustandsklasse zusammen. Die mit dem Kolmometer ermittelte Klasse 4 deutet auf eine starke Kolmationsproblematik im rückstaugeprägten Abschnitt hin. Es ist somit festzuhalten, dass am Unterlauf der Kleinen Erft die 2017 festgestellte Kolmationsproblematik neben weiteren strukturellen Mängeln mitverantwortlich für die Degradation des Makrozoobenthos sein kann.

3.7. Morsbach

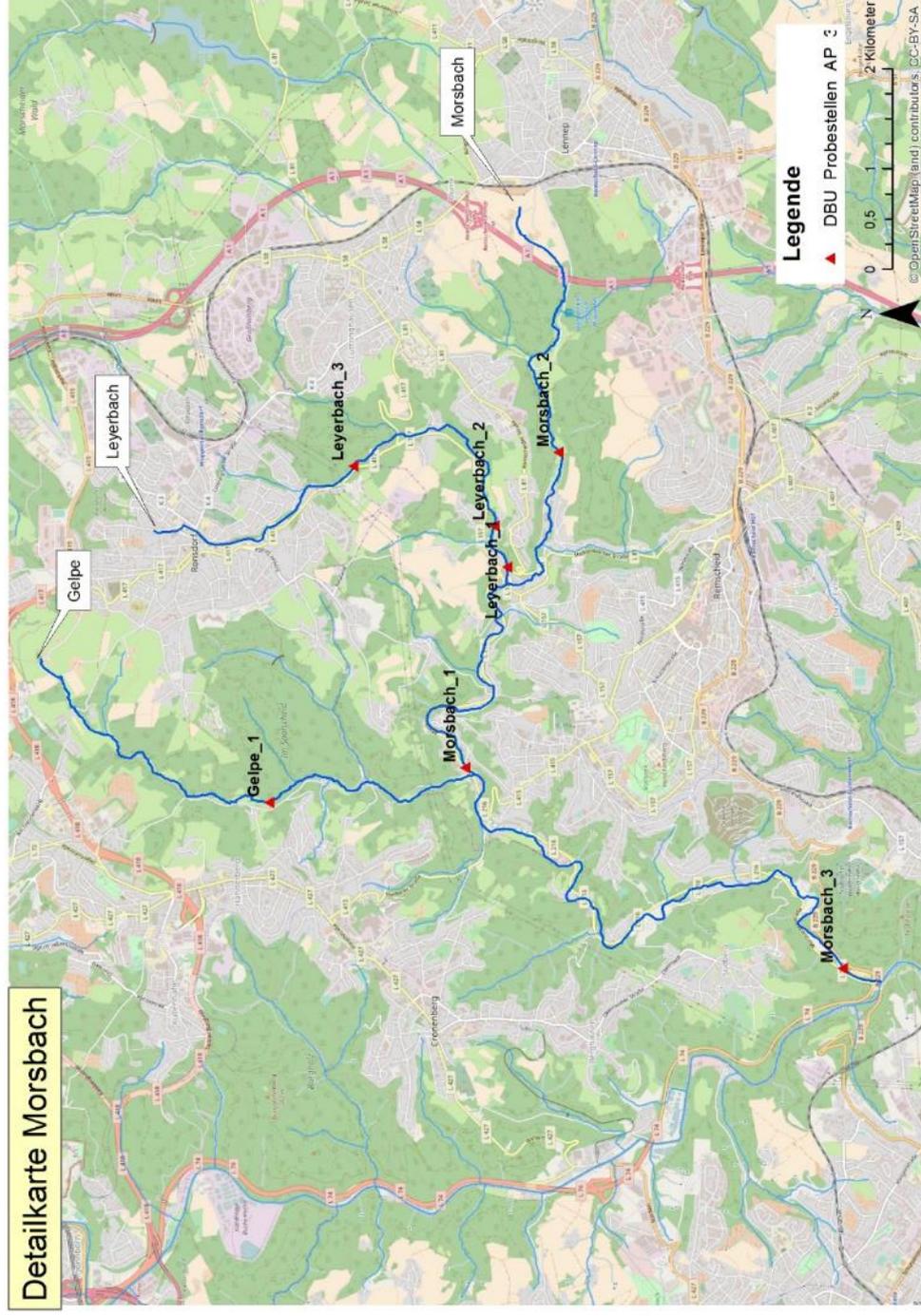


Abbildung 38.: Detailkarte zur Lage der Probestellen im Morsbach, Gelpe und Leyerbach

3.7.1. Morsbach_1

Kurzbeschreibung: An Probestelle Morsbach_1 (Typ 5) liegt ein stark verfallendes Ausbauprofil mit nur sehr lokal vorhandenen Steinschüttungen vor. Wegen der verhältnismäßig großen Breiten- und Tiefenvarianz sowie mehrerer Rauschen im Abschnitt ist die Strömungsdiversität groß.

Das Sohlsubstrat setzt sich aus Schottern und Kiesen zusammen und ist teilweise veralgt. Die Sohlsubstratvielfalt ist groß, abgesehen von äußeren Biofilmen ist bei Aufwirbeln von Sediment keine erhebliche innere Kolmation festzustellen.

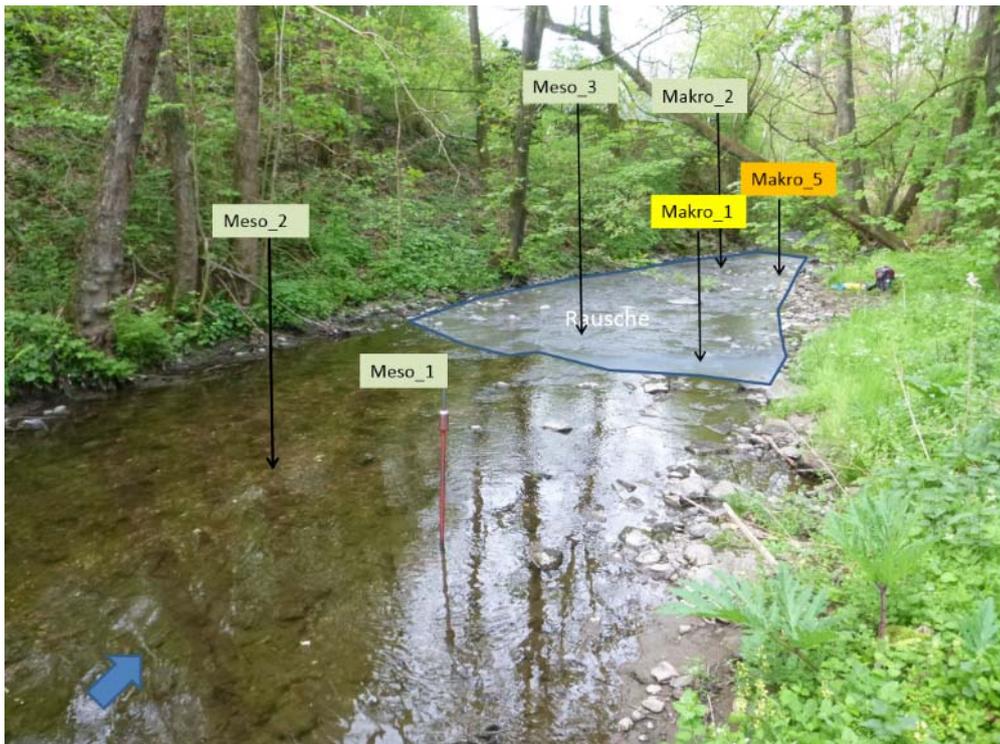


Abbildung 39: Probestelle Morsbach_1 mit Verortung von 6 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Morsbach_1	2	3	3	3	4

An Morsbach_1 fällt die Bewertung der Kolmation mit Klasse 2 besser aus als die 2013 ermittelte Bewertung der allgemeinen Degradation. Es ist somit davon auszugehen, dass an dieser Probestelle andere Gründe als Kolmation für eine Degradation der Biozönose verantwortlich sind.

3.7.2. Morsbach_2

Kurzbeschreibung: An Probestelle Morsbach_2 (Typ 5) liegt im oberen Teil ein stark verfallendes Ausbauprofil mit nur sehr lokal vorhandenen Steinschüttungen vor. Der untere Teil befindet sich oberhalb eines Durchlasses und ist am linken Ufer massiv befestigt. In diesem Bereich findet sich ein Zulauf aus einem Fischteich. Wegen der verhältnismäßig großen Breiten- und Tiefenvarianz sowie mehrerer Rauschen im Abschnitt ist die Strömungsdiversität groß.

Das Sohlssubstrat setzt sich aus Kiesen zusammen und ist nur sehr lokal veralgelt. Die Sohlssubstratvielfalt ist groß. In etwa 10 cm Sedimenttiefe sind teils tonige Ablagerungen unterhalb des kiesigen Sediments vorhanden. Oberhalb der Probestelle ist eine starke Breitenerosion in die tonigen Auenböden feststellbar.

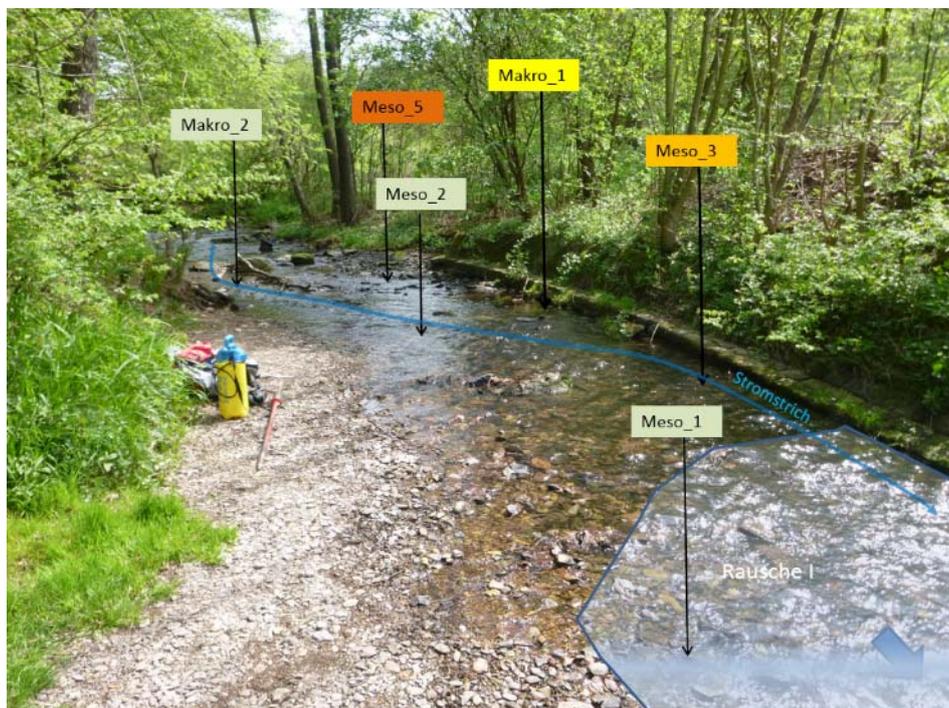


Abbildung 40: Probestelle Morsbach_2 mit Verortung von 6 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Morsbach_2	3	2	2	3	3

An Morsbach_2 fällt die Bewertung der Kolmation mit Klasse 3 schlechter aus als die 2013 ermittelte Bewertung der allgemeinen Degradation mit Klasse 2. Es ist somit davon auszugehen, dass sich an dieser Probestelle trotz einer in tieferen Sedimentschichten von etwa 10 cm vorhandenen Kolmation eine leitbildgemäße Biozönose entwickeln konnte. Dies kann darauf zurückzuführen sein, dass die entsprechenden Indikatororganismen geringere Sedimenttiefen besiedeln. Andererseits kann eine Änderung des Kolmationsdynamik als mögliche Erklärung für die Diskrepanz zwischen Kolmometer-Messwerten und MZB-Bewertung dienen. So ist eine Zunahme des Feinsedimenteintrags durch verstärkte Seitenerosion in Auensedimente beispielsweise während Extremereignissen seit 2013 denkbar.

3.7.3. Morsbach_3

Kurzbeschreibung: Probestelle Morsbach_3 (Typ 5) ist nur sehr lokal durch stark verfallende Steinschüttungen im Uferbereich gekennzeichnet. Wegen der verhältnismäßig großen Breiten- und Tiefenvarianz sowie mehrerer Rauschen im Abschnitt ist die Strömungsdiversität groß. Das Sohlsubstrat setzt sich aus Kiesen und Schottern zusammen und ist lokal veralgt. Die Sohlsubstratvielfalt ist groß.



Abbildung 41: Probestelle Morsbach_3 mit Verortung von 4 der 10 Kolmameter-Teilproben

Interpretation der Kolmameter-Messwerte:

	Kolmameter Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Morsbach_3	2	2	2	2 (4)	3 (4)

An Morsbach_3 geht die Bewertung der Kolmation mit Klasse 2 mit einer vergleichbaren, 2013 ermittelten Bewertung der allgemeinen Degradation mit Klasse 2 einher.

Begründung für Anpassung der GSK-Daten:

Die 2011-2013 erhobene Bewertung der Gewässerstruktur erscheint sowohl hinsichtlich der Bewertung der Sohle als auch des Gesamtzustandes des Gewässers zu schlecht. 2017 wurde die Bewertung des Abschnitts für die Sohle von 4 auf 2 geändert, da weitgehend naturraumtypische Substratverhältnisse auf über 80 % des Abschnittes vorherrschen und künstliche oder naturraumfremde Substrate sehr selten bis überhaupt nicht vorkommen. Auch die Gesamtbewertung wurde angepasst, da eine überwiegend naturgemäße Krümmung und weitgehend naturgemäße Beweglichkeit besteht, sowie da mehrere natürliche Längsprofilelemente vorkommen. Es liegt ein unregelmäßiges, weitgehend naturraumtypisches Profil mit nur leicht verminderter Breitenvarianz mit überwiegend deutlich naturraumtypischem und gut ausgebildetem Gehölzsaum vor.

3.7.4. Morsbach_Gelpe_1

Kurzbeschreibung: Probestelle Gelpe_1 (Typ 5) ist durch verfallendes, an den Talrand verlegtes Profil gekennzeichnet, das sich inzwischen zu einem annähernden Naturprofil gewandelt hat. Wegen der verhältnismäßig großen Breiten- und Tiefenvarianz sowie mehrerer Rauschen im Abschnitt ist die Strömungsdiversität groß.

Das Sohlsubstrat setzt sich aus Steinen, Kiesen und Schottern zusammen und ist überwiegend stark veralgelt. Die Sohlsubstratvielfalt ist groß.

