

Abhängigkeit der Besiedlung benthischer Invertebraten von Hydromorphologie und Saprobie in silikatischen Mittelgebirgsbächen

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades
Doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt von

Jeanette Völker

Gutachter:

Prof. Dr. Dietrich Borchardt
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
Department Aquatische Systemanalyse und Management (ASAM)

Prof. Dr. Jürgen Benndorf
Technische Universität Dresden
Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften

Prof. Dr. Silke Wieprecht
Universität Stuttgart
Fakultät Bau- und Umweltingenieurwissenschaften

Tag der Disputation: 28. November 2008

Danksagung

Mein Dank gilt allen Personen, die zum Gelingen der vorliegenden Arbeit beigetragen haben, und ohne deren engagierte Mitarbeit die Anfertigung dieser Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Im Besonderen möchte ich mich bedanken bei:

Herrn Prof. Dr. Dietrich Borchardt für die hervorragende wissenschaftliche Betreuung, das fachliche und zeitliche Engagement in allen Phasen der Anfertigung dieser Arbeit und die zahlreichen konstruktiven Diskussionen.

Herrn Prof. Dr. Jürgen Benndorf und Frau Prof. Dr. Silke Wieprecht für ihre Bereitschaft, als Gutachter die notwendige Zeit für eine kritische Beurteilung dieser Arbeit aufzuwenden.

Meinen Kollegen Dr. Sandra Richter und Dr. Ralf Ibisch für die Durchsicht des Manuskripts mit vielen hilfreichen Anmerkungen.

Den Mitarbeitern der Abteilung „Integriertes Gewässermanagement“ Daniel Krätz, Markus Funke, Michael Schäffer, Holger Geiersbach und Klara Polaskowa für die fruchtbaren Diskussionen, die zahlreichen wertvollen Vorschläge und die angenehme Arbeitsatmosphäre.

Birgit und Frank Schröder für die Korrekturen in der Endphase der Fertigstellung.

Den studentischen Mitarbeiterinnen Katrin Kehr und Sandra Scharaw für ihre verlässliche Hilfe und die vielen Stunden Fleißarbeit.

Der Hessischen Landesanstalt für Umwelt und Geologie (HLUG), namentlich Frau Dr. Mechthild Banning, für die freundliche Überlassung der Makrozoobenthosdaten und die kooperative Zusammenarbeit.

Mein größter Dank gilt meiner Familie: meinem Mann Roman und meinen Kindern Jule und Ben, die mich an vielen Tagen und Wochen entbehren mussten und mir dennoch viel Verständnis und Motivation für meine wissenschaftliche Arbeit entgegengebracht haben.

Nicht zuletzt möchte ich mich bei meinen Eltern für die fortwährende Unterstützung meines Werdegangs bedanken, die mir meine Ausbildung und damit auch diese Arbeit überhaupt erst ermöglichten.

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis	VIII
1 EINLEITUNG	1
2 GRUNDLAGEN – STAND DER FORSCHUNG	4
2.1 ABIOTISCHE UND BIOTISCHE WIRKUNGSZUSAMMENHÄNGE	4
2.2 HYDROMORPHOLOGIE.....	4
2.3 SAPROBIE.....	8
2.4 FLIEßGEWÄSSERTYPOLOGIE.....	9
2.5 BESCHREIBUNG DES BEWERTUNGSVERFAHRENS FÜR DIE BIOLOGISCHE QUALITÄTSKOMPONENTE MAKROZOOBENTHOS.....	11
2.6 ARBEITSHYPOTHESEN.....	13
3 VERFAHREN UND METHODEN	14
3.1 VORGEHENSWEISE	14
3.2 STATISTISCHE ANALYSENVERFAHREN	16
3.2.1 Signifikanztests	16
3.2.2 Korrelationsanalysen.....	17
3.2.3 Multivariate Verfahren.....	17
3.3 AUSWERTUNG DER TAXALISTEN UND AUSWAHL GEEIGNETER BIOLOGISCHER ATTRIBUTE	19
3.4 VERSCHNEIDUNG DER BIOLOGISCHEN ATTRIBUTE MIT DEN GEWÄSSERSTRUKTURGÜTEDATEN	23
3.5 VALIDIERUNG DER UNTERSUCHUNGSABSCHNITTE.....	23
3.6 VERGLEICHENDE ANALYSE VON STRUKTURGÜTEBEWERTUNGEN AUS UNTERSCHIEDLICHEN AUFNAHMEZEITRÄUMEN	23
3.7 ABHÄNGIGKEITEN DER BIOLOGISCHEN ATTRIBUTE DES MAKROZOOBENTHOS VON DER GEWÄSSERSTRUKTUR	24
3.8 VERGLEICH DER FLIEßGEWÄSSERTYPEN 5 UND 5.1.....	26
3.9 AUSWAHL BIOLOGISCHER ATTRIBUTE ALS INDIKATOREN FÜR DIE GEWÄSSERSTRUKTUR	27
3.9.1 Identifizierung sensitiver biologischer Attribute.....	27
3.9.2 Aggregation der biologischen Attribute	27
3.10 HERLEITUNG VON BIOLOGISCH RELEVANTEN MERKMALSAUSPRÄGUNGEN DER STRUKTURPARAMETER	28
3.11 SAPROBIE, BIOLOGISCHE ATTRIBUTE UND GEWÄSSERSTRUKTUR	28
4 DATENGRUNDLAGE.....	29
4.1 DIE FLIEßGEWÄSSERTYPEN 5 UND 5.1	29
4.2 MAKROZOOBENTHOS	31
4.2.1 Datenumfang.....	31

4.2.2	Arteninventar.....	34
4.3	STRUKTURGÜTEPARAMETER.....	37
4.4	SAPROBIE.....	37
5	ERGEBNISSE	38
5.1	STRUKTURELLER ZUSTAND AN DEN UNTERSUCHUNGSABSCHNITTEN	38
5.2	ABHÄNGIGKEITEN DER BIOLOGISCHEN ATTRIBUTE VON DEN HAUPTPARAMETERN DER GEWÄSSERSTRUKTUR.....	38
5.2.1	Fließgewässertypen 5 und 5.1	38
5.2.2	Fließgewässertypspezifische Differenzierung	42
5.3	ABHÄNGIGKEITEN DER BIOLOGISCHEN ATTRIBUTE VON DEN EINZELPARAMETERN DER GEWÄSSERSTRUKTUR	46
5.3.1	Dimensionsreduktion und Auswahl von Einzelparametern.....	46
5.3.2	Fließgewässertypen 5 und 5.1	48
5.3.3	Fließgewässertypspezifische Differenzierung	50
5.4	VERGLEICH DER FLIEßGEWÄSSERTYPEN 5 UND 5.1.....	54
5.4.1	Arteninventar.....	54
5.4.2	Funktionale biozönotische Zusammensetzung.....	55
5.4.3	Substratzusammensetzung	56
5.4.4	Bewertung der Gewässerstrukturgüte	57
5.5	BIOLOGISCHE ATTRIBUTE ALS INDIKATOREN FÜR DIE AUSPRÄGUNG DER GEWÄSSERSTRUKTUR	59
5.5.1	Identifizierung „sensitiver“ biologischer Attribute	59
5.5.2	Verteilungsmuster der biologischen Attribute in Abhängigkeit von der Gewässerstruktur	60
5.5.3	Aggregation der biologischen Attribute	63
5.6	BIOLOGISCH RELEVANTE MERKMALSAUSPRÄGUNGEN	66
5.7	SAPROBIELLER ZUSTAND, BIOLOGISCHE ATTRIBUTE UND GEWÄSSERSTRUKTUR.....	70
5.7.1	Saprobienindex an den Untersuchungsabschnitten	70
5.7.2	Biologische Attribute in Abhängigkeit vom Saprobienindex	71
5.7.3	Saprobie, ökologisch relevante Strukturparameter und strukturelle Mindestausstattung.....	72
5.7.4	Wechselwirkungen von Saprobie, biologischen Attributen und Gewässerstruktur.....	74
6	DISKUSSION.....	76
6.1	DATENGRUNDLAGE UND METHODEN.....	76
6.1.1	Makrozoobenthos.....	76
6.1.2	Gewässerstruktur	77
6.1.3	Saprobienindex	78
6.1.4	Statistische Analysen.....	79
6.2	ABHÄNGIGKEITEN DES MAKROZOOBENTHOS VON DER GEWÄSSERSTRUKTUR	80
6.2.1	Biologische Attribute und Hauptparameter	80
6.2.2	Biologische Attribute und Einzelparameter	82

6.2.3	Der Einfluss der Strömung auf die benthische Biozönose	84
6.3	VERGLEICH DER FLIEßGEWÄSSERTYPEN 5 UND 5.1	86
6.3.1	Fließgewässertypisierung „top-down“	86
6.3.2	Taxonomische und funktionale Zusammensetzung des Makrozoobenthos.....	87
6.3.3	Substratzusammensetzung	88
6.3.4	Abhängigkeiten der biologischen Attribute von der Gewässerstruktur	89
6.4	BIOLOGISCHE ATTRIBUTE ALS INDIKATOREN FÜR DIE AUSPRÄGUNG DER GEWÄSSERSTRUKTUR	90
6.5	BIOLOGISCH RELEVANTE MERKMALSAUSPRÄGUNGEN	93
6.6	WECHSELWIRKUNGEN VON SAPROBIE, HYDROMORPHOLOGIE UND MAKROZOOBENTHOS	95
7	HANDLUNGSVORSCHLÄGE FÜR DIE WASSERWIRTSCHAFTLICHE PRAXIS.....	99
7.1	ÖKOLOGISCH EFFIZIENTE STRUKTURGÜTEVERFAHREN.....	99
7.2	OPERATIONALISIERUNG VON MORPHOLOGISCHEN UMWELTZIELEN	102
7.3	MONITORINGSTRATEGIEN.....	106
8	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK.....	108
9	LITERATUR.....	112
10	ANHANG	125
	ANHANG A: LISTE DER BIOZÖNOTISCH BEDEUTSAMEN FLIEßGEWÄSSERTYPEN IN DEUTSCHLAND.....	127
	ANHANG B: ARTENINVENTAR	128
	ANHANG C: LEITARTEN.....	134
	ANHANG D: FELDPROTOKOLL	135
	ANHANG E: ERMITTLUNG DER BIOLOGISCHEN ATTRIBUTE AUS DEN FUNKTIONALEN GRUPPEN	138
	ANHANG F: ERGEBNISSE DER KORRELATIONSANALYSEN.....	139
	ANHANG G: ABLEITUNG DER ÖKOLOGISCH RELEVANTEN MERKMALSAUSPRÄGUNGEN	149
	ANHANG H: WECHSELWIRKUNGEN VON SAPROBIE, BIOLOGISCHEN ATTRIBUTEN UND GEWÄSSERSTRUKTUR.....	152

