

ABSCHLUSSBERICHT

EZG-Kolmation (Einzugsgebietsbezogene Betrachtung der Kolmation)

Einzugsgebietsbezogene, geodatenbasierte, ökologische Analyse der Fließgewässerkolmation: Grundlage für ein innovatives Lösungskonzept und die Entwicklung angepasster Maßnahmenvorschläge

Gefördert von:

Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

AZ 34435/01 - 33/2

Laufzeit: 01.07.2018-31.08.2021

Bearbeitung:

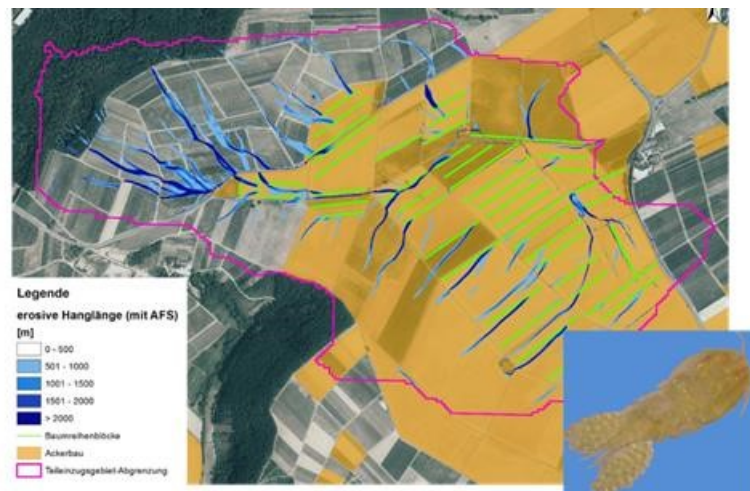
Dr. Heide Stein¹

Dipl. Geoökologe Kai Thomas²

Dr. Holger Schindler³

Dr. Matthias Trapp²

PD Dr. Hans Jürgen Hahn¹



Titelbild: Simulierte Agroforstsysteme zur Reduktion des Sedimenteintrags durch erosionswirksame Abflussbahnen am Teileinzugsgebiet des Unteren Guldenbachs.



¹Universität Koblenz-Landau, Campus Landau
Institut für Umweltwissenschaften
Fortstraße 7
76829 Landau



²RLP AgroScience GmbH
Institut für Agrarökologie (IfA)
Breitenweg 71
D-67435 Neustadt an der Weinstraße

³ProLimno, Elmstein

Landau, September 2021

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	4
Tabellenverzeichnis	8
Abkürzungsverzeichnis	10
Glossar	11
Kurzzusammenfassung	12
Erweiterte Zusammenfassung	14
1 Einführung	19
1.1 Kolmation, hyporheisches Interstitial und Fließgewässerbewertung	19
1.2 Verfügbare Methoden zu Erfassung der Kolmation	21
1.3 Fragestellung und Ziele	22
1.4 Gliederung der Untersuchungen	23
2 Material und Methoden	25
2.1 Standortauswahl	25
<i>Sichtung, Harmonisierung, Aufbereitung der WRRL-Daten und Standortauswahl (AP1)</i>	25
<i>Kriterien für die Standortauswahl</i>	25
2.2 Untersuchungsgebiete	27
2.2.1 Beschreibung der untersuchten Fließgewässertypen	27
2.2.2 Lage und Charakterisierung der untersuchten Standorte	30
<i>Dauerstandort Unterer Guldenbach</i>	32
2.3. Auswertung und Modellierung von einzugsgebietsbezogenen Parametern mittels GIS (AP2): ...	35
2.4 Durchführung der ökologischen Untersuchungen (AP3)	38
2.4.1 Methoden und untersuchte Parameter	39
<i>Erhebung des Ökologischen Zustands nach EG-WRRL 2000</i>	39
<i>Erhebung der Strukturgüte nach LAWA 2019</i>	40
2.4.2 Statistische Auswertung der abiotischen und faunistischen Daten	48
<i>Univariate Analysen: Korrelationen, Signifikanztests, Summenparameter</i>	48
2.5. GIS-basierte Simulation von erosionsmindernden Maßnahmen in ausgewählten EZG (AP 5).....	51
3 Ergebnisse	55
3.1 Auswertung und Modellierung von einzugsgebietsbezogenen Parametern im GIS.....	55
3.2 Ökologische Untersuchungen und Zusammenhänge mit der Kolmation (AP3).....	64
3.2.1 Gewässertypspezifische Unterschiede in der Ausprägung der Kolmation und Zusammenhänge mit der Interstitialbesiedlung	66

3.2.2	Allgemeine Betrachtungen zur Kolmation	72
3.2.3	Jahresmonitoring am Unteren Guldenbach	90
3.2.4	Kolmationsmessungen in Lachs- und Muschelgewässern	109
3.3	Einflüsse der Landnutzung auf die Ausprägung der Kolmation (AP 4).....	111
3.4	GIS-basierte Simulation von erosionsmindernden Maßnahmen in ausgewählten Einzugsgebieten 122	
3.4.1	Auswahlverfahren und Gesamtbetrachtung von 5 Standorten	122
3.4.2	Ergebnisse der GIS-basierte Simulation von erosionsmindernden Maßnahmen in den 5 ausgewählten EZG	127
3.5	Aufbau einer Kommunikationsplattform/Dissemination (AP6)	151
4	Diskussion	153
4.1	Gewässertypische Unterschiede zeigen die Notwendigkeit der Referenzierung	153
4.2	Die Zusammenhänge zwischen Kolmation und WRRL-Bewertung sind unscharf.....	154
4.2.1	Die zeitliche Variabilität der Kolmationsprozesse:	155
4.2.2	Die ausgeprägte räumliche Variabilität der Kolmation innerhalb eines Gewässerabschnitts.....	156
4.2.3	Die Individualität einzelner Gewässer und ihrer Einzugsgebiete	156
4.3	Fehlende Zusammenhänge zwischen Strukturgüte und Kolmation	157
4.4	Die Eigenschaften des Einzugsgebiets definieren den Rahmen.....	157
4.5	Kolmation ist dynamisch und zyklisch: Dauerstandort Unterer Guldenbach	159
4.6	Bioindikation: Interstitialfauna als Kolmationszeiger.....	160
4.7	Der methodische Ansatz eignet sich grundsätzlich zur Erfassung der Kolmation	160
4.8	Maßnahmenempfehlungen.....	163
4.9	Forschungsbedarf.....	163
5	Schlussfolgerungen	164
	Literatur & Quellenangaben	166
	Anhang I: Gewässersteckbriefe	173
	Anhang II: Tabellen und Grafiken, die nicht im Hauptteil enthalten sind	276

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: LAWA-Fließgewässertyp 5: Beispiele untersuchter Bäche.	28
Abb. 2: LAWA-Fließgewässertyp 9: Beispiele untersuchter Flüsse.	28
Abb. 3: LAWA-Fließgewässertyp 5.1: Obere Wieslauter. Links: Oberer Standort oberhalb des Ortes Hinterweidenthal. Rechts: Unterer Standort unterhalb der Gemeinde Dahn.	29
Abb. 4: Karte der 25 ausgewählten Fließgewässer, bzw. Fließgewässerabschnitte in Rheinland-Pfalz. Rot markiert ist der Dauerstandort Unterer Guldenbach, der monatlich, ein Jahr lang untersucht wurde... 30	30
Abb. 5: Dauerstandort Unterer Guldenbach im Detail.	33
Abb. 6: Fließgewässerabschnitt am Unteren Guldenbach, der von Mai 2019-April 2020 monatlich untersucht wurde. Von links nach rechts wird der Verlauf in Fließrichtung gezeigt.	33
Abb. 7: Verteilung der 10 Messpunkte am untersuchten Abschnitt des Unteren Guldenbachs, unterhalb von Guldental (Quelle: Masterarbeit A. Beyer 2020 erstellt in Google Maps).	34
Abb. 8: Aus dem DHM 10 abgeleitete EZG-Abgrenzung (schwarz) des Standortes am Unteren Flaumbach (rot); zum Vergleich die Wasserkörperabgrenzung nach WRRL „Unterer Flaumbach“ (violett).....	35
Abb. 9: Fließverhalten bei Single Flow und Multiple Flow Algorithmen.....	38
Abb. 10: Prinzipskizze Kolmameter® (Zumbroich & Hahn 2018).....	42
Abb. 11: links) Kolmametermessung; rechts) Entnahme der Interstitialprobe mittels Schlagrohrmethode und Exsikkatorpumpe mit Studierenden.....	43
Abb. 12: Unterschiede von abgepumpten Interstitialproben aus den 10 Messpunkten eines Fließgewässerabschnitts.	43
Abb. 13: Sedimentmatten aus Kunstrasen zur Ermittlung der transportierten Feinsedimentmenge.	45
Abb. 14: Lage der Teileinzugsgebiete (violett) am Unteren Guldenbach, in denen AFS simuliert wurden	52
Abb. 15: schematischer Aufbau eines Agroforstblocks	53
Abb. 16: Ausschnittvergrößerung AFS-Blöcke im GIS	54
Abb. 17: Übersicht der Anteile der Landnutzungsklassen an der jeweiligen EZG-Fläche.....	57
Abb. 18: mittlere Anzahl der Niederschlagsereignisse $\geq 15\text{mm/h}$ für den Zeitraum 2001 bis 2017 (oben) und mittlerer Jahresniederschlag (unten).....	58
Abb. 19: Mittlere Hangneigung im EZG.....	59
Abb. 20: Mittlere jährliche Erosion der landwirtschaftlichen Nutzfläche (oben) und jährliche Gesamterosion der LNF (unten)	60
Abb. 21: Anteil der Erosionsgefährdungsklassen (Klassen nach LGB, 2017) an der LNF (sortiert nach dem Flächenanteil der Klasse E 0)	61
Abb. 22: Mittlere ereignisbezogene Erosion der LNF	62
Abb. 23: Erosive Hanglänge am Beispiel Unterer Flaumbach und Mittlerer Guldenbach.....	63
Abb. 24 a-e: Vergleich der Gewässertypen hinsichtlich a) gemessener Abflussreduktion bzw. Kolmation in Klasse 1-5, basierend auf 10 Messungen pro Standort, b) mittl. Erosion der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LNF), c) Anteile der Landnutzung, d) Anteile nicht oder sehr gering erosionswirksamer Flächen (E0 -E1), e) Anteile gering bis sehr stark erosionswirksamer Flächen (E2-E5), berechnet die für die landwirtschaftliche Nutzfläche pro EZG.	68

Abb. 25: Vergleich der Gewässertypen hinsichtlich a) Trübungsanteile in den Interstitialproben nach 5 min Absinkzeit, b) Korngrößenanteile und c) Anteil des organischen Materials.	69
Abb. 26: Gewässertypspezifische Unterschiede in a) der Individuendichte und b) der Anzahl der Taxa, die im Interstitial erfasst wurden.	70
Abb. 27 a-c: Anteile der Tiergruppen, die im Interstitial verschiedener Gewässertypen (LAWA-Typ 5, 9, 5.1) erfasst wurden. Die Zuordnung der Substratpräferenz einzelner Taxa orientiert sich an Schmedtje & Colling (1996): Blau-Grüntöne = Präferenz für kiesiges bis steiniges Substrat; Gelbtöne= Präferenz für Feinsedimente und sandiges Substrat; Grau: keine besondere Präferenz. EPT-Taxa = umfasst die Tiergruppen Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera.....	71
Abb. 28: Balkendiagramme zeigen die Mittelwerte der Abflussreduktion (aus 10 Einzelmesspunkten) pro Standort. Die Standorte sind je nach Gewässertyp farblich markiert.	73
Abb. 29: Boxplots von jeweils 10 Einzelmesspunkten der Abflussreduktion an 25 Gewässerabschnitten, die in der Gewässersohle in 10-15 cm Tiefe gemessen wurde. Die Gewässer sind nach der Stärke der Abflussreduktion (Median) geordnet. Der farbige Balken markiert die Zugehörigkeit zur entsprechenden Kolmimeterklasse (Klasse 1-5). Die Standorte sind je nach Gewässertyp farblich markiert.....	78
Abb. 30: Minimum, Maximum und Mittlere Abflussreduktion, im Vergleich mit a-c) der allgemeinen Degradationsklasse und d-f) dem ökologischen Zustand nach EG-WRRRL, die 2019 in Bächen des LAWA-Typ 5 erhoben wurden.	79
Abb. 31: nMDS basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix aus interstitiellen Faunadaten (a-c) und Makrozoobenthosdaten (d-f). Symbole zeigen Zugehörigkeit der jeweiligen Standorte zu Gewässertyp; Kolmimeterklasse; Allgm. Degradationsklasse.....	81
Abb. 32: Besiedlung des Interstitials im Zusammenhang mit der allgemeinen Degradation a-c: alle Standorte, d-f: nur LAWA-Typ 5. a,c) Anteile Lückensystembesiedler und Feinsedimentbesiedler, b, e) Shannon-Diversität, c, f) Tierzahlen Oligochaeta und Chironomidae. LSB: Crustacea, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera; FSB: Oligochaeta, Chironomidae, Nematoda.	83
Abb. 33: Tierzahlen MZB und Interstitialfauna im Zusammenhang mit den Kolmimeterklassen, für alle 25 Standorte (a, b) und für Gewässertyp 5 (c, d). Mittelwerte pro Standort.	84
Abb. 34: Vergleich des Kolmationsgrades mit der Taxazahl im a) Benthos und b) Interstitial für alle 25 Standorte c, d) an Bächen des LAWA-Typs 5. Mittelwerte pro Standort.....	85
Abb. 35 a-b: mittlere Anteile der Crustacea (LSB=Lückensystembesiedler) und Oligochaeta, Nematoda, Chironomidae (FSB=Feinsedimentbesiedler) sowie Sonstigen Taxa pro Kolmimeterklasse a) alle Messpunkte (n=250) und b) Bäche des Typs 5 (n=160). Die Daten zeigen die Klassenmittelwerte.....	86
Abb. 36: Monatliche Aufnahme vom mittleren Teil des untersuchten Abschnittes am Unteren Guldenbach im Zeitraum von Mai 2019 bis April 2020.	92
Abb. 37: a) monatlich gemessene Abflussreduktion und entsprechende Einteilung in Kolmimeterklassen von Mai 2019 bis April 2020. b) Tagesmittelwerte der Abflussmenge am Unteren Guldenbach, Wetterstation Guldentäl. c) Anteile der LSB (Lückensystembesiedler) und FSB (Feinsedimentbesiedler) pro Monat. Rote Balken markieren Zeitraum der stärksten Kolmation.	95
Abb. 38: Vergleich der a) Trübung, die in der fließenden Welle kontinuierlich von Mai 2019 bis April 2020 gemessen wurde, mit den b) täglichen Niederschlagssummen (Quelle: Wetterstationen Guldentäl). Schwarz markiert sind erhöhte Trübungswerte, die durch Baumaßnahmen im oder nah am Gewässer durchgeführt wurden.....	97

- Abb. 39:** Mittlere Erosion (gemittelt über die „erweiterte Umgebung“ des Standortes) für die maximalen Monatsniederschläge (rote Datumsbeschriftung) und Niederschläge >15mm/d (schwarze Datumsbeschriftung)..... 98
- Abb. 40:** Vergleich der absoluten Sedimentmengen, aufgeteilt in die Fraktionen über und unter 1 mm Korngrößen, im Untersuchungszeitraum Mai 2019 bis April 2020. Für Mai 2019 sind keine Sedimentdaten verfügbar, da hier erst die Matte eingebracht wurde..... 99
- Abb. 41:** nMDS basierend auf der Crustaceenbesiedlung, die monatlich von Mai 2019 bis April 2020 im Interstitial des Dauerstandorts Unterer Guldenbach erfasst wurde. Die Daten aller 10 Messpunkte sind pro Standort über ihre Mittelwerte zusammengefasst. ANOSIM für 3 Kolmatierungsphasen: $p=0,0001$, $R=0,924$ 101
- Abb. 42:** a) Korngrößenverteilung und b) mittlere Korngrößen (rote Linie 50%) in Sedimentproben, die monatlich aus dem Interstitial abgepumpt wurden, zusammengefasst für die jeweilige Kolmatierungsphase..... 102
- Abb. 43:** Verschiedene abiotische Parameter, die am Unteren Guldenbach im Zeitraum von Mai 2019-April 2020 gemessen wurden. Zusammengefasst nach Kolmationsphase. a) Abflussreduktion, b) Sauerstoffsättigung, c) elektr. Leitfähigkeit, d) organ. Material/Glühverlust, e) Trübungsabnahme nach 5 min Standzeit, f) vertikaler hydraulischer Gradient. Dekolmationsphase: Februar-März 2020, Übergangsphase: April 2020, Mai-August 2019, Kolmationsphase: September 2019-Januar 2020 104
- Abb. 44:** Monatliche Nitratkonzentrationen, gemessen im Bachwasser und an 10 Messpunkten (MW) im Interstitialwasser am Unteren Guldenbach im Untersuchungszeitraum Mai 2019-April 2020..... 105
- Abb. 45:** Konzentrationen von PSM, die bei monatlichen Untersuchungen am Unteren Guldenbach im Sediment nachgewiesen wurden. 107
- Abb. 46:** Kupferkonzentrationen, die im interstitiellen Sediment am Unteren Guldenbach im Untersuchungszeitraum von Mai 2019 bis April 2020 gemessen wurden..... 108
- Abb. 47:** Vergleich der mittleren Abflussreduktion (Kolmation) in Fließgewässern a) des Typs 5 und 9, die Zielgewässer zur Wiederansiedlung des Lachses sind mit Gewässern, die keine Zielgewässer sind und b) des Typs 9, die Populationen mit Großmuscheln (*U. crassus* und *M. margaritifera*) aufweisen. 110
- Abb. 48:** Hauptkomponentenanalyse basierend auf kolmationsrelevanten Faktoren, in den EZG der 25 untersuchten Fließgewässerstandorten. PC1-3 erklären 85,1 % der Gesamtvariation, die Achse PC3 ist nicht dargestellt. E0 ohne Bodenerosionsgefährdung: E0 = keine bis sehr gering ($< 0,5 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$), E1 = sehr gering ($0,5-2,5 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$), E2 = gering, ($2,5 < 5 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$), E3 = mittel ($5 < 7,5 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$), E4 = hoch ($7,5 < 15 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$), E5 = sehr hoch ($>15 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$). 112
- Abb. 49 a-e:** Vergleich von Standorten mit geringer und deutlicher Erosionsgefährdung hinsichtlich a) der mittleren jährlichen Erosionsmengen, b) der Trübung, c) den Häufigkeitsanteilen verschiedener Korngrößen, d) Pflanzenschutzmittel-Gesamtkonzentration, e) Nitratkonzentrationen im Interstitial und der fließenden Welle 113
- Abb. 50:** Vergleich von untersuchten Fließgewässerstrecken des Typs 5, eingeteilt in „Standorte mit geringer Erosionsgefährdung“ und „Standorte mit deutlicher Erosionsgefährdung“. a) Abflussreduktion im Kolmameter (%), b) Allgemeine Degradation, c) interstitielle Meiofauna: Anteile Lückensystembesiedler (Crustacea, EPT-Taxa) und Feinsedimentbesiedler (Oligochaeta, Nematoda), d) Diversität und e) Anteile EPT-Taxa. EPT-Taxa=Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera 115
- Abb. 51:** Flächenanteile unterschiedlicher Landnutzung im EZG, im Zusammenhang mit der Abflussreduktion (Kolmation). Berücksichtigt wurden ausschließlich Bäche des Gewässertyps 5. Der Anteil landwirtschaftl. Nutzfläche ist die Summe der Acker-, Grünland- und Sonderkulturflächen. 116

Abb. 52: Typ 9 Anteile der Landnutzung im EZG der untersuchten Flüsse des LAWA-Typ 9. Bei den Standorten Unt. Guldenbach und Unt. Nister WA handelte es sich um renaturierte Gewässerstrecken.	117
Abb. 53: Pflanzenschutzmittelwirkstoffe, die in den Sedimenten der untersuchten Fließgewässer nachgewiesen wurden (absteigend sortiert nach Gesamtkonzentration). Fungizide: gelbe und braune Farbtöne, Insektizide: dunkelgrau, Herbizide: grüne Farbtöne	119
Abb. 54: Anzahl der nachgewiesenen Pflanzenschutzmittel (PSM) im Sediment des Interstitials im Vergleich zu den Anteilen unterschiedlicher Flächennutzung. a) Anteil landwirtschaftl. Nutzfläche, b) Anteil Acker, c) Anteil Grünland, d) Anteil Siedlung, e) Anteil Wald.....	120
Abb. 55: Flächenanteile der Gefährdungsklassen „erosionswirksame Abflussbahnen“	124
Abb. 56: Straßennetz- und Wegenetzdichte in den 5 ausgewählten EZG	125
Abb. 57: mittleres Gefälle der Gewässersohle (100m-Abschnitte)	126
Abb. 58: mittlere euklidische Distanz der Probenahestelle zu den Ackerflächen	126
Abb. 59: links: Landnutzung und Gewässernetz (ATKIS, 2018) im EZG des Mittleren und Unteren Guldenbachs; rechts: erosive Hanglänge (Abflussbahnen) im EZG des Mittleren und Unteren Guldenbachs.....	128
Abb. 60: Simulierte potentielle jährliche Bodenerosion für drei unterschiedliche Landnutzungsszenarien (von links nach rechts: best-case-, reality-case und worst-case-Szenario) für die EZG Mittlerer und Unterer Guldenbach.....	129
Abb. 61: Lage der Teileinzugsgebiete mit simulierten AFS (violett) am Unteren und Mittleren Guldenbach	133
Abb. 62: erosive Hanglänge(Abflussbahnen) in TEZG 1 am Unteren Guldenbach ohne AFS	134
Abb. 63: Lage der Baumreihenblöcke der simulierten AFS in TEZG 1 am Unteren Guldenbach.....	134
Abb. 64: erosive Hanglänge(Abflussbahnen) in TEZG 1 am Unteren Guldenbach mit AFS	135
Abb. 65: erosive Hanglänge(Abflussbahnen) in TEZG 2 am Mittleren Guldenbach ohne AFS	136
Abb. 66: Lage der Baumreihenblöcke der simulierten AFS in TEZG 2 am Mittleren Guldenbach.....	136
Abb. 67: erosive Hanglänge(Abflussbahnen) in TEZG 2 am Mittleren Guldenbach mit AFS	137
Abb. 68: links: Landnutzung und Gewässernetz (ATKIS, 2018) im EZG Alfbach PF; rechts: erosive Hanglänge (Abflussbahnen) im EZG Alfbach PF	139
Abb. 69: Simulierte potentielle jährliche Bodenerosion für drei unterschiedliche Landnutzungsszenarien (von links nach rechts: best-case-, reality-case und worst-case-Szenario) für das EZG Alfbach PF.....	140
Abb. 70: links: Landnutzung und Gewässernetz (ATKIS, 2018) im EZG Eschbach; rechts: erosive Hanglänge (Abflussbahnen) im EZG Eschbach	143
Abb. 71: Simulierte potentielle jährliche Bodenerosion für drei unterschiedliche Landnutzungsszenarien (von links nach rechts: best-case-, reality-case und worst-case-Szenario) für das EZG Eschbach.....	144
Abb. 72: oben: Landnutzung und Gewässernetz (ATKIS, 2018) im EZG Unterer Flaumbach; unten: erosive Hanglänge (Abflussbahnen) im EZG Unterer Flaumbach	147
Abb. 73: Simulierte potentielle jährliche Bodenerosion für drei unterschiedliche Landnutzungsszenarien (von oben nach unten: best-case-, reality-case und worst-case-Szenario) für das EZG Unterer Flaumbach	148
Abb. 74: Schnappschüsse der im Rahmen des Projektes erstellten Storymap.....	151

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Liste der 25 ausgewählten Fließgewässerabschnitte und ihre Zugehörigkeit zum Fließgewässertyp nach LAWA (2019), Wasserkörper, Naturräumliche Haupteinheit, Fläche des Einzugsgebiets (EZG) und Gewässernetzlänge aller Zuflüsse im EZG. Weitere Informationen zu den EZG-Parametern wie Landnutzung, ökologische Bewertung siehe Ergebnisteil Tab. 7, Tab. 10 und Anhang I.	31
Tab. 2: Übersicht der Untersuchungsschritte, die an jedem der 25 untersuchten Fließgewässerabschnitte durchgeführt wurden. Untersuchungsteil 2 erfolgte möglichst zeitnah nach Untersuchungsteil 1. Zur Erfassung der zeitlichen Dynamik wurden am Dauerstandort „Unterer Guldenbach“ alle in Teil 2 aufgelisteten Untersuchungen monatlich durchgeführt.	39
Tab. 3: 15 untersuchte PSM-Wirkstoffe mit erhöhter Bindungsneigung und Persistenz (POP=Persistant organic polutant; Obst- und Weinbau gelten als Sonderkultur).	41
Tab. 4: 11 weitere detektierte PSM (Obst- und Weinbau gelten als Sonderkultur).	41
Tab. 5: Einteilung der im Sediment gemessenen Abflussreduktion in 5 Kolmometerklassen (Zumbroich & Hahn 2018)	43
Tab. 6: C-Faktoren für Ackerbau, Weinbau und Grünland im worst- und best-case Nutzungsszenario ..	51
Tab. 7: Übersicht der EZG-Eigenschaften die GIS-basiert für die 25 untersuchten Fließgewässerabschnitte und ihre EZG ausgewertet wurden.	56
Tab. 8: Erosionsgefährdungsklassen nach LGB (2017)	61
Tab. 9: Signifikanztests auf Unterschiede zwischen den LAWA-Fließgewässertypen 5, 9, und 5.1. *signifikante Unterschiede	70
Tab. 10: Kolmometerklasse, ökologische Bewertung nach EG-WRRL (2000) und Gewässerstrukturgüte nach LAWA (2019). Standorte sind nach Fließgewässertyp und Übereinstimmung der Kolmometerklassen und des ökol. Zustands geordnet. Die Klasseneinteilung erfolgte aus den jeweiligen Mess- bzw. Indexwerten, die rechts aufgelistet sind.	77
Tab. 11: ANOSIM-Test mit Standort-aggregierten Daten. Interstitielle Meiofauna: Berücksichtigte Tiergruppen sind Crustacea, EPT-Taxa, Coleoptera, Acari, Makroturbellaria. MZB: Berücksichtigt sind häufigste Tiergruppen > 5. * signifikante Korrelation	82
Tab. 12: ANOSIM-Test mit Einzelmessungen von je 10 Messpunkten pro Standort. Berücksichtigte Tiergruppen sind Crustacea, EPT-Taxa, Coleoptera, Acari, Makroturbellaria. * signifikante Korrelation	82
Tab. 13: Spearman-Rho-Korrelationen zwischen dem Kolmationsgrad (MW) und den Individuendichten einzelner Tiergruppen für alle Standorte und für grobmaterialreiche Bäche des Typs 5. Signifikante Korrelationen: * $p < 0,05$, ** $p < 0,001$. EPT-Taxa = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, L=Larve	87
Tab. 14: Faunistische Besiedlung des Interstitials am Dauerstandort Unterer Guldenbach, monatlich erfasst von Mai 2019 bis April 2020. Daten zeigen Mittelwerte aus 10 Messpunkten pro Standort. Dargestellt sind: Individuennzahlen pro Tiergruppe, GesamtTier- und Taxazahl, Abflussreduktion und daraus abgeleitete Kolmometerklasse. Die Einteilung in 3 Phasen erfolgte anhand von Besiedlungsmustern, die durch Ähnlichkeitsanalysen Unterschiede in der faunistischen Zusammensetzung zeigen.	101
Tab. 15: Pflanzenschutzmittel (PSM) und Kupfer (Cu^{2+}) nachgewiesen in Sedimenten des Interstitials (15 cm tief) am Unteren Guldenbach von Mai 2019-April 2020. F=Fungizid, H=Herbizid, I=Insektizid.	106
Tab. 16: Vergleich ausgewählter abiotischer Parameter, die an Standorten des Gewässertyps 9 und 5 zwischen April und Juni 2019 gemessen wurden. Unterschieden wird zwischen Gewässern, die Zielgewässer zur Wiederansiedlung des Lachses sind oder Großmuschelpopulationen (<i>U. crassus</i> , <i>M. margaritifera</i>) aufweisen und Gewässern, die keine Zielgewässer sind.	110

Tab. 17: Test auf Signifikanz (U-Test) ausgewählter abiotischer Parameter hinsichtlich der gefundenen Unterschiede zwischen Standorten mit geringer Erosionsgefährdung und mit deutlicher Erosionsgefährdung. * Signifikante Unterschiede $p < 0,05$	113
Tab. 18: Standorte des Gewässertyps 5, die vom Vergleich „gering und deutlich erosionsgefährdeter Standorte“ ausgeschlossen wurden.....	114
Tab. 19: Spearman-Rho Korrelationen zwischen der Nitratkonzentration und Flächenanteilen verschiedener Landnutzungen. Alle Standorte. LNF: landwirtschaftliche Nutzfläche, SK: Sonderkulturen, (*signifikante Korrelation, ** hoch signifikante Korrelation)	118
Tab. 20: Menge und Anzahl im interstitiellen Sediment nachgewiesener PSM-Wirkstoffe an 25 Fließgewässerstandorten, im Zeitraum von April 2019-Juni 2020. I=Insektizide, F=Fungizide, H=Herbizide. Kupfer (Cu^{2+}) wurde nur an 5 Standorten untersucht, in deren EZG Weinbau stattfindet.....	119
Tab. 21: Aus der PPDB recherchierte NOEC-Sediment für Chironomus riparius.....	121
Tab. 22: Übersicht der Landnutzungsanteile, des Kolmationsgrades und der ökologischen Bewertung nach WRRL für die 25 untersuchten Standorte.....	123
Tab. 23: Flächenanteile der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach INVEKOS (2019) für das EZG Mittleren Guldenbach (links) und Unteren Guldenbach (rechts).....	130
Tab. 24: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für die EZG Mittlerer und Unterer Guldenbach unter Annahme von unterschiedlichen Nutzungsszenarien.....	132
Tab. 25: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für die EZG Mittleren und Unteren Guldenbach unter Annahme von grasbewachsenen Gewässerpufferstreifen.....	132
Tab. 26: Flächenanteile der Gefährdungsklasse der „erosiven Hanglänge“ in TEZG 1.....	135
Tab. 27: Flächenanteile der Gefährdungsklasse der „erosiven Hanglänge“ in TEZG 2.....	137
Tab. 28: Flächenanteile der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach INVEKOS (2019) für das EZG Alfbach PF.....	141
Tab. 29: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für das EZG Alfbach PF unter Annahme von unterschiedlichen Nutzungsszenarien.....	142
Tab. 30: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für das EZG Alfbach PF unter Annahme von grasbewachsenen Gewässerpufferstreifen.....	142
Tab. 31: Flächenanteile der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach INVEKOS (2019) für das EZG Eschbach.....	145
Tab. 32: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für das EZG Eschbach unter Annahme von unterschiedlichen Nutzungsszenarien.....	146
Tab. 33: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für das EZG Eschbach unter Annahme von grasbewachsenen Gewässerpufferstreifen.....	146
Tab. 34: Flächenanteile der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach INVEKOS (2019) für das EZG Unterer Flaumbach.....	149
Tab. 35: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für das EZG Unterer Flaumbach unter Annahme von unterschiedlichen Nutzungsszenarien.....	150
Tab. 36: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für das EZG Unterer Flaumbach unter Annahme von grasbewachsenen Gewässerpufferstreifen.....	150

Abkürzungsverzeichnis

ABAG:	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
Abb. A.:	Abbildung im Anhang
AFS:	Agroforstsystem
ATKIS:	Amtliches Topografisches Kartografisches Informationssystem
BLfU:	Bayerisches Landesamt für Umwelt
BVL:	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
DHM 1:	Digitales Höhenmodell (Auflösung 1 x 1 m)
DWD:	Deutscher Wetterdienst
EC:	Elektrische Leitfähigkeit (electrical conductivity)
EEA:	European Environment Agency
EG-WRRL:	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
EZG:	Einzugsgebiet
EPT:	Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera
FSB:	Feinsedimentbesiedler
JKI:	Julius Kühn-Institut
INVEKOS:	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
LAWA:	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LAWA-Typen:	Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands. Typologie fasst Fließgewässer aufgrund ihrer morphologischen, physikalisch-chemischen, hydrologischen und biozönotischen Merkmale zusammen, die sich aus ihrer naturräumlichen Zugehörigkeit ergeben. Ihr naturnaher Zustand gilt als Referenzbedingung und liegt der Bewertung nach WRRL zugrunde.
LfU:	Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz
LNF:	Landwirtschaftliche Nutzfläche
LSB:	Lückensystembesiedler
LVerGeo:	Landesamt für Vermessung und Geobasisinformation Rheinland-Pfalz
MUEEF:	Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz
MULEWF:	Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz
MWVLW:	Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau Rheinland-Pfalz
MZB:	Makrozoobenthos, d. h. wirbellose Tiere, die auf und in der Gewässersohle leben und noch mit bloßem Auge erkennbar sind.
NTU:	Nephelometric Turbidity Unit
o. J.:	ohne Jahr
PPDB:	Pesticide Properties Database
PSM:	Pflanzenschutzmittel
RADOLAN:	Radar OnLine ANeichung
RVO:	Rechtsverordnung
SRTM:	Shuttle Radar Topography Mission
TEZG:	Teileinzugsgebiet
UGB:	Unterer Guldenbach
VHG:	Vertikaler hydraulischer Gradient
WRRL:	Wasserrahmenrichtlinie

Glossar

Abflussreduktion: Reduktion des Wasserstroms durch das Kolmameter bei einer Messung im Sediment, im Vergleich zu einer Messung im freien Wasser. Die Abflussreduktion wird in Kolmameterklassen eingeteilt, die den Kolmatierungsgrad angeben.

Acari: Milben

Äußere Kolmation: Die Ablagerung von Feinsedimentpartikeln auf der Gewässersohle wodurch diese von oben verstopft wird.

Benthal: Bodenzone eines Gewässers

Benthos: Gesamtheit der im Benthal lebenden Organismen

Benthosgemeinschaft: Im vorliegenden Bericht gleichbedeutend mit Makrozoobenthosgemeinschaft, im Gegensatz zur Interstitialgemeinschaft

Crustacea: Krebstiere

Cyclopoida: Hüpferlinge (Copepoda; Ruderfußkrebse)

Detritus: abgestorbenes organisches Material aus Pflanzen- und Tierresten

Ephemeroptera: Eintagsfliegen

Erosion/ Bodenerosion: Abtragung von Boden durch Wasser, Wind und Eis. Im vorliegenden Bericht wird Erosion im Sinne von Bodenerosion durch Wasser verwendet.

Gelegentliches Hyporheos: Tiere, die nur Phasen ihres Lebenszyklus im hyporheischen Interstitial verbringen, z. B. Insektenlarven

Harpacticoida: Raupenhüpferlinge (Copepoda; Ruderfußkrebse)

hyporheisches Interstitial: Austauschzone zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser. Besiedelt durch benthische Oberflächenarten, Grundwasserarten und typische Interstitialarten.

Hyporheos: Fauna des hyporheischen Interstitials

Innere Kolmation: Die Verstopfung des Interstitials durch eingeschwemmte Feinsedimentpartikel.

Interstitial=hyporheisches Interstitial

Interstitielle Meiofauna: alle im hyporheischen Interstitial erfassten wirbellosen Tiere (> 75 µm)

Invertebraten: Wirbellose Tiere

Kaltstenotherm: an niedrige Temperaturbereiche gebunden

Lithal: Hartsubstrate (Steine) im Fließgewässer, unterteilt nach Größe in Mikro-, Meso-, Makro- und Megalithal

Makroturbellaria: Strudelwürmer

Makrozoobenthos: Wirbellose Tiere einer definierten Größe (mit bloßem Auge erkennbar), die auf und in der Gewässersohle leben.

Nauplii: Larven der Harpacticoida und Cyclopoida

Nematoda: Fadenwürmer

Oligochaeta: Wenigborstenwürmer; Annelida

Permanentes Hyporheos/ permanente Fauna: Tiere, die gesamten Lebenszyklus im hyporheischen Interstitial verbringen

Plecoptera: Steinfliegen

Salmonidae: Lachs- und forellenartige Fische

Saprobie: Intensität der Abbauprozesse bzw. der heterotrophen Bioaktivität in einem Gewässer

Trichoptera: Köcherfliegen

Kurzzusammenfassung

In der vorliegenden Studie „Einzugsgebietsbezogene Betrachtung der Kolmation“ wurde in den Jahren 2019-2020 die Kolmation in 25 repräsentativen Fließgewässerabschnitten in Rheinland-Pfalz untersucht. Ziel war es, den Einfluss des Einzugsgebiets auf die Kolmation der Fließgewässer, deren Besiedlung und deren Bewertung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie zu untersuchen.

Zu diesem Zweck wurden quantitative Messungen der inneren Kolmation, zusammen mit umfassenden gewässerökologischen Untersuchungen (z. B. Hydrochemie, Sedimentanalytik, PSM) durchgeführt. Dabei wurden 2 Teilaspekte betrachtet: Zum einen eine vergleichende einmalige Untersuchung aller 25 Fließgewässerabschnitte. Zum anderen eine Dauerbeobachtung über 12 Monate am Unteren Guldenbach bei Bad Kreuznach, um die zeitliche Dynamik von Kolmationsprozessen und ihre Auswirkungen zu untersuchen. Parallel dazu wurden einzugsgebietsbezogene Parameter wie z. B. Niederschläge, Landnutzung und Hangneigung herangezogen, um die potentielle Erosionsmenge der Einzugsgebiete (EZG) zu berechnen. Für 5 dieser Gewässer wurden beispielhaft mögliche Maßnahmen zur Abfluss- und Erosionsminderung (z. B. Landnutzungsszenarien, Pufferstreifen, Agroforstsysteme) GIS-basiert simuliert und bewertet.

Die Messungen der Kolmation ergaben deutliche gewässertypspezifische Unterschiede und zeigen die Notwendigkeit auf, Referenzzustände für den naturgemäßen Zustand der jeweiligen Fließgewässertypen (nach LAWA 2000), als Bewertungsgrundlage für die Kolmation, zu definieren.

Eine stärkere Kolmatierung wiesen i. d. R. Standorte auf, die nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) schlechter bewertet waren. Anders als bei der vorangegangenen DBU-Studie aus dem Jahr 2018 (AZ 33590/01 - 33/2), waren die aktuellen Befunde hinsichtlich der Zusammenhänge zwischen Kolmation und Zustandsbewertung statistisch weniger abgesichert. Grund dafür ist die vergleichsweise geringe Stichprobenzahl, die der Vielfalt und Individualität der untersuchten Gewässer und den Eigenschaften ihrer EZG gegenübersteht.

Deutlich negative Zusammenhänge mit der Kolmation zeigten die Tiergemeinschaften. Kolmatierte Standorte wiesen, insbesondere im hyporheischen Interstitial, eine geringere Diversität und höhere Anteile von Feinsedimentbesiedlern auf. Dieser negative Zusammenhang zeigte sich auch bei der Makrozoobenthosbesiedlung, war insgesamt aber weniger ausgeprägt.

Eine ausgeprägte zeitliche Dynamik der Kolmationsprozesse wurde am „Dauerstandort Unterer Guldenbach“ festgestellt, die stark an das Abflussverhalten gekoppelt war. Die interstitielle Meiofauna spiegelte die wechselnde Kolmationssituation deutlich wider. Dies bedeutet, dass ein biologischer Bewertungsansatz für die Kolmation anhand der interstitiellen Meiofauna als Kolmationsindikator möglich ist.

Salmonidengewässer und Gewässer mit Großmuschelvorkommen waren im Vergleich zu anderen Standorten etwas weniger kolmatiert. Aufgrund der geringen Stichprobenzahl wurde jedoch von einer weitergehenden Betrachtung abgesehen.

Standorte, deren EZG stärker landwirtschaftlich genutzt wird, waren tendenziell auch stärker kolmatiert und wiesen einen tendenziell schlechteren ökologischen Zustand und Allgemeine Degradation sowie eine schlechtere Besiedlung auf. Das Sediment solcher Gewässerabschnitte zeigte außerdem höhere Konzentrationen an Pflanzenschutzmitteln (PSM) und eine größere Anzahl von Wirkstoffen. Auch die Nitratkonzentrationen im Interstitial- und Oberflächenwasser dieser Gewässer war deutlich höher. Ein signifikanter Einfluss der Konzentrationen von Pflanzenschutzmitteln auf die Makro- und Meiofauna war aber nicht erkennbar.

Bei der GIS basierten Simulation erosionsmindernder Maßnahmen zeigte sich am Beispiel von 5 ausgewählten Einzugsgebieten, dass der größte erosionsmindernde Effekt durch eine Änderung der Fruchtfolge im Ackerbau hin zu mehr Getreideanbau und Zeilenbegrünung im Weinbau zu erreichen wäre.

Weiterer Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der Definition von gewässertypspezifischen Referenzzuständen für die Kolmationsbewertung. Die Untersuchungen am Guldenbach verdeutlichen außerdem, dass eine repräsentative Erfassung der Kolmation mehrmalige Messungen im Jahr erfordert. Außerdem sollten der Zeitpunkt der Untersuchungen, die Vergleichbarkeit der Untersuchungsgebiete, die Messtiefe und die Verteilung der Messstellen innerhalb eines Abschnittes weiterentwickelt und angepasst werden.

Generell bestätigen die Untersuchungen die Auffassung, dass die Erfassung und Bewertung der Kolmation, als ergänzender Teil der Fließgewässerbewertung es ermöglichen kann, zielgerichtete Maßnahmen vor allem auch im Einzugsgebiet zur Erreichung des guten ökologischen Zustands zu definieren.

Erweiterte Zusammenfassung

Natürliche Kolmationsprozesse in Fließgewässern können durch erhöhte Feinsedimentfrachten, die v. a. aus anthropogen überprägten Einzugsgebieten in die Gewässer gelangen, verstärkt werden. Eine anhaltende und flächendeckende Kolmation der Gewässersohle hat negative Auswirkungen auf die Struktur und Funktion der Sohlsedimente und somit auch auf die Lebensgemeinschaften und den ökologischen Zustand der Fließgewässer. Bei der Zustandsbewertung der Fließgewässer nach EG-Wasser-rahmenrichtlinie (WRRL) wird die Kolmation allerdings nicht erfasst. Verschiedene Studien zeigen aber, dass die Kolmation eine große Rolle bei der Degradation von Biozönosen spielt. Bei Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern werden die Einträge von Feinsedimenten, an die häufig auch Schadstoffe gebunden sind kaum berücksichtigt, so dass sie selten nachhaltig zu einem guten ökologischen Zustand führen.

Zusammenfassung des Untersuchungsansatzes

Im Rahmen der aktuellen Studie „Einzugsgebietsbezogene Betrachtung der Kolmation“ wurde geprüft, welchen Einfluss das Einzugsgebiet auf die Kolmation der Fließgewässer, deren Besiedlung und die ökologische Bewertung von Fließgewässern hat. Dazu wurden im Frühjahr 2019 an insgesamt 25 Fließgewässerstrecken in Rheinland-Pfalz umfassende gewässerökologische Untersuchungen durchgeführt. Die untersuchten Fließgewässer gehören drei verschiedenen Gewässertypen an: *Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche* (LAWA-Typ 5), *Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse* (LAWA-Typ 9) und *Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche* (LAWA-Typ 5.1).

Um auch die **zeitliche Dynamik der Kolmation** und mögliche Auswirkungen auf die Interstitialbesiedlung, sowie auf die Sedimentbeschaffenheit zu erfassen, wurde einer der 25 Gewässerabschnitte, der Dauerstandort Unterer Guldenbach, von Mai 2019 bis April 2020 monatlich beprobt. Für diesen Zeitraum wurde für jeden Monat die ereignisbezogene potentielle Erosion berechnet, die durch tatsächliche Starkniederschläge (>15 mm) im EZG eintreten könnte. Die quantitative Erfassung der inneren Kolmation im zeitlichen Verlauf, in Verbindung mit einer ereignisbezogenen Erosionsmodellierung, stellt dabei einen neuen Ansatz für die Bewertung von Fließgewässern dar.

Die Kolmation wurde auf 2 räumlichen Ebenen untersucht: 1) Auf Gewässerebene wurden Zusammenhänge zwischen dem gemessenen Kolmatierungsgrad der Gewässersohle mit der Besiedlung des Benthals (Makrozoobenthos) und des hyporheischen Interstitials (interstitielle Meiofauna) untersucht. Gleichzeitig wurden Zusammenhänge zwischen der Ausprägung der Kolmation und den abiotischen Bedingungen im Interstitial analysiert (z. B. Trübung, Sauerstoff, pH-Wert, Leitfähigkeit, Nitrat, Korngrößen, organisches Material, Sedimentbelastung mit Pflanzenschutzmitteln). 2) Auf Einzugsgebietsebene wurde der potentielle Einfluss des Einzugsgebiets, im Hinblick auf das Abflussgeschehen, Niederschlagsmengen, Landnutzung, Hangneigung untersucht. Basierend auf entsprechend geeigneten Geodatensätzen wurden der potentielle Oberflächenabfluss und die potentielle Sedimentfracht der Einzugsgebiete (EZG), also der potentielle lineare und der potentielle diffuse Eintrag in das jeweilige Gewässer modelliert. Die Berechnungen zur potentiellen Bodenerosion wurden mit tagesaktuellen, ereignisbasierten Daten zum Niederschlag (RADOLAN-Daten des Deutschen Wetterdienstes) und aktuellen Landbedeckungsdaten (Kulturart aus INVEKOS) ergänzt.

Um mögliche **Maßnahmen zur Erosionsminderung** zu bewerten, wurden 5 der untersuchten Standorte (*Alfbach PF, Eschbach, Unterer Flaumbach, Unterer Guldenbach, Mittlerer Guldenbach*) intensiver betrachtet. Beispielhaft wurde an diesen Standorten unterschiedliche Landnutzungsszenarien (best-, reality und worst-case Szenario) und grasbewachsene Pufferstreifen in Gewässernähe GIS basiert simuliert.

Zusätzlich wurde in zwei Teileinzugsgebieten des Guldenbachs (Ober- und Unterlauf) die Auswirkung von Agroforstsystemen auf den Oberflächenabfluss modelliert.

Aus den Untersuchungsergebnissen wurden konkrete Empfehlungen und Maßnahmen zur Verminderung von Feinsedimenteinträgen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen im EZG in die Fließgewässer abgeleitet. Weiterhin wurde der Versuch unternommen, aus den erhobenen faunistischen Daten Indikatortaxa für die Kolmation zu identifizieren.

Die angewandten Methoden zur quantitativen Erfassung der inneren Kolmation und zur Erfassung der interstitiellen Meiofauna, basieren auf den Erfahrungen und Erkenntnissen der vorangegangenen DBU geförderten Studie aus dem Jahr 2018 (AZ 33590/01-33/2).

Zusammenfassung der Ergebnisse der allgemeinen Untersuchungen

Die 3 untersuchten Gewässertypen unterschieden sich deutlich in der Ausprägung der inneren Kolmation. Diese **gewässertypspezifischen Kolmationsunterschiede** werden als weitgehend naturbedingt, bzw. naturnah angesehen, aufgrund des geologischen Hintergrunds, der Gewässergröße und den standortbedingten hydromorphologischen Bedingungen.

Die Ergebnisse verdeutlichen die Notwendigkeit von fließgewässertypspezifischen Referenzen als Bewertungsgrundlage der Kolmation. Dafür scheint die Gliederung nach den bestehenden LAWA-Fließgewässertypen, die auch der Bewertung des ökologischen Zustands nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zugrunde liegt, grundsätzlich geeignet zu sein.

Zum Zeitpunkt der Untersuchungen, zwischen April und Juni 2019, wurde in den meisten der untersuchten *Silikatischen, fein- bis grobmaterialreichen Mittelgebirgsflüsse* (LAWA-Typ 9) eine schwache Kolmation festgestellt (Kolmameterklasse 2). Die schwache Kolmatierung wird als weitgehend natürlich angesehen, aufgrund der bestehenden Fließgeschwindigkeiten und Sohlschubspannungen, die Kolmationsprozessen entgegenwirken. Im Vergleich dazu war die Mehrzahl der *Grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbäche* (LAWA-Typ 5) stärker kolmatiert und lag im mittleren Bereich (Kolmameterklasse 3). Vermutlich ist die stärkere Kolmation der grobmaterialreichen Bäche, im Vergleich zu den grobmaterialreichen Flüssen, naturgemäß durch eine stärkere Wasser-Landverzahnung, geringere Fließgeschwindigkeiten und Sohlschubspannungen bedingt, wodurch mehr allochthone Feinsedimente transportiert und abgelagert werden können. Erwartungsgemäß wurde in der Wieslauter, einem *Feinmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbach* (LAWA-Typ 5.1), eine sehr starke Abflussreduktion gemessen (Kolmameterklasse 5). Diese dürfte v. a. durch die Lage im Buntsandstein und die Feinkörnigkeit der Sedimente (< 2mm) bedingt sein. Da in der Regel angenommen wird, dass in solch feinporigen Gewässersedimenten keine innere Kolmation stattfinden kann, wird hier die hohe Abflussreduktion als weitgehend naturnah und nicht als Kolmation im engeren Sinne gesehen.

Auch die faunistischen Untersuchungen zeigten deutliche **gewässertypabhängige Besiedlungsmuster** im Interstitial, die mit der Stärke der Kolmation korrelierten. Das Interstitial der grobmaterialreichen Flüsse (Typ 9) war am artenreichsten, während die feinsandgeprägte Wieslauter (Typ 5.1) am wenigsten divers, aber am individuenreichsten war. Im Vergleich dazu waren die Tierzahlen in grobmaterialreichen Bächen (Typ 5) am niedrigsten. Der Anteil von Lückensystembesiedlern (LSB) war in den Flüssen des Typs 9 am größten, während in den Bächen des Typs 5 ungefähr gleiche Anteile von LSB und Feinsedimentbesiedlern (FSB) gefunden wurden. Im Gegensatz dazu, war das Interstitial der feinsandgeprägten Wieslauter (Typ 5.1) von Feinsedimentbesiedlern (FSB) dominiert.

Insgesamt zeigten die Daten, dass Fließgewässerabschnitte, die gemäß **WRRL-Bewertung** in schlechterem Zustand waren, häufig auch stärker kolmatiert waren. Diese Zusammenhänge waren aber nicht signifikant. An manchen Fließstrecken gab es Übereinstimmungen zwischen der Kolmation und den Bewertungskriterien der EG-WRRL, an anderen Fließstrecken wurden starke Abweichungen festgestellt. Diskrepanzen zwischen der Kolmations- und WRRL-Bewertung waren vor allem in Bächen mit *Auenlehmsohlen* der Fall, die partiell sehr stark kolmatiert (Kolmameterklasse 4-5), aber gemäß WRRL-Bewertung in einem sehr guten Zustand (Zustandsklasse 1) waren. Beispielsweise wies die Gewässersohle des Oberen Endertbachs eine wenige Zentimeter starke Kiesauflage auf, die sehr gut besiedelt war, während darunter liegende, lehmige Sedimente kolmatiert und kaum besiedelt waren. Umgekehrt war die Gewässersohle eines *renaturierten Standorts* (Untere Nister, Abschnitt Weidacker) gut durchströmt (geringe Kolmation, Kolmameterklasse 2), gleichzeitig wurde aber ein unbefriedigender ökologischer Zustand (Zustandsklasse 4) festgestellt. Trotz guter Durchströmung der Sohle, wies aber auch die Zusammensetzung der interstitiellen Meiofauna durch hohe Anteile von Feinsedimentbesiedlern (v. a. Nematoda und Oligochaeta) auf eine Störung hin.

Für die **Kolmationsbewertung** eines Standortes wurde jeweils der Mittelwert von 10 Messpunkten gebildet, an denen die Kolmation gemessen wurde. Erfahrungsgemäß wird dadurch die Kolmationssituation gut erfasst und ist vergleichbar mit anderen Standorten. Ergänzend dazu geben aber auch die Einzelmessungen Aufschluss über die räumliche Verteilung der Kolmation und die Substratheterogenität eines Standortes, die durch die Mittelwertbildung überdeckt wird. Auswertungen die nur den höchsten oder auch der niedrigsten Kolmationswert eines Standortes berücksichtigen zeigen deutlichere Korrelationen mit den Bewertungskriterien nach WRRL. Vor allem bei Bächen, deren ökologischer Zustand mäßig war (Klasse 3), waren auch die maximalen und minimalen Abflussreduktionswerte höher als bei Gewässern mit einer besseren Zustandsbewertung.

Die **Gewässerstrukturgüte** und darin berücksichtigte Gütekriterien (z. B. Sohlstruktur) korrelierten schwach mit den WRRL-Parametern, nicht aber mit der Kolmation und auch nicht mit der Interstitialbesiedlung. Die fehlenden Zusammenhänge sind vermutlich dadurch bedingt, dass bei der Erhebung der Strukturgüte nicht der gesamte Strukturgüte-Abschnitt mit einer Länge von 100-200 m, sondern nur eine Teilstrecke davon (< 50 m) untersucht wurde. Außerdem wurden für die Kolmationsuntersuchungen Fließstrecken mit Grobsubstraten bevorzugt ausgewählt.

Eine **biologische Bewertung der Kolmation**, v. a. anhand der interstitiellen Meiofauna war möglich. Bei stärkerer Kolmation wurden geringere Abundanzen und eine geringere Diversität sowohl bei der interstitiellen Meiofauna als auch den MZB-Gemeinschaften festgestellt. Im Interstitial war dieses Muster aufgrund der direkten Abhängigkeit vom verfügbaren Lückensystem, stärker ausgeprägt. Auch fand bei zunehmendem Kolmationsgrad eine Veränderung der taxonomischen Zusammensetzung statt. Die Individuenanteile der Lückensystembesiedler (v. a. Krebse, Crustacea) nahmen bei stärkerer Kolmation ab, während die Individuenanteile der Feinsedimentbesiedler (v. a. Nematoda und Oligochaeta) zunahmen. Zusätzlich waren die Abundanzen von Feinsedimentbesiedlern auch mit dem Gehalt an organischem Material korreliert.

Salmonidengewässer und **Gewässer mit Großmuschelvorkommen** waren im Vergleich etwas weniger kolmatiert und insgesamt wiesen die Ergebnisse auf bessere Habitatbedingungen für die beiden Tiergruppen an ihren Standorten ggü. anderen Gewässern hin. Dies war aber nicht eindeutig bei allen untersuchten Parametern der Fall. Aufgrund der geringen Stichprobenzahl wurde von einer weitergehenden Betrachtung abgesehen.

Einzugsgebiete (EZG) mit hohen **Anteilen landwirtschaftlicher Nutzflächen** gelten als stärker erosionsgefährdet als EZG mit hohen Waldanteilen. Standorte, deren EZG stärker landwirtschaftlich genutzt wird (Acker und Grünland), waren tendenziell auch stärker kolmatiert und wiesen einen tendenziell schlechteren ökologischen Zustand (Allgemeine Degradation, Saprobie) sowie eine schlechtere Besiedlung auf. Gleichzeitig wurden im Sediment von stärker erosionsgefährdeten Gewässerabschnitten signifikant höhere Konzentrationen an Pflanzenschutzmitteln (PSM) und eine größere Anzahl von Wirkstoffen gemessen sowie höhere Feinsedimentanteile und eine stärkere Trübung festgestellt. Außerdem waren die Nitratkonzentrationen im Interstitial- und Bachwasser dieser Gewässer signifikant höher.

Abhängig vom Standort wurden mit Ausnahme eines Standortes (Alfbach PF) 1 bis 9 Pflanzenschutzmittelwirkstoffe gefunden, Kupfer wurde an allen EZG mit Sonderkulturanteilen detektiert. Die Konzentrationen von PSM und Nitrat lagen unter den Grenzwerten, ein signifikant negativer Einfluss auf die Makro- und Meiofauna war in dieser Studie nicht erkennbar.

GIS-basiert wurden **erosionsmindernde Maßnahmen**, die letztlich zu einer Minderung des Kolmationsprozesses führen, in 5 ausgewählten EZG beispielhaft simuliert. Es zeigte sich, dass der größte erosionsmindernde Effekt durch eine Änderung der Fruchtfolge im Ackerbau, hin zu mehr Getreideanbau und Zeilenbegrünung im Weinbau, zu erreichen wäre. Insbesondere in den beiden EZG mit einem hohen Anteil an Maisanbau (Alfbach PF und Eschbach) würde laut Model eine deutliche Reduzierung der Erosionsmenge durch den vermehrten Anbau von Getreide anstelle von Mais erreicht. Im Vergleich zu einer Änderung der Kulturart war in den untersuchten EZG der Einfluss durch die Anlage von *grasbewachsenen Pufferstreifen* auf Ackerflächen in Gewässernähe allgemein relativ gering. Zusätzlich wurde anhand zweier Teileinzugsgebiete des Standortes Unterer Guldenbach gezeigt, dass die Anlage von *Agroforstsystemen* eine deutlich mindernde Wirkung auf erosionswirksame Abflussbahnen haben könnte.

Zusammenfassung der Ergebnisse am Dauerstandort Unterer Guldenbach

Am Dauerstandort Unterer Guldenbach zeigten die monatlichen Untersuchungen im Zeitraum von Mai 2019 bis April 2020 eine ausgeprägte **Dynamik der Kolmation**, der **Interstitialbesiedlung** und verschiedenen abiotischen Parametern (z. B. Trübung, Feinsedimente, elektrische Leitfähigkeit), die vor allem vom **Abflussregime** geprägt war. Abflusswirksame Niederschläge, die zu einem deutlich erhöhten Wasserstand und Abfluss führten, bewirkten eine Dekolmation im Interstitial.

Im Jahresverlauf wurde ein deutlicher Anstieg der Kolmation von Frühjahr bis Winter (Mai 2019 bis Januar 2020) gemessen. In diesem Zeitraum nahm die Permeabilität der Gewässersohle deutlich ab und die Messungen veränderten sich von einer leichten (Klasse 2) bis hin zu einer starken Kolmation (Klasse 4). Nach geschiebewirksamen Hochwässern im Februar und März 2020 wurde eine sprunghafte Abnahme der Kolmation gemessen, die Kolmation ging auf Klasse 2 zurück. Durch die Hochwässer wurde die Gewässersohle stark verändert und dabei dekolmatiert. Feinsedimente, Detritus und auch Tiere wurden in diesem Zeitraum aus dem Kiesbett ausgewaschen und die Steine von Aufwuchs befreit. Ab April 2020 wurde erneut eine Stabilisierung und Verfestigung der Sohle beobachtet und ein leichter Anstieg der Kolmation gemessen.

Auch die monatlichen Untersuchungen am Unteren Guldenbach zeigten, dass die **interstitielle Besiedlung** am stärksten von der Permeabilität der Gewässersohle, d. h. von der Kolmation geprägt war. Während von Mai bis August 2019 lückensystembesiedelnde Tiergruppen wie Kleinkrebse (Crustacea) anteilig dominierten, verschob sich das Verhältnis mit Zunahme der Kolmation zugunsten

der Feinsedimentbesiedler (Oligochaeta, Nematoda). Die Anteile der feinsedimentbesiedelnden Taxa nahmen von November bis Dezember 2019 sprunghaft zu, blieben im Januar 2020 hoch und nahmen infolge von Dekolmationsprozessen im Februar und März 2020 wieder sprunghaft ab. Die Lückensystembesiedler reagierten gegenläufig. Zusätzlich spielten aber auch jahreszeitliche Zyklen der Tiergruppen eine Rolle.

Basierend auf den Veränderungen der interstitiellen Meiofauna, wurde der Untersuchungszeitraum in drei Phasen gegliedert:

1) Übergangphase: Von Mai bis August 2019 wurde eine leichte aber zunehmende Kolmation gemessen, die bei Kolmameterklasse 2 lag. Die Tierdichten im Interstitial nahmen zu. Die Anteile der Lückensystembesiedler (Crustacea) waren höher als die Anteile der Feinsedimentbesiedler (Nematoda, Oligochaeta).

2) Kolmationsphase: Von September 2019 bis Januar 2020 wurde eine sukzessive Verfestigung der Gewässersohle beobachtet und eine Zunahme der Kolmation gemessen, die von mittel auf stark anstieg (Kolmameterklasse 3-4). Im gleichen Zeitraum nahmen im Interstitial die Tierdichten der Feinsedimentbesiedler (Nematoda, Oligochaeta) zu und überwogen anteilig die Lückensystembesiedler (Crustacea).

3) Dekolmationsphase: Nach geschiebewirksamen Winterhochwässern im Februar und März 2020 wurde die Gewässersohle aufgerissen und organisches Material, Fauna und Feinsedimente ausgewaschen. Durch den Spüleffekt waren die interstitiellen Individuendichten vergleichsweise niedrig. Die Tiergemeinschaft bestand v. a. aus Lückensystembesiedlern (Crustacea), während die Anteile von Feinsedimentbesiedlern (Nematoda, Oligochaeta) niedrig waren.

Im April 2020 waren die Wasserstände niedriger als im März 2020 und es wurde eine ähnliche Besiedlung wie im späten Frühjahr 2019 vorgefunden, einhergehend mit einem leichten Anstieg der Kolmation im Vergleich zum Vormonat. Zur gleichen Zeit war eine beginnende Verfestigung der Gewässersohle durch Aufwuchs und Sedimenteinträge sichtbar. Insgesamt lässt dies vermuten, dass sich ab April der jahreszeitliche Zyklus der Kolmationsprozesse wiederholt.

Die Erfahrungen aus den monatlichen Untersuchungen am Unteren Guldenbach zeigen:

- Bei zukünftigen Kolmationsbewertungen, ist die zeitliche Dynamik von Kolmationsprozessen zu berücksichtigen.
- Die Trübung und Korngrößenanalysen sind geeignete Methoden zur quantitativen und qualitativen Erfassung von Feinsedimenten.
- Die permanente Interstitialfauna eignet sich als Kolmationsindikator. Dabei spiegelten permanente Interstitialbesiedler wie Kleinkrebse (Crustacea) und Würmer (Oligochaeta, Nematoda) die Kolmationssituation besonders deutlich wider.
- Die Erfassung und Bewertung der Kolmation als ergänzender Teil der Fließgewässerbewertung, ermöglicht es, zielgerichtete Maßnahmen vor allem auch im Einzugsgebiet zur Erreichung des guten ökologischen Zustands zu definieren.

1 Einführung

Jedes Jahr erodieren in Europa über 970 Millionen Tonnen Boden, wodurch fruchtbare Böden unwiederbringlich verloren gehen (Pimentel & Burgess 2006, Panagos *et al.* 2015, Montarella & Panagos 2021). Die Stärke der Erosion hängt vor allem von der Art der Böden, der Landnutzung, der Geländemorphologie und von den regionalen Niederschlagsverhältnissen ab (Pimentel & Burgess 2006, Panagos *et al.* 2015, UBA o. J.). Ein großer Teil der erodierten Sedimente (> 15 %) wird in die Fließgewässer eingetragen (Borrelli *et al.* 2018) wo sie weitertransportiert oder abgelagert werden. Feinsedimente (< 2mm) können entweder auf der Gewässersohle abgelagert oder in das Lückensystem der Sande, Kiese und Schotter der Gewässersohle, das sogenannte **hyporheische Interstitial**, eingetragen werden (Schwörbel 1999). Die Ablagerung der Feinsedimente auf der Gewässersohle bewirkt eine Abdichtung von oben und ist als **äußere Kolmation** erkennbar. Verstopfen die darunter liegenden Lückensysteme der Gewässersohle durch die Einlagerung von Feinsedimenten, wird von **innerer Kolmation** gesprochen (Schälchli 1993). In eutrophierten und abwasserbelasteten Gewässern können Kolmationsprozesse außerdem biogen durch Aufwuchs (Algen und Biofilme) erfolgen (Ibisch 2004). Kolmatieren die grobporigen Kieslückensysteme, wird der hydrologische Austausch und somit die Sauerstoff- und Nahrungszufuhr vermindert und es gehen wertvolle Habitate und Refugialräume verloren. Weitere negative Auswirkungen sind Veränderungen biologischer und chemischer Abbauprozesse. Dies kann negative Auswirkungen auf die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers und seine Lebensgemeinschaften haben (Brunke 2015, Wharton *et al.* 2017).

1.1 Kolmation, hyporheisches Interstitial und Fließgewässerbewertung

Kolmation ist in naturnahen Fließgewässern ein natürlicher und reversibler Prozess, der räumlich begrenzt auftritt (Schälchli 1993) und Feinsedimente sind natürliche Bestandteile der Gewässersohle. Ihr Anteil ist von den Eigenschaften des Einzugsgebiets und des Gewässers selbst abhängig. Unterschieden werden organische und anorganische Feinsedimente, die aus allochthonen Quellen (z. B. Falllaub, erodierte Sedimente) oder aus dem Gewässer selbst (autochthone Feinsedimente, z. B. abgestorbene Pflanzen- und Tierreste, Abrieb der Gewässersohle) stammen (Thurmann & Zumbroich 2013, Juez *et al.* 2017). Dabei bilden die organischen Substrate eine wichtige Nahrungsgrundlage für viele Fließgewässerorganismen, die auf und in der Gewässersohle leben (Schwörbel 1999).

Das **hyporheische Interstitial** ist der wassergesättigte Bereich der Lückensysteme der Gewässersohle und ein Lebensraum für viele aquatische Organismen (Brunke *et al.* 2015). Es ist aber auch ein Retentionsraum für Feinsedimente und gelöste Nährstoffe, die im Lückensystem zumindest temporär zurückgehalten werden (Boulton 200b, Brunke & Schmidt 2015, Frings & Maaß 2018). Der verlangsamte Transport durch die Sedimente ermöglicht den Einbau der Nährstoffe in mikrobielle Biomasse (Brunke & Schmidt 2015). Dadurch ist das hyporheische Interstitial die wichtigste ökologische Funktionseinheit eines Fließgewässers, da hier der weitaus größte Teil der mikrobiellen und tierischen Biomasse lokalisiert ist und die wichtigsten Stoffumsatzprozesse, wie die Selbstreinigung stattfinden (Williams & Hynes 1974, Hahn 1996, Borchardt & Pusch 2009, Brunke *et al.* 2015). Die Invertebratenfauna des hyporheischen Interstitials besteht aufgrund des limitierten Porenvolumens der Lückensysteme überwiegend aus Kleinkrebsen (Copepoda: Cyclopoida, Harpacticoida, Ostracoda), Wenigborstenwürmern (Oligochaeta), Fadenwürmern (Nematoda) oder auch Insektenlarven (z. B. Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera e.g. Chironomidae) und Wassermilben (Acari). Bezogen auf ihre meist kleine Körpergröße, werden die Tiere der Lückensysteme auch als **interstitielle Meiofauna** oder Hyporheos bezeichnet (Giere 2009). Die Tiere wandern aus dem Oberflächen- oder Grundwasser ins

hyporheische Interstitial ein. Arten, die ihren gesamten Lebenszyklus im Interstitial vollziehen werden als **permanente oder obligate Interstitialfauna** bezeichnet, Arten wie bspw. die Larven vieler aquatischer Insekten gelten als **fakultative Interstitialbesiedler** (Williams & Hynes 1974, Gibert *et al.* 1994). Weitere Einteilungen der interstitiellen Meiofauna orientieren sich an den Habitatpräferenzen unterschiedlicher Arten und ihren Ansprüchen an die Nahrung- und Sauerstoffverfügbarkeit sowie an die Sedimentstrukturen. Im vorliegenden Bericht wurde die Einteilung in **Lückensystem- und Feinsedimentbesiedler** vorgenommen, die sich an Schmedtje & Colling (1996) orientiert. Dabei gelten Kleinkrebse und die Larven der Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (EPT-Taxa) als Lückensystembesiedler, die gut durchströmte Sedimente mit ausreichend großem Porenvolumen und hohen Sauerstoffkonzentrationen bevorzugen, während v. a. Ringel- und Fadenwürmern (Oligochaeta und Nematoda) Feinsedimente bevorzugen und auch niedrige Sauerstoffgehalte tolerieren können.

Anthropogen verstärkte Kolmationsprozesse können, aufgrund ihrer schädigenden Wirkung der ökologischen Funktionen, schwerwiegende Auswirkungen auf die Fließgewässer und ihre Lebensgemeinschaften haben (Brunke *et al.* 2015, Wharton *et al.* 2017). Sie können zur Degradation der Gewässersohle und des Gewässers selbst führen. Verdichten die Lückensysteme des hyporheischen Interstitials durch Kolmationsprozesse, werden der hydrologische Austausch mit Oberflächen- und Grundwasser und damit auch die Sauerstoff- und Nährstoffversorgung reduziert. Dadurch gehen wertvolle Habitate für Wirbellose, Kieslaicher und ihre Entwicklungsstadien verloren und wichtige Ökosystemfunktionen fallen aus (Brunke *et al.* 2015, Wharton *et al.* 2017, Ingendahl 1999).

Anthropogene Nutzungen des Einzugsgebiets wie beispielsweise Ackerbau, Einleitungen aus der Siedlungswasserwirtschaft (Klarwasser und Regenüberlaufbecken) und Flächenversiegelung führen zu erheblichen zusätzlichen Feinsediment- und Nährstoffeinträgen in Fließgewässer (Brunke *et al.* 2015). Gleichzeitig kann mit dem Feinsedimenteintrag auch eine Schadstoffbelastung erfolgen, da vor allem tonige und schluffige Sedimente eine hohe Adsorptionsfähigkeit für Schadstoffe aufweisen (Gibert *et al.* 1995, Thurmann & Zumbroich 2013). Zudem wird die Sedimentdynamik der Fließgewässer durch Veränderungen der Gewässermorphologie und Verbau (z. B. Begradigung, Staudämme) nachhaltig verändert (Frings & Maß 2018). Ein weiterer Aspekt ist die biologische Kolmation, die v. a. in eutrophierten Fließgewässern eine nicht unerhebliche Rolle spielen kann. Bei anthropogen erhöhten Nährstoffeinträgen kann es zu einem sehr starken Algen- und Biofilmwachstum durch Mikroorganismenkommen wodurch die Porenzwischenräume verstopfen (Ibisch 2004). Durch die genannten Faktoren werden Kolmationsprozesse häufig verstärkt, wodurch die ökologische Funktionsfähigkeit und die Biozönose intakter Fließgewässer gefährdet werden (Brunke *et al.* 2015, Murphy *et al.* 2015).

Als flächendeckendes Phänomen ist die Kolmation bisher allerdings kaum erforscht (Berkhoff & Hahn 2010, Thurmann & Zumbroich 2013). Eine Übersicht über die aktuelle Literatur geben z. B. Borchardt & Pusch (2009), Brunke *et al.* (2015), Wharton *et al.* (2017) und Debeljak (2018).

Ziel der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) ist das Erreichen des guten ökologischen Zustands der Fließgewässer bis zum Jahre 2027. Ein guter ökologischer Zustand bedeutet eine naturnahe Fließgewässerbiozönose mit typischen Fisch-, Invertebraten- und Makrophytengemeinschaften (Jähnig *et al.* 2011). Untersuchungen der letzten Jahre zeigen aber, dass viele Fließgewässer trotz Renaturierungsmaßnahmen und einer verbesserten Wasserqualität dieses Ziel nicht erreichen (Sundermann *et al.* 2009, Haase *et al.* 2015, Berger *et al.* 2016 & 2017, Brettschneider *et al.* 2018). Fließgewässerrenaturierungen zielen vor allem auf eine hydromorphologische Verbesserung ab

(z. B. Sedimentdurchgängigkeit, Kiesaufschüttungen, Erhöhung der Strukturdiversität), wodurch auch der Austausch zwischen Oberflächen- und Interstitialwasser verbessert wird (Jähmig *et al.* 2011, Brunke *et al.* 2015). Bei der Zustandserfassung wird allerdings das hyporheische Interstitial weitgehend außer Acht gelassen – gleichermaßen bei der Beschreibung der Referenzstandorte, der Bewertung und der Maßnahmenkontrolle (Zumbroich & Hahn 2017).

Für die Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen, die zur Erreichung des guten ökologischen Zustands führen sollen, sind in Europa Milliardenbeträge vorgesehen (Haase *et al.* 2015). Untersuchungen von Sundermann *et al.* (2009) ergaben jedoch, dass an den 58 untersuchten Fließgewässern durch Renaturierungsmaßnahmen auch nach Jahren der gute ökologische Zustand nicht erreicht wurde. Als Gründe werden verschiedene Ursachen wie ein unzureichendes Wiederbesiedlungspotenzial und stoffliche Belastungen angesehen (Haase *et al.* 2015). Laut Brunke *et al.* (2015) hängt der gute ökologische Zustand von Fließgewässern von der Funktionsfähigkeit des Interstitials ab. In den Maßnahmenprogrammen werden die Kolmation und ihre Ursachen nicht berücksichtigt, wodurch mit Renaturierungsmaßnahmen langfristig nicht der gute ökologische Zustand erreicht werden kann.

Einer der Schlüsselparameter dabei scheint die Gewässerdegradation zu sein, die über das WRRL-Modul Allgemeine Degradation bewertet wird. Eine eindeutige Diagnose ist bei diesem Bewertungsparameter nicht möglich. Alle Erfahrungen sprechen allerdings dafür, dass hinter einer ausgeprägten Allgemeinen Degradation sehr oft Kolmation, aber auch andere Stressoren wie stoffliche Einträge, stehen.

Voraussetzung für die erfolgreiche Renaturierung von Fließgewässern ist deshalb die Ermittlung der Ursachen der Degradation (und als Konsequenz deren Beseitigung). Dies lässt sich nur durch die quantitative Erfassung der Kolmation lösen.

1.2 Verfügbare Methoden zu Erfassung der Kolmation

Für die Erfassung und Bewertung der inneren Kolmation in Fließgewässersedimenten fehlen bislang standardisierte Verfahren (Stein *et al.* 2018, Seitz *et al.* 2019). Dies dürfte ein wesentlicher Grund dafür sein, weshalb Kolmation bei der Fließgewässerbewertung bislang kaum berücksichtigt wird. Die meisten Methoden zur Kolmationserfassung sind qualitativ und beruhen auf Schätzungen.

Dazu gehört z. B. die visuelle Kartierung nach Schälchli (2002), bei der an trocken gefallen Bereichen der Gewässersohle die Deckschicht entfernt und die darunter liegende Substratzusammensetzung abgeschätzt und durch die Fingerprobe ergänzt wird. Basierend darauf kann die Kolmation in fünf Klassen von „nicht“ bis „vollständig kolmatiert“ eingeteilt werden.

Eine weitere Methode ist die Stocher- und Stiefelprobe nach Hüsener (2015). Anhand des Eindringwiderstands und der Abdriftfahne, die durch Aufwirbellung verursacht wird, kann die Kolmation in 3 Stufen eingeordnet werden.

Weitere messtechnische Verfahren beruhen auf der Entnahme der Sohlensedimente unter der fließenden Welle. Hier wird die Kolmation beispielsweise über Sedimentfallen, Gefrierkernentnahmen, Resuspensionsuntersuchungen mit Siebanalysen zur Korngrößenbestimmung, sowie Nagelversuchen mit Federwaagen beurteilt (Plückthun 2010, Müller & Gutruf 2014, Hüsener 2015, Murphy *et al.* 2017, Seitz *et al.* 2019). Diese Methoden sind relativ aufwändig.

Eine neue Methode ist die **quantitative Erfassung der inneren Kolmation mit dem Kolmameter**, die mit relativ wenig Aufwand verbunden ist. Die Messung erfolgt über die Durchlässigkeit der Sedimente, die über die Menge des eingespritzten Wassers gemessen wird. Die Gewässersohle wird dabei kaum geschädigt, da keine Sedimente entnommen werden. Diese Gerät wurde bereits in der vorangegangenen DBU-Studie (AZ 33590/01 - 33/2: „Vergleichende ökologische Untersuchungen zur quantitativen Bestimmung der Kolmation von Fließgewässersedimenten mit Vorschlägen für eine Verfahrensweisung“, Stein *et al.* 2018) erfolgreich erprobt. In den Untersuchungen konnte der Zusammenhang zwischen Kolmationsmessungen und „Allgemeiner Degradation“ und anderen Bewertungsparametern wie der Sohlstruktur an 50 WRRL-Standorten festgestellt werden. Auch konnten deutliche Zusammenhänge zwischen dem gemessenen Kolmatierungsgrad und der Besiedlung des Interstitials gezeigt werden. Dabei zeigten vor allem einzelne Tiergruppen wie die Kleinkrebse (Gammaridae und Harpacticoida) Indikatoreigenschaften hinsichtlich der Kolmationsstärke (siehe auch Stein *et al.* 2018b).

1.3 Fragestellung und Ziele

„Welchen Einfluss hat das Einzugsgebiet auf die Kolmation, die Besiedlung und die Bewertung von Fließgewässern?“ war die zentrale Frage dieser Studie. Geprüft werden sollte deshalb auch folgende Hypothese: „Die Maßnahmenprogramme zur Fließgewässerrenaturierung greifen zu kurz, weil der Einzugsgebietsbezug fehlt und die Kolmation nicht oder nicht adäquat berücksichtigt wird.“

Bereits die Ergebnisse des o. g. DBU-geförderten Projektes (Stein *et al.* 2018a) lassen erkennen, dass ein enger Bezug zwischen der Durchströmbarkeit der Sedimente und der Fauna besteht. Allerdings geht diese Studie nicht auf die Struktur der Einzugsgebiete und die Sedimentfracht, speziell die potentielle jährliche oder ereignisbezogene Sedimentfracht, sowie die potentiellen Effekte sedimentgebundener Schadstoffe ein.

In der aktuellen Studie sollten die Auswirkungen verschiedener Stressoren auf die Besiedlung der Sedimente geprüft werden. Dabei sollten sowohl im Gewässer gemessene wie auch einzugsgebietsgebundene Stressoren (z. B. Feinsedimente, Pflanzenschutzmittel, Erosion) berücksichtigt werden. Dahinter steht die Frage nach der Bedeutung der Kolmation für den ökologischen Zustand der Fließgewässer und den Möglichkeiten, diese mit Hilfe des Kolmameters quantitativ zu erfassen. Folgende Vorgehensweise wurde angewandt:

- Herstellung des Flächenbezugs durch die Erfassung und Charakterisierung der Einzugsgebiete durch relevante EZG-Kenngrößen der auszuwählenden Bachabschnitte hinsichtlich der Landnutzung- und -bedeckung, des Oberflächenabflusses, der Böden, der Topographie und des Niederschlagsverhaltens. Dabei sollte soweit möglich auf bestehende Daten (bspw. ATKIS, INVEKOS, Erosionsdatensätze und gemessene Abflussdaten) zurückgegriffen und darauf aufbauend neue Modellierungen/Analyseansätze umgesetzt werden.
- Einmalige Beprobung von 25 Bachabschnitten hinsichtlich der Erfassung des ökologischen Zustands nach WRRL, der Gewässerstrukturgüte nach LAWA, der Kolmation, der interstitiellen Meiofauna weiterer abiotischer Parameter.
- Entnahme von Sedimentproben zur PSM-Analytik, Korngrößenbestimmung, Bestimmung des organischen Materials und der Trübung.
- Exemplarisch wurde einer dieser Standorte (Dauerstandort: Unterer Guldenbach) monatlich für den Zeitraum eines Jahres beprobt, einschließlich der Erfassung von Abfluss und Sedimentfracht (dadurch hohe zeitlich-räumliche Auflösung).

- Identifizierung potentieller Indikatortaxa für die Kolmation
- Unterscheidung zwischen linearen und diffusen Einträgen, zwischen ereignisbezogener und Jahresmittel-bezogener Auswertung
- Ableitung beispielhafter, einzugsgebietsbezogener Empfehlungen mit überprüfender Modellierung für den Dauerstandort und weitere ausgewählte Standorte

Dadurch sollen neue Ansätze für die WRRL-Maßnahmenprogramme, aufbauend auf einzugsgebietsbezogenem Flächenmanagement, entwickelt werden. Diese Befunde sollen insbesondere auch mit den lokalen Akteuren kommuniziert werden.

1.4 Gliederung der Untersuchungen

Die Untersuchungen zur einzugsgebietsbezogenen Betrachtung der Kolmation gliedern sich in insgesamt 6 Arbeitspakete (AP1-AP6), denen auch die Gliederung des vorliegenden Berichts folgt. Das bedeutet, dass der Methoden- und Ergebnissteil nach den jeweiligen Arbeitspaketen gegliedert ist:

AP 1: Sichtung, Harmonisierung und Aufbereitung der Daten, Standortauswahl

AP 2: Auswertung und Modellierung von einzugsgebietsbezogenen Parametern im GIS (25 Standorte)

AP 3: Ökologische Untersuchungen/Datenerhebung

AP 4: Zusammenführung und Auswertung der Daten

AP 5: Exemplarische Maßnahmenempfehlungen basierend auf GIS-Simulationen

AP 6: Aufbau einer Kommunikationsplattform/Dissemination

Die Arbeitspakete werden im folgenden Abschnitt kurz einzeln beschrieben:

Sichtung, Harmonisierung und Aufbereitung der Daten, Standortauswahl (AP1)

Im Vorfeld der Standortauswahl erfolgte die Sichtung, Harmonisierung und die Aufbereitung von Daten potentieller Untersuchungsgewässer samt Daten zur WRRL-Bewertung, Strukturgüte und EZG-Daten, die die Landnutzung etc. betrafen. Die Auswahl von 25 Fließgewässerabschnitten basiert auf verschiedenen Kriterien und erfolgte letztendlich nach einer Standortbegehung im Februar 2019. Die für die Vorauswahl der Standorte und die späteren EZG-bezogenen Analysen benötigten Geodaten wurden ebenfalls aufbereitet, harmonisiert und in eine Geodatenbank integriert (Kapitel 2.1 und 2.2).

Auswertung und Modellierung von einzugsgebietsbezogenen Parametern im GIS (AP2)

Mittels entsprechender Geodaten wurden die EZG der 25 ausgewählten Fließgewässerstandorte bezüglich der Landnutzungsanteile, der Hangneigung und der Starkniederschlagshäufigkeit analysiert. Zudem wurden die Gewässernetzdichte und –länge für die EZG ermittelt. Für alle ausgewählten 25 Standorte wurde eine Modellierung der flächen- und linienhaften Erosion umgesetzt. Für den Dauerstandort am Unteren Guldenbach wurde die flächige Erosion außerdem im Jahresverlauf betrachtet (Kapitel 2.3).

Ökologische Untersuchung / Datenerhebung (AP3)

An den ausgewählten 25 Fließgewässerabschnitten wurden im Zeitraum April 2019 bis Juli 2019 einmalig ökologische Daten erhoben und ausgewertet (siehe Kapitel 2.4 und 3.2). Für jeden Standort wurden der ökologische Zustand nach EG-WRRL und die Gewässerstrukturgüte nach LAWA (2000) bestimmt. Des Weiteren wurden an jedem Standort umfangreiche Interstitialuntersuchungen durchgeführt, die

Kolmationsmessungen, Wasser- und Sedimentanalysen (z. B. Korngrößen, Pflanzenschutzmittelwirkstoffe, organisches Material, Trübung) sowie Untersuchungen zur faunistischen Besiedlung (interstitielle Meiofauna) umfassten. Am Dauerstandort Unterer Guldenbach wurden die Interstitialuntersuchungen ein Jahr lang, von Mai 2019 bis April 2020, monatlich wiederholt.

Zusammenführung und Auswertung der Daten (AP4)

Die umfangreichen ökologischen und einzugsgebietsbezogenen, z. T. modellierten Datensätze wurden in AP4 zusammengeführt und statistisch ausgewertet (Kapitel 2.4.2 und 3.3).

Exemplarische Maßnahmenempfehlungen basierend auf GIS-Simulationen (AP5)

Exemplarische Maßnahmenempfehlungen wurden basierend auf GIS-Simulationen erarbeitet (siehe Kapitel 2.5 und 3.4). Dazu wurden Simulationen von potentiellen standortspezifischen Minderungsmaßnahmen der Erosion und des Oberflächenabflusses im GIS (grasbewachsene Pufferstreifen in Gewässernähe, Fruchtartenwechsel und Agroforstsysteme) auf exemplarischen Standorten durchgeführt. Im GIS kann die Wirkung solcher Maßnahmen quantitativ und visuell durch den Vergleich der Vorher-Nachher-Situation ausgewertet werden.

Für die 5 ausgewählten EZG wurden zudem weitere Eigenschaften analysiert: die Wegenetz- und Straßennetzdichte und –länge, der Anteil erosionswirksamer Abflussbahnen an der Ackerfläche („Dichte“ der Abflussbahnen), das mittlere Sohlgefälle des Gewässernetzes (unterteilt in 100 m Gewässerabschnitte) und die mittlere euklidische Distanz der Ackerflächen zur Probenahmestelle. Der Zusammenhang dieser Eigenschaften mit dem Kolmationsgrad wurde mit einer einfachen Korrelationsanalyse überprüft.

Aufbau einer Kommunikationsplattform/Dissemination (AP6)

In diesem Zusammenhang wurde der vorliegende Abschlussbericht verfasst und die Ergebnisse in interaktiven Web- und Storymaps der Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt (Kapitel 3.5). Des Weiteren wurden die Ergebnisse auf verschiedenen nationalen und internationalen Tagungen präsentiert.

2 Material und Methoden

2.1 Standortauswahl

Im Folgenden wird die Herangehensweise bei der Auswahl der 25 Fließgewässerabschnitte beschrieben. Zunächst werden Kriterien aufgeführt, die bei der Standortauswahl beachtet wurden, bzw. die Voraussetzung für die Auswahl waren. Im Anschluss wird die Lage der ausgewählten 25 Fließgewässerabschnitte dargestellt und es werden die 3 untersuchten Fließgewässertypen beschrieben. Danach folgen Beschreibungen der angewandten Untersuchungsmethoden im Gelände und im Labor. Das Kapitel schließt mit einer Beschreibung der statistischen Methoden. Die Unterkapitel gliedern sich nach Arbeitspaketen (AP1-AP6).

Sichtung, Harmonisierung, Aufbereitung der WRRL-Daten und Standortauswahl (AP1)

Die zu untersuchenden Fließgewässerabschnitte wurden in mehreren Schritten ausgewählt. Eine Vorauswahl von insgesamt 56 Fließgewässerstrecken in Rheinland-Pfalz erfolgte nach umfassender Durchsicht gewässerökologischer Datensätze und geeigneter Geodaten, die harmonisiert und entsprechend aufbereitet wurden. Für die Endauswahl der im Projektvorhaben beschriebenen 25 Fließgewässerstrecken wurden alle 56 Gewässerabschnitte angefahren, um vor Ort die geeignetsten Fließstrecken festzulegen.

Für die Untersuchungen wurde das Bundesland Rheinland-Pfalz ausgewählt, da hier bereits Voruntersuchungen zum Thema durchgeführt worden waren und nicht zuletzt ein regionaler Bezug seitens der Bearbeiter besteht.

Die Auswahl der Standorte erfolgte in enger Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz (LfU RLP), die die Standortauswahl fachlich begleiteten und Datensätze zu den Gewässern und Einzugsgebieten bereitstellten.

Die ausgewählten Fließgewässerabschnitte wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt:

Kriterien für die Standortauswahl

- Untersuchungsschwerpunkt sollten **grobmaterialreiche Fließgewässertypen** bilden, deren Gewässersohlen vielfältige Habitate für wirbellose Tiere des Benthals und des Interstitials sowie für Kieslaicher und Jungfische bereitstellen. Die Kolmation ist besonders in diesen Gewässertypen von ökologischer Bedeutung, da ihre Tiergemeinschaften an eine gut durchströmte und sauerstoffreiche Gewässersohle angepasst sind. Kolmatieren die grobporigen Kieslückensysteme, wird der hydrologische Austausch und somit die Sauerstoff- und Nahrungszufuhr vermindert und es gehen wertvolle Habitate verloren (Brunke 2015). Dies kann negative Auswirkungen auf die ökologische Funktionsfähigkeit und die Lebensgemeinschaften des Gewässers haben (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008). Eine starke Kolmation sollte sich demnach in der Zusammensetzung der Faunengemeinschaft und abiotischen Parametern widerspiegeln. Darauf basierend wurden *Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche* (LAWA-Typ 5) und *Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse* (LAWA-Typ 9) ausgewählt.
- Außerdem sollten zwei Fließgewässerabschnitte an der **Oberen Wieslauter**, einem *feinmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbach* (LAWA-Typ 5.1) untersucht werden. Die Wieslauter ist Zielgewässer der Wiederansiedlung von Lachsen (Projekt Lachs 2020) und es sollten auch frühere Funde spezieller Benthosarten (*Isoptena sericornis*, Plecoptera, Chloroperlidae) wiederholt

nachgewiesen werden. In der Regel wird davon ausgegangen, dass in sandigen Substraten (0,063 - 2 mm Korngröße) keine innere, sondern nur äußere Kolmation auftreten kann (Hölting 1989, Parzefall *et al.* 2014, Brunke *et al.* 2015). Begründet wird diese Annahme damit, dass aufgrund der geringen Durchlässigkeit feinporiger Sande, im hyporheischen Interstitial die Fließgeschwindigkeit stark verlangsamt ist. Deshalb lagern sich, in der fließenden Welle transportierte Feinsedimente, bei Eintritt in die feinsandige Sohle nur auf der Oberfläche ab. Hohe Kolmatometerwerte, die i. d. R. auf eine starke Kolmatierung hinweisen, sind in feinsandgeprägten Gewässern wie der Wieslauter also nicht als störender Kolmationsprozess, sondern als weitgehend naturgemäßer Zustand der feinporigen Gewässersohle zu betrachten. Auch sind ihre interstitiellen Tiergemeinschaften speziell an kleinporige, sandige Lückensysteme angepasst (Giere 2009). Voraussetzung für eine Besiedlung sind allerdings ausreichend hohe Sauerstoffwerte, die in solchen Gewässern bereits in Sedimentschichten geringer Tiefe stark reduziert sein können (Hahn 1996).

- Bei der Auswahl der Gewässerabschnitte sollte im **Einzugsgebiet** ein möglichst großes Spektrum an **Landnutzungsanteilen** abgedeckt werden. Einerseits wurden möglichst ungestörte Gewässerstrecken mit anthropogen wenig genutzten Einzugsgebieten und großen Waldanteilen ausgewählt, andererseits wurden auch Fließstrecken berücksichtigt, deren EZG divers landwirtschaftlich genutzt wird und in dem relativ hohe Ackeranteile liegen.
- Weitere EZG-bezogene Kriterien waren z. B. die mittlere **Geländeneigung** oder auch die Häufigkeit von **Starkregenereignissen** im „Wasserkörper“ (basierend auf stündlich aufgelösten RADOLAN-Niederschlagsdaten von 17 Jahren (Zeitraum 2001 bis 2017))
- Gewässerabschnitte, für die bereits eine **Zustandsbewertung gemäß EG-WRRL** (Makrozoobenthosuntersuchungen PERLODES) vorlag, wurden bevorzugt, um die Ergebnisse der aktuellen Untersuchungen damit vergleichen zu können. Hier war vor allem die Degradierung der Gewässer relevant, erfasst als **Allgemeine Degradation** über Defizite der MZB-Besiedlung. Gewässer, an denen mehrere Monitoring-Standorte (z. B. WRRL, oder Biologiemessstellen) liegen, wurden bevorzugt, um die Fließstrecken miteinander vergleichen zu können.
- Die **Saprobie** sollte mindestens bei Klasse 2 oder besser liegen, d. h. die Gewässer sollten nicht oder nur wenig organisch belastet sein, um weitere Störfaktoren wie beispielsweise den Einfluss von Kläranlagen auszuschließen.
- In Abstimmung mit dem Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz (LfU RLP), wurden auch Fließgewässerabschnitte ausgewählt, die eine besonders gute **Gewässerstruktur** (nach LAWA 2000) aufwiesen. Berücksichtigt werden sollten auch **Salmonidenlaichgewässer** und Gewässer mit **Großmuschelvorkommen** wie die Obere Our und die Untere Nister, sowie renaturierte bzw. zu renaturierende Gewässerabschnitte. Vermieden werden sollten Fließstrecken, die von oberhalb gelegenen Querbauwerken beeinflusst sind, da diese die natürliche Sedimentdynamik beeinträchtigen.
- Gewässer mit **Abflusspegeln** wurden bevorzugt. Vor allem am Dauerstandort sollten möglichst Daten über das Abflussverhalten verfügbar sein.
- Die **Durchwatbarkeit** war aus methodischen Gründen Voraussetzung für die Interstitialuntersuchungen und das WRRL-Monitoring.

2.2 Untersuchungsgebiete

Die nach den oben genannten Kriterien ausgewählten 25 Untersuchungsstandorte liegen in Rheinland-Pfalz. Zunächst werden nachfolgend die untersuchten **biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen (= LAWA-Typen)** beschrieben (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008, Pottgießer 2018). Im Anschluss folgen eine Beschreibung der Lage und Eigenschaften der 25 Fließgewässerabschnitte, die in der Karte in Abbildung 4 und in Tabelle 1 dargestellt sind. Der Dauerstandort Unterer Guldenbach wird dabei detaillierter beschrieben.

Die Charakterisierung der untersuchten Fließgewässerstrecken erfolgt in Form eines Gewässersteckbriefes (siehe Anhang I). Die Steckbriefe enthalten die wichtigsten Standorteigenschaften und die aktuellen Ergebnisse. In einem Textteil für jede untersuchte Fließstrecke werden der ökologische Zustand, die Gewässerstrukturgüte und die zum Untersuchungszeitpunkt gemessene innere Kolmation zusammen mit ausgewählten abiotischen und faunistischen Daten erläutert.

2.2.1 Beschreibung der untersuchten Fließgewässertypen

Untersuchungsschwerpunkt bilden grobmaterialreiche Gewässertypen: Davon liegen 16 Standorte an *Grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbächen (LAWA-Typ 5)* und 7 Standorte an *Silikatischen, fein- bis grobmaterialreichen Mittelgebirgsflüssen (LAWA-Typ 9)*. Zwei weitere Standorte liegen an der Oberen Wieslauter, einem *Feinmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbach (LAWA-Typ 5.1)*.

Im Folgenden werden die Referenzzustände der drei Fließgewässertypen hinsichtlich der Sohlstruktur und ihren charakteristischen Benthosgemeinschaften beschrieben, die im leitbildgemäßen Zustand des jeweiligen Gewässertyps vorkommen (Pottgiesser & Sommerhäuser 2008, Pottgießer 2018).

LAWA-Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche

Die Sohlsubstrate sind von Grobmaterial wie Schotter und Steinen dominiert oder lokal kann auch Fels anstehen. Feinere Substrate werden nur in schwach durchströmten Bereichen wie Stillen oder an Gleithangbereichen abgelagert. Typisch sind zahlreiche großflächige Ablagerungen aus Kiesen und Schottern. Das Interstitial ist gut ausgebildet und divers besiedelt. Die naturgemäße MZB-Gemeinschaft ist sehr artenreich. Strömungsliebende Arten mit hohen Ansprüchen an die Sauerstoffversorgung dominieren. Die meisten Arten präferieren niedrigere Wassertemperaturen. Der dominierende Ernährungsformtypus sind Weidegänger.

Eine verstärkte Kolmation kann sich insbesondere bei grobmaterialreichen Bächen negativ auswirken, da sie von strömungsliebenden Tierarten besiedelt werden, die an eine gute Sauerstoff- und Nahrungsversorgung angepasst sind. Sind die Lückensysteme stark kolmatiert, d. h. durch Feinsedimente verstopft, gehen wichtige Habitate für diese Arten und die ökologische Funktionsfähigkeit der Gewässersohle verloren.

Die Untersuchungen umfassten insgesamt 16 Fließstrecken des Typs 5: Mittlerer Guldenbach, Ob. Endertbach, zwei Zuläufe des Ob. Kautenbachs (Trabenerbach, Eschbach), Auersbach, Steinalp, Ellerbach, Prims, Stillegraben, Ob. Gaybach, Michelsbach, Alfbach (Standorte Habscheid und Pronsfeld), Kl. Nister, Ob. Wied (Standorte Steinebach und Winkelbach) (siehe Abb.4 und Tab. 1).



Abb. 1: LAWA-Fließgewässertyp 5: Beispiele untersuchter Bäche.

LAWA-Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse

Die Gewässersohle ist insgesamt durch Schotter, Steine und Kiese geprägt. Feinere Sedimente kommen in strömungsberuhigten oder in Uferbereichen vor. Eine Abfolge ausgedehnter Schotter- und Kiesbänke sind für diesen Gewässertyp charakteristisch. Das Interstitial ist gut ausgeprägt und divers besiedelt. Die MZB-Gesellschaft ist aufgrund der großen Habitatvielfalt natürlicherweise sehr artenreich. Sauerstoff- und strömungsliebende Arten besiedeln v. a. die schnell fließenden Bereiche. Außerdem kommen meist Arten vor, die Feinsedimente präferieren oder die an kleinere und kühlere Gewässer gebunden sind. Ebenso wie bei den grobmaterialreichen Bächen sind auch die grobmaterialreichen Flüsse anfällig für eine anthropogen verstärkte Kolmation. Ihre Tiergemeinschaften sind auf eine gut durchströmte Gewässersohle und hohe Sauerstoffversorgung angewiesen. Für größere Organismen wie Flohkrebse, Jungfische oder Insektenlarven muss das vorhandene Lückensystem groß genug sein und eine gute Versorgung mit Sauerstoff und Nahrung bestehen.

Insgesamt 7 Fließstrecken des Gewässertyps 9 wurden untersucht: Mittlere Ahr, Unterer Flaumbach, Unterer Guldenbach, Untere Nister (Standort Heimborn und Weidacker), Obere Our (Standort Steinebrück und Kohnenhof) (siehe Abb.4 und Tab. 1).



Abb. 2: LAWA-Fließgewässertyp 9: Beispiele untersuchter Flüsse.

LAWA-Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche

Die dominierenden Sohlsubstrate dieses Gewässertyps sind Sande und Kiese wobei lokal Steine und Totholz wichtige Hartsubstrate für die Organismen bilden. Das prägende Strömungsbild ist langsam fließend, kann stellenweise aber auch schnell oder turbulent sein. Aufgrund der geringen Pufferkapazität neigen feinmaterialreiche, silikatische Bäche zur Versauerung. Die Gemeinschaften des Makrozoobenthos sind im Vergleich zu den grobmaterialreichen Mittelgebirgsbächen (Typ 5) artenärmer und von Sammlern und Zerkleinerern geprägt. In schnell fließenden Bereichen überwiegen strömungsliebende Hartsubstratbesiedler. In den Stillen und den detritusreichen stabilen Sandablagerungen siedeln dagegen vor allem Weichsubstratbesiedler und grabende Formen wie z. B. die Larve der

Eintagsfliege *Ephemera danica*. Auch sind Arten häufig, die Wassermoose besiedeln. Die Gewässersohle feinmaterialreicher Fließgewässer ist naturgemäß sandig und kleinporig. Ihre benthalen und hyporhealen Lebensgemeinschaften sind entsprechend an diese Bedingungen angepasst. Laut Steckbrief treten Interstitialarten nur vereinzelt auf oder fehlen ganz. Der sandige Charakter der Gewässersohle führt zu einer starken Verringerung der Fließgeschwindigkeit von infiltrierendem Oberflächenwassers, so dass Feinsedimente i. d. R. auf der Sohle abgelagert werden und nur äußere Kolmation auftreten kann. Deshalb wird in diesen Gewässern meist nicht von einer Kolmationsproblematik gesprochen, da die Sohle nicht als degradiert gilt und es dadurch keine negativen Auswirkungen auf die Ökologie des Gewässers gibt (Parzefall *et al.* 2014).

Die Untersuchungen des Gewässertyps 5.1 beschränkten sich auf 2 Fließstrecken an der *Ob. Wieslauter* (Standort *oh. Hinterweidenthal* und Standort *uh. Dahn*) (siehe Abb.4 und Tab. 1).



Abb. 3: LAWA-Fließgewässertyp 5.1: Obere Wieslauter. Links: Oberer Standort oberhalb des Ortes Hinterweidenthal. Rechts: Unterer Standort unterhalb der Gemeinde Dahn.

2.2.2 Lage und Charakterisierung der untersuchten Standorte

Die untersuchten Standorte liegen in unterschiedlichen Naturräumen (Naturräumlichen Großregionen) des Bundeslandes Rheinland-Pfalz. Ihre Lage ist in Abb. 4 dargestellt. In Tabelle 1 sind alle Standorte aufgelistet, mit Zugehörigkeit zum Gewässertyp, WRRL-Wasserkörper, Naturräumlichen Haupteinheit sowie mit Angaben zur Größe des Einzugsgebiets (EZG) und der Gewässernetzlänge aller Zuflüsse im EZG.

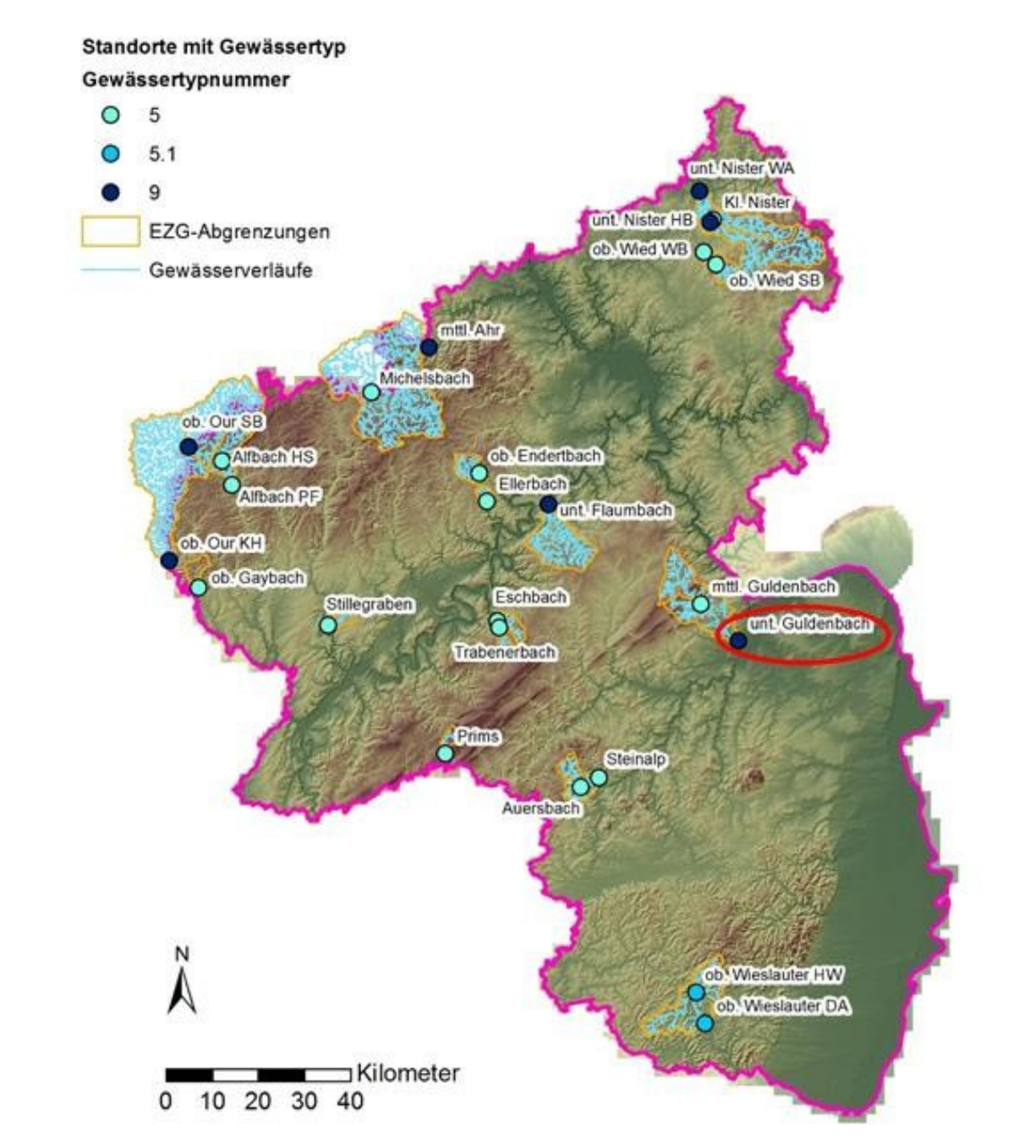


Abb. 4: Karte der 25 ausgewählten Fließgewässer, bzw. Fließgewässerabschnitte in Rheinland-Pfalz. Rot markiert ist der Dauerstandort Unterer Guldenbach, der monatlich, ein Jahr lang untersucht wurde.

Tab. 1: Liste der 25 ausgewählten Fließgewässerabschnitte und ihre Zugehörigkeit zum Fließgewässertyp nach LAWA (2019), Wasserkörper, Naturräumliche Haupteinheit, Fläche des Einzugsgebiets (EZG) und Gewässernetzlänge aller Zuflüsse im EZG. Weitere Informationen zu den EZG-Parametern wie Landnutzung, ökologische Bewertung siehe Ergebnisteil Tab. 7, Tab. 10 und Anhang I.

Fließgewässerabschnitt	Gewässer- typ Nr.	Wasserkörper	Naturräumliche Haupteinheit (BfN)	EZG-Fläche (km ²)	Gewässernetz- länge (km)
Alfbach (Habscheid)	5	Alfbach	Westeifel	36,5	49,85
Alfbach (Pronsfeld)	5	Alfbach	Westeifel	54,4	78,64
Auersbach	5	Steinalp	Saar-Nahe-Bergland	6,7	12,26
Ellerbach	5	Ellerbach (Mosel)	Osteifel	9,7	13,32
Eschbach	5	Oberer Kautenbach	Hunsrück	20,2	23,47
Kl. Nister	5	Kleine Nister	Bergisch-Sauerländisches Gebirge	63,1	102,92
Michelsbach (Ahr)	5	Michelsbach (Ahr)	Osteifel	4,2	6,58
Mittl. Guldenbach	5	Mittlerer Guldenbach	Hunsrück	71,7	86,96
Ob. Wied (Steinebach)	5	Obere Wied	Westerwald	26,4	37,84
Ob. Wied (Winkelbach)	5	Obere Wied	Westerwald	37,8	50,45
Ob. Endertbach	5	Oberer Endertbach	Osteifel	28	49,87
Ob. Gaybach	5	Oberer Gaybach	Westeifel	19,8	30,99
Prims	5	Prims	Hunsrück	16,5	19,58
Steinalp	5	Steinalp	Saar-Nahe-Bergland	50,6	77,52
Stillegraben	5	Stillegraben	Gutland	14,9	11,54
Trabenerbach	5	Oberer Kautenbach	Hunsrück	12	15,99
Ahr u. Schuld	9	Mittlere Ahr	Osteifel	465,8	688,78
Ob. Our (Steinebrück)	9	Obere Our	Westeifel	191,3	330,22
Ob. Our (Kohnenhof)	9	Obere Our	Westeifel	466,7	816,15
Unt. Flaumbach	9	Unterer Flaumbach	Hunsrück	116,9	183,72
Unt. Guldenbach	9	Unterer Guldenbach	Nördliches Oberrheintiefland	167,3	189,88
Unt. Nister (Heimborn)	9	Untere Nister	Bergisch-Sauerländisches Gebirge	154	247,64
Unt. Nister (Weidacker)	9	Untere Nister	Bergisch-Sauerländisches Gebirge	242,6	386,62
Ob. Wieslauter (Hinterweidenthal)	5.1	Obere Wieslauter	Haardtgebirge	25,1	24,30
Ob. Wieslauter (Dahn)	5.1	Obere Wieslauter	Haardtgebirge	138,8	117,53

Die untersuchten Gewässerabschnitte gehören zu unterschiedlichen Kategorien hinsichtlich ihrer Bewertungsgrundlagen und ihrer Bedeutung als Salmonidenlaich- oder Großmuschelgewässer. Dabei gibt es z. T. Überschneidungen aller Kategorien (siehe Steckbriefe in Anhang I).

Insgesamt 12 der untersuchten Gewässerabschnitte sind als LAWA-Referenzstandorte mit besonders guter Geländestruktur ausgewiesen (LfU RLP). Bei weiteren 8 Fließstrecken handelt es sich um WRRL-Monitoringmessstellen.

Die *Obere Our Abschnitt Kohnenhof* und die *Untere Nister Abschnitt Heimborn* und Weidacker sind aufgrund ihres Vorkommens von Großmuscheln (*Unio crassus* und potentiell auch *Margaritifera margaritifera*) von Bedeutung. An diesen Gewässerstrecken findet ein Wiederbesatz der Bachmuschel (*Unio crassus*) mit Aufzuchten statt (Haus der Natur, Luxemburg und ARGE Nister).

Mehrere Gewässer in RLP gehören zu den Zielgewässern des Lachswiederansiedlungsprogramms „Lachs 2020“, das im Rahmen des Programms „Rhein 2020“ zur nachhaltigen Entwicklung des Rheins durchgeführt wird. Dazu gehören die *Wieslauter*, *Ahr*, *Nister*, *kleine Nister* (Siegsystem) und *der Guldenbach* (Nahe-System).

An manchen der untersuchten Gewässerstrecken hatten in der Vergangenheit verschiedene Revitalisierungsmaßnahmen stattgefunden. Am Nisterstandort Weidacker (WA), war ein Querbauwerk (altes Wehr) zurückgebaut und das Kiesbett der Gewässersohle erneuert worden. Zum Untersuchungszeitpunkt waren bereits weitere morphologische Veränderungen ca. 100 m oberhalb der untersuchten Fließstrecke, durch die Struktur und Genehmigungsdirection Nord (SGD Nord), geplant. Interessant wäre es hier zu einem späteren Zeitpunkt eine weitere Kolmationsmessung durchzuführen und den Zustand der Gewässersohle erneut zu erfassen.

Von besonderem Interesse war auch die Fließstrecke am Unteren Guldenbach, die als Dauerstandort für die monatlichen Kolmationserfassungen und Interstitialuntersuchungen ausgewählt wurde. Der Dauerstandort, der unterhalb des Ortes Guldental liegt, wird im folgenden Abschnitt näher beschrieben. Aufgrund der Strukturvielfalt und der hohen Eigendynamik des ehemals revitalisierten Gewässerabschnittes, schien sich dieser besonders für die **Erfassung dynamischer Kolmationsprozesse** zu eignen. Weitere Gründe waren, dass der Guldenbach ein „potentielles Lachsgewässer“ und deshalb von überregionalem Interesse ist. Der Guldenbach hat zwei Teileinzugsgebiete, die sich in einen oberen waldreichen Teil und in einen unteren, intensiv landwirtschaftlich genutzten Teil gliedern. Darüber hinaus waren viele Daten und Informationen verfügbar und v. a. ein am Gewässer sehr engagierter Angelverein, der die Untersuchungen unterstützte und mit großem Interesse verfolgte.

Dauerstandort Unterer Guldenbach

Für die monatlichen Untersuchungen (Mai 2019 bis April 2020) wurde eine revitalisierte Fließstrecke des Unteren Guldenbachs, ca. 1,5 km unterhalb der Gemeinde Guldental, ausgewählt. Die Fließstrecke zeichnet sich durch eine hohe Eigendynamik aus. Aufgrund der großen Eigendynamik, die in diesem Gewässerabschnitt vor ca. 20 Jahren durch eingebrachte Störsteine ausgelöst wurde und die seitdem zugelassen wird, konnten sich vielfältige Gewässerstrukturen wieder entwickeln. Bei einem Hochwasser im Jahr 2016 entstanden mächtige Kiesanlandungen, die seitdem von Salmoniden als Laichplätze genutzt werden. Durch den Einsatz des ASV Guldental wurde in diesem Abschnitt der Erhalt des Uferabbruchs bei der Gemeinde erreicht (Schneider & Seufert 2021). Der Untere Guldenbach ist im Programm „Lachs 2020“ integriert, das die Lachswiederbesiedlung zum Ziel hat. Weitere Maßnahmen wie die Wiederanbindung der Gewässeraue werden (durch den örtlichen ASV Guldental) durchgeführt.

Der Guldenbach entspringt nördlich von Erbach im Hunsrück. Danach fließt er aus dem Hunsrück durch den Soonwald im Südwesten und den Binger Wald im Nordosten bis ins Untere Nahehügelland der Saar-Nahe-Senke. Nach rd. 37 km mündet der Untere Guldenbach zwischen Langenlohnheim und Bretzenheim in die Nahe (MULEWF Hrsg. o. J.). Der Untere Guldenbach ist ein Gewässer zweiter Ordnung und gehört zum Gewässertyp 9 (*Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse*). Das EZG des Guldenbachs ist insgesamt 167 km² groß. Es umfasst knapp 60 % Wald, 14 % Grünland, 12 % Acker und zusätzlich 3,4 % Weinbau und knapp 9 % Siedlungsfläche. Während der obere Teil des EZG vorwiegend Waldanteile aufweist und sich aus Devonischen Quarziten und Devonischen Schiefen und Grauwacken zusammensetzt, überwiegen im unteren EZG-Teil, d. h. im näheren Umkreis der untersuchten Fließstrecke, Rotliegende-Sedimente (MULEWF Hrsg. o. J.), die vorwiegend für Weinanbau und Siedlungen genutzt werden (siehe Abb. 59 Kapitel 3.4). Die untersuchte Fließstrecke liegt in einem Trinkwasserschutzgebiet der Zone 2 (Rechtsverordnung, RVO).

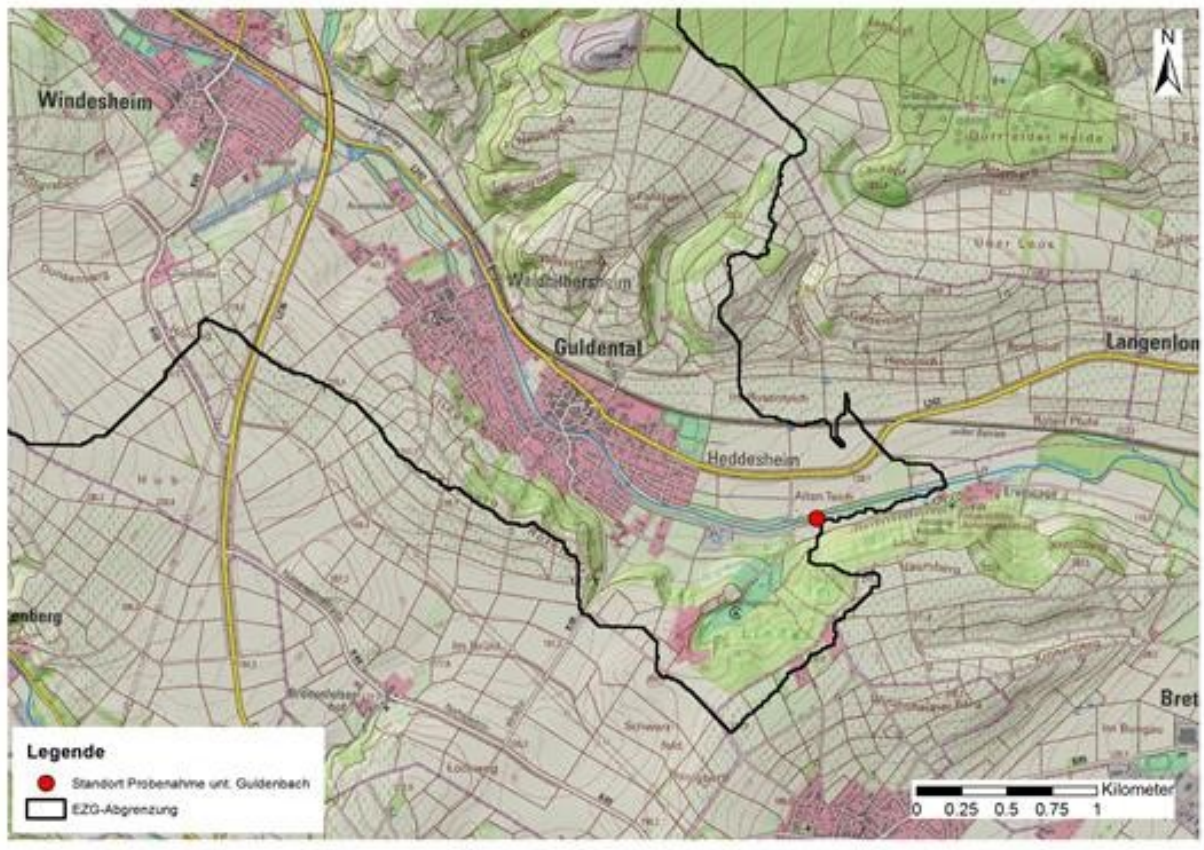


Abb. 5: Dauerstandort Unterer Guldenbach im Detail.

Die untersuchte Fließstrecke erstreckt sich entlang einer großen Kiesbank von ca. 50 m Länge, die bei einem Hochwasser im Jahr 2016 eigendynamisch entstanden ist (Schneider & Seufert 2021, ASV-Guldentel 2021). In Fließrichtung links befindet sich ein ca. 2 m hohes Steilufer mit einem oberhalb verlaufendem Radweg (Abb. 6). In Fließrichtung rechts liegt eine teilweise bewachsene Kiesbank.



Abb. 6: Fließgewässerabschnitt am Unteren Guldenbach, der von Mai 2019-April 2020 monatlich untersucht wurde. Von links nach rechts wird der Verlauf in Fließrichtung gezeigt.

Die Untersuchung der Kolmation und des hyporheischen Interstitials erfolgte an insgesamt 10 Messpunkten. Die Messpunkte verteilten sich über eine Länge von ca. 50 m verteilt. Die Lage der Messpunkte wurde über die gesamte Untersuchungszeit, d. h. bei jeder monatlichen Beprobung, beibehalten. Die Messpunkte 1-3 und 5 waren im April 2020 trocken gefallen. Aus diesem Grunde wurden die Aprildaten dieser 4 Messstellen von der Auswertung ausgeschlossen.



Abb. 7: Verteilung der 10 Messpunkte am untersuchten Abschnitt des Unteren Guldenbachs, unterhalb von Guldental (Quelle: Masterarbeit A. Beyer 2020 erstellt in Google Maps).

