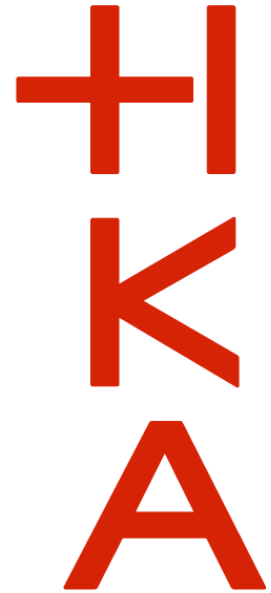


gefördert durch



Deutsche  
Bundesstiftung Umwelt

[www.dbu.de](http://www.dbu.de)



## Abschlussbericht

### Entwicklung einer integrativen Handlungsempfehlung zur Bewertung der Kolmation in Fließgewässern

Förderkennzeichen: 37315/01

Karlsruhe, 29.08.2024

Verfasser:

A handwritten signature in blue ink that reads 'M. Noack'.

Prof. Dr.-Ing. MarkusNoack

## In Zusammenarbeit mit

Rheinland-Pfälzische  
Technische Universität Kaiserslautern-Landau (RPTU)  
Institut für Umweltwissenschaften  
Forststraße 7, 76829 Landau  
Tel.: +49-6341-280-31211  
Email: [hjhahn@uni-landau.de](mailto:hjhahn@uni-landau.de)

Kontaktperson: PD Dr. Hans Jürgen Hahn



Landesamt für Umwelt (LfU)  
Kaiser-Friedrich-Straße 7, 55116 Mainz  
Tel.: +49-6131-6033-1817  
Email: [christoph.linnenweber@lfu.rlp.de](mailto:christoph.linnenweber@lfu.rlp.de)

Kontaktperson: Christoph Linnenweber



ProLimno  
Süßwasserökologie, Gewässerpflege und Entwicklungskonzepte  
Schwarzbach 61  
67471 Elmstein  
Tel.: +49-6306-701505  
Email: [holger.schindler@prolimno.de](mailto:holger.schindler@prolimno.de)

Kontaktperson: Dr. rer. nat. Holger Schindler



<b>Projektkennblatt</b> der <b>Deutschen Bundesstiftung Umwelt</b>				
Az	37315/01	Referat	Fördersumme	<b>124.803€</b>
<b>Antragstitel</b>	<b>Entwicklung einer integrativen Handlungsempfehlung zur Bewertung der Kolmation in Fließgewässern</b>			
<b>Stichworte</b>	Kolmation, MultiPAC, VertiCO, Bewertung, Fließgewässertypen, multiparametrischer Ansatz			
Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)	
<b>24 Monate</b>	<b>01.10.2021</b>	<b>30.06.2024</b>	<b>Zwischenbericht</b>	
Zwischenberichte	14.10.2022			
<b>Bewilligungsempfänger</b>	Hochschule Karlsruhe Institut für angewandte Forschung Moltkestraße 30 76133 Karlsruhe		Tel	0721-925-2619
			Fax	
			Projektleitung	Prof. Dr. Markus Noack
			Bearbeiter	Herr Alcides Aybar Galdos
<b>Kooperationspartner</b>	Rheinland-Pfälzische Technische Universität Kaiserslautern-Landau (RPTU)  Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, Rheinland-Pfalz  ProLimno - Süßwasserökologie, Gewässerpflege und Entwicklungskonzepte			
<b>Zielsetzung und Anlass des Vorhabens</b>				
<p>Unter Kolmation wird allgemein die „Verstopfung“ von kiesigen Gewässersohlen mit teilweise weitreichenden negativen ökologischen Auswirkungen verstanden, welche durch Fließgewässerbewertungen nach geltenden Rechtsnormen (z.B. EG-WRRL, WHG) nicht erfasst werden.</p> <p>Für die Zielerreichung der EG-WRRL, also des „guten ökologischen Zustands“, sind erfolgreiche Renaturierungsmaßnahmen in deutschen Fließgewässern eine Voraussetzung. Allerdings zeigen vergangene Studien, dass Renaturierungsmaßnahmen nicht immer zu einer Verbesserung des ökologischen Zustands führen. Obwohl hierfür vielfältige Gründe verantwortlich sein können, stellt die Ursachenermittlung, d.h. die Identifikation von Schlüsselparametern und –prozessen, sowie deren belastbare und quantitative messtechnische Erfassung die Grundlage für den Erfolg einer Renaturierung dar, um z.B. Abweichungen zu einem Referenzzustand zu ermitteln. Dies gelingt jedoch nur, wenn Referenzwerte vorhanden sind und Abweichungen zu diesen Referenzwerten quantifiziert werden können.</p> <p>Da die Kolmation im Verdacht steht, die Zielerreichung der EG-WRRL zu beeinträchtigen, bisherige Messmethoden das komplexe Phänomen der Kolmation allerdings nur unzureichend erfassen und auch keine belastbaren Ziel- bzw. Referenzwerte verfügbar sind, bedarf es neuer und innovativer Konzepte, um erfolgreich Maßnahmen planen und entwickeln zu können, die zu einer Verbesserung des ökologischen Zustands bezüglich der Kolmationsproblematik und somit zu einer Umweltentlastung beitragen.</p> <p>In diesem Kontext ist das Ziel dieses Projekts die Anwendung und Entwicklung eines integrativen und interdisziplinären Ansatzes zur Beschreibung der Kolmation. Abiotische Indikatoren der Kolmation werden mittels einem Multiparameteransatz (MultiPAC) messtechnisch erfasst, während an identischen Messstellen gleichzeitig biologische Indikatoren (Makrozoobenthos, Interstitialfauna) ermittelt werden, um sowohl abiotische Faktoren als auch deren Wirkung auf die Biozönose zu berücksichtigen. Ergänzt wird die Datenbasis um Einzugsgebietscharakteristiken (Landnutzung, ABAG) sowie um reguläre EG-WRRL-Bewertungen. Gemeinsam stellt dies eine bisher einzigartige Datengrundlage dar auf deren Basis funktionale Zusammenhänge zwischen Kolmation und beschreibenden Variablen untersucht werden, ein Bewertungskonzept mit fließgewässerspezifischen Referenzwerten erarbeitet und ein Modellansatz zur Prognose der Kolmation auf Basis von abiotischen Faktoren entwickelt wird.</p>				

## **Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden**

Insgesamt werden 7 Fließgewässer des LAWA-Typs Nr. 5 („grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“) ausgewählt, wobei 3 davon gemäß Einzugsgebietsfaktoren und EG-WRRL-Bewertungen als Referenzgewässer dienen und 4 Gewässer ein möglichst breites Spektrum an Kolmationsausprägungen abdecken.

Neben der GIS-bezogenen Auswertung von Einzugsgebietsfaktoren und den EG-WRRL-Bewertungen wird auf lokaler Ebene ein interdisziplinäres Monitoring bestehend aus abiotischen und biologischen Indikatoren (Meiofauna, MZB) durchgeführt. Für das abiotische Monitoring wird der multiparametrische Ansatz (MultiPAC) eingesetzt der basierend auf Sedimentproben Parameter der Korngrößenanalyse, die hydraulische Leitfähigkeit, den gelöster Sauerstoffgehalt und die Porosität umfasst. Das biologische Monitoring an identischen Messstellen umfasst neben der EG-WRRL-konformen Makrozoobenthos-Beprobung auch eine meiofaunistische Beprobung und Kolmameter-Messung. Insgesamt wurden 3 Messkampagnen an durchgeführt womit ein gesamter Datensatz von  $n = 40$  resultiert, der für die weiteren Analysen zur Verfügung steht.

Für die statistische Analyse wird auf Basis von identifizierten kolmationsbeschreibenden Faktoren auf Einzugsgebiets- und lokaler Ebene ein 5-stufiger Kolmations-Index KI entwickelt (K1 „keine Kolmation“ bis K5 „vollständige Kolmation“), um funktionale Zusammenhänge zwischen allen erhobenen Daten (Einzugsgebiet, EG-WRRL-Bewertungen, biologische Größen) mit den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC sowie dem gebildeten Kolmations-Index KI zu untersuchen. Hierfür wird neben der bivariaten Korrelationsanalyse nach Spearman noch eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt, um multivariate Zusammenhänge und Datenmuster innerhalb des Gesamtdatensatzes zu erkennen. Für identifizierte Schlüsselparameter können somit Referenzwerte auf Basis des Kolmations-Index K1 abgeleitet werden, wobei hierfür der Wertebereich auf 25%-75%-Quantile reduziert wird, um den Einfluss von Ausreißer zu minimieren.

Das zu entwickelnde Prognosemodell der Kolmation hat zum Ziel den Kolmations-Index auf Basis der abiotischen Schlüsselfaktoren korrekt vorherzusagen. Im Rahmen der Modellentwicklung werden insgesamt 40 verschiedene Varianten aus dem Bereich des Machine-Learning getestet (Anzahl an Indikatoren, Aufteilung Test- und Trainingsdaten, Validierungsmethoden) und mittels der sogenannten Accuracy (Verhältnis von korrekten Prognosen zur Gesamtanzahl von Prognosen) gegenübergestellt.

## **Ergebnisse und Diskussion**

Für die Gewässerauswahl galt es aufgrund der statistischen Anforderungen, der arbeitsintensiven Probenahme und Projektdauer einen Kompromiss zwischen Anzahl der Probenahmen und der damit zusammenhängenden Belastbarkeit für Referenzwerte, statistische Zusammenhänge und Möglichkeiten der Modellprognose zu finden, woraus ein pilotartiger Charakter des Projekts resultiert.

Funktionale Zusammenhänge zur Kolmation auf Basis der Einzugsgebietsebene können für den Wald-, Siedlungs- und Grünlandanteil, sowie für den Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor) und Regenerosivitätsfaktor (R-Faktor) aus der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung identifiziert werden. Auf lokaler Ebene können für die Abiotik Zusammenhänge zur Kolmation für die hydraulische Leitfähigkeit, den interstitiellen Sauerstoffgehalt, den Feinsedimentanteil sowie dem Fredle-Index und dem Sortierungskoeffizient abgeleitet werden. Auf biologischer Ebene sind bei der MZB-Beprobung neben der „Allgemeinen Degradation“, besonders der Fauna- und der Rheo-Index mit der Kolmation korreliert, während bei der meiofaunistischen Beprobung die Individuen-Anzahl und das Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler bedeutende Indikatoren für die Kolmation darstellen. Die abgeleiteten Referenzwerte (Kolmations-Index K1) zeigen für die abiotischen Schlüsselparameter auf Basis eines Vergleichs mit biologischen Orientierungswerten aus der Literatur plausible Werte.

Für die abiotische Modellprognose des Kolmations-Index zeigt sich eine multinominale logistische Regression als vorteilhaft unter der Verwendung von 4 beschreibenden Variablen (hydraulische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, Feinsedimentanteil und Fredle-Index) mit denen eine Accuracy von 0,77 erreicht wird. Verschiedene Validierungstechniken mit ähnlichen Resultaten deuten auf eine Generalisierungsfähigkeit des Modells hin, um zukünftig auf Basis der abiotischen Datenerhebung mit MultiPAC einen Kolmations-Index prognostizieren zu können.

Bezüglich der Aussagekraft der Projektergebnisse ist zu betonen, dass diese sich ausschließlich auf den LAWA-Fließgewässertyp Nr. 5 beziehen und auf den in diesem Projekt erhobenen Datenumfang von  $n=40$ . Wird der Datensatz für die einzelnen Probenahmen je Kolmations-Index betrachtet ( $6 < n < 10$ ), kann dieser

aus statistischer Sicht als limitierend bezeichnet werden. Dies zeigt sich unter anderem in hohen Bandbreiten der Indikatoren je Kolmations-Index. Eine Erhöhung des Datenumfangs zur Prüfung und Erweiterung der Projekterkenntnisse wird empfohlen.

### **Öffentlichkeitsarbeit und Präsentationen**

Die Projektergebnisse wurden auf verschiedenen nationalen und internationalen Konferenzen vorgestellt:

Aybar Galdos, A., Noack, M. 2022. Fließgewässertyp-spezifische Ableitung von Referenzwerten für die Kolmation auf Basis physikalischer Größen, GESINUS-Treffen, Koblenz.

Noack, M., Aybar Galdos, A. 2023. Evaluation of vertical connectivity in regulated river reaches using a multiparametric measuring approach, Sustainability in Hydropower conference, Trondheim, Norwegen.

Aybar Galdos, A., Luftensteiner, T., Hahn, H.J., Noack, M. 2023. River type-specific approach to quantify clogging based on multiple parameters, 15th International Symposium on River Sedimentation, Florenz, Italien.

Noack, M., Aybar Galdos, A. 2024. Riverbed clogging - Functional relationships between governing key parameters. 15th International Symposium on Ecohydraulics and Fish Passage, Québec City, Kanada.

Noack, M., Aybar Galdos, A. 2024. Statistical analyses of key parameters involved in riverbed clogging. 8th IAHR Congress Europe, Lissabon, Portugal.

Weiterhin sind zwei Workshops mit der LfU auf Bundes- und Landesebene sowie begutachtete Publikationen in internationalen Zeitschriften in den Promotionsvorhaben von Frau Luftensteiner und Herr Aybar Galdos geplant.

### **Fazit**

Es kann festgehalten werden, dass die Projektziele weitestgehend erreicht wurden. Der integrative Ansatz zur Beschreibung der Kolmation unter Verwendung von Einzugsgebietsfaktoren, EG-WRRL-Bewertungen sowie von lokalen abiotischen und biologischen Indikatoren bewies sich als zielführend, um einen Kolmations-Index (K1-K5) zur Bewertung der Kolmation zu entwickeln. Sowohl die durchgeführte abiotische multiparametrische Datenerhebung mit MultiPAC als auch die meiofaunistische Probenahme erwiesen sich als praktikabel und zweckmäßig.

Auf Basis von statistischen Analysen konnten abiotische und biologische Schlüsselparameter zur Beschreibung der Kolmation identifiziert und entsprechende Referenzwerte für eine Kolmationsbewertung abgeleitet werden-

Eine Prognose des Kolmations-Index auf Basis von vier abiotischen Indikatoren mittels einer multinominalen logistischen Regression zeigt zufriedenstellende Ergebnisse (Accuracy von 0,77) unter Berücksichtigung des limitierten Datenumfangs je Kolmations-Index und der Komplexität des Kolmationsprozess.

Die Inkludierung weiterer Daten, um die Belastbarkeit der Ergebnisse zu erhöhen ist mit den verwendeten Methoden jederzeit möglich. Aus mittel- bis langfristiger Sicht kann der integrative Ansatz auf weitere Fließgewässertypen angewendet werden, um somit gewässertypabhängige Referenzwerte für die Kolmation zu entwickeln mit denen eine flächendeckende Bewertung der Kolmation in deutschen Fließgewässern möglich wird.

# Inhaltsverzeichnis

<i>Projektkennblatt</i> .....	<i>II</i>
<i>Inhaltsverzeichnis</i> .....	<i>V</i>
<i>Abbildungsverzeichnis</i> .....	<i>IX</i>
<i>Tabellenverzeichnis</i> .....	<i>XVI</i>
<i>Abkürzungen und Symbole</i> .....	<i>XVII</i>
<i>Kurzfassung</i> .....	<i>XX</i>
<b>1. Einführung</b> .....	<b>1</b>
<b>1.1 Hintergrund</b> .....	<b>1</b>
<b>1.2 Ziele des Projekts</b> .....	<b>2</b>
<b>1.3 Projektstruktur</b> .....	<b>4</b>
<b>2. Vorgehensweise und verwendete Methoden</b> .....	<b>6</b>
<b>2.1 Auswahl der Fließgewässer und Probenahmestellen</b> .....	<b>6</b>
2.1.1 Anforderungen an die Gewässerauswahl .....	6
2.1.2 Auswahl der Fließgewässer .....	7
2.1.3 Kurzbeschreibung der Fließgewässer .....	10
<b>2.2 Messmethoden für lokale abiotische und biologische Indikatoren</b> .....	<b>12</b>
2.2.1 Abiotische Methoden .....	12
2.2.2 Biologische Methoden .....	18
<b>2.3 Verwendete statistische Methoden</b> .....	<b>21</b>
2.3.1 Hauptkomponentenanalyse .....	21
2.3.2 Spearman-Korrelation .....	21
2.3.3 Multinomiale logistische Regressionsanalyse und Kreuzvalidierungstechniken .....	22
<b>3. Fließgewässerspezifische Beschreibung der erhobenen Daten</b> .....	<b>23</b>
<b>3.1 Übersicht der durchgeführten Messkampagnen und Datengrundlage</b> .....	<b>23</b>
<b>3.2 Einzugsgebietsgrößen</b> .....	<b>24</b>
3.2.1 Landnutzung.....	24
3.2.2 Mittlere Hangneigung .....	25
3.2.3 Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG) .....	26

<b>3.3</b>	<b>EG-WRRL-Daten (Stand 2021)</b> .....	<b>31</b>
3.3.1	Ökologischer Zustand.....	31
3.3.2	Makrozoobenthos .....	33
3.3.3	Allgemeine Degradation.....	33
3.3.4	Gewässerstrukturgüte.....	34
3.3.5	Sohlstruktur.....	35
<b>3.4</b>	<b>MultiPAC - Abiotische Größen</b> .....	<b>36</b>
3.4.1	Korngrößenanalyse .....	36
3.4.2	Porosität.....	40
3.4.3	Hydraulische Leitfähigkeit .....	41
3.4.4	Interstitieller gelöster Sauerstoffgehalt .....	44
<b>3.5</b>	<b>Biologische Datenerhebung und Auswertung</b> .....	<b>46</b>
3.5.1	Makrozoobenthos (Erhebung Frühjahr 2022).....	46
3.5.2	Meiofauna .....	51
<b>3.6</b>	<b>Zusammenfassung und Zwischenfazit zu den erhobenen fließgewässerspezifischen Daten</b>	<b>55</b>
<b>4.</b>	<b><i>Bildung eines Kolmations-Index auf Basis der erhobenen Daten</i></b> .....	<b>61</b>
<b>4.1</b>	<b>Korrelationen zu bisherigen Zielgrößen der Kolmation</b> .....	<b>62</b>
4.1.1	Korrelationen der kolmationsbeschreibenden Zielgrößen zur Einzugsgebietsgrößen .....	62
4.1.2	Korrelationen der kolmationsbeschreibenden Zielgrößen EG-WRRL-Daten .....	63
4.1.3	Korrelationen der kolmationsbeschreibenden Zielgrößen zu biologischen Parametern.....	64
4.1.4	Zusammenfassung der Korrelationen zu den kolmationsbeschreibenden Zielgrößen.....	65
<b>4.2</b>	<b>Klassifizierung der erhobenen Datensätze</b> .....	<b>66</b>
<b>4.3</b>	<b>Abiotische kolmationsbeschreibende Schlüsselfaktoren (MultiPAC)</b> .....	<b>67</b>
<b>5.</b>	<b><i>Statistische Analyse zu abiotischen Größen (MultiPAC)</i></b> .....	<b>71</b>
<b>5.1</b>	<b>Abiotische Schlüsselfaktoren von MultiPAC</b> .....	<b>71</b>
5.1.1	Spearman-Korrelation (abiotische Parameter - MultiPAC).....	71
5.1.2	Hauptkomponentenanalyse (abiotische Parameter - MultiPAC).....	72
<b>5.2</b>	<b>Einzugsgebietscharakteristik und abiotische Größen (MultiPAC)</b> .....	<b>76</b>
5.2.1	Spearman-Korrelation (Einzugsgebietscharakteristik).....	76
5.2.2	Hauptkomponentenanalyse (Einzugsgebietscharakteristik).....	77
<b>5.3</b>	<b>EG-WRRL-Bewertung und abiotische Größen (MultiPAC)</b> .....	<b>79</b>
5.3.1	Spearman-Korrelation (EG-WRRL-Bewertung).....	79
5.3.2	Hauptkomponentenanalyse (EG-WRRL-Bewertungen) .....	80

<b>5.4</b>	<b>Biologische Auswertung und abiotische Größen (MultiPAC)</b> .....	<b>82</b>
5.4.1	Spearman-Korrelation (Biologische Probenahme und Auswertung) .....	82
5.4.2	Hauptkomponentenanalyse (Biologische Probenahme und Auswertung) .....	84
<b>5.5</b>	<b>Zusammenfassung und Zwischenfazit zu den statistischen Analysen</b> .....	<b>85</b>
<b>6.</b>	<b><i>Ableitung von quantitativen Referenzwerten</i></b> .....	<b>88</b>
<b>6.1</b>	<b>Referenzwerte für die abiotischen Indikatoren von MultiPAC</b> .....	<b>88</b>
6.1.1	Korngrößenanalyse .....	88
6.1.2	Hydraulische Leitfähigkeit .....	93
6.1.3	Gelöster Sauerstoffgehalt .....	94
<b>6.2</b>	<b>Referenzwerte für die biologischen Indikatoren (Meiofauna)</b> .....	<b>96</b>
6.2.1	Individuen-Anzahl (Meiofauna).....	96
6.2.2	Taxa-Zahl (Meiofauna) .....	97
6.2.3	Verhältnis von Grobsedimentbesiedler zu Feinsedimentbesiedler .....	98
6.2.4	Abflussreduktion aus der Kolmameter-Messung.....	100
<b>6.3</b>	<b>Zusammenfassung und Bewertung der Referenzwerte</b> .....	<b>101</b>
6.3.1	Referenzwerte für die abiotischen Schlüsselfaktoren (MultiPAC) .....	102
6.3.2	Referenzwerte für die biologischen Indikatoren (Meiofauna).....	103
<b>7.</b>	<b><i>Kolmationsprognose auf Basis von abiotischen Größen</i></b> .....	<b>105</b>
<b>7.1</b>	<b>Vorgehensweise und Modellentwicklung</b> .....	<b>105</b>
<b>7.2</b>	<b>Modellprognosen für verschiedene abiotische Parameterkombinationen</b> .....	<b>109</b>
7.2.1	Modellprognose für drei beschreibende Variablen (IDO_oKP, kf_oKP, FS<1,0) .....	109
7.2.2	Modellprognose für drei beschreibende Variablen (IDO_oKP, kf_oKP, Fr_I) .....	112
7.2.3	Modellprognose für vier beschreibende Variablen (IDO_oKP, kf_oKP, FS<1,0, Fr_I) .....	115
7.2.4	Modellprognose für fünf beschreibende Variablen (IDO_oKP, kf_oKP, FS<1,0, Fr_I, S_I) .....	118
<b>7.3</b>	<b>Zusammenfassung und Bewertung der Modellprognosen</b> .....	<b>120</b>



<b>8. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen .....</b>	<b>123</b>
<b>8.1 Zusammenfassung und Schlussfolgerung aus methodischer Perspektive.....</b>	<b>123</b>
<b>8.2 Zusammenfassung Schlussfolgerung der Forschungsfragen .....</b>	<b>127</b>
<b>8.3 Fazit und Ausblick .....</b>	<b>131</b>
<b><i>Publikationen, Vorträge und studentische Arbeiten.....</i></b>	<b>134</b>
<b><i>Literaturangaben.....</i></b>	<b>136</b>
<b><i>Anhang</i></b>	

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1:	Übersicht über die Projektstruktur	4
Abbildung 2-1:	Übersicht über die der unterschiedlich beprobten Fließgewässer in Rheinland-Pfalz (Quellen: Wikipedia, ©GeoBasis-DE/LVermGeoRP(2023), dl-de/by-2-0, <a href="http://www.lvermgeo.rlp.de">http://www.lvermgeo.rlp.de</a> ).	9
Abbildung 2-2:	Sedimentprobenahme mittels der Freezecore-Methode (links). Exemplarische Freezecore-Probe aus dem Fließgewässer Prims (rechts) während der ersten Messkampagne im Herbst 2021.	13
Abbildung 2-3:	Schematische Darstellung der Wasserverdrängungsmethode (WVM, Klopfer 2016).	14
Abbildung 2-4:	Wesentliche Komponenten von VertiCO: Filterstandrohr (a-e) und Doppelpacker (f). a) Schematische Darstellung des Standrohrs; b) Standrohr ohne Filterbedeckung der Öffnungen; c) Nahaufnahme der Öffnungen; d) Feines und grobes Filternetz; e) auf Öffnungen aufgebrachtes, doppeltes Filternetz; f) schematische Darstellung des Doppelpackers (Seitz 2020, verändert).	15
Abbildung 2-5:	Schematischer Aufbau von VertiCO zur Messung von Schlürfraten (Seitz 2020).	16
Abbildung 2-6-:	Datenerfassung und Equipment zur Messung der vertikalen Profile von hydraulischen Leitfähigkeiten und des Gehalts an gelösten Sauerstoff mittels der VertiCO-Methode.	16
Abbildung 2-7:	Anordnung von Probenahmestellen innerhalb eines Gewässers: schnell fließender Bereich „Riffle“ und langsam fließender Bereich „Glide“.	18
Abbildung 2-8:	Bild einer typischen Probenahmestellen in einem Riffle (links) und einer typischen Probenahmestelle in einer Glide (rechts).	18
Abbildung 3-1:	Landnutzungsanteile in den untersuchten Einzugsgebieten (ATKIS-Daten).	24
Abbildung 3-2:	Mittlere Hangneigung in den untersuchten Einzugsgebieten.	25
Abbildung 3-3:	Prozentuale Anteile der Erosionsklassen nach ABAG in den untersuchten Einzugsgebieten.	27
Abbildung 3-4:	Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor) in den untersuchten Einzugsgebieten.	28

Abbildung 3-5:	Regenerositätsfaktor (R-Faktor) in den untersuchten Einzugsgebieten.	29
Abbildung 3-6:	Hanglängenfaktor (L-Faktor) in den untersuchten Einzugsgebieten.	30
Abbildung 3-7:	Hangneigungsfaktor (S-Faktor) in den untersuchten Einzugsgebieten.	30
Abbildung 3-8:	Bearbeitungs- und Bodenbedeckungsfaktor (C-Faktor) in den untersuchten Einzugsgebieten.	31
Abbildung 3-9:	„Ökologischer Zustand“ in den untersuchten Einzugsgebieten.	32
Abbildung 3-10:	Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	33
Abbildung 3-11:	„Allgemeine Degradation“ als Bestandteil der MZB-Bewertung an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	34
Abbildung 3-12:	„Gewässerstrukturgüte“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	35
Abbildung 3-13:	„Sohlstruktur“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	35
Abbildung 3-14:	Feinsedimentanteile <1,0mm an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	37
Abbildung 3-15:	Sortierungskoeffizient an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	38
Abbildung 3-16:	Fredle-Indices an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	39
Abbildung 3-17:	Geometrische Standardabweichungen an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	40
Abbildung 3-18:	Berechnete Porosität an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	41
Abbildung 3-19:	Gemittelte vertikale Profile der hydraulischen Leitfähigkeit an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	42
Abbildung 3-20:	Exemplarische Darstellung von einzelnen vertikalen Profilen mit möglichen messtechnisch erfassten Kolmationsschichten	43
Abbildung 3-21:	Hydraulische Leitfähigkeiten an den Messstellen der Untersuchungsgebiete (Mittelwerte oberhalb des Knickpunkts im vertikalen Profil.	44
Abbildung 3-22:	Gemittelte vertikale Profile der gelösten Sauerstoffkonzentration an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	45

Abbildung 3-23:	Gelöste Sauerstoffkonzentrationen an den Messstellen der Untersuchungsgebiete (Mittelwerte oberhalb des Knickpunkts im vertikalen Profil.	46
Abbildung 3-24:	Gesamtbewertung der Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete (Erhebung Frühjahr 2022).	47
Abbildung 3-25:	Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete (Erhebung Frühjahr 2022).	48
Abbildung 3-26:	Der „Fauna-Index“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete (Erhebung Frühjahr 2022).	49
Abbildung 3-27:	Der „Rheo-Index“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete (Erhebung Frühjahr 2022).	50
Abbildung 3-28:	Der „EPT-Anteils“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete (Erhebung Frühjahr 2022).	51
Abbildung 3-29:	Anzahl der Individuen an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	52
Abbildung 3-30:	Taxa-Anzahl an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	52
Abbildung 3-31:	Verhältnis Grob- zu Feinsedimentbesiedler an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	53
Abbildung 3-32:	Abflussreduktion der Kolmameter-Messungen an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.	54
Abbildung 4-1:	Korrelationen zwischen einzugsgebietsbeschreibenden Größen und kolmationsbeschreibenden Zielgrößen nach Stein et al. (2021).	62
Abbildung 4-2:	Korrelationen zwischen ausgewählten Bewertungen der EG-WRRL und kolmationsbeschreibenden Zielgrößen nach Stein et al. (2021).	63
Abbildung 4-3:	Korrelationen zwischen ausgewählten Parametern der faunistischen Beprobung und kolmationsbeschreibenden Zielgrößen nach Stein et al. (2021).	64
Abbildung 4-4:	Zusammenfassende Darstellung der Korrelationskoeffizienten ausgewählter Parameter zu den kolmationsbeschreibenden Parametern nach Stein et al. (2021). Die rote Linie markiert einen Schwellenwert zu einer starken Korrelation (> 0,5).	65

Abbildung 4-5:	Einteilung der einzelnen Probenahmen aller Messstellen und Fließgewässer in einen Kolmations-Index K1-K5.	66
Abbildung 4-6:	Korrelationen zwischen abiotischen Größen von MultiPAC und dem Kolmations-Index und der kolmationsbeschreibenden Zielgrößen nach Stein et al. (2021).	68
Abbildung 5-1:	Korrelationen zwischen ausgewählten abiotischen Parametern von MultiPAC mit dem Kolmations-Index.	71
Abbildung 5-2:	Scree-Plot zur Erklärung der Varianz in Abhängigkeit der Anzahl von Hauptkomponenten für die abiotischen Parameter von MultiPAC.	73
Abbildung 5-3:	Biplot für die abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC.	74
Abbildung 5-4:	Ladungen der abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC für die einzelnen Hauptkomponenten (PC1-PC6).	75
Abbildung 5-5:	Korrelationen zwischen ausgewählten Parametern der Einzugsgebietscharakteristik zum Kolmations-Index und den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC.	76
Abbildung 5-6:	Biplots für ausgewählte Parametern der Einzugsgebietscharakteristik (A) in Kombination mit den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC (B).	78
Abbildung 5-7:	Korrelationen zwischen ausgewählten Parametern der EG-WRRL-Bewertung zum Kolmations-Index und den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC.	79
Abbildung 5-8:	Biplots für ausgewählte Parametern der EG-WRRL-Bewertung (A) in Kombination mit den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC (B).	81
Abbildung 5-9:	Korrelationen zwischen ausgewählten Parametern der biologischen Probenahme bzw. Auswertung zum Kolmations-Index und den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC.	82
Abbildung 5-10:	Biplots für ausgewählte Parametern der biologischen Probenahme bzw. Auswertung (A) in Kombination mit den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC (B).	84
Abbildung 6-1:	Boxplots der Feinsedimentanteile < 1,0 mm in Abhängigkeit des Kolmations-Index mit biologischen Orientierungswerten aus der Literatur (Milan et al. 2000, Heywood % Walling 2007).	89

Abbildung 6-2:	Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für den Feinsedimentanteil < 1,0mm.	90
Abbildung 6-3:	Boxplots der Fredle-Indices in Abhängigkeit des Kolmations-Index mit biologischen Orientierungswerten aus der Literatur (Lotspeich & Everest, 1981, Dirksmeyer & Brunotte 2009).	90
Abbildung 6-4:	Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für den Fredle-Index.	91
Abbildung 6-5:	Boxplots der Sortierungskoeffizienten in Abhängigkeit des Kolmations-Index mit biologischen Orientierungswerten aus der Literatur (Ingendahl 2001, Dirksmeyer & Brunotte 2009).	92
Abbildung 6-6:	Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für den Sortierungskoeffizient.	93
Abbildung 6-7:	Boxplots der hydraulischen Leitfähigkeiten in Abhängigkeit des Kolmations-Index mit biologischen Orientierungswerten aus der Literatur (McCuddin 1977, Crisp 1996, Rubin 1998, Peterson 1978).	93
Abbildung 6-8:	Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für die hydraulische Leitfähigkeit (Mittelwert ober des charakteristischen Knickpunkts).	94
Abbildung 6-9:	Boxplots der gelösten Sauerstoffgehalte in Abhängigkeit des Kolmations-Index mit biologischen Orientierungswerten aus der Literatur (Rubin & Glimsater 1996, Crisp 1996, Ingendahl 2001).	95
Abbildung 6-10:	Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für den gelösten Sauerstoffgehalt (Mittelwert ober des charakteristischen Knickpunkts).	96
Abbildung 6-11:	Boxplots der Individuen-Anzahlen (Meiofauna) in Abhängigkeit des Kolmations-Index.	96
Abbildung 6-12:	Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für die Individuen-Anzahlen (Meiofauna).	97
Abbildung 6-13:	Boxplots der Taxa-Zahlen (Meiofauna) in Abhängigkeit des Kolmations-Index.	97
Abbildung 6-14:	Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für die Taxa-Zahlen (Meiofauna).	98
Abbildung 6-15:	Boxplots der Verhältnisse von Grob-zu Feinsedimentbesiedler (Meiofauna) in Abhängigkeit des Kolmations-Index.	99

Abbildung 6-16:	Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für die Verhältnisse von Grob- zu Feinsedimentbesiedler (Meiofauna).	100
Abbildung 6-17:	Boxplots der Abflussreduktionen (Kolmameter) in Abhängigkeit des Kolmations-Index.	100
Abbildung 6-18:	Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für die Abflussreduktion (Kolmameter).	101
Abbildung 7-1:	Getestete Modellvarianten für die Entwicklung eines Modells zur Prognose des Kolmations-Index auf Basis der abiotischen Schlüsselfaktoren.	106
Abbildung 7-2:	Berechnete Accuracy für die unterschiedlichen Validierungen bei Verwendung von drei abiotischen Schlüsselfaktoren (gelöster Sauerstoffgehalt, hydraulische Leitfähigkeit, Feinsedimentanteil < 1,0 mm).	110
Abbildung 7-3:	Konfusions-Matrix für das Modell mit drei abiotische Schlüsselfaktoren (IDO_oKP, kf_oKP, FS<1,0), einer automatisierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (3-fach).	111
Abbildung 7-4:	Decision-Boundary Plot für das Modell mit drei abiotische Schlüsselfaktoren (IDO_oKP, kf_oKP, FS<1,0), einer selektierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (3-fach).	112
Abbildung 7-5:	Berechnete Accuracy für die unterschiedlichen Validierungen bei Verwendung von drei abiotischen Schlüsselfaktoren (gelöster Sauerstoffgehalt, hydraulische Leitfähigkeit, Fredle-Index).	113
Abbildung 7-6:	Konfusions-Matrix für das Modell mit drei abiotische Schlüsselfaktoren (IDO_oKP, kf_oKP, Fr_I), einer selektierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (5-fach).	114
Abbildung 7-7:	Decision-Boundary Plot für das Modell mit drei abiotische Schlüsselfaktoren (IDO_oKP, kf_oKP, Fr_I), einer selektierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (5-fach).	115
Abbildung 7-8:	Berechnete Accuracy für die unterschiedlichen Validierungen bei Verwendung von vier abiotischen Schlüsselfaktoren (gelöster Sauerstoffgehalt, hydraulische Leitfähigkeit, Feinsedimentanteil < 1,0 mm, Fredle-Index).	115
Abbildung 7-9:	Konfusions-Matrizen für die Modelle mit vier abiotischen Schlüsselfaktoren (IDO_oKP, kf_oKP, FS<1,0, Fr_I) für eine selektierte Aufteilung (A) und automatisierter Aufteilung (B) mit der CV-Validierungsmethode (5-fach).	116

- Abbildung 7-10: Decision-Boundary Plot für das Modell mit vier abiotische Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0, Fr\_I), einer selektierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (5-fach). 117
- Abbildung 7-11: Decision-Boundary Plot für das Modell mit vier abiotische Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0, Fr\_I), einer automatisierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (3-fach). 118
- Abbildung 7-12: Berechnete Accuracy für die unterschiedlichen Validierungen bei Verwendung von vier abiotischen Schlüsselfaktoren (gelöster Sauerstoffgehalt, hydraulische Leitfähigkeit, Feinsedimentanteil < 1,0 mm, Fredle-Index, Sortierungskoeffizient). 118
- Abbildung 7-13: Konfusions-Matrix für das Modell mit fünf abiotische Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0, Fr\_I, S\_I), einer selektierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (3-fach). 119
- Abbildung 7-14: Decision-Boundary Plot für das Modell mit fünf abiotische Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0, Fr\_I, S\_I), einer automatisierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (3-fach). 120
- Abbildung 7-15: Zusammenfassung der Modellprognosen für unterschiedliche Anzahlen von verwendeten abiotischen Schlüsselfaktoren mit entsprechenden Validierungsmethoden. 122



## Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Ausgewählte Fließgewässer des Fließgewässertyps Nr.5 in Rheinland-Pfalz mit UTM-Koordinaten der Messstellen (Zone 32U).	7
Tabelle 2-2:	Ausgewählte Fließgewässer mit wesentlichen EG-WRRL-Bewertungen (Stand 2021).	8
Tabelle 2-3:	Standardisierte Siebmaschenweiten der Prüfsiebe für die Bestimmung der Korngrößenverteilung der Sedimentproben.	13
Tabelle 2-4:	Verwendete Parameter zur Charakterisierung einer Sedimentprobe.	13
Tabelle 2-5:	Einteilung der im Sediment gemessenen Abflussreduktion in 5 Kolmometer-Klassen (Zumbroich & Hahn 2018)	20
Tabelle 3-1:	Übersicht über die durchgeführten Messungen an den einzelnen Probenahmestellen in allen untersuchten Gewässern.	23
Tabelle 3-2:	Einstufung der Erosionsgefährdung durch Wasser in Rheinland-Pfalz und nach DIN 19708 (LGB 2017).	26
Tabelle 4-1:	Kolmations-Index mit Kolmationsklassen K1 bis K5.	61
Tabelle 6-1:	Zusammenfassung der abiotische Referenzwerte (MultiPAC) auf Basis des Kolmations-Index.	102
Tabelle 6-2:	Zusammenfassung der biologischen Referenzwerte (Meiofauna) auf Basis des Kolmations-Index.	103
Tabelle 7-1:	Accuracy-Werte für die Auswahl des Modelltyps mit LOOCV and CV (5-fach).	107

## Abkürzungen und Symbole

### Allgemein verwendete Abkürzungen

ATKIS	Amtliches Topographisches kartographisches Informationssystem
CV	Kreuzvalidierung („cross validation“)
EZG	Einzugsgebiet
FC	Freezecore
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem in der Agrarpolitik
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LfU	Landesanstalt für Umwelt (Rheinland-Pfalz)
LGB	Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz
LOOCV	„Leave-One-Out-Cross Validation“
MZB	Makrozoobenthos
MultiPAC	Multi-Parameter Approach to assess Clogging
MW	Mittelwert
PCA	Hauptkomponentenanalyse („Principal Component Analysis“)
RPTU	Rheinland-Pfälzische Technische Universität Kaiserslautern-Landau
VertiCO	Vertical Profiles of Hydraulic Conductivity and Dissolved Oxygen
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
EG-WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie

### Untersuchte Fließgewässer

RR	Riveris
AU	Auersbach
PR	Prims
ST	Steinalp
OW	Obere Wied
OE	Östelbach
OG	Obere Gelbach
EL	Untere Elzbach

## Untersuchte Variablen

### Abiotische Größen:

$d_m$	mittlerer Korngrößendurchmesser
$d_g$	geometrischer Korngrößendurchmesser
$d_x$	Perzentilwert Korngrößen
Fr_I	Fredle-Index
FS	Feinsedimentanteile
IDO	interstitieller gelöste Sauerstoffkonzentration („interstitial dissolved oxygen“)
$k_f$	hydraulische Leitfähigkeit
$n_{cal}$	berechnete Porosität
$S_I$	Sortierungskoeffizient
$\sigma_{geo}$	geometrische Standardabweichung

### Biologische Größen:

AR	Abflussreduktion (Kolmameter-Messung)
EPT	Anteil Eintagsfliegen-, Steinfliegen-, und Köcherfliegenlarven
FA_I	Fauna-Index
Rheo_I	Rheo-Index
FSB	Feinsedimentbesiedler (Meiofauna)
GSB	Grobsedimentbesiedler (Meiofauna)
IN	Individuen-Anzahl (Abundanz, Meiofauna)
TN	Taxa-Anzahl (Meiofauna)

### EG-WRRL:

AD	Allgemeine Degradation
AD_MZB	Allgemeine Degradation während Probenahme im Frühjahr 2022
MZB	Makrozoobenthos (Qualitätskomponente)
ÖZ	Ökologischer Zustand (EG-WRRL)
SG	Strukturgüte (Gewässerstrukturgütekartierung)
SS	Sohlstruktur (Gewässerstrukturgütekartierung)

Einzugsgebietsgrößen

ABAG	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (Erosionsklassen E0-E5)
CF	Bearbeitungs- und Bedeckungsfaktor (C-Faktor)
KF	Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor)
LF	Hanglängenfaktor (L-Faktor)
RF	Regenerositätsfaktor (R-Faktor)
SF	Hangneigungsfaktor (S-Faktor)
%G	prozentualer Grünlandanteil im Einzugsgebiet
%S	prozentualer Siedlungsanteil im Einzugsgebiet
%W	prozentualer Waldanteil im Einzugsgebiet

## Kurzfassung

Über die massiven Umweltauswirkungen der Kolmation existiert ein wissenschaftlicher Konsens und die Kolmation steht im begründeten Verdacht, eine Ursache für das Nicht-Erreichen der Ziele gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie zu sein. Gleichzeitig wird bisher die Kolmation in Fließgewässerbewertungen nach geltenden Rechtsnormen (z.B. EG-WRRL, WHG) nicht erfasst, da objektive und quantifizierbare Methoden bzw. Bewertungskonzepte, die in der Lage sind, die Komplexität des Kolmationsprozesses ausreichend zu beschreiben, fehlen.

Der in diesem Projekt verfolgte integrative Ansatz zur Beschreibung der Kolmation unter Verwendung von regionalen Daten (Einzugsgebietscharakteristiken), EG-WRRL-Bewertungen sowie von lokalen abiotischen und biologischen Indikatoren bewies sich als zielführend, um einen Kolmations-Index (K1 „keine Kolmation“ bis K5 „vollständige Kolmation“) zur Bewertung der Kolmation zu entwickeln. Grundlage hierfür ist der bisher einzigartige Datensatz, der mithilfe von statistischen Analysen auf funktionale Zusammenhänge geprüft wurde, um abiotische und biologische Schlüsselfaktoren inklusive Referenzwerte zu identifizieren und um ein abiotisches Prognosemodell auf Basis von „Machine-Learning“-Techniken zu entwickeln. Auf lokaler Ebene wurden die abiotischen Indikatoren mittels des multiparametrischen Ansatzes (MultiPAC) erhoben (hydraulische Leitfähigkeiten, interstitieller Sauerstoffgehalt, Porosität, Korngrößenanalyse), während als biologische Indikatoren das Makrozoobenthos gemäß EG-WRRL und die Meiofauna (Individuen-Anzahl, Taxa-Zahl, Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler, Kolmameter-Messungen) berücksichtigt wurden.

Funktionale Zusammenhänge zur Kolmation zeigen auf Basis der Einzugsgebietsebene im Wesentlichen der Wald-, Siedlungs- und Grünlandanteil, sowie der Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor) und Regenerositätsfaktor (R-Faktor) aus der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG), die auf regionaler Ebene Randbedingungen für eine mögliche Kolmation definieren. Auf lokaler Ebene können für die Abiotik funktionale Zusammenhänge zur Kolmation für die hydraulische Leitfähigkeit, den interstitiellen Sauerstoffgehalt, den Feinsedimentanteil sowie dem Frelle-Index und dem Sortierungskoeffizient zum Kolmations-Index abgeleitet werden. Auf biologischer Ebene sind bei der MZB-Beprobung neben der „Allgemeinen Degradation“, besonders der Fauna- und der Rheo-Index mit der Kolmation korreliert, während bei der meiofaunistischen Beprobung die Individuen-Anzahl (je Probenahme) und das Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler bedeutende Indikatoren für die Kolmation darstellen.

Für die Ableitung von Referenzwerten wird für jeden Indikator der ermittelte Wertebereich für den Kolmations-Index K1 („keine Kolmation“) verwendet, wobei vorher der Wertebereich auf Quartile (25%, 75%-Quantile) reduziert wird, um den Einfluss von Ausreißern zu minimieren. Für die abiotischen Indikatoren erscheinen die ermittelten Referenzwerte, basierend auf einen Vergleich mit biologischen Orientierungswerten aus der Literatur, plausibel.

Für die abiotische Modellprognose des Kolmations-Index zeigt sich eine multinominale logistische Regression als vorteilhaft unter der Verwendung von vier beschreibenden Variablen (hydraulische Leitfähigkeit, interstitiale Sauerstoffgehalt, Feinsedimentanteil und Fredle-Index) mit denen eine Accuracy von 0,77 erreicht wird (29 korrekte Prognosen, 11 Fehlprognosen), wobei neun Fehlprognosen lediglich um eine Kolmationsstufe falsch liegen. Verschiedene Validierungstechniken mit ähnlichen Resultaten deuten auf eine mögliche Generalisierungsfähigkeit des Modells hin, um zukünftig auf Basis der abiotischen Datenerhebung mit MultiPAC einen Kolmations-Index prognostizieren zu können.

Bezüglich der Aussagekraft und Belastbarkeit der Projektergebnisse (Referenzwerte, funktionalen Zusammenhänge und Modellprognosen) ist zu betonen, dass diese sich ausschließlich auf den LAWA-Fließgewässertyp Nr. 5 („grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“) beziehen und auf den in diesem Projekt erhobenen Datenumfang von  $n = 40$ . Wird der Datensatz für die einzelnen Probenahmen je Kolmations-Index betrachtet ( $6 < n < 10$ ), kann dieser aus statistischer Sicht als limitierend bezeichnet werden. Dies zeigt sich unter anderem in hohen Bandbreiten der Indikatoren je Kolmations-Index, die für die Ableitung von scharfen Abgrenzungen zwischen den Kolmations-Indices bzw. auch für die Modellprognosen herausfordernd sind. Eine Reduzierung der Kolmationsklassen könnte aufgrund des limitierenden Datenumfangs vorteilhaft sein.

Für die Zukunft wird empfohlen die Tendenzen und Trends, die im Rahmen dieses Projekts ermittelt wurden, durch einen größeren Datenumfang zu prüfen, um somit abgeleitete fließgewässerspezifische Referenzwerte statistisch gesichert auf weitere Fließgewässer übertragen zu können bzw. auch um z.B. Zielgrößen für Indikatoren im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen zur Verfügung stellen zu können. Außerdem sollte der Einfluss der natürlichen lokalen Variabilität der Kolmation tiefergehend untersucht werden, speziell im Hinblick auf den Einfluss von lokalen hydromorphologischen Einheiten (Pool, Riffle, Glide etc.) auf die Kolmation. Weiterhin können multivariate „unscharfe“ Modelltechniken, wie z.B. die Fuzzy-Logik, für die Kolmationsprognose getestet werden, da diese unscharfe Übergänge zwischen Systemzuständen berücksichtigen, was der Komplexität des Kolmationsprozesses sehr entgegenkommt.

Trotz limitierten Datenumfangs konnte mit dem integrierten Ansatz eine objektive und quantifizierbare Methode zur Kolmationsbewertung und Kolmationsprognose entwickelt werden, welche für zukünftige Anwendungen ein enormes Potential besitzt. Die Inkludierung weiterer Daten, um die Belastbarkeit und Aussagefähigkeit zu erhöhen, ist aufgrund der verwendeten Methoden und Auswertelgorithmen jederzeit möglich. Aus mittel- bis langfristiger Sicht kann der integrative Ansatz auch auf weitere Fließgewässertypen angewendet werden, um somit gewässertypabhängige Referenzwerte für die Kolmation zu entwickeln, mit denen eine flächendeckende Bewertung der Kolmation in deutschen Fließgewässern möglich wird.

# 1. Einführung

## 1.1 Hintergrund

Unter Kolmation wird allgemein die „Verstopfung“ von kiesigen Gewässersohlen mit teilweise weitreichenden negativen ökologischen Auswirkungen verstanden, welche durch Fließgewässerbewertungen nach geltenden Rechtsnormen (z.B. EG-WRRL, WHG) nicht erfasst werden (Zumbroich & Hahn 2018).

Obwohl die Infiltration und Akkumulation von Feinsedimenten in kiesigen Gewässersohlen natürliche Prozesse darstellen, wird durch intensive Landwirtschaft (Hancock 2002) und Abflussregulierung (Kondolf et al. 2014) einerseits eine nicht-natürliche Erhöhung des Feinsedimenteintrags produziert und andererseits fehlen aufgrund von Stauhaltungen und entsprechenden Mindestwasserregelungen regelmäßige Hochwasserereignisse, um Feinsedimente aus der Sohle auszuspülen (Dekolmation). Durch diese anthropogenen Maßnahmen wird das natürliche Gleichgewicht zwischen Kolmation und Dekolmation gestört und eine fortschreitende Kolmationsentwicklung bis hin zur vollständigen Versiegelung der Gewässersohle sind die Folgen.

Es existiert ein wissenschaftlicher Konsens (z.B. Wharton et al. 2017, Brunke et al. 2015, Robertson et al. 2009), dass die Kolmation zu massiven umweltrelevanten Auswirkungen im hyporheischen Interstitial führt. Beispiele sind der reduzierte Austausch zwischen Grund- und Oberflächenwasser und somit auch der Nährstoffaustauschprozesse, die die natürliche Selbstreinigung von Fließgewässern beeinflussen (Brunke et al. 2015). Außerdem beeinträchtigt die Kolmation massiv den interstitiellen Lebensraum von aquatischen Organismen. Ein durch Kolmation reduziertes Porenvolumen (Banscher 1976) limitiert z. B. die Sauerstoffversorgung von benthischen Organismen im hyporheischen Interstitial (Jones et al. 2012), die interstitielle Meiofauna (Stein et al. 2021) und beeinträchtigt die Reproduktion von kieslaichenden Fischarten durch mangelnde Sauerstoffzufuhr und eingeschränkte Emergenzmöglichkeiten, was zu erhöhten Mortalitätsraten führt (Sear et al. 2008, Noack 2012).

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, Richtlinie 2000/60/EG) fordert das Erreichen des „guten ökologischen Zustands“ bzw. des „guten ökologischen Potentials“ in Fließgewässern bzw. in erheblich veränderten Fließgewässern und nach Zumbroich & Hahn (2018) steht die Kolmation im begründeten Verdacht eine Ursache für das Nicht-Erreichen dieser Ziele zu sein. Die Bedeutung der Kolmation für die ökologische Bewertung wird u.a. auch deutlich in der „Forschungsagenda zur biologischen Vielfalt der Binnen- und Küstengewässer“ (2019), in der die Kolmation als eine wesentliche Ursache zum Nicht-Erreichen des „Guten Ökologischen Zustands“ genannt wird und die Erfassung, Bewertung und Vermeidung von Kolmation als ein Kernthema aufgelistet wird.

Für die ökologische Bewertung eines Fließgewässers ist daher das Erkennen von Kolmationsercheinungen und deren Ausprägungen von einem sehr hohen Stellenwert. Allerdings existieren

bislang keine objektiven, quantitativen und physikalisch-basierten und somit auch belastbaren Bewertungsverfahren für die Kolmation, die z.B. eine flächendeckende Erfassung des Kolmationszustands in Fließgewässern zulassen. Daher beinhalten auch die EG-WRRL und andere Rechtsnormen zum Schutz der Gewässer (z. B. WHG) bislang keine Vorgaben oder einzuhaltende Rahmenbedingungen (Referenzwerte) zur Kolmation bezüglich des geforderten „guten ökologischen Zustands“.

Ein Grund hierfür ist sicherlich die Komplexität von Kolmationsvorgängen, die aus einer Vielzahl von beteiligten hydromorphologischen (z.B. Feinsedimenteinträge, Abflussgeschehen, hydraulischer Gradient, Korngrößenzusammensetzung, Lagerungsdichte, Kornformen, Sedimentlückigkeit, hydraulische Durchlässigkeit) und biogeochemikalischen Prozessen (z.B. biogene Sauerstoffzehrung, Stoffumsätze) besteht, die zusätzlich auf unterschiedlichen Skalenebenen (Mikro-, Meso-, Makroskala) miteinander interagieren (Noack et al. 2020, Zimmermann & Lapointe 2005). Ein exemplarisches Beispiel sind großskalige Feinsedimenteinträge aus dem Einzugsgebiet (Makro-Skala) bis hin zu lokalen und räumlich stark variierenden Korngrößenzusammensetzungen und Lückenräumen der Gewässersohle (Mikro-Skala). Zusätzlich gilt es zu beachten, dass die Kolmation ein dynamischer Prozess ist, deren Ausprägung stark von zeitlich variierenden Feinsedimenteinträgen und hydrologischen Ereignissen (z.B. Starkregen) abhängt.

Die enorme Bedeutung der Kolmation für den ökologischen Zustand der Fließgewässer UND das Fehlen von quantifizierbaren Messgrößen für die Kolmation, sowie darauf basierende quantitative und physikalisch-begründete Bewertungsmethoden und Rechtsnormen, definieren die wesentliche Motivation für dieses Projekt.

## **1.2 Ziele des Projekts**

Ziel dieses Pilotprojekts ist die Anwendung und Entwicklung eines integrativen und interdisziplinären Ansatzes zur Beschreibung der Kolmation. Abiotische Indikatoren der Kolmation werden mittels einem Multiparameteransatz (MultiPAC) messtechnisch erfasst, während an identischen Messstellen gleichzeitig biologische Indikatoren (Makrozoobenthos, Interstitialfauna) ermittelt werden, um sowohl abiotische Faktoren als auch deren Wirkung auf die Biozönose zu berücksichtigen. Ergänzt wird die Datenbasis um Einzugsgebietscharakteristiken (Landnutzung, ABAG) sowie um reguläre EG-WRRL-Bewertungen. Gemeinsam stellt dies eine bisher einzigartige Datengrundlage dar, auf deren Basis funktionale Zusammenhänge zwischen Kolmation und beschreibenden Variablen untersucht werden, ein Bewertungskonzept mit fließgewässerspezifischen Referenzwerten erarbeitet und ein Modellansatz zur Prognose der Kolmation auf Basis von abiotischen Faktoren entwickelt wird.

Grundlegende Voraussetzung für die Entwicklung von Indikatoren bzw. die Ermittlung von Referenzwerten sind prinzipiell zwei Aspekte: Die Indikatoren müssen alle maßgeblichen Prozesse der Kolmation umfassend abbilden und die Indikatoren müssen physikalische, chemische oder biologische quantifizierbare Größen darstellen, die messtechnisch oder modellhaft verarbeitet



werden können. Nur damit wird es möglich Ziel- und Referenzwerte für die Kolmation zu formulieren, auf deren Grundlage Renaturierungsmaßnahmen geplant und ausgerichtet werden können. Außerdem stellt die Quantifizierung von Abweichungen zu diesen Ziel- und Referenzwerten die Grundlage für die Entwicklung eines belastbaren Bewertungssystems der Kolmation dar.

Für die Zielerreichung der EG-WRRL, also des „guten ökologischen Zustands“, sind erfolgreiche Renaturierungsmaßnahmen in deutschen Fließgewässern eine Voraussetzung. Allerdings zeigen vergangene Studien (z.B. Haase et al. 2015), dass Renaturierungsmaßnahmen nicht immer zu einer Verbesserung des ökologischen Zustands führen. Obwohl hierfür vielfältige Gründe verantwortlich sein können, stellt die Ursachenermittlung, d.h. die Identifikation von Schlüsselparametern und –prozessen sowie deren belastbare und quantitative messtechnische Erfassung, die Grundlage für die Erfolgsbewertung einer Renaturierung dar, um z.B. Abweichungen zu einem Referenzzustand zu ermitteln. Dies gelingt jedoch nur, wenn Referenzwerte vorhanden sind und Abweichungen zu diesen Referenzwerten quantifiziert werden können.

Da die Kolmation im Verdacht steht, die Zielerreichung der EG-WRRL zu beeinträchtigen (Zumbroich & Hahn, 2018), bisherige Messmethoden das komplexe Phänomen der Kolmation allerdings nur unzureichend erfassen und auch keine belastbaren Ziel- bzw. Referenzwerte verfügbar sind, bedarf es neuer und innovativer Konzepte, um erfolgreich Maßnahmen planen und entwickeln zu können, die zu einer Verbesserung des ökologischen Zustands bezüglich der Kolmationsproblematik und somit zu einer Umweltentlastung beitragen.

Konkret bedeutet dies, dass für die Kolmation quantifizierbare Referenzwerte bzw. Indikatoren benötigt werden, anhand derer (gemäß Vorgehensweise der EG-WRRL) Abweichungen bestimmt werden können, um somit eine belastbare Bewertung zu ermöglichen. Gieswein & Hering (2019) formulieren, dass insbesondere fließgewässertypabhängige Referenzwerte (z.B. für den Feinsedimentanteil) notwendig sind, um zukünftige Managementstrategien zu unterstützen.

In diesem Kontext lassen sich auch die umweltrelevanten Ziele dieses Projekts ableiten:

- Messtechnische Erfassung von interdisziplinären Schlüsselparametern über einen Multi-parameteransatz (MultiPAC) für abiotische Indikatoren (Korngrößenzusammensetzung, hydraulische Leitfähigkeit, gelöster Sauerstoffgehalt, Porosität), messtechnische Ermittlung von biologischen interstitiellen Indikatoren (Makrozoobenthos, Meiofauna), Erfassung von einzugsgebietsbedingten Steuergrößen (Landnutzung, Parameter der Allgemeinen Boden-Abtrags-Gleichung) und Berücksichtigung der EG-WRRL-Bewertungen, um somit einen bisher einzigartigen Datensatz für die Beschreibung der Kolmation zu ermöglichen.
- Entwicklung eines Kolmations-Index auf Basis von EG-WRRL-Bewertungen, Einzugsgebietsgrößen und biologischen Indikatoren, um darauf aufbauend Referenzwerte und funktionale Zusammenhänge (multivariate Statistik) zu den abiotischen Indikatoren abzuleiten, die als Grundlage für die Entwicklung eines (abiotischen) Bewertungssystem der Kolmation dienen.

- Entwicklung eines statistischen Modellansatzes mit Methoden des „Machine Learning“ zur Bewertung und Prognose der Kolmation auf Basis von quantifizierbaren physikalisch begründeten abiotischen Indikatoren.
- Das übergeordnete, über dieses Projekt hinausgehende, aber mittelfristige Ziel ist die Erstellung eines Katalogs mit Referenzwerten (Leitbildkatalog) für die Kolmation in Abhängigkeit vom Fließgewässertyp, womit eine belastbare Datengrundlage für die flächendeckende Bewertung der Kolmation in deutschen Fließgewässern möglich wird.

### 1.3 Projektstruktur

Das folgende Flussdiagramm (Abbildung 1-1) zeigt einen generellen Überblick über die Projektstruktur, welche sich insgesamt in 4 Arbeitspakete (AP) gliedert.

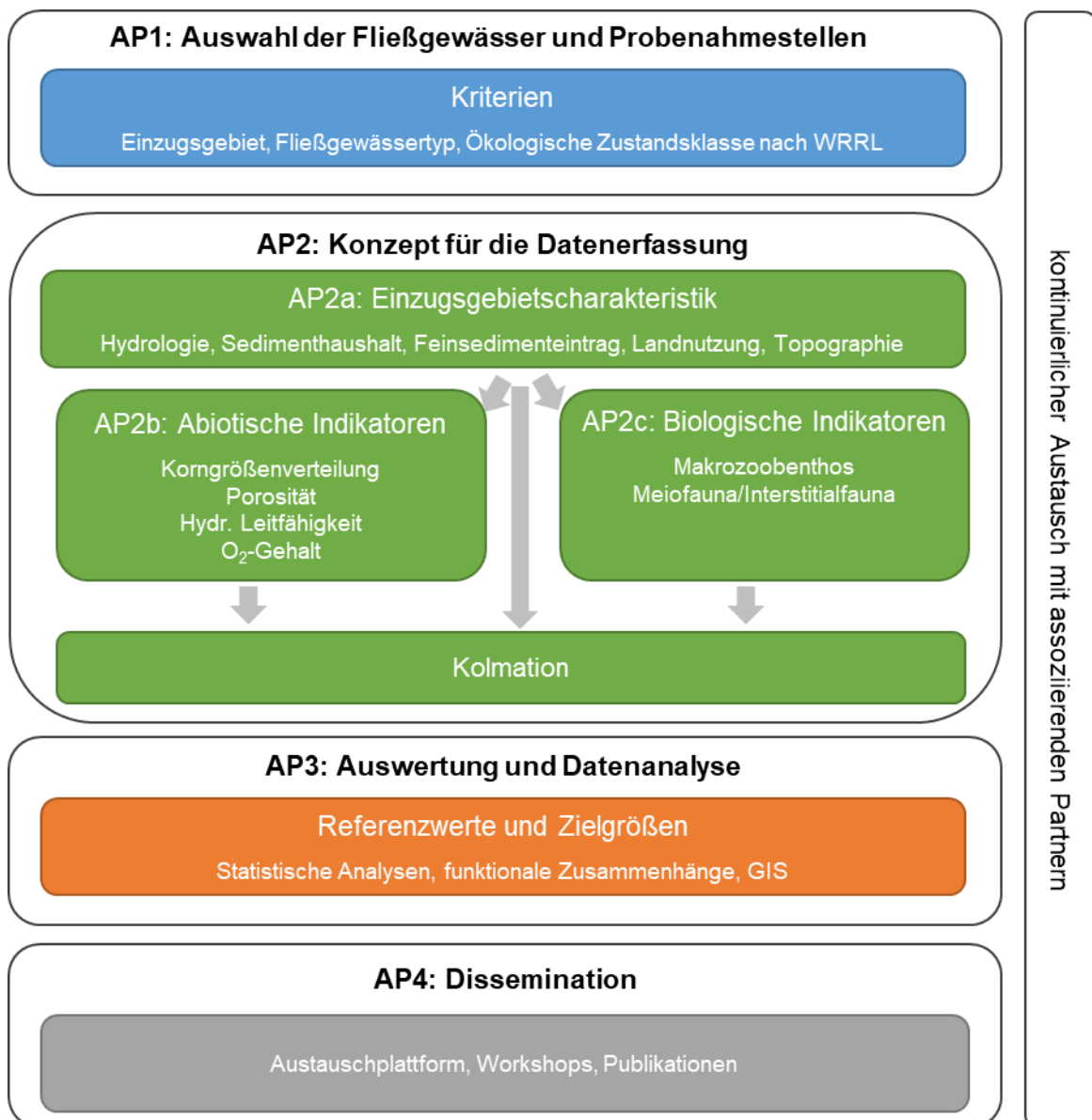


Abbildung 1-1: Übersicht über die Projektstruktur

Enthalten sind zunächst in AP1 die Kriterien für die Gewässerauswahl. Die anschließende Datenerhebung (AP2) für die Kolmation besteht aus den drei Elementen: abiotische Indikatoren (AP2b), biologische Indikatoren (AP2c) und Einzugsgebietscharakteristiken (AP2a). Die nachfolgende Auswertung und Datenanalyse (AP3) dient zur Ableitung von Ziel- und Referenzwerten für die Kolmation in Abhängigkeit vom Fließgewässertyp. Abschließend enthält die Dissemination (AP4) die Verbreitung und Publikation der Projekterkenntnisse.

Einen erheblichen Mehrwert wird durch die enge Zusammenarbeit mit dem Promotionsvorhaben von Frau Teresa Luftensteiner (Betreuung PD Dr. Hans Jürgen Hahn, RPTU) erreicht. Das Ziel dieses Promotionsvorhabens ist die Entwicklung einer faunistischen Bewertungsmethode der Kolmation basierend auf aktuellen und vorangegangenen Untersuchungen (Stein et al. 2018, Stein et al. 2021), welche einen direkten Zusammenhang zwischen der Bewertung nach EG-WRRL (Makrozoobenthos), der Interstitialfauna und der Kolmation nahelegen.

## 2. Vorgehensweise und verwendete Methoden

Mit Bezug zu der Projektstruktur (Abbildung 1-1) werden nachfolgend sowohl die Vorgehensweise bezüglich der Gewässerauswahl, als auch die einzelnen verwendeten Messmethoden und statistischen Verfahren zur Datenanalyse vorgestellt und beschrieben.

### 2.1 Auswahl der Fließgewässer und Probenahmestellen

#### 2.1.1 Anforderungen an die Gewässerauswahl

Das Ziel der Gewässerauswahl umfasst einerseits die Vorgabe einen möglichst großen Gradienten von unterschiedlichen Kolmationsausprägungen zu erfassen, um quantitative Abweichungen in den Messdaten auch unterschiedlichen Ausprägungen der Kolmation zuordnen zu können. Im Sinne der Festlegung von Referenzwerten gilt es andererseits – insbesondere aus statistischer Sicht – möglichst viele anthropogen unbeeinflusste Fließgewässer zu beproben, um somit eine belastbare Datengrundlage zu schaffen. Außerdem sollten die Probenahmestellen „Wasserrahmenrichtlinie-Messstellen“ entsprechen, um deren Bewertungen ebenfalls in der Datenanalyse berücksichtigen zu können.

Diesen Anforderungen gegenüber steht ein zeitaufwendiges und arbeitsintensives Monitoringkonzept (Kap. 2.3) sowie ein limitierter Projektumfang. Deshalb ist diesbezüglich ein Kompromiss zwischen Durchführbarkeit und Belastbarkeit der im Feld erhobenen Daten notwendig, woraus letztendlich ein pilotartiger Charakter des Projekts resultiert.

Nachfolgend sind die maßgeblichen Kriterien für die Auswahl der Fließgewässer aufgelistet:

- einheitlicher Fließgewässertyp (Nr. 5)
- Gewässerabschnitte sind Teil des Monitoring-Programm der EG-WRRL in Rheinland-Pfalz
- allgemeine Degradationsstufe / ökologische Zustandsklasse nach EG-WRRL
- Einzugsgebietscharakteristiken (z.B. Landnutzung, ABAG)
- möglichst geringe organische Belastung (keine Klärwassereinläufe)
- Saprobie möglichst nicht schlechter als Klasse 2
- Zugänglichkeit der Gewässer für die Durchführung der Probenahmen

Um Synergieeffekte mit dem Promotionsvorhaben von Frau Luftensteiner (RPTU) zu ermöglichen, finden die Messkampagnen in denselben Fließgewässern und zu denselben Zeitpunkten statt. Diesbezüglich orientiert sich die Auswahl der Fließgewässer weiterhin an bereits beprobten Fließgewässern, in denen bereits mit anderen Methoden (z.B. Kolmameter, Stein et al. 2018) die Kolmation erfasst wurde und auch in Bezug zum Einzugsgebiet betrachtet wurde (z.B. Stein et al. 2021).

Aufgrund des limitierten Projektumfangs beschränkt sich im Rahmen dieses Projekts die Untersuchung auf einen für Kolmation relevanten Fließgewässertyp, wobei jeweils unterschiedliche Fließgewässer mit unterschiedlich stark anthropogen genutzten Teileinzugsgebieten ausgewählt werden. Die Detailauswahl der Probenahmestellen orientiert sich an unterschiedlichen allgemeinen Degradationsstufen (1-5) und ökologischen Zustandsklassen (1-5), wobei für den Referenzzustand (Zustandsklasse „1“) mehrere Fließgewässer ausgewählt wurden, um möglichst belastbare Daten für die Ableitung von Referenzwerten zu erhalten.

Für die Probenahmestellenauswahl vor Ort gilt es die unterschiedlichen hydromorphologischen Einheiten (Mesohabitate wie Riffle, Poole, Glide usw.) innerhalb eines Gewässerabschnitts zu berücksichtigen, da diese lokal einen starken Einfluss auf das Kolmationsgeschehen nehmen können (unterschiedliche hydraulische Gradienten, Sedimentcharakteristik der Gewässersohle). Hierbei wird bei der Probenstellenauswahl darauf geachtet, dass in den unterschiedlichen Probenahmestellen mit unterschiedlicher Kolmationsausprägung auch stets identische hydromorphologische Einheiten beprobt werden, um somit eine Vergleichbarkeit zwischen natürlichen und degradierten Gewässerstrecken herstellen zu können.

### 2.1.2 Auswahl der Fließgewässer

Unter Betrachtung der bereits existierenden Daten (Stein et al. 2018 und 2021) und um möglichst allen Anforderungen der Gewässerauswahl gerecht zu werden, verständigte man sich gemeinsam mit der RPTU auf den LAWA-Fließgewässertyp Nr. 5 („grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“, Pottgiesser & Sommerhäuser 2008). Tabelle 2-1 gibt die Fließgewässer und die Koordinaten der ausgewählten Messstellen an. Zusätzlich gibt Tabelle 2-2 die wesentlichen EG-WRRL-Bewertungen der Messstellen aus dem Jahr 2021 an.

**Tabelle 2-1: Ausgewählte Fließgewässer des Fließgewässertyps Nr.5 in Rheinland-Pfalz mit UTM-Koordinaten der Messstellen (Zone 32U).**

Fließgewässer	Kürzel	UTM-Koordinaten (Zone 32U)	
<b>Riveris</b>	RI	342036	5507080
<b>Auersbach</b>	AU	383970	5495015
<b>Prims</b> unterhalb Damflos	PR	354696	5502302
<b>Steinalp</b> , vor Mg. Totenalb	ST	387934	5497200
<b>Obere Wied</b>	OW	413462	5608265
Rommelsbach / <b>Östelbach</b>	OE	354204.	5531534
<b>Oberer Gelbach</b> bei Staudt	OG	416588	5590971
<b>Unterer Elzbach</b>	EL	382444	5562379

**Tabelle 2-2: Ausgewählte Fließgewässer mit wesentlichen EG-WRRL-Bewertungen (Stand 2021).**

Fließgewässer	ÖZ	AD	MZB	SG	SS
RI	2	1	1	1	1
AU	2	1	2	2	2
PR	2	1	2	2	2
ST	2	2	2	4	3
OW	3	3	3	2	2
OE	4	4	4	3	3
OG	4	5	4	6	6
EL	3	1	2	1	-

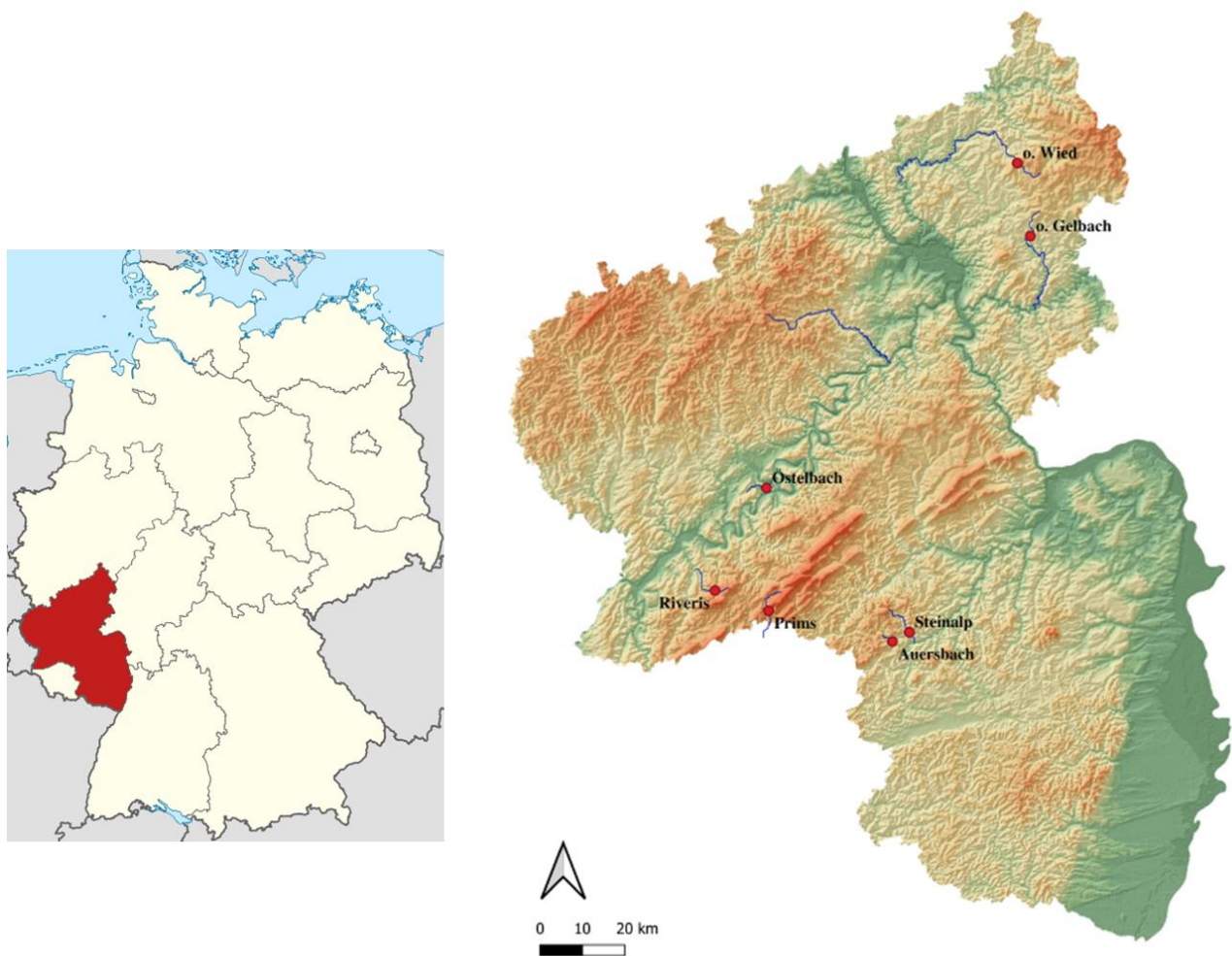
Das Gewässer Riveris wurde nachträglich in Abstimmung mit dem LfU (Rheinland-Pfalz) der Auswahl hinzugefügt und wurde daher in der ersten Messkampagne (Nov 2021) nicht beprobt und war auch nicht Bestandteil der biologischen Beprobung durch die RPTU. Hintergrund für die zusätzliche Beprobung eines weiteren Gewässers war es, die Probenanzahl für möglichst naturnahe Fließgewässer zu erhöhen, um eine bessere Datenbasis für die Ableitung von Zielgrößen bzw. Referenzwerten zu ermöglichen. Da der Elzbach seit 2004 zu den Fließgewässern im Aktionsprogramm Rhein – Lachs 2000 gehört, wurden dort einmalig Anfang Februar 2023 zusätzlich abiotische Daten an zwei Messstellen (Riffle/Glide) aufgenommen. Diese fließen aber nicht in die statistische Analyse und in die Modellentwicklung mit ein, da nur eine einmalige Beprobung zur Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeiten und des interstitiellen Gelöstsauerstoffgehalts stattfand, für die Sedimentbeprobung nur Schaufelproben und keine Freezecore-Beprobung durchgeführt wurde und keinerlei biologische Datenaufnahme durchgeführt wurde.

Für folgende Fließgewässer Auersbach, Steinalp, Prims und Obere Wied existieren zudem bereits weitere Daten aus vorangegangenen Untersuchungen von Stein et al. (2018 und 2021) mit folgenden zusätzlichen biologischen und abiotischen Informationen:

- Sedimentcharakteristik
  - Kolmation (Messung mittels Kolmameter)
  - Sohlenstruktur
  - Sedimentanalyse des Interstitialwasser (Glühverlust, Korngrößenanteile)
- Wasserqualität
  - Temperatur
  - Sauerstoff
  - elektr. Leitfähigkeit
  - Nitrat
  - Trübung

- EZG-Charakteristik
  - Landnutzung
  - Anzahl Niederschläge (>5mm, >10mm)
  - Hangneigung
  - mittlere, minimale und maximale Erosion
- Interstitialfauna
  - Individuenzahlen, Summenparameter, Indizes
- Makrozoobenthos nach Wasserrahmenrichtlinie

Nachfolgende Karte gibt einen Überblick über die Lage der einzelnen Fließgewässer in Rheinland-Pfalz.



**Abbildung 2-1:** Übersicht über die der unterschiedlich beprobten Fließgewässer in Rheinland-Pfalz (Quellen: Wikipedia, ©GeoBasis-DE/LVermGeoRP(2023), dl-de/by-2-0, <http://www.lverm-geo.rlp.de>).

### 2.1.3 Kurzbeschreibung der Fließgewässer

Nachfolgend erfolgt eine Kurzbeschreibung der untersuchten Fließgewässer, wobei nicht auf Details zu einzelnen Parametern eingegangen wird, da diese in Kap. 3 näher erläutert werden. Alle Fließgewässer sind dem Fließgewässertyp Nr. 5 („grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“) zuzuordnen. Angaben zum Einzugsgebiet beziehen sich ausschließlich auf die Einzugsgebietsanteile, die die ausgewählten Messstellen beeinflussen (oberstrom).

#### **Riveris (RI)**

Die Riveris mit einer gesamten Fließlänge von 13 km liegt in der naturräumlichen Haupteinheit Hunsrück. Sie entspringt südlich der Stadt Farschweiler und westlich der Stadt Reinsfeld und mündet in die Ruwer. Die Messstellen (Wasserkörper-Nr.: 2656800000\_0) befinden sich in dem sehr strukturreichen Oberlauf (Flussbreite ca. 2,0 - 4,0 m) und werden durch eine Einzugsgebietsfläche von 7,7 km<sup>2</sup> beeinflusst, welche zu über 99% aus Wald besteht.

#### **Auersbach (AU)**

Die Messstellen am Auersbach liegen südöstlich der Stadt Baumholder und nördlich des Dorfes Dennweiler-Frohnbach in der naturräumlichen Haupteinheit „Saar-Nahe-Bergland“. Der Auersbach ist von diverser, grobem Material geprägt und das Gewässernetz hat eine Länge von ca. 12 km. An den Messstellen (Wasserkörper-Nr.: 2642678000\_1) besitzt der Auersbach eine Breite von 3,0 - 4,0 m und eine Einzugsgebietsfläche von 6,6 km<sup>2</sup>, welche ebenfalls überwiegend durch Wald (77%) und Grünland (12%) geprägt ist. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche hat einen Anteil von 7%.

#### **Prims (PR)**

Die Messstellen an der Prims liegen südlich des Dorfes Damflos und nordwestlich des Dorfes Züsch in der naturräumlichen Haupteinheit „Hunsrück“. Sie entspringt in der Gemeinde Malborn und mündet in die Saar. Die Sohle ist von diverser, teils grobem Material mit Sand und Kies geprägt. Sie hat eine Fließlänge von ca. 20,3 km, wobei die Messstellen (Wasserkörper-Nr.: 2646000000\_1, Fließbreite 3,0 – 4,0 m) durch ein Einzugsgebiet mit einer Fläche von 16,0 km<sup>2</sup> beeinflusst werden. Das Einzugsgebiet besteht zu 82% aus Wald und zu 11% aus Grünland. Der landwirtschaftliche Anteil beträgt weniger als 2%, wobei 4% des Einzugsgebiets für Siedlungen genutzt wird.

#### **Steinalp (ST)**

Die Messstellen in der Steinalp liegen nordwestlich des Dorfes Niederalben in der naturräumlichen Haupteinheit „Saar-Nahe-Bergland“. Sie entspringt nordöstlich von der Stadt Baumholder und mündet nach einer Fließlänge von knapp 52 km in die Glan. An den Messstellen (Wasserkörper-Nr.: 2546400000\_1) ist die Steinalp ca. 4,0 – 5,0 m breit und das Einzugsgebiet besitzt hier eine Fläche von 35,1 km<sup>2</sup>. Der größte Teil des Einzugsgebiets ist mit Wald (65%) bedeckt,



während das Grünland einen Anteil von 17% und landwirtschaftlich genutzte Flächen einen Anteil von 16% besitzen.

### **Obere Wied (OW)**

Die Messstellen der Oberen Wied liegen südlich des Dorfes Steinebach an der Wied und westlich der Ortschaft Schmidthahn in der naturräumlichen Haupteinheit „Westerwald“. Sie entspringt nahe dem Dorf Dreifelden und mündet in die Wied. Sie ist von gröberem Material mit Feinanteilen geprägt und der Flusslauf erstreckt sich über 29,2 km. Die Messstellen (Wasserkörper-Nr.: 2716000000\_6, Fließbreite 4,0-5,0 m) sind beeinflusst von einem Einzugsgebiet mit einer Fläche von 26,1 km<sup>2</sup>, welches zu 60% mit Wald bedeckt ist, der Grünland-Anteil besteht aus 21% und der Flächenanteil für Siedlungen aus 7%. Der landwirtschaftliche Anteil beträgt lediglich 3%.

### **Östelbach/Rommelsbach (OE)**

Die Messstellen am Östelbach liegen südwestlich des Dorfes Maring-Novian und östlich von Osann-Monzel in der naturräumlichen Haupteinheit „Hunsrück“. Er entspringt östlich des Dorfs Klausen und mündet nach 17 km in die Lieser. Das Gewässer ist an den Messstellen ca. 1,0 – 2,0 m breit. Das die Messstellen (Wasserkörper-Nr.: 2678740000\_0) beeinflussende Einzugsgebiet umfasst 11,9 km<sup>2</sup> und besteht zu 56% aus Wald und zu 13% aus Grünland. Siedlungen nehmen eine Fläche von 7% und die Landwirtschaft von 9% ein.

### **Oberer Gelbach (OG)**

Die Messstelle am Oberen Gelbach (Fließbreite 2,0 – 3,0 m) liegt in der Gemeinde Staudt nördlich der Stadt Montabaur in der naturräumlichen Haupteinheit „Westerwald“. Der obere Gelbach entspringt im Dorf Sainerholz in der Gemeinde Ötzingen und mündet in die Lahn nach einer Fließlänge von ca. 27 km. Im Einzugsgebiet befinden sich mehrere Tongruben, durch deren Spülungen sich im erhöhten Maß Schwebstoffe sowie daran gebundene Schadstoffe im Oberen Gelbach befinden. Das Einzugsgebiet der Messstellen (Wasserkörper-Nr.: 2589400000\_1) mit einer Fläche von 26,7 km<sup>2</sup> umfasst lediglich 28% Wald und 26% Grünland, während Siedlungen einen Anteil von 31% einnehmen. Der landwirtschaftliche Anteil beträgt 7%.