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung von aquatischen Lebensgemeinschaften in Fließgewässern (aus: Borchardt 2000, verändert).	4
Abbildung 2-2:	Schematischer Ablauf der Bewertung der ökologischen Zustandsklasse der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos (nach Meier et al. 2006a und Hering et al. 2004a, verändert).	12
Abbildung 3-1:	Mittlerer prozentualer Anteil der Präferenztypen für die biozönotischen Regionen (n = 409, Mittelwert \pm Standardabweichung). Die Hilfslinie zeigt den Mittelwert bei 10% an.	22
Abbildung 4-1:	Bearbeitungsgebiete und Koordinierungsräume der Flussgebietseinheiten Rhein und Weser in Hessen.	30
Abbildung 4-2:	Ergebnis der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) in Hessen (HMULV 2004, verändert). Anzahl der Wasserkörper = 299, die dem Fließgewässertyp 5 und 5.1 zuzuordnen sind.	32
Abbildung 4-3:	Anteil der Untersuchungsabschnitte des Makrozoobenthos aus dem operativen Monitoring der Jahre 2005 und 2006 in Hessen in Abhängigkeit von unterschiedlichen Einflussfaktoren (n = 409).	33
Abbildung 4-4:	Verteilung der fließgewässertypspezifischen Untersuchungsabschnitte des Makrozoobenthos aus dem vorgezogenen, operativen Monitoring in Hessen 2005 und 2006 (n = 409).	34
Abbildung 5-1:	Häufigkeitsverteilung der untersuchten Gewässerabschnitte (n = 409) in Abhängigkeit von den Gewässerstrukturgüteklassen für die Hauptparameter (HP) „Uferstruktur“, „Sohlenstruktur“ und „Querprofil“ (HMULV 1999).	38
Abbildung 5-2:	Ergebnisse der Korrelationsberechnungen zwischen den biologischen Attributen („Taxazahl“, „Plecoptera“, „EPTCBO“, „Leitarten Typengruppe Mittelgebirgsbäche“) und den Hauptparametern der Gewässerstrukturgüte (n = 258).	40
Abbildung 5-3:	Ergebnisse der Korrelationsberechnungen zwischen den biologischen Attributen („Epirhithralbesiedler“, „Rheoindex“, „Lithalbesiedler“, „schwimmend/tauchend“) und den Hauptparametern der Gewässerstrukturgüte (n = 258).	41
Abbildung 5-4:	Rangzahlen der sechs Hauptparameter und der Gesamtstrukturgüte auf Basis von Korrelationsanalysen mit den biologischen Attributen (n = 258).	41

Abbildung 5-5:	Rangzahlen der sechs Hauptparameter und der Gesamtstrukturgüte auf Basis von Korrelationsanalysen mit den biologischen Attributen für den Fließgewässertyp 5 (n = 129).....	42
Abbildung 5-6:	Rangzahlen der sechs Hauptparameter und der Gesamtstrukturgüte auf Basis von Korrelationsanalysen mit den biologischen Attributen für den Fließgewässertyp 5.1 (n = 129).....	43
Abbildung 5-7:	Ergebnisse der fließgewässertypspezifischen Korrelationsberechnungen nach Spearman zwischen den biologischen Attributen („EPTCBO“, „Leitarten der Typengruppe Mittelgebirgsbäche“, „Epirhithralbesiedler“, „Rheoindex“) und den Hauptparametern der Gewässerstrukturgüte (Typ 5: n = 129, Typ 5.1: n = 129).	45
Abbildung 5-8:	Hauptkomponentenanalyse aller 16 verwendeter Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte nach LAWA (2000) (n = 258).....	47
Abbildung 5-9:	Ergebnisse der Korrelationsberechnungen zwischen den biologischen Attributen („Taxazahl“, „EPTCBO“, Leitarten Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“) und den 11 ausgewählten Einzelparametern der Gewässerstrukturgüte (n = 258).....	49
Abbildung 5-10:	Rangzahlen der 11 Struktur-Einzelparameter auf Basis von Korrelationsanalysen mit den biologischen Attributen für die Fließgewässertypen 5 und 5.1 (n = 258).....	49
Abbildung 5-11:	Rangzahlen der 11 Struktur-Einzelparameter auf Basis von Korrelationsanalysen mit den biologischen Attributen für die Fließgewässertypen 5 (n = 129) und 5.1 (n = 129).	52
Abbildung 5-12:	NMS Ordinationsdiagramm von den Taxalisten des Makrozoobenthos an 258 Untersuchungsabschnitten für die Fließgewässertypen 5 (n = 129) und 5.1 (n = 129). Stress = 0,05.....	54
Abbildung 5-13:	Mittlere prozentuale Anteile der biologischen Attribute für die funktionalen Gruppen „Strömungspräferenz“, „Regionentypen“, „Habitatpräferenz“, „Ernährungstypen“ und „Fortbewegungstypen“ für den Fließgewässertyp 5 (n = 129) und den Typ 5.1 (n = 129).	56
Abbildung 5-14:	Mittlere prozentuale Anteile der beprobten mineralischen Substrate (linke Abbildung) und organischen Substrate (rechte Abbildung) an den Makrozoobenthos-Untersuchungsabschnitten für die FG-Typen 5 (n = 129) und 5.1 (n = 129).....	57
Abbildung 5-15:	Häufigkeitsverteilung der bewerteten Gewässerabschnitte für die Einzelparameter „Breitenvarianz“, „Tiefenvarianz“, „Strömungsdiversität“ und „besondere Sohlenstrukturen“ der Gewässerstrukturgüte für die Fließgewässertypen 5 (n = 129) und 5.1 (n = 129).	59

- Abbildung 5-16: Box-Whisker-Plots ausgewählter biologischer Attribute in Abhängigkeit von der Merkmalsausprägung des Einzelparameters „Strömungsdiversität“ für den Fließgewässertyp 5 (n = 129). (a) negativ linear (links: $\rho = 0,44$, rechts: $\rho = 0,45$); (b) unimodal (links: $\rho = 0,34$; rechts: $\rho = 0,43$). Die Boxen zeigen den Interquartilbereich (25-75-Perzentil), den Median und die Spannweite. 61
- Abbildung 5-17: Box-Whisker-Plots ausgewählter biologischer Attribute in Abhängigkeit von der Merkmalsausprägung des Einzelparameters „Strömungsdiversität“ für den Fließgewässertyp 5.1 (n = 129). Obere Abbildung: $\rho = 0,31$, untere Abbildung: $\rho = 0,31$. Die Boxen zeigen den Interquartilbereich (25-75-Perzentil), den Median und die Spannweite. 62
- Abbildung 5-18: Verteilung der Mediane der wertenormierten (0, 1 skaliert) biologischen Attribute und des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (n = 258). Die Hilfslinie zeigt den Median des ASBA 8. 66
- Abbildung 5-19: Verteilung des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0, 1 skaliert) für das Makrozoobenthos in Abhängigkeit von den Merkmalsausprägungen der sieben ökologisch relevanten Strukturparameter der Gewässerstrukturgüte (n = 258). Die Boxen zeigen den Interquartilbereich (25-75-Perzentil), den Median und die Spannweite. 67
- Abbildung 5-20: Prozentualer Anteil der Untersuchungsabschnitte des Makrozoobenthos (Gewässerabschnitte) mit und ohne „strukturelle Mindestausstattung“ (FG-Typen 5 und 5.1: n = 258, FG-Typ 5: n = 129, FG-Typ 5.1: n = 129). 69
- Abbildung 5-21: Verteilung des „aggregierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit von den Gewässerstrecken mit und ohne „strukturelle Mindestausstattung“ (n = 258). Die Boxen zeigen den Interquartilbereich (25-75-Perzentil), den Median und die Spannweite. .. 70
- Abbildung 5-22: Anzahl der Untersuchungsabschnitte der vier Saprobieklassen „sehr gut“, „gut“, „mäßig“ und „unbefriedigend“ nach Meier et al. (2006a) für die Fließgewässertypen 5 (n = 252) und 5.1 (n = 157). 71
- Abbildung 5-23: Verteilung des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit vom Saprobienindex (n = 78). ... 72
- Abbildung 5-24: Verteilung des Saprobienindex in Abhängigkeit von den Gewässerstrecken mit und ohne „strukturelle Mindestausstattung“ (n = 409). Die Boxen zeigen den Interquartilbereich (25-75-Perzentil), den Median und die Spannweite. 73