2.3. Auswertung und Modellierung von einzugsgebietsbezogenen Parametern mittels GIS (AP2):

Ziel der nachfolgend beschriebenen Arbeiten war es, die Einzugsgebiete (EZG) der 25 untersuchten Fließgewässerabschnitte (siehe Tab. 1 & Abb. 4) hinsichtlich erosionsrelevanter Parameter auszuwerten. Dies erfolgte mit unterschiedlichen Geodatenätzen mittels GIS. Um die EZG über ihre gesamte Fläche hinweg charakterisieren zu können, werden die genauen Abgrenzungen des EZG oberhalb der jeweiligen Probenahmestelle benötigt. Zunächst standen hierfür die Abgrenzungen der „WRRL-Wasserkörper“ (Bezugsquelle: LfU 2018) zur Verfügung. Da die EZG der ausgewählten Standorte nicht immer vollständig mit den nach WRRL ausgewiesenen Abgrenzungen der „Wasserkörper“ übereinstimmen (ein Wasserkörper kann mehrere EZG beinhalten oder umgekehrt nur ein Teileinzugsgebiet), wurde zunächst für alle Probenahmestandorte eine individuelle, vollständige Einzugsgebietsabgrenzung aus dem Digitalen Höhenmodell (Auflösung 10 x 10 m; DHM10, LVerGeo 2006) abgeleitet (vgl. Abb. 8).

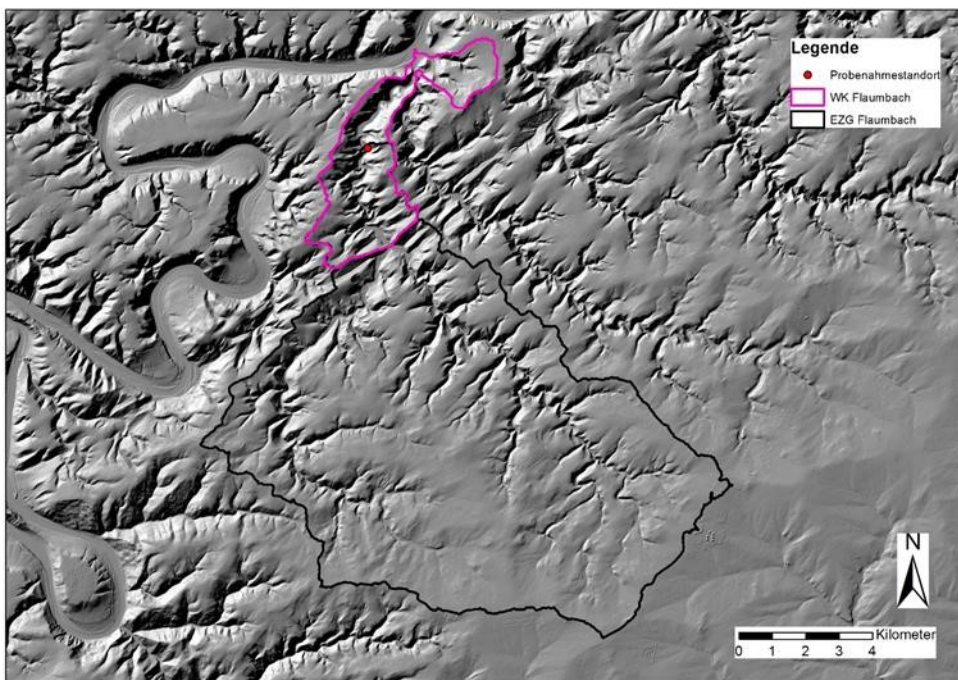


Abb. 8: Aus dem DHM 10 abgeleitete EZG-Abgrenzung (schwarz) des Standortes am Unteren Flaumbach (rot); zum Vergleich die Wasserkörperabgrenzung nach WRRL „Unterer Flaumbach“ (violett)

Mittels entsprechender Geodaten wurden die EZG der 25 in AP 1 ausgewählten Standorte bezüglich folgender Eigenschaften analysiert:

- Landnutzungsanteile: Ackerbau, Grünland, Sonderkultur, Wald und Siedlung (auf Grundlage des ATKIS-Basis DLM 25 (LVerGeo RLP 2018); bei den teilweise außerhalb von RLP liegenden EZG Mittlere Ahr, Michelsbach, Obere Our SB und Obere Our KH wurden die Landnutzungsanteile basierend auf Corine-Landcover-Daten (EEA, 2018) berechnet)
- mittlere Hangneigung (basierend auf dem DHM 10); für EZG-Teilbereiche, die außerhalb von RLP liegen (bspw. an der Our), wurde hierfür auf das SRTM-Höhenmodell (Auflösung 25 x 25 m (NASA 2000) zurückgegriffen
- mittlere Häufigkeit an Starkniederschlägen für den Zeitraum 2001 bis 2017 (auf Basis von stündlich aufgelösten RADOLAN-Niederschlagsdaten (DWD 2018); räumliche Auflösung 1 x 1 km); als

Stundenschwellwert für die Ermittlung von Starkniederschlagsereignissen wurde auf die Definition des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2017) zurückgegriffen: hiernach gilt ein Ereignis mit Niederschlagsmengen > 15 mm/h als „Starkregen“, Ereignisse mit Mengen > 25 mm/h als „heftiger Starkregen“ und Niederschläge > 40 mm/h als „extrem heftiger Starkregen“. Im Zuge der Auswertungen wurden all diese 3 Schwellwerte und zusätzlich der Schwellwert 10 mm/h, da Schwertmann *et al.* (1990) solche Niederschläge als erosiv definieren, berücksichtigt. Aufgrund der hohen Anzahl an Teildatensätzen (17 Jahre x 365 Tage x 24 Stunden => 148920 Niederschlagsraster) wurden diese Abfragen über ein eigens konzipiertes R-Skript umgesetzt.

- mittlere Häufigkeit an Starkniederschlägen für den Zeitraum 2018 bis 2019 (bis zum jeweiligen Datum der Kolmationsmessung) basierend auf stündlich aufgelösten RADOLAN-Daten (DWD 2019). Zu Beginn des Projektes standen diese Daten noch nicht komplett zur Verfügung und wurden deshalb zu einem späteren Zeitpunkt separat zur Zeitreihe 2001 bis 2017 ausgewertet.
- Datum des zeitlich nächstgelegenen (in Bezug auf das Probenahmedatum) Niederschlagsereignisses (ermittelt aus den stündlich aufgelösten RADOLAN-Daten)
- Gewässernetzlänge und -dichte (auf Grundlage des ATKIS Basis-DLM 25)

In einem nächsten Schritt wurden die flächen- und linienhafte Erosion für die 25 ausgewählten EZG modelliert. Unter der flächenhaften Berechnung der Erosion wird hier die flächendeckende Umsetzung der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) nach Schwertmann *et al.* (1990) verstanden. Der Bodenabtrag (A) berechnet sich als Produkt aus dem R-Faktor (Regen- oder Oberflächenabflussfaktor), K-Faktor (Bodenerodierbarkeitsfaktor), C-Faktor (Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor), L-Faktor (Hanglängenfaktor) und dem S-Faktor (Hangneigungsfaktor):

$$A = K \times R \times C \times L \times S$$

Die Einzelfaktoren der ABAG wurden als Rasterdatensätze (räumliche Auflösung: 5 x 5m) vom Landesamt für Geologie und Bergbau (LGB 2017) bezogen. Das Ergebnisraster enthält für jede Rasterzelle die Angabe zur potentiellen Bodenerosion durch Wasser in t/(ha*a). Diese Information kann für unterschiedliche Flächeneinheiten gemittelt oder aufsummiert werden. Hier wurde die jeweilige Einzugsgebietsfläche der Probenahmestandorte für die Auswertung der mittleren Erosion und der gesamten potentiellen Erosionsmenge herangezogen. Grundsätzlich dient als Gebietskulisse für die modellierte Bodenerosion die landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF), da die Erosion von anderen Flächen (z.B. Wald- und Siedlungsflächen) als zu vernachlässigen gilt.

Nachfolgend wird die Bedeutung der einzelnen ABAG-Faktoren kurz erläutert:

Der **K-Faktor** ist ein Maß für die Erosionsanfälligkeit des Bodens. Er beschreibt, wie leicht Bodenmaterial aus dem Verbund gelöst und abgetragen wird. Die wichtigsten Einflussfaktoren sind Bodenart, Humusgehalt, Aggregatgefüge, Wasserleitfähigkeit und Skelettgehalt des Bodens (Schwertmann *et al.* 1990).

Der Auslöser für stattfindenden Bodenabtrag ist unmittelbar ein Regenereignis. Dieses bewirkt zum einen, dass Bodenaggregate zerschlagen werden, zum anderen entsteht oberflächlich abfließendes Wasser, durch welches losgeschlagenes Bodenmaterial hangabwärts transportiert und weiteres Bodenmaterial abgetragen wird. Damit ein Abtrag bewirkt werden kann, muss dieses bestimmte Eigenschaften aufzeigen. Die erosive Wirkung, die ein Niederschlagsereignis auslöst, ist dabei abhängig von der Regenenergie und der Niederschlagsmenge (Schwertmann *et al.* 1987). Der **R-Faktor** kann sich auf mittlere jährliche Verhältnisse oder einzelne Niederschlagsereignisse beziehen. In dieser Arbeit wurden zunächst ABAG Berechnungen bezogen auf mittlere jährliche Niederschlagsverhältnisse

durchgeführt. In einem weiteren Schritt wurde neben dem potentiellen jährlichen Bodenabtrag durch Wasser für jedes der 25 EZG auch die ereignisbezogene Erosionsmenge berechnet. Als „Ereignis“ wurde hier das letzte Starkniederschlagsereignis mit Niederschlagsmenge $\geq 15\text{mm/h}$ vor der Probenahme betrachtet. Für den Tag, an dem dieses Ereignis stattfand wurde mit Hilfe eines GIS-Tools von Plogmacher (2018) der R-Faktor aus den stündlich aufgelösten RADOLAN-Daten berechnet. Dieser ereignisbezogene R-Faktor floss dann in eine erneute Berechnung der ABAG bei ansonsten unveränderten Eingangsfaktoren ein.

An einem geneigten Hang nimmt der Bodenabtrag mit zunehmender Hangneigung und Hanglänge zu. Umso steiler ein Hang ist, desto früher kommt es bei Erosion verursachenden Niederschlägen zu oberflächlichem Abfluss und desto schneller fließt das Wasser hangabwärts. Bei zunehmender Hanglänge sammelt sich immer mehr abfließendes Oberflächenwasser, welches immer schneller abfließt. Die Abscher- und Transportgeschwindigkeit wird durch Menge und Geschwindigkeit des abfließenden Wassers gesteuert. Der **LS-Faktor** beschreibt diesen Zusammenhang. Er ist eine Verhältniszahl und gibt das Verhältnis eines Hanges beliebiger Neigung und beliebiger Länge zu dem eines Standardhanges mit einer Hangneigung von 9 % und 22 m Hanglänge unter sonst gleichen Bedingungen an (Schwertmann *et al.* 1987).

Der **Bodenbedeckungsfaktor C** beschreibt die erosionsmindernde Wirkung einer Vegetationsbedeckung gegenüber einer Schwarzbrache (C-Faktor = 1). Pflanzenbewuchs stabilisiert das Bodengefüge und schwächt die Aufprallenergie des Niederschlages ab (Schwertmann *et al.* 1990, Auerswald 1998). Datengrundlage für den C-Faktor-Rasterdatensatz des LGB stellt die INVEKOS-Fruchtfolge von 2013 bis 2016 dar.

Verfeinerte Simulationen der flächenhaften Erosion wurden für 5 exemplarische Standorte (Alfbach Pronsfeld, Eschbach, Flaumbach, Mittlerer Guldenbach, Unterer Guldenbach) durchgeführt. Für einen aktuelleren C-Faktor kamen die INVEKOS-Landnutzungsdaten aus dem Jahr 2019 zum Einsatz. Eine weitere Verfeinerung der Erosionsberechnung stellt die Einbeziehung eines ereignisbezogenen R-Faktors dar (siehe oben).

Für den Dauerstandort am Unteren Guldenbach wurde zusätzlich die Erosionsdynamik über das Jahr hinweg betrachtet. Dazu wurde für die Tage des jeweiligen monatlichen Maximalniederschlags und für Tage mit Niederschlagssummen $> 15\text{ mm/d}$ die flächenhafte Bodenerosion mittels ABAG für die LNF des EZG berechnet.

Neben der flächenhaften Erosion wurde für alle 25 EZG die linienhafte Erosion berechnet. Unter der Modellierung der linienhaften Erosion wird die Berechnung von oberflächlichen Abflussbahnen basierend auf einem digitalen Höhenmodell verstanden. Dadurch werden Geländebereiche identifiziert, in denen sich der niederschlagsbedingte Oberflächenabfluss konzentriert und die somit besonders erosionsgefährdet sind. Für die Berechnungen wurde auf ein hoch aufgelöstes Höhenmodell (1 x 1m (LVermGeo 2018)) zurückgegriffen. Für die Bewertung der linienhaften Erosion wird die beitragende Hanglänge herangezogen, welche dem L-Faktor in der ABAG entspricht. Die beitragende Hanglänge wird aus dem Gesamteinzugsgebiet jeder Rasterzelle des Höhenmodells mit einem GIS-Tool abgeleitet. Dieses Gesamteinzugsgebiet wird durch den in GIS implementierten „multiple flow direction“-Algorithmus nach Quinn *et al.* (1991) berechnet. Im Allgemeinen unterscheidet man Single Flow Direction (SFD) und Multiple Flow Direction (MFD) Algorithmen. Das unterschiedliche Fließverhalten wird in der folgenden Abbildung dargestellt:

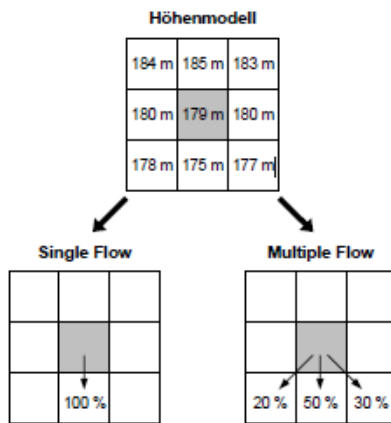


Abb. 9: Fließverhalten bei Single Flow und Multiple Flow Algorithmen

Multiple Flow Direction (MFD) Algorithmen ermöglichen den Abfluss in mehrere Fließrichtungen gleichzeitig und modellieren den natürlichen Prozess des Oberflächenabflusses daher realistischer als SFD-Algorithmen (Wilson & Lorang 1999). MDF-Algorithmen verteilen den Abfluss in Abhängigkeit des Gefälles anteilig an die jeweiligen Nachbarzellen (siehe Abb. 9). In einer Arbeit von Kotremba *et al.* (2016) wurden durch einen Abgleich von Geländekartierungen von Erosionsrinnen und der berechneten Hanglängen festgestellt, dass sich ab einer beitragenden Hanglänge von 500 m deutliche Erosionsbahnen im Gelände zeigen. Deshalb wurden beitragende Hanglängen von ≥ 500 m als „erosionswirksame Abflussbahnen“ definiert.

2.4 Durchführung der ökologischen Untersuchungen (AP3)

Um die Zusammenhänge zwischen dem Grad der Kolmation mit der faunistischen Besiedlung, der Sedimentbeschaffenheit, hydrochemischen Parametern und dem ökologischen Zustand zu erfassen, wurden im Zeitraum von April bis Juni 2019 insgesamt 25 Fließgewässerabschnitte in Rheinland-Pfalz ökologisch untersucht. Für alle 25 Gewässerabschnitte wurden im Frühjahr 2019 der **ökologische Zustand** nach EG-WRRL und die **Gewässerstrukturgüte** nach LAWA erfasst. Weiter erfolgten Untersuchungen des **hyporheischen Interstitials** in 10-15 cm Tiefe. Die Interstitialuntersuchungen umfassten abiotische Parameter (Physikochemie und Sedimenteigenschaften) und die Untersuchung der Besiedlungsmuster der interstitiellen Meiofauna. Außerdem wurde auch das Bachwasser physikochemisch untersucht.

Aus arbeitstechnischen Gründen wurden die Untersuchungen pro Standort auf zwei Termine (Untersuchungsteil 1 und 2) aufgeteilt (Tab. 2). In Untersuchungsteil 1 wurden eher die Rahmenbedingungen untersucht (WRRL-Bewertung, Strukturgütebewertung) und es wurden Sedimentproben für Pflanzenschutzmittelanalysen entnommen. In Untersuchungsteil 2 erfolgten umfassende Interstitialuntersuchungen an jeweils 10 Messpunkten, pro Fließgewässerstrecke und Untersuchungen des Bachwassers (Tab. 2).

Während 24 Standorte einmalig untersucht wurden, erfolgte an einem dieser Standorte, am Dauerstandort Unterer Guldenbach, für den Zeitraum eines Jahres monatliche Untersuchungen, um die Dynamik der Kolmation und der Besiedlung zu erfassen. Die Langzeitmessung am Dauerstandort Unterer Guldenbach ist in Kapitel 3.2.3 beschrieben.

Für die Interstitialuntersuchungen wurden an jedem Standort 10 Messpunkte festgelegt, an denen die Kolmation gemessen und aus denen Proben (Wasser, Fauna, Sediment) entnommen wurden. Insgesamt wurden so 360 Fauna- und 360 Sediment- und Hydrochemieproben untersucht. Tab. 2 gibt eine chronologische Übersicht der Untersuchungen wider. Im nachfolgenden Teil werden die Untersuchungskomponenten beschrieben.

Tab. 2: Übersicht der Untersuchungsschritte, die an jedem der 25 untersuchten Fließgewässerabschnitte durchgeführt wurden. Untersuchungsteil 2 erfolgte möglichst zeitnah nach Untersuchungsteil 1. Zur Erfassung der zeitlichen Dynamik wurden am Dauerstandort „Unterer Guldenbach“ alle in Teil 2 aufgelisteten Untersuchungen monatlich durchgeführt.

Einmalige Untersuchung ausgewählter Fließgewässerabschnitte (24+1)		Monatliche Untersuchung
Untersuchungsteil 1	Untersuchungsteil 2	Dauerstandort Unterer Guldenbach
April-Juni 2019	April-Juni 2019 (Dauerstandort: monatlich von Mai 2019 - April 2020)	Mai 2019-April 2020
1. Makrozoobenthos nach EG-WRRL erhoben 2. Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA-Vor-Ort-Verfahren (2019) erfasst 3. Pflanzenschutzmittelanalysen in Sedimenten: Mischprobe, die aus 3 Bereichen der Gewässersohle entnommen wurde. Entnahmetiefe 10-15 cm	1. Festlegung von 10 Messpunkten, verteilt auf Gewässerabschnitt 2. Kolmametermessungen an Messpunkten, Einstichtiefe 10-15 cm 3. Probenentnahme an Messpunkten, Einstichtiefe 10-15 cm - interstitielle Meiofauna (je 2 L) - hydrochemische Parameter, gemessen im Pumpwasser jeder Einzelmessstelle und einmalig im Bachwasser: Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit, Nitrat, Gesamtisen, ortho-Phosphat 4. Vertikaler hydraulischer Gradient (VHG): Messung über Differenz des Wasserstands im Schlagrohr (Interstitialwasserstand) u. Bach (Fließende Welle) ermittelt für 15 cm Tiefe 5. erneute Beprobung der Messpunkte, Einstichtiefe 10-15 cm - Sedimentproben (je 1L) für die Erfassung der Trübung, des organischen Materials und der Korngrößenverteilung	monatliche Wiederholung von Teil 2, sowie Trübungsmessungen in der fließenden Welle und Auslegen von Sedimentmatten zur Erfassung der Sedimentfracht

2.4.1 Methoden und untersuchte Parameter

Erhebung des Ökologischen Zustands nach EG-WRRL 2000

Die Untersuchung aller 25 Fließgewässer begann mit der Makrozoobenthosbeprobung gemäß der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Meier *et al.* 2006a). Die Untersuchung nach WRRL wurde durch das Büro ProLimno (Süßwasserökologie, Gewässerpflege- und Entwicklungskonzepte) durchgeführt. Anhand der Besiedlung durch Makrozoobenthos nach WRRL-Kriterien erfolgte die Bewertung des ökologischen Zustands für jeden ausgewählten Gewässerabschnitt. Nach dem Prinzip des „multi-habitat-sampling“ (Hering *et al.* 2004) wurde die Makrozoobenthosgemeinschaft untersucht. Die Tiere wurden mit dem Kescher von der Gewässersohle abgesammelt und im Gelände erfolgte das Lebendsortierverfahren (Meier *et al.* 2006a). Das Makrozoobenthos wurde mit dem Kescher entnommen. Die taxonomische Bestimmung der in 70%igem Alkohol fixierten Tiere erfolgte nach der „Operationellen Taxaliste“ im Labor (Haase *et al.* 2006 und 2015). Die ökologische Bewertung der 25 untersuchten Fließstrecken erfolgte nach dem PERLODES-Verfahren mit der zugehörigen Software ASTERICS (Version 4.0).

Erhebung der Strukturgüte nach LAWA 2019

Im Anschluss an die MZB-Beprobung erfolgte die Bewertung der Gewässerstrukturgüte nach der LAWA-Verfahrensempfehlung zur Gewässerstrukturkartierung. Diese Untersuchung wurde ebenfalls durch das Büro ProLimno von Dr. H. Schindler durchgeführt. Angewandt wurde das LAWA-Vor-Ort-Verfahren für kleine bis mittelgroße Fließgewässer (2019), mit dem entsprechenden Erhebungsbogen. Die Erfassung der Gewässerstrukturgüte dient dazu Abweichungen der Struktur eines Fließgewässerabschnitts vom Leitbild, d. h. vom potentiell natürlichen Zustand, zu erfassen. Dafür wurden Fließgewässerabschnitte von 100 – 200 m Länge bewertet, innerhalb derer die Untersuchungen des Interstitials stattfanden. Bei der Struktur Erfassung werden aus insgesamt 25 erfassten Wert- und Schadparameter über 14 funktionale Einheiten 6 Hauptparameter zusammengefasst, die die Lebensraumbereiche Sohle, Ufer und Land abdecken.

Pflanzenschutzmittelanalysen aus Sedimentproben

Am gleichen Tag, an dem der ökologische Zustand und die Strukturgüte erhoben wurden, wurden Proben für die Bestimmung von Pflanzenschutzmitteln (PSM-Analyse) genommen. Dafür wurden im Untersuchungsabschnitt drei unterschiedlich stark kolmatierte Bereiche (Variante A = unkolmatiert, B = mittel stark kolmatiert & C = stark kolmatiert) nach Augenschein festgelegt. Die Messpunkte lagen ca. in 1 – 2 m Entfernung voneinander. Von den drei Bereichen wurden aus der Gewässersohle in ca. 10 – 15 cm Tiefe Pumpproben entnommen (je 1 Liter). Die Proben enthielten Wasser und Sediment und wurden zunächst kühl gelagert. Im Labor wurde das Wasser vorsichtig dekantiert und die abgesetzten Sedimente bis zur Analyse eingefroren. Am Dauerstandort Unterer Guldenbach wurden monatlich drei weitere Sedimentproben für PSM-Analysen über ein Jahr hinweg entnommen. Die Proben wurden stets in den gleichen Gewässerbereichen gewonnen.

Die PSM-Wirkstoffanalyse wurde vom DLR-Rheinpfalz (Abteilung Phytomedizin) mittels AAS (Atomabsorptionsspektrometrie) durchgeführt. Die Probenaufbereitung (Bestimmung der Trockensubstanz und Flüssigextraktion) wurde seitens der RLP AgroScience umgesetzt.

Da für die Analysen mindestens etwa 10 g Trockensubstanz pro Probe benötigt wurden, wurde bei Standorten mit mindestens einer Probe mit einer Sedimentmasse von weniger als 10 g eine Mischprobe aus allen drei Teilproben des Standortes hergestellt.

Für die Analyse wurden 15 Substanzen ausgewählt, die eine erhöhte Persistenz (erhöhte Halbwertszeit) und eine erhöhte Neigung zur Bindung an das Sediment (erhöhter log Kow-Wert) aufweisen. Hintergrund hierfür ist die Annahme, dass im Gewässersediment eher solche Substanzen zu finden sind, die nicht schnell abbaubar sind und eine Bindungsneigung zum Sediment zeigen. Außerdem wurde darauf geachtet, dass unterschiedliche Wirkstoffgruppen und Anwendungsfelder (unterschiedliche Kulturarten) berücksichtigt werden. Tabelle 3 zeigt die für die Analyse ausgewählten Wirkstoffe zusammen mit deren Abbauzeit (DT 50 Boden, Freiland), log Kow-Wert und Anwendungsfeld. Zusätzlich wurde in Einzugsgebieten mit Sonderkulturanteilen (Unt. Flaumbach, Mittl. Guldenbach, Ob. Endertbach, Stillegraben, Unt. Guldenbach) auf Kupfer hin untersucht, das in Sonderkulturen als Fungizid eingesetzt wird und aufgrund seiner Eigenschaften als Schwermetall im Boden akkumuliert. Außerdem konnten weitere 11 Wirkstoffe, die im Standardmessprogramm des DLR-Rheinpfalz enthalten sind (aufgrund ihrer Nennung in der offiziellen Rebschutzempfehlung), detektiert werden (Tab. 4). Eine Analyse auf Glyphosat war ursprünglich angedacht, musste allerdings aufgrund des hohen Mehraufwands verworfen werden.

Tab. 3: 15 untersuchte PSM-Wirkstoffe mit erhöhter Bindungsneigung und Persistenz (POP=Persistant organic polutant; Obst- und Weinbau gelten als Sonderkultur).

Wirkstoff	Wirkstoffgruppe	log Kow	DT50 Boden (Freiland)	Anwendungsfeld
Aclonifen	Herbizid	4.4	80.4	Kartoffeln, Ackerbohnen, Futtererbsen,
DDT	Insektizid	8.1	6200	Insektizid, POP
Diflufenican	Herbizid	4.2	64.6	Getreide
Ethofumesat	Herbizid	2.7	37.8	Rüben
Fenpropidin	Fungizid	2.6	49.2	Getreide
Fenpropimorph	Fungizid	4.5	26	Getreide, Weinbau
Gamma HCH	Insektizid	3.5	980	POP
Metazachlor	Herbizid	2.5	7	Raps
Penconazol	Fungizid	3.7	90	Obst-/Weinbau
Pendimethalin	Herbizid	5.4	100	Getreide
Prosulfocarb	Herbizid	4.5	10	Getreide
Quinoxifen	Fungizid	5.1	170	Getreide
Spiroxamine	Fungizid	2.9	58	Getreide, Obst-/Weinbau
Tebuconazol	Fungizid	3.7	47	Getreide, Obst-/Weinbau u. w. Sonderkulturen
Thiacloprid	Insektizid	1.3	18	Ackerbau, Obstbau

Tab. 4: 11 weitere detektierte PSM (Obst- und Weinbau gelten als Sonderkultur).

Wirkstoff	Wirkstoffgruppe	Anwendungsfeld
Boscalid	Fungizid	Acker-/Gemüsebau, Obst-/Weinbau
Difenconazol	Fungizid	Acker-/Gemüsebau, Obst-/Weinbau
Dimetomorph	Fungizid	Acker-/Gemüsebau, Obst-/Weinbau
Fludioxonil	Fungizid	Acker-/Gemüsebau, Obst-/Weinbau
Fluopicolide	Fungizid	Acker-/Gemüsebau, Obst-/Weinbau
Fluopyram	Fungizid, Nematizid	Acker-/Gemüsebau, Obst-/Weinbau
Folpet	Fungizid	Ackerbau, Weinbau
Indoxacarb	Insektizid	Acker-/Gemüsebau, Obst-/Weinbau
Metrafenon	Fungizid	Acker-/Gemüsebau, Weinbau
Myclobutanil	Fungizid	Gemüsebau, Obst-/Weinbau
Zoxamide	Fungizid	Ackerbau, Weinbau

Erfassung der interstiellen Meiofauna, Hydrochemie und Sedimente

Die **Interstitialuntersuchungen** erfolgten zu einem späteren Termin, da nicht alle Untersuchungen innerhalb eines Tages durchführbar waren. An 24 Fließstrecken wurde das Interstitial einmalig und am Dauerstandort Unterer Guldenbach monatlich über den Zeitraum eines Jahres untersucht.

Verteilung der Messstellen

Die Länge der untersuchten Fließstrecken lag bei kleineren Gewässern (meist Bäche) zwischen 20 – 30 m und bei größeren Gewässern bei ca. 30 - 50 m. In den meisten Fällen wurden Fließstrecken entlang von Kiesablagerungen ausgewählt, um die größten Sedimente zu untersuchen. Der Gedanke dahinter ist, dass in den meisten Gewässern die Substratverteilung heterogen ist und kolmatisierte Bereiche natürlicher Weise vorhanden sind. Gemessen werden sollte aber in bestmöglichen Bereichen, die anfällig für erhöhte Feinsedimentmengen sind. Außerdem sind v. a. diese Bereiche wertvolle Habitate. Der Verlust der Grobsubstrate kann einen gravierenden negativen Einfluss auf die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers haben.

In einem ersten Schritt wurden 10 Einzelmesspunkte definiert, an denen die Interstitialuntersuchungen durchgeführt wurden. Die Messpunkte wurden nach Möglichkeit auf Gewässerbereiche mit

Grobsubstraten verteilt. Überwiegend wurde der mittlere, gut durchströmte Gewässerbereich beprobt, vereinzelt wurden auch Stichproben aus dem Randbereich genommen. Die Wassertiefe war meist zwischen 20 - 50 cm, konnte aber, je nach Beschaffenheit der jeweiligen Fließstrecke, auch höher oder niedriger sein. Auf eine standorttypische Tiefenvarianz wurde geachtet. An Gewässern wie der Wieslauter war die Wasserhöhe durchweg tiefer. Maximale Messtiefe waren 80 cm, begrenzt durch die Höhe der Schlagrohre. In Abhängigkeit von der Charakteristik des Gewässerabschnitts betrug die Distanz der Messstellen zwischen 2 - 10 m.

Messung der inneren Kolmation

An jedem Messpunkt wurde mit dem Kolmameter die Abflussreduktion gemessen, die ein Maß für die Kolmation ist und von der die Kolmationsklasse abgeleitet werden kann. Wie auch in voraus gegangenen Untersuchungen (Stein *et al.* 2018), wurde dafür eine Lanze mit 18 Löchern bei einem Druck von 0,1 bar verwendet (Abb. 10). Gemessen wurde die innere Kolmation in einer Tiefe von 10 – 15 cm.

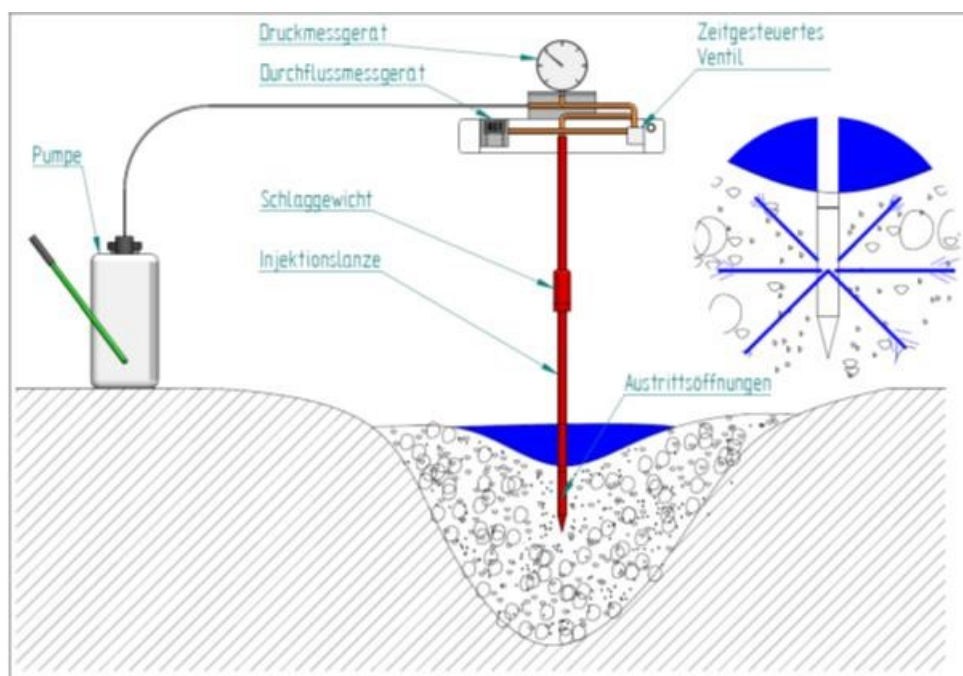


Abb. 10: Prinzipskizze Kolmameter® (Zumbroich & Hahn 2018)

Am Dauerstandort Unterer Guldenbach wurden die Kolmationsmessungen von Mai 2019 bis April 2020 monatlich durchgeführt. Um einen direkten Vergleich der Kolmationswerte zu gewährleisten, wurden die 10 Messpunkte bei jeder Untersuchung beibehalten.

Die Abflussreduktion berechnet sich aus dem Verhältnis der Durchflussmenge durch das Kolmameter, die im Interstitial gemessen wurde, im Vergleich zur Durchflussmenge, die in klarem Wasser gemessen wurde (Eichwert) (siehe Formel).

$$\text{Abflussreduktion in \%} = \left(1 - \frac{\text{Mittelwert der Messwerte im Interstitial einer Messstelle}}{\text{Mittelwert des Eichwertes in Wasser}} \right) \times 100$$

Die so gemessenen Abflussreduktionen wurden nach einer 5-stufigen Skala in Kolmometerklassen eingeteilt. Dabei nehmen mit der Abflussreduktion die Kolmometerklasse und die Kolmation zu (Tab. 5).

Tab. 5: Einteilung der im Sediment gemessenen Abflussreduktion in 5 Kolmometerklassen (Zumbroich & Hahn 2018)

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

Entnahme der interstitiellen Fauna-, Wasser- und Sedimentproben

Im Anschluss an die Kolmometermessungen wurden in ca. 10-20 cm Abstand zur Kolmometer-einstichstelle Schlagrohre in die Gewässersohle (10–15 cm tief) gehämmert. Um möglichst unverändertes Sediment zu entnehmen, wurden die Schlagrohre stets stromaufwärts von der Kolmometereinstichstelle eingebracht. Über das Schlagrohr wurden 2 Liter Wasser samt Sediment und Tieren aus dem Interstitial abgepumpt. Zum Abpumpen wurde eine Unterdruckhandpumpe (Exsikkatorpumpe) verwendet (Abb. 11).

Am Dauerstandort Unterer Guldenbach wurden auf diese Weise von April 2019 bis Mai 2020 monatlich Pumproben entnommen, die regelmäßig wie unten beschrieben analysiert wurden.



Abb. 11: links) Kolmometermessung; rechts) Entnahme der Interstitialprobe mittels Schlagrohrmethode und Exsikkatorpumpe mit Studierenden.



Abb. 12: Unterschiede von abgepumpten Interstitialproben aus den 10 Messpunkten eines Fließgewässerabschnitts.

Physiko-chemische Messungen

Gleich nach Entnahme jeder, der 10 Interstitialproben, wurden Sauerstoffkonzentration und -sättigung, Wassertemperatur, pH-Wert und Leitfähigkeit gemessen. Dafür wurden Multimetermessgeräte (Multiline P4, Xylem Analytics WTW und HQ40D 2-Kanal, Hach Lange) und ein Glasthermometer verwendet. Zur Bestimmung des Nitrat-, Eisen- und ortho-Phosphatgehaltes wurden 50 ml abgefüllt, gekühlt und bis zur Analyse eingefroren. Die Ionen-Konzentrationen wurden anhand von Stäbchen- bzw. Küvettentests mit dem Gerät RQFlex 2 (Merck KGaA) gemessen. Die gleichen Analysen wurden bei jeder Probenentnahme einmalig im Wasser der fließenden Welle durchgeführt.

Erfassung des vertikalen hydraulischen Gradienten (VHG)

Nachdem alle Proben abgepumpt waren, wurde nach ausreichender Standzeit der Wasserstand im Innern des Schlagrohres (Interstitial) und außen (fließende Welle) mit einem Kabellichtlot gemessen. Aus der Differenz zwischen dem Wasserstand im Interstitial und dem Bachwasser, und der Einstichtiefe wurde der vertikale hydraulische Gradient (VHG) berechnet (siehe Mutz *et al.* 2015). Der Gradient gibt den hydraulischen Druck und die Richtung des Wasseraustausches zwischen Bach und Interstitial an. Ein positiver Gradient zeigt an, dass Interstitialwasser aus der Gewässersohle in den Bach exfiltriert (Wasserstand Rohr höher als Bach), ein negativer Gradient bedeutet, dass Bachwasser in die Gewässersohle infiltriert (Wasserstand im Rohr niedriger als im Bach).

Sedimentuntersuchungen

a) Erfassung der Sedimentmengen und -eigenschaften in abgepumpten Interstitialproben

Um den Gehalt an Feinsedimenten im Interstitial zu vergleichen, wurden nochmals 10 Proben abgepumpt. Für den 2. Durchgang wurden die Schlagrohre um etwa 10-20 cm stromaufwärts von der vorherigen Einstichstelle entfernt versetzt. Aus der gleichen Tiefe, in der alle Untersuchungen erfolgten (10-15 cm), wurde 1 Liter Interstitialwasser samt Sediment abgepumpt. Die Sedimentproben wurden gekühlt transportiert und zur Messung der Trübung, der Bestimmung der Korngrößen und der Bestimmung des organischen Materials genutzt.

b) Erfassung der Sedimentmengen und -eigenschaften mit Sedimentmatten am Unteren Guldenbach

Die Erfassung der Sedimentmengen und ihrer Beschaffenheit wurde ebenfalls ca. 1,5 km oberhalb der Beprobungsstelle durchgeführt. Zu diesem Zweck wurden monatlich zwei saubere Sedimentmatten (10 x 15 cm) aus Kunstrasen im Gewässer ausgelegt (in Anlehnung an Bertrab 2012, verändert nach Hama Saleh & Heintz 2019). Um ein Verdriften zu verhindern, wurden die Matten mit Draht an Backsteinen befestigt und ins Gewässer eingebracht. Die Steine wurden am Ufer ebenfalls mit Draht verankert. Damit wurden die Menge und die Korngrößen der transportierten Schwebstoffe pro Monat bestimmt. Die Matten wurden monatlich ausgetauscht. Die darin gesammelten (Fein-) Sedimente wurden im Labor sorgfältig aus den Matten gespült, getrocknet und gewogen. Die in den Matten siedelnden Tiere (v. a. Gammaridae/ Flohkrebse) wurden zuvor möglichst von den Sedimenten getrennt und entfernt. Der Anteil des organischen Materials wurde aus dem Glühverlust berechnet. Von der verglühten Feinsedimentfraktion (< 2 mm) wurde per Laserdiffraktometrie die Häufigkeit der Korngrößen ermittelt.



Abb. 13: Sedimentmatten aus Kunstrasen zur Ermittlung der transportierten Feinsedimentmenge.

Bestimmung des organischen Materials über den Glühverlust nach DIN 18128

Aus dem Hauptteil der Probe, in der die Trübung gemessen wurde, wurde im Anschluss der **Glühverlust** nach DIN 18128 bestimmt. Über den Glühverlust können die Menge und die Anteile des organischen Materials in Proben ermittelt werden. Da organisches Material Nahrungsgrundlage für Tiere des Interstitials und Benthals bildet, war dieser Parameter von Interesse. Außerdem kann ein Überschuss an organischem Material auch zu einer biogenen Kolmation führen und auf Verunreinigungen hinweisen. Die Untersuchung des Glühverlusts wurde an das Büro ProLimno (Süßwasserökologie, Gewässerpflege- und Entwicklungskonzepte) vergeben. Zuvor wurde aus den abgesetzten Proben das Wasser vorsichtig abgesaugt und anschließend eingedampft. Nach Bestimmung des organischen Anteils wurden die verglühten Proben auf 2 mm Maschenweite gesiebt und gewogen. Aus der kleineren Fraktion (< 2 mm) wurden die Korngrößenanteile bestimmt.

Bestimmung der Korngrößenanteile über Laserdiffraktometrie

Die **Korngrößenanalysen** wurden parallel zu den Trübungsmessungen durchgeführt, um Zusammenhänge zwischen dem Grad der Kolmation und den Sedimentanteilen zu untersuchen. Im Unterschied zu den Trübungsmessungen wurde bei der Korngrößenbestimmung ausschließlich der getrocknete anorganische Teil unter 2 mm Korngröße bestimmt.

Aus dieser Feinsedimentfraktion wurde die Häufigkeitsverteilung der Partikelgrößen von 0, 0,02 – 2000 μm per Laserdiffraktometrie bestimmt. Bei der Laserdiffraktometrie wird die Partikelgröße mithilfe der Laserbeugung gemessen. Die Methode misst die Intensität des gestreuten Lichts, während der Laserstrahl durch die Partikelprobe dringt. Die Korngrößenanalysen wurden durch ein Fachlabor der Universität Stuttgart (Versuchsanstalt für Wasserbau, Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung) durchgeführt (Gerät vom Typ MasterSizer 2000 der Firma Malvern).

Messung der Trübung

a) Erfassung der Trübung in abgepumpten Interstitialproben

Im Labor wurde der Gehalt an Feinsedimenten über die **Trübung** der frisch aufgeschüttelten Proben bestimmt (2100AN Turbidimeter; Hach Lange GmbH). Da Feinsedimente längere Absinkraten haben als größere Partikel wie beispielsweise Sand, können sie nach einer festgelegten Absinkzeit vergleichbar über die Trübung erfasst werden. In der aktuellen Studie wurde eine Absinkzeit von 5 min für die Feinsedimentbestimmung gewählt. Diese Absinkzeit beruht auf Untersuchungen von Hama Saleh &

Heintz (2019), die im Vorfeld dieser Studie verschiedene Messzeitpunkte getestet haben. Die Trübungsmessungen zeigten, dass nach einer 5 minütigen Absinkzeit alle groben Partikel abgesunken und nur noch feinere Sedimente suspendiert waren (Hama Saleh & Heintz 2019). Diese Trübungswerte korrelierten positiv mit dem Grad der Kolmation und Abflussreduktion und werden deshalb als ein geeigneter Parameter für den Vergleich von Feinsedimenten angesehen.

Begonnen wurde mit der Messung von Leitungswasser (Blindwert), mit der die Pumpproben abgeglichen werden. Dafür wurden drei 20 ml-Röhrchen mit Leitungswasser befüllt und im Turbidimeter gemessen. Anschließend wurde jede abgepumpte Interstitialprobe aufgeschüttelt und in drei Röhrchen (3 Teilproben á 20 ml) abgefüllt. Die Proben wurden nacheinander im Turbidimeter gemessen. Ein erster Trübungswert wurde einmal sofort nach dem Aufschütteln der Röhrchen gemessen und ein zweiter Trübungswert wurde nach 5 min Absinkzeit gemessen, um den Anteil der noch suspendierten Feinsedimente zu erfassen. Aus den drei Teilproben wurde der Mittelwert gebildet und davon der Blindwert abgezogen. Mit dem Vergleich der Trübung nach unterschiedlichen Standzeiten wurden Messzeitpunkte ermittelt, die hinsichtlich des zeitlichen Aufwands methodisch praktikabel und aussagekräftig sind.

b) Langzeit-Trübungsmessungen in der fließenden Welle am Unteren Guldenbach

Am Dauerstandort Unterer Guldenbach wurde zusätzlich zu den o. g. Parametern im Zeitraum von Mai 2019 bis April 2020 dauerhaft (alle 10 min) die **Trübung in der fließenden Welle** gemessen. Vor dem Hintergrund, dass der erhöhte Eintrag von Feinsedimenten die Kolmationsprozesse in Fließgewässern verstärken kann, sollte eine zeitlich eng erfasste Trübungsmessung Aufschluss über den Schwebstofftransport während des gesamten Untersuchungszeitraumes geben. Untersuchungen wie von Steffy & Shank (2018) haben gezeigt, dass sich aus der Trübung Rückschlüsse auf den Schwebstofftransport herleiten lassen, die mit der Landnutzung korrelierten.

Die Trübungsdaten wurden mit einem Datenlogger (Qualilog 8, SEBA) erfasst und bei der monatlichen Untersuchung ausgelesen. Dabei wurde die Sonde kontrolliert und gegebenenfalls gesäubert. Die Trübungssonde wurde ca. 1 km oberhalb der Beprobungsstelle im Gewässer befestigt.

Für den Dauerstandort am Unteren Guldenbach wurde der Zusammenhang zwischen Pegelmessdaten, Trübungsmessdaten (Datenlogger) und Niederschlagszeitreihen aus nahe gelegenen Wetterstationen (Guldental und Ellern) statistisch näher analysiert. Dazu wurden Korrelationsanalysen zwischen den betrachteten Größen in unterschiedlichen zeitlichen Aggregierungsstufen (stündlich, täglich, u.a.) durchgeführt.

Bearbeitung der Faunaprobe aus dem hyporheischen Interstitial

Für die faunistischen Analysen wurden im Anschluss an die physiko-chemischen Messungen die Interstitialprobe zu 2/3 durch ein Sieb mit 73 µm Maschenweite gespült. Das letzte Probendrittel mit dem meisten Sediment und auch der Überstand aus dem Sieb, das Sediment und Tiere (interstitielle Meiofauna) enthielt, wurden in 500 ml-Flaschen abgefüllt. Die Proben aus unterschiedlichen Bereichen einer untersuchten Fließstrecke unterscheiden sich häufig in ihrer Sedimentmenge und –beschaffenheit (siehe Abb. 12).

Die abgefüllten Faunaprobe wurden gekühlt und im Labor in 96%igem Ethanol fixiert und durch Eosin B angefärbt. Durch das Anfärben wurden v. a. kleine Tiere, die meist transparent sind, besser sichtbar. Die in den Proben enthaltenen Tiere wurden unter einem Binokular und mit Hilfe von Bestimmungsschlüsseln nach taxonomischen Großgruppen sortiert und ausgezählt. Unterschieden wurde zwischen folgenden Tiergruppen:

- **Krebse; Crustacea:** Flohkrebse (Amphipoda), Asseln (Isopoda), Hüpferlinge (Cyclopoida), Raupenhüpferlinge (Harpacticoida und Parastenocarida), Wasserflöhe (Cladocera), Muschelkrebse (Ostracoda). Die Larvenstadien der Copepoden wurden als Nauplii erfasst. Die Amphipoda und Isopoda wurde zusätzlich in Grundwasser- und Oberflächenarten unterteilt. Im Interstitial kommen ausschließlich Kleinkrebse vor, die auch als Microcrustacea bezeichnet werden. Diese Krebschen gehören zur permanenten Fauna der Gewässersohle und des Interstitials.
- **Insekten; Insecta:** Eintagsfliegen (Ephemeroptera L.), Köcherfliegen (Trichoptera L.), Steinfliegen (Plecoptera L.), Käfer (Coleoptera L. u. ad.), Zuckmücken (Chironomidae L.). Bei der Gruppe der Insekten handelt es sich i. d. R. um aquatische Larvalstadien (L.), die als Imagines das Gewässer verlassen. Bei den gefundenen Wasserkäfern (Coleoptera) handelt es sich um aquatische Larven (L.) und adulte (ad.) Käfer, die permanent im Gewässer und leben. Die Gruppe der Springschwänze (Collembola) wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt.
- **Ringelwürmer; Annelida:** Wenigborstenwürmer (Oligochaeta), Vielborstenwürmer (Polychaeta)
- **Weitere Tiergruppen:** Fadenwürmer (Nematoda), Milben (Acari), Strudelwürmer (unterteilt in Makro- und Mikroturbellaria), Rädertiere (Rotifera), Bärtierchen (Tardigrada), Schnecken (Gastropoda) Muscheln (Bivalvia), sonst. Arthropoda (Sammelbezeichnung für verschiedene Diptera-Larven wie z. B. Ceratopogonidae, die vergleichsweise selten vorkamen).

2.4.2 Statistische Auswertung der abiotischen und faunistischen Daten

Die erhobenen Daten wurden mit univariaten und multivariaten Methoden statistisch ausgewertet und getestet. Hydrochemische Gradienten und Besiedlungsmuster wurden mit multivariaten Verfahren analysiert. Die Verwendung von nicht-parametrischen Methoden und Tests war notwendig, da die Faunadaten nicht normalverteilt waren (Untersteiner 2007). Zur Datenauswertung wurden die Programmen Microsoft Excel 2013, IBM SPSS Version 15, Primer v6 2005 (Permanova+) und „R“ (Paket TITAN2) verwendet. Die genutzten Methoden werden im folgenden Teil kurz beschrieben.

Univariate Analysen: Korrelationen, Signifikanztests, Summenparameter

Signifikanztests

Für die Überprüfung von Gruppenunterschieden wurden nicht-parametrische Tests verwendet, die keine Normalverteilung der Daten voraussetzen. Die Tests basieren auf Rangunterschieden, d. h. aus den Messwerten werden zunächst Ränge gebildet, die dann geordnet und verglichen werden (Untersteiner 2007).

Anhand eines U-Tests (Mann-Whitney) wurde getestet, ob sich zwei unabhängige Stichproben (z. B. Messstellen mit starker und geringer Erosionsgefährdung) signifikant unterscheiden.

Durch den H-Test von Kruskal-Wallis, der Unterschiede zwischen mehreren unabhängigen Stichproben testet, wurden z. B. die Unterschiede in den Tierzahlen pro Kolmimeterklasse auf Signifikanz getestet (Untersteiner 2007).

Der Wilcoxon-Test wurde zum Vergleich abhängiger Stichproben genutzt, wie beispielsweise der Vergleich abiotischer Parameter-Paare im Bach- und im Interstitialwasser.

Korrelationsanalysen

Bivariate Korrelationsanalysen wurden verwendet, um Zusammenhänge zwischen verschiedenen Parametern zu analysieren. Dabei wurde der Rangkorrelationskoeffizient von Spearman verwendet (Janssen & Laatz 2007). Die Stärke der Korrelation gibt ein Koeffizientenwert an, der zwischen 0 und 1 liegt. Sehr starke Korrelationen bestehen bei Werten zwischen 0,7-1, während schwachen Korrelationen zwischen 0,2-0,5 liegen (Untersteiner 2007). Signifikante Unterschiede bestehen, wenn $p < 0,05$ liegt.

Summenparameter

Aus den einzelnen Faunadaten wurden verschiedene Summenparameter wie z. B. die Tier- und Taxazahlen berechnet.

Die Diversität der Interstitialfauna wurde mit dem Shannon-Index (H') berechnet, um z. B. die Biodiversität unterschiedlich stark kolmatierter Bereiche miteinander zu vergleichen. Der Index berücksichtigt die Arten- bzw. Taxazahl und die Abundanz und kombiniert die Artenvielfalt (*Richness*) und die Gleichmäßigkeit ihrer Verteilung (*Evenness*) (Hill *et al.* 2003).

Für die Taxa der interstitiellen Meiofauna wurde die Einteilung in **Lückensystembesiedler (LSB)** und **Feinsedimentbesiedler (FSB)** vorgenommen. Diese Einteilung nach Substratpräferenzen orientiert sich an Schmedtje & Colling (1996):

- **LSB:** präferieren kiesiges bis steiniges Substrat mit ausgeprägtem Lückensystem
 - Obligate Interstitialbesiedler: Krebstiere (Crustacea)
 - Fakultative Interstitialbesiedler: Wasserinsekten (z. B. Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera, Coleoptera)
- **FSB:** Tiergruppen präferieren feinkörnige Sedimente bis sandiges Substrat, können auch Anzeiger organischer Belastung sein, sind häufig tolerant gegenüber niedrigen Sauerstoffwerten.
 - Obligate/permanente Interstitialbesiedler: Nematoda, Oligochaeta,
 - Fakultative Interstitialbesiedler: Chironomidae

Multivariate Analysen: Gemeinschaftsanalysen

Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA)

Gradienten abiotischer Daten (Landnutzung, Erosionswirksamkeit, PSM) wurden mittels einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) berechnet. Vor der Analyse wurden die Daten LOG+1 transformiert und normalisiert. Mittels einer PCA können Umweltgradienten oder Muster in umfangreichen Datensätzen mit vielen Variablen sichtbar werden, indem die Daten auf die wichtigsten Linearkombinationen (Hauptkomponenten) angenähert werden (Leyer & Wesche 2007). Die grafische Darstellung der Berechnung erfolgt im PCA-Graphen. Hier sind Proben oder Standorte mit ähnlichen Eigenschaften näher zueinander angeordnet als Standorte, die durch andere Charakteristika geprägt sind. Die statistische Aussagekraft einer PCA wird über die Höhe der erklärten Varianz und der Eigenwerte der Einzelparameter angegeben. Die Aussagekraft ist umso verlässlicher, je höher die Varianz und die Eigenwerte der ersten drei Achsen sind (Clarke & Warwick 2001). Eine Gesamtvarianz von 66 % der ersten drei Achsen wird als relativ zuverlässig angesehen. Bei den Eigenvektoren sollten nur die berücksichtigt werden, die über 0,3 liegen. Die Vektorenlänge und -richtung im PCA-Graphen 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).

Nicht-metrische Multidimensionale Skalierung (nMDS)

Die Besiedlungsmuster der interstitiellen und benthalen Tiergemeinschaften wurden mittels einer nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (nMDS) analysiert. In die Berechnung gingen sowohl Individuendichten als auch Taxazahlen und taxonomische Gruppen ein. Die Daten wurden vorher über die vierte Wurzel transformiert, um den Einfluss häufiger und seltener Arten zu reduzieren. Aus den so transformierten Datensätzen wurden über das MDS-Verfahren Abstandsmatrizen berechnet, die auf Bray-Curtis-Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten der Tiergemeinschaften basieren. Nach Rängen geordnet werden diese Ähnlichkeitswerte dann als nMDS-Graph dargestellt. Die räumliche Anordnung der Daten eines Standortes entspricht den berechneten Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten der jeweiligen Tiergemeinschaften. Das bedeutet, dass Fließstrecken ähnlicher Besiedlungsstrukturen im Graphen näher beieinander liegen und weiter entfernt von Fließstrecken unähnlicher Tiergemeinschaften abgebildet werden (Leyer & Wesche 2007). Der „Stresswert“ zeigt die statistische Güte an und sollte für eine gute Interpretierbarkeit möglichst klein ($<0,2$) sein (Leyer & Wesche 2007).

Nichtparametrischen Varianzanalyse (ANOSIM: Analysis Of SIMilarity)

Mit dem MDS-Verfahren wurde auch der Einfluss von a priori-Gruppen (z. B. Gewässertyp, Kolmometerklasse, Allgemeine Degradation) auf die Tiergemeinschaften untersucht. Im Anschluss wurde mittels einer nichtparametrischen Varianzanalyse (ANOSIM: Analysis Of SIMilarity), die Trennung der a priori-Gruppen getestet (Clarke & Gorley 2006). Die Methode überprüft anhand der bereits für die nMDS erstellten Abstandsmatrix, ob die Ähnlichkeiten der Tiergemeinschaften innerhalb einer Gruppe stärker als zwischen den Gruppen sind (Clarke & Gorley 2006). Auch hier werden wieder Ränge von den Ähnlichkeitswerten gebildet und miteinander verglichen. Der „R“ Wert gibt die Gruppenstärke an. Er liegt zwischen 0 und 1 und ist umso höher, je größer die Ähnlichkeiten der Standorte innerhalb einer Gruppe im Vergleich zu Standorten anderer Gruppen sind. Eine gute Trennung der a priori-Gruppen wird bei R-Werten über 0,75 angezeigt, bis 0,5 sind die Gruppen auch noch gut unterscheidbar, trotz eines gewissen Maßes an Streuung, das zu Überlappungen der Gruppen führt. Bei R-Werten unter 0,25 ist die Streuung so stark, dass die statistische Abgrenzung der Gruppen nicht ausreichend ist (Clarke & Warwick 2001).

Multivariate Regressionsanalyse (DISTLM, Distance-based linear models)

Über eine nichtparametrische, multivariate Regression (DISTLM, Distance-based linear models) wurden Zusammenhänge zwischen faunistischen Besiedlungsmustern und verschiedenen Umweltvariablen (z. B. Abflussreduktion, Pflanzenschutzmittel, Erosionsraten) untersucht. Mit der DISTLM-Methode kann herausgefunden werden welche abiotischer Parameter den größten Einfluss auf die Besiedlung haben. Dabei ist die DISTLM-Methode gerichtet und nutzt dabei abiotische Variablen (Prädiktorvariablen), um die Variabilität der Besiedlung (abhängige Variable) zu erklären. Den Analysen liegt eine Bray-Curtis-Abstandsmatrix zugrunde, die aus den zu untersuchenden Faunadaten berechnet wurde. Die Korrelationen zwischen der Fauna und abiotischen Parametern werden berechnet und über Permutationen wird die Irrtumswahrscheinlichkeit „p“ geprüft (Clarke & Gorley 2006).

Schwellenwertanalyse (Threshold Indicator Taxa Analysis, TITAN)

Eine sogenannte Schwellenwertanalyse (Threshold Indicator Taxa Analysis, TITAN) wurde genutzt, um zu testen, ob sich die Tiergemeinschaften des Interstitials entlang des Gradienten Abflussreduktion (Kolmation) verändern. Dieser Gradient wird vom Programm aus der gemessenen Abflussreduktion aller Einzelmessungen generiert. Für jedes Taxon wird ein eigener Umschlagspunkt entlang des Gradienten (Abflussreduktion) berechnet (Baker & King 2010). Darüber werden geeignete Indikatortaxa identifiziert, um für den Gradienten (hier Abflussreduktion) einen Schwellenwert auf Basis der Lebensgemeinschaften zu ermitteln. Die statistische Aussagekraft wird über Bootstrapschätzungen erzielt. Die TITAN-Analysen werden mit Einzelmessungen durchgeführt, um keinen Informationsverlust zu haben. Seltene Taxa werden in der Analyse berücksichtigt (Baker & King 2010).

2.5. GIS-basierte Simulation von erosionsmindernden Maßnahmen in ausgewählten EZG (AP 5)

In diesem AP sollten unterschiedliche Maßnahmen zur Erosionsminderung im EZG, von 5 der insgesamt 25 Fließgewässerabschnitten, simuliert werden. Anhand der Ergebnisse konnte die unterschiedliche Wirksamkeit der Maßnahmen bewertet werden. Außerdem sollten so Empfehlungen für EZG mit ähnlicher Landnutzung und Oberflächenstruktur abgeleitet werden.

Die drei untersuchten Methoden waren:

- Simulation von Gewässerpufferstreifen
- Simulation von unterschiedlichen Landnutzungsszenarien
- Simulation von Agroforstsystemen

Um die erosionsmindernde Wirkung von grasbewachsenen Gewässerpufferstreifen einschätzen zu können, wurden Ackerflächen, die innerhalb eines 10 m – bzw. 20 m –Puffers um das Gewässernetz liegen als grasbewachsen (C-Faktor von Grünland: 0.004) in die ABAG-Berechnung für das EZG einbezogen. Dadurch ergibt sich für diese Bereiche eine geringere potentielle jährliche Erosion, da Grünland weniger anfällig für Bodenerosion ist als Ackerkulturen. Bei der Mittelwertbildung über das gesamte EZG ergibt sich somit eine Minderung der Erosionsmenge. In der Realität können sich bei Starkregen konzentrierte Abflussbahnen bilden, die einen Graspufferstreifen ohne Abminderung „durchbrechen“. Dieser Prozess konnte in der hier umgesetzten Modellierung nicht berücksichtigt werden. Die Simulation der grasbewachsenen Pufferstreifen wurde für die 5 ausgewählten EZG (Alfbach PF, Eschbach, Mittlerer Guldenbach, Unterer Guldenbach und Unterer Flaumbach) durchgeführt.

Um die Auswirkung unterschiedlicher Fruchtfolgen auf die Bodenerosion durch Wasser abschätzen zu können, wurden zudem 3 verschiedene Landnutzungsszenarien in den 5 exemplarischen EZG umgesetzt: In einem „worst-case-Szenario“ wurden für die Nutzungskategorien Ackerbau und Weinbau ungünstige Bedingungen angenommen (Ackerbau: nur Mais; Weinbau: keine Zeilenbegrünung). In einem „reality-case-Szenario“ wurde die aktuelle Nutzung (basierend auf INVEKOS-Daten, MWVLW 2019) berücksichtigt. Im „best-case-Szenario“ wurden besonders günstige Bedingungen für Ackerbau und Weinbau definiert (Ackerbau: nur Getreideanbau; Weinbau: vollständige Zeilenbegrünung). Die unterschiedlichen Annahmen für die Nutzungsszenarien werden durch entsprechende C-Faktoren in den ABAG-Berechnungen umgesetzt.

Tabelle 6 zeigt die für das worst- und best-case verwendeten C-Faktoren. Die Information der Kulturart im worst- und best-case Szenario stammt aus dem Datensatz der „Tatsächlichen Nutzung“ (LVermGeo RLP 2018). Im Reality-case Szenario werden die C-Faktoren nach den tatsächlich in 2019 angebauten Kulturen (INVEKOS) differenziert. Die detaillierte Übersicht der C-Faktoren im „reality-case-Szenario“ ist in Anhang II (Tab. A1) zusammengestellt.

Tab. 6: C-Faktoren für Ackerbau, Weinbau und Grünland im worst- und best-case Nutzungsszenario

Kultur (nach TN 2018)	C-Faktor	
	worst-case	best-case
Ackerbau	0.4	0.04
Weinbau	0.59	0.03
Grünland	0.004	0.004

Die abflussmindernde Wirkung von Agroforstsystem (AFS) wurde in 2 ausgewählten Teileinzugsgebieten im EZG des Unteren Guldenbachs beispielhaft umgesetzt.

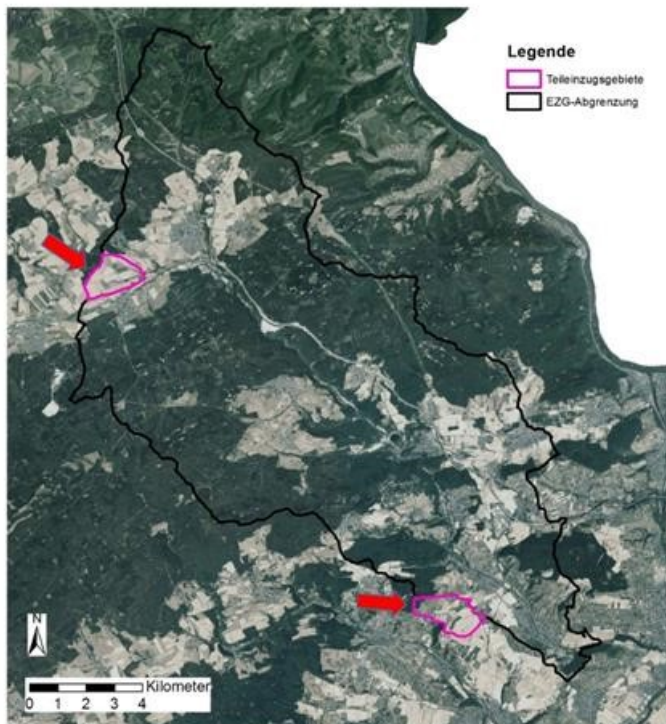


Abb. 14: Lage der Teileinzugsgebiete (violett) am Unteren Guldenbach, in denen AFS simuliert wurden

Als AFS werden Landnutzungsmethoden bezeichnet, welche landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Produktion auf einer Fläche kombinieren (Oelke *et al.*, 2013). Weltweit sind AFS weit verbreitet, jedoch sind sie in Deutschland, bedingt durch landwirtschaftliche Modernisierung, nur selten vorzufinden (Oelke *et al.* 2013). Frühe Studien zur Erosionsschutzwirkung von AFS stammen in erster Linie aus tropischen Regionen (z.B. O'Loughlin 1985; Lal 1989; König 1992). Mögliche Wirkungen von AFS auf Erosionsprozesse wurden von Young (1989) zusammengefasst. Demnach sind zwei unterschiedliche Effekte zu betrachten: Der Effekt der Baumkronen, der sich auf die Planschwirkung von Niederschlag auswirkt, sowie die Barrierewirkung der Bäume, die sich auf den geländebedingten Abfluss auswirkt. Im Gegensatz zu Dämmen beispielsweise stellen AFS hierbei semipermeable Barrieren dar, welche es einem gewissen Anteil des Abflusses erlauben, die Barriere zu durchdringen. Ein großer Teil des abfließenden Wassers und des mittransportierten Bodenmaterials wird durch die Baumreihen abgehalten, sodass Wasser versickern und sich gelöstes Material ablagern kann. Nach Schlussfolgerungen von Young (1989) ist eine Reduktion der Erosion speziell durch die entstehende Abflussbarriere der AFS und weniger durch Einflüsse einer dichteren Oberflächenbedeckung zu erwarten.

Die AFS wurden in GIS unter folgenden Annahmen modelliert:

Auf den erosionsgefährdeten Ackerflächen der beiden Teileinzugsgebiete sollen Gehölzsysteme zur Produktion von Energieholz sowie zur Reduktion erosionsbezogener Prozesse platziert werden. Grundsätzlich soll eine möglichst enge Anordnung der Bäume umgesetzt werden, durch die der Holzertrag optimiert wird. Als Hauptkriterium für die Auswahl von Flächen, auf denen Agroforstsysteme implementiert werden sollen, wurde auf das Vorkommen besonders erosionswirksamer Abflussbahnen (Methodik in Kapitel 2.3) in Verbindung mit Ackerland geachtet.

Die Agroforstflächen sind als Blöcke, bestehend aus je drei Baumreihen geplant. Innerhalb der einzelnen Reihen sollen die gepflanzten Bäume einen Abstand von 2 m haben. Der Abstand zwischen den Reihen beträgt 3 m. Die Bepflanzung soll sich an der Bearbeitungspraxis der Nutzfläche orientieren, sodass die jetzige landwirtschaftliche Produktion möglichst wenig betroffen ist. Die Anbaurichtung der Agroforststreifen entspricht demnach der Bearbeitungsrichtung auf Ackerflächen. Zwischen den Agroforstblöcken soll genug Freiraum eingeplant werden, sodass eine Bearbeitung des Ackers mit landwirtschaftlichen Maschinen weiterhin uneingeschränkt möglich ist. Dies beinhaltet auch das Freilassen von Vorgewende und Fahrgassen. Aus Luftbildern wurde für die Gebiete, in denen in dieser Studie AFS beispielhaft simuliert wurden, eine durchschnittliche Bearbeitungsbreite von 18 m ermittelt. Zwischen den AFS-Blöcken wurden deshalb Abstände von 18 m oder einem Vielfachen von 18 m gewählt. Zwischen den Baumreihen ist eine Grünlandbepflanzung geplant. Auch entlang des Randes der Agroforstblöcke werden Streifen von 3 m Breite mit Grünland bepflanzt. Eine schematische Übersicht über den Aufbau eines solchen Agroforstblocks ist in Abb. 15 dargestellt.

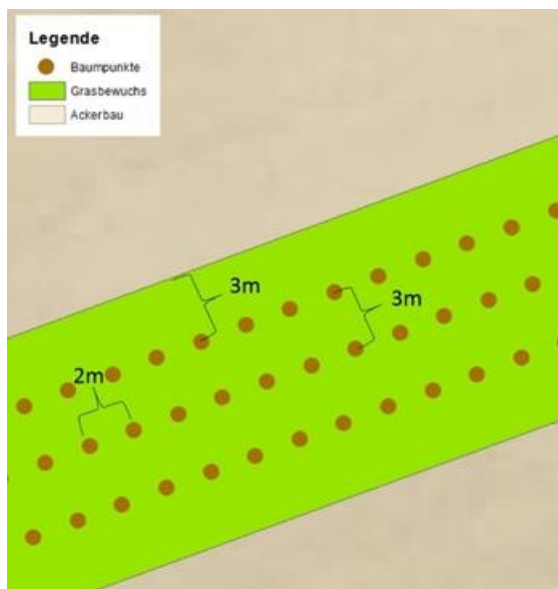


Abb. 15: schematischer Aufbau eines Agroforstblocks

Grundlage der Modellierung des AFS bildet die Modifizierung des Digitalen Geländemodells (DGM). Diese Modifizierung erfolgte durch ein „Herausschneiden“ der einzelnen Bäume aus dem DGM. Die Absicht liegt hierbei darin, das Agroforstsystem als semipermeable Abflussbarriere in das DGM zu integrieren, welche einen Großteil des abfließenden Wassers zurückhält und die Infiltration in den Boden begünstigt. In der Literatur werden AFS oder andere linearen Landschaftselemente oft in Form eines durchgehenden Walls (z.B. Witt 2012) implementiert. Diese Methode wurde in der Masterarbeit von Plogmacher (2018) neben einigen anderen ebenfalls erprobt. Im Vergleich ergaben einige dieser Methoden (bspw. AFS als durchgehende Senke oder einzelne Erhebungen) unplausible Resultate in der Abflusssimulation, während die Darstellung als Wall sehr ähnliche Resultate hervorbrachte wie die oben genannte Methode. Letztlich wurde entschieden die oben erläuterte Methode weiter zu verwenden, da sie eine sehr flexible Variation verschiedener Parameter, wie Baum- und Reihenabstände, ermöglicht.



Abb. 16: Ausschnittvergrößerung AFS-Blöcke im GIS

Für die 5 ausgewählten EZG (Alfbach PF, Eschbach, Mittlerer Guldenbach, Unterer Guldenbach und Unterer Flaumbach) wurden zudem weitere Eigenschaften analysiert:

- Wegenetz- und Straßennetzdichte und –länge (auf Grundlage des ATKIS Basis-DLM 25)
- Anteil erosionswirksamer Abflussbahnen an der Ackerfläche („Dichte“ der erosionswirksamen Abflussbahnen; berechnet auf Basis des DHM 1)
- mittlere Sohlgefälle des Gewässernetzes (unterteilt in 100 m Gewässerabschnitte; auf Grundlage des DHM 10 (Sohlgefälle) und des ATKIS Basis-DLM 25(Gewässerverläufe)
- mittlere euklidische Distanz der Ackerflächen zur Probenahmestelle (basierend auf einem eigens berechneten Entfernungsrasterdatensatzes)

3 Ergebnisse

Die Auswahl und Beschreibung der Untersuchungsgebiete wurde bereits in Kapitel 2.1 abgehandelt (AP 1). Deshalb beginnt das folgende Kapitel mit den Ergebnissen zu AP 2

3.1 Auswertung und Modellierung von einzugsgebietsbezogenen Parametern im GIS

Mittels entsprechender Geodaten wurden die EZG der 25 Standorte bezüglich der Landnutzungsanteile, der Hangneigung und der Starkniederschlagshäufigkeit analysiert. In Hinblick auf das letzte Niederschlagsereignis $\geq 15\text{mm/h}$ wurde die Zeitspanne seit diesem ermittelt. Weitere niederschlagsbezogene Auswertungen betrafen den mittleren Monatsniederschlag im Monat vor der Probenahme und den mittleren Jahresniederschlag (Periode 1981 – 2010 und 2010 bis 2019) jeweils gemittelt über die EZG-Fläche. Außerdem wurden die Gewässernetzlänge und -dichte für die EZG ermittelt.

Die Modellierung der flächen- und linienhaften Erosion wurde für die 25 ausgewählten Standorte umgesetzt. Für den Dauerstandort am Unteren Guldenbach wurde die flächige Erosion außerdem im Jahresverlauf betrachtet. Und für das jeweils letzte Niederschlagsereignis $\geq 15\text{mm/h}$ vor der Probenahme wurde die ereignisbezogene Erosionsmenge in allen 25 EZG berechnet.

Tabelle 7 zeigt die Übersicht der Ergebnisse bezüglich der auf EZG-Ebene ausgewerteten Parameter. Die Eigenschaften der Einzugsgebiete der untersuchten Standorte werden hinsichtlich der Flächenanteile der Landnutzung, Niederschläge, Hangneigung und verschiedenen Erosionsberechnungen anhand von Abbildung 17 - 22 näher beschrieben und verglichen.

Im Rahmen von AP4 wurden die EZG-Eigenschaften später für weiterführende statistische Analysen zusammengeführt, um Zusammenhänge mit dem Kolmationsgrad bewerten zu können (vgl. Kap 3.3).

Tab. 7: Übersicht der EZG-Eigenschaften die GIS-basiert für die 25 untersuchten Fließgewässerabschnitte und ihre EZG ausgewertet wurden.

	EZG-Fläche [km ²]	LNF [km ²]	Anteil LNF an EZG [%]	Anteil Acker [%]	Anteil Grünland [%]	Anteil Sonderkulturen [%]	Anteil Wald [%]	Anteil Siedlung [%]	mittl. Hangneigung [°]	mittl. Anzahl Ns ≥ 10mm	mittl. Anzahl Ns ≥ 15 mm	mittl. Anzahl Ns ≥ 25 mm	mittl. Anzahl Ns ≥ 40 mm	2018 u. 2019 mittl. Anzahl Ns ≥ 10mm	2018 u. 2019 mittl. Anzahl Ns ≥ 15mm	Tage seit letztem Ns ≥ 15mm/h	Tage seit Jahresbeginn	mittl. Monatsniederschlag Monat vor Probenahme [mm]	mittl. Jahressn. (1981-2010)	mittl. Jahressn. (2010 - 2019)	mittl. Erosion EZG [t/(ha*a)]	mittl. Erosion LNF [t/(ha*a)]	Gesamterrosion LNF [t/a]	mittl. ereignisbezogene Erosion[t/ha*a]	Verhältnis [%] (aus ereignisbezogener und jährlicher Erosion)	Gewässernetzlänge [km]	Gew.netzdichte [km/km ²]
Alfbach HS	36,5	22,2	60,7	15,8	48,4	0,0	29,8	4,7	6,3	21,4	6,8	1,58	0,16	6,00	3,26	400	159	57,7	1020	846	1,73	3,22	7143,0	0,77	23,89	49,85	1,36
Alfbach PF	54,4	30,7	56,5	16,9	42,9	0,0	33,9	3,8	7,1	19,9	6,3	1,35	0,12	5,98	3,37	400	159	56,8	1009	834	1,74	3,43	10543,1	0,92	26,84	78,64	1,45
Auersbach	6,7	1,2	18,3	7,9	12,0	0,0	78,6	0,3	13,1	30,0	9,0	1,75	0,00	3,75	2,00	300	96	89,6	982	846	0,23	1,15	140,0	0,43	37,07	12,26	1,84
Ellerbach	9,7	5,4	55,4	39,8	20,2	0,0	20,7	11,0	5,4	26,9	8,4	1,30	0,00	3,60	1,60	324	109	90,2	873	770	1,26	2,16	1158,8	0,45	20,93	13,32	1,37
Eschbach	20,2	9,5	46,9	36,9	14,1	0,0	44,5	4,0	8,0	29,5	10,6	1,57	0,05	3,86	2,00	327	108	81,2	821	732	1,43	2,96	2809,8	1,02	34,53	23,47	1,16
Kl. Nister	63,1	20,7	32,8	3,5	27,2	0,0	52,5	10,0	5,3	28,2	7,9	1,63	0,17	2,79	0,99	318	138	40,3	1131	967	0,22	0,55	1142,1	0,04	7,96	102,92	1,63
Michelsbach	4,2	0,2	5,6	0,0	5,6	0,0	94,4	0,0	6,7	19,8	4,8	0,20	0,00	3,20	1,20	367	153	75,0	881	754					6,58	1,59	
mittl. Guldenbach	71,7	14,8	20,7	11,0	11,7	0,2	67,7	6,4	5,7	31,8	8,4	1,13	0,08	3,30	1,72	303	146	47,2	773	683	0,24	0,98	1457,4	0,12	12,26	86,96	1,21
ob. Wied SB	26,4	5,8	22,0	2,9	21,4	0,0	62,7	6,7	3,8	30,1	6,8	0,44	0,00	1,07	0,44	284	138	41,1	1142	964	0,14	0,47	272,1	0,02	3,58	37,84	1,43
ob. Wied WB	37,8	8,1	21,5	4,2	19,7	0,0	65,1	6,3	4,4	28,0	6,9	0,91	0,02	1,07	0,32	346	138	40,0	1119	948	0,20	0,77	629,3	0,03	4,03	50,45	1,34
ob. Endertbach	28,0	7,0	25,0	10,4	15,6	0,4	64,4	5,5	8,7	21,3	4,9	0,47	0,03	2,80	0,87	323	109	87,5	843	721	0,56	2,18	1525,8	0,41	18,91	49,87	1,78
ob. Gaybach	19,8	12,1	61,0	30,2	32,2	0,0	31,7	3,0	12,4	19,2	6,9	2,43	0,78	4,35	2,52	401	160	59,4	1003	830	1,88	3,19	3850,2	0,69	21,76	30,99	1,57
Prims	16,5	1,6	9,9	1,8	9,9	0,0	84,1	4,0	5,6	29,2	8,5	1,95	0,37	3,79	1,63	342	120	66,9	1216	1094	0,09	0,79	129,1	0,10	12,04	19,58	1,19
Steinalp	50,6	15,6	30,8	6,3	27,9	0,0	61,0	2,5	12,0	30,3	8,1	0,98	0,07	3,13	1,45	260	96	85,3	937	813	0,30	0,86	1343,8	0,46	53,46	77,52	1,53
Stillegraben	14,9	6,3	41,9	21,6	21,8	1,3	45,7	7,4	4,5	16,5	5,0	0,61	0,11	4,61	2,00	316	160	68,0	854	769	1,09	2,53	1579,2	0,20	7,96	11,54	0,77
Trabenerbach	12,0	5,4	45,3	28,9	21,8	0,0	46,5	1,8	8,3	27,5	9,0	1,64	0,00	4,18	2,00	327	108	88,4	885	803	1,07	2,24	1217,3	0,61	27,28	15,99	1,33
mittl. Ahr	465,8	230,0	49,4	6,5	42,9	0,0	46,2	3,5	7,4	21,6	5,8	0,64	0,04	3,20	1,41	372	153	73,8	833	716					688,78	1,48	
ob. Our SB	191,3	82,5	43,1	3,1	40,1	0,0	46,9	1,9	7,3	24,6	7,9	1,15	0,10	5,46	2,68	400	159	59,8	1043	863							
ob. Our KH	466,7	177,5	38,0	5,5	32,6	0,0	42,3	3,7	7,8	22,6	6,9	1,01	0,21	4,88	2,25	401	160	57,9	1006	844							
unt. Flaumbach	116,9	46,0	39,3	29,3	14,1	0,0	50,9	4,7	9,1	29,9	9,0	1,21	0,08	2,58	0,94	229	129	44,7	814	699	0,71	1,64	7533,8	0,16	9,73	183,72	1,57
unt. Guldenbach	167,3	44,4	26,6	12,3	13,6	3,4	58,2	8,5	6,5	28,1	7,4	1,12	0,14	3,11	1,28	352	146	46,1	730	659	0,57	2,26	10051,3	0,42	18,39	189,88	1,13
unt. Nister HB	154,0	65,4	42,5	5,9	40,0	0,0	36,9	12,7	5,7	29,4	8,6	1,05	0,01	1,13	0,28	319	139	40,4	1136	967	0,33	0,72	4680,5	0,04	4,93	247,64	1,61
unt. Nister WA	242,6	95,9	39,5	5,7	36,1	0,0	42,2	11,3	6,2	28,3	8,0	1,25	0,07	1,64	0,56	239	139	40,0	1120	955	0,33	0,76	7321,1	0,07	9,18	386,62	1,59
ob. Wieslauter HW	25,1	0,1	0,5	0,0	0,4	0,0	98,0	0,0	17,6	38,5	11,6	1,14	0,32	4,00	1,46	285	115	100,1	974	898	0,00	0,05	0,6	0,01	15,61	24,30	0,97
ob. Wieslauter DA	138,8	4,4	3,2	0,1	3,3	0,0	92,3	2,9	16,3	32,1	9,9	2,29	0,34	4,82	1,66	279	115	90,1	919	833	0,02	0,32	138,6	0,04	12,91	117,53	0,85

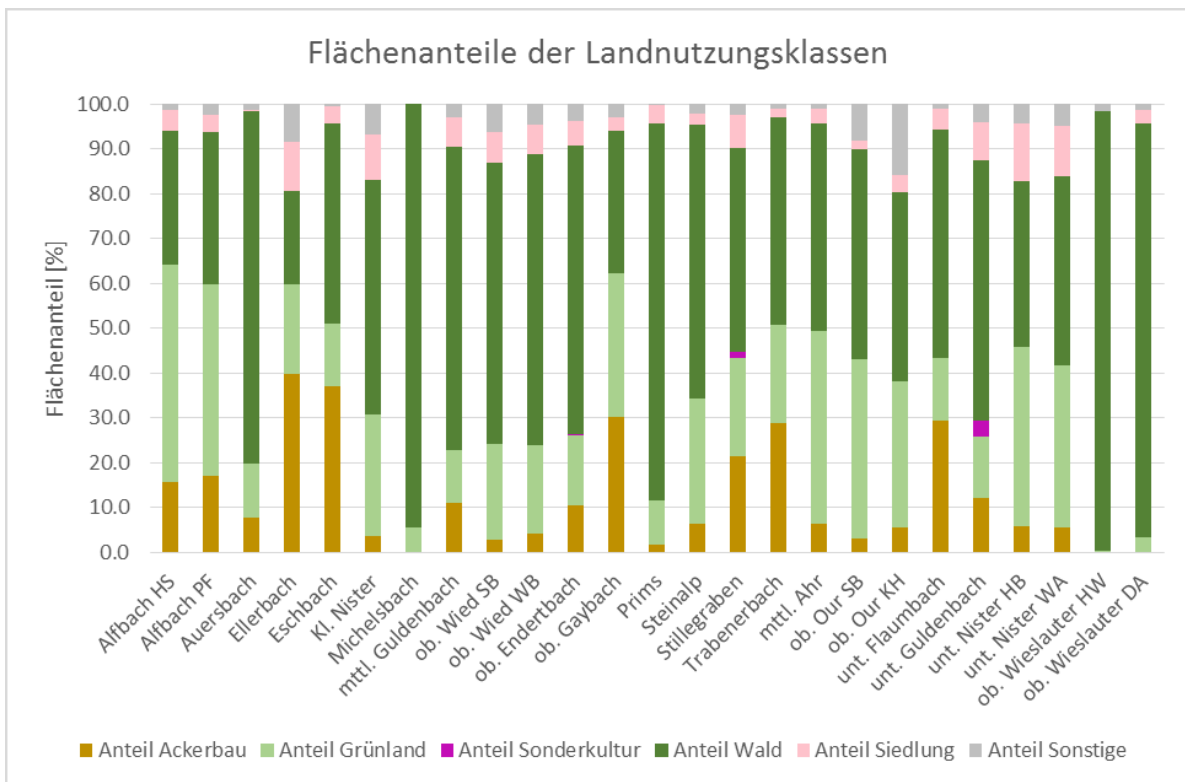


Abb. 17: Übersicht der Anteile der Landnutzungsklassen an der jeweiligen EZG-Fläche

Nachfolgend werden die einzugsgebietsbezogenen Ergebnisse, der für die Kolmation als besonders relevant erachteten Parameter, beschrieben:

Da auf **Ackerflächen** der Anteil von blankem Boden größer ist als beispielsweise auf Grünlandflächen, kommt es dort zu einer höheren Erosion, so dass es in EZG mit einem höheren Ackerflächenanteil zu mehr Erosion kommt (bei vergleichbaren Boden-, Niederschlags- und Geländebedingungen). Da dort somit mehr Bodenmaterial in die Gewässerläufe gelangt, wird vermutet, dass in solchen EZG auch ein höherer Kolmationsgrad zu finden ist. Der Zusammenhang zwischen den Landnutzungsanteilen und der Kolmation wird in Kapitel 3.3 untersucht. Den höchsten Anteil an Ackerfläche zeigt das EZG Ellerbach (knapp 40 %), den geringsten Anteil das EZG Michelsbach und Obere Wieslauter HW (jeweils 0 %). 5 der EZG zeigen Ackerbauanteile > 25 %, 6 der EZG Anteile zwischen 10 und 25 % und 9 EZG zeigen einen Ackerbauanteil von weniger als 10 % (vgl Abb. 17). Der Mittelwert für alle 25 EZG beträgt 13,3 % Anteil Ackerfläche.

Auf **Grünlandflächen** ist der Bodenbedeckungsgrad durch Vegetation sehr hoch. Deshalb kommt es dort zu deutlich weniger Bodenerosion als auf Ackerflächen. Der größte Anteil an Grünlandflächen ist im EZG Alfbach HS (rund 48 %) zu beobachten, der geringste am Standort Obere Wieslauter HW (0,4 %). Weitere 7 EZG zeigen Grünlandanteile > 30%. In 13 der EZG liegt der Grünlandanteil zwischen 10 und 30 % und in 4 EZG liegt der Grünlandanteil unter 10 %. Im Mittel aller untersuchten EZG liegt der Grünlandanteil bei 23 %.

Der **Waldflächenanteil** ist in allen untersuchten EZG relativ hoch und liegt im Mittel bei 55,9 %. Den Höchstwert zeigt hier das EZG Obere Wieslauter HW (98 %), den niedrigsten Wert das EZG Ellerbach (20,7 %). Insgesamt weisen 20 EZG einen Waldflächenanteil von über 40 % auf. In den Eingangsdaten (Quelle: LGB, 2017) für die Erosionsberechnungen sind Waldflächen ausgenommen, da die Erosionsmengen in Waldflächen zu vernachlässigen sind. Deshalb wird vermutet, dass in EZG mit einem hohen Waldanteil eine geringere Kolmation zu beobachten ist, da weniger Bodenmaterial in die Gewässer gelangt.

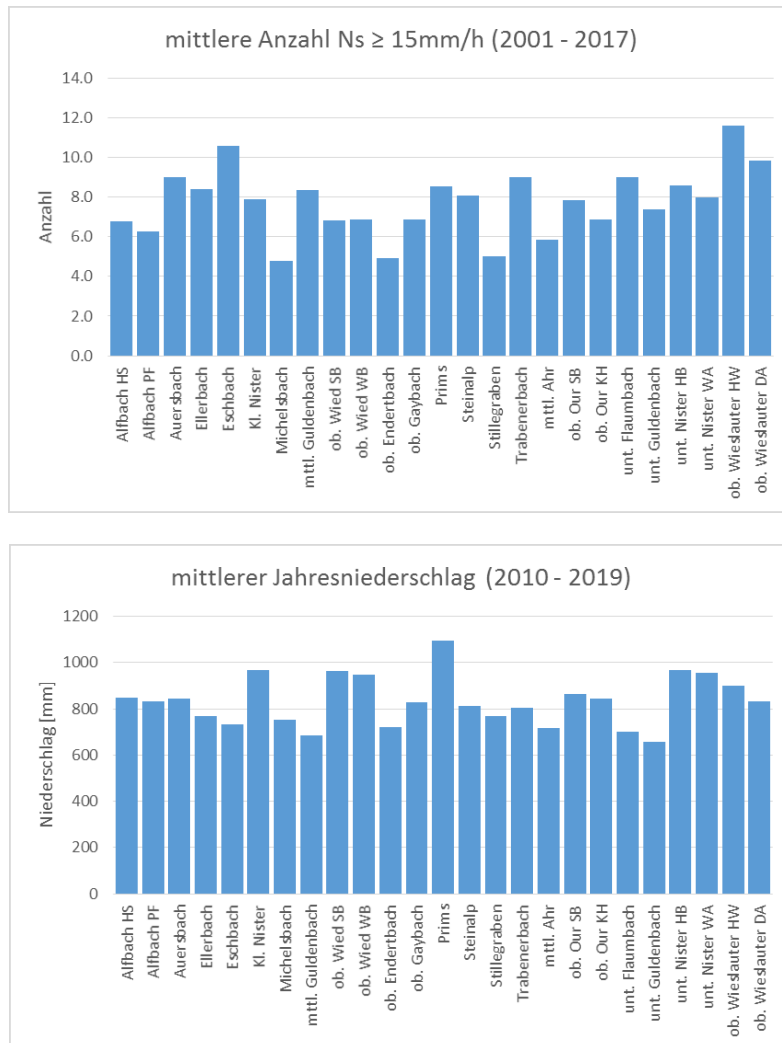


Abb. 18: mittlere Anzahl der Niederschlagsereignisse $\geq 15\text{mm/h}$ für den Zeitraum 2001 bis 2017 (oben) und mittlerer Jahresniederschlag (unten)

Besonders erosionswirksam sind **Starkniederschläge** mit einer hohen stündlichen Niederschlagsmenge. Deshalb wurde das Auftreten solcher Ereignisse für den Zeitraum 2001 bis 2017 ausgewertet. Da die stündlichen Niederschlagsdaten für den Zeitraum 2018 bis hin zur jeweiligen Probenahme in 2019 erst zu einem späteren Zeitpunkt im Laufe des Projektes zur Verfügung standen, wurde dieser Zeitraum gesondert ausgewertet. Der DWD definiert unterschiedliche Abstufungen von Starkniederschlägen. Ab einer Niederschlagsmenge von $\geq 15\text{ mm/h}$ wird von einem Starkregen gesprochen. Ab diesem Schwellwert spricht man von einem „markanten Wetter“, ab einer Niederschlagsmenge von $\geq 25\text{ mm/h}$ von einem „Unwetter“ und bei Regenmengen von $\geq 40\text{ mm/h}$ von einem „extremen Unwetter“. Die mittlere Anzahl des Auftretens solcher Ereignisse in den EZG wurde für diese drei Schwellwerte und zusätzlich den

Schwellwert >10mm/h ausgewertet. In Abbildung 18 (oben) ist die mittlere Anzahl des Auftretens von Niederschlägen ≥ 15 mm/h für den Zeitraum 2001 bis 2017 dargestellt. Die höchste mittlere Anzahl an Starkniederschlägen ≥ 15 mm/h für den Zeitraum 2001 bis 2017 zeigt das EZG Obere Wieslauter HW mit 11,6, die geringste mittlere Anzahl mit 4,8 das EZG Michelsbach. Insgesamt in 12 der EZG traten die Niederschläge ≥ 15 mm/h mehr als 8 mal in der 17 jährigen Zeitperiode auf, in 9 EZG waren sie zwischen 6 und 8 mal zu beobachten und in 4 EZG weniger als 6 mal. Im Mittel aller untersuchten EZG traten die Starkniederschläge 7,7-mal auf.

Bei ansonsten gleichen Rahmenbedingungen (Landnutzung, Bodeneigenschaften, Hangneigung, Hanglänge) führen höhere **Jahresniederschlagsmengen** zu höheren Erosionswerten. Der geringste mittlere Jahresniederschlag für den Zeitraum 2010 bis 2019 ist für das EZG Unterer Guldenbach mit 659 mm zu verzeichnen, der höchste mit 1094 mm für das EZG Prims (vgl. Abb. 18 (unten)). Der Mittelwert für alle 25 EZG beträgt 832 mm. 16 EZG zeigen einen mittleren Jahresniederschlag von über 800 mm auf. Vergleicht man die mittleren Jahresniederschläge für den Zeitraum 2010 bis 2019 mit denen aus der Periode 1981 bis 2010, so ist in alle EZG eine Abnahme der mittleren Jahresniederschläge zu beobachten (vgl. Tab. 7). Da die Bezugszeiträume unterschiedlich lange sind, sind die Werte nur bedingt miteinander vergleichbar, die Abnahme könnte allerdings als Indiz für den stattfindenden Klimawandel gewertet werden.

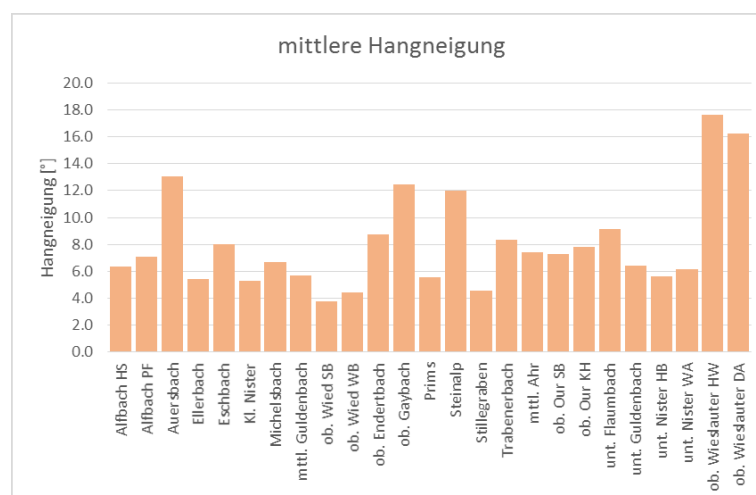


Abb. 19: Mittlere Hangneigung im EZG

Eine weitere wichtige Einflussgröße der Bodenerosion stellt die **Hangneigung** dar. Sind die sonstigen Rahmenbedingungen von Flächen gleich, führt eine höhere Hangneigung zu einer stärkeren Erosion. Die höchste mittlere Hangneigung ist im EZG Obere Wieslauter HW mit 17,6° zu beobachten, die geringste mit 3,8° im EZG Obere Wied SB. In zwei EZG liegt die mittlere Hangneigung über 15°. Hangneigungen von 15 bis 20 ° werden nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (BKA 5) als „sehr stark geneigt“ eingestuft. 3 EZG zeigen eine mittlere Hangneigung von 10 bis 15 °, was nach BKA 5 als „stark geneigt“ gilt. Als „mittel geneigt“ gelten Hangneigungen von 5 bis 10 °, was in 17 EZG der Fall ist. Weitere 3 EZG gelten mit mittleren Hangneigungen zwischen 2 und 5 ° als „schwach geneigt“.

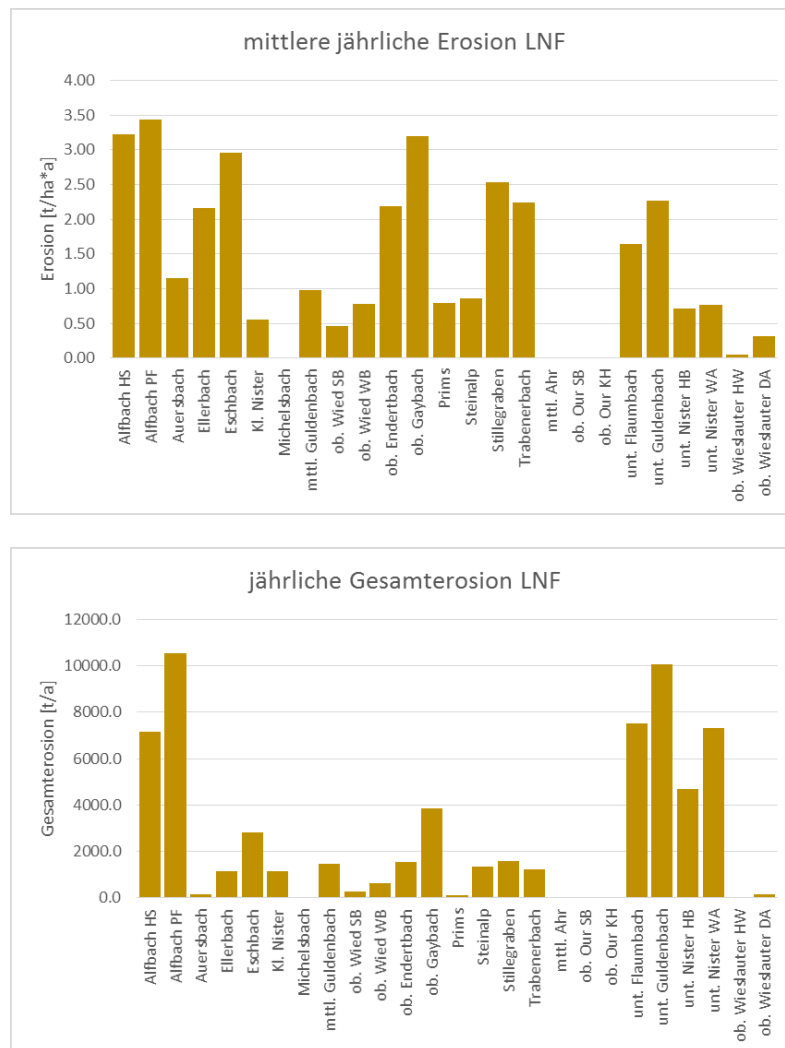


Abb. 20: Mittlere jährliche Erosion der landwirtschaftlichen Nutzfläche (oben) und jährliche Gesamterosion der LNF (unten)

Die Berechnung der Bodenerosion nach dem ABAG-Ansatz integriert die zuvor beschriebenen Einzelfaktoren (Landnutzung, Niederschlag, Hangneigung) und weitere Eingangsgrößen (Hanglänge und Bodeneigenschaften). Die Ergebnisse der **Erosionsmodellierung** werden nachfolgend beschrieben.

Die Berechnung der **mittleren jährlichen Erosion der LNF** konnte für die EZG, die teilweise außerhalb von Rheinland-Pfalz liegen (Michelsbach, Mittlere Ahr, Obere Our SB und Obere Our KH), nicht berechnet werden, da die Datensätze zu den Einzelfaktoren der ABAG nur für die Landesfläche von Rheinland-Pfalz zur Verfügung standen.

Die höchste mittlere jährliche Erosion der LNF wurde für das EZG Alfbach PF mit 3,37 t/(ha*a) berechnet, die geringste für das EZG Ob. Wieslauter HW mit 0,05 t/(ha*a) (vgl. Abb. 20 (oben)). 5 EZG zeigen eine mittlere Erosion zwischen 2,5 und 5,0 t/(ha*a) auf der LNF, was nach der Klassifizierung des LGB als „geringe Bodenerosionsgefährdung“ eingestuft wird (vgl. Tab. 8). 13 EZG weisen eine mittlere Erosion zwischen 0,5 bis 2,5 t/h(ha*a) auf. Dies gilt als „sehr geringe Bodenerosionsgefährdung“. Weitere 3 EZG zeigen eine mittlere jährliche Erosion von unter 0,5 t/(ha*a) („keine bis sehr geringe Bodenerosionsgefährdung“) auf der LNF.

Somit wurden insgesamt eher niedrige mittlere jährliche Bodenerosionen in den untersuchten EZG berechnet. Durch die Mittelwertbildung wird allerdings die Spannweite zwischen Flächen mit sehr geringer Erosionsgefährdung und Flächen mit sehr hoher Erosionsgefährdung innerhalb eines EZG nicht sichtbar. Die Spannweite innerhalb eines EZG lag bei bis zu 178 t/(ha*a) (Untere Nister HB).

Zur Berechnung der **jährlichen Gesamterosionsmenge** wurden alle für die einzelnen Rasterzellen ermittelten Erosionsmengen pro EZG aufsummiert. In Abbildung 20 (unten) ist die aufsummierte jährliche Gesamterosionsmenge der LNF für die jeweiligen EZG dargestellt. Mit 10543 t/ha wird potentiell am meisten Bodenmaterial im EZG Alfbach PF abgetragen, die geringste Menge mit 0,6 t/ha im EZG Ob. Wieslauter HW. Schätzungen zufolge gelangen davon ca. 15 % im Gewässer (Borelli *et al.* 2018).

Um die räumlichen Unterschiede hinsichtlich des Bodenabtrags innerhalb der EZG zu verdeutlichen, wurde für die LNF eine zusätzliche Auswertung hinsichtlich der **Flächenanteile der Erosionsgefährdungsklassen nach LGB** durchgeführt (vgl. Abb. 21).

Tab. 8: Erosionsgefährdungsklassen nach LGB (2017)

Stufe	Benennung	Erosionsmenge [t/(ha*a)]
E 0	keine bis sehr geringe Bodenerosionsgefährdung	< 0,5
E 1	sehr geringe Bodenerosionsgefährdung	0,5 bis < 2,5
E 2	geringe Bodenerosionsgefährdung	2,5 bis < 5,0
E 3	mittlere Bodenerosionsgefährdung	5,0 bis < 7,5
E 4	hohe Bodenerosionsgefährdung	7,5 bis < 15
E 5	sehr hohe Bodenerosionsgefährdung	≥ 15

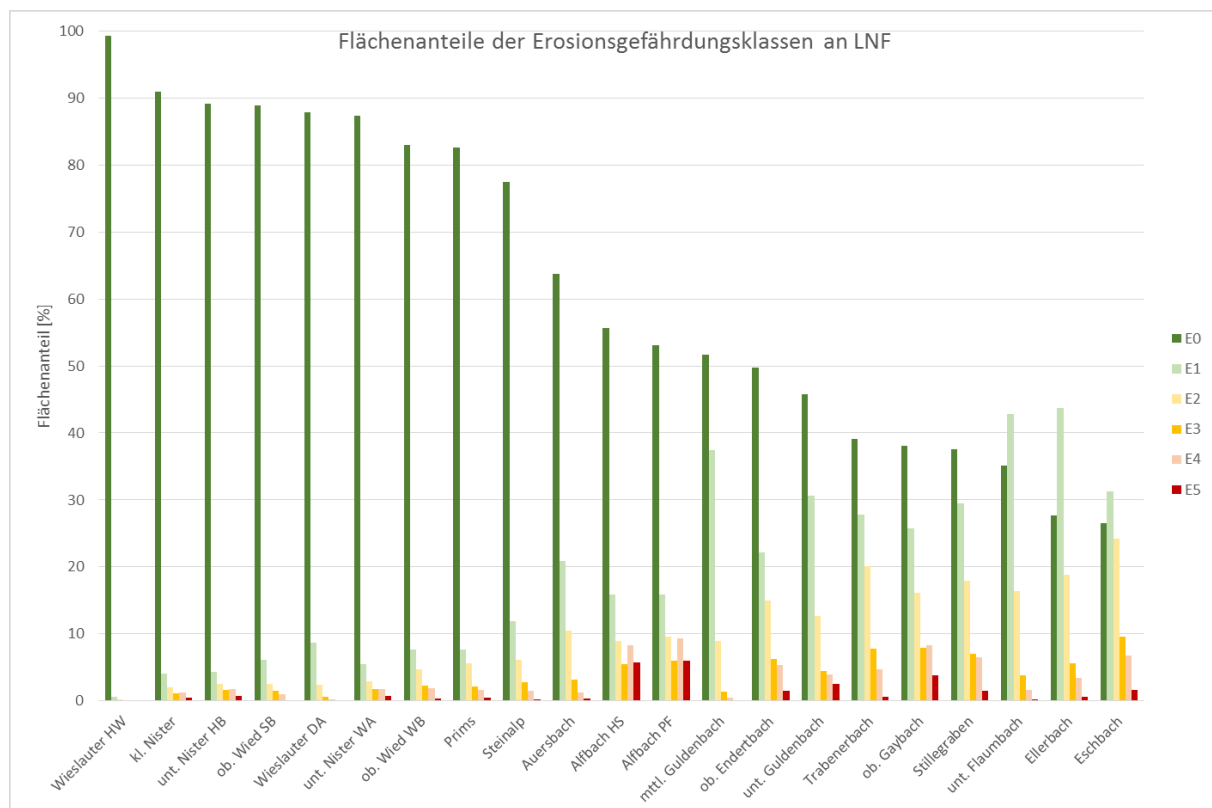


Abb. 21: Anteil der Erosionsgefährdungsklassen (Klassen nach LGB, 2017) an der LNF (sortiert nach dem Flächenanteil der Klasse E 0)

In der Mehrheit der EZG stellt die Gefährdungsklasse E0 den größten Flächenanteil. In 13 EZG liegt der Flächenanteil dieser Klasse bei über 50 %. Lediglich in den EZG Ellerbach, Eschbach und Unt. Flaumbach nimmt die Gefährdungsklasse E1 einen höheren Flächenanteil ein als die Klasse E0. Die höchste Gefährdungsstufe (E5) zeigt in allen EZG einen eher geringen Flächenanteil an der LNF, in 23 EZG liegt der Anteil dieser Klasse bei unter 5%. Nur die beiden EZG Alfbach HS und Alfbach PF zeigen hier Flächenanteile über 5 % auf (5,73 bzw. 6,05 %). Hier wurden auch die höchsten mittleren Erosionswerte für die LNF berechnet (vgl. Abb. 20).

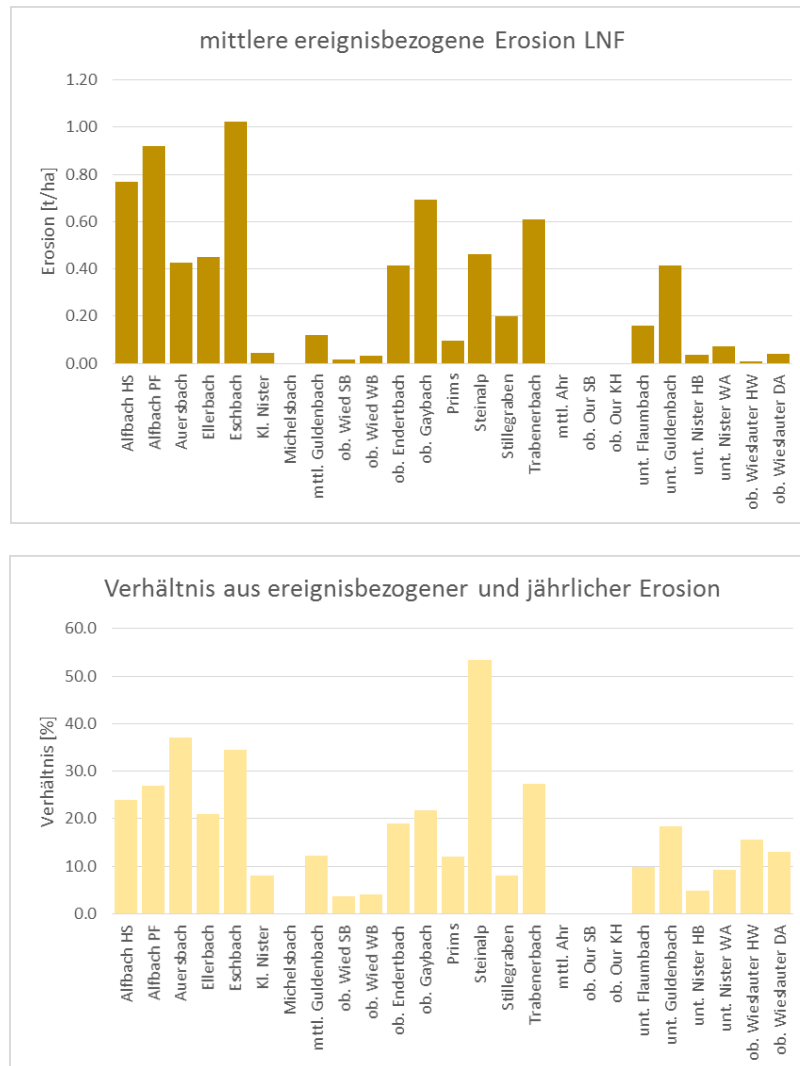


Abb. 22: Mittlere ereignisbezogene Erosion der LNF

Abb. 22 (oben) zeigt die **mittlere ereignisbezogene Erosion der LNF**. Als „Ereignis“ wurde hier das letzte Starkniederschlagsereignis mit Niederschlagsmenge ≥ 15 mm/h betrachtet. Die größte mittlere ereignisbezogene Erosionsmenge ist im EZG Eschbach mit 1,02 t/(ha*d) zu beobachten, die geringste mit 0,01 t/(ha*d) im EZG Obere Wieslauter HW. Um die Größenordnung der ereignisbezogenen Erosionsmenge besser einschätzen zu können, wurde diese in den jeweiligen EZG in Verhältnis zur potentiellen mittleren jährlichen Erosion gesetzt (vgl. Abb. 22 (unten)). Es zeigte sich, dass in den analysierten EZG ein einzelnes Ereignis bis zu 53 % (Steinalp) der jährlichen Gesamterosion ausmachen kann. In 7 weiteren EZG liegt dieser Anteil bei über 20 %.

Die „linienhafte Erosion“ wurde in Form eines Rasterdatensatzes für alle EZG berechnet. Abb. 23 zeigt den Verlauf der **erosionswirksamen Abflussbahnen** am Beispiel eines Detailausschnitts des EZG Unteren Flaumbachs und Mittleren Guldenbachs. Die Flächenanteile der Gefährdungsklassen hinsichtlich der erosiven Hanglänge wurde für 5 ausgewählten EZG detaillierter ausgewertet (vgl. Ergebnisse AP 5 Kap. 3.4).

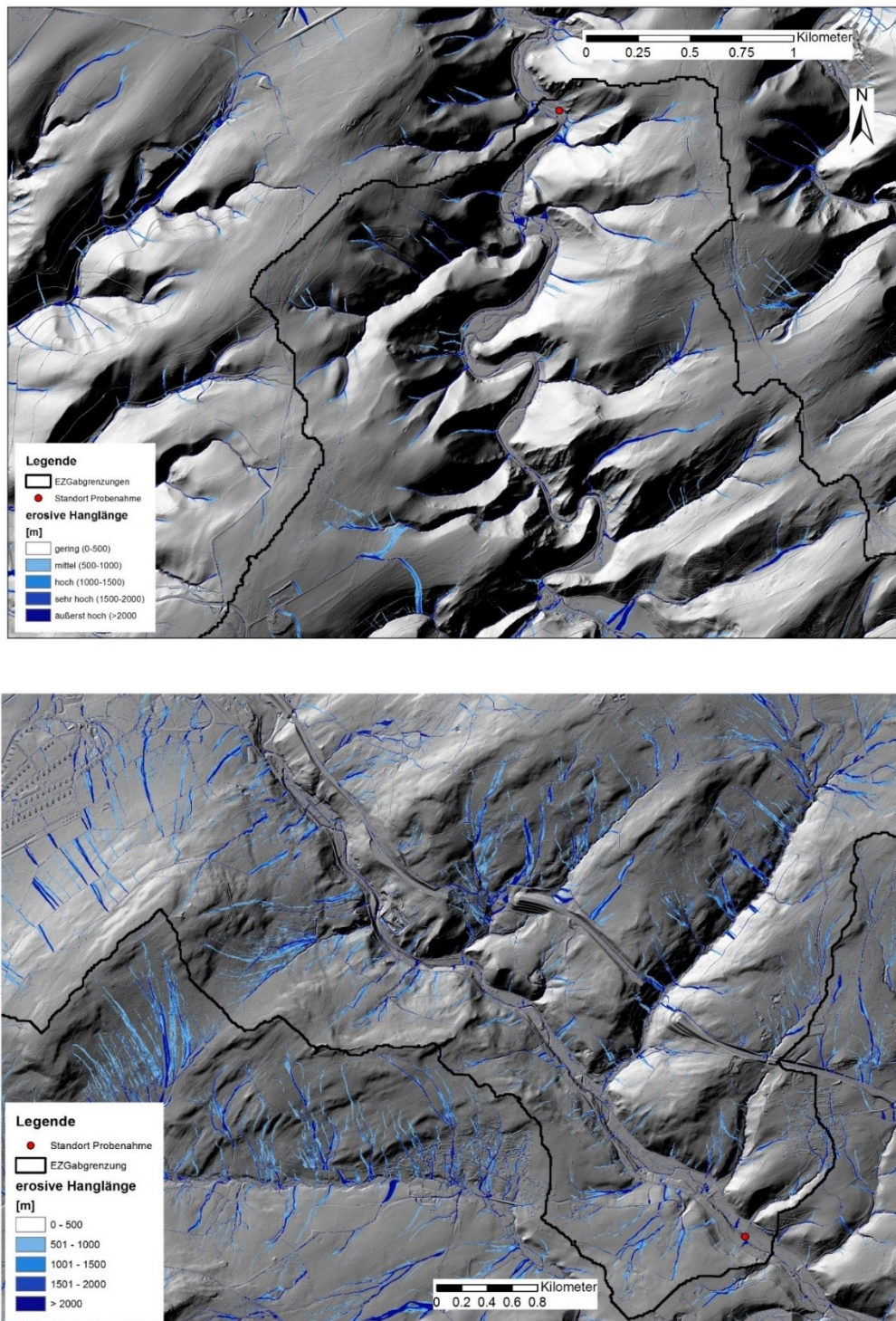


Abb. 23: Erosive Hanglänge am Beispiel Unterer Flaumbach (oben) und Mittlerer Guldenbach (unten)

3.2 Ökologische Untersuchungen und Zusammenhänge mit der Kolmation (AP3)

„Welchen Einfluss haben die Eigenschaften des Einzugsgebiets auf die Kolmation, die Besiedlung und den Zustand von Fließgewässern?“ war die zentrale Frage dieser Studie. Lässt sich im Verhältnis zu diesen Parametern ein Einfluss von Pflanzenschutzmitteln (PSM) auf die Fauna feststellen? Um diese Zusammenhänge zu untersuchen, wurden an 25 repräsentativen Fließgewässerstrecken in Rheinland-Pfalz, im Zeitraum von April bis Juni 2019, einmalig **quantitative Kolmationsmessungen** zusammen mit umfassenden **ökologischen Daten** erhoben.

Um die **zeitliche Dynamik** der Kolmation zu erfassen, wurden die interstitiellen Untersuchungen an einem der 25 Gewässerabschnitte, am Unteren Guldenbach, monatlich über den Zeitraum eines Jahres von Mai 2019 bis April 2020 wiederholt. Die monatlichen Untersuchungen am Dauerstandort Unterer Guldenbach umfassten alle genannten Parameter, mit Ausnahme der Erhebung des ökologischen Zustands und der Strukturgüte, die nur einmalig erhoben wurden.

Für jede der 25 Fließgewässerstrecken wurden im Frühjahr 2019 der **ökologische Zustand** gemäß EG-WRRL (2000) und die **Strukturgüte** nach LAWA (2019) ermittelt. Außerdem wurde die Belastung der Sedimente mit **Pflanzenschutzmitteln** (PSM) analysiert. Danach wurde an allen 25 Standorten die **innere Kolmation** quantitativ an 10 Messpunkten gemessen. Parallel dazu wurden die Besiedlungsstruktur der **Interstitialfauna**, die **Sedimentzusammensetzung** und verschiedene **physiko-chemische Parameter** untersucht.

Der Bezug zum Einzugsgebiet (EZG) wurde über Daten zur **Landnutzung**, zur **Erosionsgefährdung**, zu **Niederschlägen** und zum **Abflussregime** hergestellt. Diese einzugsgebietsbezogenen Daten werden bereits in diesem Kapitel (AP3) aufgegriffen und in Kapitel 3.3 (AP4) nochmals detaillierter bearbeitet. In diesem Zusammenhang wurden die Konzentrationen von **Nitrat** und **PSM** als Indikatoren für die landwirtschaftliche Nutzung und die **Trübung** als Indikator für den Gehalt an Feinsedimenten betrachtet.

Die Ergebnisdarstellung zu AP3 gliedert sich in folgende Abschnitte:

In **Kapitel 3.2.1** wird die Ausprägung der gemessenen inneren Kolmation, hinsichtlich der Zugehörigkeit der Fließgewässerabschnitte zu einem der 3 untersuchten **Fließgewässertypen** verglichen und beschrieben. In diesem Zusammenhang werden EZG-Einflüsse (z. B. Landnutzung, Bodenerosion), ausgewählte abiotische Parameter (z. B. Korngrößen, organisches Material, Trübung, Nitrat, PSM) und die faunistische Interstitialbesiedlung für den jeweiligen Gewässertyp dargestellt.

In **Kapitel 3.2.2** folgt eine **allgemeine Betrachtung der Kolmation** bei der einerseits alle untersuchten Gewässerstrecken oder andererseits Gewässerstrecken desselben Fließgewässertyps miteinander verglichen werden. Für jeden Standort werden die Ergebnisse der Kolmationsmessungen mit der ökologischen Zustands- und Strukturbewertung verglichen und auf Zusammenhänge getestet. Ein weiterer Aspekt war die Suche nach abiotischen Einflussgrößen, die prägend für die gefundenen interstitiellen und benthalen Besiedlungsmuster waren. In diesem Zusammenhang wurde auch geprüft, ob die interstitiellen Gemeinschaften den ökologischen Zustand bzw. die Allgemeine Degradation widerspiegeln und umgekehrt, ob die Makrozoobenthosgemeinschaften den gemessenen Kolmationsgrad reflektieren. Ergänzend dazu wurden Indikatortaxa gesucht, die sich als Kolmationsanzeiger eignen würden.

In **Kapitel 3.2.3** ist die **zeitliche Dynamik der Kolmation am Dauerstandort Unterer Guldenbach** dargestellt, die von Mai 2019 bis April 2020 gemessen wurde. Schwerpunkt bilden die Zusammenhänge zwischen der Dynamik im Abflussverhalten und ihre Auswirkungen auf die Gewässersohle hinsichtlich der Kolmation, der Sedimenteigenschaften und der Interstitialbesiedlung. Über Trübungsdaten, die per Datenlogger kontinuierlich in der fließenden Welle gemessen wurden, wurde versucht die Dynamik transportierter Feinsedimente in Zusammenhang mit Abflussereignissen, potentiellen Erosionsmengen und Sedimenteigenschaften zu bringen. Vor dem Hintergrund jahreszeitlicher Veränderungen der Landnutzung werden die monatlich gemessenen Nitrat- und PSM-Gehalte betrachtet.

In **Kapitel 3.2.4** werden die **Zielgewässer der Wiederansiedlung des Lachses** und Gewässer mit vitalen **Großmuschelpopulationen** mit Gewässern verglichen, die weder für Lachse noch Großmuschel als geeignet gelten.

Die Stärke der Kolmation wird in diesem Bericht auch als Abflussreduktion (AR) dargestellt, die ein Maß für die Durchströmbarkeit der Gewässersohlsedimente ist. Die Abflussreduktion lässt sich in 5 Kolmameterklassen (Zumbroich *et al.* 2018) einteilen (siehe Kapitel 2.4.1 Tab. 5).