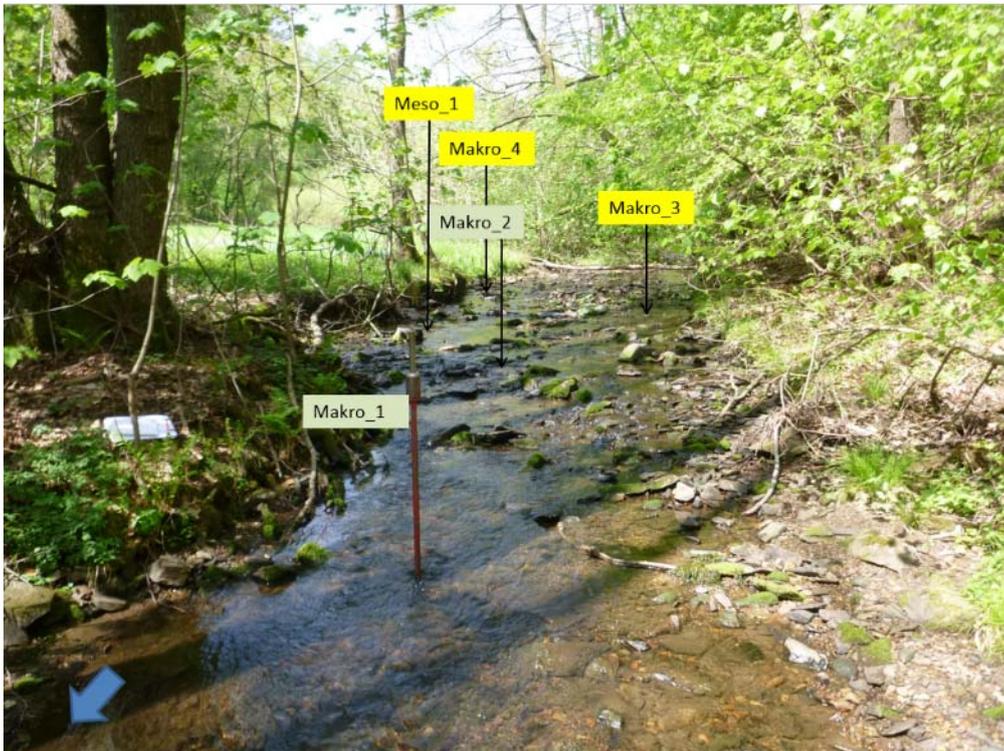


Abbildung 42: Probestelle Gelpe_1 mit Verortung von 5 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Gelpe_1	3	2	2	1	1

An Probestelle Gelpe_1 fällt die 2017 ermittelte Bewertung der Kolmation mit Klasse 3 schlechter aus als die 2013 ermittelte Bewertung der allgemeinen Degradation mit Klasse 2. Es ist somit davon auszugehen, dass sich an dieser Probestelle trotz einer in tieferen Sedimentschichten von etwa 10 cm vorhandenen Kolmation eine leitbildgemäße Biozönose entwickeln konnte. Dies kann darauf zurückzuführen sein, dass die entsprechenden Indikatororganismen geringere Sedimenttiefen besiedeln. Andererseits kann eine Änderung der Kolmationsdynamik als mögliche Erklärung für die Diskrepanz zwischen Kolmometer-Messwerten und MZB-Bewertung dienen. So ist ein nach 2013 einsetzender, sich selbst verstärkender Prozess der biologischen Kolmation eine denkbare Erklärung für die 2017 festgestellte, stärkere Kolmation.

3.7.5. Morsbach_Leyerbach_1

Kurzbeschreibung: Bei Probestelle Leyerbach_1 (Typ 5) handelt es sich um ein beidseitig stark verbautes Profil, das durch mehrere Überbauungen und Durchlässe geprägt ist und somit als fragmentarische Gewässerstrecke zu bezeichnen ist. Die Breiten- und Tiefenvarianz sind gering.

Das Sohlsubstrat setzt sich aus künstlichen Steinschüttungen, Steinen, Kiesen und Schottern zusammen. Die Sohlsubstratvielfalt ist gering.



Abbildung 43: Probestelle Leyerbach_1 mit Verortung von 7 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Leyerbach_1	2	4	4	5 (7)	7

An Morsbach_Leyerbach_1 fällt die Bewertung der Kolmation mit Klasse 2 besser aus als die 2013 ermittelte Bewertung der allgemeinen Degradation mit Klasse 4. Es ist somit davon auszugehen, dass an dieser Probestelle andere Gründe als Kolmation wie die überwiegende Überbauung oder das Vorherrschen naturferner Substrate für eine Degradation der Biozönose verantwortlich sind.

Begründung für Anpassung der GSK-Daten:

Die 2011-2013 erhobene Bewertung der Gewässerstruktur erscheint hinsichtlich der Bewertung der Sohle zu schlecht.

2017 wurde die Bewertung des Abschnitts für die Sohle von 7 auf 6 geändert, da mäßig naturraumtypische Substratverhältnisse auf 10 – 30 % des Abschnittes vorherrschen und künstliche oder naturraumfremde Substrate auf 50 – 80 % des Abschnittes in Form von Steinschüttungen als Sohlenverbau vorkommen.

3.7.6. Leyerbach_2

Kurzbeschreibung: Bei Probestelle Leyerbach_2 (Typ 5) handelt es sich um ein verfallendes Ausbauprofil, das überwiegend erhalten und somit durch geringe Breiten- und Tiefenvarianz gekennzeichnet ist. Das Sohlssubstrat setzt sich lokal aus künstlichen Steinschüttungen, Kiesen und Schottern zusammen. Die Sohlssubstratvielfalt ist gering, teilweise mäßig. Wegen der geringen Strömungsvielfalt ist überwiegend eine starke äußere Kolmation festzustellen.



Abbildung 44: Probestelle Leyerbach_2 mit Verortung von 5 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Leyerbach_2	3	2	2	4 (3)	4 (3)

An Probestelle Leyerbach_2 fällt die 2017 ermittelte Bewertung der Kolmation mit Klasse 3 schlechter aus als die 2013 ermittelte Bewertung der allgemeinen Degradation mit Klasse 2. Es ist somit davon festzuhalten, dass an dieser Probestelle trotz einer 2017 in tieferen Sedimentschichten von etwa 10 cm vorhandenen Kolmation sowie einer 2017 festzustellenden äußeren Kolmation 2013 eine leitbildgemäße Biozönose festgestellt werden konnte. Eine Änderung der Kolmationsdynamik kann als mögliche Erklärung für die Diskrepanz zwischen Kolmometer-Messwerten und MZB-Bewertung dienen. So ist ein nach 2013 einsetzender, sich selbst verstärkender Prozess der biologischen Kolmation eine denkbare Erklärung für die 2017 festgestellte, stärkere Kolmation.

Begründung für Anpassung der GSK-Daten:

Die Bewertung der Gewässerstruktur von 2011-2013 erscheint sowohl hinsichtlich der Bewertung der Sohle als auch des Gesamtzustandes des Gewässers zu gut. 2017 wurde die Bewertung des Abschnitts für die Sohle von 3 auf 4 geändert, da naturraumtypische Substrate nur auf 30 – 50 % der Gewässerstrecke vorkommen und künstliche oder naturraumfremde Substrate mehrfach vorkommen (mehrfach offene porige Steinschüttungen). Auch die Gesamtbewertung wurde von Klasse 3 auf Klasse 4 angepasst, da nur eine deutliche, anthropogen geprägte Krümmung besteht. Die Beweglichkeit und Breitenvarianz ist infolge Ufersicherung deutlich vermindert (Steinschüttung, die nur lokal durch Krümmungserosion aufgebrochen wird). Es kommen nur selten natürliche Längsprofilelemente vor.

3.7.7. Leyerbach_3

Kurzbeschreibung: Bei Probestelle Leyerbach_3 (Typ 5) handelt es sich um ein weitgehend intaktes Ausbauprofil unterhalb eines Hochwasserrückhaltebeckens. Als Verbau besteht im Bereich der Sohle massiver Steinsatz, der überwiegend intakt ist.

Da die Sohle durch geschlossenen Sohlenverbau dominiert wird, können nur 50 % der Sohle mit Hilfe des Kolmometers beprobt werden, was 5 Teilproben entspricht



Abbildung 45: Probestelle Leyerbach_3 mit Verortung von 2 der 5 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Leyerbach_3	4	5	5	7	6

An Probestelle Leyerbach_3 fällt die 2017 ermittelte Bewertung der Kolmation mit Klasse 4 besser aus als die 2006 ermittelte Bewertung der allgemeinen Degradation mit Klasse 5.

Generell spiegeln Kolmometer-Messwerte, Ergebnisse der MZB-Beprobungen sowie Kartierungen der Sohlstruktur eine starke Degradation der Hydromorphologie und eine damit einhergehende Degradation der Biozönose wider.

3.8. Nette



Abbildung 46: : Detailkarte zur Lage der Probestellen in der Nette

3.8.1. Nette_1

Kurzbeschreibung: An Probestelle Nette_1 (Typ 5) liegt ein naturnahes Profil mit großer Breiten- und Tiefenvarianz sowie vielfältigem Substrat aus Kiesen, Schotter und Sand vor. Der Abschnitt wird durch mehrere Rauschen strukturiert und weist eine hohe Strömungsdiversität auf. Lokal sind Veralgungen der Sohle auszumachen.

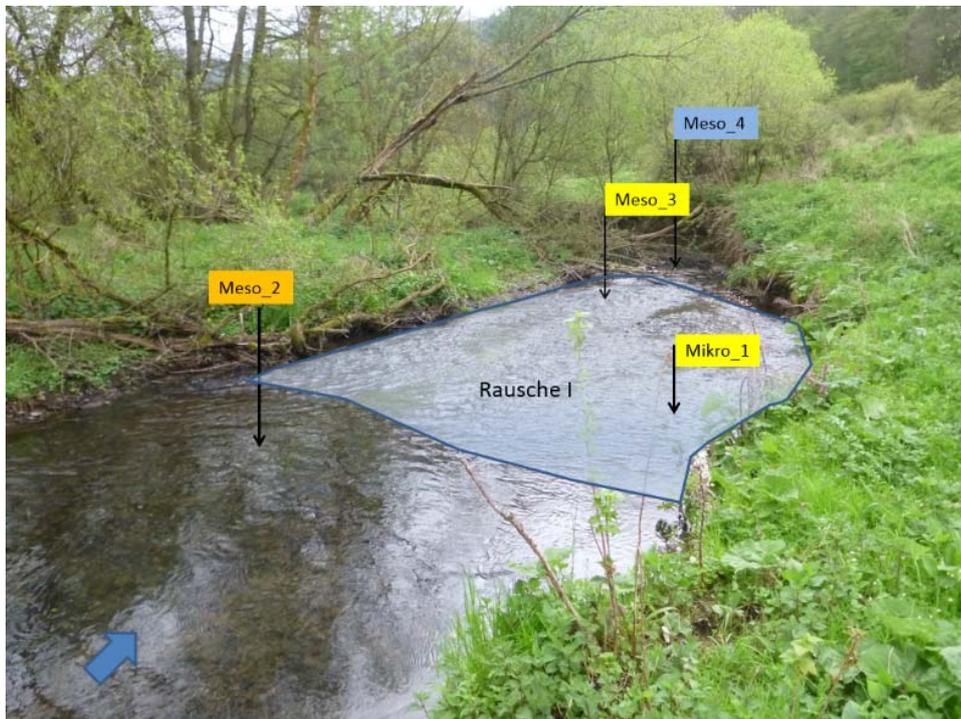


Abbildung 47: Probestelle Nette_1 mit Verortung von 4 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Nette_1	2	4	k.A.	2 (3)	3

An Probestelle Nette_1 fällt die 2017 ermittelte Bewertung der Kolmation mit Klasse 2 besser aus als die 2008 ermittelte Bewertung der allgemeinen Degradation mit Klasse 4. Die Gründe für die Diskrepanz zwischen Kolmometer-Messungen und PERLODES-Ergebnissen sind nicht eindeutig. Möglicherweise können sonstige, derzeit nicht mehr gegebene morphologische Einflüsse der Grund für die hohe allgemeine Degradation der MZB-Zönose gelten, da diese nicht durch strukturelle Mängel des Sohlsubstrats zu erklären sind.

Begründung für Anpassung der GSK-Daten:

Die 2011-2013 erhobene Bewertung der Gewässerstruktur erscheint hinsichtlich der Bewertung der Sohle zu schlecht.

2017 wurde die Bewertung des Abschnitts für die Sohle von 3 auf 2 geändert, da weitgehend naturraumtypische Substratverhältnisse > 80 % des Abschnittes vorherrschen und künstliche oder naturraumfremde Substrate nur vereinzelt innerhalb des Abschnittes vorkommen.

3.8.2. Nette_2

Kurzbeschreibung: An Probestelle Nette_2 (Typ 5) liegt teilweise ein naturnahes Profil mit großer Breiten- und Tiefenvarianz sowie vielfältigem Substrat aus Steinen, Kiesen, Schotter und Sand vor. Lokal findet sich am linken Ufer massiver Verbau zur gewässerbegleitenden Straße. Der Abschnitt wird durch mehrere Rauschen strukturiert und weist eine hohe Strömungsdiversität auf. Es sind keine Veralgungen oder Kolmationserscheinungen auszumachen.



Abbildung 48: Probestelle Nette_2 mit Verortung von 4 der 10 Kolmameter-Teilproben

Interpretation der Kolmameter-Messwerte:

	Kolmameter Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Nette_1	2	2	k.A.	2 (3)	3

An Probestelle Nette_2 geht eine 2017 ermittelte Bewertung der Kolmation mit Klasse 2 mit einer 2008 ermittelten Bewertung von 2 für die allgemeine Degradation einher.

Somit spiegeln sowohl die Ergebnisse der Kolmameter-Messungen als auch die Ergebnisse der MZB-Beprobungen einen guten Zustand der Sohle an Probestelle Nette_2 wider.

Begründung für Anpassung der GSK-Daten:

Die 2011-2013 erhobene Bewertung der Gewässerstruktur erscheint hinsichtlich der Bewertung der Sohle zu schlecht.

2017 wurde die Bewertung des Abschnitts für die Sohle von 3 auf 2 geändert, da weitgehend naturraumtypische Substratverhältnisse > 80 % des Abschnittes vorherrschen und künstliche oder naturraumfremde Substrate nur vereinzelt innerhalb des Abschnittes vorkommen.

3.9. Nister

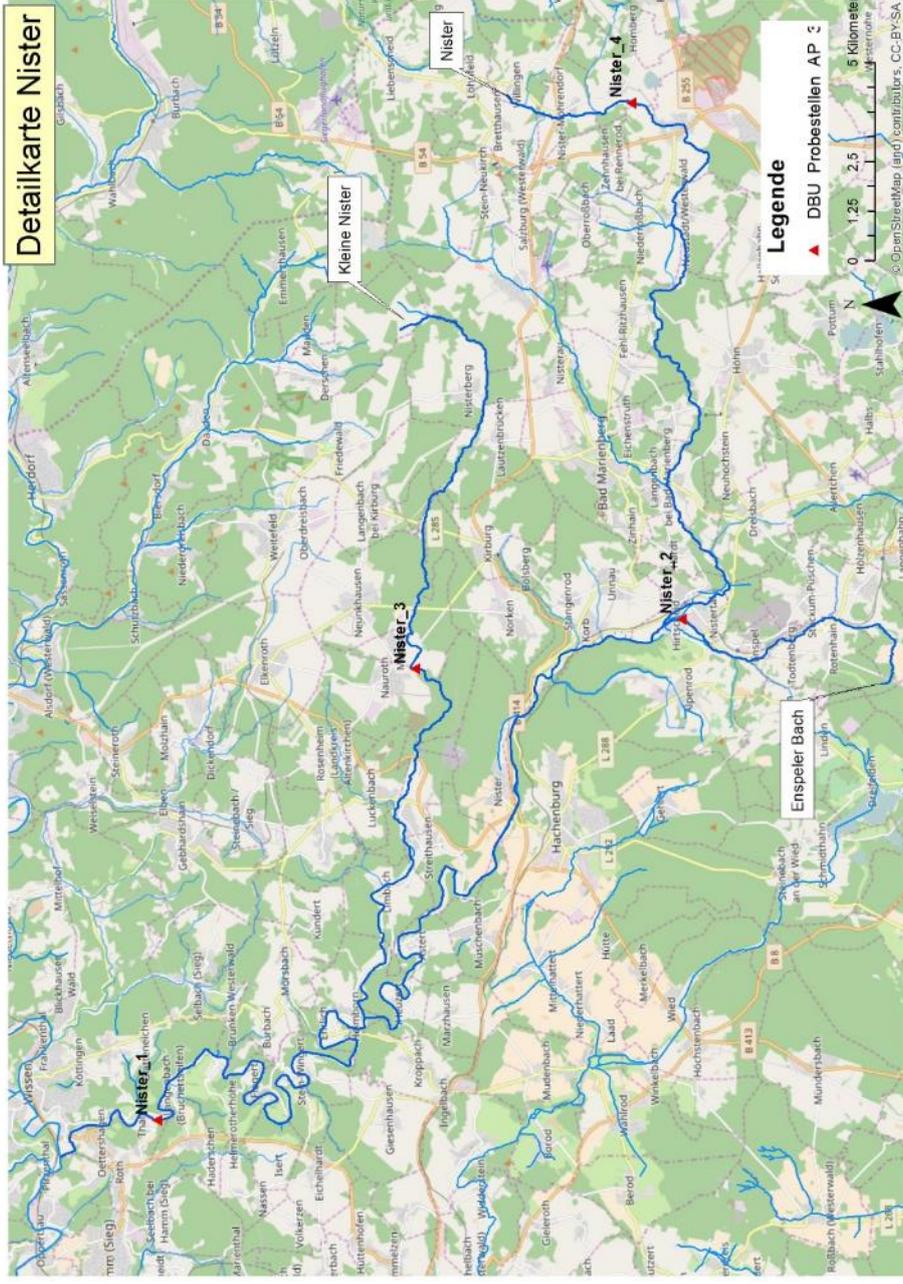


Abbildung 49: : Detailkarte zur Lage der Probestellen in der Nister und Kleinen Nister

3.9.1. Nister_1

Kurzbeschreibung: Bei Probestelle Nister_1 (Typ 9) liegt ein naturnahes Profil vor, das unterhalb in einen begradigten, mit verfallendem Verbau versehenen Abschnitt übergeht. Der Gewässerabschnitt ist durch eine mäßige bis große Tiefenvarianz gekennzeichnet und weist eine hohe Strömungsvielfalt mit mehreren Rauschen bzw. überströmten Felsriegeln auf.