Abbildung 5-25: Mittlere Verteilung des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit von den Merkmalsausprägungen der ökologisch relevanten Strukturparameter „Querbänke“ und „Strömungsdiversität“ und den Saprobieklassen „sehr gut“ (n = 60), „gut“ (n = 255) und „mäßig“ (n = 93) nach Meier et al. (2006a).	75
Abbildung 6-1: Verteilung des aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit der Fließgeschwindigkeiten (n = 258). Quelle: Feldprotokolle, Monitoring 2006/06 in Hessen.....	85
Abbildung 6-2: NMS Ordinationsdiagramm von 19 methodenstandardisierten Makrozoobenthosaufsammlungen in unterschiedlichen geologischen Einzugsgebieten. Schiefer: FG-Typ 5, Buntsandstein: FG-Typ 5.1 (1 = kleine Fließgewässer, 2 = mittelgroße Fließgewässer). Quelle: Haase et al. (2004), verändert.	88
Abbildung 6-3: Schematische Verteilung der funktionalen biologischen Attribute des Makrozoobenthos in Abhängigkeit von den Merkmalsausprägungen der ökologisch relevanten Strukturparameter.....	92
Abbildung 6-4: Schematische Darstellung der Beziehungen zwischen den Saprobieklassen nach Meier et al. (2006), der strukturellen Degradation auf Basis der ökologisch relevanten Strukturparameter und dem „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attribut“ (ASBA 8) (0,1 skaliert).	96
Abbildung 7-1: Prozentuale Verteilung der Gewässerstrecken „mit struktureller Mindestausstattung“ in Abhängigkeit von der Fließlänge („Gewässermorphologische Kennlinie“) und Wert des „skalenstandardisierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert, Säule) an dem Untersuchungsabschnitt des Makrozoobenthos. Fließlänge „0“ = Mündung.....	105

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Klassifikationsschema der Gewässerstrukturgüteverfahren nach LAWA (1999, 2000).	5
Tabelle 2-2:	Übersicht über die Erfassungsparameter und die Hauptgruppen der Gewässerstruktur nach dem Übersichtsverfahren nach LAWA (1999) (Schadstrukturparameter sind kursiv gedruckt).	6
Tabelle 2-3:	Übersicht über die Haupt- und Einzelparameter der Gewässerstruktur des Vor-Ort-Verfahrens nach LAWA (2000) (Schadstrukturparameter sind kursiv gedruckt).	7
Tabelle 3-1:	Übersicht über die einzelnen Arbeitsschritte und die dafür verwendeten Methoden.	15
Tabelle 3-2:	Übersicht über die ausgewählten biologischen Attribute	20
Tabelle 3-3:	Übersicht über die im Datensatz vorgefundenen Leitarten nach Haase et al. (2004) der Gewässertypengruppe „Mittelgebirgsbäche“ (Leitarten Typengruppe), Leitarten FG-Typ 5 und Leitarten des FG-Typs 5.1.	21
Tabelle 3-4:	Ergebnisse des Vorzeichentests und des Vorzeichen-Rangsummentests nach Wilcoxon (1945) für die Strukturparameter „Laufkrümmung“, „Tiefenvarianz“ und „Breitenvarianz“ in den Aufnahmezeiträumen 1998/99 (alt) und 2005/06 (neu) ($p < 0,05$, $n = 258$).	24
Tabelle 3-5:	Beispielberechnung für die Klassifikation der Korrelationskoeffizienten zwischen biologischen Attributen (BA_1 bis BA_x) und den Strukturgüteparametern (S_1 bis S_x).	25
Tabelle 3-6:	Übersicht der mineralischen und organischen Substrattypen, ermittelt aus den Feldprotokollen zur Makrozoobenthoserhebung.	26
Tabelle 4-1:	Übersicht über die Anzahl der ausgewählten Fließgewässer in den Bearbeitungsgebieten und Koordinierungsräumen der FGE Rhein und Weser in Hessen.	31
Tabelle 4-2:	Dominante Taxa mit einer relativen Abundanz ≥ 1 % am Gesamtartenspektrum und deren relative Frequenz ($n = 409$).	35
Tabelle 4-3:	Taxazahl und summierte relative Abundanz der dominanten Ordnungen.	36
Tabelle 4-4:	Taxazahl und summierte relative Abundanzen der dominanten Ordnungen der Fließgewässertypen 5 ($n = 252$) und 5.1 ($n = 157$).	36
Tabelle 4-5:	Klassengrenzen des Saprobienindex für die Fließgewässertypen 5 und 5.1 (nach Meier et al. 2006a).	37

Tabelle 5-1:	Ergebnisse der Korrelationsberechnungen (Spearman-rho) zwischen den biologischen Attributen des Makrozoobenthos, den sechs Struktur-Hauptparametern und der Gesamtstrukturgüte (FG-Typen 5 und 5.1, n = 258; p < 0,01**, p < 0,05*).	39
Tabelle 5-2:	Hauptkomponentenanalyse aller 16 verwendeter Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte nach LAWA (2000). Ladungen $\geq 0,7$ sind hervorgehoben (n = 258).	46
Tabelle 5-3:	Ausgewählte Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte auf Basis der Ergebnisse einer Hauptkomponentenanalyse.	48
Tabelle 5-4:	Bewertung der Stärke der Abhängigkeiten biologischer Attribute des Makrozoobenthos von ausgewählten Einzelparametern der Gewässerstruktur für den Fließgewässertyp 5 (n = 129). +++ = starke Abhängigkeiten, ++ = mittlere Abhängigkeiten, + = Abhängigkeit vorhanden, - = keine Abhängigkeiten.	51
Tabelle 5-5:	Bewertung der Stärke der Abhängigkeiten biologischer Attribute des Makrozoobenthos von ausgewählten Einzelparametern der Gewässerstruktur für den Fließgewässertyp 5.1 (n = 129) und Typ 5 (n = 129, grau). +++ = starke Abhängigkeiten, ++ = mittlere Abhängigkeiten, + = Abhängigkeit vorhanden, - = keine Abhängigkeiten.	52
Tabelle 5-6:	Korrelationsmatrix der sieben ökologisch relevanten Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte. Korrelationsberechnungen nach Spearman (p < 0,01, n = 258).	53
Tabelle 5-7:	Indexdotierung und Ausprägung der Zustandsmerkmale der identifizierten ökologisch relevanten Strukturparameter nach LAWA (2000).	54
Tabelle 5-8:	Ergebnisse des Signifikanztests nach Mann & Whitney (1947) von der Bewertung der ökologisch relevanten Einzelparameter zwischen den Fließgewässertypen 5 und 5.1 (n = 258).	57
Tabelle 5-9:	Sensitive biologische Attribute, die mit allen ermittelten ökologisch relevanten Strukturparametern signifikant korrelieren.	60
Tabelle 5-10:	Korrelationsmatrix der 14 identifizierten, sensitiven biologischen Attribute. Berechnungen nach Spearman (n = 258, p < 0,01). Die Koeffizienten $\geq 0,8$ sind hervorgehoben.	63
Tabelle 5-11:	Hauptkomponentenanalyse der 14 sensitiven biologischen Attribute (n = 258). Die Ladungen $\geq 0,8$ sind hervorgehoben.	63
Tabelle 5-12:	Berechnung der Ankerpunkte über das 25- und 75-Perzentil der biologischen Attribute, Median und Standardabweichung (SD) (n = 258).	65

Tabelle 5-13:	Schwellenbereiche der Merkmalsausprägungen der ökologisch relevanten Strukturparameter auf Grundlage der Verteilung des aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs (ASBA 8) in Abhängigkeit der ökologisch relevanten Strukturparameter (n = 258). ..	68
Tabelle 5-14:	Korrelationsberechnungen nach Spearman zwischen den ökologisch relevanten Struktur-Einzelparametern und dem Saprobienindex (n = 409, p < 0,01).	73
Tabelle 6-1:	Vergleich der mittleren Abundanzen und relativen Frequenzen [%] zwischen den „Leitarten der Typengruppe Mittelgebirgsbäche“ nach Haase et al. (2004) für die Typen 5 (n = 58) und 5.1 (n = 22, in Klammern) und der auf Basis des vorliegenden Datensatzes ermittelten Werte (n = 258).	77
Tabelle 6-2:	Prozentualer Anteil der Untersuchungsabschnitte (n = 409) in Abhängigkeit unterschiedlicher Grenzwerte des Saprobienindex.	79
Tabelle 6-31:	Übersicht über ökologisch relevante Strukturgüteparameter aus unterschiedlichen Studien. Die angegebenen Strukturparameter, mit Ausnahme EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000), beziehen sich dabei ausschließlich auf die kleinen und mittleren Fließgewässertypen der Mittelgebirge.....	83
Tabelle 6-4:	Schwellenbereiche der Merkmalsausprägungen der ökologisch relevanten Strukturparameter für die Fischfauna (Borchardt et al. 2007) und das Makrozoobenthos (Ergebnisse der vorliegenden Arbeit).....	94

1 EINLEITUNG

Das Verständnis über die Ausprägung der Lebensgemeinschaften von benthischen Invertebraten in aquatischen Ökosystemen in Abhängigkeit von abiotischen Faktoren ist von grundlegender wissenschaftlicher Bedeutung und eine Voraussetzung für die Bewertung, den Schutz und die Wiederherstellung der ökologischen Integrität in Fließgewässern.

Thienemann stellte bereits 1939 die Hypothese auf, dass mit steigender Habitatdiversität und hydromorphologischer Vielfalt eine Zunahme der biologischen Diversität der Biozönozen einhergeht (*“...the more a habitat is displaced from the origin status, the less species it can bear...”*). Diese These bildete die Grundlage für eine Vielzahl an Hypothesen und Theorien über die Besiedlung in Fließgewässern, wie beispielsweise der „Habitat Templet Theorie“ (Southwood 1977, Townsend & Hildrew 1994), der „Intermediate Disturbance Hypothesis“ (Connell 1978, Townsend et al. 1997) und dem „Patch Dynamic Concept“ nach Townsend (1989). Die daraus abgeleiteten Paradigmen über gesetzmäßige Zusammenhänge zwischen der wirbellosen Fauna und der Hydromorphologie in Fließgewässern nehmen auch in der aktuellen Diskussion hinsichtlich der Umsetzungsprozesse der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) (Europäische Gemeinschaften 2000) eine zentrale Rolle ein. Vor diesem Hintergrund hat die vorliegende Arbeit zum Ziel, einen Beitrag zum besseren ökologischen Verständnis der Wirkungszusammenhänge zwischen der Hydromorphologie von Fließgewässern und der benthischen Invertebratenzönose zu leisten.