### **Untere Elzbach (EL)**

Der Untere Elzbach liegt südwestlich des Dorfes Kehrig und nordöstlich des Dorfes Düngeheim in der naturräumlichen Haupteinheit Osteifel. Der Untere Elzbach ist der südöstlich liegende Teil des Elzbachs, der in die Mosel mündet. An den Messstellen (Wasserkörper-Nr.: 2696000000\_2) ist die Fließbreite ca. 5,0 – 6,0 m. Der Waldanteil im Einzugsgebiet liegt bei 38%, während der Anteil Landwirtschaft 50% ausmacht. Grünland und Siedlungen umfassen Flächenanteile von 6% bzw. 5%.

## **2.2 Messmethoden für lokale abiotische und biologische Indikatoren**

### **2.2.1 Abiotische Methoden**

Die lokalen abiotischen Indikatoren werden über den Multiparameteransatz „MultiPAC“ erfasst, welcher im Rahmen einer Promotion (Seitz 2020, Noack et al. 2022) unter Betreuung des Auftragnehmers an der Universität Stuttgart entwickelt wurde. Grundlegende Idee von MultiPAC ist, dass die Betrachtung von Einzelparametern nicht ausreichend ist, um die komplexe Kolmation mit entsprechenden Auswirkungen auf die Ökologie abzubilden. Daher gilt es folgende quantifizierbare und physikalisch-basierte Parameter gemeinsam zu berücksichtigen, die im Rahmen des Multiparameteransatzes messtechnisch erfasst werden:

Die Korngrößenzusammensetzung der Gewässersohle sowie deren Lückigkeit bzw. Porosität, welche das Korngerüst der Gewässersohle charakterisiert und somit auch die Fähigkeit sauerstoffreiches Oberflächenwasser ins Kieslückensystem zur Interstitialfauna zu transportieren. Die hydraulische Durchlässigkeit als Maß für die Durchströmung des Interstitials, welche neben der Korngrößenzusammensetzung auch vom hydraulischen Gradienten (Differenz zwischen Wasserspiegel im Oberflächengewässer und Grundwasserspiegel) abhängt, und der interstitielle Gehalt an gelöstem Sauerstoff, welcher direkt die Sauerstoffverfügbarkeit für die Interstitialfauna beschreibt.

#### **Sedimentprobenahme und Korngrößenanalyse**

Um detaillierte Informationen über die Korngrößenzusammensetzung zu erhalten, die Aufschluss über eine mögliche Kolmation geben können, ist es notwendig, Sedimentproben mit möglichst geringen Verlusten, speziell der kleinsten Korngrößenklassen, zu entnehmen. Da mit herkömmlichen Methoden zur Sedimententnahme in Fließgewässern (z. B. der Schaufelprobe oder Eimerprobe) der Feinsedimentanteil beim Entnehmen der Probe ausgewaschen wird und damit nicht vollständig erfasst werden kann, wird hierfür die Freezecore-Technik verwendet (Carling und Reader 1981). Bei der Freezecore-Technik wird mittels eingebrachter Lanze und flüssigem Stickstoff ein Sedimentkern vereist (Abbildung 2-2). Durch das Vereisen der Sedimente werden die Feinanteile beim Entnehmen nicht ausgespült und bleiben für die nachfolgende Siebanalyse enthalten. Zusätzlich ermöglicht die Probenahme mittels der Freezecore-Technik die Untersuchung der tiefenabhängigen visuellen Verteilung der Sedimente, um etwaige horizontale Schichtungen zu identifizieren.



**Abbildung 2-2:** Sedimentprobenahme mittels der Freeze-core-Methode (links). Exemplarische Freeze-core-Probe aus dem Fließgewässer Prims (rechts) während der ersten Messkampagne im Herbst 2021.

Die Bestimmung der Korngrößenverteilungen für die Freeze-core-Proben erfolgt anhand einer trockenen Siebanalyse mit den in Tabelle 2-3 nach DIN 18123 (1996) aufgelisteten Maschenweiten der Siebsätze. Die Sedimentprobe wird zur Vorbereitung 24 Stunden lang im Trockenofen bei einer Temperatur von 105 °C getrocknet und anschließend gewogen und in den Siebturm eingebracht.

**Tabelle 2-3:** Standardisierte Siebmaschenweiten der Prüfsiebe für die Bestimmung der Korngrößenverteilung der Sedimentproben.

Korngrößen, Siebmaschenweiten [mm]													
<0,063	0,063	0,125	0,25	0,5	1	2	4	8	16	31,5	63	125	250

Die folgenden Parameter werden zur Charakterisierung einer Sedimentprobe verwendet:

**Tabelle 2-4:** Verwendete Parameter zur Charakterisierung einer Sedimentprobe.

Parameter	
$d_m$	Mittlere Korngröße, welche die Durchschnittskorngröße als gewichtetes arithmetisches Mittel angibt
$d_x$	(Korn-) Durchmesser bei x % Siebdurchgang ( $d_{16}$ , $d_{84}$ )
FS < d mm	Feinsedimentanteil < d mm
$\sigma_{geo}$	Geometrische Standardabweichung

## Porosität

Die Porosität, definiert als das Verhältnis von Porenvolumen ( $V_{\text{Poren}}$ ) zum Gesamtvolumen ( $V_{\text{gesamt}}$ ) einer Sedimentprobe, stellt einen weiteren Parameter zur Charakterisierung der Gewässersohle dar. Sowohl das Gesamtvolumen der Freeze-core-Probe (mit Poren), als auch das reine Sedimentvolumen nach Auftauen des Kerns wird über die Wasserverdrängungsmethode (WVM) ermittelt, wobei aus der Differenz das Porenvolumen ermittelt werden kann. Die Wasserverdrängungsmethode (Abbildung 2-3) stellt ein einfaches Messverfahren zur Bestimmung des Volumens einer Sedimentprobe dar. Diese Methode eignet sich auch für die Messung von geometrisch unregelmäßig geformten Sedimenten, da das Messverfahren ausschließlich auf der Wasserverdrängung basiert. Dies bedeutet, dass bei der WVM die Bestimmung vom Volumen einer Sedimentprobe erfolgt, indem diese vollständig in einen Messbehälter eingetaucht wird. Die Menge an Wasser, welche dabei verdrängt wird und einen Anstieg des Wasserstandes im Messbehälter hervorruft, entspricht dabei dem Volumen des Sediments ohne Porenräume.

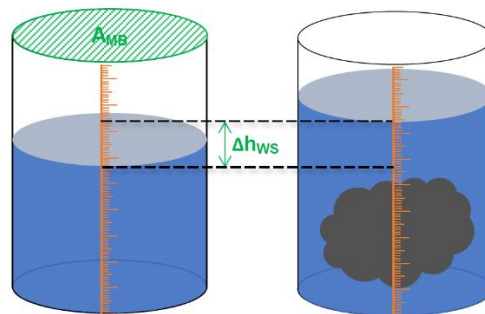
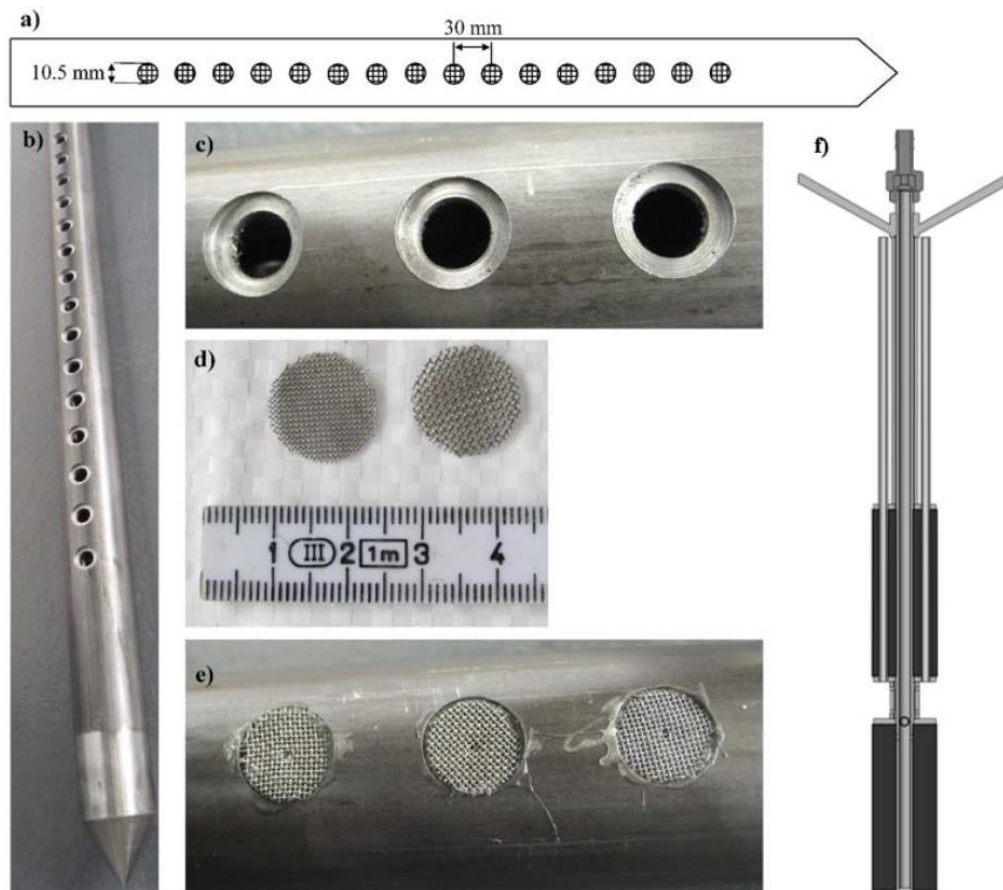


Abbildung 2-3: Schematische Darstellung der Wasserverdrängungsmethode (WVM, Klopfer 2016).

Über die Grundfläche des Messbehälters  $A_{MB}$  und die Änderung des Wasserstands  $\Delta h_{ws}$  lässt sich das verdrängte Volumen und somit das Volumen des eingetauchten Sediments bestimmen.

## VertiCO - Sauerstoffgehalt (gelöst) und hydraulische Leitfähigkeit

Die Messung des gelösten Sauerstoffgehalts und der hydraulischen Leitfähigkeit erfolgt mittels einem von Seitz (2020) entwickelten Messkonzept, genannt VertiCO (Vertical Profiles of Hydraulic Conductivity and Dissolved Oxygen). Mittels eines Doppelpackersystems werden sowohl der Gelöstsauerstoffgehalt als auch die hydraulische Leitfähigkeit vertikal über die Sedimenttiefe aufgelöst erfasst (Abbildung 2-4, f). Zunächst wird eine in Längsrichtung perforierte Stahlstange mit insgesamt 15 Öffnungen von 10,5 mm Durchmesser und in einem Abstand von 3,0 cm als Filterrohr in die Gewässersohle eingebracht (Abbildung 2-4 (a-e)). Um die Messung in einer bestimmten Position durchzuführen, wird der Doppelpacker in das Filterrohr eingeführt, um das Filterrohr nach oben und unten abzudichten. Somit kann Wasser aus der umliegenden Gewässersohle lediglich in dem gewählten Horizont in das Filterrohr eindringen. Über die 15 Öffnungen kann somit ein vertikales Profil von insgesamt 45 cm mit einer räumlichen Auflösung von 3,0 cm messtechnisch erfasst werden.

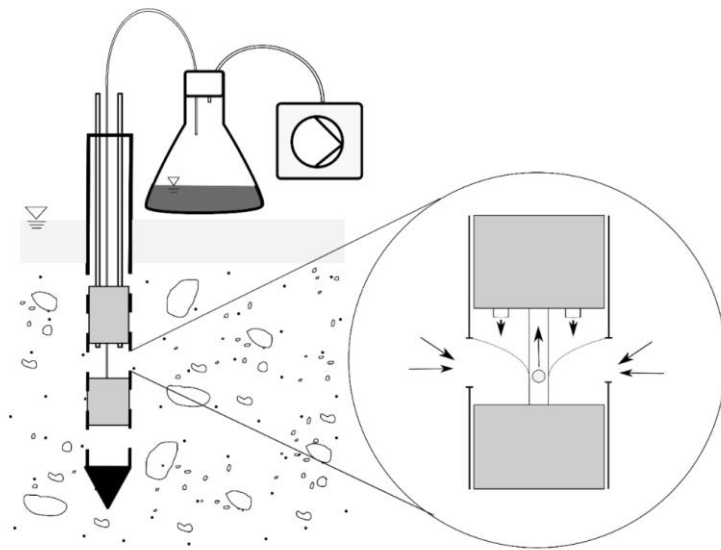


**Abbildung 2-4:** Wesentliche Komponenten von VertiCO: Filterstandrohr (a-e) und Doppelpacker (f). a) Schematische Darstellung des Standrohrs; b) Standrohr ohne Filterbedeckung der Öffnungen; c) Nahaufnahme der Öffnungen; d) Feines und grobes Filternetz; e) auf Öffnungen aufgebrachtes, doppeltes Filternetz; f) schematische Darstellung des Doppelpackers (Seitz 2020, verändert).

Für die Erfassung des Gehalts an gelösten Sauerstoff (Sauerstoffsättigung und -konzentration) wird nacheinander jeder Messbereich des Filterrohrs über den Doppelpacker mit einer Optode verbunden, wobei die Verbindung zur Atmosphäre über die Belüftungsschläuche des Doppelpackers unterbrochen wird. Mithilfe von einfachen Spritzen können kleine Mengen des Interstitialwassers in die Messzelle gesaugt werden, um dort mit der Optode den Gelöstsauerstoffgehalt messtechnisch zu erfassen. Entscheidender Vorteil einer Optode gegenüber anderen Sauerstoffmessgeräten ist das geringe benötigte Probenvolumen. Jeder Horizont wird insgesamt 3-mal hintereinander gemessen, um einen belastbaren Messwert sicherzustellen. Auf diese Weise wird für unterschiedliche vertikale Positionen der Gehalt an Gelöstsauerstoff, sowie die Temperatur und die Sauerstoffsättigung erfasst und kann in Form von vertikalen Profilen dargestellt werden. Um den Gelöstsauerstoffgehalt mit kritischen Grenzwerten aus der Literatur für eine erfolgreiche Reproduktion von kieslaichenden Fischarten vergleichen zu können, werden die Werte in den Messergebnissen (Kapitel 3) in [mg/l] präsentiert, da die Literaturwerte ebenfalls in der Regel in [mg/l] angegeben sind.

Die Messung der hydraulischen Leitfähigkeit erfolgt ebenfalls mit dem bereits erwähnten Doppelpackersystem (vgl. Abbildung 2-4) und wird nach den Messungen des gelösten Sauerstoffs

durchgeführt. Hierbei wird der jeweilige Messbereich mit dem Doppelpacker an einen 5,0 l großen Glaskolben und an eine Vakuumpumpe angeschlossen. Die Vakuumpumpe befördert mit einer konstanten Rate das in die Messzelle eintretende Interstitialwasser in den Glaskolben (Abbildung 2-5), wobei die Messzelle selbst über Belüftungsschläuche mit der Atmosphäre verbunden ist, um somit einen Saugeffekt der Pumpe zu verhindern. Das entstehende Wasser-Luft-Gemisch wird über die Vakuumpumpe in den Glaskolben befördert, welcher kontinuierlich gewogen wird. Daraus lässt sich eine sogenannte Schlürfrate ableiten, welche im Post-Processing mit Hilfe eines Grundwassermodells (MODFLOW, Harbaugh 2005) in eine hydraulische Leitfähigkeit umgerechnet wird.



**Abbildung 2-5:** Schematischer Aufbau von VertiCO zur Messung von Schlürfraten (Seitz 2020).

Nachfolgende Abbildungen zeigen Eindrücke der Datenerhebung während der Messkampagne, um mittels der VertiCO-Methode hydraulische Leitfähigkeiten und Gelöstsauerstoffgehalte messtechnisch zu erfassen.



**Abbildung 2-6-:** Datenerfassung und Equipment zur Messung der vertikalen Profile von hydraulischen Leitfähigkeiten und des Gehalts an gelösten Sauerstoff mittels der VertiCO-Methode.

### Betrachtung eines aggregierenden Wertes der Profile für statistische Analysen:

Für die statistische Analyse, aber auch um die Bandbreite der gemessenen Werte zu beschreiben bzw. um auch Referenzwerte ableiten zu können, wurden verschiedene Analysemöglichkeiten in Betracht gezogen, wie das gemessene Profil auf einen einzigen möglichst repräsentativen Wert reduziert werden kann. Einen bestmöglichen Vergleich mit den biologischen Daten bietet der Sedimenthorizont 15 cm-20 cm, da in diesem Tiefenhorizont die meiofaunistische Beprobung stattfand. Eine andere Möglichkeit bietet die Mittelwertbildung konstant über die obersten 20 cm, um die obersten Sedimentschichten abzubilden. Die im Rahmen dieser Untersuchung verwendete Methode bezieht sich auf einen markanten Knickpunkt, der nahezu in jedem vertikalen Profil ersichtlich ist (siehe z.B. Abbildung 3-20), mit Mittelwertbildung aller Sedimenthorizonte oberhalb dieses Umschlagpunkts, da angenommen wird, dass dies der Bereich ist, der am ehesten von Kolmation gefährdet sein könnte. Um dennoch die Vergleichbarkeit mit den biologischen Daten sicherzustellen befinden, sind in den jeweiligen Anhängen entsprechende Auswertungen zu dem Tiefenhorizont 15 cm-20 cm und auch zu den Tiefenhorizonten unterhalb des Knickpunkts im vertikalen Profil.

### **Anordnung von Probenahmestellen innerhalb eines Gewässers**

Die Auswahl der Probenahmestellen in den Fließgewässern selbst erfolgte auf Basis der lokal vorhandenen hydromorphologischen Strukturen bzw. Mesohabitate (Riffle, Pool, Run usw.). Zu diesem Zweck wurden alle Fließgewässer am 09.10.2021 besichtigt und je Gewässer wurden zwei Probenahmestellen festgelegt, die als vergleichbare hydromorphologische Einheiten (Mesohabitate) in allen untersuchten Gewässern vorkommen. Somit wird eine Vergleichbarkeit der Probenahme in allen Fließgewässern bezüglich hydromorphologischer Einheiten sichergestellt. Diese bestehen aus einem schnellfließenden „Riffle“ und einem langsam strömenden Bereich („Glide“). Abbildung 2-7 zeigt schematisch die Anordnung der zwei Probenahmestellen innerhalb eines Gewässers.

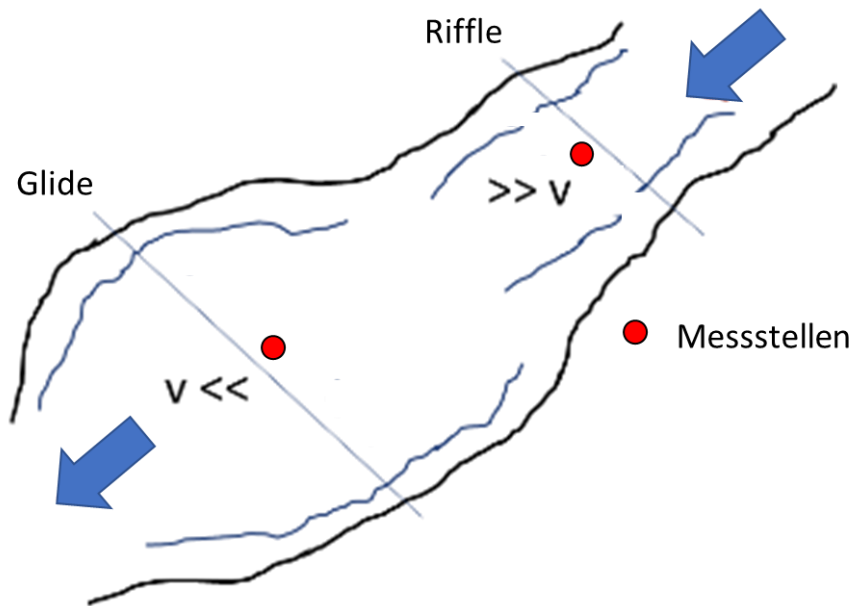


Abbildung 2-7: Anordnung von Probenahmestellen innerhalb eines Gewässers: schnell fließender Bereich „Riffle“ und langsam fließender Bereich „Glide“.

Folgende Bilder zeigen Fotos einer typischen Probenahmestelle in einem Riffle (links) und in einer Glide (rechts).



Abbildung 2-8: Bild einer typischen Probenahmestellen in einem Riffle (links) und einer typischen Probenahmestelle in einer Glide (rechts).

## 2.2.2 Biologische Methoden

### Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos zeigt einen hohen Indikatorwert für Gewässerbelastungen und wird daher auch als Qualitätskomponente in der EG-WRRL verwendet. Speziell die Auswirkungen von



Kolmation auf die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos (Abundanz und Artenzusammensetzung) sind in der Literatur belegt (z.B. von Betrab 2013, Gieswein & Hering 2019). Jedoch fehlen bisher funktionale Zusammenhänge zu den quantitativen physikalisch-begründeten Schlüsselparametern der Kolmation. Die Makrozoobenthos-Beprobung erfolgt über das standardisierte Verfahren („Kicksampling“) direkt an allen Probenahme-Standorten mit wasserrahmenrichtlinienkonformen Auswertungen bezüglich Abundanz und Artenzusammensetzung. Die Probenahme fand im Frühjahr 2022 durch das Büro „ProLimno - Süßwasserökologie, Gewässerpflege- und Entwicklungskonzepte“ statt, welches über umfangreiche Erfahrung in der Makrozoobenthosbeprobung zur Bewertung gemäß EG-WRRL verfügt.

### **Physikalische, chemische und faunistische Untersuchungen (Meiofauna)**

Nach Stein et al. (2021) sind deutliche Zusammenhänge zwischen der interstitiellen Meiofauna-Besiedlung (wirbellose Tiere  $>75 \mu\text{m}$  im hyporheischen Interstitial) und der Kolmation erkennbar. Die Meiofauna-Beprobung erfolgte durch die RPTU im Rahmen des Promotionsvorhabens von Teresa Luftensteiner und fand simultan zur der abiotischen Datenerhebung mit MultiPAC statt. Dabei erfolgte die Faunabeprobung jeweils eine Woche vorher, damit die Fauna nicht durch den starken Eingriff in das Gewässerbett durch die Freezecore-Methode gestört wird. Für die Datenerfassung wird ein perforiertes Schlagrohr etwa 10-20 cm bachaufwärts von jeder Kolmationsmessstelle auf dieselbe Tiefe wie die Kolmationsmessung mit dem Kolmameter eingeschlagen. In unmittelbarer Umgebung der Kolmations-Einstichstelle wird von einer gleichen Sedimentzusammensetzung, und damit hyporheischer Fauna ausgegangen. Nach einer Zeitdauer von 30 min, in der sich das Sediment setzen konnte, werden 2,0 l Interstitialwasser mit Hilfe einer Doppelhubpumpe aus dem Sediment gepumpt. Sauerstoff und pH (HQ40D 2-channel, Hach Lange) werden ebenso wie elektrische Leitfähigkeit (EC, Multiline P4, Xylem Analytics WTW) und Temperatur (Ludwig Schneider Präzisionsthermometer) unmittelbar nach Entnahme des Wassers gemessen. Anschließend wird die Wasserprobe durch ein  $73\mu\text{m}$  Sieb geleert, um die Fauna zurückzuhalten und das Probenvolumen zu verringern.

Die Faunaprobe werden anschließend in 96%igem Ethanol fixiert und mit Eosin B gefärbt, um die Tiere besser sichtbar zu machen. Faunaprobe werden auf Großgruppenniveau bestimmt, sortiert und Abundanzen jeder Gruppe werden erhoben. Nauplii, Larvenstadien von Copepoden, und alle Gruppen, die mit weniger als 10 Individuen vertreten waren, ebenso wie Taxa, die nicht direkt mit der hyporheischen Zone assoziiert sind (z.B. Collembola) werden von weiteren Analysen ausgeschlossen. Für einige Analysen werden Taxa in Grob- und Feinsedimentbewohner unterscheiden (Schmedtje & Colling, 1996). Amphipoda, Bathynellacea, Cyclopoida, Harpacticoida, und Ostracoda zählen zu den Grobsedimentbesiedlern; Annelida, and Nematoda zu den Feinsedimentbesiedlern. Diese Taxa beinhalten jene Tiere, die nur temporär im Interstitial leben, wie z.B. Oberflächen-Amphipoda und/oder jene, die permanent im hyporheischen Interstitial leben sowie Tiere aus dem angrenzenden Grundwasser. Larven- und Jungstadien von Insekten,

die das hyporheische Interstitial in späteren Entwicklungsstufen verlassen, werden in dieser Einteilung nicht berücksichtigt. Als Parameter der Meiofauna werden die Individuen-Anzahl, die Taxa-Zahl, sowie das Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler berücksichtigt, wobei die Parameter je Messkampagne ausgewertet werden, wobei nicht zwischen Riffle und Glide unterschieden wird.

### Kolmameter

Obwohl die Kolmameter-Messung eine abiotische Messmethode ist, wird die Methode in diesem Kapitel beschrieben, da sie Teil der Datenerhebung durch die RPTU ist und nicht Bestandteil von MultiPAC ist.

Zur Messung der Kolmation mit dem Kolmameter (Stein et al., 2018) wird eine perforierte Lanze in den Boden eingebracht, sodass die Perforationen in etwa 10-15 cm Tiefe liegen. Über einen definierten Zeitraum (4,0 s) und unter definiertem Druck (0,5 bar) wird Wasser durch die Lanze in das Sediment injiziert. Der Druck wurde gegenüber dem Protokoll von Stein et al. (2018) verringert, um das Ausspülen von Sediment aufgrund zu hohem Austrittsdrucks zu verhindern. Jede Messung wird insgesamt dreimal wiederholt, in dem das injizierte Wasservolumen messtechnisch erfasst wird. Je niedriger die Kolmation, desto mehr Wasser kann in das Sediment injiziert werden. Der Vergleichswert für die Abflussreduktion wird in freiem Wasser mit zehnmaliger Messwiederholung gemessen. Mit folgender Formel wird dann die Abflussreduktion in Prozent gegenüber der Referenzmessung im freien Wasser (0% Kolmation) berechnet:

$$\text{Abflussreduktion in \%} = \left( \frac{\text{Mittel der drei im Sediment gemessenen Werte eines Messpunktes}}{\text{Mittel der Referenzwerte}} \right) \times 100$$

Weichen die drei in einer Messstelle gemessenen Werte um mehr als 10 ml voneinander ab, so wird nur der erste Wert zur Berechnung der Abflussreduktion verwendet. Die so gemessenen Abflussreduktionen wurden nach einer 5-stufigen Skala in Kolmameter-Klassen eingeteilt. Dabei nehmen mit der Abflussreduktion die Kolmameter-Klasse und die Kolmation zu. Folgende Tabelle zeigt die Kolmameter-Klassen nach Zumbroich & Hahn (2018):

**Tabelle 2-5: Einteilung der im Sediment gemessenen Abflussreduktion in 5 Kolmameter-Klassen (Zumbroich & Hahn 2018)**

Abflussreduktion [%]	Kolmameter-Klassen	
0-5	keine innere Kolmation	1
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

## 2.3 Verwendete statistische Methoden

### 2.3.1 Hauptkomponentenanalyse

Die Hauptkomponentenanalyse (PCA, „Principal Component Analysis“) ist ein Verfahren, um Zusammenhänge in komplexen Datensätzen zu identifizieren und zu veranschaulichen. Durch Annäherung der Daten auf Linearkombinationen, die die Hauptkomponenten bilden, können Zusammenhänge und Muster in umfang- und parameterreichen Datensätzen erkennbar werden (Leyer & Wesche 2007). Zur Veranschaulichung werden die Hauptkomponenten als Achsen in Form eines „Biplots“ (Streudiagramm) dargestellt, in dem die einzelnen Parameter als Vektoren visualisiert werden. Die erste Hauptkomponente bildet hierbei die größte Varianz ab, während die zweite, orthogonal dazu stehende Hauptkomponente den maximalen Anteil der Restvarianz angibt. Werden 70-75% der Gesamtvarianz durch die ersten drei Hauptkomponenten erklärt, gilt die Gesamtstruktur als aussagekräftig abgebildet (Clarke & Warwick, 2001). Die erklärte Gesamtvarianz in Abhängigkeit der Anzahl der Hauptkomponenten werden als sogenannte „Scree-Plots“ dargestellt. Für die Interpretation der Biplots ist die Lage der Vektoren zueinander von Bedeutung. Verlaufen zwei Vektoren in entgegengesetzte Richtungen, kann eine negative Korrelation festgestellt werden. In dieselbe Richtung verlaufende Vektoren deuten auf eine positive Korrelation hin. Keine Korrelation wird durch das Bilden eines rechten Winkels der Vektoren verdeutlicht (Leyer & Wesche, 2007). Die Vektorenlänge und -richtung im Streudiagramm hängt von der Höhe der Eigenwerte und der Korrelationsstärke mit der jeweiligen Achse ab. Die Korrelation ist umso stärker, je länger die Vektorenlinie ist (Clarke & Gorley 2006). Zusätzlich sind die einzelnen Probenahmen als Datenpunkte dargestellt („Scatter-Plot“). Punkte mit ähnlichen Eigenschaften sind hierbei näher zueinander im Diagramm zu finden, während unterschiedliche Eigenschaften dazu führen, dass Datenpunkte im Diagramm voneinander weiter entfernt sind. Jeder Hauptkomponente können bezüglich der Schlüsselfaktoren sogenannte Ladungen zugewiesen werden. Die Ladungen („loadings“) geben die Korrelation zwischen einer Variablen und einer Hauptkomponente an (Werte zwischen -1,0 und +1,0). Beiträge nahe „0“ zeigen an, dass kaum ein funktionaler Zusammenhang besteht. Mit Rotationsverfahren können die zwei Hauptkomponenten gedreht werden, um somit die Interpretation eines Biplots zu vereinfachen. Das gängigste Rotationsverfahren wird „Varimax“ genannt, welches ein orthogonales Rotationsverfahren ist und hier für die ersten zwei Hauptkomponenten angewendet wird.

### 2.3.2 Spearman-Korrelation

Bivariate Korrelationsanalysen werden verwendet, um Zusammenhänge zwischen verschiedenen Parametern zu analysieren. Im Rahmen dieses Projekt wird hierbei der ordinale Rangkorrelationskoeffizient von Spearman verwendet (Janssen & Laatz 2007). Damit beruht die Berechnung des Korrelationskoeffizienten ausschließlich auf der Ordnung der Daten. Die absoluten Abstände zwischen den Werten werden nicht berücksichtigt. Die Stärke der Korrelation gibt ein Korrelationskoeffizient an, der zwischen 0 und 1 liegt. Nach Cohen (1988) bestehen bereits

schwache Korrelationen für Koeffizienten  $> 0,1$  während eine mittlere Korrelation Korrelationskoeffizienten von  $> 0,3$  besitzen. Eine starke Korrelation tritt für Werte  $> 0,5$  auf. Sehr starke Korrelationen bestehen bei Werten zwischen  $0,7-1,0$  (Untersteiner 2007). Signifikante Unterschiede bestehen, wenn  $p < 0,05$  vorliegt.

### **2.3.3 Multinomiale logistische Regressionsanalyse und Kreuzvalidierungstechniken**

Für die Entwicklung eines Prognosemodells für den Kolmations-Index auf Basis von abiotischen Indikatoren wurden verschiedenen Modelltypen aus dem Bereich des „Machine Learnings“ getestet, wobei die besten Resultate mit der multinominalen logistischen Regressionsanalyse erzielt wurden (vgl. Kap. 7).

Die multinominale logistische Regression untersucht den Einfluss von diversen Variablen auf eine abhängige Zielvariable, die mehrere Kategorien besitzen kann, wobei der Zusammenhang zwischen den unabhängigen Variablen und der abhängigen Zielvariablen nicht linear ist. Für die Interpretation einer multinominalen Regression ist somit nicht zwingend die Korrelation zwischen abhängigen und beschreibenden Variablen (wie bei einer linearen Korrelation) wichtig, sondern eine beschreibende Variable kann dann als geeignet betrachtet werden, wenn diese dazu beiträgt die einzelnen Kategorien der Zielvariable voneinander zu unterscheiden.

Die multinominalen logistischen Regressionsmodelle werden mit unterschiedlichen Kreuzvalidierungstechniken geprüft. Hierfür wird variiert zwischen verschiedenen Aufteilungen des Datensatzes in Test- und Trainingsdaten sowie zwischen unterschiedlichen Techniken der Kreuzvalidierung. Für letztere wird die sogenannte k-fache Kreuzvalidierung eingesetzt, die die Anzahl des gesamten Datensatz in k-fache Abschnitte teilt, wobei ein Abschnitt dann als Testdatensatz dient und alle anderen Abschnitte als Trainingsdatensatz. Häufig werden k-Werte zwischen 3-10 verwendet. Bei  $k = 2$  handelt es sich um eine doppelte Kreuzvalidierung bzw. einer Aufteilung in 50% Test- und 50% Trainingsdaten. Ein Spezialfall der k-fachen Kreuzvalidierung ist die sogenannte „Leave-One-Out-Cross Validation“ (LCOOV) bei der  $k = n$  wird. Hier dient nacheinander jede Einzelbeobachtung separat als Test-Stichprobe für ein Modell, das an der Trainingsstichprobe aus jeweils allen übrigen Beobachtungen angepasst wird. Beide Methoden eignen sich besonders für Datensätze mit geringerem Stichprobenumfang (Hastie et al. 2009).

### 3. Fließgewässerspezifische Beschreibung der erhobenen Daten

#### 3.1 Übersicht der durchgeführten Messkampagnen und Datengrundlage

Im Projektverlauf wurden insgesamt drei Messkampagnen mit jeweils einer Dauer von 3-4 Wochen durchgeführt. Die erste Messkampagne fand im November/Dezember 2021 statt, die zweite Messkampagne im April/Mai 2022 und die dritte Messkampagne im November/Dezember 2022.

Folgende Tabelle zeigt eine Übersicht der durchgeführten Messungen mit MultiPAC an den einzelnen Probenahmestellen. Eine Kennzeichnung 1, 2, 2 bedeutet eine Messung während der ersten Messkampagne, zwei Messungen (Wiederholungsmessung) in der zweiten Messkampagne und ebenfalls 2 Messungen während der dritten Messkampagne.

**Tabelle 3-1: Übersicht über die durchgeführten Messungen an den einzelnen Probenahmestellen in allen untersuchten Gewässern.**

	MultiPAC		Meiofauna		MZB	
	RI	GL	RI	GL	RI	GL
Riveris	0,2,2	0,2,2	0,0,0	0,0,0	0,0,0	0,0,0
Auersbach	1,2,2	1,2,2	1,1,1	1,1,1	0,1,0	0,1,0
Prims	1,2,2	1,2,2	1,1,1	1,1,1	0,1,0	0,1,0
Steinalp	1,2,2	1,2,2	1,1,1	1,1,1	0,1,0	0,1,0
Obere Wied	1,2,2	1,2,2	1,1,1	1,1,1	0,1,0	0,1,0
Östelbach	1,2,2	1,2,2	1,1,1	1,1,1	0,1,0	0,1,0
Oberer Gelbach	1,2,2	1,2,2	1,1,1	1,1,1	0,1,0	0,1,0
Unterer Elzbach	0,0,1	0,0,1	0,0,0	0,0,0	0,0,0	0,0,0

Insgesamt wurden somit, inklusive der Wiederholungsmessungen, 81 Probenahmen durchgeführt, wobei nicht alle Datensätze für die statistische Auswertung, Ableitung von Referenzwerten und Modellentwicklung (Kap. 5 – Kap. 7) verwendet werden konnten, da Wiederholungsmessungen nur vereinzelt durchgeführt wurden und nicht für jede Probenahme sämtliche abiotischen und biologischen Daten erfasst werden konnten. Insgesamt findet in der statistischen Auswertung ein Datensatz von n = 40 Verwendung.

Die fließgewässerspezifischen Auswertungen der Messungen im Unteren Elzbach sind in Anhang 6 aufgeführt, aber nicht Bestandteil des Datensatzes für die statistische Analysen bzw. Modellentwicklung, da einerseits keine biologischen Daten vorliegen und Korngrößenverteilungen

über Schaufelproben an nahegelegenen Kiesbänke erfasst wurden und nicht über die Freeze-core-Methode direkt an den Messstellen.

## 3.2 Einzugsgebietsgrößen

In diesem Kapitel erfolgt eine Beschreibung der Einzugsgebietscharakteristiken für die untersuchten Fließgewässer, wobei jeweils nur der Anteil des Einzugsgebiets oberstrom der Messstellen berücksichtigt wird, um ausschließlich die Wirkung des Einzugsgebietsgrößen auf die Messstellen festzustellen. Die Abgrenzungen der individuellen Einzugsgebietsflächen für die Probenahme-Standorte erfolgten basierend auf einem digitalen Höhenmodell mit einer Rasterauflösung von 5 m. In allen Auswertungen sind die Fließgewässer von links nach rechts mit zunehmender Degradation dargestellt (basierend auf der WRRL-Bewertung „Allgemeine Degradation“). Insgesamt wurden folgende Parameter in der Untersuchung berücksichtigt: Landnutzung, Hangneigung sowie die Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG) mit entsprechenden Einzel-faktoren.

### 3.2.1 Landnutzung

Die Landnutzung hat einen entscheidenden Einfluss auf die Bodenerosion und dem Feinsedimenteintrag in Gewässer (z.B. Gieswein & Hering 2019). Für die Kolmation bedeutet prinzipiell, dass ein hoher Waldanteil auch mehr Rückhalt von Feinsedimenten bedeutet bzw. weniger Bodenerosion und weniger Feinsedimentantrag, während Acker- und Siedlungsflächen sich eher ungünstig auf eine Kolmation auswirken. Abbildung 3-1 zeigt die Landnutzungsanteile nach den aktuellsten ATKIS-Daten (Amtliches Topographisches Kartographisches Informationssystem), welche vom LfU in Rheinland-Pfalz in Form eines Rasters mit einer Auflösung von 5,0 m zur Verfügung gestellt wurden. Die Daten wurden entsprechend für die Messstellen repräsentativen Einzugsgebietsflächen ausgewertet.

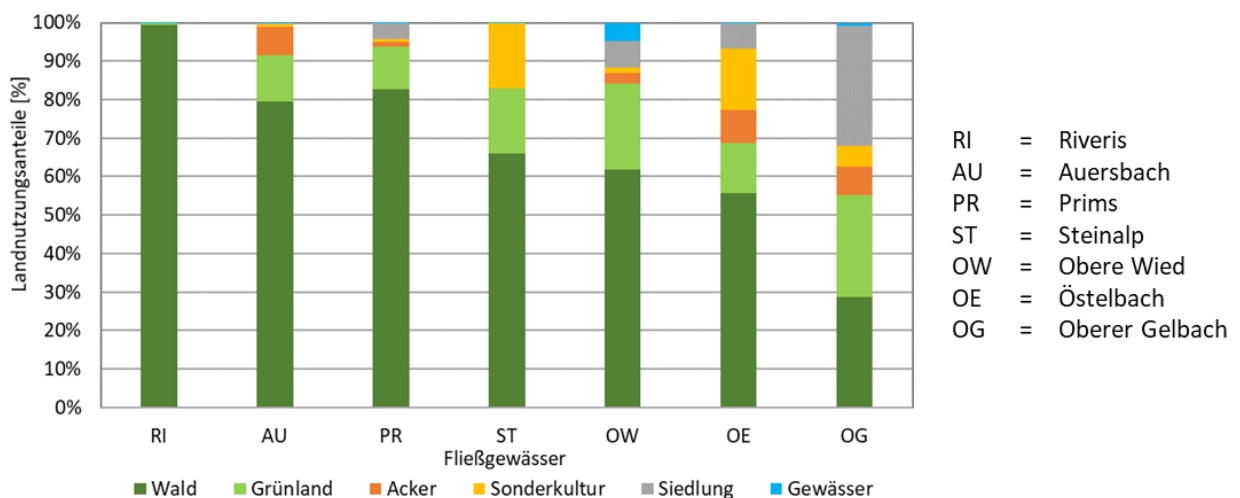


Abbildung 3-1: Landnutzungsanteile in den untersuchten Einzugsgebieten (ATKIS-Daten).

Das Balkendiagramm in Abbildung 3-1 zeigt mit zunehmender Degradation (von links nach rechts) eine deutliche Abnahme des Waldanteils, während die Anteile für Grünland tendenziell zunehmen. Insbesondere die Riveris (RI) stellt mit 99% Flächenanteil „Wald“ ein nahezu ungenutztes Einzugsgebiet dar, während im Auersbach (AU) noch Grünland (12%) und landwirtschaftliche Flächen (7%) zu finden sind. Die Prims zeigt zwar einen etwas höheren Waldanteil (83%) als der Auersbach (77%), allerdings besitzt das Einzugsgebiet der Prims auch einen Siedlungsflächenanteil von 4%. Die Steinalp (ST) besitzt mit 65% einen geringeren Wald- und mit 17% einen größeren Grünlandanteil, allerdings sind nahezu keine Siedlungs- oder Ackerflächen vorhanden. Die Obere Wied (OW) ist durch eine weitere Reduktion des Waldanteils (60%) und mit einer weiteren Zunahme des Grünlandanteils (22%) gekennzeichnet. Außerdem sind im Einzugsgebiet der Oberen Wied 7% durch Siedlungsflächen enthalten. Der Östelbach (OE) zeigt erneut weniger Waldanteil (56%) und einen kleineren Grünlandanteil (13%), allerdings nehmen die landwirtschaftlich genutzten Flächen zu (9%). Der Obere Gelbach (OG) zeigt mit Abstand den geringsten Waldanteil mit 29% und den größten Siedlungsflächenanteil (31%).

### 3.2.2 Mittlere Hangneigung

Neben der Landnutzung stellt auch die mittlere Hangneigung einen wichtigen Einflussfaktor auf die Bodenerosion und den Feinsedimenteintrag dar (Stein et al. 2021). Prinzipiell ist anzunehmen, dass bei ansonst konstanten Bedingungen (Bodenbeschaffenheit, Landnutzung etc.) bei zunehmender Hangneigung auch die Bodenerosion und der Feinsedimenteintrag zunimmt und somit kolmatierende Prozess begünstigt.

In Abbildung 3-2 ist in Form eines Balkendiagramms die mittlere Hangneigung in jedem Einzugsgebiet dargestellt. Die Berechnung erfolgte an dem vom LfU zur Verfügung gestellten digitalen Höhenmodell mit einer Rasterauflösung von 5 m. Die Farbgebung entspricht der WRRL-Bewertung „Allgemeine Degradation“ zur Einordnung der Gewässer bezüglich ihrem morphologischen Degradationsgrad.

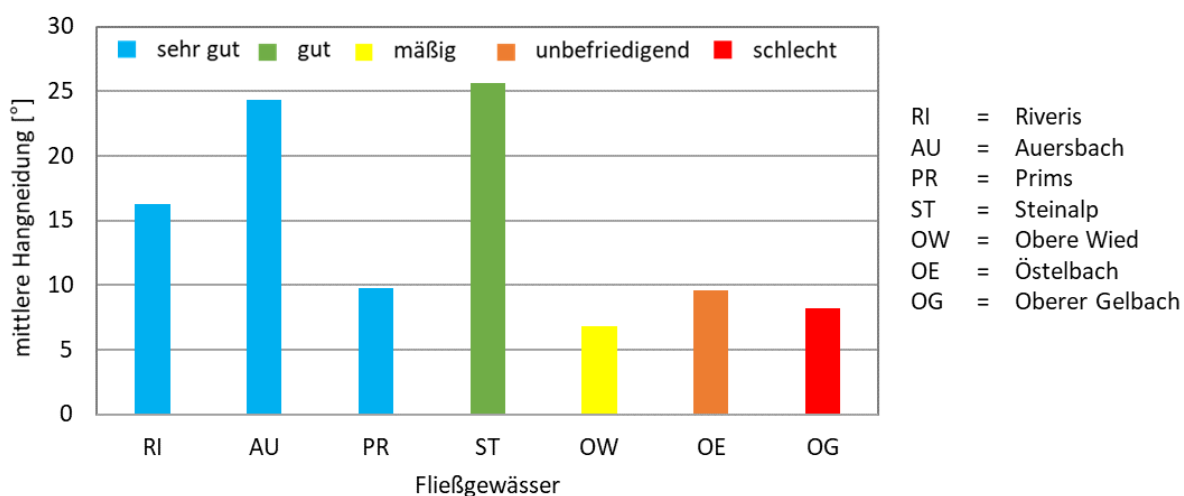


Abbildung 3-2: Mittlere Hangneigung in den untersuchten Einzugsgebieten.

Die Hangneigungen in Abbildung 3-2 zeigen bezüglich der EG- WRRL-Bewertung „Allgemeinen Degradation“ keinen eindeutigen Trend. Die größten Hangneigungen treten für den Auersbach (AU) und die Steinalp (ST) mit 24° bzw. 26° auf, gefolgt von der Riveris (RI) mit 16°, während die Hangneigung der anderen Einzugsgebiete zwischen 7° und 10° variieren.

### 3.2.3 Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG)

Die allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG) nach Schwertmann et al. (1990) zielt auf eine Abschätzung des mittleren langfristigen Bodenabtrags durch Wasser in Einzugsgebieten ab. Betrachtet werden nach LGB (2017) nur Gebiete, die auch landwirtschaftlich genutzt werden, dazu gehören Ackerland, Streuobstacker, Hopfen, Spargel, Grünland, Streuobstwiese, Gartenland, Baumschule, Weingarten, Obstplantage, Obstbaumplantage, Obststrauchplantage und Brachland. Waldanteile werden vernachlässigt, da diese nicht zur Bodenerosion beitragen.

Der Bodenabtrag (A) wird als Produkt von Einzelfaktoren berechnet:

Allgemeine Bodenabtragsgleichung:  $A = K \cdot R \cdot L \cdot S \cdot C$

Der Bodenabtrag wird in Erosionsklassen (E0-E5) eingeteilt, wobei die Werte für Rheinland-Pfalz von der Einteilung nach DIN 19708 abweichen. Folgende Tabelle gibt einen Überblick der Erosionsklassen, wobei die Angaben in t/ha eher als relative Werte zueinander und weniger als absolute Werte zu verstehen sind.

**Tabelle 3-2: Einstufung der Erosionsgefährdung durch Wasser in Rheinland-Pfalz und nach DIN 19708 (LGB 2017).**

Klasse	Benennung	Rheinland-Pfalz	DIN19708
E0	keine bis sehr geringe Bodenerosionsgefährdung	<0,5	<0,2
E1	sehr geringe Bodenerosionsgefährdung	0,5-2,5	0,2-1,0
E2	geringe Bodenerosionsgefährdung	2,5-5,0	1,0-2,0
E3	mittlere Bodenerosionsgefährdung	5,0-7,5	2,0-3,0
E4	hohe Bodenerosionsgefährdung	7,5-15,0	3,0-6,0
E5	sehr hohe Bodenerosionsgefährdung	>15,0	<6,0

Die Einzelfaktoren der ABAG wurden als Rasterdatensätze mit einer räumlichen Auflösung von 5 m x 5 m vom Landesamt für Geologie und Bergbau (LGB) für die untersuchten Einzugsgebiete zur Verfügung gestellt, welche dann gezielt für die Einzugsgebiete der untersuchten Messstellen in den einzelnen Fließgewässern analysiert werden. Da die Einzelfaktoren nicht flächig für die gesamten betrachteten Einzugsgebiete zur Verfügung stehen, wird deren Abdeckung zusätzlich diskutiert.



Eine Auswertung bezüglich sogenannter abflusswirksamer Tiefenlinien, in denen sich nach Niederschlagsereignissen der Oberflächenabfluss temporär konzentrieren kann, wird im Rahmen dieses Projekts nicht durchgeführt. Jedoch wird angemerkt, dass eine diesbezügliche Auswertung der ABAG-Gleichung und deren Einzelfaktoren insbesondere für die lokalen Eintragspfade von Feinsedimenten empfehlenswert wäre.

### Erosionsgefährdungsklassen (ABAG)

Die Klassen der Erosionsgefährdung werden flächenbezogen für die einzelnen Messstellen in den Fließgewässern ausgewertet, wobei jeweils der prozentuale Anteil für die Flächen, in denen der Bodenabtrag bestimmt wurde, ermittelt wurde. In Abbildung 3-3 sind diese prozentualen Anteile der Erosionsklassen für jedes Fließgewässer aufgetragen, wobei die rote Prozentzahl jeweils den Anteil der ABAG-Flächen am Gesamteinzugsgebiet der Messstellen angibt.

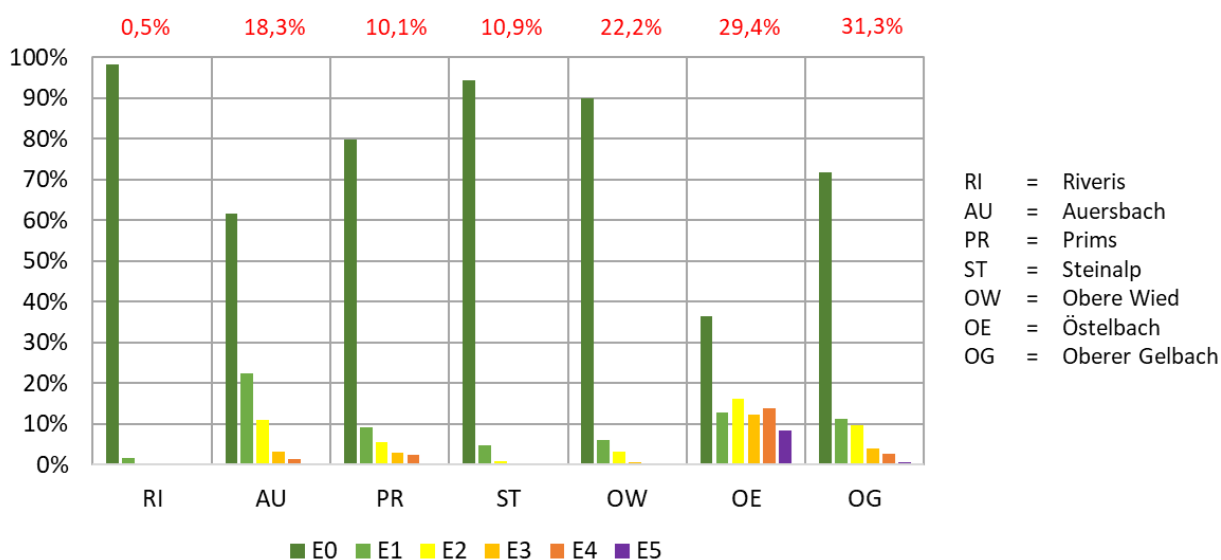


Abbildung 3-3: Prozentuale Anteile der Erosionsklassen nach ABAG in den untersuchten Einzugsgebieten.

Der prozentuale Anteil des gesamten Einzugsgebiets, für den ABAG-Auswertungen durchgeführt werden, schwankt stark innerhalb der untersuchten Einzugsgebiete. Im Einzugsgebiet der Riveris (RI), welches nahezu ausschließlich aus Wald besteht (vgl. Abbildung 3-1), werden nur 0,5% des gesamten Einzugsgebiets mit der ABAG-Gleichung ausgewertet. Von diesen 0,5% sind dann 98% der Klasse E0 „keine bis sehr geringe Bodenerosionsgefährdung“ zugeordnet. Der Auersbach (AU) besitzt einen Anteil der ABAG-Auswertung von 18,3% und es überwiegt die Klasse E0 mit 62%, wobei auch weitere Klassen E1 (23%) und E2 (11%) vertreten sind. Die weiteren Klassen sind mit >3% eher geringfügig vorhanden. Die Prims (PR) und die Steinalp (ST) haben mit 10,1% und 10,9% einen vergleichbaren Anteil der ABAG-Auswertung im gesamten Einzugsgebiet. In beiden dominiert die Klasse E0, wobei die Prims (PR) noch weitere Flächenanteile mit höheren Erosionsklassen aufweist (E1 mit 9% und E2 mit 6%). Die Obere Wied (OW), der Östelbach (OE) und der Obere Gelbach (OG) zeigen deutlich höhere Einzugsgebietsanteile mit ABAG-Auswertung (von 22% bis 31%), wobei die Obere Wied (OW) neben 90% der Klasse E0 nur noch

6% der Klasse E1 und 3% der Klasse E2 aufweist. Der Östelbach (OE) und der Obere Gelbach (OG) zeigen deutlich höhere Anteile an höheren Erosionsklassen. Insbesondere im Einzugsgebiet des Östelbach (OE) besitzt die Klasse E0 nur einen Anteil von 39% und für höhere Erosionsklassen sind im Vergleich zu den anderen Einzugsgebieten vergleichbar hohe Anteile zu erkennen (z.B. E3 und E4 mit 11% und E5 mit 9%).

Die Auswertung der ABAG-Auswertung, insbesondere der Anteil der ABAG-Auswertung spiegelt den Anteil an Flächen wider, die zur Bodenerosion (und somit zur Kolmation) beitragen können. Diesbezüglich ist mit Ausnahme des Auersbach (AU) ein Trend mit zunehmender Allgemeiner Degradation (vgl. Abbildung 3-11) erkennbar. Bei der Betrachtung der prozentualen Anteile der Erosionsklassen ist bei der Interpretation zu beachten, dass diese sich immer auf den prozentualen Anteil der ABAG-Auswertung beziehen. Somit sind z.B. die höheren Erosionsklassen flächenmäßig im Einzugsgebiet des Östelbachs (OE) und des Oberen Gelbachs (OG) stärker vertreten, als im Einzugsgebiet des Auersbachs (AU).

### Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor)

Der K-Faktor beschreibt wie leicht Bodenmaterial aus dem Verbund gelöst und abgetragen werden kann und wird aus verschiedenen Einflussfaktoren ermittelt (z.B. Bodenart, Humusgehalt, Aggregatsgefüge, Wasserleitfähigkeit und Skelettgehalt des Bodens, Schwertmann et al. 1990). Je höher der K-Faktor, desto höher die Erodierbarkeit. Für Details wird auf LGB (2017) verwiesen. Die Daten für den K-Faktor stehen als 5 m x 5 m Raster zur Verfügung und werden separat für die Einzugsgebiete der einzelnen Messstellen in Form von Mittelwerten ausgewertet (Abbildung 3-4). Die Farbgebung der Balken entspricht der EG-WRRL-Bewertung „Allgemeine Degradation“.

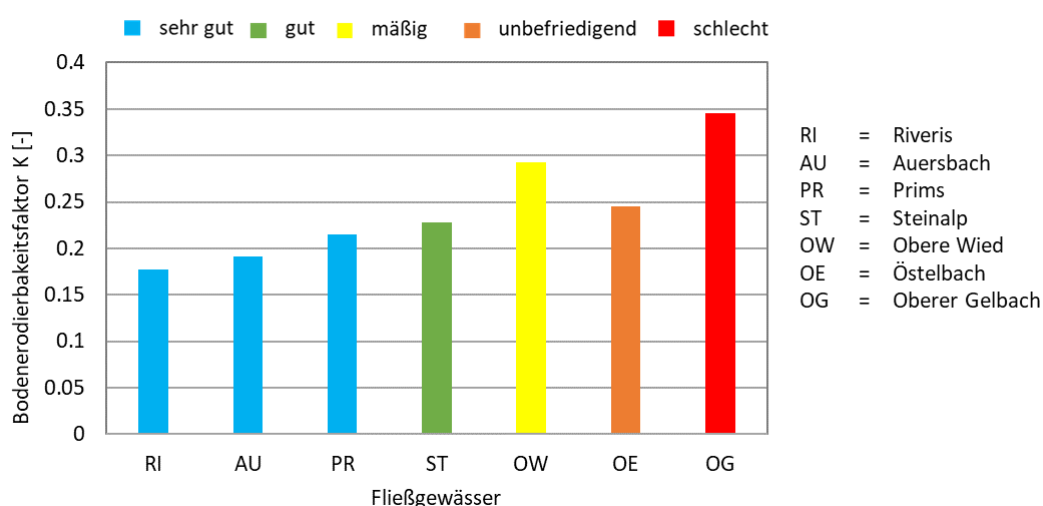


Abbildung 3-4: Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor) in den untersuchten Einzugsgebieten.

Die mittleren Werte der Bodenerodierbarkeit zeigen einen zunehmenden Trend mit zunehmender „Allgemeiner Degradation“. Die Gewässer mit einer „sehr gut“ bewerteten „Allgemeine Degradation“ (RI, AU, PR) zeigen hierbei die geringsten Werte zwischen 0,18 und 0,22 (Bewertung

„geringe Erodierbarkeit“), während die Obere Wied (OW) und der Obere Gelbach mit Werten von 0,29 und 0,34 die höchsten Werte beinhalten (Bewertung „hohe Erodierbarkeit“).

### Regenerositätsfaktor (R-Faktor)

Die Erosivität von Niederschlägen können durch die Aufprallenergie und durch den Oberflächenabfluss zum Bodenabtrag beitragen, wobei entscheidende Parameter hier die Niederschlagsmenge und die Niederschlagsintensität sind. Der R-Faktor wird basierend auf einer Regressionsgleichung gebildet, die den mittleren Jahresniederschlag berücksichtigt. Für Details wird auf LGB (2017) verwiesen. Die Daten für den sogenannten R-Faktor stehen als 1 km x 1 km Raster zur Verfügung und werden separat für die Einzugsgebiete der einzelnen Messstellen ausgewertet (Abbildung 3-5).

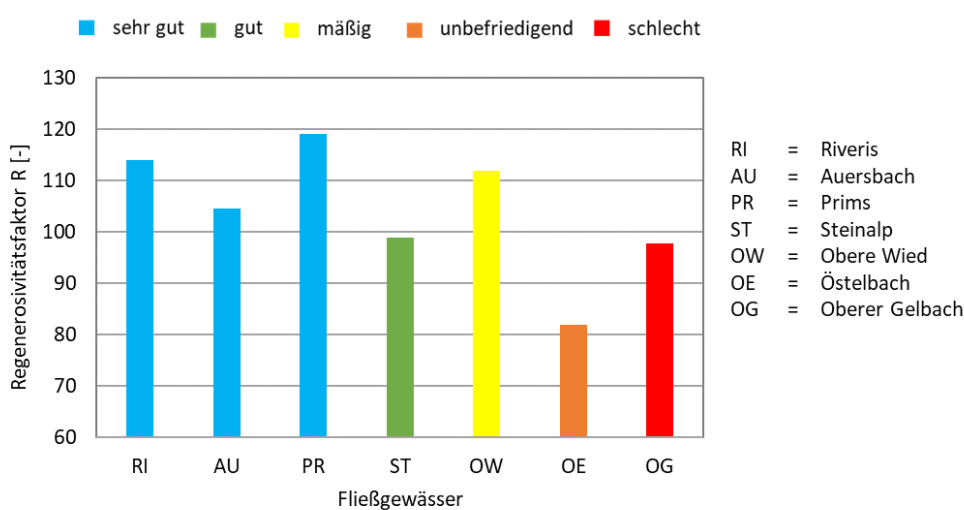


Abbildung 3-5: Regenerositätsfaktor (R-Faktor) in den untersuchten Einzugsgebieten.

Für die Regenerosität kann ein leichter, aber nicht kontinuierlicher Trend zur „Allgemeinen Degradation“ abgelesen werden. Die Gewässer mit einer „sehr guten“ Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ zeigen tendenziell eine höhere Regenerosität im Vergleich zu „unbefriedigend“ und „schlecht“ bewerteten Gewässern.

### Hanglängenfaktor (L-Faktor)

Da der Bodenabtrag auch von der Hanglänge abhängt, wird der sogenannte Hanglängenfaktor (L-Faktor) in der ABAG-Gleichung berücksichtigt. Prinzipiell steigt mit zunehmender Hanglänge auch das Erosionsrisiko, da der Oberflächenabfluss im Hangverlauf zunimmt (Schwertmann et al. 1990). Für die Berechnung des L-Faktors wird der S-Faktor mitberücksichtigt (LS-Faktor). Für Details wird auf LGB (2017) verwiesen. Abbildung 3-6 zeigt den Hanglängenfaktor als Balkendiagramm mit Farbgebung der „Allgemeine Degradation“ nach EG-WRRL.

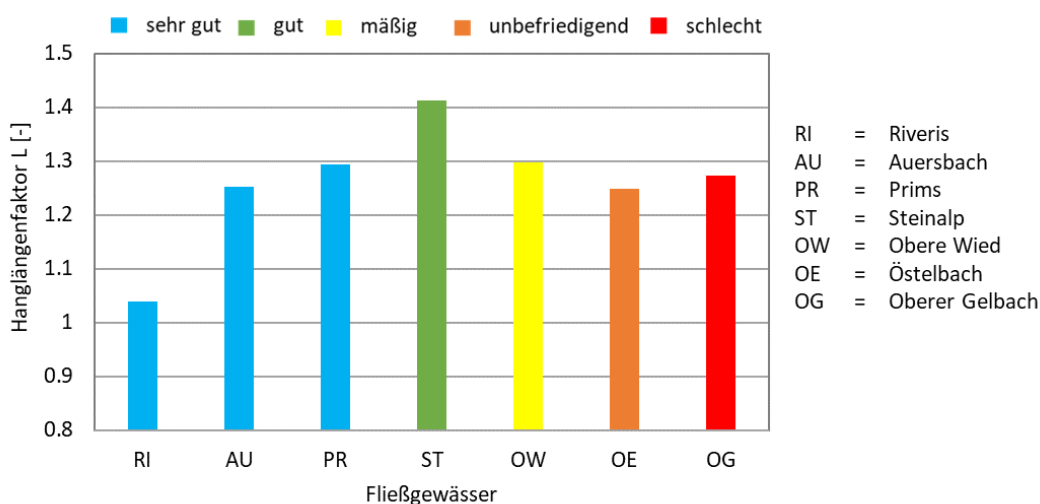


Abbildung 3-6: Hanglängenfaktor (L-Faktor) in den untersuchten Einzugsgebieten.

Der Hanglängenfaktor deutet auf keinen Trend bezüglich der „Allgemeinen Degradation“ hin, lediglich das Einzugsgebiet der Riveris (RI) zeigt einen kleineren mittleren Hanglängenfaktor (1,04) im Vergleich zu den anderen Einzugsgebieten, die Werte zwischen 1,25 und 1,41 aufweisen. Die größten Werte des Hanglängenfaktors zeigt das Einzugsgebiet der Steinalp (ST).

### Hangneigungsfaktor (S-Faktor)

Mit zunehmender Hangneigung setzt der Oberflächenabfluss schneller ein und die Abflussgeschwindigkeit und Transportkapazität wird größer. Daher sind steilere Hänge dementsprechend stärker von Erosion betroffen als flachere Hänge (bei z.B. sonst gleichbleibenden Randbedingungen). Die Datengrundlage für den Hangneigungsfaktor ist das digitale Geländemodell (Rasterauflösung 5,0 m), welches auch für die Bestimmung der mittleren Hangneigung in Abbildung 3-2 verwendet wurde. Damit sind beide Grafiken direkt miteinander vergleichbar, wobei sich die absoluten Werte der y-Achse unterscheiden. Für Details wird auf LGB (2017) verwiesen. Abbildung 3-7 zeigt den Hangneigungsfaktor als Balkendiagramm.

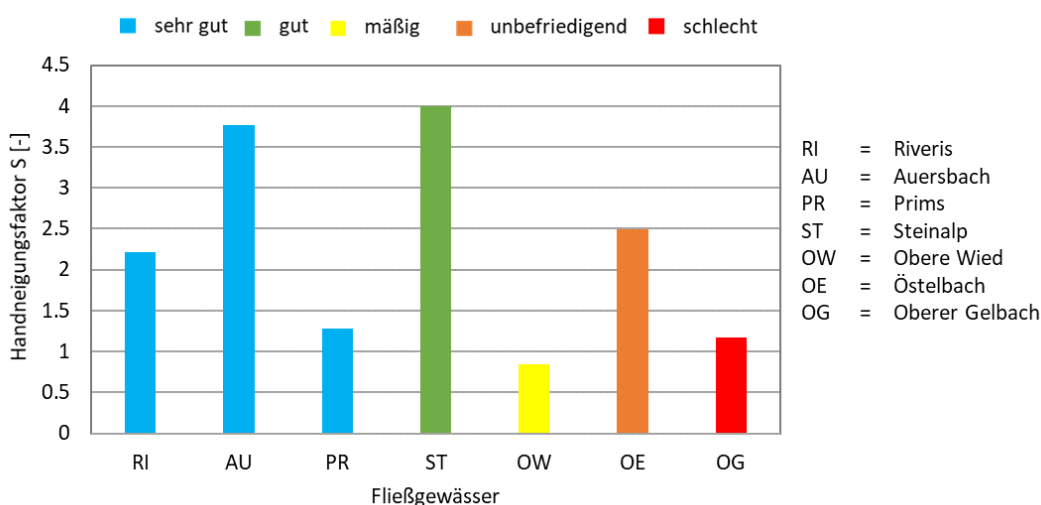


Abbildung 3-7: Hangneigungsfaktor (S-Faktor) in den untersuchten Einzugsgebieten.

Im Vergleich zu Abbildung 3-2 (mittlere Hangneigung) zeigt sich ein ähnliches Muster. Die größten Hangneigungen treten für den Auersbach (AU) und die Steinalp (ST) mit 3,8 bzw. 4,0 auf, gefolgt vom Östelbach (OE) mit 2,5 und der Riveris (RI) mit 2,2. Der Hangneigungsfaktor in den Einzugsgebieten von Prims (PR), Obere Wied (OW) und Oberer Gelbach (OG) ist deutlich kleiner mit Werten zwischen 0,8 (Obere Wied) und 1,3 (Prims).

### Bearbeitungs- und Bedeckungsfaktor (C-Faktor)

Der Bodenbedeckungsfaktor C beschreibt erosionsmindernde Wirkungen aufgrund von Vegetation gegenüber einer brachliegenden Landschaft (C-Faktor = 1), da ein Pflanzenbewuchs das Bodengefüge stabilisiert und auch die Aufprallenergie des Niederschlags abschwächt (Schwertmann et al. 1990). Kleine C-Faktoren besitzen dadurch die größte erosionsmindernde Wirkung. Die Datengrundlage für den C-Faktor stellt die INVEKOS-Fruchtfolge dar. Abbildung 3-8 zeigt den Bodenbedeckungsfaktor für die einzelnen Fließgewässer.

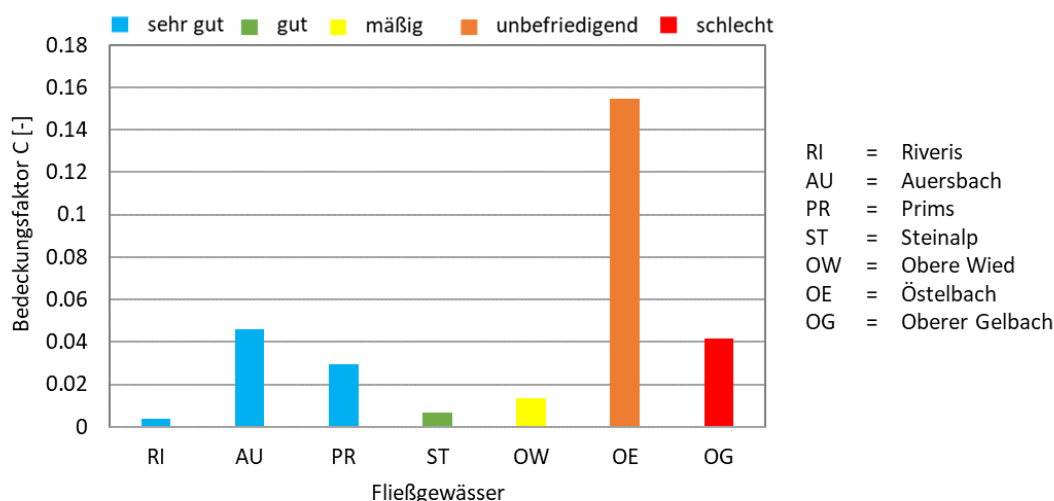


Abbildung 3-8: Bearbeitungs- und Bodenbedeckungsfaktor (C-Faktor) in den untersuchten Einzugsgebieten.

Der mittlere Bodenbedeckungsfaktor ist insbesondere für die Einzugsgebiete der Riveris (RI) und Steinalp (ST) mit Werten von 0,004 bzw. 0,007 besonders klein, während für die Einzugsgebiete des Auersbachs (AU), der Prims (PR) und des Oberen Gelbachs (OG) die C-Faktoren im Bereich von 0,03 bis 0,05 liegen. Lediglich das Einzugsgebiet des Östelbachs (OE) zeigt einen deutlichen höheren C-Faktor mit 0,15, wobei bei allen Werten jeweils noch die starke erosionsmindernde Wirkung ersichtlich wird. Ein Zusammenhang zu der „Allgemeine Degradation“ nach EG-WRRL ist nicht ableitbar.

### 3.3 EG-WRRL-Daten (Stand 2021)

In diesem Kapitel wird eine Auswahl der aktuellsten EG-WRRL-Bewertung für die Fließgewässer beschrieben. Die Farbgebung in den Diagrammen entspricht der EU-WRRL-Klassifizierung von 1

„sehr gut“ bis 5 „schlecht“. Insgesamt werden 5 Parameter der EG-WRRL-Bewertungen betrachtet: der „ökologische Zustand“ beschreibt hierbei die übergeordnete Bewertung, während die MZB-Bewertung eine Qualitätskomponente für den „ökologischen Zustand“ darstellt. Die „Allgemeine Degradation“ ist Teil der Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ und stellt nach Stein et al. (2021) einen wichtigen Kolmationsindikator dar. Neben den biologischen Qualitätskomponenten wird außerdem noch die Gesamtbewertung aus der Gewässerstrukturgütekartierung betrachtet, sowie der Bereich „Sohlstruktur“ als Teil der Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgütekartierung.

### 3.3.1 Ökologischer Zustand

Der „ökologische Zustand“ nach WG-WRRL beinhaltet vorwiegend biologische, aber auch physikalisch-chemische und hydromorphologische Qualitätskomponenten und stellt mit dem chemischen Zustand die Basis für die Zustandsbewertung eines Gewässers dar. Hinsichtlich der Kolmation stellt der übergeordnete Parameter „ökologischer Zustand“ zwar ein wichtiges Indiz dar, kann aber aufgrund kolmationsunabhängiger Belastungen (z.B. Wasserqualität, organische Belastungen) nicht als einzig ausschlaggebender Indikator fungieren. Außerdem umfasst die Bewertung des „ökologischen Zustands“ räumlich umfangreichere Streckenabschnitte, die nicht ausschließlich die untersuchten Messstellen betreffen.

Abbildung 3-9 zeigt für die ersten vier Gewässer (RI, AU, PR, ST) einen „guten ökologischen Zustand“, während die Obere Wied (OW) einen „mäßigen Zustand“ erreicht und die Gewässer Östelbach (OE) und Oberer Gelbach (OG) einen „unbefriedigenden Zustand“ besitzen. Keine der Messstellen zeigt einen „sehr guten ökologischen Zustand“, wobei dennoch eine zunehmende Degradation der Gewässer (von links nach rechts) erkannt werden kann.

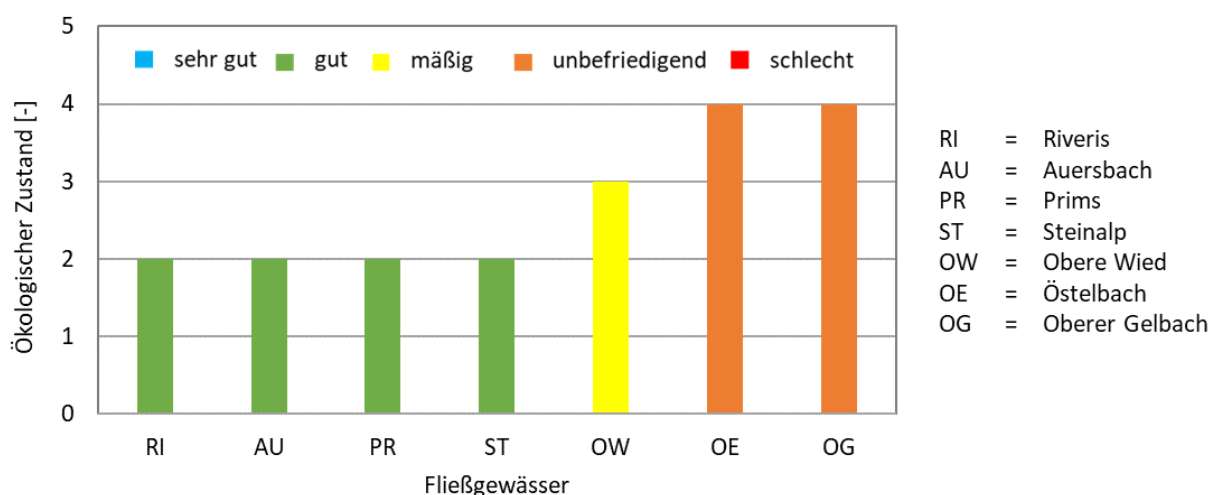


Abbildung 3-9: „Ökologischer Zustand“ in den untersuchten Einzugsgebieten.

### 3.3.2 Makrozoobenthos

Als eine Qualitätskomponente für den „ökologischen Zustand“ stellt die MZB-Bewertung gemäß EG-WRRL eine bedeutende Größe dar und gilt als Anzeiger für organische und strukturelle Belastungen. Nach dem PERLODES-Bewertungssystem werden die Module „Saprobien-Index“, „Allgemeine Degradation“ und „Versauerung“ ermittelt, welche gemeinsam die MZB-Bewertung eines Gewässers bestimmen. Abbildung 3-10 zeigt nun die MZB-Bewertung der einzelnen Gewässer bzw. Messstellen, wobei die Messstellen exakt den Messstellen der EG-WRRL-Bewertung entsprechen.

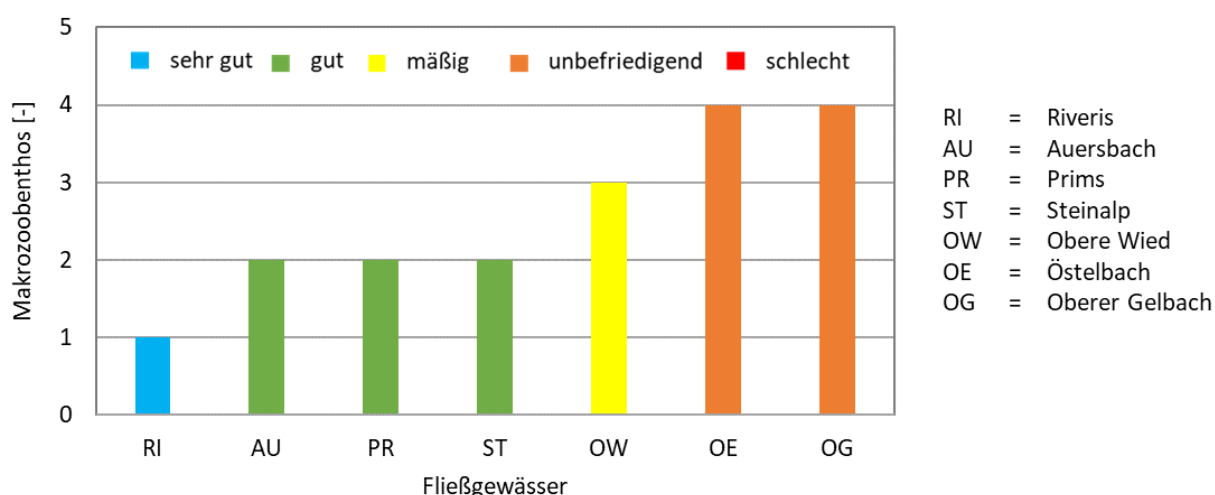


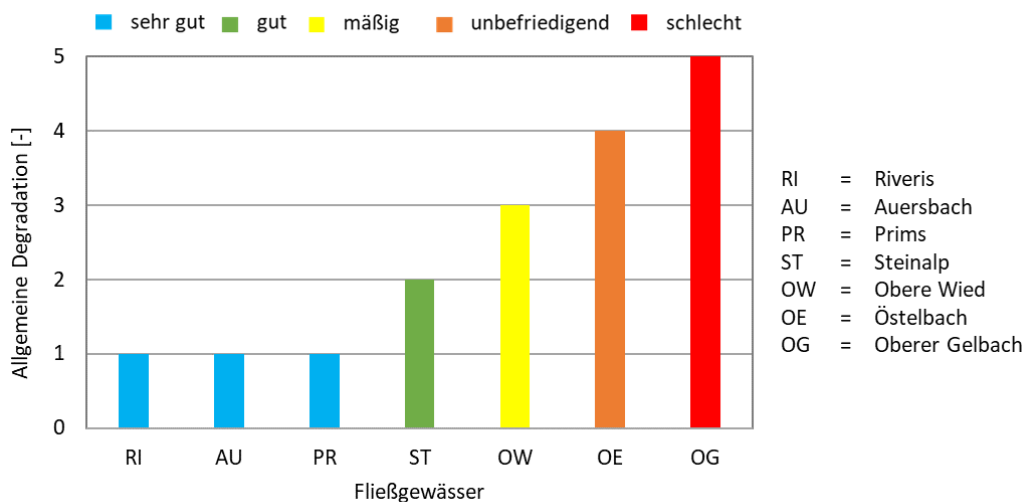
Abbildung 3-10: Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.

Gegenüber dem „ökologischen Zustand“ der untersuchten Fließgewässer zeigt sich lediglich bei der Riveris (RI) ein Unterschied. Für dieses Gewässer ist die Makrozoobenthos Qualitätskomponente als „sehr gut“ eingestuft. Dadurch hebt sich die Riveris (RI) insbesondere im Vergleich zu den Fließgewässern Auersbach (AU), Prims (PR) und Steinalp (ST) ab. Allerdings gilt auch bei der MZB-Bewertung nach EG-WRRL zu berücksichtigen, dass in die Bewertung z.B. der Saprobien-Index miteinfließt, der wiederum die organische Belastung anzeigt, nicht aber zwingend für die Kolmation verwendet werden kann.

### 3.3.3 Allgemeine Degradation

Wie bereits erwähnt, stellt die „Allgemeine Degradation“ ein Modul im PERLODES-Bewertungssystem für die biologische EG-WRRL-Komponente „Makrozoobenthos“ dar. Dieses Modul spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe) wider, wobei in den meisten Fällen die Beeinträchtigung der Gewässermorphologie den wichtigsten Stressor darstellt (Meier et al. 2006). Das Modul ist ein Multimetrischer Index, bestehend aus mehreren Einzelnizes, wie z.B. der Fauna-Index (typspezifische Indikatorlisten), der Rheo-Index (Verhältnis von

strömungsliebenden Arten zu Stillwasserorganismen) und der EPT-Anteil (Eintagsfliegen-, Steinfliegen- und Köcherfliegenlarven).



**Abbildung 3-11:** „Allgemeine Degradation“ als Bestandteil der MZB-Bewertung an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.

Wie bereits erwähnt, stellt das Modul „Allgemeine Degradation“ nach Stein et al. (2021) einen wichtigen Indikator für die Kolmation dar, weshalb bei der Gewässerauswahl die „Allgemeine Degradation“ auch besondere Berücksichtigung fand. Abbildung 3-11 zeigt die Einstufung der einzelnen Fließgewässer, wobei die Gewässer Riveris (RI), Auersbach (AU) und Prims (PR) alle einen „sehr guten Zustand“ anzeigen. Für die weiteren Gewässer verschlechtert sich die Bewertung jeweils um eine Stufe, bis hin zum Oberen Gelbach (OG) mit einem „schlechten Zustand“. Abbildung 3-11 reflektiert direkt die Gewässerauswahl mit insgesamt drei möglichen Referenzgewässern (RI, AU, PR) und einer anschließenden Abstufung in der Bewertung, um ein möglichst breites Spektrum an Kolmationsgraden untersuchen zu können.

### 3.3.4 Gewässerstrukturgüte

Seit den 1990er Jahren wird in Rheinland-Pfalz die Gewässerstruktur nach dem LAWA-Verfahren „Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer“ (LAWA 1999) kartiert. In diesem Verfahren wird die Struktur der Gewässer abschnittsweise mit Hilfe eines Erhebungsbogens, der 25 Einzelparameter umfasst, aufgenommen und für 6 Hauptparameter (Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlstruktur, Querprofil, Uferstruktur, Gewässerumfeld), 3 Bereiche (Sohle, Ufer, Land) und einem Gesamtparameter (Strukturgüte) ausgewertet. Die Ergebnisse werden in insgesamt sieben Stufen von „unverändert“ (Klasse 1) bis „vollständig verändert“ (Klasse 7) bewertet. Für dieses Projekt wurden die aktuellsten Daten aus dem Jahr 2022 verwendet. Nachfolgend dargestellt ist der Gesamtparameter „Strukturgüte“ (Abbildung 3-12).



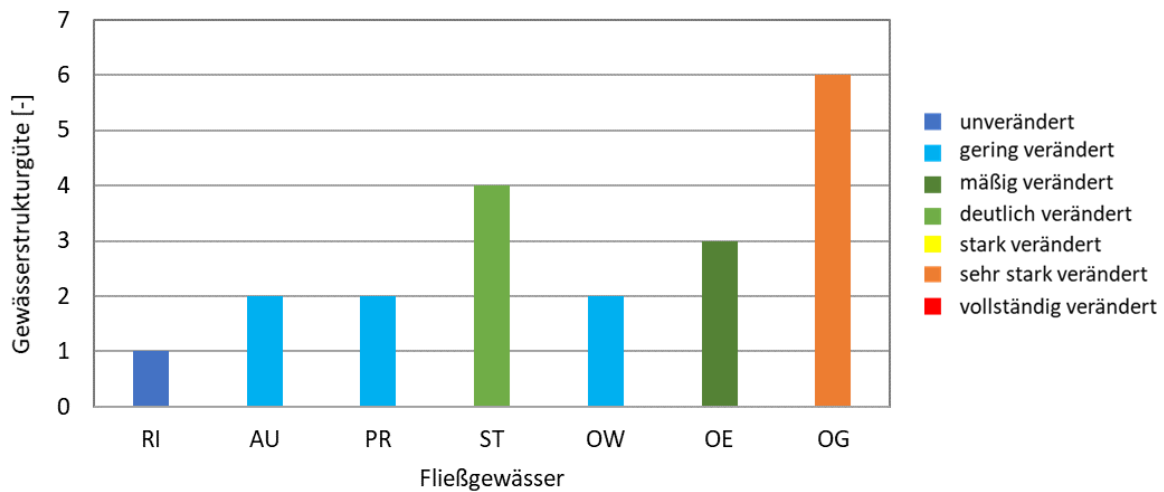


Abbildung 3-12: „Gewässerstrukturgüte“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.