Das Substrat setzt sich aus Kies, Schotter und anstehendem Fels zusammen und weist überwiegend eine Bedeckung mit mikrobiellen Biofilmen und leichte Veralgungen auf.



Abbildung 50: Probestelle Nister_1 mit Verortung von 7 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Nister_1	2	3	3	2	3

An Probestelle Nister_1 geht eine 2017 ermittelte Bewertung der Kolmation mit Klasse 2 mit einer 2008 ermittelten Bewertung von 3 für die allgemeine Degradation einher.

Die leicht schlechtere Bewertung der MZB-Gesellschaft von 2008 lässt sich ggf. auf eine stärkere Beeinflussung der Zönose durch die auch 2017 festgestellten Algenfilme und eine daraus resultierende biologische Kolmation zurückführen. Diese war 2017 mit Hilfe des Kolmometers nicht so deutlich in Form eines reduzierten Ausflusses detektierbar.

3.9.2. Nister_2

Kurzbeschreibung: Probestelle Nister_2 (Typ 5) liegt in einem Zulauf zur Nister (Enspeler Bach) im Bereich eines teilweise mit verfallendem Verbau versehenen Profils, das häufig in ein naturnahes Profil übergeht. Der Gewässerabschnitt ist durch eine große Tiefenvarianz gekennzeichnet und weist eine hohe Strömungsvielfalt mit mehreren Rauschen auf. Des Weiteren liegt eine verfallende Rampe aus naturfernem Steinsatz im Abschnitt vor.

Das Substrat setzt sich aus Kies, Schotter und Steinen zusammen und weist überwiegend eine Bedeckung mit mikrobiellen Biofilmen und leichte Veralgungen auf. Oberhalb der verfallenden Rampe findet sich ein kurzer Streckenabschnitt mit massivem Sohlenverbau (Steinsatz).



Abbildung 51: Probestelle Nister_2 mit Verortung von 4 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Nister_2	2	3	3	2	2

Wie schon an Probestelle Nister_1 geht auch an Probestelle Nister_2 eine 2017 ermittelte Bewertung der Kolmation mit Klasse 2 mit einer 2008 ermittelten Bewertung von 3 für die allgemeine Degradation einher.

Die leicht schlechtere Bewertung der MZB-Gesellschaft von 2007 lässt sich ggf. auf eine stärkere Beeinflussung der Zönose durch die auch 2017 festgestellten Algenfilme und eine daraus resultierende biologische Kolmation zurückführen. Diese war 2017 mit Hilfe des Kolmometers weniger deutlich in Form eines reduzierten Ausflusses detektierbar.

3.9.3. Nister_3

Kurzbeschreibung: Probestelle Nister_3 (Typ 5) liegt in einem Zulauf zur Nister in einem teilweise mit verfallendem Verbau versehenen Profil. Der Gewässerabschnitt ist durch eine mäßige Tiefenvarianz gekennzeichnet und weist eine große Strömungsvielfalt mit einer ausgedehnten Rausche auf. Das Substrat setzt sich vorwiegend aus Steinen, Kies und Schotter zusammen und weist überwiegend eine Bedeckung mit mikrobiellen Biofilmen und leichte Veralgungen auf. Im unteren Teil beginnt der Rückstaubereich eines Wehres, in dem feineres Material akkumuliert. Der Abschnitt scheint regelmäßig durch Überläufe aus einer Kläranlage geprägt.



Abbildung 52: Probestelle Nister_3 mit Verortung von 4 der 10 Kolmameter-Teilproben

Interpretation der Kolmameter-Messwerte:

	Kolmameter Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Nister_3	2	3	k.A.	2	2

Wie schon an Probestelle Nister_1 und Nister_2 geht auch an Probestelle Nister_3 eine 2017 ermittelte Bewertung der Kolmation mit Klasse 2 mit einer 2008 ermittelten Bewertung von 3 für die allgemeine Degradation einher.

Die leicht schlechtere Bewertung der MZB-Gesellschaft von 2007 lässt sich ggf. auf eine stärkere Beeinflussung der Zönose durch die 2017 festgestellten Algenfilme und eine daraus resultierende biologische Kolmation zurückführen. Diese war 2017 mit Hilfe des Kolmameters weniger deutlich in Form eines reduzierten Ausflusses detektierbar. Auch sind stoffliche Einflüsse oder Effekte der Spülstöße

aus einer oberhalb gelegenen Kläranlage denkbare Erklärungen für den schlechteren Zustand der MZB-Zönose.

3.9.4. Nister_4

Kurzbeschreibung: Probestelle Nister_4 (Typ 5) liegt im Oberlauf der Nister in einem vollständig mit verfallendem Verbau versehenen Profil. Der Gewässerabschnitt ist durch eine geringe Tiefenvarianz gekennzeichnet und weist eine geringe Strömungsvielfalt mit keinen ausgedehnten Rauschen auf. Die Sohle ist überwiegend mit lückigem Steinsatz verbaut, der häufig von eine 10 bis 15 cm mächtigen Schicht aus Sanden und Feinkies überdeckt ist. Die Probenahme wurde in den nicht verbauten Bereichen bzw. den Lücken im Steinsatz durchgeführt. Da 40 % der Sohle massiv verbaut sind, wurden nur 60 % der Sohle in 6 Teilproben beprobt.

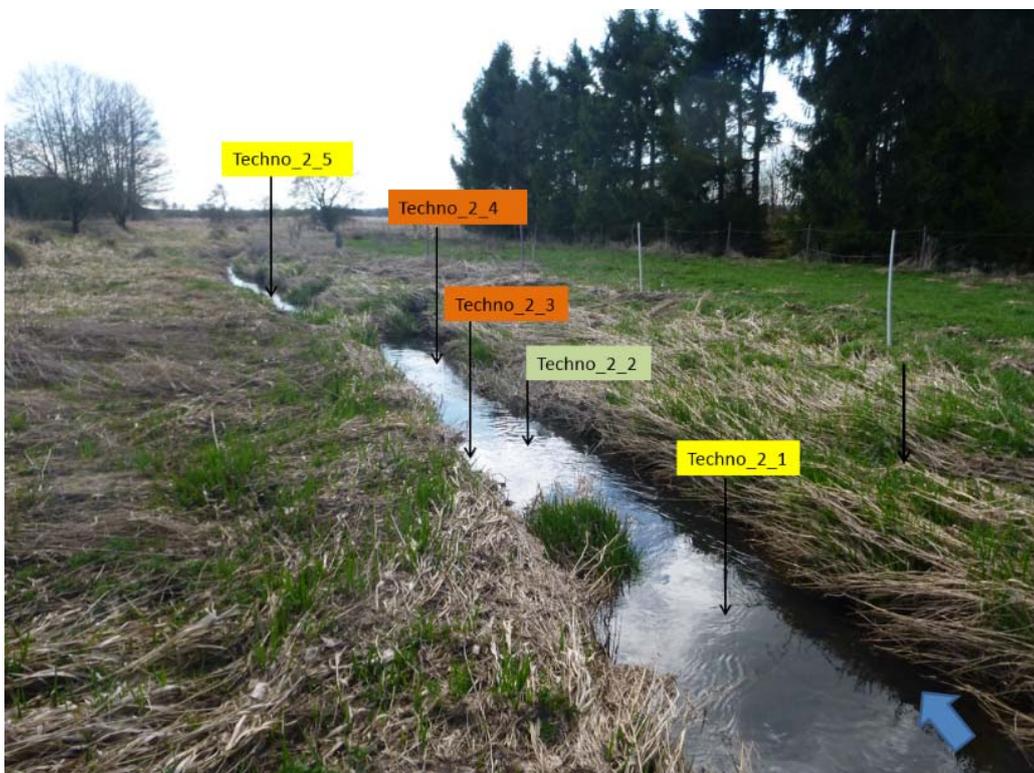


Abbildung 53: Probestelle Nister_4 mit Verortung von 5 der 6 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Nister_4	4	4	k.A.	4 (2)	4 (2)

An Probestelle Nister_4 geht eine Klassifikation der Kolmation mit 4 mit einer allgemeinen Degradation der MZB-Zönose der Klasse 4 einher. Somit spiegeln an Nister_4 sowohl die Kolmometer-Messwerte als auch die Ergebnisse der biologischen Beprobungen auf eine Degradation des MZB hin. Neben der festgestellten starken Kolmation können auch der allgemein schlechte Zustand der Sohle (Verbau, Strukturarmut) sowie des Gewässers (fehlende Beschattung) Gründe für den schlechten Zustand des Makrozoobenthos sein.

Begründung für Anpassung der GSK-Daten:

Die 2011-2013 erhobene Bewertung der Gewässerstruktur erscheint sowohl hinsichtlich der Bewertung der Sohle als auch des Gesamtzustandes des Gewässers zu gut.

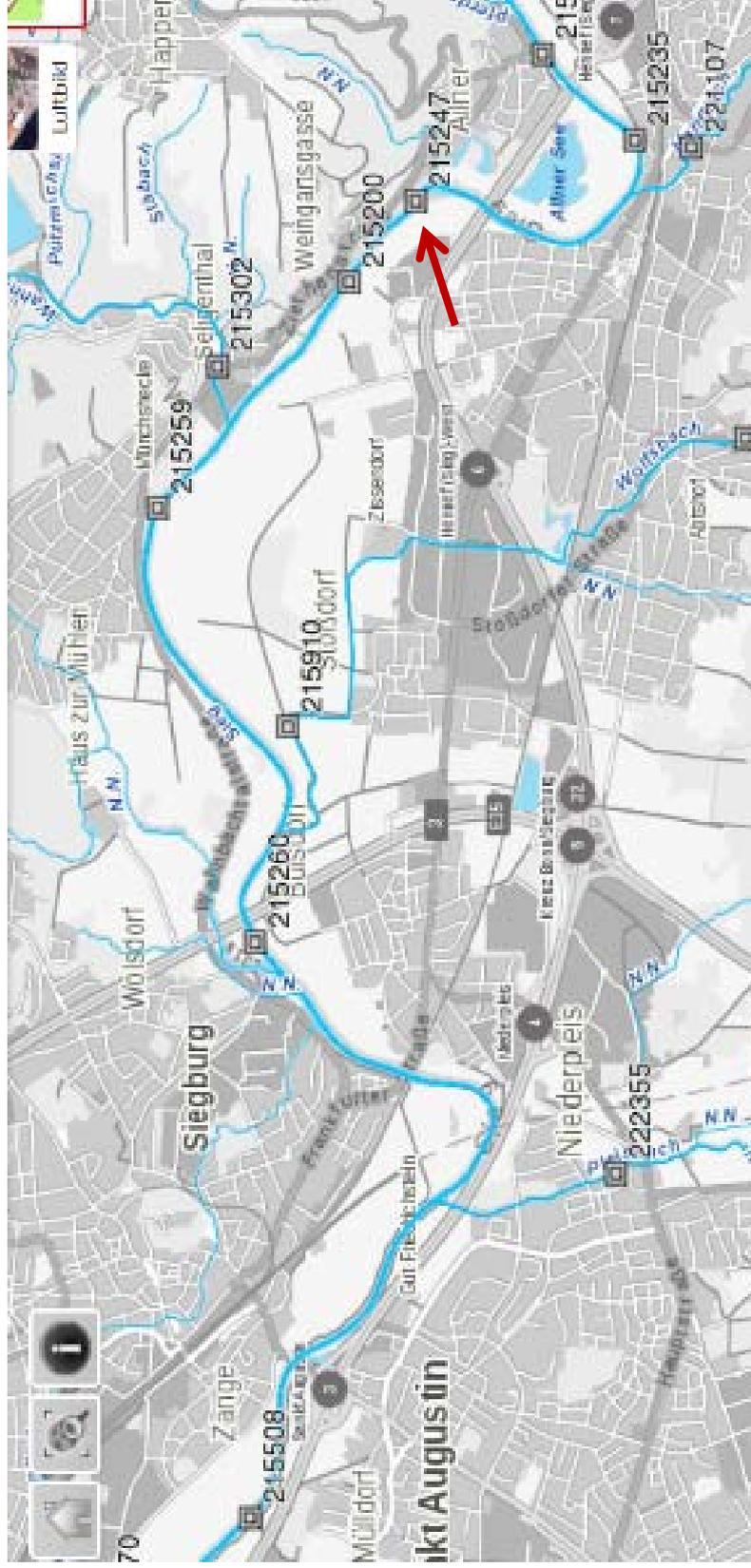
2017 wurde die Bewertung des Abschnitts für die Sohle von 2 auf 4 geändert, da zwar immer wieder Bereiche mit naturraumtypischen Substraten auf etwa 30 – 50 % des Abschnittes vorkommen, jedoch künstliche oder naturraumfremde Substrate mehrfach vorkommen (verfallender Verbau mit Steinsatz auf etwa 50 % des Abschnittes).

Auch die Gesamtbewertung wurde von Klasse 4 auf Klasse 6 angepasst, da

- Zwar eine deutliche, aber anthropogen geprägte Krümmung besteht
- Eine deutlich verminderte Beweglichkeit infolge (verfallender) Ufersicherung besteht
- Mehrfach Ansätze natürlicher Längsprofilelemente vorkommen
- Ein verfallendes technisches Regelprofil mit vergleichmäßiger Profilform mit erheblicher Eintiefung und erheblich verminderter Breitenvarianz vorliegt

Insgesamt ergibt sich eine Klassifizierung zwischen Klasse 4 und 5. Da sich häufig Tendenzen zu eisdynamischen Entwicklungen in Form von aktiven Erosionsufern und unterspülten Ufern andeuten, wird 2017 die bessere Ausprägung, somit Klasse 4 vergeben.

3.10. Sieg



3.10.1. Sieg_1

Kurzbeschreibung: Probestelle Sieg_1 (Typ 9.2) befindet sich etwa 3 km unterhalb der Einmündung der Bröl in die Sieg auf Höhe der Ortslage Allner. Das Profil des Abschnitts ist mäßig bis stark eingetieft, nur sehr lokal durch verfallenden Verbau gekennzeichnet und geht überwiegend in ein Naturprofil über. Der Bereich wird durch mehrere ausgeprägte Rauschen und eine ausgeprägte Inselbildung strukturiert, sodass Tiefen- und Breitenvarianz sowie die Strömungsvielfalt groß sind. In den erkennbaren Sohlbereichen besteht das Sohlsubstrat aus Kiesen und Schottern. Die Sohlsubstratvielfalt ist in den durchwatbaren Bereichen groß, teilweise sind Algenfilme auf dem Sohlsubstrat vorhanden.

Das Gewässer ist in diesem Bereich der beschriebenen Probestelle nicht vollständig durchwatbar, sodass sich die Probenahme mit Hilfe des Kolmometers korrespondierend zur Makrozoobenthos-Probenahme nur auf die durchwatbaren Bereiche entlang des linken Ufers bezieht.



Abbildung 54: Probestelle Sieg_1 mit Verortung von 7 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Sieg_1	2	2	2	1	1

An Probestelle Sieg_1 geht eine geringe Kolmation (Klasse 2) mit einem guten Zustand der Makrozoobenthos-Zönose (gute Allgemeine Degradation und gute ökologische Zustandsklasse) einher. Sowohl Kolmometer-Messungen als auch biologische Beprobungen des MZB spiegeln hier also einen guten Zustand des Gewässers und seiner Sohle wieder.