Die Bewertung von Fließgewässern und die Quantifizierung von Umwelteinflüssen über Bioindikatoren erfolgten erstmals mit der Entwicklung des Saprobien-systems nach Kolkwitz & Marson (1909). Die zunehmende Industrialisierung, der Ausbau und die vielfältigen Nutzungsansprüche an Fließgewässer fordern jedoch eine stetige Weiterentwicklung und Anpassung von Bioindikationsverfahren zur Ermittlung von Belastungsfaktoren, wie die Indikation der Trophie (Hofmann 1994, Kelly 1996, Schaumburg et al. 2004, Meilinger et al. 2005), die Versauerung (Braukmann 1992, 1995, Tremp & Kohler 1995, Braukmann & Biss 2004, Sandin et al. 2004), die Salinität (Ziemann 1971, 1999, Mischke 2005) oder der Einfluss toxischer Stoffe auf die benthische Lebensgemeinschaft (Gunkel 1994, EC 2002, Liess & Von der Ohe 2005). Böhmer et al. (2004) und Lorenz et al. (2004b) entwickeln multimetrische Konzepte der Bioindikation in Abhängigkeit von multiplen, anthropogen verursachten Stressoren auf die Makrozoobenthoszönose. Die multimetrischen Indizes kommen zwar der Forderung einer integrierten Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern nach, jedoch spiegeln diese Indizes die Belastung einzelner, abiotischer Faktoren sowie mögliche überlagerte Effekte von Wirkungszusammenhängen nur unzureichend wider. Eine Herausforderung an die neu entwickelten Bioindikationsverfahren ist zudem die Anpassung der Bewertungskriterien an die deutschlandweit 24 Fließgewässertypen (Schmedtje et al. 2001, Pottgiesser & Sommerhäuser 2004) und die Ermittlung von Referenzzönosen, die auf der Basis von biologischen Monitoringdaten für das Makrozoobenthos von Haase et al. (2004) erarbeitet und für die 24 Typen validiert wurden.

Seit Inkrafttreten der EG-WRRL rückt die Forderung nach einer integrierten Betrachtung der anthropogen verursachten Belastungen und deren Auswirkungen auf die aquatische Biozönose immer mehr in den Vordergrund. Ausgangspunkt ist die im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL im Jahr 2004 durchgeführte Bestandsaufnahme der oberirdischen Fließ- und Standgewässer auf Grundlage einer Risikoanalyse signifikanter anthropogener Gewässerbelastungen (LAWA 2003b, Europäische Kommission 2002, 2003). Diese Analyse basiert auf den Ergebnissen der bis dahin angewandten Bewertungsverfahren für die morphologischen, biologischen und stofflichen Qualitätskomponenten (z.B. Saprobienindex, Gewässerstrukturgüte, Gewässergüte, spez. Schadstoffe). Die Gesamtab schätzung eines Wasserkörpers erfolgt auf Grundlage der Aggregation aller ermittelten, signifikanten Belastungen und demnach auf einer Überlagerung multipler biotischer und abiotischer Einflussfaktoren. Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme zeigen, dass etwa 60 % aller oberirdischen Gewässer in Deutschland den geforderten „guten ökologischen Zustand“ bis 2015 ohne weitere Maßnahmen wahrscheinlich nicht erreichen. Dabei ist die Hauptursache für die Zielverfehlung die defizitäre Hydromorphologie einschließlich der eingeschränkten linearen Durchgängigkeit (Borchardt et al. 2005, Mohaupt et al. 2005). Die Aufnahme zeigt zudem, dass noch zahlreiche Unsicherheiten bestehen. Dies betrifft sowohl die angewandten Bewertungsverfahren zur Einstufung der signifikanten Belastungen (z.B. Saprobienindex nach DIN 38410 1990, Gewässerstrukturgüteverfahren nach LAWA 1999, 2000) als auch detaillierte Kenntnisse insbesondere von den Wirkungszusammenhängen zwischen flächendeckend defizitärer Gewässermorphologie und biologischem Zustand der Gewässer.

Vor diesem Hintergrund hat die vorliegende Arbeit folgende wissenschaftliche Ziele:

- Die Identifizierung von ökologisch relevanten Strukturgüteparametern. Mit Hilfe von statistischen Verfahren werden signifikante Zusammenhänge zwischen biologischen Attributen und Strukturparametern erarbeitet. Dies geschieht auf der Grundlage eines umfangreichen Datensatzes des Makrozoobenthos aus dem operativen Monitoring der Jahre 2005 und 2006 in Hessen und mit Daten zur Gewässerstruktur der Vor-Ort-Kartierung nach LAWA (2000).
- Der Vergleich der Fließgewässertypen 5 (grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach) und 5.1 (feinmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach) (Fließgewässertypisierung nach Pottgiesser & Sommerhäuser 2004) unter besonderer Berücksichtigung der Ausprägung und Funktionalität vorhandener benthischer Lebensgemeinschaften.
- Die Ermittlung von biologischen Attributen als Indikatoren für die Ausprägung der Gewässerstruktur. Dafür werden sowohl statistische Analysemethoden als auch Verteilungsmuster ausgewählter biologischer Attribute in Abhängigkeit von der Ausprägung der Strukturmerkmale verwendet.

-
- Die Ableitung von ökologisch relevanten Habitatcharakteristiken über die Ausprägung von Zustandsmerkmalen der Struktur-Einzelparameter in Abhängigkeit von der taxonomischen und funktionalen Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft.
 - Die Ermittlung von Wirkungszusammenhängen zwischen Saprobie, Makrozoobenthoszönose und Gewässerstruktur.

2 GRUNDLAGEN – STAND DER FORSCHUNG

2.1 Abiotische und biotische Wirkungszusammenhänge

Die Zusammensetzung und Funktion der benthischen Lebensgemeinschaften in Fließgewässern wird im Wesentlichen durch die abiotischen Faktoren Abflussregime, chemisch-physikalische Eigenschaften des Wassers, biochemische Interaktionen zwischen dem freien Wasserkörper, dem Sediment, dem Einzugsgebiet und der Hydromorphologie beeinflusst (Borchardt 2000) (Abbildung 2-1).

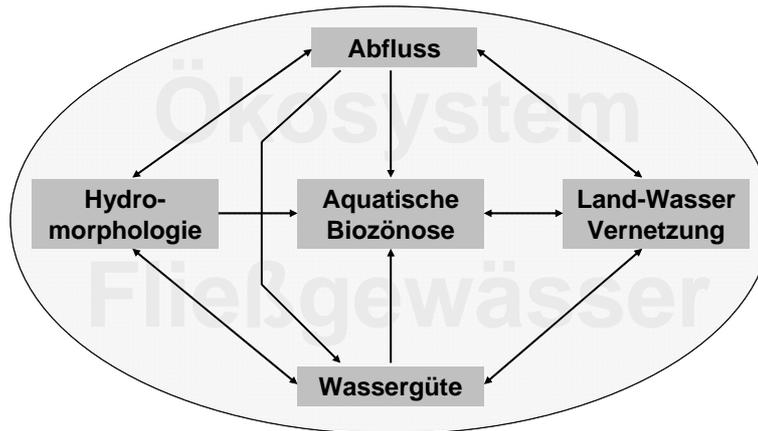


Abbildung 2-1: Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung von aquatischen Lebensgemeinschaften in Fließgewässern (aus: Borchardt 2000, verändert).

Vannote et al. (1980) entwickelten aus diesen Zusammenhängen das „River Continuum Concept“ und stellten die Hypothese auf, dass sich entlang eines Flusslaufs abiotische und biotische Faktoren, Respiration und Produktion und damit auch die Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft auf Grund des veränderten Ressourcendargebots an Nahrung und Habitaten ändert.

Die Wirkungszusammenhänge der Faktoren und deren Einfluss auf die Biozönose können auf unterschiedliche Skalen des aquatischen Lebensraums bezogen werden und folgen einer hierarchischen Gliederung. Diese beginnt mit der Einstufung von Lebensräumen in Mikro,- Meso- und Makroskalen (einige μm bis m), geht über einen Fließgewässerabschnitt mit einer charakteristischen „Pool-Riffle-Sequenz“ (ca. 100 m) und reicht bis hin zu einem gesamten Fließgewässersystem (mehrere km) (Malmqvist 2002). Ändert sich das natürliche Gleichgewicht durch anthropogene Einflüsse, so wirkt sich dies auf alle Skalen des aquatischen Lebensraumes aus (z.B. Pardo & Armitage 1997, Beisel et al. 1998, Lancaster 2000, Sponseller et al. 2001).

2.2 Hydromorphologie

Die Bewertung der Morphologie in Fließgewässern ist europaweit integraler Bestandteil für das Fließgewässermanagement. Dabei stehen die Änderungen der morphologischen Gegebenheiten durch anthropogene Einflüsse, wie der Gewässerausbau, die Wasser-

nutzung oder die Renaturierung und der Einfluss von morphologischen Habitateigenschaften für die Ausprägung von aquatischen Lebensgemeinschaften im Vordergrund.

Im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) kommt insbesondere dem zweiten Aspekt eine wesentliche Rolle zu. Die genormten Verfahren zur Strukturgütee Erfassung nach LAWA (1999, 2000) werden, bedingt durch die normativen Begriffsbestimmungen nach Anhang V der EG-WRRL, als Hilfskomponenten unterstützend zur Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern hinzugezogen. Die Morphologie wird in die Zustandsklassen „sehr gut“, „gut“ und „mäßig“ eingeteilt und sollte weitestgehend anhand der Struktureigenschaften „Laufentwicklung“, Tiefen- und Breitenvarianz“, „Sohlensubstrat“ und „Uferstruktur“ bewertet werden.