Die Gewässerstrukturgüte an den Messstellen in den Untersuchungsgebieten zeigt nur für die Riveris (RI) einen „unveränderten Zustand“, während an den Messstellen des Auerbachs (AU), der Prims (PR) und der Oberen Wied (OW) eine geringe Veränderung kartiert wurde. Auffallend ist, dass die Messstellen der Steinalp (ST) in die Klasse „deutlich verändert“ eingestuft sind, obwohl sie in vielen anderen Bewertungen eher gut bewertet wird. Der Östelbach (OE) ist als „mäßig verändert“ und der Oberer Gelbach (OG) als „sehr stark verändert“ eingestuft.

### 3.3.5 Sohlstruktur

Der Hauptparameter „Sohlstruktur“ bewertet die Einzelparameter der Gewässerstrukturgütekartierung „Substrattyp“, „Substratdiversität“ sowie „besondere Sohlstrukturen“ und ist daher für mögliche Kolmationsprozesse von Interesse. Abbildung 3-13 zeigt die Bewertung dieses Hauptparameters.

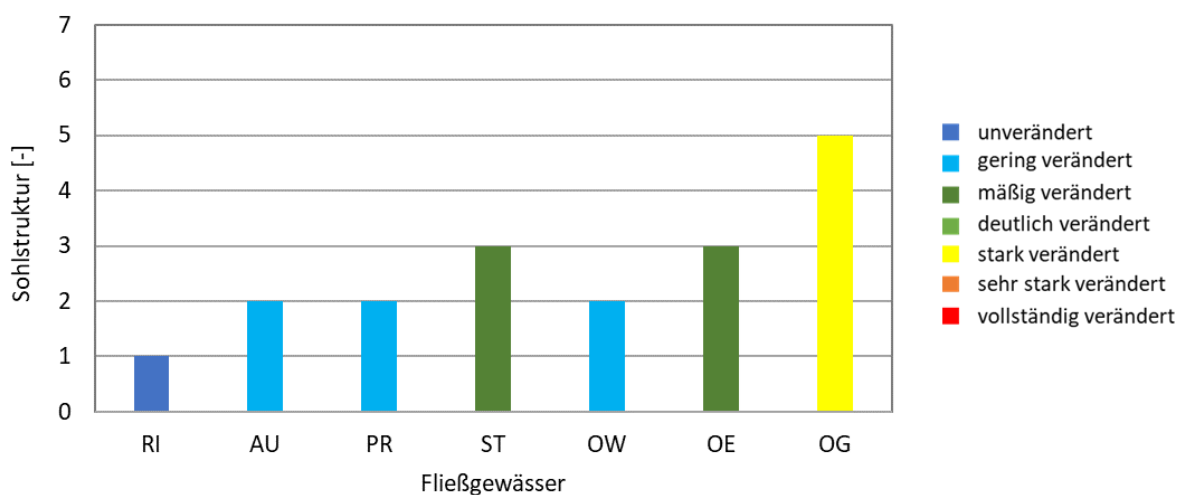


Abbildung 3-13: „Sohlstruktur“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.

Die Bewertung des Hauptparameters „Sohlstruktur“ ist ähnlich der Gesamtbewertung „Gewässerstrukturgüte“ und lediglich die Steinalp (ST) und der Obere Gelbach (OG) zeigen mit „mäßig verändert“ und „stark verändert“ eine um jeweils eine Klasse bessere Bewertung.

### **3.4 MultiPAC - Abiotische Größen**

Die nachfolgenden Daten beschreiben die fließgewässerspezifischen abiotischen Messgrößen, die während der drei Messkampagnen mit MultiPAC in allen untersuchten Gewässern aufgenommen und anschließend ausgewertet wurden. Da für jedes Gewässer zwei Messstellen ausgewählt wurden (Riffle, Glide) umfassen die dargestellten Boxplots jeweils 6 Messwerte ( $n = 6$ ). Das heißt die nachfolgenden Darstellungen unterscheiden nicht zwischen den hydromorphologischen Einheiten, welche separat ausgewertet wurden und in Anhang 3 zu finden sind. Zusätzlich sind die Boxplots in den Farben der EU-WRRL-Bewertung „Allgemeine Degradation“ dargestellt, um deren morphologische Degradation anzuzeigen.

#### **3.4.1 Korngrößenanalyse**

Die Korngrößenzusammensetzung ist eines der wesentlichsten Merkmale zur Charakterisierung von Gewässersohlen. Unterschiedliche Korngrößenzusammensetzungen in unterschiedlichen Fließgewässerabschnitten bzw. Gewässern bedeuten in der Regel auch unterschiedliche Korngerüste, in die Feinsedimente infiltrieren und akkumulieren können. Wichtige Parameter sind insbesondere die Feinsedimentanteile für bestimmte Korngrößenklassen (z.B.  $< 1$  mm), Perzentilwerte ( $d_{10}$ - $d_{90}$ ), der Sortierungskoeffizient und der Fredle-Index, sowie die geometrische Standardabweichung.

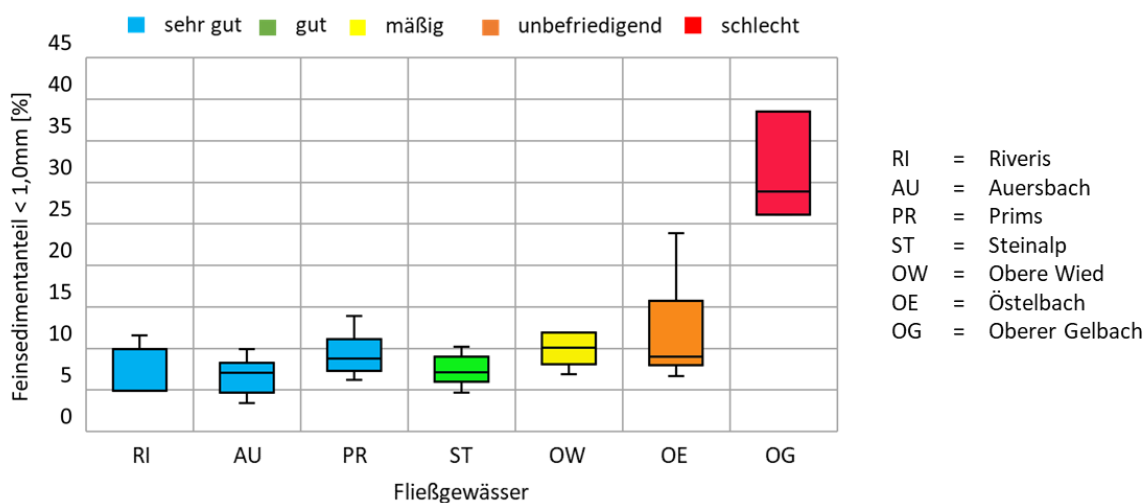
Die alleinige Betrachtung der Korngrößenverteilung ist allerdings nicht ausreichend, da z.B. Feinsedimentanteile oder andere Parameter nicht zwingend auf eine Kolmation mit nachteiligen Effekten für die Interstitialfauna hindeuten. Hierfür ist zusätzlich die Information über die Durchströmung in Abhängigkeit von einem hydraulischen Gradienten und etwaige sauerstoffzehrende Prozesse im Interstitial notwendig, die mit einer Korngrößenverteilung nicht erfasst werden können.

Nachfolgend werden die Messdaten für ausgewählten Variablen der Korngrößenanalyse fließgewässerspezifisch dargestellt und beschrieben. Die Farbgebung entspricht in allen Grafiken, der EU-WRRL-Qualitätskomponente „Allgemeine Degradation“.

#### **Feinsedimentanteile**

Der Feinsedimentanteil in einem Gewässer stellt einen wichtigen Indikator für die Kolmation dar (z.B. Noack 2012, Seitz et al. 2019, Negreiros et al. 2023) und viele Studien haben Grenzwerte für unterschiedliche aquatische Organismen (Fische, MZB) entwickelt. Anhang 2 gibt eine kurze Übersicht zu Grenzwerten bezüglich unterschiedlicher Feinsedimentanteile. Nachfolgende

Boxplots (Abbildung 3-14) zeigen die basierend auf den Freezecoress ermittelten Feinsedimentanteile aller Messstellen in den untersuchten Fließgewässern. Eine getrennte Auswertung nach hydromorphologischen Einheiten ist im Anhang 3 aufgeführt.



**Abbildung 3-14: Feinsedimentanteile <1,0mm an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.**

Die Riveris (RI) und der Auersbach (AU) zeigen die geringsten Feinsedimentanteile mit Mittelwerten von 6,6% und 6,7%, gefolgt von der Steinalp (ST) mit 7,4%. Die Prims (PR) und die Obere Wied (OW) haben mit 9,3% bzw. 9,7% etwas höhere Feinsedimentanteile, während der Östelbach (OE) mit 11,7% bereits einen höheren Feinsedimentanteil besitzt. Den mit Abstand höchsten Feinsedimentanteil zeigt der Obere Gelbach (OG) mit einem Mittelwert von 33,3%.

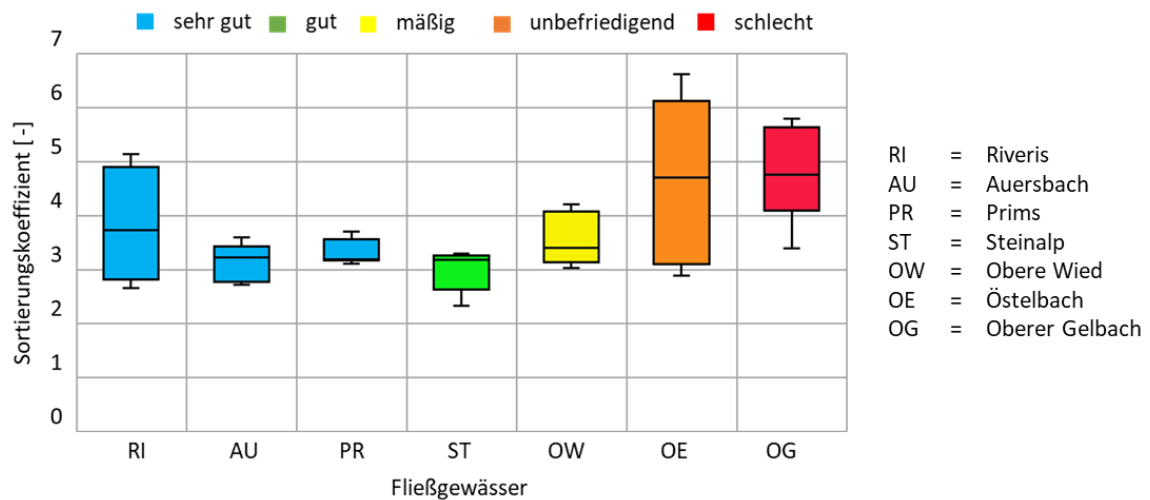
Zur Orientierung kann der Grenzwert nach Heywood & Walling (2007) herangezogen werden (100% Mortalitätsrate für Salmonide bei 12% Feinsedimentanteil <1,0 mm), wobei deutlich wird, dass sowohl der Östelbach (OE) als auch der Obere Gelbach (OG) den Grenzwert erreichen bzw. deutlich überschreiten. Allerdings ist der Grenzwert nicht für den untersuchten Fließgewässertyp (Nr. 5) nach LAWA entwickelt worden, weshalb eine Übertragung auf diese Studie nur bedingt möglich ist.

### Sortierungskoeffizient

Der Sortierungskoeffizient (SO) beschreibt die Variabilität bzw. die Streuung von Korngrößen innerhalb eines Korngemisches, indem die Perzentilwerte  $d_{75}$  und  $d_{25}$  im Verhältnis zueinander betrachtet werden. Je größer der Sortierungskoeffizient, desto größer die Korngrößenvariabilität in einer Sedimentprobe. Nach Shirazi & Seim (1981) beschreibt der Sortierungskoeffizient auch die Füllung von Zwischenräumen der Gewässersohle mit feineren Fraktionen. Das heißt, je höher der Sortierungskoeffizient ist, desto geringer sind die Porenräume der untersuchten Sedimentschicht.

$$\text{Sortierungskoeffizient: } SO = \sqrt{\frac{d_{75}}{d_{25}}}$$

Abbildung 3-15 zeigt die Boxplots der ermittelten Sortierungskoeffizienten aller Messstellen in den untersuchten Fließgewässern.



**Abbildung 3-15: Sortierungskoeffizient an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.**

Die Mittelwerte der Sortierungskoeffizienten in den untersuchten Fließgewässern variieren zwischen 3,0 und 4,8. Ähnlich wie bei den Feinsedimenten fallen die Gewässer Östelbach (OE) und Oberer Gelbach (OG) mit relativen hohen Werten (4,7 bzw. 4,8) auf, die auf die höheren Feinsedimentanteile zurückzuführen sind. Die Mittelwerte der weiteren Fließgewässer variieren zwischen 3,0 und 3,8, wobei insbesondere bei der Riveris (RI) auffällt, dass die Bandbreite der ermittelten Sortierungskoeffizienten deutlich größer ist. Tendenziell ist zu erkennen, dass die Werte des Sortierungskoeffizienten mit zunehmender Degradation (von links nach rechts) leichtzunehmen.

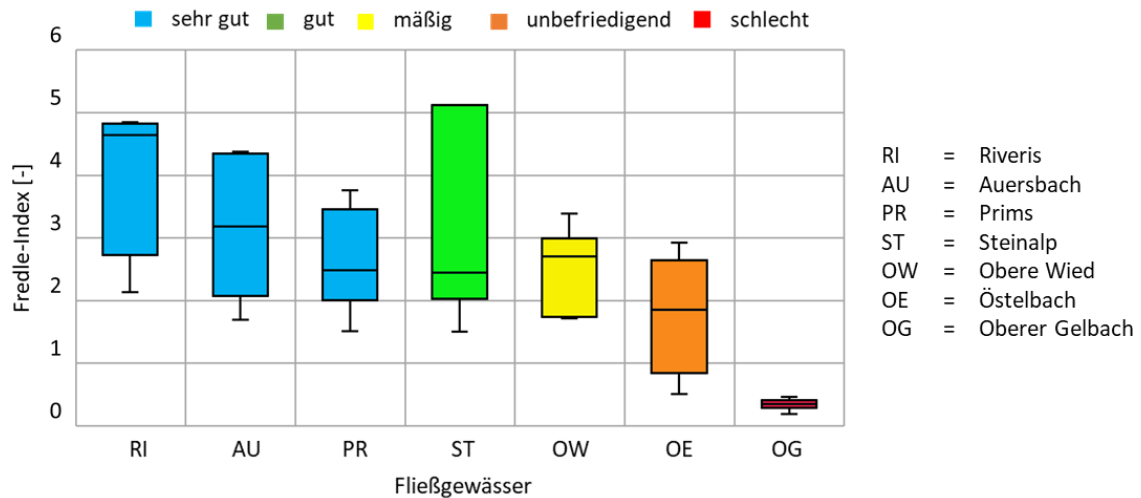
In der Literatur gibt es nur wenige Informationen über die biologischen Auswirkungen unterschiedlicher Sortierungskoeffizienten. Ingendahl (2001) beobachtete keine Emergenz für kieslaichende Fischarten für Sortierungskoeffizienten > 5,0, während Dirksmeyer & Brunotte (2009) direkt in Laichgruben geringere Sortierungskoeffizienten zwischen 1,5-2,5 fanden.

### Fredle-Index

Lotspeich & Everest (1981) entwickelten den sogenannten Fredle-Index (FI), der aus dem Quotienten des geometrischen Mittelwerts der Korngröße und dem Sortierungskoeffizienten berechnet wird. Diese Kenngröße wurde speziell zur Bewertung der Sedimentzusammensetzung für Laichhabitate von Salmoniden entwickelt und soll dem Einfluss von Porengröße und Permeabilität auf den hyporheischen Austausch Rechnung tragen, indem sie den proportional zur Porengröße stehenden geometrischen Korngrößendurchmesser in Beziehung zur Sortierung setzt, die sich umgekehrt proportional zur Permeabilität verhält (Dirksmeyer 2008).

Fredle-Index: 
$$FI = \frac{d_g}{s_0}$$

Abbildung 3-16 zeigt die Boxplots der Fredle-Indices für alle Messstellen in allen untersuchten Fließgewässern.



**Abbildung 3-16: Fredle-Indices an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.**

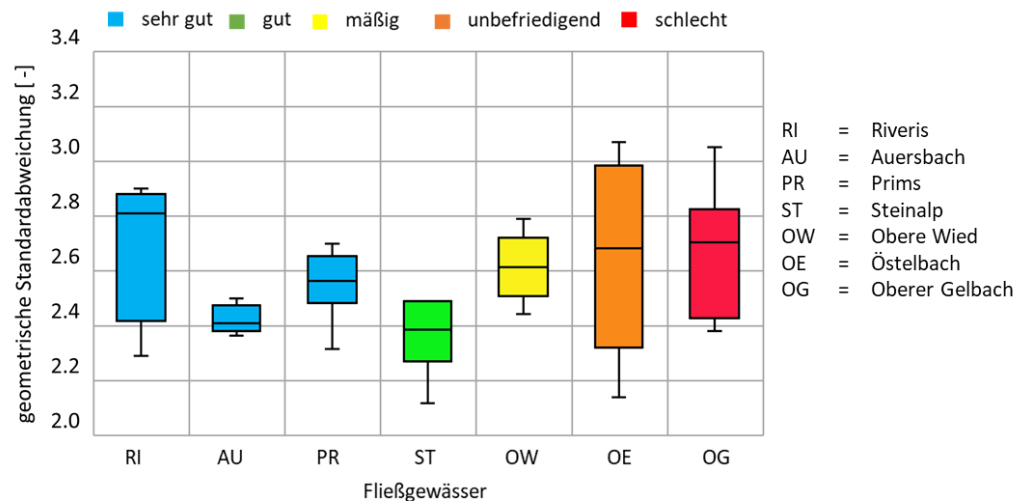
Die Mittelwerte der Fredle-Indices zeigen für die untersuchten Fließgewässer einen Gradienten von links nach rechts mit Ausnahme der Steinalp (ST), die mit einem Wert von 3,8 einen ähnlich hohen Mittelwert wie die Riveris (4,1) besitzt, allerdings auch eine sehr starke Bandbreite in den Messstellen bzw. in den Messkampagnen aufweist. Der Auersbach (AU) besitzt einen mittleren Fredle-Index von 3,2, während für die Prims (PR) mit 2,6 und für die Obere Wied (OW) mit 2,5 vergleichbare Werte ermittelt wurden. Die mittleren Fredle-Indices für den Östelbach (OE) und den Oberen Gelbach (OG) betragen 1,8 und 0,4.

Zur Einordnung der ermittelten Fredle-Indices können Vergleichswerte aus der Literatur für reproduktive Laichgründe für Salmonide herangezogen werden. Für diese Habitattypen kann es ab Fredle-Indices von 2,0 zu einer Beeinträchtigung der Reproduktion kommen bzw. wird für eine erfolgreiche Reproduktion ein Wert > 3,5 empfohlen (Lotspeich & Everest, 1981, Dirksmeyer & Brunotte 2009).

### Geometrische Standardabweichung ( $\phi$ -Skala)

Die geometrische Standardabweichung einer Korngrößenverteilung ist ebenfalls ein Streuungsmaß für Kornmischungen, welches auch zur Berechnung der Porosität verwendet wird (z.B. Frings et al. 2011). Da die geometrische Standardabweichung die Heterogenität einer Sieblinie beschreibt und somit die Möglichkeit von Sortierungseffekten, kann diese ein Indikator für die Kolmation sein. Die geometrische Standardabweichung berechnet sich nach folgender Formel, wobei  $f_i$  für die Fraktionsanteile steht und  $\varphi_i$  die Korngrößenklasse in der  $\phi$ -Skala beschreibt:

$$\text{Geometrische Standardabweichung: } \sigma_g = \sqrt{\sum f_i \cdot (\varphi_i - \sum f_i \cdot \varphi_i)^2}$$



**Abbildung 3-17: Geometrische Standardabweichungen an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.**

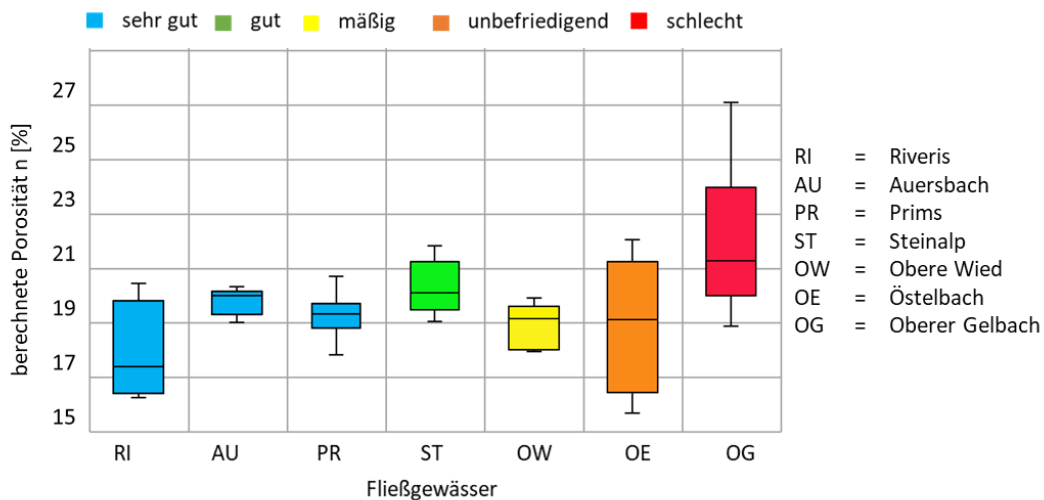
Bezüglich der mittleren geometrischen Standardabweichung zeigt sich kein einheitliches Bild hinsichtlich der „Allgemeinen Degradation“ nach EU-WRRL. Für die Riveris (RI) ergibt sich mit 2,7 ein ähnlich hoher Mittelwert wie für den Östelbach (OE) und den Oberen Gelbach (OG). Den geringsten Wert zeigt die Steinalp (ST) mit 2,4 gefolgt vom Auersbach (AU) mit 2,5. Die Prims (PR) und die Obere Wied (OW) besitzen einen ähnlichen Mittelwert nahe 2,6. Biologische Präferenzen hinsichtlich der geometrischen Standardabweichung von Korngrößenverteilungen sind nicht bekannt.

### 3.4.2 Porosität

Die Porosität, definiert als das Verhältnis von Porenvolumen zur Gesamtvolumen einer Sedimentprobe, stellt ebenfalls einen bedeutenden Parameter zur Charakterisierung von Gewässer- und Sedimentsohlen hinsichtlich der Lückigkeit bzw. Lagerungsdichte dar (Frings et al. 2011), welche u.a. die hydraulische Durchlässigkeit und somit auch die Sauerstoffversorgung der Interstitialfauna definiert. Als alleiniger Parameter ist die Porosität jedoch nicht für die Beschreibung einer Kolmationsausprägung ausreichend, da z.B. der hydraulische Gradient ebenfalls die Durchströmung des Interstitials steuert. Außerdem weisen auch sehr feinkörnige homogene Korngrößenverteilungen hohe Porositätswerte auf, obwohl der einzelne Porenraum sehr klein ist. Daher kann z. B. eine hohe Porosität nicht zwingend eine Kolmation ausschließen. Im Rahmen dieses Projekts wurde basierend auf der Volumenverdrängungsmethode die Porosität während den Feldmessungen bestimmt. Allerdings stellte sich im Post-Processing heraus, dass die Messergebnisse unbrauchbar waren, da die gefrorenen Sedimentkerne im eingetauchten Wasser rasch auftauten bzw. tonige und lehmige Sedimentanteile Wasser aufnahmen, die somit eine Wasserverdrängung verfälschten. Aus diesem Grund wurde entschieden die Porosität auf Basis von Korngrößenverteilungen nach der Formel von Frings et al. (2011) zu berechnen.

$$\text{Porosität: } n = 0,353 - 0,068 \cdot \sigma_g + 0,146 \cdot f_{<0,5\text{mm}}$$

Abbildung 3-18 zeigt die Bandbreite der berechneten Porositätswerte für alle Messstellen in den untersuchten Fließgewässern.



**Abbildung 3-18: Berechnete Porosität an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.**

Die Riveris (RI) zeigt mit 18% die geringste Porosität, was prinzipiell gegen eine unkolmatisierte Gewässersohle spricht, während der Obere Gelbach als Fließgewässer mit starker Degradation mit 22% die höchste Porosität aufweist. Diese Werte zeigen bereits, dass die Porosität kein geeigneter Indikator für die Kolmation aufweist. Es ist belegt, dass Fließgewässer mit sehr heterogenen Kornverteilungen kleinere Porositätswerte als Gewässer mit homogenen Kornverteilungen aufweisen (z.B. Wooster et al. 2008), da Partikel mit kleinem Durchmesser die Poren größerer Partikel füllen können. In homogen verteilten Sedimenten ist diese Verfüllung nicht möglich, weshalb größere Porenräume bzw. Porositätswerte resultieren. Biologische Präferenzen für Porositätswerte sind nicht bekannt.

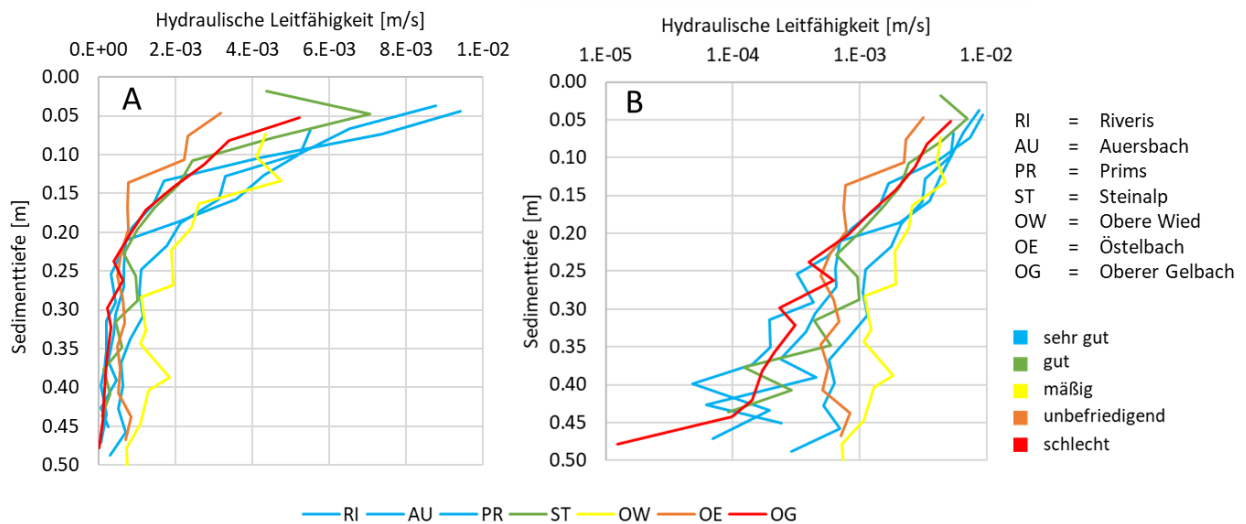
### 3.4.3 Hydraulische Leitfähigkeit

Die hydraulische Durchlässigkeit bzw. Leitfähigkeit definiert die Durchströmung des Interstitials und ist somit ein wichtiges Merkmal für die Sauerstoffversorgung der Interstitialfauna bzw. der Kolmation (z.B. Blaschke et al. 2003), da infiltrierte Feinsedimente (Korngrößenzusammensetzung) den verfügbaren Porenraum verstopfen, wodurch der Transport von sauerstoffreichen Oberflächenwasser im Interstitial reduziert wird.

Als alleiniger Parameter ist die hydraulische Durchlässigkeit noch am ehesten aussagekräftig für die Beurteilung einer Kolmationsausprägung. Allerdings gilt zu berücksichtigen, dass der Zusammenhang zwischen hydraulischer Durchlässigkeit und hydraulischem Gradienten streng genommen nur für laminare Fließverhältnisse gültig ist (Darcy's Gesetz, z.B. Klauer, 2010). Insbesondere in den oberen Sedimentschichten wird die Durchströmung der Sohle allerdings massiv durch die Oberflächenströmung beeinflusst mit Reynolds-Zahlen  $Re > 10$ , in denen der Zusammenhang nach Darcy nicht mehr gültig ist (Klauer, 2010). Da die Kolmation insbesondere in den

oberen Sedimentschichten (bis ca. 20 cm Sedimenttiefe) stattfindet, kann die hydraulische Leitfähigkeit lediglich ein Indikator, aber kein alleiniges Merkmal für die Kolmation darstellen.

Die folgende Abbildung (Abbildung 3-19) zeigt die gemittelten vertikalen Profile für alle Fließgewässer, wobei die Farbgebung erneut der EU-WRRL Komponente „Allgemeine Degradation“ entspricht. Die linke Abbildung (A) zeigt hierbei eine linear-skalierte x-Achse, während die rechte Abbildung (B) eine logarithmische Skalierung zeigt.



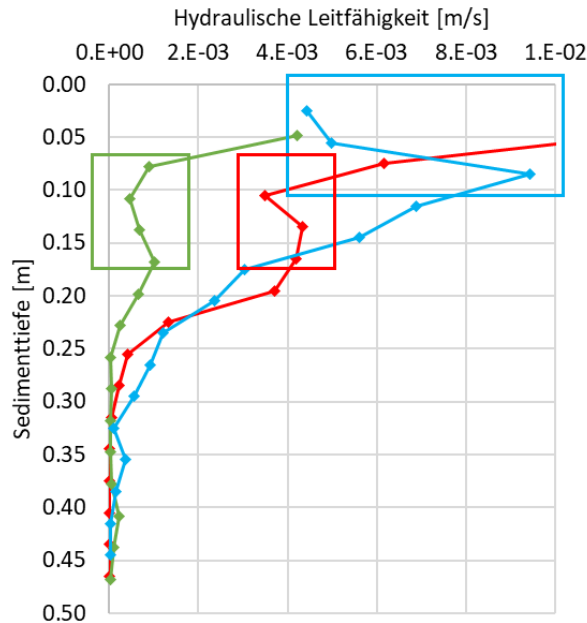
**Abbildung 3-19: Gemittelte vertikale Profile der hydraulischen Leitfähigkeit an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.**

In Abbildung 3-19 ist für alle gemittelten vertikalen Profile der hydraulischen Leitfähigkeit eine Abnahme der Werte mit zunehmender Sedimenttiefe zu beobachten. Aus der linear-skalierten Abbildung (A) ist außerdem ein für diesen Fließgewässertyp spezifischer Umschlagpunkt bzw. Knickpunkt in einem Tiefenbereich von ca. 10,0 cm bis 20,0 cm mit höheren Leitfähigkeiten oberhalb und geringeren Leitfähigkeiten unterhalb zu erkennen. Dies deutet auf stärker durchströmte Interstitialbereiche in den oberen Sedimentschichten hin, was eventuell durch regelmäßige Sedimentumlagerungen erklärt werden kann. Während die lineare Darstellung (A) es ermöglicht, die oberen Sedimentschichten hinsichtlich der Kolmation zu untersuchen, eignet sich die logarithmische Darstellung (B) um tiefere Sedimentschichten zu analysieren.

Aus der linear-skalierten Darstellung (A) kann für die oberen Sedimentschichten eine Abnahme der Leitfähigkeiten mit zunehmender „Allgemeiner Degradation“ identifiziert werden, während aus der logarithmischen Darstellung kein eindeutiger Trend diesbezüglich für die tieferen Sedimentschichten abgeleitet werden kann.

Der große Vorteil dieser vertikalen Profile ist die Möglichkeit, dass bei Betrachtung einzelner Profile Kolmationsschichten in ihrer vertikalen Lage identifiziert werden können. Abbildung 3-20 zeigt exemplarisch 3 vertikale Einzelprofile, in der die Messungen auf Kolmationsschichten hindeuten könnten.



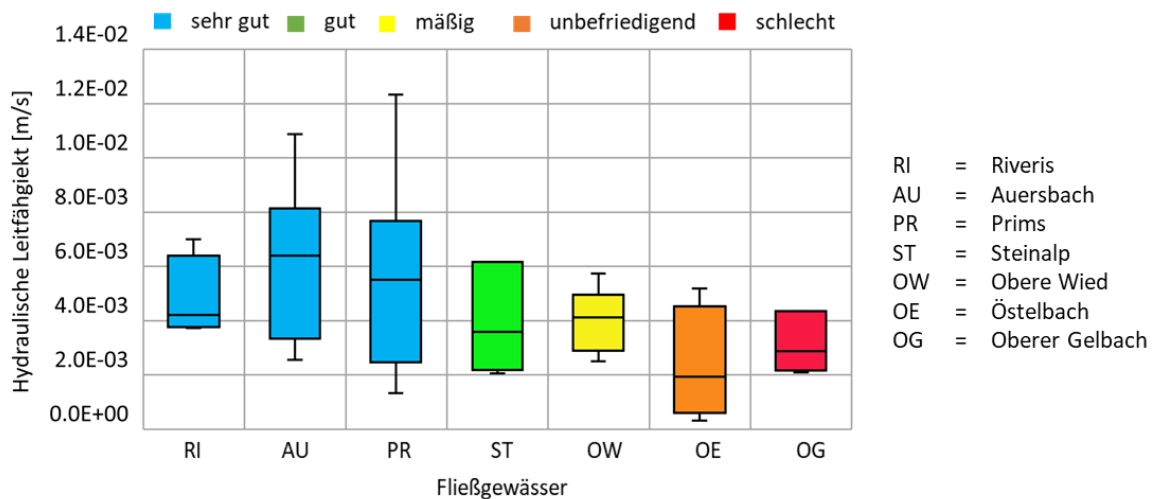


**Abbildung 3-20: Exemplarische Darstellung von einzelnen vertikalen Profilen mit möglichen messtechnisch erfassten Kolmationsschichten**

Für das blaue Profil wurden deutlich geringere Werte in den obersten 5,0 cm des Sedimentkörpers gemessen, während bei tieferen Horizonten bis zu 15,0 cm deutlich höhere Leitfähigkeiten erfasst wurden. Dies könnte auf eine Oberflächenkolmation bzw. äußere Kolmation hindeuten. Die grünen und roten Profile zeigen bei ca. 10,0 cm geringe hydraulische Leitfähigkeiten als in der unmittelbaren vertikalen Umgebung und könnten somit eine innere Kolmationsschicht anzeigen.

Um die Bandbreite der gemessenen Werte zu beschreiben bzw. um auch Referenzwerte ableiten zu können wurden verschiedene Analysemöglichkeiten in Betracht gezogen (siehe Kap. 2.2.1). Einen besten Vergleich mit den biologischen Daten bietet der Sedimenthorizont 15 cm-20 cm. Eine andere Möglichkeit bietet die Mittelwertbildung über die obersten 20 cm, um die obersten Sedimentschichten abzubilden. Die im Rahmen dieser Untersuchung verwendete Methode bezieht sich auf den markanten Umschlagpunkt in jedem vertikalen Profil und es werden die Mittelwerte aller Sedimenthorizonte oberhalb des Knickpunkts verwendet, da angenommen wird, dass dies der Bereich ist, der am ehesten von Kolmation gefährdet sein könnte. Um dennoch die Vergleichbarkeit mit den biologischen Daten sicherzustellen, befinden sich im Anhang 4 entsprechende Auswertungen zu dem Tiefenhorizont 15 cm-20 cm und auch zu den Tiefenhorizonten unterhalb des Knickpunkts im vertikalen Profil.

Abbildung 3-21 zeigt die Bandbreite der gemessenen hydraulischen Leitfähigkeiten in den untersuchten Fließgewässern für alle Messstellen und Messkampagnen.



**Abbildung 3-21: Hydraulische Leitfähigkeiten an den Messstellen der Untersuchungsgebiete (Mittelwerte oberhalb des Knickpunkts im vertikalen Profil).**

Aus der Grafik kann ein schwacher Trend mit abnehmenden hydraulischen Leitfähigkeiten bei zunehmender „Allgemeiner Degradation“ festgestellt werden. Für die Fließgewässer Riveris (RI), Auersbach (AU) und Prims (PR), die alle eine „sehr gute“ „Allgemeine Degradation“ aufweisen, schwankt der Mittelwert von  $4,8E-03$  m/s bis  $6,2E-03$  m/s, während die Steinalp (ST) und Oberer Wied (OW) Mittelwerte von  $4,7E-03$  m/s und  $4,0E-03$  m/s aufweisen. Der Östelbach (OE) zeigt die geringsten hydraulischen Leitfähigkeiten mit  $2,3E-03$  m/s und der Obere Gelbach besitzt einen Mittelwert von  $3,1E-03$  m/s.

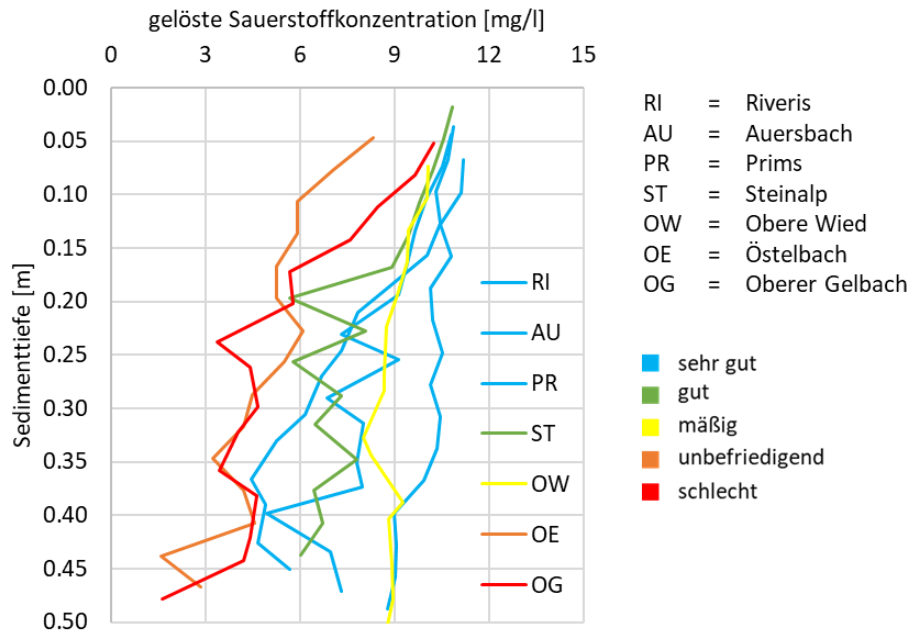
Zur Einordnung der gemessenen Werte können biologische Grenzwerte aus der Literatur für die Reproduktion kieslaichender Fischarten herangezogen werden (Anhang 2). Nach McCuddin (1977) und Crisp (1996) treten mittlere Beeinträchtigungen der Reproduktion für Werte um  $2,8E-03$  m/s, während Rubin (1998) von keiner Beeinträchtigung berichtet, wenn die hydraulische Leitfähigkeit  $5,6E-03$  m/s übersteigt. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass keine Informationen über die gemessenen Tiefen zu den genannten biologischen Grenzwerten vorliegen und diese überwiegend direkt in den Laichgruben gemessen wurde, die nicht zwingend als repräsentativ für das Fließgewässer gelten.

#### 3.4.4 Interstitieller gelöster Sauerstoffgehalt

Der interstitielle Gehalt an Gelöstsauerstoff stellt für die Abundanz und Artenzusammensetzung der Interstitialfauna, aber auch für die Inkubationsphase kieslaichender Fischarten einen wesentlichen Parameter dar. Eine Veränderung des gelösten Sauerstoffgehalts durch Verstopfung der Poren in der Gewässersohle bewirkt somit auch eine Veränderung der Interstitialfauna bzw. eine Beeinträchtigung der Reproduktion kieslaichender Fischarten (z.B. Heywood & Walling, 2007). Als alleiniger Parameter ist der gelöste Sauerstoffgehalt jedoch auch nicht ausreichend für die Beurteilung einer Kolmationsausprägung. Insbesondere biogene Aktivitäten, welche unabhängig vom Vorhandensein einer Kolmation Sauerstoff zehren („Sedimentrespiration“) führen

zu einer Abnahme des Sauerstoffgehalts (Malcolm et al. 2003), weshalb dieser Parameter ebenfalls in Ergänzung zu den weiteren Parametern zu betrachten ist.

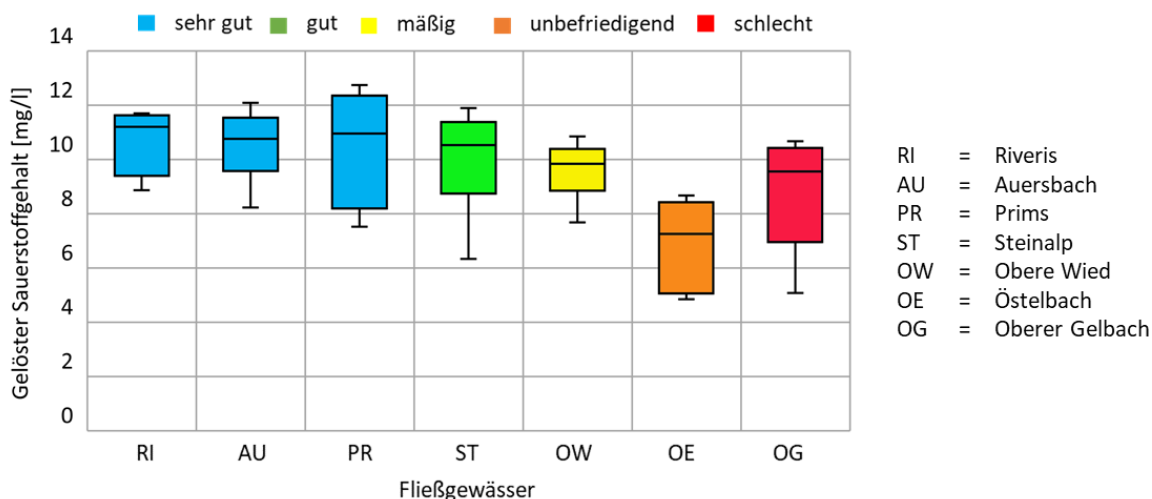
Die folgende Abbildung (Abbildung 3-22) zeigt die gemittelten vertikalen Profile für alle Fließgewässer, wobei die Farbgebung der EU-WRRL Komponente „Allgemeine Degradation“ entspricht.



**Abbildung 3-22: Gemittelte vertikale Profile der gelösten Sauerstoffkonzentration an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.**

Die gemittelten vertikalen Profile des Sauerstoffgehalts zeigen im Gegensatz zu den Profilen der hydraulischen Leitfähigkeit keinen aussagekräftigen bzw. vergleichbaren Knickpunkt, sondern zeigen einen eher gleichmäßigen Gradienten zu geringeren Sauerstoffkonzentrationen mit zunehmender Sedimenttiefe. Allerdings spiegeln die Sauerstoffprofile die „Allgemeine Degradation“ nach EU-WRRL genauso wie die Profile der hydraulischen Leitfähigkeiten wider. Auffällig sind die vergleichbar hohen Sauerstoffkonzentrationen der Oberen Wied (OW) für größere Sedimenttiefen, die in identischen Tiefenhorizonten auch hohe hydraulische Leitfähigkeiten aufweisen (Abbildung 3-19). Für die Darstellung der gemessenen Variabilität in den einzelnen Fließgewässern wird erneut auf die Mittelung der Messwerte oberhalb des Knickpunkts der hydraulischen Leitfähigkeiten zurückgegriffen. Anhang 5 zeigt entsprechende Auswertungen zu dem Tiefenhorizont 15 cm-20 cm für den Vergleich mit der biologischen Probenahme, sowie die Tiefenhorizonte unterhalb des Knickpunkts im vertikalen Profil.

Abbildung 3-23 zeigt die Bandbreite der gemessenen Konzentrationen des gelösten Sauerstoffgehalts in den untersuchten Fließgewässern für alle Messstellen und Messkampagnen.



**Abbildung 3-23: Gelöste Sauerstoffkonzentrationen an den Messstellen der Untersuchungsgebiete (Mittelwerte oberhalb des Knickpunkts im vertikalen Profil).**

Für die Fließgewässer mit einer Bewertung „sehr gut“ für die „Allgemeinen Degradation“ nach EU-WRRL (Riveris, Auersbach, Prims) werden in den oberen Sedimentschichten vergleichbare Werte zwischen 10,5 mg/l und 10,8 mg/l gemessen, während die Steinalp (ST) mit einem Mittelwert von 10,0 mg/l nur geringfügig davon abweicht. Für die Obere Wied (OW) beträgt die mittlere gelöste Sauerstoffkonzentration 9,6 mg/l und für den Oberen Gelbach (OG) 8,8 mg/l. Die geringsten Werte weist der Östelbach (OE) auf mit einem Mittelwert von 6,9 mg/l.

Zur Orientierung können erneut biologische Grenzwerte für die Reproduktion von Salmoniden herangezogen werden (Anhang 2). Allgemein findet sich ein Grenzwert um die 7 mg/l in der Literatur, bei der die Reproduktion beeinträchtigt wird (z.B. Crisp 1996, Ingendahl 2001), wobei hier ähnlich wie den hydraulischen Leitfähigkeiten direkt in den Laichgruben bei unbekannter Sedimenttiefe gemessen wurde.

### 3.5 Biologische Datenerhebung und Auswertung

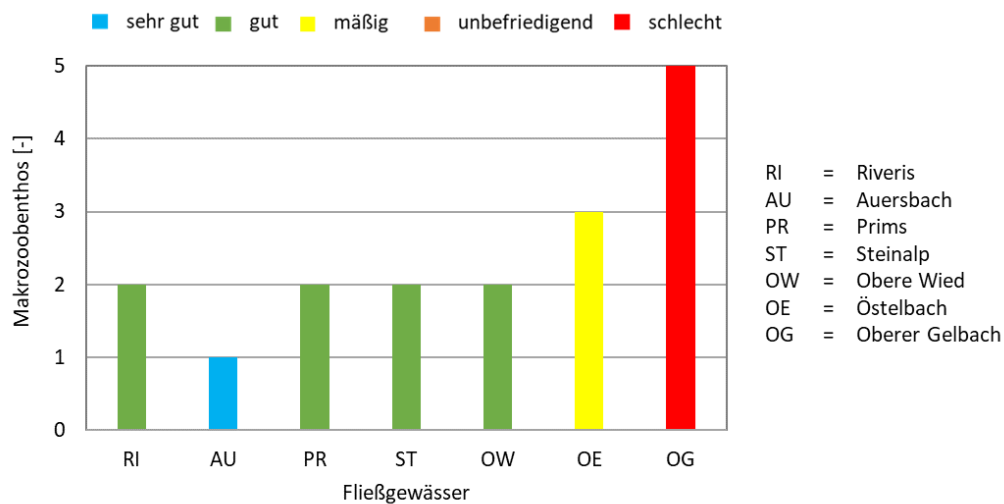
#### 3.5.1 Makrozoobenthos (Erhebung Frühjahr 2022)

Die Beprobung des MZB erfolgte im Frühjahr 2022 durch das Büro „ProLimno - Süßwasserökologie, Gewässerpflege- und Entwicklungskonzepte“ nach dem Prinzip des „Multi-Habitat-Sampling“ (Hering et al. 2004) mit anschließender Auswertung gemäß EG-WRRL (PERLODES). Ziel der Untersuchung war es einen möglichst zu den MultiPAC-Messungen zeitnahen Zustand der Makrozoobenthos-Besiedlung zu erfassen. Nachfolgend dargestellt wird die ermittelte Gesamtbewertung für die Qualitätskomponente MZB sowie die „Allgemeine Degradation“ und die drei Bewertungs-Metrics „Fauna-Index“, „Rheo-Index“ und „EPT-Anteil“, welche in unterschiedlicher Form durch die Kolmation beeinflusst sein können. Bei den Auswertungen gilt zu berücksichtigen, dass diese sich nicht ausschließlich auf die Messstellen der MultiPAC-Aufnahmen beziehen, sondern gemäß dem „Multi-Habitat-Sampling“ weitere Probenahmestellen miteinfließen. Die

Messstellen von MultitPAC sind aber in den Probenahmestellen des „Multi-Habitat-Sampling“ enthalten.

### Gesamtbewertung Makrozoobenthos

Die folgende Grafik (Abbildung 3-24) zeigt die Auswertung des aggregierenden Gesamtparameters „Makrozoobenthos“ für alle Fließgewässer im Frühjahr 2022 und kann z.B. mit der offiziellen EG-WRRL-Erhebung aus dem Jahr 2021 (Abbildung 3-10) verglichen werden.

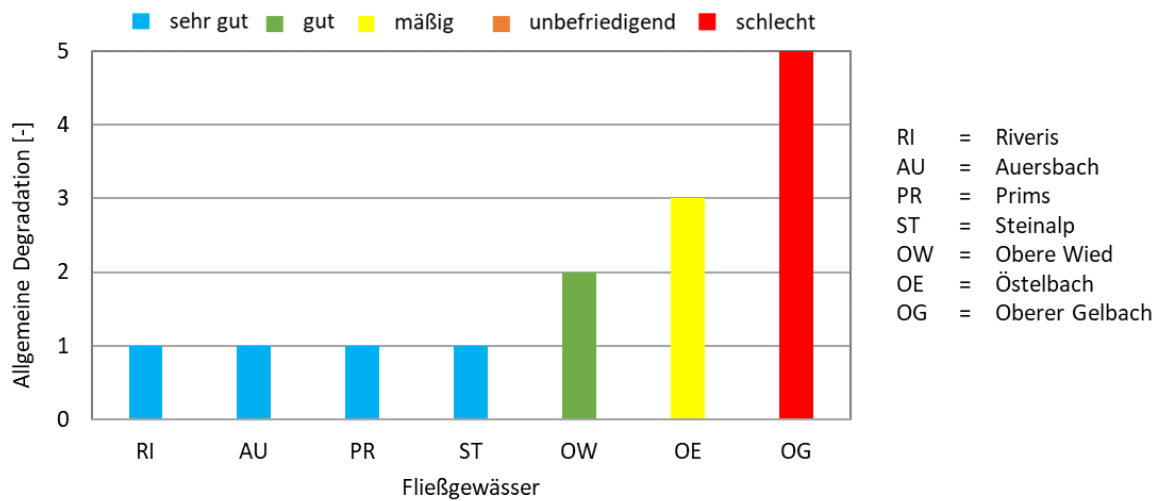


**Abbildung 3-24: Gesamtbewertung der Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete (Erhebung Frühjahr 2022).**

Die Bewertung zeigt lediglich für den Auersbach (AU) einen „sehr guten“ Zustand, während die Gewässer Riveris (RI), Prims (PR), Steinalp (ST) und Obere Wied (OW) einen „guten Zustand“ zeigen. Die Riveris (RI) hat sich hierbei gegenüber 2021 von „sehr gut“ auf „gut“ verschlechtert, während der Auersbach 2021 noch mit „gut“ bewertet wurde. Die Obere Wied (OW) und der Östelbach (OE) haben sich ebenfalls jeweils um eine Klasse verbessert, während sich die Bewertung des Oberen Gelbachs (OG) von „unbefriedigend“ auf „schlecht“ reduziert hat.

### Allgemeine Degradation

Das Balkendiagramm in Abbildung 3-25 zeigt die Auswertung der „Allgemeinen Degradation“, als ein Modul für die Gesamtbewertung MZB für die Probenahme im Frühjahr 2022.

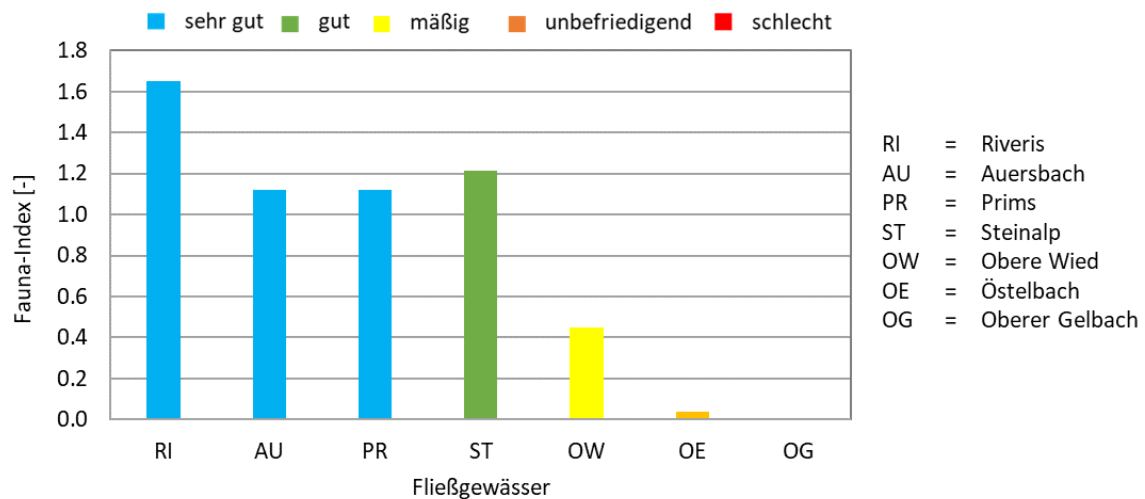


**Abbildung 3-25: Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete (Erhebung Frühjahr 2022).**

Veränderungen der „Allgemeinen Degradation“ gegenüber dem Jahr 2021 haben sich für die Steinalp (ST), die Obere Wied (OW) und des Östelbach (OE) ergeben, die sich alle um jeweils eine Zustandsklasse verbessert haben (vgl. Abbildung 3-11). Die weiteren Fließgewässer sind identisch zur Erhebung aus dem Jahr 2021.

### **Fauna-Index (Typ Nr. 5)**

Für den Fließgewässertyp Nr. 5 stellt der Fauna-Index eine Metric für die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ dar. Nach Schindler (2023) bewertet der Fauna-Index insbesondere die strukturelle Degradation auf Habitatebene (Mikrohabitate) und bildet verstärkt Sedimentation aus intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen ab. Zusätzlich werden die Breitenvarianz, Sohl- und Uferstrukturen und der Waldanteil im Einzugsgebiet durch den Parameter abgebildet. Daher kann der Fauna-Index ein bedeutender Faktor in der Kolmationsbewertung sein. Abbildung 3-26 zeigt den Fauna-Index für die untersuchten Fließgewässer, wobei die Farbgebung der „Allgemeinen Degradation“ aus dem Jahr 2021 entspricht.

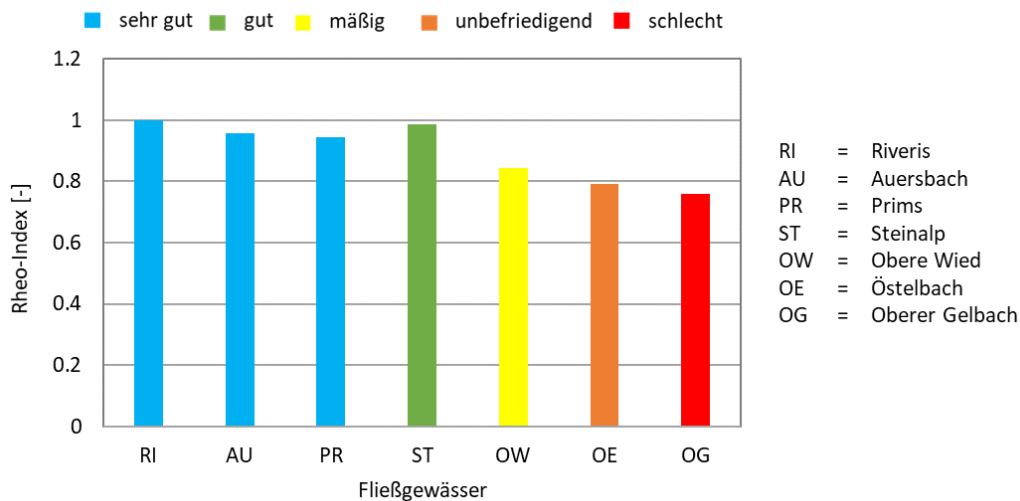


**Abbildung 3-26: Der „Fauna-Index“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete (Erhebung Frühjahr 2022).**

Der Fauna-Index zeigt einen starken Gradienten mit der „Allgemeinen Degradation“ nach EG-WRRL. Besonders die Rivers (RI) sticht hier mit einem Wert  $> 1,6$  gegenüber den beiden anderen „sehr gut“ bewerteten Gewässern (Auersbach und Prims) heraus, die Werte von 1,1 zeigen. Die Steinalp (ST) liegt mit 1,2 nur knapp darüber, während die Obere Wied (OW), der Östelbach (OE) und der Oberer Gelbach (OG) deutlich schlechter bewertet werden mit Werten von 0,4 und 0,04 und 0,0. Damit entsprechen die Riveris (RI), der Auersbach (AU), die Prims (PR) und die Steinalp (ST) einer „sehr guten“ Bewertung nach EG-WRRL, während die anderen Gewässer mit „mäßig“ bewertet werden.

### Rheo-Index (nach Banning)

Der Rheo-Index als Teil der Bewertung für die „Allgemeine Degradation“ beleuchtet das lebensraumtypische Merkmal des Fließverhaltens in der Gewässerzone und berücksichtigt hierbei z.B. das Verhältnis von rheophilen und rheobionten Taxa zu Stillwasserarten und Ubiquisten. Nach Schindler (2023) repräsentiert der Index ebenfalls morphologische Bedingungen und strömungsbedingte Störungen. Außerdem bildet er den Anteil von Ackerflächen im Einzugsgebiet ab, wodurch auch eine Verbindung zur Kolmation bestehen könnte. Abbildung 3-27 zeigt den Rheo-Index für die untersuchten Fließgewässer.



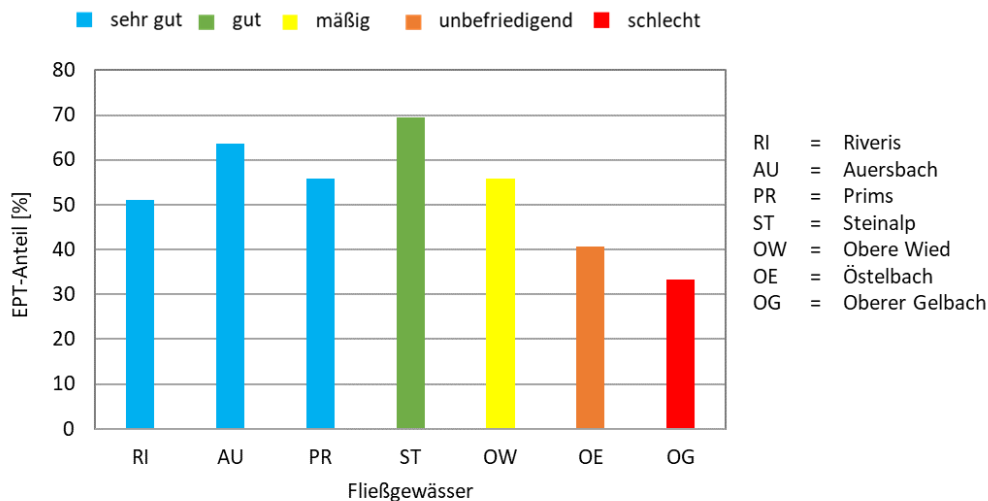
**Abbildung 3-27: Der „Rheo-Index“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete (Erhebung Frühjahr 2022).**

Der Rheo-Index zeigt insgesamt Werte zwischen 0,7 und 1,0 und zeigt ebenfalls einen Gradienten für die untersuchten Fließgewässer mit zunehmender „Allgemeiner Degradation“. Für die Gewässer Riveris (RI), Auersbach (AU), Prims (PR) und Steinalp (ST) schwankt der Wert zwischen 1,00 und 0,95, während die Obere Wied (OW, 0,85), der Östelbach (OE, 0,79) und der Obere Gelbach (OG, 0,75) tendenziell geringere Werte zeigen. Demnach zeigen erneut die Fließgewässer Riveris (RI), der Auersbach (AU), die Prims (PR) und die Steinalp (ST) eine „sehr gute“ Bewertung nach EG-WRRL, während die Obere Wied (OW) eine „gute“ und der Östelbach (OE) eine „mäßige“ Bewertung erhalten. Die Werte für den Oberen Gelbach (OG) entsprechen einer „schlechten“ Bewertung.

### EPT-Anteil

Auch der EPT-Anteil ist Bestandteil der Bewertung der „Allgemeiner Degradation“ und basiert auf dem prozentualen Anteil von Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven, welche alle als Lückensystembesiedler zu bezeichnen sind und gut durchströmte Sedimente mit ausreichend großem Porenvolumen und hohen Sauerstoffkonzentrationen bevorzugen. Allgemein gilt der EPT-Anteil als Indikator für eine hohe Strukturvielfalt und eine natürliche Habitatzusammensetzung. Indirekt bestimmt z.B. der Waldanteil im Einzugsgebiet den Index mit, wodurch auch ein Rückschluss auf Kolmation möglich wäre (Schindler, 2023). Abbildung 3-28 zeigt den EPT-Anteil für die untersuchten Fließgewässer, wobei die Farbgebung der „Allgemeiner Degradation“ aus dem Jahr 2021 entspricht.





**Abbildung 3-28: Der „EPT-Anteils“ an den Messstellen der Untersuchungsgebiete (Erhebung Frühjahr 2022).**

Im Vergleich zu den anderen Indices (Fauna-Index, Rheo-Index) zeigt der EPT-Anteil nicht so einen deutlichen Zusammenhang mit der „Allgemeinen Degradation“. Der höchste Wert mit 69% wird für die Steinalp (ST) ermittelt („sehr gut“), gefolgt vom Auersbach mit 64% („sehr gut“). Die Prims (PR), Riveris (RI) und die obere Wied zeigen vergleichbare Werte zwischen 51% und 56%, was einer „guten“ Bewertung entspricht. Der Östelbach (OE) wird mit 41% „mäßig“ bewertet, während der Obere Gelbach (OG) mit 33% nur eine „unbefriedigende“ Bewertung erhält.

### 3.5.2 Meiofauna

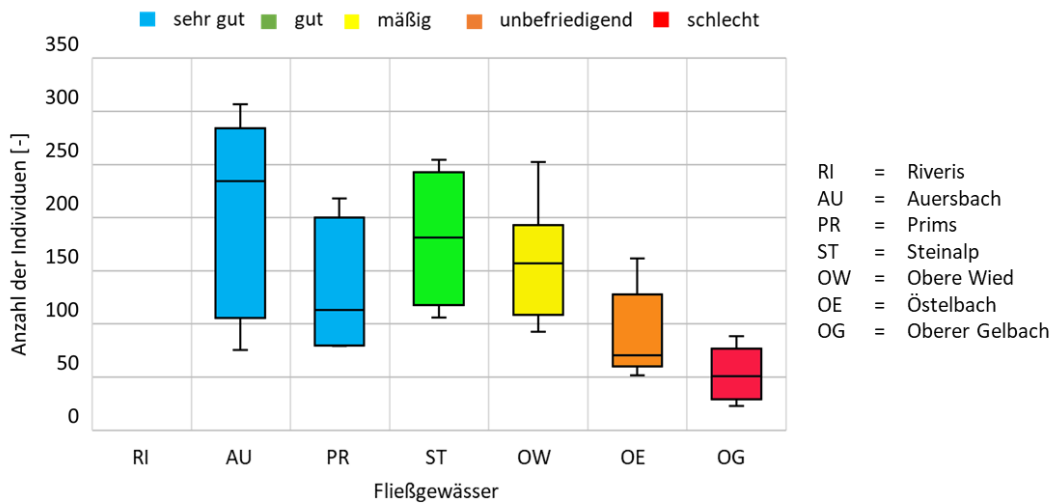
Nach Stein et al. (2021) ist ein biologischer Bewertungsansatz für die Kolmation anhand der interstitiellen Meiofauna-Besiedlung möglich. Bei stärkerer Kolmation wurden geringere Individuen-Anzahlen und eine geringere Artendiversität bei der interstitiellen Meiofauna festgestellt. Insbesondere das Verhältnis zwischen Grob- und Feinsedimentbesiedler stellte sich als eine Größe mit hohem Indikatorwert für die Kolmation heraus. Daher wurde im Rahmen dieses Projekts die Anzahl der Individuen (Abundanz), die Taxa-Zahl (Diversität) und das Verhältnis der Grob- zu Feinsedimentbesiedler ausgewertet. Zusätzlich sind noch die Ergebnisse der Kolmometer-Messungen (Abflussreduktion) dargestellt.

Die Beprobung der Meiofauna erfolgte jeweils kurz vor den einzelnen Messkampagnen mit MultiPAC und insgesamt wurden ebenfalls drei Messkampagnen in der Projektzeit durch die RPTU durchgeführt. Da die Riveris erst zur zweiten Messkampagne in die Untersuchungen eingebunden wurde, konnten hier keine biologischen Beprobungen erfolgen. Für Details zu den faunistischen Auswertungen wird auf die Dissertation von Luftensteiner (in Vorbereitung) verwiesen.

#### Anzahl der Individuen (Abundanz)

Für die Auswertung der Abundanz wurden die Summen der einzelnen Individuen je Messkampagne und Fließgewässer ausgewertet, wobei nicht zwischen den Messstellen (Riffle und Glide) unterschieden wurde. Somit resultiert ein Datensatz mit 6 Werten je Gewässer. Abbildung 3-29

zeigt die Abundanzen für die untersuchten Fließgewässer, wobei die Farbgebung erneut der „Allgemeinen Degradation“ aus dem Jahr 2021 entspricht.

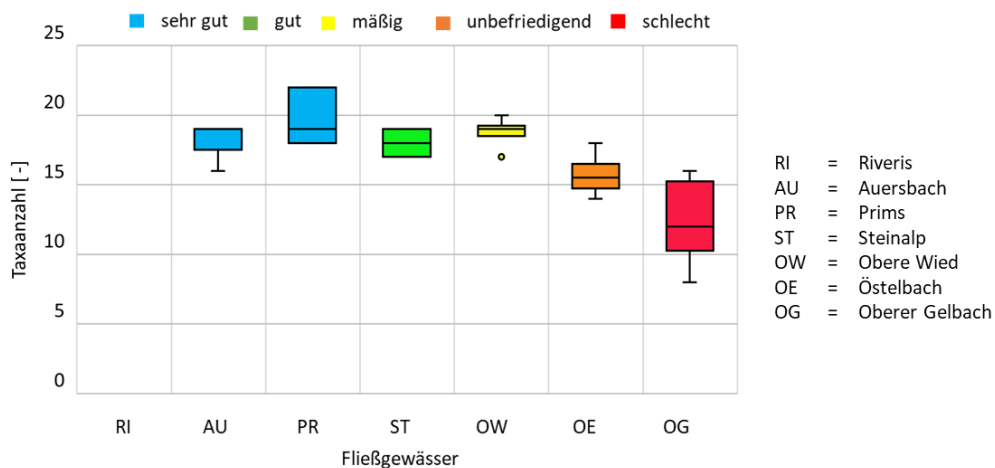


**Abbildung 3-29: Anzahl der Individuen an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.**

Die Anzahl der Individuen zeigt einen abnehmenden Trend mit zunehmender „Allgemeiner Degradation“ nach EG-WRRRL, wobei die Prims (PR) durch eine geringere Abundanz nicht diesem Muster folgt. Die höchste Abundanz je Messkampagne wurde im Auersbach (AU) mit 207 gemessen, gefolgt von der Steinalp (ST) mit 181 und der Oberen Wied (OW) mit 158. Im Mittel wurden an der Prims (PR) 133 Individuen erfasst, während im Östelbach (OE) die Abundanz 89 und im Oberen Gelbach nur 59 beträgt.

### Taxa-Zahl

Die Taxa-Zahl beschreibt die interstitielle Artenvielfalt in den untersuchten Fließgewässern und kann gemeinsam mit der Abundanz die Gleichmäßigkeit der Artenverteilung beschreiben. Die Taxa-Zahl wurde, wie bei den Abundanzen, je Messkampagne ausgewertet (n = 6). Abbildung 3-30 zeigt die Taxa-Zahl für die untersuchten Fließgewässer.



**Abbildung 3-30: Taxa-Anzahl an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.**

Für die Messstellen der Fließgewässer Auersbach (AU), Prims (PR), Steinalp (ST) und Obere Wied (OW) schwankt die mittlere Taxa-Zahl nur geringfügig zwischen 18 und 20, während die Artenvielfalt für den Östelbach (OE) auf 16 abnimmt und sich weiterhin beim Oberen Gelbach (OG) auf 12 reduziert. Mit Bezug auf die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ zeigen sich für die „sehr gut“, „gut“ und „mäßig“ bewerteten Gewässer nahezu keine Unterschiede in der mittleren Taxa-Zahl, welche dann jedoch für die „unbefriedigend“ und „schlecht“ bewerteten Gewässer eine Abnahme der Taxa-Zahl zu beobachten ist.

### Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler

Für die Taxa der interstitiellen Meiofauna wurde vergleichbar zu Stein et al. (2021) eine Einteilung in Grobsedimentbesiedler (GSB) und Feinsedimentbesiedler (FSB) vorgenommen, wobei sich diese nach den Substratpräferenzen von Schmedtje & Colling (1996) orientiert. Als Grobsedimentbesiedler werden die Taxa *Cyclopoida*, *Harpacticoida* und *Ostracoda* zusammengefasst, während für die Feinsedimentbesiedler die Arten *Nematoda* und *Annelida* ausgewertet werden. Die Grobsedimentbesiedler präferieren vorwiegend kiesiges bis steiniges Substrat mit ausgeprägtem Lückensystem, während die Feinsedimentbesiedler feinkörnige Sedimente bis sandiges Substrat bevorzugen und häufig tolerant gegenüber niedrigen Sauerstoffwerten sind. Für die Auswertung wird das Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler gebildet, welches in Abbildung 3-31 für die untersuchten Fließgewässer dargestellt ist.

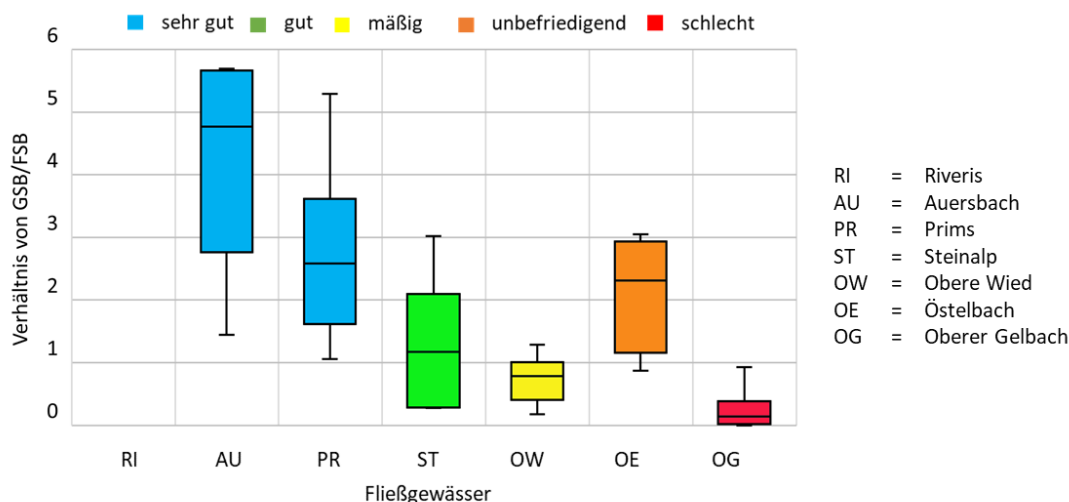


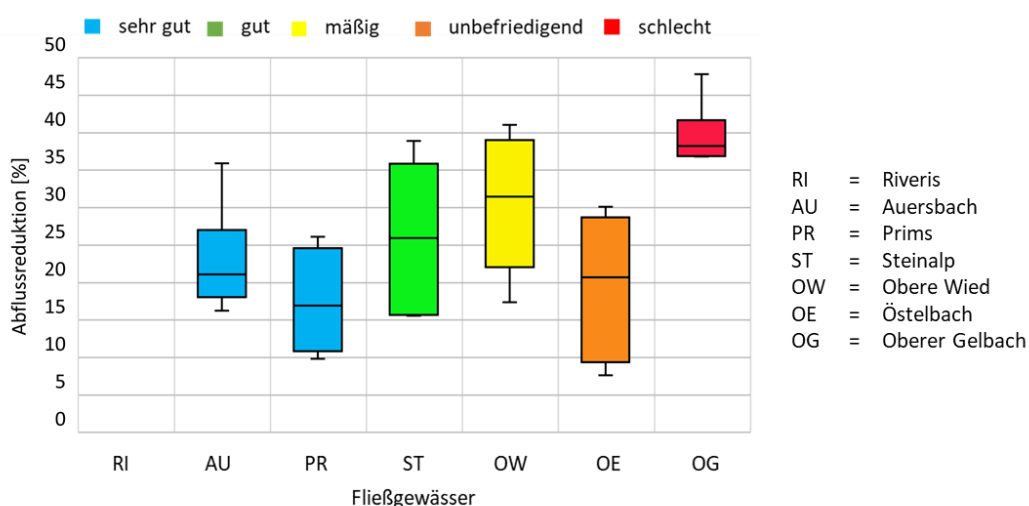
Abbildung 3-31: Verhältnis Grob- zu Feinsedimentbesiedler an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.

Das mittlere Verhältnis von GSB zu FSB zeigt mit Ausnahme des Östelbachs (OE) einen starken Zusammenhang mit der „Allgemeinen Degradation“ nach EG-WRRL. Für die Fließgewässer mit einer „sehr guten“ Bewertung (AU, PR) ist das Verhältnis in allen Messstellen und bei allen Messkampagnen  $>1$ , d.h. die Grobsedimentbesiedler dominieren. Der Mittelwert für die Steinalp (ST) liegt mit 1,3 auch noch  $>1$ , während für die Obere Wied (OW) das Verhältnis 0,7 und für den Oberen Gelbach (OG) nur 0,2 beträgt. Der Östelbach (OE) stellt hier eine Ausnahme dar, da dort

aufgrund des vielen lehmigen Sohlmaterials nur Probenahmen an Stellen durchgeführt wurden, die auch kolmatieren können, diese aber nicht zwingend repräsentativ für den Gewässerabschnitt sind. Bei der Auswertung des Verhältnisses sind außerdem zusätzlich die Abundanzen und die Taxa-Zahl zu berücksichtigen, die z.B. für den Östelbach (OE) deutlich unterhalb der besser bewerteten Gewässer liegen.

### Abflussreduktion (Kolmameter)

Obwohl die gemessene Abflussreduktion mit dem Kolmameter eine abiotische Messgröße ist, wird diese trotzdem in diesem Kapitel aufgeführt, da diese zeitgleich zur biologischen Beprobung durch die RPTU erfolgte. Die prozentuale Abflussreduktion beschreibt, wieviel Volumen Wasser unter einen bestimmten Druck in einer bestimmten Zeit in die Gewässersohle abfließen kann. Je höher die Abflussreduktion, desto höher die Kolmation bzw. Verdichtung der Gewässersohle. Abbildung 3-32 zeigt die Abflussreduktion für die untersuchten Fließgewässer.



**Abbildung 3-32: Abflussreduktion der Kolmameter-Messungen an den Messstellen der Untersuchungsgebiete.**

Ähnlich zu dem Verhältnis von GSB/FSB kann ein deutlicher Zusammenhang mit der „Allgemeinen Degradation“ nach EG-WRRl erkannt werden. Für die „sehr gut“ bewerteten Gewässer (AU, PR) schwankt die mittlere Abflussreduktion zwischen 17% und 23%. Dies entspricht nach der Einteilung von Zumbroich & Hahn (2018, siehe Tabelle 2-5) einer „schwachen inneren Kolmation“ (Klasse 2), während die Steinalp (ST) mit einer Abflussreduktion von 26% der Klasse 3 („mittlere innere Kolmation“) zuzuordnen ist. Die Obere Wied (OW) mit einer Abflussreduktion von 31% bzw. der Obere Gelbach mit 40% zeigen deutlich größere Werte, sind aber nach der bestehenden Klassifizierung immer noch der Kolmameter-Klasse 3 („mittlere innere Kolmation“) zuzuordnen, wobei sich der Obere Gelbach knapp an der Grenze zur Klasse 4 („starke innere

Kolmation“) befindet. Der Östelbach (OE) stellt hier aufgrund der speziellen Auswahl an Probenahmestellen erneut ein Spezialfall dar.

### **3.6 Zusammenfassung und Zwischenfazit zu den erhobenen fließgewässerspezifischen Daten**

Basierend auf den dargestellten fließgewässerspezifischen Daten werden nachfolgend die wesentlichen Erkenntnisse für die unterschiedlichen Bereiche (Einzugsgebietscharakteristik, EG-WRRL-Bewertung, abiotische und biologische Größen) zusammengefasst. Hierbei wird besonders auf einen möglichen Zusammenhang zur Kolmation eingegangen, wobei die Erkenntnisse aus der Studie von Stein et al. (2021) miteinfließen, in der als mögliche kolmationsbeschreibende Größen die Allgemeine Degradation, das Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler (Meiofauna) und die Abflussreduktion der Kolmometer-Messung identifiziert wurden.

#### **Einzugsgebietscharakteristik**

Aus den Datenauswertungen zur Einzugsgebietscharakteristik zeigt sich, dass bezüglich der Landnutzungsdaten insbesondere der Waldanteil, aber auch der Grünland- und Siedlungsanteil einen Zusammenhang zur „Allgemeinen Degradation“ bzw. auch zur Auswahl der Gewässer besitzen, wobei der Waldanteil mit zunehmender Degradation abnimmt und Grünland- und Siedlungsanteil zunehmen. Dies stimmt mit den Kolmations-Auswertungen von Stein et al. (2021) überein, die ebenfalls für große Waldanteile (>70%) weniger kolmatierte Gewässer fand, während Gewässer mit steigendem Grünlandanteil (>20%) und Siedlungsanteil (>5%) eher zu Kolmation tendieren. Da in den untersuchten Gewässern kaum landwirtschaftliche Flächen enthalten sind, kann kein Zusammenhang zwischen der „Allgemeinen Degradation“ und dem Flächenanteil der Landwirtschaft in diesem Projekt abgeleitet werden (Abbildung 3-1). Für den Parameter „Hangneigung“ kann auf Basis der gewählten Fließgewässer kein Zusammenhang zur „Allgemeinen Degradation“ abgeleitet werden (Abbildung 3-2).

Die Daten der ABAG zeigen erstmal grundsätzlich, dass der Flächenanteil für den die ABAG angewendet wird, sich stark in den untersuchten Einzugsgebieten unterscheidet, wobei der Flächenanteil mit zunehmender Degradation ebenfalls zunimmt. Die Erosionsklassen aller Einzugsgebiete sind überwiegend der Klasse E0 zuzuordnen („keine bis sehr geringe Bodenerosionsgefährdung“). Lediglich die Einzugsgebiete des Östelbachs und des Oberen Gelbachs besitzen Anteile um 10% von höheren Erosionsklassen (Abbildung 3-3). Unter den Einzelfaktoren der ABAG lassen insbesondere der K-Faktor (Bodenerodierbarkeit) und der R-Faktor (Regenerosivität) einen Zusammenhang zur „Allgemeinen Degradation“ vermuten, während bei den weiteren Faktoren kein Zusammenhang ersichtlich wird (Abbildung 3-4 bis Abbildung 3-8).

Zusammenfassen kann festgehalten werden, dass bezüglich der Einzugsgebietscharakteristik, der Wald-, Grünland- und Siedlungsanteil sowie der K- und R-Faktor der ABAG bezüglich der „Allgemeinen Degradation“ Zusammenhänge aufweisen und somit auf mögliche Kolmationsercheinungen hindeuten könnten. Allerdings ist erkennbar, dass die Zusammenhänge nicht stetig

bzw. kontinuierlich entlang einer veränderlichen Degradation sind und einzelne Fließgewässer dem Trend z.T. widersprechen (z. B. zeigt die Prims einen höheren Siedlungsanteil als die Steinalp oder der Östelbach einen geringeren K-Faktor als die Obere Wied).

### **EG-WRRL-Daten (2021)**

Die Ergebnisse der EG-WRRL-Bewertungen aus dem Jahr 2021 wurden als maßgebliches Kriterium für die Gewässerauswahl berücksichtigt, weshalb es nicht überraschend ist, dass dementsprechend auch Zusammenhänge weiterer EG-WRRL-Bewertungen zu dem Kolmations-Indikator „Allgemeine Degradation“ vorliegen. Allerdings ist festzuhalten, dass der Gesamtparameter „Ökologischer Zustand“, die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ einen stärkeren Zusammenhang zur „Allgemeinen Degradation“ aufweisen (Abbildung 3-9 bis Abbildung 3-11), als der Gesamtparameter aus der Strukturgütekartierung und die dortige Hauptkomponente „Sohlstruktur“. Für die Parameter der Strukturgütekartierung ist auffallend, dass insbesondere die Steinalp als „deutlich verändert“ (Stufe 4) bewertet wird, aber in der „Allgemeinen Degradation“ ein „gute“ (Stufe 2) Bewertung enthält (Abbildung 3-12, Abbildung 3-13). Stein et al. (2021) beobachtete ebenfalls keine sinnvollen Zusammenhänge zwischen Parametern aus der Strukturgütekartierung und der Kolmation, aber eine prinzipielle Tendenz der Kolmationszunahme bei nach EG-WRRL schlechter bewerteten Fließgewässern.

### **Abiotische Größen (MultiPAC)**

Die abiotischen Größen von MultiPAC stellen im Vergleich zu den vorherigen Ergebnissen lokale Datenaufnahmen dar, die ebenfalls mit der „Allgemeinen Degradation“ aus der EG-WRRL-Bewertung 2021 verglichen werden. Zusätzlich findet eine Orientierung anhand biologischer Grenzwerte statt.