3.11.1. Urft_1

Kurzbeschreibung: Probestelle Urft_1 (Typ 9) befindet sich etwa 2,5 km oberhalb des Rückstaubereiches des Urftstausees. Der Abschnitt ist nur lokal durch verfallenden Verbau gekennzeichnet und wird durch eine ausgeprägte Rausche im unteren Bereich strukturiert. Das Substrat besteht aus Schottern, lokal Kiesen sowie zu etwa 20 – 30 % aus anstehendem Fels, sodass nur 80 % der Sohle in 8 Teilproben mit Hilfe des Kolmameters beprobt werden konnten.



Abbildung 55: Probestelle Urft_1 mit Verortung von 4 der 8 Kolmameter-Teilproben

Interpretation der Kolmameter-Messwerte:

	Kolmameter Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Urft_1	2	2	2	2	2

An Probestelle Urft_1 geht eine geringe Kolmation (Klasse 2) mit einem guten Zustand der Makrozoobenhtos-Zönose (gute Allgemeine Degradation) einher. Sowohl Kolmameter-Messungen als auch biologische Beprobungen des MZB spiegeln hier also einen guten Zustand des Gewässers und seiner Sohle wieder.

3.11.2. Urft_2

Kurzbeschreibung: Probestelle Urft_2 (Typ 9) befindet in einem Abschnitt, der nur lokal durch verfallenden Verbau gekennzeichnet ist. Die überwiegend beschattete Probestelle wird durch eine künstliche Rampe, die über Teilbereiche verfällt und nahezu einer natürlichen Rausche gleicht, strukturiert. Strömungsvielfalt und Tiefenvarianz sind groß.

Das Substrat besteht aus Schottern, Kiesen und lokal Sanden, die von Biofilmen und lokal Algen überzogen sind. Die Sohlsubstratvielfalt ist als groß einzustufen.



Abbildung 56: Probestelle Urft_2 mit Verortung von 4 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Urft_2	2	2	2	2 (1)	3

An Probestelle Urft_2 geht eine geringe Kolmation (Klasse 2) mit einem guten Zustand der Makrozoobenhtos-Zönose (gute Allgemeine Degradation) einher. Sowohl Kolmometer-Messungen als auch biologische Beprobungen des MZB spiegeln hier also einen guten Zustand des Gewässers und seiner Sohle wieder.

Begründung für Anpassung der GSK-Daten:

Die 2011-2013 erhobene Bewertung der Gewässerstruktur erscheint hinsichtlich der Bewertung der Sohle zu gut.

2017 wurde die Bewertung des Abschnitts für die Sohle von 1 auf 2 geändert, da zwar weitgehend naturraumtypische Substratverhältnisse auf > 80 % des Abschnittes vorherrschen, jedoch punktuell künstliche oder naturraumfremde Substrate innerhalb des Abschnittes vorkommen.

3.11.3. Urft_3

Kurzbeschreibung: Probestelle Urft_3 (Typ 9) befindet in einem Abschnitt, der nur lokal durch verfallenden Verbau gekennzeichnet ist. Die überwiegend beschattete Probestelle wird durch eine Rausche strukturiert. Strömungsvielfalt und Tiefenvarianz sind groß.

Das Substrat besteht aus Schottern, Kiesen und lokal Sanden, die von Biofilmen und lokal Algen überzogen sind. Die Sohlsubstratvielfalt ist als groß einzustufen.



Abbildung 57: Probestelle Urft_3 mit Verortung von 7 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Urft_3	2	2	2	1	2

An Probestelle Urft_3 geht eine geringe Kolmation (Klasse 2) mit einem guten Zustand der Makrozoobenhtos-Zönose (gute Allgemeine Degradation) einher. Sowohl Kolmometer-Messungen als auch biologische Beprobungen des MZB spiegeln hier also einen guten Zustand des Gewässers und seiner Sohle wieder.

3.11.4. Urft_4

Kurzbeschreibung: Probestelle Urft_4 (Typ 9) befindet in einem Abschnitt, der durch teils verfallenden, aber überwiegend intakten Verbau gekennzeichnet ist. Die überwiegend beschattete Probestelle wird durch eine verfallende künstliche Gleite, die nahezu einer natürlichen Rausche gleicht, strukturiert. Strömungsvielfalt und Tiefenvarianz sind mäßig.

Das Substrat besteht aus Kiesen und Sanden sowie künstlichen Steinschüttungen, die von Biofilmen und lokal Algen überzogen sind. Die Sohlsubstratvielfalt ist als mäßig einzustufen.



Abbildung 58: Probestelle Urft_4 mit Verortung von 6 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

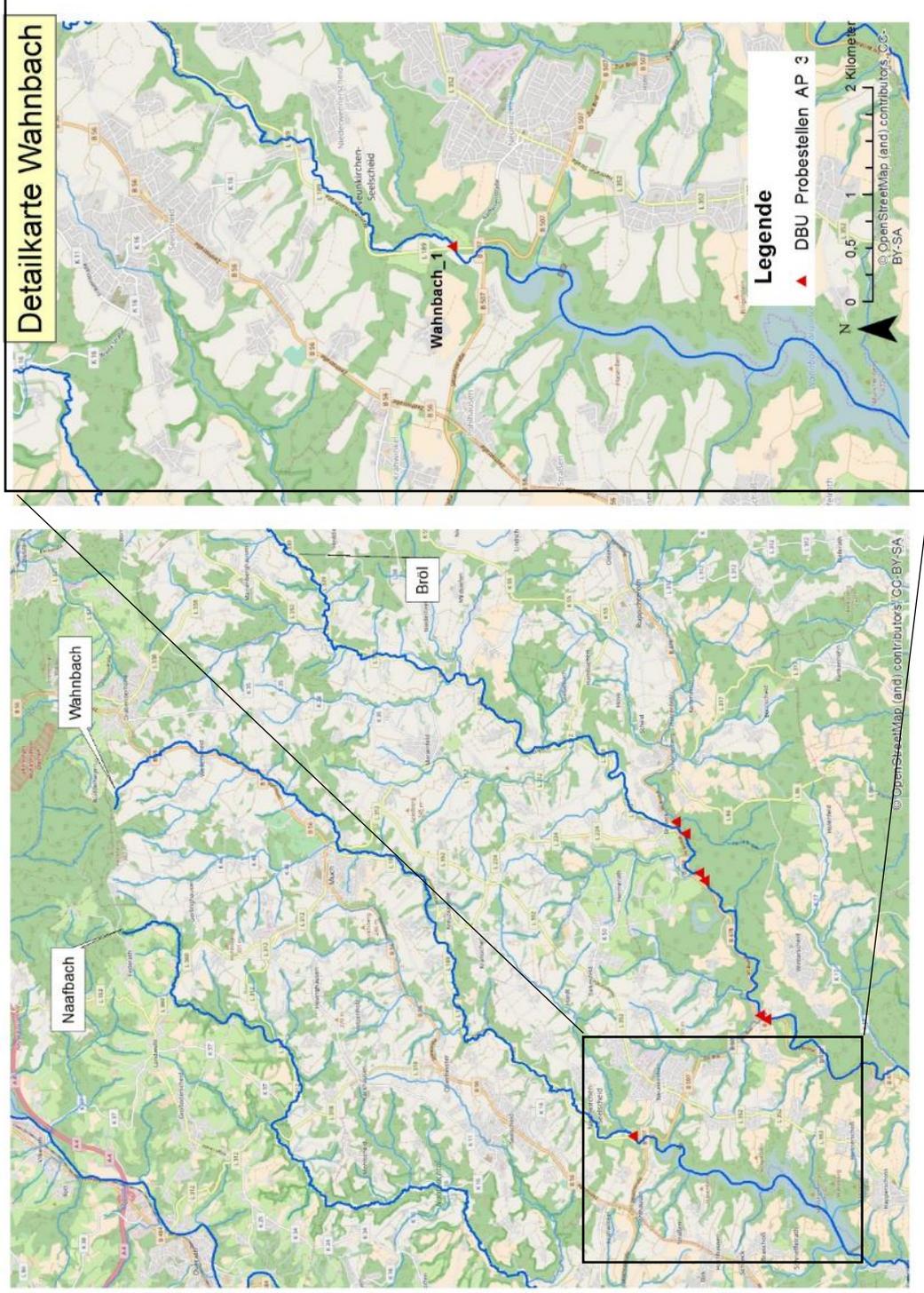
	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Urft_4	3	3	3	4 (2)	5 (3)

An Probestelle Urft_4 geht eine mittlere Kolmation (Klasse 3) mit einem mäßigen Zustand der Makrozoobenhtos-Zönose (mäßige Allgemeine Degradation, Klasse 3) einher. Sowohl Kolmometer-Messungen als auch biologische Beprobungen des MZB spiegeln hier also eine mäßige Degradation des Gewässers und seiner Sohle wieder.

Begründung für Anpassung der GSK-Daten:

Die 2011-2013 erhobene Bewertung der Gewässerstruktur erscheint sowohl hinsichtlich der Bewertung der Sohle als auch des Gesamtzustandes des Gewässers zu gut. Somit wurde 2017 die Bewertung des Abschnitts für die Sohle von 2 auf 4 geändert, da zwar immer wieder Bereiche mit naturraumtypischen Substraten auf etwa 30 – 50 % des Abschnittes vorkommen, jedoch künstliche oder naturraumfremde Substrate mehrfach vorkommen (verfallender Verbau mit Steinsatz auf etwa 50 % des Abschnittes). Auch die Gesamtbewertung wurde von Klasse 3 auf Klasse 5 angepasst, da nur eine schwache, anthropogen geprägte Krümmung besteht und die Beweglichkeit infolge Ufersicherung gering ist. Im nur punktuell verfallenden technischen Regelprofil mit starker Eintiefung und geringer Breitenvarianz kommen nur selten Ansätze natürlicher Längsprofilelemente vor.

3.12. Wahnbach



3.12.1. Wahnbach_1

Kurzbeschreibung: Probestelle Wahnbach_1 (Typ 5) befindet in einem Abschnitt, der durch stark verfallenden Verbau gekennzeichnet ist und stellenweise in ein naturnahes Profil übergeht. Die teilweise beschattete Probestelle wird durch eine Rausche strukturiert. Strömungsvielfalt und Tiefenvarianz sind mäßig.

Das Substrat besteht aus Kiesen und Schottern sowie lokal Sanden, die überwiegend von Biofilmen und lokal von Algen überzogen sind.

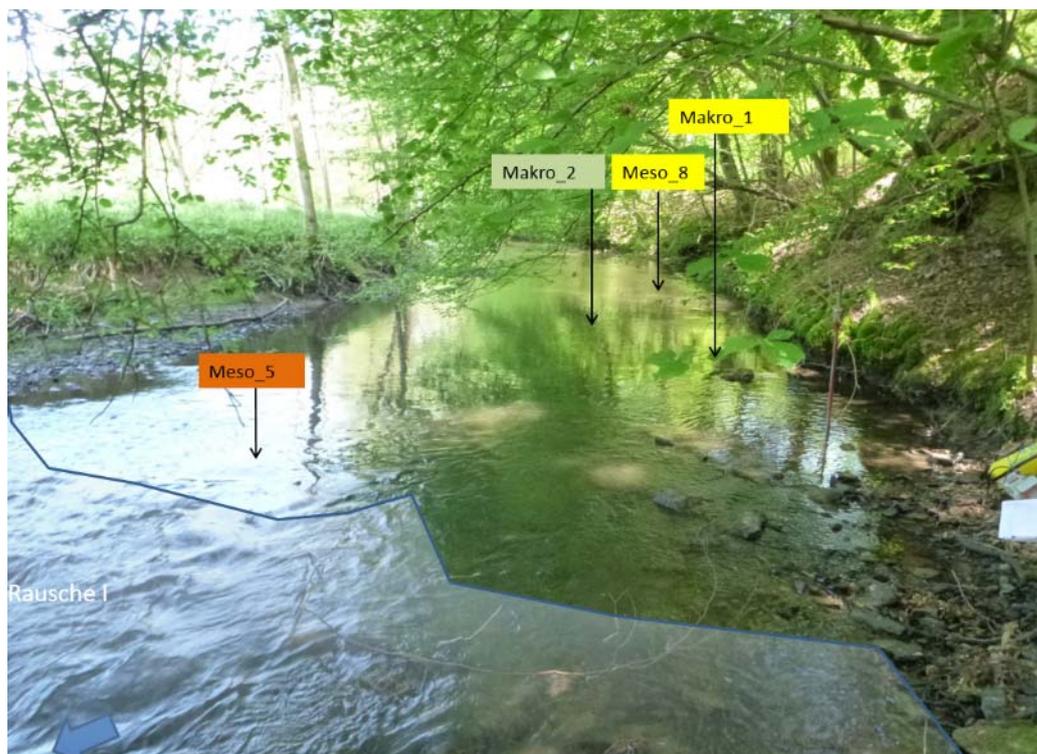


Abbildung 59: Probestelle Wahnbach_1 mit Verortung von 4 der 10 Kolmometer-Teilproben

Interpretation der Kolmometer-Messwerte:

	Kolmometer Klasse	PERLODES allg. Degradation	PERLODES ökolog. Zustandsklasse	GSK Sohle	GSK gesamt
Wahnbach_1	3	3	3	2	2

An Probestelle Wahnbach_1 geht eine mittlere Kolmation (Klasse 3) mit einem mäßigen Zustand der Makrozoobenhtos-Zönose (mäßige Allgemeine Degradation, Klasse 3) einher. Sowohl Kolmometer-Messungen als auch biologische Beprobungen des MZB spiegeln hier also eine mäßige Degradation des Gewässers und seiner Sohle wieder.

4. Tabellarische und graphische Zusammenfassung der Ergebnisse

Tabelle 3: Zusammenfassung der Kolimeter-Messergebnisse.