In Deutschland finden derzeit zwei Verfahren zur Bewertung der Gewässerstrukturgüte Verwendung: Das „Vor-Ort-Verfahren“ (LAWA 2000) und das „Übersichtsverfahren“ (LAWA 1999). Beide Bewertungsmethoden wurden prioritär als Entscheidungshilfswerkzeug für Gewässerpflegepläne und Bewirtschaftungsstrategien sowohl auf regionaler als auch auf Landesebene entwickelt (Richter 2006). Die Gesamtstrukturgüte setzt sich dabei aus der Bewertung einzelner Wert- und Schadstrukturparameter zusammen und wird auf einer 7-stufigen Skala klassifiziert und gemäß der in Tabelle 2-1 aufgeführten Farbgebung in Gewässergütekarten abgebildet.

Tabelle 2-1: Klassifikationsschema der Gewässerstrukturgüteverfahren nach LAWA (1999, 2000).

Güteklasse	Bezeichnung	Farbgebung
1	unverändert	dunkelblau
2	gering verändert	hellblau
3	mäßig verändert	dunkelgrün
4	deutlich verändert	hellgrün
5	stark verändert	gelb
6	sehr stark verändert	orange
7	vollständig verändert	rot

Das **Übersichtsverfahren** beschränkt sich auf die Aufnahme von insgesamt neun Einzelparametern und verzichtet auf detaillierte Erhebungen am Gewässer. Die zu untersuchenden Strukturparameter werden aus einer Karten- oder Luftbildinterpretation abgeleitet und lediglich durch stichprobenartige Kontrollkartierungen im Gelände überprüft. Die Bewertung erfolgt auf einem Skalenniveau von 1.000m-Abschnitten. Die neun Einzelparameter werden zu zwei Hauptgruppen („Gewässerbettdynamik“ und „Auendynamik“) aggregiert und zu einer Gesamtbewertung zusammengefasst (Tabelle 2-2).

Tabelle 2-2: Übersicht über die Erfassungsparameter und die Hauptgruppen der Gewässerstruktur nach dem Übersichtsverfahren nach LAWA (1999) (Schadstrukturparameter sind kursiv gedruckt).

	Hauptgruppe	Erfassungsparameter
Gesamtbewertung	Gewässerbettdynamik (Sohle und Ufer)	Linienführung
		<i>Uferverbau</i>
		<i>Querbauwerke</i>
		<i>Abflussregelung</i>
		Uferbewuchs
	Auendynamik	<i>Hochwasserschutzbauwerke</i>
		Ausuferungsvermögen
		Auennutzung
		Uferstreifen

Das **Vor-Ort-Verfahren** (LAWA 2000) basiert im Detail auf der Bewertung von insgesamt 25 Einzelstrukturparametern im Vergleich zu einem potenziell natürlichen Gewässerzustand (Referenz). Im Unterschied zum Übersichtsverfahren erfolgt die Erhebung der 16 Wertstrukturparameter und 9 Schadstrukturparameter in 100 m-Abschnitten am Gewässer. Die 25 Einzelparameter sind nach ihren Eigenschaften gruppiert und sechs Hauptparametern zugeordnet. Die Gesamtstrukturgüte wird aus dem arithmetischen Mittelwert der sechs Hauptparameter berechnet. Tabelle 2-3 zeigt die Einzelparameter und die Hauptparameter der Gewässerstrukturkartierung des Vor-Ort-Verfahrens nach LAWA (2000).

Tabelle 2-3: Übersicht über die Haupt- und Einzelparameter der Gewässerstruktur des Vor-Ort-Verfahrens nach LAWA (2000) (Schadstrukturparameter sind kursiv gedruckt).

	Hauptparameter	Einzelparameter
Gesamtbewertung	Laufentwicklung	Laufkrümmung
		Längsbänke
	Längsprofil	Besondere Laufstrukturen
		Krümmungserosion
		Querbänke
		Strömungsdiversität
		Tiefenvarianz
	Sohlstruktur	<i>Querbauwerke</i>
		<i>Verrohrungen</i>
		<i>Rückstau</i>
		<i>Sohlensubstrat</i>
		Substratdiversität
	Querprofil	Besondere Sohlenstrukturen
		<i>Sohlverbau</i>
		Profiltiefe
		<i>Durchlässe</i>
		Breitenerosion
	Uferstruktur	Breitenvarianz
		Profiltyp
		Besondere Uferstrukturen
Gewässerumfeld	Uferbewuchs	
	<i>Uferverbau</i>	
	Gewässerrandstreifen	
	Flächennutzung	
	Sonstige Umfeldstrukturen	

Die Bewertung der Einzelparameter richtet sich im Wesentlichen nach Anzahl und Ausprägung der Zustandsmerkmale in Abhängigkeit vom Gewässertyp¹. Mit Hilfe eines Indexsystems erfolgt die Zuordnung einer Ziffer zwischen 0 und 7 für jede Ausprägung eines Zustandsmerkmals.

Vergleichbar mit dem erläuterten Vor-Ort-Verfahren nach LAWA (2000) sind das in England angewandte RHS (River Habitat Survey) (Raven et al. 1997, 1998) und das in Frankreich erarbeitete SEQ-MP (Agence de l'Eau Rhin-Meuse 1996). Ein methodischer Ver-

¹ Die Fließgewässertypisierung der Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA (2000) unterscheidet insgesamt sechs unterschiedliche Typen und ist nicht mit der Fließgewässertypisierung nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) vergleichbar.

gleich der drei Verfahren wird in Raven et al. (2002) ausführlich beschrieben. Die Studie zeigt, dass sich die unterschiedliche Definition von Referenzbedingungen entscheidend auf das Ergebnis auswirkt und eine Harmonisierung der Verfahren notwendig macht. Zudem stellen Raven et al. (2002) heraus, dass eine Weiterentwicklung der Auswahl von morphologischen Parametern und eine Vernetzung zwischen morphologischen Kriterien und biologischen Daten für das Aufstellen einer geeigneten Gewässerstrukturbewertung unerlässlich ist. Weitere Studien, die sich mit dem Einfluss der Gewässerstrukturgüte auf die benthische Lebensgemeinschaft befassen, sind die Arbeiten im Zusammenhang mit dem EU-Projekt „STAR“² (z.B. Davy-Bowker & Furse 2006, Erba et al. 2006, Furse et al. 2006, Szoszkiewicz et al. 2006).

Trotz umfangreicher wissenschaftlicher Erhebungen sind die Strukturgüteverfahren bislang nicht vollständig an die Anforderungen der EG-WRRL angepasst. Für eine zielgerichtete Weiterentwicklung ist die Bearbeitung ökologischer Grundlagen über das Verständnis von den Wirkungszusammenhängen zwischen benthischen Invertebraten und Gewässermorphologie dringend notwendig. Im Vordergrund steht dabei eine eindeutige Identifizierung von relevanten Strukturvariablen und die Definition einer strukturellen Mindestausstattung, die Rückschlüsse über die taxonomische und funktionale Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft erlaubt, um letztlich den nach EG-WRRL geforderten „guten ökologischen Zustand“ zu erreichen oder Aufrecht zu halten.

2.3 Saprobie

Der Saprobienindex wird, ebenso wie die Strukturgüteverfahren, als Hilfskomponente zur Gewässerbeurteilung herangezogen. Der Index spiegelt den Sauerstoffhaushalt im Gewässer, nicht aber andere stoffliche, hydrologische oder morphologische Einflüsse wider.

Die Basis für das bis heute angewandte Saprobien-System ist die Identifizierung von benthischen Organismen, die besonders sensitiv auf einen erhöhten Eintrag von organischem Material und das damit einhergehende Sauerstoffdefizit in Fließgewässer-Ökosystemen reagieren. Dabei ist das Verfahren nur für die Indikation der Belastung eines Fließgewässers mit leicht abbaubaren organischen Stoffen geeignet (Schwoerbel 1999).

Die Auswirkungen von organischen Belastungen auf Fließgewässerorganismen werden seit Beginn des 20. Jahrhunderts umfassend dokumentiert (Lauterborn 1901, Kolkwitz & Marsson 1902, 1908, 1909). Liebmann (1951) und Knöpp (1955) entwickeln daraus das Saprobien-System, welches bis heute als Grundlage für die Bewertung der Wassergüte in der wasserwirtschaftlichen Praxis Verwendung findet. Mit dem Erlass des Wasserhaushaltsgesetzes im Jahr 1957 (WHG) rückt der ökologisch orientierte Gewässerschutz mehr

² Ziel des Projektes mit einer Laufzeit von 2002-2004 war die Entwicklung eines europaweit einheitlichen Verfahrens zur Beprobung, Bestimmung und Bewertung des Makrozoobenthos in Fließgewässern (www.eu-star.at).

in den Vordergrund und es werden erstmals Bestimmungen an die Nutzung (z.B. Wasserentnahmen, Abwassereinleitungen) und Bewirtschaftung von Gewässern gestellt. In Deutschland werden seit 1975 auf Basis des Saprobienindex landesweite Gewässergütekarten erstellt. Das Saprobienindexsystem erlangt auch europaweit große Bedeutung für eine weitgehend einheitliche Bewertung von Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos (Metcalf 1989). 1987 bzw. 1990 wird eine deutschlandweite Norm zur Bewertung organisch leicht abbaubarer Stoffe durch den Saprobienindex verabschiedet (DIN 38410 1987, 1990, Friedrich 1990).