3.2.1 Gewässertypspezifische Unterschiede in der Ausprägung der Kolmation und Zusammenhänge mit der Interstitialbesiedlung

Die Messungen der Kolmation wurden an 25 Fließgewässerstrecken (an je 10 Messpunkten) durchgeführt, die zu 3 unterschiedlichen Fließgewässertypen gehören:

- LAWA-Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse (7 Standorte)
- LAWA-Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (16 Standorte)
- LAWA-Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (2 Standorte)

Die Kolmationsmessungen ergaben deutliche Unterschiede in der Sedimentdurchlässigkeit der drei untersuchten Fließgewässertypen. In grobmaterialreichen Flüssen (LAWA-Typ 9) wurde überwiegend eine schwache Kolmation (Klasse 2) gemessen, während die Mehrzahl der grobmaterialreichen Bäche (LAWA-Typ 5) stärker kolmatiert war (Klasse 3). Die höchsten Kolmometerwerte (Klasse 5) wurden in der Wieslauter, einem sandgeprägtem Bach (LAWA-Typ 5.1), gemessen.

Aus den Ergebnissen wird abgeleitet, dass als Bewertungsgrundlage für die Kolmation Referenzzustände für den naturgemäßen Zustand der jeweiligen Fließgewässertypen definiert werden müssen.

Der Vergleich der Gewässertypen 5 und 9 zeigte, dass die Einzugsgebiete des stärker kolmatierten Typs 5 gleichzeitig durch höhere Ackeranteile und größere Erosionsmengen geprägt waren und auch die dort entnommenen Interstitialproben höhere Trübungsgrade, Sandanteile und mehr organisches Material aufwiesen.

Die interstitielle Besiedlung aller drei Gewässertypen unterschied sich sehr deutlich. Im Interstitial der grobmaterialreichen Flüsse wurde die höchste Taxazahl gefunden. Die geringsten Tierdichten wurden in Typ 5 erfasst. Die feinen Sande von Typ 5.1 wiesen die geringsten Taxazahlen aber die höchsten Individuendichten, mit einer Dominanz von Feinsedimentbesiedlern (FSB), auf. Die Tiergemeinschaften des Typs 9 waren v. a. durch Lückensystembesiedler (LSB) geprägt, während in Bächen des Typs 5 etwas weniger LSB als FSB vorkamen.

Gewässertypspezifische Unterschiede in der Ausprägung der Kolmation

Erwartungsgemäß wurden in der Ausprägung der Kolmation deutliche Unterschiede zwischen den drei untersuchten Gewässertypen festgestellt (Abb. 24 a). Dabei waren zum Zeitpunkt der Messung die *grobmaterialreichen Flüsse des Typs 9* mit einer meist schwachen Kolmation am wenigsten kolmatiert (Median: 15 % AR = Klasse 2), während in *grobmaterialreichen Bächen* mehrheitlich eine mittelstarke Kolmation (Median: 27 % AR = Klasse 3) gemessen wurde und die *feinsedimentreichen Bäche des Typs 5.1* am stärksten kolmatiert waren (Median: 78 % AR = Klasse 5). Die fließgewässertypischen Unterschiede in der Abflussreduktion waren signifikant (H-Test: n=250 p=0,000). Sie spiegelten v. a. **naturräumliche, hydro- und geomorphologische Unterschiede** wider, zeigten aber auch Zusammenhänge mit der **Landnutzung**. Diese nachgewiesenen, grundlegenden Unterschiede in der Kolmation zeigen die Notwendigkeit auf, für die Beurteilung der Kolmation **fließgewässertypspezifische Referenzen** des naturgemäßen Zustands der Sedimente zu definieren.

Insgesamt werden die typspezifischen Unterschiede in der Abflussreduktion und somit der Kolmation als weitgehend natürlich eingeschätzt, da die Sedimente der Gewässersohle v. a. durch **naturräumliche hydro- und geomorphologische Bedingungen** geprägt werden. So ist die sehr starke Kolmation der Sohlsedimente von Bächen des *Typs 5.1* v. a. geologisch, durch sehr hohe Sandanteile aus dem Buntsandstein, bedingt. Die geringere Kolmation der Gewässersohle der *grobmaterialreichen Flüsse (Typ 9)* wird ebenfalls als weitgehend natürlich angesehen, da hier

höhere Abflussraten, Fließgeschwindigkeiten und Sohlschubspannungen der Kolmation entgegenwirken. Im Vergleich sind *grobmaterialreiche Bäche (Typ 5)* meist von geringeren Abflüssen und Fließgeschwindigkeiten geprägt als Flüsse, wodurch mehr Material im Sediment abgelagert werden kann. Ein weiterer Faktor für die vergleichsweise stärkere Kolmatierung der untersuchten grobmaterialreichen Bachabschnitte könnte ihre stärkere Wasser-Land-Verzahnung durch kleinere Querschnitte sein. Möglich erscheint auch, dass Sedimente wie Fein- und Mittelsand bereits in kleineren Zuläufen sedimentieren und so weniger in die Flüsse gelangen.

Zusätzlich zu den naturräumlichen und morphologischen Unterschieden kommen auch Unterschiede in der **Landnutzung**. Für jeden Gewässertyp wurden die Einzugsgebiete (EZG) hinsichtlich der potentiellen mittleren **Erosionsmengen** aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen, der **Landnutzungsanteile** und der Flächenanteile unterschiedlicher **Erosionsgefährdungsklassen** (E0-E5) miteinander verglichen (Abb. 24 b-e). Nach diesem Schema nimmt die Erosionsgefährdung von Klasse E0 zu E5 zu (siehe Tab. 8).

Die Einzugsgebiete der *feinsandgeprägten Wieslauterstandorte (Typ 5.1)* werden kaum landwirtschaftlich genutzt und der Waldanteil liegt bei über 90 % (Abb. 24 c). Dementsprechend wurde die Erosionsgefährdung dieser EZG als überwiegend niedrig eingestuft (E0 > 90%) und auch die daraus berechnete mittlere Erosionsmenge pro Jahr war entsprechend niedrig (0,3 t/ha*a) (Abb. 24 b, d, f).

Im Vergleich zum Sandbach Wieslauter werden die EZG der *grobmaterialreichen Bäche und Flüsse (Typ 5 und 9)* landwirtschaftlich sehr viel stärker genutzt (Abb. 24 c). Die **anteilige Flächennutzung** der EZG ist allerdings bei Typ 5 und Typ 9 unterschiedlich. Im EZG der *grobmaterialreichen Bäche (Typ 5)* dominieren Waldflächen, aber gleichzeitig findet auch mehr Ackernutzung statt, die potentiell zu höheren Erosionsmengen führt. Im Vergleich dazu dominieren in den EZG der *grobmaterialreichen Flüsse (Typ 9)* Grünlandnutzung und Wald (Abb. 24 c). Dementsprechend sind die für *Typ 5* berechneten **Erosionsmengen** doppelt so hoch (rd. 2 t/ha*a im Median) wie die Erosionsmengen, die für die *Flüsse des Typs 9* berechnet wurden (rd. 1 t/ha*a im Median) (Abb. 24 b). In diesem Zusammenhang sind die Flächen von geringer bis hoher **Erosionswirksamkeit** (E1 - E4) in den EZG der *Bäche des Typs 5* höher als bei *Typ 9* (Abb. 24 e). Die Flächenanteile mit sehr hoher Erosionswirksamkeit (E 5) sind fast gleich groß (Abb. 24 e), das gilt auch für die meisten E0 und E1 Flächen (Abb. 24 d). Die Unterschiede zwischen den mittleren Erosionsmengen landwirtschaftlicher Nutzflächen und den Grünlandanteilen waren signifikant (H-Test: n=25, Erosion: p=0,041, Grünland: p=0,026). Die anderen Kriterien unterschieden sich nicht signifikant (H-Test: n= 25, p> 0,05). Die großen Spannbreiten der Boxplots in Abbildung 24 c zeigen die große Variabilität in der Flächennutzung und somit auch in der Erosionsgefährdung der untersuchten Standorte.

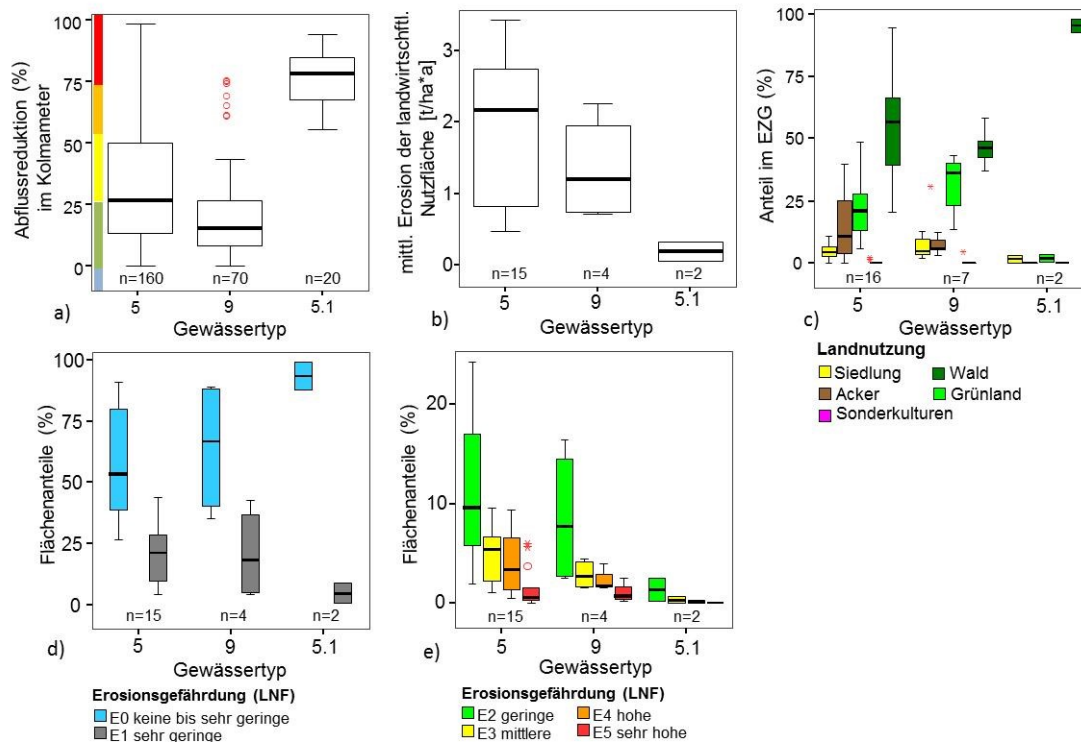


Abb. 24 a-e: Vergleich der Gewässertypen hinsichtlich a) gemessener Abflussreduktion bzw. Kolmation in Klasse 1-5, basierend auf 10 Messungen pro Standort, b) mittl. Erosion der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LNF), c) Anteile der Landnutzung, d) Anteile nicht oder sehr gering erosionswirksamer Flächen (E0 -E1), e) Anteile gering bis sehr stark erosionswirksamer Flächen (E2-E5), berechnet die für die landwirtschaftliche Nutzfläche pro EZG.

„Spiegeln sich die gewässertypischen Unterschiede, die in der Kolmation gemessen wurden, auch in der **Sedimentbeschaffenheit** des Interstitials wider?“ Diese Frage sollte ein Vergleich der **Trübung** und der **Korngrößenanteile** klären, die in den Interstitialproben gemessen wurden (Abb. 25 a, b). Bei der Trübung wurden die Werte nach einer 5 minütigen Absinkzeit verglichen, da diese auf den Anteil von Feinsedimenten schließen lassen, die nach 5 min noch suspendiert sind. Die Korngrößenanalysen geben direkt Aufschluss über den Anteil feiner bis gröberer Sedimente (Abb. 25 a, b).

Einhergehend mit einer stärkeren Kolmation, enthielten Interstitialproben aus den *grobmaterialreichen Bächen (Typ 5)* deutlich höhere **Trübungswerte** (Median: 332 NTU) als Proben aus den *Flüssen des Typs 9* (Median: 202 NTU). Dies deutet auf höhere Feinsedimentmengen in den Bächen des Typs 5 hin (Abb. 25 a). Die *feinmaterialreichen Bäche (Typ 5.1)* hatten deutlich geringere Trübungswerte (Median: 70 NTU) als die grobmaterialreichen Standorte, da sie einen hohen Sandanteil enthielten, der nach 5 minütiger Standzeit bereits abgesunken war. Die Unterschiede in der Trübung waren signifikant (H-Test: n=25, p=0,041).

Die **Korngrößenverteilung** spiegelte dieses Verhältnis weitgehend wider. Zwischen den *grobmaterialreichen Gewässern (Typ 5 und 9)* zeigte die Korngrößenverteilung nur geringe Unterschiede, während sie sich deutlich vom sandgeprägten *Typ 5.1* unterschied (Abb. 25 b). Bei *Typ 5* wurden geringfügig höhere Anteile von Ton, Schluff und Sandanteilen gemessen als bei *Typ 9*, wobei der Unterschied im Sandanteil deutlicher war. Dagegen war der Anteil größerer Fraktionen (> 2 mm) in den *Flüssen (Typ 9)* etwas höher (Abb. 25 b). Das Interstitial der *Wieslauer (Typ 5.1)* bestand v. a. aus hohen Feinsand- und Sandanteilen, während nur wenig Ton und Schluff enthalten

war. Die größte gemessene Fraktion ($> 2000 \mu\text{m}$) fehlte in der Wieslauer. Die Unterschiede der Korngrößenanteile waren jedoch nicht signifikant (H-Test: $n=25$, $p>0,05$).

Die **mittleren Korngrößen** (Korngröße mit einer Häufigkeit von 50 %) liegen bei beiden grobmaterialreichen Gewässertypen (Typ 5 und 9) im Bereich von Grobschluff ($43 \mu\text{m}$), während im feinmaterialreichen Bach die mittleren Korngrößen deutlich größer waren ($241 \mu\text{m}$, Mittelsand) (nicht dargestellt).

Der Anteil des **organischen Materials**, gemessen als Glühverlust, war ebenfalls in den grobmaterialreichen Bächen (Typ 5) am größten (Median $8,4 \%$), unterschied sich aber kaum von den Flüssen des Typs 9 (Median $7,7 \%$). Dagegen war der Anteil in der sandgeprägten Wieslauer (Typ 5.1) deutlich geringer (Median $2,7 \%$). Die Anteile des organischen Material unterschieden sich nicht signifikant (H-Test: $n=25$, $p>0,05$).

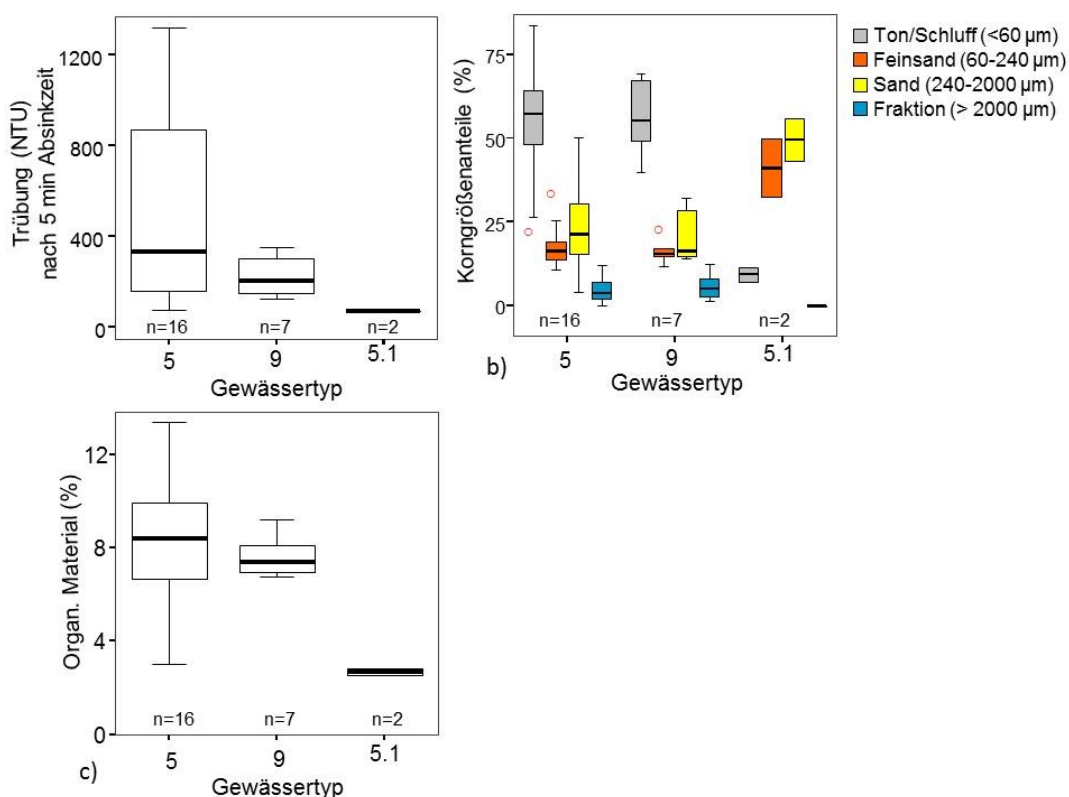


Abb. 25: Vergleich der Gewässertypen hinsichtlich a) Trübungsanteile in den Interstitialproben nach 5 min Absinkzeit, b) Korngrößenanteile und c) Anteil des organischen Materials.

Gewässertypspezifische Besiedlung des hyporheischen Interstitials

Die Untersuchungen des hyporheischen Interstitials ergaben deutliche gewässertyp-geprägte Besiedlungsmuster mit signifikant unterschiedlichen **Individuendichten** und **Taxazahlen** (H-Test: $n=249$ $p=0,000$, Tab. 9). Das Interstitial der sandgeprägten Wieslauer war von Feinsedimentbesiedlern (Oligochaeta, Nematoda, Chironomidae) dominiert, war aber weniger divers als das Interstitial der grobmaterialreichen Flüsse (Typ 9) und Bäche (Typ 5) (Abb. 26 a, b), die deutlich höhere Anteile von Lückensystembesiedlern wie z. B. Kleinkrebsen (Crustacea) und EPT-Taxa sowie insgesamt höhere Taxazahlen aufwiesen (Abb. 27 a-c).

Im Interstitial der *Bäche des Typs 5* wurden die niedrigsten Individuendichten erfasst (Median: 84 Indiv./2L). Fast dreimal so viele Tiere (Median: 45 Indiv./2L) wurden in den *Flüssen des Typs 9* gefunden. Hier wurden auch die höchsten Taxazahlen verzeichnet (Median: 12 Taxa) (Abb. 26 b). Die *sandgeprägte Wieslauer (Typ 5.1)* wies dagegen die mit Abstand höchsten Individuendichten (Median: 490 Indiv./2L) auf, war aber deutlich weniger divers (Median: 8 Taxa) (Abb. 26 a). Die Taxazahlen der drei Gewässertypen unterschieden sich signifikant, die Unterschiede der Tierdichten waren nur zwischen Typ 5.1 und den grobmaterialreichen Gewässern (Typ 9 und 5) signifikant (siehe Tab. 9).

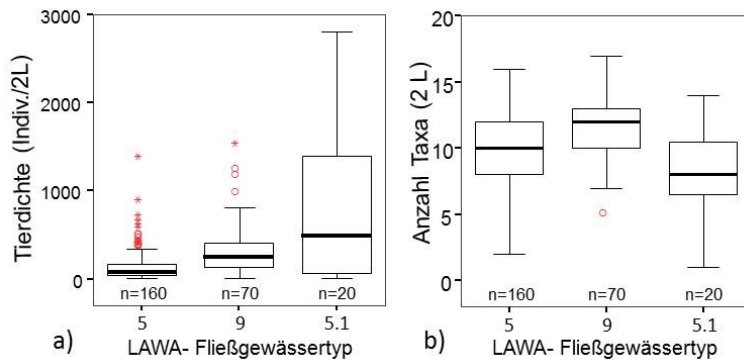


Abb. 26: Gewässertypspezifische Unterschiede in a) der Individuendichte und b) der Anzahl der Taxa, die im Interstitial erfasst wurden.

Tab. 9: Signifikanztests auf Unterschiede zwischen den LAWA-Fließgewässertypen 5, 9, und 5.1. *signifikante Unterschiede.

Variable	Typ 5 vs. Typ 9	Typ 5 vs. 5.1	Typ 9 vs. 5.1	alle Typen
Test	U-Test: n=230	U-Test: n=180	U-Test n=90	H-Test: n=250
Tierzahl	0,000*	0,005*	0,488	0,000*
Taxazahl	0,000*	0,024*	0,000*	0,000*

Ein Vergleich der **interstitiellen Tiergruppen** ergab, v. a. zwischen den grobmaterialreichen Gewässerstrecken (Typ 5, 9) und der feinsedimentreichen Wieslauer (Typ 5.1) deutliche Besiedlungsunterschiede (Abb. 27 a-c).

Für die Tiergruppen wurde eine Einteilung nach ihrer Substratpräferenz vorgenommen, die sich an Schmedtje & Colling (1996) orientiert. So wird hier die Gruppe der Oligochaeta, zusammen mit Fadenwürmern (Nematoda) und Zuckmückenlarven (Chironomidae) als **Feinsedimentbesiedler (FSB)** eingestuft. Im Gegensatz dazu stehen die sogenannten **Lückensystembesiedler (LSB)**, die Substrate mit größeren und gut durchströmten Lückensystemen präferieren. Beispiele dafür sind v. a. die Kleinkrebse und die aquatischen Larven der Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Köcherfliegen (Trichoptera) und Steinfliegen (Plecoptera), die häufig als EPT-Taxa zusammengefasst werden sowie verschiedene Käferarten (Coleoptera).

Das Interstitial der *sandgeprägten Wieslauerstandorte (Typ 5.1)* war besonders stark von Wenigborstenwürmern (Oligochaeta; 81 %) besiedelt. Demnach dominierten im Interstitial der Wieslauer Feinsedimentbesiedler, die fast 90% aller Tiergruppen ausmachten. Der Anteil von Lückensystembesiedlern die v.a. aus Kleinkrebsen bestanden, lag unter 10 % (Abb. 27 c).

Im Interstitial der *grobmaterialreichen Bäche (Typ 5)* wurden 50 % **Feinsedimentbesiedler** gefunden, wovon Oligochaeta 30 % ausmachten. Die Anteile der **Lückensystembesiedler** (43 %) umfassten 37 % Crustacea und 6 % Insekten (EPT-Taxa und Coleoptera) (Abb. 27 a).

Dagegen wurden im Interstitial der untersuchten *Flüsse (Typ 9)* mehr **Lückensystembesiedler**, mit deutlich höheren Crustaceenanteilen 54 % und 3 % EPT-Taxa und Coleoptera gefunden. **Feinsedimentbesiedler** machten 37 % aus, von denen die Gruppe der Chironomidae mit 20 % am stärksten vertreten war (Abb. 27 b).

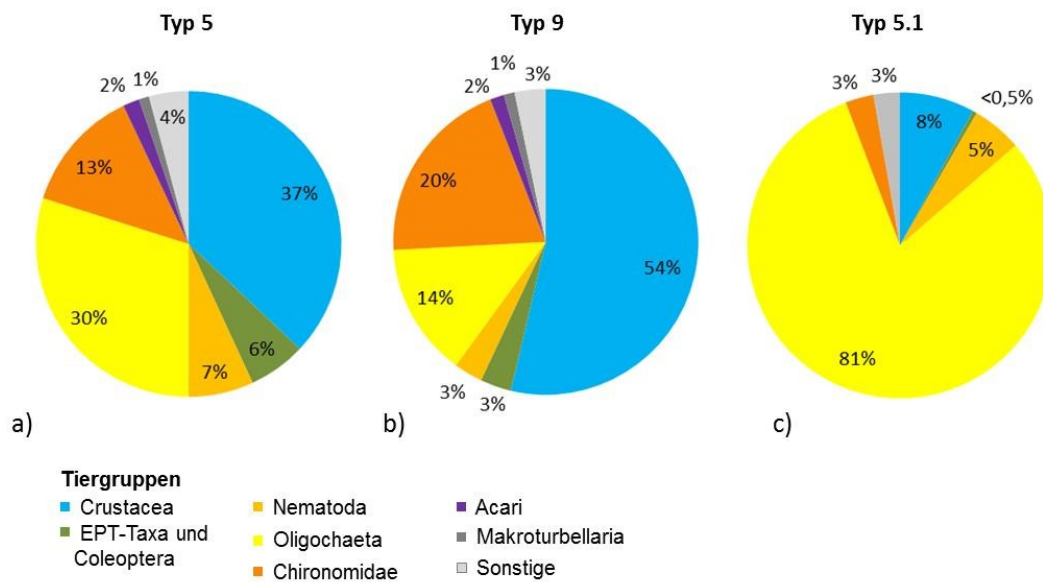


Abb. 27 a-c: Anteile der Tiergruppen, die im Interstitial verschiedener Gewässertypen (LAWA-Typ 5, 9, 5.1) erfasst wurden. Die Zuordnung der Substratpräferenz einzelner Taxa orientiert sich an Schmedtje & Colling (1996): Blau-Grüntöne = Präferenz für kiesiges bis steiniges Substrat; Gelbtöne = Präferenz für Feinsedimente und sandiges Substrat; Grau: keine besondere Präferenz. EPT-Taxa = umfasst die Tiergruppen Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera

Insgesamt entsprechen die gefundenen Besiedlungsmuster der grobmaterialreichen Bäche und Flüsse (Typ 5 und 9) den Beschreibungen der Gewässertypen von Pottgießer und Sommerhäuser (2008). Diese generellen Muster in der taxonomischen Zusammensetzung werden als weitgehend naturnah angesehen. Beim Vergleich der untersuchten Fließstrecken des gleichen Gewässertyps, wurden aber zum Teil auch deutliche Abweichungen festgestellt, auf die im nächsten Kapitel (3.2.2) eingegangen wird.

Im Interstitial der sandgeprägten Wieslauer (Typ 5.1) war die hohe Abundanz von Wenigborstenwürmern (Oligochaeta) auffällig. Da die Tiere nicht bis zur Art bestimmt wurden, ist ungeklärt, ob es sich dabei um Oberflächen- oder Interstitialarten handelt. Vermutlich sind es aber Oberflächenarten, die Weichsubstratbesiedler sind und in den detritusreichen Sandablagerungen leben (Pottgießer & Sommerhäuser 2008). Oligochaeten sind Detritusfresser und können auch auf eine organische Verschmutzung hinweisen. Die nach dem PERLODES-Verfahren ermittelte Saprobie zeigte aber keine organische Belastung an (Saprobienklasse 1 Standort Hinterweidenthal, Klasse 2 Standort Dahn). In den Steckbriefen sind die Ergebnisse beider Wieslauerstandorte detaillierter dargestellt (siehe Anhang I).

3.2.2 Allgemeine Betrachtungen zur Kolmation

In Kapitel 3.2.1 wurden die Unterschiede in der Kolmation und Interstitialbesiedlung abhängig vom Gewässertyp untersucht und beschrieben. In diesem Abschnitt erfolgt der Vergleich der Kolmation entweder zwischen allen Standorten oder zwischen Standorten desselben Fließgewässertyps.

Die untersuchten 25 Gewässerabschnitte wiesen, auch unabhängig vom Fließgewässertyp, Unterschiede in der Kolmation auf. Die Sedimentdurchlässigkeiten und die Interstitialbesiedlung ließen Zusammenhänge mit weiteren EZG-Eigenschaften wie z. B. der Landnutzung und regionalen geologischen Verhältnissen erkennen.

Die Zusammenhänge zwischen der Kolmation und den Bewertungen nach EG-WRRL entsprachen weitgehend den Befunden der vorangegangenen DBU-Studie aus dem Jahr 2018. Durch die WRRL schlechter bewertete Standorte wiesen i. d. R. auch eine stärkere Kolmatierung auf. Die Unterschiede waren jedoch nicht signifikant. Einerseits ist davon auszugehen, dass eine über das Jahr verteilte wiederholte Kolmationsmessung die Sedimentverhältnisse eines Standortes repräsentativer wiedergibt wodurch möglicherweise auch stärkere Zusammenhänge mit dem ökologischen Zustand festgestellt werden könnten. Andererseits wurden Abweichungen zwischen der Kolmationsbewertung und der Bewertung nach WRRL v. a. in Gewässern mit Auelehmsohlen und Kiesauflage, renaturierten Fließstrecken und sandgeprägten Bächen festgestellt, die entsprechend zu berücksichtigen wären.

Zwischen der Kolmation und der Gewässerstrukturgütebewertung nach LAWA, samt den darin berücksichtigten Gütekriterien (z. B. Sohlstruktur), wurden keine sinnvollen Zusammenhänge gefunden. Auch die Besiedlungsmuster im Interstitial zeigten keinen Zusammenhang mit der Strukturbewertung des jeweiligen Standorts. Ursache für die Diskrepanz sind einerseits unterschiedlich große Steckenabschnitte und andererseits, dass sich die Strukturgüteparameter v.a. auf das Gewässerumfeld beziehen.

Die Besiedlungsmuster der Interstitial- und MZB-Fauna spiegelten den Kolmationsgrad deutlich wider. Mit Zunahme der Kolmation nahmen die Individuendichten und Taxazahlen i. d. R. ab. Im Interstitial nahmen anteilig v. a. Lückensystembesiedler wie Crustaceen ab, während die Anteile von Feinsedimentbesiedlern anstiegen. Die Interstitialfauna reagierte dabei deutlicher auf die Kolmationssituation als die MZB-Fauna, allerdings weniger deutlich auf die Zustandskriterien der Bewertung nach EG-WRRL. Als Kolmationsindikatoren scheinen sich v. a. permanente Interstitialbesiedler wie Crustacea, Oligochaeta und Nematoda zu eignen. Statistisch wurde kein negativer Effekt von im Sediment nachgewiesenen Pflanzenschutzmitteln auf die Makro- und Meiofauna festgestellt.

Bewertung der inneren Kolmation anhand der mittleren Abflussreduktion

Die untersuchten Fließgewässerabschnitte unterschieden sich zum Teil deutlich in der Ausprägung der Kolmation. Zum einen waren die Unterschiede durch den Gewässertyp bedingt, was bereits in Kapitel 3.2.1 beschrieben wurde, zum anderen wiesen aber auch Standorte desselben Fließgewässertyps sehr deutliche Unterschiede in der Kolmationsstärke auf (Abb. 28, Tab. 10).

In Abb. 28 sind die Mittelwerte der gemessenen Abflussreduktion (AR) und der Kolmation für jeden untersuchten Fließgewässerabschnitt aufgetragen. Die Mittelwerte wurden aus je 10 Messpunkten pro Standort berechnet. Der Kolmatierungsgrad der Standorte wies eine große Spannweite auf und lag im Bereich der Kolmometerklassen 2 bis 5, mit einer Abflussreduktion (AR) zwischen 11-77 %. Der geringste Kolmatierungsgrad (AR 11%, Klasse 2, leichte Kolmation) wurde an der Unteren Nister WA gemessen, der stärkste an der Wieslauter DA (AR 77%, Klasse 5, vollständige Kolmation).

In den *Flüssen des Typs 9* reichte die Abflussreduktion von 11 % an der Unteren Nister WA bis 39 % am Unteren Flaumbach (Klasse 2-3). Bei den *Bächen des Typs 5* lag die niedrigste Abflussreduktion bei 16 % am Oberen Gaybach und die höchste bei 48 % an der Oberen Wied WB (Klasse 2-4).

Die beiden Fließstrecken der *sandgeprägten Wieslauter (Typ. 5.1)* unterschieden sich nur geringfügig (AR > 70 %, Klasse 5).

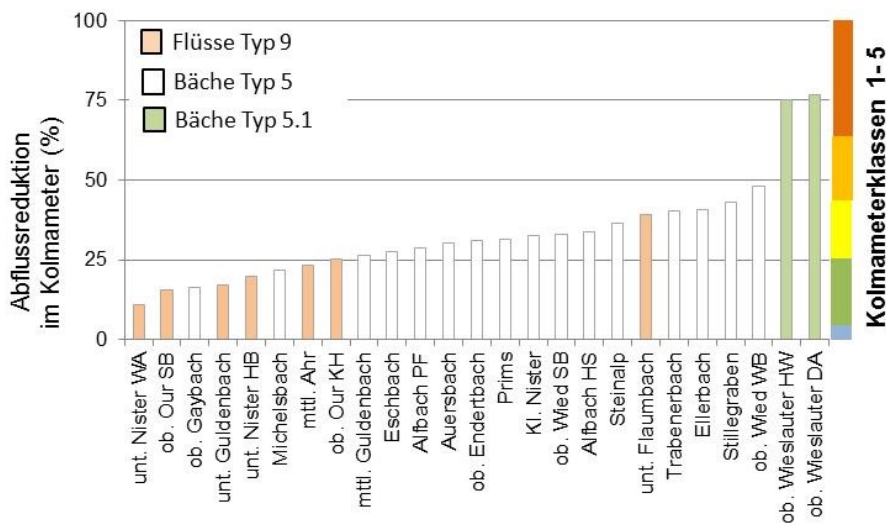


Abb. 28: Balkendiagramme zeigen die Mittelwerte der Abflussreduktion (aus 10 Einzelmesspunkten) pro Standort. Die Standorte sind je nach Gewässertyp farblich markiert.

In Kapitel 3.2.1 wurden für die 3 untersuchten Gewässertypen unterschiedliche Kolmationsklassen festgestellt, die zumindest vorläufig und bezogen auf den aktuellen Datensatz als naturbedingt eingestuft wurden. So wurden für *Typ 9* die Kolmaterklasse 2, für *Typ 5* Klasse 3 und für *Typ 5.1* Klasse 5 als naturbedingt definiert.

Abweichungen von diesen gewässertypischen Kolmationsklassen könnten sowohl ein Hinweis auf anthropogen verstärkte Kolmationsprozesse sein oder aber spezifische Eigenschaften des Einzugsgebiets (EZG) widerspiegeln. Beispielsweise können sie durch erhöhte Feinsedimentfrachten, resultierend aus **anthropogener Nutzung**, oder aber durch **geologische Besonderheiten** oder **Renaturierungsmaßnahmen** verursacht worden sein. Diese Effekte können sich auch überlagern.

Das bedeutet, für eine Interpretation der gemessenen Kolmation sollten besondere Einflussgrößen aus dem EZG bekannt sein: Beispielsweise spiegeln die hohen Abflussreduktionen am *Stillegraben (Typ 5)* geogen bedingte **hohe Sandanteile** aus dem umliegenden Buntsandstein wider (LGB 2003), während an der *Oberen Wied (Typ 5)* v. a. **tonig-schluffiger Auelehm**, der durch anthropogene Überprägung entstanden ist (Schmidt-Wygasch 2011, Frings & Maaß 2018), die starke Kolmation der Gewässersohle bedingt. Die beiden **renaturierten Gewässerstrecken Untere Nister WA und Unterer Guldenbach (Typ 9)** waren dagegen besonders wenig kolmatiert. Durch die Sanierung der Gewässersohle an der Nister WA und auch durch die renaturierungsbedingte hydromorphologische Eigendynamik am Unteren Guldenbach war zum Untersuchungszeitpunkt die Durchströmbarkeit des interstitiellen Lückensystems gut ausgeprägt. Beim *Oberen Gaybach (Typ 5)* wird vermutet, dass die Sohle durch ein starkes **Frühjahrschhochwasser** dekolmatiert wurde, da zur Zeit der Untersuchungen noch deutliche Erosionsrinnen im Gewässerumfeld sichtbar waren. Bei der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung im EZG des Oberen Gaybachs wurde eigentlich ein stärkerer Kolmationsgrad erwartet. Am *Michelsbach (Typ 5)* wiederum wird die geringe Kolmation (Klasse 2) als natürlich eingeschätzt, da im EZG kaum Nutzung stattfindet und Waldflächen dominieren.

Bewertung des ökologischen Zustands nach EG-WRRL und der Gewässerstrukturgüte nach LAWA 2019

Das PERLODES-Verfahren (MZB-Untersuchungen) ergab für die 25 untersuchten Gewässerabschnitte **ökologische Zustände** zwischen Klasse 1 bis 4 (Tab. 10). Die Erfassung der **Strukturgüte** nach LAWA ergab Strukturklassen von 1 – 4, wovon die Mehrzahl der untersuchten Gewässerstrecken als gering bis mäßig verändert (Klasse 2-3) eingestuft wurden. Dabei wiesen die meisten *Bäche des Typs 5* sowohl einen besseren ökologischen Zustand als auch eine bessere Strukturgüte auf als die *Flüsse (Typ 9)*. Für die *sandgeprägte Wieslauter (Typ 5.1)* wurden dagegen ein guter ökologischer Zustand und eine deutlich veränderte Strukturgüte festgestellt. Die WRRL-Parameter korrelierten schwach, aber signifikant mit der Strukturgüte.

In Tab. 10 sind die Ergebnisse aller Bewertungsindizes für jeden Standort zusammengefasst. Links stehen die Klassen und rechts die Werte aus denen die Klassen abgeleitet werden.

Von den *grobmaterialreichen Bächen (Typ 5)* waren zwei (Eschbach, Trabenerbach) in sehr gutem (Klasse 1), zehn in gutem (Klasse 2) und vier in einem mäßigen **ökologischen Zustand** (Klasse 3). Die beiden *feinsandgeprägten Standorte (Typ 5.1)* waren in einem guten ökologischen Zustand (Klasse 2). Während von den *grobmaterialreichen Flüssen (Typ 9)* nur der Untere Flaumbach als sehr gut (Klasse 1) und der Untere Guldenbach als gut (Klasse 2) bewertet wurden, waren vier weitere Flüsse in mäßigem Zustand (Klasse 3) und der kurz vor der Beprobung renaturierte Standort an der Unteren Nister WA (Wehrrückbau, Sohlensanierung) wurde als unbefriedigend (Klasse 4) eingestuft (Tab. 10).

Die Bewertung der **Allgemeinen Degradation** entsprach an den meisten Standorten der ökologischen Zustandsklasse. Nur am Auersbach und an der Prims war die Allgemeine Degradation eine Klasse besser (Klasse 1) als der ökologische Zustand, während hier die Saprobienklasse 2 festgestellt wurde.

Die **Saprobie** lag bei den meisten untersuchten Gewässerabschnitten bei Klasse 2 und bei 5 Gewässerabschnitten bei Klasse 1. Dabei wiesen die Flüsse eine schlechtere Saprobie als die Bäche auf (Tab. 10).

Gemäß der **Gewässerstrukturkartierung** waren die untersuchten Gewässerabschnitte in einem naturnah bis deutlich veränderten (Klasse 1- 4) Zustand (Tab. 10). Strukturell naturnah und unverändert (Klasse 1) waren der Ob. Endertbach, Stillegraben und Trabenerbach (Tab. 10). Die Mehrzahl der untersuchten Gewässerabschnitte (76 %) wies einen gering bis mäßig veränderten Zustand (Klasse 2-3) auf. Deutlich verändert (Klasse 4) waren die Kleine Nister und beide Standorte an der Wieslauter (HW und uh. Dahn) (Tab. 10).

Zwischen dem **ökologischen Zustand** und der erhobenen **Gewässerstrukturgüte** bestanden trotz Abweichungen schwache, z.T. signifikante Zusammenhänge (Spearman-Rho n=25: Strukturgütwert $p=0,026$; $R=0,445$; Sohlenstruktur: $p=0,017$ $R=0,471$; Uferstruktur: $p=0,006$ $R=0,538$).

Vergleich der Kolmation mit der Bewertung nach EG-WRRL und der Gewässerstrukturgüte nach LAWA 2019

Die Einschätzung der 25 untersuchten Fließgewässerstrecken anhand der **inneren Kolmation** und den Bewertungen des **ökologischen Zustands** und der **Gewässerstruktur** zeigten keine eindeutigen Zusammenhänge (Tab. 10). An manchen Fließstrecken gab es plausible Übereinstimmungen zwischen der Kolmation und den biologischen Bewertungskriterien der EG-WRRL, an anderen Fließstrecken zeigten sich starke Abweichungen (Tab. 10). Wie bereits diskutiert, waren diese Abweichungen häufig durch **gewässerspezifische Besonderheiten (z. B. Geologie, Renaturierungen, Auenlehme)** erklärbar und wurden bereits in Stein *et al.* (2018a) für verschiedene Gewässerabschnitte beschrieben. Folglich ließen sich statistisch keine signifikanten Korrelationen zwischen der Kolmationsmessung und WRRL-Bewertung nachweisen (Spearman-Rho: $p > 0,05$). Zwischen der Kolmation und der Strukturklasse wurden bei dieser Untersuchung keine sinnvollen Zusammenhänge mit der Kolmation gefunden. Naheliegende Ursachen für diese Diskrepanz sind einerseits unterschiedlich große Streckenabschnitte und, dass sich die Strukturgüteparameter v. a. auf das Gewässerumfeld beziehen. Aus diesem Grund wird im Weiteren die Strukturklasse nur bei Auffälligkeiten erwähnt.

Wie bereits erwähnt, können die Divergenzen zwischen der Kolmationsmessung und der WRRL-Bewertung mehrere Ursachen haben und müssen im Einzelnen betrachtet werden. Zum einen wird die Individualität der Gewässer und ihrer EZG als Ursache gesehen, zum anderen könnten sich die Unterschiede auch aus den aktuell angewandten Methoden ergeben haben.

Für die Bewertung der Kolmation werden eine **angepasste Probenentnahmemethode** und **regionale Referenzen** gebraucht. Die Untersuchungen zeigten die Notwendigkeit der Berücksichtigung folgender Kriterien:

1. **Repräsentativität** der Probenentnahme (Zeitpunkt, Messwiederholung, Messstellenauswahl)
2. **Regionale Referenzen** für die Kolmation fehlen, was z. B. bei den geogen bedingten hohen Feinsedimentanteilen des Gewässertyps 5.1 oder auch am Stillegraben (Typ 5) sichtbar wurde.
3. Kenntnisse über **individuelle Merkmale** der zu untersuchenden Fließstrecken und ihrer Einzugsgebiete sind Voraussetzung für eine Interpretation der Kolmationsmessungen, z. B. Lehmsohlen mit Kiesauflagerungen und Renaturierungen.
4. Womöglich würden durch eine Anpassung der bisherigen Einteilung der gemessenen Abflussreduktion in **Kolmameterklassen** genauere Ergebnisse erzielt werden.

Der Vergleich der Kolmationsbewertung und der WRRL-Bewertung (Tab. 10), ergab im Einzelnen folgendes Bild:

Grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5):

Übereinstimmungen zwischen der **Kolmameterklasse** und der **ökologischen Zustandsklasse** sowie der „**Allgemeinen Degradationsklasse**“ zeigten sich an sechs Bächen (Tab. 10). Am Michelsbach und Oberen Gaybach, die beide einen guten ökologischen Zustand (Klasse 2) aufwiesen, wurde auch nur eine leichte Kolmation (Kolmameterklasse 2) festgestellt. Während eine mittlere Kolmation (Kolmameterklasse 3) am Alfbach HS, Alfbach PF, Ellerbach und an der Kleinen Nister festgestellt wurde, Bäche die gemäß EG-WRRL als mäßig (Klasse 3) bewertet wurden.

Leichte Abweichungen zwischen der Kolmation und dem ökologischen Zustand um eine Klassenstufe zeigten sich an sechs weiteren Bächen (Auersbach, Mittlerer Guldenbach, Obere Wied SB, Oberer Endertbach, Prims, Steinalp). Dabei lag der Kolmationswert (Klasse 3) meist über (= schlechter) der

ökologischen Zustandsklasse (Klasse 2). An der Prims und dem Auersbach war die allgemeine Degradation sogar sehr gut (Klasse 1) (Tab. 10).

Stärkere Abweichungen zwischen beiden Methoden wurden an 4 Bächen festgestellt. Darunter waren Bäche mit **Auelehmsohlen** wie die *Obere Wied WB* und der *Obere Endertbach*. Im Messbereich des Kolmometers (10-15 cm Tiefe) war die Sohle verlehmt, während sich oberhalb des Lehmes eine dünne Kiesauflage von nur wenigen Zentimetern befand, die gut von MZB-Arten besiedelt war. Eine weitere erklärbare Abweichung ergab sich am Stillegraben, der geogen bedingt (**Buntsandstein**) ein sehr feinsandiges, kolmatiertes Interstitial, gleichzeitig aber eine steingeprägte Gewässersohle mit hoher Strukturvielfalt aufwies und als grobmaterialreicher Bach (Typ 5) gilt.

Momentan ungeklärt sind die großen Abweichungen am *Trabenerbach* und *Eschbach*, die Zuflüsse des Ob. Kautenbachs sind. Beide Fließstrecken waren nach WRRL-Kriterien in sehr gutem ökologischen Zustand, wiesen aber eine mittlere, fast starke Kolmation auf. Beiden Standorten gemein, ist ihre Lage in feinsedimentreichem Gestein (Ton, Silt, Sandstein). Außerdem liegen Untersuchungsstrecken unterhalb steiler, bewaldeter Hänge mit Felsanteilen. Weiterhin befinden sich aber auch landwirtschaftliche Nutzflächen, im oberen Bereich der EZG, während die untersuchten Abschnitte selbst im Waldbereich lagen. Darüber hinaus waren an den untersuchten Abschnitten z. T. steile, bewaldete Hänge mit Felsanteilen.

Grobmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsflüsse (Typ 9)

Übereinstimmungen zwischen der Kolmation und der WRRL-Bewertung zeigten sich bei diesem Fließgewässertyp nur am *Unteren Guldenbach*, der eine geringe Kolmation (Kolmometerklasse 2) und einen guten ökologischen Zustand (Klasse 2) aufwies, und an der *Ob. Our (KH)*, bei der eine mittlere Kolmation (Kolmometerklasse 3) und ein mäßiger ökologischer Zustand (Klasse 3) festgestellt wurde (Tab. 10).

Leichte Abweichungen wurden bei fast allen untersuchten Flüssen festgestellt. Die meisten Flüsse waren nur leicht kolmatiert (Kolmometerklasse 2), der ökologische Zustand war jedoch mäßig oder gar unbefriedigend (Klasse 3) (Tab. 10). Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass hier die Kolmation eine untergeordnete Rolle spielte und andere Faktoren ursächlich für den nicht-guten ökologischen Zustand waren.

Starke Abweichungen wurden an den Standorten *Unt. Nister WA* und *Unt. Flaumbach* festgestellt. Zum Untersuchungszeitpunkt war das Interstitial der Nister infolge einer **Renaturierung**, bei der das Kiesbett erneuert worden war, kaum kolmatiert (Kolmometerklasse 2), während der ökologische Zustand und die Allgemeine Degradation unbefriedigend (Klasse 4) waren. Ob das Kiesbett an diesem Gewässerabschnitt langfristig offen bleibt, ist fraglich und könnte erst bei einer weiteren Kolmationsmessung festgestellt werden. Die Untersuchungen zur Kolmation im Jahre 2017 (Stein *et al.* 2018a) ergaben ebenfalls häufig kein Kolmationsproblem an Nisterabschnitten mit mäßiger Allgemeiner Degradation. Es wurde vermutet, dass hohe Nährstoffeinträge zu zeitweisen starken Algenblüten führen (Hengst 2016), die eine temporäre biologische Kolmation verursachen. Obwohl der Sedimentdurchfluss entweder zum Zeitpunkt der Kolmationsmessung oder in 10-15 cm Tiefe nicht beeinträchtigt war, könnte die MZB-Gemeinschaft aber geschädigt worden sein (Mutz *et al.* 2015). Am *Unteren Flaumbach* verhielt es sich umgekehrt. Hier wurde eine mittlere Kolmation (Kolmometerklasse 3) festgestellt, während der ökologische Zustand und die Allgemeine Degradation sehr gut waren (Klasse 1). Wie auch beim Trabenerbach und Eschbach liegt der Unt. Flaumbach in feinsedimentreichem Gestein (Ton, Silt, Sandstein) und es befinden sich im oberen Bereich des EZG landwirtschaftliche Nutzflächen. Dazu liegt die Untersuchungsstrecke an einem bewaldeten Hang mit

Felsanteilen, wo kleinere Abflussrinnen an den Hangbereichen sichtbar waren, die bis ins Gewässer reichten und mögliche Eintragspfade für Feinsedimente darstellten.

Feinsandgeprägte, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5.1)

Wie bereits in Kapitel 3.2.1 diskutiert, ist bei den *sandgeprägten Wieslauter-Standorten (Typ 5.1)* die starke Kolmation wohl weitgehend natürlich bedingt und wirkt sich nicht auf den für diesen Gewässertyp definierten guten ökologischen Zustand aus, da hier eine angepasste Faunengemeinschaft lebt (Hahn 1996, Giere 2009). Die Struktur, die mit Klasse 4 „deutlich beeinträchtigt“ ist, scheint sich nicht auffallend negativ auf die MZB-Gemeinschaften auszuwirken, da hier wie auch in naturnahen (nicht untersuchten) Abschnitten der Sand bei weitem dominierte. Außerdem bildeten die künstlichen Hartsubstrate der ehemaligen Holzdriftstrecke am oberen Standort der Wieslauter (HW) geeignete Habitate für anspruchsvollere Taxa.

Tab. 10: Kolmometerklasse, ökologische Bewertung nach EG-WRRL (2000) und Gewässerstrukturgüte nach LAWA (2019). Standorte sind nach Fließgewässertyp und Übereinstimmung der Kolmometerklassen und des ökol. Zustands geordnet. Die Klasseneinteilung erfolgte aus den jeweiligen Mess- bzw. Indexwerten, die rechts aufgelistet sind.

	Gewässerabschnitt	Klasse Kolmometer	Klasse Ökol. Zustand	Klasse Allg. Degradation	Klasse Saprobie	Klasse Strukturgüte	Wert Abflussre- duktion (%)	Wert Allg. Degradation	Wert Saprobie	Wert Struktur- güte	Wert Sohlen- struktur
Typ 5	Michelsbach	2	2	2	1	2	21,55	0,78	1,44	2,2	2
	ob. Gaybach	2	2	2	2	3	16,39	0,74	1,53	3	2,5
	Alfbach HS	3	3	3	2	2	33,86	0,58	1,74	2,4	1,5
	Alfbach PF	3	3	3	2	3	28,83	0,59	1,69	2,9	2
	Ellerbach	3	3	3	2	2	40,51	0,41	1,85	2,4	2
	Kl. Nister	3	3	3	2	4	32,49	0,56	1,79	3,7	4
	mttl. Guldenbach	3	2	2	2	3	26,33	0,62	1,63	2,7	1
	ob. Wied SB	3	2	2	2	2	32,85	0,65	1,65	2	1
	ob. Endertbach	3	2	2	2	1	31,12	0,65	1,51	1,3	1
	Steinalp	3	2	2	2	3	36,3	0,76	1,65	2,9	2,5
	Prims	3	2	1	2	3	31,28	0,84	1,48	3,5	2
	Auersbach	3	2	1	2	2	30,25	0,84	1,48	2,2	1,5
	Eschbach	3	1	1	1	2	27,4	0,85	1,36	2	2
	Trabenerbach	3	1	1	1	1	40,27	0,85	1,41	1,7	1
	ob. Wied WB	4	2	2	2	2	48,01	0,68	1,77	2	1
	Stillegraben	4	2	2	2	1	42,97	0,73	1,56	1,7	1
	Typ9	ob. Our KH	3	3	3	2	3	25,35	0,55	1,84	3,5
unt. Flaumbach		3	1	1	1	2	39,16	0,86	1,52	2,5	2
unt. Guldenbach		2	2	2	2	2	17,1	0,62	1,9	1,9	1
mttl. Ahr		2	3	3	2	3	23,16	0,58	1,85	3,3	2,5
ob. Our SB		2	3	3	2	3	15,54	0,58	1,87	3,3	2,5
unt. Nister HB		2	3	3	2	2	19,77	0,56	1,86	2,4	2
unt. Nister WA		2	4	4	2	3	10,85	0,32	2,02	3,3	3
Typ 5.1	ob. Wieslauter HW	5	2	2	1	4	75,15	0,69	1,52	3,6	2
	ob. Wieslauter DA	5	2	2	2	4	76,57	0,69	1,73	4,3	3,5

Kleinräumige Heterogenität der Kolmation auf Standortebeine

Die Heterogenität der Sohlsedimente spiegelte sich auch in den Kolmationsmessungen wider. Werden neben dem **Mittelwert der Abflussreduktion** aus 10 Messpunkten auch der **minimale und der maximale Wert der Abflussreduktion** betrachtet, zeigte sich deutlicher als beim Mittelwert, dass eine mäßige Allgemeine Degradation bzw. ökologische Zustandsklasse mit einer erhöhten Abflussreduktion (=stärkere Kolmation) einher gehen.

Grundsätzlich wird die Mittelwertbildung der Abflussreduktion als sinnvoll angesehen, da auf diese Weise unterschiedliche Bereiche eines Standortes integriert werden, um daraus den Gesamtzustand abzuleiten. In

Abb. 29 ist die Abflussreduktion der 10 Messpunkte als Boxplot für jede untersuchte Fließstrecke dargestellt. Die farbige Markierung kennzeichnet die Zugehörigkeit zum Gewässertyp, die bereits in Kapitel 3.2.1 diskutiert wurde und hier beibehalten wird. Auffällig sind die unterschiedlich großen Spannweiten in der gemessenen Abflussreduktion der Standorte (Abb. 29). So wurden z. B. an der Kleinen Nister (Kolmameterklasse 1-5) große und am Michelsbach (Klasse 2-3) geringe Unterschiede in der Abflussreduktion und somit der Sedimentpermeabilität festgestellt. So könnten auch die **minimale und maximale Kolmation** wichtige Erkenntnisse hinsichtlich der Sedimentbeschaffenheit eines Gewässerabschnitts liefern (Abb. 30).

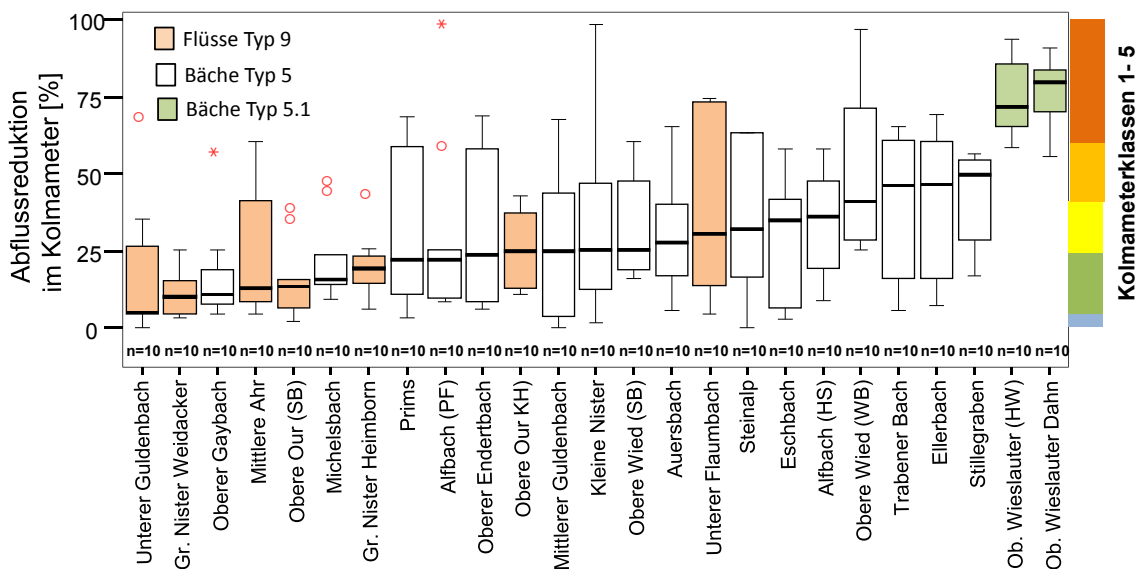


Abb. 29: Boxplots von jeweils 10 Einzelmesspunkten der Abflussreduktion an 25 Gewässerabschnitten, die in der Gewässersohle in 10-15 cm Tiefe gemessen wurde. Die Gewässer sind nach der Stärke der Abflussreduktion (Median) geordnet. Der farbige Balken markiert die Zugehörigkeit zur entsprechenden Kolmameterklasse (Klasse 1-5). Die Standorte sind je nach Gewässertyp farblich markiert.

Werden für *Typ 5* die niedrigsten gemessenen Abflussreduktionen der 16 Bäche miteinander verglichen, zeigt sich, dass mit einer Verschlechterung der „Allgemeinen Degradation“ oder dem ökologischen Zustand von Klasse 1 auf 3 tendenziell auch die gemessene **minimale Abflussreduktionen** zunimmt (Abb. 30a, d). Deutlicher wird dieser Trend, wenn die **maximale Abflussreduktion** herangezogen wird. Die höchste gemessene Abflussreduktion war an mäßig bewerteten Standorten (Klasse 3) deutlich höher als an Standorten, die eine sehr gute und gute Allgemeine Degradation bzw. ökologischen Zustand aufwiesen (Klasse 1-2) (Abb. 30b, e). Wird

dagegen nur die **mittlere Abflussreduktion** pro Standort betrachtet, ist praktisch kein Zusammenhang zwischen der Abflussreduktion und den WRRL-Kriterien erkennbar (Abb. 30c, f). Trotz der geringen Stichprobenzahlen ist das Ergebnis plausibel: eine mäßige Allgemeine Degradation bzw. ein mäßiger ökologischer Zustand geht mit einer erhöhten Abflussreduktion (=stärkere Kolmation) einher. Nachteilig bei der Verwendung der Extremwerte der Abflussreduktion, wäre ihre Anfälligkeit gegenüber Ausreißern.

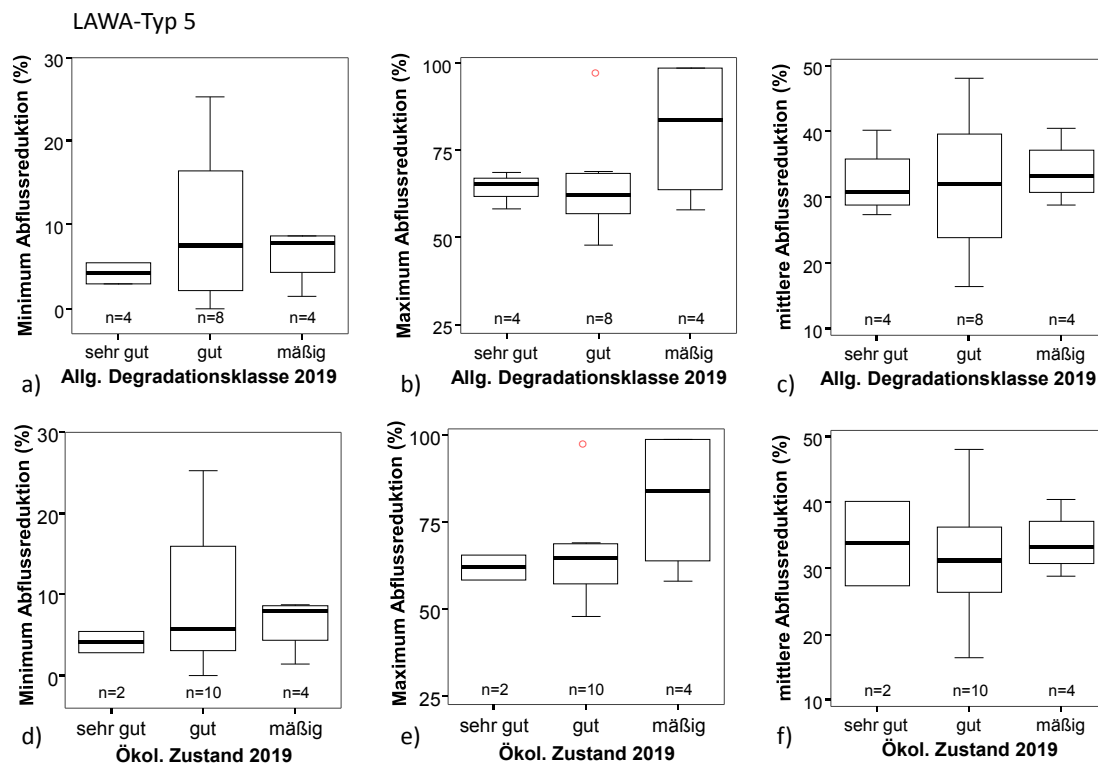


Abb. 30: Minimum, Maximum und Mittlere Abflussreduktion, im Vergleich mit a-c) der allgemeinen Degradationsklasse und d-f) dem ökologischen Zustand nach EG-WRRL, die 2019 in Bächen des LAWA-Typ 5 erhoben wurden.

Prägende Faktoren für die Besiedlungsmuster im hyporheischen Interstitial und im Benthos

Ein weiterer Untersuchungsschwerpunkt war, ob die aquatischen Tiergemeinschaften Zusammenhänge mit der Kolmation erkennen lassen. Mittels multivariater Analysen wurde geprüft welche Muster die Tiergemeinschaften im Interstitial widerspiegeln, ob sich dieselben Muster auch in den MZB-Gemeinschaften des Benthals zeigen und welche Faktoren die Fauna am stärksten prägen.

Zu diesem Zweck wurden die beiden Datensätze (interst. Meio- und MZB-Fauna) mittels einer nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung (nMDS) überprüft. Beide Datensätze wurden vorher über ihre Mittelwerte für jede untersuchte Fließstrecke zusammengefasst und sind, basierend auf einer Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix als nMDS-Graph dargestellt (Abb. 31 a-f). Die ausführlichen Erhebungsdaten der Fauna sind im Anhang I und II dargestellt.

In der Ähnlichkeitsanalyse der interstitiellen Meiofauna wurden alle einzelnen Tiergruppen der Crustacea, EPT-Taxa, Coleoptera, Nematoda, Oligochaeta, Chironomidae, Acari und Makroturbellaria berücksichtigt. In die Analyse der MZB-Fauna flossen die häufigsten Arten bzw. Gattungen ein (Häufigkeit > 5). Jeder Datenpunkt im Graphen integriert also die Taxazahlen und Abundanzen aller

relevanten Tiergruppen eines Standortes. Standorte mit einer ähnlichen Besiedlung liegen im Graphen näher beieinander und weiter entfernt von Standorten mit anderer Besiedlungsstruktur (Abb. 31).

In Abbildung 31 sind die Besiedlungsmuster der interstitiellen Meiofauna auf der linken Seite abgebildet, die Muster der MZB-Fauna auf der rechten. Die 3 Einzelgraphen der Meiofauna und die 3 Einzelgraphen der MZB-Fauna basieren jeweils auf derselben Berechnung. Sie unterscheiden sich lediglich in den Symbolen, der Datenpunkte. Die beiden oberen MDS-Graphen vergleichen die Muster der interstitiellen Meiofauna und der MZB-Fauna mit der Zugehörigkeit der Standorte zu einem der 3 untersuchten **Fließgewässertypen** (Abb. 31 a, d). Die beiden mittleren MDS-Graphen vergleichen den Einfluss der **Kolmation**, die im Mittel an den jeweiligen Standorten gemessen wurde, auf die interstitiellen und benthalen Gemeinschaften (Abb. 31 b, e). In den beiden unteren nMDS-Graphen wurde die Bewertung der „**Allgemeinen Degradation**“, die 2019 an diesen Standorten erhoben wurde, verglichen (Abb. 31 c, f).

Die Muster der **Interstitialbesiedlung** zeigen deutlich, dass die Zusammensetzung der Tiergemeinschaften v. a. die **Kolmationssituation** abbildet (Abb. 31 b). So sind stärker kolmatisierte Gewässerstrecken eher rechts im Bild angeordnet, während Gewässerstrecken mit höheren Sedimentdurchlässigkeiten, das heißt also geringerer Kolmation, weiter links im Bild liegen. Statistisch unterschieden sich die Tiergemeinschaften aus Standorten unterschiedlicher Kolmameterklassen signifikant (Tab. 11). Auch der **Gewässertyp** hatte einen signifikanten Einfluss und war prägend für die faunistische Zusammensetzung im Interstitial, wenn auch weniger stark als die Kolmameterklasse (Abb. 31 a, Tab 11). Vor allem unterschied sich die Besiedlung des Interstitials der Feinmaterialreichen Bäche (Typ 5.1) von den anderen beiden Gewässertypen. Die Zugehörigkeit der Standorte nach Bewertungskriterien der EG-WRRL, hier als **Allgemeine Degradation** dargestellt, aber auch für die Saprobie und den ökologischen Zustand überprüft, schienen dagegen keinen signifikanten Einfluss auf Interstitialbesiedlung zu haben (Abb. 31 c, Tab. 11).

Weitere Analysen, wie eine multiple Regressionsanalyse (Distance based linear models, DISTLM), bei der nach abiotischen Parametern gesucht wird, die am besten die Muster der Besiedlung erklären, ergaben, dass die Abflussreduktion der stärkste prägende Parameter für die Interstitialbesiedlung war (DISTLM Marginal test R^2 n=25: $p=0,0002$, pseudo-F 5,3455, erklärt 19 % Varianz). Zusammenhänge zwischen der interstitiellen Besiedlung und in den Sedimenten nachgewiesenen Pflanzenschutzmitteln, wurden dabei nicht gefunden. Auf die PSM wird aber in Kapitel 3.2.3 und 3.3 noch näher eingegangen.

Die Zusammensetzung der **MZB-Fauna** spiegelte dagegen die Klassen der allgemeinen Degradation wider (Abb. 31 f). Standorte, die aufgrund ihrer Besiedlung als nicht oder nur wenig degradiert bewertet wurden (Klasse 1 und 2), sind rechts im Graphen angeordnet. Beide Klassen unterschieden sich faunistisch nur wenig voneinander, trennen sich aber recht deutlich von stärker degradierten Standorten (Klasse 3-4) ab, die weiter links abgebildet sind. Die Korrelationen zwischen der MZB-Besiedlung und der **Allgemeinen Degradation** bzw. dem ökologische Zustand waren signifikant, aber nur schwach ausgeprägt (

Tab. 11). Der **Gewässertyp** zeigte einen geringen Effekt auf die MZB-Besiedlung (Abb. 31d, Tab. 11). Kein Einfluss auf die MZB-Besiedlung war bei der **Kolmameterklasse** (Abb. 31e), der **Saprobie** und der **Gewässerstruktur** erkennbar (Tab. 11). Der MZB-Datensatz wurde ebenfalls mittels einer DISTLM analysiert, um die MZB-Gemeinschaften prägenden, abiotischen Faktoren zu ermitteln. Hier waren der Anteil organischen Materials und die Abflussreduktion zwar signifikant, aber beide Faktoren erklärten nur einen geringen Teil der Varianz (DISTLM Marginal test R^2 n=25: organ. Material (%): $p=0,0224$, pseudo-F 2,1353, erklärt 8,5 % Varianz, Abflussreduktion $p=0,0387$, pseudo-F 1,9587, erklärt 8 % Varianz). Für die im Sediment nachgewiesenen Pflanzenschutzmittel wurde kein signifikanter Einfluss auf die Besiedlung ermittelt.

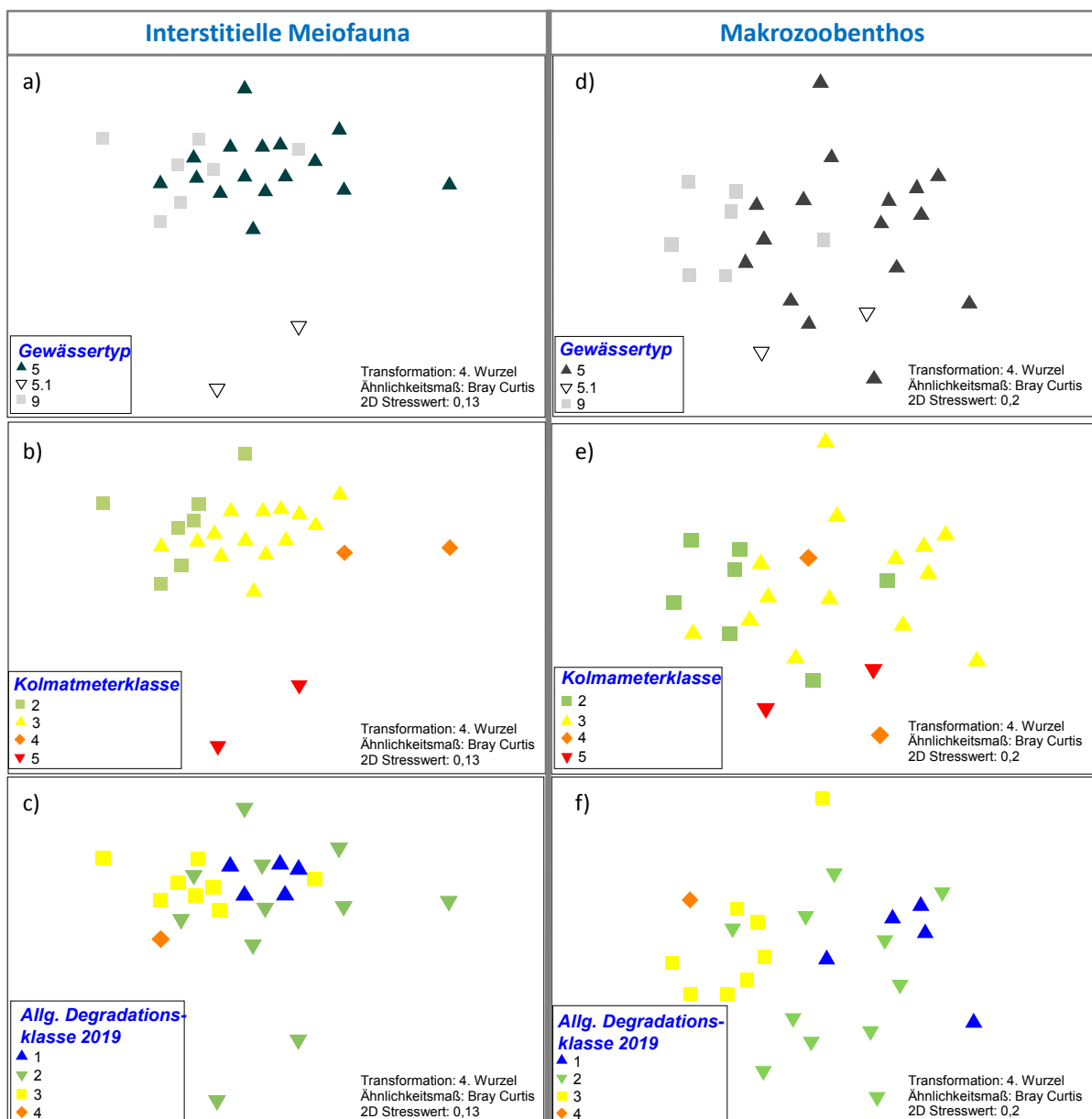


Abb. 31: nMDS basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix aus interstitiellen Faunadaten (a-c) und Makrozoobenthosdaten (d-f). Symbole zeigen Zugehörigkeit der jeweiligen Standorte zu Gewässertyp; Kolmameterklasse; Allgm. Degradationsklasse.

Tab. 11: ANOSIM-Test mit Standort-aggregierten Daten. Interstitielle Meiofauna: Berücksichtigte Tiergruppen sind Crustacea, EPT-Taxa, Coleoptera, Acari, Makroturbellaria. MZB: Berücksichtigt sind häufigste Tiergruppen > 5. * signifikante Korrelation

Faktor	Faktorenanzahl	interst. Meiofauna		Makrozoobenthos	
		R	p	R	p
Kolmometerklasse	5	0,604	0,0001*	0,12	0,096
Gewässertyp	3	0,335	0,007*	0,216	0,015*
Gewässerstrukturgüte	5	0,152	0,054	0,097	0,119
Saprobie	2	0,086	0,261	0,001	0,477
Allg. Degradationsklasse	5	0,002	0,449	0,274	0,001*
Ökol. Zustandsklasse	5	-0,024	0,542	0,196	0,016*

Die Untersuchung der nicht-aggregierten Meiofaunadaten der 10 einzelnen Messpunkte eines jeden Standorts, zeigte, dass die Besiedlung im Interstitial vor allem vom Einzelstandort geprägt wird. Das bedeutet, die untersuchten Gewässerabschnitte zeichneten sich v. a. durch eine starke „Individualität“ aus. Alle anderen, in Tabelle 12 aufgelisteten, Faktoren wie z. B. der Gewässertyp und die Strukturgüte hatten einen geringeren Einfluss ($R < 0,3$).

Tab. 12: ANOSIM-Test mit Einzelmessungen von je 10 Messpunkten pro Standort. Berücksichtigte Tiergruppen sind Crustacea, EPT-Taxa, Coleoptera, Acari, Makroturbellaria. * signifikante Korrelation

Faktor	Faktorenanzahl	interst. Meiofauna	
		R	p
Standort	25	0,416	0,0001*
Gewässertyp	3	0,204	0,0001*
Gewässerstrukturgüte	5	0,198	0,0001*
Saprobie	2	0,104	0,015*
Kolmometerklasse	5	0,094	0,0003*
Allg. Degradationsklasse	5	0,047	0,016*
Ökol. Zustandsklasse	5	0,03	0,129

Vergleich der Interstitialbesiedlung mit dem WRRL-Modul „Allgemeine Degradation“

Standorte, bei denen eine schlechtere Allgemeine Degradation festgestellt wurde, wiesen auch ein schlechter besiedeltes Interstitial mit geringerer Diversität, geringeren Anteilen von Lückensystembesiedlern und höheren Anteilen von Feinsedimentbesiedlern auf (Abb. 32a-f).

Die multivariate MDS-Analyse (Abb. 31), in der sämtliche Tiergruppen berücksichtigt wurden, hatte ergeben, dass die interstitielle Meiofauna v. a. die Kolmationssituation gut widerspiegelt, aber weniger gut die Allgemeine Degradation (vergl. Abb. 31). In diesem Kapitel werden anhand von Summenparametern und einzelnen Tiergruppen direkte Zusammenhänge zwischen der interstitiellen Meiofauna und der Allgemeinen Degradation untersucht und als Boxplots dargestellt (Abb. 32 a-f).

Untersucht wurden die Anteile der Lückensystembesiedler (LSB) und Feinsedimentbesiedler (FSB), die Shannon-Diversität sowie die Tiergruppen Oligochaeta und Chironomidae. Die letztgenannten Tiergruppen besiedeln bevorzugt Feinsedimente und ein massenhaftes Auftreten kann organische Belastungen anzeigen (Schmedtje & Colling 1996, Boulton *et al.* 2000b, Altmoos *et al.* 2009, Giere 2009). Die obere Boxplotreihe (Abb. 32 a-c) basiert auf Daten aller 25 untersuchten Fließstrecken. Die untere Boxplotreihe (Abb. 32 d-f) berücksichtigt ausschließlich Daten des Gewässertyps 5.

Die Boxplots (Abb. 32 a-f) zeigen deutliche Zusammenhänge mit der Allgemeinen Degradation, die in den multivariaten Analysen (Abb. 31 a-f) nicht sichtbar waren. Demnach wiesen Standorte, bei denen eine schlechtere Allgemeine Degradation festgestellt wurde, auch ein schlechter besiedeltes Interstitial auf. Die Anteile der LSB (Crustacea, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera) und die Diversität nahmen mit stärkerer allgemeiner Degradation ab, während die Anteile der FSB (Chironomidae, Oligochaeta und Nematoda) zunahmen (Abb. 32a-f). An Standorten mit einer mäßig bis unbefriedigenden Allgemeinen Degradation, wurden im Interstitial deutlich höhere Oligochaeten- und Chironomidendichten gefunden als an Standorten sehr guter bis guter Allgemeiner Degradation (Abb. 32 c, f). Diese Korrelationen waren signifikant (Spearman-Rho $n=25$: Oligochaeta $p=0,023$; $R=0,454$, Chironomidae $p=0,000$; $R=0,735$; Anteile LSB $p=0,016$; $R=0,-475$, FSB $p=0,016$; $R=0,475$).

Werden nur Standorte des *Gewässertyps 5* betrachtet, zeigen sich ähnliche Ergebnisse (Abb. 32 d-f). Im Interstitial gingen mit zunehmender Gewässerdegradation die Anteile der LSB sowie die Diversität zurück, während die FSB, v.a. die Oligochaeta stark zunahmen (Spearman-Rho $n=16$: LSB $p=0,009$; $R=0,633$, FSB $p=0,009$, $R=0,633$).

Bei den *Flüssen des Typs 9* wurden ähnliche Muster gefunden, die Ergebnisse waren aber nicht signifikant, vermutlich aufgrund der kleinen Stichprobenanzahl ($n=7$). Auf eine Darstellung wird deshalb verzichtet.

Diese Befunde bestätigen die Ergebnisse der DBU-Studie (Stein *et al.* 2018a).

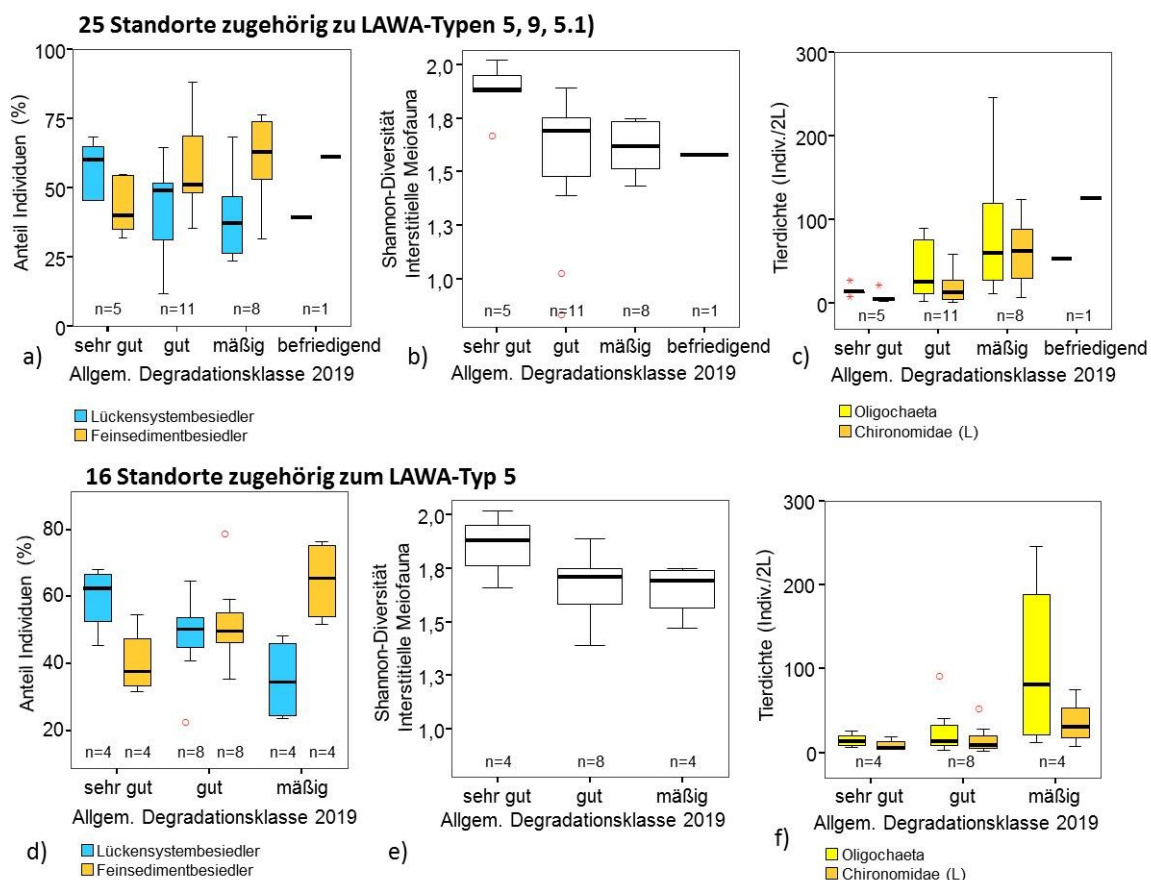


Abb. 32: Besiedlung des Interstitials im Zusammenhang mit der allgemeinen Degradation a-c: alle Standorte, d-f: nur LAWA-Typ 5. a,c) Anteile Lückensystembesiedler und Feinsedimentbesiedler, b, e) Shannon-Diversität, c, f) Tierzahlen Oligochaeta und Chironomidae. LSB: Crustacea, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera; FSB: Oligochaeta, Chironomidae, Nematoda.

Vergleich der Benth- und Interstitialbesiedlung mit der Kolmation

Die aktuellen Ergebnisse bestätigten die Befunde zur interstitiellen Meiofauna aus der DBU-Studie (Stein *et al.* 2018a) und zeigen auch den gleichen Effekt bei der MZB-Gemeinschaft: Die Tier- und Taxazahlen nehmen bei stärkerer Kolmation ab (Abb. 33 u. 34). Besonders deutlich war ein Rückgang beider Tiergemeinschaften zwischen Kolmameterklasse 3 und 4 zu erkennen. Insgesamt war der negative Effekt der Kolmation im Interstitial ausgeprägter als im Benthal, höchstwahrscheinlich, da im Interstitial die Tiere direkt von der Größe und Durchlässigkeit des Lückensystems abhängig sind.

Hinsichtlich der **Individuenzahlen** bildete die sandgeprägte Wieslauer (Typ 5.1) eine Ausnahme. In ihrem Interstitial wurden Kolmameterwerte der Klasse 5 gemessen, während gleichzeitig sehr hohe Individuendichten (v. a. Oligochaeta) erfasst wurden (Abb. 33 a, b). Wie bereits in Kapitel 3.2.1 diskutiert, handelt es sich hier um naturnahe Sedimentverhältnisse und eine natürliche Biozönose, die an die speziellen Verhältnisse, d. h. kleine Lückensysteme und geringe Durchströmbarkeit, angepasst ist.

Um den Einfluss des Gewässertyps zu berücksichtigen, wurden in Abbildung 33 c und d nur *die Bäche des Typs 5* dargestellt. Hier ist der negative Einfluss der Kolmation auf die Besiedlung der MZB- und Interstitialgemeinschaften besonders deutlich zu erkennen.

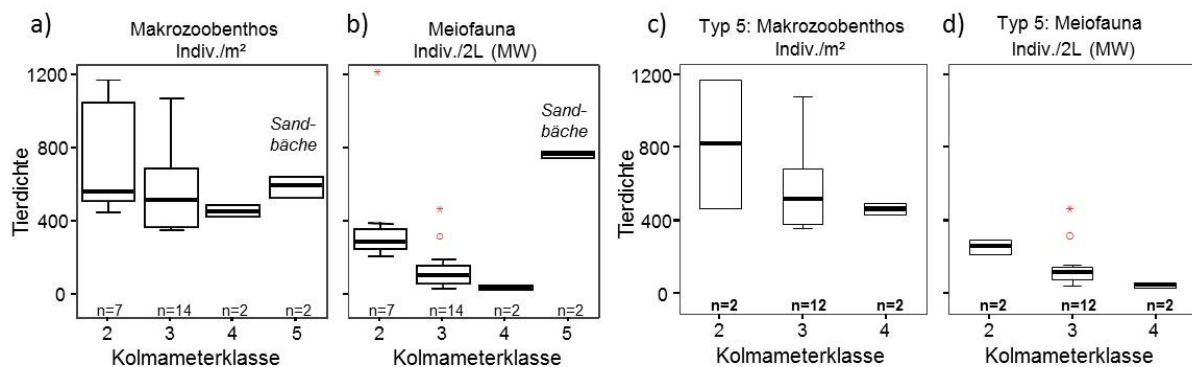


Abb. 33: Tierzahlen MZB und Interstitialfauna im Zusammenhang mit den Kolmameterklassen, für alle 25 Standorte (a, b) und für Gewässertyp 5 (c, d). Mittelwerte pro Standort.

Die **Taxazahlen** nahmen bei zunehmender Kolmation weniger stark ab als die Tierdichten (Abb. 34 a, b). Werden nur die Proben von Gewässertyp 5 verglichen, ist der negative Zusammenhang zwischen Kolmationsgrad und Taxazahl v. a. bei der interstitiellen Meiofauna erkennbar (Abb. 34 c, d). Bei der Gesamttaxazahl der MZB-Fauna war erst zwischen Kolmameterklasse 3 und 4 ein leichter Rückgang zu erkennen.

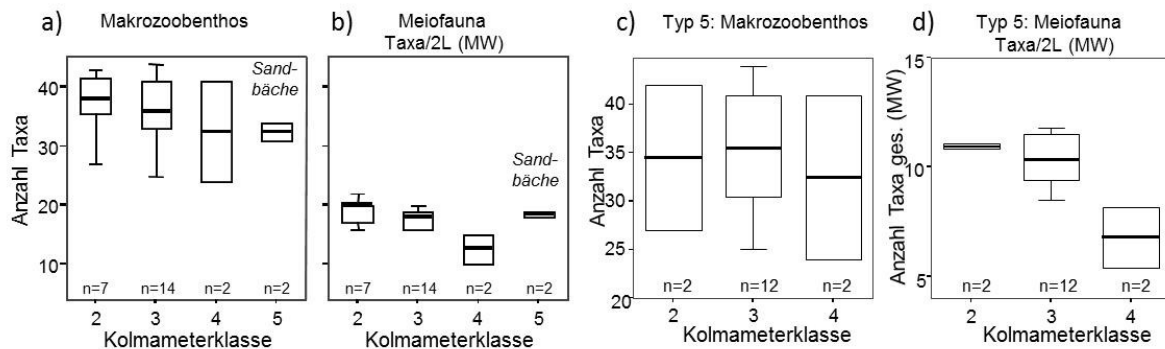


Abb. 34: Vergleich des Kolmationsgrades mit der Taxazahl im a) Benthal und b) Interstitial für alle 25 Standorte c, d) an Bächen des LAWA-Typs 5. Mittelwerte pro Standort.

Biologische Indikatoren der Kolmation (univariate Analysen)

Im hyporheischen Interstitial wurde mit Zunahme der Kolmation nicht nur eine Reduktion der Tier- und Taxazahlen, sondern auch eine Verschiebung in der taxonomischen Zusammensetzung festgestellt. Diese negativen Zusammenhänge zwischen interstitieller Besiedlung und Kolmatierungsgrad wurden bereits im vorherigen Abschnitt aufgegriffen und bestätigen auch die Ergebnisse der vorangegangenen DBU-Studie (Stein *et al.* 2018b). So nahmen bei Zunahme der Kolmation die Anteile der Lückensystembesiedler (Crustacea, EPT-Taxa) ab, während Feinsedimentbesiedler (Nematoda, Oligochaeta, Chironomidae) anteilig zunahm.

Der Zusammenhang zwischen dem Kolmatierungsgrad und der Zusammensetzung der Interstitialfauna ist in Abbildung 35 (a, b) dargestellt. Für jede Kolmameterklasse wurden die mittleren Individuenanteile verschiedener Tiergruppen berechnet. Dabei wurden die Crustacea, aufgrund ihrer Habitatpräferenzen zu den Lückensystembesiedlern gerechnet, während die Gruppe der Oligochaeta, Nematoda und Chironomidae zu den Feinsedimentbesiedlern zählen. Die Anteile beziehen sich auf alle Tiergruppen, die in den Interstitialproben gefunden wurden. Alle weiteren Taxa wurden unter „Sonstige Taxa“ zusammengefasst. Unter diese Kategorie fielen auch die Insektenlarven Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT-Taxa), aufgrund ihrer niedrigen Abundanz.

In Abbildung 35 a wurden alle 25 untersuchten Fließgewässerabschnitte berücksichtigt. Dabei war eine sukzessive Abnahme der **Crustaceenanteile** von Kolmameterklasse 1 auf Klasse 5 deutlich erkennbar. Interstitialproben, aus unkolmatierten Bereichen wiesen im Mittel über 60 % Kleinkrebse auf, die mit jeder Kolmameterklasse um ca. 10 % abnahm. Interstitialproben der Kolmameterklasse 5 enthielten nur noch unter 20 % Crustaceen. Die Korrelation war allerdings nicht signifikant (Spearman-Rang: $n = 25$, $p > 0,05$). Dagegen nahmen die Anteile der **Oligochaeta** mit steigendem Kolmationsgrad signifikant zu (Spearman-Rang: $n = 25$, $p = 0,002$, $r = 0,590$). In Proben aus unkolmatierten Bereichen waren es nur knapp 16 % während Oligochaeta in stark kolmatierten

Bereichen über 60 % ausmachten. Der besonders hohe Oligochaetenanteil in Kolmameterklasse 5 ist v. a. auf die sandgeprägte Wieslauter zurückzuführen, deren stark kolmatiertes Interstitial von Oligochaeta dominiert war. Auch bei den weniger abundanten **Nematoden** wurde eine anteilige Zunahme mit stärkerem Kolmatierungsgrad festgestellt, die aber nicht signifikant war (Spearman-Rang: $n=25$, $p>0,05$). Dagegen wurde bei **Chironomidenlarven** zunächst eine deutliche Zunahme von Kolmameterklasse 1-3 und dann eine deutliche Abnahme ab Klasse 4 verzeichnet (Abb. 35 a). Die Korrelation war signifikant negativ (Spearman-Rang: $n=25$, $p=0,007$ $r=-0,535$).

In Abbildung 35 b werden ausschließlich Proben grobmaterialreicher Bäche des Typs 5 miteinander verglichen. Das gleiche Muster ist erkennbar, aber erst von Kolmameterklasse 2 bis Klasse 5 und mit weniger deutlichen Klassenunterschieden. Hier zeigten nur die **Nematodenanteile** eine signifikant positive Korrelation mit der Kolmation (Spearman-Rang: $n=16$, $p=0,047$ $r=0,504$). Die **Crustaceenanteile** machten in Klasse 2 über 40 % aller Tiere aus. Mit steigender Kolmatierung nahmen die Anteile der Crustacea sukzessive ab und lagen in Klasse 5 unter 30 %. Umgekehrt nahmen die **Oligochaetenanteile** stetig mit dem Kolmationsgrad zu. Während in Interstitialproben leicht kolmatierter Sedimente (Kolmameterklasse 2) knapp 30 % Oligochaeten vorkamen, waren es in sehr stark kolmatierten Bereichen (Kolmameterklasse 5) fast 40 %. Die Anteile der **Nematoden** nahmen mit steigender Kolmation ebenfalls leicht zu. Bei den **Chironomiden** verhielt es sich etwas anders, sie nahmen anteilig von Kolmameterklasse 1-3 leicht zu und ab einer starken Kolmation (Kolmameterklasse 4) wieder ab. Die Kolmameterklasse 1 weicht, hinsichtlich der Anteile von Crustaceen und Oligochaeten, vom beschriebenen Muster ab. Warum lässt sich in dieser Untersuchung nicht ausreichend klären. Möglicherweise enthielten die freien Lückensysteme einiger Standorte günstige Bedingungen (z. B. organ. Material) für eine starke Vermehrung der Oligochaeta. Werden die mittleren Individuendichten der Crustacea verglichen, zeigen sich kaum Unterschiede zwischen der Individuendichte in Klasse 1 (63 Individuen) und Klasse 2 (66 Individuen). Die Anzahl der Oligochaeten war allerdings in Klasse 1 (87 Individuen) deutlich höher als in Klasse 2 (40 Individuen).

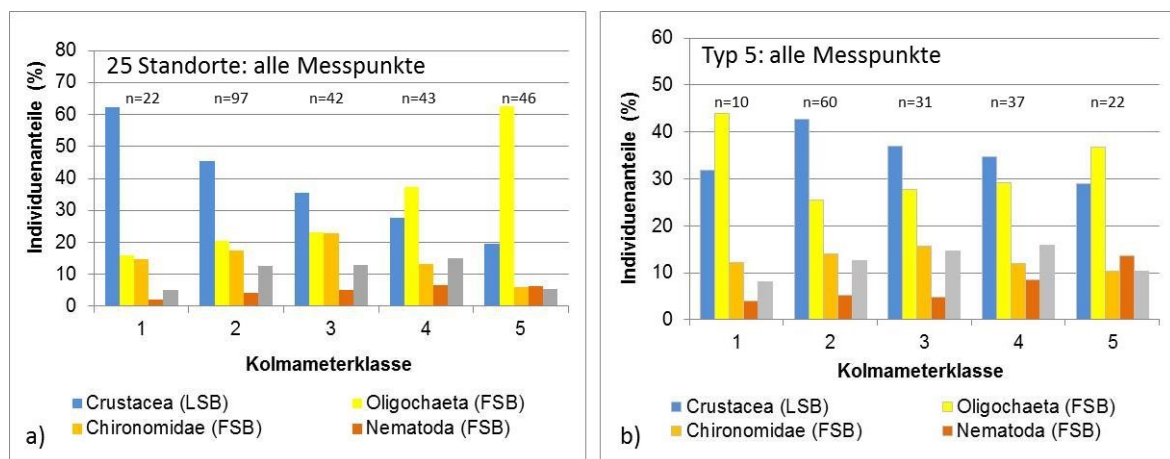


Abb. 35 a-b: mittlere Anteile der Crustacea (LSB=Lückensystembesiedler) und Oligochaeta, Nematoda, Chironomidae (FSB=Feinsedimentbesiedler) sowie Sonstigen Taxa pro Kolmameterklasse a) alle Messpunkte ($n=250$) und b) Bäche des Typs 5 ($n=160$). Die Daten zeigen die Klassenmittelwerte.

Die Analyse einzelner interstitieller Tiergruppen ergab signifikante negative Korrelationen zwischen der Individuendichte und der Kolmationsstärke (Tab. 13). Wurden alle Standorte berücksichtigt, korrelierten v. a. Kleinkrebse wie Ostracoda, Cyclopoida, Harpacticoida und Cladocera und ihre Larven (Nauplii) sowie Zuckmückenlarven (Chironomidae) und Milben (Acari) signifikant negativ mit dem Kolmationsgrad (Tab. 13). Ebenso negativ, aber nicht signifikant, waren die Korrelationen der Abundanzen von Oligochaeten und EPT-Taxa mit der Kolmation. Nur Fadenwürmer nahmen mit dem Kolmationsgrad zu, aber nicht signifikant.

Dieser negative Zusammenhang zwischen der Kolmationsstärke und den in Tab. 13 aufgeführten Tiergruppen wurde auch festgestellt, wenn nur Standorte der **grobmaterialreichen Bäche (Typ 5)** berücksichtigt wurden. Allerdings waren die Korrelationen nur bei der Gruppe Harpacticoida signifikant negativ (Spearman-Rang: $p > 0,037$ $r = -0,524$). Die Nematoda waren auch wieder positiv mit der Kolmation korreliert, aber nicht signifikant.

Tab. 13: Spearman-Rho-Korrelationen zwischen dem Kolmationsgrad (MW) und den Individuendichten einzelner Tiergruppen für alle Standorte und für grobmaterialreiche Bäche des Typs 5. Signifikante Korrelationen: * $p < 0,05$, ** $p < 0,001$. EPT-Taxa = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, L=Larve

Spearman-Rho	Cyclopoida	Harpacticoida	Cladocera	Ostracoda	Nauplii	Chironomidae (L)	Nematoda	Oligochaeta	EPT-Taxa (L)	Acari
alle Standorte: n=25										
r	-,515(**)	-,588(**)	-,399(*)	-,459(*)	-,587(**)	-,435(*)	0,11	-0,047	-0,152	-,407(*)
p	0,009	0,002	0,048	0,021	0,002	0,03	0,6	0,824	0,054	0,044
Typ 5: n=16										
r	-0,246	-,524(*)	-0,138	-0,124	-0,34	-0,437	0,072	-0,355	-0,29	-0,277
p	0,358	0,037	0,611	0,648	0,198	0,09	0,791	0,177	0,275	0,298

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass v. a. die Crustacea deutlich negativ auf Kolmation reagieren. Da sie größere Lückensysteme bevorzugen und höhere Sauerstoffansprüche stellen. Das zeigt sich auch am Dauerstandort Unterer Guldenbach (siehe Kapitel 3.2.3). Die Anteile der Nematoda und Oligochaeta nahmen dagegen deutlich mit dem Kolmationsgrad zu. Beide Tiergruppen präferieren Feinsedimente und können weniger gut durchströmte Sedimente, mit teilweise niedrigen Sauerstoffwerten besiedeln. Demnach werden v. a. die Tiergruppen Crustacea, Nematoda und Oligochaeta als geeignete Indikatoren für die Kolmation angesehen.

Zu beachten ist, dass bei den Oligochaeten hohe Individuenanteile Kolmation anzeigen können, während ihre absolute Tierzahl bei steigendem Kolmationsgrad abnimmt. Grund für den anteiligen Anstieg ist, dass bei Zunahme der Kolmation zuerst empfindlichere Tiergruppen zurückgehen und Oligochaeta „übrigbleiben“. Für sehr hohe Oligochaetendichten könnte aber auch eine organische Belastung ursächlich sein.

In der Literatur werden auch die Milben (Acari) als Indikatoren für freie Sedimentzwischenräume gesehen. Die aktuellen Daten lassen negative Korrelationen mit der Kolmation erkennen, aber insgesamt wurden nur wenige Acari in den Interstitialproben gefunden. Auch Ephemeroptera und Plecoptera gingen in der Regel mit dem Anstieg der Kolmation zurück, zeigten im Vergleich mit den Crustaceen aber ein weniger deutliches Muster.

Biologische Indikatoren der Kolmation, ermittelt durch eine Multivariate Schwellenwertanalyse (Threshold Indicator Taxa Analysis, TITAN)

Die Schwellenwertanalyse zeigte, dass ab einer Abflussreduktion zwischen 20-30 % (leichte bis mittlere Kolmation, Klasse 2 – 3) verschiedene Tiergruppen signifikant abnahmen. Als Indikatortaxa wurden Harpacticoida (Crustacea) und Plecoptera (Insecta) ermittelt. Insgesamt decken sich die Ergebnisse mit den vorherigen Untersuchungen von Stein *et al.* (2018b), bei denen ebenfalls im Übergangsbereich von leichter hin zu mittlerer Kolmation der ermittelte Schwellenwert lag. Aufgrund der insgesamt geringen Stichprobenzahl waren die Ergebnisse statistisch jedoch nicht abgesichert.

Um Schwellenwerte für einzelne Tiergruppen in Verbindung mit verschiedenen Sedimentdurchlässigkeiten (Kolmation) festzustellen, wurde eine **multivariate Schwellenwertanalyse (Threshold Indicator Taxa Analysis, TITAN)** durchgeführt. Das Verfahren testet, ob sich die Abundanzen bestimmter Tiergruppen bei Zunahme der Abflussreduktion (Gradient Kolmation) verändern. Über die Berechnung von Umschlagspunkten für jede Tiergruppe, wurde nach geeigneten Indikatortaxa für die Kolmation (Abflussreduktion) gesucht. In die Analysen gingen alle Einzelmessungen der Abflussreduktion und alle erfassten Tiergruppen mit einer Häufigkeit > 5 ein.

Wurden nur die Daten der *grobmaterialreichen Bäche des Typs 5* analysiert, mit der vergleichsweise größten Stichprobenzahl (n=160), konnte nur für die Gruppen Harpacticoida (Raupenhüpferlinge) und Plecoptera (Steinfliegenlarven) ein **Schwellenwert** der Abflussreduktion berechnet werden, an dem eine signifikante Abnahme der Tierzahlen festzustellen war. Bei den Harpacticoida lag der Schwellenwert bei knapp 20 % Abflussreduktion (leichte Kolmation, Klasse 2) und bei den Plecoptera bei knapp < 30 % Abflussreduktion (mittlere Kolmation, Klasse 3). Der Umschlagspunkt, der für beide Tiergruppen zusammen ermittelt wurde, lag bei ca. 23 % Abflussreduktion (leichte Kolmation, Klasse 2) (Proportion of pure and reliable taxa = 0.1). Dieser Kolmationsbereich, d. h. zwischen einer leichten, hin zu einer mittleren Kolmation (Klasse 2 zu 3) wurde auch bei Stein *et al.* 2018, wo 4 Gewässerabschnitte untersucht wurden als Umschlagspunkt ermittelt. Ein ähnlicher Kolmatierungsgrad als Umschlagspunkt wurde auch anhand der faunistischen Besiedlung am Dauerstandort Unterer Guldenbach als Schwellenwert für verschiedene Kleinkrebse (Crustacea), ermittelt.

Tiergruppen, die hinsichtlich ihrer Abundanz mit steigendem Kolmationsgrad zunahmten, konnten bei Standorten des Gewässertyps 5 mit TITAN nicht ermittelt werden.

Auch wenn sich die Muster sowohl in den Teildatensätzen als auch in vorherigen Untersuchungen bestätigen und der Schwellenwert ungefähr bei einer mittleren Kolmation (Klasse 3) für sensible Tiergruppen wie z. B. Crustacea oder Plecoptera liegt, wiesen die Ergebnisse der TITAN-Analyse aber insgesamt nur eine geringe statistische Aussagekraft auf und nur wenige Tiergruppen konnten als Indikatortaxa identifiziert werden. Aus diesem Grunde, wurde auf eine graphische Darstellung verzichtet.

Mehrere Ursachen werden für die geringe Aussagekraft gesehen: Zum einen spiegelt die TITAN-Analyse, wenn sie auf Basis aller 25 Standorte durchgeführt wurde, v. a. die unterschiedliche faunistische Zusammensetzung der Gewässertypen wider, die sich eben auch in ihrem Kolmationsgrad unterscheiden. Zum anderen war die Stichprobenzahl v. a. der Gewässertypen 9 oder 5.1 zu klein, um statistisch abgesicherte Ergebnisse, basierend auf den Einzeldatensätzen zu erhalten. Die Kurve der berechneten Umschlagspunkte war flach und nur wenige abnehmende Tiergruppen wurden ermittelt. Weitere Gründe könnten auch methodischer Art sein und an den einmaligen Messungen liegen. Wiederholte Messungen an einem Gewässerabschnitt könnten womöglich

bessere Daten liefern. Allerdings ist dabei auch der jahreszeitliche Zyklus der Meiofauna zu berücksichtigen, wie die Ergebnisse am Dauerstandort Unterer Guldenbach gezeigt haben. Eine weitere Ursache für die geringe statistische Aussagekraft ist vermutlich, dass die Meiofaunadaten auf Großgruppen- und nicht auf Artniveau vorlagen. Für mehrere Tiergruppen wie beispielsweise Chironomidae oder Harpacticoida wurden zwei Peaks ermittelt, die höchstwahrscheinlich auf unterschiedliche Arten zurückgehen. Eine grundsätzliche Ursache für die geringe Ausprägung der Schwellenwerte wird außerdem in der hohen Individualität in der Besiedlung der Fließgewässerabschnitte gesehen.

3.2.3 Jahresmonitoring am Unteren Guldenbach

Die Untersuchungen am Unteren Guldenbach bei Guldental wurden im Zeitraum von Mai 2019 bis April 2020 durchgeführt. Der Untere Guldenbach gehört zu Gewässertyp 9 und ist in Kapitel 2.1.2 näher beschrieben. Bei der untersuchten Fließgewässerstrecke handelt es sich um einen revitalisierten Bereich des Guldenbachs, an dem im Untersuchungsverlauf eine hohe Eigendynamik beobachtet wurde. Die Gesamteinschätzung und die wichtigsten Daten sind dem Steckbrief im Anhang I zu entnehmen.

Am Unteren Guldenbach zeigten die monatlichen Untersuchungen im Zeitraum von Mai 2019 bis April 2020 eine ausgeprägte Dynamik der Kolmation, der Interstitialbesiedlung und verschiedenen abiotischen Parametern (z. B. Trübung, elektr. Leitfähigkeit), die v. a. vom Abflussregime geprägt war. Aus dem beobachteten, zeitlich dynamischen Kolmationsgeschehen konnten 3 Kolmatierungsphasen (*Übergangsphase, Kolmationsphase, Dekolmationsphase*) abgeleitet werden, die sich faunistisch, hydrologisch und in ihrer Sedimentstruktur unterschieden.

Die Kolmation nahm von Frühjahr bis Winter 2019 deutlich zu und stieg in diesem Zeitraum von Klasse 2 auf 4 an. Im Februar und März 2020 fanden hochwasserbedingt deutliche Dekolmationsprozesse statt, wodurch die Kolmation auf Klasse 2 zurückging. Die ausgeprägten Hochwasserereignisse veränderten die Gewässersohle stark und spülten Feinsedimente (Ton und Schluff) sowie Detritus aus dem Kiesbett aus. Im April 2020 wurde erneut eine beginnende Stabilisierung und Verfestigung der Sohle beobachtet und ein leichter Anstieg der Kolmation gemessen.

Die Tiergemeinschaften im Interstitial veränderten sich, in Abhängigkeit der jeweiligen Sedimentdurchlässigkeiten, im Jahresverlauf deutlich. Die Anteile der Feinsedimentbesiedler nahmen von November bis Dezember 2019 sprunghaft zu, blieben im Januar 2020 hoch und nahmen im Februar und März 2020 wieder sprunghaft ab. Die Lückensystembesiedler reagierten gegenläufig. Zusätzlich spielten aber auch jahreszeitliche Zyklen der Tiergruppen eine Rolle. Diese Dynamik wirkt auch methodisch ein Problem auf, da sie verdeutlicht, dass für eine repräsentative Kolmationserfassung mehrere Messungen im Jahr nötig sind.

Die Untersuchung des MZB ergab einen guten ökologischen Zustand mit einer Allgemeinen Degradation von 0,62 (Klasse 2) und einem Saprobiewert von 1,9 (Klasse 2). In den Jahren 2015 und 2020 wurde für diesen Standort die ökologische Zustandsklasse 3 ermittelt (LFU RLP).

Das Interstitial des unteren Guldenbachs war insgesamt sehr divers und individuenreich besiedelt – ein Hinweis auf eine gute Durchströmbarkeit der Sedimente und eine gute Nahrungsversorgung.

Hydrochemisch unterschied sich das Bachwasser nur wenig vom Interstitialwasser. Auch die überwiegend gute Sauerstoffversorgung des Interstitials wies insgesamt auf eine gute Durchströmbarkeit der Gewässersohle hin. Die mittlere Sauerstoffsättigung im Interstitial lag bei 90 %. In einzelnen Messstellen jedoch, v. a. bei Solchen mit viel organischen Material, war die Sauerstoffsättigung zeitweise deutlich geringer und lag bei nur 25 %. Insgesamt war aber die Sauerstoffversorgung im Interstitial stets ausreichend für eine Besiedlung, und in allen 120 Proben wurden Tiere gefunden.

Auffällig für ein silikatisches Fließgewässer waren die relativ hohen Leitfähigkeiten und die Schwankungen dieser Konzentrationen im Jahresverlauf. Im Untersuchungszeitraum wurden Leitfähigkeiten von 339 bis 984 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen (siehe Anhang II Tab. A2 u. A5). Vermutlich waren hohe Leitfähigkeiten durch im untersuchten Bachabschnitt anstehende tertiäre Gesteine und damit stärker mineralisiertes Grundwasser bedingt. Die elektrische Leitfähigkeit sank bei Zunahme der Niederschlagsanteile und nahm bei höheren Anteilen ab. Letzteres dürfte auf die silikatischen Gesteine des Hunsrück, wo die größten Flächen des EZGs liegen, zurückzuführen sein.

Zeitliche Dynamik der Gewässermorphologie im Zeitraum von Mai 2019 bis April 2020

Die Fotodokumentation in Abb. 36 zeigt die monatliche Veränderung an immer demselben Gewässerabschnitt des Unteren Guldenbachs innerhalb des Untersuchungsjahres 2019-2020. Die Aufnahmen zeigen den unteren bis mittleren Teil der untersuchten Fließstrecke. Im Untersuchungszeitraum wurde, bedingt durch die hohe Eigendynamik des Guldenbachs, der untere Bereich morphologisch stark verändert.

Zu Untersuchungsbeginn, im Mai und Juni 2019 war die Gewässersohle des Unteren Guldenbachs an der untersuchten Fließstrecke noch relativ unverfestigt. Nur wenige Makrophyten (Wasserhahnenfuß und Bachbunze) wuchsen im Gewässerbett (Abb. 36).

Während der Sommermonate Juli und August 2019 nahm der Makrophytenbewuchs v.a. in Ufernähe im unteren Bereich stark zu. Der Gewässerverlauf veränderte sich in diesem Zeitraum kaum. Allerdings wurden während der Sommermonate hin und wieder kleine Dämme von Besuchern angelegt. Der Wasserstand war relativ niedrig (Abb. 36). Bis August blieb die Gewässersohle noch relativ unverfestigt.

Ab September 2019 bis Januar 2020 wurde eine sukzessive Verfestigung der Gewässersohle, einhergehend mit einem vermehrten Aufwuchs sowie Detritusablagerungen auf den Gesteinsoberflächen beobachtet. Dieser optische Eindruck wurde auch von den Kolmationsmessungen und der Interstitialfauna widerspiegelt. Die Niederschlags- und Abflusswerte gingen mit diesen Beobachtungen einher (Abb. 37 und Abb. 38). Im Spätherbst 2019 bis zum Januar 2020 fehlten die Makrophyten. Dagegen war auf den Steinen ein ausgeprägter Aufwuchs (Algen und Biofilme) erkennbar. Die Gewässersohle war stabil und ihre Sedimente teilweise „verbacken“. Im November 2019 wurde sehr viel Falllaub eingetragen und als Laubpakete in der untersuchten Fließstrecke abgelagert. Die Gewässersohle war im Januar 2020 am stärksten kolmatiert. Das Lückensystem der Sohlsedimente war verfestigt und mit Feinsand ausgefüllt sowie von Biofilmen überzogen. Eine äußere Kolmation war fast flächendeckend sichtbar (Abb. 36).

In den Monaten Februar und März 2020 wurde am Dauerstandort die Gewässersohle durch mehrere Hochwasser morphologisch stark verändert und von Feinsedimenten freigespült (Abb. 36). Die Sedimente des Gewässerbetts waren locker angeordnet und frei von Aufwuchs. Der Bewuchs der Kiesbank war an den Rändern abgetragen. Das Steilufer der rechten Seite (aus Bildperspektive) war im Februar 2020 deutlich erodiert und vegetationslos. Im März 2020 war am Steilufer ein erneuter Pflanzenbewuchs erkennbar, der bis April 2020 deutlich zunahm. Im April 2020 war die Gewässersohle insgesamt stabiler und es wurden wieder deutlich mehr Ablagerungen von Feinsedimenten und Aufwuchs beobachtet (Abb. 36). Im Februar 2020 waren der ehemalige Haupt- und Nebenarm durch die Geschiebewirkung des Hochwassers und des höheren Wasserstandes vereint. Im März wurde eine beginnende Verlagerung des Gerinnes in den Nebenarm beobachtet, die im April 2020 fortgeschritten war. Der ehemalige Hauptarm war im April 2020 fast vollständig trocken gefallen und das Gerinne hatte sich komplett in den ehemaligen Nebenarm verlagert.



Abb. 36: Monatliche Aufnahme vom mittleren Teil des untersuchten Abschnittes am Unteren Guldenbach im Zeitraum von Mai 2019 bis April 2020.

Zeitliche Dynamik der Kolmation im Zeitraum von Mai 2019 bis April 2020

Die starke eigendynamische Veränderung, der untersuchten Fließstrecke des Unteren Guldenbachs, die anhand der Fotostrecke beschrieben wurde, spiegelte sich auch in den durchgeführten Messungen wider. Die Daten zeigen eine deutliche zeitliche Dynamik der Kolmation und der Interstitialbesiedlung, die mit dem saisonalen Abflussverhalten des Guldenbachs korrelierte (Abb. 37 a-c). Das Abflussregime (Abflussmenge, Niederschlagsmenge, Wasserstand) erwies sich als prägender Faktor für die Gewässerbettmorphologie und die Sedimentzusammensetzung. Diese prägen wiederum die Habitatbedingungen für die MZB- und Interstitialgemeinschaften hinsichtlich des verfügbaren Lückenraums, seiner Stabilität und seiner Durchströmbarkeit. Beide Faktoren sind entscheidend für den Eintrag von Nahrung und Sauerstoff ins Interstitial (Brunke & Schmidt 2015).

In Abbildung 37 sind a) die monatlich gemessenen Abflussreduktionen, b) die Tagesmittel der Abflussmenge des Guldenbachs und c) die Anteile der im Interstitial erfassten Lückensystembesiedler (LSB; Crustacea) und Feinsedimentbesiedler (FSB, Oligochaeta, Nematoda) dargestellt.

Von Mai 2019 bis Januar 2020 wurde ein deutlicher Anstieg der Kolmation von Klasse 2 auf 4 beobachtet. Der Anstieg der Kolmation ging mit meist niedrigen Abflüssen ($< 0,5 \text{ m}^3/\text{s}$) einher. Gleichzeitig könnte in der Vegetationsphase das verstärkte Makrophytenwachstum (Wasserhahnenfuß und Bachbunze) die Fließgeschwindigkeiten stellenweise reduziert und somit die Sedimentation von Feinsedimenten und folglich die Zunahme der Kolmation gefördert haben (Hahn 1996). Nur im Mai 2019 wurden höhere Abflussmengen mit Spitzenwerten über $2 \text{ m}^3/\text{s}$ verzeichnet, die vermutlich zu der im Juni gemessenen leichten Abnahme der Kolmation geführt haben (Abb. 38a). Von Juni bis Dezember blieben die Abflüsse niedrig ($< 0,5 \text{ m}^3/\text{s}$) und die Kolmation stieg kontinuierlich an. Ab Mitte Dezember wurde ein deutlicher Anstieg der Abflussmenge auf 1 bis knapp $2 \text{ m}^3/\text{s}$ gemessen. Diese Abflussmengen hatten aber keinen nachweisbaren Dekolmationseffekt und die Sohlschubspannung des Hochwassers schien nicht ausreichend gewesen zu sein, um die bereits stark verfestigte Gewässersohle aufzubrechen und freizuspülen. Im Gegenteil, die Kolmation nahm bis zum Januar 2020 nochmals stark zu ($> 10\%$) und stieg auf Klasse 4 an. Möglicherweise wurden durch das Dezemberhochwasser vermehrt Feinsedimente ins Interstitial eingetragen, die im Januar 2020 zu einer verstärkten Kolmatierung geführt haben (Naiman & Décamps 1997).

Erst durch geschiebewirksame Hochwasserereignisse mit Abflussspitzen bis zu $7 \text{ m}^3/\text{s}$, im Februar und März 2020, nahm die Kolmation sprunghaft ab (Dekolmation). Folge der Hochwasserereignisse war eine starke Veränderung der Gewässersohlenmorphologie wodurch die Sedimente freigespült und dekolmatiert wurden und die hydrologische Konnektivität zunahm. Im März wurden deutlich niedrigere Kolmationswerte gemessen, die im unteren Bereich der Kolmameterkasse 2 lagen.

Im April 2020 wurde ein erneuter, vergleichsweise starker Anstieg der Kolmation gemessen. Die Abflussmengen lagen bei ca. $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$, ähnlich wie im Mai des Vorjahres. Vermutlich wurde nach dem Freispüleffekt der Hochwässer im Februar und März 2020 erneut, ab April 2020, vom Fluss transportiertes, organisches und anorganisches Sediment ins Kieslückensystem eingetragen (Brunke & Schmidt 2015).

Die Interstitialbesiedlung, die als LSB- und FSB-Anteile in Abbildung 37 (c) dargestellt ist, folgte im Prinzip diesem Muster. Zwischen Mai und August 2019 überwogen im Interstitial die Anteile der Crustaceen (LSB) gegenüber den Anteilen der Oligochaeten und Nematoden (FSB). Die Crustaceen machten in diesem Zeitraum zwischen 60 bis knapp 75 % (Median) aus. Die Oligochaeten- und

Nematoden-Anteile lagen dagegen zwischen knapp 30 - 40 %. Die Gewässersohle war in diesem Zeitraum leicht kolmatiert (Klasse 2) (Abb. 37a).

Ab September 2019 stiegen die FSB-Anteile sprunghaft auf über 50% an, entsprechend gingen die LSB-Anteile auf unter 50 % zurück. Dieses Verhältnis blieb auch im Oktober und November 2019 ungefähr gleich. Die Gewässersohle war in diesem Zeitraum mittelstark kolmatiert (Klasse 3).

Von November auf Dezember war erneut eine sprunghafte Veränderung in der faunistischen Zusammensetzung zu beobachten, die bis Januar 2020 anhielt. Die Anteile der LSB nahmen stark ab und sanken auf unter 30 %, während die FSB stark zunahm und über 70% der Gemeinschaft ausmachten. Die Gewässersohle war stärker kolmatiert und wurde mit Klasse 4 als sehr stark eingestuft. Der erhöhte Abfluss Mitte Dezember 2019 bis Januar 2020 schien demnach auch keinen Effekt auf die Interstitialfauna und ihre Habitate gehabt zu haben.

Erst im Februar und März 2020 kehrten sich die Besiedlungsmuster aufgrund der Hochwasserwirkung wieder um, mit deutlich größeren LSB- und kleineren FSB-Anteilen. Die Gewässersohle wurde freigespült was einen deutlichen Rückgang der Kolmation auf Klasse 2 zufolge hatte. Besonders deutlich waren diese Effekte im März 2020.

Im April 2020 wurde erneut ein deutlicher Anstieg der FSB auf 75 % festgestellt, entsprechend machten die LSB nur noch 25 % aus. Dabei hatte aber die Kolmation nur leicht zugenommen und war weiterhin der Klasse 2 zuzuordnen. Im Vergleich zu Mai und Juni 2019 fällt der hohe Anteil der FSB auf. Wahrscheinlich hängt der im April 2020 beobachtete Anstieg der FSB mit jahreszeitlichen Zyklen (höhere Wassertemperaturen, hohe Vermehrungsraten), hohen Wiederbesiedlungsraten dieser Tiergruppen (r-Strategen) und der guten Nahrungsverfügbarkeit durch das neu eingespülte organische Material zusammen. Oligochaeta, Nematoda und Chironomidae sind für die schnelle Besiedlung „gestörter Standorte“ bekannt (Schönborn 2003).