Aus der Korngrößenanalyse ist für die Feinsedimentanteile ein leichter Trend zur „Allgemeinen Degradation“ abzuleiten, speziell im Vergleich der „sehr guten“ und „guten“ Bewertung zur „unbefriedigenden“ und „schlechten“ Bewertung (Abbildung 3-14). Für den Sortierungskoeffizienten ist ebenfalls ein leichter Anstieg der Werte bei zunehmender Degradation zu erkennen, wobei ähnlich wie bei den Feinsedimenten eine Unterscheidung zwischen den „sehr gut“ bis „mäßig“ bewerteten Gewässern kaum möglich ist (Abbildung 3-15). Der Fredle-Index dagegen zeigt einen stärkeren Gradienten mit abnehmenden Werten bei zunehmender Degradation, wobei der Mittelwert der Fredle-Indices für die „gut“ und „mäßig“ bewerteten Gewässer diesem Trend nicht folgt (Abbildung 3-16). Für die geometrische Standardabweichung und die Porosität lassen sich keine eindeutigen Tendenzen ableiten (Abbildung 3-17, Abbildung 3-18).

Die gemessenen vertikalen Profile der hydraulischen Leitfähigkeit und des gelösten interstitiellen Sauerstoffgehalts werden oberhalb eines charakteristischen Knickpunkts gemittelt, um somit das Profil in einem Wert zusammenzufassen. Weitere Mittelungsmethoden sind in Anhang 4 und Anhang 5 enthalten. Wobei zu betonen ist, dass die sedimenttiefenabhängige Information wertvolle Auskünfte über mögliche Kolmationslagen ermöglicht (Abbildung 3-20).

Für die hydraulischen Leitfähigkeiten zeigen sowohl die Profile als auch die gemittelten Werte einen Zusammenhang zur „Allgemeinen Degradation“, wobei erneut einzelne Bewertungsklassen dem allgemeinen Trend entgegenstehen. So zeigen z.B. die Gewässer mit einer „mäßigen“ bzw. „schlechten“ Bewertung etwas höhere Mediane im Vergleich zu der jeweils benachbarten besseren Bewertung (Abbildung 3-21).

Bezüglich der interstitiellen Sauerstoffgehalte werden für die gemittelten Werte oberhalb des Knickpunkts vergleichbare Werte für die „sehr gut“ und „gut“ bewerteten Gewässer gemessen. Deutlich geringer sind die Werte für die „unbefriedigend“ und „schlecht“ eingestuften Gewässer (Abbildung 3-23).

Aus der abiotischen Datenaufnahme der ausgewählten Gewässer kann zusammenfassend festgehalten werden, dass z.T. eindeutige Trends bezüglich der „Allgemeinen Degradation“ vorhanden sind, diese aber nicht zwingend stetig bzw. kontinuierlich vorhanden sind, da einzelne Bewertungsstufen häufiger einen stetigen Trend widersprechen oder vergleichbare Werte aufweisen. Dies kann mitunter auf lokale Gegebenheiten zurückzuführen sein, da die „Allgemeine Degradation“ nach dem Prinzip des Multi-Habitat-Samplings durchgeführt wird und die abiotische Datenaufnahme an nur zwei hydromorphologischen Einheiten (Riffle/Glide) erfolgte. Generell ist aber sicherlich auch der geringe Stichprobenumfang je Gewässer ( $n = 6$ ) stark limitierend, der dazu führen kann, dass einzelne Messwerte zu stark ins Gewicht fallen bzw. die Bandbreite der gemessenen Werte als sehr ausgeprägt zu bezeichnen ist, was in einzelnen Messdaten anhand der Boxplots sichtbar wird.

Als wichtigste Kenngrößen können hier die Feinsedimentanteile, der Fredle-Index und Sortierungskoeffizient, aber auch die hydraulische Leitfähigkeit und der gelöste Sauerstoffgehalt identifiziert werden.

### **Biologische Größen (MZB, Meiofauna)**

Die MZB-Beprobung durch das Büro „ProLimno - Süßwasserökologie, Gewässerpflege- und Entwicklungskonzepte“ fand im Frühjahr 2022 statt. Für den aggregierenden Gesamtparameter „Makrozoobenthos“ zeigt sich nur ein leicht verändertes Ergebnis im Vergleich zu 2021 mit maximalen Verschiebungen um eine Bewertungsklasse, wobei die Veränderung tendenziell zu einer verbesserten Bewertung führten (Abbildung 3-24). Auch die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ zeigt ein eher besseres Bewertungsergebnis als im Jahr 2022, da insgesamt drei Gewässer um eine Stufe besser eingestuft wurden (Abbildung 3-25). Außerdem wurden noch der Fauna- und Rheo-Index, sowie der EPT-Anteil ausgewertet. Speziell für den Fauna-Index kann ein starker abnehmender Gradient mit zunehmender Degradation beobachtet werden (Abbildung 3-26), der sich im schwächeren Ausmaß auch im Rheo-Index wiederfindet (Abbildung 3-27). Der EPT-Anteil dagegen zeigt keinen Zusammenhang bzw. keinen Trend bezüglich der „Allgemeinen Degradation“ (Abbildung 3-28).

Die biologische Datenerhebung der Meiofauna durch die RPTU erfolgte an den identischen Messstellen der abiotischen Probenahme und fand während allen Messkampagnen statt, wobei

je Messstelle insgesamt 10 Datenaufnahmen erfolgten und somit ein größerer Bereich von möglichen hydromorphologischen Einheiten abgedeckt wird (im Vergleich zu MultiPAC). Der Parameter „Anzahl der Individuen“ zeigt einen starken Trend zur „Allgemeinen Degradation“ der EG-WRRL (Abbildung 3-29), während die „Taxa-Zahl“ nur für die „unbefriedigend“ und „schlecht“ bewerteten Gewässer eine deutliche Abnahme zeigen (Abbildung 3-30). Das Verhältnis von „Grob- zu Feinsedimentbesiedler“ zeigt dagegen eine starke Abnahme zwischen den „sehr gut“ und „gut“ bis „mäßig“ bewerteten Gewässern, sowie zu „schlecht“ bewerteten Gewässern. Allerdings zeigt hier der Östelbach („unbefriedigend“) eine Ausnahme, da dort nur an Stellen beprobt werden konnte, an denen die Sohle zugänglich war und somit nicht repräsentativ für das Gewässer ist (Abbildung 3-31). Die mittels dem Kolmameter gemessene Abflussreduktion zeigt mit steigenden Werten ebenfalls eine steigende Degradation an.

Zusammenfassend kann für die biologische Datenerhebung festgehalten werden, dass die Ergebnisse dieser Untersuchungen die Aussagen von Stein et al. (2021) bestätigen. Insbesondere bei der Meiofauna stellen die Individuen-Anzahl sowie das Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler Variablen dar, die als mögliche biologische Indikatoren für die Kolmation herangezogen werden können. Ähnlich zu den abiotischen Parametern erscheinen die Trends aber nicht durchgängig mit der „Allgemeinen Degradation“ zu korrelieren, da vereinzelte Gewässer davon abweichen bzw. ähnliche Werte für benachbarte Degradations-Bewertungen aufweisen.

### **Getrennte Auswertung für hydromorphologische Einheiten (Riffle/Glide)**

Die bisher dargestellten Ergebnisse verzichteten auf eine getrennte Auswertung zwischen Riffle/Glide, u.a. um die Stichprobenanzahl pro Gewässer nicht zu verkleinern. Eine getrennte Auswertung ist in Anhang 3 aufgeführt. Die abiotischen Größen von MultiPAC zeigen für die Korngrößenanalyse lediglich im Oberen Gelbach und im Östelbach Unterschiede in den Feinsedimentanteilen, dem Sortierungskoeffizient und in der geometrischen Standardabweichung, während bei den weiteren Gewässern kein oder nur für einen Parameter relevante Unterschiede ersichtlich werden. Auch die Parameter hydraulische Leitfähigkeit und interstitielle gelöste Sauerstoffgehalt weisen zwar mitunter Unterschiede in den Mittelwerten auf, die aber zumeist von der Bandbreite der gemessenen Werte überlagert wird.

Ähnlich verhält sich die Situation bei den biologischen Parametern der Meiofauna. Vereinzelt können auch deutliche Unterschiede zwischen Riffle/Glide erkannt werden, aber eine Systematik bzw. plausible Tendenzen, dass eine bestimmte hydromorphologische Einheit (Riffle oder Glide) höhere oder niedrigere Werte aufweise sind nicht zu beobachten.

Wird zusätzlich die Gesamtanzahl der Probenahmen je Gewässer betrachtet ( $n = 3$ ) muss daraus abgeleitet werden, dass eine getrennte Betrachtung beider Einheiten (Riffle/Glide) für die weiterführende Analyse wenig zielführend erscheint.



## Schlussfolgerungen

Aus den fließgewässerspezifischen Auswertungen der einzelnen Datenbereiche können nachfolgende Schlussfolgerungen gezogen werden, die auch für die weitere Datenauswertung innerhalb des Projekts bedeutsam sind:

- Die von Stein et al. (2021) getroffenen Aussagen bezüglich der Einzugsgebietscharakteristik, der EG-WRRL-Bewertungen und der biologischen Datenerhebung können bestätigt werden, wenn die erhobenen Daten mit der EG-WRRL-Bewertung „Allgemeine Degradation“ verglichen werden. Lediglich ein Zusammenhang zum landwirtschaftlichen Anteil kann auf Basis der untersuchten Gewässer nicht abgeleitet werden, da kaum ein Einzugsgebiet nennenswerte landwirtschaftliche Anteile besitzt.
- Die identifizierten Trends bzw. Zusammenhänge zwischen erhobenen Daten belegen die Gewässerauswahl mit dem Ziel möglichst mehrere Gewässer als Referenzgewässer zu verwenden (Riveris, Auersbach, Prims) und mit den verbleibenden Gewässern eine möglichst hohe Bandbreite an Beeinträchtigungen abzudecken, die auf eine ausgeprägte Kolmation hindeuten könnten.
- Die abiotischen (MultiPAC) und biologischen Daten (Meiofauna) zeigen zumeist in den Boxplots eine relativ hohe Bandbreite an Messwerten je Gewässer, die einerseits sowohl räumliche lokale Variabilität widerspiegelt (z.B. Unterschiede in verschiedenen hydromorphologischen Einheiten), aber auch zeitlich bedingte Schwankungen enthalten kann, da die Gewässer und die Gewässersohlen dynamisch mit veränderten Abflussbedingungen bzw. Sedimenteinträgen interagieren (temporale Effekte)
- Die getrennte Auswertung von Variablen nach Riffle und Glide (hydromorphologischen Einheiten) zeigt kein einheitliches plausibles Muster, was voraussichtlich auf den geringen Datenumfang je Gewässer zurückzuführen ist ( $n = 3$  je Gewässer). Ein Vergleich aller Messwerte in allen Fließgewässern zeigt ebenfalls keine belastbaren Unterschiede zwischen Riffle und Glide. Aus diesen Gründen wird auf eine weitere Auswertung nach getrennten hydromorphologischen Einheiten verzichtet. Eine größere Datengrundlage wäre diesbezüglich zwingend notwendig.
- Zwar lassen sich für eine Vielzahl an Variablen Tendenzen zur „Allgemeinen Degradation“ beobachten, jedoch sind diese nicht zwingend stetig bzw. kontinuierlich, da benachbarte Bewertungsklassen entweder ähnliche Werte aufweisen oder z.T. dem Trend widersprechen. Dies kann erneut auf die Raum-Zeit-Dynamik von Fließgewässern und deren Gewässersohlen zurückgeführt werden, indem es durchaus möglich ist, dass lokale Veränderungen der Gewässersohle größer sind als die Unterschiede zwischen den Fließgewässern.

Die erzielten Ergebnisse aus den fließgewässerspezifischen Bewertungen legen folglich nahe eine Kolmationsbewertung nicht fließgewässerspezifisch durchzuführen, da der lokale räumliche Einfluss, aber auch temporale Effekte die erzielten Werte einer einzelnen Probenahme bestimmen können. Daher erscheint es sinnvoll die Kolmationsbewertung probenahmen-spezifisch zu entwickeln. Um dies zu ermöglichen, gilt es die einzelnen Probenahmen hinsichtlich der Kolmation einzuordnen (Kap. 4) um anschließend statistische Analysen (Kap. 5) auch probenahmen-spezifisch durchführen zu können.

#### 4. Bildung eines Kolmations-Index auf Basis der erhobenen Daten

Mit der Erkenntnis, dass die Fließgewässer aufgrund lokaler morphologischer Heterogenitäten nur bedingt einen Zusammenhang zu kolmationsbeschreibenden Größen erlauben, ist es zielführender die Probenahmen separat, also unabhängig der Fließgewässer hinsichtlich funktionaler Zusammenhänge und zur Ableitung von Referenzwerten für abiotische Parameter zu untersuchen.

Daher wird ein 5-stufiger Kolmations-Index gebildet, der sowohl Einzugsgebietscharakteristiken und EG-WRRL-Ergebnisse berücksichtigt, aber insbesondere auch die Erkenntnisse aus der lokalen biologischen Datenerhebung und Auswertung. Die Entscheidung für eine 5-stufige Skala beruht auf einer möglichst vergleichbaren und einheitlichen Einteilung gemäß EG-WRRL, obwohl nicht sichergestellt werden kann, dass die Datengrundlage hierfür ausreichend ist. Für die Bildung des 5-stufigen Kolmations-Index (Tabelle 4-1) werden daher zunächst statistische Zusammenhänge der erhobenen Daten zu den nach Stein et al. (2021) bekannten kolmationsbeschreibenden Größen untersucht. Diese sind primär die „Allgemeine Degradation“ nach EG-WRRL, das Verhältnis von Grobsediment- zu Feinsedimentbesiedler (GSB/FSB) sowie die gemessene Abflussreduktion mit dem Kolmameter. Diese Parameter werden im Folgenden als „Zielgrößen“ für die Beschreibung der Kolmation bezeichnet. Dabei wird für die „Allgemeine Degradation“ sowohl die Bewertung 2021 als auch die während des Projekts ermittelte Bewertung 2022 mitberücksichtigt. Basierend auf den Korrelationen der erhobenen Daten innerhalb dieses Projekts (Einzugsgebietscharakteristika, EG-WRRL und biologische Daten) mit den kolmationsbeschreibenden Zielgrößen, werden weitere kolmationsbeschreibende Parameter identifiziert, die in die Bildung der fünf Kolmationsklassen einfließen. Der hierfür erforderliche Grenzwert ist eine starke Korrelation ( $> 0,5$ ) für mindestens drei der vier genannten Zielgrößen. Die abiotischen Größen von MultiPAC werden separat in Kap. 4.3 diskutiert.

**Tabelle 4-1: Kolmations-Index mit Kolmationsklassen K1 bis K5.**

Kolmations-Index	Beschreibung
1	keine Kolmation
2	geringe Kolmation
3	mittlere Kolmation
4	starke Kolmation
5	vollständige Kolmation

## 4.1 Korrelationen zu bisherigen Zielgrößen der Kolmation

### 4.1.1 Korrelationen der kolmationsbeschreibenden Zielgrößen zur Einzugsgebietsgrößen

Die Spearman-Rangkorrelation ist ein bivariates rangbasiertes Verfahren und erlaubt somit Rückschlüsse auf Zusammenhänge zwischen zwei Variablen. Das folgende Diagramm, eine sogenannte Korrelation-Heatmap (Abbildung 4-1) zeigt die Rangkorrelation für ausgewählte Parameter der einzugsgebietsbeschreibenden Größen mit den vier oben genannten Zielgrößen, die in der Heatmap in den untersten vier Zeilen zu finden sind. Die entsprechenden Signifikanzuntersuchungen sind in Anhang 7 dargestellt.

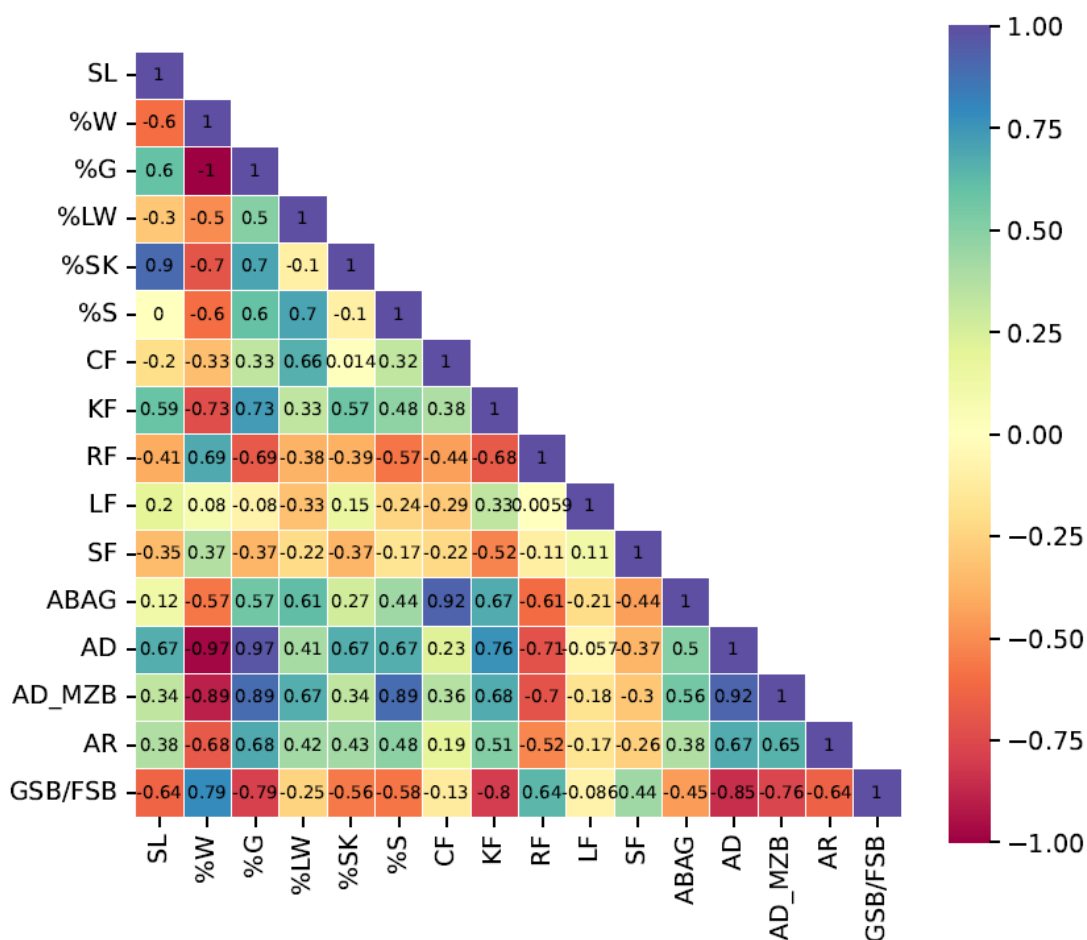


Abbildung 4-1: Korrelationen zwischen einzugsgebietsbeschreibenden Größen und kolmationsbeschreibenden Zielgrößen nach Stein et al. (2021).

Mit den oben genannten Kriterien können aus Abbildung 4-1 folgende weitere einzugsgebietsbeschreibende Parameter identifiziert werden, die potentiell an der Kolmation beteiligt sind und signifikant sind ( $p < 0,05$ , Anhang 7). Dies wären die prozentualen Flächenanteile im Einzugsgebiet (Anteil Wald %W, Grünfläche %G und Siedlung %S), sowie die Einzelfaktoren aus der allgemeinen Bodenabtragsgleichung Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor, KF) und Regenerositätsfaktor (R-Faktor, RF). Diese Erkenntnisse decken sich mit den Untersuchungen von Stein et

al. (2021), die ebenfalls einen Zusammenhang zu dem prozentualen Flächenanteil von Wald zeigen (>70%), in dem keine/geringe Kolmation vorkommt, während Anteile von Grünland (>20%) und Siedlungen (>5%) auf stärkere Kolmation hinweisen. Stein et al. (2021) fand zusätzlich eine Korrelation zur prozentualen Ackerfläche (>20%) mit Trend zu stärkerer Kolmation, die im Rahmen dieser Untersuchung nicht bestätigt werden kann, allerdings zeigen die untersuchten Einzugsgebiete auch keine Ackerflächen > 20% (vgl. Kap 3.3).

#### 4.1.2 Korrelationen der kolmationsbeschreibenden Zielgrößen EG-WRRL-Daten

Für die Heatmap der ausgewählten Parameter der EG-WRRL-Bewertung eignen sich als Zielgrößen nur das Verhältnis der Grob- und Feinsedimentbesiedler (GSB/FSB) sowie die Abflussreduktion mit der Kolmation-Messung. Die ausgewählten EG-WRRL-Bewertungen umfassen den „Ökologischen Zustand“ (ÖZ), die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ (MZB) sowie die Parameter „Strukturgüte“ (SG) und „Sohlstruktur“ (SS) aus der Gewässerstrukturgütekartierung. Abbildung 4-2 zeigt die Heatmap für die Parameter der EG-WRRL, während die Signifikanzuntersuchungen in Anhang 7 aufgeführt sind.

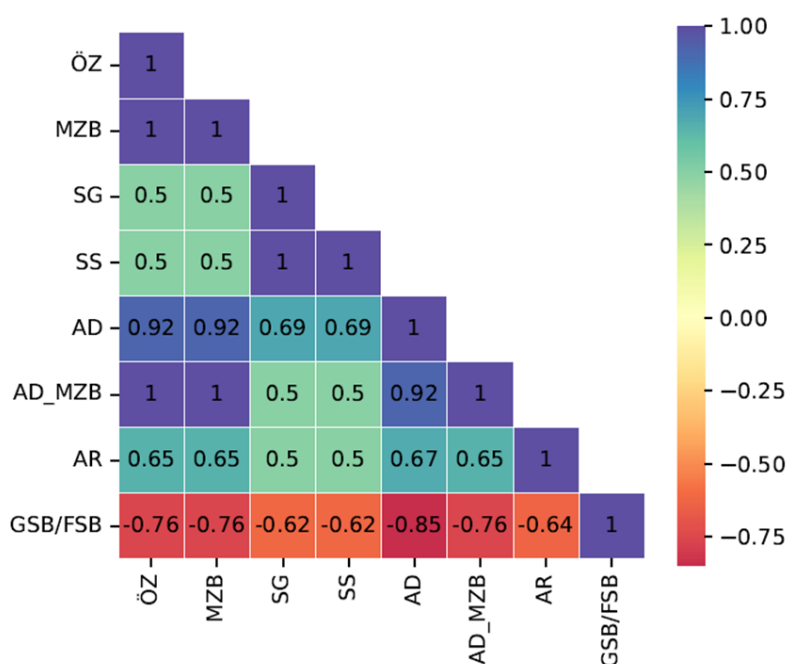


Abbildung 4-2: Korrelationen zwischen ausgewählten Bewertungen der EG-WRRL und kolmationsbeschreibenden Zielgrößen nach Stein et al. (2021).

Aus Abbildung 4-2 ist zu entnehmen, dass insbesondere das Verhältnis von GSB/FSB einen nach Cohen (1988) „starken“ bis „sehr starken“ Zusammenhang zu den EG-WRRL-Bewertungen aufweist, während die Abflussreduktion (AR) mit Werten größer und gleich 0,5 zwar ebenfalls einen „starken“ Zusammenhang aufweist, jedoch nicht so stark ausgeprägt ist, wie das Verhältnis von GSB/FSB. Außerdem zeigen die Parameter aus der Gewässerstrukturgütekartierung (SG, SS) eine „starke“ aber weniger ausgeprägte Korrelation, als die Parameter „Ökologischer Zustand“ und „Makrozoobenthos“. Auch dieses Ergebnis deckt sich mit den Studien von Stein et al. (2018,

2021), in denen tendenziell Fließgewässer mit schlechterer EG-WRRL-Bewertung in der Regel auch eine stärkere Kolmatierung aufwiesen (insbesondere für den Fließgewässertyp 5).

#### 4.1.3 Korrelationen der kolmationsbeschreibenden Zielgrößen zu biologischen Parametern

Die im Rahmen dieses Projekts erfassten biologischen Größen setzen sich zusammen aus der Beprobung des MZB im Rahmen der zweiten Messkampagne (Frühjahr 2022) sowie den zu allen Messkampagnen erfassten Daten der Meiofauna-Beprobung. Für die MZB-Beprobung und der anschließenden Auswertung gemäß EG-WRRL (PERLODES) werden die drei Bewertungs-Metrics „Fauna-Index“ (FA\_I), „Rheo-Index“ (Rheo\_I) und „EPT-Anteil“ (EPT) betrachtet, während für die meiofaunistischen Auswertungen die „Individuen-Anzahl“ (IN) und die „Taxa-Zahl“ (TN) berücksichtigt werden. Abbildung 4-3 zeigt die Heatmap für die ausgewählten biologischen Größen, während in Anhang 7 die jeweiligen Signifikanzbetrachtungen dargestellt sind.

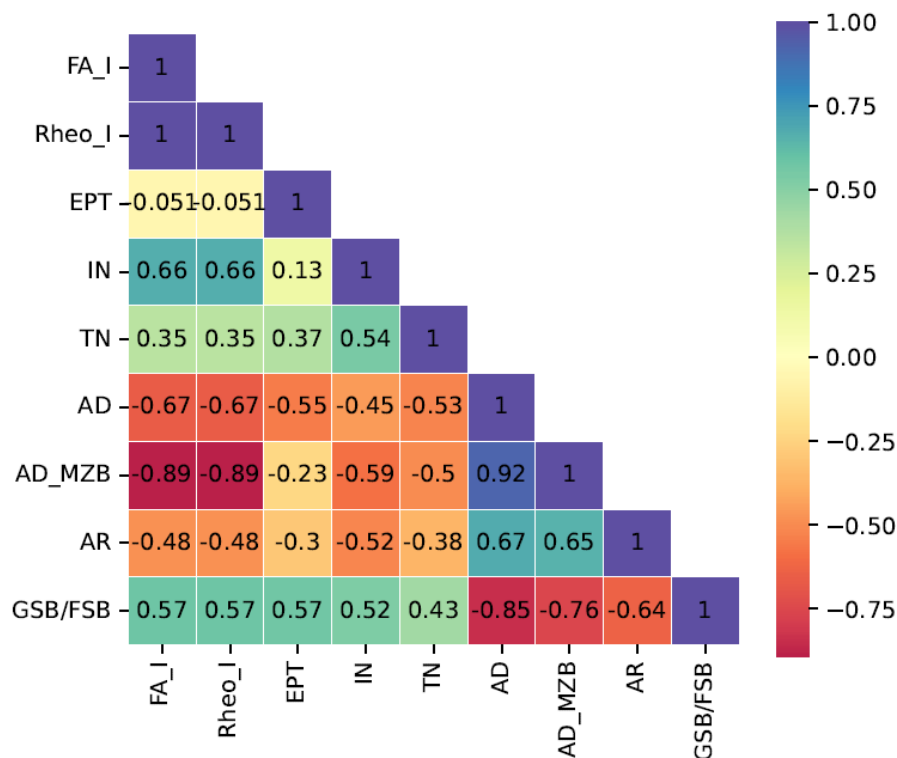


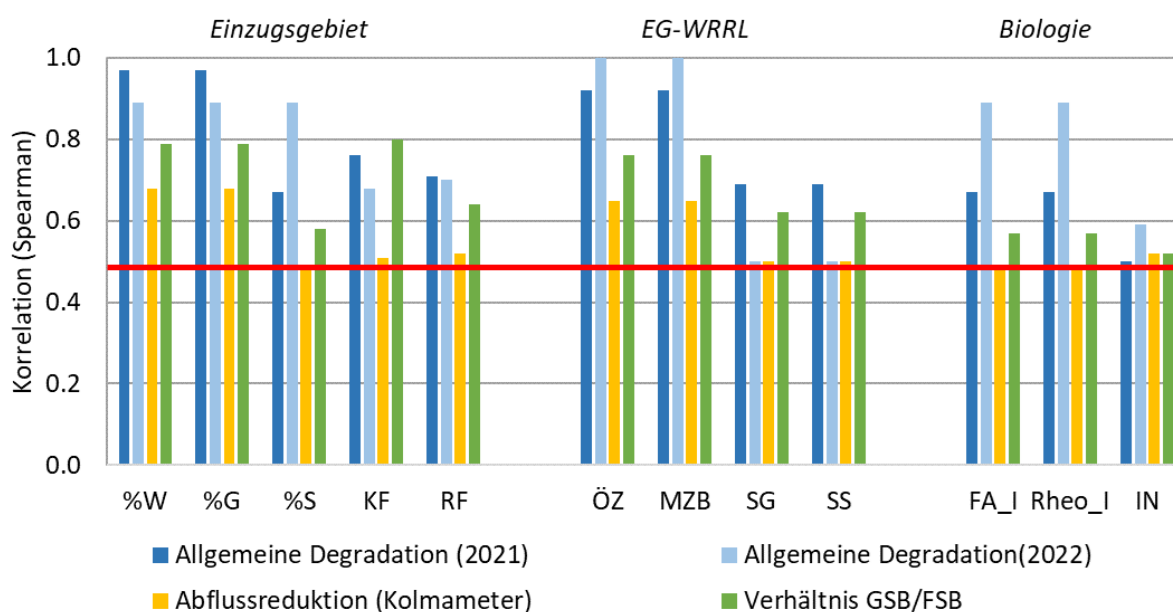
Abbildung 4-3: Korrelationen zwischen ausgewählten Parametern der faunistischen Beprobung und kolmationsbeschreibenden Zielgrößen nach Stein et al. (2021).

Aus der Makrozoobenthos-Beprobung zeigen der Fauna-Index (FA\_I) und der Rheo-Index (Rheo\_I) insbesondere zur „Allgemeinen Degradation“ aus der Beprobung in 2022 (AD\_MZB) eine sehr starke Korrelation ( $>0,7$ ), wobei auch zur Abflussreduktion (AR) und dem Verhältnis GSB/FSB mit Korrelationen von 0,48 bzw. 0,57 „starke“ Zusammenhänge identifiziert werden können. Der EPT-Anteil dagegen zeigt nur „schwache“ Korrelationen zur Abflussreduktion (AR) mit dem Kolmameter und zur Allgemeinen Degradation von 2022 (AD\_MZB), wobei interessan-

terweise zu „Allgemeinen Degradation“ (AD) aus dem Jahr 2021 eine „starke“ Korrelation gefunden wird. Aus der meiofaunistischen Untersuchung zeigt die Abundanz (Individuen-Anzahl IN) eine starke Korrelation als die Taxa-Zahl. Für die Individuen-Anzahl ist die Korrelation für alle vier Zielgrößen  $> 0,5$ , während für die Taxa-Zahl zur Abflussreduktion und GSB/FSB Korrelationen  $< 0,5$  identifiziert werden.

#### 4.1.4 Zusammenfassung der Korrelationen zu den kolmationsbeschreibenden Zielgrößen

Auf Basis der im vorherigen Kapitel ermittelten Korrelationen können weitere Parameter aus den Bereichen Einzugsgebietscharakteristik, EG-WRRL-Bewertung und biologische Beprobung identifiziert werden, die einen potentiellen Einfluss auf die Kolmation haben. Abbildung 4-4 zeigt alle Variablen, die letztendlich für die Bildung des Kolmations-Index (K1-K5) verwendet wurden, sowie deren Korrelationen zu den aus Stein et al. (2021) genannten Zielgrößen, welche alle als signifikant ( $p > 0,05$ ) zu bezeichnen sind. Die rote Linie markiert einen Schwellenwert zu einer starken Korrelation ( $> 0,5$ , vgl. Kap. 2.3.3).



**Abbildung 4-4:** Zusammenfassende Darstellung der Korrelationskoeffizienten ausgewählter Parameter zu den kolmationsbeschreibenden Parametern nach Stein et al. (2021). Die rote Linie markiert einen Schwellenwert zu einer starken Korrelation ( $> 0,5$ ).

Die größten Korrelationskoeffizienten sind für die „Allgemeine Degradation“ erkennbar, gefolgt von Korrelationen zum Verhältnis GSB/FSB und Abflussreduktion. Interessanterweise zeigen die Ergebnisse aus der EG-WRRL (2021) und Biologie (z. T. auch aus den Einzugsgebietscharakteristika) höhere Korrelation zu der „Allgemeinen Degradation“ aus dem Jahr 2022. Die höchsten Korrelationen aus den Einzugsgebietscharakteristiken sind der prozentuale Anteil an Wald (%W) und Grünflächen (%G), während bei der EG-WRRL-Bewertungen der „Ökologische Zustand“ (ÖZ) und die „Makrozoobenthos“-Bewertung (MZB) höhere Korrelationen aufweisen, als die Parameter aus der Strukturgütekartierung (SG, SS). Für die biologischen Größen zeigen der Fauna-Index

(FA\_I) und der Rheo-Index (Rheo\_I) aus der MZB-Bewertung vergleichbare Korrelationen, während die Individuen-Anzahl aus der Meiofauna-Beprobung etwas geringere Korrelationen zeigt.

Für die Bewertung der Korrelationen bzw. für die Auswahl an Parametern für die Klassifizierung in einen Kolmations-Index gilt weiterhin zu berücksichtigen, dass primär die kolmationsbeschreibenden Zielgrößen nach Stein et al. (2021) betrachtet werden („Allgemeine Degradation“, GSB/FSB-Verhältnis und Abflussreduktion mit Kolmameter), die durch die in Abbildung 4-4 enthaltenen Parameter ergänzt werden. Damit wird gewährleistet, dass sowohl Parameter, die das Einzugsgebiet charakterisieren, als auch Variablen zur Beschreibung der lokalen messtellenspezifischen Charakteristika Berücksichtigung finden.

## 4.2 Klassifizierung der erhobenen Datensätze

Die Klassifizierung in verschiedene Kolmations-Indices (K1-K5) erfolgte in einer ersten Stufe rein objektiv auf Basis einer Gradienten-Betrachtung der einzelnen Parameter, indem jeweils der minimale und maximale Wert eines Parameters bestimmt wird und darauf aufbauend der Wertebereich in fünf Klassen eingeteilt wird. Mit dieser Vorgehensweise kann für jede einzelne Messstelle in jeder Messkampagne eine parameterspezifische Klassifizierung ermittelt werden. Anschließend wird die Klasseneinteilung aller Parameter betrachtet und ggf. durch höhere Gewichtung einzelner Variablen angepasst. Speziell die im Rahmen dieses Projekts erhobenen biologischen Größen finden bei der Gewichtung entsprechende Berücksichtigung. Mit dieser Vorgehensweise wird jeder Probenahme ein Kolmations-Index (K1-K5) zugewiesen.

Abbildung 4-5 zeigt das finale Ergebnis der Zuweisung von einzelnen Probenahmen zu einem Kolmations-Index, wobei zusätzlich Angaben zur Probenahme-Anzahl und Fließgewässer in der Grafik enthalten sind. Die einzelnen Werte der identifizierten beschreibenden Variablen (Kap. 4.1) sind für jeden Kolmations-Index und Probenahme in Anhang 8 aufgeführt.

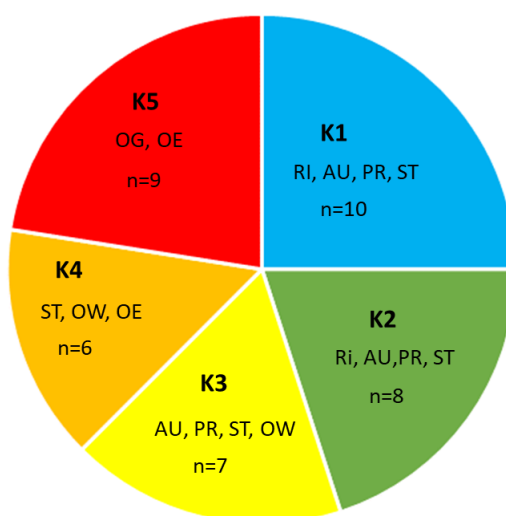


Abbildung 4-5: Einteilung der einzelnen Probenahmen aller Messstellen und Fließgewässer in einen Kolmations-Index K1-K5.



Der Kolmations-Index K1 stellt die im Rahmen dieses Projekts ermittelten Referenzbedingungen dar und umfasst insgesamt 25,0% aller Probenahmen (n = 10). Damit ist der Anteil von K1 gegenüber den anderen Klassen etwas umfangreicher, wobei diesbezüglich zu berücksichtigen ist, dass bei der Gewässerauswahl mehrere Gewässer als mögliche Referenz in Betracht gezogen wurden (siehe Kap. 2.1), um letztendlich belastbare Referenzwerte (siehe Kap.5) abzuleiten. Im Gewässer Riveris (RI) gehören fast alle Probenahmen zu K1, während einzelne Probenahmen vom Auersbach (AU), Prims (PR) und Steinalp (ST) ebenfalls K1 zugeordnet werden können. In den Kolmations-Index K2 wurden insgesamt 8 Probenahmen zugeordnet, was 20,0% aller Probenahmen entspricht. Als Fließgewässer sind die Riveris (RI), der Auersbach (AU), die Prims (PR) und die Steinalp (ST) vertreten. Der Kolmations-Index K3 umfasst 17,5% aller Probenahmen (n = 7) mit Probenahmen aus Auersbach (AU), Prims (PR), Steinalp (ST) und der Oberen Wied (OW), während in K4 Probenahmen der Steinalp (ST), Oberen Wied (OW) und des Östelbachs (OE) enthalten sind (n = 6, 15,0% aller Probenahmen). Im Kolmations-Index K5, welcher einer schlechtesten Bewertung entspricht, sind insgesamt 9 Probenahmen aus dem Östelbach (OE) und Oberen Gelbach (OG) enthalten. Dies entspricht einem prozentualen Anteil von 22,5 % aller Probenahmen.

Aus der probenahme-spezifischen Eingliederung in eine 5-stufige Kolmations-Klassifizierung wird der Unterschied zur fließgewässerspezifischen Einteilung deutlich, da einige Gewässer zwei oder zum Teil auch drei Kolmations-Indices umfassen.

### **4.3 Abiotische kolmationsbeschreibende Schlüsselfaktoren (MultiPAC)**

Auf Basis des gebildeten Kolmations-Index (KI) sowie unter Berücksichtigung der kolmationsbeschreibenden Zielgrößen können nun abiotische Schlüsselfaktoren zur Beschreibung der Kolmation aus der Datenerhebung mit MultiPAC identifiziert werden. Hierfür werden die Korrelationskoeffizienten unterschiedlicher abiotischer Auswertungen mit dem Kolmations-Index und den Zielgrößen nach Stein et al. (2021) betrachtet (Heatmap in Abbildung 4-6). In Anhang 7 sind die jeweiligen Signifikanzbetrachtungen dargestellt.

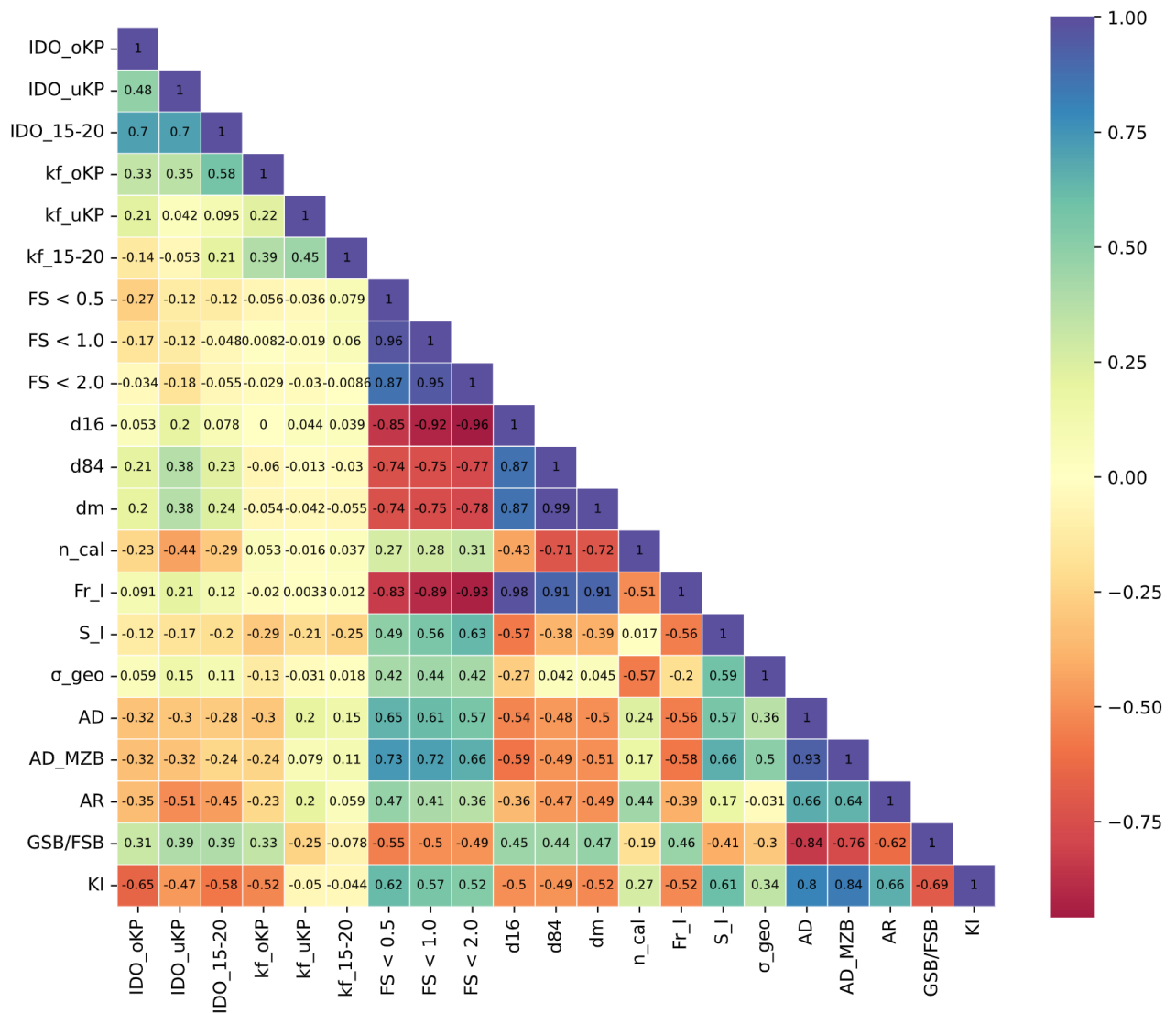


Abbildung 4-6: Korrelationen zwischen abiotischen Größen von MultiPAC und dem Kolmations-Index und der kolmationsbeschreibenden Zielgrößen nach Stein et al. (2021).

Um die vertikalen Profile der hydraulischen Leitfähigkeit ( $k_f$ ) und des interstitiellen gelösten Sauerstoffgehalts (IDO) in statistischen Analysen zu berücksichtigen, müssen diese auf einen Wert reduziert werden, wobei diesbezüglich insgesamt die bereits in Kap. 2 bzw. Kap. 3 vorgestellten Methoden in Betracht gezogen werden. Diese sind der Mittelwert oberhalb des charakteristischen Knickpunkts (oKP) bzw. unterhalb des Knickpunkts (uKP) und der Tiefenhorizont 15-20 cm, da dort die meiofaunistische Beprobung durch die RPTU stattfand (15-20).

Werden die Korrelationskoeffizienten des interstitiellen Gelöstsauerstoffgehalts oberhalb des Knickpunkts (IDO\_oKP) betrachtet, so findet sich im Vergleich zu den anderen Methoden (uKP, 15-20) die größeren Korrelationen zum Kolmations-Index mit 0,65 („starke Korrelation“) und zur Allgemeinen Degradation (AD, AD\_MZB) mit 0,32 („mittlere Korrelation“), während die Korrela-

tionen zu den Daten aus der meiofaunistischen Probenahme (AR, GSB/FSB) ebenfalls eine „mittlere Korrelation“ zeigen. Höhere Korrelationen zu AR und GSB/FSB zeigen sich für die weiteren Mittelungsmethoden.

Für die hydraulische Leitfähigkeit zeigen sich die größten Korrelationskoeffizienten eindeutig für die Methode mit der Mittelung oberhalb des Knickpunkts. Sowohl für den Kolmations-Index (0,52; „starke Korrelation“) als auch für alle kolmationsbeschreibenden Zielgrößen (0,23-0,30; „schwache bis mittlere Korrelation“) werden mit dieser Methode die besten Korrelationen gefunden.

Für die Korngrößenanalyse gibt es eine Vielzahl an Auswertemöglichkeiten und bestimmbarer Koeffizienten. Zu den wichtigsten gehören die Feinsedimentanteile, Perzentilwerte, und Koeffizienten zur Bestimmung der Heterogenität/Homogenität einer Sedimentprobe (vgl. Kap. 2.2.1).

Die Feinsedimentanteile (<0,5 mm, <1,0 mm, <2,0 mm) zeigen im Vergleich zu den hydraulischen Leitfähigkeiten und gelösten Sauerstoffgehalten tendenziell größere Korrelationskoeffizienten zum Kolmations-Index (0,52 – 0,62, „starke Korrelation“) und den kolmationsbeschreibenden Zielgrößen (0,36 – 0,73, „mittlere bis sehr starke Korrelation“). Besondere die Korrelationen zur „Allgemeinen Degradation“ sind höher als für die hydraulischen Leitfähigkeiten und die gelösten Sauerstoffgehalte. Innerhalb der Feinsedimentanteile zeigen die Anteile < 0,5 mm geringfügig höhere Korrelationen im Vergleich zu den Feinsedimentanteilen < 1,0 mm und < 2,0 mm.

Für die berechnete Porosität ( $n_{cal}$ ) zeigen sich nur geringe Korrelationskoeffizienten zum Kolmations-Index und zu kolmationsbeschreibenden Zielgrößen mit Werten < 0,3 („schwache Korrelationen“) mit Ausnahme zur gemessenen Abflussreduktion mit dem Kolmameter (0,44).

Für die Perzentil-Werte  $d_{16}$  und  $d_{84}$  werden ebenfalls mittlere bis starke Korrelationen gefunden (0,36 - 0,59), wobei diese tendenziell etwas geringer als die Koeffizienten für die Feinsedimentanteile ausfallen.

Für die Koeffizienten zur Beschreibung der Korngrößenvariabilität innerhalb einer Sedimentprobe (Sortierungskoeffizient  $S_I$ , geometrische Standardabweichung  $\sigma_{geo}$ ) zeigen sich eindeutig bessere Korrelationen zum Sortierungskoeffizienten, insbesondere zum Kolmations-Index (0,61; „starke Korrelation“), zum Anteil von Grob- zu Feinsedimentbesiedler (0,46) und zur Allgemeinen Degradation AD (0,57 - 0,66, „starke Korrelation“). Die geometrische Standardabweichung zeigt diesbezüglich nur „mittlere Korrelationen“ zum Kolmations-Index (0,34) und GSB/FSB (0,3) und lediglich zur „Allgemeinen Degradation“ können höhere Korrelation ermittelt werden (0,36 - 0,50). Der aus dem Sortierungskoeffizienten und dem geometrischen Korndurchmesser ermittelte Fredle-Index ( $Fr_I$ ) zeigt vergleichbare Korrelationskoeffizienten wie der Sortierungskoeffizient ( $S_I$ ) im Bereich der überwiegend „starken Korrelationen“ mit Werten > 0,5.

Basierend auf der Analyse der in Abbildung 4-6 gefundenen Korrelationskoeffizienten werden folgende abiotische Schlüsselfaktoren für die weitere Betrachtung im Rahmen dieses Projekts festgelegt:

- Hydraulische Leitfähigkeit ( $k_f$ \_oKP)
- Interstitieller gelöster Sauerstoffgehalt (IDO\_oKP)
- Feinsedimentanteil < 1,0 mm (FS < 1,0 mm)
- Fredle-Index (F\_I)
- Sortierungskoeffizient (S\_I)

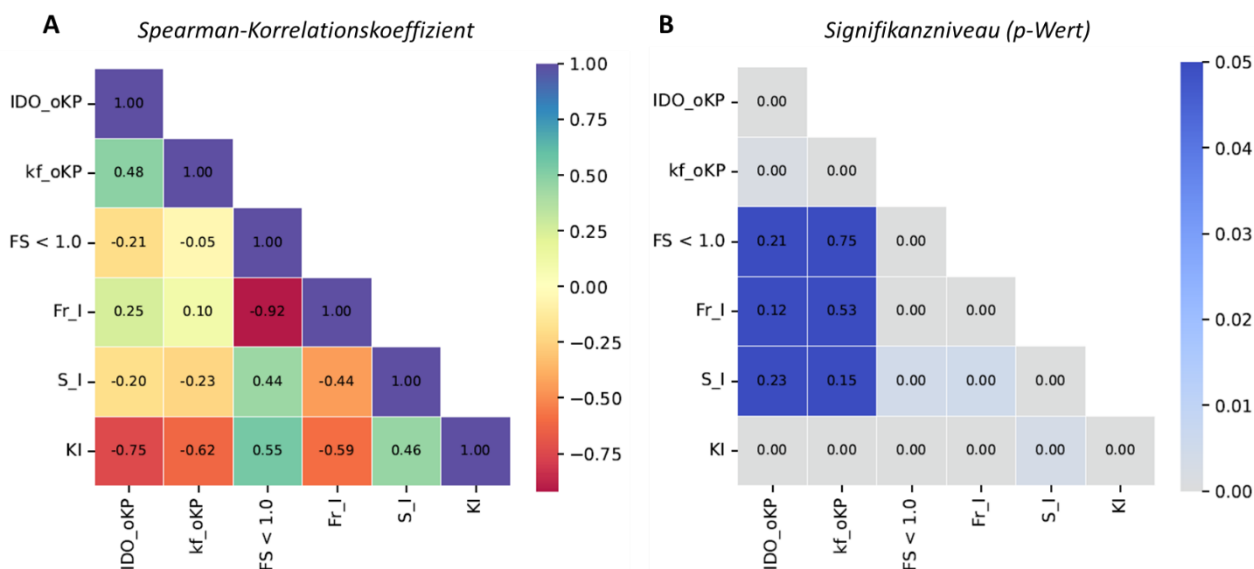
## 5. Statistische Analyse zu abiotischen Größen (MultiPAC)

Aufbauend auf der Bildung des Kolmation-Index in Kap. 4 auf Basis von kolmationsbeschreibenden Größen und der Identifizierung von abiotischen Schlüsselparametern werden in diesem Kapitel funktionale Zusammenhänge zwischen allen erhobenen Daten (Einzugsgebietscharakteristik, EG-WRRL-Bewertungen, biologische Probenahme und Auswertung) mit den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC sowie dem Kolmations-Index KI untersucht. Dies erfolgt auf Basis von Rangkorrelationsanalysen (nach Spearman) sowie mittels einer Hauptkomponentenanalyse (PCA, „Principal Component Analysis“). Damit können sowohl statistische Zusammenhänge der abiotischen Parameter zum Kolmations-Index als auch zu weiteren Parametern aus dem Einzugsgebiet, der EG-WRRL und der biologischen Untersuchung von Makrozoobenthos und Meiofauna abgeleitet werden.

### 5.1 Abiotische Schlüsselfaktoren von MultiPAC

#### 5.1.1 Spearman-Korrelation (abiotische Parameter - MultiPAC)

Die bivariate Korrelationen nach Spearman betreffen hier insbesondere den Kolmations-Index (KI) mit den in Kap. 4 identifizierten abiotischen Schlüsselparametern der MultiPAC-Beprobung. Die Heatmap in Abbildung 5-1 (A) zeigt in der unteren Zeile die jeweiligen Korrelationskoeffizienten zum Kolmations-Index, während Abbildung 5-1 (B) das Signifikanzniveau repräsentiert.



**Abbildung 5-1: Korrelationen zwischen ausgewählten abiotischen Parametern von MultiPAC mit dem Kolmations-Index.**

In Abbildung 5-1 (A) sind nach Cohen (1988) für nahezu alle ausgewählten abiotischen Schlüsselparametern „starke“ Korrelationen ( $> 0,5$ ) zum Kolmations-Index (KI) zu erkennen und belegt somit sowohl die Auswahl der Schlüsselparameter als auch die Einteilung des Kolmations-Indexes. Die höchste Korrelation ergibt sich für den interstitiellen Sauerstoffgehalt (IDO\_oKP) mit

einem Wert von -0,75, während die hydraulische Leitfähigkeit ( $k_{f\_oKP}$ ) und der Fredle-Index mit Werten von -0,62 bzw. -0,59 ähnliche „starke“ Korrelationskoeffizienten aufweisen. Der Feinsedimentanteil ( $FS < 1,0$  mm) zeigt ebenfalls noch eine „starke“ Korrelation mit einem Wert von 0,55. Lediglich der Sortierungs-Index zeigt einen Korrelationskoeffizienten  $< 0,5$ , wobei der Wert 0,46 auf eine „mittlere“ bis „starke“ Korrelation hindeutet. Abbildung 5-1 (B) zeigt das Signifikanzniveau der gefundenen Korrelationen, welche für den Kolmation-Index für alle abiotischen Schlüsselfaktoren als signifikant zu bezeichnen sind ( $p < 0,05$ ).

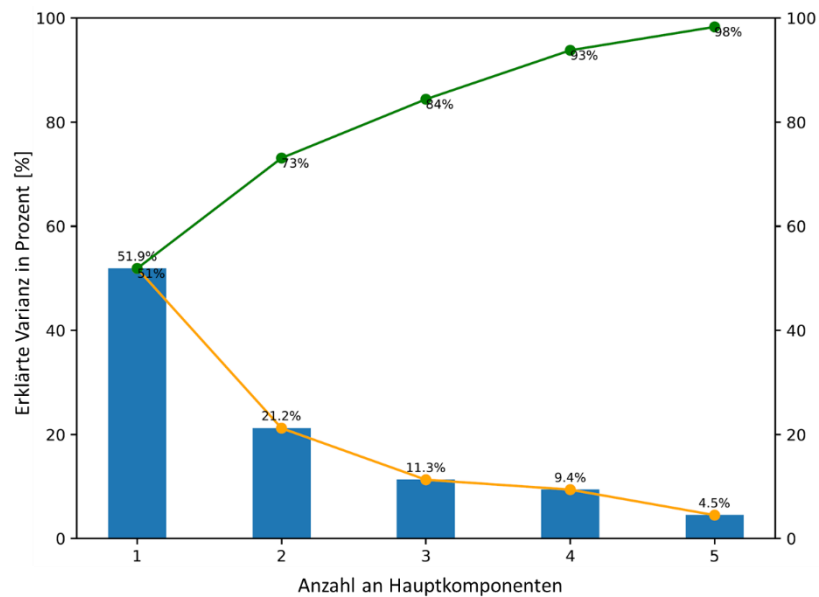
Aus Abbildung 5-1 (A) können als ergänzende Informationen noch Korrelationen zwischen den abiotischen Schlüsselfaktoren abgeleitet werden, so zeigt z.B. der interstitielle Sauerstoffgehalt eine „starke“ Korrelation zu der hydraulischen Leitfähigkeit (0,48) und der Fredle-Index (-0,92) eine „sehr starke“ Korrelation zu den Feinsedimentanteilen  $< 1,0$  mm.

### 5.1.2 Hauptkomponentenanalyse (abiotische Parameter - MultiPAC)

Eine Hauptkomponentenanalyse analysiert einen Datensatz mit verschiedenen abhängigen Variablen mit dem Ziel die wichtigsten Informationen des Datensatzes zu extrahieren und diese in einer geringeren Variablenanzahl (den sogenannten Hauptkomponenten) auszudrücken, um einen Großteil der Varianz des ursprünglichen Datensatzes zu erklären.

Eine Hauptkomponentenanalyse extrahiert zu Beginn so viele Hauptkomponenten wie Variablen (hier  $n=5$ ). Mithilfe eines sogenannten Scree-Plots (Abbildung 5-2) kann die erklärte Gesamtvarianz des Datensatzes in Abhängigkeit der Anzahl von Hauptkomponenten dargestellt werden. Die erste Komponente erklärt stets die größte Varianz, während alle weiteren Komponenten immer weniger Varianz erklären. Das sogenannte „Ellbogenkriterium“ beschreibt einen markanten Knick im Scree-Plot anhand dessen die Auswahl der Komponenten festgelegt werden kann. Andere empfohlene Kriterien sind z.B. nach Urdan (2010) keine weiteren Komponenten zu berücksichtigen, wenn nicht mindestens 10% der Gesamtvarianz zusätzlich erklärt werden können.

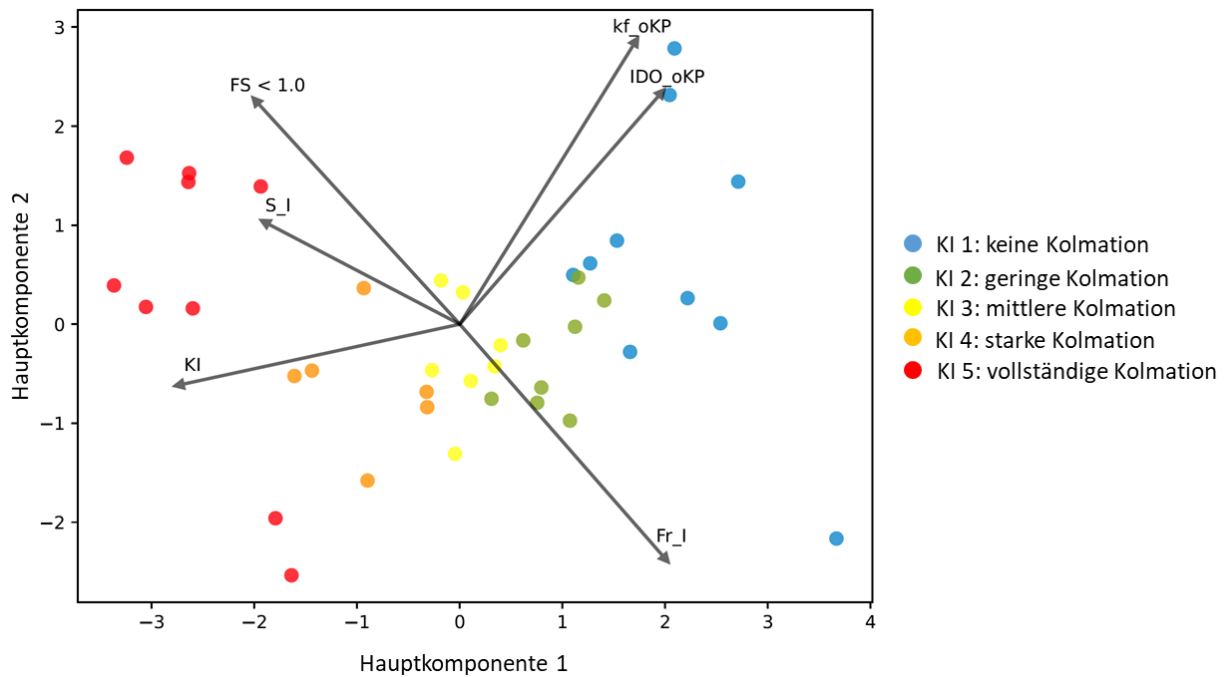
In Abbildung 5-2 erklärt die erste Hauptkomponente 52% der Gesamtvarianz, welche durch Hinzunahme einer zweiten Hauptkomponente auf insgesamt 73% gesteigert werden kann. Ab der Hauptkomponente 4 werden insgesamt 93% der Gesamtvarianz erklärt. Wird das Kriterium von Urdan (2010) angewendet, sind insgesamt 3 Hauptkomponenten maßgebend, womit 84% der Gesamtvarianz erklärt werden können.



**Abbildung 5-2: Scree-Plot zur Erklärung der Varianz in Abhängigkeit der Anzahl von Hauptkomponenten für die abiotischen Parameter von MultiPAC.**

Ein Biplot zeigt einerseits die Positionen der einzelnen Probenahmen im Hauptkomponentenraum an und ermöglicht so die Interpretation von möglichen Zusammenhängen und Mustern (Scatter-Plot). Die Farben repräsentieren hierbei die einzelnen Kolmations-Indices (K1-K5). Je enger die Probenahmen eines bestimmten Kolmations-Indexes zusammenliegen, desto ähnlicher sind deren abiotische Schlüsselfaktoren. Andererseits repräsentiert die Länge der Pfeile die sogenannten Ladungen („Loadings“) der einzelnen Schlüsselfaktoren und die Richtungen stellen funktionale Zusammenhänge dar. Zeigen die Pfeile in dieselbe Richtung steht dies für eine positive Korrelation, während eine entgegengesetzte Richtung für eine negative Korrelation steht. Je größer der Winkel zwischen den Pfeilen wird, desto geringer ist deren funktionaler Zusammenhang bezogen auf eine einzelne Hauptkomponente. Somit stellt der Biplot ein zusammenfassendes graphisches Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse dar, in dem sowohl funktionale Zusammenhänge als auch deren Größe visualisiert werden.

Abbildung 5-3 zeigt den Biplot für die abiotischen Schlüsselfaktoren gemeinsam mit dem Kolmations-Index (KI).



**Abbildung 5-3: Biplot für die abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC.**

In Abbildung 5-3 sind überwiegend zwei dominierende Achsen erkennbar, die man sich als gedrehtes Koordinatensystem vorstellen muss. Eine erste Achse ist erkennbar für die hydraulische Leitfähigkeit ( $kf\_oKP$ ) und den interstitiellen Sauerstoffgehalt ( $IDO\_oKP$ ), welche beide positiv miteinander korrelieren. Die zweite Achse repräsentiert der Fredle-Index ( $Fr\_I$ ), welcher negativ mit dem Feinsedimentanteil  $< 1,0$  mm ( $FS < 1,0$ ) korreliert.

Für den funktionalen Zusammenhang der abiotischen Schlüsselfaktoren zum Kolmations-Index (KI) kann die Abbildung 5-3 wie folgt interpretiert werden: Eine Kombination aus den oben erwähnten Achsen, kann die Gesamtvarianz der Kolmations-Indices relativ gut erklären. Wird eine dritte Achse, die den Sortierungskoeffizient ( $S\_I$ ) repräsentiert, hinzugenommen, kann die erklärte Varianz des Kolmations-Index noch erhöht werden, da dieser sich nicht in die beiden oben erwähnten Achsen integrieren lässt. Da der Pfeil für den Sortierungs-Index ( $S\_I$ ) im Vergleich zu den weiteren Pfeilen kleiner ist, ist dessen Bedeutung für die Erklärung der Varianz etwas geringer als für die weiteren Schlüsselfaktoren. Damit werden insgesamt drei Achsen bzw. Hauptkomponenten notwendig, um die Varianz der Kolmations-Indices zu erklären. Dieser funktionale Zusammenhang ist auch in der Heatmap der Ladungen (Abbildung 5-4 A) erkennbar, in der z.B. der Sortierungskoeffizient erst in der dritten Hauptkomponente eine sehr hohe Ladung erhält und damit noch zu einer Verbesserung der Erklärung der Varianz beitragen kann.

Im Scatter-Plot (Abbildung 5-3) sind die einzelnen Probenahmen mit ihren zugeordneten Kolmations-Indices positioniert und entsprechend dem Pfeil für den Kolmations-Index kann entlang der ersten Hauptkomponente ein abnehmender Trend des Kolmationsgrads abgelesen werden. Der Scatter-Plot ermöglicht eine Überprüfung der zugeordneten Kolmationsgrade, da eine enge

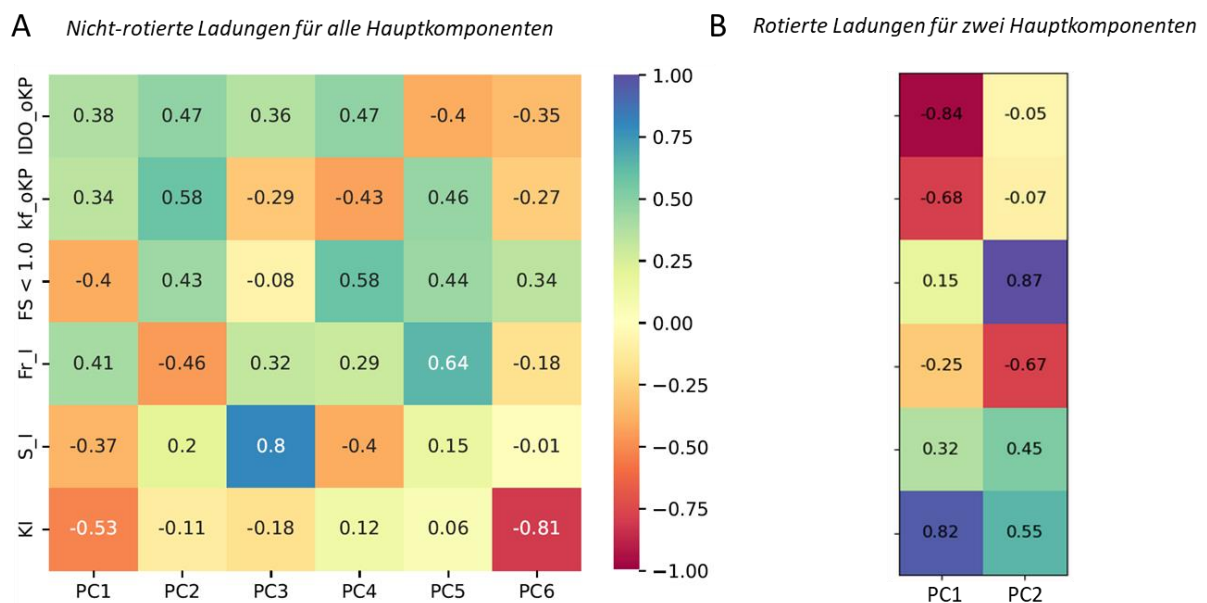


Positionierung der einzelnen Probenahmen mit identischem Kolmations-Index auch ähnliche Eigenschaften der abiotischen Schlüsselfaktoren repräsentieren. Anhand Abbildung 5-3 ist eine klare Abgrenzung zwischen Kolmations-Indices K1-K2 und K4-K5 zu erkennen, während die Probenahmen mit einem Kolmations-Index K3 und K4 jeweils an die Randbereiche der Probenahmen mit K2 bzw. K3 heranreicht, wodurch hier eine Differenzierung zwischen diesen Kolmations-Indices herausfordernder wird.

Jeder Hauptkomponente können bezüglich der Schlüsselfaktoren sogenannte Ladungen („loadings“) zugewiesen werden. Die Ladungen („loadings“) geben die Korrelation zwischen einer Variablen und einer Hauptkomponente an und somit, wie eng eine Variable mit einer Hauptkomponente zusammenhängt (Werte zwischen -1,0 und +1,0). Beiträge nahe „0“ zeigen an, dass kaum ein funktionaler Zusammenhang besteht.

Mit Rotationsverfahren können die zwei Hauptkomponenten gedreht werden, um somit die Interpretation eines Biplots zu vereinfachen. Das gängigste Rotationsverfahren wird „Varimax“ genannt, welches ein orthogonales Rotationsverfahren ist und hier für die ersten zwei Hauptkomponenten angewendet wird.

Abbildung 5-4 (A) zeigt die Ladungen aller Hauptkomponenten (ohne Rotation) während Abbildung 5-4 (B) die Ladungen der beiden ersten Hauptkomponenten mit Rotation darstellt.



**Abbildung 5-4: Ladungen der abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC für die einzelnen Hauptkomponenten (PC1-PC6).**

Die Ladungen der ersten Hauptkomponente in Abbildung 5-4 (A) (PC1, 52% der Gesamtvarianz) zeigen relativ gleich verteilte Ladungen für alle Schlüsselfaktoren mit Werten zwischen 0,37 bis 0,41, während in der zweiten Hauptkomponente (21% der Gesamtvarianz) insbesondere die hydraulische Leitfähigkeit (kf\_oKP) eine hohe Ladung mit 0,58 zeigt, gefolgt vom interstitiellen

Sauerstoffgehalt (IDO\_oKP) mit 0,47 und dem Fredle-Index von 0,46. Lediglich der Sortierungskoeffizient (S\_I) zeigt für die zweite Hauptkomponente nur einen geringen Wert von 0,2, wobei dieser in der dritten Hauptkomponente stark (0,8) vertreten ist.

Werden nun die Ladungen der rotierten Matrix betrachtet, welche den beschriebenen Achsen im Biplot (Abbildung 5-3) entsprechen, wird deutlich, dass insbesondere der interstitielle Sauerstoffgehalt (IDO\_oKP) sowie die hydraulische Leitfähigkeit (kf\_oKP) mit Ladungen von -0,84 bzw. -0,68 die erste Hauptkomponente dominieren, während in der zweiten Hauptkomponente der Feinsedimentanteil (FS<1,0) und der Fredle-Index (Fr\_I) mit Werten von 0,87 und -0,67 eine bedeutende Rolle zur Erklärung der Gesamtvarianz einnehmen.

## 5.2 Einzugsgebietscharakteristik und abiotische Größen (MultiPAC)

### 5.2.1 Spearman-Korrelation (Einzugsgebietscharakteristik)

Für die Rangkorrelation nach Spearman zur Beschreibung des Einflusses von Einzugsgebietscharakteristiken auf den Kolmations-Index, werden diese direkt mit den abiotischen Schlüsselfaktoren kombiniert, um auch Rückschlüsse auf Zusammenhänge zwischen beschreibenden Variablen der Einzugsgebiete und den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC zu ermitteln.

Die Heatmap in Abbildung 5-5 zeigt in der unteren Zeile die jeweiligen Korrelationskoeffizienten zum Kolmations-Index. In Anhang 9 ist die Heatmap mit dem dazugehörigem Signifikanzniveau dargestellt.

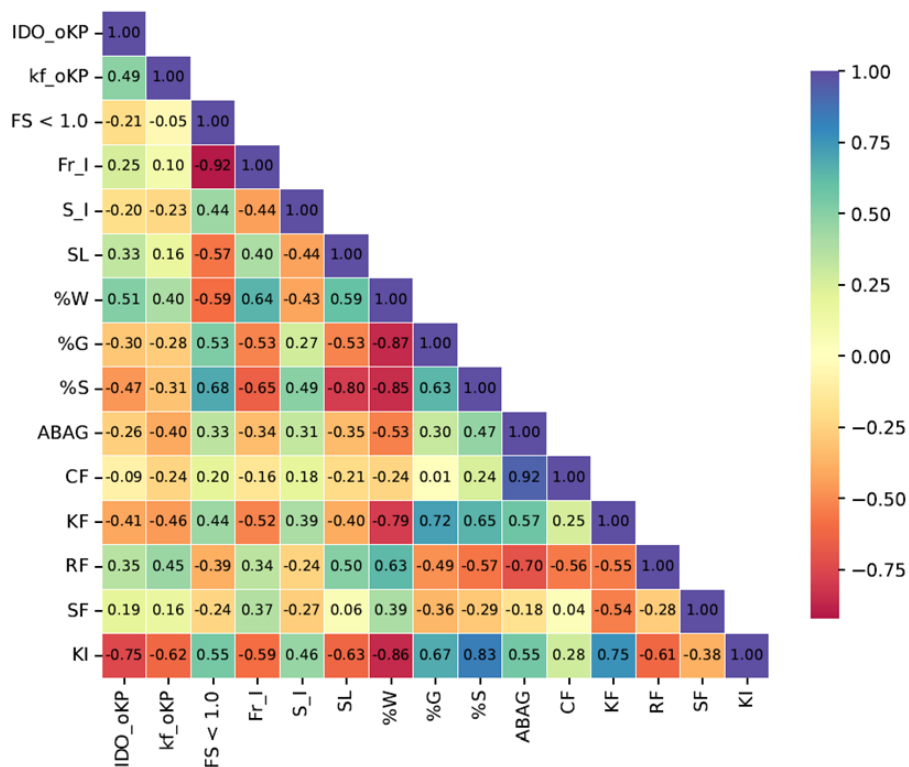


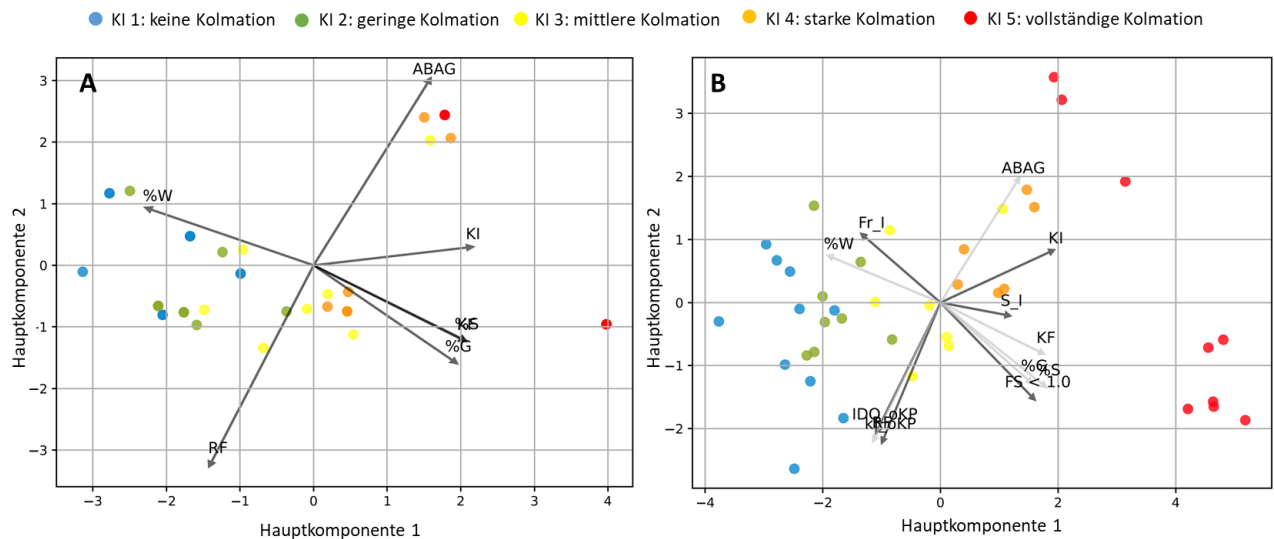
Abbildung 5-5: Korrelationen zwischen ausgewählten Parametern der Einzugsgebietscharakteristik zum Kolmations-Index und den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC.

Aus Abbildung 5-5 kann abgeleitet werden, dass speziell die prozentualen Anteile der Landnutzung einen sehr starken Zusammenhang zum Kolmations-Index aufweisen. Insbesondere der Waldanteil (%W) zeigt mit einem Korrelationskoeffizient von -0,86 einen „extrem starken“ negativen Zusammenhang zum Kolmations-Index, aber auch der Grünlandanteil (%G) und der Siedlungsanteil (%S) mit 0,67 bzw. 0,83 korrelieren „sehr stark“ (positiv) mit dem Kolmations-Index. Die Hangneigung (SL) zeigt mit einem Korrelationskoeffizient von -0,63 ebenfalls einen „starken“ negativen Zusammenhang zum Kolmations-Index. Für die Erosionsklassen der ABAG kann ein starker positiver Zusammenhang mit dem Kolmations-Index gefunden werden (0,55), während unter den Einzelfaktoren der ABAG der K-Faktor (KF, 0,75) und der R-Faktor (RF, -0,61) am stärksten korrelieren. Die hohen Korrelationskoeffizienten der Einzugsgebietsfaktoren zum Kolmations-Index sind insofern nicht verwunderlich, da diese in Kap. 4 zur Bildung des Kolmations-Index herangezogen wurde.

Aus den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC finden sich für den interstitiellen Sauerstoffgehalt (IDO\_oKP) „starke“ Korrelationen zum Wald- und Siedlungsanteil (0,51; -0,47) und „mittlere“ bis „starke“ Zusammenhänge zum K-Faktor (0,41). Die hydraulische Leitfähigkeit korreliert am stärksten mit dem K- und R-Faktor der ABAG (-0,46; 0,45), aber auch mit dem Waldanteil (%W; 0,40) und den Erosionsklassen der ABAG (-0,40). Der Feinsedimentanteil (FS<1,0) zeigt einen „sehr starken“ Zusammenhang zum Siedlungsanteil (%S; 0,68) und „starke“ Zusammenhänge zum Waldanteil (%W; -0,59) und Grünlandanteil (%G; 0,53) sowie zur Hangneigung (SL; -0,57). Zu den Einzelfaktoren (KF, RF) der ABAG ist der Feinsedimentanteil mittelmäßig korreliert (0,44; -0,39). Der Fredle-Index (Fr\_I) ist mit den prozentualen Anteilen von Wald (%W; 0,64) und Siedlung (%S; -0,65) am stärksten korreliert, während der Grünlandanteil (%G) noch einen „starken“ Zusammenhang mit einem Wert von -0,53 aufweist. Aus der ABAG zeigt lediglich der K-Faktor einen „starken“ Korrelationskoeffizienten von -0,52 mit dem Fredle-Index. Der Sortierungskoeffizient (S\_I) zeigt im Vergleich zu den anderen Schlüsselfaktoren geringere Korrelationskoeffizienten, weist aber mit -0,43 zum Waldanteil (%W) und 0,49 zum Siedlungsanteil (%S) nahezu „starke“ Korrelationen auf.

### **5.2.2 Hauptkomponentenanalyse (Einzugsgebietscharakteristik)**

Für die Hauptkomponentenanalyse bezüglich der Einzugsgebietscharakteristik werden in Abbildung 5-6 die zusammenfassenden Biplots für die Einzugsgebietsgrößen selbst (Abbildung 5-6 A) und in Kombination mit den abiotischen Schlüsselfaktoren (Abbildung 5-6 B) dargestellt. Die entsprechenden Grafiken mit den Ladungen für die nicht-rotierte und rotierte Matrix, sowie die Scree-Plots sind in Anhang 10 aufgeführt.



**Abbildung 5-6: Biplots für ausgewählte Parametern der Einzugsgebietscharakteristik (A) in Kombination mit den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC (B).**

Aus dem Scree-Plot in Anhang 10 kann abgelesen werden, dass für Abbildung 5-6 (A und B) nach dem Kriterium von Urdan (2010) zwei Hauptkomponenten für eine Erklärung der Gesamtvarianz zu 85% (Abbildung 5-6 A) bzw. zu 67% (Abbildung 5-6 B) relevant sind, die auch im Biplot entlang des Waldanteils (%W), des Siedlungsanteils (%S), des Grünlandanteils (%G) und dem K-Faktor der ABAG bzw. entlang dem R-Faktor und den Erosionsgefährdungsklassen der ABAG erkannt werden können. Die Länge der Pfeile repräsentieren die Ladungen, demnach können für die ABAG und den RF entlang der zweiten Hauptkomponente größere Ladungen im Vergleich zu den Anteilen von Wald und Siedlung oder dem K-Faktor der ABAG in der ersten Hauptkomponente zugeordnet werden. Allerdings gilt zu berücksichtigen, dass die zweite Hauptkomponente weniger zu Erklärung der Gesamtvarianz beiträgt, als die erste Hauptkomponente (siehe Scree-Plot im Anhang 10).

Im Scatter-Plot von Abbildung 5-6 A sind dem Pfeil für den Kolmations-Index (KI) folgend entlang der ersten Hauptkomponente steigende Kolmationsgrade erkennbar. Erneut lassen sich die Kolmations-Indices K1-K2 und K4-K5 auf Basis der Einzugsgebietsfaktoren klar abgrenzen, wobei eine Differenzierung zwischen dem Kolmations-Index K1 und K2 bzw. zwischen K3 und K4 aufgrund der überlappenden Bereiche im Scatter-Plot nicht möglich erscheint.

Werden die Einzugsgebietsfaktoren (schwarze Pfeile) mit den abiotischen Schlüsselfaktoren (graue Pfeile) kombiniert betrachtet (Abbildung 5-6 B), lassen sich nach wie vor dieselben zwei Achsen wie in Abbildung 5-6 A identifizieren, wobei sich der Fredle-Index (Fr\_I) und der Feinsedimentanteil (FS<1,0) entlang der Achse vom Waldanteil (%W) und Grün- und Siedlungsanteil (%G, %S) eingliedern lassen und die Parameter interstitielle Sauerstoffgehalt (IDO\_oKP) und hydraulische Leitfähigkeit (kf\_oKP) entlang der Achse von ABAG und dem R-Faktor zu finden sind.

Im Scatter-Plot von Abbildung 5-6 B sind insgesamt mehr Probenahmen zu finden, da die abiotischen Schlüsselfaktoren für je zwei Messstellen und in 3 Messkampagnen bestimmt wurden.

Bezüglich der Positionierung der einzelnen Probenahmen kann eine optimierte Differenzierung zwischen den einzelnen Kolmationsgraden identifiziert werden. Zwar befinden sich immer noch einige Probenahmen mit Kolmations-Index K2 im Bereich der Probenahmen mit K1 bzw. eine Probenahme mit K3 im Bereich von K4, aber die überlappenden Bereiche werden durch die kombinierte Betrachtung von Einzugsgebietscharakteristiken und abiotischen Schlüsselfaktoren reduziert. Daraus kann rückgeschlossen werden, dass eine Kombination von Einzugsgebietsfaktoren auf größerer Skala mit den abiotischen Schlüsselfaktoren auf lokaler Ebene von Vorteil für die Erklärung der unterschiedlichen Kolmation-Indices ist.

## 5.3 EG-WRRL-Bewertung und abiotische Größen (MultiPAC)

### 5.3.1 Spearman-Korrelation (EG-WRRL-Bewertung)

Für die Rangkorrelation nach Spearman zur Beschreibung des Einflusses der EG-WRRL-Bewertungen aus dem Jahr 2021 auf den Kolmations-Index, werden diese erneut mit den abiotischen Schlüsselfaktoren kombiniert, um auch Rückschlüsse der EG-WRRL-Bewertung auf abiotische Schlüsselfaktoren von MultiPAC zu analysieren.

Die Heatmap in Abbildung 5-7 zeigt in der unteren Zeile die jeweiligen Korrelationskoeffizienten zum Kolmations-Index. In Anhang 9 ist die Heatmap mit dem dazugehörigem Signifikanzniveau dargestellt.