Mit Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie (Europäische Gemeinschaften 2000) wird eine erneute Revision des Saprobienindexsystems notwendig (Friedrich & Herbst 2004, Rolaufts et al. 2003, 2004, Meier et al. 2006a). Wesentliche Änderungen dieser Revision im Vergleich zum Saprobienindex 1990 sind eine erweiterte Liste von Indikatorarten (612 Taxa anstelle von 148 Taxa), die Anpassung des Saprobienindexsystems an die unterschiedlichen Fließgewässertypen und eine standardisierte und detaillierte Probenahmemethodik. Ein wesentlicher Aspekt der typspezifischen Anpassung des Verfahrens ist die Festlegung von saprobiellen Referenzbereichen. Ausgehend von diesem Referenzzustand (Klasse 1) werden die saprobiellen Qualitätsklassen von einem vormals 7-stufigen System an das 5-stufige Verfahren nach EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) angepasst. Mit Verabschiedung der ermittelten Klassengrenzen durch den LAWA- Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO 2006) wird das neue Saprobienindexsystem in das Verfahren für die Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern anhand der biologischen Qualitätskomponente „Makrozoobenthos“ (ASTERICS 2006a) integriert.

2.4 Fließgewässertypologie

Für die Ausweisung der Wasserkörper, die Aufstellung der Monitoringkonzepte und die zukünftig zu erstellenden Bewirtschaftungspläne nach EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) nimmt die Typisierung der Fließgewässer auch im internationalen Kontext eine zentrale Stellung ein (z.B. Wimmer et al. 2000, Sandin & Johnson 2000, Lorenz et al. 2004a, Verdonschot & Nijboer 2004). Die Typisierung erfolgt sowohl auf Basis von geomorphologischen- und Flusseinzugsgebietsdaten („*top down*“) (Moog et al. 2001, Schmedtje et al. 2001) als auch durch die Validierung bestehender Fließgewässertypen mit Hilfe biologischer Qualitätskomponenten („*bottom up*“) (Haase et al. 2004, Verdonschot & Nijboer 2004).

In Deutschland wurden im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL insgesamt 24 Fließgewässertypen anhand des „*top down*“- Prinzips (Systems B) (Europäische Gemeinschaften 2000, Anhang II, 1.2.1) identifiziert (vgl. Anhang A). Die Ableitung der Fließgewässertypologie erfolgte in mehreren Schritten (nach Sommerhäuser & Pottgiesser 2005):

1. Ermittlung der drei nach Illies (1978) vorkommenden Ökoregionen in der BRD.
2. Differenzierung innerhalb der Ökoregionen in die Gewässerlandschaften nach Briem (2003): Aggregation der geomorphologisch abgeleiteten Gewässerlandschaften.
3. Verschneidung der ermittelten Typen mit der Längszonierung der Fließgewässer in Anlehnung an das System A der EG-WRRL (Anhang II, 1.2.1).
4. Weiterentwicklung des Typologieentwurfs durch verschiedene Forschungsvorhaben, Arbeitskreise, etc. – „iterativer Prozess“ (Pottgiesser & Sommerhäuser 2004, Schmedtje et al 2001, Sommerhäuser 2005).

Die so über den „*top down*“ Ansatz ermittelten Typen wurden hinsichtlich ihrer biozönotischen Bedeutsamkeit mit Makrozoobenthosdaten validiert („*bottom up*“) und mögliche Referenzzönosen für einzelne Fließgewässertypen ermittelt (Haase et al. 2004, Lorenz et al. 2004a). Dieser „*bottom up*“ Ansatz wurde bislang durch das Fehlen homogener Datensätze von fließgewässertypspezifischen, potenziellen Referenzgewässern erheblich erschwert.

Anhand der Typensteckbriefe nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) werden die silikatischen Mittelgebirgsbäche der Fließgewässertypen 5 und 5.1 wie folgt charakterisiert:

Der Fließgewässertyp 5 (grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach) beschreibt die epi- und metarhithralen Fließgewässerabschnitte von Kerb- Mulden oder Sohlentälern. Der Gewässerverlauf ist eher gestreckt bis leicht geschlängelt. Das Sohlensubstrat in den schnell fließenden Abschnitten besteht zumeist aus Grobmaterial, während in den langsam fließenden Strecken feinkörnigere Substrate überwiegen. Durch die geringe Speicherkapazität des Bodens führen starke Regenereignisse zu schnellen Hochwässern und stark schwankenden Abflussverhältnissen im Jahresverlauf. Der Fließgewässertyp 5 gilt auf Grund der Strömungsverhältnisse, des hohen Sauerstoffgehalts, der niedrigen Temperaturen in den Sommermonaten und der Substratzusammensetzung als sehr artenreich bezüglich der benthischen Invertebratenzönose.

Ebenso wie der Fließgewässertyp 5 gehört der Typ 5.1 zu den epi- und metarhithralen Abschnitten der Mittelgebirgsbäche. Im flachen Bachbett folgen schnell und langsam fließende Abschnitte eher kleinräumig. Das Sohlensubstrat besteht überwiegend aus Sanden, Kiesen und Totholzansammlungen, welche als Hartsubstrat in anthropogen unbeeinflussten Gewässerabschnitten eine wesentliche Funktion für die Besiedlung von benthischen Invertebraten übernehmen (Rolauffs 2001). Die Abflussverhältnisse unterliegen, bedingt durch das feinkörnigere Substrat und den Buntsandstein geprägten Unterboden, weniger starken Schwankungen. Die faunistische Besiedlung des Fließgewässertyps 5.1 wird als eher artenarm beschrieben. Es überwiegen Weichsubstratbesiedler und grabende Formen wie beispielsweise *Ephemera danica*.

2.5 Beschreibung des Bewertungsverfahrens für die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos

Das derzeit deutschland- und europaweit standardisierte Verfahren zur Klassifizierung des biologischen Zustands von Fließgewässern anhand der biologischen Qualitätskomponente „benthische Invertebraten“ (EU-Projekt „Star“, vgl. Kapitel 2.2) beinhaltet das methodische Vorgehen von Labor- und Freilandarbeiten, die Bestimmung und Auswertung der erhobenen Taxalisten mit autökologischen Hintergrundinformationen von nahezu 10.000 europaweit vorkommenden Arten sowie die Erarbeitung neuer Berechnungsmethoden in einer integrierten Bewertungssoftware (AQEM 2004, Meier et al. 2006b, ASTERICS 2006a, b). Ziel des Bewertungsverfahrens ist neben der Klassifizierung des biologischen Zustands auch die Einstufung der entsprechenden Belastungsfaktoren, um daraus den zukünftigen Handlungsbedarf für die gemäß EG-WRRL zu erstellenden Maßnahmenpläne bis 2009 abzuleiten.

Der Bewertungsablauf des Verfahrens beruht auf der Eingabe der gewonnenen Taxalisten und einer fließgewässertypspezifischen Berechnung zahlreicher Metrics (Auflistung aller Metrics in Hering et al. 2004a). Die Metrics sind biologische Attribute, welche die taxonomische Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaften, deren funktionale Eigenschaften und daraus abgeleitete Charakteristiken beschreiben. Die funktionalen Eigenschaften, wie beispielsweise Strömungspräferenz, Ernährungstypen, Habitatpräferenzen etc., werden auf Basis von autökologischen Informationen (Moog 1995, Schmedtje & Colling 1996, AQEM 2004) jeder vorkommenden Art mittels eines Punktesystems zugeordnet und als prozentualer Anteil aus den Abundanzen oder den Häufigkeitsklassen berechnet.

Die Bewertung der ökologischen Zustandsklasse des Makrozoobenthos ist modular aufgebaut und richtet sich nach unterschiedlichen Belastungsfaktoren: dem Modul „Saprobie“ (organische Belastung) (Saprobienindex nach Meier et al. 2006a), dem Modul „Versauerung“ (Säureindex nach Braukmann & Biss 2004) und dem Modul „Allgemeine Degradation“ nach Lorenz et al. (2004b). Anhand von Bewertungsformeln werden die verwendeten Metrics jedes Moduls entweder über Klassengrenzen (Saprobie und Versauerung) oder Ankerpunkte (Allgemeine Degradation) miteinander verrechnet. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind auf einen Wertebereich zwischen 0 und 1 normiert und werden fünf ökologischen Zustandsklassen zugeordnet. Die Gesamtbewertung der biologischen Zustandsklasse des Makrozoobenthos erfolgt nach dem „Worst-Case-Prinzip“; die schlechteste Bewertung eines Einzelmoduls ist bestimmend.

Abbildung 2-2 zeigt den schematischen Ablauf der Bewertung des Makrozoobenthos nach Meier et al. (2006a), verändert.

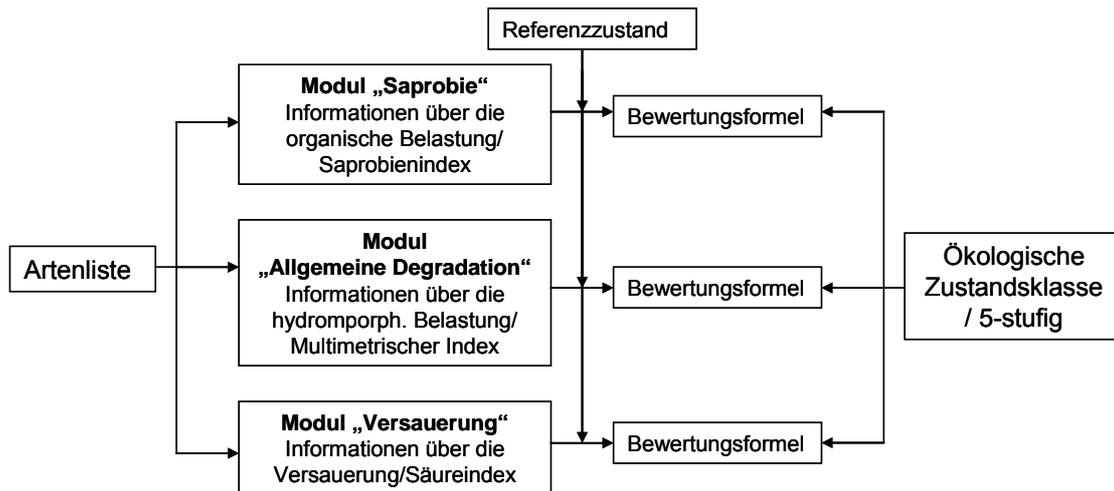


Abbildung 2-2: Schematischer Ablauf der Bewertung der ökologischen Zustandsklasse der biologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos (nach Meier et al. 2006a und Hering et al. 2004a, verändert).