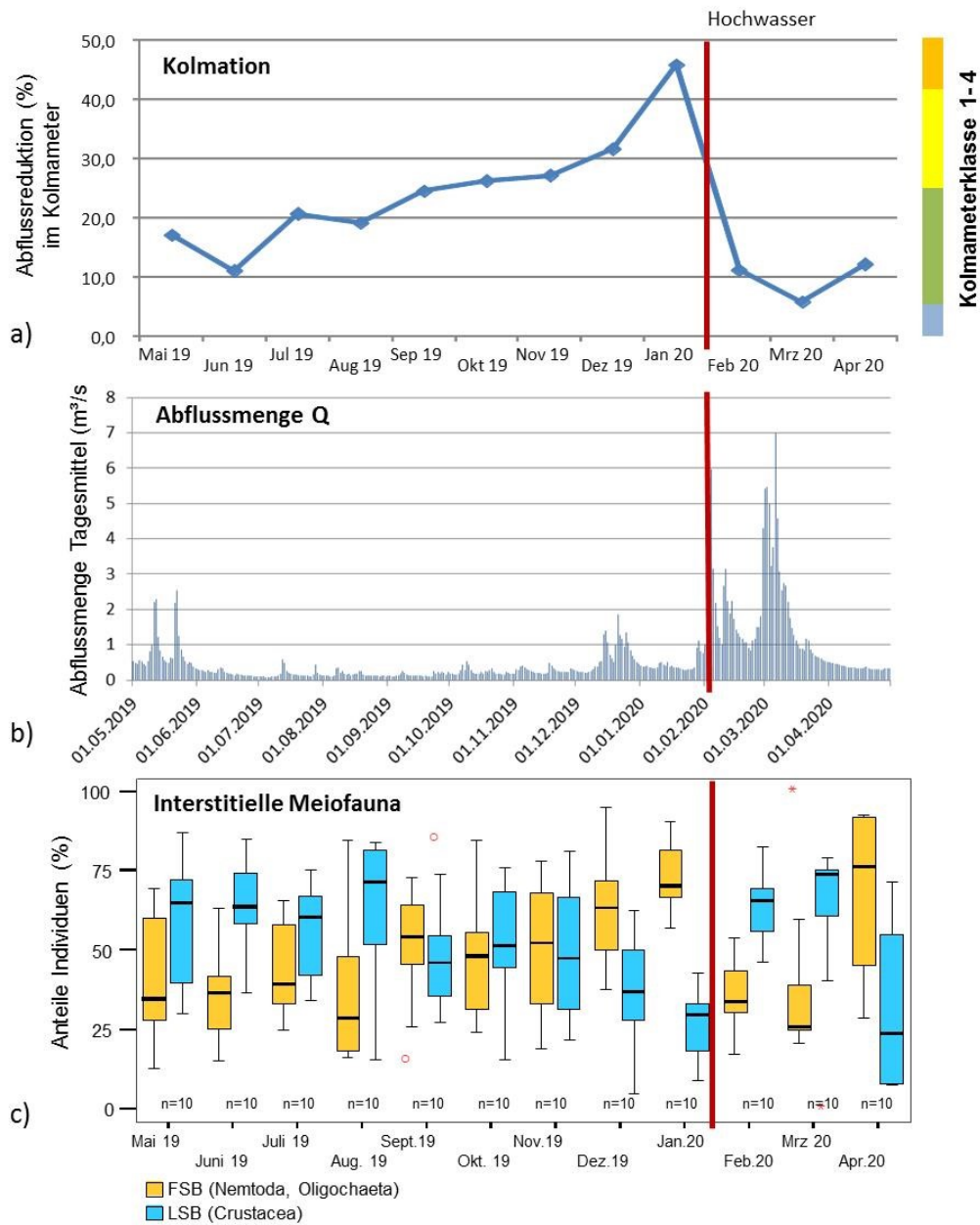


Abb. 37: a) monatlich gemessene Abflussreduktion und entsprechende Einteilung in Kolmationerklassen von Mai 2019 bis April 2020. b) Tagesmittelwerte der Abflussmenge am Unteren Guldenbach, Wetterstation Guldental. c) Anteile der LSB (Lückensystembesiedler) und FSB (Feinsedimentbesiedler) pro Monat. Rote Balken markieren Zeitraum der stärksten Kolmation.

Trübung, Niederschlagsmengen, elektr. Leitfähigkeit und ereignisbezogene Erosion am Unteren Guldenbach

Im Zusammenhang mit der zeitlichen Dynamik des Abflussgeschehens veränderten sich auch weitere abiotische Parameter wie beispielsweise die Trübung im Gewässer. Diese wurde von Mai 2019 bis April 2020 kontinuierlich alle 10 Minuten in der fließenden Welle des Guldenbachs gemessen (Abb. 38). Die kontinuierliche Messung der Trübung erwies sich als geeigneter Indikator für abflusswirksame Niederschläge im EZG (vgl. Abb. 37 u. Abb. 38) und für transportierte Schwebstoffmengen im Guldenbach. In Zeiten mit starken Niederschlägen war häufig auch die gemessene Trübung erhöht (Abb. 38 b). Die Zusammenhänge mit der Trübung waren jedoch statistisch wenig belastbar (Spearman-Rho: $n = 302$, Abflussmenge $p = 0,000$, $R = 0,264$, Niederschlagsmenge (Summe/Tag) Station Guldental $p = 0,000$, $R = 0,204$, Station Ellern $p = 0,001$, $R = 0,2191$). Dabei wirkten sich die Niederschläge in Guldental stärker auf die Trübung aus, als Niederschläge, die in der weiter entfernt gelegenen Messstation Ellern erfasst wurden. Im unteren EZG-Bereich bei Guldental dominieren landwirtschaftliche Flächen, v.a. Weinbau und es gibt mehr Siedlungen. Die Messstation Ellern liegt im oberen EZG-Bereich des Guldenbachs ca. 20 km nordwestlich von Guldental. Dieser Bereich ist walddreicher, so dass geringere Niederschlagsanteile und vermutlich auch weniger Feinsedimente ins Gewässer gelangen. Vermutlich ist dann bei Guldental auch nur noch ein Teil der eingetragenen Feinsedimente im Bachwasser suspendiert und detektierbar (siehe Kapitel 3.4).

Anhand der Trübungsmessungen ließen sich aber auch Feinsedimenteinträge detektieren, die z. B. durch bauliche Maßnahmen mobilisiert wurden (Abb. 38). Die auffällig hohen Trübungswerte wurden höchstwahrscheinlich durch Eingriffe wie Baggerarbeiten verstärkt (schwarze Markierung), die während dieser Zeit etwas oberhalb der Messungen im und am Gewässer durchgeführt wurden (Abb. 38 a). Auch die auffällig hohen Trübungswerte im November 2019 (schwarze Markierung) sind auf Baggerarbeiten im Flussbett und im Auenbereich zurückzuführen (mündl. Mittl. Höning 2021, ASV Guldental).

Abweichungen zwischen dem zeitlichen Verlauf der Trübung und der Niederschläge hängen wahrscheinlich auch mit der Vegetationsperiode (je nach Kulturart in etwa von April bis Oktober) und der Wassersättigung der Böden zusammen. Der Einfluss der Niederschläge wurde vermutlich in der Vegetationsperiode abgemildert. Dies zeigte auch die Abflussmenge an (Abb. 37 b), die während der Vegetationsperiode (mit Ausnahme vom Mai) niedrig war. Während der Wintermonate, gingen die Niederschläge wahrscheinlich direkt in den Abfluss ein und spiegelten sich in der Trübung wider. Dies ist an den Peaks von Dezember 2019 bis März 2020 zu erkennen (Abb. 38 a).

Mit den Niederschlagsmengen veränderte sich auch die elektrische Leitfähigkeit im Guldenbach (Interstitial und Bachwasser). Die elektrische Leitfähigkeit nahm i. d. R. in regenreichen Perioden durch den höheren Anteil des ionenärmeren Niederschlags ab und in den Trockenmonaten im Sommer und Herbst durch einen höheren Anteil des ionenreicheren Basisabflusses zu (siehe Anhang II Tab. A5).

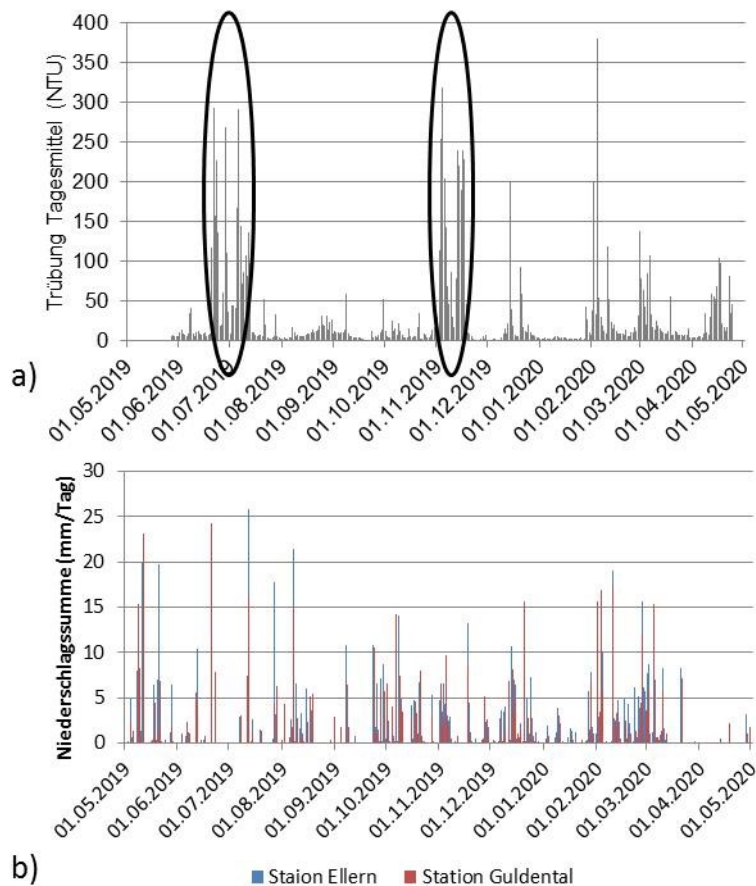


Abb. 38: Vergleich der a) Trübung, die in der fließenden Welle kontinuierlich von Mai 2019 bis April 2020 gemessen wurde, mit den b) täglichen Niederschlagssummen (Quelle: Wetterstationen Guldental). Schwarz markiert sind erhöhte Trübungswerte, die durch Baumaßnahmen im oder nah am Gewässer durchgeführt wurden.

Für den Dauerstandort am Unteren Guldenbach wurden über den gesamten Jahresverlauf hinweg ereignisbezogene Erosionsberechnungen durchgeführt (Abb. 39). Dazu wurden für den Tag mit der maximalen Niederschlagssumme pro Monat und alle Niederschläge mit einer Tagessumme von > 15 mm (Wetterstation Guldental) die flächenhafte Bodenerosion in einem 5 x 5m aufgelösten Raster berechnet. Daraus wurde über die Fläche einer „erweiterten Umgebung“, von rund 7 km² um die untersuchte Fließgewässerstecke, der Mittelwert je Ereignis abgeleitet (Abb. 39).

Die beiden intensivsten Erosionsereignisse fanden am 20.06.2019 und 12.07.2019 mit rund 1,3 t/ha bzw. 0,7 t/ha im Mittel statt. Zu diesen Zeitpunkten war auch die gemessene Trübung erhöht, die Trübung wurde allerdings möglicherweise durch die Effekte infolge der Baggerarbeiten überlagert bzw. verstärkt (Abb. 38a u. 39).

Auch während der drei Starkniederschläge Anfang Februar 2020, in deren Rahmen es zu berechneten mittleren Erosionsmengen von 0,2 – 0,3 t/ha kam, waren erhöhte Trübungsdaten zu beobachten. Dies führte in der Folge jedoch nicht zu einer Erhöhung der Kolmation durch den Sedimentabtrag (vgl. Abb. 37). Da im Februar 2020 die Schubkraft des Flusses erhöht war, wurde das eingetragene Bodenmaterial somit offensichtlich abgeführt und an andere Stelle abgelagert.

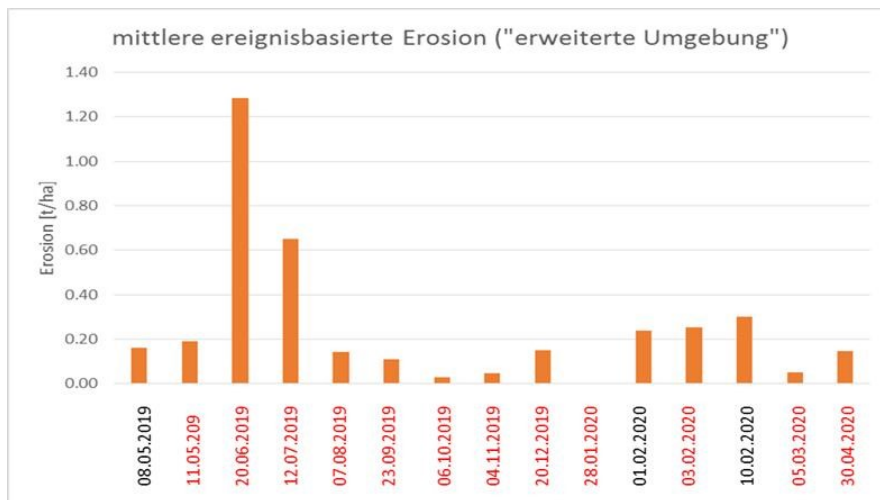


Abb. 39: Mittlere Erosion (gemittelt über die „erweiterte Umgebung“ des Standortes) für die maximalen Monatsniederschläge (rote Datumsbeschriftung) und Niederschläge >15mm/d (schwarze Datumsbeschriftung)

Sedimenttransport am Unteren Guldenbach: Sedimentmenge und Korngrößenverteilung

Deutliche Zusammenhänge zwischen den Abfluss- und Niederschlagsmengen zeigten sich auch in der Zusammensetzung der Korngrößen von Sedimenten, die sich auf Matten abgelagert hatten. Bei höheren Abflüssen und Niederschlägen wurden höhere Sedimentmengen mit größerer Körnung abgelagert als in Zeiten niedriger Abflüsse.

Um die im Unteren Guldenbach transportierte Sedimentfracht zu erfassen, wurden monatlich zwei Sedimentfangmatten auf der Gewässersohle ausgebracht. Es wurde so die in der fließenden Welle transportierte und abgelagerte Sedimentfracht erfasst. Dabei handelte es sich sowohl um allochthone Sedimente aus dem terrestrischen EZG als auch autochthone Sedimente des Gewässerbetts.

Die in den Matten abgelagerte Sedimentmenge und die Zusammensetzung der Korngrößen zeigten einen deutlichen Zusammenhang mit den Abfluss- und Niederschlagsmengen (Abb. 40 a-c). In den Matten spiegelte sich wider, dass im Februar und März 2020 mit dem Hochwasser deutlich mehr Sedimente und auch deutlich größere Korngrößenfraktionen (> 2 mm Korngröße) transportiert wurden als in Zeiten mit geringeren Abflüssen (Abb. 40 a-c). Bei einer mittleren Abflussmenge von knapp 2 m³/s im Februar und März 2020 war demnach die Schleppkraft des Guldenbachs am größten. Die geringe Ablagerungsmenge der größeren Korngrößen im Dezember korreliert mit der Abflussmenge im Tagesmittel (siehe Abb. 400 a-c). Die geringe Menge größerer Korngrößen im Juli 2019 und April 2020 stammte vermutlich aus einzelnen stärkeren Niederschlagsereignissen. In diesen beiden Monaten war der Monatsabfluss aber nicht erhöht (Abb. 40 b).

Der Vergleich der verschiedenen Korngrößenfraktionen in den Matten, die in Ton- und Schluff-, verschiedene Sand- bis Kiesanteile unterteilt ist (Abb. 40 c), zeigt im Prinzip dasselbe Muster wie Abb. 400 a. Die Aufschlüsselung der Korngrößenfraktionen ergibt besonders hohe Anteile von Ton bis Grobschluff und Feinsanden in den Sommer- und Herbstmonaten. Vor allem von August bis November liegen die Korngrößen unter 500 µm. Im Dezember 2019 wurden auch größere Fraktionen mobilisiert und in den Matten abgelagert, während es im Januar 2020 wieder vor allem kleine Fraktionen waren. Die größten Korngrößen wurden im März und Februar 2020 transportiert, während im April 2020 wieder nur kleinere Fraktionen mobilisiert wurden.

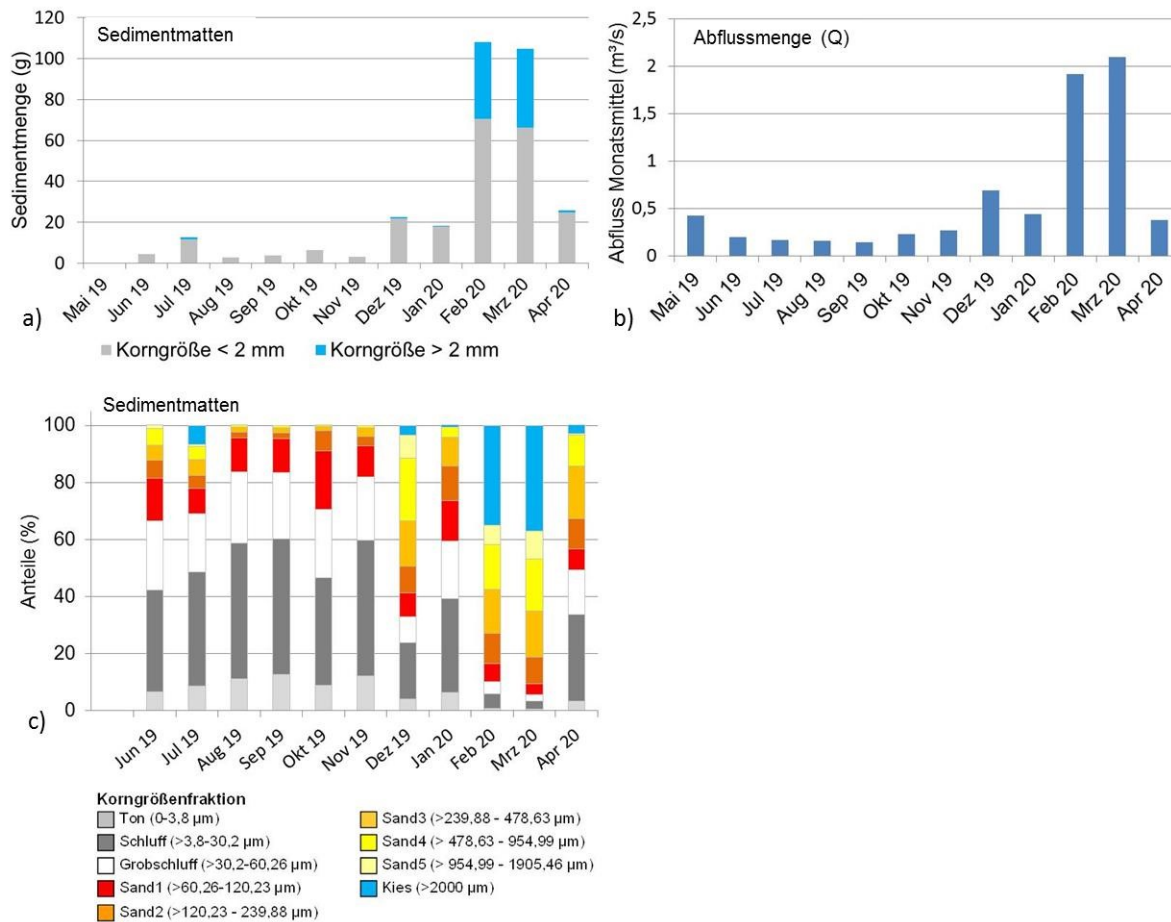


Abb. 40: Vergleich der absoluten Sedimentmengen, aufgeteilt in die Fraktionen über und unter 1 mm Korngrößen, im Untersuchungszeitraum Mai 2019 bis April 2020. Für Mai 2019 sind keine Sedimentdaten verfügbar, da hier erst die Matte eingebracht wurde.

Die abgelagerte Sedimentfracht in den Matten korrelierte mit Abflussmenge aber nicht mit den Baumaßnahmen, die aber von der Trübungssonde erfasst wurden. Da die Abflussmenge gut mit den Matten korrelierte, wird vermutet, dass bei den Baumaßnahmen v. a. sehr feine Sedimente mobilisiert wurden, die zumindest nicht an der Stelle der Sedimentmatten abgelagert wurden oder dass nur wenige Mengen größerer Sedimentanteile mobil waren.

Die Sedimentfracht in den Matten stand im Gegensatz zu der bachabwärts gemessenen Durchströmbarkeit der Sedimente (Kolmation). Die höchste Ablagerung wurde im Februar und März 2020 in den Matten beobachtet, während die Abflussmenge am größten war. Durch die höchste Schleppkraft wurden in diesem Zeitraum neben Feinsedimenten auch gröbere Sedimente mobilisiert und bei nachlassender Schleppkraft abgelagert. Da im Januar die Schleppkraft kleiner war, wurden nur Feinsedimente weitertransportiert, die zu einer erhöhten Kolmation im bachabwärts gelegenen Untersuchungsbereich geführt haben könnten.

Kolmationsdynamik im Zusammenhang mit der interstitiellen Besiedlung am Unteren Guldenbach

Die faunistischen Untersuchungen am Unteren Guldenbach zeigten eine deutliche zeitliche Veränderung der Interstitialbesiedlung, die in 3 Phasen mit unterschiedlichem Kolmatierungsgrad (Übergangsphase, Kolmationsphase, Dekolmationsphase) eingeteilt werden können. Wie bereits in Abb. 37 dargestellt, stehen diese Veränderungen der Sedimentpermeabilität in einem starken Zusammenhang mit dem Abflussregime.

Für die zeitliche Auswertung wurden ausschließlich die dauerhaft im Sediment lebenden Crustacea (Krebstiere) berücksichtigt. Tiergruppen wie beispielsweise aquatische Insekten (EPT-Taxa, Coleoptera), wurden von den zeitlichen Analysen ausgeschlossen, da viele von ihnen nur temporäre Interstitialbesiedler sind.

In einem ersten Auswertungsansatz wurden die monatlichen Besiedlungsmuster der Crustacea mittels multivariater Analysen untersucht. Dafür wurden die Crustacea aller 10 Einzelmessstellen für jeden Untersuchungsmonat gemittelt. Aus den Mittelwerten wurde eine Bray-Curtis Ähnlichkeitsmatrix berechnet, die grafisch als nichtmetrische Multidimensionale Skalierung (nMDS) dargestellt ist (Abb. 41). Die Punkte in der nMDS stehen für die Crustaceengemeinschaft, die bei jeder monatlichen Beprobung erfasst wurde. Die Symbole kennzeichnen die mittlere Abflussreduktion des jeweiligen Monats. Dabei ist die Abflussreduktion in 10er-Schritte eingeteilt, die die Situation deutlicher als die 5 Kolmameterklassen widerspiegeln. Im nMDS-Graphen liegen Monate, in denen das Interstitial ähnlich besiedelt ist, nah beieinander während Monate, die sich in ihrer Besiedlung stärker unterscheiden, weiter voneinander entfernt angeordnet sind (Abb. 41).

Deutlich zu erkennen war die Veränderung der interstitiellen Crustaceenfauna in den Untersuchungsmonaten von Mai 2019 bis April 2020. Dabei ließen sich 3 zeitliche Gruppen erkennen, die Unterschiede in der Besiedlung zeigten (Winter/zeitiges Frühjahr, Frühling/Sommer, Herbst/Winter) (Abb. 41). Den stärksten Einfluss auf die Crustaceen-Besiedlung hatte dabei die Abflussreduktion (DISTLM: Sequential test, R^2 adjusted $p=0,0001$ Pseudo-F 8,7017, erklärt 47 % Varianz). Anhand dieser Zusammenhänge mit der Abflussreduktion bzw. Kolmation wurden die Gruppen unterschiedlichen **Kolmatierungsphasen** zugeordnet:

1. Übergangsphase von Mai bis August 2019. Zu Beginn der Untersuchung wurde eine leichte aber zunehmende Kolmation gemessen, die bei Kolmameterklasse 2 lag. Die Tierdichten im Interstitial nahmen während der Sommermonate zu. Die Anteile der Lückensystembesiedler (Crustacea) waren in diesem Zeitraum stets höher als die Anteile der Feinsedimentbesiedler (Nematoda, Oligochaeta) (siehe Abb. 37, Tab. 14).

2. Kolmationsphase von September 2019 bis Januar 2020. Von Herbst bis Winter wurde eine verstärkte Verfestigung der Gewässersohle beobachtet und eine deutliche Zunahme der Kolmation gemessen, die von „mittel“ auf „stark“ anstieg (Klasse 3-4). Im gleichen Zeitraum nahmen im Interstitial die Tierdichten der Feinsedimentbesiedler (Nematoda, Oligochaeta) zu und überwogen anteilig die Lückensystembesiedler (Crustacea) (siehe Abb. 37, Tab. 14).

3. Dekolmationsphase im Februar und März 2020. Durch starke, die Gewässersohle verändernde Hochwasserereignisse wurde das Kiesbett von Feinsedimenten und organischem Material freigespült wodurch die Sedimentdurchlässigkeit wieder deutlich höher als in Phase 2 war. Die gemessene Abflussreduktion lag bei 11 %, d. h. im unteren Bereich der Kolmameterklasse 2. Durch den Spüleffekt

wurden auch die Tiere verdriftet, was höchstwahrscheinlich die niedrigen Individuendichten im Vergleich zu den anderen 10 Monaten erklärt. Die Tiergemeinschaft bestand überwiegend aus Lückensystembesiedlern (Crustacea), während die Anteile von Feinsedimentbesiedlern (Nematoda, Oligochaeta) niedrig waren (Abb. 37, Tab. 14).

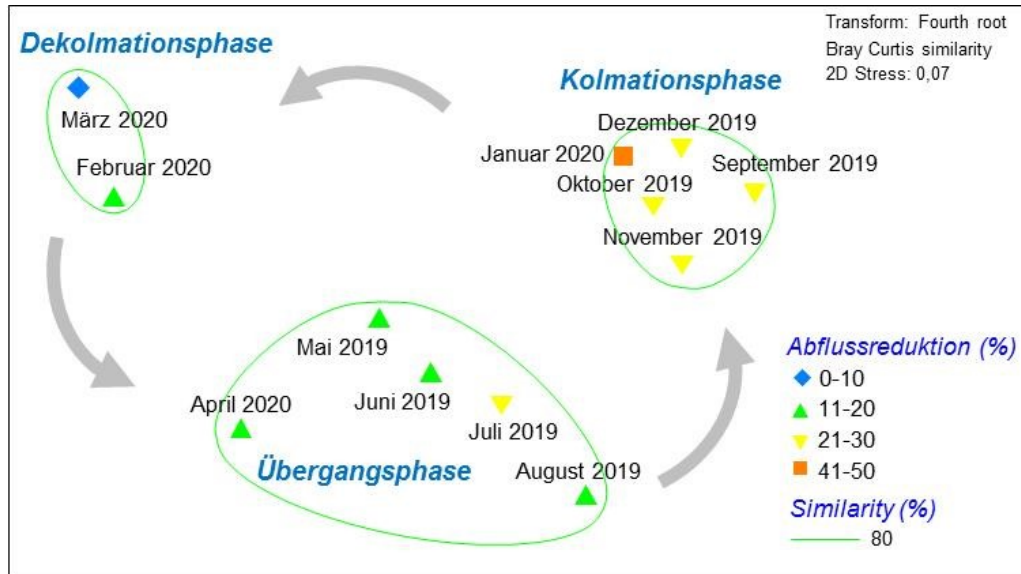


Abb. 41: nMDS basierend auf der Crustaceenbesiedlung, die monatlich von Mai 2019 bis April 2020 im Interstitial des Dauerstandorts Unterer Guldenbach erfasst wurde. Die Daten aller 10 Messpunkte sind pro Standort über ihre Mittelwerte zusammengefasst. ANOSIM für 3 Kolmatierungsphasen: $p=0,0001$, $R=0,924$.

Tab. 14: Faunistische Besiedlung des Interstitials am Dauerstandort Unterer Guldenbach, monatlich erfasst von Mai 2019 bis April 2020. Daten zeigen Mittelwerte aus 10 Messpunkten pro Standort. Dargestellt sind: Individuenzahlen pro Tiergruppe, Gesamt- und Taxazahl, Abflussreduktion und daraus abgeleitete Kolmometerklasse. Die Einteilung in 3 Phasen erfolgte anhand von Besiedlungsmustern, die durch Ähnlichkeitsanalysen Unterschiede in der faunistischen Zusammensetzung zeigen.

Phase	Monat	Oligochaeta	Chironomidae L.	Nematoda	Harpacticoida	Cyclopoida	Cladocera	Ostracoda	Amphipoda OF	Amphipoda GW	Parastemonacidae	Asellus aquaticus	Coleoptera ges.	Trichoptera L.	Ephemeroptera L.	Plecoptera L.	Gastropoda	Rotifera	Nauplii	Tardigrada	Acari	Makroturbellaria	Bivalvia	andere Diptera L.	Collembola	Mikroturbellaria	Ceratopogonidae	Tierzahl ges. (MW)	Taxazahl	Abflussreduktion (%)	Kolmometerklasse
Übergang	Mai 19	62,2	59	12,6	86,9	13,5	2,9	7,9	0,4			0,1	4,3	1,9	3,9	0,2	2,7	9,4	10,5	3,4	1			2,1	1,4	0,6	0	286,9	21	17,1	2
	Jun 19	78,7	84,2	14,1	140,7	14,6	33,4	11,5	2,4				1,2	9,3	3,8	1,7	7,1	19,4	3,1	1,6	13,8	0,3		0,1	0,1			441,1	20	11,1	2
	Juli 19	126,2	87,4	8,2	123,4	10	10,2	20	7,7				0,6	12,4	3,2	0,5	2,2	26,6	4,2	2	12,8		0,7	0,4			458,7	19	20,8	2	
	Aug 19	71,6	43	2,8	118,6	44	34	4,9	3,5	0,4		0,4	9,5	1,4	7,9	0,8	13,1	0,6	0,3		7,6	2,2	0,6	0,1			367,3	21	19,2	2	
Kolmation	Sep 19	44,7	31,8	5,4	35,6	8,5	11,4	1,2	4				9,4	3	4	2,7	35,2				5,2	4,8	1,7	0,2		0,2	209	18	24,6	2	
	Okt 19	60,8	15,4	1,3	56,9	6,9	2	1,1	5				9,5	10,6	0,6		28,7	0,6	2,8	1,2	8,6	1,75	0,6		0,1	1,7	216,15	20	26,3	3	
	Nov 19	170,4	37	2,9	86,9	15,7	4,6	0,6	4,1				14,3	4,3	2,9	0,8	54,7	1,5	8,3	2,5	4,5	2,2	0,2				418,4	19	27,2	3	
	Dez 19	143,6	30	8	110,3	28,4	17,5	6,5	2,1	0,1			7,4	1,3	1,6	0,2	36,5	18,2	58	14,8	0,5	0,9	0,2		0,1	0,2	486,4	22	31,6	3	
	Jan 20	218,7	54	20,6	81,6	12,3	12,6	3	1	0,2			3,2	1,6	1	0,1	19,5	38	39,2	15,4	1,3	1	0,2				524,5	20	45,8	4	
Dekolmation	Feb 20	27,4	16,6	3,7	26,3	18,5	0,9	10,4	0,1		0,3	0,1	2,8	0,8	0,3	0,1	5,7	6,5	7,7	5,8	0,8	0,7	0,2	0,3	0,7		136,7	23	11,2	2	
	Mrz 20	20,3	8,2	2,2	11,6	19,9	0,3	19,3	0,7				2	1,2	2,2		6,7	5,3	9,2	4,6	0,7	0,4		0,5	0,4		115,7	19	5,8	2	
Übergang	Apr 20	400,4	259,3	2,8	56,4	59,4	0,7	27,8	1,5		0,4		4,4	2,2	10	0,5	1	44,7	10,2	6,4	0,2	1,3		0,3			889,9	20	12,2	2	

In Abbildung 42 a und b sind die gemessenen **Korngrößenanteile** für jede Kolmatierungsphase dargestellt. Die Korngrößen wurden von Interstitialproben bestimmt, die am gleichen Tag abgepumpt wurden, an dem auch die Kolmationsmessung und die faunistische Beprobung durchgeführt wurden.

Am deutlichsten unterschied sich die Sedimentzusammensetzung während der Dekolmationsphase von den anderen beiden Phasen. In den Monaten mit der niedrigsten Kolmation und somit der größten Durchströmbarkeit der Sedimente waren v. a. die Anteile der feinsten Fraktionen, d. h. von Ton bis Grobschluff (<60,3 µm), niedriger als in der Übergangs- und Kolmationsphase. Auch die Anteile der Fraktionen Sand 1 und Sand 2 (>60,3 – 240 µm) waren während der Dekolmatierungsphase etwas niedriger. Im gleichen Zeitraum waren die größten Fraktionen, Sand 3 bis Kies (> 240 µm), am häufigsten. Die anderen beiden Phasen unterscheiden sich weniger stark, aber es ist eine Abnahme der größeren Fraktionen im Zeitraum der Kolmationsphase zu erkennen (Abb. 42 a).

Diese Unterschiede spiegeln sich auch in den **mittleren Korngrößen** (50 % Häufigkeit) wider. So lag die mittlere Korngröße in der Dekolmatierungsphase bei Sand 2 (182 µm) während sie in den Monaten der Übergangs- und Kolmationsphase im Bereich von Grobschluff (40 µm) lag (42 b).

Werden die Korngrößenanteile hinsichtlich ihres Einflusses auf die Besiedlung getestet, waren der Schluffanteil und der Sand 3-Anteil (Mittelsand) prägend für die interstitielle Meiofauna (DISTLM Marginal Test: R^2 adjusted: Schluff $p=0,0421$, Pseudo-F 3,2212, 24 % erklärte Varianz, Sand3 $p=0,0489$, Pseudo-F=3,1569, 24 % erklärte Varianz). Auch das organische Material (Glühverlust) spielte eine Rolle für die Besiedlung (DISTLM marginal Test: R^2 adjusted: Glühverlust (%) $p=0,0403$, Pseudo-F 3,2938, 25 % erklärte Varianz).

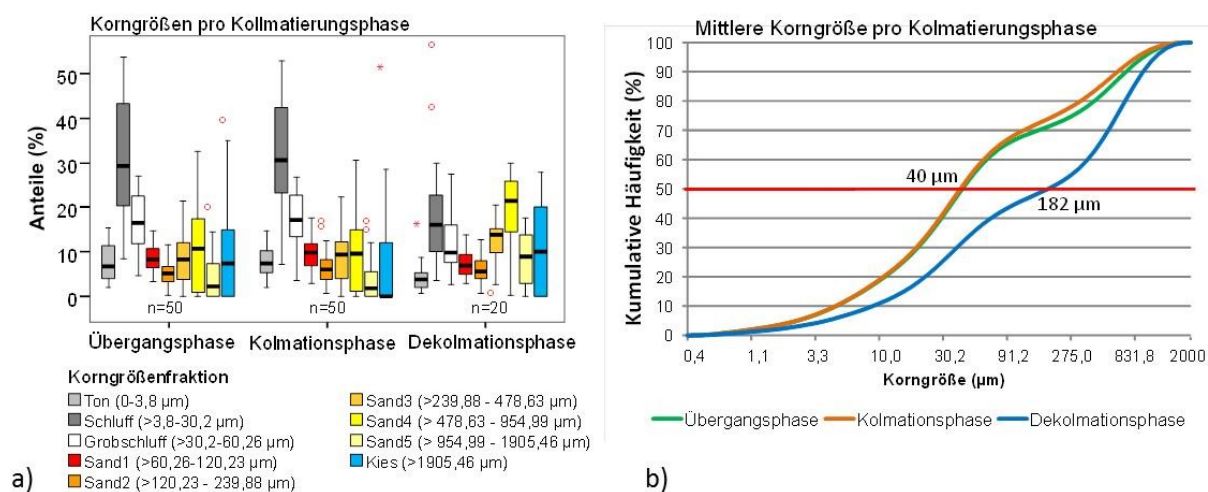


Abb. 42: a) Korngrößenverteilung und b) mittlere Korngrößen (rote Linie 50%) in Sedimentproben, die monatlich aus dem Interstitial abgepumpt wurden, zusammengefasst für die jeweilige Kolmatierungsphase.

Auf die im Sediment nachgewiesenen **Pflanzenschutzmittel** (PSM) wird in Kapitel 3.3 noch näher eingegangen. An dieser Stelle sei erwähnt, dass kein nachweislicher Effekt der PSM auf die Interstitialfauna festgestellt wurde (DISTLM sequential R^2 adjusted: $p > 0,05$).

In den Abbildungen 43 a-f sind abiotische Parameter dargestellt die Veränderungen im Jahresverlauf zeigten und die, mal mehr und mal weniger, in das oben beschriebene Kolmationsmuster passen.

Wie bereits oben beschrieben, war die **Abflussreduktion** während der Dekolmationsphase am niedrigsten und lag im Median bei 11 %. Während der Übergangsphase lag der Median der Abflussreduktion ebenfalls bei 11 % aber an den meisten Messpunkten wurden höhere Abflussreduktionen gemessen. Während der Kolmationsphase wurden überwiegend höhere Abflussreduktionen registriert, die einer mittleren bis starken Kolmation zuzuordnen waren (Abb. 43 a).

Die **elektrische Leitfähigkeit** war während der Dekolmationsphase deutlich niedriger als von Frühjahr bis Winter. Wie bereits oben erwähnt, ist dies höchstwahrscheinlich auf den Verdünnungseffekt durch höhere Anteile von ionenärmerem Niederschlagswasser im Februar und März zurückzuführen (Abb. 43 b, siehe auch Anhang II Tab. A5).

Der **Anteil des organischen Materials** (bestimmt über den Glühverlust %) war in der Dekolmationsphase deutlich niedriger (Spüleffekt) (Abb. 43 c).

Der **vertikale hydraulische Gradient (VHG)** zeigte exfiltrierende Verhältnisse im Februar und März 2020 an, die vermutlich durch hohe Grundwasserstände bedingt sind. Laut Ibisch (2004) dekolmatieren Sedimente vor allem bei Exfiltrationsprozessen. In den trockeneren Monaten überwogen infiltrierende Verhältnisse durch niedrige Grundwasserstände. Im Spätherbst und Winter wurden aber auch z. T. exfiltrierende Verhältnisse beobachtet, die vermutlich durch erhöhte Grundwasserstände infolge von Niederschlägen bedingt sind (Abb. 43 d).

Die Abnahme der **Trübung**, die in den Interstitialproben gemessen wurde, war während der Dekolmationsphase mit 20 % etwas höher als während der Übergangs- und Kolmationsphase in der sie bei rd. 15% lag. Diese Werte lassen darauf schließen, dass die Sedimente der Gewässersohle in der Dekolmationsphase durch den Spüleffekt der geschlebewirksamen Hochwasserereignisse größere Korngrößen enthielten als in den anderen beiden Phasen. Demzufolge waren im Februar und März 2020 geringere Anteile suspensionsfähiger Schluffe in den interstitiellen Sedimenten bzw. den Interstitialproben nachzuweisen (Abb. 43 e).

Unabhängig davon sind die Muster der **Sauerstoffsättigung**. Diese waren v. a. im Frühjahr und Sommer hoch. Zumindest im Frühjahr könnten stärkere Abflüsse zu mehr Verwirbelungen und dadurch zu höheren Sauerstoffwerten geführt haben. Insgesamt waren die Sauerstoffwerte meist relativ hoch, aber kleinräumig recht variabel. Niedrige Sättigungswerte wurden v. a. an Messstellen gemessen, an denen sich vermehrt organisches Material abgelagert hatte, wie beispielsweise an Messstelle 1 im unteren Bereich der Kiesbank (Abb. 43 f).

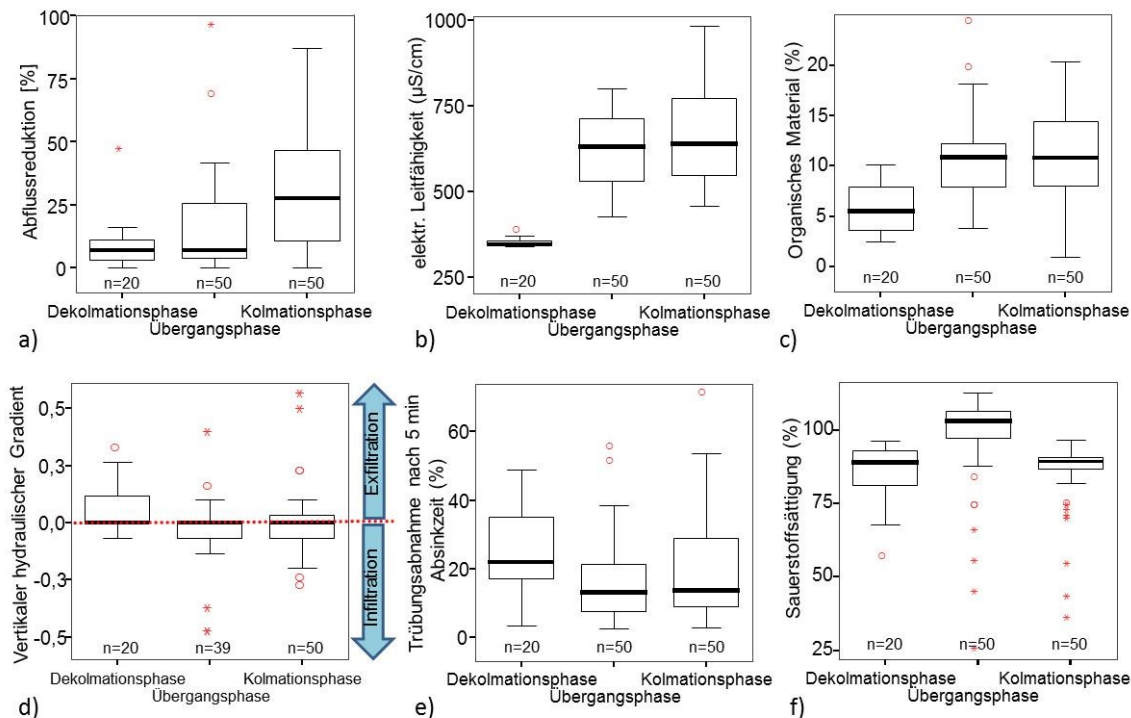


Abb. 43: Verschiedene abiotische Parameter, die am Unteren Guldenbach im Zeitraum von Mai 2019-April 2020 gemessen wurden. Zusammengefasst nach Kolmationsphase. a) Abflussreduktion, b) Sauerstoffsättigung, c) elektr. Leitfähigkeit, d) organ. Material/Glühverlust, e) Trübungsnahme nach 5 min Standzeit, f) vertikaler hydraulischer Gradient. Dekolmationsphase: Februar-März 2020, Übergangsphase: April 2020, Mai-August 2019, Kolmationsphase: September 2019-Januar 2020

Indikatoren für die Landwirtschaftliche Nutzung: Nitrat und Pflanzenschutzmittel am Unteren Guldenbach

Die Untersuchungen ließen einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Menge an Nitrat (im Bach- und Interstitialwasser) und an Pflanzenschutzmitteln (im interstitiellen Sediment) mit der landwirtschaftlichen Nutzung des Einzugsgebiets erkennen. Im Untersuchungsverlauf wurden deutliche Unterschiede in den Konzentrationen gemessen. Die gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwerte wurden weder bei Nitrat noch bei einzelnen Pflanzenschutzmittelwirkstoffen überschritten. Direkte Korrelationen bzw. negative Auswirkungen auf die benthalen oder interstiellen Tiergemeinschaften wurden nicht nachgewiesen.

Im gesamten Untersuchungszeitraum wurden im Interstitial- und Bachwasser des Unteren Guldenbachs Nitratkonzentrationen zwischen 0-17 mg/L nachgewiesen (Abb. 43, siehe auch Tab. A5). In den meisten Monaten waren die Nitratgehalte im Interstitial etwas höher als im Bach. Nur im August, im Dezember 2019 und im April 2020 wurden im Bachwasser höhere Nitratwerte als im Interstitial gemessen. Insgesamt unterschieden sich die Nitratgehalte im Bach- und Interstitialwasser aber nicht signifikant (U-Test: $p > 0,05$). Von Frühjahr 2019 bis November 2019 wurde eine Abnahme der Nitratkonzentrationen im Median von ca. 8 mg/l auf ca. 3 mg/l gemessen. Einzige Ausnahme war der Monat September in dem die Nitratkonzentrationen (5 mg/l) etwas höher lagen als im Vormonat August (3 mg/l).

Die Konzentrationen von Nitrat im Bach- und Interstitialwasser zeigen jahreszeitliche Unterschiede. Von November 2019 bis April 2020 nahmen die Nitratwerte wieder deutlich zu. Im April wurden die höchsten Konzentrationen >10 mg/l gemessen (Abb. 43, siehe auch Tab. A5).

Der Anstieg der Nitratkonzentrationen von Dezember 2019 bis Februar 2020 hing vermutlich mit dem Auswaschen von Nitrat aus den Äckern zusammen, die während der vegetationslosen Periode nackt sind. Ein erneuter Eintrag durch Düngung ist unwahrscheinlich, da Düngung in diesem Zeitraum gesetzlich nicht erlaubt ist (BEL 2017).

Im März und April 2020 hängen die höheren Nitratmengen im Gewässer höchstwahrscheinlich mit der Düngung der Ackerflächen im EZG zusammen. Nitrat wurde von Niederschlägen ins Wasser eingetragen. Nach der Düngung wird Nitrat abgebaut bzw. aufgebraucht und nimmt wieder ab.

Auch in den anderen Untersuchungsgebieten ließen die gemessenen Nitratkonzentrationen im Bach- und Interstitialwasser einen deutlichen Zusammenhang mit der ackerbaulichen Landnutzung im EZG erkennen. In Gewässern mit größeren Ackeranteilen in ihrem EZG wurden in der Regel auch höhere Nitratkonzentrationen gemessen (vgl. Kapitel 3.3, siehe auch Tab. A2).

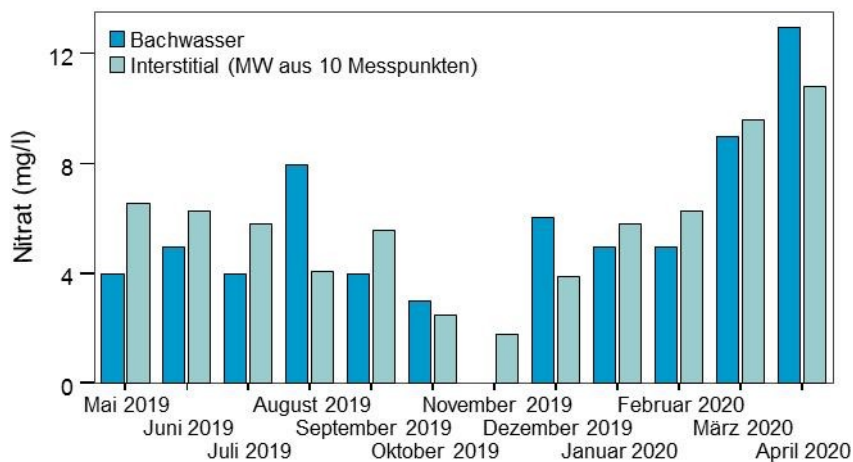


Abb. 44: Monatliche Nitratkonzentrationen, gemessen im Bachwasser und an 10 Messpunkten (MW) im Interstitialwasser am Unteren Guldenbach im Untersuchungszeitraum Mai 2019-April 2020.

Auch Pflanzenschutzmittel sind als Indikatoren für eine ackerbauliche Landnutzung im EZG anzusehen. Die Verweilzeiten im Sediment sind bei entsprechender Bindungsneigung und Abbaugeschwindigkeit der Wirkstoffe länger als in der fließenden Welle. Die im interstitiellen Sediment gemessenen Konzentrationen liegen insgesamt unterhalb der Effektschwellwerte für sedimentbewohnende Organismen (PPDB 2020). Trotzdem lässt sich nicht ausschließen, dass durch die Summe der gefundenen Wirkstoffe einzelne Tierarten nachteilig beeinflusst werden.

Der Nachweis von PSM in den Sedimenten des Interstitials zeigt das potentielle Risiko für die Tiergemeinschaften an, die in den Sedimenten der Gewässersohle leben. Im Falle einer Akkumulation mehrerer Pflanzenschutzmittelwirkstoffe oder höheren Konzentrationen einzelner Wirkstoffe, könnte durch den Ausfall sensibler Tierarten die Biozönose und die Funktionalität der Gewässersohle und der hyporheischen Zone gestört werden. In dieser Untersuchung wurden verschiedene Korrelationen zwischen PSM und einzelnen Tiergruppen gefunden. Diese können aber auch mit der zeitlichen

Dynamik oder anderen Faktoren zusammenhängen. Dies konnte im Rahmen dieser Studie nicht beantwortet werden. Auf eine Darstellung wird deshalb verzichtet.

Am Dauerstandort Unterer Guldenbach ergaben die monatlichen PSM-Untersuchungen eine stetige aber heterogene Belastung durch unterschiedliche Substanzen (Tab. 14, Abb. 45). Im Jahresverlauf wurden insgesamt 9 Fungizide, 2 Insektizide und 2 Herbizide gefunden. Die Tatsache, dass am Unteren Guldenbach insgesamt die meisten und für einzelne Wirkstoffe auch die höchsten Konzentrationen im Vergleich zu den anderen Standorten gefunden wurden, ist auf den Weinanbauanteil im EZG (3,4%) und auch die räumliche Nähe der Probenahmestelle zum Weinbau zurückzuführen. In dieser Sonderkultur werden im Vergleich zum Ackerbau deutlich häufiger PSM-Applikationen während der Anbauphase durchgeführt. Auch der vermehrte Einsatz von Fungiziden ist dort üblich (JKI 2020).

Die monatlichen Untersuchungen am Unteren Guldenbach spiegelten einerseits neue Einträge verschiedener PSM-Wirkstoffe durch Applikation wider. Andererseits zeigte der zeitliche Verlauf Konzentrationsabnahmen und -zunahmen, die vermutlich durch den Abbau bzw. das Auswaschen von PSM im Sediment oder durch Sedimentverlagerungen bedingt waren.

Die höchste Gesamtsumme an gemessenen PSM-Wirkstoffen im August 2019 (9 Wirkstoffe, 224 µg/kg Gesamtmenge) steht vermutlich in Zusammenhang mit der Abschluss-spritzung im Weinbau (mündl. Mitteilung Twertek 2020). Im September 2019 wurden wieder deutlich geringere Konzentrationen im Sediment gemessen. Von Oktober 2019 bis Februar 2020 wurden wieder größere Mengen nachgewiesen. Mit Ausnahme von Februar war während dieser Monate das Gewässerbett am stabilsten und die Sedimente wurden kaum umgelagert (vgl. Abb. 38 a). Danach könnte die Abnahme der Wirkstoffe und der Konzentrationsmenge, in den Monaten März und April 2020, durch das Auswaschen der PSM als Folge der Frühjahrshochwässer bedingt sein.

Tab. 15: Pflanzenschutzmittel (PSM) und Kupfer (Cu²⁺) nachgewiesen in Sedimenten des Interstitials (15 cm tief) am Unteren Guldenbach von Mai 2019-April 2020. F=Fungizid, H=Herbizid, I=Insektizid.

Wirkstoff Wirkstoffgruppe	Boscalid	Folpet	Pendimethalin	Zoxamide	Difencnazol	Lindan	Metrafenon	Fludioxonil	Metazachlor	Fluopicolide	Quinoxifen	Indoxacarb	Dimethomorph	Kupfer	Summe oh. Cu ²⁺	Anzahl mit Cu ²⁺
	F	F	H	F	F	I	F	F	H	F	F	I	F	F	µg/kg	
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg	
Monat																
Mai 19	15,6	32,3			14,2								17,3	57,6	79,4	5
Jun 19	11,5											34,7		40,9	46,2	3
Jul 19	14	3,4											58,4	20,7	75,8	4
Aug 19	22,4	135,5	16,5	11,1	1,4	25,2		7,5		4,5				50,3	224,1	9
Sep 19	8,2	36,8	14,4	1,5	5	5								34,1	70,9	7
Okt 19	6,5	92,5	19,6	12,6		4,7			5,7					29,4	141,6	7
Nov 19	7,2	69,3	13,3	8,1	4,9	5								45,9	107,8	7
Dez 19	3,7	59,3	26,1	21,9		5,8	15,9	6,7						47,1	139,4	8
Jan 20		77,9	16	1,1		7,4	15,8							48,7	118,2	6
Feb 20	4	36,3	12	9,7	3,7	5,8	22,7							40,4	94,2	8
Mrz 20	1,8	36	5,4	15,7	3,1									23,2	62	6
Apr 20	2,9	42,3	6,6	1,5	8,4						7,4			35,8	69,1	7
Anzahl Nachweise	11	11	9	9	7	7	3	2	1	1	1	1		12		

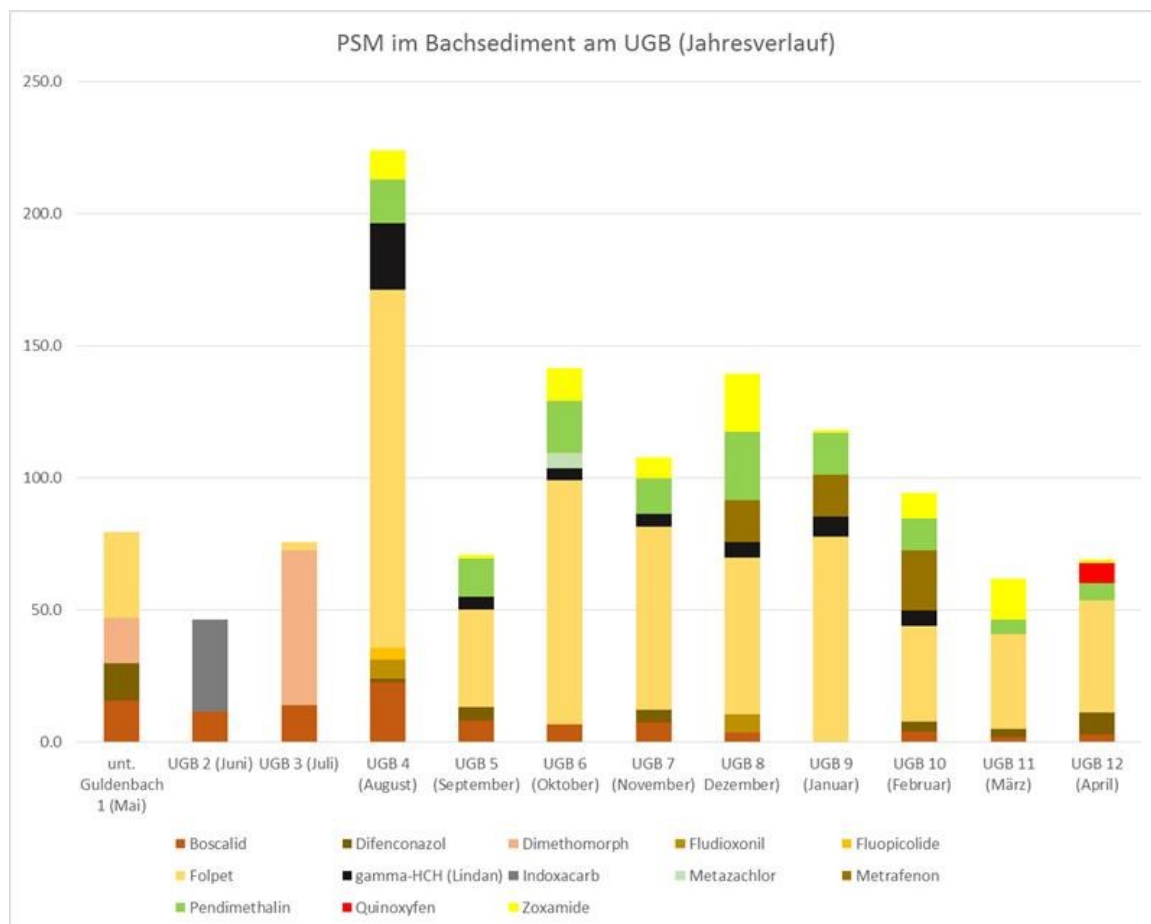


Abb. 45: Konzentrationen von PSM, die bei monatlichen Untersuchungen am Unteren Guldenbach im Sediment nachgewiesen wurden.

Auffällig waren die Konzentrationen des Wirkstoffes Folpet, der gegen Pilzbefall eingesetzt wird (Tab. 15). Zum einen ist die Häufigkeit und die Menge in der Folpet nachgewiesen wurde plausibel aufgrund der Anwendungshäufigkeit und der allgemeinen Beliebtheit dieses Wirkstoffes bei Anwendern (JKI 2020). Zum anderen aber erstaunlich, da Folpet wegen der chemisch-physikalischen Eigenschaften (PPDB 2020) sich eigentlich schnell im Sediment abbauen sollte.

Weiterhin überraschend war der Nachweis des Wirkstoffes Lindan, das seit Ende der 90er Jahre verboten ist (BVL 2010). Lindan wurde im August erstmalig im Sediment gemessen (25 µg/kg). Ab September hatte die Lindan-Konzentration deutlich abgenommen (5 µg/kg), blieb dann bis Februar 2020 auf diesem Niveau und wurde im März nicht mehr nachgewiesen (Abb. 45, Tab. 15). Denkbare Eintragspfade von Lindan könnten verlagerte belastete Gewässersedimente aus weiter oberhalb gelegenen Bereichen sein oder auch Einträge über den Basisabfluss aus dem lokalen Grundwasser. Eine weitere Möglichkeit könnten auch Einträge über die Luft nach Verdunstung aus behandelten „Althölzern“ sein (mündl. Mitteilung Twertek) Die PSM-Funde im Winter könnten entweder noch Reste aus dem Frühjahr und Sommer oder aber durch Gerätereinigung und Kläranlageneinträge im Herbst und Winter sein (mündl. Mitteilung Twertek).

Der Einsatz von Kupfer als Fungizid ist charakteristisch in Weinbauregionen. In Abb. 46 sind die im interstitiellen Sediment des Unteren Guldenbachs gemessenen Kupfergehalte im Untersuchungszeitraum von Mai 2019 bis April 2020 dargestellt.

Die gefundenen Kupferkonzentrationen liegen noch im Bereich der Hintergrundwerte für Auenböden (LGB 2008), aber eher im oberen Bereich. Somit kann von leicht erhöhten Kupferwerten gesprochen werden.

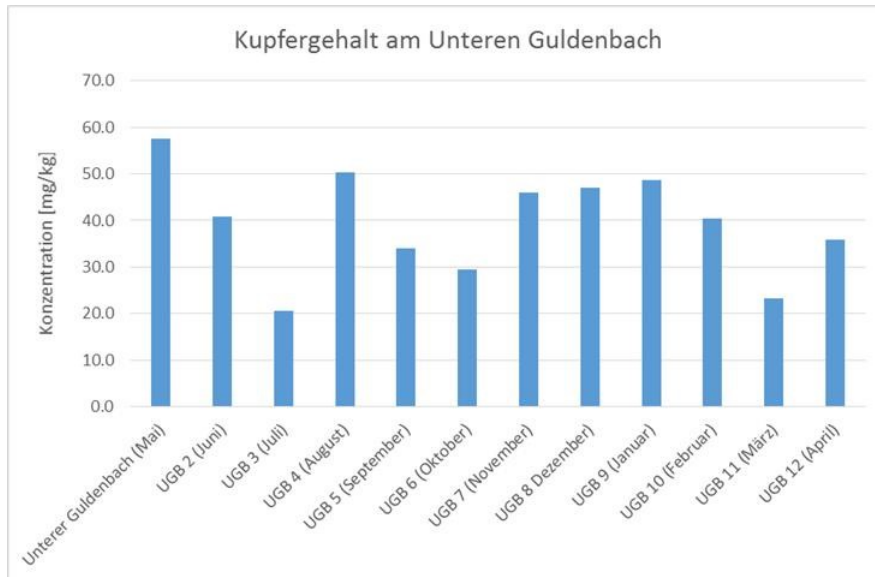


Abb. 46: Kupferkonzentrationen, die im interstitiellen Sediment am Unteren Guldenbach im Untersuchungszeitraum von Mai 2019 bis April 2020 gemessen wurden.

3.2.4 Kolmationsmessungen in Lachs- und Muschelgewässern

Die Gewässer *Wieslauter*, *Ahr*, *Nister*, *Kleine Nister* und *Guldenbach* sind **Zielgewässer zur Lachswiederansiedlung** in Rheinland-Pfalz. In der *Oberen Our* und der *Unteren Nister* sind, teilweise durch Wiederansiedlungsprojekte, noch Populationen von Großmuscheln (Bachmuschel *Unio crassus* und auch Restbestände der Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera*) zu finden. Die Eier bzw. Larven von Salmoniden sowie die Jung- und Altmuscheln sind auf ein gut durchströmtes hyporheisches Interstitial mit ausreichend großen Porenzwischenräumen und einer guten Sauerstoff- und Nahrungsverfügbarkeit angewiesen (Hastie *et al.* 2000, Ingendahl 2001, Geist & Auerswald 2007, Scheder *et al.* 2015, Schneider & Seufert 2021). Die Durchströmbarkeit der Gewässersohle von Standorten, die zu den Zielgewässern zur Lachswiederansiedlung gehören bzw. in denen aktuell noch vitale Populationen von Großmuscheln vorkommen, wurde mit den übrigen Standorten verglichen (Abb. 47 a-d, Tab. 16).

Aufgrund der geringen Stichprobenzahl und der geringen statistischen Aussagekraft wird auf eine detailliertere Auswertung verzichtet. Im Folgenden werden die Abflussreduktion bzw. die Kolmameterklassen und weitere ausgewählte abiotische Parameter (Sauerstoffsättigung, Feinsedimentanteile, Trübung, PSM-Mengen und Nitrat) für die jeweilige Gruppe gemittelt und mit den restlichen Untersuchungsgebieten verglichen (Abb. 47 a-d, Tab. 16).

Berücksichtigt wurden ausschließlich die *grobmaterialreichen Gewässertypen (Typ 5 und 9)*, da die sandgeprägte Wieslauter, geogen bedingt, sehr hohe Abflussreduktionen aufwies und nicht vergleichbar war. Die Kolmationsmessungen beziehen sich auf den jeweiligen Untersuchungszeitraum und eine Tiefe von ca. 15 cm.

Die Gewässersohle der Zielgewässer des Lachses wies im Mittel eine signifikant niedrigere **Abflussreduktion** auf als die übrigen Standorte (U-Test $n=23$, $p=0,03$). In den Flüssen (Typ 9) war der Unterschied deutlicher als in den Bächen des Typs 5 (Abb. 47 a, Tab. 16).

In den *Flüssen*, die als „Lachsgewässer“ definiert sind, wurde Kolmameterklasse 2 (AR = 18 %) gemessen, während in den übrigen Flüssen Kolmameterklasse 3 (AR = 27 %) festgestellt wurde.

In den *Bächen des Typs 5* wurde an beiden Standortkategorien Kolmameterklasse 3 gemessen, wobei die „Lachsgewässer“ aber eine etwas niedrigere Abflussreduktion (AR = 28 %) aufwiesen als die übrigen Standorte (AR = 32 %).

Insgesamt wurde eine etwas höhere **Sauerstoffsättigung** in den „Lachsgewässern“ (Typ 9 = 99 %, Typ 5 = 96 %), im Vergleich zu den übrigen Gewässern gemessen (Typ 9 und 5 = 94 %).

Die **Nitratkonzentration** beider Gewässertypen (Typ 9 und 5) waren in den „Lachsgewässern“ sowohl im Interstitial- als in der fließenden Welle (Bachwasser) etwas niedriger als an den übrigen Standorten. Auch die **Trübung** der Interstitialproben war in den Lachsgewässern (Typ 9 und 5) niedriger als in den übrigen Gewässern (Tab. 16).

Unterschiedliche Muster zeigten sich bei den Flüssen und den Bächen in den Anteilen der Feinsedimente (Korngröße < 60 µm) und in den **PSM-Konzentrationen**, die im interstitiellen Sediment gemessenen wurden: Die Flüsse, die als Lachsgewässer gelten, wiesen geringere **Feinsedimentanteile** (55 %) und niedrigere PSM-Konzentrationen (34 µg/kg) auf, im Vergleich zu den übrigen Standorten (FS: 59 %, PSM: 42 µg/kg). Bei den Bächen wurden allerdings etwas höhere FS-Anteile (58 %) und deutlich höhere PSM-Konzentrationen (47 µg/kg) in den Lachsgewässern nachgewiesen als an den übrigen Bächen (FS: 54 %, PSM: 22 µg/kg).

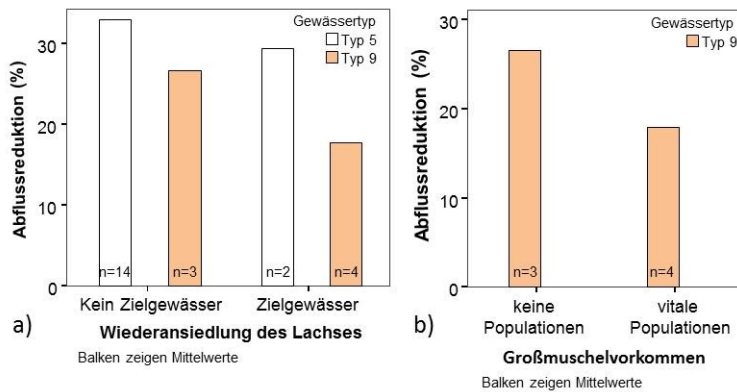


Abb. 47: Vergleich der mittleren Abflussreduktion (Kolmation) in Fließgewässern a) des Typs 5 und 9, die Zielgewässer zur Wiederansiedlung des Lachses sind mit Gewässern, die keine Zielgewässer sind und b) des Typs 9, die Populationen mit Großmuscheln (*U. crassus* und *M. margaritifera*) aufweisen.

Tab. 16: Vergleich ausgewählter abiotischer Parameter, die an Standorten des Gewässertyps 9 und 5 zwischen April und Juni 2019 gemessen wurden. Unterschieden wird zwischen Gewässern, die Zielgewässer zur Wiederansiedlung des Lachses sind oder Großmuschelpopulationen (*U. crassus*, *M. margaritifera*) aufweisen und Gewässern, die keine Zielgewässer sind.

Mittelwerte	Wiederansiedlung des Lachses		Typ 5		Großmuschelvorkommen	
	kein Zielgewässer	Zielgewässer	kein Zielgewässer	Zielgewässer	keine Population	vitale Population
Abflussreduktion (%)	26,68	17,72	32,97	29,41	26,47	17,87
Kolmameterklasse (MW Bach)	3	2	3	3	3	2
Sauerstoffsättigung (%)	93,68	99,06	93,61	96,28	102,30	92,60
Nitrat (mg/l) (Interstitial)	9,33	8,13	9,49	5,70	8,60	8,68
Nitrat (mg/l) (Bachwasser)	10,33	7,25	9,17	7,00	7,67	9,25
Trübungsanteil (%) (nach 5 min Sinkzeit)	26,11	14,83	29,18	13,84	17,07	21,61
Ton-Grobschluff (%) (< 60 µm)	59,39	54,99	54,01	58,13	63,44	58,53
Gesamt-PSM-Konzentration (µg/kg)	42,47	33,53	21,91	46,85	55,30	23,90

Die **Muschelgewässer** wiesen ebenfalls eine geringere **Abflussreduktion** (AR = 18 %, Kolmameterklasse 2) ggü. den anderen Standorten auf (AR = 26 %, Kolmameterklasse 3) (Abb. 47 b, Tab. 16). Dieser Unterschied war aber nicht signifikant (U-Test: $p > 0,05$). Die **Sauerstoffsättigung** war in beiden Standort-Kategorien hoch (> 90%) aber etwas geringer in den Muschelgewässern (Tab. 16). Die **Nitratkonzentrationen** unterschieden sich kaum. Im Bachwasser der Muschelstandorte wurden aber etwas höhere Nitratwerte als an den übrigen Standorten gemessen. Auch die **Trübung** der Interstitialproben war an den Muschelstandorten etwas höher. Allerdings wurden im Sediment der Muschelstandorte deutlich niedrigere **PSM-Gehalte** (MW: 24 µg/kg) und auch geringfügig niedrigere Anteile von **Feinsedimenten** (FS <60µm= 55%) gemessen als an den restlichen Standorten (PSM: 55 µg/kg; FS: 63%).

Die Ergebnisse zeigen eine etwas geringere Kolmation der Gewässersohle der untersuchten Salmoniden- und Muschelgewässer im Vergleich zu den anderen Standorten. Weitere Parameter wie Feinsedimente und PSM-Gehalte wiesen insgesamt auf bessere Habitatbedingungen für die beiden Tiergruppen an ihren Standorten ggü. anderen Gewässern hin, dies war aber nicht eindeutig bei allen untersuchten Parametern der Fall. Aufgrund der geringen Stichprobenzahl wurde von einer weitergehenden Betrachtung abgesehen.

3.3 Einflüsse der Landnutzung auf die Ausprägung der Kolmation (AP 4)

In diesem Kapitel wird untersucht, ob sich Zusammenhänge zwischen der an den untersuchten Standorten gemessenen Kolmation und der Landnutzung des dazugehörigen Einzugsgebiets nachweisen lassen. Zu diesem Zweck wurden erosionsrelevante Faktoren wie Landnutzung, potentielle Erosionsmenge, Niederschläge und Hangneigung (ABAG-Formel) im EZG betrachtet und mit den erhobenen abiotischen und biotischen Daten abgeglichen.

Einzugsgebiete (EZG) mit hohen Anteilen landwirtschaftlicher Nutzflächen gelten als stärker erosionsgefährdet als EZG mit hohen Waldanteilen. Tatsächlich waren die untersuchten Fließgewässer mit stärker erosionsgefährdetem EZG, häufig auch stärker kolmatiert und in einem schlechteren ökologischen Zustand. Gleichzeitig wurden in stärker erosionsgefährdeten Gewässern signifikant höhere PSM- und Nitratkonzentrationen gemessen sowie höhere Feinsedimentanteile und eine stärkere Trübung festgestellt.

Zusammenhänge zwischen der Kolmation und der Landnutzung zeigten sich erst nach Ausschluss von Standorten mit lehmigen oder kürzlich von Hochwasser dekolmatierten Gewässersohlen. Die Daten zeigen, dass die Ausprägung der Kolmation sehr standortindividuell sein kann und zusätzlich zum Gewässertyp auch methodische Aspekte wie der Untersuchungszeitpunkt und die Verteilung der Einzelmesspunkte bei der Kolmationserfassung relevant ist.

Werden die Nutzungsanteile (Wald, Acker, Grünland, Siedlung) getrennt betrachtet, zeigten sich, dass v. a. der Ackeranteil (>20%) mit einer stärkeren Kolmation zusammenhängt und, dass Gewässer mit großen Waldanteilen (> 70 %) im EZG am wenigsten kolmatiert waren. Aber auch der Anteil von Grünland (>20%) und Siedlungen (>5%) im EZG zeigten Zusammenhänge mit stärkerer Kolmation.

Basierend auf einer Hauptkomponentenanalyse (Principal component analysis, PCA), lassen sich die untersuchten Standorte in zwei Gruppen einteilen, die sich auf die **Gefährdungsstärke durch Bodenerosion** beziehen: A) *Standorte mit geringer Erosionsgefährdung*, mit hohen Waldanteilen und geringer landwirtschaftlicher Nutzung, die im Graphen rechts angeordnet sind und B) *Standorte mit deutlicher Erosionsgefährdung* aufgrund z. T. intensiver landwirtschaftlicher Nutzung, die auf der linken Hälfte des PCA-Graphen liegen.

Die Berechnung der PCA basierte auf einzugsgebietsbezogenen Parametern, die als kolmationsrelevant gelten. Dazu gehören die Landnutzungsanteile, Erosionsmenge, Niederschlagsereignisse und –mengen, die Hangneigung, sowie die daraus berechnete **Bodenerosionsgefährdung** (eingestuft in die Erosionsgefährdungsklassen E0 - E5 nach LGB, siehe Kapitel 2.5, Tab. 8). Außerdem wurden die Anzahl und Menge von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, die in den interstitiellen Sedimenten nachgewiesen wurden, in der Analyse berücksichtigt. Im PCA-Graphen (Abb. 48) integrieren die einzelnen Punkte die getesteten EZG-Eigenschaften eines Standortes. Untersuchungsstandorte mit ähnlichen EZG-Eigenschaften wie z. B. der Landnutzung liegen im Graphen nah beieinander und Standorte mit unterschiedlicher Nutzung liegen weiter auseinander. Die Symbole im Graphen kennzeichnen den LAWA-Gewässertyp, zu dem die Standorte gehören. Der Gewässertyp spielt demnach nur bei Typ 5.1. eine Rolle. Bei den Gewässertypen 5 und 9 waren v. a. die Landnutzung und Niederschläge prägend.

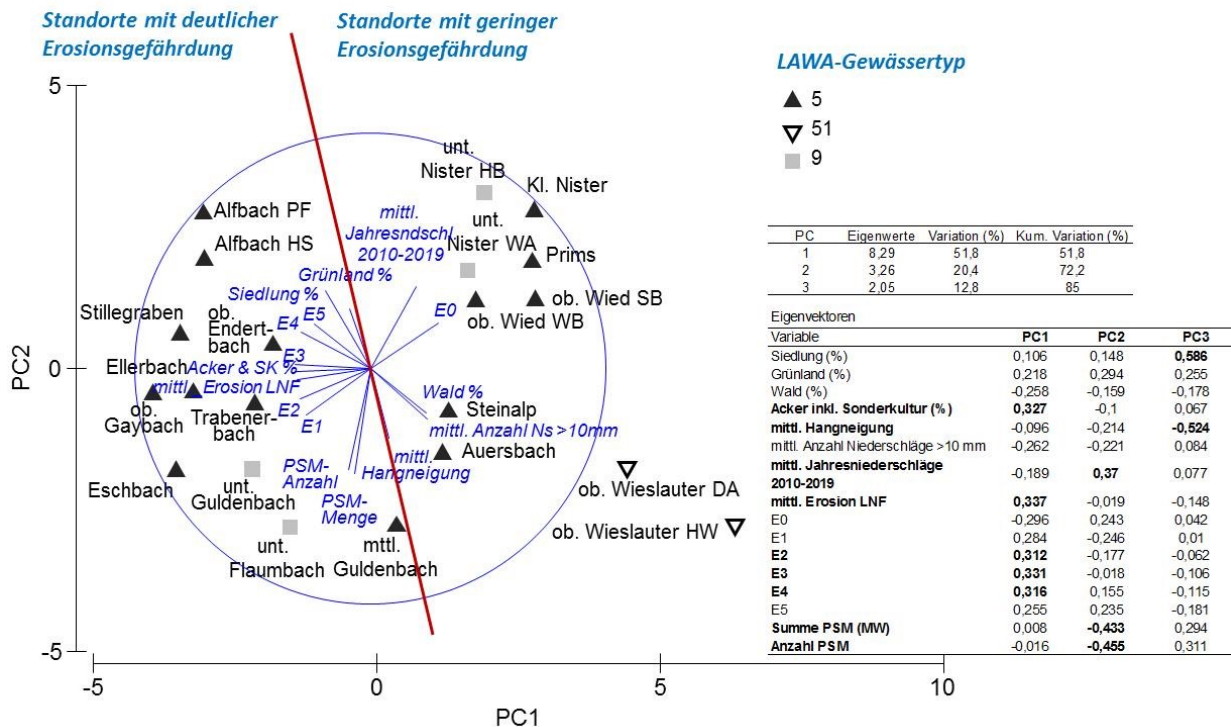


Abb. 48: Hauptkomponentenanalyse basierend auf kolmationsrelevanten Faktoren, in den EZG der 25 untersuchten Fließgewässerstandorten. PC1-3 erklären 85,1 % der Gesamtvariation, die Achse PC3 ist nicht dargestellt. E0 ohne Bodenerosionsgefährdung: E0 = keine bis sehr gering (< 0,5 t/(ha*a)), E1 = sehr gering (0,5-2,5 t/(ha*a)), E2 = gering, (2,5 < 5 t/(ha*a)), E3 = mittel (5 < 7,5 t/(ha*a)), E4 = hoch (7,5 < 15 t/(ha*a)), E5 = sehr hoch (>15 t/(ha*a)).

Die Berechnung der PCA berücksichtigt nur 21 von insgesamt 25 Standorten, da für die Standorte Michelsbach, Ahr, Our SB, Our KH kein vollständiger Datensatz vorlag. Insgesamt erklären die Achsen PC1-PC3 85 % der Gesamtvariation. Die statistische Güte der einzelnen Faktoren ist in Abbildung 48 durch die Höhe der Eigenvektoren dargestellt. Die Standorte werden besonders durch PC1 getrennt (erklärt 51,8 % Variation), wobei die Anteile von Acker inkl. Sonderkulturen und die Erosionsgefährdungsklassen E 2-4 (absolute Erosionsmenge $2,5 \leq 15 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$) als Faktoren mit dem größten Einfluss ermittelt wurden. Insgesamt waren die Korrelationen aber nur schwach ausgeprägt. Für PC2 waren die prägendsten Faktoren der Jahresniederschlag (MW 2010-2019), die Hangneigung und die Menge und Konzentration von PSM.

Die Aufteilung in „Standorte mit geringer Erosionsgefährdung“ und „Standorte mit deutlicher Erosionsgefährdung“ spiegelte sich auch in mehreren Parametern wider von denen hier nur einige graphisch dargestellt werden (Abb. 49 a-e). Deutlich positive Zusammenhänge mit der Erosionsgefährdung zeigten die **mittleren, jährlichen Erosionsmenge** (Abb. 49 a). Diese war bei „Standorten mit geringer Erosionsgefährdung“ deutlich niedriger (Median < 1 t/ha*a) als an „Standorten mit deutlicher Gefährdung“ (Median > 2 t/ha*a). Proben aus Standorten mit „geringer Erosionsgefährdung“ zeichneten sich außerdem durch eine deutlich niedrigere **Trübung**, geringere **Schluff- und Sandanteile** und niedrigere **PSM- und Nitratkonzentrationen** aus (Abb 49 b-e).

Diese Einteilung lieferte zunächst aber keine Unterschiede in der **Abflussreduktion (Kolmation)**, im **ökologischen Zustand** und in der **Allgemeinen Degradation**. Auch in der **interstitiellen Besiedlung** wurden kaum Unterschiede zwischen diesen beiden Kategorien festgestellt solange alle 21 Standorte berücksichtigt wurden (nicht dargestellt).

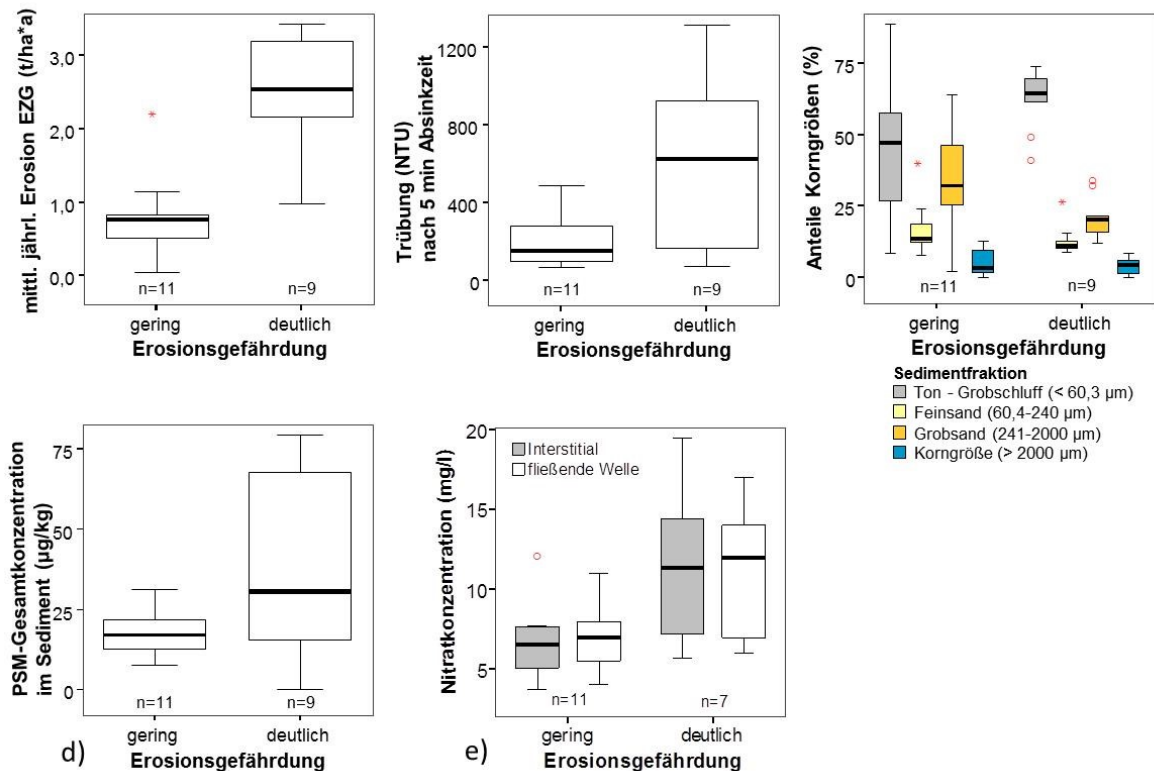


Abb. 49 a-e: Vergleich von Standorten mit geringer und deutlicher Erosionsgefährdung hinsichtlich a) der mittleren jährlichen Erosionsmengen, b) der Trübung, c) den Häufigkeitsanteilen verschiedener Korngrößen, d) Pflanzenschutzmittel-Gesamtkonzentration, e) Nitratkonzentrationen im Interstitium und der fließenden Welle

Die Unterschiede zwischen Standorten mit geringer und mit deutlicher Erosionsgefährdung waren bei den meisten der dargestellten Parameter signifikant (siehe U-Test

Tab. 17). Nicht signifikant waren die Unterschiede in der Trübung, Feinsand, den Korngrößenanteilen > 1 mm und in der Gesamtkonzentration der Pflanzenschutzmittel.

Tab. 17: Test auf Signifikanz (U-Test) ausgewählter abiotischer Parameter hinsichtlich der gefundenen Unterschiede zwischen Standorten mit geringer Erosionsgefährdung und mit deutlicher Erosionsgefährdung. * Signifikante Unterschiede $p < 0,05$

Statistik für Test(b)	mittl. Jährl. Erosion im EZG (t/ha*a)	Trübung nach 5 min Absinkzeit (NTU)	Ton bis Grobschluff (%)	Feinsand (%)	Mittel- bis Grobsand (%)	Korngröße > 2000 µm (%)	PSM-Gesamtkonzentration (µg/kg)	Nitratkonzentration (Interstitium) (mg/l)	Nitratkonzentration (Bachwasser) (mg/l)
n=21									
Mann-Whitney-U	4	27	19	30	23	45,5	35	14	17
Wilcoxon-W	70	93	85	75	68	90,5	101	80	83
Z	-3,457	-1,709	-2,317	-1,481	-2,013	-0,304	-1,102	-2,222	-1,963
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,001*	0,087	0,02*	0,138	0,044*	0,761	0,271	0,026*	0,05*
Exakte Signifikanz [2*(1-seitig Sig.)]	,000(a)	,095(a)	,020(a)	,152(a)	,046(a)	,766(a)	,295(a)	,027(a)	,056(a)

(a) Nicht für Bindungen korrigiert

Die Einteilung in „Standorte mit geringer Erosionsgefährdung“ und „Standorte mit deutlicher Erosionsgefährdung“ spiegelte sich demnach in vielen Parametern wider, nicht aber in der Kolmation und den Bewertungskriterien nach EG-WRRL. Ursachen für die fehlenden Korrelationen mit der Kolmation sind, neben der Landnutzung und der Erosionsgefährdung, auch die Individualität der Gewässer und ihrer EZG, die multifaktoriell geprägt sind (z. B. durch Gewässertyp, Sohlbeschaffenheit, Geologie, Morphologie, Abflussverhalten, historische Prozesse) (siehe

Tab. 17).

Insgesamt zeigen die multifaktoriellen Einflüsse die Schwierigkeit, die Kolmation an vielen unterschiedlichen Gewässern mit vielfältigen EZG-Einflüssen zu bewerten. Insbesondere durch die geringe Stichprobenzahl fallen einzelne Gewässer stark ins Gewicht. Um Standorte mit etwas einheitlicheren Voraussetzungen zu untersuchen, wurden in einem weiteren Schritt nur *grobmaterialreiche Bäche des Gewässertyps 5* anhand ihrer Erosionsgefährdung verglichen. Der Ausschluss von den Analysen von 3 weiteren Standorten (*Ob. Endertbach, Ob. Wied WB, Ob. Gaybach*) wird folgendermaßen begründet:

In Kapitel 3.2.2 wurden bereits **Gewässerabschnitte mit Lehmsohle** beschrieben, wie der *Ob. Endertbach* und die *Ob. Wied WB*, die eine Sonderstellung bei der Kolmationsbewertung einnehmen. Bei diesen Gewässern sind die Auenlehme in historischen Prozessen entstanden und ihr stark kolmatiertes Interstitial (Kolmameterklasse 3-4) entspricht nicht den Charakteristika des grobmaterialreichen Gewässertyps 5. Der gute ökologische Zustand (Klasse 2) der an beiden Standorten gemäß EG-WRRL festgestellt wurde, resultiert vermutlich aus einer Kiesauflage von wenigen Zentimetern Stärke, auf der Lehmschicht. Diese Kiesauflage bildet ein geeignetes Habitat für eine gute MZB-Besiedlung. Das Interstitial beider Bäche war jedoch aufgrund der Lehmlagerungen weniger gut besiedelt. Der *Ob. Gaybach* wurde ebenfalls vom Vergleich ausgeschlossen, da er sich von den anderen stark landwirtschaftlich genutzten Standorten unterschied. Hier wird angenommen, dass die Messungen nicht repräsentativ waren, da vorher starke Hochwasserereignisse stattgefunden hatten aufgrund dessen die Sohle zum Messzeitpunkt nur schwach kolmatiert war (Kolmameterklasse 2). Für eine Einschätzung wären wiederholte Kolmationsmessungen notwendig gewesen, was auch auf das generelle Problem des geeigneten Zeitpunkts der Kolmationserfassung hinweist (siehe Tab. 18).

Tab. 18: Standorte des Gewässertyps 5, die vom Vergleich „gering und deutlich erosionsgefährdeter Standorte“ ausgeschlossen wurden.

ausgeschlossene Standorte	Begründung	Abflussreduktion (%)	Kolmameterklasse	Ökol. Zustand	Erosionsgefährdung
ob. Endertbach	Lehmsohle mit Kiesauflage	31,12	3	2	deutlich
ob. Wied WB	Lehmsohle mit Kiesauflage	48,01	4	2	gering
ob. Gaybach	dekolmatiert (Hochwasser)	16,39	2	2	deutlich

Der Vergleich der untersuchten Gewässerabschnitte des *Typs 5* zeigt eine tendenziell niedrigere **Abflussreduktion** an „Standorten mit geringer Erosionsgefährdung“ als an „Standorten mit deutlicher Erosionsgefährdung“ (Abb. 50 a). Der Unterschied in der Abflussreduktion war aber nicht signifikant und auch die Kolmameterklasse unterschied sich nicht (U-Test $n=12$ $p>0,05$).

Die WRRL-Bewertung ergab eine deutlich niedrigere Degradation, ausgedrückt in höheren Werten der **Allgemeinen Degradation**, an Standorten mit geringer Gefährdung (Abb. 50 b). Die **Saprobie** und der **ökologische Gesamtzustand** unterschieden sich aber kaum (nicht dargestellt). Mit der **Strukturgröße** wurden keine sinnvollen Zusammenhänge gefunden. An „weniger gefährdeten Standorten“ war die

Strukturwerte schlechter als an „*deutlich gefährdeten Standorten*“. Insgesamt waren die Unterschiede der WRRL-Kriterien und der Strukturwerte nicht signifikant (U-Test: $n=12$ $p > 0,05$).

Die **faunistische Besiedlung** beider Standortkategorien unterschied sich sowohl im Benthal als auch im Interstitial. Im Interstitial von „*Standorten mit geringer Erosionsgefährdung*“ wurden etwas höhere Individuenanteile von **Lückensystembesiedlern** (Crustacea, EPT-Taxa) gefunden, während an „*Standorten mit deutlicher Erosionsgefährdung*“ die Anteile von **Feinsedimentbesiedlern** (Oligochaeta, Nematoda) etwas höher waren (Abb. 50 c). Deutlich war der Unterschied der **Diversität** und der Individuenanteile der **EPT-Taxa**, die sowohl im Interstitial als auch im Benthal, deutlich höher an „*Standorten mit geringer Erosionsgefährdung*“ waren (Abb. 50 d und e). Insgesamt waren die faunistischen Unterschiede nicht signifikant (U-Test: $n=12$ $p > 0,05$). Die Unterschiede in der faunistischen Zusammensetzung, könnten ein Hinweis darauf sein, dass sich an „*Standorten mit deutlicher Erosionsgefährdung*“ neben einer höheren Kolmation auch andere Parameter (z. B. sedimentgebundene Schadstoffe) nachteilig auf die Tiergemeinschaften auswirken.

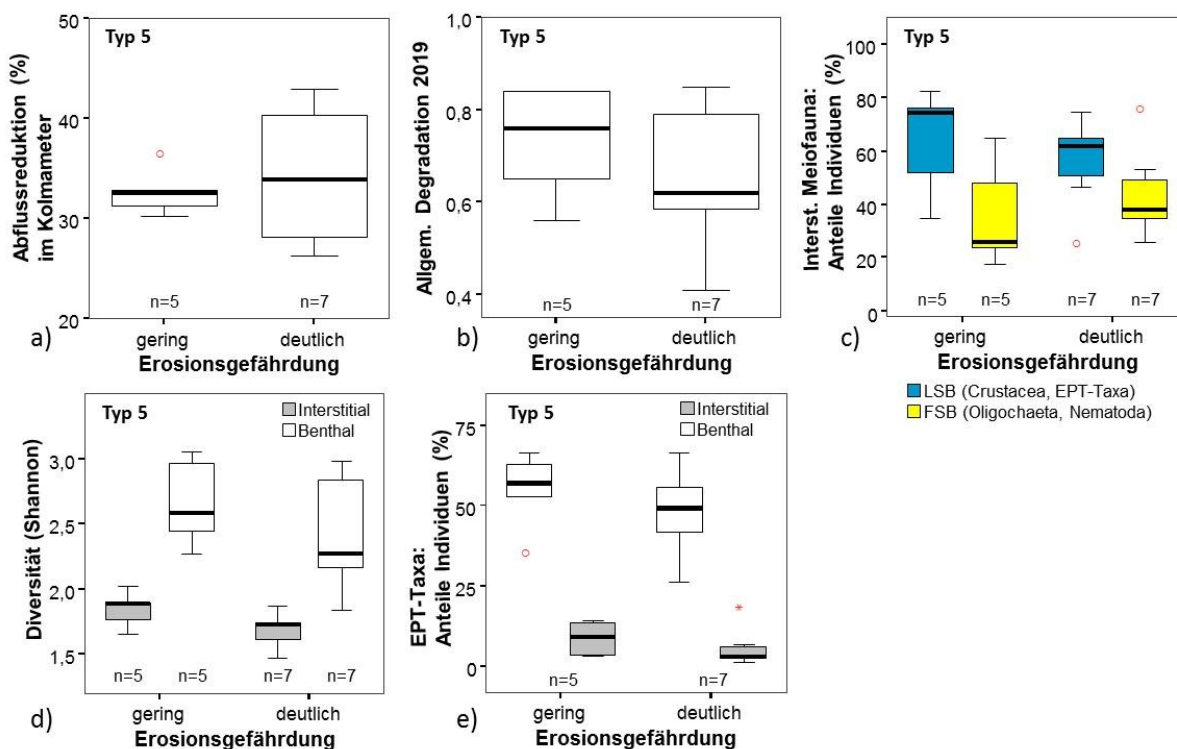


Abb. 50: Vergleich von untersuchten Fließgewässerstrecken des Typs 5, eingeteilt in „*Standorte mit geringer Erosionsgefährdung*“ und „*Standorte mit deutlicher Erosionsgefährdung*“. a) Abflussreduktion im Kolmameter (%), b) Allgemeine Degradation, c) interstitielle Meiofauna: Anteile Lückensystembesiedler (Crustacea, EPT-Taxa) und Feinsedimentbesiedler (Oligochaeta, Nematoda), d) Diversität und e) Anteile EPT-Taxa. EPT-Taxa=Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera

Bedeutung der Landnutzung im Zusammenhang mit der Kolmation in grobmaterialreichen Fließgewässern (LAWA- Typ 5 und 9)

In diesem Kapitel werden die Zusammenhänge zwischen der Landnutzung und der Kolmation noch einmal hinsichtlich der Flächenanteile unterschiedlicher Landnutzung, getrennt nach „Schwellenwerten“ untersucht. Die Fließgewässertypen Typ 5 und Typ 9 werden dabei separat betrachtet.

Die Ergebnisse der Kolmametermessungen zeigten bei den grobmaterialreichen Bächen (Typ 5) Zusammenhänge mit der Landnutzung. In Bächen mit >70% **Waldanteil** im Einzugsgebiet wurde eine geringere Abflussreduktion gemessen als in Bächen mit weniger Waldflächen in ihrem EZG (Abb. 51 a).

Umgekehrt waren Bäche, deren EZG insgesamt stärker **landwirtschaftlich genutzt** wird, tendenziell auch stärker kolmatiert (Abb. 51 b). Diese Zusammenhänge wurden deutlicher, wenn die Nutzungsanteile für Grünland und Acker getrennt betrachtet wurden. An Bächen mit > 20% **Grünlandnutzung** war die gemessene Abflussreduktion, d. h. die Kolmation, stärker als an Standorten mit weniger Grünlandanteilen (Abb. 51d). Auch an Bächen mit > 20% **Ackerflächen** waren die Bäche stärker kolmatiert (Abb. 51 c) als im Vergleich zu Bächen mit weniger Ackerflächen im EZG, wengleich der Effekt weniger deutlich als beim Grünland war. Ebenfalls wurde in Bächen des Typs 5, die größere **Siedlungsanteile** im EZG aufwiesen, eine stärkere Kolmation gemessen. Diese Unterschiede waren signifikant (Spearman-Rho: n=16; p=0,041 R=0,515).

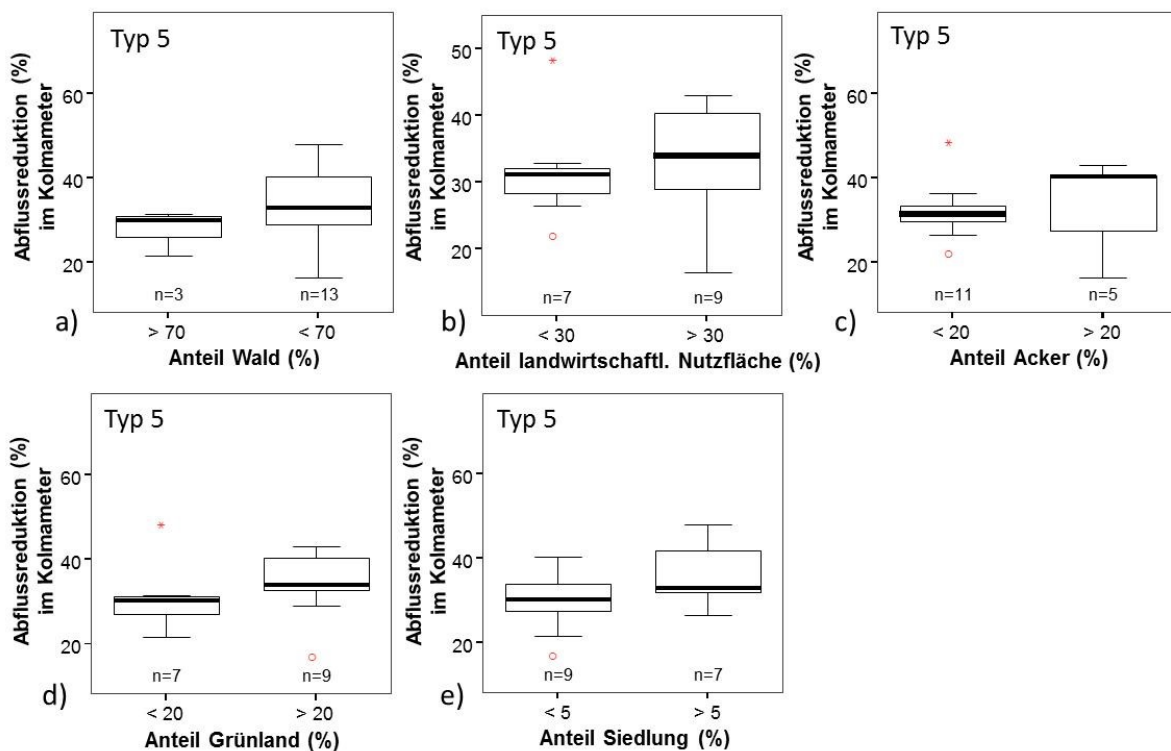


Abb. 51: Flächenanteile unterschiedlicher Landnutzung im EZG, im Zusammenhang mit der Abflussreduktion (Kolmation). Berücksichtigt wurden ausschließlich Bäche des Gewässertyps 5. Der Anteil landwirtschaftl. Nutzfläche ist die Summe der Acker-, Grünland- und Sonderkulturfleichen.

Die Flüsse (Typ 9) wurden aufgrund der geringen Stichprobenanzahl als Balkendiagramm dargestellt. Da nur der *Untere Flaumbach* eine höhere Abflussreduktion aufwies (ca. 40 %, noch Kolmameterklasse 3), sind die Beobachtungen schwer interpretierbar. Auffällig war, dass beim *Unteren Flaumbach* der Flächenanteil von Acker (29,33%) deutlich höher als bei den anderen Flüssen ist (Abb. 52) (Siedlung 5% und SK < 1%). Wie in Kapitel 3.2 bereits diskutiert, ist der *Unt. Flaumbach* aber außerdem durch Gestein mit hohen Ton-, Silt- und Sandanteilen und an einer Uferseite durch einen steilen Hang geprägt, der kleine Erosionsrinnen aufwies. Insgesamt waren am *Unt. Flaumbach* die Anteile landwirtschaftlicher Nutzflächen mit rd. 40 % im EZG vergleichbar mit den beiden Standorten der Unteren Nister. Allerdings war die *Untere Nister WA* aufgrund der Renaturierung hinsichtlich der Komation nicht vergleichbar und der Standort bei *Heimborn* hatte deutlich geringere Ackeranteile (6 %) und größere Grünlandanteile (40%). Der *Untere Guldenbach* war für einen Vergleich der Abflussreduktion ebenso ungeeignet, da es sich ebenfalls um einen renaturierten Standort handelte. Außerdem ist das EZG des *Unteren Guldenbachs* durch deutlich höhere Waldanteile (58%), weniger Acker- (12 %) und ähnliche Grünlandanteile (15%) geprägt, Sonderkulturen spielten bei diesem Vergleich keine Rolle. Hinsichtlich der Siedlungsanteile verhielt es sich bei den *Flüssen des Typs 9* anders als bei den Bächen. Flüsse mit einem größeren Siedlungsanteil im EZG waren weniger stark kolmatiert. Die Unterschiede waren allesamt nicht signifikant (U-Test: $n=16$, $p>0,05$). Für die Our und die Ahr als Grenzgewässer waren keine LNF-Anteile verfügbar.

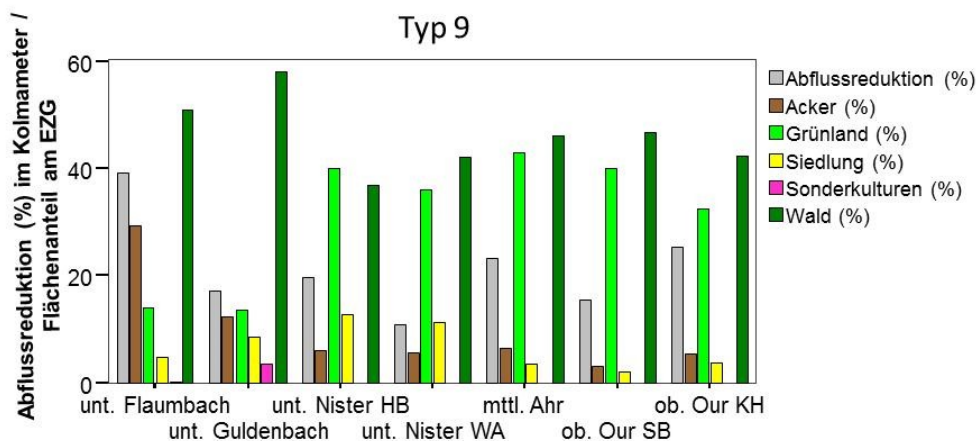


Abb. 52: Typ 9 Anteile der Landnutzung im EZG der untersuchten Flüsse des LAWA-Typ 9. Bei den Standorten Unt. Guldenbach und Unt. Nister WA handelte es sich um renaturierte Gewässerstrecken.

Nitrat

Einen deutlichen Zusammenhang mit der Landnutzung im EZG ließen die **Nitratkonzentrationen** erkennen. In Gewässern mit stark landwirtschaftlich genutzten Flächen im EZG fand sich deutlich mehr **Nitrat** (Tab. 19). Insgesamt waren diese Korrelationen im Interstitialwasser ($r = 0,635$, $p = 0,001$) ausgeprägter als in der fließenden Welle ($r = 0,454$, $p = 0,029$, Tab. 19). Im Interstitialwasser wurden insbesondere an Standorten mit höherer ackerbaulicher oder Grünlandnutzung signifikant höhere Nitratmengen gemessen, während die Anteile von Siedlungs- und Sonderkulturflächen keinen Einfluss zeigten (Tab. 19). Umgekehrt waren die Nitratmengen negativ mit den Anteilen von Wald korreliert. Diese negative Korrelation war aber nur im Interstitialwasser signifikant ($r = -0,612$, $p = 0,002$) (Tab. 19). Zwischen der Abflussreduktion und den Nitratkonzentrationen wurden aber keine Korrelationen gefunden.

Tab. 19: Spearman-Rho Korrelationen zwischen der Nitratkonzentration und Flächenanteilen verschiedener Landnutzungen. Alle Standorte. LNF: landwirtschaftliche Nutzfläche, SK: Sonderkulturen, (*signifikante Korrelation, ** hoch signifikante Korrelation)

Spearman-Rho: n=23 bis n=25	Wald (%)	LNF (%)	Acker (%)	Grünland (%)	SK (%)	Siedlung (%)	mittl. Erosion LNF (t/ha)
Nitrat Interstitialwasser (mg/l)	-,612(**)	,635(**)	,426(*)	,470(*)	0,018	0,189	,572(*)
	0,002	0,001	0,043	0,024	0,933	0,388	0,01
Nitrat fließende Welle (mg/l)	-0,363	,454(*)	0,193	0,229	-0,051	-0,074	0,341
	0,089	0,029	0,378	0,294	0,818	0,738	0,153
PSM (µg/kg)	-0,078	0,05	0,251	-0,179	0,267	0,168	0,006
	0,712	0,812	0,226	0,391	0,196	0,421	0,978
PSMAanzahl	-0,012	0,014	0,292	-0,232	0,327	0,127	0,065
	0,956	0,948	0,156	0,265	0,11	0,545	0,779

Pflanzenschutzmittel

Von insgesamt 24 plus Kupfer (Cu²⁺) ausgewählten Pflanzenschutzmitteln (PSM) (vgl. Kap. 2.4.1) wurden im Untersuchungszeitraum April 2019-April 2020 insgesamt 15 unterschiedliche PSM und Kupfer (auf letzteres hin wurde nur in den 5 EZG mit Sonderkulturnutzung analysiert) im interstitiellen Sediment der 25 Standorte nachgewiesen. Die ursprüngliche Aufteilung nach 3 Teilproben (Variante A, B, C) je Standort wurde nicht beibehalten, da an den meisten Standorten zu wenig Sediment für die Analyse vorhanden war. Aus diesem Grunde wurde an jedem Standort aus den Varianten A-C der Mittelwert pro PSM-Wirkstoff und die Gesamtkonzentration pro Standort berechnet.

Die Kupferkonzentrationen wurden nur an Standorten untersucht, in denen Sonderkulturen angebaut werden (*Unt. Guldenbach, Mittl. Guldenbach, Unt. Flaumbach, Trabenerbach, Ob. Endertbach*). Erwartungsgemäß wurden in allen genannten Gewässern auch Kupferkonzentrationen im Sediment nachgewiesen. Dabei wurden am Guldenbach die höchsten Kupferkonzentrationen gemessen (Tab. 20).

Wie bereits in Kapitel 3.2.3 hingewiesen, konnte kein nachweislich negativer Effekt der PSM-Wirkstoffe auf die interstitiellen und benthalen Tiergemeinschaften festgestellt werden.

Die untersuchten Gruppen gehören zu den Fungiziden, den Insektiziden und den Herbiziden (Abb. 53). Mit Ausnahme des Alfbachs PF, wurden an allen untersuchten Gewässerabschnitten PSM- oder Kupferkonzentrationen im interstitiellen Sediment nachgewiesen. Abhängig vom Standort wurden 1 bis zu 9 Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (vgl. Abb. 53) gefunden. Die größte Anzahl wurde in Gewässern mit Sonderkulturen im EZG gefunden. Im Frühjahr 2019 waren es am Unteren Flaumbach und Mittleren Guldenbach 4 PSM-Wirkstoffe, am Unteren Guldenbach und Oberern Gaybach 5 PSM-Wirkstoffe (Abb. 53). Im Zeitraum von Mai 2019 und April 2020 wurden bei einer monatlichen Messung am Unteren Guldenbach insgesamt 9 unterschiedliche Wirkstoffe nachgewiesen (siehe Kapitel 3.2.3). Die größten Mengen wurden am Mittleren und Unteren Guldenbach, Unterer Flaumbach, Eschbach und Oberer Gaybach gefunden. Die geringsten Mengen an den Standorten Alfbach PF und HS, Auersbach, Prims, Oberer Endertbach, Michelsbach Untere Nister HB und Kleine Nister.

Die häufigsten gefundenen PSM waren das Insektizid Indoxacarb, das an 15 Standorten gefunden wurde und das Fungizid Boscalid, das an 11 Standorten im Sediment nachgewiesen wurde. Auch das Fungizid Dimetamorph und das Herbizid Metazachlor wurden häufig nachgewiesen. Die Gruppe der Fungizide war besonders divers (Tab. 20).

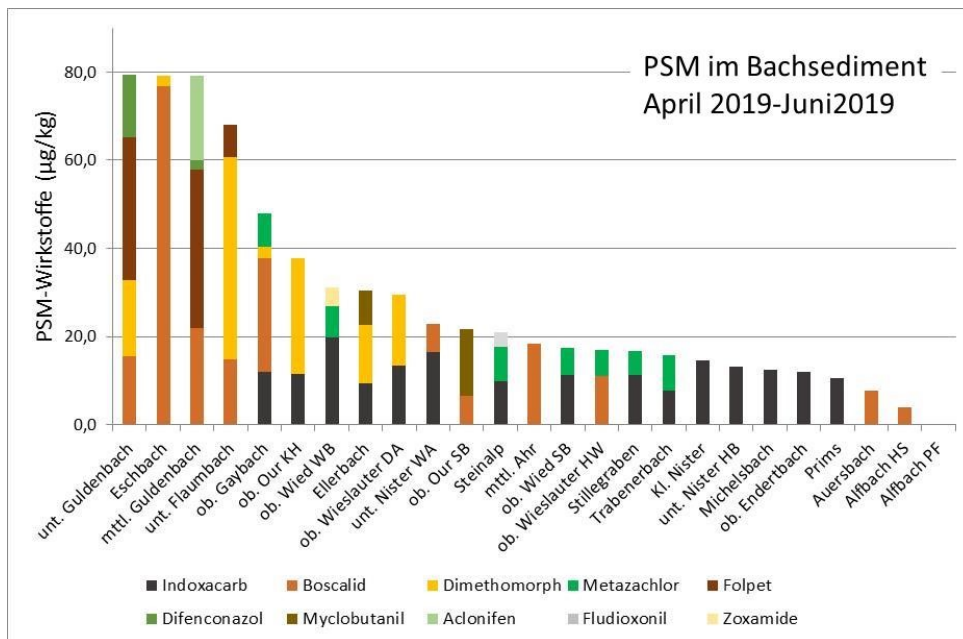


Abb. 53: Pflanzenschutzmittelwirkstoffe, die in den Sedimenten der untersuchten Fließgewässer nachgewiesen wurden (absteigend sortiert nach Gesamtkonzentration). Fungizide: gelbe und braune Farbtöne, Insektizide: dunkelgrau, Herbizide: grüne Farbtöne

Tab. 20: Menge und Anzahl im interstitiellen Sediment nachgewiesener PSM-Wirkstoffe an 25 Fließgewässerstandorten, im Zeitraum von April 2019-Juni 2020. I=Insektizide, F=Fungizide, H=Herbizide. Kupfer (Cu²⁺) wurde nur an 5 Standorten untersucht, in deren EZG Weinbau stattfindet.

Wirkstoffgruppe	Indoxacarb	Boscalid	Dimethomorph	Metazachlor	Folpet	Difencanazol	Myclobutanil	Aclonifen	Fludioxonil	Zoxamide	Kupfer [mg/kg]	Gesamtmenge (oh. Cu)	Gesamtanzahl (mit Cu)
	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	mg/kg	µg/kg	(mit Cu)
Standort													
unt. Guldenbach		15,6	17,3		32,3	14,2					57,6	79,4	5
Eschbach		76,8	2,4									79,2	2
mittl. Guldenbach		22,0			35,9	2,0		19,2			69,7	79,1	5
unt. Flaumbach		14,8	46,0		7,3						27,3	68,1	4
ob. Gaybach	11,9	25,8	2,7	7,5								47,9	4
ob. Our KH	11,5		26,2									37,7	2
ob. Wied WB	19,9			7,1						4,2		31,2	3
Ellerbach	9,3		13,4				8					30,5	3
ob. Wieslauter DA	13,4		16,0									29,4	2
unt. Nister WA	16,6	6,4										23,0	2
ob. Our SB		7					15,0					21,6	2
Steinalp	10,0			7,6					3,3			20,9	3
mittl. Ahr		18,4										18,4	1
ob. Wied SB	11,4			6,0								17,4	2
ob. Wieslauter HW		11,0		5,9								16,9	2
Stillegraben	11,2			5,6							11,9	16,8	3
Trabenerbach	7,7			8,1								15,8	2
Kl. Nister	14,6											14,6	1
unt. Nister HB	13,3											13,3	1
Michelsbach	12,5											12,5	1
ob. Endertbach	12,1										12,7	12,1	2
Prims	10,7											10,7	1
Auersbach		7,7										7,7	1
Alfbach HS		4,0										4,0	1
Alfbach PF												0,0	0
Anzahl Nachweise	15	11	7	7	3	2	2	1	1	1	5		

Die **PSM-Mengen konnten klar den Ackerflächen im EZG zugeordnet werden** (Abb. 54). Die Boxplots zeigten insgesamt, dass an Gewässerstrecken im EZG mit mehr Wald- und Grünlandflächen weniger PSM eingetragen und im Interstitial abgelagert werden. Bei den Siedlungsanteilen war kein Unterschied zu sehen (Abb. 54). Die Unterschiede der verschiedenen Nutzungsanteile, die in den Boxplots der Abbildung 54 dargestellt sind, waren nicht signifikant (U-Test: $n = 25$ $p > 0,05$).

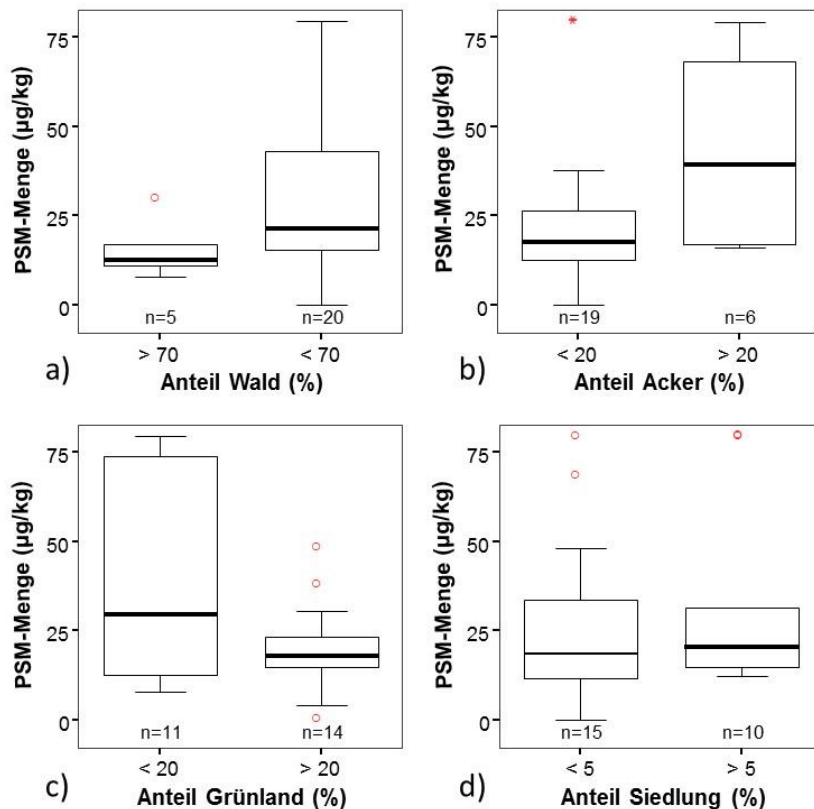


Abb. 54: Anzahl der nachgewiesenen Pflanzenschutzmittel (PSM) im Sediment des Interstitials im Vergleich zu den Anteilen unterschiedlicher Flächennutzung. a) Anteil landwirtschaftl. Nutzfläche, b) Anteil Acker, c) Anteil Grünland, d) Anteil Siedlung, e) Anteil Wald.

PSM-Wirkstoffe können über unterschiedliche Eintragspfade in Oberflächengewässer gelangen. Der größte Anteil gelangt in gelöster Form über den Oberflächenabfluss (Runoff + interflow) und Drainagesysteme ins Gewässer. Bei Substanzen mit starken Bindungseigenschaften, entsprechenden Niederschlagsmengen und Hangneigungen kann der Eintrag auch partikelgebunden über Erosion erfolgen. Weitere weniger bedeutende Eintragspfade für PSM in Oberflächengewässer sind die Versickerung und Einträge über die Luft (in Dampfform oder partikelgebunden) (Nowell *et al.* 1999). Die Funde der PSM-Wirkstoffe im Sediment können somit nur als indirektes Indiz für Erosionsprozesse aus der Anwendungsfläche heraus gedeutet werden, da nicht unterschieden werden kann, ob die Wirkstoffe bereits partikelgebunden ins Gewässer gelangten oder ob der Bindungsprozess an die Bodenpartikel erst im Gewässer stattgefunden hat. Jedoch sind die PSM-Funde, wie die zuvor beschriebenen Ergebnisse zeigen, ein direktes Indiz für die ackerbauliche Nutzung.

Da für die EZG keine detaillierten Applikationsdaten zu den untersuchten PSM vorliegen, konnte ein Plausibilitätscheck der Funde nur über die Landnutzung im EZG erfolgen, d.h. es konnte überprüft werden, ob im EZG die Landnutzungsform vorkommt, in der das Mittel auch angewendet werden darf.

Dies war auch überwiegend der Fall. Am Standort Wieslauter HW, oberhalb dessen sich nur Wald- und kleine Wiesenflächen befinden, konnten sich die Funde nicht über die Landnutzung begründen. Hier muss somit ein Eintrag der gefundenen Substanzen Boscalid und Metazachlor nach einem Ferntransport über die Luft erfolgt sein (partikelgebunden oder in Dampfform). Auch am Standort Michelsbach muss dies für den gefundenen Wirkstoff Indoxacarb der Fall gewesen sein, denn auch hier gibt es keine Ackerflächen direkt im Einzugsgebiet.

Insgesamt liegen die gefundenen Konzentrationen im niedrigen ppb Bereich ($\mu\text{g}/\text{kg}$) und sind somit als gering einzustufen. Eine tatsächliche Bewertung der Toxizität der Funde kann nur erfolgen, wenn für ein PSM eine No-effect-Konzentration (NOEC) für sedimentbewohnende Organismen vorliegt. Für 9 der analysierten PSM ist dies der Fall. Für folgende Substanzen konnte eine chronische Effekt-Schwelle (28 days NOEC im Sediment für *Chironomus riparius*) recherchiert werden: Aclonifen, Difenconazol, Diflufenican, Fenpropidin, Fludioxonil, Metazachlor, Penconazol, Quinoxifen und Thiachlopid. Tab. 20 zeigt die Übersicht der PSM-Wirkstoffe für die eine chronische NOEC vorliegt (Quelle: Pesticide Properties Database, 2020). Aus der Tabelle 21 ist auch zu ersehen, dass die maximal gefundenen Konzentrationen der Stoffe mit einer NOEC deutlich unter den jeweiligen NOEC liegen (Faktor 74 bis Faktor 5333). Die Funde der Stoffe mit vorliegender NOEC führen somit hinsichtlich der chronischen Toxizität in Bezug auf sedimentbewohnende Organismen zu keinem Effekt.

Tab. 21: Aus der PPDB recherchierte NOEC-Sediment für *Chironomus riparius*. Quelle: Pesticide Properties Database, 2020

PSM-Wirkstoff	NOEC Sediment (<i>Chironomus riparius</i>) [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Max gemessene Konzentration [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Faktor (Unterschreitung)
Adonifen	32000	19.2	1667
Difenconazol	10000	14.2	704
Diflufenican	2000	0	-
Fenpropidin	40000	0	-
Fludioxonil	40000	7.5	5333
Metazachlor	7930	10	793
Penconazol	25200	0	-
Quinoxifen	548	7.4	74
Thiachlopid	1	0	-

3.4 GIS-basierte Simulation von erosionsmindernden Maßnahmen in ausgewählten Einzugsgebieten

In diesem Kapitel wurden die Einzugsgebiete (EZG) von 5 Fließgewässerstandorten, der insgesamt 25 untersuchten und sehr heterogenen Standorte, genauer betrachtet.