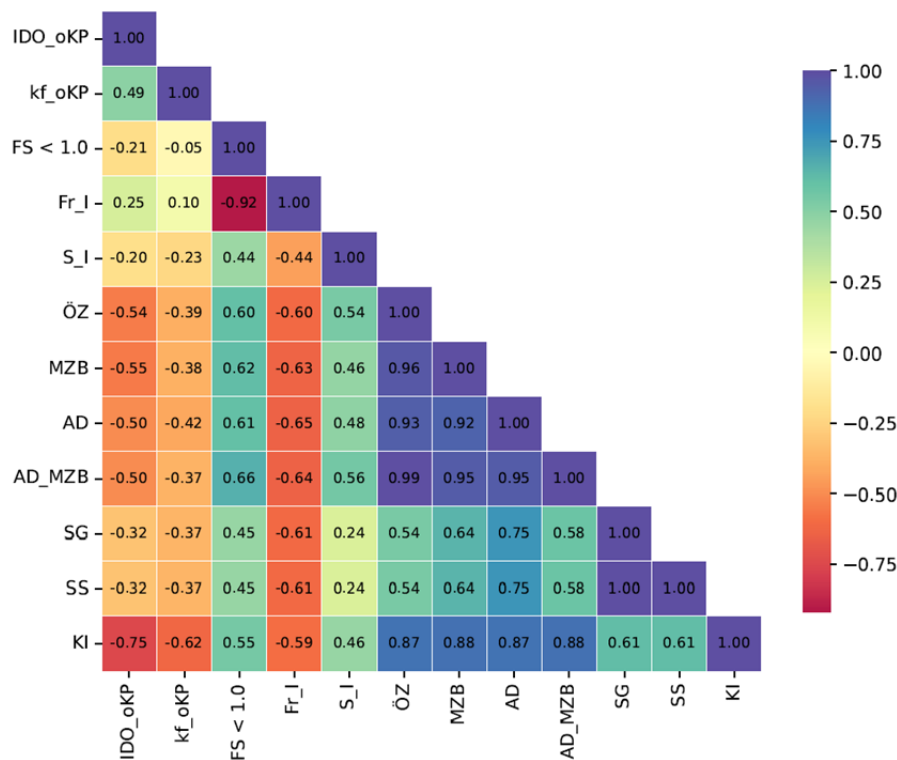


Abbildung 5-7: Korrelationen zwischen ausgewählten Parametern der EG-WRRL-Bewertung zum Kolmations-Index und den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC.

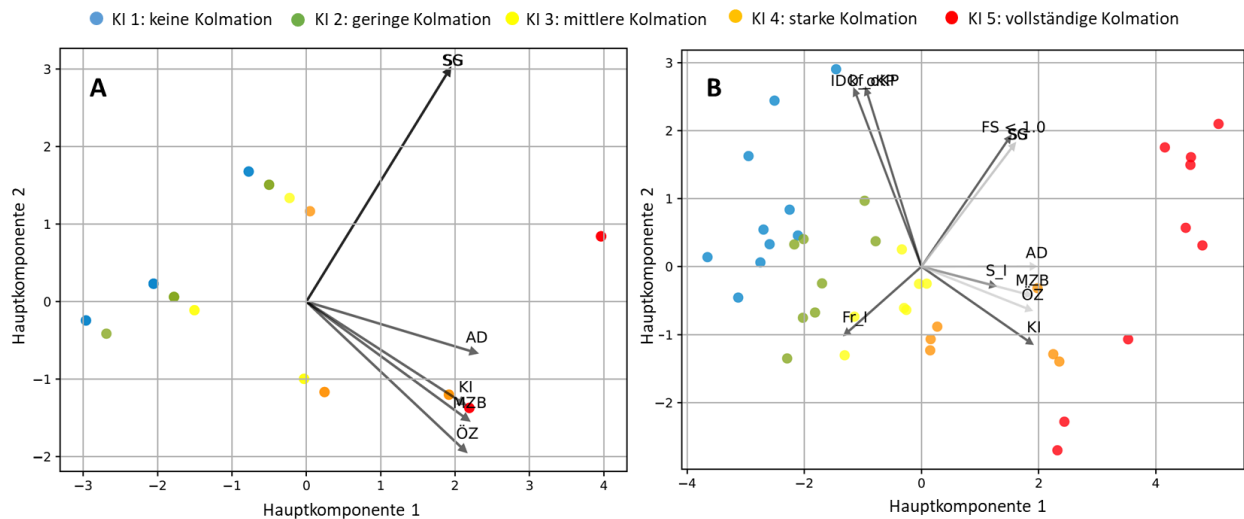
In Bezug auf den Kolmations-Index zeigen alle EG-WRRL-Bewertungen, mit Ausnahme der Parameter aus der Strukturgütekartierung (SG, SS) extrem hohe Korrelationskoeffizienten mit Werten zwischen 0,87 und 0,88, wobei die Zusammenhänge zur Strukturgütekartierung mit Werten von 0,61 für den Gesamtparameter (SG) und für den Bereich Sohlstruktur (SS) ebenfalls als „stark“ einzuordnen sind. Die hohe Korrelationskoeffizienten resultieren, ähnlich wie bei den Einzugsgebietscharakteristiken, aus der Verwendung dieser Parameter zur Bildung des Kolmations-Index in Kap. 4.

Interessant ist, dass mit Ausnahme des Fredle-Index (Fr\_I) die Variablen aus der Strukturgütekartierung geringere Korrelationen zu den abiotischen Schlüsselfaktoren im Vergleich zu den weiteren EG-WRRL-Bewertungen aufweisen. Für den interstitiellen Sauerstoffgehalt (IDO\_oKP) sind für den Ökologischen Zustand (ÖZ), die Makrozoobenthos-Komponente (MZB) sowie für die Allgemeine Degradation (AD, AD\_MZB) Korrelationskoeffizienten  $\geq 0,5$  zu erkennen, die auf einen starken Zusammenhang hinweisen, während für die Parameter aus der Strukturgütekartierung (SG, SS) mittlere Korrelation (0,32) gefunden werden. Die Korrelationen zur hydraulischen Leitfähigkeit fallen etwas geringer aus mit Werten zwischen 0,37 und 0,42 und deuten somit auf eine mittlere Korrelation hin. Der Feinsedimentanteil (FS<1,0) zeigt höhere Korrelationen im Vergleich zum Sauerstoffgehalt und der hydraulischen Leitfähigkeit. Für den Ökologischen Zustand (ÖZ), die Makrozoobenthoskomponente (MZB) sowie für die Allgemeine Degradation (AD, AD\_MZB) betragen die Korrelationskoeffizienten zwischen 0,60 und 0,66. Für die Strukturgütekartierung (SG, SS) sind die Werte geringer mit jeweils 0,45. Der Fredle-Index (Fr\_I) zeigt für alle Bewertungen der EG-WRRL vergleichbar starke Korrelationen mit Werten von 0,60 und 0,65. Der Sortierungskoeffizient (S\_I) erhält die stärksten Korrelationen (0,54) für den Ökologischen Zustand (ÖZ) und die Allgemeine Degradation aus dem Jahr 2022 (0,56).

Wird der Zusammenhang der abiotischen Schlüsselfaktoren zur Allgemeinen Degradation betrachtet zeigen sich erneut größere Zusammenhänge für die projektspezifische Probenahme aus dem Jahr 2022 im Vergleich zur regulären EG-WRRL-Beprobung aus dem Jahr 2021.

### **5.3.2 Hauptkomponentenanalyse (EG-WRRL-Bewertungen)**

Für die Hauptkomponentenanalyse bezüglich der EG-WRRL-Bewertungen werden in Abbildung 5-8 die zusammenfassenden Biplots für die EG-WRRL-Bewertungen selbst (Abbildung 5-8 A) und in Kombination mit den abiotischen Schlüsselfaktoren (Abbildung 5-8 B) dargestellt. Die entsprechenden Grafiken mit den Ladungen für die nicht-rotierte und rotierte Matrix, sowie die Scree-Plots sind in Anhang 10 aufgeführt.



**Abbildung 5-8: Biplots für ausgewählte Parametern der EG-WRRL-Bewertung (A) in Kombination mit den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC (B).**

Aus dem Scree-Plot in Anhang 10 kann abgelesen werden, dass für die Analyse nach dem Kriterium von Urdan (2010) zwei Hauptkomponenten für eine Erklärung der Gesamtvarianz für 96% (Abbildung 5-8 A) bzw. 74% (Abbildung 5-8 B) relevant sind. In Abbildung 5-8 A, in der nur die EG-WRRL-Bewertungen betrachtet werden, kann eindeutig differenziert werden zwischen den Parametern der Strukturgütekartierung (SG, SS), die eine Achse repräsentieren, und den weiteren Parametern der EG-WRRL-Bewertung, welche eine weitere Achse darstellen (siehe auch rotierte Ladungsmatrix im Anhang 10). Gleichzeitig kann die hohe positive Korrelation zwischen diesen Parametern und dem Kolmations-Index abgeleitet werden, welche bereits in der Spearman-Analyse festgestellt wurden. Die Ladungen der rotierten Matrix im Anhang 10 zeigen für die erste Hauptkomponente besonders hohe Werte für die Parameter der Strukturgütekartierung mit 0,94, während für die zweite Hauptkomponente die weiteren Parameter der EG-WRRL-Bewertung dominant sind mit Werten zwischen 0,81 bis 0,96.

Der Scatter-Plot in Abbildung 5-8 A zeigt eine klare Abgrenzung der Kolmations-Indices, entlang der rotierten beschriebenen Achsen, da ja auch die EG-WRRL-Bewertungen zur Einteilung des Kolmations-Index verwendet wurden. Interessant ist die Kombination mit den abiotischen Schlüsselfaktoren in Abbildung 5-8 B. Die Parameter Feinsedimentanteile (FS < 1,0), sowie der Fredle-Index gliedern sich in die Achse der Strukturgüteparameter (SG, SS) ein, während der Sortierungskoeffizient sich in der Achse mit den weiteren EG-WRRL-Bewertungen wiederfindet. Die beiden Parameter interstitielle Sauerstoffgehalt (IDO<sub>0</sub>KP) und die hydraulische Leitfähigkeit (kf<sub>0</sub>KP) sind durch die Länge der Pfeile mit hohen Ladungen charakterisiert, die sich in der Heatmap der Ladungen (Anhang 10) in der zweiten Hauptkomponente wiederfinden und somit über eine weitere (rotierte) Achse zur Erklärung der Gesamtvarianz beitragen. Werden die einzelnen Probenahmestellen mit entsprechendem Kolmations-Index betrachtet lässt sich trotz der Kombination mit den abiotischen Schlüsselfaktoren eine relative klare Abgrenzung der einzelnen

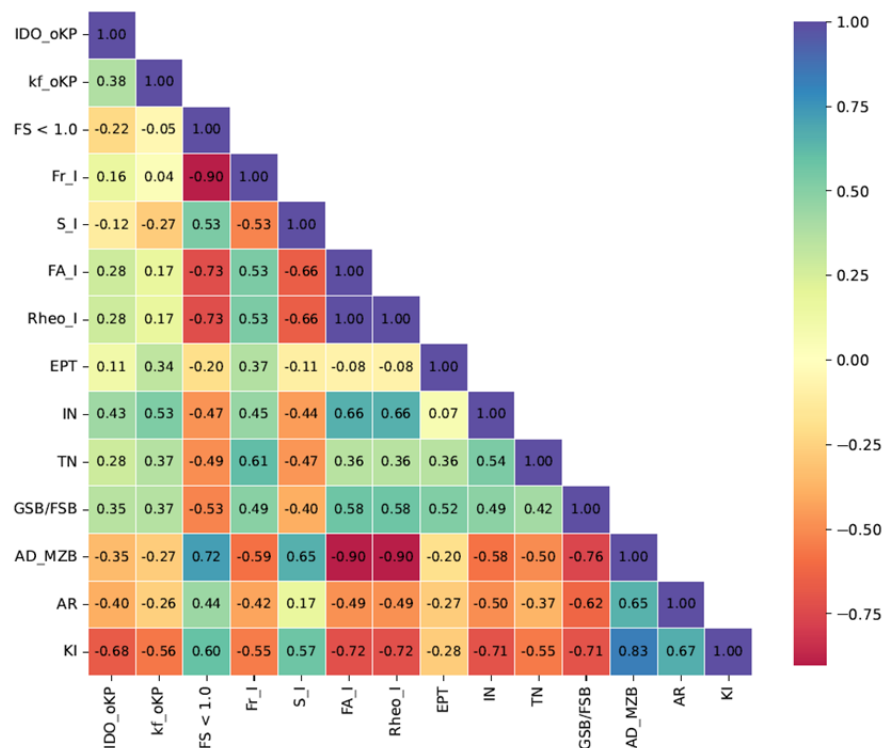
Kolmationsgruppen in Abbildung 5-8 B identifizieren. Dies lässt rückschließen, dass die gewählten abiotischen Schlüsselfaktoren nur geringfügig die eindeutige Abgrenzung aufgrund der EG-WRRL-Bewertungen beeinflussen und somit die Kategorisierung der Kolmations-Index in 5 Stufen sehr gut repräsentieren.

## 5.4 Biologische Auswertung und abiotische Größen (MultiPAC)

### 5.4.1 Spearman-Korrelation (Biologische Probenahme und Auswertung)

Für die Rangkorrelation nach Spearman zur Beschreibung des Einflusses biologischer Variablen auf den Kolmations-Index, werden diese erneut mit den abiotischen Schlüsselfaktoren kombiniert, um auch Rückschlüsse über deren Korrelationsverhalten zu den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC zu erhalten.

Die Heatmap in Abbildung 5-9 zeigt in der unteren Zeile die jeweiligen Korrelationskoeffizienten zum Kolmations-Index. In Anhang 9 ist die Heatmap mit dem dazugehörigem Signifikanzniveau dargestellt.



**Abbildung 5-9: Korrelationen zwischen ausgewählten Parametern der biologischen Probenahme bzw. Auswertung zum Kolmations-Index und den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC.**

In Bezug auf den Kolmations-Index zeigen für die projektspezifische MZB-Beprobung insbesondere der Fauna- und Rheo-Index (FA\_I, Rheo\_I) „sehr starke“ negative Korrelationen mit Werten von -0,72, während der EPT-Anteil nur eine „geringe“ Korrelation aufweist (-0,28). Die Allgemeine Degradation selbst (AD\_MZB) zeigt die höchste Korrelation mit einem Wert von 0,83. Aus



der meiofaunistischen Auswertung zeigt das Verhältnis der Grob- zu Feinsedimentbesiedler (GSB/FSB) und die Individuen-Anzahl (IN) einen „sehr starken Zusammenhang“ mit  $-0,71$ . Die Korrelation zur Taxa-Zahl (TN) beträgt  $-0,55$  und ist somit nach Cohen (1988) als „stark“ zu bewerten. Die Abflussreduktion (AR) der Kolmometer-Messungen ist mit einem Wert von  $0,67$  ebenfalls „stark“ bis „sehr stark“ mit dem Kolmations-Index korreliert. Erneut gilt zu berücksichtigen, dass für die Bildung des Kolmations-Index die Parameter AD\_MZB, AR und GSB/FSB verwendet wurden, weshalb für diese Parameter auch eine sehr starke Korrelation zu erwarten ist.

Für die Zusammenhänge der biologischen Variablen zu den abiotischen Schlüsselfaktoren sind für den interstitiellen Sauerstoffgehalt (IDO\_oKP) die höchsten Korrelationen zu der Individuen-Anzahl (IN) der Meiofauna-Beprobung ( $0,43$ ) und zur Abflussreduktion (AR) mit dem Kolmometer ( $-0,40$ ) festzuhalten, wobei für das Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler (GSB/FSB) ein Korrelationskoeffizient von  $0,35$  und für die Taxa-Zahl (TN)  $0,28$  ermittelt wird. Nach Cohen (1988) sind diese als eine „mittlere“ Korrelation einzustufen. Die MZB-Beprobung zeigt für die ermittelte Allgemeine Degradation einen Wert von  $0,35$ , während die Einzelparameter Fauna-Index (FA\_I), Rheo-Index (Rheo\_I) und EPT Korrelationskoeffizienten  $< 0,3$  aufweisen.

Für die hydraulische Leitfähigkeit (kf\_oKP) ergeben sich für die Meiofauna die größten Zusammenhänge zur Individuen-Anzahl (IN) mit  $0,53$  („starker“ Zusammenhang) gefolgt vom Verhältnis GSB/FSB und der Taxa-Zahl (TN) mit einem Korrelationskoeffizienten von jeweils  $0,37$  („mittlere“ Korrelation). In Bezug auf die MZB-Bewertung ergeben sich nur „schwache“ Korrelationen mit Koeffizienten  $< 0,3$ .

Der Feinsedimentanteil (FS $<1,0$ ) zeigt dagegen mit Ausnahme des EPT-Anteils „sehr starke“ Korrelationen zu den Faktoren der MZB-Beprobung (FA\_I, Rheo\_I, AD\_MZB) mit Werten zwischen  $0,72$  und  $0,73$ , wobei auch die Zusammenhänge zur Probenahme der Meiofauna insgesamt nahezu als „stark“ eingestuft werden können. Die Korrelationskoeffizienten zu GSB/FSB betragen  $-0,53$  und zur Individuen- und Taxa-Anzahl  $-0,47$  bzw.  $-0,49$ . Auch die Korrelation zur Abflussreduktion mit der Kolmometer-Messung ist mit  $0,44$  eher als „stark“ einzustufen.

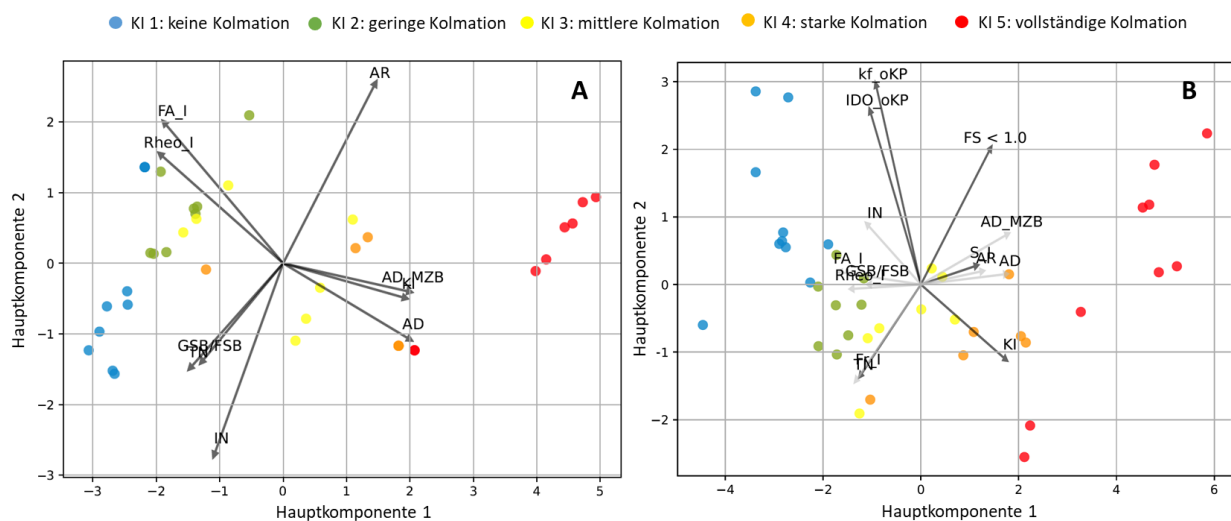
Die Zusammenhänge zwischen Fredle-Index (Fr\_I) und der meiofaunistischen Beprobung variieren zwischen  $0,45$  für die Individuen-Anzahl (IN) und  $0,61$  für die Taxa-Anzahl (TN). Die Korrelation zum GSB/FSB beträgt  $0,49$ . Insgesamt sind diese somit als „mittel“ bis „stark“ zu bewerten. Für die MZB-Bewertung ergeben sich ausschließlich „starke“ Korrelationen mit  $0,59$  zur Allgemeinen Degradation (AD\_MZB) und  $0,53$  zu Fauna- und Rheo-Index. Lediglich der EPT-Anteil ist mit einem Korrelationskoeffizient von  $0,37$  als eine „mittlere“ Korrelation einzustufen.

Der Sortierungskoeffizient (S\_I) zeigt ähnlich wie der Feinsedimentanteil einen stärkeren Zusammenhang zur MZB-Beprobung mit Korrelationen von  $0,65$  bis  $0,66$  im Vergleich zur Meiofauna, allerdings sind die Korrelationskoeffizienten zur Meiofauna ebenfalls in einem Wertebereich von  $0,40$  bis  $0,47$  und somit sind als „mittel“ bis „stark“ einzustufen. Lediglich der Zusammenhang zur Abflussreduktion (AR) mit der Kolmometer-Messung fällt mit  $0,17$  „schwach“ aus.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass der interstitielle Sauerstoffgehalt und die hydraulische Leitfähigkeit tendenziell stärker zur Meiofauna als zum MZB korrelieren, während der Feinsedimentanteil und der Sortierungskoeffizient stärker zum MZB als zur Meiofauna korrelieren.

#### 5.4.2 Hauptkomponentenanalyse (Biologische Probenahme und Auswertung)

Für die Hauptkomponentenanalyse bezüglich der biologischen Variablen werden in Abbildung 5-10 die zusammenfassenden Biplots für die Einzugsgebietsgrößen selbst (Abbildung 5-10 A) und in Kombination mit den abiotischen Schlüsselfaktoren (Abbildung 5-10 B) dargestellt. Die entsprechenden Grafiken mit den Ladungen für die nicht-rotierte und rotierte Matrix, sowie die Scree-Plots sind in Anhang 10 aufgeführt.



**Abbildung 5-10: Biplots für ausgewählte Parametern der biologischen Probenahme bzw. Auswertung (A) in Kombination mit den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC (B).**

Aus dem Scree-Plot in Anhang 10 kann abgelesen werden, dass für die Analyse nach dem Kriterium von Urdan (2010) zwei Hauptkomponenten für eine Erklärung der Gesamtvarianz für 75% (Abbildung 5-10 A) bzw. 64% (Abbildung 5-10 B) relevant sind, wobei eine dritte Hauptkomponente noch weitere 9,5% bzw. 8,6% zur Erklärung der Gesamtvarianz beitragen würde. Eine eindeutige Zuordnung von Achsen bezüglich der biologischen Variablen ist nicht so eindeutig möglich, wie bei den anderen Parametergruppen, wobei sich dennoch Tendenzen erkennen lassen. Die Ladungen in der rotierten Matrix (Anhang 10) zeigen entlang der ersten (rotierten) Hauptkomponente hohe Ladungen für den Fauna- und Rheo-Index (FA\_I, Rheo\_I) und der Allgemeinen Degradation (AD), welche alle aus der MZB-Beprobung stammen, während eine zweite rotierte Hauptkomponente überwiegend durch die Taxa-Zahl (TN) und das Verhältnis GSB/FSB der Meiofauna gegeben ist, die aus der meiofaunistischen Beprobung stammen. Allerdings zeigt der Scatter-Plot in Abbildung 5-10 A insbesondere für die Kolmations-Indices K1-K3 keine klare Dif-

ferenzierung, da speziell in den Randbereichen Überlappungen der einzelnen Kolmationsgruppen vorliegen. Insbesondere eine einzelne Probenahme mit dem Kolmations-Index K4 befindet sich in der Gruppe der Probenahmen mit einem Kolmations-Index von K3.

Werden die biologischen Größen mit den abiotischen Schlüsselfaktoren kombiniert wird der Biplot entsprechend komplexer und schwieriger zu interpretieren (Abbildung 5-10 B). Die Parameter interstitieller Sauerstoffgehalt (IDO\_oKP) und die hydraulische Leitfähigkeit (kf\_oKP) lassen eine weitere Achse mit hohen Ladungen vermuten. Die Positionen der einzelnen Probenahmen im Scatter-Plot zeigen jedoch eine klare Optimierung für Abgrenzungen bezüglich des Kolmations-Indexes. Insbesondere können die einzelnen Probenahmen mit K1-K2 bzw. K3-K4 besser differenziert werden.

## 5.5 Zusammenfassung und Zwischenfazit zu den statistischen Analysen

### Abiotischen Indikatoren (MultiPAC) und Kolmations-Index (KI)

Die Spearman-Analyse zeigt, dass nahezu alle gewählten abiotischen Schlüsselfaktoren einen „starken“ bis „sehr starken“ funktionalen Zusammenhang zum Kolmations-Index aufweisen. Die größten Korrelationskoeffizienten zeigen der interstitielle Sauerstoffgehalt und die hydraulische Leitfähigkeit. Alle Zusammenhänge sind statistisch signifikant (Abbildung 5-1).

Die Hauptkomponentenanalyse belegen die gefundenen funktionalen Zusammenhänge, da im Biplot insbesondere zwei Achsen identifiziert werden können, mit denen die Varianz der Kolmations-Indices bereits gut abgebildet werden kann. Eine dritte Hauptkomponente, welche den Sortierungskoeffizienten beinhaltet, könnte zur weiteren Erklärung der Gesamtvarianz beitragen. Im Scatter-Plot ist zu beobachten, dass die einzelnen Kolmations-Indices relativ gut voneinander differenziert werden können, wobei die Probenahmen mit einem Kolmations-Index K3 und K4 jeweils an die Randbereiche der Probenahmen mit K2 bzw. K3 heranreichen, und somit gegebenenfalls eine klare Abgrenzung erschweren können (Abbildung 5-3).

### Einzugsgebietscharakteristiken und Kolmations-Index bzw. abiotische Indikatoren

Aus der Landnutzung zeigen in der Spearman-Analyse speziell der Waldanteil und der Siedlungsanteil einen „sehr starken“ funktionalen Zusammenhang zum Kolmations-Index, wobei der Grünlandanteil ebenfalls „stark“ korreliert. Ebenfalls „stark“ korrelieren die Erosionsgefährdungsklassen der ABAG, wobei unter den Einzelfaktoren besonders der K-Faktor und der R-Faktor die größten Korrelationen aufweisen (Abbildung 5-5). Die hohen Korrelationen sind hier aber auch zu erwarten, da die Einzugsgebietscharakteristik an der Bildung des Kolmations-Index in Kap. 4 beteiligt war. Zusammenhänge zwischen den abiotischen Schlüsselfaktoren und Einzugsgebietsfaktoren werden besonders für den Feinsedimentanteil < 1,0mm, dem Fredle-Index und dem gelösten Sauerstoffgehalt mit dem Wald- und Siedlungsanteil gefunden.

Aus der Hauptkomponentenanalyse können erneut zwei Achsen identifiziert werden, die die Varianz des Kolmation-Index erklären. Werden die abiotischen Indikatoren von MultiPAC hinzugenommen, finden sich die abiotischen Parameter in denselben zwei Achsen wieder, woraus relevante funktionale Zusammenhänge zwischen den Einzugsgebietscharakteristiken und den abiotischen Schlüsselfaktoren selbst abgeleitet werden können (Abbildung 5-6 A). Diese sind auch durch die Spearman-Analyse (Abbildung 5-5) bzw. durch die Ladungen des Biplots (Anhang 10) belegt. Interessanterweise zeigt der Scatter-Plot, dass mit Hinzunahme der abiotischen Schlüsselfaktoren eine klarere Differenzierung der einzelnen Kolmations-Indices möglich ist. Mit Einzugsgebietsfaktoren lassen sich die Grenzen zwischen K1-K2 und K4-K5 relativ gut erklären, allerdings ist eine Unterscheidung zwischen K1 und K2 und auch die Einordnung von K3 eher schwierig. Dies bedeutet, dass auf Basis von Einzugsgebietsfaktoren selbst eine grobe Einordnung bezüglich Kolmationsklassen möglich wäre, aber in Kombination mit lokalen abiotischen Faktoren die Klassen deutlich besser voneinander abgegrenzt werden können (Abbildung 5-6 B).

### **EG-WRRL-Bewertungen und Kolmations-Index bzw. abiotische Indikatoren**

Die Spearman-Analyse führt zu „sehr starken“ Korrelationskoeffizienten mit dem Kolmations-Index für alle EG-WRRL-Bewertungen (Ökologischer Zustand, Makrozoobenthos, Allgemeine Degradation) mit Ausnahme der Parameter aus der Strukturgütekartierung (Strukturgüte, Sohlstruktur), die aber immer noch einen „starken“ Zusammenhang aufweisen (Abbildung 5-7). Hierbei gilt erneut zu berücksichtigen, dass die EG-WRRL-Bewertungen auch zur Bildung des Kolmations-Index verwendet wurden. Zusammenhänge zwischen den abiotischen Schlüsselfaktoren und EG-WRRL-Bewertungen sind vor allem für den Feinsedimentanteil < 1,0mm, den Fredle-Index und dem Gehalt an Gelöstsauerstoff zu finden (mit Ausnahme der Parameter aus der Strukturgütekartierung).

Aus der Hauptkomponentenanalyse wird ersichtlich, dass bereits mit zwei Hauptkomponenten 96% der Gesamtvarianz erklärt werden kann. Die beiden Achsen können in Abbildung 5-8 relativ einfach identifiziert werden, wobei die Parameter aus der Strukturgütekartierung eine orthogonale Achse zu den weiteren EG-WRRL-Bewertungen bilden, in dessen Richtung auch der Kolmations-Index zeigt und somit die hohen positiven Korrelationen aus der Spearman-Analyse belegt. Der Scatter-Plot belegt eine eindeutige Differenzierung der unterschiedlichen Kolmations-Indices auf Basis der EG-WRRL-Bewertungen (Abbildung 5-8 A), welche auch durch Hinzunahme der abiotischen Schlüsselfaktoren nicht verschlechtert wird. Dies kann als ein weiterer Beleg für eine sinnvolle Zuordnung bzw. Einteilung der Probenahmen zu bestimmten Kolmation-Indices bewertet werden (Abbildung 5-8 B).

### **Biologische Auswertungen und Kolmations-Index bzw. abiotische Indikatoren**

Die bivariate Analyse nach Spearman zeigt für die MZB-Beprobung die stärksten funktionalen Zusammenhänge zum Kolmations-Index für die Allgemeine Degradation sowie für den Fauna- und Rheo-Index, während bei der meiofaunistischen Beprobung speziell das Verhältnis von

Grob- zu Feinsedimentbesiedler und die Individuen-Anzahl hohe Korrelationen zum Kolmations-Index aufweisen (Abbildung 5-9). Zusammenhänge zwischen der Meiofauna und den abiotischen Indikatoren sind besonders für die hydraulische Leitfähigkeit, dem interstitiellen Sauerstoffgehalt, aber auch für den Feinsedimentanteil und dem Fredle-Index mit der Individuen-Anzahl und dem Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler zu erkennen. Die Auswertungen der MZB-Beprobung korrelieren besonders stark mit dem Feinsedimentanteil und dem Sortierungskoeffizient.

Der Biplot der Hauptkomponentenanalyse zeigt für die biologischen Variablen zwei rotierte Hauptkomponenten, wobei die erste mit Fauna-, Rheo-Index und Allgemeine Degradation eher die MZB-Beprobung beschreibt, während eine zweite rotierte Hauptkomponente eher die meiofaunistischen Variablen (GSB/FSB, TN, IN) enthält (Abbildung 5-10 A). Der Scatter-Plot zeigt allerdings insbesondere für die Kolmations-Indices K1 bis K3 überlappende Bereiche, wodurch eine eindeutige Differenzierung erschwert wird. Werden die abiotischen Variablen zuzüglich betrachtet, kann die Abgrenzung der einzelnen Kolmations-Klassen optimiert werden (Abbildung 5-10 B), was für eine interdisziplinäre Herangehensweise spricht.

## 6. Ableitung von quantitativen Referenzwerten

Auf Basis des in Kap. 4 gebildeten Kolmations-Index und der Identifikation von abiotischen Schlüsselfaktoren, die durch die statistischen Analysen in Kap. 5 belegt werden konnten, können nun Referenzwerte bzw. Klassengrenzen für die einzelnen Kolmations-Indices K1 bis K5 abgeleitet werden. Als Referenzwerte werden die Wertebereiche des Kolmations-Index K1 betrachtet. Dies erfolgt im Rahmen dieses Kapitels für die abiotischen Schlüsselparameter der MultiPAC-Beprobung und den verwendeten biologischen Indikatoren aus der Meiofauna-Beprobung.

Die Referenzwerte bzw. Klassengrenzen werden in Form von Boxplots dargestellt und (sofern verfügbar) mit Orientierungswerten aus der Literatur verglichen. Für diesen Vergleich ist allerdings erneut zu berücksichtigen, dass diese nur spezifische faunistische Gruppen betrachten und nicht fließgewässerspezifisch sind.

Weiterhin werden Klassengrenzen des Kolmations-Indexes basierend auf den Quartilen (25% bzw. 75% Quantile) je Kolmations-Index definiert, um den Einfluss von Ausreißern zu minimieren. Damit werden sowohl Referenzwerte, als auch die Klassengrenzen rein rechnerisch und somit objektiv bestimmt und im Anschluss entsprechend interpretiert.

Eine separate Betrachtung von Referenzwerten für die beiden untersuchten hydromorphologischen Einheiten (Riffle, Glide) befindet sich für die abiotischen und biologischen Indikatoren in Anhang 11.

Die in diesem Kapitel genannten Referenzwerte beziehen sich ausschließlich auf den Fließgewässertyp Nr. 5 nach LAWA („grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“) und repräsentieren ausschließlich Daten, die im Rahmen dieses Pilotprojekts erhoben und identifiziert werden konnten. Dies spielt insofern eine bedeutende Rolle, da der gesamte Datenumfang der Beprobung lediglich 40 Probenahmen inkludiert ( $n = 40$ ) und eine Verallgemeinerung dementsprechend nicht zwingend gewährleistet ist.

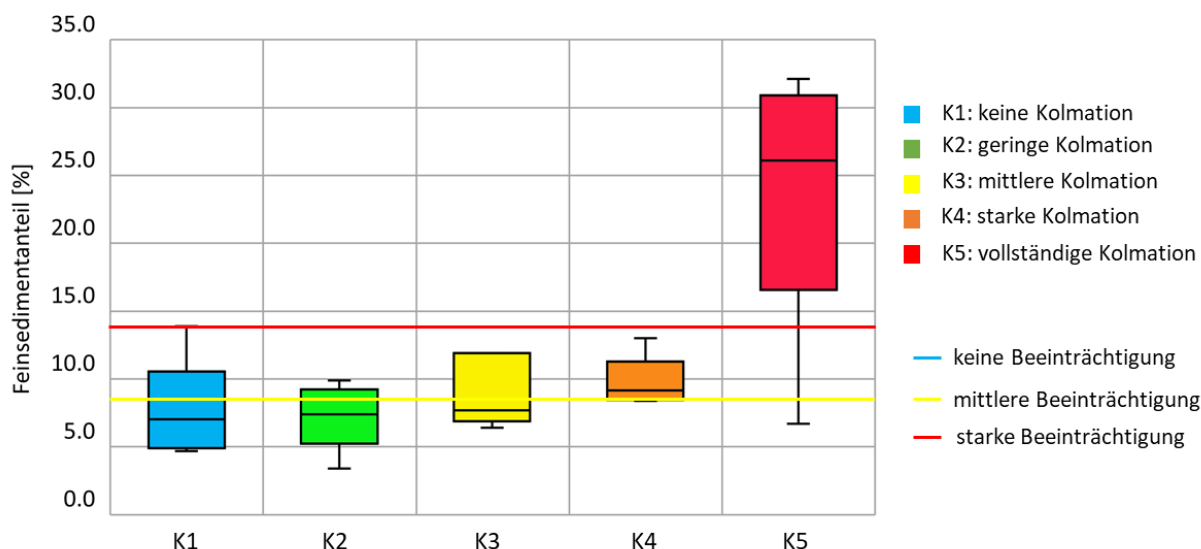
### 6.1 Referenzwerte für die abiotischen Indikatoren von MultiPAC

#### 6.1.1 Korngrößenanalyse

Aus den gewonnenen Freezecore-Daten und der anschließend durchgeführten Siebanalyse sowie der Zuordnung der jeweiligen Kolmations-Indices können Referenzwerte bzw. Klassengrenzen für die abiotischen Schlüsselfaktoren Feinsedimentanteile ( $< 1,0\text{mm}$ ), dem Fredle-Index und dem Sortierungskoeffizient abgeleitet werden.

#### Feinsedimentanteile $< 1,0\text{ mm}$

Abbildung 6-1 zeigt die Boxplots für die Feinsedimentanteile  $< 1,0\text{ mm}$  je Kolmations-Index. Die Farbgebung entspricht dem Kolmations-Index (vgl. (Tabelle 4-1)).



**Abbildung 6-1:** Boxplots der Feinsedimentanteile < 1,0 mm in Abhängigkeit des Kolmations-Index mit biologischen Orientierungswerten aus der Literatur (Milan et al. 2000, Heywood & Walling 2007).

Die Boxplots der Feinsedimentanteile < 1,0 mm je Kolmations-Index zeigen für die Kolmationsklassen K1-K4 eine geringe Variabilität je Index, allerdings auch nur geringe Unterschiede. Die Mediane der Klassen K1 bis K3 schwanken lediglich von 7,1% bis 7,7%. Für den Kolmations-Index K4 wird ein Median von 9,2% ermittelt. Die Werte zeigen somit nur einen schwachen Trend zu höheren Feinsedimentanteilen mit steigenden Kolmations-Indices, womit der Feinsedimentanteil als Differenzierungskriterium stark limitiert ist. Ein eindeutiger Unterschied ist erkennbar zum Kolmations-Index K5 mit einem Median von 26,1%. Wird Abbildung 6-1 verglichen mit der fließgewässerspezifischen Auswertung (Kap. 3, Abbildung 3-14) zeigt sich ein vergleichbares Datenmuster, mit ähnlichen Werten für die Gewässer, die nach der EG-WRRL-Kriterium „Allgemeine Degradation“ eingefärbt sind. Demnach weisen insbesondere die Riveris, der Auersbach, die Prims, die Steinalp und die Obere Wied vergleichbare Feinsedimentanteile auf. Dies entspricht dem Großteil der gesamten Probenahmen-Anzahl.

Zusätzlich sind in Abbildung 6-1 biologische Grenzwerte zur Orientierung der Klassengrenzen eingezeichnet. Die rote Linie liegt bei 14%, die z.B. Milan et al. (2000) als starke Beeinträchtigung für die Reproduktion von Salmoniden betrachtet, während nach Heywood & Walling (2007) eine mittlere Beeinträchtigung bereits bei 8% Feinsedimentanteil auftreten kann. Beide Grenzwerte beziehen sich auf einen Feinsedimentanteil < 1,0 mm.

In Abbildung 6-2 ist die rein rechnerische und objektive Ermittlung der Klassengrenzen dargestellt. Die Grafik zeigt den Median und die entsprechenden Quartile grafisch für alle Kolmations-Indices, während die Tabelle die entsprechenden numerischen Klassengrenzen angibt.

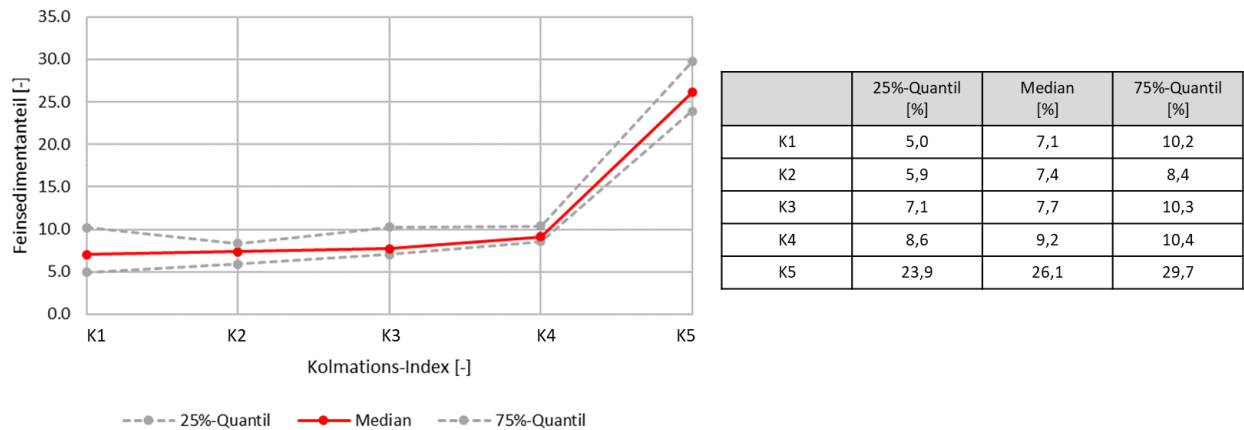


Abbildung 6-2: Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für den Feinsedimentanteil < 1,0mm.

### Fredle-Index

Der Fredle-Index als Quotient aus geometrischer Korngröße und Sortierungskoeffizient soll speziell Porengröße und Permeabilität berücksichtigen und wird ebenfalls aus der Korngrößenverteilung berechnet. Abbildung 6-3 zeigt die Boxplots für den Parameter Fredle-Index in Abhängigkeit vom Kolmations-Index.

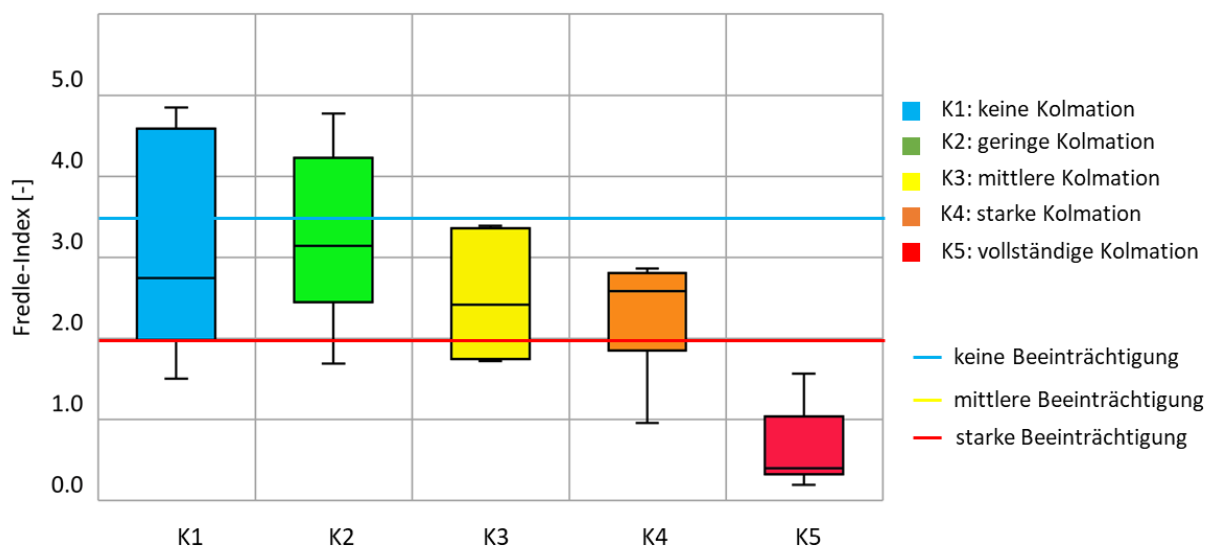


Abbildung 6-3: Boxplots der Fredle-Indices in Abhängigkeit des Kolmations-Index mit biologischen Orientierungswerten aus der Literatur (Lotspeich & Everest, 1981, Dirksmeyer & Brunotte 2009).

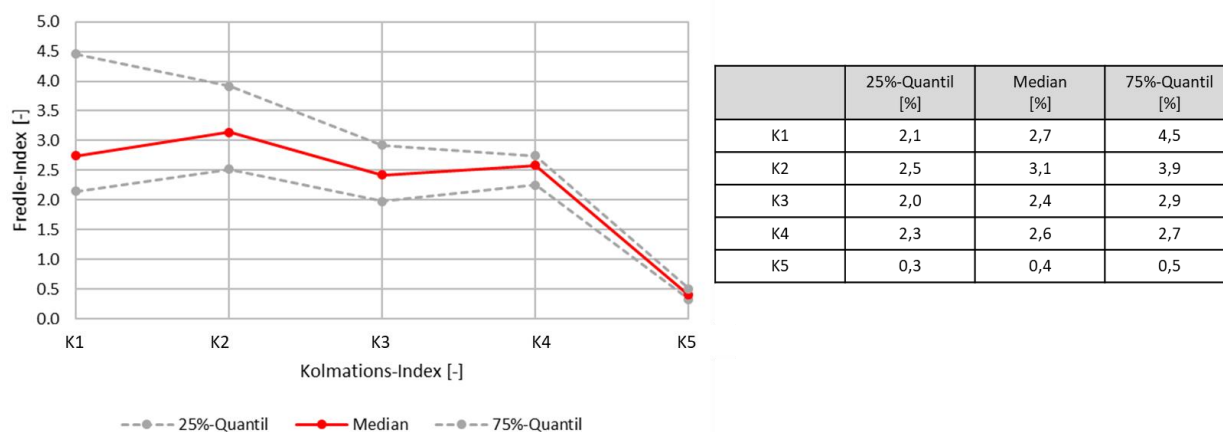
Für den Fredle-Index kann eine deutliche Abstufung entlang des Kolmations-Indexes aus Abbildung 6-3 abgeleitet werden. Demnach gilt je höher der Fredle-Index desto geringer die potentielle Kolmation. Der gesamte Wertebereich umfasst Fredle-Indices von 0,2 bis 10,9, welcher sich bei einer Quartils-Betrachtung auf 0,3 bis 4,7 reduziert. Im Vergleich zur fließgewässerspezifischen



schen Auswertung (Kap. 3, Abbildung 3-16) kann eine etwas bessere Abgrenzung der Kolmations-Indices im Vergleich zur Fließgewässereinteilung auf Basis der „Allgemeinen Degradation“ erzielt werden.

In der Literatur existiert nur wenig Information für eine Einordnung von Fredle-Indices hinsichtlich deren biologischer Wirkung. Da der Fredle-Index speziell für Laichhabitate von Salmoniden entwickelt wurde, können nur diese für eine biologische Einordnung herangezogen werden. Die rote Linie in Abbildung 6-3 repräsentiert einen Wert von 2,0, ab der es zu einer Beeinträchtigung der Reproduktion von Salmoniden kommen kann, während ein Wert von größer als 3,5 für eine erfolgreiche Reproduktion angegeben wird (Lotspeich & Everest, 1981, Dirksmeyer & Brunotte 2009). Diese biologischen Orientierungswerte scheinen durch den Kolmations-Index recht gut abgebildet zu werden. So kann beispielsweise die Reproduktion von Salmoniden ab einem Kolmations-Index von K3-K5 beeinträchtigt sein, während für den Kolmations-Index K1 keine und für K2 nur eine geringfügige Beeinträchtigung zu erwarten wäre.

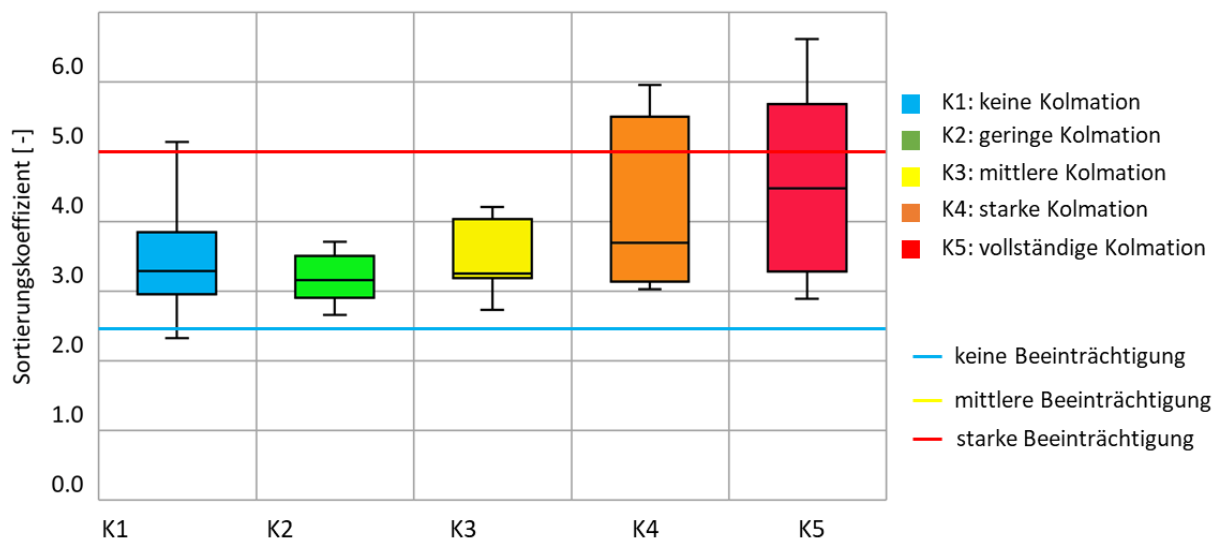
In Abbildung 6-5 ist die rein rechnerische und objektive Ermittlung der Klassengrenzen dargestellt. Die Grafik zeigt den Median und die entsprechenden Quartile grafisch für alle Kolmations-Indices, während die Tabelle die entsprechenden numerischen Klassengrenzen angibt.



**Abbildung 6-4: Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für den Fredle-Index.**

### Sortierungskoeffizient

Der Sortierungskoeffizient beschreibt die Korngrößenvariabilität innerhalb einer Sedimentprobe. Je größer der Sortierungskoeffizient, desto höher die Variabilität an Korngrößen. Außerdem gilt der Sortierungskoeffizient als Indikator für die Wahrscheinlichkeit, dass die Porenräume mit Feinsedimenten verfüllt sein können (Shirazi & Seim, 1981). Das heißt, je höher der Sortierungskoeffizient ist, desto geringer können die Porenräume der untersuchten Sedimentschicht sein. Abbildung 6-5 zeigt die Boxplots für den Sortierungskoeffizient in Abhängigkeit vom Kolmations-Index.



**Abbildung 6-5: Boxplots der Sortierungskoeffizienten in Abhängigkeit des Kolmations-Index mit biologischen Orientierungswerten aus der Literatur (Ingendahl 2001, Dirksmeyer & Brunotte 2009).**

Für den Sortierungskoeffizienten ist ebenfalls eine leichte Abstufung entlang des Kolmation-Index in Abbildung 6-5 erkennbar, wobei die Mediane der Klassen K1 bis K3 nahezu identisch sind (3,2-3,3) und somit kaum zur Unterscheidung beitragen. Deutliche Unterschiede sind zu den Klassen K4 und K5 erkennbar (Mediane mit 3,7 und 4,5), wobei die Variabilität in den Kolmations-Indices K4 und K5 deutlich größer als für K1 bis K3 ist. Dies wird auch im Vergleich zur fließgewässerspezifischen Auswertung (Kap. 3, Abbildung 3-15) deutlich, in der für die Gewässer Riveris, Auerbach, Prims, Steinalp und Obere Wied vergleichbare Sortierungskoeffizienten ermittelt wurden. Folglich ist eine Differenzierung der Kolmations-Indices nach Fließgewässer oder nach Probenahmestelle auf Basis des Sortierungskoeffizienten nur schwer möglich.

Auch für den Sortierungskoeffizienten sind in der Literatur kaum Informationen über dessen biologische Wirkung enthalten. Die rote Linie in Abbildung 6-5 kennzeichnet einen Wert von Ingendahl (2001), der keine Emergenz für kieslaichende Fischarten für Werte > 5,0 beobachten konnte, während die blaue Linie einen Wert von 2,5 markiert, welcher einem Messwert von Dirksmeyer & Brunotte (2009) entspricht, der direkt in Laichgruben von Salmoniden gemessen wurde.

In Abbildung 6-6 ist die rein rechnerische und objektive Ermittlung der Klassengrenzen dargestellt. Die Grafik zeigt den Median und die entsprechenden Quartile grafisch für alle Kolmations-Indices, während die Tabelle die entsprechenden numerischen Klassengrenzen angibt.

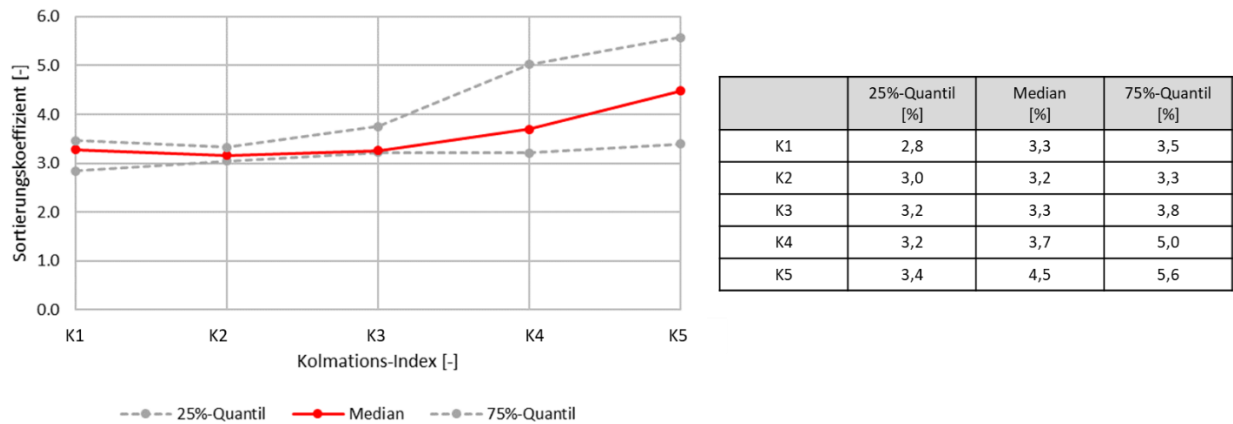


Abbildung 6-6: Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für den Sortierungskoeffizient.

### 6.1.2 Hydraulische Leitfähigkeit

Die mit dem Ansatz von VertiCO gemessenen vertikalen Profile der hydraulischen Leitfähigkeit werden oberhalb des charakteristischen Knickpunkts im Profil gemittelt, um somit einen repräsentativen Wert für die oberen Sedimentschichten zu erhalten (vgl. Kap. 2.2.1). Die Werte für andere Profilauswertungen (unterhalb Knickpunkt bzw. Tiefenhorizont 15 - 20 cm) befinden sich im Anhang 12. Als Maß für die Durchströmung des Interstitials stellt die hydraulische Leitfähigkeit einen maßgebenden Faktor zur Beschreibung der Kolmation dar. Abbildung 6-7 zeigt die Boxplots für die hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit vom Kolmations-Index.

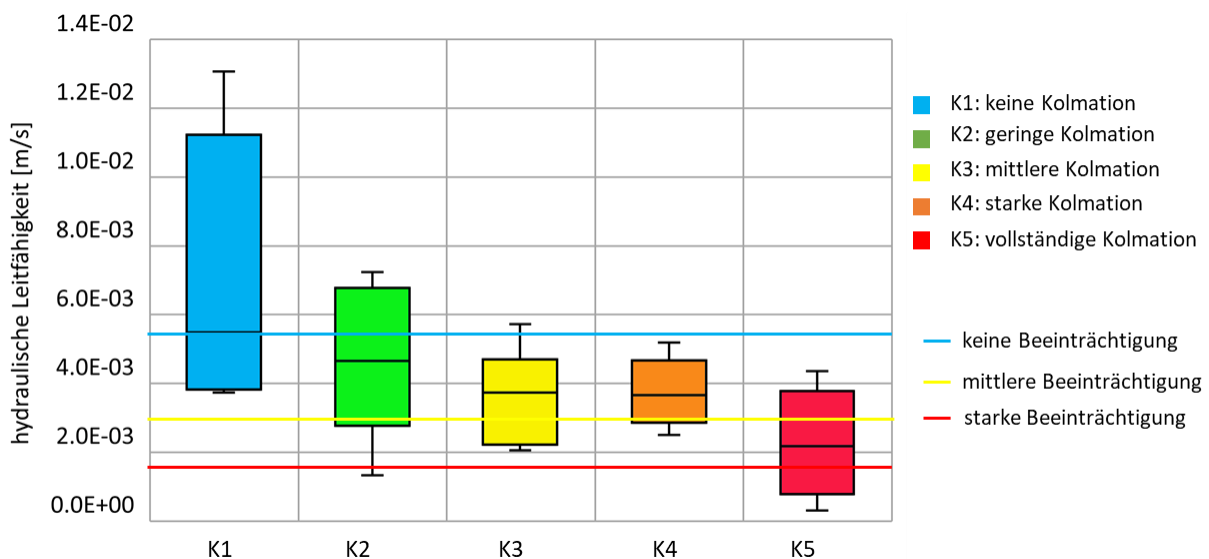


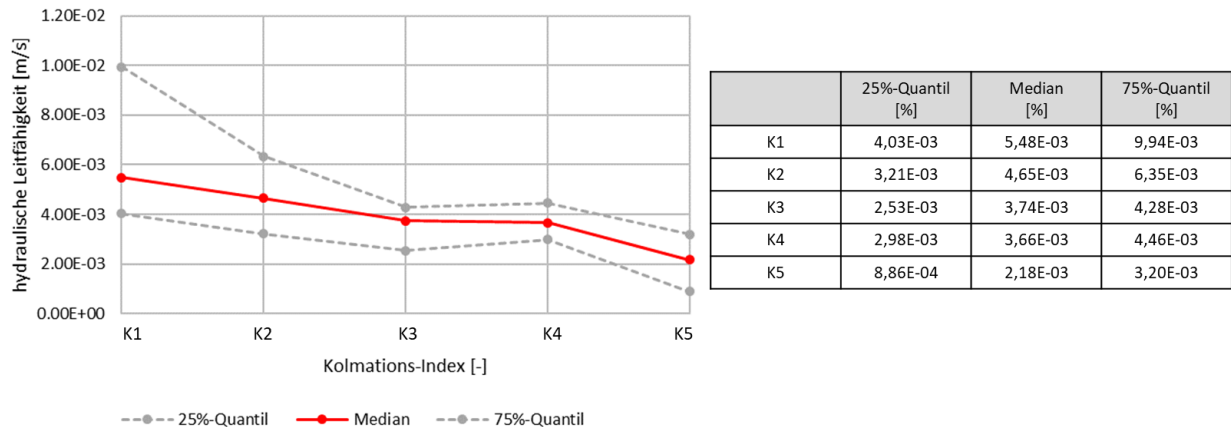
Abbildung 6-7: Boxplots der hydraulischen Leitfähigkeiten in Abhängigkeit des Kolmations-Index mit biologischen Orientierungswerten aus der Literatur (McCuddin 1977, Crisp 1996, Rubin 1998, Peterson 1978).

Für die hydraulischen Leitfähigkeiten zeigt sich ein Trend entlang des Kolmations-Index mit einem gesamten Wertespektrum von  $1,3E-02$  m/s bis  $3,1E-04$  m/s, der sich bei einer Quartils-Be-

trachtung auf  $9,9\text{E-}03$  m/s bis  $8,9\text{E-}04$  m/s reduziert. Bei Betrachtung der Mediane kann zwischen dem Kolmations-Index K1 ( $5,5\text{E-}03$  m/s), der Klasse K2 ( $4,7\text{E-}03$  m/s) und dem Kolmations-Index K5 ( $2,2\text{E-}03$  m/s) eine relativ klare Unterscheidung getroffen werden, wobei die Differenzierung zwischen den Klassen K3 bis K4 nur geringfügig ist. Im Vergleich zur fließgewässerspezifischen Auswertung (Kap. 3, Abbildung 3-21) kann jedoch eine eindeutig bessere Abgrenzung der Kolmations-Indices im Vergleich zur Fließgewässereinteilung auf Basis der „Allgemeinen Degradation“ erzielt werden.

Für biologische Orientierungswerte repräsentiert die blaue Linie einen Wert von  $5,6\text{E-}03$  m/s, bei dem nach Rubin (1998) keine Beeinträchtigung der Reproduktion von Salmoniden auftritt, während die gelbe Linie einen Wert von  $2,8\text{E-}03$  m/s darstellt, der nach McCuddin (1977) und Crisp (1996) zu mittleren Beeinträchtigungen der Reproduktion führen kann. Hohe Beeinträchtigungen (rote Linie) sind ab Werte  $< 1,7\text{E-}03$  m/s zu erwarten (Peterson 1978). Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass keine Information über die gemessenen Tiefen zu den genannten biologischen Grenzwerten vorliegen und somit die Werte nicht zwingend als repräsentativ eingeordnet werden können.

In Abbildung 6-8 ist die rein rechnerische und objektive Ermittlung der Klassengrenzen dargestellt. Die Grafik zeigt den Median und die entsprechenden Quartile grafisch für alle Kolmations-Indices, während die Tabelle die entsprechenden numerischen Klassengrenzen angibt.

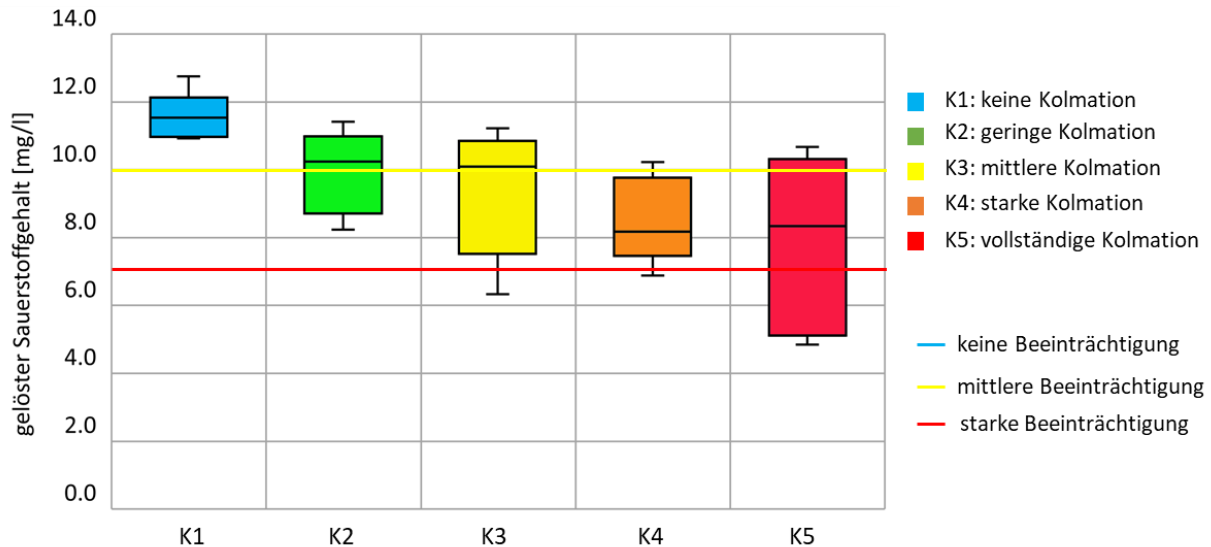


**Abbildung 6-8: Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für die hydraulische Leitfähigkeit (Mittelwert ober des charakteristischen Knickpunkts).**

### 6.1.3 Gelöster Sauerstoffgehalt

Der gelöste Sauerstoffgehalt im Interstitial wird ebenfalls mit der VertiCO-Methode im vertikalen Profil gemessen und umfasst, wie für die hydraulische Leitfähigkeit, die Messwerte oberhalb des charakteristischen Knickpunkts. Die Werte für andere Profilauswertungen (unterhalb Knickpunkt bzw. Tiefenhorizont 15-20 cm) befinden sich im Anhang 12. Insbesondere für die Interstitialfauna und die Reproduktion kieslaichender Fischarten stellt der interstitielle Sauerstoffgehalt

ein wichtiger Indikator dar. Abbildung 6-9 zeigt die Boxplots der interstitiellen Sauerstoffgehalte in Abhängigkeit vom Kolmations-Index.



**Abbildung 6-9: Boxplots der gelösten Sauerstoffgehalte in Abhängigkeit des Kolmations-Index mit biologischen Orientierungswerten aus der Literatur (Rubin & Glimsater 1996, Crisp 1996, Ingendahl 2001).**

Für die gelösten Sauerstoffgehalte im Interstitial zeigt Abbildung 6-9 einen Gradienten entlang des Kolmations-Index, wobei der gesamte Wertebereich 4,9 mg/l bis 12,8 mg/l umfasst. Die Betrachtung der Quartile reduziert den Bereich nur geringfügig auf 5,1 mg/l bis 12,0 mg/l. Werden die einzelnen Kolmations-Indices auf Basis der Mediane miteinander verglichen, so ist zwischen dem Index K1 (11,5 mg/l), K2-K3 (10,1 mg/l) und K4-K5 (8,2 mg/l) eine eindeutige Differenzierung möglich, während zwischen K2 und K3 bzw. K4 und K5 auf Basis der Mediane keine Unterscheidung möglich ist. Wird allerdings das gesamte Spektrum des Boxplots je Kolmations-Index betrachtet, fallen insbesondere in K5 auch deutlich geringere Werte in den Wertebereich, die eine klare Unterscheidung zu K4 repräsentieren. Ähnlich verhält sich auch der Kolmations-Index K3 zu K2. Im Vergleich zur fließgewässerspezifischen Auswertung (Kap. 3, Abbildung 3-23) kann mit der probenahme-spezifischen Definition des Kolmations-Index die Abgrenzung optimiert werden.

Die rote Linie in Abbildung 6-9 repräsentiert einen Wert von 7,0 mg/l, bei dessen Unterschreitung nach Crisp (1996) und Ingendahl (2001) die Reproduktion von Salmoniden stark beeinträchtigt ist, während Rubin & Glimsater (1996) einen Wert von 10,0 mg/l für das Überleben von Fischeiern bis zum Schlupf definieren (gelbe Linie).

In Abbildung 6-10 ist die rein rechnerische und objektive Ermittlung der Klassengrenzen dargestellt. Die Grafik zeigt den Median und die entsprechenden Quartile grafisch für alle Kolmations-Indices, während die Tabelle die entsprechenden numerischen Klassengrenzen angibt.

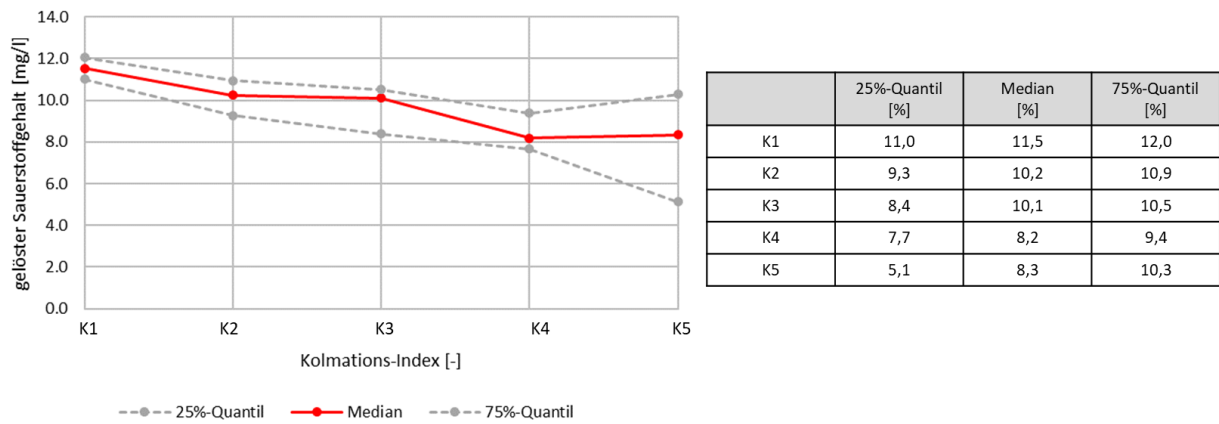


Abbildung 6-10: Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für den gelösten Sauerstoffgehalt (Mittelwert ober des charakteristischen Knickpunkts).

## 6.2 Referenzwerte für die biologischen Indikatoren (Meiofauna)

### 6.2.1 Individuen-Anzahl (Meiofauna)

Auf Basis der statistischen Analyse in Kap. 5 konnte die Individuen-Anzahl als ein biologischer Indikator für die Kolmation identifiziert werden, wobei die Individuen-Anzahl die Summe der einzelnen Individuen je Messkampagne und Probenahme umfasst. Abbildung 6-11 zeigt die Boxplots für die Individuen-Anzahlen je Kolmations-Index.

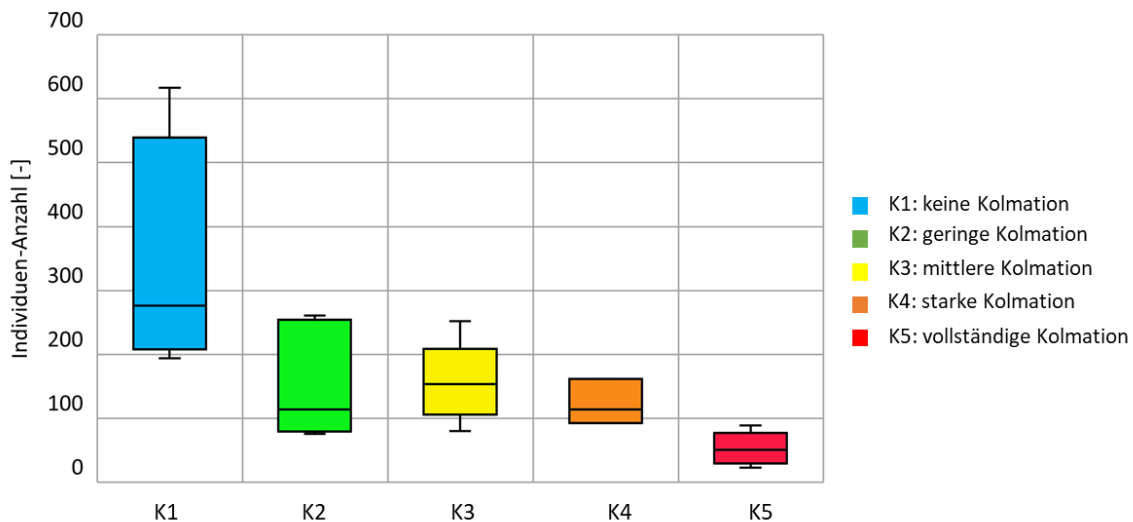


Abbildung 6-11: Boxplots der Individuen-Anzahlen (Meiofauna) in Abhängigkeit des Kolmations-Index.

Erwartungsgemäß ist in Abbildung 6-11 eine Abnahme der Individuen-Anzahlen mit zunehmendem Kolmations-Index zu erkennen. Das gesamte Wertespektrum umfasst 8 bis 617, welches durch die Quartils-Bildung auf 33 bis 426 reduziert wird. Deutlich ist die Unterscheidung zwischen dem Kolmations-Index K1 und K2 (Mediane mit 276 zu 113), sowie zu K5 (Medien mit 51). Für die Klassen K2-K4 ist keine eindeutige Unterscheidung ableitbar. Auffällig ist weiterhin die

hohe Bandbreite von Abundanzen im Kolmations-Index K1. Im Vergleich mit der fließgewässer-spezifischen Auswertung der Individuen-Anzahlen (Kap. 3, Abbildung 3-29) kann keine Optimierung bezüglich der Differenzierung zwischen Kolmationsgraden mittels der Einteilung in Kolmations-Indices erzielt werden.

In Abbildung 6-12 ist die rein rechnerische und objektive Ermittlung der Klassengrenzen dargestellt. Die Grafik zeigt den Median und die entsprechenden Quartile grafisch für alle Kolmations-Indices, während die Tabelle die entsprechenden numerischen Klassengrenzen angibt.

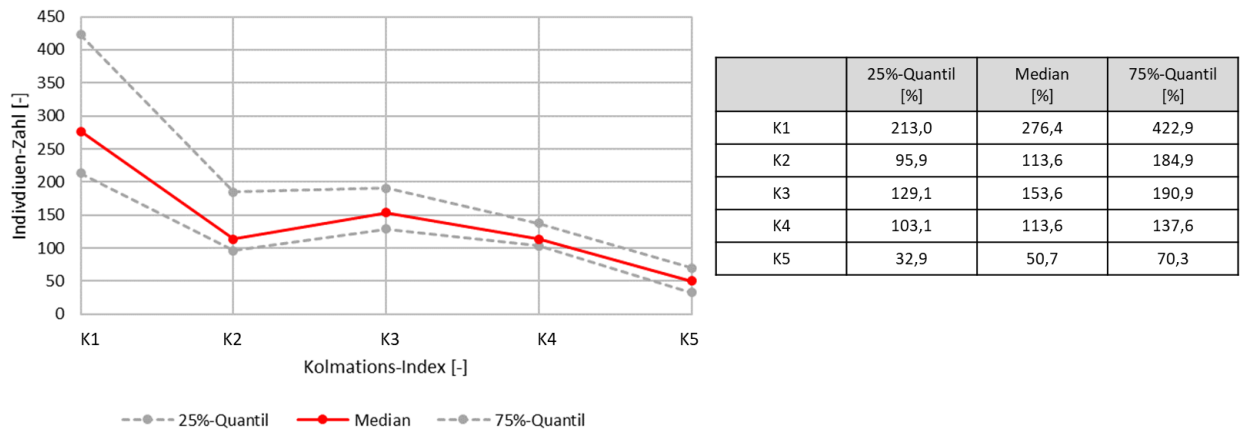


Abbildung 6-12: Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für die Individuen-Anzahlen (Meiofauna).

### 6.2.2 Taxa-Zahl (Meiofauna)

In der statistischen Auswertung (Kap. 5) zeigt die Taxa-Zahl geringere Korrelationen zum Kolmations-Index als die Individuen-Anzahl und das Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler. Dies wird auch in Abbildung 6-13 deutlich, in der die Boxplots für die Taxa-Zahlen je Kolmations-Index dargestellt sind.

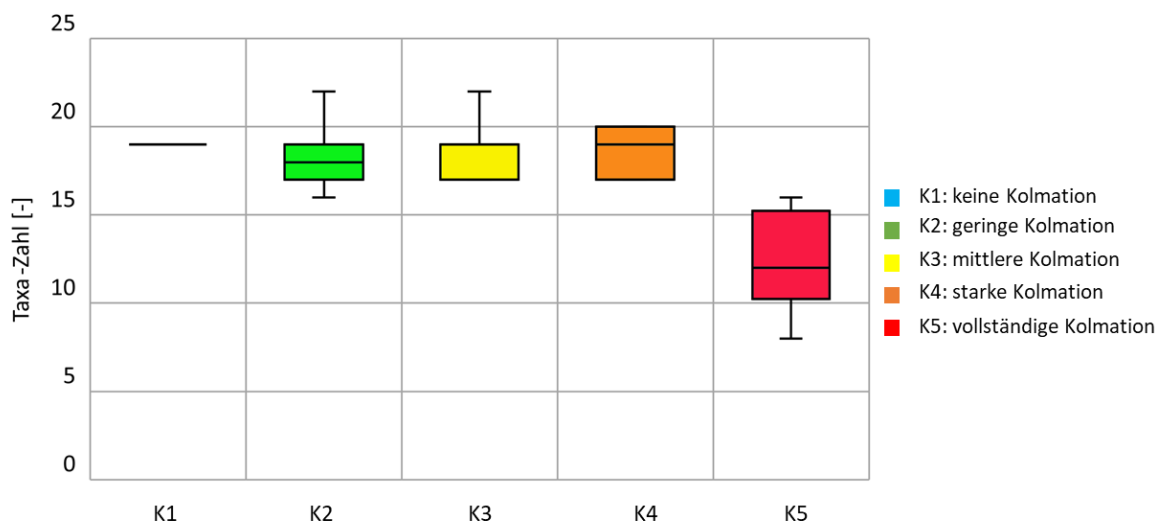
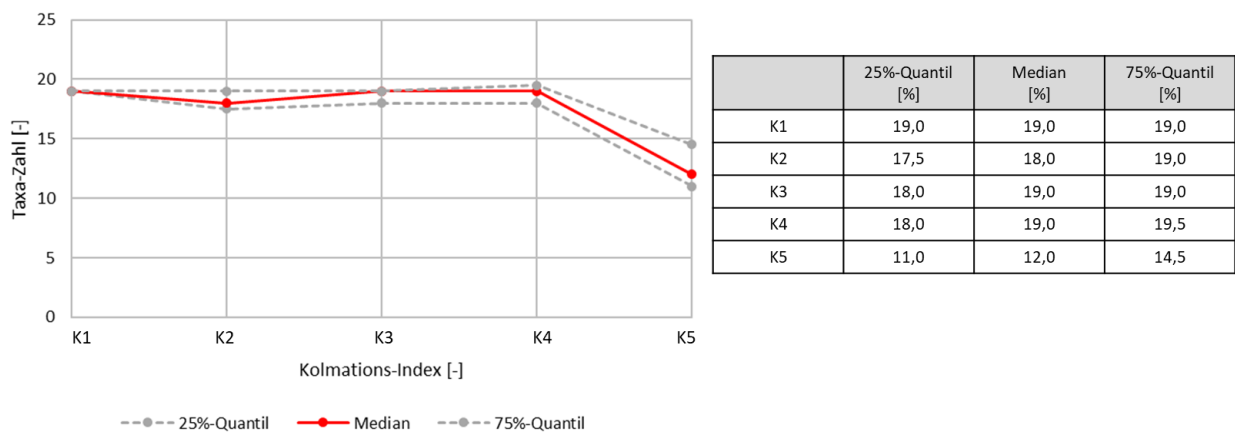


Abbildung 6-13: Boxplots der Taxa-Zahlen (Meiofauna) in Abhängigkeit des Kolmations-Index.

Die gesamte Bandbreite der Taxa-Zahlen umfasst 8 bis 22 (je Probenahme), während die Quartile ein Spektrum von 11 bis 20 umspannen. Für die ersten vier Kolmations-Indices (K1-K4) sind kaum Unterschiede erkennbar und auch die Varianz je Kolmations-Index ist relativ gering. Die Mediane von K1 bis K4 schwanken lediglich zwischen 18 und 19 und fallen erst für den Kolmations-Index K5 auf einen Wert von 12,0 ab. Im Vergleich mit der fließgewässerspezifischen Auswertung der Taxa-Zahlen (Kap. 3, Abbildung 3-30) zeigt sich für die probenahmespezifische Analyse ein vergleichbares Datenmuster mit nur wenig Variation zwischen den Fließgewässern Auersbach, Prims, Steinalp und Obere Wied. Lediglich für den Oberen Gelbach wird eine Reduktion der Taxa-Zahl registriert, die hier dem Kolmations-Index K5 entspricht.

In Abbildung 6-14 ist die rein rechnerische und objektive Ermittlung der Klassengrenzen dargestellt. Die Grafik zeigt den Median und die entsprechenden Quartile grafisch für alle Kolmations-indices, während die Tabelle die entsprechenden numerischen Klassengrenzen angibt.

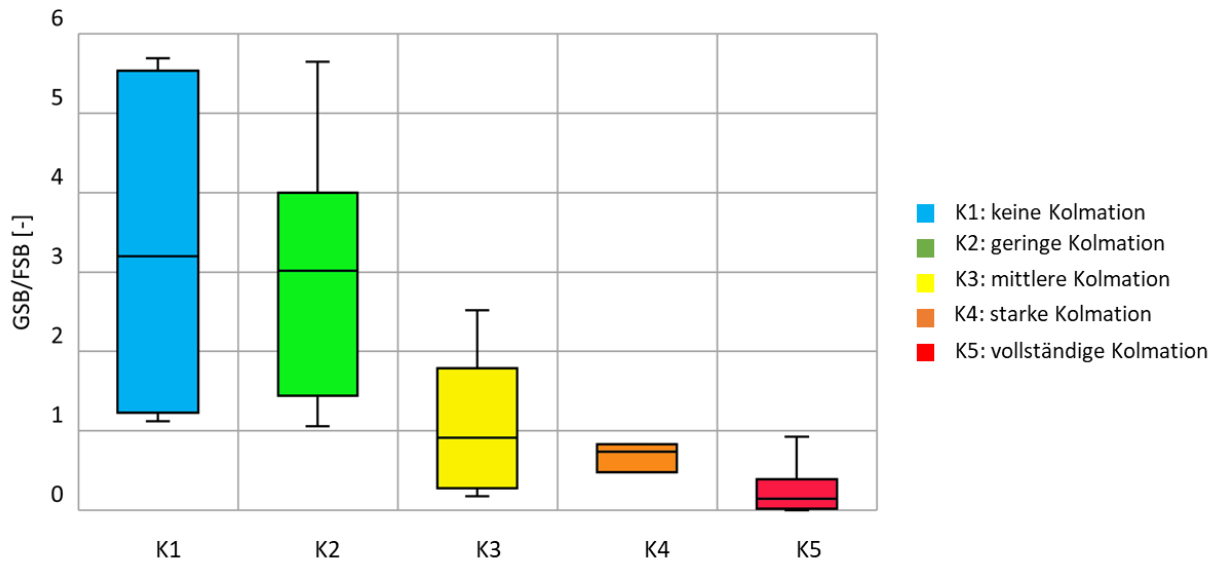


**Abbildung 6-14: Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für die Taxa-Zahlen (Meiofauna).**

### 6.2.3 Verhältnis von Grobsedimentbesiedler zu Feinsedimentbesiedler

Das Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler wurde bereits in der Studie von Stein et al. (2021) als biologischer Indikator für die Kolmation identifiziert und zeigt auch in Abbildung 6-15 einen Gradienten entlang des Kolmations-Indexes, wobei zu berücksichtigen ist, dass dieser Parameter auch Bestandteil der Einteilung des Kolmations-Indexes ist (siehe Kap. 4).

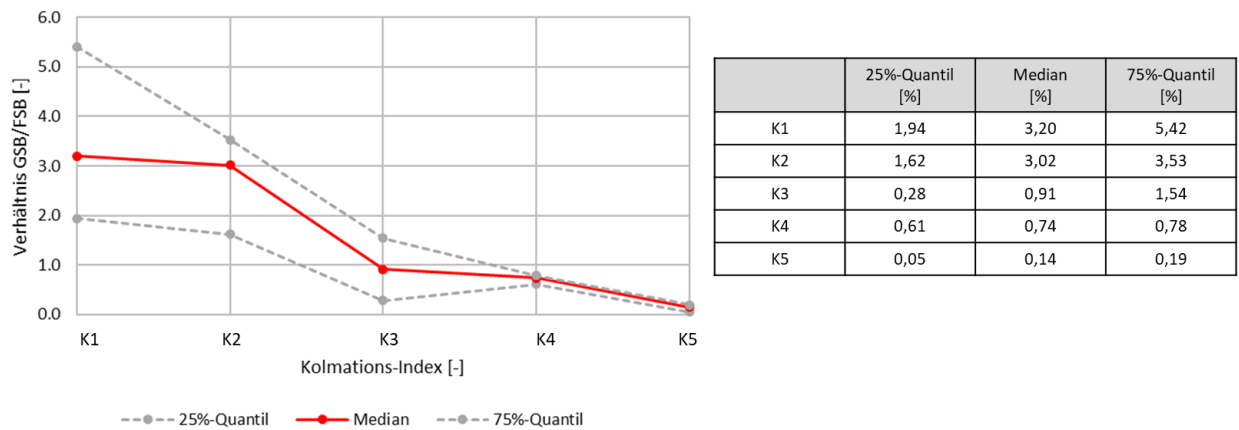




**Abbildung 6-15: Boxplots der Verhältnisse von Grob- zu Feinsedimentbesiedler (Meiofauna) in Abhängigkeit des Kolmations-Index.**

Das Spektrum der ermittelten Werte umfasst 0 bis 5,7 und in der Quartilsbetrachtung 0,05 bis 5,4. Sowohl für den Kolmations-Index K1, als auch für den Kolmations-Index K2 zeigt Abbildung 6-15 eine hohe Bandbreite an Werten, wobei sich die Mediane nur gering unterscheiden (3,2 und 3,0). Ein deutlicher Unterschied ist zu den Indices K3 und K4 ableitbar, die Mediane von 0,9 bzw. 0,7 besitzen, und somit zueinander eher ähnlich einzustufen sind. Für die Kolmations-Klasse K5 reduziert sich das Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler weiterhin auf 0,14 (Median). Im Vergleich zur fließgewässerspezifischen Auswertung, die insbesondere für die Steinalp, Obere Wied und den Östelbach variierende Werte in Abhängigkeit der Allgemeinen Degradation aufweisen, kann somit eine Optimierung der Abgrenzung erreicht werden.