Spalte Probestellenbezeichnung: blau hinterlegte Zellen: keine Abweichung PERLODES/ Kolimeter-Klasse, gelb: eine Stufe Abweichung, rot: zwei Stufen Abweichung
 Spalten GSK, rote Werte: GSK-Bewertung angepasst

Lfd. Nr.	Bundesland	Name	Probestellenbezeichnung	LAWA-Typ*	Datum	PERLODES		Kolimeter Klasse	Gewässerstrukturgüte (GSK)	
						ökologische Zustandsklasse*	Allgemeine Degradation*		Bewertung Sohle**	Bewertung gesamt**
1	NRW	Agger	Agger_1	9	2013	4	4	3	4	4
2			Agger_2	9	2013	3	3	3	5	6
3	NRW	Agger+ Leppe	Leppe_1	5	2005	2	2	2	4 (5)	4 (5)
4			Leppe_2	5	2013	2	2	2	4 (5)	5 (6)
5	NRW	Agger+ Naafbach	Naafbach_1	5	2013	3	3	4	5	5
6			Naafbach_2	5	2013	3	3	2	3	3
7			Naafbach_3	5	2013	2	2	2	3	3
8			Naafbach_4	5	2013	2	2	2	2	3
9	NRW	Ahrenbach	Ahrenbach_1	5	2014	2	2	3	3***	3***
10			Ahrenbach_2	5	2017	2	2	4	5***	5****
11	NRW	Anger	Anger_1	7	2013	3	3	3	2	2
12			Anger_2	7	2013	3	3	3	6	5
13			Anger_3	7	2013	5	5	4	5	5
14	NRW	Bröl	Bröl_1	9	2014	3	3	2	5	5
15			Bröl_2	9	2014	2	2	2	3	4
16			Bröl_3	9	2014	3	3	3	6	5
17			Bröl_4	9	2014	2	2	2	1	2
18	NRW	Bröl	Bröl_5	9	2014	2	2	2	3	2
19			Bröl_6	9	2014	1	1	2	2	2
20		Bröl_Waldbrölbach	Bröl_7	5	2014	2	2	2	3	5

21			Eizbach_1	5	2008	k.A.	3	3	5	6	
22	RLP	Eizbach	Eizbach_2	5	2008	k.A.	3	3	3	3	
23			Eizbach_3	5	2008	k.A.	3	3	3	3	
24			Eizbach_4	5	2008	k.A.	3	4	6 (3)	6 (4)	
25			Eizbach_5	5	2008	k.A.	3	3	3	2	
26			NRW	Erft	Erft_1	17	2015	2	2	5	5
27	Erft_2	17			2017	3	2	6	6		
28	NRW	Erft_Liblarer Mühlen- graben	Erft_3	17	2012	5	5	5	6		
29			Erft_4	17	2009	2	1	5	6		
30			Erft_5	17	2012	3	3	5	6		
31			NRW	Morsbach	Morsbach_1	5	2013	3	3	3	4
32					Morsbach_2	5	2013	2	2	3	3
33	Morsbach_3	5			2013	2	2	2 (4)	3 (4)		
34	NRW	Morsbach+ Gelpe	Gelpe_1	5	2013	2	2	1	1		
35			Morsbach+ Leyerbach	5	2006	4	4	6 (7)	7		
36			Morsbach+ Gelpe	5	2013	2	2	4 (3)	4 (3)		
37			Morsbach+ Leyerbach	5	2006	5	5	7	6		
38	RLP	Nette	Nette_1	5	2008	k.A.	4	2	3		
39			Nette_2	5	2008	k.A.	2	2	2 (3)	3	
40	RLP	Nister	Nister_1	9	2008	3	3	2	3		
41			Nister_2	5	2007	3	3	2	2		
42			Nister_3	5	2007	k.A.	3	2	2	2	
43			Nister_4	5	2008	k.A.	4	4	4 (2)	4 (2)	
44	NRW	Sieg	Sieg_1	9.2	2014	2	2	1	1		
45			Sieg_2	9.2	2014	2	2	3	3		
46	NRW	Urft	Urft_1	9	2012	2	2	2	2		
47			Urft_2	9	2012	2	2	1	3		
48			Urft_3	7	2012	2	2	1	2		
49			Urft_4	5	2012	3	3	4 (2)	4 (3)		
50	NRW	Wahnbach	Wahnbach_1	5	2014	3	3	2	2		

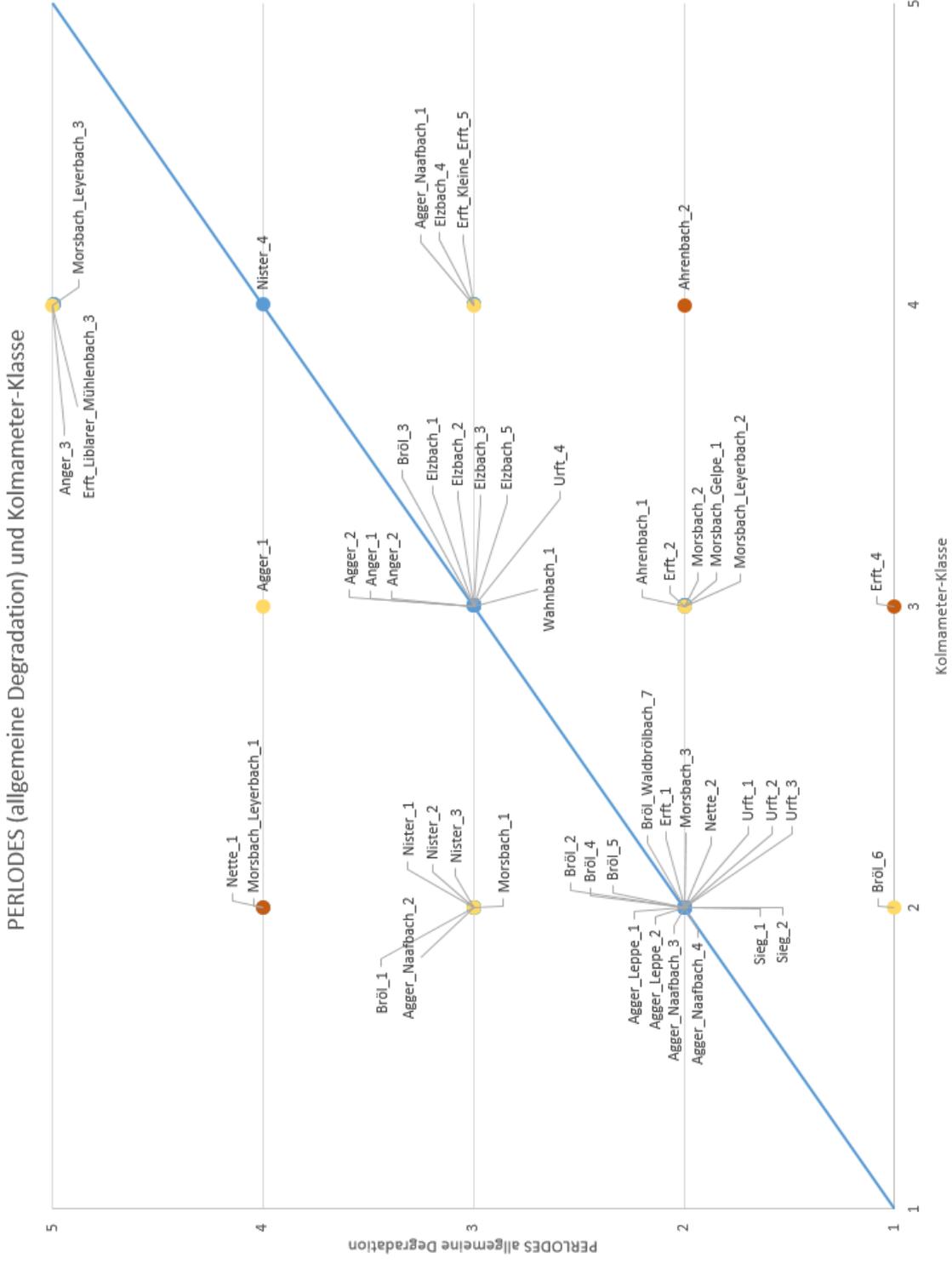


Abbildung 60: Vergleich von Ergebnissen biologischen Monitorings (PERLODES) und Kolimeter-Messwerten

5. Diskussion

5.1. Abgleich von PERLODES-Ergebnissen und Kolmometer-Messungen

Ziel von Arbeitspaket 3 ist es, die Kolmometer-Messwerte mit den biologischen Monitoringdaten der WRRL, hier insbesondere den Daten zur Allgemeinen Degradation, zu vergleichen.

Die Ergebnisse aus Tabelle 3 werden in Abbildung 60 dargestellt. Dazu werden die ordinal skalierten Daten PERLODES „Allgemeine Degradation“ (5-stufige Skala) sowie die Kolmometer-Messwerte, die ebenfalls einer ordinal skalierten Klassifizierung mit 5 Klassen zugeordnet werden, gegeneinander aufgetragen. Somit wird ermittelt, ob an einer Messstelle, an der „keine innere Kolmation“ festgestellt wurde, auch eine „sehr gute allgemeine Degradation“ der PERLODES-Beprobungen – also jeweils Klasse 1 - festgestellt werden kann.

Es wird deutlich, dass die klassifizierten Kolmometer-Messwerte an vielen Probestellen mit den Ergebnissen des biologischen Monitorings positiv korrelieren. Das bedeutet, dass tendenziell hohe Werte der allgemeinen Degradation mit hohen Werten der Kolmationsklasse, also einer starken Kolmation einhergehen, wohingegen an Probestellen mit guter allgemeiner Degradation geringe Kolmationsgrade festgestellt werden. Es liegt ein signifikanter Zusammenhang mit einem Spearman-Rangkorrelationskoeffizient von 0,54 vor.

Keine Abweichung von Kolmometer-Messwerten und Allgemeiner Degradation

An 27 der 50 Messstellen (54 % der beprobten Messstellen) wurde mit Hilfe des Kolmometers dieselbe Klasse gemessen, die auch im Rahmen der PERLODES-Beprobungen festgestellt wurde (hellblau hinterlegte Zellen in Tabelle 3, blaue Punkte in Abbildung 60). Von den Messstellen mit derselben PERLODES- und Kolmometer-Klassifizierung fallen 15 Probestellen in die Klasse 2. Das bedeutet, dass an diesen Messstellen eine schwache innere Kolmation mit einer guten Allgemeinen Degradation nach PERLODES zusammenfällt. 10 der Probestellen mit derselben PERLODES- und Kolmations-Klassifizierung fallen in Klasse 3 (mittlere innere Kolmation fällt mit mäßiger allgemeiner Degradation zusammen) und eine Probe-stelle fällt in Klasse 4 (starke innere Kolmation fällt mit unbefriedigender allgemeiner Degradation zusammen).

Die Messstellen, bei denen die Klassifikationen der Kolmation und der PERLODES-Ergebnisse sich gleichen, finden sich in allen beprobten Fließgewässertypen. Besonders häufig tritt der Fall, dass PERLODES-Ergebnisse und Kolmometer-Klasse sich gleichen, an den grobmaterialreichen Mittelgebirgsbächen im Bereich der Zuläufe zur Agger (Leppe und Naafbach) sowie am Elzbach auf. Auch an der Urft, die den grobmaterialreichen Mittelgebirgsflüssen bzw. Bächen zuzuordnen ist, stimmen die Klassifizierungen immer überein.

Abweichung um eine Klasse

An weiteren 19 Messstellen (38 % der beprobten Messstellen) ist eine Abweichung zwischen den ermittelten Kolmometer-Messwerten und den Ergebnissen der PERLODES-Beprobungen festzustellen (Gelb hinterlegte Zellen in Tabelle 3 und gelbe Punkte in Abbildung 60). Es kommen 10 Fälle mit einer positiven Abweichung (Kolmometer-Klassifizierung ist um eine Klasse besser als die PERLODES-Klassifizierung) sowie 10 Fälle mit einer negativen Abweichung (Kolmometer-Klassifizierung ist um eine Klasse schlechter als die PERLODES-Klassifizierung) vor. Auch dieser Fall tritt in allen beprobten Fließgewässertypen (außer an Typ 9.2, große Flüsse des Mittelgebirges) auf.

Der Fall, dass mit Hilfe des Kolmometers eine bessere Klassifizierung ermittelt wird als bei der PERLODES-Beprobung tritt gehäuft an der Nister auf. Hier wurde an Probestellen Nister_1, Nister_2 und Nister_3 jeweils eine geringe Kolmation (Klasse 2) bei mäßiger Degradation des Makrozoobenthos (Klasse 3) ermittelt. Dieser Befund kann gegebenenfalls darauf zurückzuführen sein, dass an der Nister in den letzten Jahren wiederholt starke Algenblüten auftreten, während derer es zu einer Degradation der Biozönose kommt (Hengst, 2016). Ein Grund für den mäßigen Zustand der Biozönose kann also darin liegen, dass die Probenahme zum Zeitpunkt der Algenblüte und der damit einhergehenden starken biologischen Kolmation stattfand, die zum Zeitpunkt der Kolmometer-Messungen nicht so erheblich festzustellen war. Des Weiteren ist festzuhalten, dass auch eine starke, ausschließlich äußere biologische Kolmation mit dem genutzten Messaufbau nicht detektiert werden kann, da in 10 cm Tiefe gemessen wurde und sich die äußere biologische Kolmation ggf. nicht so erheblich bis in diese Tiefe auswirkt.

Insgesamt jedoch werden die Messwerte der 20 Probestellen, in denen die Kolmometer-Klasse um eine Klasse positiv oder negativ von der Klassifizierung des Zustandes der MZB-Zönose abweicht, als plausibel eingeschätzt. Der Grund für die leichte Abweichung kann beispielsweise in einer leicht variierenden Aufteilung der Teilproben auf die unterschiedlichen vorkommenden Substrattypen bzw. hydromorphologischen Bedingungen bei der Kolmometer- und MZB-Beprobung liegen. Eine leicht abweichende Einschätzung der Anteile der verschiedenen Sohlsubstrate durch verschiedene Anwender kann insbesondere bei größeren Gewässern wie der Agger nicht ausgeschlossen werden. Da in bestimmten Substraten (feinkörnig) bzw. hydromorphologischen Settings (Uferbereiche) Kolmationserscheinungen wahrscheinlicher werden, kann es somit durch Zu- oder Abnahme der Anzahl Teilproben in diesen Bereichen zu einem leicht schlechteren bzw. besseren Ausfall des Gesamtergebnisses kommen.

Abweichung um 2 Klassen

An insgesamt 4 Messstellen (8 % der beprobten Messstellen) tritt eine Abweichung von Kolmometer-Klassifizierung und PERLODES-Ergebnissen um 2 Klassen auf (rot hinterlegte Zellen in Tabelle 3 und rote Punkte in Abbildung 60). Dies sind Probestellen Ahrenbach 2, Erft 4, Nette 1 und Morsbach Leyerbach 1. Diese Probestellen werden im Folgenden kurz näher betrachtet und mögliche Gründe für die starke Diskrepanz beider Werte erläutert.

An Probestelle Ahrenbach 2 differieren die gemessene Kolmationsklasse von 4 und die 2017 ermittelte Allgemeine Degradation mit Klasse 2 verhältnismäßig stark. Die Gründe hierfür können vielfältig sein. Wie bereits beschrieben, wurde der betroffene Abschnitt 2013 renaturiert und offengelegt. Wegen bestehender Restriktionen ist die Sohle des offenen Bachabschnittes durchgehend mit Steinschüttungen versehen und im derzeitigen Zustand durch eine relativ einförmige Substratverteilung und Dominanz naturraumuntypischer Substrate gekennzeichnet. Nach der Renaturierung wurde der Bachabschnitt mehrfach im Rahmen eines Monitorings hinsichtlich der vorkommenden MZB-Zönose untersucht. So wurde noch 2014 eine „mäßige“ (Klasse 3) allgemeine Degradation festgestellt, was auf stärkere Defizite, gegebenenfalls auch durch eine bestehende Kolmation kurz nach der in diesem Bereich durchgeführten Baumaßnahme zurückzuführen sein kann. Die 2017 ermittelten besseren Ergebnisse der allgemeinen Degradation (Klasse 2) lassen sich nicht auf einen seitdem verbesserten Zustand der Sohlsubstrate zurückführen. Insgesamt können die variierenden Ergebnisse hinsichtlich der Bewertung der Kolmation sowie der MZB-Beprobung seit 2014 als Hinweise darauf gesehen werden, dass sich weder Sohle noch Biozönose des renaturierten

Gewässerabschnitts seit Abschluss der Baumaßnahme in einem stabilen Gleichgewicht befinden.

Bei Probestelle Erft_4 handelt es sich um einen stark ausgebauten Gewässerabschnitt an der mittleren Erft, an dem ein mittlerer Wert der Ausflussreduktion, der der Kolmometer-Klasse 3 entspricht, mit einer sehr guten allgemeinen Degradation und einer guten ökologischen Zustandsklasse zusammenfällt. Die Diskrepanz zwischen Kolmometer-Messungen und den 2009 durchgeführten PERLODES-Beprobungen ist durch eine Einzelmessung nicht abschließend zu erklären. Dass die Makrozoobenthos-Gesellschaft im hier vorliegenden, von der Gewässerstruktur her stark degradierten Abschnitt keinerlei Degradation anzeigt, scheint unwahrscheinlich, da sowohl die Bewertung der Sohlstruktur mit Indexwert 5 sowie die Gesamtbewertung mit Indexwert 6 schlecht ausfallen. Es wird angenommen, dass die 2009 durchgeführten PERLODES-Beprobungen ggf. zu aktualisieren sind. Dass an Probestelle Erft_2 mit ähnlicher Strukturausstattung eine ähnliche Kolmometer-Klasse ermittelt wurde, spricht für die Konsistenz der Kolmometer-Messwerte.