Die Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“ ist als multimetrischer Index aus mehreren biologischen Attributen, den sogenannten Kern- bzw. Core-Metrics, aufgebaut. Dieser soll die Auswirkungen verschiedener Einflüsse (Degradation der Gewässermorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe) auf die Biozönose widerspiegeln, wobei der Beeinträchtigung der Gewässermorphologie besondere Bedeutung zukommt.

Der multimetrische Index zur ökologischen Zustandsbewertung von Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos wird einheitlich als zuverlässig und robust gegenüber abiotischen Einflussfaktoren respektive der Morphologie angesehen und europaweit länderspezifisch angewandt (z.B. Böhmer et al. 2004, Buffagni et al. 2004, Hanneke et al. 2004, Lorenz et al. 2004b, Ofenböck et al. 2004, Vlek et al. 2004). Dabei sind die spezifische Auswahl der biologischen Attribute sowie die Festlegung der Ankerpunkte und Klassengrenzen von entscheidender Bedeutung. Eigene Untersuchungen zeigten beispielsweise, dass verschiedene Core-Metrics, die zur Gesamtbewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“ im Bewertungsverfahren ASTERICS (2006a) herangezogen werden, die Hydromorphologie insbesondere in den stark defizitären Gewässerabschnitten nicht hinreichend abbilden (Völker & Borchardt 2007). Auch können durch die aggregierte Bewertung der verschiedenen Einflussfaktoren nur unzulänglich Rückschlüsse auf die biotischen und abiotischen Wirkungszusammenhänge und damit über den tatsächlichen ökologischen Zustand eines Gewässers gezogen werden.

2.6 Arbeitshypothesen

Aus den aufgeführten Grundlagen und dem Stand der Forschung ergeben sich folgende Arbeitshypothesen:

1. Aus der Vielzahl der Gewässerstrukturparameter des Vor-Ort-Verfahrens nach LAWA (2000) lassen sich Einzelparameter der Gewässerstruktur differenzieren, die einen signifikanten Einfluss auf die taxonomische und funktionale Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose ausüben.
2. Die Artenzusammensetzung und funktionale Zusammensetzung der Biozönose sowie deren Abhängigkeiten von den morphologischen Parametern können fließgewässertypspezifisch differenziert werden.
3. Die biologischen Attribute zeigen unterschiedliche Verteilungsmuster in Abhängigkeit von den Strukturparametern. Es können Attribute identifiziert werden, die besonders sensitiv auf Veränderungen der Gewässermorphologie reagieren.
4. Über die Ausprägung der Zustandsmerkmale der ökologisch relevanten Strukturparameter lassen sich Schwellenwerte ableiten, die als Grundlage für die Definition einer „strukturellen Mindestausstattung“ für das Makrozoobenthos verwendet werden können.
5. Der Einfluss der saprobiellen Belastung wirkt sich stärker als die Gewässerstruktur auf die Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft aus.

3 VERFAHREN UND METHODEN

3.1 Vorgehensweise

Zum Testen der fünf in Kapitel 2.6 aufgeführten Arbeitshypothesen wurde zunächst die für diese Arbeit vorliegende Datengrundlage (vgl. Kapitel 4) hinsichtlich der folgenden Fragestellungen und Kriterien geprüft:

- Welche biologischen und abiotischen Daten liegen vor und welche Informationen können daraus entnommen werden?
- Welche methodischen Verfahren wurden bei der Erhebung der Daten verwendet und liegt ein homogener und vergleichbarer Datensatz vor?
- Wie hoch ist der Datenumfang und reicht dieser für die Verwendung von statistischen Analysemethoden aus, um plausible Ergebnisse zu erzielen?
- Auf welcher räumlichen Skala können die Auswertungen abgebildet werden?
- Welche Daten sind aus dem gesamten Stichprobenumfang auszuwählen, um die unterschiedlichen Arbeitshypothesen hinreichend zu bearbeiten?
- Welche Verteilung liegt dem Datensatz zugrunde und welche statistischen Analysemethoden sind zum Testen der unterschiedlichen Arbeitshypothesen anzuwenden?

Auf Basis der vorliegenden Datengrundlage und der Plausibilitätsprüfung der genannten Kriterien (vgl. Kapitel 3.3 bis 3.6) wurden die einzelnen Arbeitsschritte mit den dafür notwendigen Methoden für die Bearbeitung der Arbeitshypothesen definiert (Tabelle 3-1). Dabei bilden die Teilergebnisse der einzelnen Arbeitsschritte zumeist die Grundlage für die darauf folgenden Auswertungen.

Tabelle 3-1: Übersicht über die einzelnen Arbeitsschritte und die dafür verwendeten Methoden

Arbeitshypothese 1: Identifizierung von ökologisch relevanten Struktur-Einzelparametern	
1. Ermittlung der Abhängigkeiten der biol. Attributen von den Hauptparametern der Gewässerstrukturgüte (Kap. 3.7, 5.2)	Korrelationsanalysen nach Spearman
2. Dimensionsreduktion der Struktur-Einzelparameter (Kap. 3.2.3, 5.3.1)	Hauptkomponentenanalyse
3. Ermittlung der Abhängigkeiten der biol. Attributen von den Einzelparametern der Gewässerstrukturgüte (Kap. 3.7, 5.3)	Korrelationsanalysen nach Spearman
Arbeitshypothese 2: Fließgewässertypspezifische Differenzierung	
4. Vergleichende Analyse des Arteninventars (taxonomisch und funktionell) (Kap. 3.2.3, 5.4.1, 5.4.2)	NMDS (Arteninventar); Deskriptiv (kumulative Verteilungen)
5. Vergleich der Substratzusammensetzung an den Untersuchungsabschnitten (Kap. 5.4.3)	Deskriptiv (kumulative Verteilungen)
6. Vergleich der Gewässerstrukturgütebewertung der ökologisch relevanten Einzelparameter (Kap. 3.2.1, 5.4.4)	Signifikanztest nach Mann & Whitney (1947); Deskriptiv (Säulendiagramm)
Arbeitshypothese 3: Biologische Attribute als Bioindikatoren für die Gewässerstruktur	
7. Identifizierung sensibler biologischer Attribute (Kap. 3.2.3, 3.9.1)	Korrelationsanalysen nach Spearman, Hauptkomponentenanalyse
8. Aggregation von sensiblen biologischen Attributen (Kap. 3.9.2, 5.5.3)	Wertennormierung der biol. Attribute über Berechnungsformel
Arbeitshypothese 4: Ableitung von Schwellenwerten über Merkmalsausprägungen	
9. Ermittlung von ökologisch relevanten Merkmalsausprägungen der Strukturparameter (Kap. 3.2.1, 5.6)	Signifikanztest nach Kruskal & Wallis (1952); Deskriptiv (Box-Whisker-Darstellung)
Arbeitshypothese 5: Einfluss der Saprobie auf die benthische Lebensgemeinschaft	
10. Ermittlung der Abhängigkeiten der biologischen Attribute vom Saprobienindex (Kap. 5.7.2)	Deskriptiv (Streudiagramm)
11. Ermittlung der Abhängigkeiten des Saprobienindex von den ökologisch relevanten Strukturparametern (Kap. 5.7.3)	Korrelationsanalysen nach Spearman; Deskriptiv (Box-Whisker-Darstellung)
12. Ermittlung der Abhängigkeiten der biologischen Attribute vom Saprobienindex und ökologisch relevanten Strukturparametern (Kap. 5.7.4)	Deskriptiv (Säulendiagramm)

3.2 Statistische Analysenverfahren

Die für die Auswertungen der vorliegenden Arbeit angewandten statistischen Tests und Analysenverfahren sind nachfolgend kurz erläutert. Die Verwendung der unterschiedlichen Verfahren ist zudem im Methodenteil zu den jeweiligen Fragestellungen aufgeführt.

3.2.1 Signifikanztests

Beim nichtparametrischen **Vorzeichentest** handelt es sich um das einfachste Vergleichsverfahren von zwei gepaarten Stichproben. Ist die erste Merkmalsausprägung größer als die zweite, wird sie als „positiv“ klassifiziert. Umgekehrt erhält sie ein „negativ“ bzw. ein „verbunden“, wenn beide Ausprägungen übereinstimmen. Aus der Höhe der daraus berechneten asymptotischen Signifikanz lässt sich bei einer Signifikanzschwelle (kritischer Wert) von $< 0,05$ ablesen, ob sich die beiden Stichproben signifikant voneinander unterscheiden.

Der **Vorzeichen-Rangsummentest nach Wilcoxon** (1945) differenziert den Vergleich zweier abhängiger Stichproben detaillierter. Bei der Berechnung werden Paardifferenzen gebildet und in einer aufsteigenden Rangordnung sortiert. Zu den vergebenen Rangzahlen von 1 bis n wird die zugehörige Differenz (positiv, negativ oder verbunden) vermerkt und die Summe positiver und negativer Rangsummen gebildet. Auch hierbei gilt: beträgt die daraus berechnete asymptotische Signifikanz $< 0,05$, unterscheiden sich die beiden verbundenen Stichproben signifikant (Lozan & Kausch 2004).

Im Gegensatz zu den zwei oben beschriebenen Testverfahren sind der **Mann-Whitney-U-Test** (Mann & Whitney 1947) und der **Kruskal-Wallis-Test** (Kruskal & Wallis 1952) nur auf unabhängige, nicht verbundene Paardifferenzen anwendbar. Sowohl der Mann-Whitney-U-Test als auch der Kruskal-Wallis-Test berechnen auf Basis einer Varianzanalyse, ob sich unabhängige Stichproben signifikant von einer ordinalskalierten Variablen unterscheiden. Im Unterschied zum Mann-Whitney-U-Test können beim Kruskal-Wallis-Test mehrere (k -) Stichproben auf Signifikanz geprüft werden (Backhaus et al. 1987, Lorenz 1992).