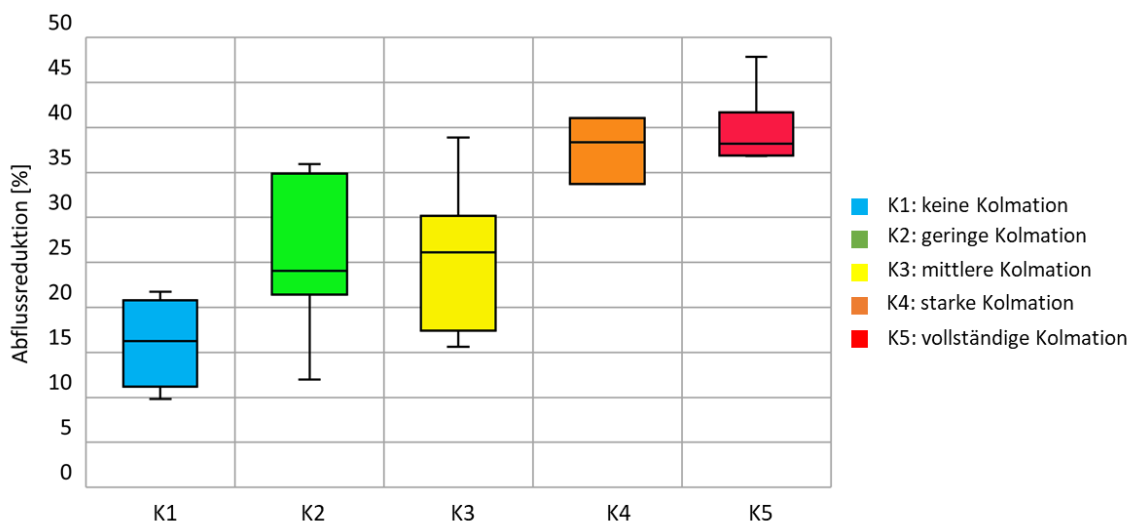
In Abbildung 6-16 ist die rein rechnerische und objektive Ermittlung der Klassengrenzen dargestellt. Die Grafik zeigt den Median und die entsprechenden Quartile grafisch für alle Kolmations-Indices, während die Tabelle die entsprechenden numerischen Klassengrenzen angibt.



**Abbildung 6-16: Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für die Verhältnisse von Grob-zu Feinsedimentbesiedler (Meiofauna).**

#### 6.2.4 Abflussreduktion aus der Kolmameter-Messung

Der abiotische Parameter Abflussreduktion während der meiofaunistischen Beprobung beschreibt das Vermögen der Gewässersohle zugeführtes Wasser unter Druck abzuleiten und ist ebenfalls ein Parameter, nachdem die Kolmations-Indices klassifiziert wurden. Dementsprechend zeigen die Boxplots in Abbildung 6-17 einen Gradienten zu höheren Abflussreduktionen mit steigendem Kolmations-Index.

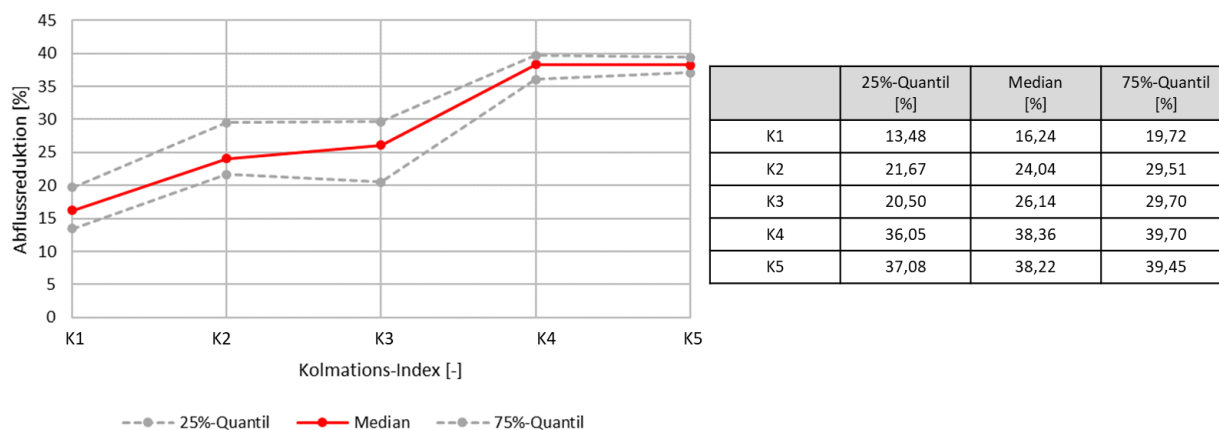


**Abbildung 6-17: Boxplots der Abflussreduktionen (Kolmameter) in Abhängigkeit des Kolmations-Index.**

Für die Abflussreduktion mit dem Kolmameter umfassen die gesamten Werte ein Spektrum von 9,8% bis 47,9%, welches bei Betrachtung der Quartile sich auf 13,5% bis 39,7% reduziert. Erneut können drei klare Differenzierungen aus Abbildung 6-17 abgeleitet werden. Die Mediane der Kolmations-Indices K1 (16%), K2-K3 (25%) und K4-K5 (38%) zeigen eine deutliche Abgrenzung. Eine markante Unterscheidung zwischen K2 und K3 bzw. K4 und K5 ist auf Basis der Mediane eher schwierig. Wird die Einteilung der probenahme-spezifischen Einteilung anhand des Kolma-

tions-Index mit der fließgewässerspezifischen Einteilung auf Basis der EG-WRRL-Bewertung „Allgemeine Degradation“ verglichen, kann jedoch eine eindeutige Optimierung der Graduierung in der probenahme-spezifischen Einteilung abgeleitet werden (vgl. Kap. 3, Abbildung 3-32).

In Abbildung 6-18 ist die rein rechnerische und objektive Ermittlung der Klassengrenzen dargestellt. Die Grafik zeigt den Median und die entsprechenden Quartile grafisch für alle Kolmations-Indices, während die Tabelle die entsprechenden numerischen Klassengrenzen angibt.



**Abbildung 6-18: Abgeleitete Klassengrenzen des Kolmations-Index für die Abflussreduktion (Kolmameter).**

### 6.3 Zusammenfassung und Bewertung der Referenzwerte

Die im Rahmen dieses Projekts ermittelten Referenzwerte beziehen sich auf die Bandbreite der gemessenen Werte eines Indikators im Kolmations-Index K1. Um den Einfluss von Ausreißern zu minimieren, werden die jeweiligen Quartile (25%- bzw. 75%-Quantile) als Klassengrenzen betrachtet. Bei keiner klaren Abgrenzung zwischen K1 und K2, werden bei den Quartils-Grenzen die minimalen bzw. maximalen Werte aus K1 und K2 verwendet.

Generell gilt, dass die in diesem Kapitel genannten Referenzwerte sich ausschließlich auf den Fließgewässertyp Nr. 5 und auf die in diesem Projekt erhobenen Daten beziehen ( $n = 40$ ). Aufgrund des geringen Datenumfangs ist eine Generalisierung bzw. Übertragbarkeit der Referenzwerte auf weitere Fließgewässer nicht zwingend gewährleistet, hierfür müsste die Datengrundlage bzw. der Datenumfang deutlich erhöht werden.

Des Weiteren dienen die biologischen Grenzwerte in Form von Literaturangaben nur als Orientierungswerte, da diese nicht im selben Fließgewässertyp erfasst wurden und meist nur eine bestimmte Spezies bzw. Habitattyp umfassen (z.B. Reproduktion von Salmoniden). Für andere Arten (MZB, Meiofauna) sind diese biologischen Grenzwerte nicht maßgebend.

Die in Anhang 11 dargestellte getrennte Auswertung nach hydromorphologischen Einheiten (Riffle und Glide) der abiotischen und biologischen Variablen in Abhängigkeit des Kolmations-Index zeigt vergleichbar zu den fließgewässerspezifischen Auswertungen in Kap. 3 vereinzelte

Unterschiede in den Wertebereichen, aus denen jedoch keine bestimmtes Datenmuster oder nachvollziehbare Trends abgeleitet werden können.

### 6.3.1 Referenzwerte für die abiotischen Schlüsselfaktoren (MultiPAC)

Insgesamt wurden in Kap. 5 fünf abiotische Schlüsselfaktoren identifiziert. Tabelle 6-1 fasst alle abiotischen Referenzwerte (MultiPAC) zusammen.

**Tabelle 6-1: Zusammenfassung der abiotische Referenzwerte (MultiPAC) auf Basis des Kolmations-Index.**

Parameter	25%-Quantil	75%-Quantil	Median
Feinsedimentanteil <1,0 mm [%]	5,0	8,4	7,1
Fredle-Index [-]	2,5	4,5	2,7
Sortierungskoeffizient [-]	2,8	3,5	3,3
Hydraulische Leitfähigkeit [m/s]	4,0E-03	9,9E-03	5,5E-03
Interstitieller Gelöstsauerstoffgehalt [mg/l]	11,0	12,0	11,5

Die Bandbreite für Referenzwerte des Feinsedimentanteils < 1,0 mm umfasst nach Tabelle 6-1 ein Spektrum von 5,0% bis 8,4% und spiegelt somit recht gut den von Heywood & Walling (2007) formulierten Grenzwert von 8,0% für die Reproduktion von Salmoniden wider. Allerdings ist aus Abbildung 6-2 zu entnehmen, dass insbesondere in den Kolmations-Indices K1-K3 kaum Unterschiede in den gemessenen Feinsedimentanteilen auftreten.

Für den Fredle-Index wird ein Wertebereich von 2,5 - 4,5 als Referenz abgeleitet, wobei nach Literaturwerten ein Fredle-Index von > 3,5 für eine erfolgreiche Reproduktion von Salmoniden angesehen wird. Dieser Wert wird zwar recht gut reflektiert, allerdings ist die gemessene Bandbreite der Fredle-Indices speziell für den Kolmations-Index K1 sehr hoch, wodurch eine klare Abgrenzung zu Kolmations-Indices K2 und K3 erschwert wird.

Der Referenzbereich für den Sortierungskoeffizient umfasst 2,8 bis 3,5 und spiegelt den in Laichgruben von Salmoniden gemessenen Wert von 2,5 (Dirksmeyer & Brunotte (2009) recht gut wider, wobei erneut die Abgrenzung zur den Kolmations-Indices K2 und K3 nicht deutlich ist.

Die Referenzen für die hydraulische Leitfähigkeit umfassen einen Wertebereich von 4,0E-03 m/s bis 9,9E-03 m/s. Der untere Grenzbereich ist etwas geringer als der von Rubin (1998) definierte Wert von 5,6E-03 m/s, ab dem keine Beeinträchtigungen der Reproduktion von Salmoniden auftritt. Eine Abgrenzung der Kolmations-Indices von K1 zu K2 und zu K5 ist relativ deutlich, wobei die Wertebereiche der hydraulischen Leitfähigkeiten für K3 und K4 sich nur geringfügig voneinander unterscheiden.

Der Referenzbereich für den interstitiellen Sauerstoffgehalt aus dem Kolmations-Index K1 ergibt Werte zwischen 11,0 mg/l und 12,0 mg/l. Der Wertebereich ist relativ eng und liegt z.T. deutlich über kritischen Werten, die für die Reproduktion von kieslaichenden Fischarten bekannt sind. Besonders deutlich abzugrenzen sind auf Basis der Mediane die Wertebereiche des Kolmations-Index K1 zu K2/K3 und zu K4/K5, während zwischen K2 und K3 bzw. K4 und K5 vergleichbare Mediane resultieren.

Zusammenfassend kann für die abiotischen Schlüsselfaktoren festgehalten werden, dass plausible Referenzwerte auf Basis von biologischen Orientierungswerten abgeleitet werden können. Die Datenmuster der Korngrößenanalyse für den Kolmations-Index ähneln stark der Datenmuster für die fließgewässerspezifische Auswertung bezogen auf die „Allgemeine Degradation“, während für die hydraulische Leitfähigkeit und den interstitiellen Sauerstoffgehalt eine Optimierung der Abgrenzungen auf Basis des Kolmations-Index erzielt werden kann. Die abgeleiteten Klassengrenzen lassen nicht zwingend eine Unterteilung in eine 5-stufige Skala zu. Für die Korngrößenanalyse sind die Kolmations-Indices K1 bis K3 nur geringfügig voneinander zu unterscheiden, während für die hydraulische Leitfähigkeit und den interstitiellen Sauerstoffgehalt die Kolmations-Indices K3 und K4 ähnliche Mediane aufweisen. Wird allerdings das gesamte Wertespektrum je Kolmations-Index betrachtet, wird eine Unterscheidung eher möglich. Eine Reduktion des Kolmations-Index auf insgesamt drei oder vier Klassen könnte zu einer deutlicheren Abgrenzung führen.

### 6.3.2 Referenzwerte für die biologischen Indikatoren (Meiofauna)

Insgesamt werden für vier biologische Parameter aus der meiofaunistischen Beprobung die Klassengrenzen zwischen den einzelnen Kolmations-Indices bestimmt, welche in Tabelle 6-2 zusammengefasst sind.

**Tabelle 6-2: Zusammenfassung der biologischen Referenzwerte (Meiofauna) auf Basis des Kolmations-Index.**

Parameter	25%-Quantil	75%-Quantil	Median
Individuen-Anzahl [-]	213	423	277
Taxa-Zahl [-]	19	19	19
Verhältnis Grob- zu Feinsedimentbesiedler [-]	1,9	5,4	3,2
Abflussreduktion (Kolmameter)	13,5	19,7	16,2

Für die Individuen-Anzahl werden auf Basis des Kolmations-Index Anzahlen zwischen 213 und 423 je Messkampagne und Probenahme als Referenz abgeleitet. Eine Abgrenzung der einzelnen

Kolmations-Indices zwischen K1 und K2, sowie zu K5 ist eindeutig möglich, während für die Kolmations-Index K2 bis K4 keine klare Differenzierung möglich ist.

Die Taxa-Zahlen erlauben nahezu keine Unterscheidung in unterschiedliche Kolmations-Klassen, da für K1 bis K4 beinahe identische Werte abgeleitet werden. Kap. 5 zeigte bereits geringe funktionale Zusammenhänge zwischen der Taxa-Zahl und dem Kolmations-Index. Die rein rechnerisch ermittelte Referenz besitzt einen Zahlenwert von „19“.

Für das Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler lässt sich ein Wertebereich von 1,9 bis 5,4 bei einem Median von 3,2 als Referenz auf Basis des Kolmations-Indexes ableiten. Bei Betrachtung des Medians bedeutet dies, dass etwas mehr als 3-mal so viele Grobsedimentbesiedler wie Feinsedimentbesiedler in einem Bereich ohne Kolmation vorkommen sollten. Abbildung 6-15 zeigt einen starken Gradienten des Verhältnisses in Abhängigkeit vom Kolmations-Index, wobei bei Betrachtung der Mediane die Klassen K1/K2 bzw. K3/K4 in einer ähnlichen Größenordnung liegen. Der Kolmations-Index K5 ist deutlich von den anderen Indices abgrenzbar.

Die Referenzwerte für die Abflussreduktion aus der Messung mit dem Kolmameter umfassen Werte von 13,5% bis 19,7%. Im Vergleich mit den Werten nach Stein et al. (2021) bzw. nach Zumbroich & Hahn (2018) in Tabelle 2-5 wäre dieser Wertebereich der Kolmameter-Klasse „2“ mit Werten zwischen 5% - 25% zuzuordnen. Eine Kolmameter-Klasse „1“ (Referenz bzw. keine innere Kolmation) wird erst bei Werten < 5% erreicht. Allerdings wurden bei keiner einzigen Probenahme im Rahmen dieses Projekts Abflussreduktionen kleiner 5% messtechnisch erfasst. Hinsichtlich der Unterscheidung in Klassengrenzen, können deutliche Differenzierungen zwischen den Kolmations-Indices K1 und K2/K3 bzw. K4/K5 abgeleitet werden. Die Mediane für K2 und K3 bzw. für K4 und K5 unterscheiden sich nur geringfügig.

Zusammenfassend kann für die biologischen Indikatoren festgehalten werden, dass mit Ausnahme der Taxa-Zahl die biologischen Größen (Individuen-Anzahl, Verhältnis GSB/FSB) als auch die abiotische Größe „Abflussreduktion“ deutliche Zusammenhänge zum Kolmations-Index zeigen. Im Vergleich zu den Datenmustern der fließgewässerspezifischen Auswertung kann durch die Definition eines Kolmations-Indexes eine verbesserte Abgrenzung der einzelnen Klassen erreicht werden. Ähnlich zu den abiotischen Indikatoren ist allerdings eine Unterteilung in eine 5-stufige Skala auf Basis der Mediane nicht unbedingt gegeben, wobei die Betrachtung der gesamten Bandbreiten je Kolmations-Index erneut zur Erklärung einer 5-stufigen Skala beiträgt. Für die biologischen Indikatoren ist zu berücksichtigen, dass diese im Rahmen der Promotion von Teresa Luftensteiner (RPTU) tiefgehend untersucht werden, wobei hier die Ergebnisse noch ausstehen. Eine nachträgliche Anpassung der biologischen Indikatoren ist aber selbstverständlich möglich.

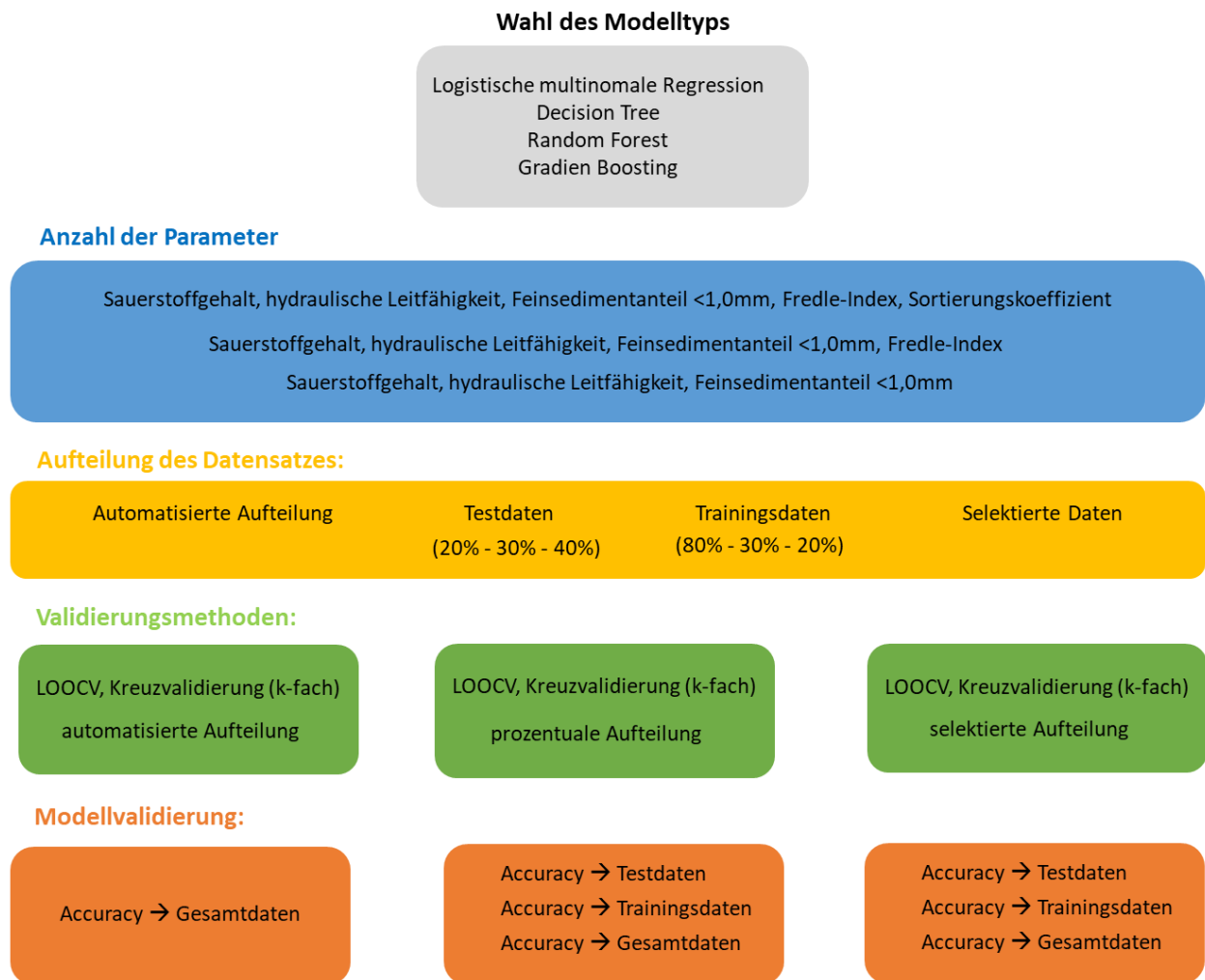
## 7. Kolmationsprognose auf Basis von abiotischen Größen

In diesem Kapitel wird aufbauend auf den Ergebnissen der vorherigen Analysen die Entwicklung eines abiotischen Modells auf Basis von „Machine-Learning“ zur Prognose des Kolmations-Indexes vorgestellt. Hierfür wird mit Regressionstechniken zur Modellentwicklung und Kreuzvalidierungen zur Überprüfung der Modelle gearbeitet.

Im Vorfeld wurden verschiedene Modelltypen aus dem Bereich des „Machine-Learning“ (z.B. „Decision-Tree“, „Random Forest“, „Neuronale Netzwerke“) in einer Voruntersuchung getestet, mit dem Ergebnis, dass die multinominale logistische Regressionsanalyse gegenüber den anderen Modelltypen die Zusammenhänge zwischen abiotischen Schlüsselfaktoren und Kolmations-Index am besten repräsentieren kann. Das Prinzip dieser Methode untersucht den Einfluss mehrerer abhängiger Variablen (abiotische Schlüsselfaktoren) auf eine unabhängige nominale Variable (Kolmation-Index), wobei der Zusammenhang nicht linear sondern logistischer Natur ist. Der Unterschied zu einer linearen Regression besteht darin, dass eine unabhängige Variable (abiotischen Schlüsselfaktoren) dann zielführend ist, wenn es durch diese möglich ist, die Kategorisierung der abhängigen Variable (Kolmation-Index) bedeutsam voneinander zu unterscheiden.

### 7.1 Vorgehensweise und Modellentwicklung

Im Rahmen der Modellentwicklung gibt es verschiedene Kriterien, Varianten und Steuergrößen, die eine Modellgüte beeinflussen können. Diese beinhalten die Aufteilung des Datensatzes in einen Trainings- und Testdatensatz, die Anzahl und Kombination von unterschiedlichen abiotischen Schlüsselfaktoren, sowie die Frage nach der Validierung des Modells. Folgende Grafik gibt eine Übersicht der getesteten Varianten im Rahmen dieses Projekts, um den Kolmations-Index auf Basis der abiotischen Schlüsselfaktoren zu prognostizieren. Insgesamt wurden 40 Varianten getestet, die anhand der sogenannten „Accuracy“ bewertet werden, welche die Genauigkeit der prognostizierten Kolmations-Indices über einen Vergleich mit den tatsächlichen Kolmations-Indices (Konfusionsmatrix) gegenüberstellt. Die gesamte Liste aller Modelle ist in Anhang 14 aufgeführt.



**Abbildung 7-1: Getestete Modellvarianten für die Entwicklung eines Modells zur Prognose des Kolmations-Index auf Basis der abiotischen Schlüsselfaktoren.**

### Auswahl des Modelltyps

Für die Auswahl des Modelltyps „Logistische multinominale Regression“ wurden im Rahmen einer Voruntersuchung unterschiedliche Modelltypen getestet, wobei hierfür der gesamte zur Verfügung stehende Datensatz ( $n = 40$ ) verwendet wurde, und alle fünf abiotischen Variablen (gelöste Sauerstoffgehalt, hydraulische Leitfähigkeit, Feinsedimentanteil <1,0mm, Fredle-Index, Sortierungskoeffizient) zur Beschreibung des Kolmations-Index verwendet wurden. Für die Validierung wurde sowohl die „Leave-One-Out-Cross-Validation“ (LOOCV), als auch die „k-fache Kreuzvalidierung“ (CV,  $k = 5$ ) getestet. In beiden Validierungsmodellen schneidet die logistische multinominale Regression am besten ab, weshalb die Parameterstudie zur Optimierung des Modells ausschließlich mit diesem Modelltyp durchgeführt wurde.



Folgende Tabelle (Tabelle 7-1) gibt eine Übersicht über die erzielten Accuracy-Werte der getesteten Modelltypen:

**Tabelle 7-1: Accuracy-Werte für die Auswahl des Modelltyps mit LOOCV and CV (5-fach).**

Modell-Typ	Accuracy (LOOCV)	Accuracy (5-fache KV)
Decision-Tree	0,49	0,49
K-fold Nearest Neighbour	0,61	0,61
Random Forest	0,54	0,54
Logistic Multinomial Regression	0,70	0,70

### Auswahl der beschreibenden Modellvariablen

Insgesamt wurden in Kap. 5 fünf abiotische Schlüsselfaktoren bzw. Indikatoren für die Beschreibung des Kolmations-Index abgeleitet. Der interstitielle Sauerstoffgehalt (IDO\_oKP) sowie die hydraulische Leitfähigkeit (kf\_oKP) werden aufgrund ihrer sehr starken Korrelation (-0,75) bzw. starken Korrelation (-0,62) zum Kolmations-Index in jedem zu untersuchendem Modell berücksichtigt. Darauf aufbauend werden zwei Modelle mit insgesamt drei Variablen getestet, wobei entweder zusätzlich der Feinsedimentanteil < 1,0 mm (FS<1,0) oder der Fredle-Index (Fr\_I) berücksichtigt wird. Zusätzlich wird jeweils eine Variante mit vier Variablen und mit allen fünf Variablen betrachtet.

### Aufteilung des Datensatzes

Bei der Entwicklung statistischer Modelle ist es im Machine-Learning üblich, den Gesamtdatensatz in einen Test- und in einen Trainingsdatensatz aufzuteilen, wobei der Trainingsdatensatz für die Modellanpassung verwendet wird und der Testdatensatz für die Modellüberprüfung (Validierung). Für die Vorgehensweise bei der Aufteilung des Datensatzes gibt es unterschiedliche Ansätze. Einige Validierungsmethoden wie LOOCV oder auch die k-fache Kreuzvalidierung teilen den Gesamtdatensatz automatisiert ein, wenn dieser in der Gesamtheit für die Modellentwicklung und Modellvalidierung verwendet werden soll.

Eine weitere Vorgehensweise ist die prozentuale Vorgabe von Test- und Trainingsdatensätzen. Übliche Prozentzahlen der Kreuzvalidierung sind für den Testdatensatz zwischen 20% bis 50%, woraus 80% bis 50% für den Trainingsdatensatz resultieren. Welche Daten in den Test- und welche in den Trainingsdatensatz kommen wird hierbei zufällig ausgewählt. Daher besteht eine dritte Möglichkeit, indem der Testdatensatz bzw. der Trainingsdatensatz subjektiv und gezielt so ausgewählt wird, dass sowohl im Trainingsdaten- als auch im Testdatensatz ausreichende Datensätze für jeden Kolmations-Index vorhanden sind. Diese Aufteilung ist in Anhang 15 dargestellt.

Im Rahmen dieser Untersuchung werden folgende fünf Varianten der Aufteilung untersucht, wobei jede Variante jeweils mit der Validierungsmethode LOOCV und CV (k-fach) geprüft wird:

- automatisierte Datenaufteilung (LOOCV, k-fache Kreuzvalidierung)
- 20% Test, 80% Training
- 30% Test, 70% Training
- 40% Test, 60% Training
- selektierter Datensatz mit (35% Testdaten, 65% Trainingsdaten)

### **Validierungsmethoden**

Für die unterschiedliche Anzahlen der ausgewählten beschreibenden Variablen, sowie für die unterschiedlichen Aufteilungen des Datensatzes werden jeweils zwei Validierungsmethoden eingesetzt. Beide Methoden stammen aus der Familie der Kreuzvalidierungen, die einerseits die Modellgüte, aber auch Generalisierungsfähigkeit eines Modells testen. Weiterhin können Modelle mithilfe der Validierung auf Über- oder Unterparametrisierung geprüft werden (Berrar 2019).

Die k-fache Kreuzvalidierung teilt die Anzahl des gesamten Datensatzes in k-fache Abschnitte, wobei ein Abschnitt dann als Testdatensatz dient und alle anderen Abschnitte als Trainingsdatensatz. Ein Spezialfall der k-fachen Kreuzvalidierung ist die sogenannte Leave-One-Out-Cross Validation (LCOOV) bei der  $k = n$  wird (vgl. Kap. 2).

Beide Methoden eignen sich besonders für Datensätze mit geringerem Stichprobenumfang bzw. zählen zu den sehr robusten Validierungsmethoden (Hastie et al. 2009).

### **Modellvalidierung:**

Die tatsächliche Modellvalidierung kann über unterschiedliche „Scores“ erfolgen. Die am häufigsten verwendete Modellgenauigkeit („Accuracy“) berechnet einen Wert aus der sogenannten Konfusions-Matrix und berücksichtigt hierbei die Anzahl der korrekten Vorhersagen im Verhältnis zu der Gesamtanzahl an Prognosen. Eine Unterscheidung, zwischen „falsch positive“ bzw. „falsch negative“ Prognosen findet hierbei nicht statt. Für die Methoden mit der automatisierten Aufteilung (LOOCV, CV) wird ausschließlich der gesamte Datensatz ( $n=40$ ) mit dem trainierten Modell anhand der Accuracy validiert, während für die Modelle mit aufgeteiltem Prozentsatz zusätzlich zwischen Test- und Trainingsdaten, die jeweiligen Datensätze separat bewertet werden können. Das heißt es werden Accuracy-Werte für den Testdatensatz, den Trainingsdatensatz und den Gesamtdatensatz getrennt berechnet, wobei für den Gesamtdatensatz die Reihenfolge der einzelnen Daten neu gemischt werden, womit sichergestellt wird, dass nicht dieselbe Aufteilung in Test- und Trainingsdatensatz erneut verwendet wird. Da das Ziel einer Modellvalidie-

Die Generalisierung ist und somit die Robustheit eines Modells auf neue, unbekannte Datensätze prüfen soll, wird als Kriterium für die beste Validierungsmethode die Bildung des Mittelwerts (MW) aller Accuracy-Werte betrachtet, während bei der automatisierten Aufteilung der direkt ermittelte Accuracy-Wert Verwendung findet.

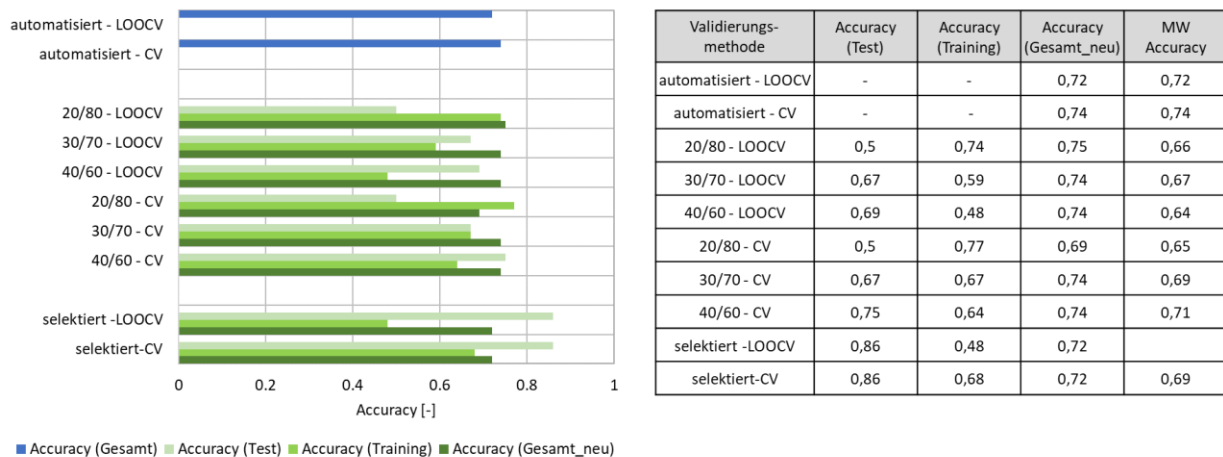
Außerdem werden Grafiken erstellt, in denen die tatsächlichen Kolmations-Indices einer Probenahme in Form eines Scatter-Plots dargestellt werden, während der prognostizierte Parameterraum eines Kolmations-Indexes in zwei Hauptkomponenten im Hintergrund aufgespannt wird. Diese Art der Visualisierung („Decision-Boundary-Plot“) erlaubt einen anschaulichen Vergleich der prognostizierten und tatsächlichen Kolmation-Indices und erlaubt somit auch einen validen Vergleich der unterschiedlichen Modelle. Allerdings muss für diese Darstellung die Beschreibung der Gesamtvarianz auf zwei Hauptkomponenten bzw. zwei Achsen reduziert werden, womit die Komplexität des Datensatzes nicht unbedingt hinreichend genau wiedergegeben werden kann und somit geringe Abweichungen zwischen der Konfusions-Matrix und dem Decision-Boundary-Plot resultieren können.

## **7.2 Modellprognosen für verschiedene abiotische Parameterkombinationen**

Im folgenden Kapitel werden zunächst separat für die unterschiedliche Anzahl an abiotischen Schlüsselfaktoren die jeweiligen Accuracy-Werte mit unterschiedlichen Validierungsmethoden analysiert, wobei jeweils das Modell mit der besten Prognose detaillierter dargestellt wird. Allgemein ist zu berücksichtigen, dass aufgrund des geringen Gesamtdatenumfangs ( $n = 40$ ), die mit der Validierung zu überprüfende Generalisierung eines Modells mitunter stark von der gewählten Validierungsmethode bzw. von der Aufteilung in Test- und Trainingsdatensatz abhängen kann. Ähnliche Validierungsergebnisse für unterschiedliche Validierungsmethoden deuten somit auf eine gute Generalisierungsfähigkeit bzw. auf eine gute Robustheit des Modells hin.

### **7.2.1 Modellprognose für drei beschreibende Variablen (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0)**

Unter der Verwendung des gelösten Sauerstoffgehalts oberhalb des Knickpunkts, der entsprechenden hydraulischen Leitfähigkeit und des Feinsedimentanteils  $< 1,0$  mm zeigt Abbildung 7-2 die berechneten Accuracy-Werte der unterschiedlichen untersuchten Validierungsmethoden in Form eines Balkendiagramms, während die numerischen Werte in nebenstehender Tabelle zusammengefasst sind.



**Abbildung 7-2: Berechnete Accuracy für die unterschiedlichen Validierungen bei Verwendung von drei abiotischen Schlüsselfaktoren (gelöster Sauerstoffgehalt, hydraulische Leitfähigkeit, Feinsedimentanteil < 1,0 mm).**

Bei Betrachtung der berechneten Accuracy für den Testdatensatz zeigt die selektierte Aufteilung die höchsten Werte (0,86), da bei der Auswahl darauf geachtet wurde, dass im Test- und Trainingsdatensatz alle auftretenden Kolmations-Index ausreichend vertreten sind. Neben dieser Validierung zeigt eine Aufteilung von 40/60 (40% Testdaten, 60% Trainingsdaten) nach der Kreuzvalidierung (5-fach) die beste Modellperformance mit einem Wert von 0,75, allerdings zeigt die Modellaufteilung weniger gute Accuracy-Werte für den Trainingsdatensatz (0,48 für LOOCV bzw. 0,64 für CV).

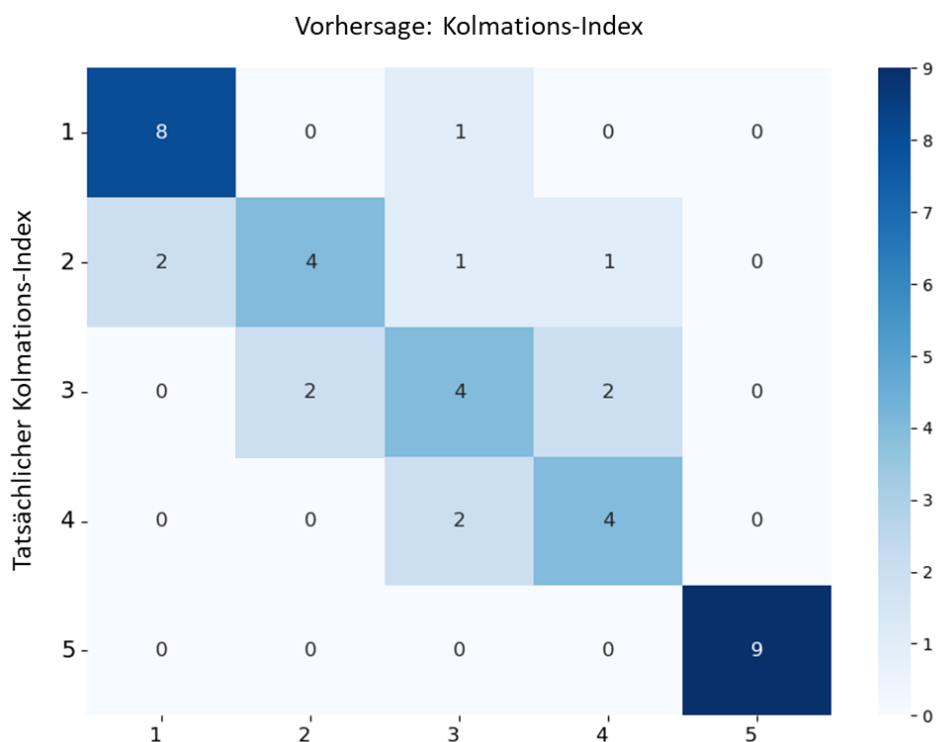
Für den Trainingsdatensatz wird mit einer Aufteilung der Daten von 20/80 die beste Modellvalidierung mit der 5-fachen Kreuzvalidierung erreicht (0,74 für LOOCV bzw. 0,77 für CV), da hier ein Großteil der Daten zum Trainieren des Modells verwendet und nur einer kleiner Testdatensatz verbleibt, für den jedoch dann nur Accuracy-Werte von 0,5 erreicht werden. Daraus wird ersichtlich, dass bei größerem Datensatz für das Trainieren des Modells der Accuracy-Wert für das Training steigt, während bei größerem Datensatz für den Test, dieser Accuracy-Wert entsprechend steigt.

Bei der Betrachtung der Validierungsergebnisse für den Gesamtdatensatzes werden insgesamt Accuracy-Werte zwischen 0,64 und 0,75 erreicht, wobei sowohl der höchste als auch der geringste Wert mit der Aufteilung 20/80 erreicht wird. Mehrere Validierungsmethoden führen zu einem nur gering weniger maximalen Accuracy-Wert von 0,74, wobei die Werte für den Test- und Trainingsdatensatz je nach Validierungsmethode stark variieren (0,48 bis 0,75).

Werden die Accuracy-Werte entsprechend gemittelt, zeigen die Validierungsmethoden mit automatisierter Datenaufteilung (LOOCV, 3-fache CV) die größte Modellperformance mit Werten von 0,72 und 0,74, wobei auch die Aufteilung mit 40/60 und 30/70 (CV, 5-fach), als auch das Modell mit selektierten Datensätzen nur geringfügig geringere Werte mit 0,71 bzw. 0,69 zeigen.

Die geringen Variationen der unterschiedlichen Validierungsmethoden, deuten auf ein eher robustes Modell hin.

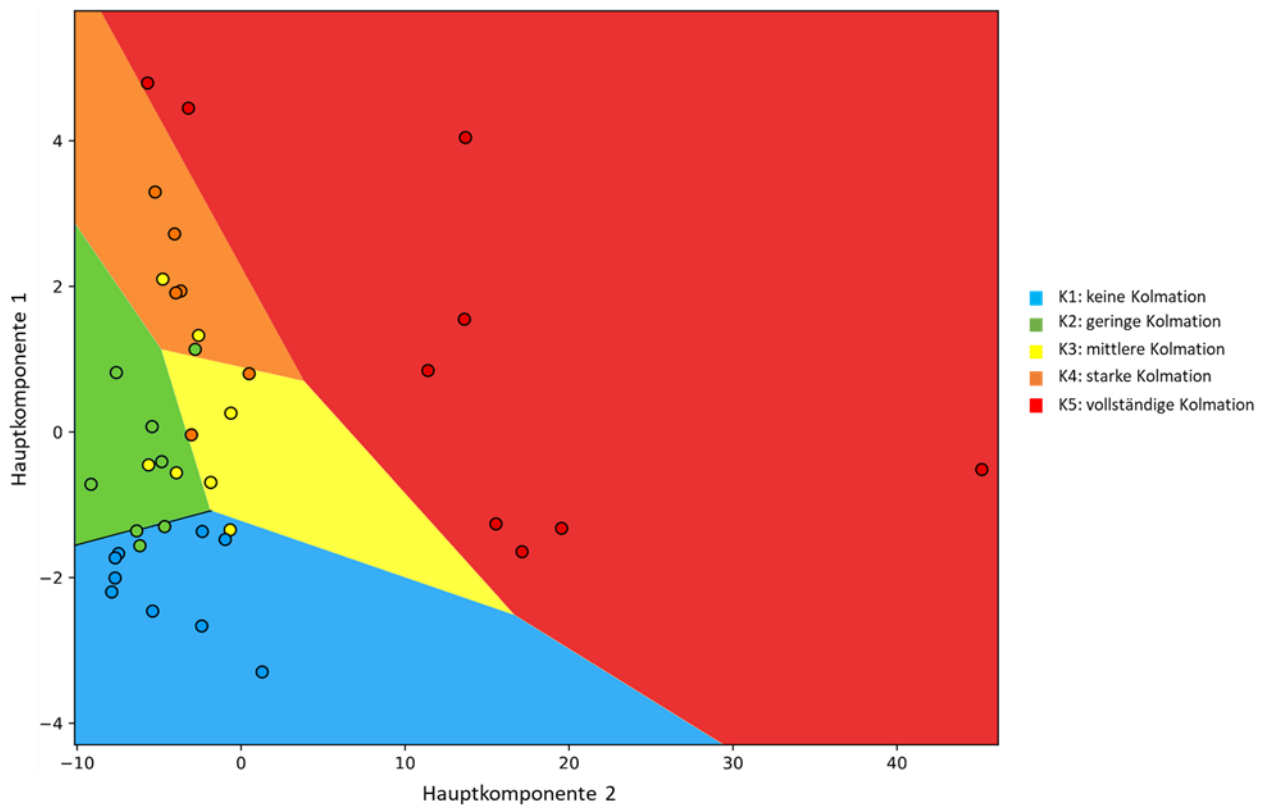
Als „bestes“ Modell bzw. als beste Validierungsmethode mit größtmöglicher Robustheit wird daher die automatisierte Aufteilung mit der Validierungsmethode nach der 3-fachen Kreuzvalidierung gewählt (Accuracy = 0,74). Für diese Validierungsmethode ist nachfolgend in Abbildung 7-3 die sogenannte Konfusions-Matrix dargestellt, welche auf der Diagonalen die korrekt wiedergegebenen Prognosen je Kolmations-Index angibt. Des Weiteren können die falsch prognostizierten Kolmations-Klassen erkannt werden, die entweder um eine oder mehrere Kolmations-Indices neben der Diagonalen liegen.



**Abbildung 7-3:** Konfusions-Matrix für das Modell mit drei abiotische Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0), einer automatisierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (3-fach).

Die Konfusions-Matrix für die drei abiotischen Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0) zeigt insgesamt 29 korrekte Prognosen und 11 falsche Prognosen für den Kolmations-Index. Von den 11 falsch prognostizierten Kolmation-Indices sind zwei Prognosen dabei, die den Kolmations-Index um zwei Indices falsch prognostizieren (z.B. Vorhersage K3 vs. tatsächlicher Wert K1), während 9 Fehlprognosen um lediglich einen Index falsch liegen. Die häufigsten Fehlprognosen resultieren in den Kolmations-Indices K3 und K4.

Abbildung 7-4 zeigt den Decision-Boundary-Plot, der auf Basis der Prognose einen Parameterraum für jeden Kolmations-Index aufspannt und mit den tatsächlichen Kolmations-Indices in Form eines Scatter-Plots überlagert wird.

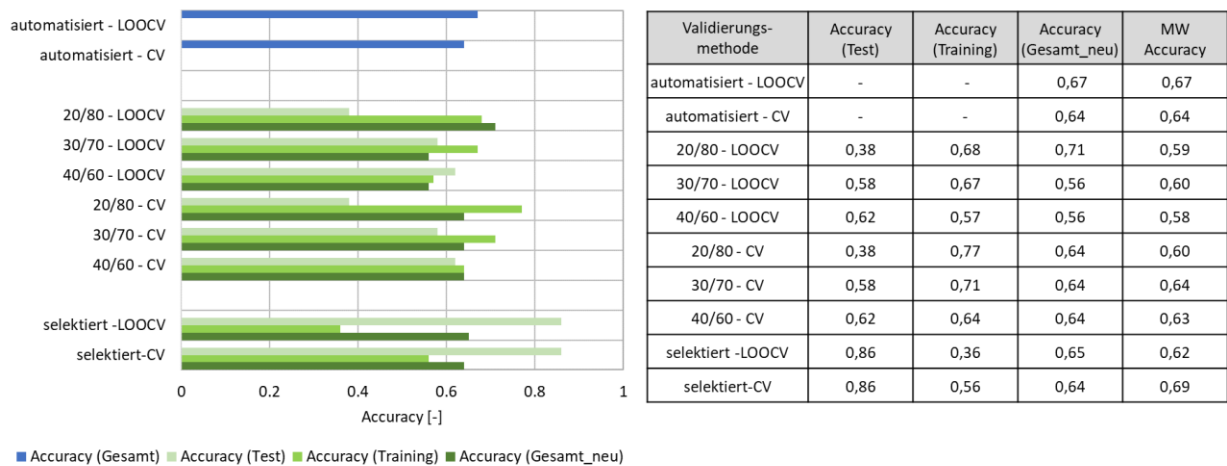


**Abbildung 7-4:** Decision-Boundary Plot für das Modell mit drei abiotischen Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0), einer selektierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (3-fach).

Der Decision-Boundary Plot zeigt einen enorm großen Parameterraum für den Kolmations-Index K5, in dem auch alle Datensätze korrekt prognostiziert werden. Der Parameterraum für den Kolmations-Index K1 ist etwas kleiner, aber auch in dieser Kolmations-Klasse können die Datensätze mit dem Modell korrekt vorhergesagt werden. Für die Kolmations-Indices K2 bis K4 sind die Parameterräume deutlich kleiner, weshalb eine korrekte Prognose dementsprechend herausfordernder wird und es sind einzelne Punkte zu erkennen, die jeweils an der Grenze bzw. im benachbarten Parameterraum wiederzufinden sind. Gut zu erkennen ist auch der Datensatz mit K3 (gelb) im Parameterraum K1 (blau), bei dem die Prognose um zwei Kolmationsklassen abweicht. Insgesamt ist zu beobachten, dass viele Fehlprognosen relativ nah an den Parameterräumen zur jeweiligen benachbarten Kolmationsklasse liegen und somit nur knapp keiner korrekten Prognose unterliegen.

### 7.2.2 Modellprognose für drei beschreibende Variablen (IDO\_oKP, kf\_oKP, Fr\_I)

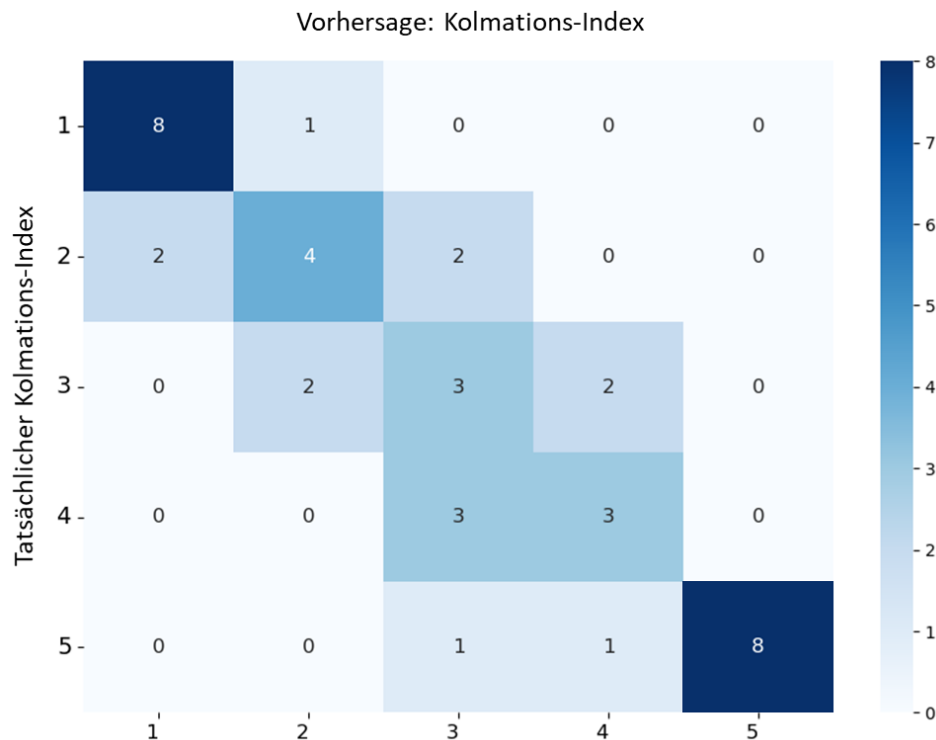
In diesem Szenario wird dieselbe Anzahl an abiotischen Schlüsselfaktoren verwendet, wobei der Feinsedimentanteil < 1,0 mm mit dem Fredle-Index ausgetauscht wird. Abbildung 7-5 zeigt die für dieses Szenario erzielten Accuracy-Werte für unterschiedliche Validierungsmethoden.



**Abbildung 7-5: Berechnete Accuracy für die unterschiedlichen Validierungen bei Verwendung von drei abiotischen Schlüsselfaktoren (gelöster Sauerstoffgehalt, hydraulische Leitfähigkeit, Fredle-Index).**

Insgesamt fallen die Accuracy-Werte etwas geringer aus als für das Drei-Parameter-Prognose-Modell mit dem Feinsedimentanteil <1,0 mm. In den Testdatensätzen wird erneut nur durch die selektierte Aufteilung ein hoher Wert (0,86) erreicht. Danach folgt erst die Aufteilung 40/60 mit deutlich geringeren Accuracy-Werten von 0,62. Für den Trainingsdatensatz zeigt sich ebenfalls, dass bei Verwendung des größten Anteils (20/80) auch die höchsten Accuracy-Werte (0,68 bzw. 0,77) resultieren, die aber im Testdatensatz zu geringen Werten führen (0,38).

Wird der Gesamtdatensatz für die Validierung verwendet, ergibt sich über alle Validierungsmethoden ein Spektrum von 0,56-0,71 und aus der Mittelwertbetrachtung aller Accuracy-Werte kann mit 0,69 die selektierte Aufteilung mit einer 5-fachen Kreuzvalidierung als beste Option abgeleitet werden. Für dieses Modell ist in Abbildung 7-6 die zugehörige Konfusions-Matrix dargestellt.



**Abbildung 7-6:** Konfusions-Matrix für das Modell mit drei abiotische Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, Fr\_I), einer selektierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (5-fach).

Das Modell für die drei abiotischen Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, FR\_I) und der ausgewählten Validierungsmethode gibt insgesamt 26 korrekte Prognosen des Kolmations-Index und 14 fehlerhafte Prognosen. Unter den fehlerhaften Prognosen ist nur ein Datensatz bei denen der Kolmations-Index um zwei Klassen abweicht und insgesamt 13 bei denen die Abweichung eine Kolmations-Klasse beinhaltet. Erneut ist zu erkennen, dass die meisten Abweichungen in den Kolmations-Klassen K3 und K4 auftreten.

Der Decision-Boundary-Plot in Abbildung 7-7 zeigt zwei schmale Parameterräume für die Kolmations-Indices K3 und K4, weshalb auch dort die meisten Abweichungen zwischen prognostizierter und tatsächlicher Kolmations-Klasse auftreten. Im Vergleich zum 3-Parameter-Modell mit den Feinsedimentanteilen ergibt sich ein deutlich größerer Parameterraum für den Kolmations-Index K2, in dem auch die meisten Datenpunkte korrekt prognostiziert werden. Allerdings ist für die Datenpunkte mit tatsächlichem Kolmations-Index K5 auch zu erkennen, dass diese bis an die Grenze zum Parameterraum K3 reichen, wobei in der Konfusions-Matrix lediglich ein Punkt aufgeführt ist. Diese leichten Differenzen zwischen Konfusions-Matrix und Decision-Boundary-Plot sind auf die Reduzierung des Decision-Boundary-Plots auf zwei Dimensionen zurückzuführen, die in der Konfusions-Matrix nicht enthalten sind.



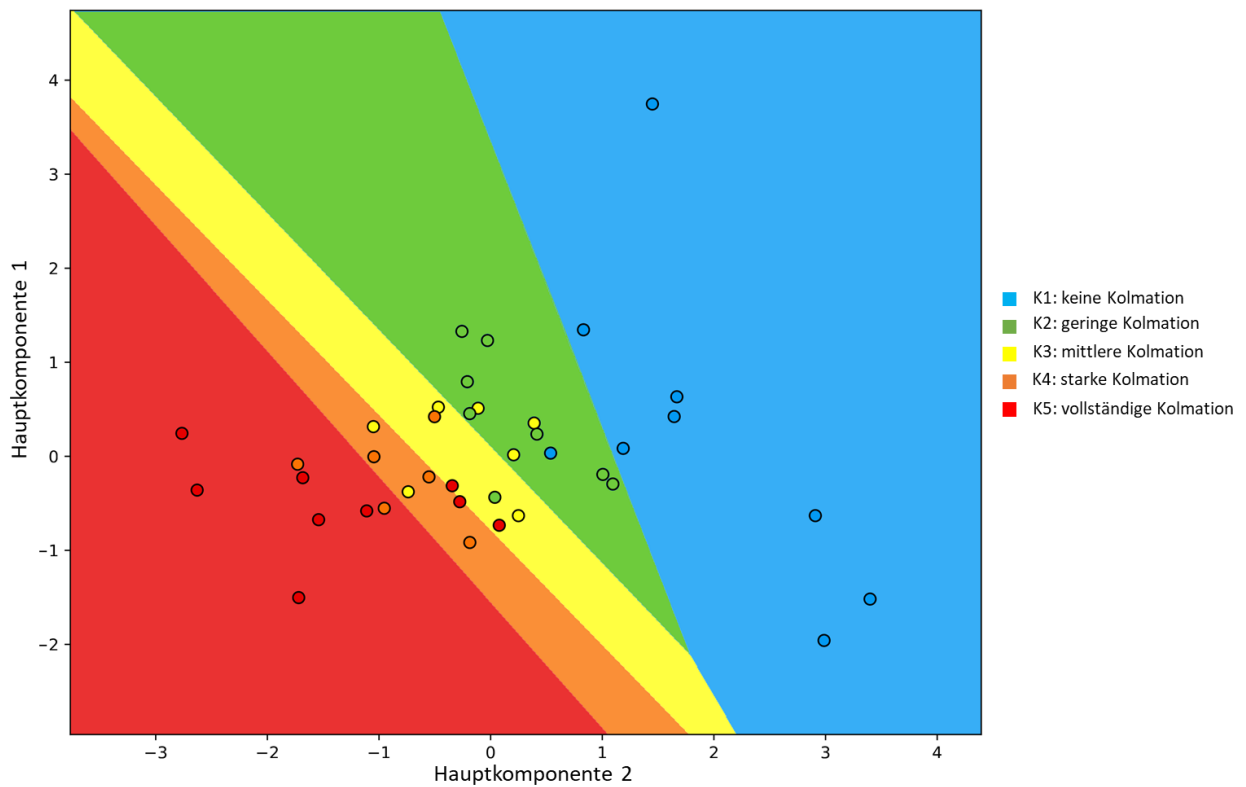


Abbildung 7-7: Decision-Boundary Plot für das Modell mit drei abiotische Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, Fr\_1), einer selektierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (5-fach).

### 7.2.3 Modellprognose für vier beschreibende Variablen (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0, Fr\_1)

Das nächste Modell berücksichtigt insgesamt vier abiotische Schlüsselparameter mit dem interstitiellen Sauerstoffgehalt, der hydraulischen Leitfähigkeit, dem Feinsedimentanteil < 1,0 mm und dem Fredle-Index. In Abbildung 7-8 sind die erzielten Accuracy-Werte für die unterschiedlichen Validierungsmethoden dargestellt.

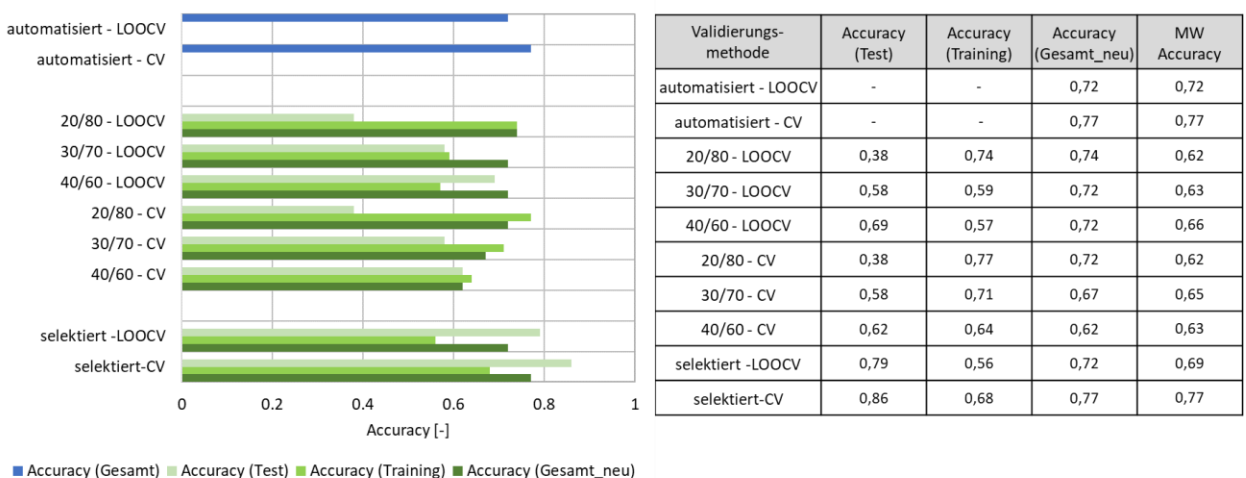
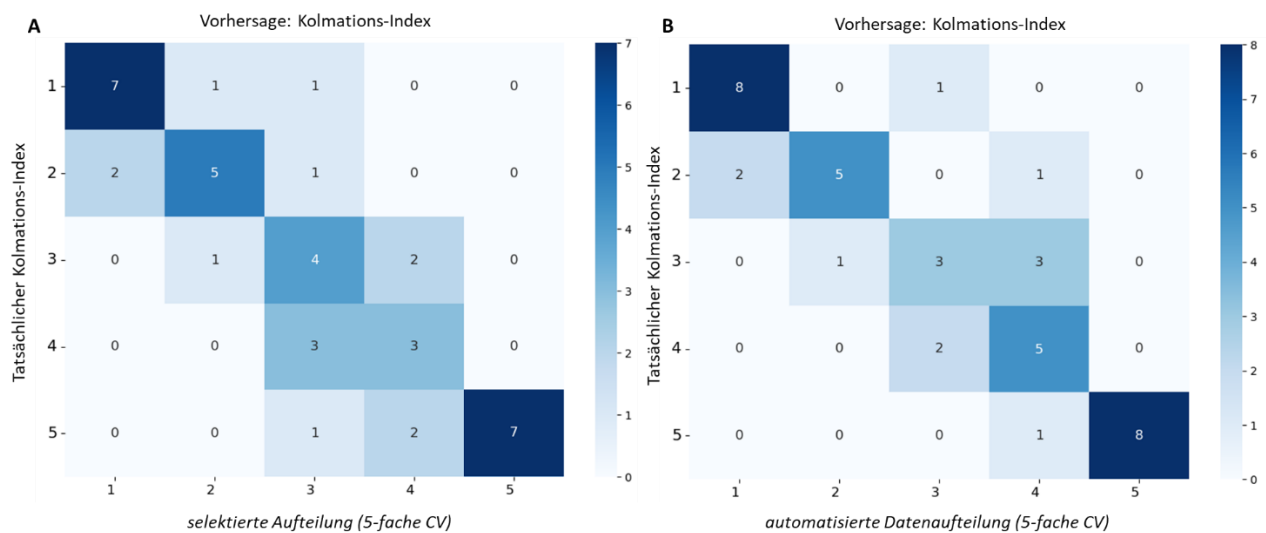


Abbildung 7-8: Berechnete Accuracy für die unterschiedlichen Validierungen bei Verwendung von vier abiotischen Schlüsselfaktoren (gelöster Sauerstoffgehalt, hydraulische Leitfähigkeit, Feinsedimentanteil < 1,0 mm, Fredle-Index).

Das Modell mit den vier Parametern zeigt insgesamt betrachtet für den Gesamtdatensatz eine vergleichbare gute Modellperformance mit Accuracy-Werten zwischen 0,62 und 0,77. Insbesondere der Maximalwert von 0,77 (selektierter Datensatz mit 5-facher Kreuzvalidierung und automatisierte Aufteilung mit 5-facher Kreuzvalidierung) übersteigt alle Validierungsmethoden der 3-Parameter-Modelle. Bezüglich der prozentualen Aufteilung kann, ähnlich wie bei den vorherigen Modellen, beobachtet werden, dass je größer der Trainingsdatensatz ist, desto höher auch dessen Accuracy-Werte bei schlechteren Accuracy-Werten für die Testdatensätze (Beispiel 20/80-CV mit 0,38 bzw. 0,77).

Für die detaillierte Darstellung des 4-Parameter-Modells wird sowohl die selektierte Aufteilung als auch die automatisierte Aufteilung mit der 5-fachen Kreuzvalidierung gewählt, da beide einen maximalen Mittelwert der Accuracy-Werte von 0,77 erzielen. In Abbildung 7-9 sind die beiden Konfusions-Matrizen für diese Modelle visualisiert.

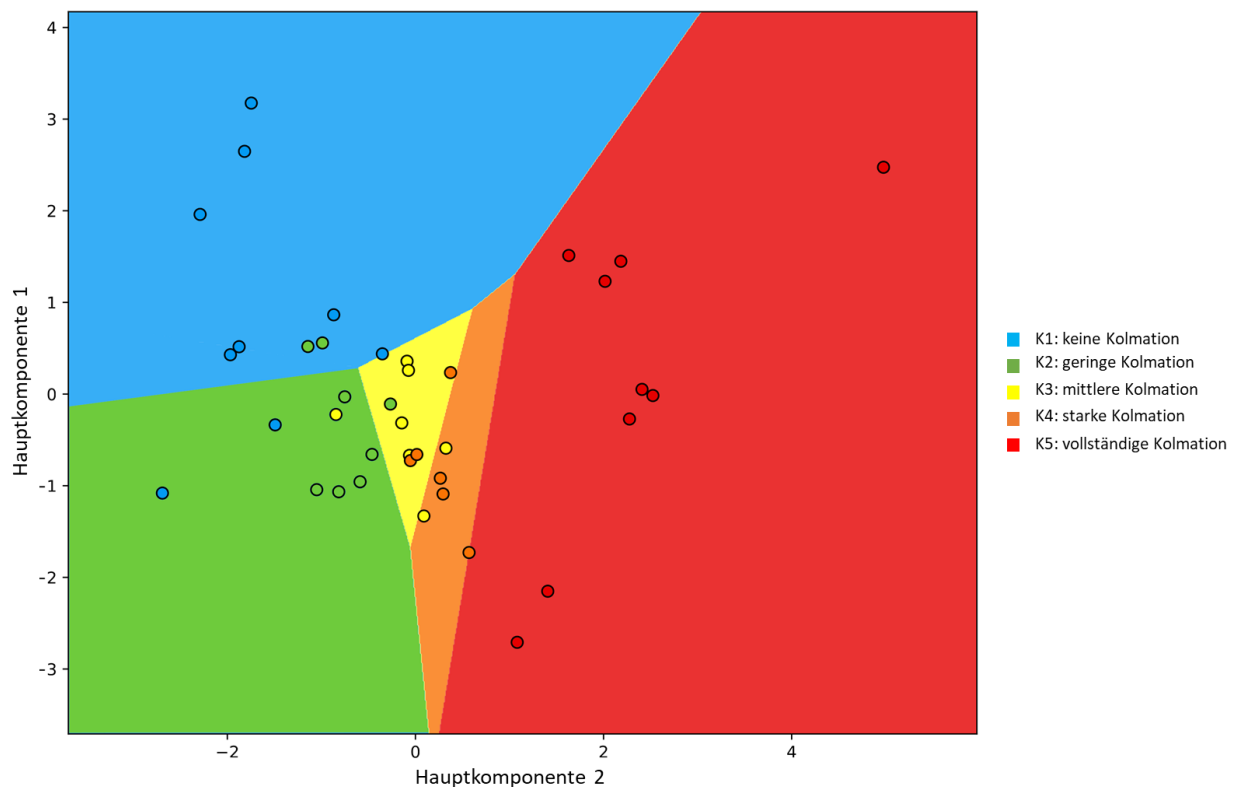


**Abbildung 7-9: Konfusions-Matrizen für die Modelle mit vier abiotischen Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0, Fr\_I) für eine selektierte Aufteilung (A) und automatisierter Aufteilung (B) mit der CV-Validierungsmethode (5-fach).**

Das Modell für die vier abiotischen Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, FR\_I) und der selektierten Aufteilung für die Validierungsmethode (Abbildung 7-9 A) gibt insgesamt 26 korrekte Prognosen und 14 fehlerhafte Prognosen für den Kolmations-Index. Unter den fehlerhaften Prognosen sind zwei Datensätze bei denen der Kolmations-Index um zwei Klassen abweicht und insgesamt 12 bei denen die Abweichung eine Kolmations-Klasse beinhaltet. Erneut ist zu erkennen, dass die meisten Abweichungen in den Kolmations-Klassen K3 und K4 auftreten.

Das Modell mit der automatisierten Aufteilung (Abbildung 7-9 B) gibt dagegen 29 korrekte Prognosen und 11 fehlerhafte Prognosen, wobei ebenfalls zwei Prognosen um zwei Kolmations-Indices vom tatsächlichen Kolmations-Index abweichen. Die höchsten Abweichungen treten hier vorwiegend bei Kolmations-Index K3 auf.

Abbildung 7-10 zeigt den Decision-Boundary-Plot für die Validierungsmethode mit selektierter Datenaufteilung. Anhand der Parameterräume der einzelnen Kolmations-Indices ist zu erkennen, dass die Kolmations-Klassen K3 und K4 einen relativen engen Raum einnehmen, weshalb deren Prognose deutlich schwieriger ist, als für die weiteren Kolmations-Klassen. Speziell die drei Datenpunkte mit tatsächlicher Kolmations-Klasse K4 im Parameterraum von K3 liegen dort sehr nah an der Grenze zum Parameterraum K4 und somit nahe an einer korrekten Prognose. Auffallend ist, dass im Vergleich zu den Modellen mit drei Parametern eine höhere Fehleinschätzung der Kolmations-Indices K1 und K2 auftritt.



**Abbildung 7-10: Decision-Boundary Plot für das Modell mit vier abiotische Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0, Fr\_I), einer selektierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (5-fach).**

Der Decision-Boundary-Plot für die Validierungsmethode mit automatisierte Datenaufteilung (Abbildung 7-11) zeigt unterschiedliche Parameterräume im Vergleich zur selektierten Datenaufteilung, wobei sowohl für den Kolmations-Index K1 als auch für K5 sehr große Parameter Räume prognostiziert werden. Speziell für den Kolmations-Index K2 führt die automatisierte Aufteilung des Datensatzes zu einem kleineren Parameterraum, wobei diese bis auf einen Datenpunkt sehr gut prognostiziert werden. Deutlich wird die Prognoseschwäche für den Kolmations-Index K3, mit dem kleinsten prognostizierten Parameterraum, in dem auch die meisten Fehlprognosen zu erkennen sind.

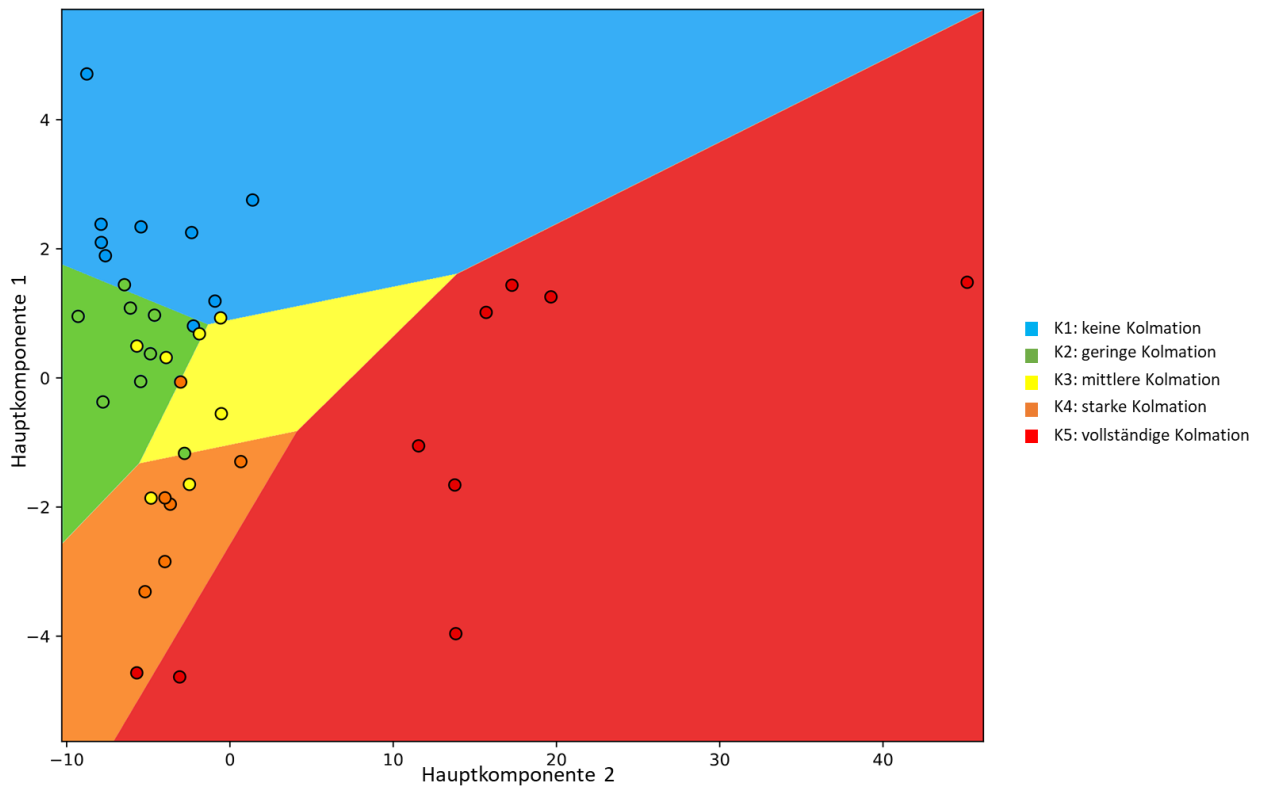


Abbildung 7-11: Decision-Boundary Plot für das Modell mit vier abiotische Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0, Fr\_I), einer automatisierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (3-fach).

### 7.2.4 Modellprognose für fünf beschreibende Variablen (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0, Fr\_I, S\_I)

Der letzte Modelltest umfasst alle abiotischen Schlüsselfaktoren (interstitielle Sauerstoffgehalt, hydraulische Leitfähigkeit, Feinsedimentanteil < 1,0 mm, Fredle-Index, Sortierungskoeffizient), die mit unterschiedlichen Validierungsmethoden getestet werden. Abbildung 7-12 zeigt die erzielten Accuracy-Werte für das 5-Parameter-Modell.

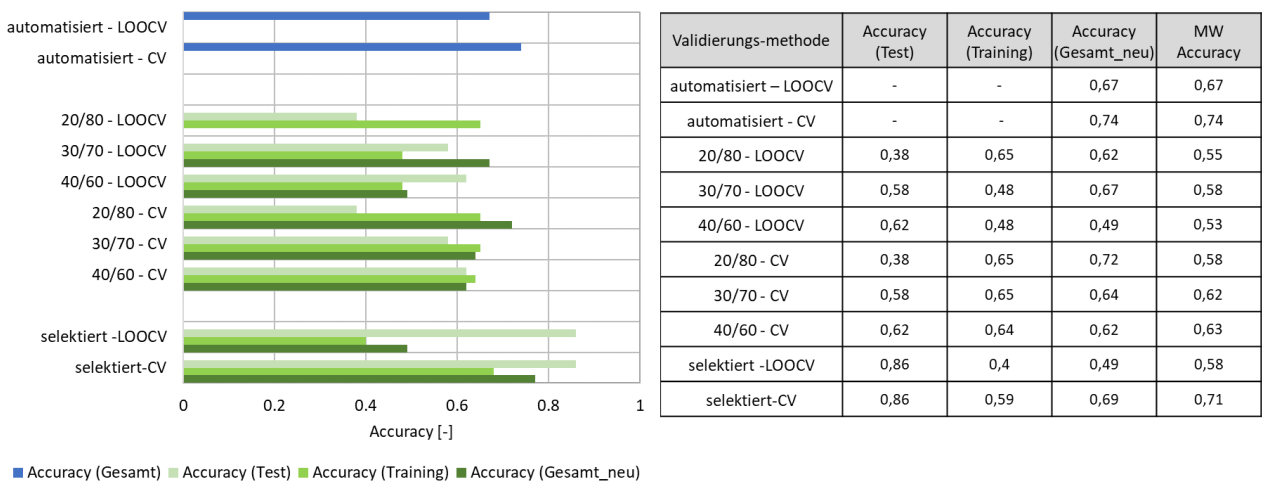
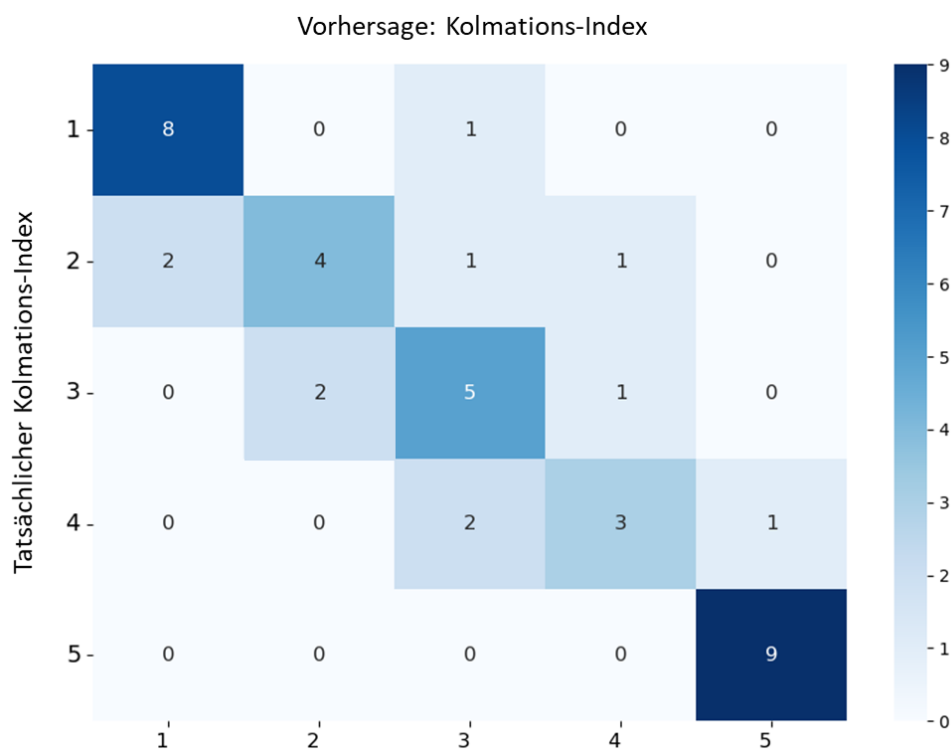


Abbildung 7-12: Berechnete Accuracy für die unterschiedlichen Validierungen bei Verwendung von vier abiotischen Schlüsselfaktoren (gelöster Sauerstoffgehalt, hydraulische Leitfähigkeit, Feinsedimentanteil < 1,0 mm, Fredle-Index, Sortierungskoeffizient).

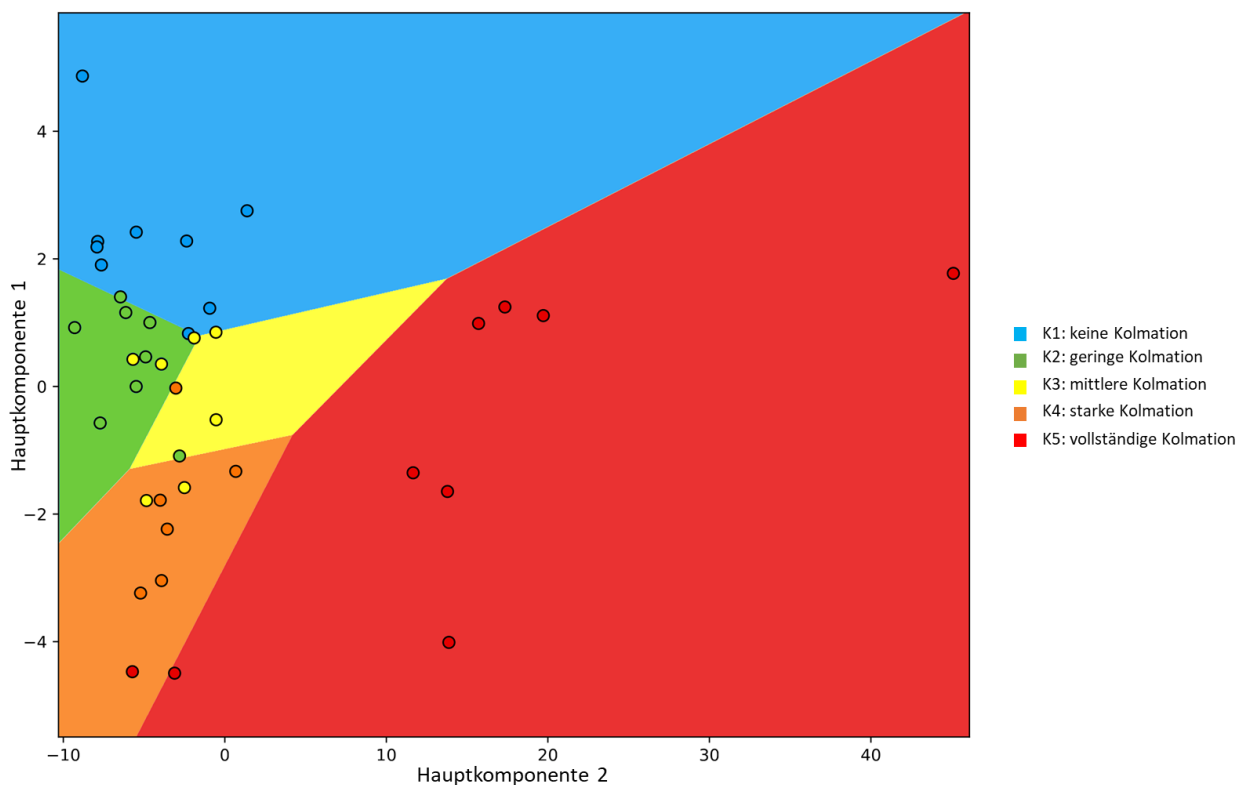
Die Accuracy-Werte der Validierungsmethoden für das 5-Parameter-Modell variieren im Gesamtdatensatz zwischen 0,53 und 0,74, wobei der höchste Wert mit der automatisierte Datenaufteilung und der 3-fachen Validierungsmethode erzielt wird. Im Vergleich zu den 4-Parameter-Modellen, aber auch zu den 3-Parameter Modellen mit dem Feinsedimentanteil < 1,0 mm werden insgesamt niedrigere Accuracy-Werte erreicht. Für die detaillierte Darstellung wird die Validierungsmethode mit 3-facher Kreuzvalidierung und automatisierter Datenaufteilung gewählt. Abbildung 7-13 zeigt die entsprechende Konfusions-Matrix.



**Abbildung 7-13: Konfusions-Matrix für das Modell mit fünf abiotische Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0, Fr\_I, S\_I), einer selektierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (3-fach).**

Insgesamt werden mit diesem Modell 29 Datenpunkte korrekt und 11 Datenpunkte fehlerhaft prognostiziert. Ein Datenpunkt mit einem tatsächlichen Kolmations-Index K1 sowie ein Datenpunkt K2 werden jeweils um zwei Kolmations-Klassen fehlprognostiziert, während insgesamt 9 Datenpunkte um einen Kolmations-Klasse falsch liegen.