An Probestelle Nette_1 fällt die 2017 ermittelte Bewertung der Kolmation mit Klasse 2 besser aus als die 2008 ermittelte Bewertung der allgemeinen Degradation mit Klasse 4. Die Gründe für die Diskrepanz zwischen Kolmometer-Messungen und PERLODES-Ergebnissen sind nicht eindeutig. Möglicherweise können stoffliche Einflüsse der Grund für die hohe allgemeine Degradation der MZB-Zönose gelten, da diese nicht durch strukturelle Mängel des Sohlsubstrats in Form einer Kolmationsproblematik zu erklären sind. Auch der allgemeine Zustand des Gewässerabschnitts (gute Gewässerstrukturgüte hinsichtlich der Bewertung des Sohlsubstrats mit großer Sohlsubstratvielfalt und vielfältigem Habitatangebot) liefert keine Hinweise auf mögliche Gründe der 2008 festgestellten hohen allgemeinen Degradation der aquatischen Biozönose.

Auch an Morsbach Leyerbach_1 fällt die Bewertung der Kolmation mit Klasse 2 deutlich besser aus als die 2013 ermittelte Bewertung der allgemeinen Degradation mit Klasse 4. Es ist somit davon auszugehen, dass an dieser Probestelle andere Gründe als Kolmation wie die überwiegende Überbauung, das häufige Vorkommen naturferner Substrate, das geringe Angebot verschiedener Habitate oder andere morphologische Defizite für eine Degradation der Biozönose verantwortlich sind.

Insgesamt deuten die Ergebnisse darauf hin, dass Zusammenhänge zwischen den gemessenen Werten der Ausflussreduktion, die eine Kolmationsproblematik anzeigen können, sowie den Ergebnissen des biologischen Monitorings bestehen. Es ist festzuhalten, dass aus diesen Ergebnissen keine monokausale Interpretation dahingehend, dass Kolmation als Auslöser für die Degradation der aquatischen Biozönose zu sehen ist, abgeleitet werden kann. Jedoch weist der Befund, dass an Gewässerabschnitten mit hohen Feinsedimentanteilen in der Sohle tendenziell degradierte aquatische Biozönosen angetroffen werden, darauf hin, dass Kolmation als ein Grund von gegebenenfalls vielen für die Degradation des Makrozoobenthos gesehen werden kann.

6. Methodenkritik

6.1. Schema zur Einordnung von Kolmometer-Messwerten

Die im aus den Laborversuchen abgeleiteten Schema getroffenen Klassengrenzen zur Einordnung der Kolmometer-Messwerte scheinen die tatsächlichen Bedingungen des Sohlsubstrates wiederzuspiegeln. Anders gesprochen erscheinen Probestellen, an denen beispielsweise mit dem Kolmometer eine sehr hohe Ausflussreduktion von über 60 % gemessen wird, auch nach Auswertung anderer Methoden (optische Beurteilung, Kolmationskartierung, Stiefelprobe) stark kolmatiert. Auch die festgestellte generelle Übereinstimmung von Kolmometer-Klassifizierung und PERLODES-Klassifizierung spricht für eine sinnvolle Klassenabstufung der Kolmometer-Messwerte.

Es ist erneut darauf zu verweisen, dass die hier genutzten Klassengrenzen und abgeleiteten Kolmometer-Klassen nur für den ersten Prototyp mit der im Rahmen der vorliegenden Untersuchung genutzten Gerätekonfiguration (erster Prototyp, 18 Löcher-0,1 bar) gültig und schlüssig sind, wohingegen für andere Gerätekonfigurationen gegebenenfalls andere Klassengrenzen in Labortests zu ermitteln sind.

6.2. Verfahrensanleitung zur Durchführung von Kolmometer-Messungen

Die im Rahmen von Arbeitspaket 1 entwickelte Verfahrensanleitung zur Durchführung von Kolmometer-Messungen hat sich zur Ermittlung von Kolmationserscheinungen in verschiedenen Gewässertypen als sinnvoll erwiesen. Die enge Anlehnung an die Probenahmemethodik, die im Rahmen von MZB-Beprobungen nach PERLODES (MEIER et al., 2006) zur Anwendung kommt, ermöglicht eine repräsentative Beprobung von Gewässerabschnitten mit unterschiedlichen Habitatbedingungen und eine kleinräumige Erfassung unterschiedlicher Zustände des Interstitials. Des Weiteren ist über die repräsentative Verteilung der Teilproben eine hohe Vergleichbarkeit zu den Ergebnissen der PERLODES-Beprobungen gegeben, was die Anwendbarkeit des Kolmometers mit dem beschriebenen Versuchsaufbau in gewässerökologischen Studien sowie die Interpretation der gewonnenen Daten erleichtert.

6.3. Genereller Versuchsaufbau/ Unsicherheiten

Bei Vergleich der Kolmometer-Messwerte und der Ergebnisse der PERLODES-Beprobungen sind unterschiedliche Faktoren zu nennen, die zu einer Variation der erzielten Messergebnisse führen können.

So wird im Rahmen der Erfassung von Parametern der Sohle oder der Biozönose mit Hilfe des Kolmometers oder durch Aufsammlungen nur ein kurzer Ausschnitt der Wirklichkeit erfasst. Es handelt sich somit sowohl bei der MZB-Aufsammlung nach PERLODES als auch bei der Kolmometer-Beprobung um statische Erfassungsmethoden, mit deren Hilfe die zeitlich hochvariablen und dynamischen Prozesse der Morphodynamik mit Auswirkung auf das Interstitial nicht oder nur bedingt erfasst werden können.

Weitere Abweichungen in den Ergebnissen von Kolmometer-Messungen und PERLODES-Beprobungen können in einer kleinräumig unterschiedlichen Aufteilung der Teilproben begründet sein. Auch wenn sowohl die hier vorgeschlagene Verfahrensanleitung zur Durchführung von Kolmometer-Messungen als auch das Verfahren zur Durchführung von PERLODES-Probenahmen

nach Meier et al. (2006) prinzipiell gut übertragbare und parametrisierte Vorgaben zur Durchführung der Probenahme stellen, so ist dennoch eine leicht unterschiedliche Einschätzung der Verteilung der vorkommenden Substrattypen bei der Sohlsubstratkartierung durch unterschiedliche Anwender nicht auszuschließen. Dies gilt insbesondere für größere Gewässer, bei denen die Sohle nicht vollständig erkennbar ist. Eine leichte Abweichung der Sohlsubstratkartierung und eine daraus resultierende unterschiedliche Aufteilung der Teilproben auf die verschiedenen Substrattypen bzw. hydro-morphologischen Bedingungen kann in diesen Fällen zu leicht abweichenden Ergebnissen führen.

Auch ist der leicht abweichende Versuchsaufbau bei PERLODES-Beprobungen und den hier durchgeführten Kolmometer-Messungen zu benennen, da im Zuge der PERLODES-Beprobungen 20 Teilproben genommen werden, wohingegen bei den Kolmometer-Messungen 10 Teilproben genommen werden.

Des Weiteren können auch Messungenauigkeiten bei den Messungen mit dem ersten Prototyp des Kolmometers auftreten. So kann es aus verschiedenen Gründen zu Messergebnissen kommen, die nicht die tatsächlichen Bedingungen im Interstitial wiederspiegeln. Ein Grund können Freispüleffekte bzw. die Bildung von Spülgängen im Untergrund sein, die sich in einer zu geringen Ausflussreduktion wiederspiegeln. Es wurde zwar bei den Beprobungen immer, sobald eindeutig die Bildung eines Spülganges oder eines Freispülstrichters um die Lanze herum festgestellt werden konnte, die Messung wiederholt. Sofern jedoch Freispüleffekte vollständig unterhalb der Sedimentoberfläche stattfinden, sind diese durch den Anwender nicht feststellbar und können somit zu einer zu guten Einschätzung der Kolmationsklasse führen.

Die Ergebnisse des biologischen Monitorings stellen zwar in der Regel eine gute Einschätzung des biologischen Zustands des Gewässers dar, jedoch sind auch die Ergebnisse des Monitorings mit gewissen Unsicherheiten behaftet. Diese lassen sich zum Beispiel auf kleinräumige Variationen der Verteilung der untersuchten Organismen zurückführen (OLSEN et al., 2007). Des Weiteren ist festzuhalten, dass die Ergebnisse von PERLODES-Beprobungen vom jeweiligen Anwender abhängen, da bei der Auswahl der Teilproben, der Aufsammlung, Sortierung, Bestimmung und Interpretation mitunter mehr oder weniger stark variierende Herangehensweisen gewählt werden können, die wiederum in unterschiedlichen Ergebnissen resultieren (HAASE et al., 2010). So zeigen HAASE et al. (2010), dass beim Multihabitat Sampling, das bei der Durchführung der PERLODES-Beprobungen standardmäßig zur Anwendung kommt, bei Durchführung der Sortierung und Bestimmung durch unterschiedliche Anwender erhebliche Unterschiede bei Mehrfachbeprobungen derselben Probestellen festzustellen waren, die wiederum in deutlichen Bewertungsunterschieden der Module Saprobie, Versauerung und Allgemeine Degradation resultierten. Dies galt für über 30 % der untersuchten Probestellen. Somit sind auch mögliche Ungenauigkeiten in den im Rahmen der vorliegenden Auswertung verwandten Daten des biologischen Monitorings als mögliche Fehlerquelle zu nennen.

7. Zusammenfassung

Ziel des Arbeitspaketes 3 war es, mögliche Zusammenhänge zwischen im Zuge der EU-WRRL durchgeführten biologischen Monitorings und Messwerten des Kolmometers zu untersuchen. These war, dass Kolmationserscheinungen als möglicher Stressor für die Organismen des Makrozoobenthos gelten können, die sich insbesondere im Modul „allgemeine Degradation“ der Makrozoobenthos-Zönose niederschlagen.

Ob eine Kolmation in den verschiedenen Teilhabitaten der untersuchten Probestellen besteht, wurde mit Hilfe eines neu entwickelten Messgerätes, dem Kolmometer untersucht. Die Kolmometer-

Beprobungen wurden mit Hilfe eines an das Multi-Habitat-Sampling angelehnten Beprobungsschemas durchgeführt, sodass eine hohe Vergleichbarkeit zwischen beiden Verfahren besteht.

Im Zuge der hier vorgestellten Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass überwiegend Zusammenhänge zwischen den Ergebnissen der PERLODES-Klassifizierung und den Kolmometer-Klassifizierung bestehen. So wurde an mehr als der Hälfte der beprobten Gewässerabschnitte eine Kolmometer-Klasse ermittelt, die mit derselben Einstufung der allgemeinen Degradation einhergeht. Am überwiegenden Anteil der sonstigen beprobten Abschnitte wurde nur eine Abweichung um eine Klasse festgestellt.

In nur 4 Fällen weicht die Kolmometer-Klasse um mehr als 2 Klassen von der Klassifizierung der allgemeinen Degradation ab. Die Gründe für die starke Diskrepanz des ermittelten Kolmationsgrades und die PERLODES-Klassifizierung können im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht ermittelt werden. Als möglicher Grund für eine starke positive Abweichung der Kolmometer-Klasse von der PERLODES-Klassifizierung (Kolmometer-Klasse deutlich besser als Allgemeine Degradation) kann die Dominanz anderer Einflussfaktoren gelten. So kann eine generelle Habitatarmut in einem Abschnitt als dominierender Stressor für das Makrozoobenthos gelten, sodass eine hohe Allgemeine Degradation ohne erhebliche Kolmation gegeben sein kann. Dies kann bspw. an Probestelle Leyerbach_1 angenommen werden. An Probestelle Erft_4, wo gemäß Monitoringdaten der WRRL eine sehr gute Allgemeine Degradation vorliegt, jedoch eine mäßige Kolmation ermittelt wurde, scheint eine Überprüfung bzw. Aktualisierung der PERLODES-Daten sinnvoll. Bei Probestelle Ahrenbach_2, wo 2017 eine „gute“ allgemeine Degradation sowie zugleich eine starke Kolmation (Kolmometer-Klasse 4) ermittelt wurde, handelt es sich um eine Renaturierungsstelle, die durch oberhalb gelegene Teichablässe geprägt ist. Die mit dem Kolmometer ermittelte starke Kolmation scheint schlüssig, da auch bei Kolmationskartierungen hohe Feinsedimentanteile in der Sohle festgestellt wurden. Warum sich trotz der hohen Kolmationsgrade innerhalb des stark verbauten Abschnittes eine nur gering beeinträchtigte Makrozoobenthos-Zönose etablieren konnte, muss offen bleiben.

Weitergehende Forschungsprojekte zur Kolmation und deren Ermittlung mit Hilfe des Kolmometers sollten durch Langzeit- oder Mehrfachbeprobungen auf eine Abbildung der zeitlich hochvariablen Prozesse im Fließgewässerökosystem abzielen.

Inhalt Arbeitspaket 4

Vorschlag einer Vorschrift/Verfahrensanweisung für eine standardisierte Erfassung der Kolmation:	159
1. Technische Einstellungen des Kolmometers und Durchführung der Messungen.....	159
2. Auswahl der Messstellen im Gelände	160

Arbeitspaket 4 (Bearbeitung: Thomas Zumbroich & Hans Jürgen Hahn)**Vorschlag einer Vorschrift/Verfahrensanweisung für eine standardisierte Erfassung der Kolmation**

Eines der Ziele dieses Vorhabens war es, einen Vorschlag einer Verfahrensanweisung zur repräsentativen, quantitativen Messung der Kolmation bzw. der Sedimentdurchlässigkeit in Fließgewässern zu formulieren. Dabei waren zwei Hauptaspekte zu beachten.

- Technische Einstellungen des Kolmameters
- Auswahl der Messstellen am Gewässerabschnitt

Die hier vorgeschlagene Verfahrensanweisung, insbesondere zu den technischen Einstellungen des Kolmameters, bezieht sich zunächst auf das in dieser Studie verwendete Funktionsmuster des Kolmameters. Dieses wurde bei allen Messungen verwendet und erwies sich als zuverlässig und gut handhabbar. Die Vorschläge zur Auswahl des Messdesigns sind allerdings grundsätzlicher Natur und lassen sich auf andere Kolmameterversionen übertragen.

1. Technische Einstellungen des Kolmameters und Durchführung der Messungen

- Einspritzdruck: 0,1 bar
- Einspritzdauer: 4 sek. lang
- Tiefe des Messung: 10-15 cm unter der Sedimentoberfläche
- Eichung: Der Vergleichswert für die Abflussreduktion wird an der Luft mit dreimaliger Messwiederholung gemessen.
- Messung der Sedimentdurchlässigkeit: dreimalige Messwiederholung pro Einstich
- Erneute Kalibrierung des Kolmameters erfolgt nach ca. 3-4 Einstichen
- Berechnung der Abflussreduktion: wird aus der Abflussreduktion im Sediment in Prozent gegenüber der Referenzmessung an der Luft berechnet. Dazu wird für jeden Einstich ein Mittelwert aus drei nacheinander durchgeführten Messungen berechnet. Weicht einer der Werte stark ab (>1), wird nur der erste Wert verwendet.
- Nach jedem Einstich wird die Kolmameterspritze gereinigt.
- Zur Einordnung der gemessenen Abflussreduktion (Sedimentdurchlässigkeit) zu bestimmten Kolmameterklassen dient Tabelle 1.

Tabelle 1: Einteilung der im Interstitial gemessenen Abflussreduktion in fünf Kolmameterklassen.

Abflussreduktion gegenüber Vergleichswert an Luft [%] 18 Löcher/0,1 bar	Kolmameterklassen	
	0 - 5	Keine innere Kolmation
5 - 25	Schwache innere Kolmation	2
25 - 42,5	Mittlere innere Kolmation	3
42,5 - 60	Starke innere Kolmation	4
> 60	Vollständige innere Kolmation	5

2. Auswahl der Messstellen im Gelände

Bei der Auswahl der Bachabschnitte sollten für die jeweilige Gewässerstrecke 50-100 m lange, durchwatbare Abschnitte ausgewählt werden. An jedem Abschnitt werden 10 Messstellen (Einstichstellen) für die Kolmameterlanze ausgewählt. Die Messstellenverteilung orientiert sich an der Fragestellung.