Die wasserbedingte Bodenerosion auf landwirtschaftlichen Nutzflächen führt an anderer Stelle zur Ablagerung des abgetragenen Bodenmaterials. So gelangen letztlich auch Bodenpartikel in Oberflächengewässer, in denen sie sich als Sediment absetzen. Insbesondere Feinmaterial verschleißt bei diesem Prozess nach und nach das Lückensystem der Gewässersohle, was somit zu einem zunehmenden Kolmationsgrad führt. Um anthropogen verstärkte Kolmationsprozesse in einem Fließgewässer zu vermindern, ist es folglich sinnvoll, erosionsmindernde Maßnahmen im Einzugsgebiet des Gewässers umzusetzen. Zur Einschätzung der Effizienz solcher Maßnahmen vor einer tatsächlichen praktischen Umsetzung wurden ausgewählte Maßnahmen im Rahmen dieses Projektes GIS-basiert simuliert.

Es zeigte sich am Beispiel von 5 ausgewählten Einzugsgebieten, dass der größte erosionsmindernde Effekt durch eine Änderung der Fruchtfolge im Ackerbau hin zu mehr Getreideanbau und Zeilenbegrünung im Weinbau zu erreichen ist. Insbesondere in den beiden EZG mit einem hohen Anteil an Maisanbau (Alfbach PF und Eschbach) zeigte sich eine deutliche Reduzierung der Erosionsmenge durch den vermehrten Anbau von Getreide anstelle von Mais. In den 5 ausgewählten EZG wird lediglich im EZG des Unteren Guldenbachs eine bedeutende Fläche mit Weinanbau kultiviert und somit kann die Maßnahme „Zeilenbegrünung“ nur in diesem EZG zur Erosionsminderung angewandt werden. Im Vergleich zu einer Änderung der Kulturart war in den untersuchten EZG der Einfluss durch die Anlage von grasbewachsenen Pufferstreifen auf Ackerflächen in Gewässernähe allgemein relativ gering. Dies liegt vor allem daran, dass solche Pufferstreifen einen nur kleinen Flächenanteil der LNF einnehmen würden. Nichtsdestotrotz haben Pufferstreifen hinsichtlich der Biodiversität eine bedeutende Relevanz.

Anhand zweier Teileinzugsgebiete des Standortes Unterer Guldenbach wurde gezeigt, dass die Anlage von Agroforstsystemen eine deutlich mindernde Wirkung auf erosionswirksame Abflussbahnen haben könnte.

Im Rahmen von AP5 wurden unterschiedliche Maßnahmen zur Minderung der Bodenerosion in ausgewählten Einzugsgebieten GIS-basiert simuliert. Für die 5 ausgewählten EZG (Alfbach PF, Eschbach, Mittlerer Guldenbach, Unterer Guldenbach und Unterer Flaumbach) wurde die Wirkung von drei unterschiedlichen Landnutzungsszenarien und von grasbewachsenen Gewässerpufferstreifen auf die potentielle jährliche Bodenerosionsmenge hin untersucht. Zusätzlich wurde an zwei Teileinzugsgebieten im EZG des Mittleren und Unteren Guldenbachs jeweils ein Agroforstsystem (AFS) und dessen Einfluss auf die Abflusssituation im GIS modelliert. Zur weiteren Charakterisierung der 5 EZG wurde der Anteil erosionswirksamer Abflussbahnen an der Ackerfläche, das mittlere Sohlgefälle des Gewässernetzes, die Wegenetz- und Straßennetzdichte und die mittlere euklidische Distanz der Probenahmestelle zu den Ackerflächen ermittelt. Bevor die Ergebnisse zu den unterschiedlichen Erosionsszenarien in Kapitel 3.4.2 abgehandelt werden, erfolgt in Kap. 3.4.1 eine kurze Beschreibung des Auswahlverfahrens der 5 näher untersuchten EZG und eine Gesamtbetrachtung zu deren Eigenschaften.

3.4.1 Auswahlverfahren und Gesamtbetrachtung von 5 Standorten

Tabelle 22 zeigt eine Übersicht von zentralen Eigenschaften der 25 untersuchten Einzugsgebiete, die zuvor jeweils in separaten Kapiteln betrachtet wurden (vgl. Kapitel 3.1 u. Kapitel 3.2.2). Während alle Standorte einem silikatischen Gewässertyp angehören zeigte sich hinsichtlich der Landnutzung und der Bewertung der Kolmation und der ökologischen Eigenschaften ein z. T. deutlich heterogenes Bild.

Tab. 22: Übersicht der Landnutzungsanteile, des Kolmationsgrades und der ökologischen Bewertung nach WRRL für die 25 untersuchten Standorte

Gewässertyp	Einzugsgebiet	Anteil Acker [%]	Anteil Grünland [%]	Anteil Sonderkulturen [%]	Anteil Wald [%]	Anteil Siedlung [%]	Anteil "Sonstige" [%]	Abflussreduktion (%)	Kolmationsklasse	Ökol. Zustand	Allg. Degradation
Typ 5	Alfbach HS	15,8	48,4	0,0	29,8	4,7	1,3	33,9	3	3	3
	Alfbach PF	16,9	42,9	0,0	33,9	3,8	2,5	28,8	3	3	3
	Auersbach	7,9	12,0	0,0	78,6	0,3	1,2	30,3	3	2	1
	Ellerbach	39,8	20,2	0,0	20,7	11,0	8,4	40,5	3	3	3
	Eschbach	36,9	14,1	0,0	44,5	4,0	0,4	27,4	3	1	1
	Kl. Nister	3,5	27,2	0,0	52,5	10,0	6,8	32,5	3	3	3
	Michelsbach	0,0	5,6	0,0	94,4	0,0	0,0	21,6	2	2	2
	mttl. Guldenbach	11,0	11,7	0,2	67,7	6,4	3,0	26,3	3	2	2
	ob. Wied SB	2,9	21,4	0,0	62,7	6,7	6,3	32,9	3	2	2
	ob. Wied WB	4,2	19,7	0,0	65,1	6,3	4,7	48,0	4	2	2
	ob. Enderbach	10,4	15,6	0,4	64,4	5,5	3,7	31,1	3	2	2
	ob. Gaybach	30,2	32,2	0,0	31,7	3,0	2,9	16,4	2	2	2
	Prims	1,8	9,9	0,0	84,1	4,0	0,2	31,3	3	2	1
	Steinalp	6,3	27,9	0,0	61,0	2,5	2,2	36,3	3	2	2
	Stillegraben	21,6	21,8	1,3	45,7	7,4	2,3	43,0	4	2	2
	Trabenerbach	28,9	21,8	0,0	46,5	1,8	1,1	40,3	3	1	1
Typ 9	mttl. Ahr	6,5	42,9	0,0	46,2	3,5	0,9	23,2	2	3	3
	ob. Our SB	3,1	40,1	0,0	46,9	1,9	8,1	15,5	2	3	3
	ob. Our KH	5,5	32,6	0,0	42,3	3,7	15,9	25,4	3	3	3
	unt. Flaumbach	29,3	14,1	0,0	50,9	4,7	0,9	39,2	3	1	1
	unt. Guldenbach	12,3	13,6	3,4	58,2	8,5	4,0	17,1	2	2	2
	unt. Nister HB	5,9	40,0	0,0	36,9	12,7	4,4	19,8	2	3	3
	unt. Nister WA	5,7	36,1	0,0	42,2	11,3	4,9	10,9	2	4	4
Typ 5.1	ob. Wieslauter HW	0,0	0,4	0,0	98,0	0,0	1,5	75,2	5	2	2
	ob. Wieslauter DA	0,1	3,3	0,0	92,3	2,9	1,4	76,6	5	2	2

Bei der Auswahl der 5 EZG sollten je zwei Standorte aus der Gruppe Fließgewässertyp 5 und 9 enthalten sein, da Kolmation insbesondere in grobmaterialreichen Fließgewässern negative Auswirkungen auf die interstitielle Besiedlung und die ökologische Funktionsfähigkeit haben kann (Brunke 2015). Letztlich wurden 3 Standorte an Bächen des Typs 5 (Eschbach, Mittl. Guldenbach und Alfbach PF) und 2 Standorte an Flüssen des Typs 9 (Unterer Guldenbach und Unterer Flaumbach) ausgewählt. Ein EZG sollte dann innerhalb der Gewässertypen einen hohen Ackeranteil (Eschbach und Unterer Flaumbach) und ein EZG einen geringen Ackeranteil (Alfbach PF und Unterer Guldenbach) aufweisen. Der Standort Mittlerer Guldenbach wurde als dritter Vertreter des Gewässertyps 5 noch mit berücksichtigt, da hier die Möglichkeit des Vergleichs zwischen dem EZG Unterer Guldenbach besteht. Außerdem spielte die WRRL-Bewertung an den Probenahmestandorten eine Rolle bei der Selektion der hier analysierten EZG. So wurden Gewässerabschnitte mit einem sehr guten ökologischen Zustand (Eschbach, Unterer Flaumbach), einem guten Zustand (Unterer Guldenbach) und einem mäßigen Zustand (Mittlerer Guldenbach, Alfbach PF) ausgewählt. Interessant war auch die Diskrepanz zwischen der Kolmationsbewertung (mittlere Kolmation, Klasse 3) und der sehr guten Allgemeinen Degradation (Klasse 1), die am Eschbach und Unteren Flaumbach festgestellt wurde.

Nachfolgend werden hier die Ergebnisse zu den zusätzlich ausgewerteten EZG-Eigenschaften (Anteil **erosionswirksamer Abflussbahnen** an der Ackerfläche, das mittlere **Sohlgefälle** des Gewässernetzes, die **Wegenetz- und Straßennetzdichte** und die mittlere euklidische **Distanz der Probenahmestelle zu den Ackerflächen**) für die 5 EZG zusammengefasst dargestellt.

Im Kapitel 3.4.2 werden dann die simulierten Erosionsminderungsmaßnahmen jeweils in separaten Abschnitten für die 5 Einzugsgebiete vorgestellt. Auf Grundlage der Simulationsergebnisse wurden **Maßnahmenempfehlungen** abgeleitet.

Weitere Eigenschaften der 5 ausgewählten Beispielstandorte

Für die 5 ausgewählten EZG wurden zunächst die Ergebnisse der Simulationen der „linienhaften Erosion“ ausgewertet. Unter der linienhaften Erosion versteht man die oberflächlichen Abflussbahnen, die mit Hilfe eines Digitalen Höhenmodells ermittelt werden. Für die Bewertung der linienhaften Erosion wird die beitragende Hanglänge (od. „erosive Hanglänge“) herangezogen. In einer Arbeit von Kotremba *et al.* (2016) wurden durch einen Abgleich von Geländekartierungen von Erosionsrinnen und der berechneten Hanglänge festgestellt, dass sich ab einer beitragenden Hanglänge von 500 m deutliche Erosionsbahnen im Gelände zeigen (vgl. Kap. 2.3). Nachfolgend sind die Flächenanteile der Gefährdungsklassen der erosionswirksamen Abflussbahnen an der LNF dargestellt (Abb. 55).

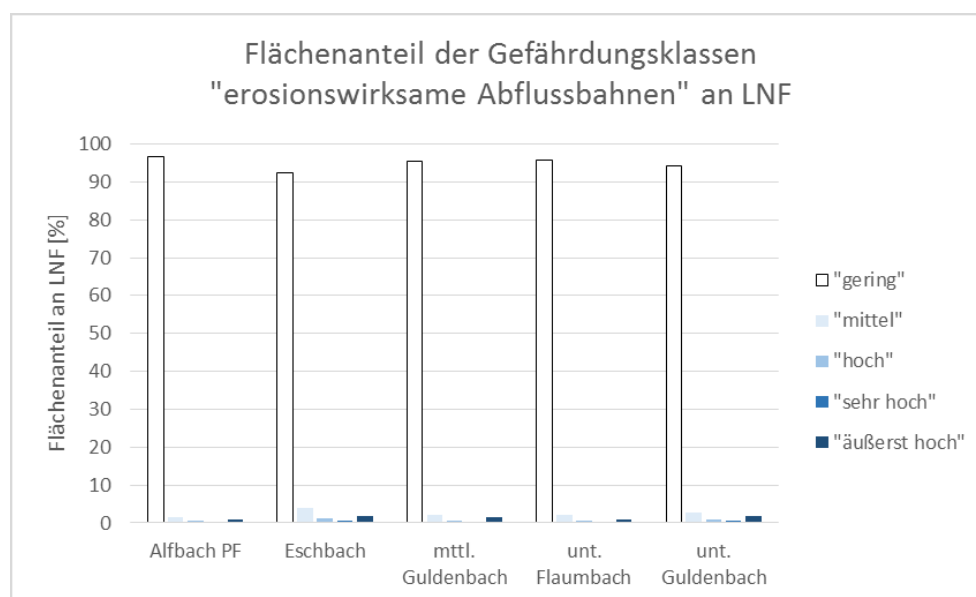


Abb. 55: Flächenanteile der Gefährdungsklassen „erosionswirksame Abflussbahnen“

In allen 5 EZG beträgt die erosive Hanglänge auf mehr als 90 % der Fläche weniger als 500 m (Klasse „gering“). Alle weiteren Gefährdungsklassen („mittel“: erosive Hanglänge >500 – 1000 m; „hoch“: erosive Hanglänge >1000 – 1500 m; „sehr hoch“: erosive Hanglänge >1500 – 2000 m; „äußerst hoch“: erosive Hanglänge >2000 m) nehmen jeweils einen Flächenanteil von unter 5 % ein. Die Flächenanteile nehmen von der Klasse „mittel“ über „hoch“ bis „sehr hoch“ etwas ab. Die Klasse „äußerst hoch“ nimmt wiederum einen leicht höheren Flächenanteil als die Klassen „hoch“ und „sehr hoch“ ein. Die Verteilung der erosionswirksamen Abflussbahnen in der Fläche sind in Abbildung 9 (Mittlerer und Unterer Guldenbach), Abbildung 68 (Alfbach PF), Abbildung 70 (Eschbach) und Abbildung 72 (Unterer Flaumbach) in Karten dargestellt.

In den nachfolgenden Abbildungen sind weitere Ergebnisse zu den für die 5 ausgewählten EZG ausgewerteten Geodaten dargestellt.

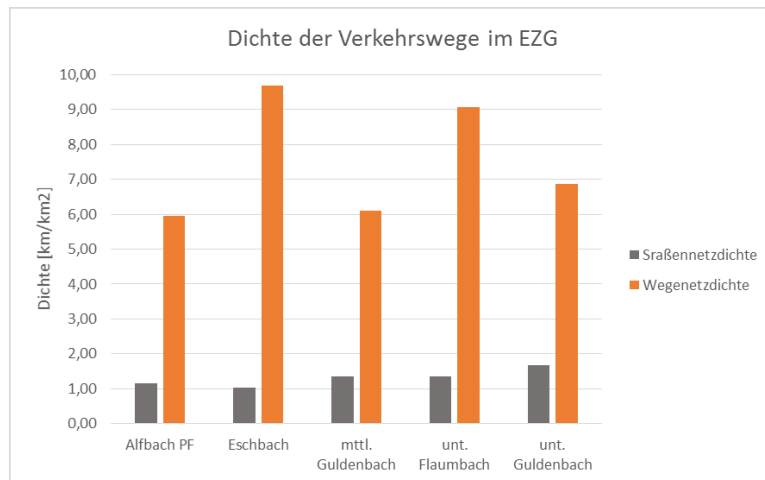


Abb. 56: Straßennetz- und Wegenetzdichte in den 5 ausgewählten EZG

Abb. 56 zeigt die Dichte des Straßen- und Wegenetzes. Die höchste Wegenetzdichte ist mit $9,7 \text{ km/km}^2$ im EZG Eschbach zu finden, die geringste mit $6,0 \text{ km/km}^2$ im EZG Alfbach PF. Die Spannweite der Straßennetzdichte ist zwischen den 5 EZG geringer als beim Wegenetz und bewegt sich zwischen $1,0 \text{ km/km}^2$ im EZG Eschbach und $1,7 \text{ km/km}^2$ im EZG Unteren Guldenbach. Die Hypothese hinter der Analyse ist, dass die Kolmation mit zunehmender Straßennetz-/Wegenetzdichte abnimmt, da das bei Niederschlagsereignissen oberflächlich abfließende Wasser, welches erodiertes Bodenmaterial enthält, durch diese Verkehrswege direkter in die Kanalisation abgeführt wird. Zur Überprüfung der Hypothese wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Die Korrelationsanalyse bestätigte die Erwartung, jedoch ist der Zusammenhang zwischen Straßennetz-/Wegenetzdichte und Kolmationsgrad mit einem Korrelationskoeffizient von $r=-0,47$ (Straßennetzdichte) und $r=-0,44$ (Wegenetzdichte) als schwach einzustufen. Allerdings war am Standort, an dem die stärkste Kolmation festgestellt wurde (Unterer Flaumbach), auch die Dichte des Straßen- und Wegenetzes hoch. Allgemein ist die Stichprobenzahl von $n=5$ für eine statistisch belastbare Aussage nicht geeignet und somit können die Ergebnisse der hier durchgeführten Korrelationsanalysen nur als grobe Tendenz herangezogen werden.

In Abb. 57 ist das mittlere Gefälle der Gewässersohle in den 5 EZG ersichtlich. Den höchsten Wert für das mittlere Sohlgefälle zeigt mit $8,2^\circ$ der Unt. Flaumbach, den geringsten mit $4,4^\circ$ der Mittlere Guldenbach. Das mittlere Gefälle der Gewässersohle wird hier als indirekter Indikator für die Fließgeschwindigkeit interpretiert und somit wird die höchste mittlere Fließgeschwindigkeit für das Gewässernetz im EZG Unterer Flaumbach angenommen. Es wurde vermutet, dass die Kolmation mit einer höheren Fließgeschwindigkeit abnimmt, da durch die höhere Geschwindigkeit eine höhere Transportleistung von Bodenmaterial geleistet wird. Diese Annahme wurde mit einer Korrelationsanalyse überprüft. Der Zusammenhang zwischen dem Sohlgefälle und dem Kolmationsgrad fällt mit einem Korrelationskoeffizient von $r=0,74$ deutlich aus, jedoch steigt der Kolmationsgrad mit zunehmenden mittleren Sohlgefälle. Dies könnte damit erklärt werden, dass bei höheren Fließgeschwindigkeiten zwar mehr Bodenmaterial transportiert wird (im Oberlauf), dabei aber auch mehr Material abgelagert wird (im Unterlauf bzw. im Bereich der Probenahme). So war am Unteren Flaumbach wo die stärkste Kolmation festgestellt wurde, auch das Gefälle der Gewässersohle am größten.

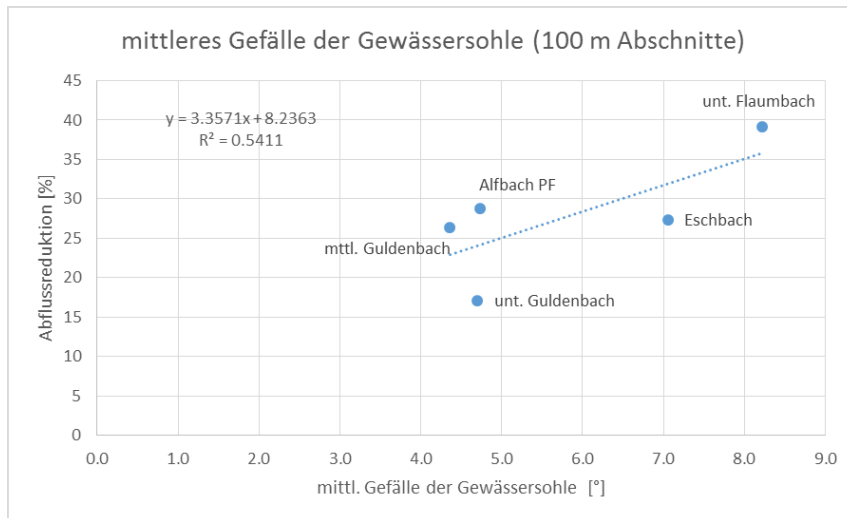


Abb. 57: mittleres Gefälle der Gewässersohle (100m-Abschnitte)

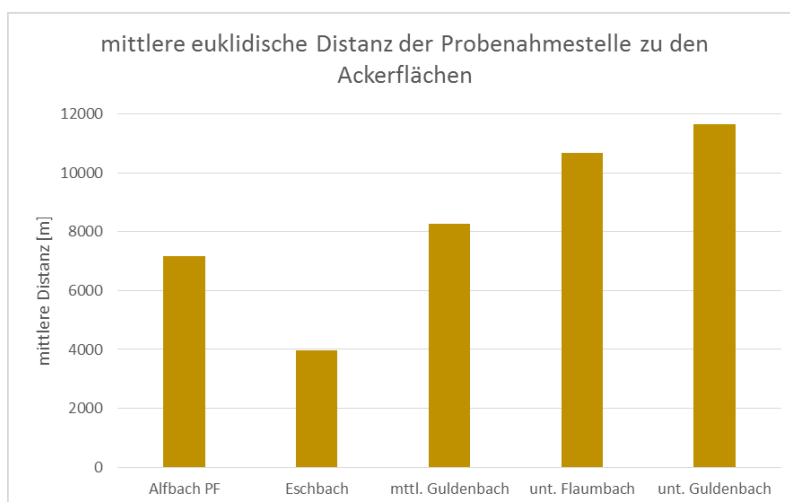


Abb. 58: mittlere euklidische Distanz der Probenahmestelle zu den Ackerflächen

Die höchste mittlere euklidische Distanz der Probenahmestelle zu den Ackerflächen ist mit rund 11700 m im EZG Unteren Guldenbach zu beobachten, die geringste mit rund 4000 m im EZG Eschbach (Abb. 58).

Hintergrund für die Auswertung ist die Vermutung, dass mit einer längeren mittleren Distanz zwischen Probenahmestelle und Ackerflächen die Kolmation geringer wird, da durch den längeren Transportweg weniger erodiertes Bodenmaterial zum EZG-Ausfluss (entspricht der Probenahmestelle) gelangt. Diese Hypothese wurde mit einer Korrelationsanalyse überprüft. Mit einem Korrelationskoeffizienten von $r=0,09$ konnte jedoch kein Zusammenhang aufgezeigt werden.

3.4.2 Ergebnisse der GIS-basierte Simulation von erosionsmindernden Maßnahmen in den 5 ausgewählten EZG

Nachfolgend werden die Ergebnisse der unterschiedlichen Erosionsszenarien (best-, reality- und worst-case) jeweils separat für die 5 ausgewählten EZG dargestellt. Vorangestellt wird jeweils eine Übersichtskarte der Landnutzung nach ATKIS (2018) und zur linienhaften Erosion (erosive Hanglänge).

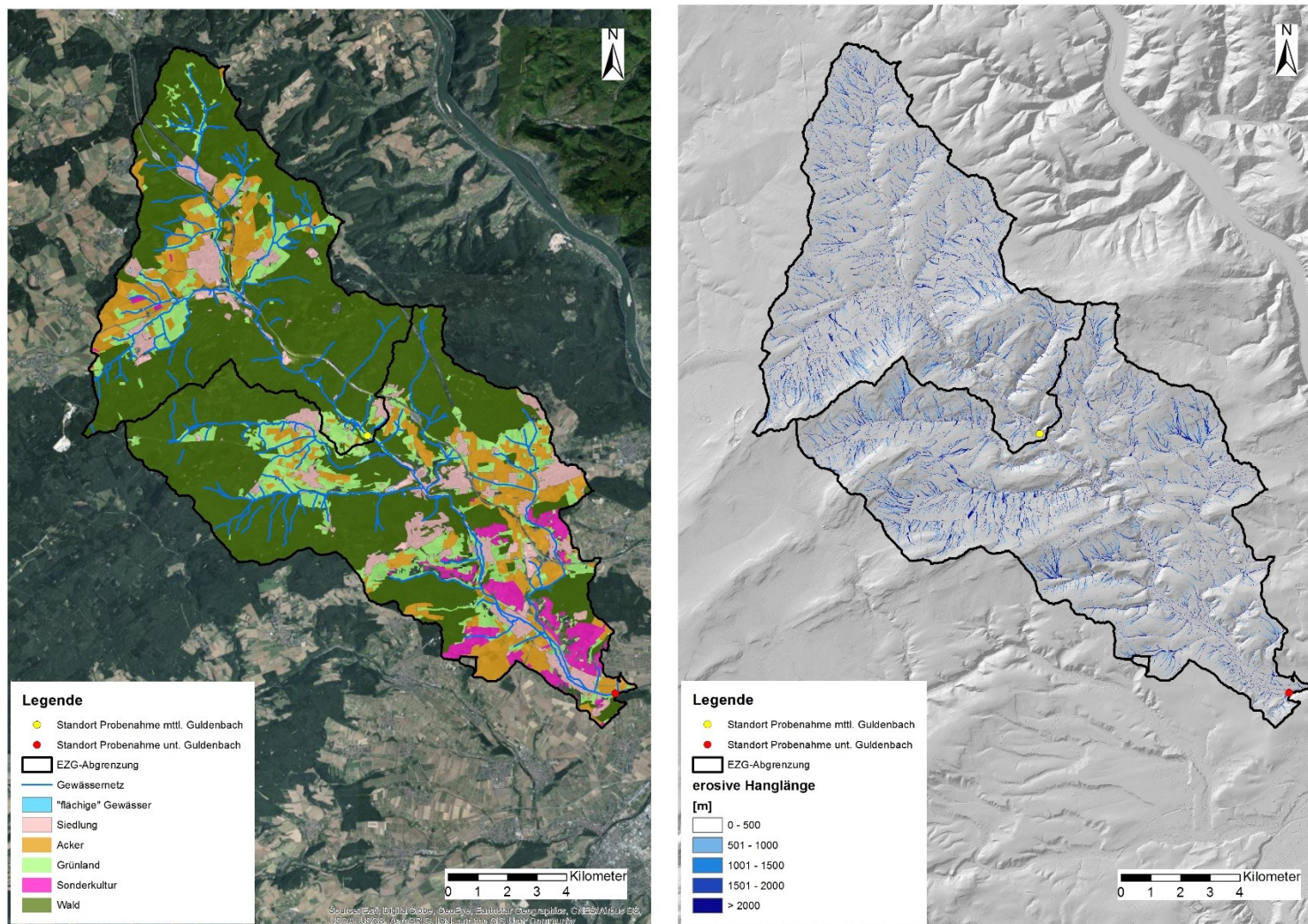


Abb. 59: links: Landnutzung und Gewässernetz (ATKIS, 2018) im EZG des Mittleren und Unteren Guldenbachs; rechts: erosive Hanglänge (Abflussbahnen) im EZG des Mittleren und Unteren Guldenbachs

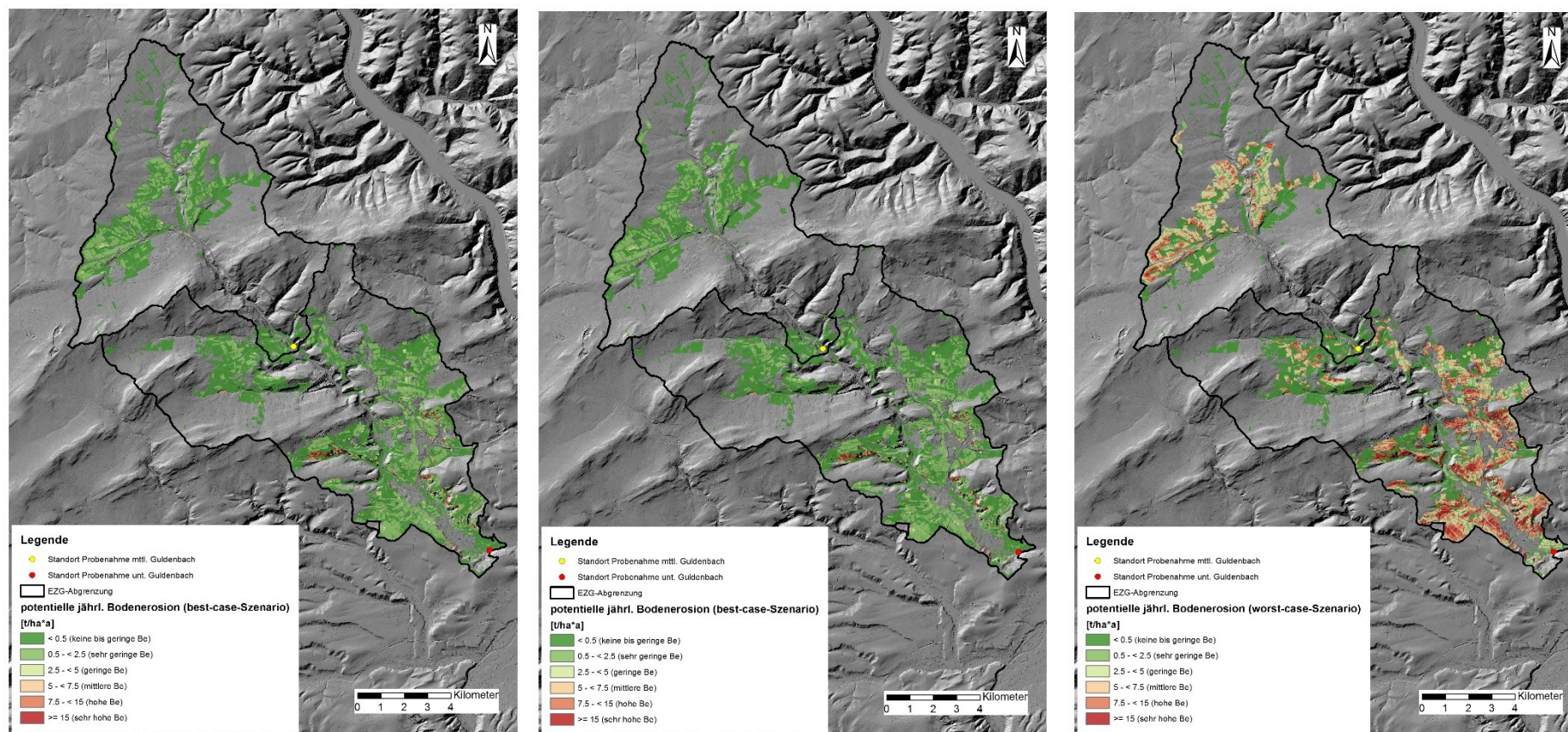


Abb. 60: Simulierte potentielle jährliche Bodenerosion für drei unterschiedliche Landnutzungsszenarien (von links nach rechts: best-case-, reality-case und worst-case-Szenario) für die EZG Mittlerer und Unterer Guldenbach

Tab. 23: Flächenanteile der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach INVEKOS (2019) für das EZG Mittleren Guldenbach (links) und Unteren Guldenbach (rechts)

Kategorie	MGB	UGB
	Anteil [%]	
Ackerfutter	0,1	0,9
Brache	2,0	3,0
Gemüsebau	0,0	0,0
Getreide	36,3	29,5
Grünland	43,0	40,6
Hackfrüchte	0,0	0,1
Leguminosen	0,6	0,7
Mais	1,6	2,0
Obstbau	1,3	0,5
Ölsaaten	14,8	11,2
Sonstiges	0,2	0,4
Streuobst	0,1	0,2
Weinbau	0,0	11,0

EZG Mittlerer und Unterer Guldenbach

Das Einzugsgebiet des Mittleren Guldenbachs ist zum Großteil bewaldet (68 %) und enthält zu etwa gleichen Anteilen Acker- und Grünlandflächen (je 11 %). Die landwirtschaftlichen Nutzflächen befinden sich hauptsächlich in nicht bis mittel geneigten Bereichen. Auf den Ackerflächen wird hauptsächlich Getreide angebaut (36 %, vgl. Tab. 23). Starke Hangneigungen befinden sich hauptsächlich in den bewaldeten Gebieten, die an den Hängen der eingeschnittenen Täler vorzufinden sind. Das EZG Mittlerer Guldenbach ist Teil des EZG Unterer Guldenbach und stellt dessen Oberlauf dar. Auch das EZG Unterer Guldenbach ist größtenteils bewaldet enthält zu etwa gleichen Anteilen Acker- und Grünlandflächen (12 bzw. 14 %). Die Besonderheit dieses EZG stellt der Weinbau im Südwesten dar. 11 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche werden weinbaulich bewirtschaftet (vgl. Tab. 23). Im Ackerbau überwiegt auch Getreideanbau mit 30 % Anteil an der LNF. Der Weinbau befindet sich oftmals an steilen Hängen, der Ackerbau hauptsächlich auf nicht bis mittel geneigten Flächen.

Sowohl der Mittlere Guldenbach als auch der Untere Guldenbach werden nach WRRL hinsichtlich des ökologischen Zustands als auch der Allgemeinen Degradation als „gut“ eingestuft. Der Standort am Mittleren Guldenbach war zum Untersuchungszeitpunkt etwas stärker kolmatiert (Klasse 3, AR: 26 %) als der am Unteren Guldenbach (Klasse 2, AR: 17%).

Landnutzungsszenarien (Mittlerer und Unterer Guldenbach)

Abb. 60 zeigt die Ergebnisse der Modellierung der potentiellen jährlichen Bodenerosion im Vergleich für drei Landnutzungsszenarien im EZG des Mittleren und Unteren Guldenbachs. Allgemein (dies gilt also für alle der 5 hier betrachteten EZG) wird für das best-case Szenario jeweils die geringste mittlere jährliche Erosion für die LNF berechnet. Dies beruht darauf, dass in diesem Szenario für alle Ackerflächen Getreideanbau und im Weinbau komplette Zeilenbegrünung angenommen wird und somit die C-Faktoren bei der flächenbezogenen ABAG-Berechnungen im Mittel am geringsten sind. Im worst-case Szenario wird für alle Ackerflächen Maisanbau und für alle Weinbauflächen keine Zeilenbegrünung angenommen und somit sind in diesem Szenario die C-Faktoren im Mittel am

höchsten. Dadurch ist für dieses Szenario auch jeweils die modellierte mittlere jährliche Erosion am höchsten.

Im Einzugsgebiet des Mittleren Guldenbachs ist die Erosionsgefährdung im reality-case Szenario als sehr gering einzustufen (0,97 t/ha*a im Mittelwert). Die Gefährdungsklasse E0 („keine bis geringe Bodenerosion“) nimmt mit rund 53 % den größten Flächenanteil an der LNF ein, die Klasse E1 („sehr geringe Bodenerosion“) rund 36 %. Die Gefährdungsklassen E3 bis E5 („mittlere“, „hohe“ und „sehr hohe Bodenerosion“) nehmen Flächenanteile von jeweils unter 2 % der LNF ein.

Trotz bereits geringer Bodenerosion im reality-case Szenario ergäbe sich durch die Anwendung des best-case Szenarios eine Verringerung der mittleren jährlichen Erosion von rund 0,6 t/ha*a (vgl. Tab. 24). Der Minderungseffekt fällt hier im Vergleich zum Unteren Guldenbach weniger deutlich aus, da im EZG des Mittleren Guldenbachs kein Weinbau stattfindet und somit kein Effekt durch die im best-case Szenario angenommene Zeilenbegrünung erfolgt. Obwohl die gemittelte Erosionsmenge im EZG des Mittleren Guldenbachs deutlich niedriger ist als im EZG des Standorts Unterer Guldenbach, wurde am Mittleren Guldenbach ein etwas höherer Kolmationsgrad bzw. eine etwas höhere Abflussreduktion gemessen. Dies könnte mit der Tatsache zusammenhängen, dass Ackerflächen, die im Vergleich zu anderen landwirtschaftlichen Nutzungsarten die höchsten Erosionswerte aufweisen. Am Unteren Guldenbach sind sie im Durchschnitt weiter entfernt vom Probenahmestandort als am Standort Mittlerer Guldenbach (vgl. Abb. 58). Allerdings konnte eine für die 5 EZG umgesetzte Korrelationsanalyse bezüglich des Zusammenhangs der Abflussreduktion und der Entfernung der Ackerflächen zum Probenahmestandort keinen allgemeinen Zusammenhang erkennen (vgl. Abb. 58). Wie bereits in Kapitel 3.2.3 erwähnt, handelt es sich beim Standort Unterer Guldenbach um einen renaturierten Gewässerabschnitt an dem bei entsprechend starken Hochwässern dekolmatierende Umlagerungsprozesse der Gewässersohle stattfinden, die am oberen Standort Mittlerer Guldenbach geringer sind.

Im Einzugsgebiet des Unteren Guldenbachs, welches das EZG des Mittleren Guldenbachs mit einschließt, liegt der Unterschied in der mittleren jährlichen Bodenerosion zwischen reality-case und best-case Szenario bei 1,32 t/ha*a. Im Südwesten des EZG befinden sich größere Anteile an Weinbauflächen und somit ist der Minderungseffekt im best-case Szenario größer. Insgesamt ist die Erosionsgefährdung im EZG des Unteren Guldenbachs im Mittel zwar auch als sehr gering einzustufen (2,15 t/ha*a), jedoch gibt es hier trotzdem Bereiche mit erhöhter Erosionsgefährdung. An mehreren Steilhängen im Südwesten des EZG des Unteren Guldenbachs werden Erosionsgefährdungen von „mittel“ bis „sehr hoch“ (E3 – E5) erreicht (Flächenanteile von jeweils 3-4 % an der LNF).

Sowohl im EZG des Mittleren und Unteren Guldenbachs wäre bei Anwendung des worst-case Szenarios eine deutliche erhöhte mittlere Erosionsgefährdung zu verzeichnen (Anstieg um 2,52 bzw. 2,87 t/ha*a im Vergleich zum reality-case Szenario). Dies zeigt, dass im reality-case Szenario der Anteil an Maisflächen und unbegrünten Rebzeilen deutlich geringer ist als im worst-case Szenario. Die aktuelle Anbausituation ist also hinsichtlich der Erosionsgefährdung als relativ günstig anzusehen, birgt aber noch Optimierungspotential. Somit wird für beide EZG noch mehr Getreideanbau (anstatt Ölsaaten und Mais) auf Ackerflächen und komplette Rebzeilenbegrünung auf den Weinbauflächen im Südwesten empfohlen.

Tab. 24: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für die EZG Mittlerer und Unterer Guldenbach unter Annahme von unterschiedlichen Nutzungsszenarien

mttl. Guldenbach	mittlere Erosion der LNF im EZG [t/ha*a]		
	best-case-Szenario	reality-case-Szenario	worst-case-Szenario
mittl. Erosion im EZG [t/(ha*a)]	0,39	0,97	3,56
Erosionsgesamtmenge [t/ha*a]	584,3	1470,7	5365,6

unt. Guldenbach	mittlere Erosion der LNF im EZG [t/ha*a]		
	best-case-Szenario	reality-case-Szenario	worst-case-Szenario
mittl. Erosion im EZG [t/(ha*a)]	0,83	2,15	5,02
Erosionsgesamtmenge [t/ha*a]	3749,4	9720,2	22698,7

Grasbewachsene Pufferstreifen (Mttl. und Unt. Guldenbach)

Im Vergleich zur Umsetzung eines Nutzungsszenarios, das sich mindernd auf die Erosionsmenge auswirkt (best-case Szenario), ist bei Anwendung von grasbewachsenen Gewässerpufferstreifen ein deutlich geringerer Reduzierungseffekt zu beobachten (vgl. Tab. 25)

Tab. 25: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für die EZG Mittleren und Unterer Guldenbach unter Annahme von grasbewachsenen Gewässerpufferstreifen

mttl. Guldenbach	ohne Puffer	mit "10m Puffer"	mit "20m-Puffer"
mittl. Erosion im EZG [t/(ha*a)]	0,982	0,977	0,971
Reduktion [t/(ha*a)]	0	0,005	0,011
Erosionsgesamtmenge [t/a]	1457,4	1449,7	1440,7
Reduktion [t/a]	0,0	7,7	16,7

unt. Guldenbach	ohne Puffer	mit "10m Puffer"	mit "20m-Puffer"
mittl. Erosion im EZG [t/(ha*a)]	2,262	2,257	2,250
Reduktion [t/(ha*a)]	0	0,005	0,012
Erosionsgesamtmenge [t/a]	10051,1	10030,3	9998,7
Reduktion [t/a]	0,0	20,9	52,4

Im EZG Mittlerer und Unterer Guldenbach führt eine Simulation von 10 m breiten Graspufferstreifen um Gewässer in Ackernähe zu einer Reduktion der mittleren jährlichen Erosion von lediglich 0,005 t/ha*a. Bei einer Breite von 20 m für die Pufferstreifen wird die mittlere jährliche Erosion bezogen auf die LNF im EZG um 0,011 bzw. 0,012 t/ha*a reduziert. Dies entspricht einer Reduktion der gesamten jährlichen Erosionsmenge um 16,7 bzw. 52,4 t/a.

Der vergleichsweise geringe Effekt der Pufferstreifen auf die Erosionswerte ist dadurch zu erklären, dass die von den Pufferstreifen eingenommene Ackerfläche nur einen geringen Flächenanteil einnimmt. Änderungen der Kulturarten in einem best- oder worst-case Szenario hingegen betreffen die gesamte ackerbaulich und weinbaulich genutzte Fläche und führen somit zu einem größeren Effekt hinsichtlich der mittleren Erosionsmenge und der Erosionsgesamtmenge.

Trotzdem wird für die EZG Mittlerer und Unterer Guldenbach empfohlen, grasbewachsene Pufferstreifen dort anzulegen, wo sich Ackerflächen in Gewässernähe befinden.

Agroforstsysteme (Mittlerer und Unterer Guldenbach)

Für zwei Teileinzugsgebiete, eines am Unteren Guldenbach (TEZG 1) und eines am Mittleren Guldenbach (TEZG 2) wurde beispielhaft die Wirkung von Agroforstsystemen (AFS) auf die oberflächliche Abflusssituation hin untersucht. Abb. 61 zeigt die Lage der beiden Teileinzugsgebiete. Die darauf folgende Abb. 62 zeigt die in GIS berechnete erosive Hanglänge (bzw. Abflussbahnen) für das TEZG 1 am Unteren Guldenbach. Ohne AFS verlaufen im TEZG 1 erosionswirksame Abflussbahnen (erosive Hanglängen > 500) über ackerbaulich genutzte Flächen. Solche Bereiche sind besonders erosionsgefährdet. Um die erosionswirksamen Abflussbahnen zu mindern, wurden auf den Ackerflächen hypothetische AFS errichtet (vgl. Abb. 63) und die Abflussbahnen mit den implementierten Baumreihen neu berechnet. Die Kartendarstellung mit der oberflächlichen Abflusssituation nach Umsetzung des AFS zeigt, dass die Abflussbahnen durch die AFS reduziert werden und das Erosionsgeschehen somit entschärft wird. In Tab. 26 ist ersichtlich, wie sich die AFS auf die Flächenanteile der Gefährdungsklasse der erosiven Hanglänge auswirkt.

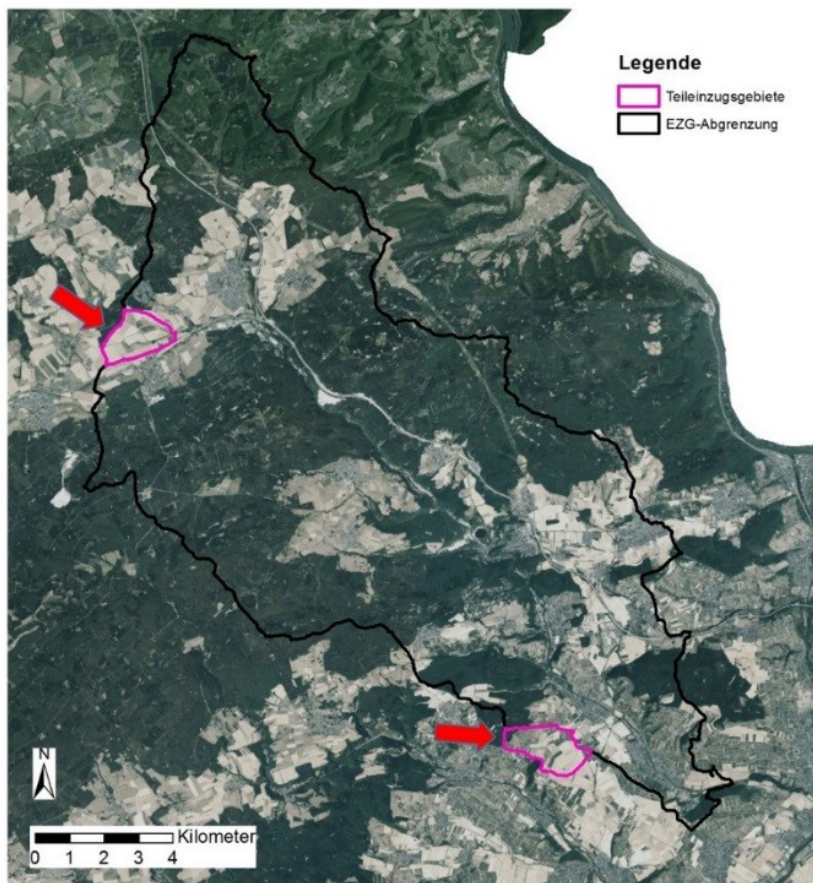


Abb. 61: Lage der Teileinzugsgebiete mit simulierten AFS (violett) am Unteren und Mittleren Guldenbach

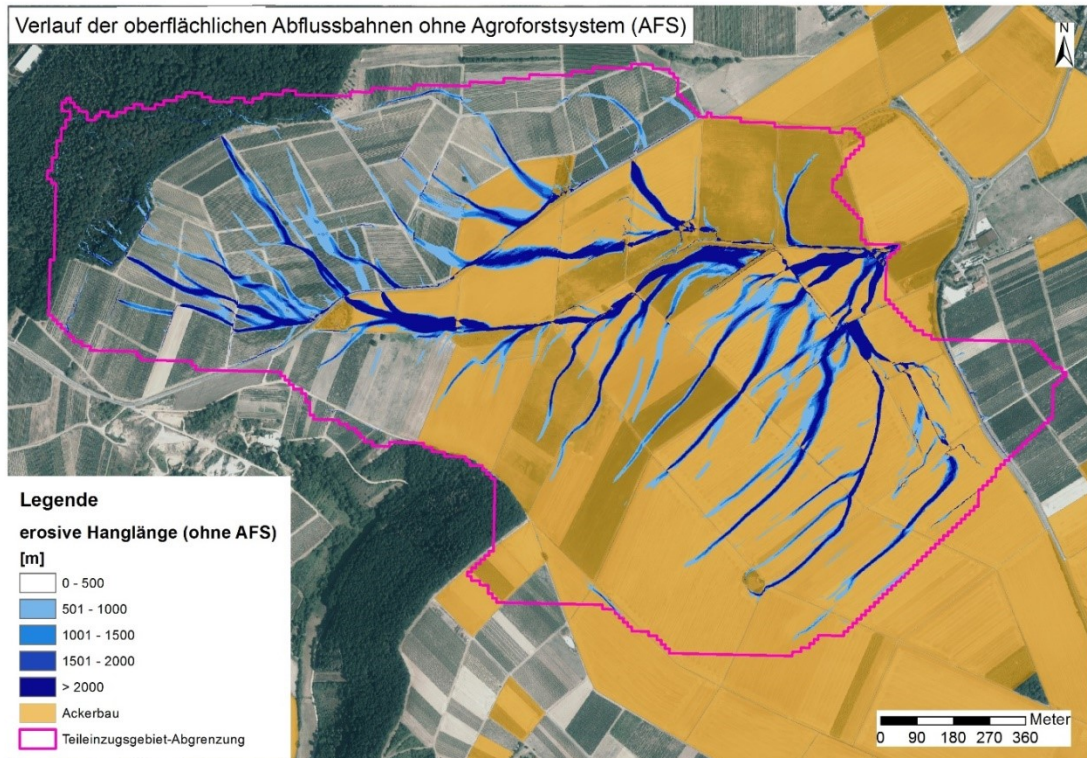


Abb. 62: erosive Hanglänge(Abflussbahnen) in TEZG 1 am Unteren Guldenbach ohne AFS

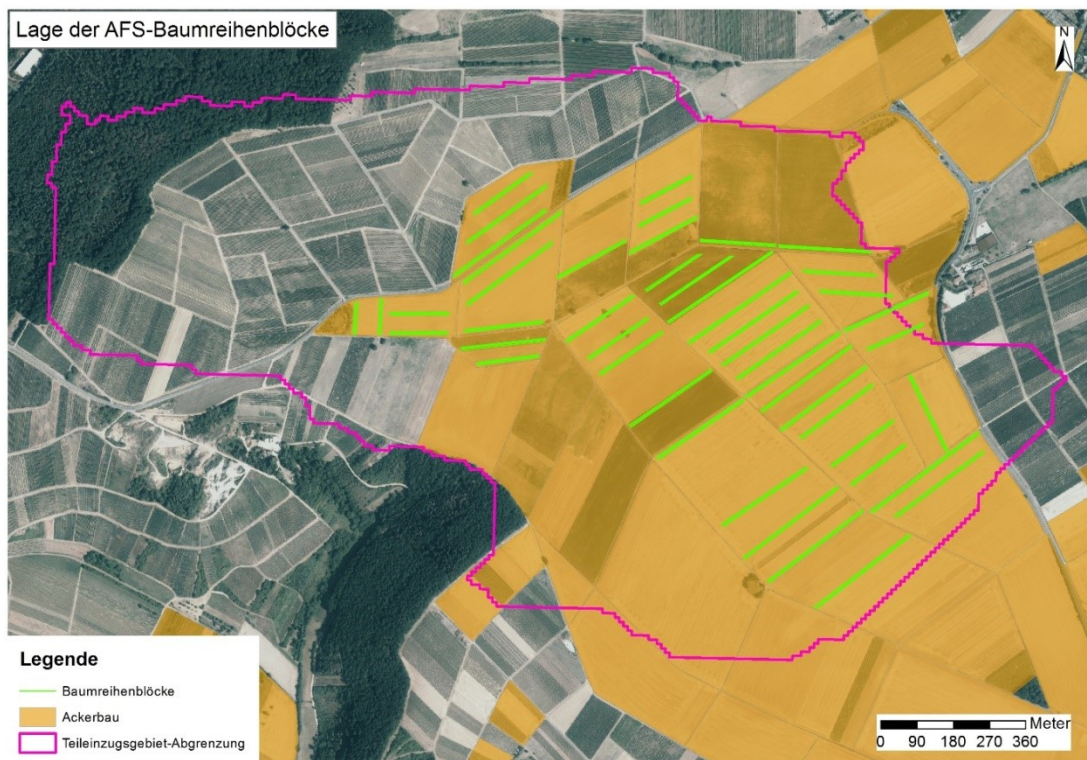


Abb. 63: Lage der Baumreihenblöcke der simulierten AFS in TEZG 1 am Unteren Guldenbach

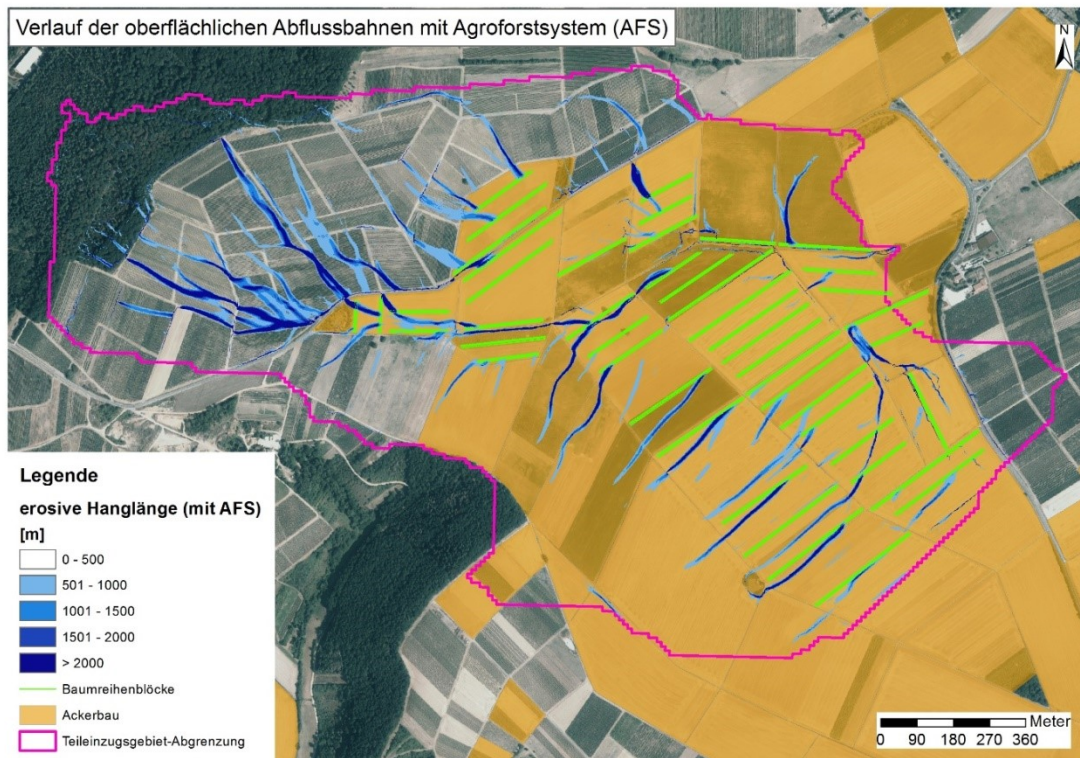


Abb. 64: erosive Hanglänge(Abflussbahnen) in TEZG 1 am Unteren Guldenbach mit AFS

Bei Umsetzung eines AFS in TEZG 1 erhöht sich bezüglich der erosiven Hanglänge der Flächenanteil der Gefährdungsklasse „gering“ um rund 6 %. Die höchste Gefährdungsklasse („äußerst hoch“) wird um etwa 3 % Flächenanteil reduziert. Auch die Anteile der Gefährdungsklassen „mittel“, „hoch“ und „sehr hoch“ werden gemindert, wenn auch weniger deutlich.

Tab. 26: Flächenanteile der Gefährdungsklasse der „erosiven Hanglänge“ in TEZG 1

Klasse "erosive Hanglänge"	ohne AFS Flächenanteil [%]	mit AFS Flächenanteil [%]
(gering) 0 - 500	85,6	91,8
(mittel) > 500 - 1000	6,0	4,3
(hoch) > 1000 - 1500	2,3	1,5
(sehr hoch) > 1500 - 2000	1,4	0,7
(äußerst hoch) > 2000	4,8	1,6

Die Abb. 65 zeigt die oberflächlichen Abflussbahnen für das TEZG 2 am Mittleren Guldenbach. Dieses Gebiet wurde zur AFS-Modellierung ausgewählt, da auch dort besonders erosionswirksame Abflussbahnen (erosive Hanglängen > 500) über Ackerbauflächen hinweg verlaufen. Die Lage der in einer Simulation umgesetzten AFS-Baumreihen für TEZG wird in Abb. 66 dargestellt. Der Verlauf der unter Berücksichtigung des AFS neu berechneten Abflussbahnen wird in Abb. 67 ersichtlich. Es wird deutlich, dass unter Anwendung der AFS die erosionswirksamen Abflussbahnen reduziert werden.

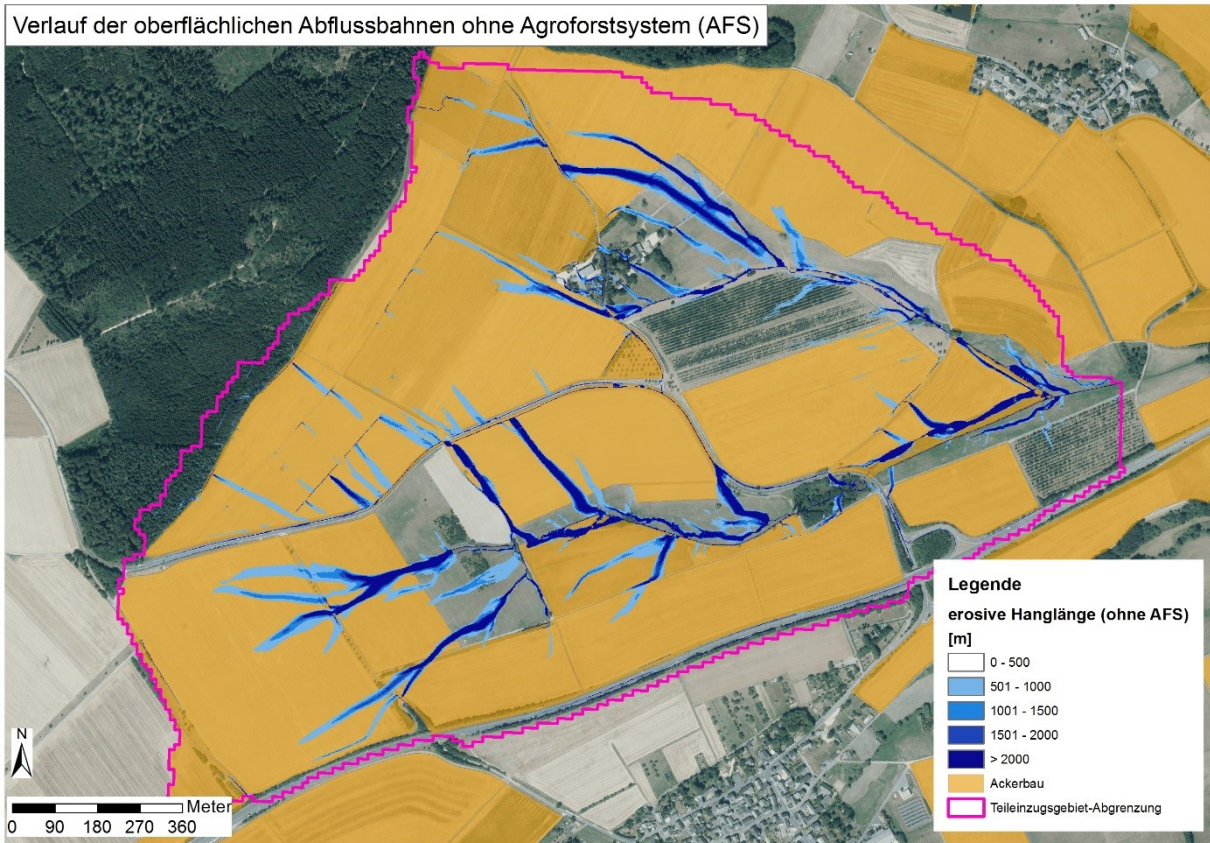


Abb. 65: erosive Hanglänge(Abflussbahnen) in TEZG 2 am Mittleren Guldenbach ohne AFS

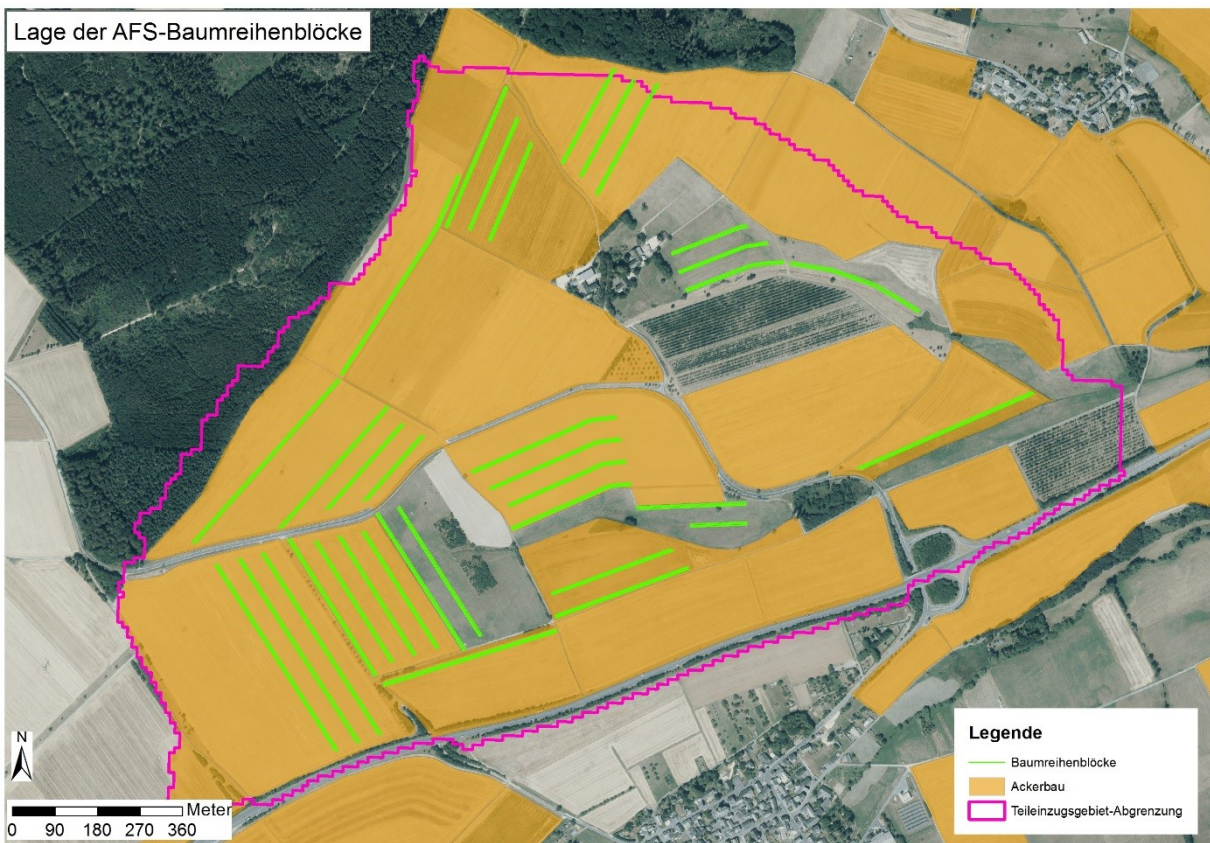


Abb. 66: Lage der Baumreihenblöcke der simulierten AFS in TEZG 2 am Mittleren Guldenbach

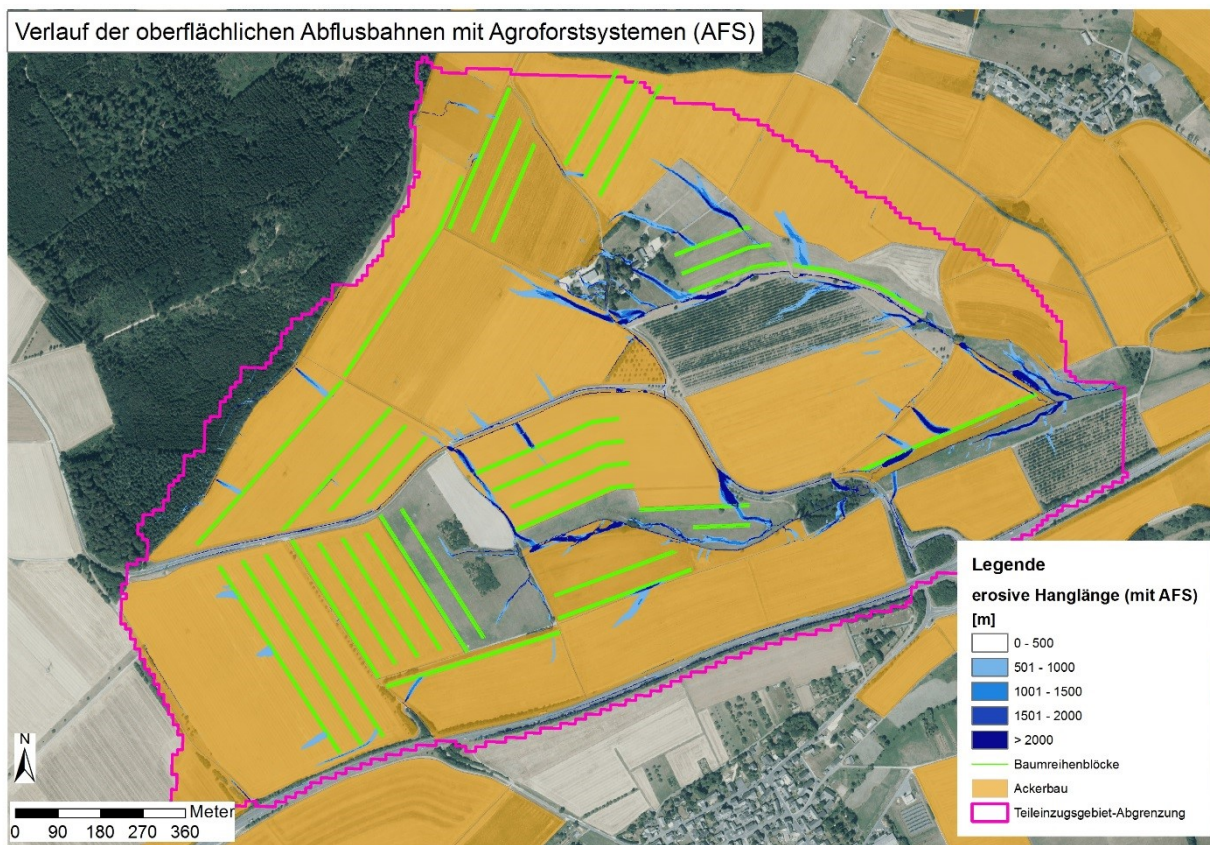


Abb. 67: erosive Hanglänge(Abflussbahnen) in TEZG 2 am Mittleren Guldenbach mit AFS

Tab. 27: Flächenanteile der Gefährdungsklasse der „erosiven Hanglänge“ in TEZG 2

Klasse "erosive Hanglänge"	ohne AFS Flächenanteil [%]	mit AFS Flächenanteil [%]
(gering) 0 - 500	90,4	96,1
(mittel) > 500 - 1000	4,5	1,8
(hoch) > 1000 - 1500	1,5	0,6
(sehr hoch) > 1500 - 2000	0,7	0,3
(äußerst hoch) > 2000	3,0	1,2

Wie in Tab. 27 dargestellt wird durch die Umsetzung eines AFS in TEZG 2 der Flächenanteil der niedrigsten Gefährdungsstufe bezogen auf die erosive Hanglänge („gering“) um rund 6 % erhöht. Der Anteil der Gefährdungsstufe „äußerst hoch“ wird um rund 2 % herabgesetzt und auch die Flächenanteile der weiteren Gefährdungsklassen („mittel“, „hoch und „sehr hoch“) werden leicht reduziert (um 2,7, 0,9 und 0,4 %).

Die Ergebnisse zu den simulierten AFS in den beiden Teileinzugsgebieten am Mittleren und Unteren Guldenbach verdeutlichen, dass die Anlage von AFS auf ackerbaulich genutzten Flächen ein probates Mittel zur Reduzierung von besonders erosionsgefährdeter Bereichen darstellt. Es ist an dieser Stelle jedoch zu betonen, dass die Simulation/die Modellierung der AFS-Wirkung unter vereinfachten Annahmen umgesetzt wurde. So geht in die Berechnung der oberflächlichen Abflussbahnen lediglich die Oberflächenform ein. Einflüsse der Landnutzung und der Bodeneigenschaften fließen nicht ein. Die bremsende und infiltrationsfördernde Wirkung der AFS-Baumreihen wird durch eine Modifizierung des digitalen Höhenmodells, aus dem die Oberflächenform abgeleitet wird, erreicht. Somit dürfte die hier

berechnete Minderungswirkung hinsichtlich der erosionswirksamen Abflussbahnen bei einer tatsächlichen Umsetzung in der Praxis zwar stattfinden, aber wahrscheinlich geringer ausfallen.

Eine Umsetzung der AFS eignet sich grundsätzlich für alle Ackerflächen, die von erosionswirksamen Abflussbahnen betroffen sind. Der Oberflächenabfluss und die Bodenerosion könnte reduziert und damit auch ein Beitrag zum Gewässerschutz geleistet werden. Zudem würden AFS zu einer Anreicherung der Landschaftsstruktur führen und zusätzlichen Lebens-/Rückzugsraum für Tiere wie beispielsweise Vögel anbieten. Grundsätzlich ist eine tatsächliche Umsetzung in der Praxis bezüglich der Akzeptanz relativ schwierig zu erreichen, da hierfür Ackerland aus der Nutzung genommen werden muss. Außerdem sind mehrere Pächter/Besitzer der Flächen im Realisierungsprozess zu integrieren, die alle an einem Strang ziehen müssen. Dies kann unter Umständen zu Konflikten führen. Ein positiver wirtschaftlicher Anreiz für eine AFS-Umsetzung ist gegeben, wenn die AFS-Baumreihen als Kurzumtriebsplantagen für die Gewinnung von Holzpellets genutzt werden.

Die Umsetzung von AFS wird als wirksame Maßnahme zur Entschärfung der Abfluss-/Erosionssituation auf Ackerflächen mit erosionswirksamen Abflussbahnen für die beiden EZG (auch über die beiden TEZG hinaus) empfohlen.

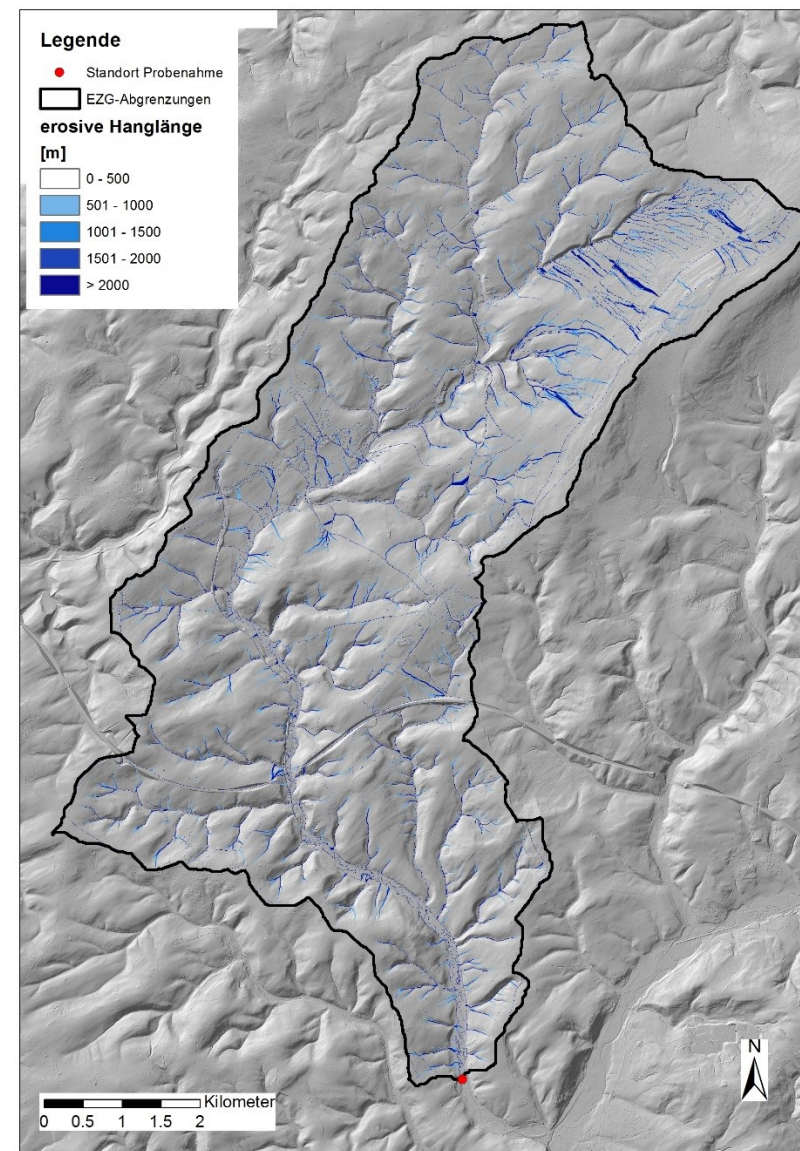
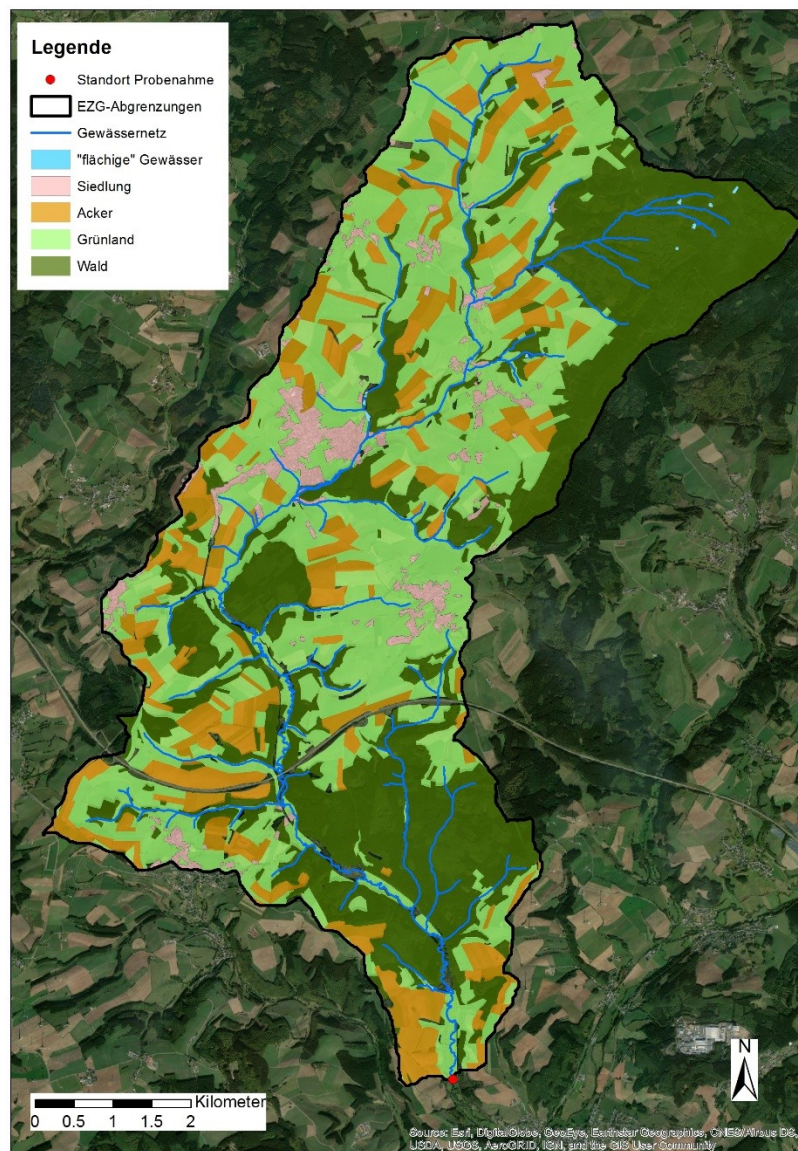


Abb. 68: links: Landnutzung und Gewässernetz (ATKIS, 2018) im EZG Alfbach PF; rechts: erosive Hanglänge (Abflussbahnen) im EZG Alfbach PF

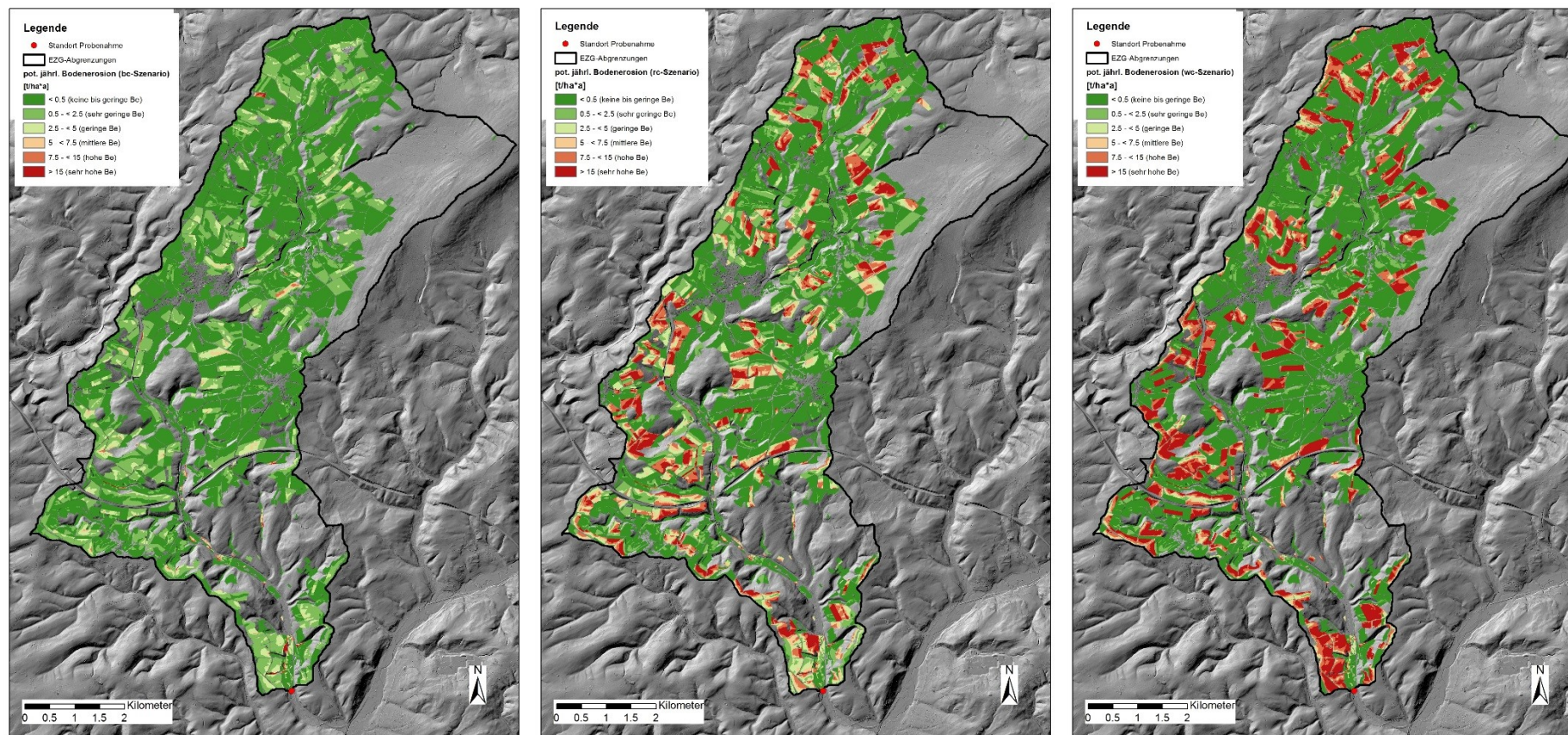


Abb. 69: Simulierte potentielle jährliche Bodenerosion für drei unterschiedliche Landnutzungsszenarien (von links nach rechts: best-case-, reality-case und worst-case-Szenario) für das EZG Alfach PF.

Tab. 28: Flächenanteile der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach INVEKOS (2019) für das EZG Alfbach PF

Kategorie	Anteil [%]
Ackerfutter	7,9
Brache	0,1
Gemüsebau	0,0
Getreide	14,5
Grünland	54,5
Grünland Neueinsaat	4,9
Hackfrüchte	0,0
Leguminosen	0,4
Mais	16,4
Obstbau	0,0
Ölsaat	0,9
Sonstiges	0,5
Streuobst	0,0
Weinbau	0,0

EZG Alfbach PF

Das EZG Alfbach PF zeichnet sich durch einen hohen Grünlandanteil (43 %) aus. Der Waldanteil beträgt 34 % und der Ackerflächenanteil ist mit 17 % relativ gering. Die Ackerflächen befinden sich überwiegend auf mittel stark geneigten Geländebereichen und sind „fleckenhaft“ zwischen den Grünlandflächen verteilt. Der Maisanteil an der LNF ist relativ hoch (16 % Tab. 28). Die höchsten Hangneigungen treten im EZG Alfbach PF an den Hängen der vom Gewässernetz eingeschnittenen Täler. Diese Hänge sind größtenteils grünland- oder waldbewachsen.

Am Standort Alfbach PF wurde eine „mittlere“ Kolmation gemessen (Klasse 3, AR: 29 %). Nach WRRL wurde der Standort hinsichtlich der Eigenschaften ökologischer Zustand und Allgemeine Degradation als „mäßig“ eingestuft.

Landnutzungsszenarien (Alfbach PF)

Abb. 69 zeigt die Ergebnisse der Modellierung der potentiellen jährlichen Erosion für das EZG Alfbach PF vergleichend für die drei simulierten Landnutzungsszenarien (best-, reality- und worst-case Szenario). Die mittlere potentielle Bodenerosion beträgt im reality-case 3,57 t/ha*a (vgl.Tab. 29) und gilt somit als „gering“-erosionsgefährdet. Im EZG Alfbach PF weisen im reality-case Szenario vergleichsweise hohe Flächenanteile der LNF die Gefährdungsstufe „hohe“ und „sehr hohe Bodenerosion“ auf (9,1 und 7,2 %). Die mittlere jährliche Erosion im reality-case Szenario fällt deshalb im Vergleich zu den weiteren 4 hier betrachteten EZG am höchsten aus. Dies könnte auch der Grund für die nur „mäßige“ Einstufung nach WRRL-Bewertung sein. Da der Grünlandanteil der LNF im EZG Alfbach PF mit 43 % sehr hoch ist, liegt der Mittelwert der Erosion nicht noch höher.

Durch die Umsetzung des best-case Szenarios würde sich die mittlere jährliche Erosionsmenge im EZG um 2,84 t/ha*a reduzieren. Da in diesem EZG kein Weinbau angesiedelt ist, ergibt sich diese Minderung ausschließlich über die Annahme, dass im best-case Szenario nur Getreideanbau auf Ackerflächen stattfindet. Die relativ hohe Minderungswirkung bezüglich des Bodenabtrags durch Umsetzung des best-case Szenarios zeigt, dass in der aktuellen Landnutzung auf einem relativ hohen Anteil der LNF Mais angebaut wird (nach INVEKOS 2019: 16 % in Bezug auf die LNF und 41 % in Bezug auf die Ackerfläche).

Würde wie im worst-case Szenario ausschließlich Mais auf den Ackerflächen angebaut werden, würde sich die mittlere potentielle Erosionsmenge um 1,63 t/ha*a auf 5,2 t/ha*a erhöhen.

Für das EZG Alfbach PF wird zur Minderung der Erosionsmenge eine deutliche Reduzierung des Anteils der Maisanbauflächen empfohlen.

Tab. 29: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für das EZG Alfbach PF unter Annahme von unterschiedlichen Nutzungsszenarien

Alfbach PF	mittlere Erosion der LNF im EZG [t/ha*a]		
	best-case-Szenario	reality-case-Szenario	worst-case-Szenario
mittl. Erosion im EZG [t/(ha*a)]	0,73	3,57	5,20
Erosionsgesamtmenge [t/ha*a]	2236,9	11018,9	16045,8

Grasbewachsene Pufferstreifen (Alfbach PF)

Auch im EZG Alfbach ist bei der Simulation von grasbewachsenen Gewässerpufferstreifen ein deutlich geringerer Reduzierungseffekt hinsichtlich des Bodenabtrags als bei der Umsetzung eines best-case Nutzungsszenarios zu beobachten.

Im EZG Alfbach PF bewirkt eine Simulation von 10 m breiten Graspufferstreifen um Gewässer in Ackernähe eine Reduktion der mittleren jährlichen Erosion von 0,016 t/ha*a (vgl.Tab. 30). Bei einer angenommenen Breite von 20 m für die Pufferstreifen wird die mittlere jährliche Erosion bezogen auf die LNF im EZG um 0,030 t/ha*a reduziert. Dies entspricht einer Reduktion der gesamten jährlichen Erosionsmenge um rund 50 t/ha bei 10 m Pufferstreifen bzw. rund 92 t/a bei 20 m Pufferstreifen und somit einer deutlich größeren Reduktionsmenge durch Pufferstreifen als z. B. am Mittleren und Unteren Guldenbach.

Auch wenn die Minderungsleistung hinsichtlich der Erosionsmenge relativ gering ist, wird die Umsetzung von Graspufferstreifen auf Äckern in Gewässernähe empfohlen.

Tab. 30: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für das EZG Alfbach PF. unter Annahme von grasbewachsenen Gewässerpufferstreifen

Alfbach PF	ohne Puffer	mit "10m Puffer"	mit "20m-Puffer"
mittl. Erosion im EZG [t/(ha*a)]	3,430	3,414	3,400
Reduktion [t/(ha*a)]	0	0,016	0,030
Erosionsgesamtmenge [t/a]	10543,1	10493,4	10451,4
Reduktion [t/a]	0,0	49,8	91,8

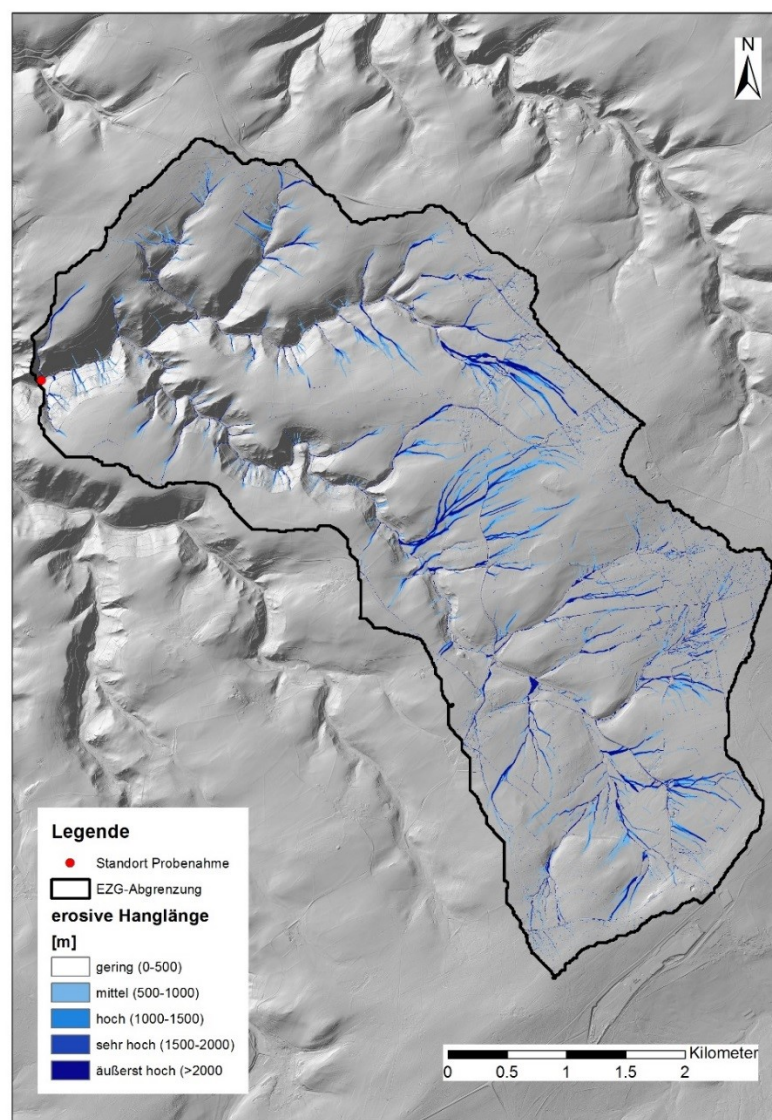
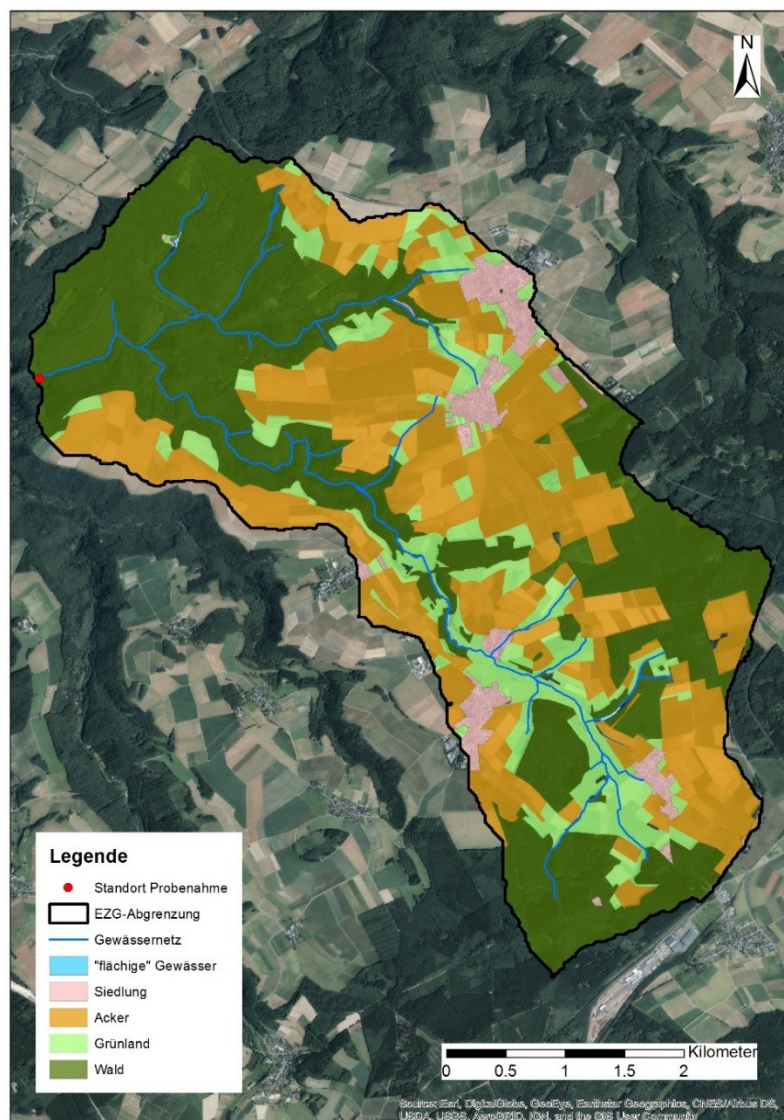


Abb. 70: links: Landnutzung und Gewässernetz (ATKIS, 2018) im EZG Eschbach; rechts: erosive Hanglänge (Abflussbahnen) im EZG Eschbach

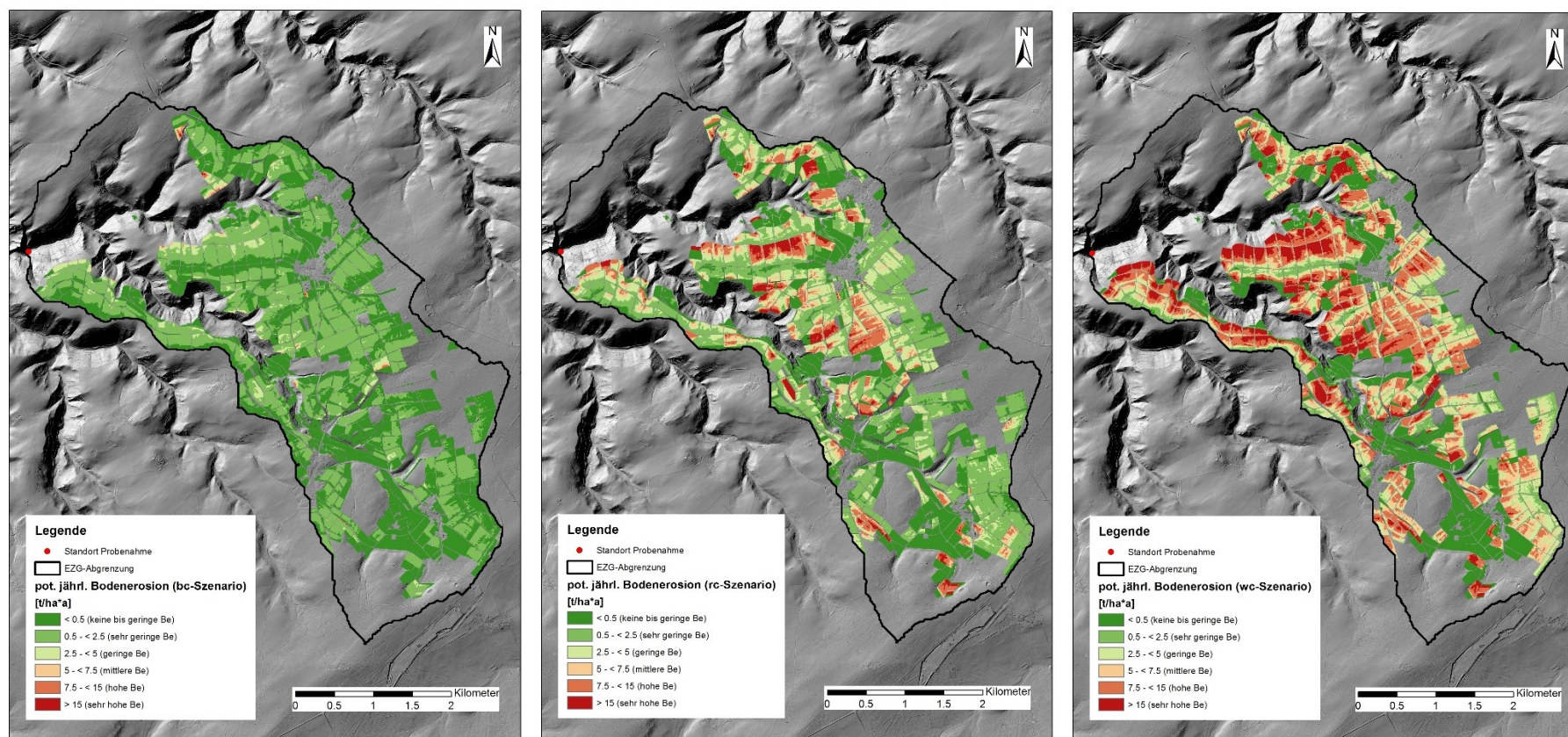


Abb. 71: Simulierte potentielle jährliche Bodenerosion für drei unterschiedliche Landnutzungsszenarien (von links nach rechts: best-case-, reality-case und worst-case-Szenario) für das EZG Eschbach

Tab. 31: Flächenanteile der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach INVEKOS (2019) für das EZG Eschbach

Kategorie	Anteil [%]
Ackerfutter	2,2
Brache	2,2
Gemüsebau	0,0
Getreide	43,8
Grünland	21,6
Hackfrüchte	0,0
Leguminosen	0,0
Mais	21,5
Obstbau	0,0
Ölsaaten	8,6
Sonstiges	0,1
Streuobst	0,0
Weinbau	0,0

EZG Eschbach

Den größten Flächenanteil im EZG Eschbach nimmt Wald ein (45 %). Der Ackerbauanteil im EZG ist vergleichsweise hoch (37 %), der Grünlandanteil hingegen eher gering (14 %). Die Ackerflächen in diesem EZG liegen hauptsächlich auf einem Hochplateau zwischen zwei tieferen Talsystemen, in denen die Gewässerstränge verlaufen (vgl. Abb. 70). Auf den Ackerflächen wurde in 2019 ein relativ großer Anteil Mais angepflanzt (22 % der LNF, Tab. 31). Die höchsten Hangneigungen weisen die bewaldeten Steilhänge der von den Gewässerverläufen eingeschnittenen Täler auf. Die Hochplateaubereiche haben hauptsächlich schwache und zu kleineren Anteilen mittlere Hangneigungen.

Die gemessene Abflussreduktion am Standort Eschbach betrug 27 % und lag somit in Kolmometerklasse 3. Hinsichtlich der WRRL-Kriterien ökologischer Zustand und Allgemeine Degradation wurde der Gewässerabschnitt am Eschbach jeweils mit „sehr gut“ bewertet. Diese Diskrepanz zwischen dem Kolmationsgrad und der sehr guten ökologischen Bewertung könnte ein Anzeichen dafür sein, dass sich die MZB-Gemeinschaft an diesem Standort gut an die Kolmationsverhältnisse angepasst hat. Aufgrund der nur einmaligen Beprobung kann dies jedoch nicht abschließend geklärt werden.

Landnutzungsszenarien (Eschbach)

Die mittlere jährliche Erosionsmenge im EZG Eschbach beträgt im reality-case Szenario 3,11 t/ha*a (vgl. Tab. 32) und ist somit als „gering“ einzustufen. Im best-case Szenario gibt es aufgrund des Maisanbaus im EZG (auf rund 22 % der LNF wird Mais angebaut) relativ große Flächenanteile, die die Gefährdungsstufen E3 („mittlere“), E4 („hohe“ und E5 („sehr hohe Bodenerosion“) aufweisen (Rottöne in Abb. 71 Mitte). Der Anteil von E3 an der LNF liegt bei 7,2 %, der von E4 bei 8,4 % und der von E5 bei 3,1 %. Durch die Anwendung eines best-case Anbauszenarios, in dem auf Ackerflächen nur Getreide angebaut wird, würde sich der mittlere Bodenabtrag um 2,36 t/ha*a auf 0,75 t/ha*a reduzieren. Die Flächenanteile von E3 – E5 würden jeweils auf unter 0,5 % sinken. Würde der Maisanteil wie im worst-case Szenario angenommen weiter bis auf 100 % Flächenanteil der Ackerbaufläche gesteigert, würde die mittlere jährliche Bodenerosion im EZG Eschbach auf 6,54 t/ha*a ansteigen.

Die Reduzierung bzw. komplette Vermeidung des Maisanbaus im EZG Eschbach würde somit zu einer deutlichen Minderung der Erosionsmenge führen und wird deshalb als Maßnahme empfohlen.

Tab. 32: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für das EZG Eschbach unter Annahme von unterschiedlichen Nutzungsszenarien

Eschbach	mittlere Erosion der LNF im EZG [t/ha*a]		
	best-case-Szenario	reality-case-Szenario	worst-case-Szenario
mittl. Erosion im EZG [t/(ha*a)]	0,75	3,11	6,54
Erosionsgesamtmenge [t/ha*a]	732,2	3025,7	6352,2

Grasbewachsene Pufferstreifen (Eschbach)

Der Einfluss von grasbewachsenen Pufferstreifen wäre mit 0,006 t/ha*a Reduktionsleistung bei 10 m Pufferstreifen und 0,012 t/ha*a Reduktion bei 20 m Pufferstreifen sehr gering (vgl. Tab. 33). Dies lässt sich dadurch erklären, dass die Gewässerstränge im EZG Eschbach überwiegend in tiefer eingeschnittenen Tälern verlaufen und somit wenige Ackerflächen in direkter Nähe zu Gewässerabschnitten vorhanden sind. Bezogen auf das gesamte EZG würden bei Anlage von 10 m Puffern jährlich insgesamt 5,3 t weniger Bodenmaterial abgetragen, bei 20 m Puffern 11,7 t/a.

Trotz der geringen Minderungsleistung auf die Erosionsmenge werden grasbewachsene Pufferstreifen auf Äckern in Gewässernähe empfohlen. Anzuregen wäre, Pufferstreifen hier auch generell an Ackergrenzen anzulegen, auch wenn dies abseits der Gewässer in der Praxis schwerer zu vermitteln ist.

Tab. 33: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für das EZG Eschbach unter Annahme von grasbewachsenen Gewässerpufferstreifen

Eschbach	ohne Puffer	mit "10m Puffer"	mit "20m-Puffer"
mittl. Erosion im EZG [t/(ha*a)]	2,962	2,957	2,950
Reduktion [t/(ha*a)]	0	0,006	0,012
Erosionsgesamtmenge [t/a]	2809,8	2804,5	2798,1
Reduktion [t/a]	0,0	5,3	11,7

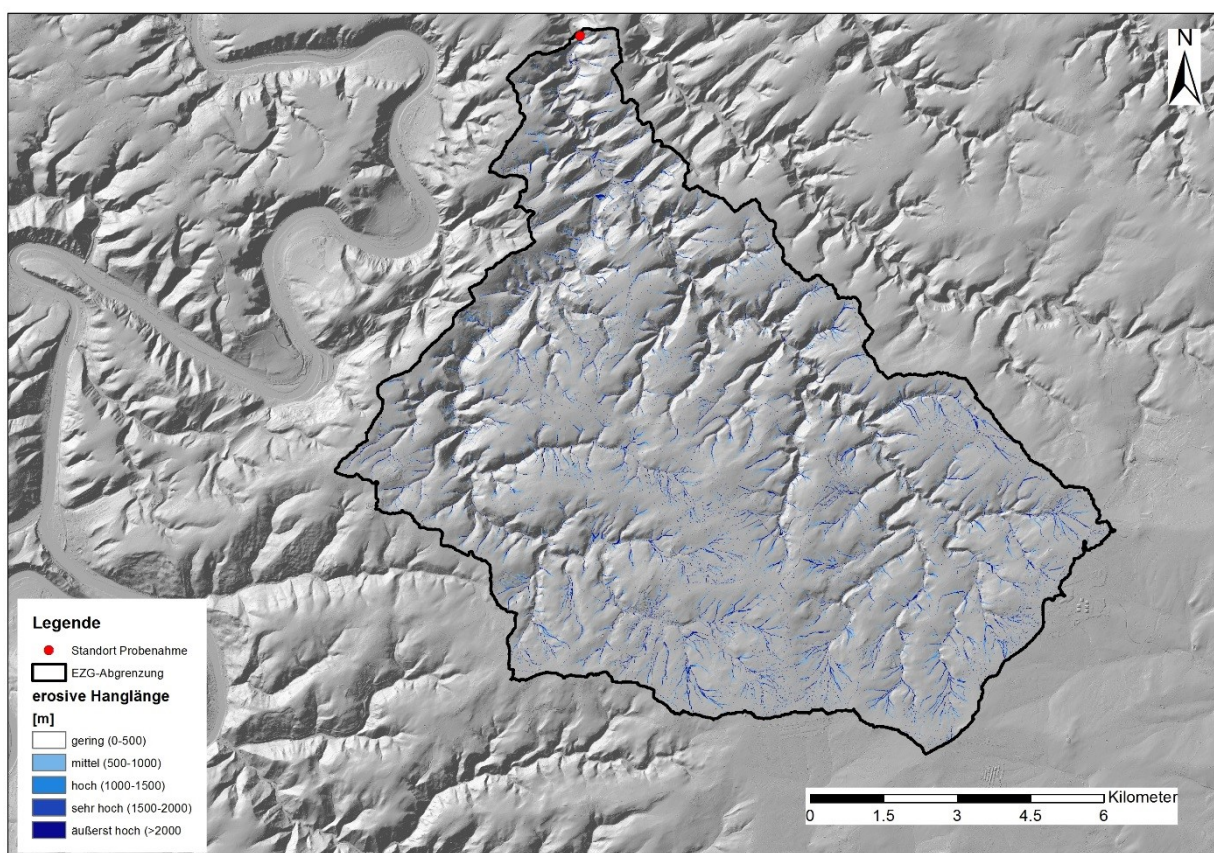
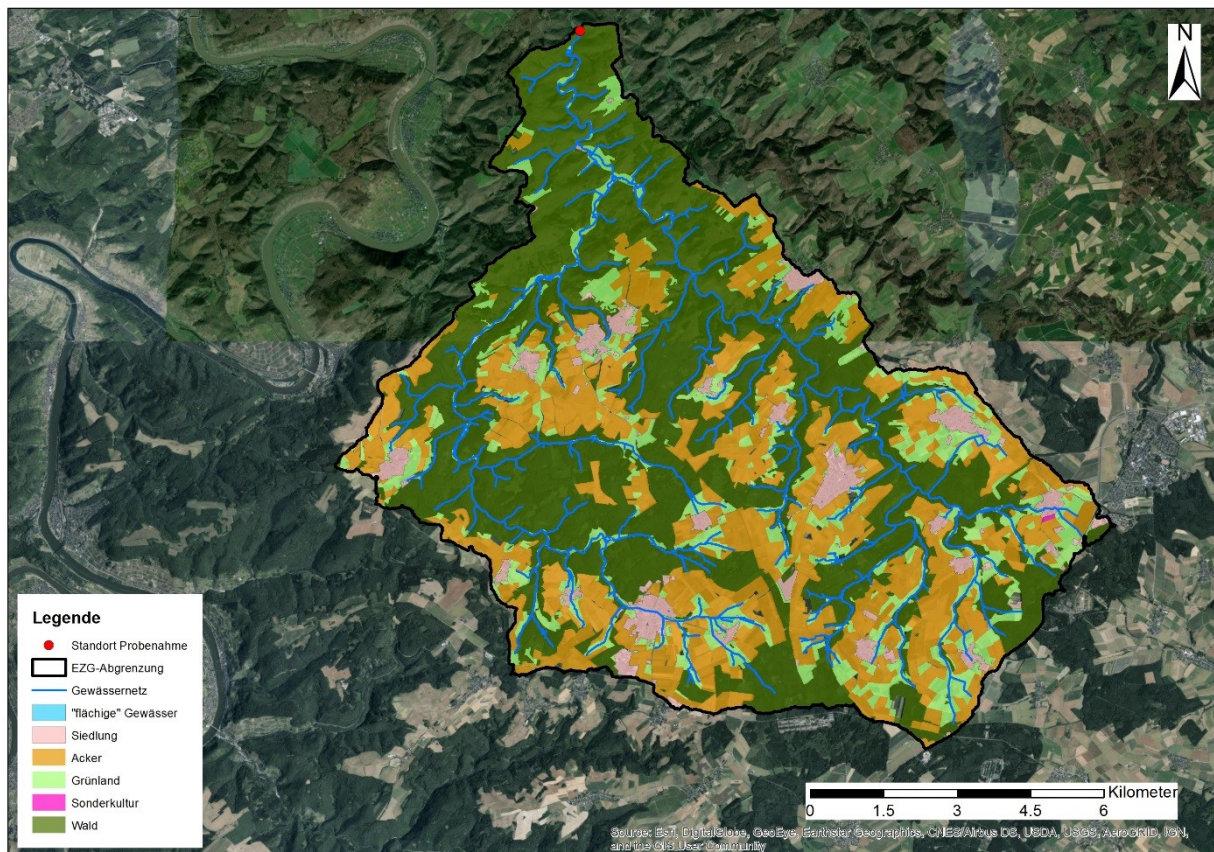


Abb. 72: oben: Landnutzung und Gewässernetz (ATKIS, 2018) im EZG Unterer Flaumbach; unten: erosive Hanglänge (Abflussbahnen) im EZG Unterer Flaumbach

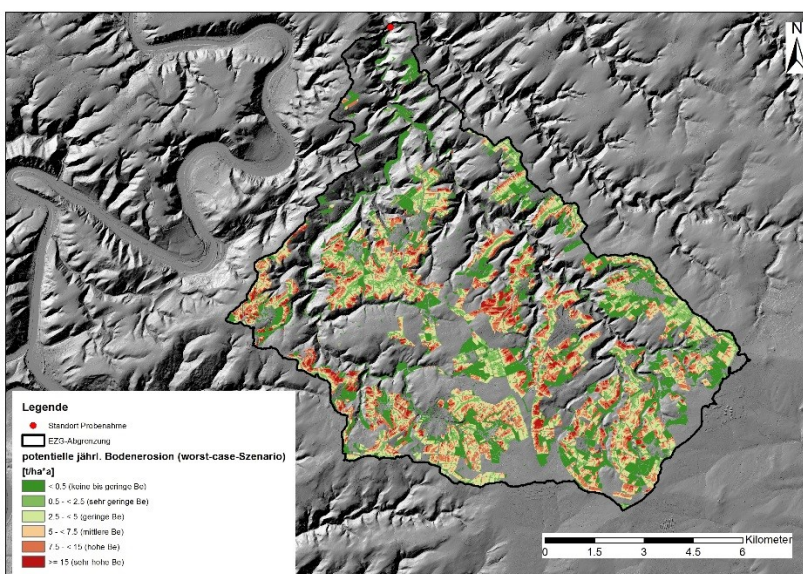
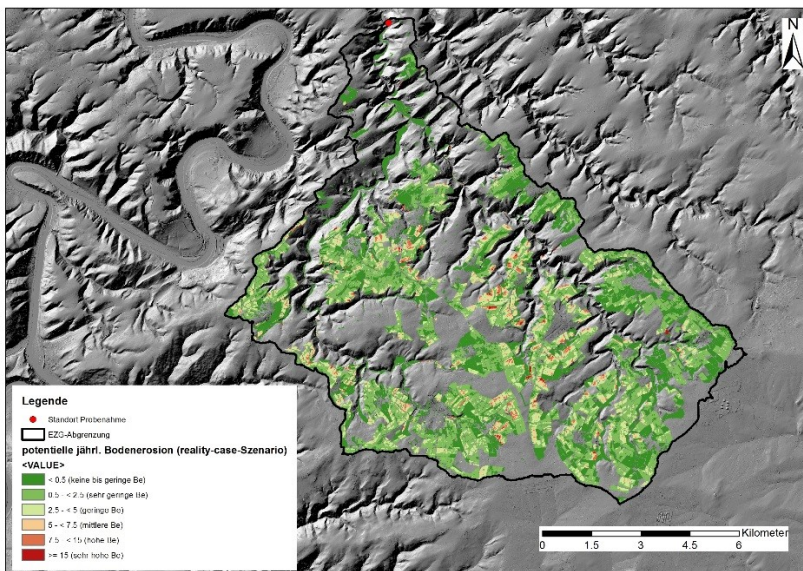
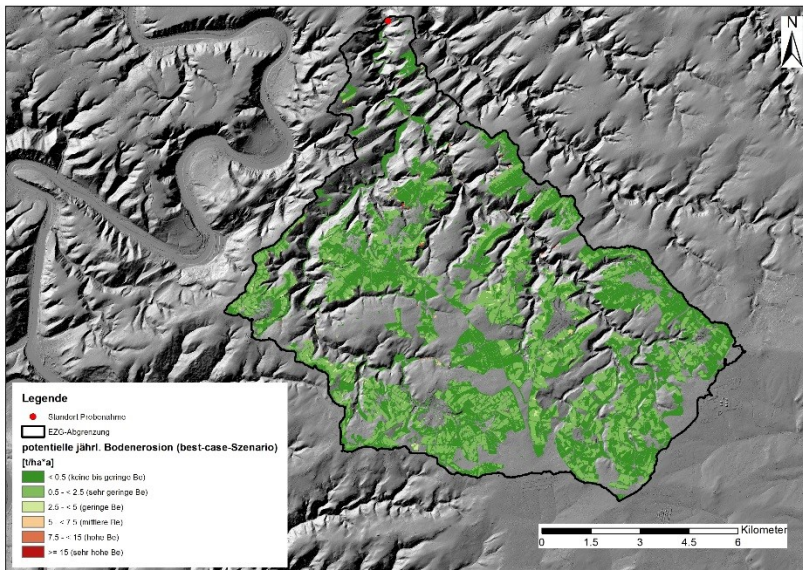


Abb. 73: Simulierte potentielle jährliche Bodenerosion für drei unterschiedliche Landnutzungsszenarien (von oben nach unten: best-case-, reality-case und worst-case-Szenario) für das EZG Unterer Flaumbach

Tab. 34: Flächenanteile der landwirtschaftlichen Nutzfläche nach INVEKOS (2019) für das EZG Unterer Flaumbach

Kategorie	Anteil [%]
Ackerfutter	0,7
Brache	2,5
Gemüsebau	0,0
Getreide	54,9
Grünland	25,3
Hackfrüchte	0,0
Leguminosen	2,4
Mais	2,9
Obstbau	0,0
Ölsaaten	10,1
Sonstiges	1,0
Streuobst	0,1
Weinbau	0,0

EZG Unterer Flaumbach

Ähnlich wie im EZG Eschbach verlaufen die Gewässer im EZG Unterer Flaumbach überwiegend in bewaldeten tiefer eingeschnittenen Tälern, während die Ackerflächen auf höher liegenden Plateauflächen liegen (vgl. Abb. 72). Den größten Flächenanteil im EZG nimmt Wald ein (51 %). Der Anteil Ackerbau liegt bei 29 %, der von Grünland bei 14 %. Auf den Ackerflächen wird zum Großteil Getreide angebaut (55 %). Die Hochflächen haben überwiegend schwache Hangneigungen mit zunehmender Nähe zu den Gewässertälern auch mittlere Hangneigungen. Die höchsten Hangneigungen weisen die bewaldeten Steilhänge der vom Gewässernetz geformten Täler.

Im Vergleich zwischen den 5 ausgewählten EZG weist der Probenahmestandort Unterer Flaumbach den höchsten gemessenen Kolmationswert auf (AR: 39 %; Klasse 3). Trotzdem ist die mittlere Erosionsmenge im Vergleich zu den weiteren hier näher betrachteten EZG relativ gering. Der Eintrag von Feinsediment könnte durch Erosionsrinnen, die vom angrenzenden, bewaldeten und teils felsigen Hangbereich direkt ins Gewässer abfließen, verursacht worden sein. Bei der Erosionsmodellierung werden Waldregionen jedoch als Flächen ohne Erosion angenommen.

Der ökologische Zustand und die allgemeine Degradation werden am Flaumbach nach WRRL mit „sehr gut“ bewertet. Auch hier kann der Grund die Diskrepanz zwischen „mäßiger“ Kolmation und „sehr guter“ ökologischer Einstufung auf Basis der einmaligen Beprobung ähnlich wie am Standort Eschbach nicht abschließend geklärt werden.

Landnutzungsszenarien (Unterer Flaumbach)

Die mittlere jährliche Erosion beträgt im best-case Szenario 1,66 t/ha*a und ist somit als „sehr gering“ einzustufen (vgl. Tab. 35). Im EZG Unterer Flaumbach wird nur auf 2,9 % der LNF Mais angebaut. Dadurch ist der Flächenanteil der Erosionsgefährdungsstufen E3 – E5 gering (4,1; 2,1 und 0,4 %).

Bei Anwendung des best-case Nutzungsszenarios würde sich die mittlere Erosion um 1,13 t/ha*a auf 0,53 t/ha*a reduzieren. Der vermehrte Anbau von Getreide auf Ackerflächen wird somit empfohlen, auch wenn das Reduktionspotential hinsichtlich der Bodenerosion im EZG Unterer Flaumbach

weniger deutlich ausfällt wie in den EZG mit hohem Maisanteil in der aktuellen Nutzung (Alfbach PF und Eschbach).

Eine Erhöhung des Maisanteils im EZG wie im worst-case Szenario angenommen ist nicht zu empfehlen, da sich die mittlere jährliche Erosion auf bis zu 4,97 t/ha*a erhöhen würde.

Tab. 35: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für das EZG Unterer Flaumbach unter Annahme von unterschiedlichen Nutzungsszenarien

unt. Flaumbach	mittlere Erosion der LNF im EZG [t/ha*a]		
	best-case-Szenario	reality-case-Szenario	worst-case-Szenario
mittl. Erosion im EZG [t/(ha*a)]	0,53	1,66	4,97
Erosionsgesamtmenge [t/ha*a]	2377,1	7490,6	22414,1

Grasbewachsene Pufferstreifen (Unterer Flaumbach)

Da die Gewässer im EZG *Unt. Flaumbach* hauptsächlich in bewaldeten tiefer eingeschnittenen Tälern liegen, befinden sich nur wenige Ackerflächen in direkter Umgebung von Gewässern (im Oberlauf). Dadurch ist der Effekt von grasbewachsenen Pufferstreifen auf die Erosion nur sehr gering. Die Simulation von 10 m breiten Pufferstreifen für Äcker in Gewässernähe ergab eine Reduzierung der mittleren Erosion der LNF im EZG von 0,001 t/ha*a, die Simulation von 20 m Pufferstreifen eine Reduzierung von 0,005 t/ha*a. Somit könnte die Anlage von Pufferstreifen nur einen geringen Beitrag zur Entschärfung der Erosionssituation beitragen, wird aber trotzdem als Beitrag zur Erosionsminderung empfohlen.

Tab. 36: mittlere jährliche Bodenerosion und jährliche Erosionsgesamtmengen für das EZG Unterer Flaumbach unter Annahme von grasbewachsenen Gewässerpufferstreifen

unt. Flaumbach	ohne Puffer	mit "10m Puffer"	mit "20m-Puffer"
mittl. Erosion im EZG [t/(ha*a)]	1,639	1,638	1,635
Reduktion [t/(ha*a)]	0	0,001	0,005
Erosionsgesamtmenge [t/a]	7533,8	7527,1	7512,9
Reduktion [t/a]	0,0	6,7	20,9

3.5 Aufbau einer Kommunikationsplattform/Dissemination (AP6)

Die Ergebnisse der einzugsgebietsbezogenen Betrachtung der Kolmation sind als Abschlussbericht auf der Internetseite der Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) veröffentlicht.

Des Weiteren sind in einer Web- und Story-Map die wichtigsten projektbezogenen Geodaten (z. B. Standorte und Einzugsgebiete), Untersuchungsmethoden, Fotos und Ergebnisse verknüpft und abrufbar. Die Umsetzung erfolgte über ArcGIS-online. Der Zugriff ist öffentlich (<https://arcg.is/nH100>).