Die Parameterräume im Decision-Boundary-Plot (Abbildung 7-14) zeigen die für diese Validierungsmethode typisch großen Parameterräume für den Kolmations-Index K1 und K5 und die kleinen Parameterräume für K2 bis K4. Deutlich erkennbar ist erneut die schwierige Prognose für den Kolmations-Index K3.



**Abbildung 7-14: Decision-Boundary Plot für das Modell mit fünf abiotischen Schlüsselfaktoren (IDO\_oKP, kf\_oKP, FS<1,0, Fr\_I, S\_I), einer automatisierten Aufteilung und der CV-Validierungsmethode (3-fach).**

### 7.3 Zusammenfassung und Bewertung der Modellprognosen

Für die Beurteilung und Bewertung der Modellprognosen in Abhängigkeit der Anzahl der verwendeten abiotischen Schlüsselfaktoren gilt erstmal festzuhalten, dass die Modellperformance, ausgedrückt durch die Accuracy, unabhängig von einer Validierungsmethode sein sollte. Dies bedeutet, dass bei einer sehr guten Generalisierungsfähigkeit eines Modells unterschiedliche Validierungsmethoden zu gleichen bzw. ähnlichen Ergebnissen führen. Treten unterschiedliche Accuracy-Werte auf, können diese auf eine Überanpassung („Overfitting“) oder auch Unteranpassung („Underfitting“) hindeuten (z.B. Domingos 2021).

Des Weiteren gilt es die Höhe der Accuracy-Werte richtig einzuordnen bzw. zu interpretieren. Die wesentlichsten Aspekte sind diesbezüglich nachfolgend aufgelistet:

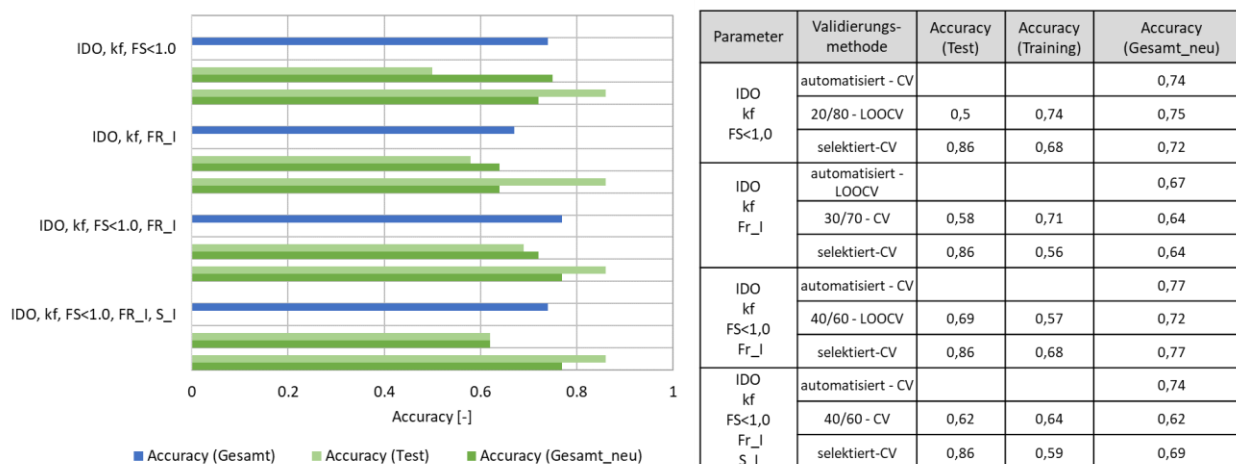
- Überanpassung („Overfitting“): Das Modell hat die Trainingsdaten zu gut gelernt, einschließlich des Rauschens und der Ausreißer. Dies führt dazu, dass das Modell die Trainingsdaten sehr gut vorhersagen kann, aber bei neuen, ungesesehenen Daten versagt (Testdaten). Ein Indikator für Überanpassung ist eine sehr hohe Trainingsgenauigkeit, die deutlich niedriger ist als die Testgenauigkeit. Dies ist speziell bei der Aufteilung des Datensatzes in Test- und Trainingsdaten mit 20/80 zu beobachten.
- Unteranpassung („Underfitting“): Hierbei ist das Modell zu einfach, um die zugrundeliegenden Muster in den Daten zu erfassen. Sowohl die Trainingsgenauigkeit als auch die

Testgenauigkeit sind niedrig. Dies ist im betrachteten Datensatz u.a. bei den 3-Parameter-Modellen bei verschiedenen Validierungstechniken zu beobachten, in denen sowohl der Test- als auch der Trainingsdatensatz lediglich zu Accuracy-Werten  $< 0,6$  führt.

- Unausgewogene Klassenverteilung („Imbalanced Classes“): Eine oder mehrere Klassen sind im Datensatz stark unterrepräsentiert, was dazu führt, dass das Modell vorwiegend die Mehrheitklasse vorhersagt. Dies kann zu einer hohen Accuracy, aber einer schlechten Performance bei der Erkennung der Minderheitsklasse führen. Dieser Aspekt kann für den Gesamtdatensatz in diesem Projekt durchaus eine Rolle spielen, da z. B. der Kolmations-Index K1 ( $n = 10$ ) und K5 ( $n = 9$ ), die Anzahl der weiteren Indices übersteigt ( $6 < n < 8$ ).
- Mangelnde Datenqualität: Daten, die hohe Bandbreiten, Unsicherheiten oder Fehler enthalten, können eine Modellleistung ebenfalls negativ beeinflussen. Diesbezüglich sind speziell die Messungen der hydraulischen Leitfähigkeit (VertiCO) mit aufwendigem Post-Processing, aber auch die Bestimmung von Feinsedimentanteilen (Freezcore) für die eine repräsentative Probenahme-Menge notwendig ist, zu nennen, die u.U. zu größeren Unsicherheiten führen können. Allerdings gilt auch zu berücksichtigen, dass die Raum-Zeit-Variabilität von Messgrößen und die Komplexität des Kolmations-Prozesses die hohen Bandbreiten in den Messgrößen verursacht.
- Unzureichende Datenmenge: Nicht genügend Daten zur Verfügung zu haben, um das Modell ausreichend zu trainieren, kann ebenfalls zu niedrigen Accuracy-Werten führen. Schwankende Modellleistungen bei verschiedenen Datenaufteilungen deutet auf dieses Problem hin. Dies stellt sicherlich eine weitere Herausforderung für den im Rahmen dieses Projekts erhobenen Datensatz dar, der mit einer Anzahl von  $n = 40$  an auswertbaren Probenahmen als vergleichbar gering einzustufen ist.
- Wichtige Merkmale werden nicht berücksichtigt oder irrelevante Merkmale werden einbezogen: Dies führt zu einer geringen Modellleistung trotz umfangreichen Trainings. Dieser letzte Punkt könnte ebenfalls eine Rolle spielen, da im Rahmen der statistischen Analyse keine Unterscheidung zwischen unterschiedlichen hydromorphologischen Einheiten getroffen wurde, die ebenfalls einen starken lokalen Einfluss auf die Kolmation haben können. Zwar wurden zwei hydromorphologische Einheiten (Riffle, Glide) getrennt voneinander in allen Fließgewässern beprobt, allerdings zeigen die erhobenen Daten für die meisten Fließgewässer keinen belegbaren Trend zu charakteristisch höheren oder niedrigeren Werten für die abiotischen oder biologischen Indikatoren (Anhang 11).

Unter Berücksichtigung dieser Kriterien sind die Ergebnisse in Abbildung 7-15, welche die Accuracy-Werte der unterschiedlichen 3- bis 5-Parameter-Modelle mit jeweils bester Validierungsmethode zusammenfasst, zu interpretieren. Um auch die unterschiedlichen Validierungsmetho-

den bzw. Aufteilungsmethoden miteinander vergleichen zu können, sind in Abbildung 7-15 zusätzlich je ausgewählter Anzahl an abiotischen Schlüsselfaktoren die besten Accuracy-Werte der verschiedenen Validierungsmethoden aufgeführt.



**Abbildung 7-15: Zusammenfassung der Modellprognosen für unterschiedliche Anzahlen von verwendeten abiotischen Schlüsselfaktoren mit entsprechenden Validierungsmethoden.**

### Wahl des Prognose-Modells

Die 3-Parameter-Variante mit interstitiellen Sauerstoffgehalt, hydraulischer Leitfähigkeit und Fredle-Index (IDO, kf, Fr\_I) zeigt im Vergleich zu den anderen Modellen klar die geringsten Accuracy-Werte für den Gesamtdatensatz. Auch die 5-Parameter-Variante erzielt im Vergleich zu dem 3-Parameter-Modell mit Feinsedimentanteil und der 4-Parameter-Variante geringere Accuracy-Werte.

Zwischen der 4-Parameter-Variante und der 3-Parameter-Variante mit dem Feinsedimentanteil ist eine Unterscheidung auf Basis der Accuracy-Werte nicht einfach, da beide Modelle für den Gesamtdatensatz Accuracy-Werte > 0,7 erreichen mit leichten Vorteilen für das 4-Parameter-Modell. Ein weiterer Aspekt, der für das 4-Parameter-Modell spricht, ist die Ausgewogenheit zwischen den Accuracy-Werten bei unterschiedlichen Validierungstechniken, die etwas ausgeprägter als bei der 3-Parameter-Variante erscheint. Es ist das einzige Modell, das bei zwei unterschiedlichen Validierungsmethoden die jeweils insgesamt höchste Accuracy erzielt (0,77), insbesondere für die automatisierte Aufteilung der Daten, bei der in keiner Weise subjektiv in den Validierungsprozess eingegriffen wird und dieser somit rein objektiv erfolgt.

Folglich wird als Prognose-Modell für den Kolmations-Index auf Basis von abiotischen Schlüsselfaktoren das 4-Parameter-Modell vorgeschlagen, welches für zukünftige Kolmationsuntersuchungen auf Basis von MultiPAC-Messungen eingesetzt werden kann (für Fließgewässer des Typs Nr. 5).



## 8. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Motivation für dieses Projekt resultiert aus fehlenden objektiven und quantifizierbaren Methoden bzw. Bewertungskonzepten, die in der Lage sind, die Komplexität des Kolmationsprozesses ausreichend zu beschreiben, obwohl die Kolmation im begründeten Verdacht steht eine Ursache für das Nicht-Erreichen der EG-WRRL zu sein (Zumbroich & Hahn, 2018). Über die massiven Umweltauswirkungen der Kolmation für Fließgewässer und des hyporheischen Interstitials existiert ein wissenschaftlicher Konsens und für das Erreichen eines „guten ökologischen Zustands“ gemäß EG-WRRL ist der Bedarf an aussagekräftigen Bewertungsmöglichkeiten der Kolmation dementsprechend hoch einzustufen.

Im Rahmen dieses Projekts wird ein integrativer und interdisziplinärer Ansatz zur Beschreibung der Kolmation in ausgewählten Fließgewässern verfolgt, bestehend aus einem Multiparameteransatz (MultiPAC) zur Erfassung von abiotischen Indikatoren der Kolmation (Korngrößenanalyse, hydraulische Leitfähigkeit, interstitielle Sauerstoffgehalt, Porosität). Gleichzeitig werden an identischen Messstellen biologische Indikatoren (Makrozoobenthos, Interstitialfauna) ermittelt, um sowohl abiotische Faktoren als auch deren Wirkung auf die Biozönose zu berücksichtigen. Ergänzt wird die Datenbasis um Einzugsgebietscharakteristiken (Landnutzung, ABAG) sowie um EG-WRRL-Bewertungen. Gemeinsam stellt dies eine bisher einzigartige Datengrundlage dar auf deren Basis funktionale Zusammenhänge zwischen Kolmation und beschreibenden Variablen untersucht werden, ein Bewertungskonzept mit fließgewässerspezifischen Referenzwerten erarbeitet wird, sowie ein Modellansatz zur Kolmationprognose auf Basis von abiotischen Faktoren entwickelt wird.

### 8.1 Zusammenfassung und Schlussfolgerung aus methodischer Perspektive

In diesem Abschnitt werden die wesentlichen Erkenntnisse aus der methodischen Vorgehensweise zusammengefasst und diskutiert.

#### **Auswahl der Fließgewässer und Anzahl der Probenahmen (n = 40)**

Alle gewählten Fließgewässer entsprechen dem LAWA-Gewässertyp Nr. 5 („grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“) und die gewählten Probenahmestellen entsprechen regulären EG-WRRL-Messstellen, um deren Ergebnisse in der Datengrundlage berücksichtigen zu können. Das maßgebende Ziel für die Gewässerauswahl ist einerseits die Erfassung von möglichst vielen Referenzzuständen, aber ebenso die Abdeckung eines breiten Spektrums von potentiellen Kolmationsausprägungen. Gleichzeitig sollte die Anzahl der Probenahmestellen in Abhängigkeit der gewählten Fließgewässer ausreichend hoch sein, dass entsprechende statistische Datenanalysen möglich werden bzw. statistisch abgesichert sind. Demgegenüber steht ein zeitaufwendiges und arbeitsintensives Monitoringkonzept, die natürliche lokale Raum-Zeit-Variabilität von hydro-morphologischen Prozessen sowie ein limitierter Projektumfang. Deshalb galt es einen Kompromiss zwischen Durchführbarkeit des Projekts, Anzahl der Probenahmen und der damit zusam-

menhängenden Belastbarkeit für Referenzwerte, statistischen Zusammenhänge und Möglichkeiten der Modellprognose zu finden, woraus letztendlich ein pilotartiger Charakter des Projekts resultiert.

Es wurden 7 Gewässer mit unterschiedlichen EG-WRRL-Bewertungen und Einzugsgebietscharakteristiken ausgewählt, von denen drei potentielle Referenzzustände reflektieren (Rivers, Auersbach, Prims), während die weiteren vier Gewässer unterschiedliche Kolmationsausprägungen abdecken sollten (Steinalp, Obere Wied, Östelbach, Obere Gelbach). Insgesamt wurden drei Messkampagnen an allen Fließgewässern (an der Riveris nur zwei Messkampagnen) durchgeführt, wobei in jedem Fließgewässer zwei Messstellen mit unterschiedlichen hydromorphologischen Charakteristiken (Riffel/Glide) beprobt wurden. Daraus resultiert ein gesamter Datensatz von  $n = 40$ , der für die statistische Analyse, die Ermittlung von Referenzwerten und die Entwicklung eines abiotischen Prognose-Modells zur Verfügung steht. Aus methodischer Perspektive und unter Berücksichtigung des Aufwands zur Erhebung der Daten entspricht dies keinem kleinen Datenumfang, aus statistischer Sicht stellt dies dennoch einen limitierenden Faktor dar, da Ausreißer bzw. Extremwerte eine höhere Bedeutung bekommen bzw. die Bandbreite von einzelnen erhobenen Daten hoch wird, wodurch unscharfe Aussagen resultieren bzw. keine Zusammenhänge erkannt werden können.

### **Abiotische Datenerhebung mit MultiPAC**

Die Datenerhebung mit MultiPAC für die Messung von vertikalen Profilen der hydraulischen Leitfähigkeit und des interstitiellen Sauerstoffgehalts nach der VertiCO-Methode, sowie der Korngrößenanalyse nach Freezecore-Probenahmen bewies sich als zielführend, wobei bei zukünftigen Datenerhebungen auf die Messung der Porosität verzichtet werden kann, da diese als wenig aussagekräftig für die Kolmationsbetrachtung erscheint. Speziell die vertikalen Profile erlauben die Erfassung von lokalen Kolmationsschichten. Für statistische Auswertungen und der Ableitung von Referenzwerten müssen die Profile allerdings auf einen möglichst repräsentativen Mittelwert reduziert werden. Hierfür wurde die Mittelung oberhalb des charakteristischen Knickpunkts in dem vertikalen Profil verwendet. Dieser liegt meist zwischen 10 bis 30 cm Sedimenttiefe und repräsentiert somit den Tiefenbereich für mögliche Kolmationserscheinungen. Insgesamt ist die Datenerhebung mit MultiPAC jedoch als arbeitsaufwendig und zeitintensiv zu bezeichnen, was aber für eine hohe Datenqualität unersetzlich ist. Gegenfalls könnte geprüft werden, ob statt der Freezecore-Technik auch Schaufelproben auf Kiesbänken (getrennt nach Ober- und Unterschicht) für eine aussagekräftige Korngrößenanalyse für die Kolmation ausreichend wäre. Damit könnte der Zeitaufwand im Feld und der logistische Aufwand erheblich reduziert werden.

### **Ableitung von Referenzwerten auf Basis eines Kolmations-Indexes**

Die fließgewässerspezifische Datenauswertung in Kap. 3 hat gezeigt, dass zwar viele mögliche abiotische und biologische Indikatoren Tendenzen zur „Allgemeinen Degradation“ bzw. zu einer fließgewässerspezifischen Bewertung zeigen, aber dass die natürliche lokale Variabilität von Gewässersohlen aufgrund hydromorphologischer Prozesse und deren Raum-Zeit-Dynamik zu hohen Bandbreiten einzelner Parameter führen bzw. erkennbaren Tendenzen mitunter widersprechen. Daher wird für die Ableitung von Referenzwerten ein probenahme-spezifischer Ansatz gewählt, der jede Probenahme gewässerunabhängig betrachtet und somit räumliche (Riffle/Glide) oder zeitliche (Messkampagnen) Aspekte negiert.

Für die weiteren Untersuchungen mit dem probenahme-spezifischen Ansatz ist es erforderlich eine Klassifizierung der Kolmation (Kolmations-Index) durchzuführen, welche sich an den in Stein et al. (2021) bereits identifizierten Indikatoren orientiert. Dies sind die „Allgemeine Degradation“ der EG-WRRL-Bewertung, das Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler, der Meiofauna sowie die gemessene Abflussreduktion mit dem Kolmameter. Basierend auf statistischen Rangkorrelationen nach Spearman zwischen den erhobenen Daten innerhalb dieses Projekts (Einzugsgebietscharakteristika, EG-WRRL und biologische Daten), werden weitere kolmationsbeschreibende Parameter identifiziert, die in die Bildung des Kolmations-Index einfließen, womit gewährleistet wird, dass sowohl Parameter, die das Einzugsgebiet charakterisieren, als auch Variablen zur Beschreibung der lokalen messstellenspezifischen Charakteristika Berücksichtigung finden. Anlehnend an EG-WRRL-Bewertungen wird eine 5-stufige Klassifizierung der Kolmation gewählt, wobei der Kolmations-Index K1 „keine Kolmation“ und der Index K5 „vollständige Kolmation“ repräsentiert. Allen Probenahmen wird auf Basis der erweiterten kolmationsbeschreibenden Variablen ein Kolmations-Index zugeteilt. Die Zuteilung erfolgt zunächst objektiv basierend auf einer 5-stufigen Klassifizierung des Wertebereichs eines Parameters mit einer anschließenden Gewichtung einzelner Parameter (speziell biologischer Variablen). Daraus resultiert eine Aufteilung des Datensatzes mit K1 (n = 10), K2 (n = 8), K3 (n = 7), K4 (n = 6) und K5 (n = 9). Dies entspricht zwar nicht einer ausgewogenen Klassenaufteilung des Gesamtdatensatzes, wie er insbesondere für die statistische Bewertung, aber auch für die Modellentwicklung von Vorteil wäre, allerdings war dies aufgrund der Gewässerauswahl mit drei von sieben möglichen Referenzgewässern auch nicht zu erwarten.

Des Weiteren werden abiotische Schlüsselfaktoren aus der MultiPAC-Beprobung auf Basis von statistischen Analysen und entsprechenden Korrelationen zu den kolmationsbeschreibenden Variablen identifiziert, für die es letztendlich gilt Referenzwerte festzulegen. Die Ableitung von Referenzwerten bzw. der Einteilung in Kolmations-Indices erfolgt basierend auf Quartilen (25% bzw. 75% Quantile), die für jeden Parameter und Kolmations-Index bestimmt werden, um den Einfluss von Ausreißern zu minimieren. Damit werden sowohl Referenzwerte, als auch die Klassengrenzen rein rechnerisch und somit objektiv bestimmt.

## Statistische Methoden und Modellentwicklung

Für die Untersuchung von funktionalen Zusammenhängen zwischen allen erhobenen Daten (Einzugsgebietscharakteristik, EG-WRRL-Bewertungen, biologische Größen) mit den abiotischen Schlüsselfaktoren von MultiPAC sowie dem Kolmations-Index KI wird neben der bivariaten Korrelationsanalyse nach Spearman noch eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt, um multivariate Zusammenhänge und Datenmuster innerhalb des betrachteten Gesamtdatensatzes zu identifizieren. Neben den Korrelationskoeffizienten aus der Spearman-Analyse mit einem betrachteten Signifikanzniveau von  $p < 0,05$  stehen mit der Hauptkomponentenanalyse weitere statistische Auswertemöglichkeiten (Bi- und Scatter-Plots, Scree-Plots, rotierte und nicht-rotierte Ladungs-Matrizen) zur Verfügung. In der Interpretation werden hierbei die Datenbereiche Einzugsgebietscharakteristiken, EG-WRRL-Bewertungen und biologische Daten (MZB, Meiofauna) jeweils separat und in Kombination mit den abiotischen Indikatoren betrachtet.

Das zu entwickelnde Prognosemodell der Kolmation hat zum Ziel den Kolmations-Index auf Basis der abiotischen Schlüsselfaktoren korrekt vorherzusagen. Diesbezüglich wird mit Regressionstechniken und Validierungstechniken aus dem Bereich des „Machine-Learning“ gearbeitet. Auf Basis von Voruntersuchungen zeigten sich die besten Resultate für eine multinominale logistische Regression, welche den Einfluss mehrere abhängiger Variablen (abiotische Schlüsselfaktoren) auf eine unabhängige nominale Variable (Kolmation-Index) untersucht. Da im Rahmen einer Modellentwicklung eine Vielzahl an Varianten und Steuergrößen existieren, die eine Modellgüte beeinflussen können, wurde hier ein systematischer Ansatz gewählt, der einerseits die Anzahl der abiotischen Schlüsselfaktoren variiert (Modell) und andererseits verschiedene Validierungstechniken untersucht, die einerseits die Modellgüte einer Prognose bewerten, aber gleichzeitig das Modell auch auf eine Generalisierungsfähigkeit prüfen. Als Validierungsmethoden werden die sogenannte k-fache Kreuzvalidierung (CV) und die Methode LOOCV („Leave-One-Out-Cross-Validation“) sowie unterschiedliche Methoden zur Aufteilung des Datensatzes in einen Test- und Trainingsdatensatz (automatisierte Aufteilung, prozentuale Aufteilung und selektierte Aufteilung) gewählt. Insgesamt wurden somit 40 Modellvarianten bzw. Validierungsmethoden getestet und überprüft. Prinzipiell gilt, dass die Modellgüte einer Prognose unabhängig von der Validierungsmethode sein sollte bzw. eine gute Generalisierungsfähigkeit erreicht wird, wenn verschiedene Validierungsmethoden zu gleichen oder ähnlichen Ergebnissen führen. Als Kriterium für die Modellgüte wird die sogenannte „Accuracy“ (Modellgenauigkeit) betrachtet, die die Genauigkeit der prognostizierten Kolmations-Indices über einen Vergleich mit den tatsächlichen Kolmations-Indices berechnet. Für ausgewählte Modelle werden für die weitere Interpretation die Konfusionsmatrix sowie sogenannte Decision-Boundary-Plots präsentiert, welche die Modellprognose grafisch wiedergeben. Auf Basis dieser systematischen Vorgehensweise werden somit unterschiedliche Modellansätze objektiv bewertet und ein das Modell mit der höchsten „Modellperformance“ gewählt werden.

## 8.2 Zusammenfassung Schlussfolgerung der Forschungsfragen

Neben den methodischen Zusammenfassungen und Schlussfolgerungen werden in diesem Abschnitt die zentralen Erkenntnisse zu den inhaltlichen Forschungsfragen zusammengefasst und diskutiert.

### **Bildung des Kolmations-Index und Identifizierung von abiotischen Schlüsselfaktoren**

Für die Zuordnung eines Kolmations-Index zu den einzelnen Probenahmestellen wurden neben den in Stein et al. (2021) verwendeten kolmationsbeschreibenden Größen „Allgemeine Degradation“, Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler und Abflussreduktion (Kolmameter) auf von Korrelationsanalysen weitere kolmationsbeschreibende Größen identifiziert. Als Kriterium hierfür wird hierfür ein Korrelationskoeffizient  $> 0,5$  zu den kolmationsbeschreibenden Zielgrößen gewählt, der nach Cohen (1988) einen „starken“ Zusammenhang beschreibt.

Aus den Einzugsgebietsfaktoren zeigen die prozentualen Anteile von Wald, Grünland und Siedlung, sowie der K- und R-Faktor der ABAG die größten Korrelationen, während aus der EG-WRRL-Bewertung der „ökologische Zustand“, die Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ sowie die Parameter „Strukturgüte“ und „Sohlstruktur“ zusätzlich berücksichtigt wurden. Aus den biologischen Auswertungen der MZB-Beprobung zeigen speziell der Fauna- und Rheo-Index hohe Korrelationen zu den kolmationsbeschreibenden Größen, während aus der meiofaunistischen Beprobung zusätzlich noch die Individuen-Anzahl berücksichtigt wird.

Mit derselben Vorgehensweise werden die abiotischen Indikatoren aus der multiparametrischen Datenerfassung mit MultiPAC identifiziert. Insgesamt wurden 10 abiotische Parameter betrachtet, wobei für die hydraulischen Leitfähigkeiten und den interstitiellen Gelöstsauerstoffgehalt drei unterschiedliche Mittelungsmethoden aus den vertikalen Profildaten berücksichtigt und für den Feinsedimentanteil drei verschiedene Korngrößen getestet werden. Insgesamt werden fünf abiotische Indikatoren für die weiteren Analysen abgeleitet. Diese sind die hydraulische Leitfähigkeit und der interstitielle Sauerstoffgehalt (jeweils der Mittelwert oberhalb des charakteristischen Knickpunktes), der Feinsedimentanteil  $> 1,0\text{mm}$ , sowie der Fredle-Index und der Sortierungskoeffizient.

### **Funktionale Zusammenhänge zwischen Indikatoren und dem Kolmations-Index**

Die Korrelationsanalyse der abiotischen Schlüsselfaktoren mit dem Kolmations-Index zeigt für alle Indikatoren eine „starke“ bis „sehr starke“ Korrelation zum Kolmations-Index. Die höchsten Koeffizienten werden für den interstitiellen Sauerstoffgehalt und die hydraulische Leitfähigkeit ermittelt. Für die funktionalen Zusammenhänge zeigt die Hauptkomponentenanalyse, dass eine Achse durch den Fredle-Index und den Feinsedimentanteil repräsentiert wird, während eine zweite Achse die hydraulische Leitfähigkeit und den interstitiellen Sauerstoffgehalt beinhaltet. Eine mögliche dritte Achse könnte durch den Sortierungskoeffizient beschrieben werden, um somit die Gesamtvariante der Kolmations-Indices bestmöglich zu erklären. Der Scatter-Plot zeigt

eine relative gute Abgrenzung der Kolmations-Indices auf Basis der abiotischen Schlüsselfaktoren, wobei die Probenahmen mit einem Kolmations-Index K3 und K4 jeweils an die Randbereiche der Probenahmen mit K2 bzw. K3 heranreichen, und somit gegebenenfalls eine klare Abgrenzung erschweren können.

Korrelationen zwischen den abiotischen Schlüsselfaktoren und Einzugsgebietsfaktoren werden besonders für den Feinsedimentanteil < 1,0mm, dem Fredle-Index und dem gelösten Sauerstoffgehalt mit dem prozentualen Wald- und Siedlungsanteil gefunden. Auf Basis der Einzugsgebietsfaktoren lassen sich die Grenzen zwischen K1 - K2 und K4 - K5 relativ gut erklären, allerdings ist eine Unterscheidung zwischen K1/K2 bzw. K4/K5 und auch die Einordnung des Kolmations-Index K3 nicht eindeutig abgrenzbar. Mit gemeinsamer Betrachtung der abiotischen Schlüsselfaktoren kann die Differenzierung in unterschiedliche Kolmations-Indices merklich optimiert werden. Dies bedeutet, dass auf Basis von Einzugsgebietsfaktoren selbst eine grobe Einordnung bezüglich Kolmationsklassen möglich ist, aber in Kombination mit lokalen abiotischen Faktoren die Klassen deutlich besser voneinander abgegrenzt werden können.

Für die EG-WRRL-Bewertungen werden „sehr starke“ Korrelationen zum Kolmations-Index ermittelt, da diese (ähnlich wie ausgewählte Einzugsgebietsfaktoren) wesentlicher Bestandteil bei der Bildung des Kolmations-Index waren. Zusammenhänge zwischen den abiotischen Schlüsselfaktoren und EG-WRRL-Bewertungen sind vor allem für den Feinsedimentanteil < 1,0mm, den Fredle-Index und dem Gehalt an Gelöstsauerstoff zu finden (mit Ausnahme der Parameter aus der Strukturgütekartierung). Der Scatter-Plot aus der Hauptkomponentenanalyse belegt eine eindeutige Differenzierung der unterschiedlichen Kolmations-Indices auf Basis der EG-WRRL-Bewertungen, welche auch durch Hinzunahme der abiotischen Schlüsselfaktoren nicht verschlechtert wird. Dies kann als ein weiterer Beleg für eine sinnvolle Zuordnung bzw. Einteilung der Probenahmen zu bestimmten Kolmation-Indices bewertet werden.

Korrelationen zwischen der Meiofauna und den abiotischen Indikatoren sind besonders für die hydraulische Leitfähigkeit, dem interstitiellen Sauerstoffgehalt, aber auch für den Feinsedimentanteil und dem Fredle-Index mit der Individuen-Anzahl und dem Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler zu erkennen. Die Auswertungen der MZB-Beprobung korrelieren besonders stark mit dem Feinsedimentanteil und dem Sortierungskoeffizient. Auf Basis der Hauptkomponentenanalyse können im Scatter-Plot bei alleiniger Betrachtung der biologischen Größen überlappende Bereiche für die Kolmations-Indices K1 bis K3 beobachtet werden, welche bei Hinzunahme der abiotischen Indikatoren besser voneinander differenziert werden können. Dies spricht für eine interdisziplinäre Herangehensweise zur Beschreibung der Kolmation.

### **Ableitung von Referenzwerten für die Bewertung der Kolmation**

Zusammenfassend kann für die abiotischen Schlüsselfaktoren festgehalten werden, dass plausible Referenzwerte auf Basis von biologischen Orientierungswerten abgeleitet werden können, die jedoch nicht zwingend im selben Fließgewässertyp erfasst wurden und meist nur bestimmte

Spezies bzw. Habitattypen umfassen. Für die hydraulische Leitfähigkeiten ( $> 5,5,0E-03$  m/s) und den interstitiellen Sauerstoffgehalt (11,0 mg/l) wurde aufgrund der höheren Korrelationskoeffizienten mit der Mittelwertbildung oberhalb des Knickpunkts gearbeitet, obwohl für den Bezug zu den meiofaunistischen Daten eine Tiefenhorizont von 15-20 cm zielführender wäre. Deshalb sind diesbezüglich ebenfalls Referenzwerte abgeleitet wurden (Anhang 12 bzw. 13). Der Feinsedimentanteil  $< 1,0$  mm sollte kleiner 7,1% sein, während ein Fredle-Index  $> 2,7$  und ein Sortierungskoeffizient  $< 3,5$  vorteilhaft sind.

Die biologischen Indikatoren zeigen mit Ausnahme der Taxa-Zahl ebenfalls einen deutlichen Bezug zum Kolmations-Index und als Referenzwerte wird für die Individuen-Anzahl ein Wert von  $> 277$  (je Probenahme) abgeleitet, während ungefähr 19 unterschiedliche Taxa in einer Probe gefunden werden sollten. Das Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler sollte  $> 3,2$  betragen, d.h. es müssten ca. dreimal so viele Grobsedimentbesiedler als Feinsedimentbesiedler vorhanden sein. Eine Abflussreduktion (Kolmameter-Messung) sollte nicht größer als 16,2% sein. Für die biologischen Referenzwerte existieren keine Orientierungswerte, aber eine Abflussreduktion von 16,2% würde nach Zumbroich & Hahn (2018) in Tabelle 2-5 der Kolmameter-Klasse „2“ mit Werten zwischen 5% - 25% zuzuordnen. Eine Kolmameter-Klasse „1“ (Referenz bzw. keine innere Kolmation) wird nach Zumbroich & Hahn (2018) erst bei Werten  $< 5\%$  erreicht. Allerdings wurde bei keiner einzigen Probenahme im Rahmen dieses Projekts Abflussreduktionen kleiner 5% messtechnisch erfasst, weshalb dieser Grenzwert ggf. für den untersuchten Fließgewässertyp Nr. 5 zu niedrig gewählt sein könnte.

Für die Interpretation und Aussagefähigkeit der abiotischen und biologischen Referenzwerte gilt zu berücksichtigen, dass diese sich ausschließlich auf den LAWA-Fließgewässertyp Nr. 5 und auf die in diesem Projekt erhobenen Daten beziehen ( $n = 40$ ) und eine Generalisierung bzw. Übertragbarkeit der Referenzwerte auf weitere Fließgewässer auf Basis des limitierten Datenumfangs nicht gesichert ist. Hierfür müsste die Datengrundlage bzw. der Datenumfang deutlich erhöht werden. Eine nach hydromorphologischen Einheiten (Riffle/Glide) separate Ermittlung von Referenzwerten (Anhang 11) zeigt keine charakteristischen Datenmuster, die zu einer Schärfung der Referenzwerte beitragen würden.

Für die Differenzierung bzw. Abgrenzung in einzelne Kolmations-Indices zeigen die abiotischen und biologischen Indikatoren zwar meist einen generellen Trend mit Bezug zum Kolmations-Index (Kap. 5), der im Vergleich zur fließgewässerspezifischen Auswertung (Kap. 3) auch ausgeprägter erscheint. Jedoch ist aufgrund der meist hohen Bandbreite an erhobenen Daten je Parameter (z.B. GSB/FSB K1/K2, oder interstitieller Sauerstoffgehalt K1) und Kolmations-Index eine Unterscheidung in 5 Klassen bei Betrachtung der Mediane schwierig, da mitunter benachbarte Klassen nahezu identische Mediane (z.B. Feinsedimentanteile, K1-K3) aufweisen oder sogar gegenläufig zum Trend sind (z.B. Individuen-Zahl, K3). Als mögliche Ursache kann erneut der limitierte Datenumfang je Kolmations-Index ( $6 < n < 10$ ) und die natürliche räumliche Variabilität von Gewässersohlen bzw. die Komplexität des Kolmationsprozesses genannt werden. Für die

biologischen Indikatoren ist zu berücksichtigen, dass diese im Rahmen der Promotion von Teresa Luftensteiner (RPTU) tiefgehend untersucht werden, wobei hier die Ergebnisse noch ausstehen. Eine nachträgliche Anpassung der biologischen Indikatoren ist aber selbstverständlich möglich.

### **Abiotisches Prognosemodell für die Kolmation**

Unter den betrachteten Prognose-Modellen zeigen das 3-Parameter-Modell (hydraulische Leitfähigkeit, interstitielle Sauerstoffgehalt, Feinsedimentanteil < 1,0 mm) und 4-Parameter-Modell (hydraulische Leitfähigkeit, interstitielle Sauerstoffgehalt, Feinsedimentanteil < 1,0 mm, Fredle-Index) die besten Modellprognosen und bezüglich den Validierungsmethoden die am meisten robusten Ergebnisse. Das 3-Parameter-Modell erreicht bei unterschiedlichen Validierungsmethoden Accuracy-Werte im Bereich von 0,72 bis 0,75, während das 4-Parameter-Modell Accuracy-Werte von 0,72 bis 0,77 erzielt. Beide Modelle prognostizieren 29 Kolmations-Indices korrekt und von den 11 Fehlprognosen sind jeweils zwei Prognosen, um zwei Kolmationsklassen nicht korrekt und 9 Prognosen verfehlen den tatsächlichen Kolmations-Index um eine Klasse. Die Wahl für das Prognose-Modell fällt auf das 4-Parameter-Modell, da es das einzige Modell ist, das bei zwei unterschiedlichen Validierungsmethoden die jeweils insgesamt höchste Accuracy erzielt (0,77). Speziell die Variante mit der automatisierten Aufteilung der Daten erscheint besonders robust, da hier in keiner Weise subjektiv in den Validierungsprozess eingegriffen wird und dieser somit rein objektiv erfolgt und am wenigsten die Gefahr einer Über- oder Unteranpassung gegeben ist. Außerdem zeigen die ermittelten Accuracy-Werte bei verschiedenen Validierungsmethoden eine geringe Varianz und deuten somit auf eine prinzipielle Generalisierbarkeit hin.

Für die Interpretation der Modellgüte mit einer Accuracy von maximal 0,77 bzw. von 29 korrekten Prognosen und 11 Fehlprognosen sind unterschiedliche Aspekte zu berücksichtigen. Zu einem zeigen die Decision-Boundary-Plots, dass einige der Fehlprognosen nur sehr knapp eine korrekte Prognose verfehlen, da sie sich direkt in den Randbereichen zu dem jeweiligen benachbarten Kolmation-Indices befinden. Aus methodischer Sicht beeinflusst insbesondere die unausgewogene Klassenaufteilung des Datensatzes und der limitierte Datenumfang die Ergebnisse. Dies wird zum Beispiel in den prognostizierten Parameterräumen in den Decision-Boundary-Plots deutlich, in denen speziell für den Kolmations-Index K3 und K4 vergleichbar kleinerer Parameterräume zu finden sind, womit eine Prognose dementsprechend schwieriger wird. Aus fachlicher Perspektive stellen insbesondere die hohen Bandbreiten der einzelnen Parameter je Kolmations-Index eine Herausforderung für die Modellentwicklung dar. Je schärfer die Kolmations-Indices auf Basis der beschreibenden Faktoren voneinander unterschieden werden können, desto leichter die Modellprognose. Eine gewisse Bandbreite ist sicherlich für alle beschreibenden Parameter natürlicherweise vorhanden, allerdings könnten Unterscheidungskriterien und auch Referenzwerte bei größerem Datenumfang mit größerer Sicherheit formuliert und beschrieben werden. In Anbetracht dieser Tatsachen erscheint eine gesamte Accuracy von 0,77 einen



zufriedenstellenden Wert darzustellen, der sicherlich noch durch eine fundiertere bzw. größere Datengrundlage erhöht werden könnte.

Speziell in der Ableitung von Referenzwerten und in der Definition von Klassengrenzen wurde deutlich, dass eine 5-stufige Einteilung des Kolmations-Index auf Basis der vorhandenen Datengrundlage ( $n = 40$ ) nicht für alle abiotischen oder biologischen Indikatoren möglich ist. Daher wäre auch eine Reduzierung der Einstufung des Kolmations-Index auf drei oder vier Klassen denkbar. Damit könnte einerseits die Differenzierung von Kolmationsklassen schärfer gestaltet werden und sicherlich auch die Modellprognose optimiert werden, allerdings würde dadurch die Kolmationsbewertung nur noch sehr grob erfolgen und die Bewertung entspräche nicht mehr der in der EG-WRRL üblich verwendeten 5-stufigen Skala. Außerdem wären die Bandbreiten für einzelne Indikatoren je Kolmations-Index größer, da der gesamte Wertebereich nur noch in drei Stufen untergliedert wird.

### 8.3 Fazit und Ausblick

Als abschließendes Fazit kann festgehalten werden, dass die Projektziele weitestgehend erreicht wurden. Der in diesem Projekt verfolgte integrative Ansatz zur Beschreibung der Kolmation unter Verwendung von regionalen Daten (Einzugsgebietscharakteristiken), EG-WRRL-Bewertungen sowie von lokalen abiotischen und biologischen Indikatoren bewies sich als zielführend, um einen Kolmations-Index (K1-K5) zur Bewertung der Kolmation zu entwickeln. Sowohl die durchgeführte abiotische multiparametrische Datenerhebung mit MultiPAC als auch die meiоfaunistische Probenahme erwiesen sich als praktikabel und zweckmäßig.

Während bei den Einzugsgebietsfaktoren im Wesentlichen der Wald-, Siedlungs- und Grünlandanteil, sowie der Bodenerodierbarkeitsfaktor (K-Faktor) und Regenerositätsfaktor (R-Faktor) auf regionaler Ebene Randbedingungen für eine mögliche Kolmation definieren, zeigen auf lokaler Ebene aus abiotischer Perspektive besonders die hydraulische Leitfähigkeit, der interstitielle Sauerstoffgehalt, der Feinsedimentanteil sowie der Fredle-Index und der Sortierungskoeffizient funktionale Zusammenhänge zur Kolmation. Auf biologischer Ebene sind bei der MZB-Beprobung besonders der Fauna- und der Rheo-Index mit der Kolmation korreliert, während bei der meiоfaunistischen Beprobung die Individuen-Anzahl (je Probenahme) und das Verhältnis von Grob- zu Feinsedimentbesiedler bedeutende Indikatoren für die Kolmation darstellen.

Auf Basis des Kolmations-Index und einer Quartils-Betrachtung werden Klassengrenzen für alle kolmationsbeschreibenden Indikatoren zwischen den Indices abgeleitet und aus dem Kolmations-Index K1 („keine Kolmation“) werden somit parameterspezifische Referenzwerte abgeleitet, welche für die abiotischen Indikatoren im Vergleich mit biologischen Orientierungswerten plausibel erscheinen.

Für die abiotische Modellprognose des Kolmations-Index zeigt sich eine multinominale logistische Regression als vorteilhaft unter der Verwendung von vier beschreibenden Variablen (hydraulische Leitfähigkeit, interstitielle Sauerstoffgehalt, Feinsedimentanteil und Fredle-Index) mit

denen eine Accuracy von 0,77 erreicht wird (29 korrekte Prognosen, 11 Fehlprognosen), wobei 9 der Fehlprognosen lediglich um eine Kolmationsstufe falsch liegen. Verschiedene Validierungstechniken mit ähnlichen Resultaten deuten auf eine mögliche Generalisierungsfähigkeit des Modells hin, um zukünftig auf Basis der abiotischen Datenerhebung mit MultiPAC einen Kolmations-Index prognostizieren zu können.

Bezüglich der Aussagekraft der Referenzwerte, funktionalen Zusammenhänge und Modellprognosen ist zu betonen, dass diese sich ausschließlich auf den LAWA-Fließgewässertyp Nr. 5 („grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“) beziehen und auf den in diesem Projekt erhobenen Datenumfang von  $n = 40$ , welcher bei Betrachtung der einzelnen Probenahmen je Kolmations-Index ( $6 < n < 10$ ) als limitierend bezeichnet werden kann. Dies zeigt sich unter anderem in hohen Bandbreiten der Indikatoren je Kolmations-Index die für die Ableitung von scharfen Abgrenzungen zwischen den Kolmations-Indices bzw. auch für die Modellprognose herausfordernd sind. Unter zusätzlicher Berücksichtigung der natürlicherweise vorkommenden hohen Raum-Zeit-Dynamik von Gewässersohlen erscheinen die abgeleiteten funktionale Zusammenhänge, Referenzwerte und Modellprognosen als plausibel.

Die statistische Analyse zeigt, dass eine mögliche Reduzierung der Kolmations-Indices (z.B. auf drei oder vier Indices) zu einer klareren Differenzierung und somit auch zu besseren Modellprognosen führen könnte. Dies bedeutet aber gleichzeitig eine gröbere Modellprognose und höhere Bandbreiten für die einzelnen beschreibenden Indikatoren je Kolmations-Index. Daher wurde im Rahmen dieses Projekts an einem 5-stufigen Kolmations-Index festgehalten, dessen Anzahl an Indices gleichzeitig auch der üblichen Klassifizierung von EG-WRRL-Bewertungen entspricht.

Für die Zukunft wird empfohlen die Tendenzen und Trends die im Rahmen dieses Pilotprojekts ermittelt wurden durch einen größeren Datenumfang zu prüfen, zu bestätigen oder zu erweitern. Speziell für die schärfere Differenzierung der einzelnen Kolmations-Indices und zur Reduzierung der Bandbreite der Indikatoren je Kolmations-Index würde ein größerer Datenumfang einen wichtigen Beitrag leisten. Damit könnten abgeleitete fließgewässertypspezifische Referenzwerte statistisch besser abgesichert werden und eine Übertragung auf weitere Fließgewässer des gleichen Fließgewässertyps wäre möglich. Gleichzeitig können auch Zielgrößen für Indikatoren der Kolmation im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen zur Verfügung gestellt werden.

Weiterhin ist zu empfehlen die natürliche lokale Variabilität der Kolmation exakter zu untersuchen, speziell im Hinblick auf hydromorphologische Einheiten, welche lokal das Kolmationsgeschehen mitunter stark beeinflussen können. Im Rahmen dieses Projekts wurden je Messstelle zwei Einheiten (Riffle/Glide) untersucht, bei deren getrennten Auswertung zwar keine charakteristischen Datenmuster identifiziert werden konnten, aber tiefergehende Informationen über das mögliche natürliche Spektrum an Indikator-Werten von Referenzgewässern gegenüber belasteten Gewässern würde zur Interpretation bzw. Bewertung einen wichtigen Beitrag leisten.

Im Rahmen dieses Projekts hat sich gezeigt, dass eine scharfe Abgrenzung der einzelnen Kolmations-Indices auf Basis der abiotischen und biologischen Indikatoren nicht immer möglich ist, und

somit eine bessere Modellprognose verhindert wird. Eine Möglichkeit mit unscharfen Daten umzugehen bietet die Fuzzy-Logik, welche beschreibende Indikatoren auf Basis von unscharfen bzw. überlappenden Mengen mittels einem Inferenzsystem bestehend aus einem Fuzzy-Regelwerk (WENN-DANN-Beziehungen) mit dem Kolmations-Index verknüpft. Speziell die Art der multivariaten Verknüpfung und die Berücksichtigung der Unschärfe, kommt ökologischen Sachverhalten sehr entgegen, da sich Wirkungszusammenhänge häufig nicht durch exakte Funktionen beschreiben lassen, sondern vielmehr über Gradienten, die mittels der Fuzzy-Logik aufgrund unscharfer Übergänge zwischen Systemzuständen besser widerspiegeln lassen (Salski, 1992; Cadenasso et al., 2003).

Aus mittel- bis langfristiger Sicht kann der in diesem Pilotprojekt entwickelte integrative Ansatz zur Kolmationsbewertung auch auf weitere Fließgewässertypen angewendet werden, um somit für verschiedene Fließgewässertypen Referenzwerte für abiotische und biologische Indikatoren für die Kolmation abzuleiten. Diese könnten in einem kolmationsbezogenen Referenzkatalog zusammengefasst werden, auf dessen Basis eine flächendeckende Bewertung von deutschen Fließgewässern der Kolmation möglich werden würde. Hierfür wären entsprechende umfangreiche Messkampagnen in den unterschiedlichen Fließgewässertypen notwendig.

## **Danksagung**

Abschließend möchte sich das Projekt-Team der Hochschule Karlsruhe bei der Deutschen Bundesstiftung für Umwelt (DBU) für die Förderung und insbesondere bei Dr. Volker Wachendörfer für die kompetente und engagierte Betreuung bedanken. Außerdem geht der Dank an PD Dr. Hans-Jürgen Hahn und Teresa Luftensteiner von der RPTU für eine wundervolle und fruchtbare Zusammenarbeit. Abschließend möchten wir uns beim LfU in Rheinland-Pfalz, namentlich bei Christian Linnenweber und Dr. Matthias Brunke bedanken, die das Projekt von behördlicher Seite betreut haben und mit wertvollen Hinweisen und Tipps zum Projekterfolg beigetragen haben.

## Publikationen, Vorträge und studentische Arbeiten

Nachfolgend werden die im Rahmen des Projekts bisher veröffentlichte Publikationen, Konferenzbeiträge, Vorträge sowie betreute studentische Arbeiten aufgelistet. Weitere begutachtete Publikationen sind in der Erarbeitung.

### Publikationen/Vorträge

Aybar Galdos, A., Noack, M. 2022. Fließgewässertyp-spezifische Ableitung von Referenzwerten für die Kolmation auf Basis physikalischer Größen, GESINUS-Treffen, Koblenz.

Noack, M., Aybar Galdos, A. 2023. Evaluation of vertical connectivity in regulated river reaches using a multiparametric measuring approach, Sustainability in Hydropower conference (13.06.-15.06.2023), Trondheim, Norwegen.

Aybar Galdos, A., Luftensteiner, T., Hahn, H.J., Noack, M. 2023. River type-specific approach to quantify clogging based on multiple parameters, 15<sup>th</sup> International Symposium on River Sedimentation (05.09.-08.09.2023), Florenz, Italien.

Aybar Galdos, A., Noack, M. 2023. Funktionale Zusammenhänge und Ableitung von Referenzwerten für die Kolmation – Möglichkeiten und Grenzen, GESINUS-Treffen, Karlsruhe.

Noack, M., Aybar Galdos, A. 2024. Riverbed clogging - Functional relationships between governing key parameters. 15<sup>th</sup> International Symposium on Ecohydraulics and Fish Passage (05.05.-09.05.2024), Québec City, Kanada.

Noack, M., Aybar Galdos, A. 2024. Statistical analyses of key parameters involved in riverbed clogging. 8<sup>th</sup> IAHR Congress Europe (04.06.-07.06.2024), Lissabon, Portugal.

Luftensteiner, T., Aybar Galdos A., Stein, H., Noack, M., Hahn, H-J. 2024. Gibt es einen Zusammenhang zwischen Fließgewässerkolmation, Sedimentfauna und Bewertung nach Wasser-rahmenrichtlinie? Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), 16.09.-20.09.2024 in Dresden.

Weitere begutachtete Publikationen in renommierten internationalen Zeitschriften im Rahmen der Promotionsvorhaben von Teresa Luftensteiner und Alcides Aybar Galdos sind in Bearbeitung und Planung.

### **Betreute studentische Arbeiten im Rahmen des Projekts**

Gelzer, Nico (2023): Ableitung funktionaler Zusammenhänge zwischen Kolmation und des Makrozoobenthos für grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche. Bachelor-Thesis, Hochschule Karlsruhe.

Nitsche, Ida (2023): Einfluss von Einzugsgebietscharakteristika auf die Kolmation von Fließgewässersohlen, Bachelor-Thesis, Hochschule Karlsruhe.

Kiefer, Andreas (2023): Ableitung funktionaler Zusammenhänge von kolmationsbeschreibenden Parametern im Kontext der WRRL-Bewertung, Master-Thesis, Hochschule Karlsruhe.

Julius Reinbold (2022): Kolmationsuntersuchungen an Fließgewässern des Typen 5 nach LAWA. Bachelor-Thesis, Hochschule Karlsruhe.

### **Workshops und Dissemination**

In Abstimmung mit dem LfU Rheinland-Pfalz werden die Projektergebnisse noch in mindestens zwei weiteren Formaten auf landes- und bundesweiter Behörden-Ebene verbreitet. Auf Bundesebene soll im Rahmen einer LAWA-Veranstaltung die Projektergebnisse vorgestellt werden, während auf Landesebene diverse Workshops zur Verfügung stehen. Geplant sind die Vorstellung bis Ende 2024.

## Literaturangaben

- Banscher, E.: Gesetzmäßigkeiten der Kolmationsentwicklung. In: Wasserwirtschaft – Wassertechnik 9 (1976), S. 320-323.
- Berrar, D., 2019. Cross-Validation, in: Ranganathan, S., Gribskov, M., Nakai, K., Schönbach, C. (Eds.), Encyclopedia of Bioinformatics and Computational Biology. Academic Press, Oxford, pp. 542–545. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.20349-X>
- Blaschke, A.P., Steiner, K.-H., Schmalfluss, R., Gutknecht, D., Sengschmitt, D., 2003. Clogging processes in hyporheic interstices of an impounded river, the Danube at Vienna, Austria. International Review of Hydrobiology 88, 397–413.
- Brunke, M., Fleckenstein, J. & Schmidt, S. | 2015: Das hyporheische Interstitial von Fließgewässern: Strukturen, Prozesse und Funktionen. In: Brendelberger, H. Martin, P. & Hahn, H.J. (Hrsg.) (2015): Grundwassergeprägte Lebensräume. Eine Übersicht über Grundwasser, Quellen, das hyporheische Interstitial und weitere grundwassergeprägte Habitate. Limnologie Aktuell 14, 133-195, Schweizerbart, Stuttgart
- Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A., Weathers, K.C., Jones, C.G., 2003. A Framework for a Theory of Ecological Boundaries. BioScience 53, 750. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0750:AFFATO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0750:AFFATO]2.0.CO;2)
- Carling, P.A., Reader, N.A., 1981. A freeze-sampling technique suitable for coarse river bed-material. Sediment. Geol. 29, 233–239. [https://doi.org/10.1016/0037-0738\(81\)90009-9](https://doi.org/10.1016/0037-0738(81)90009-9)
- Clarke K. R. & Gorley R. N. (2006): Primer v6: User Manual/Tutorial. Plymouth.
- Clarke K. R. & Warwick R. M. (2001): Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Primer-E Ltd: Plymouth, UK.
- Cohen, J. (1988). Statistical power analysis for the behavioral sciences (2nd ed.). Hillsdale, N.J.: L. Erlbaum Associates.
- Crisp, D.T., 1996. Environmental requirements of common riverine European salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. Hydrobiologia 323: 201–221.
- Dirksmeyer, Jochen. 2008. Untersuchungen zur Ökomorphologie der Laichhabitate von Lachsen und Meerforellen in Deutschland. Dissertation, Universität Köln.
- Dirksmeyer, J., Brunotte, E., 2009. Sediment textures and hydrogeomorphological characteristics of salmon and sea trout spawning habitats in Germany – a contribution to river ecology. Zeitschrift für Geomorphologie 53, 319–334. <https://doi.org/10.1127/0372-8854/2009/0053-0319>
- Domingos, P., 2012. A few useful things to know about machine learning. Commun. ACM 55, 78–87. <https://doi.org/10.1145/2347736.2347755>
- Frings, R.M., Schüttrumpf, H., Vollmer, S., 2011. Verification of porosity predictors for fluvial sand-gravel deposits: POROSITY PREDICTION. Water Resour. Res. 47. <https://doi.org/10.1029/2010WR009690>
- Gieswein, A., Hering, D., Lorenz, A.W., 2019. Development and validation of a macroinvertebrate-based biomonitoring tool to assess fine sediment impact in small mountain streams. Science of The Total Environment 652, 1290–1301. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.180>
- Haase, P., B. Birzle-Harder, J. Deffner, D. Hering, K. Januschke, N. Kaffenberger, M. Leps, A. Lorenz, P. Modrak, S. Stoll, A. Sundermann 2015. Räumliche und zeitliche Aspekte von Fließgewässer-Renaturierungen: Entwicklung neuartiger Bewertungstools, DBU (AZ 31007-33/2)

- Hancock, P.J., 2002. Human Impacts on the Stream-Groundwater Exchange Zone. *Environmental Management* 29, 763–781. <https://doi.org/10.1007/s00267-001-0064-5>
- Harbaugh, A., 2005. MODFLOW -2005; The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model -the Ground-Water Flow Process. (Techniques and Methods), Techniques and Methods. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16.
- Hastie, T., Tibshirani, R., & Friedman, J. (2009). *The Elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference, and Prediction* (2nd ed.). Stanford, CA: Stanford University.
- 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.
- Heywood, M.J.T., Walling, D.E., 2007. The sedimentation of salmonid spawning gravels in the Hampshire Avon catchment, UK: implications for the dissolved oxygen content of intragravel water and embryo survival. *Hydrological Processes* 21, 770–788. <https://doi.org/10.1002/hyp.6266>
- Ingendahl D. (2001): Dissolved oxygen concentration and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the River Rhine. *J. Fish Biol.* 58: 325-341.
- 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.
- Jones, J.I., Murphy, J.F., Collins, A.L., Sear, D.A., Naden, P.S., Armitage, P.D., 2012. The Impact Of Fine Sediment On Macro-Invertebrates. *River Research and Applications* 28, 1055–1071. <https://doi.org/10.1002/rra.1516>
- Kell, G.S., 1975. Density, thermal expansivity, and compressibility of liquid water from 0 deg. to 150 deg.. Correlations and tables for atmospheric pressure and saturation reviewed and expressed on 1968 temperature scale. *J. Chem. Eng. Data* 20, 97–105. <https://doi.org/10.1021/je60064a005>
- Klauder, W.S. 2010. Experimentelle Untersuchung der Anströmung von Vertikalfilterbrunnen, Dissertation, RWTH Aachen.
- Klopfer, C. 2016. Konzeption und Durchführung von Versuchen zur Bestimmung der Porosität von Sedimentproben mittels Structure-from-Motion und Wasserverdrängungsmethode. Bachelor Thesis, Stuttgart, Germany: University of Stuttgart.
- Kondolf, G.M., Gao, Y., Annandale, G.W., Morris, G.L., Jiang, E., Zhang, J., Cao, Y., Carling, P., Fu, K., Guo, Q., Hotchkiss, R., Peteuil, C., Sumi, T., Wang, H.-W., Wang, Z., Wei, Z., Wu, B., Wu, C., Yang, C.T., 2014. Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. *Earth's Future* 2, 256–280. <https://doi.org/10.1002/2013EF000184>
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2019): *Verfahrensempfehlung zur Gewässerstrukturkartierung – Verfahren für kleinen bis mittelgroße Fließgewässer*.
- Leyer I. & Wesche K. (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie – Eine Einführung*. Berlin, Heidelberg.
- LGB 2017. *Themenhefte vorsorgender Bodenschutz - Materialien zur Bodenerosion durch Wasser in Rheinland-Pfalz*. Heft 2, Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz (LGB)
- Lotspeich, F.B., Everest, F.H., 1981. A new method for reporting and interpreting textural composition of spawning gravel. US Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station.
- Malcolm, I.A., Soulsby, C., Youngson, A.F., Petry, J., 2003. Heterogeneity in ground water-surface water interactions in the hyporheic zone of a salmonid spawning stream. *Hydrological Processes* 17, 601–617. <https://doi.org/10.1002/hyp.1156>

- McCuddin, M.E., 1977. Survival of salmon and trout embryos and fry in gravel–sand mixtures. Master thesis, University of Idaho, Moscow.
- Meier C., Böhmer J., Rolaufts P. & Hering D. (2006a): Kurzdarstellungen „Bewertungen Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“. Abrufbar unter: <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/download/kurzdarstellung/>.
- Milan DJ, Petts GE, Sambrook H. 2000. Regional variations in the sedimentstructure of trout streams in southern England: benchmark data for silt-ation assessment and restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 10: 407–420.
- Negreiros, B., Galdos, A.A., Seitz, L., Noack, M., Schwindt, S., Wieprecht, S., Haun, S., 2023. A multi-parameter approach to quantify riverbed clogging and vertical hyporheic connectivity. *River Research & Apps* 39, 1659–1666. <https://doi.org/10.1002/rra.4145>
- Noack, M., 2012. Modelling Approach for Interstitial Sediment Dynamics and Reproduction of Gravel-Spawning Fish (Dissertation No. 214). Institute for Modelling Hydraulic and Environmental Systems, University of Stuttgart.
- Noack, M., Seitz, L., Mayar, M.A., Haun, S. Wieprecht, S. 2020: How to address colmation best? – Field and Laboratory Investigations at different scales. *River Flow 2020*, CRC-Press, 1451-1548.
- Noack, M., Seitz, L., Haun, S., Wieprecht, S. 2022. MultiPAC – A Multiparameter Approach to Address Colmation in Rivers, in: *From Snow to Sea: 39th IAHR World Congress 2022*. Curran Associates, pp. 1266–1271. <https://doi.org/10.3850/IAHR-39WC252171192022128>
- Peterson, R.H. (1978): Physical characteristics of spawning Atlantic salmon gravel in some New Brunswick streams, Fisheries and Marine Service Technical Report 785, Fisheries and Environment St. Andrews, New Brunswick, Canada.
- Pottgiesser T. & Sommerhäuser M. (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen. Umweltbüro Essen im Auftrag des Umweltbundesamtes und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Steckbriefe und Begleittext.
- Robertson, A. (2009). The Hyporheic Handbook: A handbook on the groundwater - surfacewater interface and the hyporheic zone for environmental managers. Environmental Agency, Bristol. <http://www.hyporheic.net/SCHO1009BRDX-e-e.pdf>
- Rubin, J.-F., 1998. Survival and emergence pattern of sea trout fry in substrata of different compositions. *J. Fish Biol.* 53, 84–92. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1998.tb00111.x>
- Salski, A., 1992. Fuzzy knowledge-based models in ecological research. *Ecol. Model.* 63, 103–112. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(92\)90064-L](https://doi.org/10.1016/0304-3800(92)90064-L)
- Schmedtje U. & Colling M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* 4/96.
- Schwertmann U., Vogl, W., Kainz, M. (1990 & 1987): *Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen*. 2. Auflage. Stuttgart: Eugen Ulmer.
- Sear, D.A., Frostick, L.B., Rollinson, G., Lisle, T.E., 2008. The significance and mechanics of fine-sediment infiltration and accumulation in gravel spawning beds, in: Sear, D.A., DeVries, P. (Eds.), *Salmonid Spawning Habitat in Rivers: Physical Controls, Biological Responses, and Approaches to Remediation*, American Fisheries Society Symposium. American Fisheries Society Symposium, Bethesda, Md, pp. 149–174.
- Seitz L., Haas C., Lenz I., Noack M. und Wieprech S. (2019): Kolmation – Eine unterschätzte Größe in der Gewässerbewertung? *Wasserwirtschaft*, 41-46.
- Seitz, L., 2020. Development of new methods to apply a multiparameter approach - a first step towards the determination of colmation (Mitteilungen. Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung, Universität Stuttgart, 276). Universität Stuttgart.



- Shirazi M.A., Seim W.K. 1979. A stream systems evaluation—an emphasis on spawning habitat for salmonids U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/3-79-109.
- Smialek, N., Pander, J., Geist, J., 2021. Environmental threats and conservation implications for Atlantic salmon and brown trout during their critical freshwater phases of spawning, egg development and juvenile emergence. *Fish. Manag. Ecol.* 28, 437–467. <https://doi.org/10.1111/fme.12507>
- Stein, H., Thurmann, C., Zumbroich, T. & Hahn, H. J. 2018: Vergleichende ökologische Untersuchungen zur quantitativen Bestimmung der Kolmation von Fließgewässersedimenten mit Vorschlägen für eine Verfahrensanweisung. Abschlussbericht an die DBU, FKZ: AZ 33590/01 – 33/2.
- Stein, H., Thomas, K., Schindler, H., Trapp, M., Hahn, H.J. 2021: Einzugsgebietsbezogene, geodatenbasierte, ökologische Analyse der Fließgewässerkolmation: Grundlage für ein innovatives Lösungskonzept und die Entwicklung angepasster Maßnahmenvorschläge, Abschlussbericht für Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), AZ 34435/01-33/2
- Untersteiner H. (2007): Statistik - Datenauswertung mit Excel und SPSS Für Naturwissenschaftler und Mediziner. 1. Auflage. Stuttgart. S. 192.
- Urduan, T. C. (2010). *Statistics in plain English* (3rd ed.). New York: Routledge.
- Von Bertrab, M.G., Krein, A., Stendera, S., Thielen, F., und Hering, D. 2013. Is fine sediment deposition a main driver for the composition of benthic Macroinvertebrate assemblages? *Ecological Indicators* 24: 589–98. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.001>.
- 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: The pernicious problem of streambed colmation. *Wiley Interdiscip. Rev. Water* 4, e1231. <https://doi.org/10.1002/wat2.1231>
- Wooster, J.K., Dusterhoff, S.R., Cui, Y., Sklar, L.S., Dietrich, W.E., Malko, M., 2008. Sediment supply and relative size distribution effects on fine sediment infiltration into immobile gravels: Fine sediment infiltration into immobile gravels. *Water Resources Research* 44, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2006WR005815>
- Zimmermann, A.E. & Lapointe, M., 2005. Intergranular flow velocity through salmonid redds: sensitivity to fines infiltration from low intensity sediment transport events. *River Research and Applications* 21, 865–881.
- Zumbroich, T. & Hahn, H.J. 2018: Feinsedimenteinträge in Gewässer und deren Messung – Kolmation als bedeutsamer Störfaktor bei der Umsetzung der EG-WRRL. In: Schütze, N.; Müller, U.; Schwarze, R. Wöhling, T., Grundmann J. (Hrsg.) (2018): M3 - Messen, Modellieren, Managen in Hydrologie und Wasserressourcenbewirtschaftung. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. Heft 39.18. Hydrologische Wissenschaften. DOI: 10.14617/for.hydrol.wasbew.39.18. S. 193-202

## Anhang

### Anhangsverzeichnis

- Anhang 1: Fotodokumentation der untersuchten Fließgewässer
- Anhang 2: Biologische Grenzwerte aus der Literatur für untersuchte Variablen
- Anhang 3: Beschreibung der fließgewässerspezifischen Messwerte für Riffle/Glide
- Anhang 4: Fließgewässerspezifische Auswertungen der hydraulischen Leitfähigkeiten für unterschiedliche Mittelwertbildungen aus dem vertikalen Profil
- Anhang 5: Fließgewässerspezifische Auswertungen der gelösten Sauerstoffkonzentrationen für unterschiedliche Mittelwertbildungen aus dem vertikalen Profil
- Anhang 6: Fließgewässerspezifische Auswertungen des Unteren Elzbachs
- Anhang 7: Signifikanzuntersuchungen zu den ausgewählten Zielgrößen zur Beschreibung der Kolmation nach Stein et al. (2021)
- Anhang 8: Klassifizierung der Messstellen mit allen kolmationsbeschreibenden Zielgrößen
- Anhang 9: Signifikanzuntersuchungen zum Kolmations-Index und abiotischen Faktoren
- Anhang 10: Loading- und Scree Plots der Hauptkomponentenanalyse
- Anhang 11: Kolmations-Index für getrennte Auswertungen zwischen Riffle/Glide
- Anhang 12: Kolmations-Index der hydraulischen Leitfähigkeiten für unterschiedliche Mittelwertbildungen aus dem vertikalen Profil
- Anhang 13: Kolmations-Index der gelösten Sauerstoffkonzentrationen für unterschiedliche Mittelwertbildungen aus dem vertikalen Profil
- Anhang 14: Auflistung aller getesteten Modelle mit entsprechenden Variablen und Validierungsmethoden
- Anhang 15: Manuell selektierter Test- und Trainingsdatensatz

## Anhang 1: Fotodokumentation der untersuchten Fließgewässer

### Riveris



### Auersbach



### Obere Prims unt. Damflos



Steinalp



Obere Wied bei Steinbach



Oberer Rommelsbach / Östelbach unt. Osann



Obere Gelbach



**Anhang 2: Biologische Grenzwerte aus der Literatur für untersuchte Variablen**Feinsedimentanteile (Reproduktion von Salmoniden):

Quelle	FSA < 2 mm (Anteil in %)	FSA < 1 mm (Anteil in %)
Crisp & Carling (1989)	-	8-12
Milan et al. (2000)	-	14
Ottaway et al. (1981)	10	-
Soulsby et al. (2001)	23	-
Heywood & Walling (2007)	9 (50 % Mortalitätsrate)	8 (50 % Mortalitätsrate)
Heywood & Walling (2007)	14 (100 % Mortalitätsrate)	12 (100 % Mortalitätsrate)

Hydraulische Leitfähigkeiten (Reproduktion von Salmoniden):

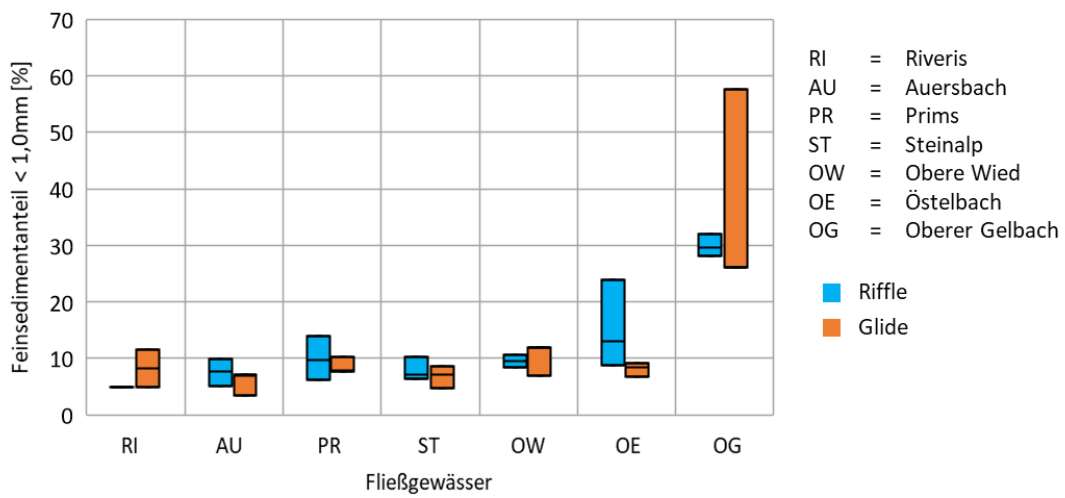
Quelle	hyd. Leitfähigkeit [m/s]	Kommentar
McCuddin (1977)	> 2,8e-02	keine Beeinträchtigung
McCuddin (1977)	< 2,8e-03	mittlere Beeinträchtigung
Rubin (1998)	> 5,6e-03	keine Beeinträchtigung
McCuddin (1977)	< 2,8e-03	mittlere Beeinträchtigung
Peterson (1978)	< 1,7e-03	hohe Beeinträchtigung
Crisp (1996)	< 2,8e-04	hohe Beeinträchtigung

Gelöste Sauerstoffkonzentrationen (Reproduktion von Salmoniden):

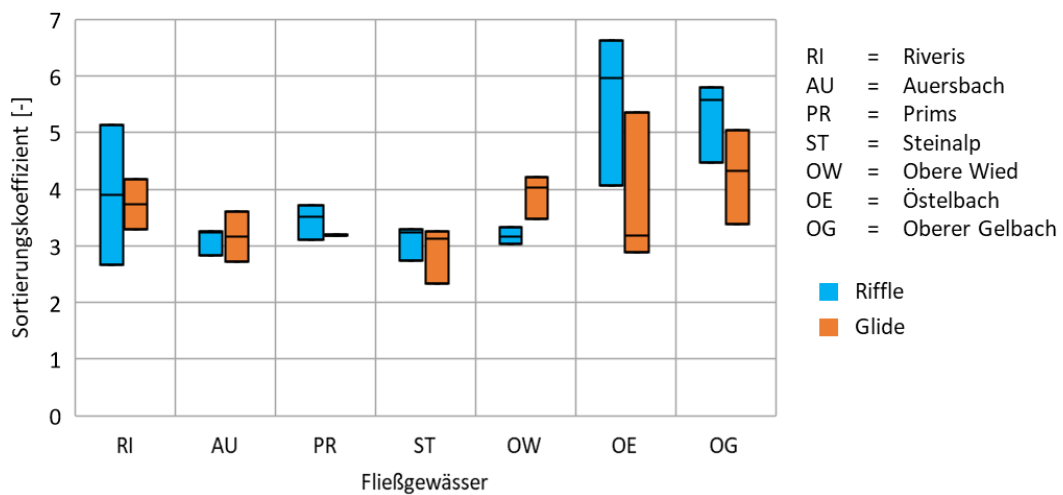
Quelle	Konzentration [mg/l]	Kommentar
Rubin & Glimsater (1996)	10	Schwellenwert für das Überleben bis zum Schlüpfen
Ingendahl (2001)	7	Kritischer Schwellenwert für das Überleben von Fischeiern
Crisp (1996)	7	Erforderlicher Wert für hohe Überlebensraten von Fischeiern
Gibson (1993)	5	Allgemeiner Grenzwert während der Inkubation

### Anhang 3: Beschreibung der fließgewässerspezifischen Messwerte für Riffle/Glide

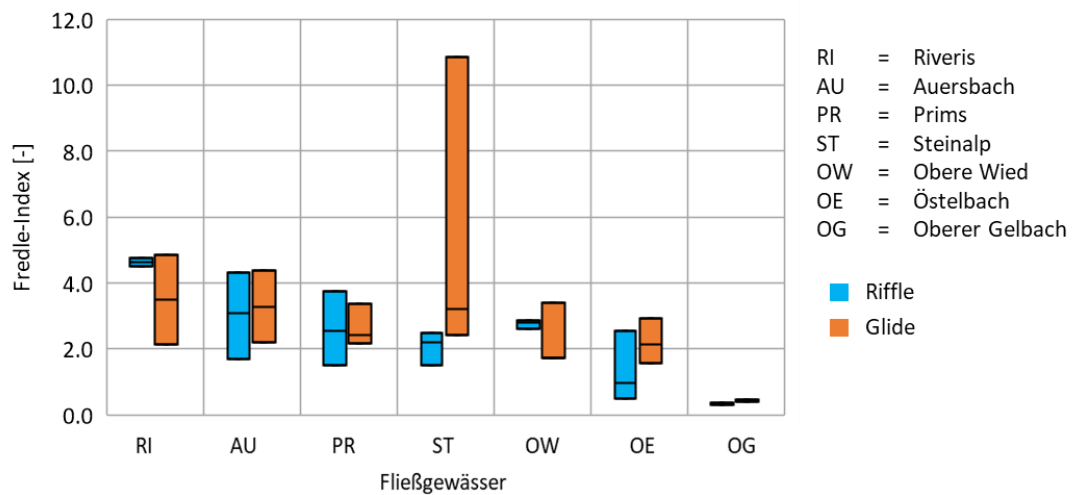
#### Feinsedimentanteile:



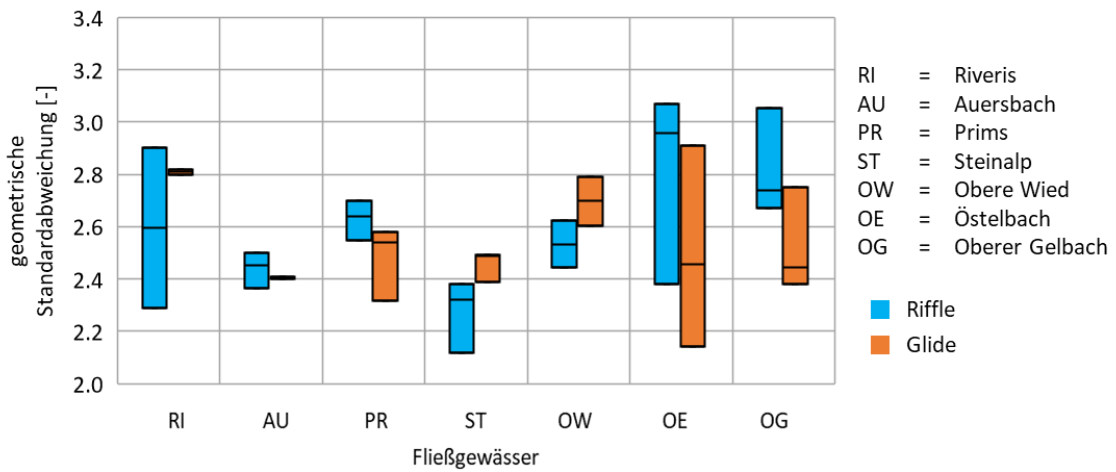
#### Sortierungskoeffizient:



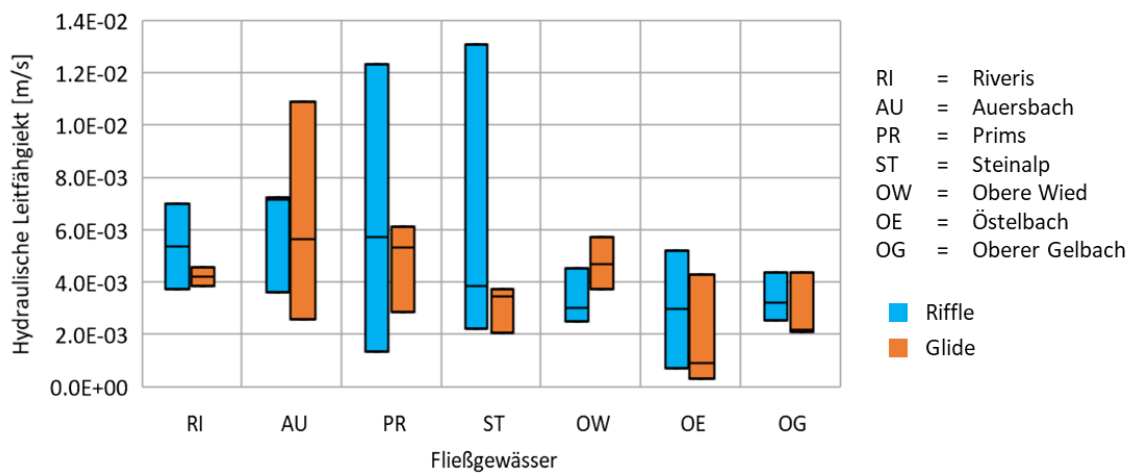
#### Fredle-Index:



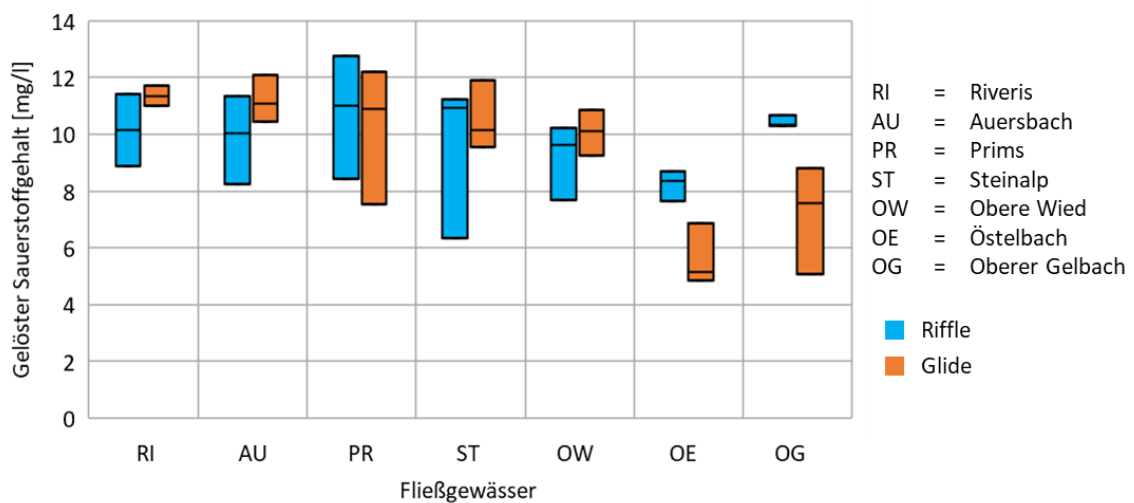
**Geometrische Standardabweichung:**



**Hydraulische Leitfähigkeiten (Mittelwerte oberhalb des Umschlagpunkts):**

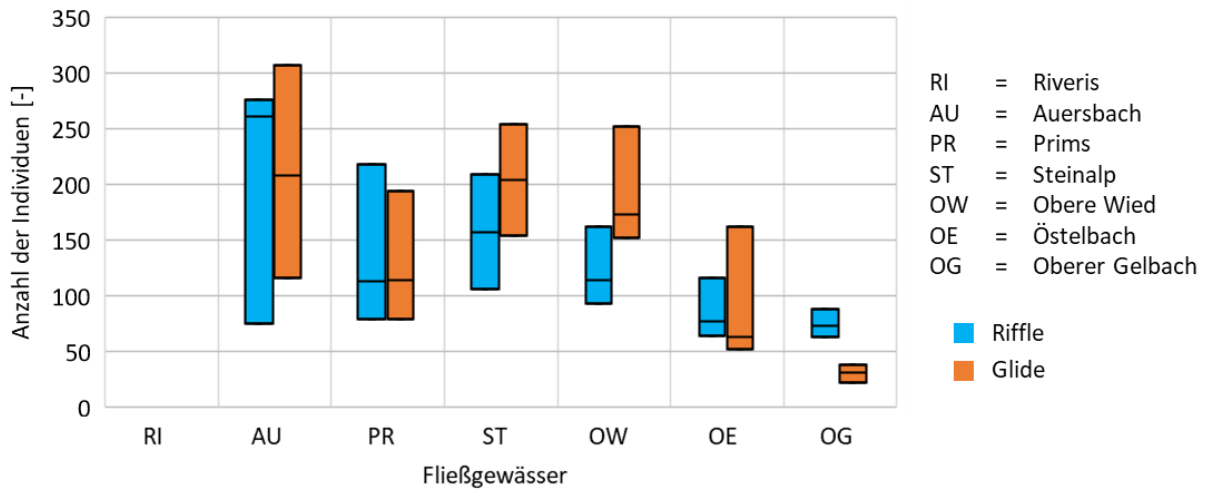


**Gelöste Sauerstoffkonzentrationen (Mittelwerte oberhalb des Umschlagpunkts):**

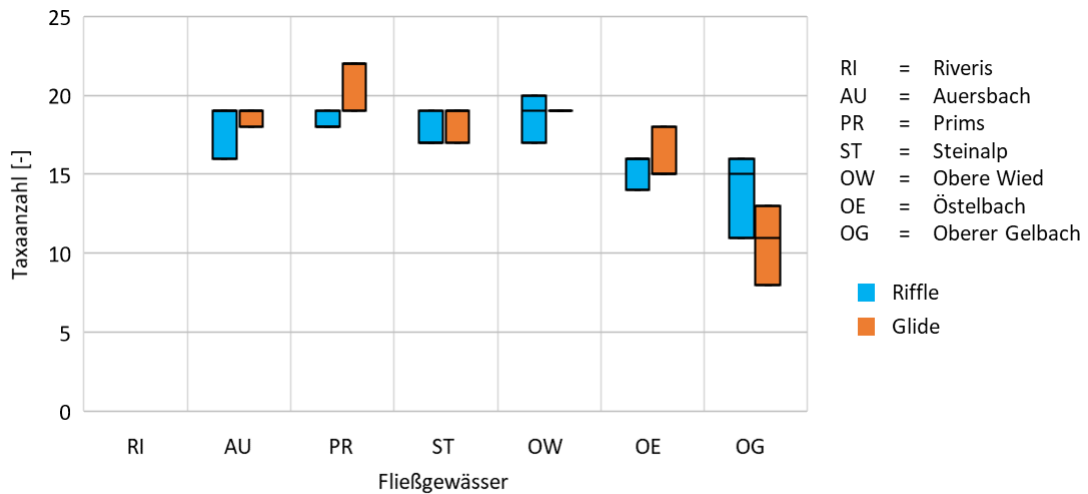




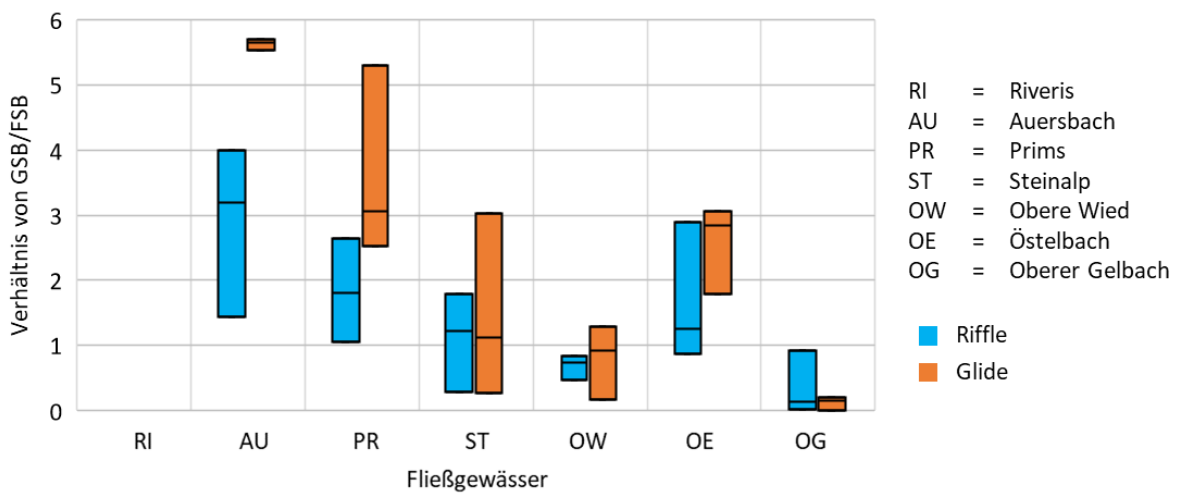
Anzahl der Individuen (Meiofauna):