- Untersuchung nach dem Perloidesverfahren (WRRL): Anteilige, repräsentative Verteilung der 10 Messstellen (=Einstichstellen) auf die häufigsten Substrate eines Bachabschnittes.
 - Mögliche Anwendungen: Charakterisierung ganzer Bachabschnitte für die ökologische Zustandsbewertung und zur Referenzentwicklung unterschiedlicher Fließgewässertypen hinsichtlich der Sedimentdurchlässigkeit (resp. Kolmation der Gewässersohle).
- Untersuchung der größten Substrate eines Gewässerabschnittes: Verteilung der 10 Messstellen auf möglichst grob-kiesige bis grob-schottrige Substrate eines Bachabschnittes.
 - Mögliche Anwendungen: zeit- und kosteneffizientes Monitoringverfahren, z. B. zur ersten Einschätzung der Kolmationsverhältnisse.
- Weitere mögliche Verteilungen entsprechend der Fragestellung
 - Beim Monitoring zeitlicher Veränderungen (Kolmationsdynamik) wird die Kolmationsmessung immer an den gleichen Stellen durchgeführt
 - Verteilung der Messstellen in Rastern oder Transsekten
 - Verteilung der Messstellen entlang des Stromstrichs, da dieser die Sedimentsortierung beeinflusst
 - gewichtete Messstellenverteilung nach vor Ort Einschätzung der Substratverhältnisse durch erfahrene BearbeiterInnen

Wie ist eine repräsentative quantitative Kolmametermessung vorzunehmen?

Dazu sind zahlreiche Parameter und Messgrößen zu beachten. Mehrere Varianten sind, je nach Fragestellung, möglich. Bei der vorliegenden Studie haben sich folgende Vorgehensweisen als geeignet erwiesen:

In AP3, das die Untersuchung der Kolmation an 50 WRRL-Standorten beinhaltete, wurden pro Gewässerabschnitt 10 Messstellen analog zum Perloides-Verfahren auf Substrate (Choriotope) verteilt, die > 10 % Anteil hatten. Die stärksten, signifikanten Korrelationen zwischen der gemessenen Sedimentdurchlässigkeit (resp. Kolmation der Gewässersohle) und den WRRL-Bewertungsparametern „Allgemeiner Degradation“ und „Ökologischer Gesamtzustand“ ergaben sich wenn alle Substrate oder nur die größeren Substraten (Mikro-, Meso- Makrolithal) berücksichtigt wurden.

- In AP 2, das die Untersuchung der Kolmation an vier Gewässerabschnitten unter Berücksichtigung faunistischer Befunde, beinhaltete, wurden 10 Messstellen im größten Substrat (Kiesbank) verteilt. Die Kolmametermessungen wurden auf unterschiedlich stark kolmatisierte Bereiche der Kiesbank verteilt (gewichtete Verteilung). Der Ansatz der gewichteten vor-Ort-Einschätzung der Substratverhältnisse erwies sich ebenfalls als zielführend.

Zusammenfassung – Alle Arbeitspakete

Im Rahmen der aktuellen Untersuchungen wurde das sogenannte „Kolmameter“ erprobt, das zur quantitativen Erfassung der Kolmation in Fließgewässern neu entwickelt wurde (HAHN & ZUMBROICH 2018). Die zentrale Fragestellung war, ob ein Zusammenhang zwischen den Kolmametermessungen und der Besiedlung der Sedimente besteht.

Durchgeführt wurden die Untersuchungen an ausgesuchten Fließgewässern in Rheinland-Pfalz und Nordrhein-Westfalen. Die Untersuchungen sollen die Grundlage für eine Verfahrensvorschrift zur standardisierten, quantitativen Kolmationsmessung bilden.

Die Untersuchungsergebnisse sind vielversprechend: Sie lassen deutliche Zusammenhänge zwischen den gemessenen Werten zur Kolmation und der Besiedlung der Sedimente erkennen. Das im Labor optimierte Kolmameter lieferte auch im Gelände plausible und wiederholbare Messungen der Abflussreduktion. Diese Ergebnisse bedeuten auch, dass die Koppelung des WRRL-relevanten Makrozoobenthos mit quantitativen Kolmationsmessungen und der bisher nicht berücksichtigten Interstitialfauna sinnvoll für die Bewertung der inneren Kolmation (und des Gewässers) ist.

Arbeitspakt 1 beinhaltete die Erprobung und Anpassung des Kolmameters, für den Einsatz im Gelände. Die Testreihen in verschiedenen Substraten ergeben, dass die zuverlässigsten Kolmametermessungen mit einer Spitze mit 18 Löchern, bei einem Druck von 0,1 bar, der 4 sek. lang gehalten wird, erzielt werden. Auf diesen Einstellungen basieren alle Kolmationsmessungen im Gelände. Aus den im Labor ermittelten Abflussreduktionen wird, in Anlehnung an SCHÄLCHLI 2000, eine 5-stufige Klassifizierung der Kolmationsstärke abgeleitet.

Das **Arbeitspaket 2** umfasste die Erhebung gewässerökologischer und faunistischer Daten in der hyporheischen Zone und auf der Gewässersohle. Die faunistisch-ökologischen Befunde wurden mit den parallel dazu durchgeführten Kolmametermessungen verglichen. Die Auswertungen zeigen deutliche und signifikante Korrelationen zwischen der interstitiellen Meiofauna und der, mit dem Kolmameter gemessenen Abflussreduktion in Kiesbänken. Mit zunehmender Kolmationsstärke nahmen die Diversität und die Tierzahl deutlich ab. Bei stärkerer Kolmation wurde außerdem eine Taxaverschiebung bei der Zusammensetzung der Tiergemeinschaften festgestellt, bis hin zum Ausfall der Besiedlung, in sehr stark kolmatierten Bereichen. Per Schwellenwertanalyse konnte gezeigt werden, dass ab einer mittleren inneren Kolmation (Abflussreduktion > 25 %) verschiedene Tiergruppen ausfallen. Dabei scheinen Gammariden und Makroturbellarien als Indikatoren besonders geeignet zu sein, die sensibel auf Feinsedimente reagieren. Eine Artverschiebung von typischen Lückensystembewohnern (z. B. Hakenkäfer) hin zu Feinsedimentbewohnern (z. B. Chironomidae) ließ sich auch bei der Makrozoobenthosbesiedlung erkennen.

Die Untersuchungen, die im Rahmen von **Arbeitspaket 3** durchgeführt wurden, und die die Überprüfung des Kolmameters an Monitoringstellen gem. der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) beinhalten, ergaben deutliche Zusammenhänge zwischen den Kolmationsmessungen und Bewertungsparametern wie der „Allgemeinen Degradation“, der „Ökologischen Zustandsklasse“ und der Sohlstruktur. Standorte, die im Durchschnitt stärker kolmatiert sind, werden auch im WRRL-Monitoring als stärker degradiert bewertet. Die mit dem Kolmameter gemessene Abflussreduktion (Sedimentdurchlässigkeit) scheint demnach ein guter Bewertungsparameter zu sein. Diese Ergebnisse bedeuten, dass die Koppelung des WRRL-relevanten Makrozoobenthos mit quantitativen

Kolmationsmessungen und der bisher nicht berücksichtigten Interstitialfauna sinnvoll für die Bewertung der Kolmation und des ökologischen Zustandes des Gewässers ist.

Im Rahmen von **Arbeitspaket 4** wird, basierend auf den Ergebnissen und Erfahrungen der vorliegenden Untersuchungen, eine Verfahrensanweisung zur standardisierten, quantitativen Erfassung der Kolmation (Sedimentdurchlässigkeit) vorgeschlagen. Dabei wurden vor allem die technischen Einstellungen des Kolmameters und das Vorgehen bzw. die Möglichkeiten bei der Messstellenauswahl am Gewässerabschnitt beschrieben.

Fazit

Die aktuellen Untersuchungen zeigen deutlich, dass sich das Kolmameter für die quantitative Messung der Kolmation in Fließgewässern sehr gut eignet. Auch im Gelände wurden plausible und wiederholbare Messungen der Abflussreduktion festgestellt. Dabei zeigte sich, dass reproduzierbare Ergebnisse der Abflussreduktion erzielt werden, wenn pro Gewässerabschnitt 10 Einstiche mit dreimaliger Messwiederholung im größten Substrattyp vorgenommen werden. Die Verteilung der Einstiche über den Gewässerabschnitt ist der Fragestellung der jeweiligen Untersuchung anzupassen.

Darüber hinaus weisen die bisherigen Ergebnisse alle auf einen starken Zusammenhang zwischen der Besiedlung und der Stärke der Kolmation der Gewässersohle hin. Sowohl die Makrozoobenthos- als auch die Interstitialproben zeigen deutliche und statistisch nachweisbare Besiedlungsunterschiede in unterschiedlich stark kolmatierten Bereichen. Die Kolmationszonen konnten am besten faunistisch unterschieden werden, wenn auf Großgruppenniveau ausgewertet wurde. Trotz des geringen Stichprobenumfangs wird davon ausgegangen, dass die Ergebnisse plausibel und reproduzierbar sind.

Auch die Untersuchung an 50 WRRL-Standorten lassen deutliche Korrelationen zwischen dem Grad der Kolmation und den Bewertungsparametern „Allgemeine Degradation“, „Ökologische Zustandsklasse“ und „Sohlstruktur“ erkennen. Standorte, die im Durchschnitt stärker kolmatiert sind, werden auch im WRRL-Monitoring als stärker degradiert bewertet. Die Kolmation ist also ein guter Parameter, um den Zustand von Fließgewässern, ergänzend zu den bisherigen Methoden, zu bewerten. Die besten Ergebnisse wurden mit den Messungen im größten Substrat erzielt.

Im Umkehrschluss bedeuten die Ergebnisse auch, dass die Koppelung des WRRL-relevanten Makrozoobenthos mit quantitativen Kolmationsmessungen und der bisher nicht berücksichtigten Sedimentfauna sinnvoll für die Bewertung der Kolmation (und des Gewässers) ist. Darüber hinaus lassen erste Ergebnisse einer TITAN-Schwellenwertanalyse erkennen, dass eine Reihe von Taxa das Potenzial zu Indikatorarten für die Bewertung der Kolmation als Ausdruck der Sedimentdurchlässigkeit in Fließgewässern hat.

Ausblick und Forschungsfragen

Die im Rahmen des Projektes gewonnenen Erfahrungen mit dem Kolmameter bzw. der Messung der Sedimentdurchlässigkeiten (resp. Kolmation der Gewässersohle) sind vielversprechend. Die Untersuchungen lassen vermuten, dass, neben toxischen Belastungen, Kolmation bzw. die Sedimentdurchlässigkeit eine der wichtigsten Faktoren für die Besiedlung der Sedimente ist. Abgesehen von den grundsätzlich festgestellten negativen Effekten auf die Fauna, ergaben sich weitere Fragestellungen:

Methodische Anforderungen und Fragestellungen

Die Grundeinstellungen des Kolmameters, die sich zwar bewährt haben, sollten weiter überprüft werden. Auch die Form und der Durchmesser der Lanze bedürfen weiterer Optimierungen. Ebenso könnte die Messgenauigkeit des Kolmameters vermutlich durch eine Pumpe, die mit konstantem Druck arbeitet, erhöht werden.

Für die Vergleichbarkeit der Ergebnisse, sind die Kolmameter zukünftig so zu kalibrieren, dass sie als Ausgabe den Kf-Wert anzeigen.

Weitere Fragestellungen sind:

- Welche Bedeutung haben der Hydraulische Gradient und der Wasserstand bei der Probennahme?
- Inwieweit lassen sich Laborwerte auf Freilanduntersuchungen übertragen, da Laborwerte in relativ kleinen Versuchsgefäßen generiert werden?
- Welche Rolle spielen die „Bindigkeit der Feinsedimente und die Biofilme für die Durchlässigkeit der Gewässersohle?
- Wie aussagekräftig ist eine einmalige Kolmationsmessung bzw. wie viele Messungen sind für eine repräsentative Kolmationsmessung nötig?

Anforderungen für die Bewertung der Kolmation

Als Grundlage für die Bewertung der Sedimentdurchlässigkeiten (resp. Kolmation der Gewässersohle) ist die Referenzierung der Sedimente für die verschiedenen Fließgewässertypen wichtig. Vergleichswerte bzw. Leitwerte für die natürlichen Sedimentdurchlässigkeiten müssen für die unterschiedlichen Fließgewässertypen erarbeitet werden.

Dabei ergaben sich zahlreiche Fragen:

- Wie stellt sich die horizontale und vertikale Verteilung der Kolmation im Gewässer dar?
- Gibt es hinsichtlich der Ansprüche an die Sedimentdurchlässigkeit Unterschiede zwischen obligatorischer und fakultativer Interstitialfauna?
- Welche Arten eignen sich als Indikatortaxa und lassen sich daraus gegebenenfalls Kolmationsindices formulieren?
- Welche weiteren Stressoren außer dem Feinsedimenteintrag beeinflussen die Meio- und Makrobenthischen Lebensgemeinschaften?

- Welchen Einfluss haben Gewässerrenaturierungen auf die Sedimentbeschaffenheit?
- Wie stellt sich die Kolmationsdynamik, d. h. Kolmations- und Dekolmationsvorgänge im Jahresverlauf dar? Welche Effekte ergeben sich daraus für die Messung der Sedimentdurchlässigkeit?

Weitere Anwendungsmöglichkeiten des Kolmometers

Völlig neue Perspektiven durch den Einsatz des Kolmometers könnten sich z. B. für die Untersuchungen landwirtschaftlicher Böden ergeben. Auch im Hochwasserschutz könnte das Kolmometer Anwendung finden, um beispielsweise Aussagen zum Versickerungspotenzial in den Einzugsgebieten zu machen.

Nachhaltige Fließgewässerbewirtschaftung

Kolmation erwies sich, zumindest in dieser Untersuchung, als ein Schlüsselfaktor für die Bewertung bzw. Interpretation der „Allgemeinen Degradation“ nach WRRL. Dabei ist jedoch zu beachten, dass sich hinter der „Allgemeinen Degradation“ noch weitere Stressoren wie z. B. Mikroschadstoffe verbergen können. Deren Auswirkungen auf Interstitialfauna und Makrozoobenthos ist kaum untersucht und lässt sich derzeit auch kaum von der Kolmationsproblematik abgrenzen. Zukünftige Untersuchungen werden sich dieses Fragenkomplexes annehmen müssen.

Letztendlich ist das Kolmationsgeschehen in erster Linie das Ergebnis der Landnutzung im Einzugsgebiet. Diese Zusammenhänge herauszuarbeiten, zu quantifizieren und daraus individuelle, d. h. einzugsgebiets- und gewässerbezogene Maßnahmen abzuleiten, sehen die Autoren dieser Studie als wesentliche Aufgabe für ein nachhaltiges Gewässermanagement. Über die aktuell diskutierten, neu aufzulegenden Bewirtschaftungspläne für den 2021 beginnenden dritten Bewirtschaftungszyklus ließe sich dieser neue Ansatz, ohne Änderungen der WRRL selbst, für die Praxis implementieren.

Danksagung

Wir danken der DBU für die Förderung und namentlich Herrn Dr. Volker Wachendörfer für die kompetente und engagierte Betreuung. Weiterhin bedanken wir uns bei Herrn Dipl.-Biol. Fulgur Westermann (Landesamt für Umwelt RLP) für die Unterstützung bei der Auswahl der Messstellen und bei Herrn Robin Schildknecht für die tatkräftige Unterstützung im Gelände.