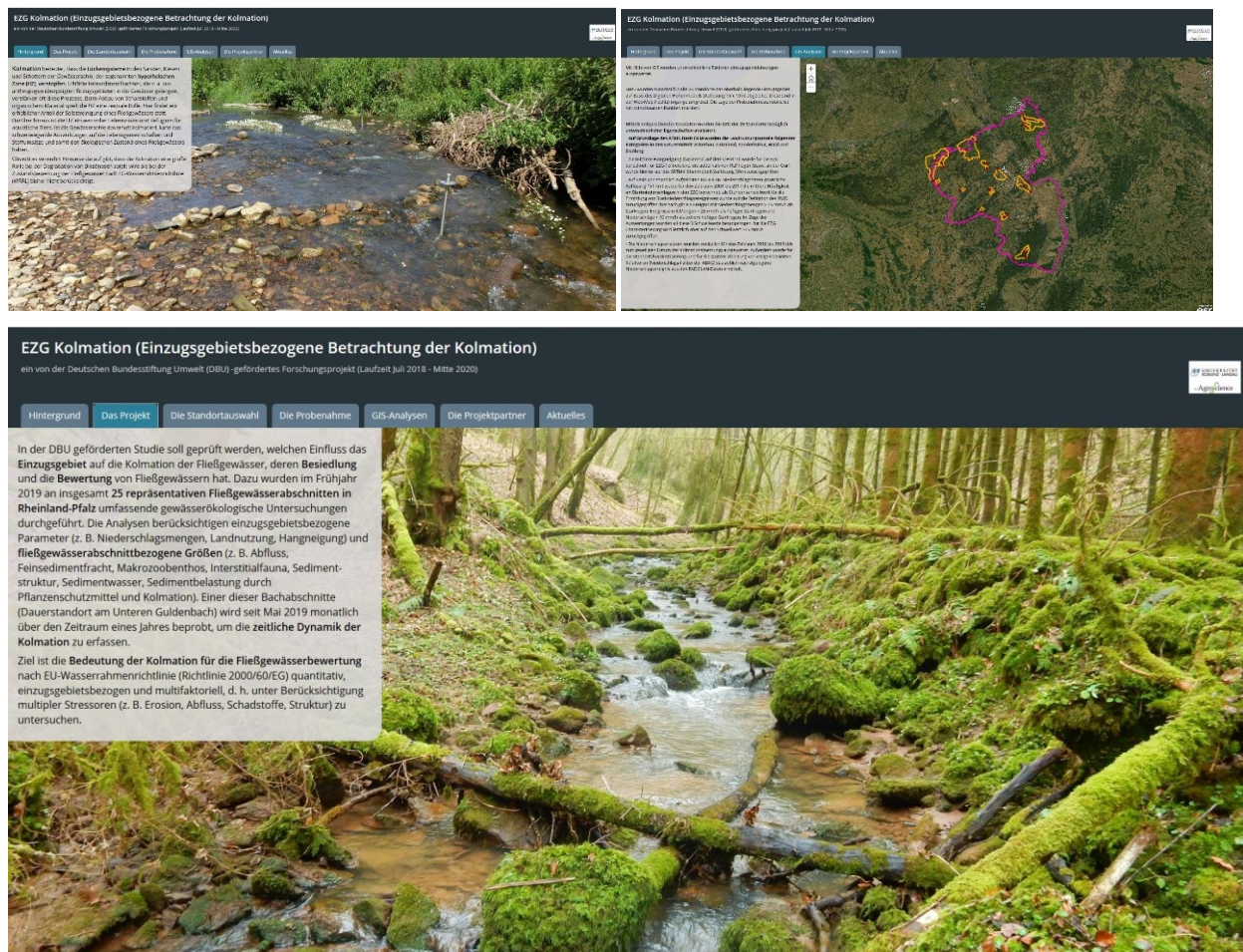


Abb. 74: Schnappschüsse der im Rahmen des Projektes erstellten Storymap

Bisherige Veranstaltungen:

Am **25.1.2020** wurde das Projekt mit Schwerpunkt Untersuchungsstandort Unterer Guldenbach im Rahmen der Jahreshauptversammlung des Angelsportverein Guldental (ASV Guldental) in einem Vortrag von Dr. H. Stein vorgestellt.

Am **24.4.2020** wurde das Projekt während der letzten Untersuchung vorort am Guldenbach von PD Dr. H. J. Hahn und Dr. H. Stein vorgestellt und mit Vertretern des ASV Guldental und Herrn M. Dittrich, Thüringer Landesamt für Umwelt und Geologie diskutiert.

Im Rahmen der 24. Betreuertagung der Länder Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland am **1.7.2020** wurden die ersten Untersuchungsergebnisse in Wiesbaden/Naurod von Dr. H. Stein und Dr. H. Schindler präsentiert.

Am **29.9.2020** wurde die Studie im Rahmen der DBU-Workshops "Nexusphänomene" vorgestellt (PD H. J. Hahn, Dr. H. Stein).

Am **26.4.2020** wurden Ergebnisse der Untersuchungen am Dauerstandort Unterer Guldenbach bei der online-Tagung EGU21 (European Geosciences Union) präsentiert: *Periodic alterations of the hydrological exchange in hyporheic sediments: colmation, hyporheic fauna and abiotic parameters in a second order stream during one year* (Dr. H. Stein, PD H. J. Hahn).

Am **30.6.2021** wurde bei der SedNet-Konferenz (European Sediment Network) ein Vortrag zum Thema Kolmationsdynamik am Unteren Guldenbach gehalten: „*Annual dynamics of river bed clogging in a second order stream forms hyporheic community patterns*“ (Dr. H. Stein, PD H. J. Hahn).

Am **15.7.2021** stellte PD Dr.Hahn auf der Jahrestagung der DWA-Sachsen-Thüringen in Gera das Kolmations-Projekt vor.

Am **16.6.2021** wurden die Ergebnisse der Kolmationsstudie im Rahmen des jährlichen Treffens dem DGL AK Grundwasser vorgestellt. (PD H. J. Hahn).

Am **6.11.2021** werden bei der Veranstaltungsreihe "Bachpatentage 2021" (Aktion Blau +) die Ergebnisse vom Dauerstandort „Unterer Guldenbach“ mit Schwerpunkt Kolmationsdynamik präsentiert (Dr. H. Stein, PD H. J. Hahn).

In die Untersuchungen wurden insgesamt **3 Master- und 3 BachelorstudentInnen** der Universität Koblenz-Landau eingebunden, die ihre Abschlussarbeiten darüber verfasst haben. In der ersten Masterarbeit wurden die letztlich angewandten Methoden erprobt und weiterentwickelt. Drei weitere Studierende unterstützten im Rahmen ihrer Abschlussarbeiten die Untersuchungen am Dauerstandort Unterer Guldenbach.

Die **Veröffentlichung** der Ergebnisse dieser Kolmationsstudie in einer wissenschaftlichen Fachzeitschrift ist für 2021/22 geplant.

4 Diskussion

Die Untersuchungen und die folgende Diskussion beziehen sich ausschließlich auf die feinsedimentbezogene Kolmation. Biogene Kolmationsprozesse wurden im Rahmen dieser Studie nicht gesondert berücksichtigt. Ebenfalls nicht speziell berücksichtigt wurden die Auswirkungen von Renaturierungen auf die Kolmation. Allerdings weisen die niedrigen Kolmatierungsgrade der renaturierten Standorte Untere Nister (Standort Weidacker) und Unterer Guldenbach (Mai 2019) darauf hin, dass die durchgeführten Maßnahmen einen positiven Effekt auf die Sedimentdurchlässigkeit hatten. Insbesondere am Unteren Guldenbach führten kostengünstige Initialmaßnahmen (Störsteine) zu einer verbesserten hydromorphologischen Dynamik und damit zu einer Strukturvielfalt und wohl auch einer besseren Durchströmbarkeit der Sedimente.

4.1 Gewässertypische Unterschiede zeigen die Notwendigkeit der Referenzierung

Erwartungsgemäß ergaben die Kolmationsmessungen, die an 25 Fließgewässerstrecken in Rheinland-Pfalz durchgeführt wurden, deutliche Unterschiede zwischen den drei untersuchten Fließgewässertypen: *Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)*, *Fein- bis grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsflüsse (Typ 9)* und *Feinsedimentreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5.1)*. Diese gewässertypischen Unterschiede in der Sedimentdurchlässigkeit werden als weitgehend natürlich eingeschätzt. Entsprechend wären sie dann auch bei der Bewertung der Kolmation zu berücksichtigen.

Die Permeabilität der Gewässersohle und der hyporheischen Zone wird stark durch hydromorphologische Bedingungen geprägt (Mutz *et al.* 2015). Entscheidend dafür sind die Gewässergröße und die Beschaffenheit der Sohlensedimente von der die Fließgeschwindigkeit, Sohl Schubspannung, Verteilung der Korngrößen, Schwebstoffkonzentration und hydraulische Gradienten abhängen (Schälchli 1993 & 2002). Dies zeigten auch die durchgeführten Kolmationsmessungen:

In den *grobmaterialreichen Bächen (Typ 5)* wurde im Durchschnitt eine mittlere Kolmation (Klasse 3) festgestellt, während in den *grobmaterialreichen Flüssen (Typ 9)* im Durchschnitt nur eine leichte Kolmation (Klasse 2) gemessen wurde. Am stärksten waren die feinsandigen Sedimente der *Wieslauter (Typ 5.1)* „kolmatiert“ (Klasse 5, vollständige „Kolmation“). Allerdings zeigt in sandgeprägten Gewässern die stark reduzierte Durchströmbarkeit nicht unbedingt eine innere Kolmation an, sondern die natürliche Sedimentbeschaffenheit (Parzefall *et al.* 2014). In sandigen Sedimenten, die zwar eine vergleichbare Porosität wie kiesige Sedimente haben, ist die hydraulische Leitfähigkeit verringert, wodurch die hyporheische Fließgeschwindigkeit deutlich langsamer als in Kiesen ist (Brunke *et al.* 2015).

Die Ergebnisse bestätigten, dass eine quantitative Bewertung der Kolmation nur anhand gewässertypspezifischer Referenzen erfolgen kann, die den möglichst **naturnahen Kolmatierungszustand** (Leitbild) eines Gewässertyps definieren. Eine solche Referenzierung könnte auf der Gliederung der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen nach LAWA (Pottgießer & Sommerhäuser 2008) basieren, die auch der WRRL-Bewertung zugrunde liegt. Die Abweichungen im durchschnittlichen Kolmatierungsgrad, die an einigen Gewässerstrecken durch stark *verlehnte Gewässersohlen* beobachtet wurden (z. B. *Ob. Wied WB* u. *Ob. Endertbach*), deuten darauf hin, dass diese Gewässer gesondert referenziert werden müssten. Auch zeigen die Ergebnisse, dass für die

Kolmationserfassung die geologisch bedingte Sedimentbeschaffenheit stärker als bei der WRRL-Bewertung berücksichtigt werden muss. So gehört beispielsweise der *Stillegraben* offiziell zu den *grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbächen (Typ 5)*. Aufgrund seiner Lage im Buntsandstein ist sein Interstitial aber stark feinsandgeprägt.

Abhängig vom Gewässertyp waren in dieser Untersuchung auch die Art und die Intensität der **Landnutzung** im jeweiligen Einzugsgebiet (EZG). Im EZG der *grobmaterialreichen Bäche des Typs 5* war die anteilige ackerbauliche Fläche größer als im EZG der *grobmaterialreichen Flüsse (Typ 9)* mit überwiegenden Wald- und Grünlandflächen. Dagegen dominierten im EZG der *feinsedimentreichen Wieslauerstandorte (Typ 5.1)* Waldflächen. Dieser grundsätzliche Unterschied in der Landnutzung überlagerte den natürlichen Kolmationszustand.

Vor allem in den untersuchten *grobmaterialreichen Bächen des Typs 5* stellt sich die Frage welcher Kolmationszustand naturgemäß ist. Obwohl in dieser Studie in den *Bächen des Typs 5* im Durchschnitt eine mittlere Kolmation (Kolmameterklasse 3) festgestellt wurde, war z. B. der *Michelsbach*, dessen EZG nur wenig landwirtschaftlich genutzt wird, auch nur leicht kolmatiert (Kolmameterklasse 2). Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass auch bei Typ 5 der naturnahe Referenzzustand eher eine schwache Kolmation wäre (Klasse 2). Das würde bedeuten, dass die mittlere Kolmation (Klasse 3), die in den meisten Bächen gemessen wurde, nicht naturnah wäre. Verstärkt wird der Eindruck dadurch, dass für die *Bäche des Typs 5* anhand der stärkeren ackerbaulichen Landnutzung höhere **potentielle Erosionsmengen** pro Jahr berechnet wurden als für den Michelsbach oder die EZG der untersuchten *Flüsse des Typs 9*. Gleichzeitig wurden v. a. in den Proben der Bäche des Typs 5 eine höhere **Trübung**, die auf höhere **Feinsedimentmengen** schließen lässt, und ein höherer Anteil **organisches Material** gemessen. Aufschluss über den naturnahen Kolmatierungsgrad speziell dieses Gewässertyps könnten weitere Kolmationsuntersuchungen an naturnahen Gewässerstrecken geben, wobei naturräumliche und regionale Eigenschaften (z. B. Geologie, Talform) stärker berücksichtigt werden.

Vor dem Hintergrund der Fließgewässertypen nach LAWA könnten für eine Klassifizierung zur Erfassung und Bewertung der Kolmation Parameter einbezogen werden, die deren **potentielle Anfälligkeit für Kolmation** berücksichtigen. Die Autoren Thurmann und Zumbroich (2013) schlagen z. B. als *kolmationsrelevante Faktoren* den Anteil an leicht mobilisierbarem Sohlmaterial, die Abflussvariabilität sowie die Feinsedimentbereitstellung im Einzugsgebiet vor (Brunke (2001) nennt *kolmationsfördernde Faktoren* wie wasserbauliche Maßnahmen (z. B. Dämme, Begradigung, Uferbefestigung etc.) und Landnutzung, die ebenfalls bei einer Klassifizierung Berücksichtigung finden sollten.

4.2 Die Zusammenhänge zwischen Kolmation und WRRL-Bewertung sind unscharf

Die festgestellten Zusammenhänge zwischen der Kolmation und der Bewertung des ökologischen Zustands und der Allgemeinen Degradation bestätigten weitgehend die Ergebnisse der vorangegangenen Studie (Stein *et al.* 2018a): Durch die WRRL schlechter bewertete und insbesondere stärker degradierte Standorte, wiesen i. d. R. auch eine stärkere Kolmatierung auf. In den aktuellen Untersuchungen waren diese Zusammenhänge jedoch nicht signifikant.

Zusammenhänge wurden v. a. an den untersuchten *Fließstrecken des Typs 5* festgestellt, wo die gemessene Abflussreduktion (Mittlere, Minimale und Maximale AR pro Standort) negativ mit dem

ökologischen Zustand und der Allgemeinen Degradation korrelierte. Das bedeutet, dass stärker kolmatisierte Bäche des Typs 5 tendenziell auch in einem schlechteren ökologischen Zustand waren. Keine Zusammenhänge zwischen der Kolmation und der WRRL-Bewertung wurden bei den untersuchten *Flüssen des Typs 9* und der *Wieslauter (Typ 5.1)* nachgewiesen. Dies dürfte v. a. mit der gewässertypischen Ausprägung der Kolmation und der kleinen Stichprobenzahl zusammenhängen. Auch wenn direkte Zusammenhänge zwischen der Kolmation und der Bewertung nach WRRL schwach waren, wurde ein starker Effekt der Kolmation auf die benthalen Tiergemeinschaften, die ja der WRRL-Bewertung zugrunde liegen, und insbesondere auf die interstitiellen Tiergemeinschaften nachgewiesen. Einhergehend mit einer stärkeren Kolmation, wurden i. d. R. auch geringere Besiedlungsdichten und Taxazahlen festgestellt sowie eine absolute und anteilige Abnahme von v. a. lückensystem-besiedelnden Tiergruppen (z. B. Crustacea, EPT-Taxa), während die Anteile feinsedimentbesiedelnder Taxa (z. B. Oligochaeta, Nematoda) zunahm. Im Interstitial waren diese Muster besonders deutlich, da die interstitiellen Tiere abhängiger von den verfügbaren Lückenräumen sind als die benthischen Gemeinschaften. Diese Beobachtungen bestätigen die Ergebnisse verschiedener Studien über die Besiedlung interstitieller Sedimente (z. B. Gibert Descloux *et al.* 2013, Boulton 2000b, Altmooß *et al.* 2009, Stein *et al.* 2018, Debeljak 2018). Die MZB-Fauna, bildete, zumindest an den untersuchten Standorten, die Kolmationssituation dennoch weniger deutlich ab als es nach Wharton *et al.* (2017) zu erwarten gewesen wäre.

Für die Diskrepanz zwischen der Kolmationsbewertung und den WRRL-Parametern werden verschiedene Ursachen gesehen, die sich als 1) zeitliche und 2) räumliche Variabilität der Kolmation sowie als die 3) Individualität der Fließgewässer zusammenfassen lassen:

4.2.1 Die zeitliche Variabilität der Kolmationsprozesse:

Natürliche und auch anthropogen verstärkte Kolmationsprozesse verlaufen dynamisch (Schälchli 1993, 2002, Brunke *et al.* 2015). Daraus lässt sich ableiten, dass zum Zeitpunkt der jeweils aktuellen Kolmationsmessung die tatsächliche Situation des Fließgewässers nicht umfassend wiedergespiegelt wurde. Die Kolmationsmessungen erfolgten einmalig im späten Frühjahr als an den meisten Standorten die Sohlensedimente vermutlich noch weniger stark kolmatisiert, bzw. durch die Winterhochwässer noch „offen“ waren.

Die monatlichen Messungen am Dauerstandort Unterer Guldenbach (siehe Kapitel 3.2.3) spiegelten den zeitlichen Verlauf von Kolmationsprozessen deutlich wider. Die Verfestigung der Sohle nahm am Unteren Guldenbach v. a. während der Sommer- und Herbstmonate zu, bzw. in Zeiten niedriger Wasserstände und höherer Temperaturen (siehe Kapitel 3.2.3). Diese Beobachtung scheint der typischen jahreszeitlichen Entwicklung von Kolmationsprozessen zu entsprechen (Wood & Armitage 1997, Brunke *et al.* 2015).

In Abhängigkeit dieser zeitlichen Dynamik im Sediment veränderten sich auch die interstitielle Besiedlung und verschiedene abiotische Parameter (z. B. elektrische Leitfähigkeit, vertikaler hydraulischer Gradient). Diese Veränderungen waren eng an das Abflussregime und an Niederschläge gekoppelt. Die gleichzeitige Veränderung der Biozönose entlang der dynamischen abiotischen Verhältnisse zeigt, dass die vermuteten Zusammenhänge auch ökologisch relevant sind. Um diese Dynamik in der Ausprägung der Kolmation zu berücksichtigen, müssten demnach die Kolmationsmessungen mehrmals im Jahresverlauf durchgeführt werden. Dabei ist auch der Zeitpunkt der Messung für zukünftige Kolmationsuntersuchungen relevant.

4.2.2 Die ausgeprägte räumliche Variabilität der Kolmation innerhalb eines Gewässerabschnitts

Die Gewässersohle von Fließgewässern weist i. d. R. ein kleinräumiges Mosaik an verschiedenen Substraten und hydraulischen Bedingungen auf (Mutz *et al.* 2015). So kann die Kolmation innerhalb einer Fließstrecke horizontal, also bezogen auf die Fläche des EZG, sehr heterogen verteilt sein. Auch vertikal, also in unterschiedlicher Tiefe, weist die Sedimentpermeabilität meist eine große Heterogenität auf, je nach den Eigenschaften der Sedimente und der hydraulischen Verhältnisse (Mutz *et al.* 2015). In dieser Studie wurde nur die horizontale Ausprägung erfasst indem alle Messungen in derselben Tiefe (10-15 cm) durchgeführt wurden. Über die vertikale Sedimentheterogenität der Standorte können deshalb keine Aussagen getroffen werden.

Die aktuelle Kolmationsbewertung basierte v. a. auf der Mittelwertbildung aus 10 Kolmationsmessungen, die in einer Fließstrecke durchgeführt wurden. Erfahrungsgemäß wird dadurch ein guter Eindruck über den Gesamtzustand einer Fließstrecke erlangt und der Vergleich mit anderen Standorten ermöglicht. Allerdings werden auch die „Extreme“ in der Kolmation eines Standortes durch die Bildung von Mittelwerten überdeckt. Auch dies könnte die Abweichungen zwischen der Kolmation und WRRL-Bewertung bedingt haben. Auswertungen, in denen nur der höchste (Maximum) oder auch der niedrigste (Minimum) Kolmationswert, der an einem Standort gemessen wurde, berücksichtigt werden, zeigten deutlichere und v. a. auch signifikante Korrelationen mit der WRRL-Bewertung (siehe Abb. 30). Vor allem bei Bächen des Typs 5, deren ökologischer Zustand mäßig war (Klasse 3), waren sowohl die maximalen als auch die minimalen Abflussreduktionswerte höher als bei Gewässern mit einer besseren Zustandsbewertung.

Eine weitere mögliche Erklärung für die Unterschiede in der WRRL- und Kolmationsbewertung könnte die Auswahl der Fließstrecken sein. Bei der Kolmationsstudie aus dem Jahr 2017 (Stein *et al.* 2018) wurden die höchsten Korrelationen zwischen der Kolmation und der Allgemeinen Degradation bzw. dem ökologischen Zustand gefunden, wenn nur Kolmationsmesswerte aus Grobsubstraten (Mikro- bis Megalithal) berücksichtigt wurden. Daraus abgeleitet, wurden für die aktuellen Untersuchungen innerhalb einer WRRL- oder Strukturreferenz-Strecke möglichst Fließstrecken ausgewählt (Länge meist < 30 m), in denen Grobsubstrate dominierten (entlang von Kiesbänken). An diesen Fließstrecken wurden die 10 Kolmationsmesspunkte auf die dominantesten Grobsubstrate verteilt, die ausnahmsweise auch sandig sein konnten. Dieser Ansatz, sich auf Fließstrecken mit Grobsubstraten zu konzentrieren und deren prägnante Substrateigenschaften zu erfassen, wird als zielführend angesehen, weil dadurch an diesen grundsätzlich durchlässigen Substraten die Heterogenität in der Kolmation erfasst wurde. Auf diese Weise wurden auch besonders stark oder schwach kolmatierte Bereiche an einem Standort erfasst, die wie in Abbildung 30 (Maximum; Minimum) deutliche Zusammenhänge mit der WRRL-Bewertung (ökologischer Zustand und Allgemeine Degradation) zeigten.

4.2.3 Die Individualität einzelner Gewässer und ihrer Einzugsgebiete

Anders als bei der vorangegangenen DBU-Studie aus dem Jahr 2017 (AZ 33590/01 - 33/2), waren die aktuellen Befunde hinsichtlich der Zusammenhänge zwischen Kolmation und Zustandsbewertung statistisch weniger abgesichert. Grund dafür ist die vergleichsweise geringe Stichprobenzahl, die die Vielfalt an Untersuchungsgebieten mit naturräumlichen, geologischen, hydromorphologischen Unterschieden und diverser Flächennutzung ihrer EZG gegenübersteht. Hinsichtlich der

Stichprobenzahl eigneten sich für die Analysen am ehesten die grobmaterialreichen Bäche des Typs 5 (n=16). Aber auch hier führte die kleine Stichprobenzahl dazu, dass einzelne Gewässer stark ins Gewicht fielen. Des Weiteren nahmen renaturierte Fließstrecken und solche mit stark lehmigen Gewässersohlen bei der Kolmationsbewertung eine Sonderstellung ein. An diesen Gewässern war die Diskrepanz zwischen der Kolmations- und der WRRL-Bewertung besonders groß. So wurden nach WRRL-Kriterien an Bächen wie dem *Ob. Endertbach* und der *Ob. Wied WB* ein sehr guter bis guter ökologischer Zustand (Klasse 1-2) festgestellt. Allerdings war die Gewässersohle in der Messtiefe (10-15 cm) in weiten Bereichen durch Lehmschichten sehr stark kolmatiert, während darüber eine gut durchströmte Kiesauflage von wenigen Zentimetern Stärke lag. Dadurch war das stark kolmatierte Interstitial kaum besiedelt, während darüber eine sehr gute bis gute Besiedlung durch MZB-Arten möglich war.

Umgekehrt wurde z. B. am Standort *Untere Nister WA* nur eine leichte Kolmation (Klasse 2) gemessen, während der Abschnitt als unbefriedigend (ökol. Zustandsklasse 4) bewertet wurde. Vermutlich durch die Renaturierungsmaßnahmen (Rückbau Dalexwehr) an diesem Standort, war das Kiesbett zum Zeitpunkt der Untersuchung gut durchströmt und unverfestigt. Kolmation spielte also, zumindest zum Untersuchungszeitpunkt, keine Rolle. Trotz der Sanierung der Gewässersohle und ihrer guten Durchströmbarkeit, ist die Untere Nister durch hohe Nährstoffeinträge (v. a. Phosphat und Nitrat) durch Landnutzung, Einleitungen von Kläranlagen, Regenüberläufen und Regenüberlaufbecken) belastet (SGD Nord o. J.), worauf auch der starke Algenaufwuchs hinwies. Darüber hinaus war der Standort völlig unbeschattet und strukturhomogen. Sowohl die MZB- als auch die Interstitialgemeinschaft spiegelten diese Belastung wider. Die Lebensgemeinschaften waren durch hohe Anteile anspruchsloser Arten, wie z. B. Würmern und Zuckmückenlarven (Nematoda, Oligochaeta, Chironomidae), geprägt.

4.3 Fehlende Zusammenhänge zwischen Strukturgüte und Kolmation

An den untersuchten Fließgewässern wurden keine sinnvollen Zusammenhänge zwischen der Strukturgüte samt der darin berücksichtigten Gütekriterien (z. B. Sohlstruktur) und der Kolmation gefunden. Auch zwischen der Strukturgüte und der Interstitialbesiedlung fehlten diese Zusammenhänge. Ein Grund für diese fehlenden Korrelationen dürfte sein, dass bei der Interstitialuntersuchung eine kürzere Fließstrecke (< 50 m) untersucht wurde, während bei der Strukturkartierung nach LAWA eine Fließstrecke von 100-200 m erfasst wird. Wie bereits diskutiert, wurden für die Kolmationsuntersuchungen Fließstrecken mit Grobsubstraten bevorzugt ausgewählt.

4.4 Die Eigenschaften des Einzugsgebiets definieren den Rahmen

Zwischen den EZG bezogenen Einflussgrößen, wie z. B. der Landnutzung, den Erosionsmengen und dem Abflussregime, wurden ebenfalls Zusammenhänge mit der Kolmations- und mit der WRRL-Bewertung (ökologischer Zustand, Allgemeine Degradation, Saprobie) nachgewiesen. Grundlegende Muster, d. h. negative Zusammenhänge zwischen der Besiedlung und der Kolmation sowie positive Zusammenhänge zwischen einer verstärkten landwirtschaftlichen Nutzung und der Kolmation, waren erkennbar. Im Sediment von Fließstrecken, deren EZG stärker landwirtschaftlich genutzt wird, wurden auch höhere Konzentrationen an Pflanzenschutzmitteln (PSM) und eine größere Anzahl von PSM-Wirkstoffen gemessen. In diesen Gewässern waren auch die Nitratkonzentrationen im Interstitialwasser und im Bachwasser höher. Multivariate Analysen (nichtparametrische Regressionsanalyse, DISTLM) zeigten, dass v. a. die gemessene Abflussreduktion die interstitielle

Meiofauna prägt. Ein negativer Einfluss der gemessenen PSM-Wirkstoffe auf die Makro- und Meiofauna war dagegen nicht erkennbar. Allerdings, auch wenn statistisch nicht signifikant, ließ sich ein Rückgang der Artenvielfalt bei der Meio- und MZB-Fauna mit der Flächennutzung herstellen. Einen Artenrückgang im Zusammenhang mit der Flächennutzung und dem Anstieg von Feinsedimenten, wurde z. B. auch in Untersuchungen von Boulton *et al.* (1997), Debeljak (2018) und Davis *et al.* (2021) nachgewiesen.

Die Proben von Standorten mit stärkerer Landnutzung im EZG zeigten auch höhere **Trübungsgrade**, die auf Feinsedimente hinweisen, was die signifikant höheren Häufigkeitsanteile von **Feinsedimenten** (< 0,60 µm Korngröße) bestätigten. Weigelhofer & Warninger (2003) stellten in ihren Untersuchungen eine stark negative Korrelation zwischen Feinsedimenten (< 2mm) und den Tierdichten im hyporheischen Interstitial fest. Davis *et al.* (2021) fanden negative Zusammenhänge zwischen erhöhten Feinsedimentfrachten in Flüssen mit mittel und intensiv landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten und den MZB-Gemeinschaften. Außerdem enthielten Proben aus kolmatierteren Bereichen meist auch höhere Anteile organischen Materials. Umgekehrt wurden sowohl im Interstitial als auch im Benthal eine niedrigere Diversität und geringere Anteile von Krebsen und Insektenlarven (EPT-Taxa) gefunden, während die Anteile von Würmern erhöht waren.

Direkte Zusammenhänge zwischen der Kolmation und den Anteilen der landwirtschaftlichen Nutzflächen wurden vor allem bei den *Bächen des Typs 5* nachgewiesen (Abb. 51 a-e). Wie bereits erwähnt, war es aufgrund der geringen Stichprobenzahl der Fließgewässer und dem starken Einfluss des Gewässertyps schwierig diese Zusammenhänge auch bei den *grobmaterialreichen Flüssen (Typ 9)* und bei der *Wieslauter* zu untersuchen. Der überwiegende Teil der *grobmaterialreichen Flüsse* zeigte, zumindest am Untersuchungstag, kein Kolmationsproblem. Allerdings waren die Flüsse in einem schlechteren ökologischen Zustand als die *grobmaterialreichen Bäche (Typ 5)*, worauf die schlechtere Bewertung der Allgemeinen Degradation und Saprobie hinwies. Einzige Ausnahme war der *Untere Flaumbach*, der relativ hohe Ackeranteile im EZG auswies und der deutlich stärker kolmatiert war (Klasse 3) als die übrigen Flüsse (Klasse 2). Im Widerspruch dazu standen der festgestellte sehr gute ökologische Zustand des *Unt. Flaumbachs* und die sehr gute Allgemeine Degradation. Mögliche Ursachen für den vergleichsweise stärkeren Kolmatierungsgrad könnten die Lage in feinsedimentreichem Gestein (Ton, Silt, Sandstein) sein. Allerdings grenzt auch ein bewaldeter Hang mit Felsanteilen an den untersuchten Abschnitt an dem kleine Erosionsrinnen sichtbar waren, die mögliche Eintragspfade für Feinsedimente darstellten.

Die festgestellten Zusammenhänge zwischen der Landnutzung und der Kolmation waren häufig nicht statistisch abgesichert. Die Gründe für die schwachen Zusammenhänge zwischen Kolmation, Fauna und EZG überschneiden sich zum Teil mit den bereits genannten Punkten aus Kapitel 4.2:

Die kleine Stichprobenzahl bei der großen Individualität der einzelnen Gewässer und ihrer EZG-Einflüsse wie unterschiedliche Anteile landwirtschaftlicher Nutzflächen, Hangneigung oder Niederschläge. Die einmalige Messung der Kolmation zeigte eher eine Momentaufnahme, wie die starke zeitliche Dynamik am Dauerstandort Unterer Guldenbach verdeutlicht. Außerdem konnte nicht unterschieden werden zwischen Sedimenten, die aus dem EZG erodiert und ins Gewässer gespült wurden (allochthone Sedimente) und gewässereigenen Feinsedimenten (autochthone Sedimente). Hier spielt wahrscheinlich auch die Ablagerung von Auelehm in den letzten Jahrhunderten durch Ackernutzung eine Rolle. Die aufsedimentierten Auen werden vom Gewässer bei dynamisch-erosiven Prozessen immer wieder angegraben und tragen dann zum Geschiebe bei. Die Ablagerung der transportierten Sedimente ist räumlich und zeitlich variabel.

4.5 Kolmation ist dynamisch und zyklisch: Dauerstandort Unterer Guldenbach

Die Untersuchungen am Dauerstandort Unterer Guldenbach bestätigten die Auffassung, dass Kolmation ein dynamischer Vorgang ist (Schälchli 1993, Blaschke *et al.* 2002, Thurmann & Zumbroich 2013, Brunke *et al.* 2015) und lassen darüber hinaus eine jahreszeitliche Dynamik mit Kolmations- und Dekolmationsprozessen vermuten.

Im Verlauf eines Jahres zeigten die monatlichen Untersuchungen am Unteren Guldenbach eine ausgeprägte Dynamik der Sedimentdurchlässigkeit. Diese Veränderungen in der Gewässersohle waren an jene Niederschläge gekoppelt, die stark oder ausdauernd genug waren, um den Abfluss des Unteren Guldenbachs deutlich zu beeinflussen. Die Ergebnisse zeigten die kontinuierliche Verfestigung der Gewässersohle, einhergehend mit einem sukzessiv ansteigenden Kolmatierungsgrad, der von Frühjahr 2019 bis Januar 2020 gemessen wurde. Im Februar und März 2020 wurden deutlich niedrigere Kolmationswerte gemessen, was die Folge von Dekolmationsprozessen durch geschiebewirksame Hochwässer war. Diese Ergebnisse spiegelten den dynamischen Kolmationsprozess eines natürlichen Fließgewässers wider (Schönborn 2003, Brunke 2015), wo die Kolmation mit zeitlichem Abstand zu einem Hochwasser zunimmt und bei starkem Hochwasser wieder vollständig dekolmatiert. Diese Dynamik von starker Kolmation zu vollständiger Dekolmation wurde v. a. durch die große Eigendynamik, die der Guldenbach an diesem Abschnitt aufweist, ermöglicht. Im Vergleich dazu waren in oberhalb gelegenen Gewässerabschnitten mit geringerer Eigendynamik, zumindest optisch, kaum Veränderungen der Gewässersohle erkennbar. Die hohe Eigendynamik, die zu einer größeren Strukturvielfalt führt und auch die Lückensysteme freispült, wirkte sich positiv auf die Besiedlung aus. Der Untere Guldenbach, dessen ökologischer Zustand insgesamt eher mäßig (Klasse 3) ist, war an dieser Stelle gut (Klasse 2). Die Interstitialfauna war sehr individuen- und taxareich, vermutlich wohl auch aufgrund der großen Konnektivität mit dem Bachwasser. Dadurch war stets eine gute Versorgung mit Sauerstoff und Nahrung gegeben. Die veränderten Durchlässigkeiten der Gewässersohle gingen mit einer Veränderung der Faunengemeinschaften im Sediment einher. Mit Zunahme der Kolmation von Sommer bis Winter 2019 nahmen die Anteile der Feinsedimentbesiedler zu, während die Anteile der Lückensystembesiedler abnahmen. Bei geringer Kolmation war das Verhältnis dagegen umgekehrt. Diese Taxa-Verschiebung wurde auch in der letzten Studie (Stein *et al.* 2018b) beschrieben.

Die Ergebnisse, der monatlichen Untersuchungen waren klarer als die Ergebnisse aller 25 Fließgewässerabschnitte und decken sich größtenteils mit Beschreibungen entsprechender Fachliteratur (Descloux *et al.* 2013, Brunke *et al.* 2015). Dies war durch die einheitlichen und standardisierten Messungen bedingt. Das zeigt, dass die oben diskutierten Abweichungen, die in den Daten aller untersuchten Standorte auftraten, v. a. durch die Heterogenität der Rahmenbedingungen, d. h. methodisch bedingt sind.

4.6 Bioindikation: Interstitialfauna als Kolmationszeiger

Die **permanente Interstitialfauna**, v. a. die Crustacea, Oligochaeta und Nematoda spiegeln die Kolmation deutlicher wider als das MZB. Letzteres sind zum Großteil Wasserinsekten, welche als mobile Gruppen den Wasser-Zustand nicht ganz so gut abbilden wie dauerhaft und ortskonstantere aquatische Tiere.

Das bedeutet, dass sich die interstitielle Meiofauna als Indikator der Durchströmbarkeit der Gewässersohle eignet. Dabei weisen die aktuellen Untersuchungen darauf hin, dass dafür die Bestimmung auf Großgruppenniveau ausreichend und eine zeitaufwändige Artbestimmung nicht unbedingt erforderlich ist. Die Einteilung der Tiergruppen nach ihrer Habitatpräferenz in **Lückensystembesiedler** (z. B. Krebstiere, EPT-Taxa) und **Feinsedimentbesiedler** (Oligochaeta, Nematoda, Chironomidae) und die Berechnung ihrer **Individuenanteile**, bildete die Kolmationssituation zuverlässig ab. Auch Radwell & Brown (2006) konnten in Versuchen eine Abnahme der Copepoden (LSB) mit ansteigenden Feinsedimentanteilen nachweisen.

Besonders dafür geeignet scheinen Tiergruppen zu sein, die dauerhaft im Gewässer vorkommen, wie Krebse (Crustacea), Fadenwürmer (Nematoda) und Wenigborstenwürmer (Oligochaeta). Am Unteren Guldenbach zumindest bildeten die **permanenten Interstitialbesiedler** die Kolmationssituation deutlicher ab als Insektenlarven, die nach der Emergenz das Gewässer verlassen. Auch Descloux *et al* 2013 schlagen permanente hyporheische Tiergruppen als Indikatoren für die Permeabilität der Gewässersohle und die Erfassung von Feinsedimenten vor.

Die Schwellenwertanalyse mit dem Statistikpaket TITAN (R-Statistiks) ergab wie bereits die vorangegangene Studie (Stein *et al.* 2018b) eine grundsätzliche Eignung verschiedener interstitieller Taxa als Kolmationsindikatoren. Unterschiede gab es jedoch hinsichtlich der **Indikatortaxa**. In der letzten Untersuchung (Stein *et al.* 2018b) wurden die Flohkrebse (Gammaridae, Amphipoda) und Strudelwürmer (Makroturbellaria) als Indikatoren für Kolmation ermittelt. Bei den aktuellen Untersuchungen spielten die Flohkrebse und Strudelwürmer dagegen mengenmäßig eine untergeordnete Rolle. In verschiedenen Gewässern fehlte diese Gruppe sogar komplett, unabhängig vom ökologischen Zustand oder der Kolmation. Aktuell wurden für die untersuchten Gewässer des Typs 5 Kleinkrebse wie Raupenhüpferlinge (Harpacticoida) und Steinfliegen (Plecoptera, Insecta) als Indikatoren einer guten Permeabilität der Sedimente ermittelt. Würmer (Oligochaeta, Nematoda) wurden dagegen als Anzeiger geringerer Durchlässigkeiten, d. h. stärkerer Kolmation ausgewiesen.

4.7 Der methodische Ansatz eignet sich grundsätzlich zur Erfassung der Kolmation

Die angewandten Methoden waren grundsätzlich zur Erfassung der Kolmation geeignet, wobei insbesondere die zeitliche Dynamik der Kolmation bei zukünftigen Untersuchungen zu berücksichtigen ist. Dagegen scheint es, dass mit der angewandten Methodik die räumliche Heterogenität der Kolmation innerhalb der untersuchten Gewässerstrecke recht gut erfasst wurde.

Die monatlichen Untersuchungen am Dauerstandort Unterer Guldenbach lieferten auch ein besseres Verständnis von dynamischen Prozessen. Wie essentiell der Zeitpunkt für die Kolmationsmessungen ist, zeigt insbesondere die ausgeprägte Dynamik im Jahresverlauf am Unteren Guldenbach, die stark durch das Abflussregime geprägt war. Im Gesamtdatensatz aller Standorte dürfte v. a. hierin die Ursache für die schwachen Korrelationen zwischen der Kolmation, der Landnutzung und den WRRL-Parametern liegen. Deshalb sind für eine belastbare Bewertung der Kolmation im Jahresverlauf

mehrere Messungen erforderlich, die beispielsweise die Verhältnisse im Frühjahr (hohe Wasserstände) und im Herbst (niedrige Wasserstände) berücksichtigen.

Was die räumliche Heterogenität anbelangt, wird davon ausgegangen, dass mit der Messung an 10 Stellen, die in der Fließstrecke verteilt sind, die Kolmation und die Interstitialfauna, zumindest für diesen Abschnitt, repräsentativ erfasst wird. Aussagen über die Kolmationssituation oberhalb oder unterhalb des untersuchten Abschnitts können nicht daraus abgeleitet werden. Völlig offen ist auch die Kolmationsausprägung in tieferen Interstitialbereichen. Diese Punkte werden noch diskutiert (siehe Kapitel 4.9 Forschungsbedarf).

In der aktuellen Untersuchung wurden die Kolmametermessungen vor allem in Fließstrecken mit Grobsubstraten durchgeführt. Innerhalb dieser Abschnitte wurde versucht die Heterogenität der prägendsten Substrate zu erfassen. Insofern unterscheidet sich dieser Ansatz also vom WRRL-Ansatz bei dem alle Substrate (> 5 %) anteilmäßig beprobt werden. Eine Möglichkeit, die für zukünftige Untersuchungen in Betracht gezogen werden sollte, ist es den Messbereich auszudehnen. Durch die großräumigere Verteilung der 10 Messstellen, könnte die Kolmation innerhalb längerer Fließstrecken bewertet werden (z. B. 50 bzw. 100 m gemäß der Länge für das WRRL-Monitoring).

Die qualitative Kolmationserfassung wie z. B. nach Parzefall *et al.* (2014) kann dagegen an deutlich längeren Fließstrecken durchgeführt werden. Beispielsweise wird in Bayern, das als einziges Bundesland die Kolmation routinemäßig erfasst, die Kolmation qualitativ über größere Fließstrecken kartiert (Parzefall *et al.* 2014). Dabei werden einfache, qualitative Verfahren wie beispielsweise Sicht- und Stocherverfahren, Nagelprobe etc. angewandt (Schälchli 2002). Die in dieser Studie durchgeführten quantitativen Kolmametermessungen sind im Vergleich dazu aufwändiger und deswegen auf räumlich überschaubare Fließstrecken beschränkt.

Orientierend bietet sich die Kolmationserfassung v. a. an längeren Fließstrecken mittels der bereits angewandten Schätzverfahren an. Die quantitative Kolmationserfassung mit dem Kolmameter eignet sich dagegen für Standorte von besonderem Interesse wie z. B. Renaturierungsstandorten oder WRRL-Monitoringstellen. Insbesondere bei der Erfolgskontrolle von Maßnahmen empfiehlt sich die quantitative Messung der Kolmation, da die Kolmameterwerte direkt vergleichbar sind.

Hinsichtlich der untersuchten Parameter war die Erfassung von Feinsedimenten ein wichtiger Aspekt der aktuellen Untersuchungen, da diese in engem Zusammenhang mit den Kolmationsprozessen stehen (Thurmann & Zumbroich 2013, Brunke *et al.* 2015, Wharton *et al.* 2017). Verschiedene Erfassungsmethoden für Feinsedimente wurden angewandt und ihre Aussagekraft hinsichtlich der Kolmation getestet. Grundsätzlich geeignet scheint eine quantitative **Trübungsmessung** basierend auf Streulichtmessung zu sein. Darüber werden suspendierte Feinsedimente, die in den Interstitialproben enthalten sind, mengenmäßig erfasst. In Proben aus stärker kolmatierten Bereichen wurde i. d. R. auch eine höhere Trübung gemessen. Außerdem waren Proben von Standorten mit stärkerer Erosionsgefährdung, bzw. mit höheren Anteilen landwirtschaftlicher Nutzflächen, trüber als Proben von Standorten mit geringerer Erosionsgefährdung (Abb. 49 b). Die Trübungsmessungen sind zeit- und kostengünstig und einfach durchzuführen. Auch die **Häufigkeitsverteilung der Korngrößen (< 2 mm)**, die in den Interstitialproben enthalten waren, lieferte zuverlässige Korrelationen mit der Kolmationsmessung. Dabei korrelierte vor allem der Anteil von Korngrößen < 60 µm (Ton bis Grobschluff) mit einer stärkeren Kolmatierung. Diese Messungen mittels Laserdiffraktometrie sind allerdings aufwändiger und kostenintensiver. Ob der kritische Grenzwert von < 15 % Feinsedimenten (< 2mm) für die erfolgreiche Entwicklung von Salmoniden eingehalten wird, wie vom MUNLV (2006) vorgeschlagen, kann allerdings nicht bewertet werden, da

in der aktuellen DBU-Studie, methodisch bedingt, nur kleinere Korngrößen (< 5 mm) über die Perforierungen am Schlagrohr abgepumpt wurden und in dieser Fraktion die Anteile der Feinsedimente (< 2mm) wesentlich höher sind.

Die Erfassung der im Gewässer transportierten Feinsedimente anhand eines **Trübungsdatenloggers**, lieferte plausible und zuverlässige Daten, die mit dem Abfluss und den Niederschlägen korrelierten und zusätzlich auch Sedimenteinträge oder Sedimentmobilisierung durch Baumaßnahmen im Gewässerbereich anzeigten. Auch bei Untersuchungen an der Lahn (Ibisch 2004) wurde ein deutlicher Zusammenhang zwischen der in der fließenden Welle gemessenen Trübung und den Abflussverhältnissen festgestellt.

Indikatoren für die Landnutzung waren die Konzentrationen von Nitrat und Pflanzenschutzmittel sowie die Anzahl der eingesetzten Wirkstoffe. Ausgewählt wurden Wirkstoffe mit einer stärkeren Bindungskapazität und längeren Halbwertszeit. Am überwiegenden Teil der untersuchten Standorte wurden PSM im Sediment nachgewiesen. Die PSM-Gesamtkonzentration und die Anzahl der Wirkstoffe korrelierten mit dem Anteil von Ackerflächen und am Unteren Guldenbach mit Applikationszyklen von Pflanzenschutzmitteln.

Die stärksten Zusammenhänge wurden zwischen der Abflussreduktion bzw. Kolmation und der **interstitiellen Meiofauna** gefunden. Die Eignung der interstitiellen Tiergruppen als Indikatoren für die Kolmation wird in Kapitel 4.6 diskutiert.

Bei der Pumpmethode, mit der die Interstitialproben gewonnen wurden, ist zu beachten, dass ab einer starken Kolmation (Klasse 4 und 5) der Saugdruck vermindert ist, was sich auf die Menge des Sediments auswirken kann. Desweiteren können vor allem in Gewässersohlen mit sehr großen Steinen (Megalithal) beim Einschlagen der Schlagrohre hydraulische Kurzschlüsse entstehen, die das Ergebnis verfälschen können. Dasselbe gilt auch für das Einschlagen der Kolmameterlanze und die Kolmationsmessungen. Da im Untersuchungsverlauf aber stets geprüft wurde, ob die Messwerte sinnvoll erscheinen und pro Standort 10 Messungen durchgeführt wurden, ist davon auszugehen, dass die Ergebnisse trotz Unschärfen repräsentativ sind.

4.8 Maßnahmenempfehlungen

An 5 Einzugsgebieten (EZG) bzw. Teil-EZG wurden mögliche erosions- und abflusshemmende Maßnahmen (unterschiedliche Fruchtfolgen, grasbewachsene Grünstreifen, Agroforstsysteme) GIS-basiert simuliert. Daraus ließ sich für die ausgewählten EZG zeigen, dass die mittlere Erosion auf der Landwirtschaftlichen Nutzfläche (LNF) eines EZG durch eine **erosionsschonende Fruchtfolge** („best-case Szenario“) um bis zu 80 % reduziert werden kann (Alfbach PF).

Auch wenn weitere Ergebnisse keinen signifikanten Zusammenhang zwischen den Anteilen der besonders erosionsgefährdeten Flächen und der Kolmation ergab, dürfte sich eine **Reduzierung der Feinsediment-Einträge** positiv auf den Zustand des Gewässers auswirken, da die Landnutzung mit dem ökologischen Zustand und der Fauna negativ korreliert. Darüber hinaus gibt es noch weitere Maßnahmen die Feinsedimenteinträge zu reduzieren (z. B. Sandfänge etc.), die nicht näher analysiert wurden.

Was hier außerdem nicht berücksichtigt wurde, sind Kläranlagen und Regenüberlaufbecken, die Kolmationsprozesse verstärken können. Einleitungen von nährstoffreichem, mit Phosphat oder organischem Material angereichertem Wasser führen häufig und insbesondere bei höheren Wassertemperaturen, zu einer **biogenen Kolmation** da das Wachstum von Mikroorganismen gefördert wird (Ibisch 2004).

Laut Brunke (2018) sollte ein wirkungsvolles Einzugsgebietsmanagement die Bedeutung der Mengen und Konzentrationen von Stoffen, die sich nachteilig auf die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers und seine Lebensgemeinschaften auswirken, berücksichtigen. Dabei sei auch die zeitliche Variabilität zu beachten. Besonders in landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten muss den Maßnahmen die Erfassung saisonaler und lokaler Einträge voraus gehen. Daran angepasst sollte der ökologische Zustand durch flächige, punktuelle und longitudinale Maßnahmen verbessert werden.

4.9 Forschungsbedarf

Als Bewertungsgrundlage werden Referenzzustände für den naturnahen Zustand der Sedimentbeschaffenheit der jeweiligen Fließgewässertypen benötigt.

Weiterer Forschungsbedarf besteht darin, wie sich Zusammenhänge zwischen dem Einzugsgebiet, der Kolmation und den ökologischen Auswirkungen auf die Fließgewässer genauer erfassen lassen.

Die Entwicklung eines faunistischen Bewertungsverfahrens für die Kolmation scheint ein wichtiger Ansatz, v. a. um ökologisch relevante Effekte der Kolmation zu bewerten.

Eine zentrale Frage ist auch die zeitlich-räumliche Verteilung und Dynamik der Kolmation, insbesondere auch innerhalb der Sedimente, speziell in unterschiedlichen Tiefen.

Wichtig ist auch einen Standort über mehrere Jahre zu erfassen, um den möglichen zyklischen Charakter der Kolmation zu erkennen. Für die GIS-basierte Analyse des Zusammenhangs zwischen EZG-Eigenschaften und der Kolmation wäre es v. a. bei großen EZG sinnvoll, die Kolmation für mehreren Teileinzugsgebiete zu messen und für diese dann separate Korrelationsanalysen bezüglich landschaftsbezogener Parameter durchzuführen.

Für die Modellierung der linienhaften Erosion (Oberflächenabfluss) könnten erweiterte Methoden unter der Berücksichtigung derzeit nicht eingebundener Einflussfaktoren einen Erkenntnisgewinn erbringen.

Hinsichtlich der Methodik sollten der Zeitpunkt der Untersuchungen, die Vergleichbarkeit der Untersuchungsgebiete und die Verteilung der Messstellen innerhalb eines Abschnittes

weiterentwickelt und angepasst werden. Empfohlen wird es die Kolmationsmessungen an mindesten zwei Zeitpunkten im Jahr durchzuführen (z. B. im Frühjahr nach Hochwässern und im Herbst zu Trockenzeiten).

5 Schlussfolgerungen

Es zeigte sich, dass die Kolmation einen starken Einfluss auf die Ökologie der Fließgewässer hat und in engem Zusammenhang mit der Bewertung nach der europäischen WRRL steht.

Kolmation lässt sich quantitativ z. B. mit dem Kolmameter, aber auch faunistisch erfassen. Deshalb wird empfohlen, diese Verfahren weiterzuentwickeln und zu standardisieren. Dies setzt vor allem auch die Referenzierung der Sedimentbeschaffenheit und –durchlässigkeit nach Gewässertyp voraus sowie die Erfassung der Kolmationsdynamik eines Standortes.

Die Erfassung und Bewertung der Kolmation als ergänzender Teil der Fließgewässerbewertung, ermöglicht es, zielgerichtete Maßnahmen vor allem auch im Einzugsgebiet zur Erreichung des guten ökologischen Zustands zu definieren oder auch für die Erfolgskontrolle von Maßnahmen im und am Gewässer.

Durch die Erfassung und Bewertung der Kolmation lassen sich mögliche ökologische oder strukturelle Defizite sowohl im Gewässer als auch im Einzugsgebiet erkennen. Dadurch können zielgerichtete, zusätzliche Maßnahmen zu deren Verbesserung und damit zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes definiert werden. Diese Defizite lassen sich unter anderem durch die Anwendung von Geoinformationssystemen ermitteln und daraus auch Lösungsmöglichkeiten, speziell abfluss- und erosionshemmender Art, modellieren. Konkret bedeutet das eine Umstellung der Flächennutzung, aber auch gegebenenfalls technische Maßnahmen wie die Anlage von Rückhalte- und Sandfangbecken, um den Eintrag von Feinsedimenten sowie Nähr- und Schadstoffen zu reduzieren. Besondere Ansatzpunkte dabei sind die erosionswirksamen Abflussbahnen. Diese Effekte werden besonders dann wirksam, wenn sie im Zusammenhang mit weiteren Renaturierungs- bzw. sonstigen Verbesserungsmaßnahmen wie etwa erosionsmindernden Kurzumtriebsplantagen durchgeführt werden.

Danksagung

Für die Unterstützung bei der Auswahl der Untersuchungsstandorte und die Bereitstellung der Hintergrunddaten danken wir dem Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz, insbesondere Herrn C. Linnenweber.

Besonderer Dank gilt auch dem Angelsportverein Guldental und namentlich unserem Ansprechpartner Herrn D. Höning für die Unterstützung und das rege Interesse an unseren Untersuchungen am Unteren Guldenbach.

Ebenfalls bedanken wir uns bei Herrn M. Fetthauer und Herrn R. Hugo der ARGE Nister sowie bei Herrn F. Thielen (Fondation Hëllef fir d'Natur, Luxemburg) für die Unterstützung bei der Standortauswahl an der Nister und der oberen Our.

Weiteren Personen aus Fachbehörden gilt unser Dank: Frau E. Hergenröther (MUELF), Frau M. Dommermuth (Naturschutzgroßprojekt Obere Ahr-Hocheifel), Frau S. Dingeldein (SGD Nord) und Herrn T. Gutensohn (VG Dahner Felsenland).

An der Universität Koblenz-Landau danken wir Dr. D. Diehl und Dr. C. Noss für die technische Unterstützung.

Großer Dank geht auch an Frau E. Will und an Studierende der Universität Koblenz Landau, die uns bei der Feld- und Laborarbeit und Datenauswertung unterstützt haben: Giulia Carbone, Fabian Heintz, Dilan Hama Saleh, Christian Fey, Johannes Mattern, Alexa Beyer, Yusuf Adedamola Taofeeqat, Marie Heise, Anna Schwimbeck, Torben Kälber, Tilmann Hahn, Teresa Luftensteiner und Dr. Cornelia Spengler.

Literatur & Quellenangaben

Altmoos U., Schmidt J., Bohle H.-W., Ibisch R.B., Borchardt D. (2009): Abundance and spatial variability of invertebrate communities in the River Lahn (Germany) and their relation to hyporheic properties. *Advanc. Limnol.* 61, 161 – 184.

ASV (Angelsportverein) Guldentäl (Hrsg. o. J.): <https://www.asv-guldentael.de/>. Letzter Aufruf 03.08.2021

Auerswald K., Kainz M. (1998): Erosionsgefährdung (C-Faktor) durch Sonderkulturen. *Bodenschutz*, 3(3), 98-102.

Baker M. E. & King R. S. (2010): A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 25-37.

BEL (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV). Stand: Zuletzt geändert durch Art. 97 G v. 10.08.2021 I 3436.

Berger E., Haase P., Kuemmerlen M., Leps M., Schäfer R. B., Sundermann A. (2017): Water quality variables and pollution sources shaping stream macroinvertebrate communities. *Science of The Total Environment* 587–588, S. 1-10.

Berkhoff S. & HAHN H. J. (2010): Die Kolmation der Fließgewässer. Ein K.O.-Kriterium für den guten ökologischen Zustand. Referat WRRRL-Forum, Fulda.

Bertrab von M. G. (2012): The impact of deposited fine sediment on benthic macroinvertebrates in small headwater streams in Luxembourg. Dissertation. Universität Duisburg-Essen.

Blaschke A. P., R. Braunschöfer, H. Feregyhazy, D. Gutknecht, H. Habersack, C. Karner, P. Mayr, Schmalfuß R., Schober S., Sengschmitt D., Steiner K.H. (2002): Kolmationsprozesse am Beispiel des Stauraumes Freudenaus -Projektphase 2. Schriftenreihe der Forschung im Verbund 75.

Borchardt D. & Pusch M. (2009): An integrative, interdisciplinary research approach for the identification of patterns, processes and bottleneck functions of the hyporheic zone of running waters. *Advanc. Limnol.* 61, p. 1-7.

Borrelli P., Van Oost K., Meusburger K., Alewell C., Lugato E. & Panagos P. (2018): A step towards a holistic assessment of soil degradation in Europe: Coupling on-site erosion with sediment transfer and carbon fluxes. *Environ Res.* 161: 291–298.

Boulton A. J., Scarsbrook M. R., Quinn J. M. & Burrell G. P. (1997): Land-use effects on the hyporheic ecology of five small streams near Hamilton, New Zealand, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 31:5, 609-622.

Boulton A. J. (2000b): The subsurface macrofauna. In: *Streams and Ground Waters*. J. Jones & P. Mulholland (Eds), pp. 337-361, Academic Press, New York.

Brettschneider D., Harth F., Misovic A., Oetken M., Schulte-Oehlmann U., Oehlmann J. (2018): Einfluss kleiner Kläranlagen auf kleine Fließgewässer am Beispiel des Rambachs in Hessen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 11(9). S. 526-533.

Brunke M. (2018): Heterogenität der stofflichen Belastungen in einem kleinen Fließgewässer im Norddeutschen Tiefland. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2018 (11) Nr. 5, S 265-271.

Brunke M., Fleckenstein J. & Schmidt S. I. (2015): Das hyporheische Interstitial von Fließgewässern: Strukturen, Prozesse und Funktionen. In BRENDLBERGER, H., MARTIN, P. BRUNKE, M. & 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.

- Brunke M. & Schmidt S. I. (2015): Bedeutung des hyporheischen Interstitial für den Stoffhaushalt von Fließgewässern. – *Limnologie Aktuell* 14, 153-160, Schweizerbart, Stuttgart.
- Brunke M. (2015): Struktur und Funktion der Fauna des hyporheischen Interstitials. *In* Brendelberger H., Martin P. Brunke M. & 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.
- BVL (2010): Berichte zu Pflanzenschutzmitteln 2009: Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln, Zulassungshistorie und Regelungen der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung. Braunschweig.
- Clarke K. R. & Warwick R. M. (2001): *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Primer-E Ltd: Plymouth, UK.
- Clarke K. R. & Gorley R. N. (2006): *Primer v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth.
- Davis N. G., Hodson R. & Matthaei C. D. (2021): Long-term variability in deposited fine sediment and macroinvertebrate communities across different land-use intensities in a regional set of New Zealand rivers.
- Debeljak B. (2018): Structure and functioning of the hyporheic zones in the gravel beds of five rivers in relation to catchment land use. - Diss. der Universität Neugörz (Nova Gorica), Slowenien, 138 S.
- Descloux S., Datry T. & Marmonier P. (2013): Benthic and hyporheic invertebrate assemblages along a gradient of increasing streambed colmation by fine sediment. *Aquat Sci* 75, 493–507.
- Deutscher Wetterdienst (DWD)(2015): RADOLAN Kurzbeschreibung. Radargestützte Analysen stündlicher Niederschlagshöhen im Echtzeitbetrieb für Deutschland (RADOLAN) und Mitteleuropa (RADOLAN-ME).
- DWD (2017): Gesamtzahl der Niederschlagsstunden im Zeitraum 2001 - 2016 mit Überschreitung der Warnschwellen.
- Frings R. & Maaß A.-L. (2018): Sedimentkontinuität als Leitprinzip des Flussgebietsmanagements – Sind wir auf dem richtigen Weg? *In*: Bundesanstalt für Gewässerkunde, im Auftrag der Fachverwaltungen des Bundes und der Länder. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung*, 257–270.
- Geist J. & Auerswald K. (2007): Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* 52: 2299-2316.
- Gibert J., Stanford J. A., Dole-Olivier M.-J. & Ward J. V. (1994): Basic attributes of groundwater ecosystems and prospects for research. *In*: *Groundwater Ecology*. Gibert J., Danielopol D. L., Stanford J. A. (eds.) Academic Press, New York: 7-40.
- Giere O. (2009): *Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments*. Springer Heidelberg.
- Haase P., Sundermann A. & Schindehütte K. (2006): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. www.fließgewässerbewertung.de
- Haase P., Birzle-Harder B., Deffner J., Hering D., Januschke K., Kaffenberger N., Leps M., Lorenz A., Modrak P., Stoll S., Sundermann A. (2015): Ein neuer Blick auf Fließgewässer-Renaturierungen: Wirkung auf Fluss, Aue und Mensch. Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung. Deutsche Bundesstiftung Umwelt (AZ 31007– 33/2).
- Hahn H. J. (1996): Die Ökologie der Sedimente eines Buntsandsteinbaches im Pfälzerwald - unter besonderer Berücksichtigung der Ostracoden und Harpacticiden. – *Dissertationsschrift der Justus-Liebig-Universität Gießen*.

- Hahn H. J. (2002): Distribution of the aquatic meiofauna of the Marbling Brook catchment (Western Australia) with reference to landuse and hydrogeological features. Arch. Hydrobiol. Supplemente 139 (2), 237-263.
- Hama Saleh D. und Heintz F. (2019): Untersuchungen zur Methodik der Erfassung biologischer und abiotischer Faktoren der Kolmation in Fließgewässern . Masterarbeit, Universität Koblenz-Landau. Landau unveröffentlicht, 129 S.
- Hastie L.C., Boon P.J., Young M.R. (2000): Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.). Hydrobiologia 429, 59–71.
- Hengst J. (2016): Habitatqualität des Hyporheals der Nister – Gewässerökologische Untersuchung im Rahmen eines Biomanipulationsexperiments. Masterarbeit, Rheinische-Friedrich-Wilhelms Universität Bonn unveröffentlicht, 82 S.
- Hering D., Verdonschot P.F.M., Moog O. & Sandin L. (EDS) (2004): Overview and application of the AQEM assessment system. Hydrobiologia 516: 1–20
- Hill T. C. J., Walsh K. A., Harris J. A. & Moffett B. F. (2003): Using ecological diversity measures with bacterial communities. FEMS Microbiol. Ecol. 43, 1-11.
- Hill T. C. J., Walsh K. A., Harris J. A. & Moffett B. F. (2003): Using ecological diversity measures with bacterial communities. FEMS Microbiol. Ecol. 43, 1-11.
- Hölting B. & Coldewey W. (2012): Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 8. Auflage. Heidelberg.
- Hüsener J. (2016): Untersuchungen zur Vergleichbarkeit unterschiedlicher Kolmationsmessmethoden durch Anwendung von Korngrößenanalyse und Resuspensionsmethode, Masterarbeit TH Köln (unveröff).
- Ibisch R. (2004): Biogene Steuerung ökologischer Systemeigenschaften des hyporheischen Interstitials der Lahn (Hessen). Dissertation, Universität Dresden.
- Ingendahl D. (1999): Der Reproduktionserfolg von Meerforelle (*Salmo trutta* L.) und Lachs (*Salmo salar* L.) in Korrelation zu den Milieubedingungen des hyporheischen Interstitials. Disertation, Universität Köln, 172 pp.
- 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.
- Jähniq S., Sommerhäuser, M. Hering, D. (2011): Fließgewässer-Renaturierung heute: Zielsetzungen, Methodik und Effizienzkontrolle. Limnologie aktuell Bd. 13, S.1-6.
- Janssen J. & Laatz W. (2007): Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows: Eine anwendungsorientierte Einführung in das Basissystem Version 8 und das Modul Exakte Tests. 6. Aufl. Springer.S. 694.
- JKI (2020): Papa-Erhebungen. Online verfügbar unter: <https://papa.juliuskuehn.de/index.php?menuid=1>, zuletzt geprüft April 2021
- Juez C., Franca M. J., Fink S., Scheidegger Ch., Siviglia A., Stähly S., Trautwein C., Weber Ch., Schleiss A. (2017): Bedeutung und Einflussfaktoren der Feinsedimentdynamik. Geschiebe- und Habitatsdynamik. Merkblatt 3 © Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- König D. (1992): The potential of agroforestry methods for erosion control in Rwanda. *Soil technology*, 5(2), 167-176.
- Kotremba C., Scheer D., Trapp M., Thomas K. (2016): Hochauflösende GIS-basierte Bodenabtragmodellierungen für ausgewählte Agrarstandorte in Rheinland-Pfalz. In: Bodenschutz, 2016, 2, S. 46-56.

- Lal R. (1989): Agroforestry systems and soil surface management of a tropical alfisol. *Agroforestry systems*, 8(2), 97-111.
- 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 (2003): Geologische Übersichtskarte von Rheinland-Pfalz 1: 300000. Abgerufen als WMS, Stand 2020.
- LGB (2008): Hintergrundwerte der Böden von Rheinland-Pfalz. Herausgeber: Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz, Mainz.
- Meier C., Böhmer J., Rolauffs P. & Hering D. (2006a): Kurzdarstellungen „Bewertungen Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“. Abrufbar unter: <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/download/kurzdarstellung/>. Letzter Aufruf: 12.06.2017
- MULEWF (o. J.): Pegelsteckbriefe. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.). Unter: <http://213.139.159.99/servlet/is/490/>, Stand: 30.04.2021.
- MUNLV (2006): Leitfaden zur wasserwirtschaftlich-ökologischen Sanierung von Salmonidenlaichgewässern in NRW. Hrsg. MUNLV. ISBN-Nr. 3-9810063-6-4.
- Müller W. & Guthruf J. (2014): Arbeitshilfe zur Messung der inneren Kolmation. Renaturierungsfonds des Kantons Bern, Bern. Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Zürich.
- Montarella L. & Panagos P. (2021): The relevance of sustainable soil management within the European Green Deal. *LAND USE POLICY*, ISSN 0264-8377, 100, p. 104950, JRC119967.
- Murphy J. F., Iwan Jones J., Pretty J. L., Duerdoth C. P., Hawczak A., Blackburn J. H., Naden P. S., Old G., Sear D. A., Hornby D., Clarke R. T., Collins A. L. (2015): Development of a biotic index using stream macroinvertebrates to assess stress from deposited fine sediment *Freshwater biology*, 60(10), pp. 2019-2036
- Mutz M., Schmidt C. & Fleckenstein J. H. (2015): Hydromorphologie des hyporheischen Interstitials. . In BRENDLBERGER, H., MARTIN, P. BRUNKE, M. & 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.*
- Naiman R. J. & Decamps H. (1997): The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 621-658.
- Nowell L.H., Capel P.D., Dileanis P.D. (1999): Pesticides in stream sediment and aquatic biota – distribution, trends and governing factors. Vol. 4 of the series “Pesticides in the hydrologic system”, United States.
- Oelke M., Konold W., Mastel K., Spiecker H. (2013): *Multifunktionale Bewertung von Agroforstsystemen. Ein Forschungsbericht für die Praxis*. Freiburg: Professur für Landespflege.
- O'Loughlin C. L. (1985): Effects of forest land use on erosion and slope stability - report of a seminar. Honolulu: Environment and Policy Institute.
- Panagos P., Borelli P., Robinson D. A. (2015c): Common agricultural policy: tackling soil loss across Europe. *Nature* 256, 195.
- Parzefall C., Schmidt H. & Wesinger R. (2014): Anleitung zur Erhebung der Kolmation im Rahmen der Gewässerstrukturkartierung (GSK): Endbericht. Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH; GeoTeam Gesellschaft für angewandte Geoökologie und Umweltschutz mbH. Bayrisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.) 2014.

Pesticide Properties Database (PPDB), University of Hertfordshire (2020): Online verfügbar unter:

<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>, zuletzt geprüft 2020.

Pimentel D. & Burgess M. (2006): Soil Erosion Threatens Food Production. *Agriculture* 2013, 3, 443-463.

Plogmacher A. (2018): Ereignisbasierte Erosionsmodellierung unter Nutzung angeeichter Radarnieder-schlagsdaten (RADOLAN) zur Anwendung im praktischen Erosionsschutz. Abschlussarbeit zur Erlangung des akademischen Grades „Master of Science“ im Studiengang Umweltwissenschaften am Institut für Umweltwissenschaften der Universität Koblenz-Landau.

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

Pottgiesser T. & Sommerhäuser M. (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen. Umweltbüro Essen im Auftrag des Umweltbundesamtes und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Steckbriefe und Begleittext.

Pottgiesser T. (2018): Die deutsche Fließgewässertypologie. Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der Fließgewässertypen. FE-Vorhaben des Umweltbundesamtes. Gewässertypenatlas mit Steckbriefen (FKZ 3714242210) (Stand Dezember 2018).

Quinn P.F., Beven K.J., Chevallier P., Planchon O. (1991): The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models. In: *Hydrological Processes*, 5: 59-79.

Radwell A. J. & Brown A. V. (2006): Influence of fine sediments on meiofauna colonization densities in artificial stream channels. *Archiv für Hydrobiologie* 165(1):63-75.

Schälchli U., Abegg & Hunzinger (2002): Kolmation. Methoden zur Erkennung und Bewertung. Fischnetz-Publikation, Dübendorf.

Schälchli U. (1993): Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Dissertation, ETH Zürich.

Scheder C., Lerchegger B., Flödl P., Cesar D., Gumpinger C., Hauer C. (2015): River bed stability versus clogged interstitial: Depth-dependent accumulation of substances in freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) habitats in Austrian streams as a function of hydromorphological parameters. *Limnologica* 50. 29–39.

Schmidt-Wygasch C. M. (2011): Neue Untersuchungen zur holozänen Genese des Unterlaufs der Inde. Aachen.

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

Schneider J. & Seufert T. (2021): Gewässerdynamik als Ökosystemdienstleistung zur Umsetzung der WRRL. *Wasserwirtschaft* 2-3.

Schönborn W. (2003): Lehrbuch der Limnologie. Stuttgart

Schwertmann U., Vogl, W., Kainz, M. (1990 & 1987): Bodenerosion durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Auflage. Stuttgart: Eugen Ulmer.

Schwörbel J. (1999): Einführung in die Limnologie. 8.Auflage Stuttgart.

SGD Nord (ohne Jahr): Hintergrund und Zielsetzungen zum Nisterprogramm.

Strasser D. *et al.* (2013): Die Gefrierkernmethode. Ein Erkundungsverfahren zur hydraulischen Charakterisierung von Sohlsedimenten. Abrufbar unter: https://www.bayceer.uni-bayreuth.de/fhdgg2014/de/prog/bayconf/beitrag_detail.php?id_obj=11577 (letzter Aufruf: 21.03.2016)

- Seitz L., Haas C., Lenz I., Noack M. und Wieprech S. (2019): Kolmation – Eine unterschätzte Größe in der Gewässerbewertung? *Forschung und Gewässer* 2-3 Wasserwirtschaft, 41-46.
- Steffy L. Y. & Shank M. K. (2018): Considerations for using turbidity as a surrogate for suspended sediment in small, ungaged streams: Time-series selection, streamflow estimation, and regional transferability. *River Research and Applications* 34(10).
- Stein H., Thurmann C., Schindler H., Zumbroich T. & HAHN H. J. (2018a): Vergleichende ökologische Untersuchungen zur quantitativen Bestimmung der Kolmation von Fließgewässersedimenten mit dem Kolmameter nach Hahn & Zumbroich mit Vorschlägen für eine Verfahrensanweisung. Deutsche Bundesstiftung Umwelt. AZ 33590/01 - 33/2.
- Stein H., Näschen C., Schindler H., Zumbroich T. & HAHN H.J. (2018b): Verhindert Kolmation das Erreichen des guten ökologischen Zustands der Fließgewässer? *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2018 (11) Nr. 12.
- Sundermann A., Antons C., Heigl E., Hering D., Jedicke E., Lorenz A. & Haase P. (2009): Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten als Modell für ein bundesweites Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes. Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung. Endbericht.
- Thurmann C. & Zumbroich T. (2013): Resilienzvermögen von Interstitialräumen verschiedener Gewässertypen bezüglich Kolmation. In: UBA-Texte 90/2013.
- Thurmann C., Stein H., Zumbroich T. & Hahn H. J. (2018): Vergleichende ökologische Untersuchungen zur quantitativen Bestimmung der Kolmation von Fließgewässersedimenten mit Vorschlägen für eine Verfahrensanweisung. Unveröffentl. Zwischen Bericht an die DBU, FKZ: AZ 33590/01 - 33/2.
- Untersteiner H. (2007): Statistik - Datenauswertung mit Excel und SPSS Für Naturwissenschaftler und Mediziner. 1. Auflage. Stuttgart. S. 192.
- UQN (2008): Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/ EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG (ABl. L 348 vom 24.12.2008, S. 84), die zuletzt durch die Richtlinie 2013/39/EU (ABl. L 226 vom 24.8.2013, S. 1) geändert worden ist.
- Umweltbundesamt (UBA) (o. J.): <https://www.umweltbundesamt.de/themen/bodenlandwirtschaft/bodenbelastungen/erosion#bodenerosion-durch-wasser-eine-unterschatzte-gefahr>.
Letzter Aufruf: 12.09.2021
- Vadher A. N., Stubbington R. & Wood P. J. (2015): Fine sediment reduces vertical migrations of *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda) in response to surface water loss. *Hydrobiologia* 753: 61-71.
- Wharton G., Mohajeri S. H. & Righetti M. (2017): The pernicious problem of streambed colmation: a multidisciplinary reflection on the mechanisms, causes, impacts, and management challenges. - *WIREs Water*, 4:e1231.
- Weigelhofer G. & Warninger J. (2003): Vertical Distribution of Benthic Macroinvertebrates in Riffles versus Deep Runs with Differing Contents of Fine Sediments (Weidlingbach, Austria). *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 88(3-4):304 – 313.
- Williams D. D. & Hynes H. B. N. (1974): The occurrence of benthos deep in the substratum of a stream. *Freshwater Biol.* 4, 233-256.
- Wilson J. P., Lorang M. S. (1999): Spatial models of soil erosion and GIS. IN: Fotheringham, A.S., Wegener, M. (1999): Spatial models and GIS: new potential and new models, 83-108. London: Taylor & Francis.
- Witt A. (2012): REGKLAM Ergebnisbericht – Teilprojekt 3.3.3. Kartierung und Ausweisung von Risikogebieten. Dresden. Institut für Bodenkunde und Standortlehre. URL:

http://www.regklam.de/fileadmin/Daten_Redaktion/Publikationen/Ergebnisberichte/P3.3.3bb_Risikokartierung_TUD_EB.pdf (24.11.2017).

Wood P. J. & Armitage P. D. (1997): Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. Environmental Management Vol. 21, No. 2, pp. 203–21.

Young A. (1989): Agroforestry for soil conservation. CAB International, Wallingford, UK.

Zumbroich T., Lamberty G., Roehrig J. & Thurmann C. (2017): Kausalanalyse der Kolmationsproblematik in Sal-monidenlaichgewässern. - In: Hartmut Leser & Jörg Löffler, Landschaftsökologie, 5. Auflage.

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

Datenquellen:

DWD (2019): stündlich aufgelöste RADOLAN Niederschlagsdaten für den Zeitraum 2001 bis 2019 (horizontale Auflösung 1 x 1 km)

EEA (2018): Corine Landcover Dataset (ESRI Polygon feature-class)

Geoportal-wasser.rlp.de: Fachinformationssystem Wasser des Ministeriums für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz. Letzter Aufruf: 23.07.2021

LfU (2018): Abgrenzungen der WRRL-Wasserkörper (Shapefile).

LVerGeo RLP (2019): Tatsächliche Nutzung.

LVerGeo RLP (2018): Landnutzungsdaten des Amtlichen Topographischen Kartographischen Informationssystems (ATKIS, ESRI Polygon feature-class)

LVerGeo RLP (2018): Digitales Höhenmodell, horizontale Auflösung 1 x 1 m (DHM 1, Rasterdatensatz)

LVerGeo RLP (2006): Digitales Höhenmodell, horizontale Auflösung 10 x 10 m (DHM 10, Rasterdatensatz)

MWVLW (2019): Landnutzung aus dem Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem (INVEKOS)

NASA (2000): Digitales Höhenmodell der Shuttle Radar Topography Mission, horizontale Auflösung 25 x 25 m (Rasterdatensatz)

Anhang I

Gewässersteckbriefe von 25 untersuchten Fließgewässerstrecken in Rheinland-Pfalz

Untersuchungszeitraum: April –Juni 2019

Gefördert von:

Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

AZ 34435/01 - 33/2

Bearbeitung:

Dr. Heide Stein¹

Dipl. Geoökologe Kai Thomas²

Dr. Holger Schindler³

Dr. Matthias Trapp²

PD Dr. Hans Jürgen Hahn¹



¹Universität Koblenz-Landau, Campus Landau
Institut für Umweltwissenschaften
Fortstraße 7
76829 Landau



²RLP AgroScience GmbH
Institut für Agrarökologie (IfA)
Breitenweg 71
D-67435 Neustadt an der Weinstraße

³ProLimno, Elmstein

Inhalt

Abkürzungen und Erklärungen	175
Steckbrief 1: Alfbach (Habscheid)	176
Steckbrief 2: Alfbach (Pronsfeld)	180
Steckbrief 3: Auersbach (Totentalb)	184
Steckbrief 4: Ellerbach	188
Steckbrief 5: Eschbach (Oberer Kautenbach)	192
Steckbrief 6: Kleine Nister uh. Lützelauer Mühle	196
Steckbrief 7: Michelsbach (Ahr)	200
Steckbrief 8: Mittlerer Guldenbach ob. Stromberg	204
Steckbrief 9: Oberer Endertbach	208
Steckbrief 10: Oberer Gaybach	212
Steckbrief 11: Obere Wied unt. Steinebach	216
Steckbrief 12: Obere Wied bei Winkelbach	220
Steckbrief 13: Prims (Damflos)	224
Steckbrief 14: Steinalp	228
Steckbrief 15: Stillegraben (Auw an der Kyll)	232
Steckbrief 16: Trabenerbach (Oberer Kautenbach)	236
Steckbrief 17: Mittlere Ahr (Schuld)	240
Steckbrief 18: Obere Our (Steinebrück)	244
Steckbrief 19: Obere Our (Kohnenhof)	248
Steckbrief 20: Unterer Flaumbach	252
Steckbrief 21: Unterer Guldenbach (Dauerstandort)	256
Steckbrief 22: Untere Nister ob. Heimborn	260
Steckbrief 23: Untere Nister uh. Weidacker	264
Steckbrief 24: Obere Wieslauter (Hinterweidenthal)	268
Steckbrief 25: Obere Wieslauter (unt. Dahn)	272

Abkürzungen und Erklärungen

BEG: Bodenerosionsgefährdung nach Erosionsgefährdungsklassen nach LGB 2017

EZG: Einzugsgebiet

Feinsedimentbesiedler (gelb): Tiergruppen bevorzugen bzw. tolerieren feinsedimentreiche Gewässersohlen

GW: Grundwasserart

L: Larve

LNF: landwirtschaftliche Nutzfläche

Lückensystembesiedler (hellblau): Tiergruppen bevorzugen offene, gut durchströmte Lückensysteme der Gewässersohle

MW: Mittelwert

OF: Oberflächenart

u.N.: unterhalb Nachweisgrenze

Einteilung der Abflussreduktion in Kolmameter®-Klassen (Zumbroich & Hahn 2018)

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

Klasseneinteilung für die Erhebung des ökol. Zustands nach EU-WRRL, Richtlinie 2000/60/EG

PERLODES: Makrozoobenthosbewertung

(Allg. Degradation, Ökol. Zustandsklasse)

1	sehr gut
2	gut
3	mäßig
4	unbefriedigend
5	schlecht

Klasseneinteilung für die Gewässerstrukturgüte nach LAWA 2000

Gewässerstrukturgüte (Sohle/Gesamtbewertung)

1	unverändert
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	deutlich verändert
5	stark verändert
6	sehr stark verändert
7	mäßig verändert

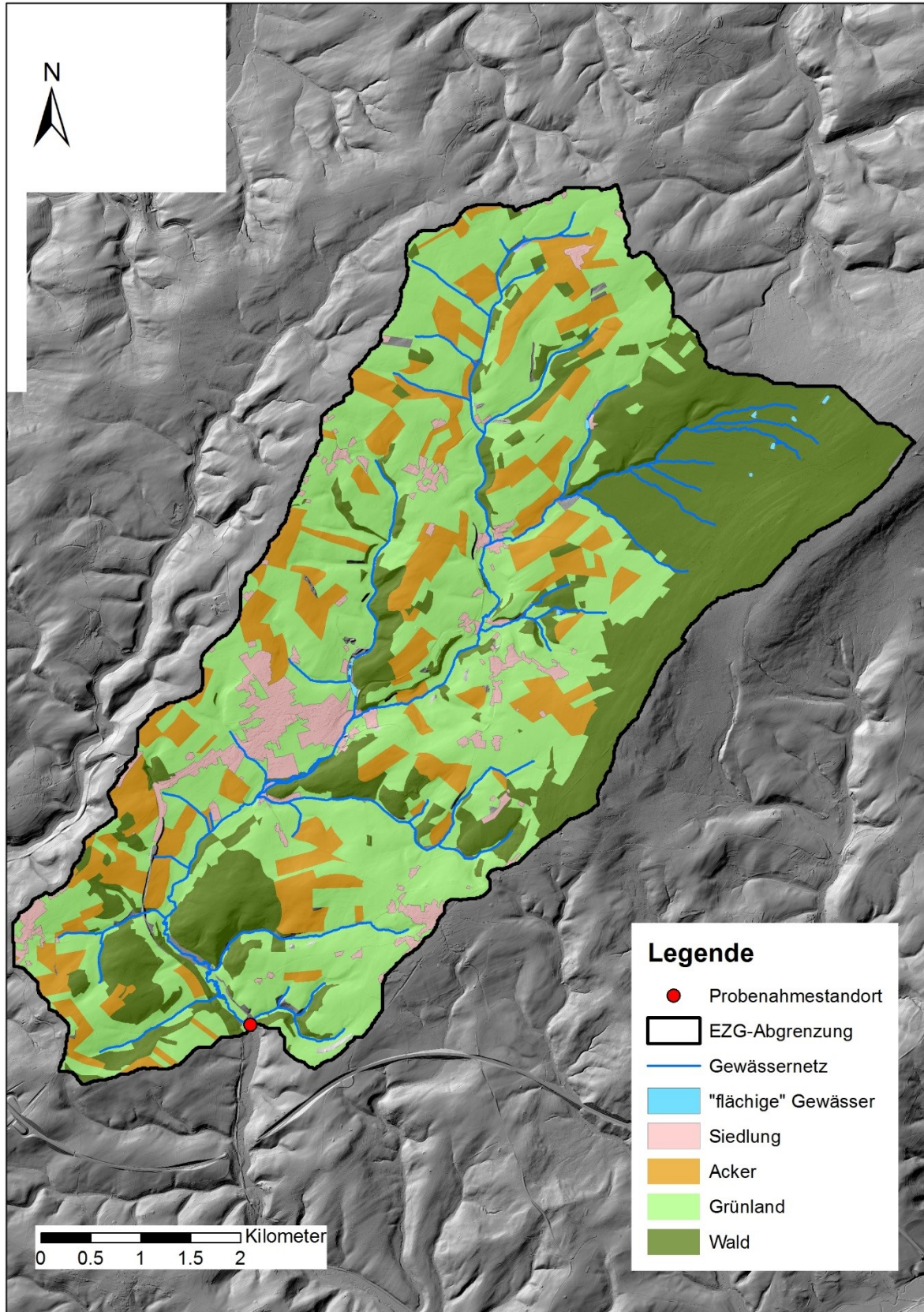
Steckbrief 1: Alfbach (Habscheid)

Der Alfbach bei Habscheid ist als silikatischer Bach von kleinen bis mittleren Steinen geprägt. Seitenerosion ist sichtbar. Die **Strukturgröße** ist gut, der **ökologische Zustand** mäßig, mit Tendenz zu gut. Damit liegt die **ökologische Bewertung** knapp unter der der letzten Untersuchung (2015), wo sie noch gut mit Tendenz zu mäßig war. Entscheidend hierfür war die Bewertung der **Allgemeinen Degradation**, während die **Saprobie** jeweils klar gut war. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist relativ artenreich, es finden sich neben wenigen häufigen Ubiquisten auch mehrere Arten der Oberläufe wie etliche häufigere Köcherfliegen- und Eintagsfliegenlarven. Daneben dominieren neben den häufigen Baetiden auch Zuckmücken, ferner Wasserkäfer und Kriebelmücken. Gammariden fehlen fast ganz. Die Biodiversitätsmetrics liegen meist im guten Bereich (EPT-Anteil, Rheo-Index, Fauna-Index). Nur der Hyporhithal-Index war unbefriedigend.

Zum Untersuchungszeitpunkt wurde eine mittlere **innere Kolmation** in einer Tiefe von ca. 15 cm festgestellt. Die Gewässersohle wies aber auch stärker kolmatierte Bereiche auf, die z. T. verlehmt waren. Die interstitiellen Sedimente waren sehr feinsedimentreich mit dominierendem Anteil von Ton- und Grobschluff. Die Sauerstoffversorgung war meist gut, in einigen Bereichen wurden aber niedrige Sättigungswerte < 70 % gemessen. Die Interstitialfauna war vergleichsweise individuenarm und v. a. von Würmern (Oligochaeta) und Zuckmückenlarven (Chironomidae) geprägt. Insgesamt waren die Anteile lückensystembesiedelnder Taxa etwas höher als die Feinsedimentbesiedler.



Untersuchungsstandort am Alfbach bei Habscheid.
Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Alfbach HS

Datenblatt:

Standort	Alfbach (Habscheid)
Messstellenbez. offiziell	Alfbach b. Großlangenfeld (ca. 7 km ob. Pronsfeld)
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Nördliches Schneifelvorland und Oberes Kylltal
Petrographie:	Wechsellagerung aus Ton-, Silt- und Sandstein, z.T. rot
Messstellentyp	Biologie - Landesprogramm 2008 / Referenzstrecke
Wasserkörper:	Alfbach
Wasserkörpernr:	2628400000_1
Koordinaten:	50°12.682 / 6°17.058

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	36,5	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	3,22 ("geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	22,2	MIN Erosion (t/ha*a)	0,001
LNF-Anteil am EZG (%)	60,7	MAX Erosion (t/ha*a)	140,88
Anteil Siedlung (%)	4,75	Gesamterosion EZG (t/a)	7143
Anteil Acker (%)	15,77	E0 Flächenanteil LNF (%)	55,6
Anteil Grünland (%)	48,4	E1 Flächenanteil LNF (%)	15,87
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	8,99
Anteil Wald (%)	29,77	E3 Flächenanteil LNF (%)	5,45
Gewässernetzdichte (km/km ²)	1,364	E4 Flächenanteil LNF (%)	8,36
Gewässernetzlänge (km)	49,9	E5 Flächenanteil LNF (%)	5,73
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	21,4		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	6,8		
mittl. Hangneigung	6,3		
Innere Kolmation (Interstital)		2015	
Kolmameterklasse (Klasse 1-5)			2019
Abflussreduktion im Kolmameter (%)			3
			33,86
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	2		3
allgm. Degradation	0,62 (2)		0,58 (3)
Saprobie	1,61 (2)		1,74 (2)
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte			2,4 (2)
Sohlenstruktur			1,5
Abiotik		Fließende Welle	
Probennahmedatum	25.05.2019		Interstital (MW von 10 Einzelmesspunkten)
Temperatur (°C)	12,0		09.06.2019
Sauerstoff (mg/l)	10,13		12,8
Sauerstoffsättigung (%)	105,1		7,78
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	233		79,80
pH	7,45		206
Nitrat (mg/l)	7,0		7,32
Gesamteisen (mg/l)	0,8		12,5
ortho-Phosphat (mg/l)	0,2		0,1
Trübung (NTU)	-		-
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-		3146
			970
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Sedimentmenge TG (g)	10,58		
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	4,8 / 0,51	Boscalid (µg/l)	4
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	65,33		
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	19,52		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	12,02		
Korngröße > 2mm (%)	3,13		

Fortsetzung des Datenblattes: Alfbach (Habscheid)

Interstitialfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	6	Crustacea (%)	0,52
Harpacticoida	3,7	Ephemeroptera (%)	45,69
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	3,39
Ostracoda	3,2	Trichoptera (%)	8,09
Cladocera	-	Coleoptera (%)	8,62
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	1,57
Amphipoda (OF)	-	Bivalvia (%)	-
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	1,57
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	25,85
Ephemeroptera (L)	4,9	Turbellaria (%)	1,57
Plecoptera (L)	2,9	Gastropoda (%)	3,13
Trichoptera (L)	0,2	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	1,4	Heteroptera (%)	-
Nematoda	0,7	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	12,2		
Chironomidae (L)	7,5		
Acari	0,3		
Makroturbellaria	0,1		
Rotifera	0,4		
Tardigrada	0,1		
Mikroturbellaria	-		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	0,1		
Troglochaetus	-		
Collembola	0,2		
Sonstige Arthropoda	1		
Summenparameter/Indizes	Interstitialfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	449	Individuen ges. (Summe)	383
Taxazahl ges. (Summe)	16	Taxazahl ges. (Summe)	35
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	49,67	Anteil CEPTCOB (%)	67,89
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	45,43	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	27,42
Anteil oh. Präferenz (%)	4,90	Anteil Sonstige (%)	4,70
Anteil Crustacea (%)	28,95	Anteil Crustacea (%)	0,52
Anteil EPT-Taxa (%)	17,82	Anteil EPT-Taxa (%)	57,18
Diversität (Shannon Index)	2,15	Diversität (Shannon Index)	2,98
Artenreichtum (Margalef Index)	3,95	Artenreichtum (Margalef Index)	5,72
Evenness	0,77	Evenness	0,84

Steckrief 2: Alfbach (Pronsfeld)

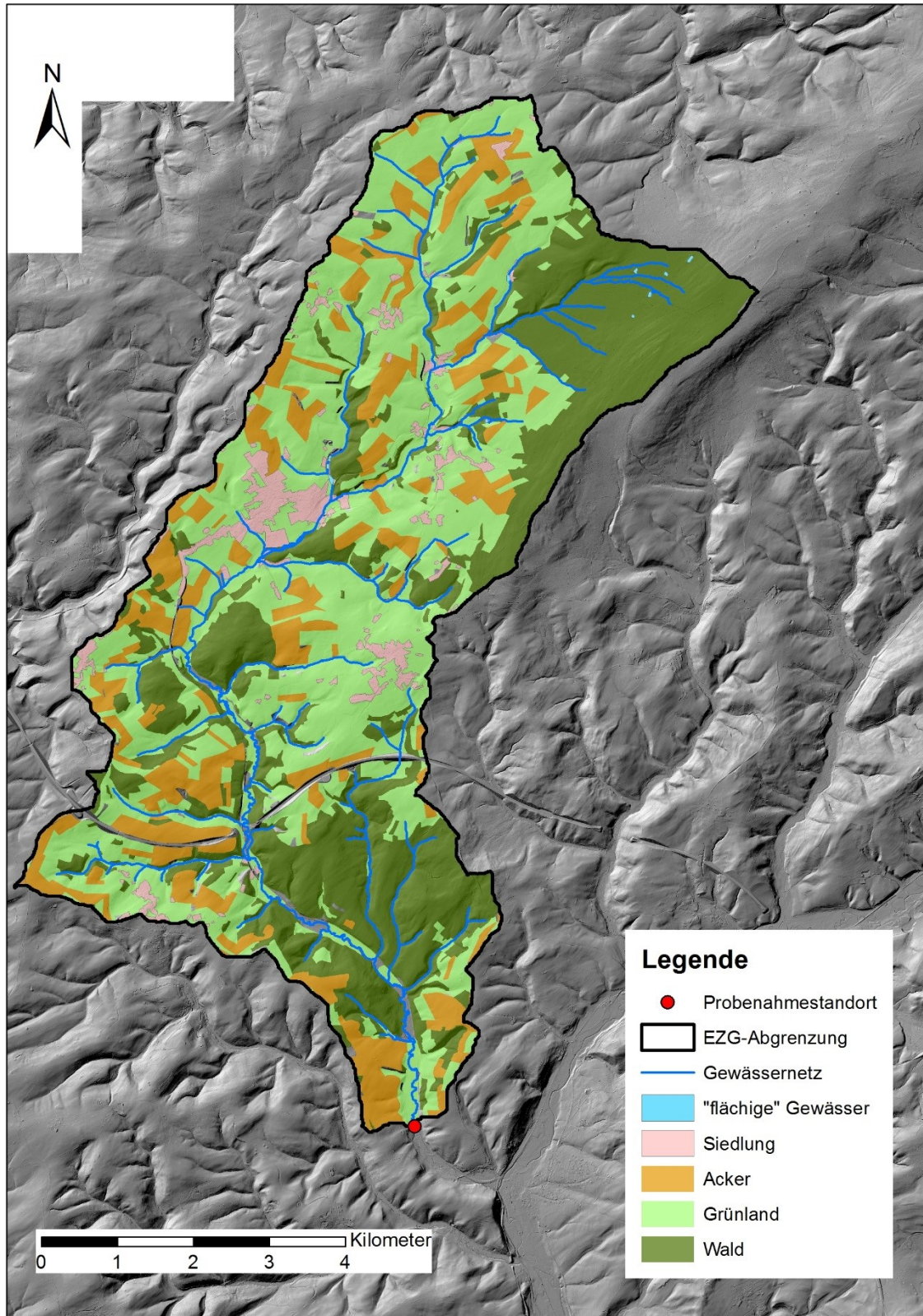
Der Alfbach ist als silikatischer Bach von kleinen bis größeren Steinen geprägt. Seitenerosion ist sichtbar. Die **Strukturgröße** ist wie der **ökologische Zustand** mäßig, letztere mit sehr deutlicher Tendenz zu gut. Damit liegt die ökologische Bewertung unter der der letzten Untersuchung (2015), wo sie gut war. Entscheidend hierfür war die Bewertung der **Allgemeinen Degradation**, während die **Saprobie** jeweils gleich gut war. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist relativ artenreich, es dominieren Baetiden (Eintagsfliegen), gefolgt von anderen Eintags- und Köcherfliegen, Wasserkäfern, Wasserwanzen, Zuck- und Kriebelmücken. Neben wenigen Wertzeigern (Steinfliegen) sind es aber insgesamt eher häufige Bacharten. Gammariden sind nur in geringer Abundanz vertreten. EPT-Anteil und Fauna-Index waren gut bewertet, während der Rheo-Index nur mäßig und der Hyporhithal-Index sogar schlecht bewertet wurden.

Die **innere Kolmation**, die in ca. 15 cm Tiefe zum Untersuchungszeitpunkt gemessen wurde, lag im mittleren bis guten Bereich. Im Vergleich war der Abschnitt bei Pronsfeld weniger kolmatiert als bei Habscheid. Auch in diesem Abschnitt war das interstitielle Lückensystem sehr feinsedimentreich mit hohen Anteilen von Ton und Grobschluff. Die Sauerstoffsättigung im Interstitial lag meist über 80% und deutet auf einen guten Austausch mit dem Bachwasser hin. In Pronsfeld war der Alfbach deutlich individuenreicher als in Habscheid. Aber auch hier war das Interstitial v.a. von Würmern (Oligochaeta) und Zuckmückenlarven (Chironomidae) geprägt. Daneben wurden aber auch viele Raupenhüpferlinge (Harpacticoida) gefunden. Insgesamt hatten Feinsedimentbesiedler den größten Anteil an der interstitiellen Gemeinschaft.



Alfbach oberhalb Pronsfeld. Fotos: Stein 2019





Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Alfbach PF

Datenblatt:

Standort	Alfbach (Pronsfeld)
Messstellenbez. offiziell	Alfbach (Prüm) Mdg.
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Südliches Schneifelvorland
Petrographie:	Wechsellagerung aus Ton-, Silt- und Sandstein, z.T. rot
Messstellentyp	Biologie - Landesprogramm 2008 / Referenzstrecke
Wasserkörper:	Alfbach
Wasserkörpernr:	2628400000_1
Koordinaten:	50°9.943980 / 6°19.009980

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	54,4	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	3,43 ("geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	30,7	MIN Erosion (t/ha*a)	0,001
LNF-Anteil am EZG (%)	56,5	MAX Erosion (t/ha*a)	140,88
Anteil Siedlung (%)	3,77	Gesamterosion EZG (t/a)	10543,1
Anteil Acker (%)	16,93	E0 Flächenanteil LNF (%)	53,08
Anteil Grünland (%)	42,87	E1 Flächenanteil LNF (%)	15,84
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	9,6
Anteil Wald (%)	33,91	E3 Flächenanteil LNF (%)	6,05
Gewässernetzdichte (km/km ²)	1,447	E4 Flächenanteil LNF (%)	9,38
Gewässernetzlänge (km)	78,6	E5 Flächenanteil LNF (%)	6,05
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	19,9		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	6,3		
mittl. Hangneigung	7,1		
Innere Kolmation (Interstital)		2015	
Kolmameterklasse (Klasse 1-5)		2019	
Abflussreduktion im Kolmameter (%)		3	
		28,83	
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	2	3	
allgm. Degradation	0,66 (2)	0,59 (3)	
Saprobie	1,7 (2)	1,69 (2)	
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte		2,9 (3)	
Sohlenstruktur		2	
Abiotik		Fließende Welle	
Probennahmedatum	24.05.2019	Interstital (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Temperatur (°C)	11,5	09.06.2019	
Sauerstoff (mg/l)	10,24	12,7	
Sauerstoffsättigung (%)	101,3	8,40	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	228	85,42	
pH	7,34	229	
Nitrat (mg/l)	13,0	7,39	
Gesamteisen (mg/l)	0,6	16,3	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,1	0,6	
Trübung (NTU)	-	-	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	4160	
		1317	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Sedimentmenge TG (g)	13,12	keine	
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	6,1 / 0,8		
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	69,73		
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	16,17		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	13,11		
Korngröße > 2mm (%)	0,99		

Fortsetzung Datenblattes: Alfbach (Pronsfeld)

Interstitalfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	5,8	Crustacea (%)	1,63
Harpacticoida	28,9	Ephemeroptera (%)	50,68
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	1,36
Ostracoda	0,3	Trichoptera (%)	14,63
Cladocera	8,7	Coleoptera (%)	7,86
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	0,27
Amphipoda (OF)	0,4	Bivalvia (%)	0,27
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	0,27
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	15,99
Ephemeroptera (L)	5,2	Turbellaria (%)	-
Plecoptera (L)	2,4	Gastropoda (%)	1,63
Trichoptera (L)	0,8	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	4,1	Heteroptera (%)	5,42
Nematoda	2,2	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	30,1		
Chironomidae (L)	31,8		
Acari	2,6		
Makroturbellaria	0,5		
Rotifera	0,1		
Tardigrada	0,5		
Mikroturbellaria	-		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	0,3		
Troglochaetus	-		
Collembola	0,4		
Sonstige Arthropoda	1,1		
Summenparameter/Indizes	Interstitalfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	1262	Individuen ges. (Summe)	369
Taxazahl ges. (Summe)	18	Taxazahl ges. (Summe)	36
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	44,85	Anteil CEPTCOB (%)	76,69
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	50,79	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	16,26
Anteil oh. Präferenz (%)	4,36	Anteil Sonstige (%)	7,05
Anteil Crustacea (%)	35,18	Anteil Crustacea (%)	1,63
Anteil EPT-Taxa (%)	6,65	Anteil EPT-Taxa (%)	66,67
Diversität (Shannon Index)	2	Diversität (Shannon Index)	2,89
Artenreichtum (Margalef Index)	3,52	Artenreichtum (Margalef Index)	5,92
Evenness	0,69	Evenness	0,81

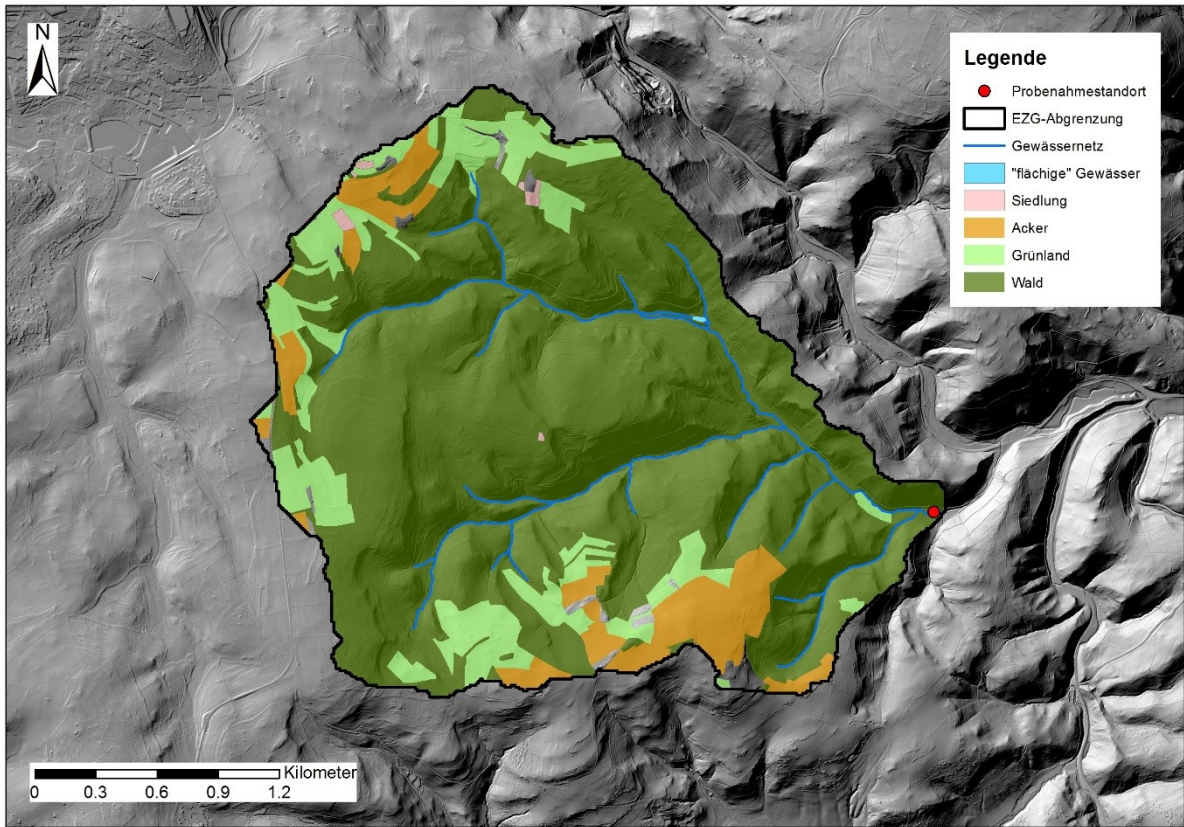
Steckbrief 3: Auersbach (Totenalb)

Der Auersbach (Zufluss zur Totenalb) ist als silikatischer Bach von diversem, größerem Material geprägt. Die **Strukturgröße** ist wie der **ökologische Zustand** konstant gut mit Tendenzen zu sehr gut. Bewertungsentscheidend ist die **Saprobie**. Im Vergleich zur letzten Untersuchung (2015) war die Bewertung der **Allgemeinen Degradation** sehr gut (damals gut), während die **Saprobie** nun gut war (damals sehr gut, jeweils an Klassengrenze). Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist sehr artenreich (44 Taxa) und ohne Dominanzen weniger Taxa ziemlich gleich verteilt. Es sind viele Wertzeiger und Arten der Oberläufe enthalten, auch bei Steinfliegen, flachen Eintagsfliegen, Gammariden, Köcherfliegen, Wasserkäfern und Strudelwürmern. Der Rheo-Index und Fauna-Index waren sehr gut bewertet, während der EPT-Anteil gut und der Hyporhithal-Index nur mäßig bewertet wurden.

Die Erfassung der **inneren Kolmation**, die in ca. 15 cm Tiefe durchgeführt wurde, ergab zum Untersuchungszeitpunkt eine insgesamt mittlere Kolmation. Das Sediment wies meist eine leichte bis mittlere Kolmatierung auf, war aber stellenweise stärker verfestigt. Im Interstitial wies die Sauerstoffversorgung meistens über 80 % Sättigung auf und lässt auf einen guten Austausch mit dem Bachwasser schließen. Die Interstitialfauna war divers und es dominieren Lückensystembesiedler.



Untersuchungsstandort am Auersbach. Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Auersbach

Datenblatt:

Standort	Auersbach (Totenalp)
Messstellenbez. offiziell	Auerbach, Mdg.
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Baumholder Hochland
Petrographie:	basische bis intermediäre Effusiva (basaltischer Andesit und Andesit, grauschwarz bis grünschwarz, subophistisches bis intergranulares Gefüge)
Messstellentyp	Biologie - Landesprogramm 2008 / Referenzstrecke
Wasserkörper:	Steinalp
Wasserkörpernr:	254640000_1
Koordinaten:	49°35.798524 / 7°23.674800

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km²)	6,7	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	1,15 ("sehr geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km²)	1,2	MIN Erosion (t/ha*a)	0,002
LNF-Anteil am EZG (%)	18,3	MAX Erosion (t/ha*a)	64,38
Anteil Siedlung (%)	0,29	Gesamterosion EZG (t/a)	140
Anteil Acker (%)	7,87	E0 Flächenanteil LNF (%)	63,67
Anteil Grünland (%)	12,01	E1 Flächenanteil LNF (%)	20,93
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	10,53
Anteil Wald (%)	78,62	E3 Flächenanteil LNF (%)	3,22
Gewässernetzdichte (km/km²)	1,843	E4 Flächenanteil LNF (%)	1,3
Gewässernetzlänge (km)	12,3	E5 Flächenanteil LNF (%)	0,34
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	30		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	9		
mittl. Hangneigung	13,1		
Innere Kolmation (Interstitial) 2015		2019	
Kolmometerklasse (Klasse 1-5)		3	
Abflussreduktion im Kolmometer (%)		30,25	
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	2	2	
allgm. Degradation	0,79 (2)	0,84 (1)	
Saprobie	1,45 (1)	1,48 (2)	
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte		2,2 (2)	
Sohlenstruktur		1,5	
Abiotik		Fließende Welle	
Probennahmedatum	05.04.2019	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Temperatur (°C)	10,0	07.04.2019	
Sauerstoff (mg/l)	11,24	9,8	
Sauerstoffsättigung (%)	107,8	9,74	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	173	136	
pH	8,03	7,68	
Nitrat (mg/l)	4,0	4,7	
Gesamteisen (mg/l)	0,9	0,9	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,1	-	
Trübung (NTU)	-	243	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	13	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Sedimentmenge TG (g)	13,85	Boscalid (µg/l)	7,73
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	7,1 / 0,98		
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	26,5		
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	22,12		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	39,33		
Korngröße > 2mm (%)	12,05		

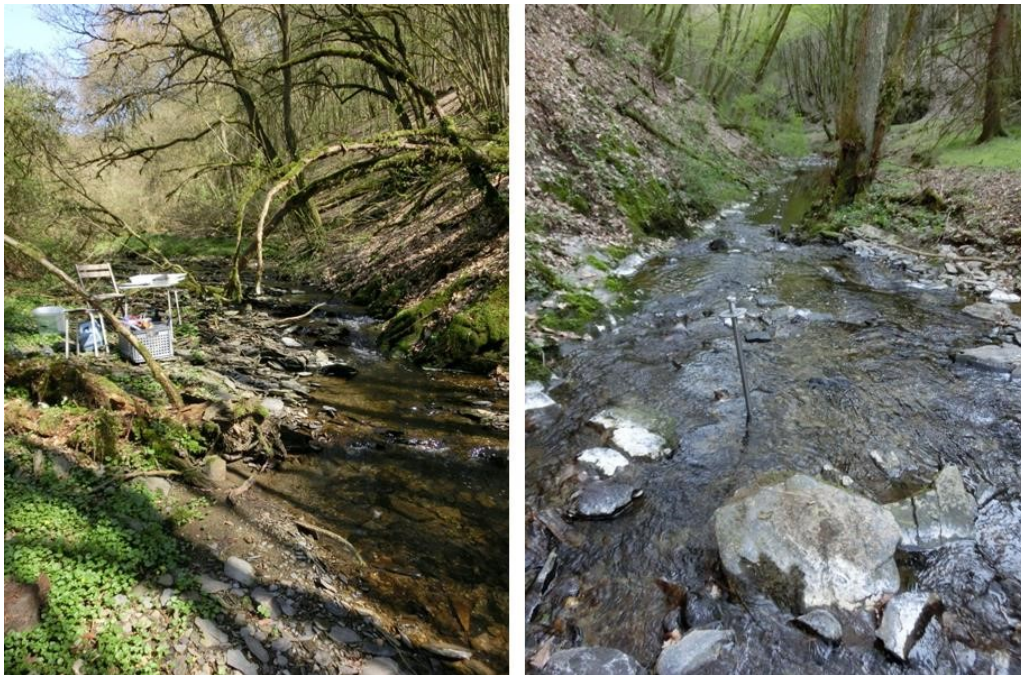
Fortsetzung Datenblattes: Auersbach (Totenalp)

Interstitialfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	30,5	Crustacea (%)	14,22
Harpacticoida	30,4	Ephemeroptera (%)	23,2
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	22,98
Ostracoda	26,7	Trichoptera (%)	20,35
Cladocera	0,1	Coleoptera (%)	4,16
Amphipoda (GW)	0,1	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	-	Bivalvia (%)	-
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	1,53
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	10,5
Ephemeroptera (L)	12,7	Turbellaria (%)	1,53
Plecoptera (L)	1,2	Gastropoda (%)	1,53
Trichoptera (L)	0,5	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	0,8	Heteroptera (%)	-
Nematoda	8,2	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	13,8		
Chironomidae (L)	19,7		
Acari	3,3		
Makroturbellaria	1		
Rotifera	2		
Tardigrada	1,2		
Mikroturbellaria	1,4		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	2,1		
Troglochaetus	-		
Collembola	0,3		
Sonstige Arthropoda	1,7		
Summenparameter/Indizes	Interstitialfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	1577	Individuen ges. (Summe)	457
Taxazahl ges. (Summe)	19	Taxazahl ges. (Summe)	44
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	65,31	Anteil CEPTCOB (%)	84,90
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	26,44	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	12,04
Anteil oh. Präferenz (%)	8,24	Anteil Sonstige (%)	3,06
Anteil Crustacea (%)	57,01	Anteil Crustacea (%)	14,22
Anteil EPT-Taxa (%)	9,13	Anteil EPT-Taxa (%)	66,52
Diversität (Shannon Index)	2,18	Diversität (Shannon Index)	3,05
Artenreichtum (Margalef Index)	3,57	Artenreichtum (Margalef Index)	7,02
Evenness	0,74	Evenness	0,81

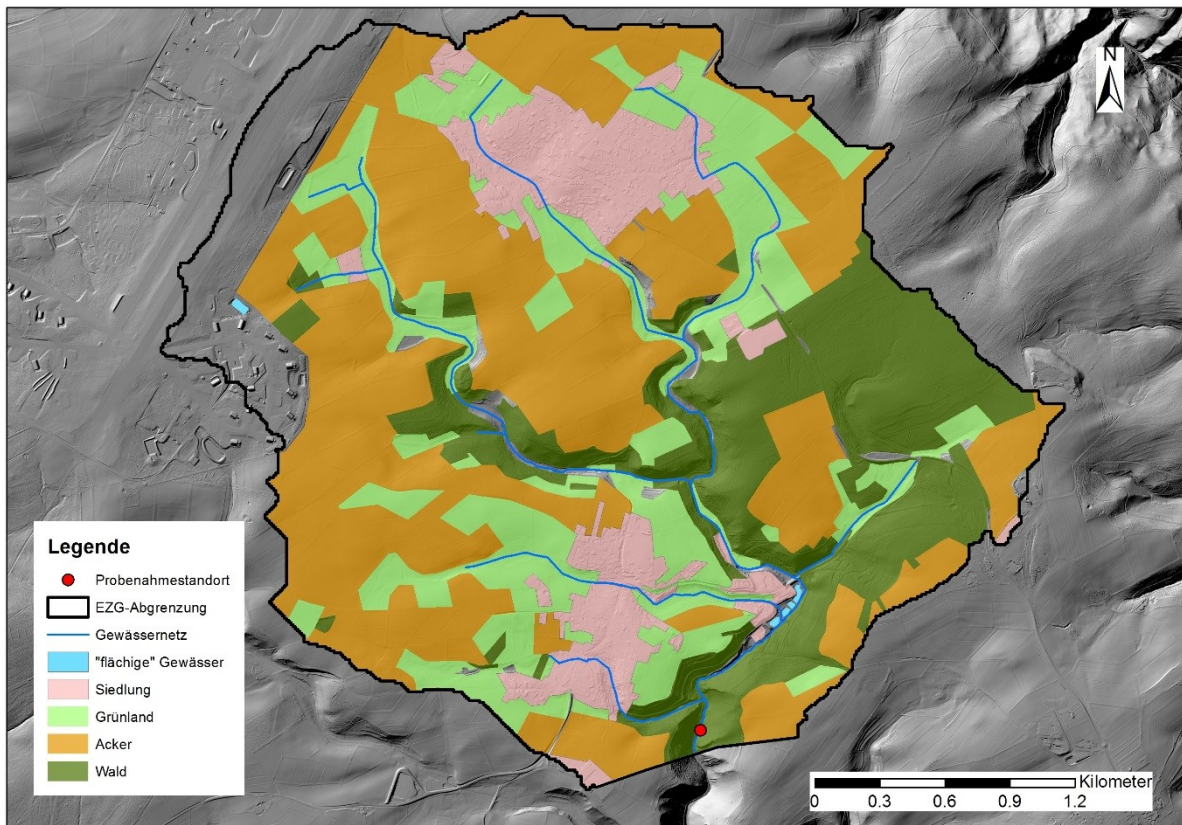
Steckbrief 4: Ellerbach

Der Ellerbach ist als silikatisch-grobmaterialreicher Bach nach der Kläranlage naturnah ausgebildet. Die **Struktur**güte ist gut, der **ökologische Zustand** aber nur mäßig. Im Vergleich zur letzten Bewertung im Jahre 2015 hat sich der Zustand leicht verschlechtert, bleibt aber in der gleichen Klasse. Bewertungsentscheidend ist die mäßige **Allgemeine Degradation**, welche vorher an der Grenze zu gut, nun aber an der Grenze zu unbefriedigend liegt. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist wenig artenreich mit der Dominanz weniger Taxa. Diese sind Ubiquisten und Belastungszeiger wie verschiedene Zuckmücken, Baetidae und ferner Hydropsychidae. Steinfliegen fehlen, Gammariden und Wasserkäfer sind nicht häufig, es gab aber einige wertgebende flache Eintagsfliegen. Auch Egel kamen vor sowie der Störzeiger Wasserassel sowie die neozoische Schnecke Potamopyrgus. Alle faunistischen Metrics fielen mäßig aus.

Die **innere Kolmation**, die in ca. 15 cm Tiefe gemessen wurde, lag zum Untersuchungszeitpunkt im mittleren Bereich mit der Tendenz zu einer starken bis sehr starken Kolmatierung. Die Sauerstoffversorgung im Interstitial war aber an fast allen Messstellen hoch ($>8,0$ mg/L; > 80 % Sättigung). Die Nitratwerte waren sowohl in der fließenden Welle als auch im Interstitial vergleichsweise hoch. Es waren die höchsten Nitratkonzentrationen von allen 25 untersuchten Fließgewässern. Insgesamt war das Interstitial sehr individuenreich besiedelt. Feinsedimentbesiedler, insbesondere Würmer (Oligochaeta und Nematoda) dominierten, was mit dem mäßigen ökologischen Zustand zusammenhängen dürfte.