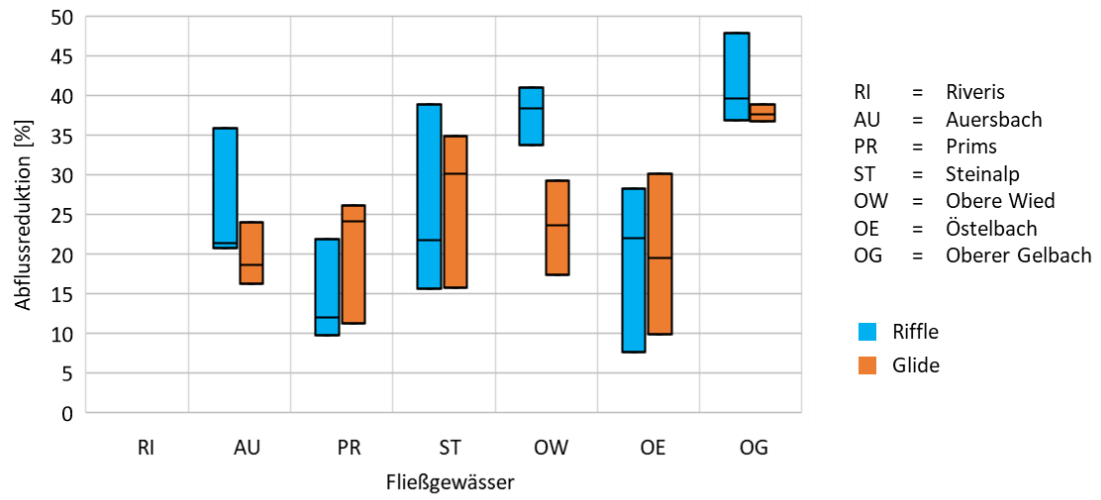


Taxa-Anzahl (Meiofauna):



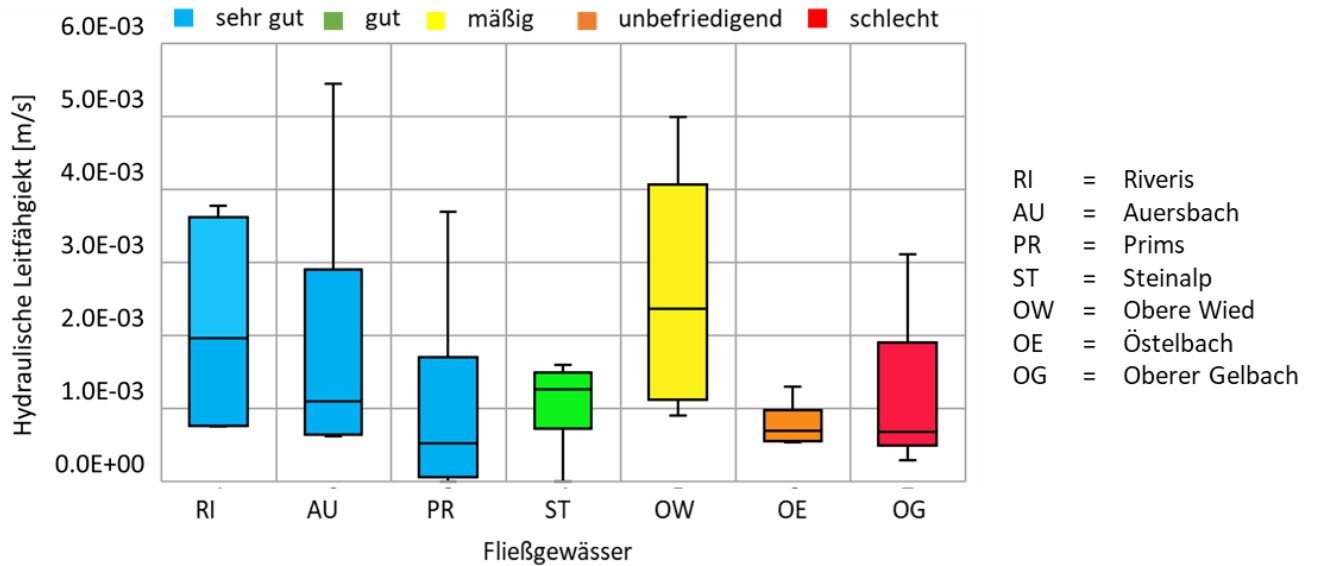
Verhältnis von GSB/FSB (Meiofauna):



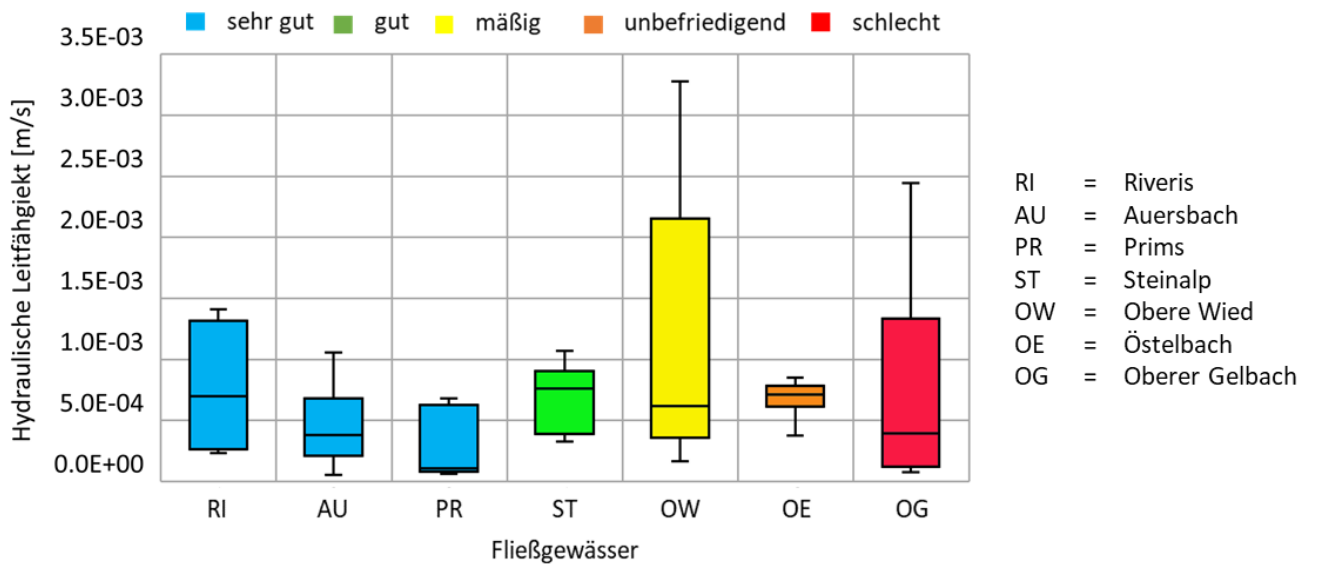
Abflussreduktion (Kolmameter):

### Anhang 4: Fließgewässerspezifische Auswertungen der hydraulischen Leitfähigkeiten für unterschiedliche Mittelwertbildungen aus dem vertikalen Profil

#### Hydraulische Leitfähigkeiten für den Tiefenhorizont 15 cm – 20 cm:

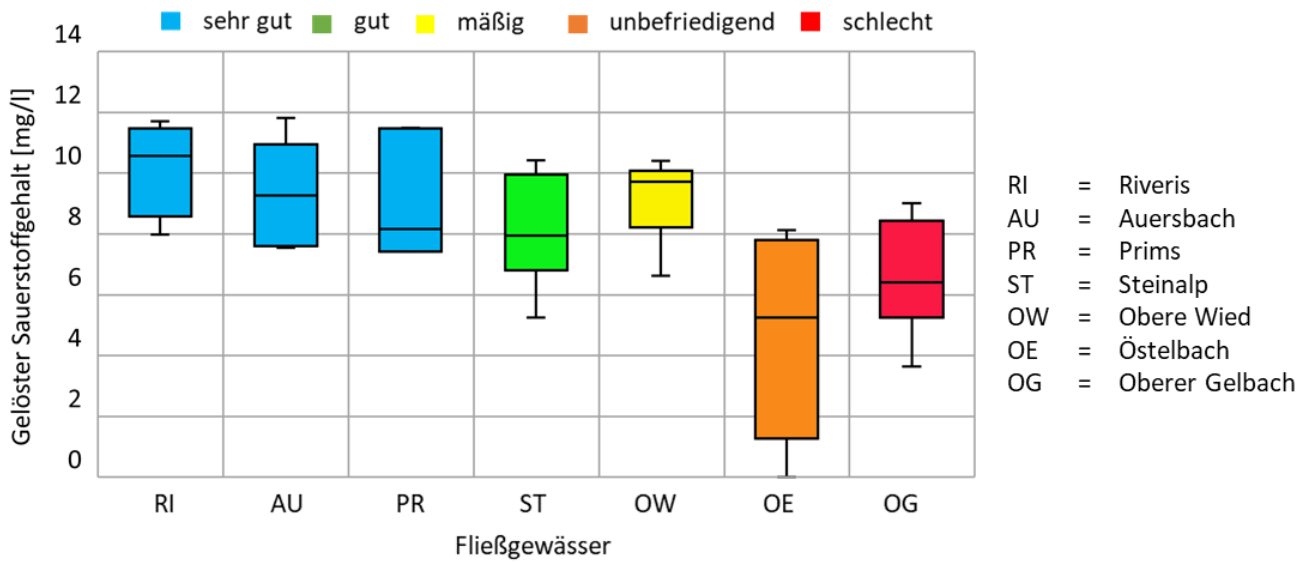


#### Hydraulische Leitfähigkeiten für Sedimenttiefen unterhalb des Umschlagpunkts:

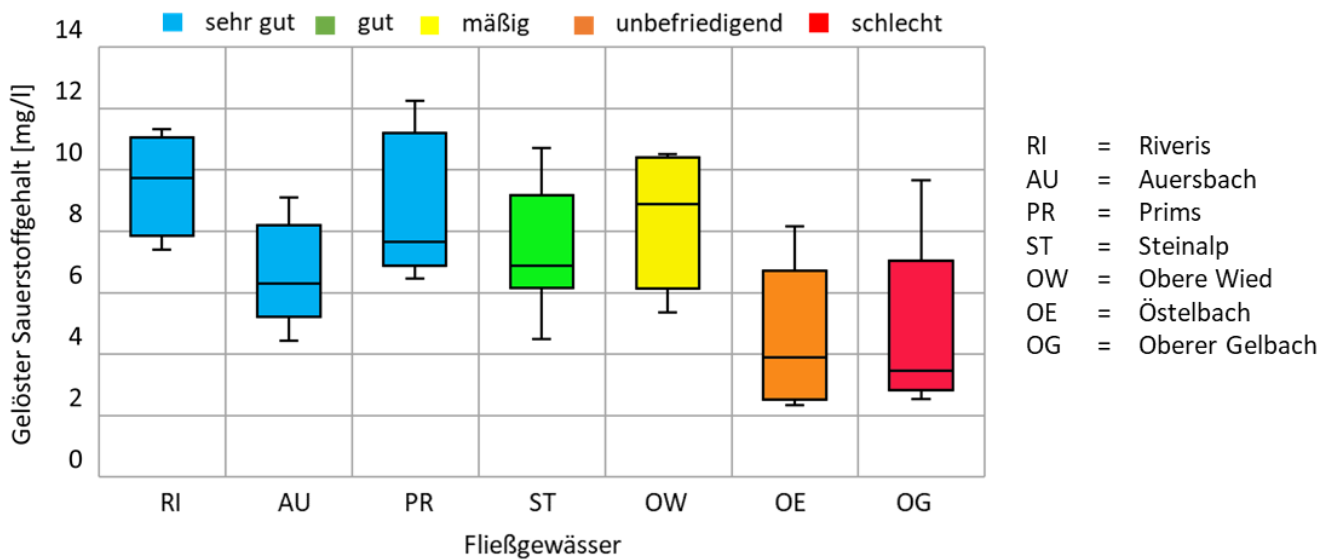


### Anhang 5: Fließgewässerspezifische Auswertungen der gelösten Sauerstoffkonzentrationen für unterschiedliche Mittelwertbildungen aus dem vertikalen Profil

#### Gelöste Sauerstoffkonzentrationen für den Tiefenhorizont 15 cm – 20 cm:



#### Gelöste Sauerstoffkonzentrationen für Sedimenttiefen unterhalb des Umschlagpunkts:



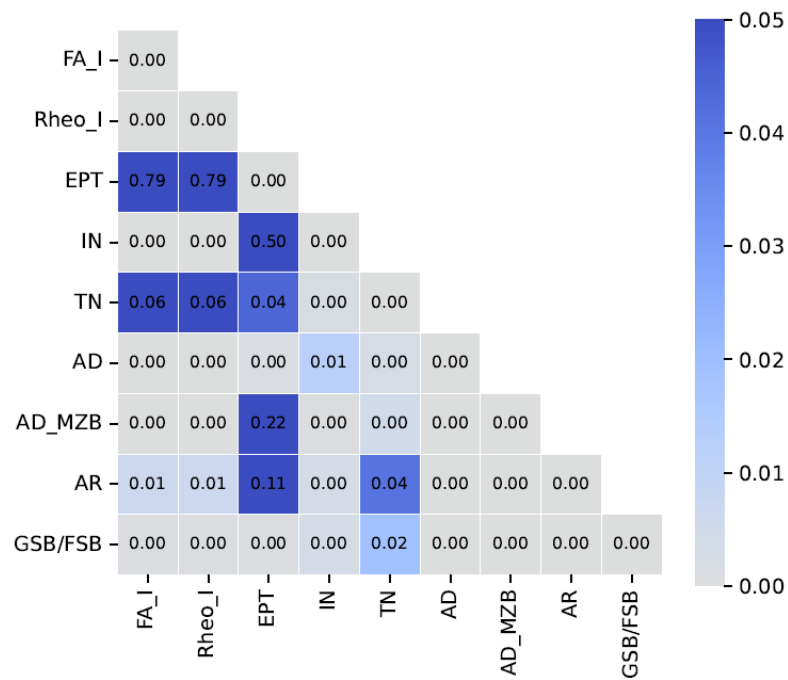
## Anhang 6: Fließgewässerspezifische Auswertungen des Unteren Elzbachs

Insgesamt wurden am Unteren Elzbach zwei Messstellen beprobt. Die erste Messstelle befindet sich an der EG-WRRl-Messstelle Lohbrücke, während die zweite Messstelle sich bei der Ringelsteiner Mühle befindet. An jeder Messstelle wurde ein Riffle bzw. eine Glide beprobt, wobei an der Ringelsteiner Mühle nur eine Kiesbankbeprobung möglich war. Nachfolgende Tabelle gibt die ermittelten abiotischen Werte für die Messungen am Unteren Elzbach an (Februar 2022). Die Landnutzungsanteile entstammen dem Steckbrief (Stand 2022).

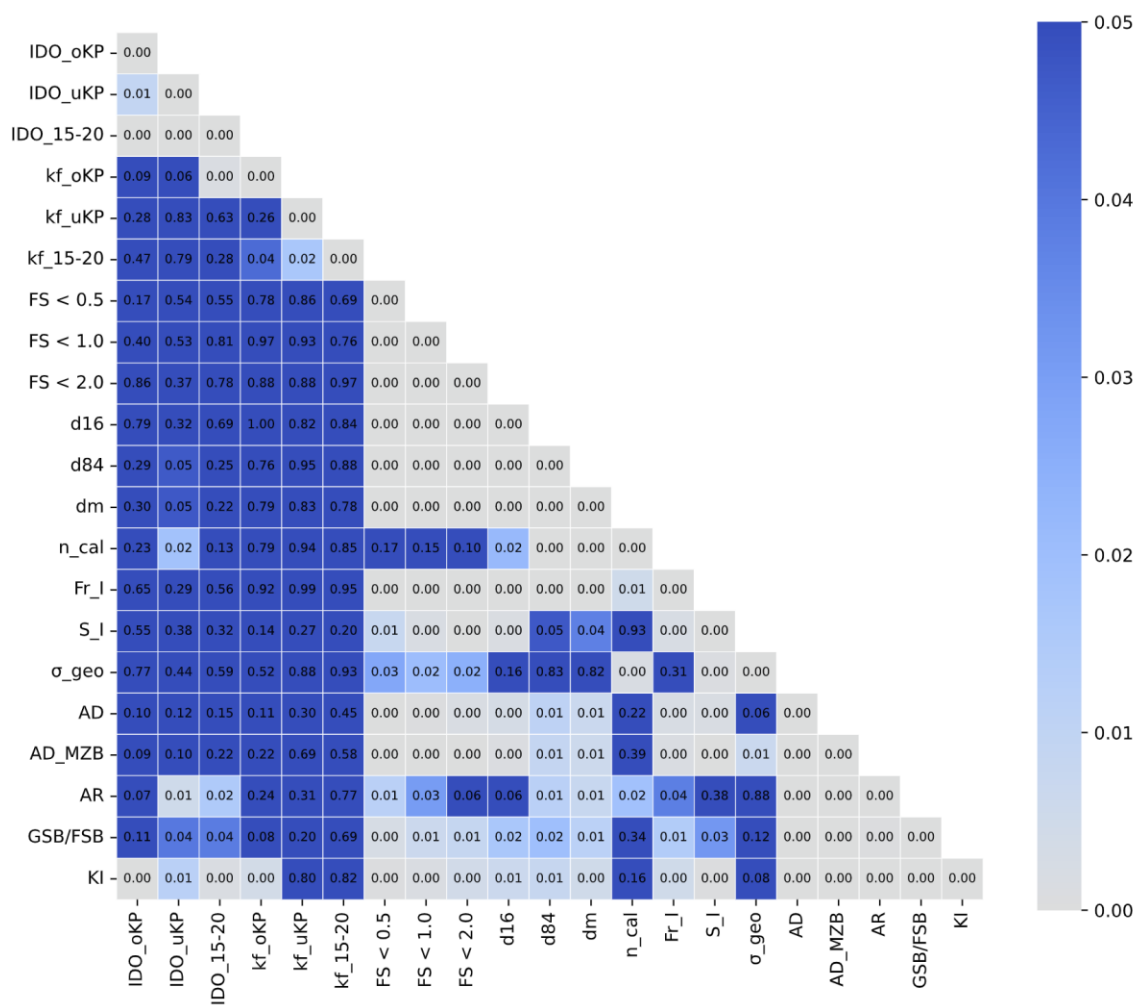
	Elz, Lohbrücke		Elz, Ringelsteiner Mühle	
	Riffle	Glide	Riffle	Glide
Feinsedimentanteil < 1,0 mm [%]	11,6	1,9	13,6	
Sortierungskoeffizient [-]	5,8	2,9	2,7	
Fredle-Index [-]	1,37	9,81	1,24	
Geom. Standardabweichung [-]	3,1	2,3	2,1	
Berechnete Porosität [%]	12	12	12	
Kf_oKP [m/s]	1,2 E-02	1,4E-02	7,1E-03	5,4E-03
Kf_uKP [m/s]	2,4 E-03	4,1E-03	1,5E-03	5,2E-04
Kf_15-20[m/s]	2,7E-03	1,3E-02	2,8E-03	4,0E-03
IDO_oKP [mg/l]	11,3	11,7	11,5	12,0
IDO_uKP [mg/l]	9,8	9,6	10,1	7,8
IDO_15-20 [mg/l]	8,4	11,8	10,5	11,7
Ökol. Zustand	3			
Makrozoobenthos	2			
Allgemeine Degradation	1			
Strukturgüte	1			
Sohlstruktur	k.A.			
Anteil Wald [%]	38,2			
Anteil Grünland [%]	6,3			
Anteil Sonderkulturen [%]	0,1			
Anteil Landwirtschaft [%]	50,0			
Anteil Siedlung [%]	4,6			



Ausgewählte Parameter der biologischen Probenahme und Auswertung:



Ausgewählte abiotische Parameter (MultiPAC):



## Anhang 8: Klassifizierung der Messstellen mit allen kolmationsbeschreibenden Zielgrößen

Gewässer	Kampagne	Riffle/Glide	Öz_2021	AD_2021	MZB_2021	SG_2021	SS_2021	% Wald	% Grünland	% Siedlung	KF	RF	FA_I	Rheo_I	GSB/FSB	IN	Taxa_N	AR	KI
Auersbach	AU	MK1	Glide	2	1	2	2	77	12	0	0,19	104,5	1,12	0,96	5,69	307	19,00	16,2	1
Auersbach	AU	MK1	Riffle	2	1	2	2	77	12	0	0,19	104,5	1,12	0,96	3,20	276	19,00	20,8	1
Prims	PR	MK1	Glide	2	1	2	2	83	11	4	0,22	119,0	1,12	0,95	5,30	194	19,00	11,2	1
Prims	PR	MK1	Riffle	2	1	2	2	83	11	4	0,22	119,0	1,12	0,95	2,65	218	18,00	9,8	1
Riveris	RI	MK2	Glide	2	1	1	1	99	0	0	0,19	104,5	1,65	1,00					1
Riveris	RI	MK2	Riffle	2	1	1	1	99	0	0	0,19	104,5	1,65	1,00					1
Auersbach	AU	MK3	Glide	2	1	2	2	77	12	0	0,19	104,5	1,12	0,96	5,54	208	19,00	18,6	1
Riveris	RI	MK3	Glide	2	1	1	1	99	0	0	0,19	104,5	1,65	1,00					1
Riveris	RI	MK3	Riffle	2	1	1	1	99	0	0	0,22	119,0	1,65	1,00					1
Steinhalp	SA	MK1	Glide	2	2	2	4	65	17	0	0,23	99,0	1,22	1,22	1,12	539	19,00	15,8	2
Steinhalp	SA	MK1	Riffle	2	2	2	4	65	17	0	0,23	99,0	1,22	1,22	1,23	617	19,00	21,8	2
Auersbach	AU	MK2	Glide	2	1	2	2	77	12	0	0,22	119,0	1,12	0,96	5,65	116	18,00	24,0	2
Auersbach	AU	MK2	Riffle	2	1	2	2	77	12	0	0,22	119,0	1,12	0,96	4,00	75	16,00	21,4	2
Steinhalp	SA	MK2	Glide	2	2	2	4	65	17	0	0,18	114,0	1,22	1,22	3,02	254	17,00	34,9	2
Auersbach	AU	MK3	Riffle	2	1	2	2	77	12	0	0,22	119,0	1,12	0,96	1,44	261	19,00	35,9	2
Prims	PR	MK3	Glide	2	1	2	2	83	11	4	0,18	114,0	1,12	0,95	3,06	114	22,00	24,1	2
Prims	PR	MK3	Riffle	2	1	2	2	83	11	4	0,18	114,0	1,12	0,95	1,06	113	18,00	21,9	2
Oberer Wied	OW	MK1	Glide	3	3	3	2	60	22	7	0,29	112,0	0,45	0,85	0,18	152	19,00	17,4	3
Prims	PR	MK2	Glide	2	1	2	2	83	11	4	0,23	99,0	1,12	0,95	2,52	80	22,00	26,1	3
Prims	PR	MK2	Riffle	2	1	2	2	83	11	4	0,23	99,0	1,12	0,95	1,80	79	19,00	12,0	3
Steinhalp	SA	MK2	Riffle	2	2	2	4	65	17	0	0,29	112,0	1,22	1,22	1,79	209	17,00	15,6	3
Oberer Wied	OW	MK2	Glide	3	3	3	2	60	22	7	0,18	114,0	0,45	0,85	1,29	252	19,00	23,6	3
Steinhalp	SA	MK3	Glide	2	2	2	4	65	17	0	0,29	112,0	1,22	1,22	0,27	154	19,00	30,2	3
Steinhalp	SA	MK3	Riffle	2	2	2	4	65	17	0	0,29	112,0	1,22	1,22	0,28	106	17,00	38,9	3
Oberer Wied	OW	MK3	Glide	3	3	3	2	60	22	7	0,23	99,0	0,45	0,85	0,91	173	19,00	29,2	3
Oberer Wied	OW	MK3	Riffle	3	3	3	2	60	22	7	0,23	99,0	0,45	0,85	0,83	162	20,00	41,0	3
Oberer Wied	OW	MK1	Riffle	3	3	3	2	60	22	7	0,25	81,9	0,45	0,85	0,48	93	19,00	38,4	4
Östelbach/ Rommelsbach	OE	MK1	Riffle	4	4	4	3	56	13	7	0,25	81,9	0,04	0,79	0,87	77	16,00	7,6	4
Östelbach/ Rommelsbach	OE	MK1	Glide	4	4	4	3	56	13	7	0,29	112,0	0,04	0,79	3,05	162	18,00	9,9	4
Oberer Wied	OW	MK2	Riffle	3	3	3	2	60	22	7	0,25	81,9	0,45	0,85	0,74	114	17,00	33,7	4
Östelbach/ Rommelsbach	OE	MK2	Riffle	4	4	4	3	56	13	7	0,29	112,0	0,04	0,79	1,25	64	14,00	22,0	4
Östelbach/ Rommelsbach	OE	MK3	Riffle	4	4	4	3	56	13	7	0,25	81,9	0,04	0,79	2,90	116	16,00	28,3	4
Oberer Gelbach	OG	MK1	Glide	4	5	4	6	28	26	31	0,35	97,8	0,00	0,76	0,21	31	11,00	36,8	5
Oberer Gelbach	OG	MK1	Riffle	4	5	4	6	28	26	31	0,35	97,8	0,00	0,76	0,93	73	11,00	47,8	5
Östelbach/ Rommelsbach	OE	MK2	Glide	4	4	4	3	56	13	7	0,25	81,9	0,04	0,79	2,84	52	15,00	19,5	5
Oberer Gelbach	OG	MK2	Glide	4	5	4	6	28	26	31	0,35	97,8	0,00	0,76	0,15	23	13,00	38,8	5
Oberer Gelbach	OG	MK2	Riffle	4	5	4	6	28	26	31	0,35	97,8	0,00	0,76	0,14	63	16,00	36,9	5
Östelbach/ Rommelsbach	OE	MK3	Glide	4	4	4	3	56	13	7	0,25	81,9	0,04	0,79	1,78	63	15,00	30,1	5
Oberer Gelbach	OG	MK3	Glide	4	5	4	6	28	26	31	0,35	97,8	0,00	0,76	0,00	39	8,00	37,6	5
Oberer Gelbach	OG	MK3	Riffle	4	5	4	6	28	26	31	0,35	97,8	0,00	0,76	0,02	88	15,00	39,7	5



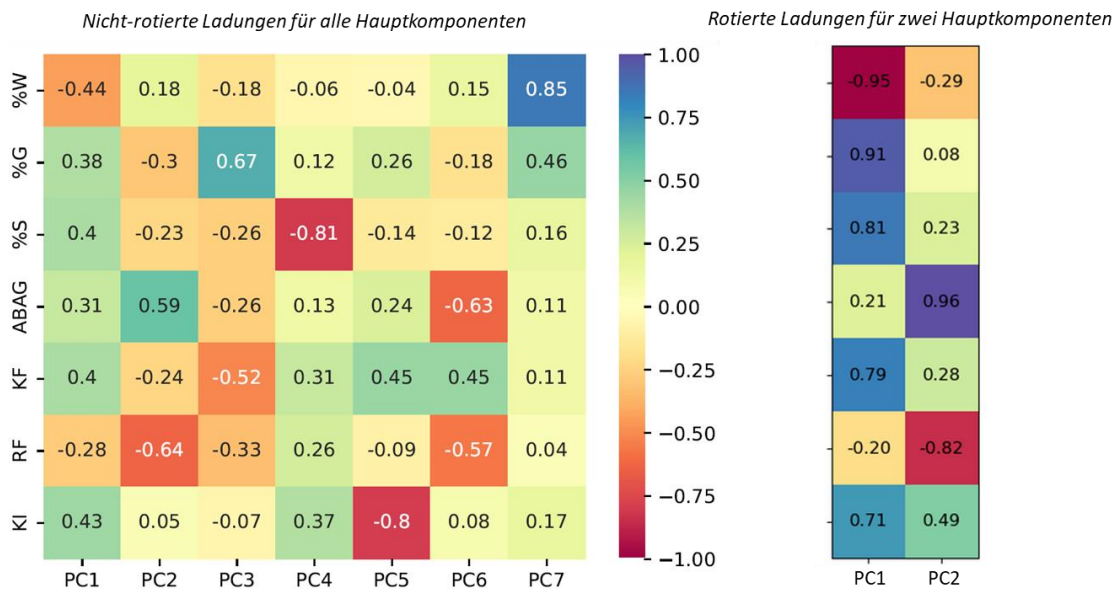




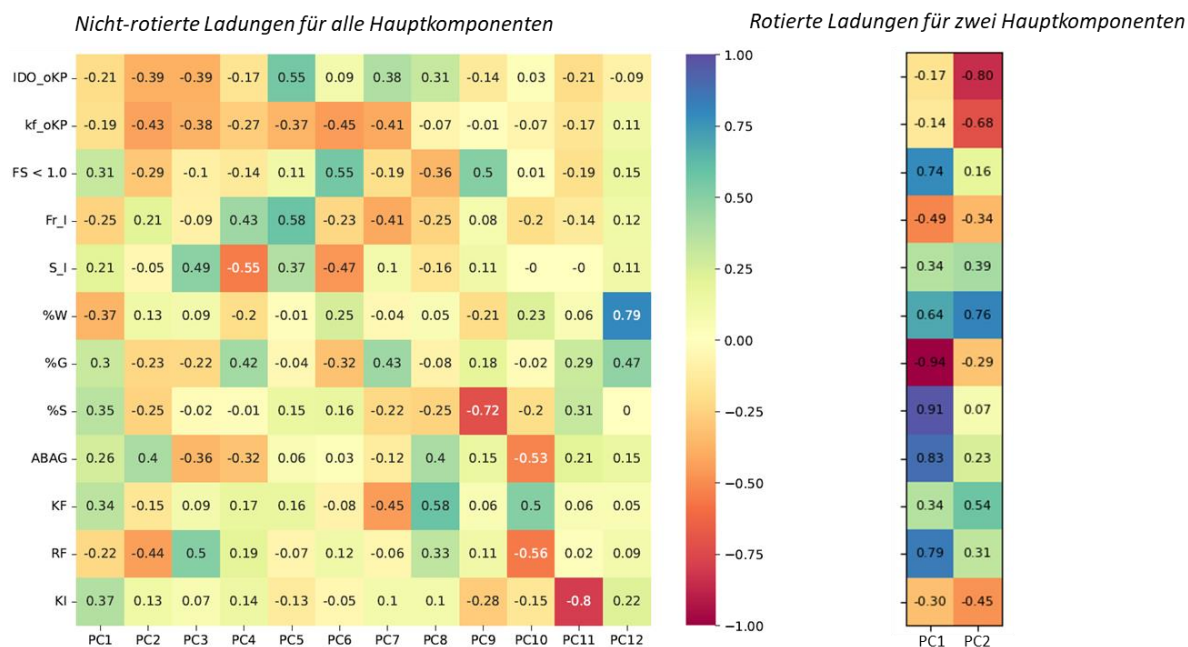
### Anhang 10: Loading- und Scree Plots der Hauptkomponentenanalyse

#### Loading- und Scree Plots für die Hauptkomponenten: Einzugsgebietscharakteristiken

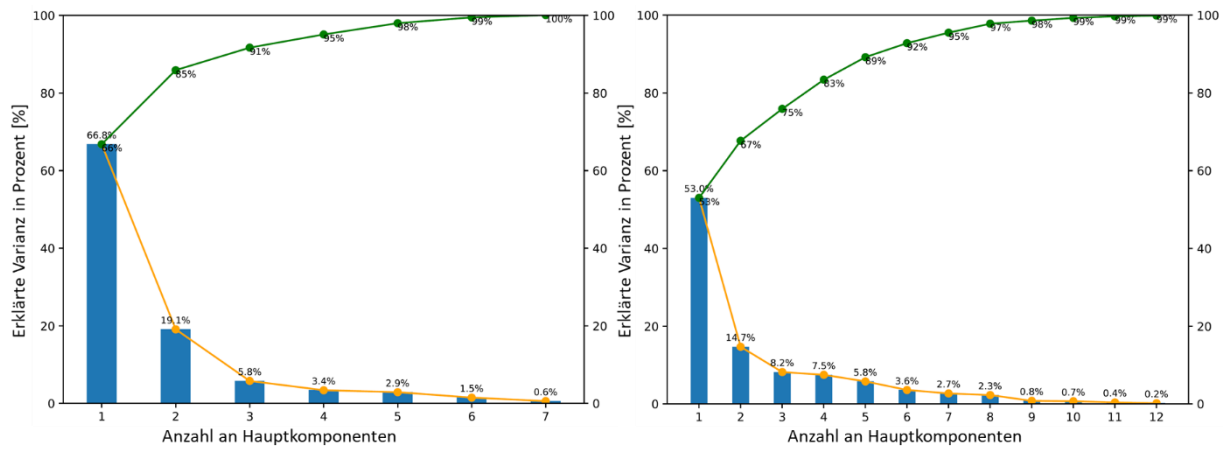
##### Ladungen für nicht-rotierte und rotierte Matrix (nur EZG-Charakteristik):



##### Ladungen für nicht-rotierte und rotierte Matrix (EZG-Charakteristik und MultiPAC):

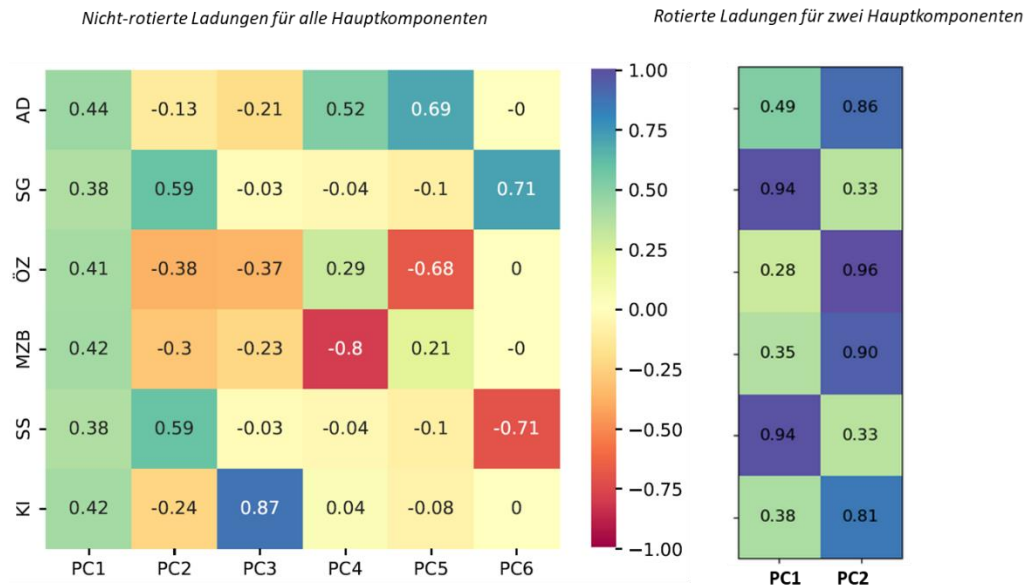


**Scree-Plots (EZG-Charakteristik und MultiPAC):**

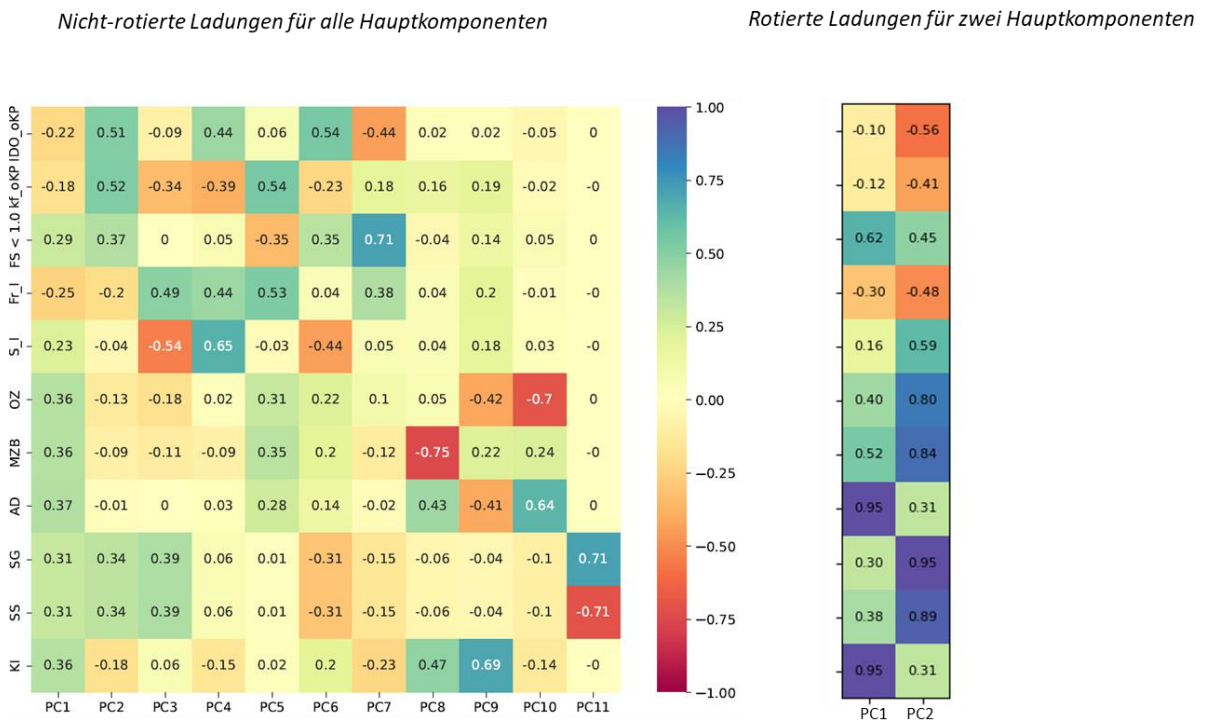


### Loading- und Scree Plots für die Hauptkomponenten: EG-WRRL-Bewertungen

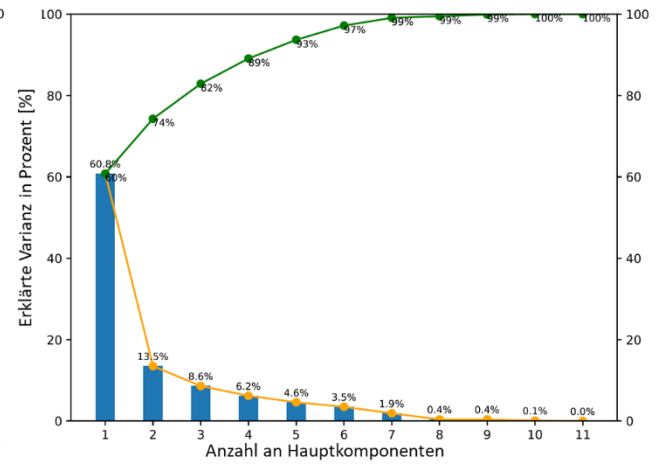
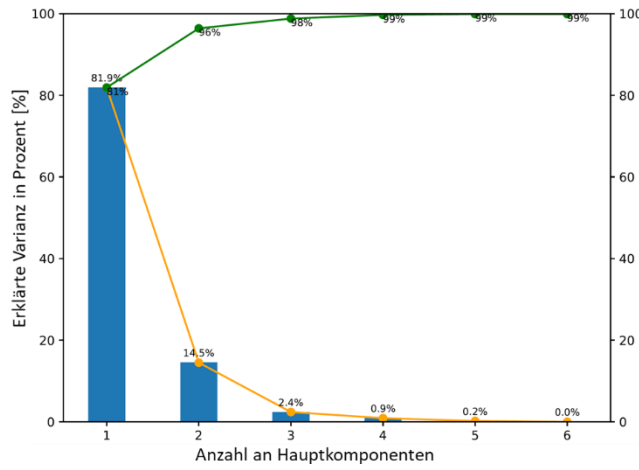
#### Ladungen für nicht-rotierte und rotierte Matrix (nur EG-WRRL-Bewertungen):



#### Ladungen für nicht-rotierte und rotierte Matrix (EG-WRRL-Bewertungen und MultiPAC):

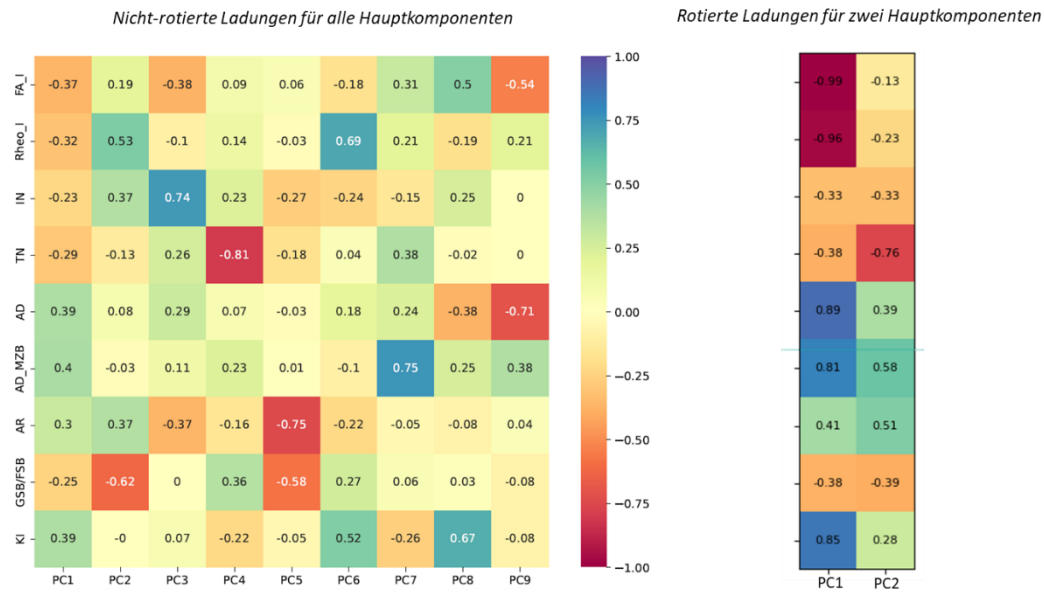


**Scree-Plots (EG-WRRL-Bewertungen und MultiPAC):**

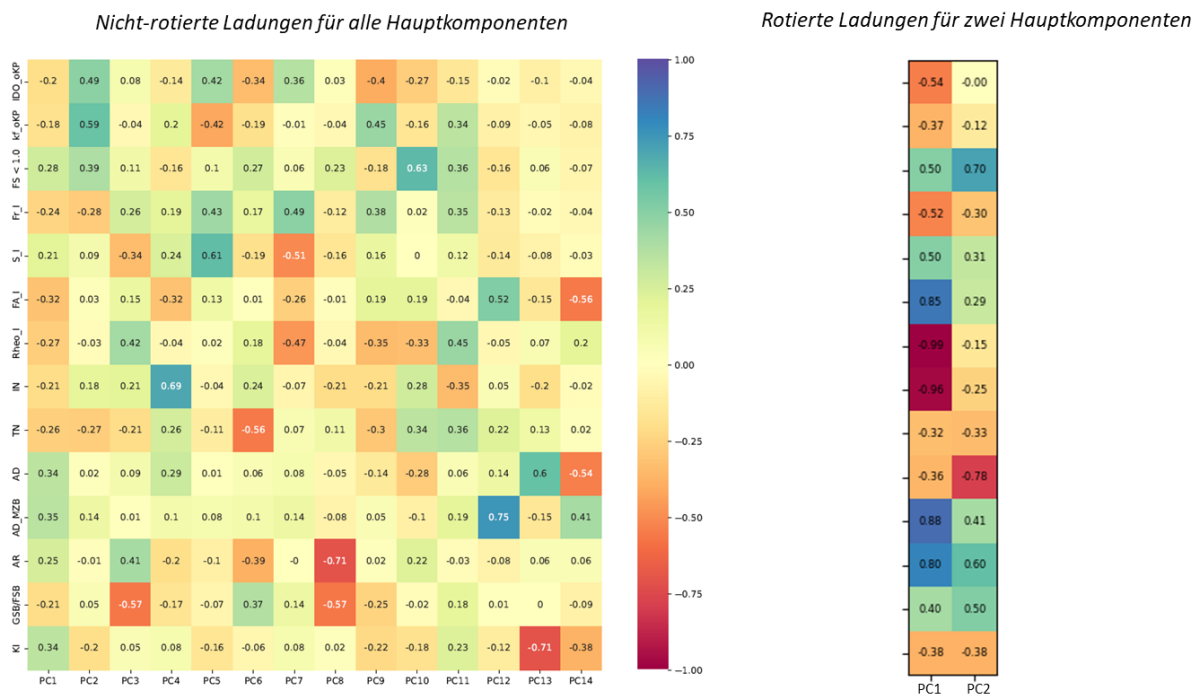


## Loading- und Scree Plots für die Hauptkomponenten: Biologische Variablen

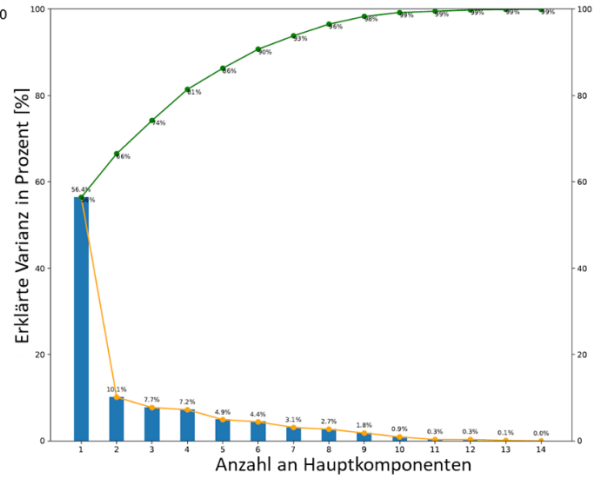
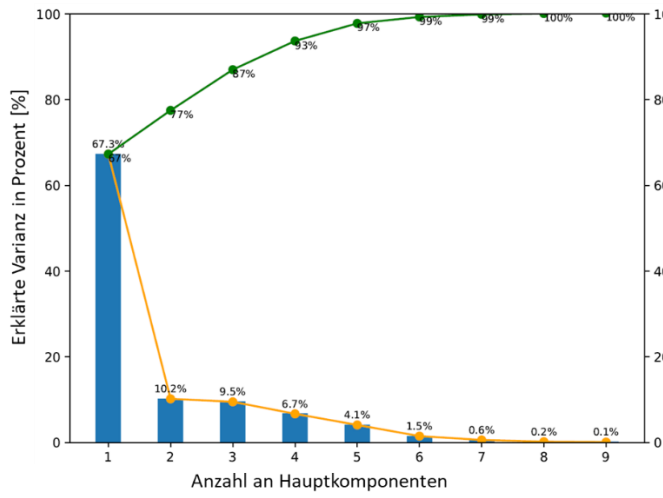
### Ladungen für nicht-rotierte und rotierte Matrix (nur biologische Variablen):



### Ladungen für nicht-rotierte und rotierte Matrix (biologische Variablen und MultiPAC):



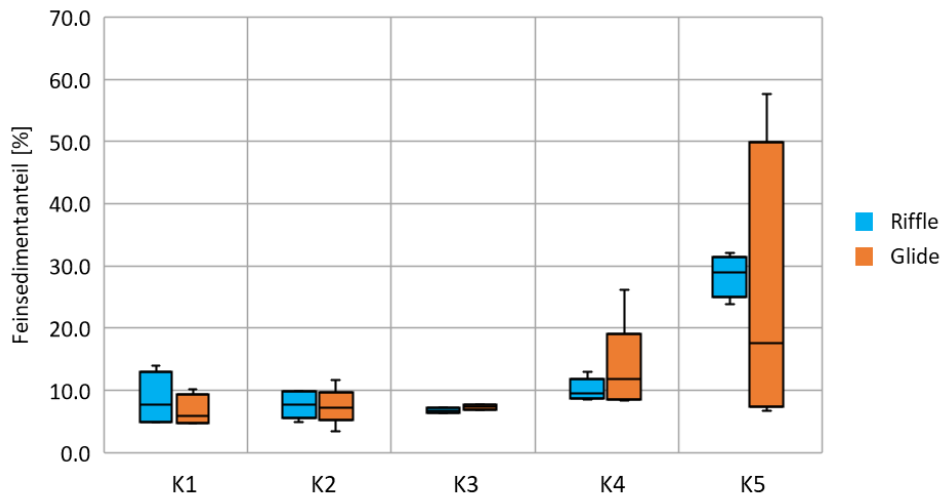
Scree-Plots (biologische Variablen und MultiPAC):



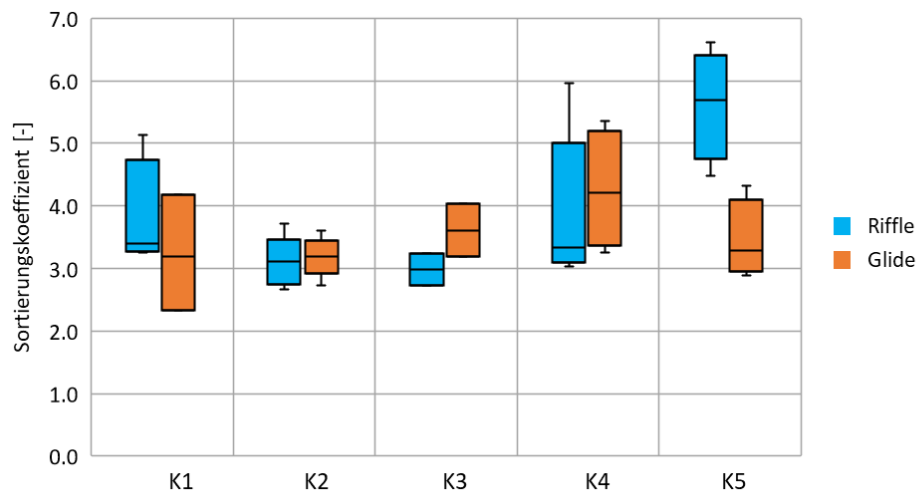


## Anhang 11: Kolmations-Index für getrennte Auswertungen zwischen Riffle/Glide

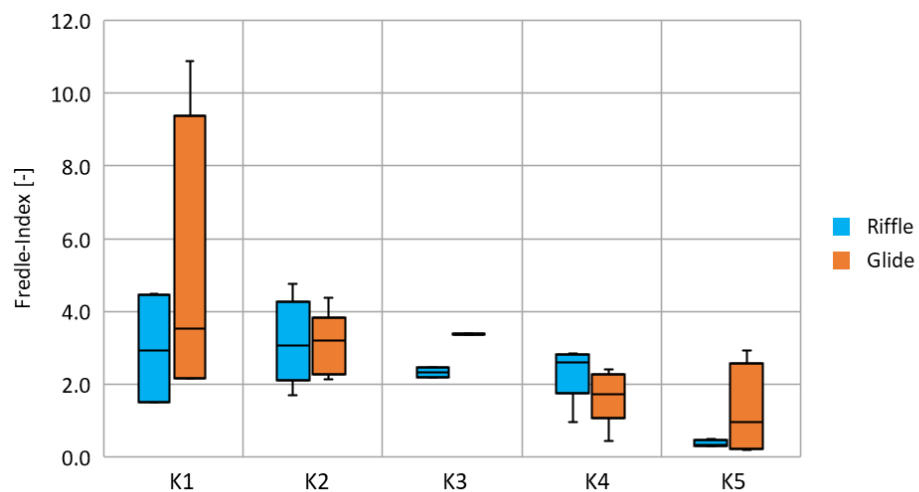
### Feinsedimentanteile:

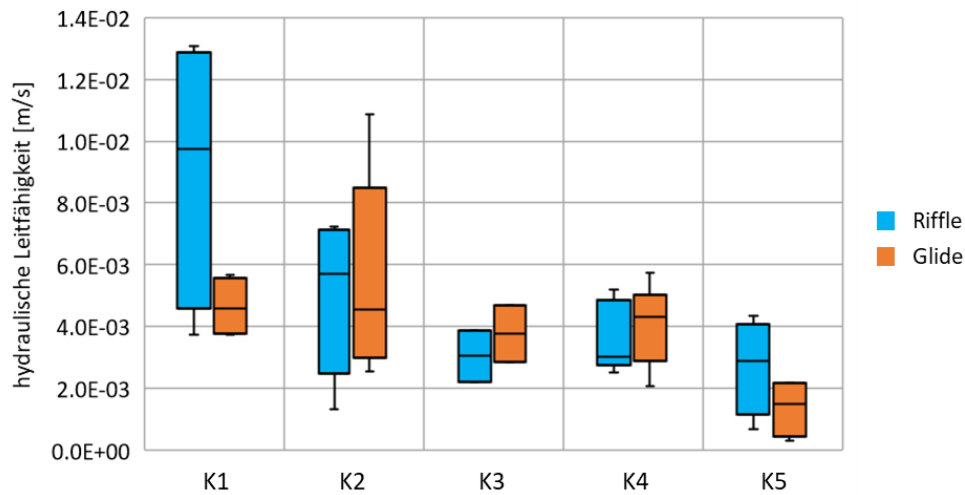
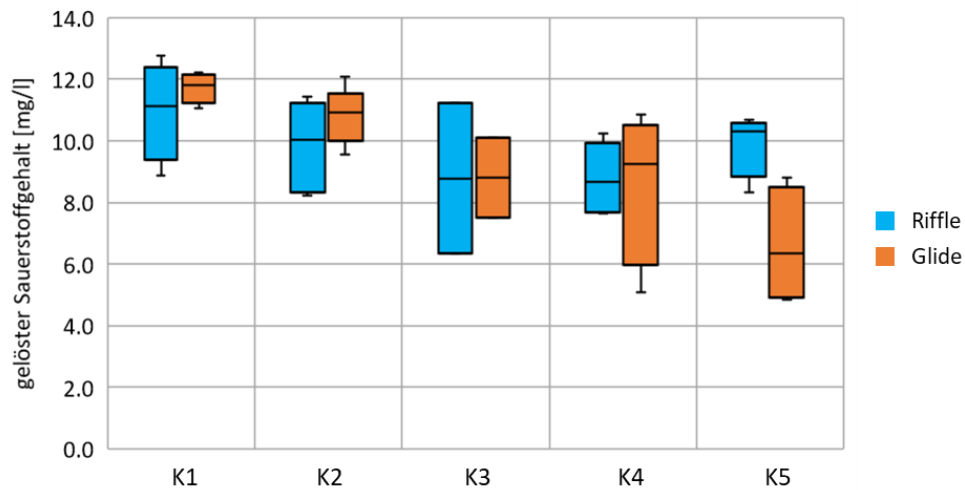
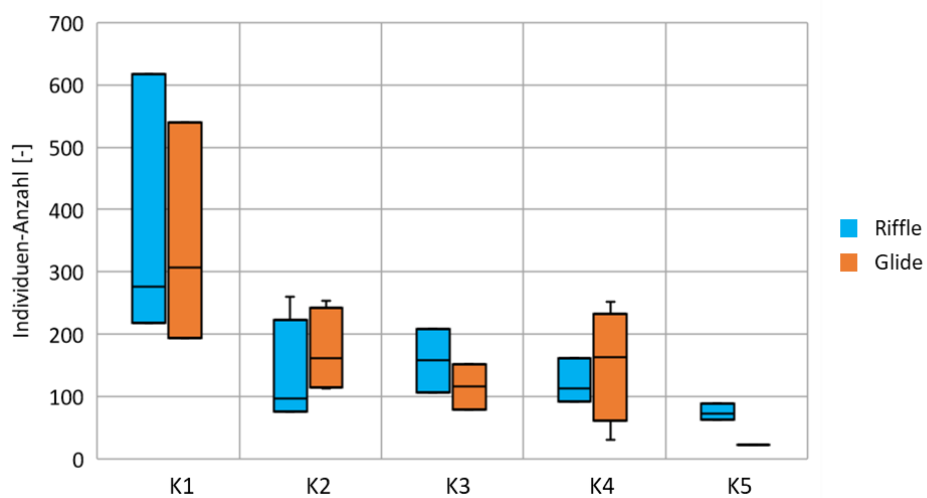


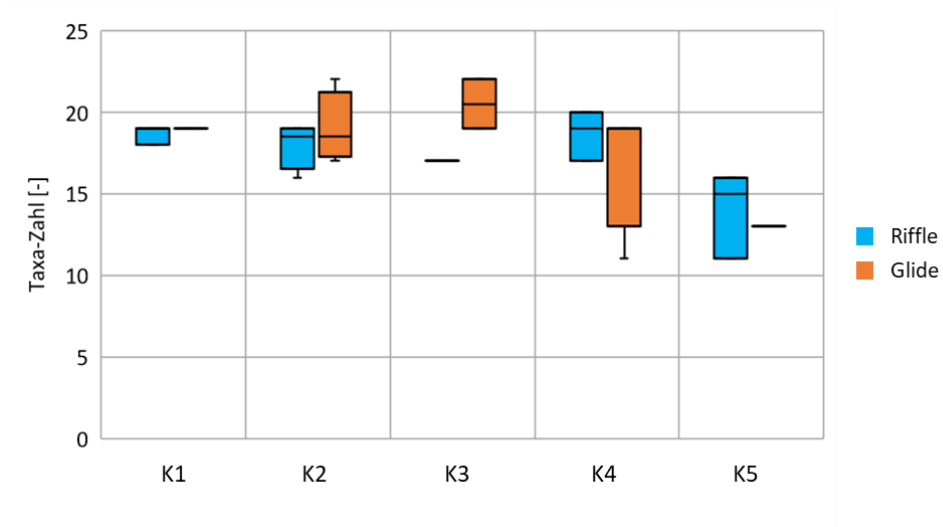
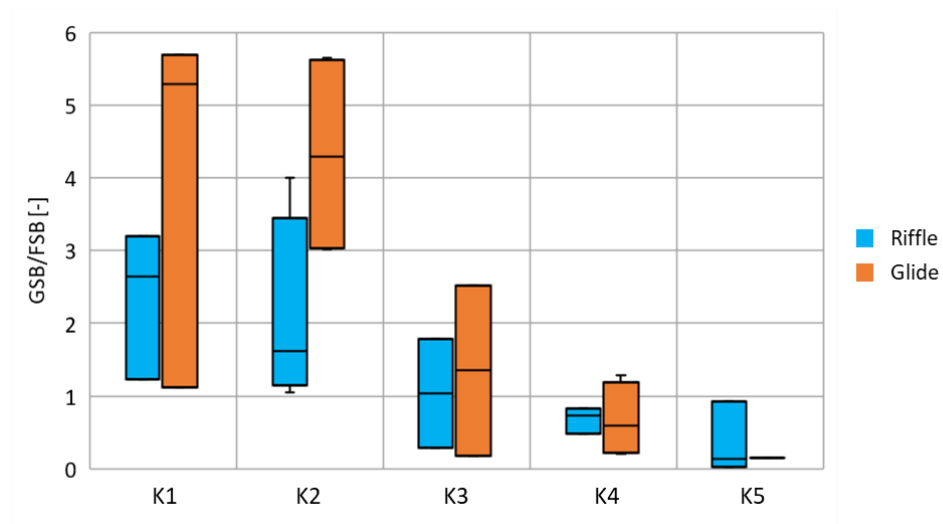
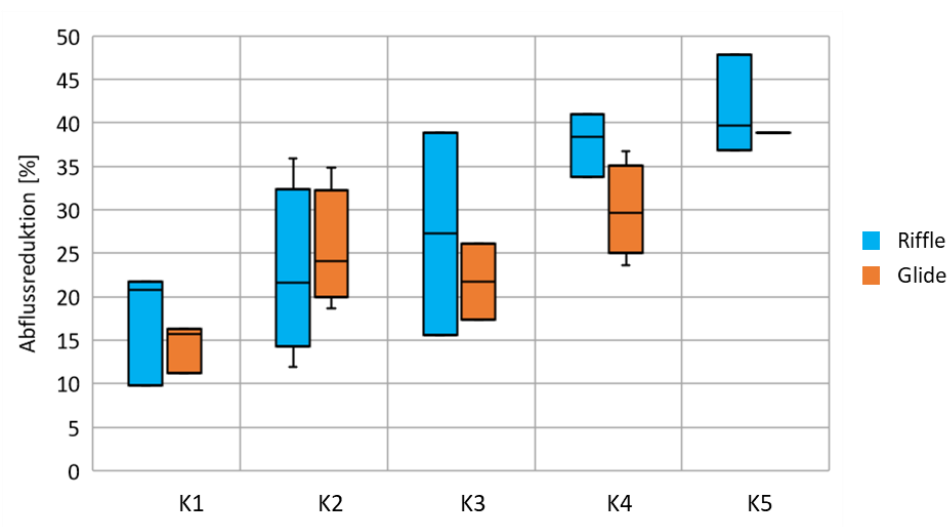
### Sortierungskoeffizient:



### Fredle-Index:

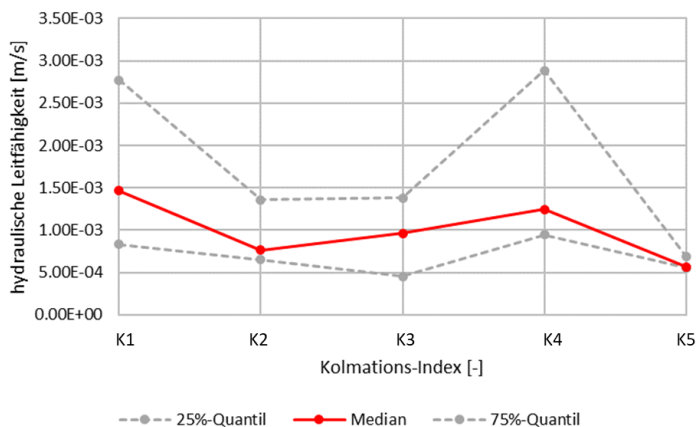
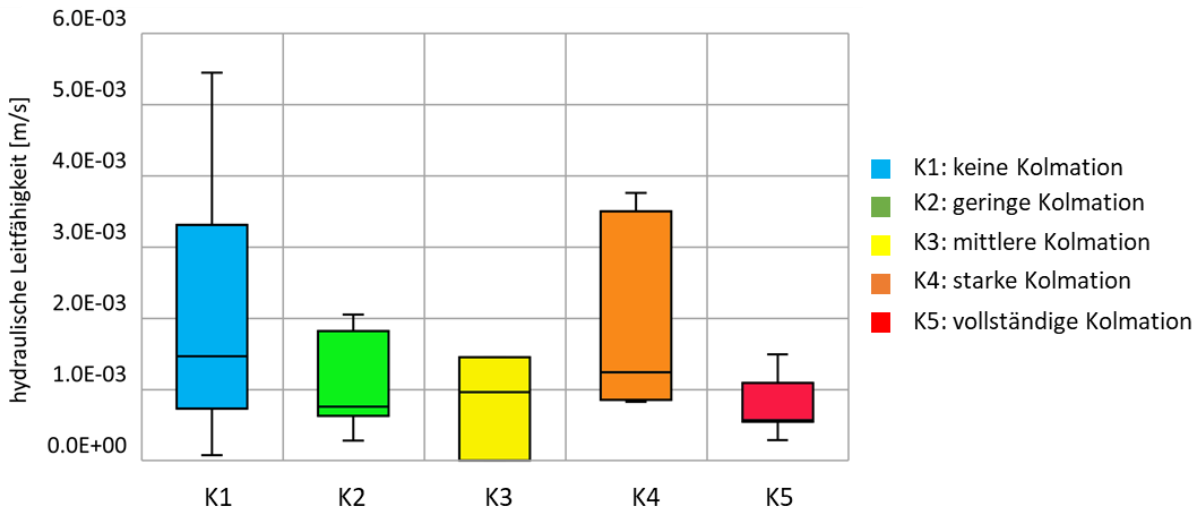


Hydraulische Leitfähigkeiten (Mittelwerte oberhalb des Umschlagpunkts):Gelöste Sauerstoffkonzentrationen (Mittelwerte oberhalb des Umschlagpunkts):Anzahl der Individuen (Meiofauna):

Taxa-Anzahl (Meiofauna):Verhältnis von GSB/FSB (Meiofauna):Abflussreduktion (Kolmation):

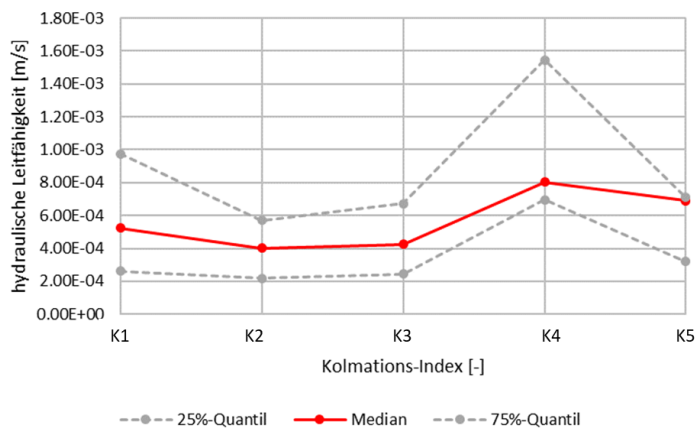
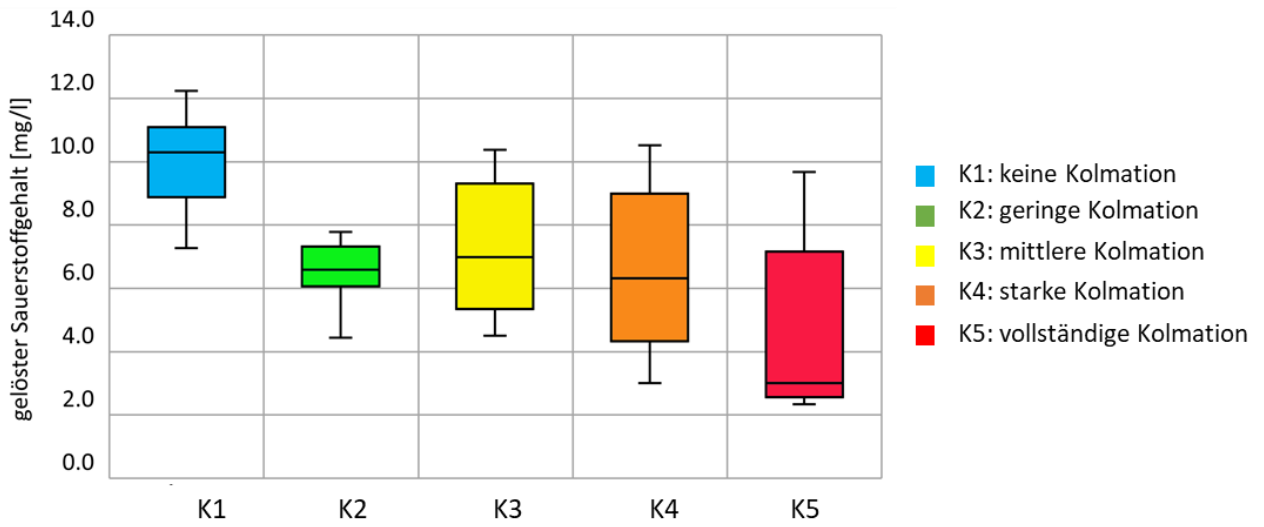
### Anhang 12: Kolmations-Index der hydraulischen Leitfähigkeiten für unterschiedliche Mittelwertbildungen aus dem vertikalen Profil

Hydraulische Leitfähigkeiten für den Tiefenhorizont 15 cm – 20 cm:



	25%-Quantil [%]	Median [%]	75%-Quantil [%]
K1	8,31E-04	1,47E-03	2,77E-03
K2	6,50E-04	7,62E-04	1,36E-03
K3	4,50E-04	9,62E-04	1,38E-03
K4	9,47E-04	1,25E-03	2,89E-03
K5	5,55E-04	5,66E-04	6,92E-04

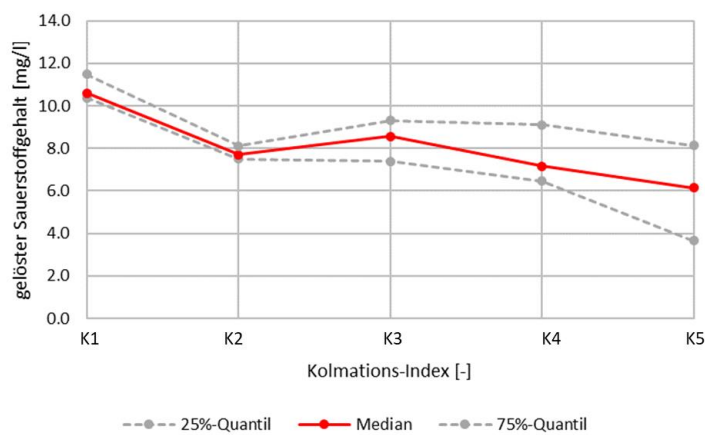
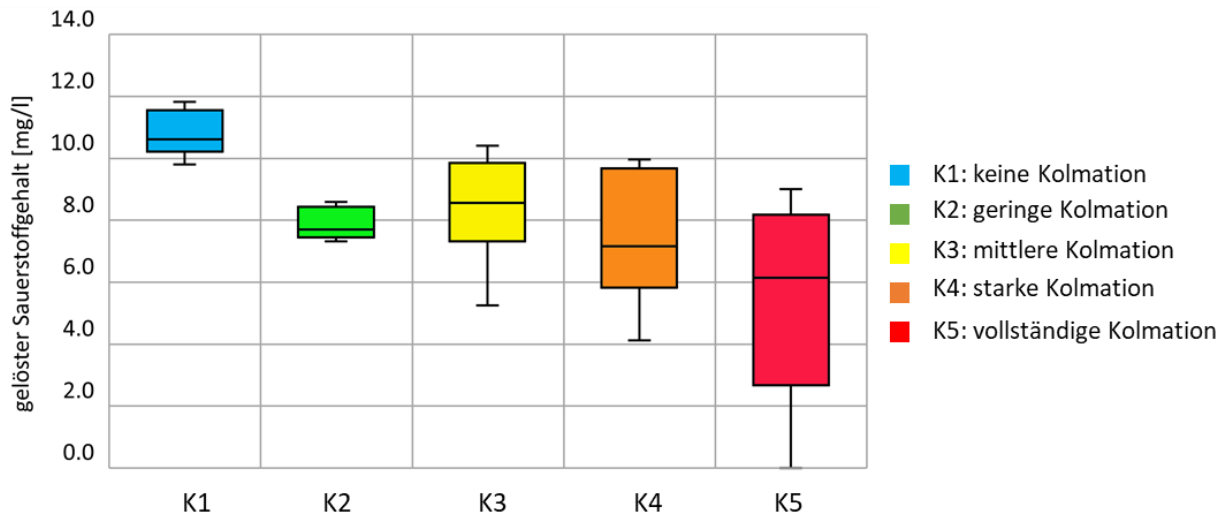
**Hydraulische Leitfähigkeiten für Sedimenttiefen unterhalb des Umschlagpunkts:**



	25%-Quantil [%]	Median [%]	75%-Quantil [%]
K1	2,63E-04	5,24E-04	9,76E-04
K2	2,20E-04	4,02E-04	5,70E-04
K3	2,46E-04	4,25E-04	6,73E-04
K4	6,95E-04	8,05E-04	1,55E-03
K5	3,22E-04	6,90E-04	7,11E-04

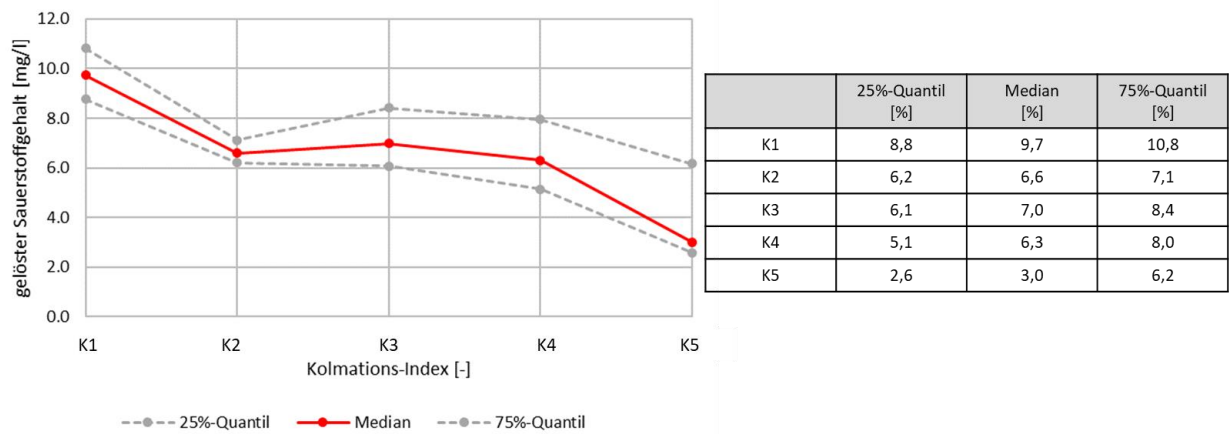
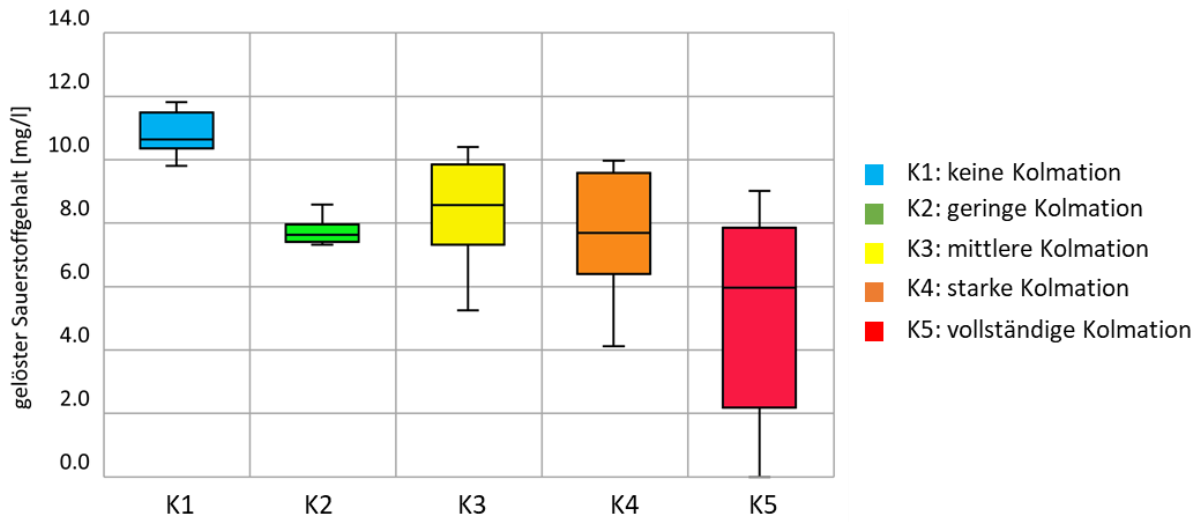
### Anhang 13: Kolmations-Index der gelösten Sauerstoffkonzentrationen für unterschiedliche Mittelwertbildungen aus dem vertikalen Profil

Gelöste Sauerstoffkonzentrationen für den Tiefenhorizont 15 cm – 20 cm:



	25%-Quantil [%]	Median [%]	75%-Quantil [%]
K1	10,4	10,6	11,5
K2	7,5	7,7	8,1
K3	7,4	8,6	9,3
K4	6,5	7,2	9,1
K5	3,6	6,1	8,1

Gelöste Sauerstoffkonzentrationen für Sedimenttiefen unterhalb des Umschlagpunkts:



### Anhang 14: Auflistung aller getesteten Modelle mit entsprechenden Variablen und Validierungsmethoden

ID	Variablen	Aufteilung	Validierung
1	IDO_oKP, kf_oKP, FS<1,0	Automatisiert	LOOCV
2	(Anzahl 3)		CV (k-fach)
3		20/80	LOOCV
4			CV (k-fach)
5		30/70	LOOCV
6			CV (k-fach)
7		40/60	LOOCV
8			CV (k-fach)
9		selektiert	LOOCV
10			CV (k-fach)
11	IDO_oKP, kf_oKP, Fr_I	Automatisiert	LOOCV
12	(Anzahl 3)		CV (k-fach)
13		20/80	LOOCV
14			CV (k-fach)
15		30/70	LOOCV
16			CV (k-fach)
17		40/60	LOOCV
18			CV (k-fach)
19		selektiert	LOOCV
20			CV (k-fach)
21	IDO_oKP, kf_oKP, FS<1.0,Fr_I	Automatisiert	LOOCV
22	(Anzahl 4)		CV (k-fach)
23		20/80	LOOCV
24			CV (k-fach)
25		30/70	LOOCV
26			CV (k-fach)
27		40/60	LOOCV
28			CV (k-fach)
29		selektiert	LOOCV
30			CV (k-fach)
31	IDO_oKP, kf_oKP, FS<1.0,Fr_I, S_I	Automatisiert	LOOCV
32	(Anzahl 5)		CV (k-fach)
33		20/80	LOOCV
34			CV (k-fach)
35		30/70	LOOCV
36			CV (k-fach)
37		40/60	LOOCV
38			CV (k-fach)
39		selektiert	LOOCV
40			CV (k-fach)



**Anhang 15: Manuell selektierter Test- und Trainingsdatensatz für die Modellvalidierung**Testdatensatz:

ID	IDO_oKP [mg/l]	kf_oKP [m/s]	FS<1,0 [%]	Fr_I [-]	S_I [-]	KI [-]
1	11.4	7.14E-03	5.1	4.3	3.3	1
2	12.2	5.31E-03	10.2	2.2	3.2	1
3	12.8	1.23E-02	13.9	1.5	3.5	1
4	10.5	2.56E-03	3.4	4.4	3.6	2
5	7.5	2.84E-03	7.7	3.4	3.2	3
6	11.7	3.85E-03	4.9	4.8	4.2	1
7	10.9	3.74E-03	11.9	1.7	4.2	3
8	9.6	2.51E-03	9.5	2.6	3.3	4
9	7.7	2.97E-03	8.8	2.5	6.0	4
10	5.1	8.86E-04	9.2	1.6	2.9	5
11	12.1	1.09E-02	7.2	3.3	2.8	1
12	10.0	7.24E-03	7.7	3.1	2.8	2
13	8.8	2.18E-03	57.7	0.2	3.4	5
14	10.7	2.55E-03	29.7	0.3	5.8	5

Trainingsdatensatz:

ID	IDO_oKP [mg/l]	kf_oKP [m/s]	FS<1,0 [%]	Fr_I [-]	S_I [-]	KI [-]
1	11.9	3.74E-03	4.7	10.9	2.3	1
2	10.9	1.31E-02	10.2	1.5	3.3	1
3	10.1	4.69E-03	6.9	3.4	4.0	3
4	10.2	3.02E-03	10.7	2.9	3.0	3
5	8.7	5.19E-03	13.0	1.0	4.1	4
6	6.9	4.30E-03	8.4	2.2	5.4	4
7	5.1	4.35E-03	26.1	0.5	5.0	5
8	10.3	4.35E-03	28.1	0.3	4.5	5
9	8.2	3.61E-03	9.9	1.7	3.2	3
10	11.0	1.33E-03	6.2	3.8	3.7	2
11	8.9	3.73E-03	4.9	4.5	5.1	2
12	9.6	3.43E-03	7.1	3.2	3.1	2
13	6.3	2.22E-03	7.2	2.5	3.2	4
14	7.6	2.08E-03	26.1	0.4	4.3	5
15	10.3	3.20E-03	32.1	0.4	5.6	5
16	10.9	6.13E-03	7.9	2.4	3.2	2
17	8.4	5.70E-03	9.7	2.6	3.1	2
18	11.0	4.56E-03	11.6	2.1	3.3	1
19	11.4	7.00E-03	4.9	4.8	2.7	1
20	10.2	2.06E-03	8.6	2.4	3.3	3
21	11.2	3.86E-03	6.4	2.2	2.7	2
22	9.3	5.73E-03	11.9	1.7	3.5	3
23	7.7	4.51E-03	8.5	2.8	3.2	4
24	8.3	6.90E-04	23.9	0.5	6.6	5
25	4.9	3.10E-04	6.7	2.9	3.2	5