Literatur

- BAKER M. E. & KING R. S. (2010): A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 25-37.
- BERGER E., HAASE P., OETKEN M., SUNDERMANN A. (2016): Field data reveal low critical chemical concentrations for river benthic invertebrates. *Science of total environment* 544. Pp. 864-873.
- BOULTON A. J., DOLE-OLIVIER M. J. & MARMONIER P. (2003): Optimizing a sampling strategy for assessing hyporheic invertebrate biodiversity using the Bou-Rouch method: Within-site replication and sample volume. *Arch. Hydrobiol.* 156 (4) 431-456.
- BOULTON A. J., DOLE-OLIVIER M. J. & MARMONIER P. (2004): Effects of sample volume and taxonomic resolution on assessment of hyporheic assemblage composition sampled using a Bou-Rouch pump. *Arch. Hydrobiol.* 159 (3) 327-355.
- BRUNKE M., MUTZ M., MARXEN J., SCHMIDT C., SCHMIDT S., FLECKENSTEIN J. H. (2015): Das Hyporheische Interstitial von Fließgewässern: Strukturen, Prozesse und Funktionen. Brendelberger H., Martin P., Brunke M. & Hahn H. J. (Hrsg.) Grundwassergeprägte Lebensräume. *Limnologie aktuell* 14. S. 168-214.
- CLARKE K. R. & GORLEY R. N. (2006): PRIMER. (Version 6): user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth UK.
- CLARKE K. R. & WARWICK R. M. (2001): Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 1st edition. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK. 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- DJEBLIAK B. (2018): Structure and functioning of the hyporheic zones in the gravel-beds of five rivers in relation to catchment land use. Dissertation. Nova Gorica.
- DYCK S. & PESCHKE G. (1995): Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen, Berlin.
- EG-Wasserrahmenrichtlinie. – <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>. Zugriff im Januar 2009
- EINSLE U. (1993): Crustacea Copepoda, Calanoida und Cyclopoida. In: Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Gustav Fischer, Stuttgart.
- elwas-web.nrw.de: Fachinformationssystem für die Wasserwirtschaftsverwaltung in NRW des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV)
- FLÖSSNER D. (2000): Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. 440 pp., (Backhuys Publishers) Leiden.
- geoportal-wasser.rlp.de: Fachinformationssystem Wasser des Ministeriums für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz Letzter Aufruf: 23.05.2017
- HAASE P., SUNDERMANN A. & SCHINDEHÜTTE K. (2006): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. www.fleissgewaesserbewertung.de
- HAASE P., BIRZLE-HARDER B., DEFFNER J., HERING D., JANUSCHKE K., KAFFENBERGER N., LEPS M., LORENZ A., MODRAK P., STOLL S., SUNDERMANN A. (2015): Räumliche und zeitliche Aspekte von Fließgewässer-Renaturierungen: Entwicklung neuartiger Bewertungstools. Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung.
- HAHN H. J. (1996): Die Ökologie der Sedimente eines Buntsandsteinbaches im Pfälzerwald unter besonderer Berücksichtigung der Ostracoden und Harpacticoiden (Crustacea). Dissertation.

HAHN H. J. & PREUß G. (1996): Eine Hyporheische Verockerungszone als Teil des Oberflächenwasser-Grundwasser-Boden-Ökotox der Wieslauter - Mitt. d. Pollichia 83: 209-242.

HAHN H. J. & ZUMBROICH T. (2018): Kolmationserscheinungen in Gewässern und Erfassungsmethoden. Tagungsbericht 2017 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Hardeggen.

HENGST J. (2016): Habitatqualität des Hyporheals der Nister – Gewässerökologische Untersuchung im Rahmen eines Biomanipulationsexperiments. Masterarbeit, Rheinische-Friedrich-Wilhelms Universität Bonn unveröffentlicht, 82 S.

HERING D., VERDONSCHOT P.F.M., MOOG O. & SANDIN L. (EDS) (2004): Overview and application of the AQEM assessment system. Hydrobiologia 516: 1–20

HILL T. C. J., WALSH K. A., HARRIS J. A. & MOFFETT B. F. (2003): Using ecological diversity measures with bacterial communities. FEMS Microbiol. Ecol. 43, 1-11.

HÖLTING B. & COLDEWEY W. (2012): Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 8. Auflage. Heidelberg.

HÜSENER J. (2016): Untersuchungen zur Vergleichbarkeit unterschiedlicher Kolmationsmessmethoden durch Anwendung von Korngrößenanalyse und Resuspensionsmethode, Masterarbeit TH Köln (unveröff). Betreuer: Th. Zumbroich.

JANETZKY W., ENDERLE R., NOODT W. (1996): Crustacea: Copepoda, Gelyelloida und Harpacticoida. Band Süßwasserfauna von Mitteleuropa Schwoerbel J. & Zwick P. (Hrsg.). Stuttgart. P. 227.

JANSSEN J. & LAATZ W. (2007): Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows: Eine anwendungsorientierte Einführung in das Basissystem Version 8 und das Modul Exakte Tests. 6. Aufl. Springer.S. 694.

KELLER J. (2011): Untersuchungen zur Kolmationsdynamik am urban geprägten Rinderbach, Bachelorarbeit Universität Bon (unveröff). Betreuer: Th. Zumbroich.

LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (LANUV NRW) (Hrsg.) (2012): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung für die kleinen bis mittelgroßen Fließgewässer, LANUV Arbeitsblatt 18. Recklinghausen, 2012.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer; Berlin.

LEYER I. & WESCHE K. (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie – Eine Einführung. Berlin, Heidelberg.

MEIER C., BÖHMER J., ROLAUFFS P. & HERING D. (2006): Kurzdarstellungen „Bewertungen Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“. Abrufbar unter: <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/download/kurzdarstellung/> . Letzter Aufruf: 12.06.2017

MEIER C., HAASE P., ROLAUFFS P., SCHINDEHÜTTE K., SCHÖLL F., SUNDERMANN A. & HERING D. (2006a): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Abrufbar unter: <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/forschung/projekte/bewertung-mzb/> Letzter Aufruf: 23.09.2017

MEISCH C. (2000): Freshwater Ostracoda Of Western And Central Europe (Vol. 8/ 3). Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.

MÜLLER W. & GUTHRUF J. (2014): Arbeitshilfe zur Messung der inneren Kolmation. Renaturierungsfonds des Kantons Bern, Bern. Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Zürich.

MURPHY J. F., IWAN JONES J., PRETTY J. L., DUERDOTH C. P., HAWCZAK A., BLACKBURN J. H., NADEN P. S., OLD G., SEAR D. A., HORNBY D., CLARKE R. T., COLLINS A. L. (2015): Development of a biotic index using stream

macroinvertebrates to assess stress from deposited fine sediment *Freshwater biology*, 60(10), pp. 2019-2036

OLSEN D.A., MATTHAEI, C.D. & Townsend C.R. (2007): Patch history, invertebrate patch dynamics an heterogeneous community composition: perspectives from a manipulative stream experiment. *Marine and Freshwater research*, 58, S. 307- 314.

PLANUNGSBÜRO ZUMBROICH (2015): Naturnaher Ausbau des Ahrenbaches in der Ortslage Hennef-Stein, Abschlussbericht im Auftrag des Wasserverbandes Rhein-Sieg-Kreis, (unveröffentlicht)

PLÜCKTHUN M. K. (2010): Vergleich von Feldmethoden zur Kolmationsdynamik in Interstitialräumen von Fließgewässern, Diplomarbeit Universität Bonn. (unveröff.). Betreuer: Th. Zumbroich.

POTTGIESSER T. & SOMMERHÄUSER M. (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen - Steckbriefe und Anhang.

SCHÄLCHLI U. (2002): Kolmation. Methoden zur Erkennung und Bewertung. (Fischnetz-Publikation) Dübendorf.

SCHMINKE H. K., GAD G., AHLRICHS W., BARTSCH I., CHRISTL H., GERECKE R., MARTIN P., RUMM P. & WÄGELE J. W. (2007): Grundwasserfauna Deutschlands. Ein Bestimmungswerk (Horst Kurt Schminke & Gunnar Gad Eds. 1 ed.). Hennef: DWA.

SCHMEDTJE U. & COLLING M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96.

THURMANN C. & ZUMBROICH T. (2013): Resilienzvermögen von Interstitialräumen verschiedener Gewässertypen bezüglich Kolmation. In: UBA-Texte 90/2013.

THURMANN C. (2017): Vergleich von Kolmameter-Messungen, Infiltrationsversuchen und Methoden der Kolmationserfassung zur Untersuchung der Durchströmbarkeit poröser Umweltmedien. Diplomarbeit unveröffentlicht.

UNTERSTEINER H. (2007): Statistik - Datenauswertung mit Excel und SPSS Für Naturwissenschaftler und Mediziner. 1. Auflage. Stuttgart. S. 192.

WHARTON G., MOHAJERI S. H. & RIGHETTI M. (2017): The pernicious problem of streambed colmation: a multidisciplinary reflection on the mechanisms, causes, impacts and management challenges. *WIREs Water* 4:e1231.

ZUMBROICH T. & HAHN H.J. (2018): Feinsedimenteinträge in Gewässer und deren Messung – Kolmation als bedeutsamer Faktor bei der Umsetzung der EG-WRRL, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Heft 39.18, Dresden.

ZUMBROICH T., LAMBERTY G., RÖHRIG J. & THURMANN C. (2017): Kausalanalyse der Kolmationsproblematik in Salmonidenlaichgewässern, in: Leser H. & Löffler J.: *Landschaftsökologie*, 5. Auflage, Stuttgart 2017.

THURMANN C. & ZUMBROICH T. (2018): Labor- und Feldversuche an porösen Medien zur Interpretation von Kolmametermessungen, Tagungsbericht 2017 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Hardeggen.

Anhang

Sedimentanalysen

Im Reichenbach (Typ 6) war der Anteil von Feinsedimenten (Ton und Schluff) deutlich höher als an der Unteren Alsenz (Typ 9.1). Der Anteil von Schluff und weniger deutlich auch von Ton, nimmt in beiden Gewässern tendenziell in stärker kolmatierten Bereichen zu. Im Reichenbach konnten an den stark kolmatierten Standorten keine Pumpproben genommen werden. An der Unteren Alsenz wurden an mittel kolmatierten Standorten (Stufe 2) weniger Anteile von Ton und Schluff weniger als in Stufe 1 erfasst. Die Unterschiede zwischen Stufe 1 und 3 (und allen anderen) waren aber nicht signifikant (Mann-Whitney: $p > 0,05$)

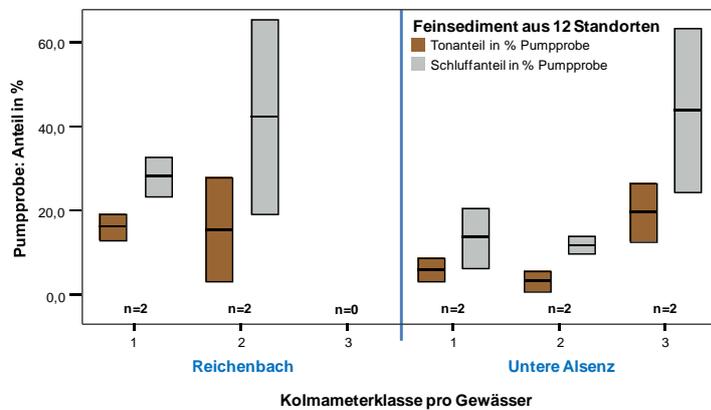


Abbildung A: Anteil von Ton und Schluff aus dem Interstitial von 12 Standorten, die in unterschiedlichen Kolmationsbereichen lagen, getrennt nach Gewässer. Im Reichenbach konnten keine Proben aus Kolmatationsklasse drei gezogen werden.

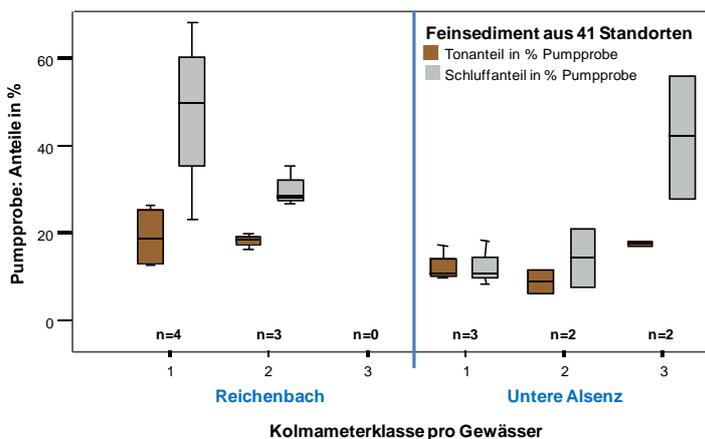


Abbildung B: Anteil von Ton und Schluff aus dem Interstitial von 41 Standorten, die in unterschiedlichen Kolmationsbereichen lagen, getrennt nach Gewässer. Im Reichenbach konnten keine Proben aus Kolmatationsklasse drei gezogen werden.

Abiotische Parameter und Taxamatrix der Interstitialfauna**Tabelle A:** Abiotische Parameter, die im Interstitial- und Bachwasser des Reichenbachs und der Unteren Alsenz, im April und Mai 2017 erhoben wurden.

Gewässer & Abschnitt	Standort	Temperatur [°C]	Sauerstoff [mg/L]	Sauerstoffsättigung [%]	pH	Leitfähigkeit [µS/cm]	Gesamteisen [mg/L]	Phosphat [mg/L]	Differenz zw. Interstitial- & Bachwasser [cm]
Reichenbach: Abschnitt 1									
	RB1	15,8	7,95	86	7,79	346	0,25	0,1	1,2
	RB2	16,4	7,09	76	7,71	343	0,6	0,1	1,6
	RB3	17,2	4,74	52,5	7,61	428	0,25	0,1	1,8
	RB4	15,4	3,87	41,4	7,56	341	0,25	0	1,9
	RB5	16,7	6,19	66,1	7,63	349	0,25	0	2,3
	RB6	17	4,91	52,9	7,6	349	0,25	0	1,6
	RB7	16,5	1,8	19,4	7,25	398	0,5	0,25	2,5
	RB8	x	x	x	x	x	x	x	-3
	RB9	x	x	x	x	x	x	x	-4,5
	RB10	x	x	x	x	x	x	x	10,6
Reichenbach: Abschnitt 2									
	RB11	17,4	5,9	63,9	7,66	307	0,25	0,1	2
	RB12	15,6	2,44	26,1	7,44	343	0,25	0,2	2,9
	RB13	17,4	6,21	67,1	7,69	352	0,25	0,1	0,9
	RB14	16,7	4,42	47,3	7,52	349	0,25	0	1,4
	RB15	17	6,02	64,7	7,67	341	0,5	0	1,5
	RB16	16,4	6,4	47,1	7,52	352	0,25	0	1,3
	RB17	17	6,06	64,9	7,69	349	0,25	0,1	1,4
	RB18	x	x	x	x	x	x	x	x
	RB19	x	x	x	x	x	x	x	x
	RB20	x	x	x	x	x	x	x	x
Bachwasser (RB1&2)		17,7	8,13	90,1	7,9	355	0,25	0,1	0
Untere Alsenz: Abschnitt 1									
	AL12	18,9	6,89	76,6	7,97	611	0,9	0,6	1,4
	AL13	17,7	3,27	35	7,7	559	0,9	0,2	1,8
	AL14	17,6	2,76	29,5	7,68	567	0,8	0,4	2,5
	AL15	16,9	2,22	23,6	7,47	655	1	0,8	1,5
	AL16	17,1	4,03	42,6	7,46	674	1,1	0,4	1
	AL17	17,4	2,73	29	7,65	563	0,7	0,2	1,5
	AL18	17,4	4,45	47,4	7,67	577	0,8	0,6	3,3
	AL19	x	x	x	x	x	x	x	-6,2
	AL20	18,6	7,8	84,9	8,13	570	0,9	0,1	-0,8
	AL21	18,6	7,49	81,4	8,14	569	1,1	0,1	-5,3
Bachwasser Abschnitt 1		18,2	8,57	93,3	8,18	600	1	0,6	0
Untere Alsenz: Abschnitt 2									
	AL1	18,7	7,29	82,8	8,08	700	1,5	0,5	2
	AL2	17,4	5,58	59,7	7,58	587	1,6	0,25	2
	AL3	16,8	4,81	51	7,61	552	0,9	0	1,7
	AL4	16,2	3,4	35,8	7,47	513	0,9	0,25	2,1
	AL5	17,2	5,28	56,2	7,64	595	1,6	0	1,9
	AL6	17,6	5,79	62,1	7,85	585	1,2	0,4	2
	AL7	17,1	3,6	38,1	7,64	563	1,6	0,3	1,7
	AL8	17,4	3,63	39,2	7,73	539	1,5	0,4	1,2
	AL9	x	x	x	x	x	x	x	-4,6
	AL10	x	x	x	x	x	x	x	-5
	AL11	18,4	3,84	42,2	7,38	606	1,4	0,25	1,5
Bachwasser Abschnitt 2		18,6	8,53	92,8	8,22	586	0,7	0,5	0