Untersuchungsstandort am Ellerbach. Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Ellerbach

Datenblatt:

Standort	Ellerbach		
Messstellenbez. offiziell	Ellerbach bei Gevenich		
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialeiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)		
Naturraum (BfN):	Moseleifel		
Petrographie:	Wechsellagerung aus Ton-, Silt- und Sandstein mit Einlagerungen von saurem Tuffit		
Messstellentyp	Biologie - Landesprogramm 2008 / Referenzstrecke		
Wasserkörper:	Ellerbach (Mosel)		
Wasserkörpernr:	2691400000_0		
Koordinaten:	50°08.965 / 7°05.517		
Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km²)	9,7	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	2,16 ("sehr geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km²)	5,4	MIN Erosion (t/ha*a)	0,002
LNF-Anteil am EZG (%)	55,4	MAX Erosion (t/ha*a)	168,31
Anteil Siedlung (%)	10,97	Gesamterosion EZG (t/a)	1158,8
Anteil Acker (%)	39,76	E0 Flächenanteil LNF (%)	27,7
Anteil Grünland (%)	20,16	E1 Flächenanteil LNF (%)	43,8
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	18,9
Anteil Wald (%)	20,74	E3 Flächenanteil LNF (%)	5,6
Gewässernetzdichte (km/km²)	1,374	E4 Flächenanteil LNF (%)	3,4
Gewässernetzlänge (km)	13,3	E5 Flächenanteil LNF (%)	0,7
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	26,9		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	8,4		
mittl. Hangneigung	5,4		
Innere Kolmation (Interstital)		2015	2019
Kolmometerklasse (Klasse 1-5)			3
Abflussreduktion im Kolmometer (%)			40,51
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	3		3
allgm. Degradation	0,59 (3)		0,41 (3)
Saprobie	1,6 (2)		1,85 (2)
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte			2,4 (2)
Sohlenstruktur			2
Abiotik		Fließende Welle	Interstital (MW von 10 Einzelmesspunkten)
Probennahmedatum	18.04.2019		20.04.2019
Temperatur (°C)	13,0		13,3
Sauerstoff (mg/l)	10,59		9,49
Sauerstoffsättigung (%)	105,9		95,63
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	341		343
pH	7,84		7,58
Nitrat (mg/l)	17,0		19,5
Gesamteisen (mg/l)	0,7		0,9
ortho-Phosphat (mg/l)	1,3		-
Trübung (NTU)	-		911
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-		111
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Interstital	Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen
Sedimentmenge TG (g)	6,2		Dimethomorph (µg/l)
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	7,3 / 0,45		Myclobutanil (µg/l)
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	45,25		Indoxacarb (µg/kg)
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	14,69		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	31,48		
Korngröße > 2mm (%)	8,58		

Fortsetzung des Datenblattes: Ellerbach

Interstitialfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	30,5	Crustacea (%)	3,18
Harpacticoida	14,7	Ephemeroptera (%)	32,08
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	-
Ostracoda	36,9	Trichoptera (%)	14,31
Cladocera	1,7	Coleoptera (%)	1,01
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	0,3	Bivalvia (%)	0,87
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	3,76
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	43,06
Ephemeroptera (L)	12,8	Turbellaria (%)	-
Plecoptera (L)	0,1	Gastropoda (%)	0,87
Trichoptera (L)	0,2	Hirudinea (%)	0,87
Coleoptera (ges.)	0,3	Heteroptera (%)	-
Nematoda	64,5	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	246		
Chironomidae (L)	29,3		
Acari	2,1		
Makroturbellaria	5,7		
Rotifera	3,2		
Tardigrada	9		
Mikroturbellaria	0,8		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	5,2		
Troglochaetus	-		
Collembola	0,2		
Sonstige Arthropoda	0,4		
Summenparameter/Indizes	Interstitialfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	4639	Individuen ges. (Summe)	692
Taxazahl ges. (Summe)	19	Taxazahl ges. (Summe)	25
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	21,02	Anteil CEPTCOB (%)	51,45
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	73,25	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	46,82
Anteil oh. Präferenz (%)	5,73	Anteil Sonstige (%)	1,73
Anteil Crustacea (%)	19,25	Anteil Crustacea (%)	3,18
Anteil EPT-Taxa (%)	2,82	Anteil EPT-Taxa (%)	46,39
Diversität (Shannon Index)	1,63	Diversität (Shannon Index)	2,15
Artenreichtum (Margalef Index)	2,94	Artenreichtum (Margalef Index)	3,67
Evenness	0,55	Evenness	0,67

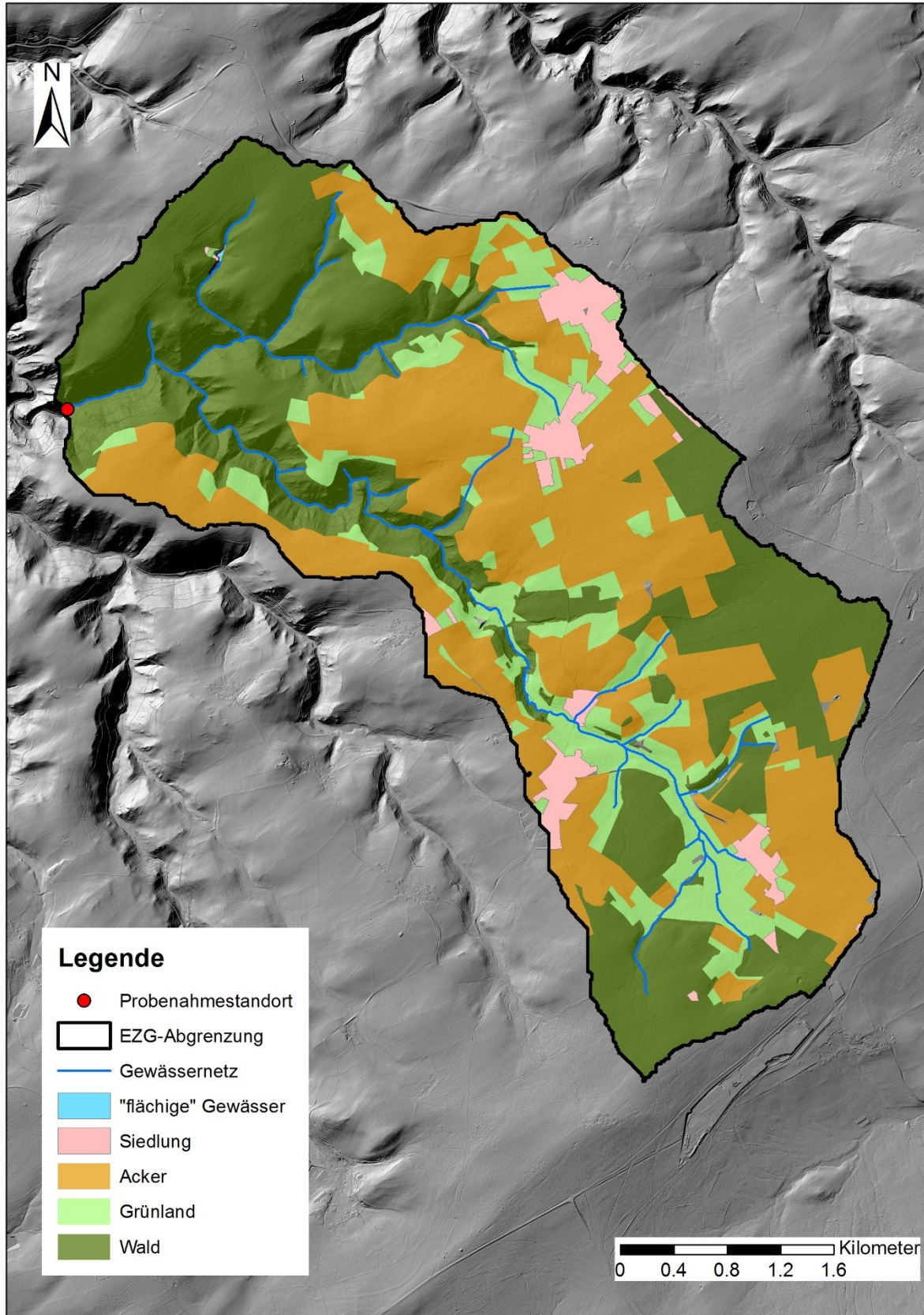
Steckbrief 5: Eschbach (Oberer Kautenbach)

Der Eschbach (Kautenbach) verläuft als steiniger Bach in einem naturnahen Kerbtal. Die **Strukturgröße** ist gut, der **ökologische Zustand** sehr gut. Im Vergleich zur letzten Bewertung (2015) blieben alle Bewertungsparameter nahezu gleich bei sehr gut. Neben der **Allgemeinen Degradation** ist v. a. die **Saprobie** sehr gut bewertet, so dass dieser Bach einer von zwei der am besten bewerteten 25 untersuchten Fließgewässer ist. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist sehr artenreich mit einer Verteilung auf viele Taxa, wobei Flohkrebse (Gammariden) dominieren. Dann folgen Kriebelmücken, Eintagsfliegen, etliche Stein- und viele Köcherfliegen, oft mit wertgebenden bzw. seltenen Arten. Belastungszeiger fehlen. Wasserkäfer und Strudelwürmer sind ebenfalls häufiger. Drei faunistische Metrics sind sehr gut, während der Hyporhithal-Index nur mäßig ausfällt (Oberlauf).

Die **innere Kolmation**, die in ca. 15 cm Tiefe gemessen wurde, lag zum Untersuchungszeitpunkt im mittleren Bereich aber an der Klassengrenze zu einer leichten Kolmation. An zwei Messpunkten wurde eine starke Kolmation gemessen. Das interstitielle Sediment war sehr feinsedimentreich mit einer Dominanz von Ton- und Grobschluff. Die Sauerstoffversorgung im Interstitial war durchweg gut, fast immer mit einer Sättigung von $> 80\%$. Die Interstitialfauna war v. a. durch Lückensystembesiedler wie Raupenhäufelinge (Harpacticoida) und Muschelkrebse (Ostracoda) geprägt. Die Individuenzahlen lagen im Vergleich zu den anderen 25 untersuchten Bächen eher im unteren Bereich.



Untersuchungsstandort am Eschbach. Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Eschbach

Datenblatt:

Standort	Eschbach (Oberer Kautenbach)
Messstellenbez. offiziell	Kleinicher Bach, Mdg.
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Moselhunsrück
Petrographie:	Ton- und Siltstein mit geringmächtigen Einschaltungen von Sandstein
Messstellentyp	Biologie - Landesprogramm 2008 / Referenzstrecke
Wasserkörper:	Oberer Kautenbach
Wasserkörpernr:	2679200000_2
Koordinaten:	49°55.001 / 7°08.019

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km²)	20,2	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	2,96 ("geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km²)	9,5	MIN Erosion (t/ha*a)	0,002
LNF-Anteil am EZG (%)	46,9	MAX Erosion (t/ha*a)	88,39
Anteil Siedlung (%)	4,02	Gesamterosion EZG (t/a)	2809,8
Anteil Acker (%)	36,95	E0 Flächenanteil LNF (%)	26,58
Anteil Grünland (%)	14,1	E1 Flächenanteil LNF (%)	31,21
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	24,25
Anteil Wald (%)	44,51	E3 Flächenanteil LNF (%)	9,61
Gewässernetzdichte (km/km²)	1,159	E4 Flächenanteil LNF (%)	6,73
Gewässernetzlänge (km)	23,5	E5 Flächenanteil LNF (%)	1,62
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	29,5		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	10,6		
mittl. Hangneigung	8		
Innere Kolmation (Interstital) 2015		2019	
Kolmometerklasse (Klasse 1-5)			3
Abflussreduktion im Kolmometer (%)			27,40
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	1		1
allgm. Degradation	0,81 (1)		0,85 (1)
Saprobie	1,36 (1)		1,36 (1)
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte			2 (2)
Sohlenstruktur			2
Abiotik		Interstital (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Fließende Welle		19.04.2019	
Probennahmedatum	08.04.2019		
Temperatur (°C)	11,5		11,6
Sauerstoff (mg/l)	11,43		10,03
Sauerstoffsättigung (%)	107,2		96,45
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	245		247
pH	7,39		7,26
Nitrat (mg/l)	.		-
Gesamteisen (mg/l)	.		-
ortho-Phosphat (mg/l)	.		-
Trübung (NTU)	-		352
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-		74
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Sedimentmenge TG (g)	1,88	Boscalid (µg/l)	76,8
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	11,2 / 0,21	Dimethomorph (µg/l)	2,4
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	63,47		
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	12,02		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	20,16		
Korngröße > 2mm (%)	4,35		

Fortsetzung des Datenblattes: Eschbach (oberer Kautenbach)

Interstitia/fauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	7,9	Crustacea (%)	29,33
Harpacticoida	18,5	Ephemeroptera (%)	25,07
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	8,94
Ostracoda	14,3	Trichoptera (%)	14,96
Cladocera	-	Coleoptera (%)	4,4
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	0,1	Bivalvia (%)	-
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	0,88
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	12,46
Ephemeroptera (L)	1,4	Turbellaria (%)	3,81
Plecoptera (L)	0,7	Gastropoda (%)	0,15
Trichoptera (L)	0,1	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	0,2	Heteroptera (%)	-
Nematoda	2,9	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	12,6		
Chironomidae (L)	4,7		
Acari	3,9		
Makroturbellaria	3,4		
Rotifera	0,8		
Tardigrada	0,7		
Mikroturbellaria	2,3		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	2,5		
Troglochaetus	-		
Collembola	0,4		
Sonstige Arthropoda	2,3		
Summenparameter/Indizes	Interstitia/fauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	797	Individuen ges. (Summe)	682
Taxazahl ges. (Summe)	18	Taxazahl ges. (Summe)	41
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	54,20	Anteil CEPTCOB (%)	82,70
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	25,35	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	13,34
Anteil oh. Präferenz (%)	20,45	Anteil Sonstige (%)	3,96
Anteil Crustacea (%)	54,33	Anteil Crustacea (%)	29,33
Anteil EPT-Taxa (%)	2,76	Anteil EPT-Taxa (%)	48,97
Diversität (Shannon Index)	2,24	Diversität (Shannon Index)	2,79
Artenreichtum (Margalef Index)	3,91	Artenreichtum (Margalef Index)	6,13
Evenness	0,78	Evenness	0,75

Steckbrief 6: Kleine Nister (uh. Lützelauer Mühle)

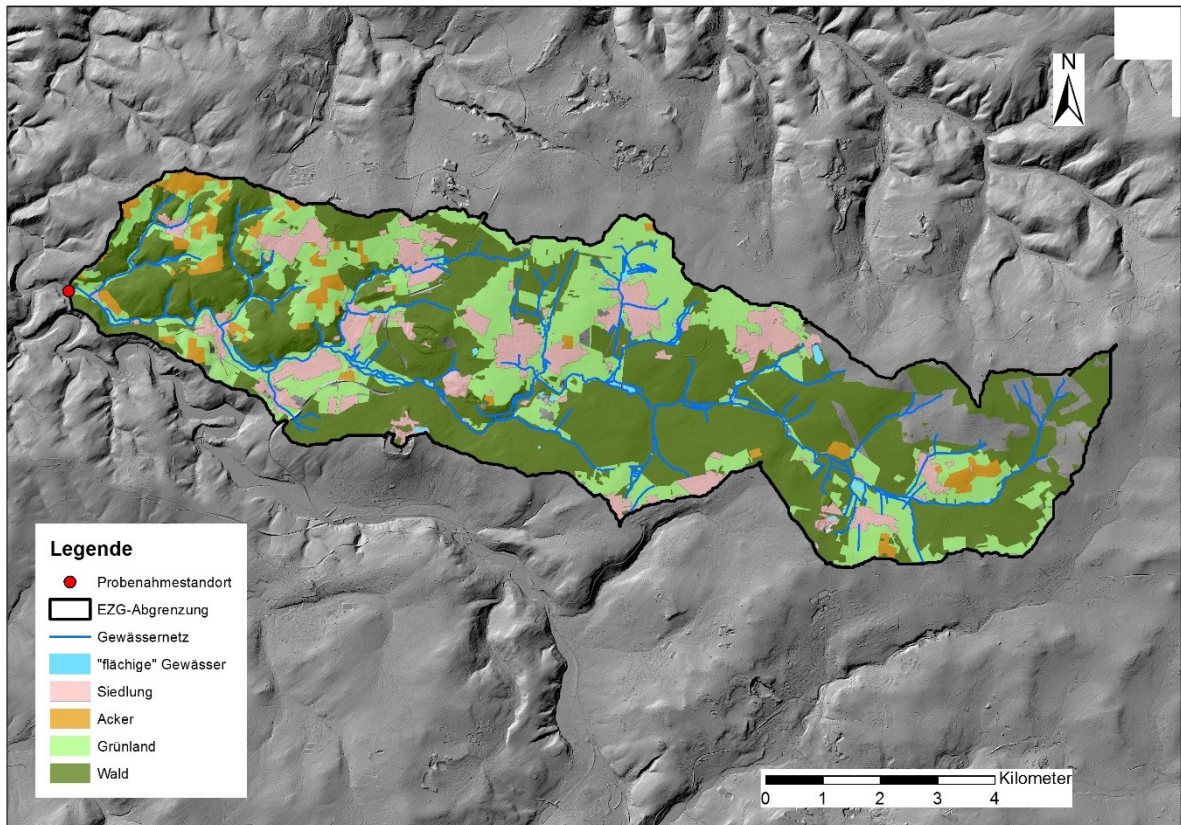
Die Kleine Nister ist ein silikatisch-grobmaterialreicher, großer Bach und ihre Aue ist relativ naturnah ausgebildet. Die **Strukturgröße** ist aber eher schlecht, der **ökologische Zustand** nur mäßig. Im Vergleich zur letzten Bewertung (2015) hat sich der Zustand kaum verändert. Bewertungsentscheidend ist die mäßige **Allgemeine Degradation**, welche vorher minimal schlechter war, während die **Saprobie** vorher minimal besser war. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist noch einigermaßen artenreich mit der Dominanz weniger Taxa. Diese sind Ubiquisten und Belastungszeiger wie verschiedene Zuckmücken und Baetidae (4 Arten, eine dominiert; Eintagsfliegen). Dann folgen Kriebelmücken und Hydropsychidae (Köcherfliegen). Steinfliegen sind selten, Gammariden fehlen. Wasserkäfer sind aber sehr häufig, es gab kaum wertgebende Arten, stattdessen kamen Egel vor. Drei faunistische Metrics fielen interessanterweise gut aus, während der Hypothithal-Index unbefriedigend blieb, so dass eine mäßige Bewertung resultiert.

Die **innere Kolmation**, die in ca. 15 cm Tiefe gemessen wurde, lag zum Untersuchungszeitpunkt im Mittel bei Klasse 3, d. h. einer mittleren Kolmation. Die Sedimentdurchlässigkeiten im Interstitial sind jedoch durchaus heterogen, denn im untersuchten Abschnitt kommen unterschiedliche Kolmationsgrade vor. Von 10 Einzelmesspunkten waren 5 Messpunkte nicht bis schwach kolmatiert (Klasse 1-2) und 5 weitere Messstellen mittel bis sehr stark kolmatiert (Klasse 3-5). Die obere Schicht der Gewässersohle war teilweise locker bis verfestigt. Im oberen Bereich des Untersuchungsabschnitts steht unter einer dünnen Gesteinsauflage solider Fels an. Die Kolmationsmessungen erfolgten direkt nach einem starken Regen. Inwiefern dadurch die Kolmationsergebnisse beeinflusst worden sind, ist derzeit noch nicht geklärt. Die Sauerstoffversorgung war an fast allen Messstellen hoch (>8 mg/L; $> 80\%$ Sättigung) und lag nur an einer Messstelle bei 4,3 mg/l (43 %). Die Interstitialfauna hat einen auffällig hohen Anteil von Feinsedimentbesiedlern (v.a. Oligochaeta; Würmer) und wenigen Lückensystembesiedlern.



Untersuchungsstandort an der Kleinen Nister

Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG KI Nister

Datenblatt:

Standort	Kleine Nister (Lützelauer Mühle)
Messstellenbez. offiziell	Kleine Nister b. Atzelgift
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Südliches Mittelsiegbirgland (Siegerwesterwald)
Petrographie:	Ton- u. Siltstein mit geringmächtigen Einschaltungen von Sandstein; mittlerer Abschnitt von Sandstein dominiert
Messstellentyp	Biologie - Landesprogramm 2008 / Referenzstrecke
Wasserkörper:	Kleine Nister
Wasserkörpernr:	272480000_0
Koordinaten:	50°42.413400 / 7°45.859980

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km²)	63,1	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	0,55 ("sehr geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km²)	20,7	MIN Erosion (t/ha*a)	0,002
LNF-Anteil am EZG (%)	32,8	MAX Erosion (t/ha*a)	96,35
Anteil Siedlung (%)	10,02	Gesamterosion EZG (t/a)	1142,1
Anteil Acker (%)	3,5	E0 Flächenanteil LNF (%)	91
Anteil Grünland (%)	27,2	E1 Flächenanteil LNF (%)	4
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	2
Anteil Wald (%)	52,47	E3 Flächenanteil LNF (%)	1,1
Gewässernetzdichte (km/km²)	1,63	E4 Flächenanteil LNF (%)	1,3
Gewässernetzlänge (km)	102,9	E5 Flächenanteil LNF (%)	0,5
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	28,2		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	7,9		
mittl. Hangneigung	5,3		
Innere Kolmation (Interstitial)		2015	
Kolmameterklasse (Klasse 1-5)			3
Abflussreduktion im Kolmameter (%)			32,49
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand		3	3
allgm. Degradation	0,53 (3)		0,56 (3)
Saprobie	1,76 (2)		1,79 (2)
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte			3,7 (4)
Sohlenstruktur			4
Abiotik		Fließende Welle	
Probennahmedatum	15.05.2019	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Temperatur (°C)	14,0	19.05.2019	
Sauerstoff (mg/l)	10,39	13,7	
Sauerstoffsättigung (%)	106,3	9,22	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	151	93,91	
pH	7,44	162	
Nitrat (mg/l)	7,0	7,25	
Gesamteisen (mg/l)	0,9	5,7	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,1	0,8	
Trübung (NTU)	-	-	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	539	
		79	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Sedimentmenge TG (g)	4,49	Indoxacarb (µg/kg)	14,6
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	9,4 / 0,42		
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	56,66		
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	25,59		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	15,44		
Korngröße > 2mm (%)	2,31		

Fortsetzung des Datenblattes: Kleine Nister uh. Lützelauer Mühle

Interstitialfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	25,6	Crustacea (%)	-
Harpacticoida	32,1	Ephemeroptera (%)	43,68
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	0,83
Ostracoda	8,4	Trichoptera (%)	12,4
Cladocera	0,7	Coleoptera (%)	5,43
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	-	Bivalvia (%)	-
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	0,83
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	35,18
Ephemeroptera (L)	4,8	Turbellaria (%)	-
Plecoptera (L)	4,6	Gastropoda (%)	0,24
Trichoptera (L)	0,6	Hirudinea (%)	0,71
Coleoptera (ges.)	1,1	Heteroptera (%)	0,71
Nematoda	15,5	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	131,6		
Chironomidae (L)	75		
Acari	2,3		
Makroturbellaria	1,5		
Rotifera	3,2		
Tardigrada	2,5		
Mikroturbellaria	0,1		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	2,7		
Troglochaetus	-		
Collembola	0,7		
Sonstige Arthropoda	1		
Summenparameter/Indizes	Interstitialfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	3140	Individuen ges. (Summe)	847
Taxazahl ges. (Summe)	18	Taxazahl ges. (Summe)	33
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	24,81	Anteil CEPTCOB (%)	62,34
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	70,73	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	36,01
Anteil oh. Präferenz (%)	4,46	Anteil Sonstige (%)	1,65
Anteil Crustacea (%)	22,13	Anteil Crustacea (%)	0,00
Anteil EPT-Taxa (%)	3,18	Anteil EPT-Taxa (%)	56,91
Diversität (Shannon Index)	1,75	Diversität (Shannon Index)	2,45
Artenreichtum (Margalef Index)	2,96	Artenreichtum (Margalef Index)	4,75
Evenness	0,6	Evenness	0,7

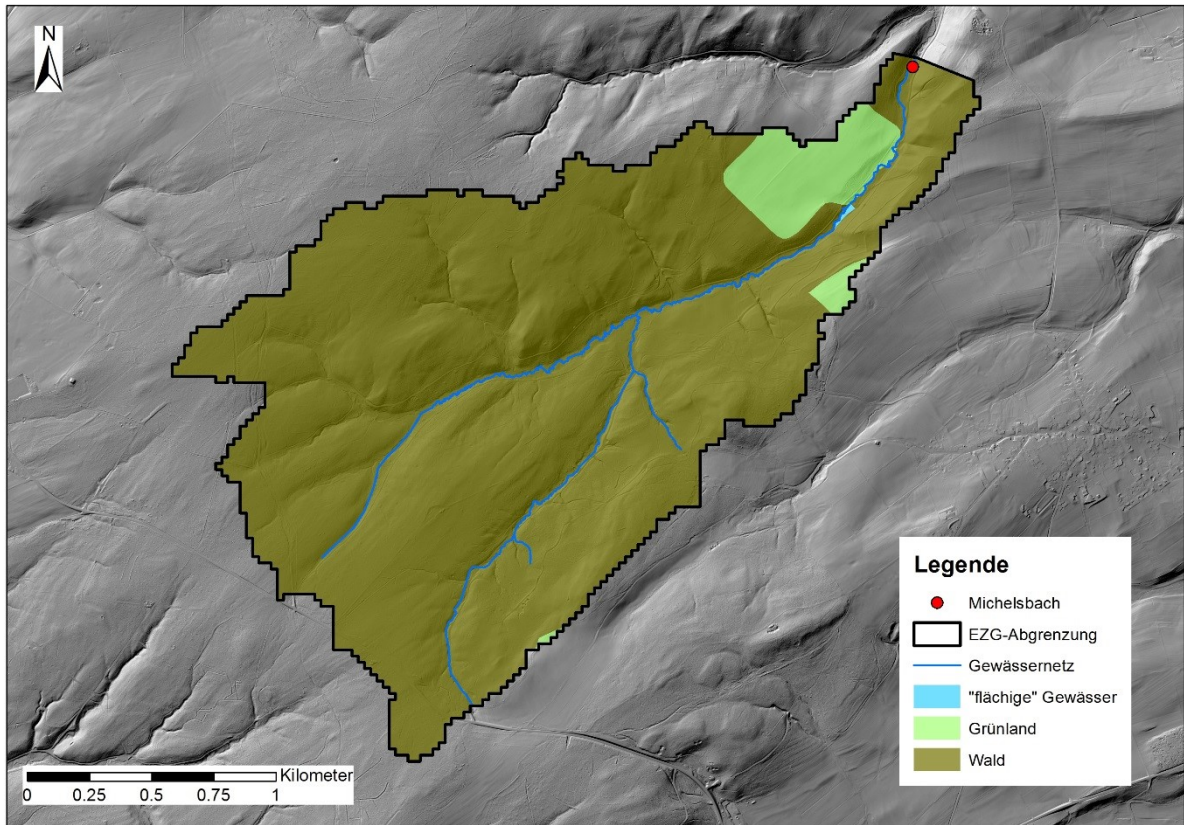
Steckbrief 7: Michelsbach (Ahr)

Der Michelsbach (Zufluss zur Ahr) ist als silikatischer Bach von verschiedenem, meist gröberem Material geprägt. Seitenerosion ist erkennbar. Die **Strukturgröße** ist gut, der **ökologische Zustand** gut mit starker Tendenz zu sehr gut. Bei der letzten Untersuchung im Jahre 2015 wurde der sehr gute Zustand erreicht, aktuell nur knapp verfehlt (**Allg. Degradation** ist bewertungsentscheidend). Die **Saprobie** war jeweils sehr gut. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist sehr artenreich, wobei Flohkrebse sehr stark dominieren. Dann folgen häufige Eintagsfliegen und Kriebelmücken. Es sind viele Wertzeiger und Arten der Oberläufe enthalten, insbesondere bei den Köcherfliegen (*Essclisoperyx madida* u.a.). Ansonsten kommen einige Steinfliegen, flache Eintagsfliegen, etliche Wasserkäfer und Strudelwürmern vor. Der Rheo-Index und Fauna-Index waren sehr gut bewertet, während der EPT-Anteil gut und der Hyporhithal-Index nur als mäßig bewertet wurden.

Die **innere Kolmation**, die in einer Tiefe von ca. 15 cm gemessen wurde, zeigte zum Untersuchungszeitpunkt fast durchweg eine leichte Kolmation an. Nur an 2 Messpunkten wurde eine starke Kolmation festgestellt. Das Kieslückensystem war weitgehend unkolmatiert, unverfestigt und gut durchströmt mit einer durchgängig guten Sauerstoffversorgung von < 80 % Sättigung. Die interstitiellen Sedimente waren sehr feinsedimentreich mit einem dominierenden Anteil von Ton- und Grobschluff. Die Interstitialfauna war vergleichsweise individuenreich und v. a. von Lückensystembesiedlern geprägt mit einem dominierenden Anteil von Raupenhüpferlingen (Harpacticoida).



Untersuchungsstandort am Michelsbach (Ahr). Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (Corine Land Cover 2018) im EZG Michelsbach

Datenblatt:

Standort	Michelsbach (Ahr)
Messstellenbez. offiziell	Michelsbach (Ahr) NRW
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Nördliche Kalkeifel
Petrographie:	Kalkstein
Messstellentyp	Biologie - Landesprogramm 2008 / Referenzstrecke
Wasserkörper:	Michelsbach (Ahr)
Wasserkörpernr:	2718192000_0
Koordinaten:	50°21.332700 / 6°43.968360

Einzugsgebiet (EZG):

EZG (km²)	-	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	-
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km²)	-	MIN Erosion (t/ha*a)	-
LNF-Anteil am EZG (%)	-	MAX Erosion (t/ha*a)	-
Anteil Siedlung (%)	0	Gesamterosion EZG (t/a)	-
Anteil Acker (%)	0	E0 Flächenanteil LNF (%)	-
Anteil Grünland (%)	5,61	E1 Flächenanteil LNF (%)	-
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	-
Anteil Wald (%)	94,41	E3 Flächenanteil LNF (%)	-
Gewässernetzdichte (km/km²)	1,586	E4 Flächenanteil LNF (%)	-
Gewässernetzlänge (km)	6,6	E5 Flächenanteil LNF (%)	-
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	19,8		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	4,8		
mittl. Hangneigung	6,7		

Innere Kolmation (Interstitial)	2015	2019
Kolmameterklasse (Klasse 1-5)		2
Abflussreduktion im Kolmameter (%)		21,55
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL		
Ökol. Zustand	2	2
allgm. Degradation	1	0,78 (2)
Saprobie	1	1,44 (1)
Bewertung Strukturgüte		
Gewässerstrukturgüte		2,2 (2)
Sohlenstruktur		2

Abiotik	Fließende Welle	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)
Probennahmedatum	01.04.2019	03.06.2019
Temperatur (°C)	13,0	13,4
Sauerstoff (mg/l)	9,84	9,14
Sauerstoffsättigung (%)	101,7	96,18
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	404	401
pH	8,11	8,07
Nitrat (mg/l)	7,0	5,0
Gesamteisen (mg/l)	1,0	1,1
ortho-Phosphat (mg/l)	0,7	-
Trübung (NTU)	-	3078
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	865
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)	Interstitial	Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen
Sedimentmenge TG (g)	6,88	Indoxacarb (µg/kg) 12,5
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	9,6 / 0,66	
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	66,29	
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	16,54	
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	15,53	
Korngröße > 2mm (%)	1,64	

Fortsetzung des Datenblattes: Michelsbach (Ahr)

Interstitalfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	10,7	Crustacea (%)	55,37
Harpacticoida	113,8	Ephemeroptera (%)	15,59
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	3,24
Ostracoda	5	Trichoptera (%)	11,33
Cladocera	-	Coleoptera (%)	1,28
Amphipoda (GW)	0,3	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	3,4	Bivalvia (%)	0,51
Isopoda (GW)	0,2	Oligochaeta (%)	0,51
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	10,82
Ephemeroptera (L)	11,3	Turbellaria (%)	1,28
Plecoptera (L)	2,3	Gastropoda (%)	0,09
Trichoptera (L)	-	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	0,1	Heteroptera (%)	-
Nematoda	7,9	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	25,2		
Chironomidae (L)	12,9		
Acari	3,7		
Makroturbellaria	-		
Rotifera	1		
Tardigrada	0,8		
Mikroturbellaria	3,6		
Gastropoda	0,1		
Bivalvia	-		
Nauplii	9,6		
Troglochaetus	-		
Collembola	-		
Sonstige Arthropoda	0,7		
Summenparameter/Indizes	Interstitalfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	2126	Individuen ges. (Summe)	1174
Taxazahl ges. (Summe)	18	Taxazahl ges. (Summe)	42
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	69,19	Anteil CEPTCOB (%)	87,31
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	21,64	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	11,33
Anteil oh. Präferenz (%)	9,17	Anteil Sonstige (%)	1,36
Anteil Crustacea (%)	67,26	Anteil Crustacea (%)	55,37
Anteil EPT-Taxa (%)	6,40	Anteil EPT-Taxa (%)	30,15
Diversität (Shannon Index)	1,65	Diversität (Shannon Index)	2,08
Artenreichtum (Margalef Index)	3,2	Artenreichtum (Margalef Index)	5,8
Evenness	0,57	Evenness	0,56

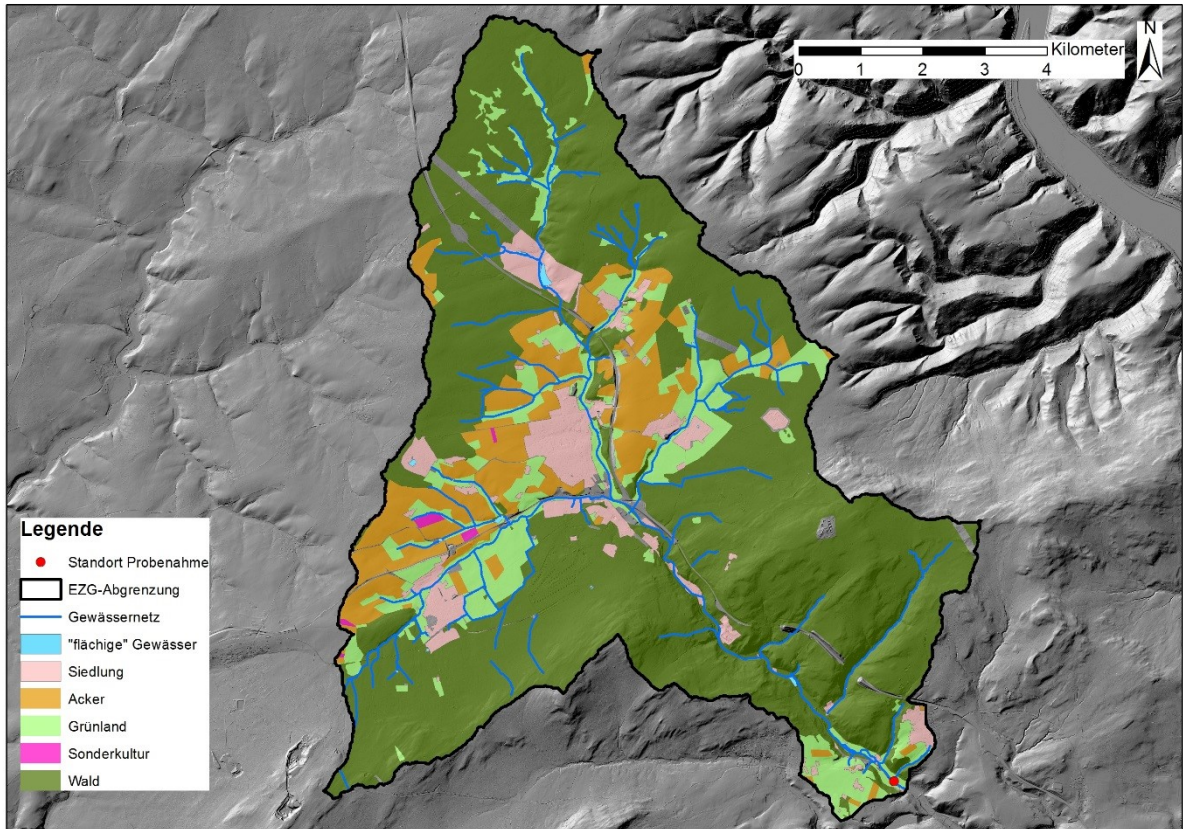
Steckbrief 8: Mittlerer Guldenbach ob. Stromberg

Der mittlere Guldenbach ist als silikatisch-grobmaterialreicher Bach eingestuft. Die **Strukturgröße** ist mäßig, der **ökologische Zustand** (noch) gut. Im Vergleich zur letzten Bewertung (2015) hat sich der Zustand um eine Klasse verbessert, obwohl sich die in der Klasse gut verbliebene **Saprobie** sogar leicht schlechter als vorher war. Entscheidend für die Gesamtbewertung ist also die **Allgemeine Degradation**. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist noch relativ artenreich mit der Dominanz von Baetiden (1 Art) und Gammariden. Dann folgen mit Abstand Köcherfliegen, weitere Eintagsfliegen und Würmer. Bei den Köcherfliegen sind auch Ubiquisten und robuste Arten vertreten, aber nur wenige Belastungszeiger wie Zuckmücken. Steinfliegen fehlen, dafür sind Wasserkäfer häufiger, auch gibt es einige Weichtiere. Alle faunistischen Metrics fallen gut bis mäßig (1 Metric) aus, unbefriedigend war der Hyporhithral-Index.

Insgesamt lag die **innere Kolmation** zum Untersuchungszeitpunkt in ca. 15 cm Tiefe im mittleren Bereich. Im Einzelnen war die Sedimentdurchlässigkeit aber sehr heterogen. Während an manchen Messpunkten keine oder eine leichte Kolmation festgestellt wurde, waren andere Messpunkte mittel bis sehr stark kolmatiert. Mit einer Ausnahme war die Sauerstoffsättigung im Interstitial an allen Messpunkten über 90 %. Die abgepumpten Interstitialproben wiesen hohe Feinsedimentanteile von Ton bis Grobschluff auf. Die Nitratwerte waren eher niedrig. Die Individuendichten waren relativ hoch. Feinsedimentbesiedler dominierten, von denen Würmer (Oligochaeta) den größten Anteil hatten, was mit dem mäßigen ökologischen Zustand zusammenhängen dürfte. Aber das Interstitial war auch durch viele Kleinkrebse wie Raupenhüpferlinge (Harpacticoida) geprägt.



Untersuchungsstandort am mittleren Guldenbach.
Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Mittlerer Guldenbach

Datenblatt:

Standort	Mittlerer Guldenbach
Messstellenbez. offiziell	Guldenbach ob. Stromberg
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Soonwald
Petrographie:	Fluviatile Sedimente, ungegliedert (Auen- u. Hochflutsedimente, z.T. Abschwemmmassen, Schwemmfächer-, Schwemmkegelsedimente, z.T. umgelagerte vulkanoklastische Sedimente): Sand, kiesig bis Kies, sandig, z.T. lehmig, humos; lokal mit Hangsedimenten verzahnt)
Messstellentyp	WRRL-Mst
Wasserkörper:	Mittlerer Guldenbach
Wasserkörpernr:	2549600000_5
Koordinaten:	49°57.491520 / 7°44.731320

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	71,7	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	0,98 ("sehr geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	14,8	MIN Erosion (t/ha*a)	0,001
LNF-Anteil am EZG (%)	20,7	MAX Erosion (t/ha*a)	27,27
Anteil Siedlung (%)	6,4	Gesamterrosion EZG (t/a)	1457,4
Anteil Acker (%)	10,98	E0 Flächenanteil LNF (%)	51,64
Anteil Grünland (%)	11,72	E1 Flächenanteil LNF (%)	37,49
Anteil Sonderkulturen (%)	0,2	E2 Flächenanteil LNF (%)	9,01
Anteil Wald (%)	67,65	E3 Flächenanteil LNF (%)	1,36
Gewässernetzdichte (km/km ²)	1,212	E4 Flächenanteil LNF (%)	0,48
Gewässernetzlänge (km)	87	E5 Flächenanteil LNF (%)	0,02
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	31,8		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	8,4		
mittl. Hangneigung	5,7		
Innere Kolmation (Interstitial) 2015		2019	
Kolmimeterklasse (Klasse 1-5)			3
Abflussreduktion im Kolmimeter (%)			26,33
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	3		2
allgm. Degradation	0,57 (3)		0,62 (2)
Saprobie	1,56 (2)		1,63 (2)
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte			2,7 (3)
Sohlenstruktur			1
Abiotik		Fließende Welle	
Probennahmedatum	06.05.2019	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Temperatur (°C)	11,5	27.05.2019	
Sauerstoff (mg/l)	11,07	11,5	
Sauerstoffsättigung (%)	106,7	10,15	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	324	98,65	
pH	7,58	323	
Nitrat (mg/l)	7,0	7,67	
Gesamteisen (mg/l)	0,9	5,7	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,1	0,8	
Trübung (NTU)	-	-	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	6869	
		926	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Interstitium	
Sedimentmenge TG (g)	12,28	Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	10,1 / 1,24	Aclonifen (µg/l)	19,2
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	59,59	Boscalid (µg/l)	22
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	13,91	Difencconazol (µg/l)	2
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	20,45	Folpet (µg/l)	35,9
Korngröße > 2mm (%)	6,05	Kupfer (mg/l)	69,7

Fortsetzung des Datenblattes: Mittlerer Guldenbach ob. Stromberg

Interstitalfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	1,1	Crustacea (%)	31,27
Harpacticoida	35,7	Ephemeroptera (%)	38,7
Parastenocaridae	0,2	Plecoptera (%)	-
Ostracoda	1,6	Trichoptera (%)	15,02
Cladocera	0,5	Coleoptera (%)	3,1
Amphipoda (GW)	0,4	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	1,4	Bivalvia (%)	0,16
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	4,03
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	4,95
Ephemeroptera (L)	1,1	Turbellaria (%)	-
Plecoptera (L)	0,2	Gastropoda (%)	1,86
Trichoptera (L)	-	Hirudinea (%)	0,93
Coleoptera (ges.)	1	Heteroptera (%)	-
Nematoda	7,3	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	41		
Chironomidae (L)	12,5		
Acari	1,1		
Makroturbellaria	1,4		
Rotifera	0,4		
Tardigrada	0,1		
Mikroturbellaria	-		
Gastropoda	1,6		
Bivalvia	-		
Nauplii	-		
Troglochaetus	-		
Collembola	0,3		
Sonstige Arthropoda	0,5		
Summenparameter/Indizes	Interstitalfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	1094	Individuen ges. (Summe)	646
Taxazahl ges. (Summe)	20	Taxazahl ges. (Summe)	34
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	39,49	Anteil CEPTCOB (%)	88,24
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	55,58	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	8,98
Anteil oh. Präferenz (%)	4,94	Anteil Sonstige (%)	2,79
Anteil Crustacea (%)	37,39	Anteil Crustacea (%)	31,27
Anteil EPT-Taxa (%)	1,19	Anteil EPT-Taxa (%)	53,72
Diversität (Shannon Index)	1,71	Diversität (Shannon Index)	2,27
Artenreichtum (Margalef Index)	4,05	Artenreichtum (Margalef Index)	5,1
Evenness	0,57	Evenness	0,64

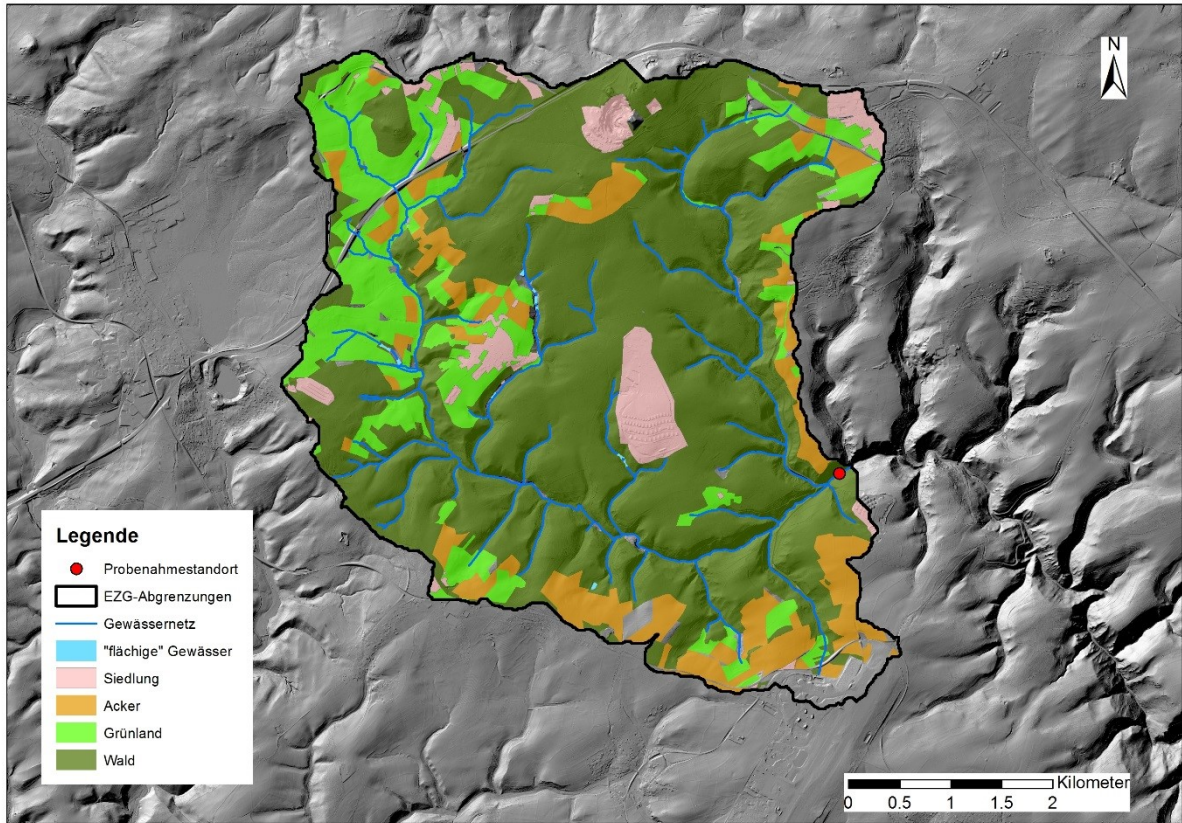
Steckbrief 9: Oberer Endertbach

Der Obere Endertbach ist als silikatischer Bach von diversem, größerem Material geprägt. Die **Strukturgüte** des naturnahen Kerbtalbaches ist sehr gut, der **ökologische Zustand** gut. Dies betrifft sowohl die **Saprobie** als auch die **Allgemeine Degradation**, welche auch bei der letzten Untersuchung (2015) sehr ähnliche Ergebnisse lieferten. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist sehr artenreich, aber eher individuenärmer. Am häufigsten waren Flohkrebse, gefolgt von Köcher-, Eintags- und Steinfliegen. Vor allem die Köcherfliegenfauna ist sehr artenreich mit etlichen Wertzeigern. Auch gibt es etliche Wasserkäferarten sowie Strudelwürmer. Der EPT-Anteil und der Fauna-Index waren sehr gut bewertet, während der Rheo-Index nur mäßig und der Hyporhithal-Index sogar nur unbefriedigend bewertet wurden (Bach eher klein).

Die **innere Kolmation** lag zum Untersuchungszeitpunkt in ca. 15 cm Tiefe im mittleren Bereich. Auffällig waren lehmige Sohlenabschnitte, die sehr stark kolmatiert waren. Die Sauerstoffsättigung im Interstitial lag meist über 70 %. Die Interstitialproben wiesen hohe Feinsedimentanteile von Ton bis Grobschluff auf. Die Nitratwerte waren etwas höher als bei den meisten Standorten und lagen zwischen 8 – 15 mg/l. Die interstitiellen Individuendichten waren insgesamt niedrig, während aber relativ viele unterschiedliche Tiergruppen vorkamen. Die meisten Individuen wurden von einem kleinen Süßwasserpolychaeten (*Troglochaetus beranecki*) gefunden, der an keinem der anderen untersuchten Fließgewässer nachgewiesen wurde. Dieser Vielborstenwurm ist in flussbegleitendem Grundwasser häufiger zu finden. Insgesamt überwogen am Endertbach Tiergruppen ohne klare Präferenz hinsichtlich der Sedimentdurchlässigkeit sowie Lückensystembesiedler.



Untersuchungsstandort am oberen Endertbach. Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Oberer Enderbach

Datenblatt:

Standort	Oberer Endertbach
Messstellenbez. offiziell	Lessierbach, Mdg
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Hocheifel
Petrographie:	Ton- und Siltstein mit geringmächtigen Einschaltungen von Sandstein
Messstellentyp	WRRL-Mst & Referenzstrecke
Wasserkörper:	Oberer Endertbach
Wasserkörpernr:	269200000_1
Koordinaten:	50°12.223320 / 7°4.023780

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km²)	28	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	2,18 ("sehr geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km²)	7	MIN Erosion (t/ha*a)	0,002
LNF-Anteil am EZG (%)	25	MAX Erosion (t/ha*a)	146,51
Anteil Siedlung (%)	5,53	Gesamterosion EZG (t/a)	1525,8
Anteil Acker (%)	10,38	E0 Flächenanteil LNF (%)	49,74
Anteil Grünland (%)	15,63	E1 Flächenanteil LNF (%)	22,12
Anteil Sonderkulturen (%)	0,37	E2 Flächenanteil LNF (%)	15,04
Anteil Wald (%)	64,43	E3 Flächenanteil LNF (%)	6,25
Gewässernetzdichte (km/km²)	1,783	E4 Flächenanteil LNF (%)	5,33
Gewässernetzlänge (km)	49,9	E5 Flächenanteil LNF (%)	1,52
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	21,3		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	4,9		
mittl. Hangneigung	8,7		
Innere Kolmation (Interstital)		2015	
Kolmometerklasse (Klasse 1-5)			3
Abflussreduktion im Kolmometer (%)			31,12
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	2		2
allgm. Degradation	0,65 (2)		0,72 (2)
Saprobie	1,51 (2)		1,6 (2)
Bewertung Strukturgüte		2019	
Gewässerstrukturgüte			1,3 (1)
Sohlenstruktur			1
Abiotik		Interstital (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Probennahmedatum	Fließende Welle		20.04.2019
Temperatur (°C)	18.04.2019		10,1
Sauerstoff (mg/l)	11,0		9,16
Sauerstoffsättigung (%)	10,80		89,94
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	105,2		241
pH	245		7,36
Nitrat (mg/l)	7,80		12,0
Gesamteisen (mg/l)	11,0		0,9
ortho-Phosphat (mg/l)	0,9		-
Trübung (NTU)	0,0		4829
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-		490
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Sedimentmenge TG (g)	Interstital		
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	11,46	Kupfer (mg/l)	12,7
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	8,5 / 0,97	Indoxacarb (µg/kg)	12,1
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	83,7		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	11,02		
Korngröße > 2mm (%)	3,84		
	1,44		

Fortsetzung des Datenblattes: Oberer Endertbach

Interstitalfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	6,1	Crustacea (%)	18,31
Harpacticoida	2,9	Ephemeroptera (%)	19,16
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	10,14
Ostracoda	1,6	Trichoptera (%)	30,99
Cladocera	-	Coleoptera (%)	7,61
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	0,3	Bivalvia (%)	0,28
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	2,25
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	6,48
Ephemeroptera (L)	1,1	Turbellaria (%)	2,82
Plecoptera (L)	0,8	Gastropoda (%)	1,69
Trichoptera (L)	-	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	0,2	Heteroptera (%)	-
Nematoda	1,1	Megaloptera (%)	0,28
Oligochaeta	6,7		
Chironomidae (L)	1,7		
Acari	1,7		
Makroturbellaria	3,8		
Rotifera	0,1		
Tardigrada	0,4		
Mikroturbellaria	0,4		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	1,3		
Troglochaetus	7,1		
Collembola	0,4		
Sonstige Arthropoda	0,2		
Summenparameter/Indizes	Interstitalfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	379	Individuen ges. (Summe)	355
Taxazahl ges. (Summe)	18	Taxazahl ges. (Summe)	41
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	34,30	Anteil CEPTCOB (%)	86,48
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	25,07	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	8,73
Anteil oh. Präferenz (%)	40,63	Anteil Sonstige (%)	4,79
Anteil Crustacea (%)	32,19	Anteil Crustacea (%)	18,31
Anteil EPT-Taxa (%)	5,01	Anteil EPT-Taxa (%)	60,28
Diversität (Shannon Index)	2,34	Diversität (Shannon Index)	3,2
Artenreichtum (Margalef Index)	4,72	Artenreichtum (Margalef Index)	6,81
Evenness	0,81	Evenness	0,86

Steckbrief 10: Oberer Gaybach

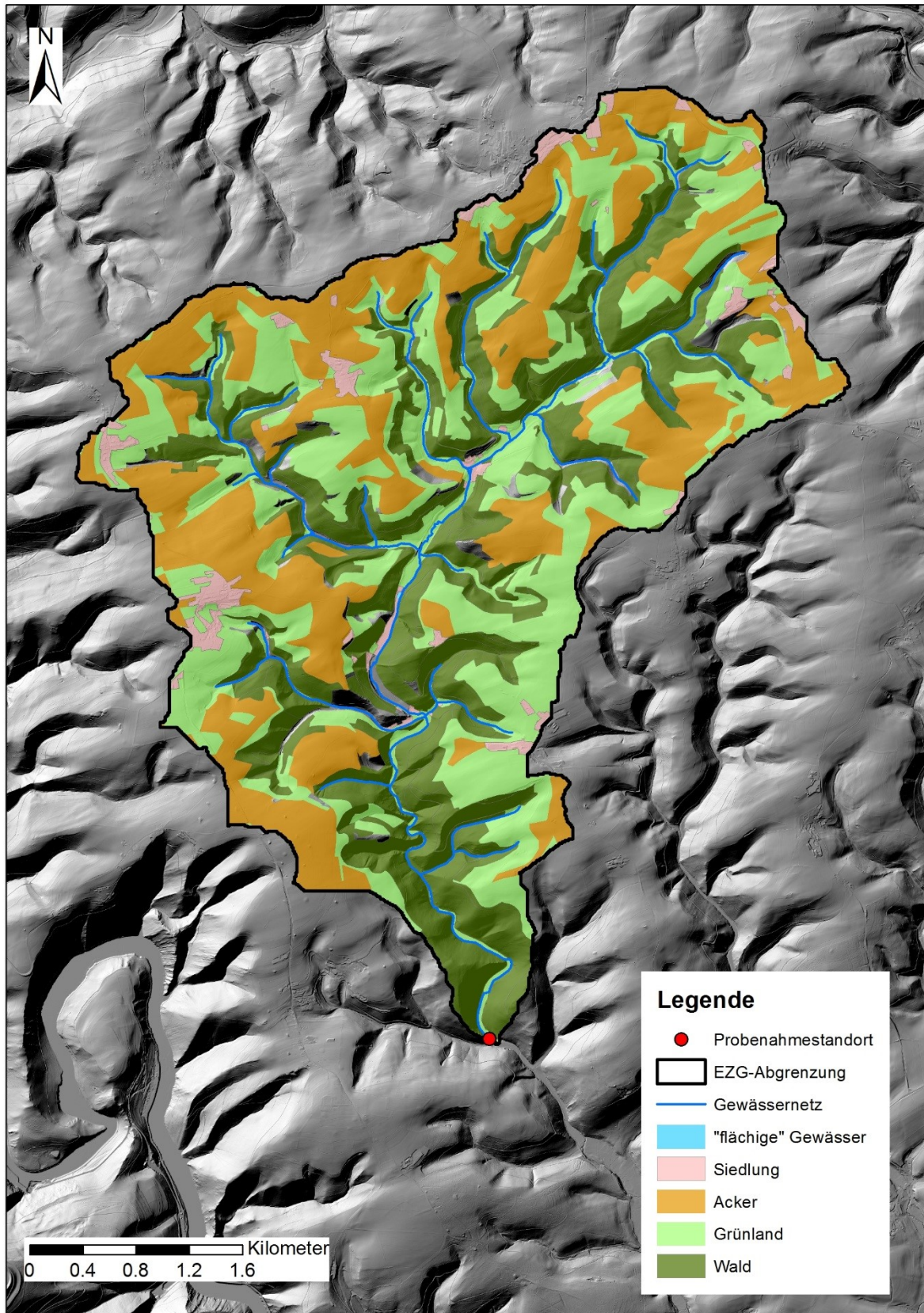
Der Obere Gaybach ist als silikatischer Bach von gröberem Material geprägt. Die **Strukturgröße** des eher naturnahen Baches ist mäßig, der **ökologische Zustand** gut. Dies betrifft sowohl die **Saprobie** als auch die **Allgemeine Degradation**, welche auch bei der letzten Untersuchung im Jahre 2015 sehr ähnliche Ergebnisse lieferten (damals jeweils minimal schlechter). Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist nicht sonderlich artenreich und eher individuenärmer, aber ohne auffällige Dominanzen. Häufiger waren Eintagsfliegen, Steinfliegen und Zuck- und Kriebelmücken, gefolgt von Baetiden (3 Arten), Köcherfliegen, Wasserkäfern, Strudelwürmern und Würmern. Wertzeiger gab es sporadisch, aber auch Belastungszeiger. Der EPT-Anteil und der Fauna-Index waren gut bewertet, während der Rheo-Index sehr gut und der Hyporhithal-Index nur mäßig bewertet wurden (Bach nicht sehr groß).

Zum Untersuchungszeitpunkt wurde nur eine leichte **innere Kolmation** in einer Tiefe von ca. 15 cm festgestellt. Der Gaybach ist somit einer der Bäche des Typs 5, der am wenigsten kolmatiert war. Möglicherweise wurde das Lückensystem durch starke Frühjahrshochwässer freigespült und war zum Untersuchungszeitpunkt nur wenig kolmatiert. Der Anteil von Feinsedimenten (Ton bis Grobschluff) überwog in den interstitiellen Sedimentproben, die außerdem noch höhere Sandanteile enthielten. Die Sauerstoffsättigung im Interstitial war meist hoch und lag über 90 %. An zwei Messpunkten, die relativ viel organisches Material aufwiesen, wurden deutlich niedrigere Sauerstoffwerte gemessen. Die Interstitialfauna war am Gaybach relativ individuenreich. Die Anteile von Feinsedimentbesiedlern waren geringfügig höher als die Anteile der Lückensystembesiedler. Insgesamt dominierten aber Würmer (Oligochaeta), gefolgt von Kleinkrebsten wie Hüpferlingen (Cyclopoida) und Zuckmückenlarven.



Untersuchungsstandort am Gaybach. Fotos: Stein 2019





Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Oberer Gaybach

Datenblatt:

Standort	Oberer Gaybach
Messstellenbez. offiziell	Gaybach Höhe Bauler
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Islek
Petrographie:	Wechsellagerung aus Ton-, Silt- und Sandstein
Messstellentyp	WRRL-Mst
Wasserkörper:	Oberer Gaybach
Wasserkörpernr:	2627200000_1
Koordinaten:	49°57.803 / 6°13.653

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	19,8	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	3,19 ("geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	12,1	MIN Erosion (t/ha*a)	0,001
LNF-Anteil am EZG (%)	61	MAX Erosion (t/ha*a)	120,39
Anteil Siedlung (%)	2,95	Gesamterosion EZG (t/a)	3850,2
Anteil Acker (%)	30,22	E0 Flächenanteil LNF (%)	38,08
Anteil Grünland (%)	32,17	E1 Flächenanteil LNF (%)	25,75
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	16,1
Anteil Wald (%)	31,75	E3 Flächenanteil LNF (%)	7,96
Gewässernetzdichte (km/km ²)	1,565	E4 Flächenanteil LNF (%)	8,34
Gewässernetzlänge (km)	31	E5 Flächenanteil LNF (%)	3,77
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	19,2		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	6,9		
mittl. Hangneigung	12,4		
Innere Kolmation (Interstitial)		2015	
Kolmameterklasse (Klasse 1-5)		2019	
Abflussreduktion im Kolmameter (%)		2	
		16,39	
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	2	2	
allgm. Degradation	0,79 (2)	0,74 (2)	
Saprobie	1,59 (2)	1,53 (2)	
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte		2,4 (2)	
Sohlenstruktur		1,5	
Abiotik		Fließende Welle	
Probennahmedatum	24.05.2019	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Temperatur (°C)	14,0	10.06.2019	
Sauerstoff (mg/l)	10,07	14,0	
Sauerstoffsättigung (%)	104,6	8,61	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	221	89,24	
pH	7,36	211	
Nitrat (mg/l)	12,0	7,36	
Gesamteisen (mg/l)	0,0	8,0	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,0	0,5	
Trübung (NTU)	-	-	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	4555	
		870	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Sedimentmenge TG (g)	11,84	Metazachlor (µg/l)	7,5
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	5,2 / 0,61	Boscalid (µg/l)	25,75
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	58,19	Dimethomorph (µg/l)	2,7
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	11,51	Indoxacarb (µg/kg)	11,9
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	22,26		
Korngröße > 2mm (%)	8,04		

Fortsetzung des Datenblattes: Oberer Gaybach

Interstitalfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	76,3	Crustacea (%)	-
Harpacticoida	20,5	Ephemeroptera (%)	33,62
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	17,99
Ostracoda	21,1	Trichoptera (%)	3
Cladocera	0,7	Coleoptera (%)	4,93
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	-	Bivalvia (%)	-
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	4,28
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	31,91
Ephemeroptera (L)	12,9	Turbellaria (%)	4,28
Plecoptera (L)	4,5	Gastropoda (%)	-
Trichoptera (L)	0,1	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	1,4	Heteroptera (%)	-
Nematoda	4,4	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	89,4		
Chironomidae (L)	50,2		
Acari	2,2		
Makroturbellaria	1,9		
Rotifera	1,5		
Tardigrada	1		
Mikroturbellaria	-		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	3,2		
Troglochaetus	-		
Collembola	-		
Sonstige Arthropoda	0,7		
Summenparameter/Indizes	Interstitialfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	2920	Individuen ges. (Summe)	467
Taxazahl ges. (Summe)	16	Taxazahl ges. (Summe)	27
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	47,09	Anteil CEPTCOB (%)	59,53
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	49,32	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	36,19
Anteil oh. Präferenz (%)	3,60	Anteil Sonstige (%)	4,28
Anteil Crustacea (%)	41,71	Anteil Crustacea (%)	0,00
Anteil EPT-Taxa (%)	5,99	Anteil EPT-Taxa (%)	54,60
Diversität (Shannon Index)	1,84	Diversität (Shannon Index)	2,68
Artenreichtum (Margalef Index)	2,65	Artenreichtum (Margalef Index)	4,23
Evenness	0,66	Evenness	0,81

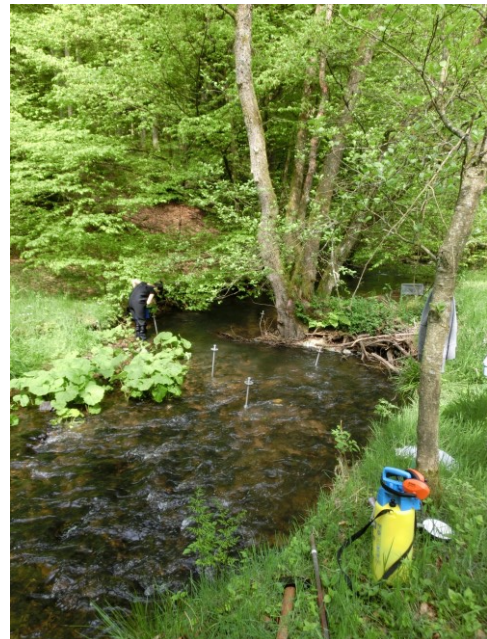
Steckbrief 11: Obere Wied unt. Steinebach

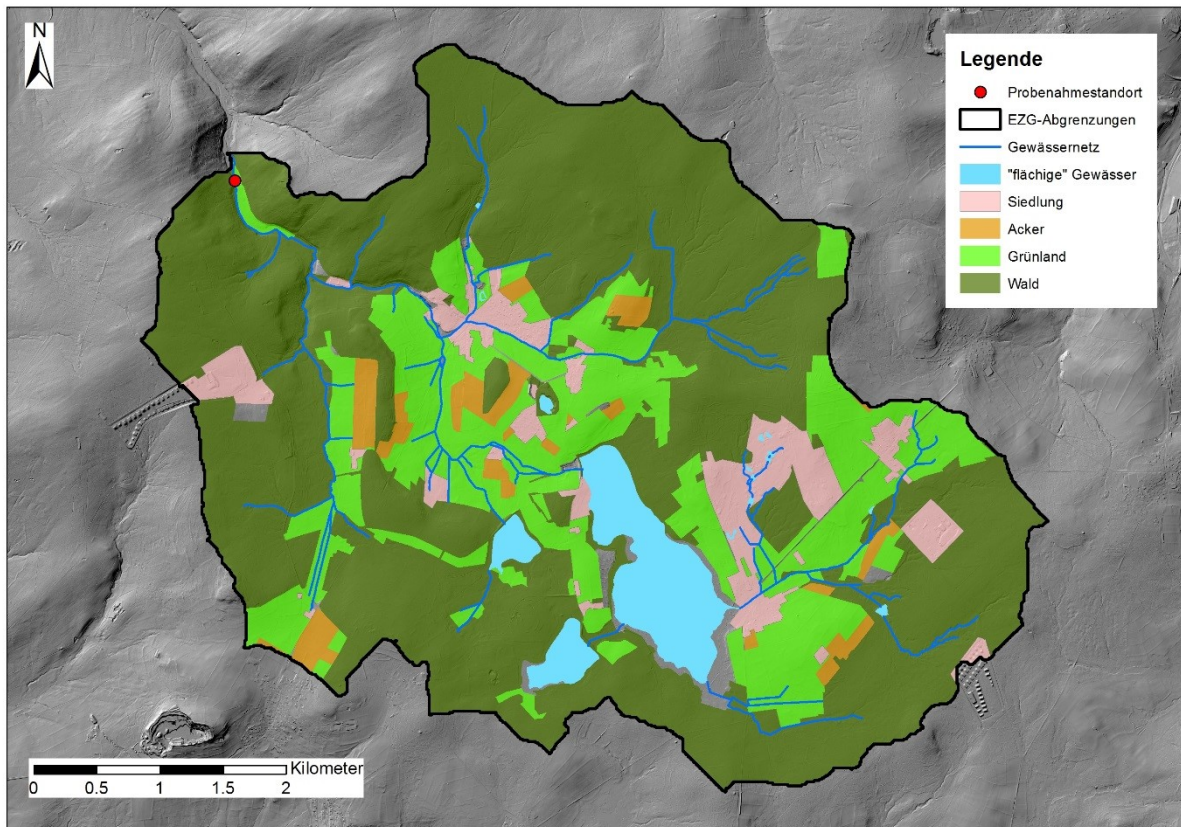
Die Wied ist als silikatischer Bach von diversem, größerem Material mit Feinanteilen geprägt. Die **Strukturgröße** des naturnahen Baches ist gut, der **ökologische Zustand** auch. Dies betrifft sowohl die **Saprobie** als auch die **Allgemeine Degradation**, welche auch bei der letzten Untersuchung (2015) fast gleiche Ergebnisse lieferten. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist mäßig artenreich und eher individuenärmer. Am häufigsten waren Baetidae (2 Arten, Eintagsfliegen), gefolgt von Zuck- und Kriebelmücken. Flohkrebse fehlten. Dann folgen Köcherfliegen und Wasserkäfer mit verschiedenen Arten, ferner Eintagsfliegen, Strudelwürmer u. a. An Steinfliegen gab es nur ein Individuum. Fast alle faunistischen Indices waren von ihrer Bewertung her mäßig, nur der Fauna-Index wurde sehr gut bewertet.

Die **innere Kolmation**, die in ca. 12-15 cm Tiefe gemessen wurde, liegt im mittleren Bereich. Die dort abgepumpten Proben enthielten mit über 90 % sehr große Anteile von Feinsedimenten (< 2 mm Korngröße). Das Sohlensubstrat war insgesamt leicht bis deutlich verfestigt. Diesen Eindruck spiegelt auch die Tiergemeinschaft im hyporheischen Interstitial (Interstitialfauna) wider. Feinsedimentbesiedelnde Tiergruppen wie Würmer und Zuckmückenlarven dominieren, während nur wenige Lückensystembesiedler (Krebstiere und Eintagsfliegenlarven) vorkommen. Der untersuchte Gewässerabschnitt wies zum Teil stark verockerte Zonen auf. Die Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial waren in allen Bereichen hoch (>8,5 mg/l; >90 %). Das unmittelbare Umfeld wird als Weideland für Rinder genutzt.



Untersuchungsstandort an der Wied bei Steinebach.
Fotos: Stein 2019





Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Oberer Wied SB

Datenblatt:

Standort	Obere Wied unt. Steinebach
Messstellenbez. offiziell	Wied unt. Steinebach
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Oberwesterwälder Kuppenland und Dreifelder Weiherland
Petrographie:	Fluviatile Sedimente, ungliedert (Auen- u. Hochflutsedimente, z.T. Abschwemm Massen, Schwemmfächer-, Schwemmkegelsedimente, z.T. umgelagerte vulkanoklastische Sedimente): Sand, kiesig bis Kies, sandig, z.T. lehmig, humos; lokal mit Hangsedimenten verzahnt)
Messstellentyp	Biologie - Landesprogramm 2008
Wasserkörper:	Obere Wied
Wasserkörpernr:	2716000000_6
Koordinaten:	50°37.195620 / 7°46.58920

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km²)	26,4	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	0,47 ("keine - geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km²)	5,8	MIN Erosion (t/ha*a)	0,00
LNF-Anteil am EZG (%)	22	MAX Erosion (t/ha*a)	27,73
Anteil Siedlung (%)	6,69	Gesamterrosion EZG (t/a)	272,1
Anteil Acker (%)	2,94	E0 Flächenanteil LNF (%)	82,97
Anteil Grünland (%)	21,38	E1 Flächenanteil LNF (%)	7,7
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	4,74
Anteil Wald (%)	62,66	E3 Flächenanteil LNF (%)	2,35
Gewässernetzdichte (km/km²)	1,43	E4 Flächenanteil LNF (%)	1,87
Gewässernetzlänge (km)	37,8	E5 Flächenanteil LNF (%)	0,36
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	30,1		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	6,8		
mittl. Hangneigung	3,8		
Innere Kolmation (Interstitial)		2015	
Kolmometerklasse (Klasse 1-5)	-	2019	
Abflussreduktion im Kolmometer (%)	-	3	
		32,85	
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand (Klasse)	2	2	
Allgm. Degradation (Wert / Klasse)	0,63 / 2	0,65 (2)	
Saprobie (Wert / Klasse)	1,66 / 2	1,65 (2)	
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte	1-2	2 (2)	
Sohlenstruktur	-	1	
Abiotik		Fließende Welle	
Probennahmedatum	15.05.2019	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Temperatur (°C)	11,5	19.05.2019	
Sauerstoff (mg/l)	10,62	11,9	
Sauerstoffsättigung (%)	105,8	9,77	
elektr. Leitfähigkeit (µS/cm)	112	100,79	
pH	7,18	114	
Nitrat (mg/l)	6,0	7,23	
Gesamteisen (mg/l)	0,8	6,7	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,3	0,6	
Trübung (NTU)	-	-	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	1000	
		225	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Sedimentmenge TG (g)	5,52	Metazachlor (Herbizid) µg/kg	6,55
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	6,5 / 0,36	Indoxacarb (µg/kg)	11,4
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	51,82		
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	19,48		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	25,59		
Korngröße > 2mm (%)	3,11		

Fortsetzung des Datenblattes: Obere Wied unt. Steinebach

Interstitialfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	1,4	Crustacea (%)	-
Harpacticoida	10,3	Ephemeroptera (%)	41,42
Parastenocaridae	0,1	Plecoptera (%)	0,21
Ostracoda	3,8	Trichoptera (%)	10,88
Cladocera	0,2	Coleoptera (%)	11,09
Amphipoda (GW)	0,6	Odonata (%)	0,21
Amphipoda (OF)	-	Bivalvia (%)	1,26
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	2,51
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	30,96
Ephemeroptera (L)	2,4	Turbellaria (%)	1,26
Plecoptera (L)	0,5	Gastropoda (%)	0,21
Trichoptera (L)	0,4	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	0,6	Heteroptera (%)	-
Nematoda	7	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	13		
Chironomidae (L)	28,1		
Acari	3,1		
Makroturbellaria	0,4		
Rotifera	13,2		
Tardigrada	3,2		
Mikroturbellaria	0,3		
Gastropoda	-		
Bivalvia	0,1		
Nauplii	2		
Troglochaetus	-		
Collembola	-		
Sonstige Arthropoda	0,3		
Summenparameter/Indizes		Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	910	Individuen ges. (Summe)	478
Taxazahl ges. (Summe)	20	Taxazahl ges. (Summe)	27
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	22,3	Anteil CEPTCOB (%)	65,06
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	52,9	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	33,47
Anteil oh. Präferenz (%)	24,8	Anteil Sonstige (%)	1,46
Anteil Crustacea (%)	20,22	Anteil Crustacea (%)	0,00
Anteil EPT-Taxa (%)	3,63	Anteil EPT-Taxa (%)	52,51
Diversität (Shannon Index)	2,12	Diversität (Shannon Index)	2,58
Artenreichtum (Margalef Index)	4,23	Artenreichtum (Margalef Index)	4,21
Evenness	0,71	Evenness	0,78

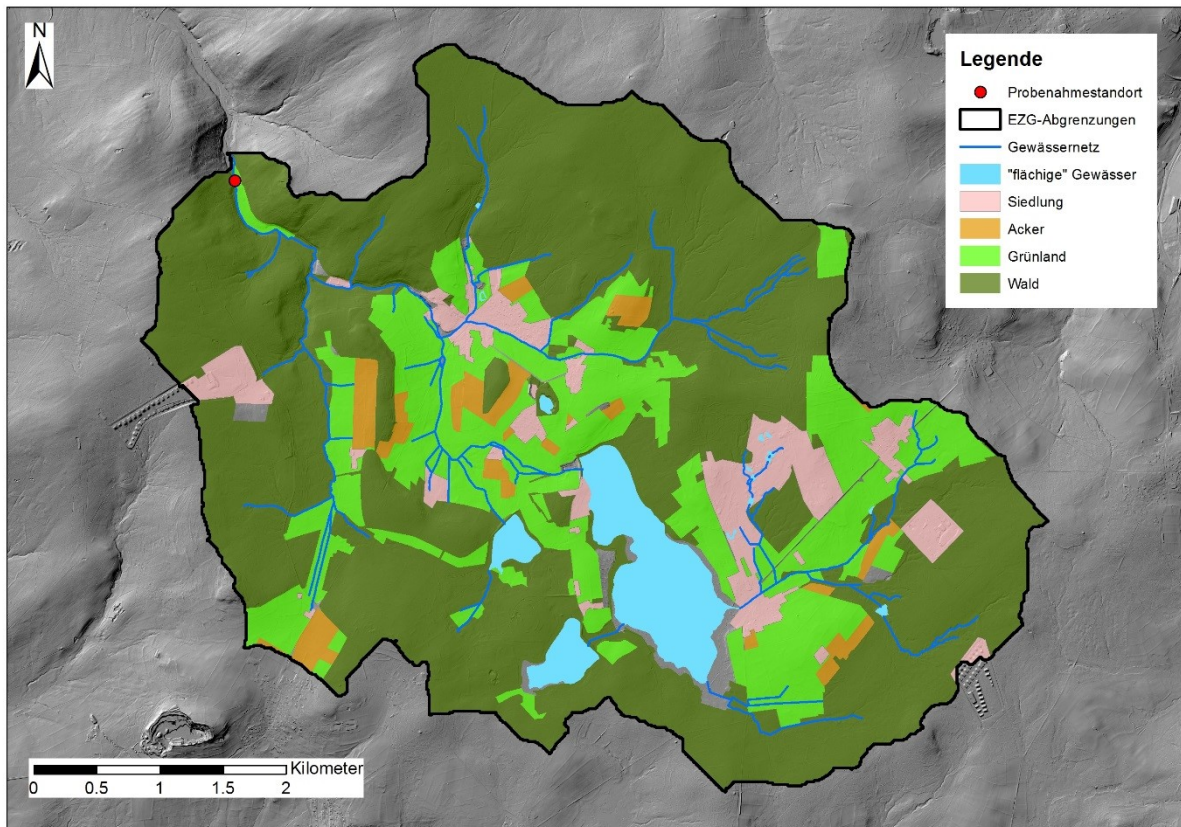
Steckbrief 12: Obere Wied bei Winkelbach

Die Wied bei Winkelbach ist als silikatischer Bach von diversem, größerem Material mit Feinanteilen geprägt. Die **Strukturgröße** des naturnahen Baches ist gut, der **ökologische Zustand** auch. Dies betrifft sowohl die **Saprobie** als auch die **Allgemeine Degradation**. Bei der letzten Untersuchung im Jahre wurde die Allgemeine Degradation eine Klasse schlechter bewertet (mäßig), die Saprobie war vergleichbar. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist sehr artenreich, aber individuenärmer. Am häufigsten waren Baetidae (4 Arten, Eintagsfliegen), gefolgt von Köcherfliegen und Zuckmücken. Flohkrebse gab es nur sehr wenige, stattdessen etwas mehr Steinfliegen. Auch Wasserkäfer waren rel. arten- und individuenreich. Wertzeiger gab es v.a. bei Köcherfliegen. Ansonsten verschiedene Eintagsfliegen, Strudelwürmer u. a. Der Rheo-Index und der EPT-Anteil wurden als gut, der Fauna-Index wurde sehr gut bewertet. Demgegenüber war der Hyporhithal-Index nur unbefriedigend.

Die **innere Kolmation** in 12-15 cm Tiefe liegt bei Klasse 4 und weist somit auf eine starke Kolmation hin. Die starke Verdichtung der Gewässersohle ist durch Auenlehme bedingt, die von einer dünnen Schicht aus größerem Kies und Steinen bedeckt werden. Im Vergleich zum Standort Steinebach ist das Interstitial der Wied bei Winkelbach deutlich individuen- und artenärmer. Allerdings sind bei Winkelbach die Anteile der Lückensystem- und Feinsedimentbesiedler fast gleich groß. Die im Interstitialwasser gemessenen Sauerstoffgehalte sind im Durchschnitt niedriger als bei Steinebach und liegen z. T. unter 6,5 mg/l (70 %).



Untersuchungsstandort an der Wied bei Winkelbach. Foto: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Oberer Wied WB

Datenblatt:

Standort	Obere Wied (Winkelbach)
Messstellenbez. offiziell	Wied bei Höchstebach
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Niederwesterwald
Petrographie:	Fluviatile Sedimente, ungegliedert (Auen- u. Hochflutsedimente, z.T. Abschwemmmassen, Schwemmfächer-, Schwemmkegelsedimente, z.T. umgelagerte vulkanoklastische Sedimente): Sand, kiesig bis Kies, sandig, z.T. lehmig, humos; lokal mit Hangsedimenten verzahnt)
Messstellentyp	WRRL-Mst & Referenzstrecke
Wasserkörper:	Obere Wied
Wasserkörpernr:	271600000_6
Koordinaten:	50°38.571780 / 7°44.208000

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	37,8	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	0,77 ("sehr geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	8,1	MIN Erosion (t/ha*a)	0,003
LNF-Anteil am EZG (%)	21,5	MAX Erosion (t/ha*a)	91,93
Anteil Siedlung (%)	6,31	Gesamterrosion EZG (t/a)	629,3
Anteil Acker (%)	4,17	E0 Flächenanteil LNF (%)	82,97
Anteil Grünland (%)	19,72	E1 Flächenanteil LNF (%)	7,7
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	4,74
Anteil Wald (%)	65,08	E3 Flächenanteil LNF (%)	2,35
Gewässernetzdichte (km/km ²)	1,336	E4 Flächenanteil LNF (%)	1,87
Gewässernetzlänge (km)	50,5	E5 Flächenanteil LNF (%)	0,36
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	28		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	6,9		
mittl. Hangneigung	4,4		

Innere Kolmation (Interstitial)		2015	2019
Kolmimeterklasse (Klasse 1-5)			4
Abflussreduktion im Kolmimeter (%)			48,01
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand		2	3
allgm. Degradation		0,68 (2)	0,56 (3)
Saprobie		1,77 (2)	1,62 (2)
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte			2,4 (2)
Sohlenstruktur			1,5

Abiotik	Fließende Welle	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Probennahmedatum	15.05.2019	19.05.2019	
Temperatur (°C)	12,0	11,7	
Sauerstoff (mg/l)	10,48	8,88	
Sauerstoffsättigung (%)	106,8	93,08	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	109	135	
pH	7,30	7,24	
Nitrat (mg/l)	6,0	6,5	
Gesamteisen (mg/l)	0,9	0,8	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,2	-	
Trübung (NTU)	-	354	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	152	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)	Interstitial	Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Sedimentmenge TG (g)	2,74	Zoxamide (µg/l)	4,2
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	6,2 / 0,17	Indoxacarb (µg/kg)	19,9
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	55,56		
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	17,79		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	23,65		
Korngröße > 2mm (%)	3		

Fortsetzung des Datenblattes: Obere Wied bei Winkelbach

Interstitialfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	1,7	Crustacea (%)	1,22
Harpacticoida	7,2	Ephemeroptera (%)	49,7
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	4,06
Ostracoda	0,5	Trichoptera (%)	10,95
Cladocera	-	Coleoptera (%)	9,13
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	0,2
Amphipoda (OF)	-	Bivalvia (%)	3,25
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	1,22
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	17,65
Ephemeroptera (L)	1,1	Turbellaria (%)	1,22
Plecoptera (L)	-	Gastropoda (%)	-
Trichoptera (L)	0,2	Hirudinea (%)	1,22
Coleoptera (ges.)	-	Heteroptera (%)	0,2
Nematoda	3,7	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	3,2		
Chironomidae (L)	5,3		
Acari	-		
Makroturbellaria	-		
Rotifera	0,4		
Tardigrada	0,9		
Mikroturbellaria	-		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	0,8		
Troglochaetus	-		
Collembola	-		
Sonstige Arthropoda	0,1		
Summenparameter/Indizes	Interstitialfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	251	Individuen ges. (Summe)	493
Taxazahl ges. (Summe)	11	Taxazahl ges. (Summe)	41
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	42,63	Anteil CEPTCOB (%)	78,50
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	48,61	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	18,86
Anteil oh. Präferenz (%)	8,76	Anteil Sonstige (%)	2,64
Anteil Crustacea (%)	40,64	Anteil Crustacea (%)	1,22
Anteil EPT-Taxa (%)	5,18	Anteil EPT-Taxa (%)	64,71
Diversität (Shannon Index)	1,9	Diversität (Shannon Index)	3,12
Artenreichtum (Margalef Index)	3,13	Artenreichtum (Margalef Index)	6,45
Evenness	0,79	Evenness	0,84

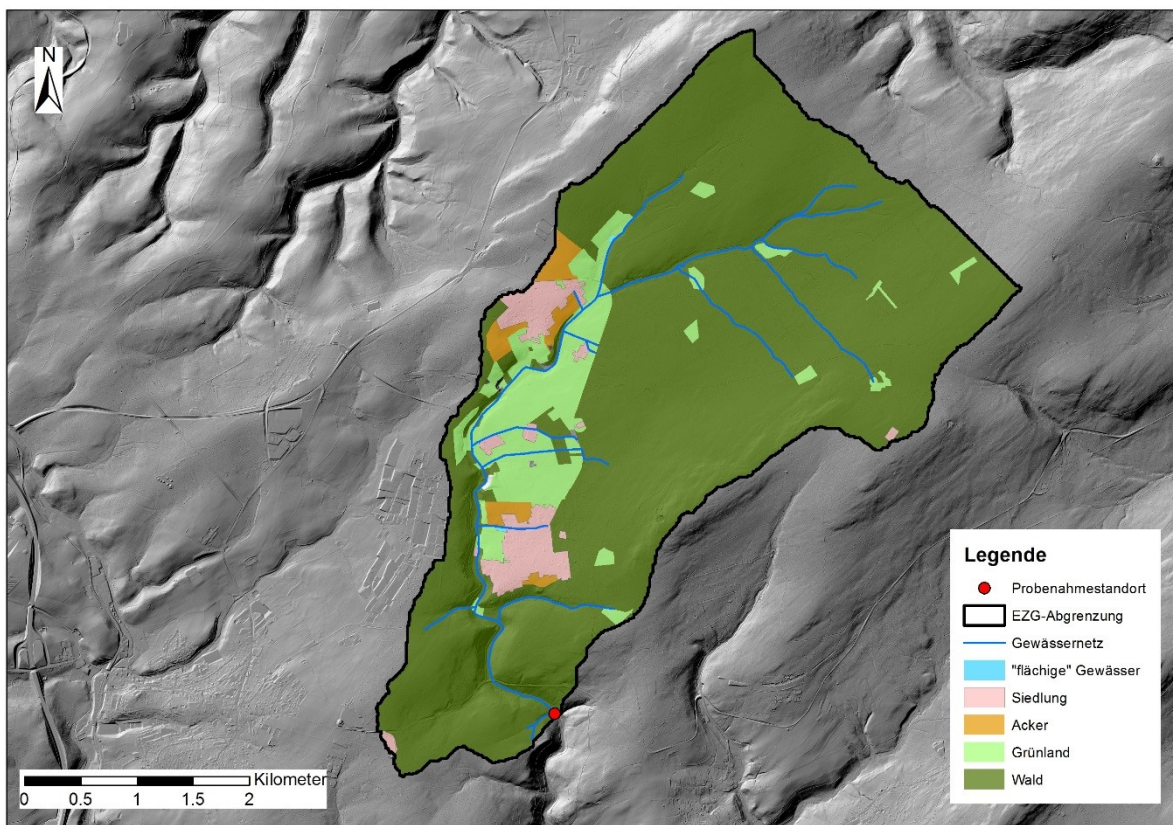
Steckbrief 13: Prims (Damflos)

Die Prims ist als silikatischer Bach von diversem, auch größerem Material mit Kies und Sand geprägt. Die **Strukturgröße** des naturnahen Kerbsohlentalbaches ist mäßig, der **ökologische Zustand** gut. Dies betrifft aber nur die gute **Saprobie** an der Grenze zu sehr gut, welche ausschlaggebend ist, die **Allgemeine Degradation** ist sehr gut (wie bei der letzten Untersuchung). Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist eher artenreich, aber individuenärmer. Am häufigsten waren Steinfliegen (!), gefolgt von Wasserkäfern aus etlichen Arten mit relativ hohen Häufigkeiten. Dann folgen bereits Gruppen/Arten mit nur geringer Häufigkeit wie viele Köcherfliegen, Zweiflügler, Strudelwürmer u.a. Eintagsfliegen gibt es nur wenige. Es sind viele Wertzeiger vorhanden. Flohkrebse fehlen interessanterweise. Fauna-Index und Rheo-Index waren sehr gut bewertet, während der EPT-Anteil gut und der Hyporhithal-Index nur mäßig bewertet wurden.

Die **innere Kolmation** lag zum Untersuchungszeitpunkt in ca. 15 cm Tiefe im mittleren Bereich. Die Sauerstoffsättigung im Interstitial war gut und lag i. d. R. über 80 %. Die Interstitialproben enthielten v. a. kleine Korngrößenfraktionen wie Ton und Grobschluff, aber auch sandige Fraktionen. Die Nitratkonzentrationen waren sowohl in der fließenden Welle als auch im Interstitial relativ niedrig (< 10 mg/l). Die Interstitialfauna wies insgesamt niedrige Tierdichten auf. Lückensystembesiedler dominierten. Kleinkrebse wie Raupenhüpferlinge (Harpacticoida) wurden am häufigsten erfasst. Die untersuchte Fließstrecke liegt im Wald (überwiegend Nadelforst). Der Uferbereich ist teilweise durch Quellaustritte und Erlen geprägt.



Untersuchungsstandort an der Prims. Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Prims

Datenblatt:

Standort	Prims (Damflos)
Messstellenbez. offiziell	Prims unt. Damflos
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Hoch- und Idenwald
Petrographie:	Fluviatile Sedimente, ungegliedert (Auen- u. Hochflutsedimente, z.T. Abschwemmmassen, Schwemmfächer-, Schwemmkegelsedimente, z.T. umgelagerte vulkanoklastische Sedimente): Sand, kiesig bis Kies, sandig, z.T. lehmig, humos; lokal mit Hangsedimenten verzahnt)
Messstellentyp	WRRL-Mst & Referenzstrecke
Wasserkörper:	Prims
Wasserkörpernr:	264600000_1
Koordinaten:	49°39.335160 / 6°59.228640

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	16,5	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	0,79 ("sehr geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	1,6	MIN Erosion (t/ha*a)	0,002
LNF-Anteil am EZG (%)	9,9	MAX Erosion (t/ha*a)	35,55
Anteil Siedlung (%)	4,05	Gesamterosion EZG (t/a)	129,1
Anteil Acker (%)	1,84	E0 Flächenanteil LNF (%)	82,54
Anteil Grünland (%)	9,87	E1 Flächenanteil LNF (%)	7,71
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	5,57
Anteil Wald (%)	84,05	E3 Flächenanteil LNF (%)	2,12
Gewässernetzdichte (km/km ²)	1,187	E4 Flächenanteil LNF (%)	1,6
Gewässernetzlänge (km)	19,6	E5 Flächenanteil LNF (%)	0,46
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	29,2		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	8,5		
mittl. Hangneigung	5,6		
Innere Kolmation (Interstitial) 2015		2019	
Kolmometerklasse (Klasse 1-5)			3
Abflussreduktion im Kolmometer (%)			31,28
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	2		2
allgm. Degradation	0,85 (1)		0,84 (1)
Saprobie	1,48 (2)		1,48 (2)
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte			3,5 (3)
Sohlenstruktur			2
Abiotik		Fließende Welle	
Probennahmedatum	08.04.2019	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Temperatur (°C)	8,5	01.05.2019	
Sauerstoff (mg/l)	11,36	9,3	
Sauerstoffsättigung (%)	105,7	10,16	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	71	96,78	
pH	6,64	67	
Nitrat (mg/l)	8,0	6,79	
Gesamteisen (mg/l)	1,1	7,6	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,0	1,1	
Trübung (NTU)	-	-	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	953	
		321	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Sedimentmenge TG (g)	6,91	Indoxacarb (µg/kg)	10,7
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	7,1 / 0,49		
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	50,52		
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	13,49		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	31,36		
Korngröße > 2mm (%)	4,63		

Fortsetzung des Datenblattes: Prims Damflos

Interstitialfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	6,4	Crustacea (%)	-
Harpacticoida	16,3	Ephemeroptera (%)	2,77
Parastenocaridae	0,1	Plecoptera (%)	42,94
Ostracoda	1,7	Trichoptera (%)	17,18
Cladocera	-	Coleoptera (%)	22,44
Amphipoda (GW)	0,7	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	-	Bivalvia (%)	1,66
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	0,28
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	11,08
Ephemeroptera (L)	7,2	Turbellaria (%)	1,66
Plecoptera (L)	1,9	Gastropoda (%)	-
Trichoptera (L)	0,3	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	1,4	Heteroptera (%)	-
Nematoda	6,4	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	6		
Chironomidae (L)	7		
Acari	1,8		
Makroturbellaria	0,4		
Rotifera	3,9		
Tardigrada	2,7		
Mikroturbellaria	0,5		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	1,4		
Troglochaetus	-		
Collembola	-		
Sonstige Arthropoda	0,1		
Summenparameter/Indizes	Interstitialfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	662	Individuen ges. (Summe)	361
Taxazahl ges. (Summe)	18	Taxazahl ges. (Summe)	36
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	54,38	Anteil CEPTCOB (%)	86,98
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	29,31	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	11,36
Anteil oh. Präferenz (%)	16,31	Anteil Sonstige (%)	1,66
Anteil Crustacea (%)	40,18	Anteil Crustacea (%)	0,00
Anteil EPT-Taxa (%)	14,20	Anteil EPT-Taxa (%)	62,88
Diversität (Shannon Index)	2,35	Diversität (Shannon Index)	2,97
Artenreichtum (Margalef Index)	4,08	Artenreichtum (Margalef Index)	5,94
Evenness	0,81	Evenness	0,83

Steckbrief 14: Steinalp

Die Steinalp ist als silikatischer Bach meist von Grobmaterial geprägt. Die **Strukturgröße** des Baches ist mäßig, der **ökologische Zustand** gut. Dies betrifft sowohl die **Saprobie** als auch die **Allgemeine Degradation**, welche auch bei der letzten Untersuchung (2015) ähnlich, aber etwas schlechter waren. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist mäßig artenreich, wobei Kriebelmücken dominieren. Ansonsten waren am häufigsten Eintagsfliegen und Flohkrebse. Weniger häufig waren Steinfliegen, Wassermilben, Zuckmücken und Wasserkäfer. Die Köcherfliegenfauna verteilt sich auf verschiedene, seltenere Arten. Auch gibt es seltenere Eintags- und Steinfliegen, Zweiflügler, Schnecken und Strudelwürmer. Der Fauna-Index und der Rheo-Index waren sehr gut bewertet, während der Hyporhithal-Index gut und der EPT-Anteil nur mäßig bewertet wurden.

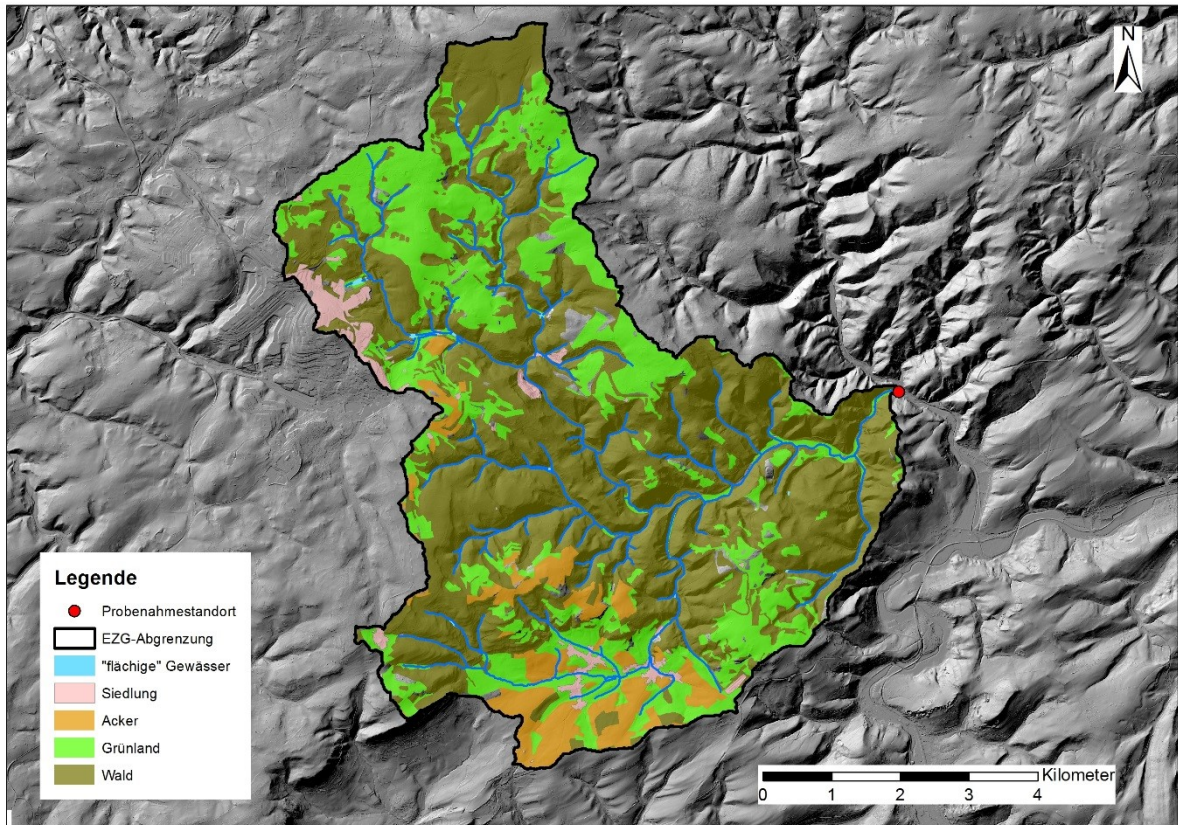
Zum Untersuchungszeitpunkt wurde in einer Tiefe von ca. 15 cm eine mittlere **innere Kolmation** festgestellt, die zu stark tendierte. Insgesamt war die Sedimentbeschaffenheit sehr heterogen. Die untersuchte Fließstrecke wies sowohl kaum kolmatiierte als auch sehr stark kolmatiierte Bereiche auf. Die Interstitialproben enthielten v. a. sandige Fraktionen, während die Anteile von Ton bis Grobschluff im Vergleich zu den meisten untersuchten Fließstrecken niedriger waren. Die Sauerstoffversorgung im Interstitial war an fast allen Messpunkten sehr gut (> 90 % Sättigung). An zwei Messpunkt wurden aber deutlich niedrigere Sauerstoffwerte gemessen (< 40 % Sättigung). Die Nitratwerte lagen im Vergleich zu den anderen untersuchten Fließstrecken im niedrigen Bereich (Maximum 6 mg/l). Die Interstitialfauna wies vergleichsweise mittlere Tierdichten auf. Lückensystembesiedler dominierten, von denen Kleinkrebse wie Hüpferlinge (Cyclopoida) und Raupenhüpferlinge (Harpacticoida) am häufigsten vorkamen. Der untersuchte Abschnitt liegt in einem militärisch genutzten Bereich. Oberhalb der untersuchten Fließstrecke, rund 100 m entfernt, wurde die Steinalp im Zuge des Hochwasserschutzes verbaut.



Untersuchungsstandort an der Steinalp.

Fotos: Stein 2019





Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Steinalp

Datenblatt:

Standort	Steinalp
Messstellenbez. offiziell	Steinalp, vor Mdg. Totenalb
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Baumholder Hochland
Petrographie:	Fluviatile Sedimente, ungegliedert (Auen- u. Hochflutsedimente, z.T. Abschwemmassen, Schwemmfächer-, Schwemmkegelsedimente, z.T. umgelagerte vulkanoklastische Sedimente): Sand, kiesig bis Kies, sandig, z.T. lehmig, humos; lokal mit Hangsedimenten verzahnt
Messstellentyp	WRRL-Mst oder Biologie
Wasserkörper:	Steinalp
Wasserkörpernr:	2546400000_1
Koordinaten:	49°36.959744 / 7°26.906326

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km²)	50,6	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	0,86 ("sehr geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km²)	15,6	MIN Erosion (t/ha*a)	0,001
LNF-Anteil am EZG (%)	30,8	MAX Erosion (t/ha*a)	106,1
Anteil Siedlung (%)	2,47	Gesamterosion EZG (t/a)	1343,8
Anteil Acker (%)	6,32	E0 Flächenanteil LNF (%)	77,39
Anteil Grünland (%)	27,92	E1 Flächenanteil LNF (%)	11,95
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	6,12
Anteil Wald (%)	61,05	E3 Flächenanteil LNF (%)	2,74
Gewässernetzdichte (km/km²)	1,533	E4 Flächenanteil LNF (%)	1,49
Gewässernetzlänge (km)	77,5	E5 Flächenanteil LNF (%)	0,3
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	30,3		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	8,1		
mittl. Hangneigung	12		
Innere Kolmation (Interstitial) 2015		2019	
Kolmimeterklasse (Klasse 1-5)		3	
Abflussreduktion im Kolmimeter (%)		36,30	
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	2	2	
allgm. Degradation	0,7 (2)	0,76 (2)	
Saprobie	1,59 (2)	1,65(2)	
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte		2,9 (3)	
Sohlenstruktur		2,5	
Abiotik		Fließende Welle	
Probennahmedatum	05.04.2019	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Temperatur (°C)	10,0	07.04.2019	
Sauerstoff (mg/l)	11,47	10,5	
Sauerstoffsättigung (%)	111,1	9,38	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	130	90,22	
pH	8,31	159	
Nitrat (mg/l)	4,0	7,84	
Gesamteisen (mg/l)	1,1	3,7	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,1	0,9	
Trübung (NTU)	-	-	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	1725	
		341	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Interstitium	
Sedimentmenge TG (g)	35,65	Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	3,4 / 1,21	Metazachlor (µg/l)	7,55
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	21,53	Fludioxonil (µg/l)	3,27
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	17,52	Indoxacarb (µg/kg)	10
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	50,42		
Korngröße > 2mm (%)	10,53		

Fortsetzung des Datenblattes: Steinalp

Interstitalfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	23,4	Crustacea (%)	11,84
Harpacticoida	18,3	Ephemeroptera (%)	24,95
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	5,83
Ostracoda	4,5	Trichoptera (%)	3,83
Cladocera	-	Coleoptera (%)	4,37
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	-	Bivalvia (%)	-
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	1,09
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	43,72
Ephemeroptera (L)	12	Turbellaria (%)	1,09
Plecoptera (L)	0,9	Gastropoda (%)	2,19
Trichoptera (L)	1	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	0,8	Heteroptera (%)	1,09
Nematoda	4,9	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	14,1		
Chironomidae (L)	4,9		
Acari	2,6		
Makroturbellaria	2,5		
Rotifera	5		
Tardigrada	4,2		
Mikroturbellaria	-		
Gastropoda	0,1		
Bivalvia	0,1		
Nauplii	1,2		
Troglochaetus	-		
Collembola	0,3		
Sonstige Arthropoda	0,4		
Summenparameter/Indizes	Interstitalfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	1012	Individuen ges. (Summe)	549
Taxazahl ges. (Summe)	18	Taxazahl ges. (Summe)	28
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	60,18	Anteil CEPTCOB (%)	50,82
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	23,62	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	44,81
Anteil oh. Präferenz (%)	16,21	Anteil Sonstige (%)	4,37
Anteil Crustacea (%)	46,84	Anteil Crustacea (%)	11,84
Anteil EPT-Taxa (%)	13,74	Anteil EPT-Taxa (%)	34,61
Diversität (Shannon Index)	2,27	Diversität (Shannon Index)	2,27
Artenreichtum (Margalef Index)	3,69	Artenreichtum (Margalef Index)	4,28
Evenness	0,78	Evenness	0,68

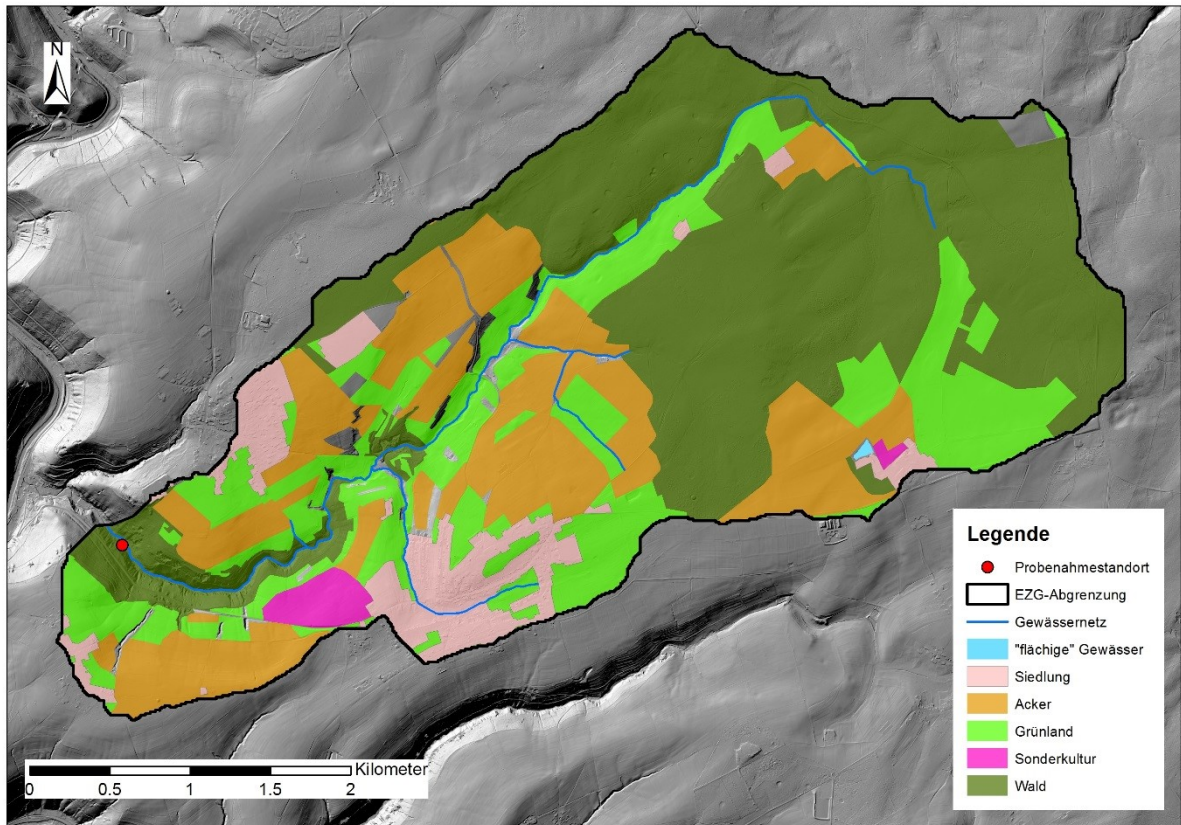
Steckbrief 15: Stillegraben (Auw an der Kyll)

Der Stillegraben (Kyll) ist als silikatischer Bach von Grobmaterial (Blöcke und Steine) geprägt. Die **Strukturgröße** des sehr naturnahen Baches ist sehr gut, der **ökologische Zustand** gut. Dies betrifft sowohl die **Saprobie** als auch die **Allgemeine Degradation**, welche allerdings beide bei der letzten Untersuchung (2015) bei sehr gut lagen (damals jeweils um 0,1 Wertpunkte, also rund 10% besser). Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist nicht sonderlich artenreich und mit der eindeutigen Dominanz von Flohkrebse. Dann folgen mit viel Abstand Eintagsfliegen und Köcherfliegen. Verschiedene Wasserkäfer sind auch noch etwas häufiger, ferner Steinfliegen. Gering häufig sind Zuck- und Kriebelmücken, Strudelwürmer und Schlammfliegen. Der EPT-Anteil und der Rheo-Index waren gut bewertet, während der Fauna-Index sehr gut und der Hyporhithal-Index nur mäßig bewertet wurden (Bach eher klein).

Die **innere Kolmation** war zum Untersuchungszeitpunkt, in 10-15 cm Tiefe, stark. Die starke Kolmatierung wird v. a. auf den geogen bedingten hohen Sandanteil zurückgeführt, der aus dem umliegenden Buntsandstein stammt und das hyporheische Interstitial geprägt. Anders als bei der durchweg sandgeprägten Wieslauer, wird der Stillegraben aber auch durch grobe Blöcke und Steine geprägt. Die Interstitialproben enthielten außerdem höhere Anteile von Ton und Grobschluff. Darüber hinaus wies die Gewässersohle zum Untersuchungszeitpunkt flächendeckend eine deutliche Sedimentauflage auf. Die Sauerstoffversorgung war durchweg sehr gut mit über 90 % Sättigung. Nitrat war im Vergleich zu anderen Standorten hoch (7-18 mg/l). Die Interstitialfauna war vergleichsweise individuen- und taxaarm. Die häufigsten Taxa waren Kleinkrebse wie Hüpferlinge (Cyclopoida), Flohkrebse (Amphipoda) und Ringelwürmer (Oligochaeta). Insgesamt waren die Anteile lückensystembesiedelnder Taxa höher als die der Feinsedimentbesiedler.



Untersuchungsstandort am Stillegraben. Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Stillegraben

Datenblatt:

Standort	Stillegraben (Auw an der Kyll)
Messstellenbez. offiziell	Stillegraben Mdg.
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Unteres Kylltal
Petrographie:	Mittel- bis Feinsandstein, rotbraun, violettstichig, glimmerreich, zyklisch gegliedert; im unteren Teil: Geröllführung (bes. im Nordwesten), Violette Horizonte
Messstellentyp	WRRL-Mst & Referenzstrecke
Wasserkörper:	Stillegraben
Wasserkörpernr:	2667400000_0
Koordinaten:	49°53.952180 / 6°37.386840

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	14,9	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	2,53 ("geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	6,3	MIN Erosion (t/ha*a)	0,002
LNF-Anteil am EZG (%)	41,9	MAX Erosion (t/ha*a)	110,08
Anteil Siedlung (%)	7,38	Gesamterosion EZG (t/a)	1579,2
Anteil Acker (%)	21,57	E0 Flächenanteil LNF (%)	37,5
Anteil Grünland (%)	21,8	E1 Flächenanteil LNF (%)	29,4
Anteil Sonderkulturen (%)	1,29	E2 Flächenanteil LNF (%)	17,9
Anteil Wald (%)	45,67	E3 Flächenanteil LNF (%)	7,1
Gewässernetzdichte (km/km ²)	0,774	E4 Flächenanteil LNF (%)	6,5
Gewässernetzlänge (km)	11,5	E5 Flächenanteil LNF (%)	1,6
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	16,5		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	5		
mittl. Hangneigung	4,5		
Innere Kolmation (Interstitial) 2015		2019	
Kolmometerklasse (Klasse 1-5)		4	
Abflussreduktion im Kolmometer (%)		42,97	
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	1	2	
allgm. Degradation	0,84 (1)	0,73 (2)	
Saprobie	0,45 (1)	1,56(2)	
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte		2,4 (2)	
Sohlenstruktur		1,5	
Abiotik		Fließende Welle	
Probennahmedatum	24.05.2019	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Temperatur (°C)	11,0	10.06.2019	
Sauerstoff (mg/l)	10,80	11,2	
Sauerstoffsättigung (%)	103,9	10,21	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	524	99,37	
pH	8,01	504	
Nitrat (mg/l)	15,0	8,09	
Gesamteisen (mg/l)	0,8	11,4	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,0	1,1	
Trübung (NTU)	-	-	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	2339	
		624	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Interstitium	
Sedimentmenge TG (g)	12,94	Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	2,4 / 0,31	Metazachlor (µg/l)	5,6
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	37,3	Kupfer (mg/l)	11,9
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	32,96	Indoxacarb (µg/kg)	11,2
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	29,74		
Korngröße > 2mm (%)	0		

Fortsetzung des Datenblattes: Stillegraben Auw an der Kyll

Interstitialfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	5,9	Crustacea (%)	46,84
Harpacticoida	11	Ephemeroptera (%)	22,25
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	2,81
Ostracoda	1,1	Trichoptera (%)	12,18
Cladocera	-	Coleoptera (%)	7,73
Amphipoda (GW)	0,1	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	6,9	Bivalvia (%)	-
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	1,41
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	3,75
Ephemeroptera (L)	1,7	Turbellaria (%)	1,41
Plecoptera (L)	1,2	Gastropoda (%)	0,23
Trichoptera (L)	0,1	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	0,1	Heteroptera (%)	-
Nematoda	3,4	Megaloptera (%)	1,41
Oligochaeta	10,4		
Chironomidae (L)	5,2		
Acari	0,3		
Makroturbellaria	-		
Rotifera	2,7		
Tardigrada	-		
Mikroturbellaria	-		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	1,1		
Troglochaetus	-		
Collembola	-		
Sonstige Arthropoda	0,6		
Summenparameter/Indizes	Interstitialfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	518	Individuen ges. (Summe)	427
Taxazahl ges. (Summe)	15	Taxazahl ges. (Summe)	24
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	54,25	Anteil CEPTCOB (%)	91,80
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	36,68	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	5,15
Anteil oh. Präferenz (%)	9,07	Anteil Sonstige (%)	3,04
Anteil Crustacea (%)	50,39	Anteil Crustacea (%)	46,84
Anteil EPT-Taxa (%)	5,79	Anteil EPT-Taxa (%)	37,24
Diversität (Shannon Index)	2,15	Diversität (Shannon Index)	2,19
Artenreichtum (Margalef Index)	3,57	Artenreichtum (Margalef Index)	3,8
Evenness	0,8	Evenness	0,69

Steckbrief 16: Trabenerbach (Oberer Kautenbach)

Der Trabenerbach ist ein Zulauf des oberen Kautenbachs und verläuft als steiniger Bach in einem naturnahen Kerbsohlental. Die **Strukturgröße** ist sehr gut, der **ökologische Zustand** auch. Im Vergleich zur letzten Bewertung im Jahre 015 blieben alle Bewertungsparameter nahezu gleich bei sehr gut. Neben der **Allgemeinen Degradation** ist v. a. die **Saprobie** sehr gut bewertet, so dass dieser Bach einer von zwei der am besten bewerteten aller 25 untersuchten Fließgewässer ist. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist sehr artenreich mit einer Verteilung auf viele Taxa, wobei Kriebelmücken der Gattung Prosimulium dominieren. Dann folgen Gammariden, Stein- und Eintagsfliegen, dann Strudelwürmer, weitere Stein- und Köcherfliegen. Unter den Köcherfliegen sind teils seltene und wertgebende Arten, Belastungszeiger fehlen. Wasserkäfer sind ebenfalls häufiger und artenreich. Fauna- und Rheo-Index sind sehr gut, während der EPT-Anteil und der Hyporhithal-Index noch gut sind.

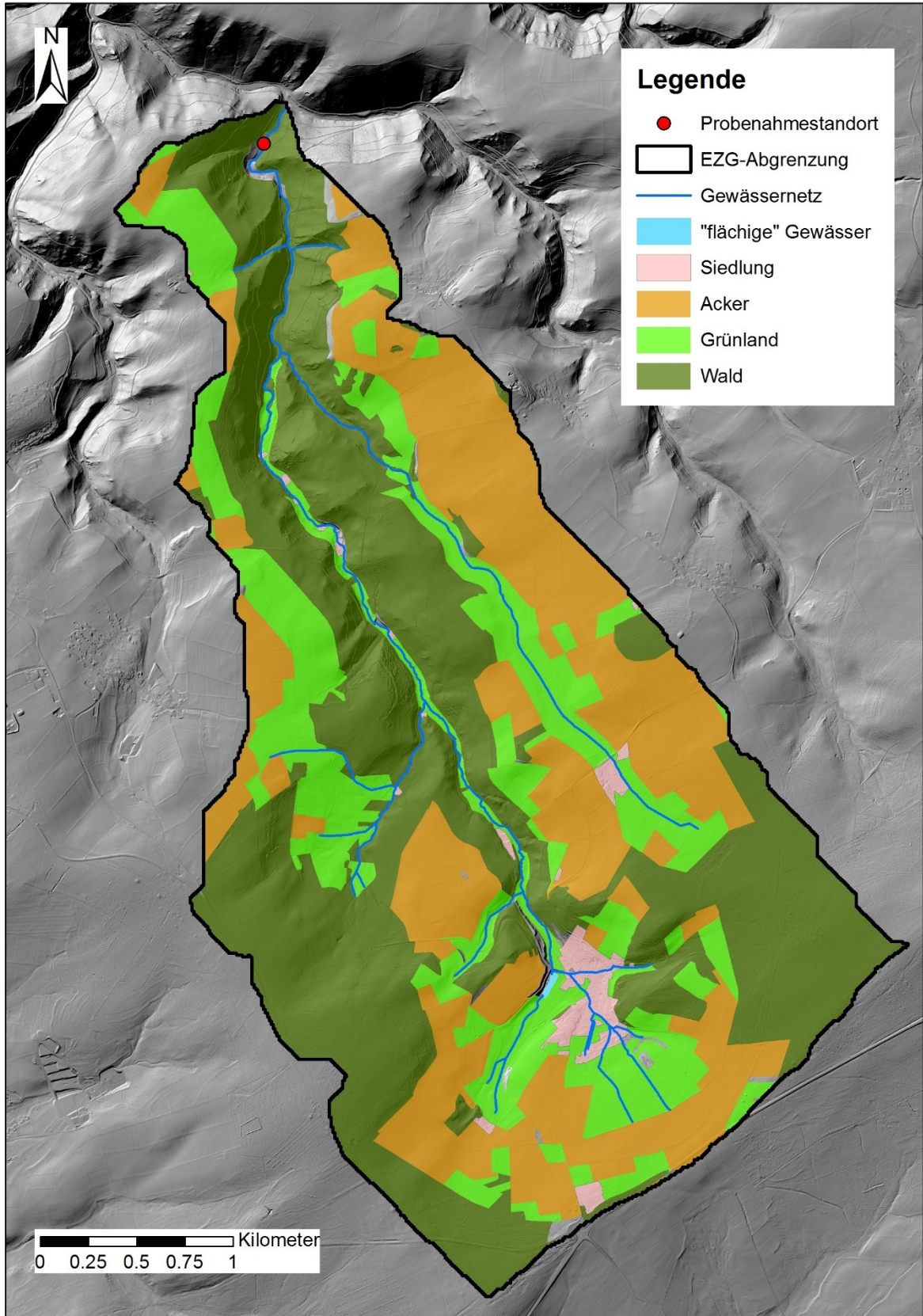
Zum Untersuchungszeitpunkt wurde eine mittlere, fast starke **innere Kolmation** in ca. 15 cm Tiefe festgestellt. Die Sedimentdurchlässigkeit des Standortes war heterogen und wies auch offenere Bereiche mit nur leichter Kolmation auf. Die Interstitialproben enthielten hohe Anteile der Feinsedimente Ton bis Grobschluff. Die Sauerstoffversorgung war an allen Messpunkten gut mit einer Sättigung von über 90 %. Die Individuendichten waren im Vergleich zu den anderen Standorten im mittleren Bereich. Die Anteile von lückensystembesiedelnden Taxa waren etwas höher als die Anteile von Feinsedimentbesiedlern. Die meisten Tiere waren Kleinkrebse der Gruppe der Raupenhüpferlinge (Harpacticoida) und Ringelwürmer (Oligochaeta).



Untersuchungsstandort am Trabenerbach.

Fotos: Stein 2019





Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Trabenerbach

Datenblatt:

Standort	Trabenerbach (Oberer Kautenbach)
Messstellenbez. offiziell	Kautenbach vor Mdg. Kautenbach
LAWA-Gewässertyp:	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5)
Naturraum (BfN):	Moselhunsrück
Petrographie:	Ton- und Siltstein mit geringmächtigen Einschaltungen von Sandstein
Messstellentyp	Biologie
Wasserkörper:	Oberer Kautenbach
Wasserkörpernr:	2679200000_2
Koordinaten:	49°54.257199 / 7°8.330222

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km²)	12	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	2,24 ("sehr geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km²)	5,4	MIN Erosion (t/ha*a)	0,002
LNF-Anteil am EZG (%)	45,3	MAX Erosion (t/ha*a)	49,13
Anteil Siedlung (%)	1,8	Gesamterosion EZG (t/a)	1217,3
Anteil Acker (%)	28,88	E0 Flächenanteil LNF (%)	39,06
Anteil Grünland (%)	21,75	E1 Flächenanteil LNF (%)	27,86
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	20,06
Anteil Wald (%)	46,5	E3 Flächenanteil LNF (%)	7,76
Gewässernetzdichte (km/km²)	1,33	E4 Flächenanteil LNF (%)	4,67
Gewässernetzlänge (km)	16	E5 Flächenanteil LNF (%)	0,59
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	27,5		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	9		
mittl. Hangneigung	8,3		
Innere Kolmation (Interstital)		2015	
Kolmometerklasse (Klasse 1-5)			3
Abflussreduktion im Kolmometer (%)			40,27
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	1		1
allgm. Degradation	- (1)		0,85 (1)
Saprobie	- (1)		1,41 (1)
Bewertung Strukturgüte		2019	
Gewässerstrukturgüte			1,7 (1)
Sohlenstruktur			1
Abiotik		Fließende Welle	
Probennahmedatum	08.04.2019		Interstital (MW von 10 Einzelmesspunkten)
Temperatur (°C)	12,0		19.04.2019
Sauerstoff (mg/l)	10,96		11,1
Sauerstoffsättigung (%)	107,6		10,35
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	193		100,99
pH	7,43		204
Nitrat (mg/l)	-		7,35
Gesamteisen (mg/l)	-		-
ortho-Phosphat (mg/l)	-		-
Trübung (NTU)	-		2059
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-		169
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Sedimentmenge TG (g)	8,01	Metazachlor (µg/l)	8,1
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	8,0 / 0,64	Indoxacarb (µg/kg)	7,7
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	61		
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	13,66		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	20,24		
Korngröße > 2mm (%)	5,1		

Fortsetzung des Datenblattes: Trabener Bach (oberer Kautenbach)

Interstitia/fauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	2,9	Crustacea (%)	6,05
Harpacticoida	41,2	Ephemeroptera (%)	11,07
Parastenocaridae	0,1	Plecoptera (%)	9,4
Ostracoda	5,3	Trichoptera (%)	5,67
Cladocera	1	Coleoptera (%)	3,07
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	-	Bivalvia (%)	0,09
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	0,56
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	62,14
Ephemeroptera (L)	1,9	Turbellaria (%)	1,86
Plecoptera (L)	0,3	Gastropoda (%)	0,09
Trichoptera (L)	0,3	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	1,9	Heteroptera (%)	-
Nematoda	18,1	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	25,7		
Chironomidae (L)	4,2		
Acari	9		
Makroturbellaria	2,1		
Rotifera	0,7		
Tardigrada	-		
Mikroturbellaria	-		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	-		
Troglochaetus	-		
Collembola	-		
Sonstige Arthropoda	0,6		
Summenparameter/Indizes	Interstitia/fauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	1153	Individuen ges. (Summe)	1075
Taxazahl ges. (Summe)	16	Taxazahl ges. (Summe)	41
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	47,61	Anteil CEPTCOB (%)	35,35
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	41,63	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	62,70
Anteil oh. Präferenz (%)	10,75	Anteil Sonstige (%)	1,95
Anteil Crustacea (%)	43,80	Anteil Crustacea (%)	6,05
Anteil EPT-Taxa (%)	2,17	Anteil EPT-Taxa (%)	26,14
Diversität (Shannon Index)	1,89	Diversität (Shannon Index)	1,84
Artenreichtum (Margalef Index)	3,16	Artenreichtum (Margalef Index)	5,73
Evenness	0,68	Evenness	0,49

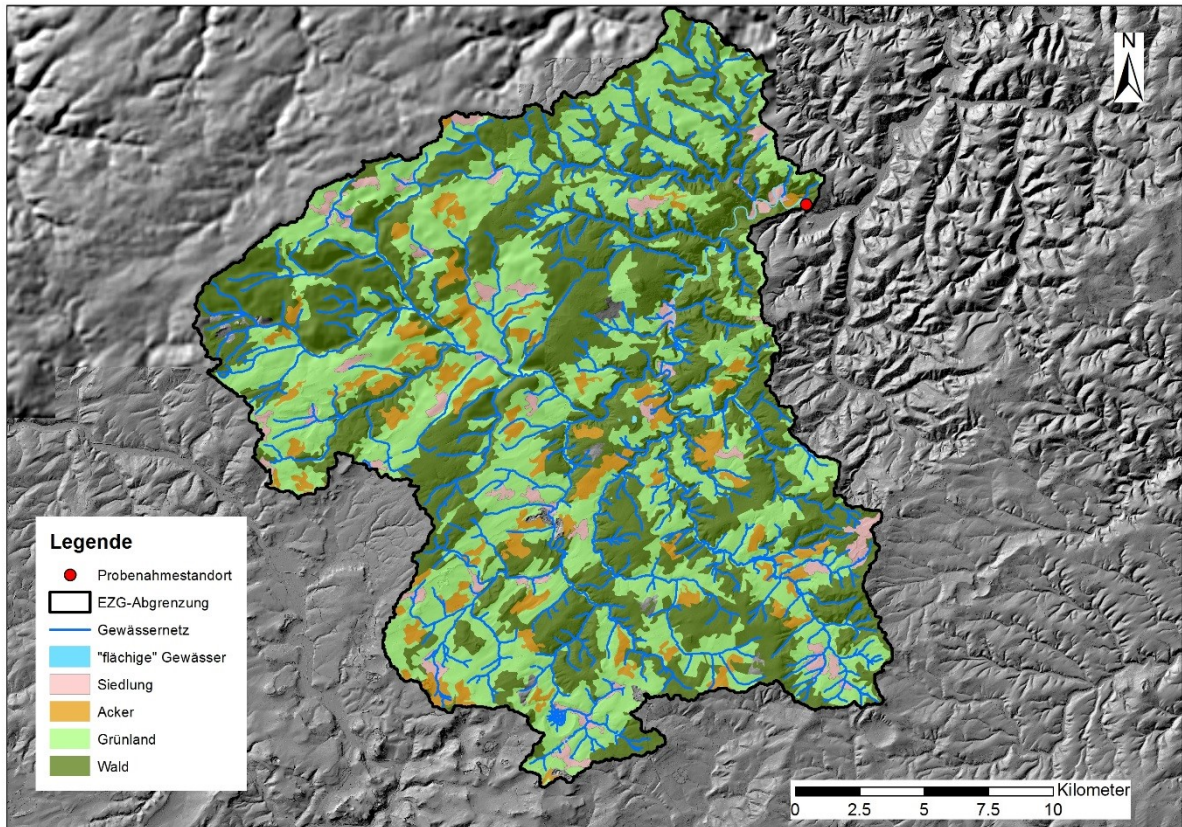
Steckbrief 17: Mittlere Ahr (unt. Schuld)

Die Ahr ist als Fluss von Grobmaterial geprägt, die **Strukturgröße** ist wie der **ökologische Zustand** mäßig. Dies liegt an der **Allgemeinen Degradation**, während die **Saprobie** noch gut ist. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist relativ artenreich, es sind aber viele Ubiquisten darunter. Es dominieren Kriebelmücken, Eintagsfliegen und Zuckmücken, während Köcherfliegen und v.a. Gammariden nur wenig häufig sind. Die Biodiversitätsmetrics liegen allesamt im mäßigen Bereich. Bei der Beprobung wurde der Signalkrebs festgestellt, ein für größere Gewässer mittlerweile häufiger Neozoe, welcher vermutlich negative Effekte auf die Besiedlung hat.

Zum Untersuchungszeitpunkt wurde in ca. 15 cm Tiefe insgesamt nur eine leichte **innere Kolmation** gemessen. Allerdings wurde an drei Messpunkten auch eine mittlere bis sehr starke Kolmatierung festgestellt. Trotz der Heterogenität in der Sedimentdurchlässigkeit lag die Sauerstoffsättigung an allen 10 Messpunkten über 80%. Die Nitratwerte der fließenden Welle und im Interstitial war im Vergleich zu den meisten der untersuchten Bäche etwas höher (> 10 mg/l). Die Sedimentproben wiesen relativ hohe Feinsedimentanteile (Ton bis Grobschluff) auf. Die Individuendichten im Interstitial der Ahr waren, im Vergleich zu den anderen untersuchten Fließgewässern, mit Abstand am höchsten. Es dominierten lückensystembesiedelnde Kleinkrebse wie Raupenhüperlinge (Harpacticoida). Gleichzeitig wurden aber auch relativ hohe Individuendichten von Ringelwürmern (Oligochaeta) und Zuckmückenlarven (Chironomidae) erfasst.



Untersuchungsstandort an der Ahr. Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (Corine Land Cover 2018) im EZG Mittlere Ahr

Datenblatt:

Standort	Mittlere Ahr (Schuld)
Messstellenbez. offiziell	Ahr unt. Schuld
LAWA-Gewässertyp:	Silikatische, fein-, grobmaterialreiche, Mittelgebirgsflüsse (Typ 9)
Naturraum (BfN):	Ahrtal
Petrografie:	Fluviale Sedimente, ungegliedert (Auen- u. Hochflutsedimente, z.T. Abschwemmmassen, Schwemmfächer-, Schwemmkegelsedimente, z.T. umgelagerte vulkanoklastische Sedimente): Sand, kiesig bis Kies, sandig, z.T. lehmig, humos; lokal mit Hangsedimenten verzahnt)
Messstellentyp	WRRL-Mst & Referenzstrecke
Wasserkörper:	Mittlere Ahr
Wasserkörpernr:	271800000_6
Koordinaten:	50°26.746080 / 6°54.219780

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	-	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	-
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	-	MIN Erosion (t/ha*a)	-
LNF-Anteil am EZG (%)	-	MAX Erosion (t/ha*a)	-
Anteil Siedlung (%)	3,5	Gesamterrosion EZG (t/a)	-
Anteil Acker (%)	6,47	E0 Flächenanteil LNF (%)	-
Anteil Grünland (%)	42,91	E1 Flächenanteil LNF (%)	-
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	-
Anteil Wald (%)	46,21	E3 Flächenanteil LNF (%)	-
Gewässernetzdichte (km/km ²)	1,479	E4 Flächenanteil LNF (%)	-
Gewässernetzlänge (km)	688,8	E5 Flächenanteil LNF (%)	-
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	21,6		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	5,8		
mittl. Hangneigung	7,4		
Innere Kolmation (Interstitial) 2015		2019	
Kolmometerklasse (Klasse 1-5)			2
Abflussreduktion im Kolmometer (%)			23
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	3		3
allgm. Degradation	0,52 (3)		0,58 (3)
Saprobie	1,91 (2)		1,85 (2)
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte			3,3 (3)
Sohlenstruktur			2,5
Abiotik		Fließende Welle	
Probennahmedatum	25.05.2019	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Temperatur (°C)	19,0	03.06.2019	
Sauerstoff (mg/l)	10,18	19,2	
Sauerstoffsättigung (%)	118,7	9,53	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	493	109,52	
pH	8,45	493	
Nitrat (mg/l)	13,0	8,34	
Gesamteisen (mg/l)	0,9	12,7	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,1	0,9	
Trübung (NTU)	-	-	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	2935	
		171	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Interstitium	
Sedimentmenge TG (g)	14,11	Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	7,7 / 1,09	Boscalid (µg/l)	18,37
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	55,32		
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	22,46		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	14,64		
Korngröße > 2mm (%)	7,58		

Fortsetzung des Datenblattes: Mittlere Ahr (unt. Schuld)

Interstitalfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	58,8	Crustacea (%)	3,54
Harpacticoida	759,9	Ephemeroptera (%)	31,33
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	0,18
Ostracoda	28,9	Trichoptera (%)	9,56
Cladocera	24,3	Coleoptera (%)	1,42
Amphipoda (GW)	0,7	Odonata (%)	0,18
Amphipoda (OF)	0,3	Bivalvia (%)	0,18
Isopoda (GW)	0,1	Oligochaeta (%)	1,06
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	51,15
Ephemeroptera (L)	24,9	Turbellaria (%)	-
Plecoptera (L)	7,4	Gastropoda (%)	1,24
Trichoptera (L)	1,8	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	12	Heteroptera (%)	0,18
Nematoda	19,8	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	107,7		
Chironomidae (L)	124,3		
Acari	13,3		
Makroturbellaria	6,2		
Rotifera	0,6		
Tardigrada	1,2		
Mikroturbellaria	0,3		
Gastropoda	1,4		
Bivalvia	0,2		
Nauplii	6,1		
Troglochaetus	-		
Collembola	-		
Sonstige Arthropoda	1,3		
Summenparameter/Indizes	Interstitalfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	12015	Individuen ges. (Summe)	565
Taxazahl ges. (Summe)	22	Taxazahl ges. (Summe)	38
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	76,50	Anteil CEPTCOB (%)	46,37
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	20,96	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	52,21
Anteil oh. Präferenz (%)	2,55	Anteil Sonstige (%)	1,42
Anteil Crustacea (%)	73,17	Anteil Crustacea (%)	3,54
Anteil EPT-Taxa (%)	2,84	Anteil EPT-Taxa (%)	41,06
Diversität (Shannon Index)	1,41	Diversität (Shannon Index)	2,41
Artenreichtum (Margalef Index)	2,96	Artenreichtum (Margalef Index)	5,84
Evenness	0,46	Evenness	0,66

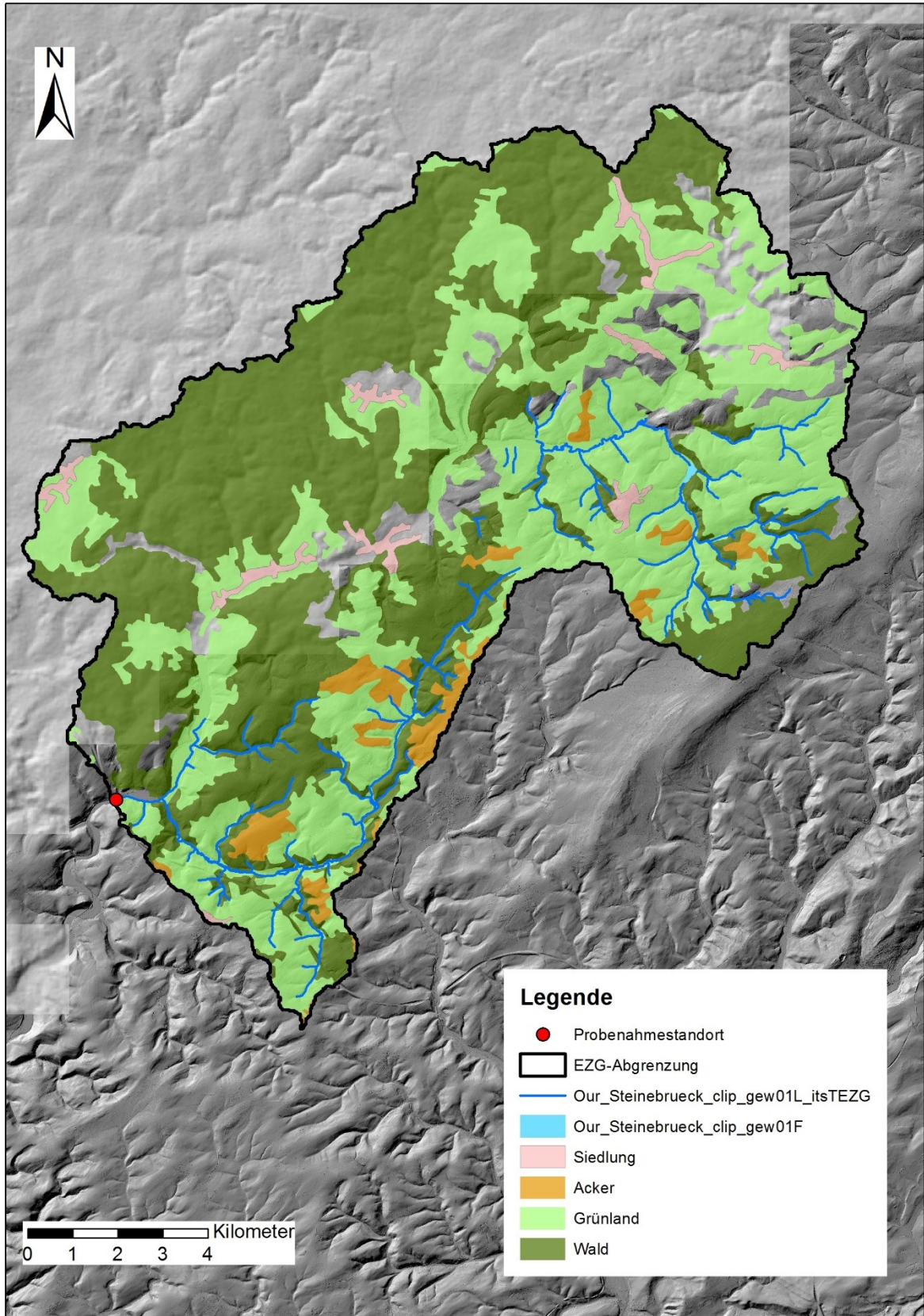
Steckbrief 18: Obere Our (Steinebrück)

Die Our ist als Fluss von Grobmaterial geprägt, die **Strukturgröße** ist wie der **ökologische Zustand** mäßig. Dies liegt an der **Allgemeinen Degradation**, während die **Saprobie** noch gut ist. Die mäßige **Allgemeine Degradation** liegt allerdings fast schon bei gut, während sie bei der letzten Untersuchung (2015) unbefriedigend mit starker Tendenz zu mäßig war. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist noch eher artenreich, es dominieren Baetiden (3 Arten), dann folgen Zuck- und Kriebelmücken. Viele gering häufige Eintags- und Köcherfliegen halten sich etwa die Waage, auch Wasserkäfer waren nicht selten. Schnecken und Prachtlibellen sind vorhanden, während Steinfliegen und Gammariden fehlen. Die Biodiversitätsmetrics liegen fast alle im mäßigen Bereich bis auf den Fauna-Index, welcher als gut bewertet wurde.

Zum Untersuchungszeitpunkt wurde nur eine leichte **innere Kolmation** in einer Tiefe von ca. 15 cm festgestellt. Im Vergleich dazu war die Kolmatierung im unterhalb gelegenen Standort bei Kohnenhof etwas stärker ausgeprägt. Die Interstitialproben wiesen hohe Anteile von Ton bis Grobschluff auf. Die Sauerstoffversorgung im Interstitial war an fast allen Messpunkten hoch (> 80 % Sättigung). An einem Messpunkt war sie deutlich niedriger (< 30 % Sättigung). Die Nitratwerte waren im Vergleich zum unterhalb gelegenen Standort bei Kohnenhof deutlich niedriger und lagen zwischen 4 bis 12 mg/l. Die Besiedlung des Interstitials unterschied sich wenig vom unterhalb gelegenen Standort bei Kohnenhof. Allerdings wurden höhere Individuenzahlen und höhere Tierdichten von Feinsedimentbesiedlern wie Würmern (Oligochaeta) und Zuckmückenlarven (Chironomidae) festgestellt, die auch den größten Anteil ausmachten. Außerdem wurden auch Kleinkrebse wie Raupenhüpferlinge (Harpacticoida) relativ häufig erfasst.



Untersuchungsstandort an der Oberen Our bei Steinebrück. Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (Corine Land Cover 2018) im EZG Obere Our SB

Datenblatt:

Standort	Obere Our (Steinebrück)
Messstellenbez. offiziell	Our b. Steinebrück
LAWA-Gewässertyp:	Silikatische, fein-, grobmaterialreiche, Mittelgebirgsflüsse (Typ 9)
Naturraum (BfN):	Sauertal und Ourtal
Petrografie:	Fluviatile Sedimente, ungegliedert (Auen- u. Hochflutsedimente, z.T. Abschwemm Massen, Schwemmfächer-, Schwemmkegelsedimente, z.T. umgelagerte vulkanoklastische Sedimente): Sand, kiesig bis Kies, sandig, z.T. lehmig, humos; lokal mit Hangsedimenten verzahnt
Messstellentyp	WRRL-Mst
Wasserkörper:	Obere Our
Wasserkörpernr:	2626000000_1
Koordinaten:	50°14.213 / 6°10.917

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	-	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	-
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	-	MIN Erosion (t/ha*a)	-
LNF-Anteil am EZG (%)	-	MAX Erosion (t/ha*a)	-
Anteil Siedlung (%)	1,93	Gesamterrosion EZG (t/a)	-
Anteil Acker (%)	3,06	E0 Flächenanteil LNF (%)	-
Anteil Grünland (%)	40,07	E1 Flächenanteil LNF (%)	-
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	-
Anteil Wald (%)	46,89	E3 Flächenanteil LNF (%)	-
Gewässernetzdichte (km/km ²)	-	E4 Flächenanteil LNF (%)	-
Gewässernetzlänge (km)	330,2	E5 Flächenanteil LNF (%)	-
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	24,6		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	7,9		
mittl. Hangneigung	7,3		
Innere Kolmation (Interstitial)		2015	2019
Kolmameterklasse (Klasse 1-5)			2
Abflussreduktion im Kolmameter (%)			15,54
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	4		3
allgm. Degradation	0,39 (4)		0,58 (3)
Saprobie	1,78 (2)		1,87 (2)
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte			3,3 (3)
Sohlenstruktur			2,5
Abiotik		Fließende Welle	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)
Probennahmedatum		25.05.2019	09.06.2019
Temperatur (°C)		14,0	13,9
Sauerstoff (mg/l)		10,41	8,64
Sauerstoffsättigung (%)		109,1	90,02
elektr. Leitfähigkeit µS/cm		148	148
pH		7,55	7,38
Nitrat (mg/l)		10,0	6,8
Gesamteisen (mg/l)		0,6	0,6
ortho-Phosphat (mg/l)		0,1	-
Trübung (NTU)		-	2495
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)		-	353
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Interstitial	Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen
Sedimentmenge TG (g)		9,19	Boscalid (µg/l) 7
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)		6,3 / 0,58	Myclobutanil (µg/l) 15
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)		67,23	
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)		17	
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)		14,47	
Korngröße > 2mm (%)		1,3	

Fortsetzung des Datenblattes: obere Our Steinebrück

Interstitalfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	2,8	Crustacea (%)	-
Harpacticoida	43,7	Ephemeroptera (%)	36,08
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	-
Ostracoda	13,1	Trichoptera (%)	14,25
Cladocera	2	Coleoptera (%)	6,24
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	2,67
Amphipoda (OF)	-	Bivalvia (%)	-
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	1,34
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	36,53
Ephemeroptera (L)	2,6	Turbellaria (%)	-
Plecoptera (L)	2,9	Gastropoda (%)	1,56
Trichoptera (L)	-	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	0,7	Heteroptera (%)	1,34
Nematoda	5,1	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	41,2		
Chironomidae (L)	102,5		
Acari	13,1		
Makroturbellaria	0,6		
Rotifera	0,2		
Tardigrada	-		
Mikroturbellaria	-		
Gastropoda	0,4		
Bivalvia	-		
Nauplii	0,1		
Troglochaetus	-		
Collembola	0,2		
Sonstige Arthropoda	0,3		
Summenparameter/Indizes	Interstitalfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	2315	Individuen ges. (Summe)	449
Taxazahl ges. (Summe)	16	Taxazahl ges. (Summe)	35
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	29,29	Anteil CEPTCOB (%)	59,24
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	64,28	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	37,86
Anteil oh. Präferenz (%)	6,44	Anteil Sonstige (%)	2,90
Anteil Crustacea (%)	26,65	Anteil Crustacea (%)	0,00
Anteil EPT-Taxa (%)	2,38	Anteil EPT-Taxa (%)	50,33
Diversität (Shannon Index)	1,66	Diversität (Shannon Index)	2,74
Artenreichtum (Margalef Index)	2,76	Artenreichtum (Margalef Index)	5,57
Evenness	0,6	Evenness	0,77

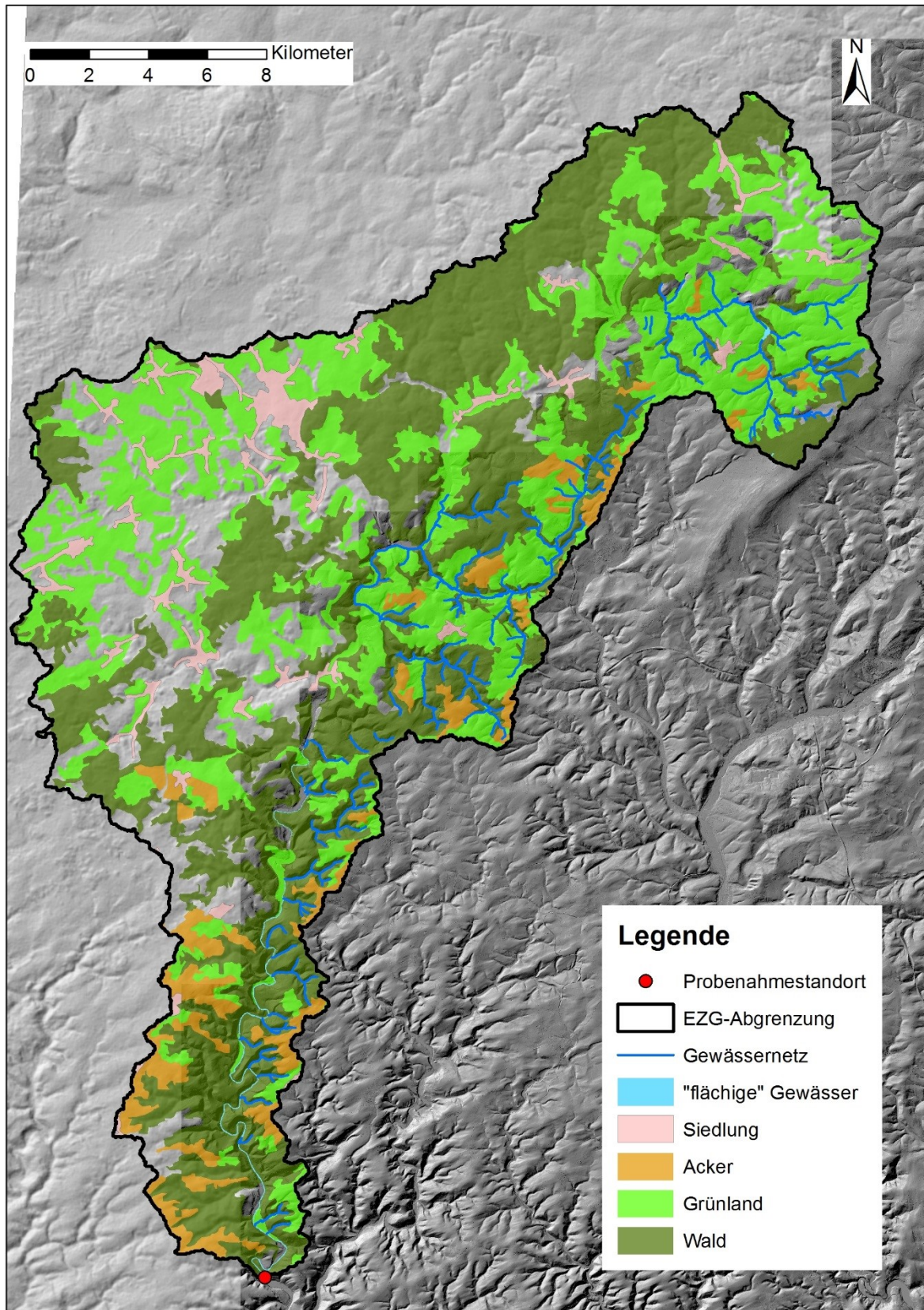
Steckbrief 19: Obere Our (Kohnenhof)

Die Our ist als Fluss von Grobmaterial geprägt, die **Strukturgröße** ist wie der **ökologische Zustand** mäßig. Dies liegt an der **Allgemeinen Degradation**, während die **Saprobie** noch gut ist. Die **innere Kolmation** liegt im mittleren Bereich. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist noch artenreich, es dominieren viele Kriebelmücken und dann Baetiden. Es kommen neben Ubiquisten aber auch spezielle Arten vor. So kommt an diesem Standort die Bachmuschel *Unio crassus* vor, welche auch bei der Beprobung nachgewiesen wurde. Ebenso wurde die seltene Kleine Zangenlibelle gefunden. Geringer häufig waren Eintagsfliegen, Wasserkäfer, Zuckmücken und Schnecken, dann folgten Köcher und Steinfliegen, Gammariden und die Grundwanze. Die Biodiversitätsmetrics liegen fast alle im mäßigen Bereich bis auf den Hyporhithral-Index, welcher als gut bewertet wurde.

Zum Untersuchungszeitpunkt wurde eine mittlere **innere Kolmation** in ca. 15 cm Tiefe festgestellt, die an der Grenze zu Kolmationklasse 2 (leichte Kolmation) lag. An den einzelnen Messpunkten war das Sediment meist leicht bis mittel kolmatiert, an zwei Messpunkten wurde eine starke Kolmation gemessen. Im Vergleich dazu war der oberhalb gelegene Standort bei Steinebrück weniger kolmatiert. Die Interstitialproben wiesen hohe Feinsedimentanteile von Ton bis Grobschluff auf. Die Sauerstoffversorgung im Interstitial war an fast allen Messstellen hoch (90 % Sättigung). An einer Messstelle war sie deutlich niedriger (<50% Sättigung). Die Nitratwerte waren im Vergleich zum oberhalb gelegenen Standort bei Steinebrück deutlich höher und lagen zwischen 12 bis 21 mg/l. Die Besiedlung des Interstitials war hinsichtlich der Diversität, Individuenzahlen und taxonomischen Zusammensetzung ähnlich wie am Standort Steinebrück. Die Interstitialfauna war zwar etwas individuenärmer, war aber ebenfalls von Feinsedimentbesiedlern geprägt, mit einer Dominanz von Zuckmückenlarven (Chironomidae). Aber auch Kleinkrebse wie Raupenhüpferlinge (Harpacticoida) und Würmer (Oligochaeta) waren häufig. Wobei letztere weniger abundant als in Steinebrück waren.



Untersuchungsstandort an der Oberen Our. Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (Corine Land Cover 2018) im EZG Obere Our KH

Datenblatt:

Standort	Obere Our (Kohnenhof)
Messstellenbez. offiziell	Our ob. Kohnenhof
LAWA-Gewässertyp:	Silikatische, fein-, grobmaterialreiche, Mittelgebirgsflüsse (Typ 9)
Naturraum (BfN):	Sauertal und Ourtal
Petrografie:	Fluviatile Sedimente, ungegliedert (Auen- u. Hochflutsedimente, z.T. Abschwemmmassen, Schwemmfächer-, Schwemmkegelsedimente, z.T. umgelagerte vulkanoklastische Sedimente): Sand, kiesig bis Kies, sandig, z.T. lehmig, humos; lokal mit Hangsedimenten verzahnt
Messstellentyp	WRRL-Mst
Wasserkörper:	Obere Our
Wasserkörpernr:	2626000000_1
Koordinaten:	50°0.808320 / 6°8.167920

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	-	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	-
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	-	MIN Erosion (t/ha*a)	-
LNF-Anteil am EZG (%)	-	MAX Erosion (t/ha*a)	-
Anteil Siedlung (%)	3,73	Gesamterrosion EZG (t/a)	-
Anteil Acker (%)	5,46	E0 Flächenanteil LNF (%)	-
Anteil Grünland (%)	32,57	E1 Flächenanteil LNF (%)	-
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	-
Anteil Wald (%)	42,33	E3 Flächenanteil LNF (%)	-
Gewässernetzdichte (km/km ²)	-	E4 Flächenanteil LNF (%)	-
Gewässernetzlänge (km)	816,2	E5 Flächenanteil LNF (%)	-
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	22,6		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	6,9		
mittl. Hangneigung	7,8		
Innere Kolmation (Interstitial)		2015	
Kolmimeterklasse (Klasse 1-5)		2019	
Abflussreduktion im Kolmimeter (%)		3	
		25,35	
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	3	3	
allgm. Degradation	0,47 (3)	0,55 (3)	
Saprobie	1,89 (2)	1,84 (2)	
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte		3,5 (3)	
Sohlenstruktur		2	
Abiotik		Fließende Welle	
Probennahmedatum	24.05.2019	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Temperatur (°C)	13,5	10.06.2019	
Sauerstoff (mg/l)	9,95	14,0	
Sauerstoffsättigung (%)	100,0	9,06	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	186	93,11	
pH	7,18	178	
Nitrat (mg/l)	15,0	7,38	
Gesamteisen (mg/l)	0,6	14,7	
ortho-Phosphat (mg/l)	1,4	1,0	
Trübung (NTU)	-	-	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	1432	
		295	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Interstitium	
Sedimentmenge TG (g)	10,1	Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	7,5 / 0,76	Dimethomorph (µg/l)	26,2
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	69,29	Indoxacarb (µg/kg)	11,5
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	11,58		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	14,26		
Korngröße > 2mm (%)	4,87		

Fortsetzung des Datenblattes: Obere Our (Kohnenhof)

Interstitia/fauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	3,7	Crustacea (%)	0,58
Harpacticoida	50,4	Ephemeroptera (%)	23,13
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	0,77
Ostracoda	1,1	Trichoptera (%)	3,84
Cladocera	6,7	Coleoptera (%)	3,36
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	0,1
Amphipoda (OF)	-	Bivalvia (%)	-
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	0,1
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	65,07
Ephemeroptera (L)	4	Turbellaria (%)	-
Plecoptera (L)	3,1	Gastropoda (%)	2,5
Trichoptera (L)	0,7	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	0,8	Heteroptera (%)	0,58
Nematoda	13,3	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	26,2		
Chironomidae (L)	73,4		
Acari	3,4		
Makroturbellaria	3		
Rotifera	3,5		
Tardigrada	0,8		
Mikroturbellaria	-		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	3,4		
Troglochaetus	-		
Collembola	-		
Sonstige Arthropoda	0,5		
Summenparameter/Indizes	Interstitia/fauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	1980	Individuen ges. (Summe)	1042
Taxazahl ges. (Summe)	16	Taxazahl ges. (Summe)	36
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	35,61	Anteil CEPTCOB (%)	31,77
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	57,02	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	65,16
Anteil oh. Präferenz (%)	7,37	Anteil Sonstige (%)	3,07
Anteil Crustacea (%)	32,98	Anteil Crustacea (%)	0,58
Anteil EPT-Taxa (%)	3,94	Anteil EPT-Taxa (%)	27,74
Diversität (Shannon Index)	1,83	Diversität (Shannon Index)	1,49
Artenreichtum (Margalef Index)	2,85	Artenreichtum (Margalef Index)	5,04
Evenness	0,66	Evenness	0,42

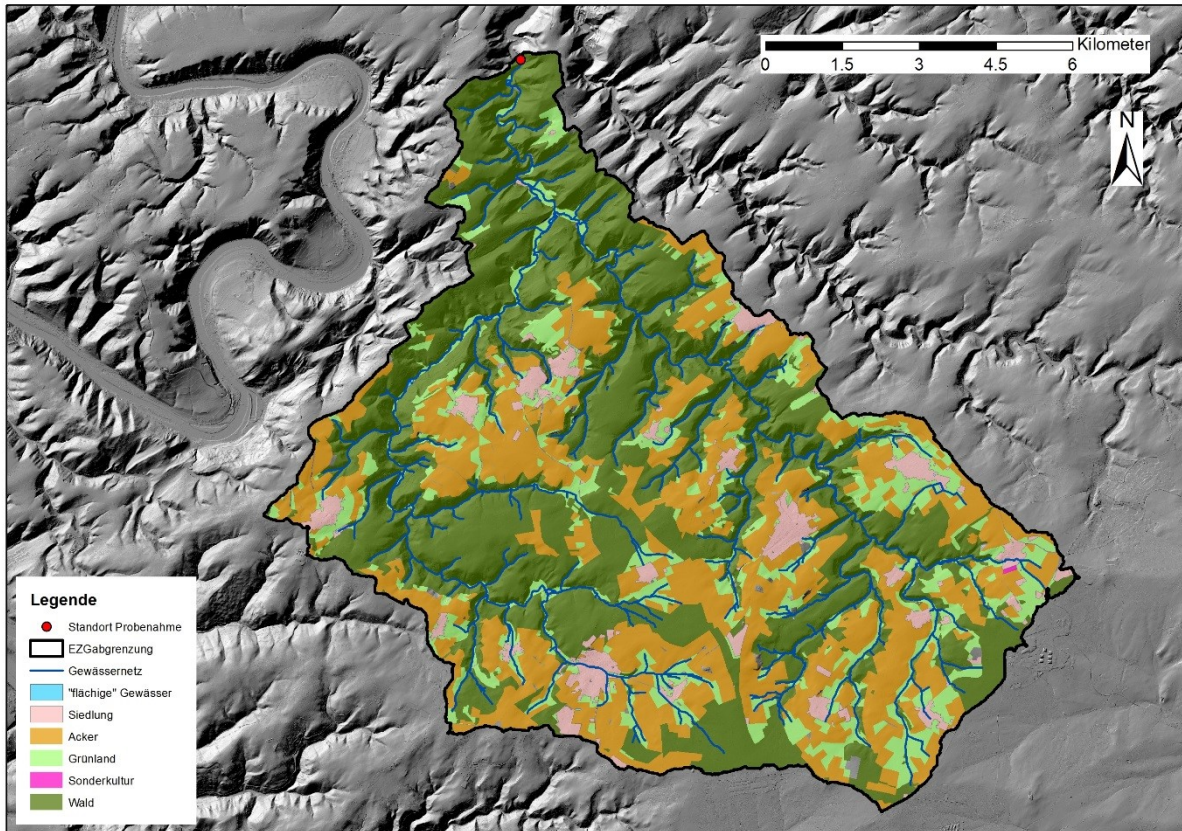
Steckbrief 20: Unterer Flaumbach

Der Flaumbach ist als silikatisch-grobmaterialreicher kleiner Fluss vergleichsweise naturnah. Die **Strukturgröße** ist gut, der **ökologische Zustand** sogar sehr gut. Im Vergleich zur letzten Bewertung im Jahre 2015 hat sich der ökologische Zustand um eine Klasse verbessert. Bewertungsentscheidend ist die **Saprobie**, welche vorher gut, nun aber sehr gut war. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist sehr artenreich mit einer relativen Gleichverteilung auf viele Taxa. Stein-, Eintags- und Köcherfliegen sowie Zweiflügler halten sich etwa die Waage. Unter ihnen sind teils anspruchsvolle Arten (v. a. Köcherfliegen) und etwa viele gleichhäufige Baetis-Arten, auch wenn einige Belastungszeiger nicht fehlen. Gammariden sind nicht häufig, Wasserkäfer und Turbellarien mittel häufig. Drei faunistische Metrics fielen gut mit Tendenz zu sehr gut aus, der stärker gerichtete deutsche Fauna-Index war sehr gut.

Insgesamt lag die **innere Kolmation** zum Untersuchungszeitpunkt in ca. 15 cm Tiefe im mittleren Bereich. Im Einzelnen war die Sedimentdurchlässigkeit aber sehr heterogen. Während an manchen Messpunkten keine oder nur eine leichte Kolmation festgestellt wurde, waren andere Messpunkte mittel bis sehr stark kolmatiert. Die Interstitialproben enthielten hohe Anteile der Feinsedimente Ton und Grobschluff. Im Uferbereich der untersuchten Fließstrecke waren Erosionsrinnen an den Hängen zu sehen, die direkt ins Gewässer führten und mögliche Eintragspfade von Feinsedimenten sein könnten. Die Sauerstoffsättigung war meistens gut und lag i. d. R. über 80 %. Nitrat war im Vergleich mit den anderen untersuchten Fließgewässern niedrig (< 10 mg/l). Die Interstitialfauna war vergleichsweise individuenarm. Die Anteile von Tiergruppen, die Lückensysteme oder Feinsedimente präferieren und Gruppen ohne Präferenz waren am Flaumbach fast gleich hoch. Die häufigsten Taxa waren Kleinkrebse wie Hüpferlinge (Cyclopoida) und Ringelwürmer (Oligochaeta).



Untersuchungsstandort am Flaumbach. Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Unterer Flaumbach

Datenblatt:

Standort	Unterer Flaumbach
Messstellenbez. offiziell	Flaumbach unt. Mdg Bach a. d. W
LAWA-Gewässertyp:	Silikatische, fein-, grobmaterialreiche, Mittelgebirgsflüsse (Typ 9)
Naturraum (BfN):	Moselhunsrück
Petrographie:	Wechsellagerung aus Ton-, Silt- und Sandstein, z.T. rot
Messstellentyp	WRRL-Mst
Wasserkörper:	Unterer Flaumbach
Wasserkörpernr:	2694000000_2
Koordinaten:	50°8.792760 / 7°16.717500

Einzugsgebiet (EZG):				
EZG (km²)	116,9	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	1,64 ("sehr geringe BEG")	
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km²)	46	MIN Erosion (t/ha*a)	0,001	
LNF-Anteil am EZG (%)	39,3	MAX Erosion (t/ha*a)	120,72	
Anteil Siedlung (%)	4,71	Gesamterosion EZG (t/a)	7533,8	
Anteil Acker (%)	29,33	E0 Flächenanteil LNF (%)	35,12	
Anteil Grünland (%)	14,09	E1 Flächenanteil LNF (%)	42,83	
Anteil Sonderkulturen (%)	0,02	E2 Flächenanteil LNF (%)	16,38	
Anteil Wald (%)	50,92	E3 Flächenanteil LNF (%)	3,84	
Gewässernetzdichte (km/km²)	1,571	E4 Flächenanteil LNF (%)	1,61	
Gewässernetzlänge (km)	183,7	E5 Flächenanteil LNF (%)	0,23	
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	29,9			
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	9			
mittl. Hangneigung	9,1			
Innere Kolmation (Interstital)		2015		
Kolmometerklasse (Klasse 1-5)			3	
Abflussreduktion im Kolmometer (%)			33,16	
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL				
Ökol. Zustand	2		1	
allgm. Degradation	0,85 (1)		0,86 (1)	
Saprobie	1,64 (2)		1,52 (1)	
Bewertung Strukturgüte				
Gewässerstrukturgüte			2,5 (2)	
Sohlenstruktur			2	
Abiotik		Fließende Welle		
Probennahmedatum	06.05.2019		Interstital (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Temperatur (°C)	9,0		10.05.2019	
Sauerstoff (mg/l)	12,33		9,9	
Sauerstoffsättigung (%)	111,7		10,69	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	276		97,91	
pH	7,63		278	
Nitrat (mg/l)	6,0		7,66	
Gesamteisen (mg/l)	0,9		6,5	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,2		0,8	
Trübung (NTU)	-		-	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-		898	
			202	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Interstital		
Sedimentmenge TG (g)	4		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	8,3 / 0,33		Boscalid (µg/l)	14,8
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	67,75		Dimethomorph (µg/l)	46
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	14,64		Folpet (µg/l)	7,3
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	16,31		Kupfer (mg/l)	27,3
Korngröße > 2mm (%)	1,3			

Fortsetzung des Datenblattes: Unterer Flaumbach

Interstitalfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	14,7	Crustacea (%)	2,24
Harpacticoida	1,5	Ephemeroptera (%)	21,57
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	12,33
Ostracoda	2,4	Trichoptera (%)	29,13
Cladocera	-	Coleoptera (%)	3,92
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	-	Bivalvia (%)	-
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	2,24
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	21,01
Ephemeroptera (L)	1,8	Turbellaria (%)	7
Plecoptera (L)	0,4	Gastropoda (%)	0,56
Trichoptera (L)	0,2	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	1,2	Heteroptera (%)	-
Nematoda	3,5	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	14,1		
Chironomidae (L)	3,2		
Acari	2,9		
Makroturbellaria	1,7		
Rotifera	9,5		
Tardigrada	2,2		
Mikroturbellaria	1,9		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	2,6		
Troglochaetus	-		
Collembola	-		
Sonstige Arthropoda	0,3		
Summenparameter/Indizes	Interstitalfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	641	Individuen ges. (Summe)	357
Taxazahl ges. (Summe)	16	Taxazahl ges. (Summe)	40
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	34,63	Anteil CEPTCOB (%)	69,19
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	32,45	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	23,25
Anteil oh. Präferenz (%)	32,92	Anteil Sonstige (%)	7,56
Anteil Crustacea (%)	33,07	Anteil Crustacea (%)	2,24
Anteil EPT-Taxa (%)	3,74	Anteil EPT-Taxa (%)	63,03
Diversität (Shannon Index)	2,23	Diversität (Shannon Index)	3,34
Artenreichtum (Margalef Index)	3,64	Artenreichtum (Margalef Index)	6,64
Evenness	0,8	Evenness	0,91

Steckbrief 21: Unterer Guldenbach (Dauerstandort)

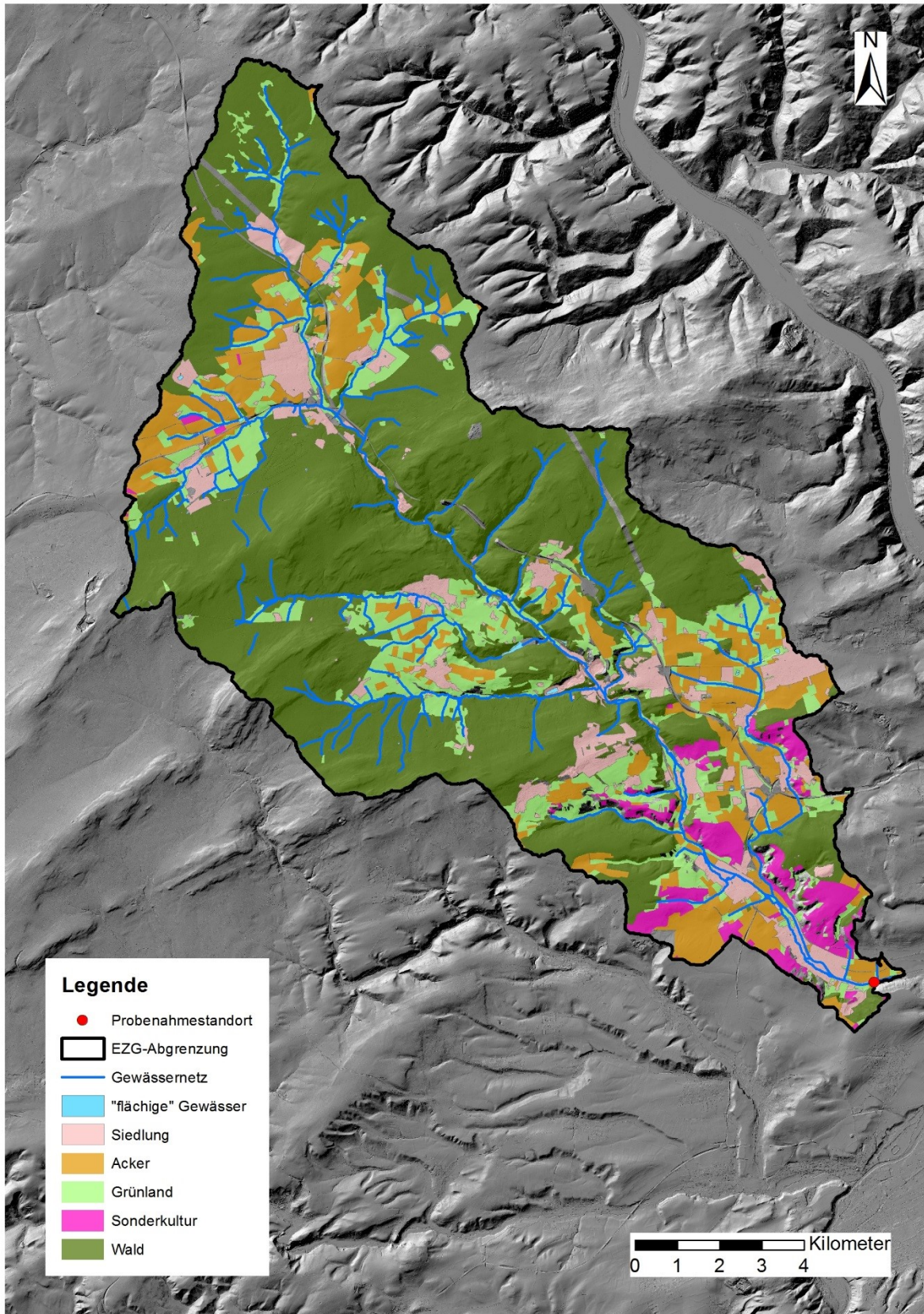
Der untere Guldenbach ist als silikatisch-fein- bis grobmaterialreicher kleiner Fluss relativ naturnah mit vielen Kiesbänken und einer Laufverzweigung. Die **Struktur**güte ist gut, der **ökologische Zustand** auch. Im Vergleich zur letzten Bewertung im Jahre 2015 hat sich der Zustand leicht verschlechtert, bleibt aber in der gleichen Klasse. Dies betrifft sowohl die **Allgemeine Degradation**, als auch die **Saprobie**. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist sehr artenreich mit der Dominanz von Baetiden (5 Arten, darunter 2 häufig). Dann folgen Flohkrebse, Kriebelmücken, Köcherfliegen und Würmer. Bei den Köcherfliegen sind sowohl wertgebende Arten als auch Ubiquisten vertreten, aber nur wenige Belastungszeiger wie Zuckmücken, Egel und eine Hydropsychide. Steinfliegen fehlen, dafür sind Wasserkäfer häufig, auch gibt es einige Weichtiere, darunter auch die neozoische Schnecke *Potamopyrgus*. Alle faunistischen Metrics fielen unterschiedlich aus, am besten war der Metarhithral-Index mit sehr gut, am schlechtesten der EPT-Anteil mit unbefriedigend.

Die interstitiellen Untersuchungen am Dauerstandort Unterer Guldenbach erfolgten von Mai 2019 bis April 2020 monatlich. Die Ergebnisse sind in Kapitel 2.5.3 ausführlich dargestellt. Der folgende Steckbrief enthält v. a. Daten der Untersuchung vom Mai 2019, um die Vergleichbarkeit mit den anderen 25 untersuchten Fließgewässern zu ermöglichen. Im Mai 2019 wurde nur eine leichte **innere Kolmation** festgestellt, die aber bis zum Winter kontinuierlich zunahm und im Januar 2020 stark war. Im Februar und März war der Standort infolge geschlebewirksamer Hochwässer deutlich dekolmatiert. Im April wurde erneut ein leichter Anstieg der Kolmation gemessen. Die Dynamik der Kolmationsprozesse stand in Zusammenhang mit dem Abflussverhalten. Die Sauerstoffversorgung im Interstitial war meist gut und es bestand insgesamt ein hoher Austausch mit dem Flusswasser.

Das Interstitial des Unteren Guldenbachs war von einer sehr individuenreichen und diversen Fauna geprägt. Die taxonomische Zusammensetzung und die Tierzahlen veränderten sich im Jahresverlauf, wobei besonders die Anteile der Lückensystem- und Feinsedimentbesiedler mit dem Kolmationsgrad korrelierten. Im Mai 2019 hatten Feinsedimentbesiedler einen etwas größeren Anteil an der interstitiellen Gemeinschaft als Lückensystembesiedler. Besonders häufig waren Ringelwürmer (*Oligochaeta*), Zuckmückenlarven (*Chironomidae*) und Kleinkrebse wie Raupenhüpferling (*Harpacticoida*).



Untersuchungsstandort am Unteren Guldenbach, der von Mai 2019 bis April 2020 monatlich beprobt wurde. Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Unterer Guldenbach

Datenblatt:

Standort	Unterer Guldenbach
Messstellenbez. offiziell	ca. 1 km ob. Guldenbach (Eremitage)
LAWA-Gewässertyp:	Silikatische, fein-, grobmaterialreiche, Mittelgebirgsflüsse (Typ 9)
Naturraum (BfN):	Unteres Nahehügelland
Petrografie:	Fluviatile Sedimente, ungegliedert (Auen- u. Hochflutsedimente, z.T. Abschwemmmassen, Schwemmfächer-, Schwemmkegelsedimente, z.T. umgelagerte vulkanoklastische Sedimente): Sand, kiesig bis Kies, sandig, z.T. lehmig, humos; lokal mit Hangsedimenten verzahnt
Messstellentyp:	Biologie
Wasserkörper:	Unterer Guldenbach
Wasserkörpernr:	254960000_3
Koordinaten:	49°53.197 / 7°51.667

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	36,5	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	2,26 ("sehr geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	22,2	MIN Erosion (t/ha*a)	0,001
LNF-Anteil am EZG (%)	60,7	MAX Erosion (t/ha*a)	140,88
Anteil Siedlung (%)	4,75	Gesamterosion EZG (t/a)	7143
Anteil Acker (%)	15,77	E0 Flächenanteil LNF (%)	45,75
Anteil Grünland (%)	48,4	E1 Flächenanteil LNF (%)	30,67
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	12,62
Anteil Wald (%)	29,77	E3 Flächenanteil LNF (%)	4,44
Gewässernetzdichte (km/km ²)	1,364	E4 Flächenanteil LNF (%)	4
Gewässernetzlänge (km)	49,9	E5 Flächenanteil LNF (%)	2,52
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	21,4		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	6,8		
mittl. Hangneigung	6,3		
Innere Kolmation (Interstitial)		2015	
Kolmimeterklasse (Klasse 1-5)			2
Abflussreduktion im Kolmimeter (%)			17,20
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand			2
allgm. Degradation	0,85 (1)		0,62 (2)
Saprobie	1,72 (2)		1,9 (2)
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte			1,9 (2)
Sohlenstruktur			1
Abiotik		Fließende Welle	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)
Probennahmedatum		06.05.2019	27.05.2019
Temperatur (°C)		14,0	14,2
Sauerstoff (mg/l)		10,48	9,76
Sauerstoffsättigung (%)		107,3	99,46
elektr. Leitfähigkeit µS/cm		434	477
pH		8,18	8,07
Nitrat (mg/l)		4,0	6,6
Gesamteisen (mg/l)		0,2	0,0
ortho-Phosphat (mg/l)		1,2	-
Trübung (NTU)		-	3194
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)		-	307
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Interstitial	Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen
Sedimentmenge TG (g)		10,74	Boscalid (µg/l)
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)		9,1 / 0,98	Difenconazol (µg/l)
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)		55,1	Folpet (µg/l)
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)		14,78	Kupfer (mg/l)
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)		26,07	
Korngröße > 2mm (%)		4,05	

Fortsetzung des Datenblattes: Unterer Guldenbach Guldental

Interstitialfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	13,5	Crustacea (%)	6,92
Harpacticoida	86,9	Ephemeroptera (%)	49,63
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	-
Ostracoda	7,9	Trichoptera (%)	11,4
Cladocera	2,9	Coleoptera (%)	3,51
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	0,4	Bivalvia (%)	2,88
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	8,2
Isopoda (OF)	0,1	Diptera (%)	14,8
Ephemeroptera (L)	3,9	Turbellaria (%)	-
Plecoptera (L)	0,2	Gastropoda (%)	2,56
Trichoptera (L)	1,9	Hirudinea (%)	0,11
Coleoptera (ges.)	4,3	Heteroptera (%)	-
Nematoda	12,6	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	62,2		
Chironomidae (L)	59		
Acari	1		
Makroturbellaria	-		
Rotifera	9,4		
Tardigrada	3,4		
Mikroturbellaria	0,6		
Gastropoda	2,7		
Bivalvia	-		
Nauplii	10,5		
Troglochaetus	-		
Collembola	1,4		
Sonstige Arthropoda	2,1		
Summenparameter/Indizes	Interstitialfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	2869	Individuen ges. (Summe)	939
Taxazahl ges. (Summe)	20	Taxazahl ges. (Summe)	43
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	42,52	Anteil CEPTCOB (%)	74,33
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	46,64	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	23,00
Anteil oh. Präferenz (%)	10,84	Anteil Sonstige (%)	2,66
Anteil Crustacea (%)	42,59	Anteil Crustacea (%)	6,92
Anteil EPT-Taxa (%)	2,09	Anteil EPT-Taxa (%)	61,02
Diversität (Shannon Index)	1,96	Diversität (Shannon Index)	2,73
Artenreichtum (Margalef Index)	3,38	Artenreichtum (Margalef Index)	6,14
Evenness	0,65	Evenness	0,73

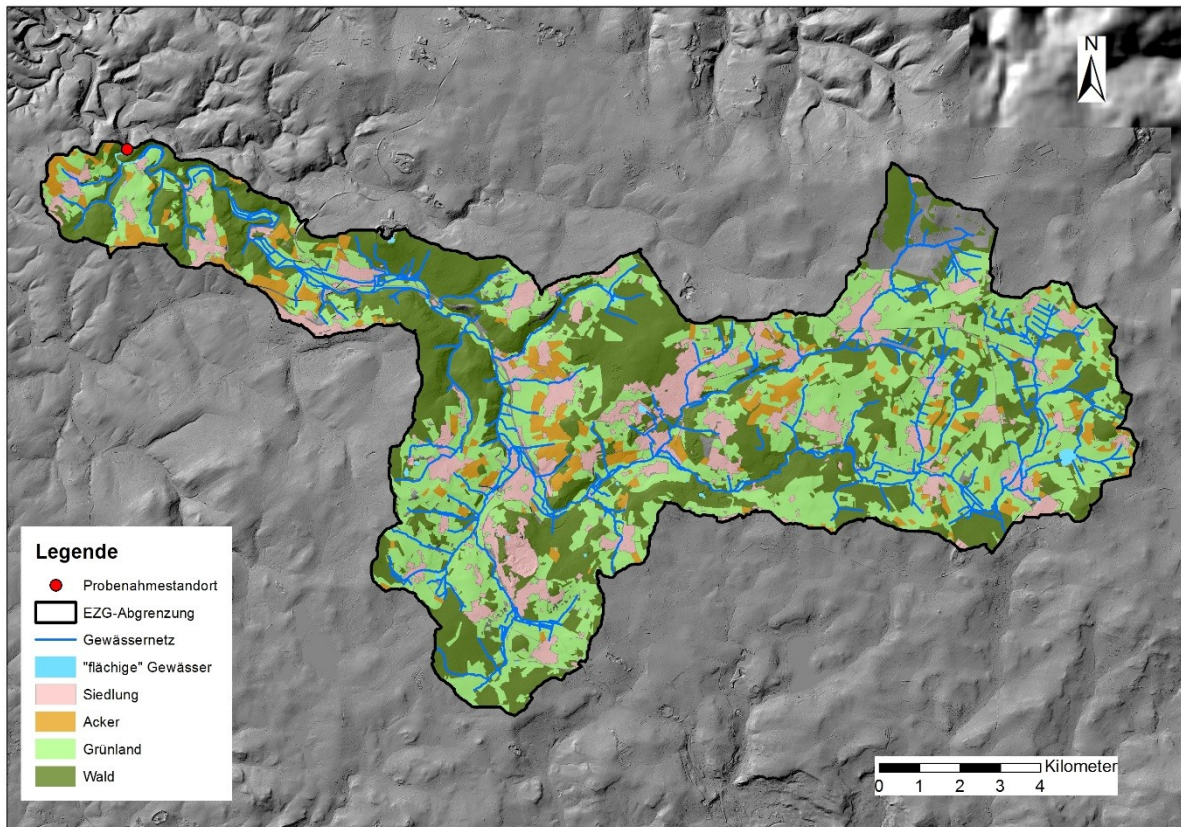
Steckbrief 22: Untere Nister ob. Heimborn

Die Nister bei Heimborn ist als Fluss von Grobmaterial geprägt, die **Strukturgröße** ist gut. Der **ökologische Zustand** ist allerdings nur mäßig. Dies liegt an der **Allgemeinen Degradation**, während die **Saprobie** noch gut ist (leichte Tendenz zu mäßig). Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist artenreich, es sind aber viele Ubiquisten und etliche Belastungszeiger darunter, während wertgebende Arten kaum vorkommen. Es dominieren Baetidae (2 Arten, Eintagsfliegen), dann folgen Würmer und Zuckmücken, ferner andere Eintagsfliegenarten, Gammariden und Wasserkäfer. Einige Köcherfliegen, Schnecken, Egel und eine einzige Steinfliege komplettieren das Spektrum. Die Biodiversitätsmetrics liegen im guten (2) bis mäßigen (1) Bereich, der EPT-Anteil ist unbefriedigend.

Die Messung der **inneren Kolmation** in ca. 15 cm Tiefe zeigt, dass die Nister oberhalb von Heimborn nur leicht kolmatisiert (Klasse 2) ist. Die 10 Einzelmessungen weisen auf eine relativ homogene, gute Sedimentdurchlässigkeit der Gewässersohle hin und nur an zwei Randbereichen wurde eine mittlere bzw. starke Kolmation (Klasse 3-4) gemessen. Die Sauerstoffversorgung war an allen Messstellen hoch (> 8 mg/L; > 80 % Sättigung). Der Anteil der Lückensystembesiedler war etwas höher als der Anteil der Feinsedimentbesiedler.



Untersuchungsstandort an der Nister bei Heimborn. Foto: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Untere Nister HB

Datenblatt:

Standort	Untere Nister (Heimborn)
Messstellenbez. offiziell	Nister b. Heimborn
LAWA-Gewässertyp:	Silikatische, fein-, grobmaterialreiche, Mittelgebirgsflüsse (Typ 9)
Naturraum (BfN):	Südliches Mittelsiegbergland (Siegerwesterwald)
Petrographie:	Ton- u. Siltstein mit geringmächtigen Einschaltungen von Sandstein; mittlerer Abschnitt von Sandstein dominiert
Messstellentyp	Biologie
Wasserkörper:	Untere Nister
Wasserkörpernr:	2724000000_3
Koordinaten:	50°42.135240 / 7°45.294900

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	154	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	0,76 ("sehr geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	65,4	MIN Erosion (t/ha*a)	0,002
LNF-Anteil am EZG (%)	42,5	MAX Erosion (t/ha*a)	112,2
Anteil Siedlung (%)	12,7	Gesamterosion EZG (t/a)	4680,5
Anteil Acker (%)	5,9	E0 Flächenanteil LNF (%)	89,1
Anteil Grünland (%)	40,04	E1 Flächenanteil LNF (%)	4,3
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	2,5
Anteil Wald (%)	36,93	E3 Flächenanteil LNF (%)	1,6
Gewässernetzdichte (km/km ²)	1,608	E4 Flächenanteil LNF (%)	1,8
Gewässernetzlänge (km)	247,6	E5 Flächenanteil LNF (%)	0,7
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	29,4		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	8,6		
mittl. Hangneigung	5,7		
Innere Kolmation (Interstitial)		2019	
Kolmameterklasse (Klasse 1-5)			2
Abflussreduktion im Kolmameter (%)			19,77
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	2		3
allgm. Degradation	0,69 (2)		0,56 (3)
Saprobie	1,79 (2)		1,86 (2)
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte			2,4 (2)
Sohlenstruktur			2
Abiotik		Interstitium (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Probennahmedatum	Fließende Welle 17.05.2019	20.05.2019	
Temperatur (°C)	11,5	11,5	
Sauerstoff (mg/l)	10,93	9,94	
Sauerstoffsättigung (%)	105,3	95,73	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	243	241	
pH	7,79	7,57	
Nitrat (mg/l)	7,0	7,7	
Gesamteisen (mg/l)	0,7	0,8	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,1	-	
Trübung (NTU)	-	778	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	125	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Sedimentmenge TG (g)	6,53	Indoxacarb (µg/kg)	13,3
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	6,1 / 0,4		
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	43,75		
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	17,36		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	30,68		
Korngröße > 2mm (%)	8,21		

Fortsetzung des Datenblattes: Untere Nister ob. Heimborn

Interstitalfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	80,8	Crustacea (%)	3,96
Harpacticoida	46,4	Ephemeroptera (%)	46,4
Parastenocaridae	-	Plecoptera (%)	0,18
Ostracoda	9,1	Trichoptera (%)	6,84
Cladocera	3,6	Coleoptera (%)	5,94
Amphipoda (GW)	0,1	Odonata (%)	1,08
Amphipoda (OF)	0,1	Bivalvia (%)	-
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	13,85
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	18,35
Ephemeroptera (L)	3,1	Turbellaria (%)	-
Plecoptera (L)	1,1	Gastropoda (%)	1,26
Trichoptera (L)	1	Hirudinea (%)	1,08
Coleoptera (ges.)	1,1	Heteroptera (%)	1,08
Nematoda	8	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	78,1		
Chironomidae (L)	52,3		
Acari	4,8		
Makroturbellaria	19,1		
Rotifera	8		
Tardigrada	5,8		
Mikroturbellaria	0,5		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	10,1		
Troglochaetus	-		
Collembola	0,4		
Sonstige Arthropoda	1,9		
Summenparameter/Indizes	Interstitalfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	3354	Individuen ges. (Summe)	556
Taxazahl ges. (Summe)	20	Taxazahl ges. (Summe)	41
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	43,65	Anteil CEPTCOB (%)	64,39
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	41,26	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	32,19
Anteil oh. Präferenz (%)	15,09	Anteil Sonstige (%)	3,42
Anteil Crustacea (%)	44,78	Anteil Crustacea (%)	3,96
Anteil EPT-Taxa (%)	1,55	Anteil EPT-Taxa (%)	53,42
Diversität (Shannon Index)	2,05	Diversität (Shannon Index)	2,61
Artenreichtum (Margalef Index)	3,28	Artenreichtum (Margalef Index)	6,33
Evenness	0,68	Evenness	0,7

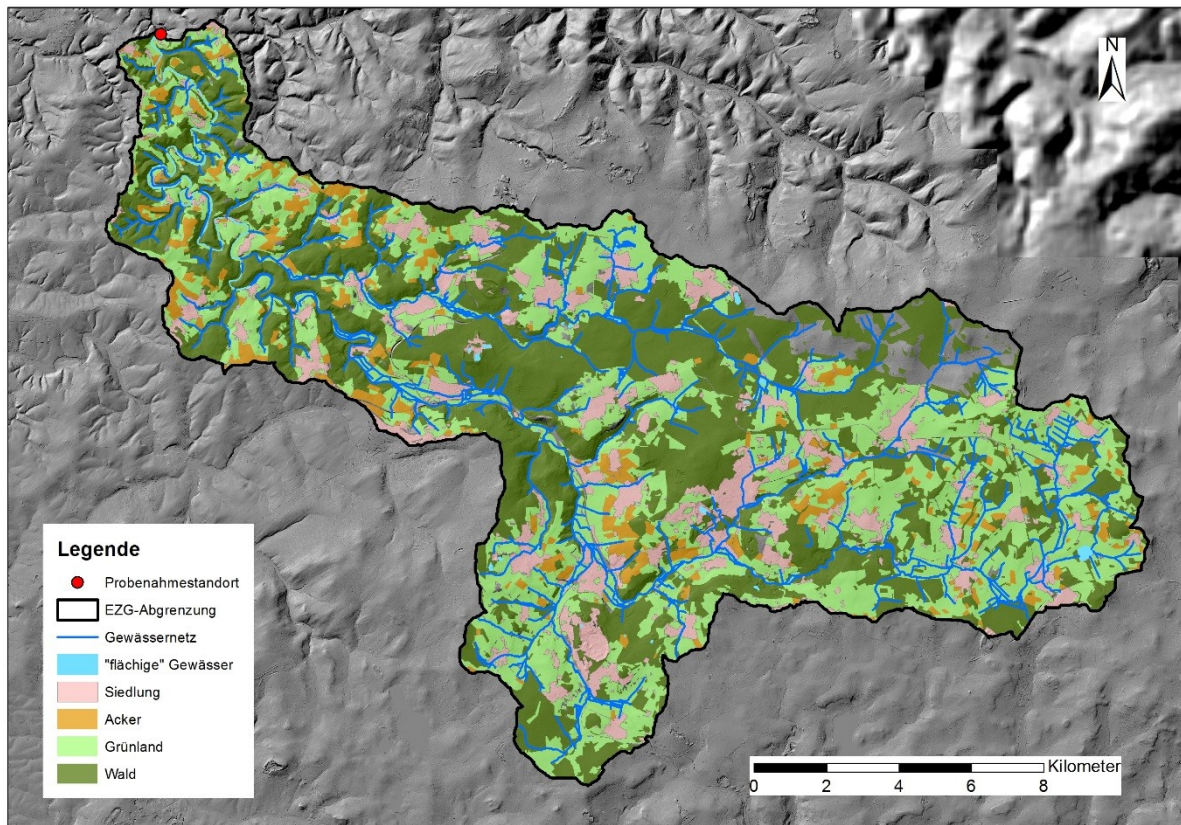
Steckbrief 23: Untere Nister (Weidacker)

Die Nister bei Weidacker ist als Fluss von grobem Kies mit Steinen geprägt, die **Strukturgröße** ist mäßig (offen). Der **ökologische Zustand** ist allerdings unbefriedigend und somit ist die Nister hier das von allen 25 untersuchten Fließgewässern am schlechtesten bewertete Gewässer. Dies liegt an der **Allgemeinen Degradation**, während die **Saprobie** noch gerade so gut ist (Tendenz zu mäßig). Bei der letzten Untersuchung im Jahre 2015 gab es allerdings bessere Werte, so war die Saprobie um ca. 0,2 Punkte besser und die Allgemeine Degradation war wie die Gesamtbewertung noch mäßig. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist noch einigermaßen artenreich, es sind aber auch hier viele Ubiquisten und etliche Belastungs- und Störzeiger darunter, während wertgebende Arten kaum vorkommen. Es dominieren Baetidae (1 von 3 Arten), dann folgen Würmer, Gammariden und Kriebelmücken. Dann folgen Zuckmücken, Eintagsfliegen und Wasserkäfer (Kies). Einige Köcherfliegen, Schnecken, Egel und die Wasserassel als Störzeiger kommen dazu, Steinfliegen fehlen. Die Biodiversitätsmetrics liegen bei unbefriedigend (2), schlecht (1) bzw. mäßig (1).

Die Erfassung der **inneren Kolmation**, die in ca. 12-15 cm Tiefe durchgeführt wurde, ergab zum Untersuchungszeitpunkt eine insgesamt schwache Kolmation. Das Kieslückensystem ist weitgehend unkolmatiert, unverfestigt und wird gut durchströmt. Bei fast allen 10 Einzelmesspunkten wurden die Kolmometerklassen 1 oder 2 gemessen. Die Sauerstoffversorgung war an fast allen Messstellen hoch und lag nur an einer Messstelle etwas unter 80% Sättigung. Die Interstitialfauna hat einen hohen Anteil von Feinsedimentbesiedlern (v. a. Zuckmücken), die im Hinblick auf die gemessene schwache Kolmation eher auf eine andere Störung hinweisen und die wahrscheinlich mit dem unbefriedigenden ökologischen Zustand zusammenhängen.



Untersuchungsstandort an der Nister bei Weidacker. Foto: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Untere Nister WA

Datenblatt:

Standort	Untere Nister (Weidacker)
Messstellenbez. offiziell	Nister Weidacker
LAWA-Gewässertyp:	Silikatische, fein-, grobmaterialreiche, Mittelgebirgsflüsse (Typ 9)
Naturraum (BfN):	Südliches Mittelsiegbgland (Siegerwesterwald)
Petrographie:	Wechsellagerung aus Ton-, Silt- u. überwiegend Sandstein
Messstellentyp	andere, ca. 1,5 km uh. WRRRL-Mst
Wasserkörper:	Untere Nister
Wasserkörpernr:	2724000000_3
Koordinaten:	50°45.730980 / 7°43.334460

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	242,6	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	0,72 ("sehr geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	95,9	MIN Erosion (t/ha*a)	0,002
LNF-Anteil am EZG (%)	39,5	MAX Erosion (t/ha*a)	178,34
Anteil Siedlung (%)	11,26	Gesamterosion EZG (t/a)	7321,1
Anteil Acker (%)	5,65	E0 Flächenanteil LNF (%)	87,3
Anteil Grünland (%)	36,07	E1 Flächenanteil LNF (%)	5,5
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	2,9
Anteil Wald (%)	42,16	E3 Flächenanteil LNF (%)	1,7
Gewässernetzdichte (km/km ²)	1,594	E4 Flächenanteil LNF (%)	1,8
Gewässernetzlänge (km)	386,6	E5 Flächenanteil LNF (%)	0,8
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	28,3		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	8		
mittl. Hangneigung	6,2		
Innere Kolmation (Interstitial) 2015		2019	
Kolmameterklasse (Klasse 1-5)		2	
Abflussreduktion im Kolmameter (%)		10,85	
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	3	4	
allgm. Degradation	0,53 (3)	0,32 (4)	
Saprobie	1,84 (2)	2,02 (2)	
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte		3,3 (3)	
Sohlenstruktur		3	
Abiotik		Fließende Welle	
Probennahmedatum	17.05.2019	Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Temperatur (°C)	12,5	20.05.2019	
Sauerstoff (mg/l)	10,54	12,3	
Sauerstoffsättigung (%)	102,9	9,37	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	212	91,54	
pH	7,76	213	
Nitrat (mg/l)	5,0	7,63	
Gesamteisen (mg/l)	0,9	5,5	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,1	0,8	
Trübung (NTU)	-	-	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	828	
		125	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Sedimentmenge TG (g)	6,43	Boscalid (µg/l)	6
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	7,2 / 0,46	Indoxacarb (µg/kg)	16,6
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	39,68		
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	15,44		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	32,33		
Korngröße > 2mm (%)	12,55		

Fortsetzung des Datenblattes: Untere Nister Weidacker

Interstitalfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	87,3	Crustacea (%)	6,56
Harpacticoida	22,8	Ephemeroptera (%)	60,82
Parastenocaridae	11	Plecoptera (%)	-
Ostracoda	10,1	Trichoptera (%)	2,47
Cladocera	7,1	Coleoptera (%)	2,39
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	1	Bivalvia (%)	0,51
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	17,55
Isopoda (OF)	0,5	Diptera (%)	7,92
Ephemeroptera (L)	3,2	Turbellaria (%)	-
Plecoptera (L)	1,5	Gastropoda (%)	0,6
Trichoptera (L)	1,1	Hirudinea (%)	0,68
Coleoptera (ges.)	2,3	Heteroptera (%)	0,51
Nematoda	20,6	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	53,1		
Chironomidae (L)	125,1		
Acari	1,9		
Makroturbellaria	0,4		
Rotifera	20,3		
Tardigrada	9,1		
Mikroturbellaria	0,8		
Gastropoda	-		
Bivalvia	-		
Nauplii	16,1		
Troglochaetus	-		
Collembola	-		
Sonstige Arthropoda	0,1		
Summenparameter/Indizes	Interstitalfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	3954	Individuen ges. (Summe)	1174
Taxazahl ges. (Summe)	20	Taxazahl ges. (Summe)	36
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	37,41	Anteil CEPTCOB (%)	72,74
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	50,28	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	25,47
Anteil oh. Präferenz (%)	12,32	Anteil Sonstige (%)	1,79
Anteil Crustacea (%)	39,43	Anteil Crustacea (%)	6,56
Anteil EPT-Taxa (%)	1,47	Anteil EPT-Taxa (%)	63,29
Diversität (Shannon Index)	2,01	Diversität (Shannon Index)	1,77
Artenreichtum (Margalef Index)	3,2	Artenreichtum (Margalef Index)	4,95
Evenness	0,67	Evenness	0,5

Steckbrief 24: Obere Wieslauter (Hinterweidenthal)

Die obere Wieslauter ist als silikatischer Sandsteinbach des Pfälzerwaldes von Feinmaterial, insbesondere von Sand, geprägt. Die **Strukturgröße** des naturnahen Kerbsohlentalbaches ist unbefriedigend (sehr alter Triftverbau aus Sandstein), der **ökologische Zustand** ist gut. Die **Saprobie** des unbelasteten Baches (strenges Schutzgebiet) ist sogar sehr gut, so dass die **Allgemeine Degradation** durchschlagend ist. Dies gilt auch für die letzte Untersuchung im Jahre 2015, wobei damals die Saprobie nur gut war. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist noch artenreich und durch Gammariden dominiert. Am häufigsten neben den Flohkrebse waren Baetidae (4 Arten, davon 1 häufig) sowie Steinfliegen. Dann folgen Köcher-, Eintagsfliegen, Wasserkäfer und Zuckmücken. Es kommt eine seltene, grabende Steinfliege (*Isoptena serricornis*) vor. In der Köcherfliegenfauna gibt es wenige Wertzeiger, auch gibt es Muscheln sowie Strudelwürmer. Die faunistischen Bewertungsmetrics sind alle gut bis auf den Rheo-Index, welcher mäßig ausfällt (einheitliches Strömungsbild durch den alten Triftverbau).

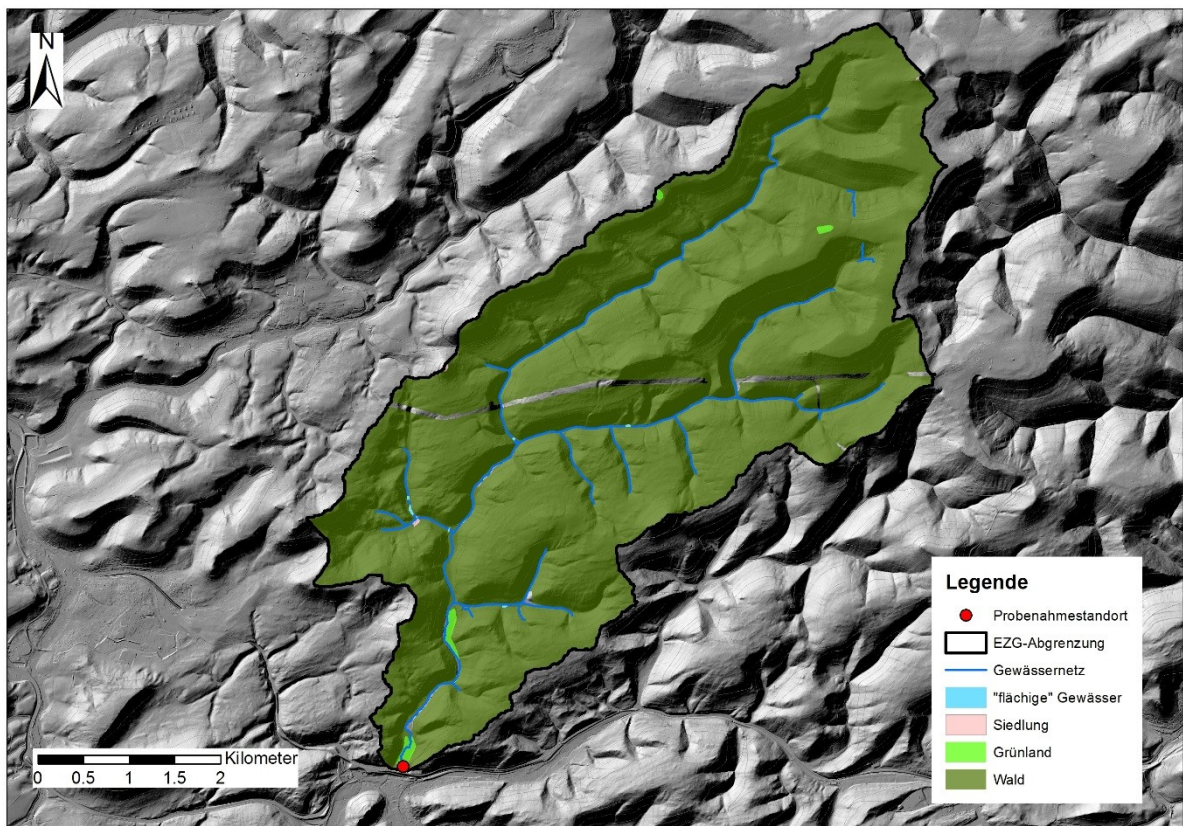
Die **innere Kolmation** der Wieslauter ist sehr stark, da aufgrund der Lage im Sandstein feiner Sand vorherrscht. Da bei feinsandgeprägten Bächen die hohen Kolmometerwerte vor allem auf die geringen Durchlässigkeiten feinporiger Sande zurückzuführen sind, sind sie also nicht als Kolmation im engeren Sinne zu verstehen und als weitgehend natürlich zu interpretieren. Die Sauerstoffsättigung im Interstitial lag meist über 80 %. An drei Messpunkten wurden aber niedrigere Sauerstoffwerte gemessen. Die Nitratwerte lagen unter 10 mg/l.

Die Interstitialproben enthielten v. a. sandiges Sediment während die Anteile von Ton und Grobschluff im Vergleich zu den anderen Fließgewässern niedrig waren. Gegenüber früheren Untersuchungen von Hahn (1996) hat die Menge von Feinsand deutlich zugenommen. Als möglicher Eintragspfad von Feinsand wären auch Forstarbeiten (Holzeinschlag, Rücken, Wegeerosion) aufgrund des Umbaus der Kernzone des Biosphärenreservats Pfälzerwald denkbar.

Das Interstitial der Wieslauter war sehr dicht besiedelt und im Vergleich aller untersuchten Fließgewässer wurden nur an der Ahr höhere Tierdichten erfasst. Auffällig waren die besonders hohen Anteile von Ringelwürmern (Oligochaeta). Insgesamt machten am Wieslauterstandort Hinterweidenthal die Feinsedimentbesiedler fast 90% aller Tiergruppen aus. Der Anteil von Lückensystembesiedlern die v.a. aus sehr kleinen Krebsen der Gruppe Parastenocaridae bestanden, lag unter 10 %. Die auffallend hohe Abundanz von Ringelwürmern weist auf reichlich abgestorbenes organisches Material (Detritus) hin, das als Nahrung dient. Ein möglicher Eintragspfad von organischem Material könnten intensiv genutzte Fischteiche ca. 1 km oberhalb sein. Eine organische Belastung wird jedoch nicht durch die Saprobie angezeigt. Ungeklärt sind die Eintragspfade von zwei Pflanzenschutzmitteln (Boscalid und Metazachlor), die im Sediment des Wieslauterstandorts Hinterweidenthal nachgewiesen wurden, dessen EZG in der Kernzone liegt und landwirtschaftlich nicht genutzt werden darf. Das Fungizid Boscalid wird häufig im Obst- und Gemüseanbau eingesetzt und im Boden nur langsam abgebaut. Mögliche Eintragspfade könnten Privatgrundstücke mit früherem Obstanbau im kleinen Rahmen (Wieslauterhof und weitere Privatgrundstücke) sein. Das Herbizids Metazachlor, wird der i. d. R. im Rapsanbau angewandt und wird sehr häufig in Gewässern gefunden. Die Konzentrationen beider PSM liegen unterhalb der Grenzwerte.



Untersuchungsstandort an der Wieslauer bei Hinterweidenthal. Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Wieslauer HW

Datenblatt:

Standort	Obere Wieslauter (Hinterweidenthal)
Messstellenbez. offiziell	Wieslauter ob. Hinterweidenthal
LAWA-Gewässertyp:	Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5.1)
Naturraum (BfN):	Pfälzer Wald
Petrographie:	Mittel- bis Grobsandstein, violett- bis hellrot, geröllführend, schräggeschichtet, kieselig gebunden, massig
Messstellentyp	WRRL-Mst
Wasserkörper:	Obere Wieslauter
Wasserkörpernr:	237200000_1
Koordinaten:	49°12.107 / 7°45.076

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	25,1	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	0,05 ("keine-sehr geringe BEG")
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	0,1	MIN Erosion (t/ha*a)	0,002
LNF-Anteil am EZG (%)	0,5	MAX Erosion (t/ha*a)	4,25
Anteil Siedlung (%)	0,04	Gesamterosion EZG (t/a)	0,6
Anteil Acker (%)	0	E0 Flächenanteil LNF (%)	99,2
Anteil Grünland (%)	0,4	E1 Flächenanteil LNF (%)	0,6
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	0,2
Anteil Wald (%)	98,04	E3 Flächenanteil LNF (%)	0
Gewässernetzdichte (km/km ²)	0,966	E4 Flächenanteil LNF (%)	0
Gewässernetzlänge (km)	24,3	E5 Flächenanteil LNF (%)	0
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	38,5		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	11,6		
mittl. Hangneigung	17,6		
Innere Kolmation (Interstitial) 2015		2019	
Kolmimeterklasse (Klasse 1-5)		5	
Abflussreduktion im Kolmimeter (%)		75,15	
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	2	2	
allgm. Degradation	0,65 (2)	0,69 (2)	
Saprobie	1,71 (2)	1,52 (1)	
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte		3,6 (4)	
Sohlenstruktur		2	
Abiotik		Interstitium (MW von 10 Einzelmesspunkten)	
Probennahmedatum	09.04.2019	26.04.2019	
Temperatur (°C)	9,8	9,9	
Sauerstoff (mg/l)	11,39	9,37	
Sauerstoffsättigung (%)	104,0	84,58	
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	68	71	
pH	6,79	6,78	
Nitrat (mg/l)	9,0	7,7	
Gesamteisen (mg/l)	1,1	0,8	
ortho-Phosphat (mg/l)	0,1	-	
Trübung (NTU)	-	293	
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-	70	
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen	
Sedimentmenge TG (g)	139,38	Metazachlor (µg/l)	5,85
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	0,5 / 0,63	Boscalid (µg/l)	10,95
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	11,37	Indoxacarb (µg/kg)	13,4
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	32,67		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	55,96		
Korngröße > 2mm (%)	0		

Fortsetzung des Datenblattes: obere Wieslauer Hinterweidenthal

Interstitia/fauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	-	Crustacea (%)	37,38
Harpacticoida	0,2	Ephemeroptera (%)	19,81
Parastenocaridae	110,1	Plecoptera (%)	14,58
Ostracoda	0,4	Trichoptera (%)	11,03
Cladocera	-	Coleoptera (%)	5,23
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	1,2	Bivalvia (%)	1,12
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	0,19
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	9,35
Ephemeroptera (L)	0,6	Turbellaria (%)	1,12
Plecoptera (L)	2,8	Gastropoda (%)	-
Trichoptera (L)	0,6	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	1	Heteroptera (%)	-
Nematoda	73,7	Megaloptera (%)	0,19
Oligochaeta	537,4		
Chironomidae (L)	28,4		
Acari	0,1		
Makroturbellaria	0,8		
Rotifera	14,5		
Tardigrada	12,3		
Mikroturbellaria	3,7		
Gastropoda	-		
Bivalvia	1,9		
Nauplii	-		
Troglochaetus	-		
Collembola	0,2		
Sonstige Arthropoda	0,3		
Summenparameter/Indizes	Interstitia/fauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	7902	Individuen ges. (Summe)	535
Taxazahl ges. (Summe)	19	Taxazahl ges. (Summe)	34
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	14,79	Anteil CEPTCOB (%)	89,16
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	80,93	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	9,53
Anteil oh. Präferenz (%)	4,28	Anteil Sonstige (%)	1,31
Anteil Crustacea (%)	14,16	Anteil Crustacea (%)	37,38
Anteil EPT-Taxa (%)	0,51	Anteil EPT-Taxa (%)	45,42
Diversität (Shannon Index)	1,12	Diversität (Shannon Index)	2,43
Artenreichtum (Margalef Index)	2,7	Artenreichtum (Margalef Index)	5,25
Evenness	0,38	Evenness	0,69

Steckbrief 25: Obere Wieslauter (unt. Dahn)

Die Wieslauter bei Dahn ist als silikatischer Sandsteinbach des Pfälzerwaldes von Feinmaterial, insbesondere von Sand, geprägt. Die **Strukturgröße** des naturnahen Kerbsohlentalbaches ist unbefriedigend (teils Sandsteinverbau), der **ökologische Zustand** ist gut. Die **Saprobie** ist gut und geringfügig besser als bei der letzten Untersuchung im Jahre 2015. Die nun gute **Allgemeine Degradation** war vorher mäßig und ist nun um eine Klasse besser (0,15 Punkte) ist. Die Makrozoobenthos-Gesellschaft ist noch artenreich und durch Gammariden dominiert. Am häufigsten neben den Flohkrebse waren Baetidae (4 Arten, davon 1 häufig) sowie Zuckmücken. Dann folgen mit Abstand Köcher- und andere Eintagsfliegen. Wasserkäfer und Steinfliegen sind selten. Es kommt eine seltene, grabende Steinfliege (*Isoptena serricornis*) vor. Muscheln gibt es eher wenige, Strudelwürmer fehlen. Es wurde der Signalkrebs festgestellt, ein für größere Gewässer mittlerweile häufiger Neozoe, welcher vermutlich negative Effekte auf die Besiedlung hat. Die faunistischen Bewertungsmetrics sind alle gut bis auf den Rheo-Index, welcher mäßig ausfällt (einheitliches Strömungsbild).

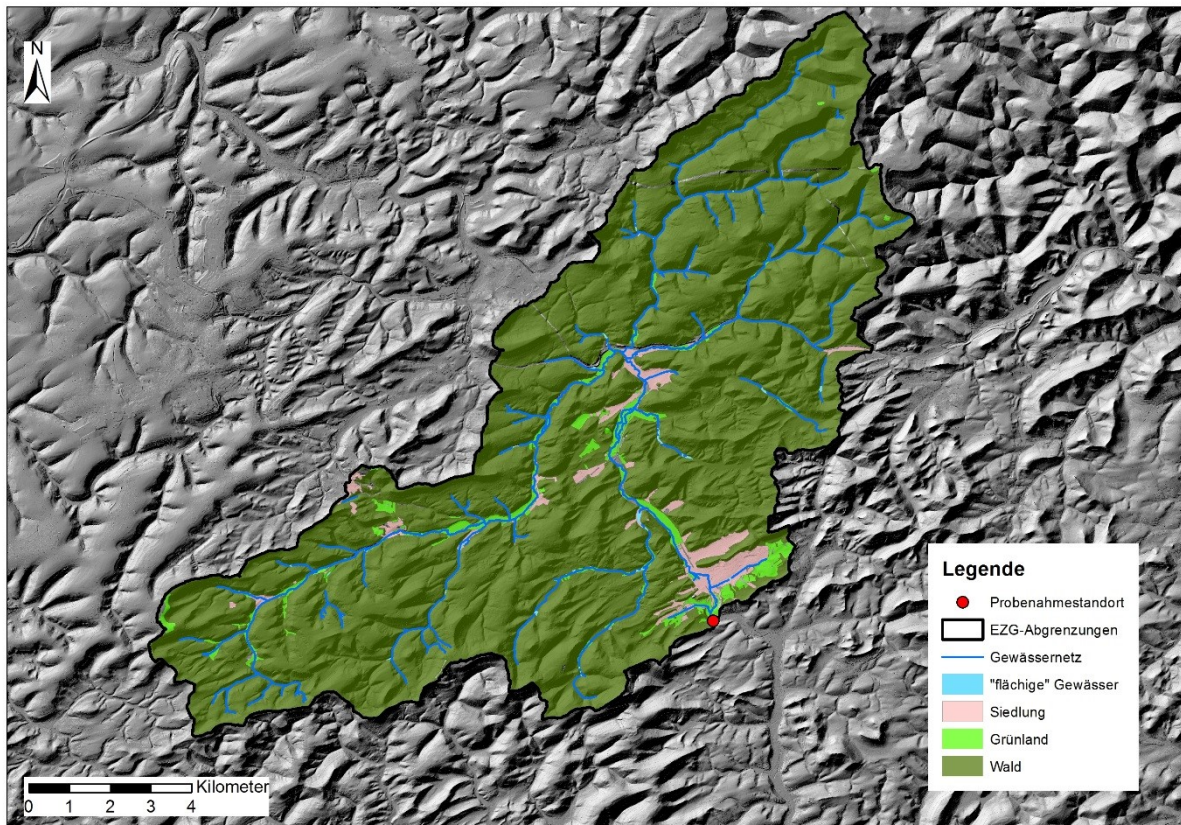
Die **innere Kolmation** der Wieslauter war auch unterhalb von Dahn sehr stark. Aufgrund der Lage im Sandstein herrscht feinporiger Sand mit geringen Durchlässigkeiten vor, wodurch die hohen Kolmameterwerte zustande kommen. Wie auch am oberhalb gelegenen Standort Hinterweidenthal sind die hohen Kolmationswerte nicht als Kolmation im engeren Sinne zu verstehen, sondern als weitgehend natürlich zu interpretieren. Im Vergleich zu Hinterweidenthal, wiesen die Interstitialproben unterhalb der Gemeinde Dahn höhere Feinsandanteile auf. Diese gesteigerten Feinsandanteile könnten sowohl mit der petrographischen Beschaffenheit zusammenhängen, die im Vergleich zum Standort Hinterweidenthal feinsandiger wird. Gleichzeitig könnten auch im Zusammenhang den oberhalb durchgeführten straßenbaulichen Maßnahmen der Bundesstraße 10 oder weiterer anthropogener Aktivitäten stehen. Die Anteile von Ton und Grobschluff waren relativ niedrig. Die Sauerstoffsättigung im Interstitial lag meist über 80 %. An zwei Messpunkten wurden aber sehr niedrigere Sauerstoffwerte gemessen. Die Nitratwerte waren relativ niedrig, wobei besonders niedrige Nitratkonzentrationen im Sediment anoxischer Bereiche gemessen wurden, da dort Nitrat in Form von Nitrit vorlag.

In Dahn wurde im Sediment das Pflanzenschutzmittel (PSM) Dimetomorph gefunden, das als Fungizid im Acker-, Gemüse-, Obst- und Weinanbau angewandt wird. Die Konzentration lag unterhalb des gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwertes.

Das Interstitial wies auch an diesem Wieslauterstandort sehr hohe Individuendichten auf. Die Feinsedimentbesiedler machten hier fast 100 % aus mit einer Dominanz der Ringelwürmer (Oligochaeta). Während bei Hinterweidenthal die winzigen Raupenhüpferlinge (Harpacticoida) aus der Familie der Parastenocaridae häufig vorkamen, wurden hier kaum welche gefunden. Die auffallend hohe Abundanz von Ringelwürmern weist auf reichlich abgestorbenes organisches Material (Detritus) hin, das ihnen als Nahrung dient. Eine organische Belastung wird jedoch nicht durch die Saprobie angezeigt.



Untersuchungsstandort an der Wieslauter bei Dahn. Fotos: Stein 2019



Lage der Landnutzungsklassen (nach ATKIS 2018) im EZG Wieslauter DA

Steckbrief:

Standort	Obere Wieslauter (unt. Dahn)
Messstellenbez. offiziell	Wieslauter unt. Dahn
LAWA-Gewässertyp:	Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5.1)
Naturraum (BfN):	Dahner Felsenland
Petrographie:	Fein- bis Mittelsandstein, rot, feldspatreich, tonig gebunden, oft bioturbat, am Top mächtigere Tonlagen, dunkelbraunrot
Messstellentyp	Biologie Landesprogramm 2008
Wasserkörper:	Obere Wieslauter
Wasserkörpernr:	2372000000_1
Koordinaten:	49°8.460240 / 7°46.792560

Einzugsgebiet (EZG):			
EZG (km ²)	138,8	mittl. Erosion der LNF (t/ha*a)	0,32 "keine-sehr geringe BEG"
Landwirtschaftliche Nutzfläche (LNF in km ²)	4,4	MIN Erosion (t/ha*a)	0,001
LNF-Anteil am EZG (%)	3,2	MAX Erosion (t/ha*a)	44,68
Anteil Siedlung (%)	2,9	Gesamterosion EZG (t/a)	138,6
Anteil Acker (%)	0,06	E0 Flächenanteil LNF (%)	87,8
Anteil Grünland (%)	3,35	E1 Flächenanteil LNF (%)	8,7
Anteil Sonderkulturen (%)	0	E2 Flächenanteil LNF (%)	2,5
Anteil Wald (%)	92,32	E3 Flächenanteil LNF (%)	0,7
Gewässernetzdichte (km/km ²)	0,847	E4 Flächenanteil LNF (%)	0,3
Gewässernetzlänge (km)	117,5	E5 Flächenanteil LNF (%)	0
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>10 mm)	32,1		
mittl. Anzahl Niederschläge 2001-2017 (>15 mm)	9,9		
mittl. Hangneigung	16,3		
Innere Kolmation (MW aus 10 Einzelmesspunkten)	2015		2019
Kolmimeterklasse (Klasse 1-5)			5
Abflussreduktion im Kolmimeter (%)			76,57
Bewertung Makrozoobenthos nach WRRL			
Ökol. Zustand	3		2
allgm. Degradation	0,58 (3)		0,69 (2)
Saprobie	1,78 (2)		1,73 (2)
Bewertung Strukturgüte			
Gewässerstrukturgüte			3,6 (4)
Sohlenstruktur			2
Abiotik	Fließende Welle		Interstitial (MW von 10 Einzelmesspunkten)
Probennahmedatum	09.04.2019		26.04.2019
Temperatur (°C)	11,5		11,9
Sauerstoff (mg/l)	11,25		7,73
Sauerstoffsättigung (%)	106,9		73,94
elektr. Leitfähigkeit µS/cm	99		153
pH	7,28		6,93
Nitrat (mg/l)	8,0		4,2
Gesamteisen (mg/l)	0,8		1,0
ortho-Phosphat (mg/l)	0,2		-
Trübung (NTU)	-		528
Trübung nach 5 min Sinkzeit (NTU)	-		70
Sedimente (MW aus 10 Einzelmesspunkten)	Interstitial		Pflanzenschutzmittel im Sediment nachgewiesen
Sedimentmenge TG (g)	150,01		Dimethomorph (µg/l)
Anteil Glühverlust (%) / organ. Material (g/l)	0,8 / 1,19		16
Ton, Schluff, Grobschluff (< 60 µm in %)	7,14		
Feinsand (> 60 - 240 µm in %)	49,68		
Mittel- bis Grobsand (> 240 µm - 2 mm in %)	43,18		
Korngröße > 2mm (%)	0		

Fortsetzung des Datenblattes: obere Wieslauer unter Dahn

Interstitialfauna: Individuenzahlen (MW aus 10 Einzelmesspunkten)		Makrozoobenthos nach WRRL: Anteile taxonom. Gruppen in %	
Cyclopoida	2,4	Crustacea (%)	30,97
Harpacticoida	0,4	Ephemeroptera (%)	31,43
Parastenocaridae	3,3	Plecoptera (%)	2
Ostracoda	1,1	Trichoptera (%)	6,16
Cladocera	-	Coleoptera (%)	0,31
Amphipoda (GW)	-	Odonata (%)	-
Amphipoda (OF)	3,2	Bivalvia (%)	0,92
Isopoda (GW)	-	Oligochaeta (%)	1,08
Isopoda (OF)	-	Diptera (%)	27,12
Ephemeroptera (L)	1,2	Turbellaria (%)	-
Plecoptera (L)	0,4	Gastropoda (%)	-
Trichoptera (L)	0,1	Hirudinea (%)	-
Coleoptera (ges.)	0,1	Heteroptera (%)	-
Nematoda	8,3	Megaloptera (%)	-
Oligochaeta	705,5		
Chironomidae (L)	17,6		
Acari	0,6		
Makroturbellaria	-		
Rotifera	3,9		
Tardigrada	3,3		
Mikroturbellaria	0,1		
Gastropoda	-		
Bivalvia	0,1		
Nauplii	0,1		
Troglochaetus	-		
Collembola	-		
Sonstige Arthropoda	1,8		
Summenparameter/Indizes	Interstitialfauna	Makrozoobenthos nach WRRL	
Individuen ges. (Summe)	7535	Individuen ges. (Summe)	649
Taxazahl ges. (Summe)	18	Taxazahl ges. (Summe)	31
Anteil Lückensystembesiedler (% MW)	1,62	Anteil CEPTCOB (%)	71,80
Anteil Feinsedimentbesiedler (% MW)	97,07	Anteil Oligochaeta & Diptera (%)	28,20
Anteil oh. Präferenz (%)	1,31	Anteil Sonstige (%)	0,00
Anteil Crustacea (%)	1,39	Anteil Crustacea (%)	30,97
Anteil EPT-Taxa (%)	0,23	Anteil EPT-Taxa (%)	39,60
Diversität (Shannon Index)	0,37	Diversität (Shannon Index)	2,38
Artenreichtum (Margalef Index)	2,57	Artenreichtum (Margalef Index)	4,63
Evenness	0,13	Evenness	0,69

Anhang II

Tabellen und Grafiken, die nicht im Hauptteil enthalten sind

Tabellenverzeichnis:

Tab. A1: Übersicht der C-Faktoren der Anbaukulturen gemäß INVEKOS	278
Tab. A2: Abiotische Parameter, gemessen in Wasserproben der fließenden Welle und des Interstitials von 25 untersuchten Fließgewässerabschnitten in Rheinland-Pfalz, im Untersuchungszeitraum April-Juni 2019.....	279
Tab. A3: Liste der taxonomischen Gruppen, die im hyporheischen Interstitial von 25 Fließgewässerabschnitten in Rheinland-Pfalz im Untersuchungszeitraum von April-Juni 2019 erfasst wurden. Tierzahlen sind die Summe aus jeweils 10 Messspunkten/Proben je Standort. Die Standorte sind nach Fließgewässertyp und Kolmatierungsgrad geordnet. grün: leichte Kolmation, gelb: mittlere Kolmation, orange: starke Kolmation. FSB=Feinsedimentbesiedler, LSB=Lückensystembesiedler, o. Präferenz=Taxa ohne definierte Substratpräferenz.....	280
Tab. A4: Makrozoobenthos-Taxa, die in MDS eingegangen sind. Es handelt sich um Arten/Gattungen, die mindestens an 5 Standorten beim PERLODES-Verfahren	281
Tab. A5: Abiotische Parameter, die in der fließenden Welle und im hyporheischen Interstitial am Dauerstandort Unterer Guldenbach von Mai 2019-April2020 gemessen wurden. Die Niederschlagsmengen sind die gesamten Niederschläge innerhalb des jeweiligen Monats. Quelle: Station Guldental und Station Ellern.....	282

Tab. A1: Übersicht der C-Faktoren der Anbaukulturen gemäß INVEKOS

angebaute Kultur gemäß INVEKOS	C-Faktor	angebaute Kultur gemäß INVEKOS	C-Faktor
<u>Getreide</u>		<u>Hackfrüchte</u>	
Dinkel	0.12	Industriekartoffeln	0.29
Sommergerste	0.17	Sonstige Speisekartoffeln	0.29
Sommerhafer	0.14	Zuckerrüben	0.32
Sommernenggetreide	0.12	<u>Sonderkulturen - Gartenbau</u>	
Sommerroggen	0.08	Blumen und und nicht verholzende Zierpfl. (Freiland)	0.2888
Sommertriticale	0.12	Gemüse Freiland	0.24
Sommerweizen (ohne Durum)	0.14	Spargel	0.38
Wintergerste	0.07	Heil-, Duft- und Gewürzpflanzen	0.32
Winterhafer	0.14	<u>Sonderkulturen Baumschulen</u>	
Winterroggen	0.08	Sonstige Obstanlagen z.B. Holunder, Sanddorn	0.03
Wintertriticale	0.12	Steinobst, z. B. Kirschen, Pflaumen	0.03
Winterweizen (ohne Durum)	0.12	Streubstwiese	0.03
<u>Mais</u>		Kernobst z.B. Äpfel, Birne	0.03
Silomais als Hauptfutter	0.35	<u>Weinbau</u>	
Körnermais	0.35	Unbestockte Rebfläche	0.31
<u>Leguminosen</u>		Bestockte Rebfläche	0.31
Erbsen zur Körnergewinnung	0.20	<u>Stilllegung & Sonstige</u>	
Alle (anderen) Hülsenfrüchte zur Körnergewinnung	0.07	20-jährige Stilllegung	0.004
<u>Ölfrüchte</u>		Mieten-, Stroh-, Futter und Dunglagerplätze auf AL	0.40
Sommerraps zur Körnergewinnung	0.10	Mieten-, Stroh-, Futter und Dunglagerplätze auf DGL	0.20
Winterraps zur Körnergewinnung	0.10	Abbau-, Öd-, Un-, Geringstland	0.20
Sonnenblumen zur Körnergewinnung	0.32	Alle anderen Flächen	0.20
<u>Futterfrüchte</u>		Bewirtsch.Gewässer/Teichflächen ¹	0
Ackergras	0.03	Haus- und Nutzgarten	0.004
Kleegras	0.03	Ackerland aus der Erzeugung genommen	0.40
Klee Luzerne Gemisch	0.03	Hutungen	0.004
Luzerne	0.03	Saum- und Bandstrukturen	0.2
Futterhackfrüchte	0.32	sonstige Forstflächen (Waldbodenflächen), Aufforstung	0.004
<u>Grünland</u>		Stilllegung nach FELEG/GAL (von Ackerland)	0.03
Dauergrünland aus der Erzeugung genommen	0.004	Abbau-, Öd-, Un-, Geringstland	0.2
Mähweiden	0.004	Ackerrandstreifen	0.3
Weiden und Almen	0.004	Hof-, Gebäude- und Wegflächen	0.004
Wiesen	0.004	sonst.Fläche (z.B.Wildäsungsfläche, Grassamen)	0.004
Gründüngung i. Hauptfr.anbau (f.Ausgleichszul.)	0.004	Aufforstung nach der Aufforstungsprämie	0.004

Tab. A2: Abiotische Parameter, gemessen in Wasserproben der fließenden Welle und des Interstitials von 25 untersuchten Fließgewässerabschnitten in Rheinland-Pfalz, im Untersuchungszeitraum April-Juni 2019.

Standort (Bachwasser)	Probe	Datum	Wasser- temperatur °C	O2 mg/L	O2- Sättigung %	elektr. Leit- fähigkeit µS/cm	pH	NO3- mg/l	Eisen gesamt mg/L	ortho- PO4 mg/L
Alfbach HS	Fließende Welle	09.06.2019	12,0	10,13	105,1	233	7,5	7	0,8	0,2
	Interstitial (MW)		12,8	7,78	79,8	227	7,3	12,5	0,72	-
	Interstitial (Min-Max)		12,5-13	3,7-9,8	37,9-100,9	199-235	6,6-7,7	6-25	0-0,9	-
Alfbach PF	Fließende Welle	09.06.2019	11,5	10,24	101,3	228	7,3	13	0,6	0,1
	Interstitial (MW)		12,7	8,40	85,42	229	7,4	16,3	0,71	-
	Interstitial (Min-Max)		12-13,5	3,2-10,2	34,5-110	222-249	7,06-7,6	9-25	0-0,9	-
Auersbach	Fließende Welle	07.04.2019	10,0	11,24	107,8	173	8,0	4	0,9	0,1
	Interstitial (MW)		9,8	9,74	96,61	136	7,7	4,7	0,86	-
	Interstitial (Min-Max)		9-10	7,3-10,8	72-107	124-147	7,5-7,9	3-6	0,5-1,2	-
Ellerbach	Fließende Welle	20.04.2019	13,0	10,59	105,9	341	7,8	17	0,7	1,3
	Interstitial (MW)		13,3	9,49	95,63	343	7,6	19,5	0,88	-
	Interstitial (Min-Max)		13-13,5	7,9-10,2	79,2-103,2	334-354	7,3-7,9	15-25	0,7-1,1	-
Eschbach	Fließende Welle	19.04.2019	11,5	11,43	107,2	245	7,4	-	-	-
	Interstitial (MW)		11,6	10,03	96,45	247	7,3	-	-	-
	Interstitial (Min-Max)		10-12,5	8,25-11,35	78,1-107,4	242-262	6,9-7,5	-	-	-
Kl. Nister	Fließende Welle	19.05.2019	14,0	10,39	106,3	151	7,4	7	0,9	0,1
	Interstitial (MW)		13,7	9,22	93,91	162	7,2	5,7	0,80	-
	Interstitial (Min-Max)		13-14,5	4,3-10,2	42,9-102,5	154-177	6,7-7,5	3-8	0,7-0,9	-
Michelsbach	Fließende Welle	03.06.2019	13,0	9,84	101,7	404	8,1	7	1	0,7
	Interstitial (MW)		13,4	9,14	96,18	401	8,1	5	1,10	-
	Interstitial (Min-Max)		13-13,5	7,9-9,9	82,0-103,4	398-404	7,9-8,1	4-8	1-1,2	-
mttl. Guldenbach	Fließende Welle	27.05.2019	11,5	11,07	106,7	324	7,6	7	0,9	0,1
	Interstitial (MW)		11,5	10,15	98,65	323	7,7	5,7	0,80	-
	Interstitial (Min-Max)		11,5-11,5	8,0-10,8	77,6-104,9	319-338	7,2-7,8	3-8	0,7-0,9	-
ob. Wied SB	Fließende Welle	19.05.2019	11,5	10,62	105,8	112	7,2	6	0,8	0,3
	Interstitial (MW)		11,9	9,77	100,79	114	7,2	6,7	0,70	-
	Interstitial (Min-Max)		11,5-12	8,6-10,4	94,6-105,9	110-122	6,7-7,6	5-10	0-0,8	-
ob. Wied WB	Fließende Welle	19.05.2019	12,0	10,48	106,8	109	7,3	6	0,9	0,2
	Interstitial (MW)		11,7	8,88	93,08	115	7,2	6,5	0,80	-
	Interstitial (Min-Max)		8,5-13,5	6,4-10,2	70,8-106,4	109-149	6,8-7,6	5-9	0,7-0,9	-
ob. Enderbach	Fließende Welle	20.04.2019	11,0	10,80	105,2	245	7,8	11	0,9	0
	Interstitial (MW)		10,1	9,16	89,94	241	7,4	12	0,85	-
	Interstitial (Min-Max)		9,5-10,5	6,9-10,8	68,8-108,4	235-246	7,07-7,6	8-15	0,7-1,0	-
ob. Gaybach	Fließende Welle	10.06.2019	14,0	10,07	104,6	221	7,4	12	0	0
	Interstitial (MW)		14,0	8,61	89,24	211	7,4	8	0,67	-
	Interstitial (Min-Max)		13,5-14	4,1-9,9	41,8-102,8	202-214	6,9-7,6	4-12	0-0,8	-
Prims	Fließende Welle	01.05.2019	8,5	11,36	105,7	71	6,6	8	1,1	0
	Interstitial (MW)		9,3	10,16	96,78	67	6,8	7,6	1,13	-
	Interstitial (Min-Max)		8,5-9,5	8,3-10,9	79,2-105,3	54-75	5,9-7,2	6-9	0,8-1,6	-
Steinalp	Fließende Welle	07.04.2019	10,0	11,47	111,1	130	8,3	4	1,1	0,1
	Interstitial (MW)		10,5	9,38	90,22	159	7,8	3,7	0,92	-
	Interstitial (Min-Max)		10-11	3,58-11,23	33,5-108,5	121-251	7,1-8,2	3-5	0,6-1,1	-
Stillegraben	Fließende Welle	10.06.2019	11,0	10,80	103,9	524	8,0	15	0,8	0
	Interstitial (MW)		11,2	10,21	99,37	504	8,1	11,4	1,09	-
	Interstitial (Min-Max)		11-12	9,4-10,8	91,1-103,4	400-53	7,9-8,3	7-18	0,9-1,3	-
Trabenerbach	Fließende Welle	19.04.2019	12,0	10,96	107,6	193	7,4	-	-	-
	Interstitial (MW)		11,1	10,35	100,99	204	7,3	-	-	-
	Interstitial (Min-Max)		10-12	8,14-11,09	78,9-107,7	194-224	7,2-7,5	-	-	-
mttl. Ahr	Fließende Welle	03.06.2019	19,0	10,18	118,7	493	8,5	13	0,9	0,1
	Interstitial (MW)		19,2	9,53	109,52	493	8,3	12,7	0,90	-
	Interstitial (Min-Max)		19-19,5	7,4-10,3	85,7-117,5	483-496	7,9-8,6	10-16	0,7-1,1	-
ob. Our SB	Fließende Welle	09.06.2019	14,0	10,41	109,1	148	7,6	10	0,6	0,1
	Interstitial (MW)		13,9	8,64	90,02	148	7,4	6,95	0,69	-
	Interstitial (Min-Max)		13-14	3,0-10,4	30,8-108,5	145-156	6,9-7,6	0-12	0-0,8	-
ob. Our KH	Fließende Welle	10.06.2019	13,5	9,95	100	186	7,2	15	0,6	1,4
	Interstitial (MW)		14,0	9,06	93,11	178	7,4	14,7	0,97	-
	Interstitial (Min-Max)		13,5-14,5	4,4-10,2	46,1-105,4	174-198	6,8-7,7	9-21	0,6-1,1	-
unt. Flaumbach	Fließende Welle	10.05.2019	9,0	12,33	111,7	276	7,6	6	0,9	0,2
	Interstitial (MW)		9,9	10,69	97,91	278	7,7	6,5	0,80	-
	Interstitial (Min-Max)		9,8-10,0	4,7-12,2	43,5-113,8	270-313	6,7-8,1	5-9	0,7-0,9	-
unt. Guldenbach	Fließende Welle	27.05.2019	14,0	10,48	107,3	434	8,2	4	0,2	1,2
	Interstitial (MW)		14,2	9,76	99,46	477	8,1	6,6	0,01	-
	Interstitial (Min-Max)		14,0-14,5	8,3-10,5	87,8-106,4	425-561	7,7-8,3	4-8	0-0,1	-
unt. Nister HB	Fließende Welle	20.05.2019	11,5	10,93	105,3	243	7,8	7	0,7	0,1
	Interstitial (MW)		11,5	9,94	95,73	241	7,6	7,7	0,78	-
	Interstitial (Min-Max)		11,5-11,5	8,5-10,9	81,7-105,3	233-247	7,1-7,8	6-9	0,6-0,9	-
unt. Nister WA	Fließende Welle	20.05.2019	12,5	10,54	102,9	212	7,8	5	0,9	0,1
	Interstitial (MW)		12,3	9,37	91,54	213	7,6	5,5	0,76	-
	Interstitial (Min-Max)		12-12,5	7,7-10,5	75,4-102,5	209-218	7,3-7,8	4-8	1-1,2	-
ob. Wieslauter HW	Fließende Welle	26.04.2019	9,8	11,39	104	68	6,8	9	1,1	0,1
	Interstitial (MW)		9,9	9,37	84,58	71	6,8	7,7	0,78	-
	Interstitial (Min-Max)		9,7-10,2	7,0-11,6	62,9-104,5	63-93	6,6-7,0	6-9	0,6-0,9	-
ob. Wieslauter_DA	Fließende Welle	26.04.2019	11,5	11,25	106,9	99	7,3	8	0,8	0,2
	Interstitial (MW)		11,9	7,73	73,94	153	6,9	4,65	0,98	-
	Interstitial (Min-Max)		11,4-13	1,0-10,62	9,7-102,6	99-296	6,5-7,2	0-10	0,7-1,4	-

Tab. A4: Makrozoobenthos-Taxa, die in MDS eingegangen sind. Es handelt sich um Arten/Gattungen, die mindestens an 5 Standorten beim PERLODES-Verfahren

Art	taxonomische Großgruppe
<i>Ancylus fluviatilis</i>	Gastropoda
<i>Baetis muticus</i>	Ephemeroptera
<i>Baetis rhodani</i>	Ephemeroptera
<i>Baetis scambus</i>	Ephemeroptera
<i>Baetis sp.</i>	Ephemeroptera
<i>Calopteryx virgo</i>	Odonata
<i>Chaetopteryx villosa villosa</i>	Trichoptera
<i>Chironomidae Gen. sp.</i>	Diptera
<i>Chironomini Gen. sp.</i>	Diptera
<i>Dicranota sp.</i>	Diptera
<i>Ecdyonurus venosus-Gr.</i>	Ephemeroptera
<i>Ephemera danica</i>	Ephemeroptera
<i>Gammarus fossarum</i>	Gammaridae
<i>Gyraulus albus</i>	Coleoptera
<i>Hydropsyche siltalai</i>	Trichoptera
<i>Leuctra sp.</i>	Trichoptera
<i>Pisidium sp.</i>	Bivalvia
<i>Sericostoma sp.</i>	Trichoptera
<i>Simulium sp.</i>	Diptera
<i>Tanypodinae Gen. sp.</i>	Diptera
<i>Torleya major</i>	Diptera
<i>Corixidae Gen. sp.</i>	Heteroptera
<i>Oligochaeta Gen. sp.</i>	Oligochaeta
<i>Oulimnius tuberculatus Ad.</i>	Coleoptera
<i>Hydropsyche pellucidula-Gr.</i>	Trichoptera
<i>Rhyacophila (Rhyacophila) sp.</i>	Trichoptera
<i>Elmis aenea/maugetii/rietscheli/rioloides Ad.</i>	Coleoptera
<i>Eiseniella tetraedra</i>	Oligochaeta
<i>Habrophlebia lauta</i>	Ephemeroptera
<i>Hydraena gracilis Ad.</i>	Coleoptera
<i>Isoperla sp.</i>	Plecoptera
<i>Lepidostoma hirtum</i>	Trichoptera
<i>Polycelis felina</i>	Turbellaria
<i>Rhithrogena semicolorata-Gr.</i>	Ephemeroptera
<i>Oreodytes sanmarkii Ad.</i>	Coleoptera
<i>Radix balthica/labiata</i>	Gastropoda
<i>Hydraena sp. Ad.</i>	Coleoptera
<i>Orectochilus villosus Lv.</i>	Coleoptera
<i>Tanytarsini Gen. sp.</i>	Diptera
<i>Chaetopterygini/Stenophylacini Gen. sp.</i>	Trichoptera
<i>Limnius volckmari Ad.</i>	Coleoptera
<i>Brachyptera risi</i>	Diptera
<i>Dugesia gonocephala</i>	Turbellaria
<i>Habroleptoides confusa</i>	Ephemeroptera
<i>Halesus sp.</i>	Coleoptera
<i>Hydropsyche instabilis</i>	Trichoptera
<i>Lumbriculus variegatus</i>	Oligochaeta
<i>Odontocerum albicorne</i>	Trichoptera
<i>Perla marginata</i>	Plecoptera
<i>Prosimulium sp.</i>	Diptera
<i>Potamophylax cingulatus/latipennis/luctuosus</i>	Trichoptera
<i>Eloeophila sp.</i>	Diptera
<i>Epeorus assimilis</i>	Ephemeroptera
<i>Erpobdella octoculata</i>	Hirudinea
<i>Limnius sp. Lv.</i>	Coleoptera
<i>Naididae/Tubificidae Gen. sp.</i>	Oligochaeta
<i>Protonemura sp.</i>	Plecoptera

Tab. A5: Abiotische Parameter, die in der fließenden Welle und im hyporheischen Interstitial am Dauerstandort Unterer Guldenbach von Mai 2019-April2020 gemessen wurden. Die Niederschlagsmengen sind die gesamten Niederschläge innerhalb des jeweiligen Monats. Quelle: Wetterstation Guldenbach und Wetterstation Ellern.

Monat		Mai 19	Jun 19	Jul 19	Aug 19	Sep 19	Okt 19	Nov 19	Dez 19	Jan 20	Feb 20	Mrz 20	Apr 20
Datum		27.05.2019	24.06.2019	22.07.2019	21.08.2019	16.09.2019	21.10.2019	18.11.2019	16.12.2019	25.01.2020	21.02.2020	20.03.2020	24.04.2020
Wassertemp. (°C)	Bachwasser	14	18	17	14	13	13	6	6	3,5	5	9,5	13,6
	Interstitialwasser	14,2	18,9	17,9	15,0	14,0	13,3	5,8	6,4	3,2	5,5	10,6	14,3
Sauerstoff (mg/l)	Bachwasser	10,5	9,5	9,4	10,7	9,2	9,2	10,5	10,6	11,5	11,4	10,2	11,1
	Interstitialwasser	9,8	8,5	9,0	9,9	8,6	8,2	10,0	9,9	12,1	10,1	9,2	9,3
Sauerstoffsättigung (%)	Bachwasser	99,5	96,7	97,5	100,0	88,5	81,2	82,9	84,0	89,9	83,3	88,4	93,7
	Interstitialwasser	107,3	104,2	103,1	105,3	90,5	89,6	88,6	90,4	89,4	91,9	93,6	109
elektr. Leitfähigkeit (µS/cm)	Bachwasser	434	776	751	597	917	714	720	473	563	349	339	580
	Interstitialwasser	477	673	767	644	941	644	763	477	549	345	357	568
pH-Wert	Bachwasser	8,2	8,0	7,9	7,9	8,2	8,0	7,9	7,6	7,9	7,6	8,2	8,6
	Interstitialwasser	8,1	8,0	8,0	8,1	8,2	8,0	7,9	8,0	8,2	8,2	8,1	8,4
Nitrat (mg/l)	Bachwasser	4,0	5,0	4,0	8,0	4,0	3,00	1,0	6,00	5,00	5,00	9,00	13,00
	Interstitialwasser	6,6	6,3	5,8	4,1	5,6	2,5	1,8	3,9	5,8	6,3	9,6	10,8
Gesamteisen (mg/l)	Bachwasser	0,2	0	0	0,13	0,13	0,50	0,00	0,50	0,80	0,60	0,70	0,80
	Interstitialwasser	0,0	0,0	0,2	0,1	0,1	0,71	0,56	0,58	0,48	0,73	0,71	0,74
ortho-Phosphat (mg/l)	Bachwasser	1,2	0,3	1	0,1	0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00
	Interstitialwasser	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Abflussreduktion (%)	Interstitialwasser	17,1	11,1	20,8	19,2	25,1	26,3	27,2	31,6	45,2	11,2	5,8	12,2
Kolmimeterklasse	Interstitialwasser	2	2	2	2	3	3	3	3	4	2	2	2
Niederschlag Ellern (mm/Monat)		84,86	20,87	58,9	52,49	56,03	62,86	55,71	78,71	32,27	131,03	59,39	6,69
Niederschlag Guldenbach (mm/Monat)		66,5	47,2	39,8	42,4	34,9	63,3	44,9	54,6	15,5	94,9	41,1	5,2