Auf Grund der ordinalskaliert vorliegenden Strukturgüteparameter wird bei den Auswertungen auf die Verwendung von nichtparametrischen Tests zurückgegriffen, auch wenn im Gegensatz zu verteilungsabhängigen statistischen Verfahren eine geringere Trennschärfe der Ergebnisse zu erwarten ist.

Der Vorzeichentest und der Vorzeichen-Rangsummentest nach Wilcoxon (1945) wird bei der Analyse von miteinander vergleichbaren Strukturgütebewertungen aus unterschiedlichen Aufnahmezeiträumen angewandt (vgl. Kapitel 3.6). Ziel dieser Analyse ist herauszufinden, ob zwischen einem Zeitraum von sechs Jahren eine nachhaltige Änderung der Gewässerstruktur an den Untersuchungsabschnitten vorliegt und sich daraus möglicherweise die Erarbeitung eines Korrekturfaktors für die weiteren Auswertungen ergibt. Dazu werden die Strukturgütebewertungen dreier methodisch gleich erhobener

Einzelparameter („Laufkrümmung“, „Breitenvarianz“ und „Tiefenvarianz“) aus den Jahren 1998/99 und 2005/06 auf signifikante Unterschiede geprüft.

Für den Vergleich der Strukturgütebewertungen zwischen den Fließgewässertypen 5 und 5.1 wird der Mann-Whitney-U Test nach Mann & Whitney (1947) verwendet (vgl. Kapitel 3.8 und 5.4). Anhand der ökologisch relevanten Strukturgüteparameter soll geprüft werden, ob sich die Strukturbewertungen eines Einzelparameters des Fließgewässertyps 5 signifikant von den Bewertungen des Typs 5.1 unterscheiden. Signifikante Abhängigkeiten der biologischen Attribute (Ab- bzw. Zunahme der Werte) von den Merkmalsausprägungen der Strukturgüteparameter entlang eines morphologischen Gradienten (k-Stichproben) werden mit dem Kruskal-Wallis-Test analysiert (vgl. Kapitel 3.10 und 5.6). Es sind dabei diejenigen Merkmalsausprägungen zu identifizieren, bei denen eine signifikante Veränderung in den Werten der biologischen Attribute auftritt.

3.2.2 Korrelationsanalysen

Die Korrelation gibt eine stochastische Beziehung zwischen zwei statistischen Variablen wieder. Dabei kann der Korrelationskoeffizient positiv oder negativ sein mit Maximalwerten von +1 bis -1. Korrelationen werden verwendet, um einen Hinweis darauf zu bekommen, ob zwei statistische Größen ursächlich miteinander zusammenhängen. Der **Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman** wird bei ordinalskalierten Daten verwendet. Im Gegensatz zum Pearsons Korrelationskoeffizient muss die Beziehung zwischen zwei Variablen nicht linear und auf einer Intervallskala abgebildet sein, es reicht Monotonie. Dabei beruht der Rangkorrelationskoeffizient auf der Vergabe von Rangplätzen und ignoriert die Verteilung der Werte von den Variablen. Der Rangkorrelationskoeffizient wird im Allgemeinen als robust gegenüber großen Abweichungen und Ausreißern beschrieben (Sachs 1993, Leyer & Wesche 2007).

Die Zusammenhänge zwischen den ausgewählten biologischen Attributen und den Gewässerstrukturparametern werden mit zweiseitigen Korrelationsanalysen ermittelt. Mögliche multiple Effekte werden dabei statistisch nicht berücksichtigt. Da sowohl die biologischen Attribute nicht normalverteilt (Kolmogorov-Smirnoff-Test, $p < 0,05$) und die klassifizierten Gewässerstrukturgütedaten ordinalskaliert sind, wird der verteilungsunabhängige Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman verwendet. Ziel dieser Methode ist die Ermittlung von Strukturgüteparametern mit einem statistisch signifikanten Einfluss auf die benthische Invertebratenzönose.

3.2.3 Multivariate Verfahren

Die **Hauptkomponentenanalyse (PCA)** ist ein multivariates statistisches Verfahren, welches untereinander korrelierende Faktoren (Strukturvariablen) mit redundanten Informationen auf übergeordneten, nicht miteinander korrelierenden Achsen abbildet. Sie dient dazu, umfangreiche Datensätze zu strukturieren, zu vereinfachen und zu veranschaulichen, indem eine Vielzahl statistischer Variablen durch eine geringe Zahl möglichst aussagekräftiger Linearkombinationen (die „Hauptkomponenten“) genähert wird (Backhaus et

al. 1987). Bei der PCA unterscheidet man die Varianz-Kovarianz-Matrix, mit der in erster Linie eine Dimensionsreduktion der Parameter einhergeht, von der Korrelationsmatrix. Die Korrelationsmatrix wird mit z-standardisierten Daten (Zentrierung zum Mittelwert Null) durchgeführt und verdeutlicht durch den Einbezug der Varianz Muster und Zusammenhänge im Datensatz. Bei der Berechnung der PCA auf Basis eines linearen Modells wird jeder verwendeten Variablen ein dimensionsloser Eigenwert (Ladung) zugeordnet. Je höher dabei die berechneten Ladungen der Variablen innerhalb einer Hauptkomponente sind, desto mehr tragen sie zur Gesamtvarianz bei und werden entsprechend höher gewichtet. Bei der Ordination einer PCA werden die Variablen entlang der Hauptachsen (Komponenten) in Form von Vektoren dargestellt (Lozan & Kausch 2004).

Mit der Hauptkomponentenanalyse erfolgt eine Dimensionsreduktion sowohl der Einzelstrukturparameter (vgl. Kapitel 5.3.1) als auch der verwendeten biologischen Attribute des Makrozoobenthos (vgl. Kapitel 5.5.3). Mittels dieser statistischen Methode ist es möglich, (a) die Strukturparameter und biologischen Attribute mit redundanten Informationen zu identifizieren, (b) ökologisch effektive Kenngrößen zu selektieren und (c) gleichzeitig die Anzahl der Parameter und Attribute zu reduzieren.

Die **nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS)** ist ein rangbasiertes Ordinationsverfahren. Dabei wird die Ähnlichkeit (oder Unähnlichkeit) von zwei Aufnahmen über einen iterativen Prozess abgebildet. Die berechneten Ähnlichkeiten werden in einem zwei- oder dreidimensionalen Ordinationsdiagramm dargestellt. Die Güte einer Ordination wird dabei über den sogenannten Stresswert ermittelt, der ein Maß dafür darstellt, wie gut der Algorithmus die Ähnlichkeiten über die Distanzen anpassen kann. Je kleiner dabei der Stresswert ist, desto zuverlässiger sind das Ergebnis und die Interpretierbarkeit des Ordinationsdiagramms (Backhaus et al. 1987, Leyer & Wesche 2007).

Die NMDS eignet sich bestens zur Darstellung der Ähnlichkeiten/Unähnlichkeiten der vorgefundenen Taxa an den Untersuchungsabschnitten. Diese werden in dem resultierenden Ordinationsdiagramm in einem zweidimensionalen Raum abgebildet. Jeder dargestellte Punkt repräsentiert einen Untersuchungsabschnitt und somit die dort vorliegende Taxaliste. Je höher dabei die Ähnlichkeit zwischen zwei Aufnahmen ist, desto näher liegen die Untersuchungsabschnitte beieinander und zeigen die Ähnlichkeit der Biozönos auf. Als Zusatzinformation werden die Taxalisten den zwei Fließgewässertypen zugeordnet, um Unterschiede in der Artenzusammensetzung hinsichtlich der Typen 5 und 5.1 zu verifizieren.

3.3 Auswertung der Taxalisten und Auswahl geeigneter biologischer Attribute

Die vorliegenden 409 Taxalisten des Makrozoobenthos aus dem hessischen biologischen Monitoring der Jahre 2005 und 2006 wurden mit dem Bewertungsverfahren ASTERICS (2006a) fließgewässertypspezifisch ausgewertet.

Um die Wechselbeziehungen zwischen der Makrozoobenthosbiozönose und der Hydromorphologie detailliert zu analysieren und daraus faunistisch relevante Strukturparameter abzuleiten, wurden zunächst biologische Attribute ausgewählt. Die Kriterien zur Auswahl der Attribute orientierten sich im Wesentlichen an

- den nach Anhang V der EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) normativen Begriffsbestimmungen für die biologische Qualitätskomponente „benthische Invertebraten“ (taxonomische Zusammensetzung, Abundanz, Anteil störungsempfindlicher Taxa, Grad der Vielfalt – Diversität und funktionale Zusammensetzung),
- dem aus dem verwendeten Datensatz zugrunde liegenden Arteninventar und dessen funktionaler Zusammensetzung,
- den nach Haase et al. (2004) ermittelten Leitarten für die Fließgewässertypengruppe „Mittelgebirgsbäche“ und spezifische Leitarten der Fließgewässertypen 5 und 5.1.

Die Berechnung der ausgewählten biologischen Attribute erfolgte mit Hilfe des Bewertungsverfahrens ASTERICS (2006a). Es wurden dabei keine biologischen Attribute verwendet, die in dem Bewertungsverfahren als „Core-Metrics“ in die Gesamtbewertung der ökologischen Zustandsklasse mit eingehen. Die Ermittlung der Leitarten nach Haase et al. (2004) erfolgte durch eine Aggregation und Aufsummierung der entsprechenden Taxa auf Basis der Artenlisten. Eine Zusammenfassung aller verwendeten biologischen Attribute ist in Tabelle 3-2 aufgeführt.

Tabelle 3-2: Übersicht über die ausgewählten biologischen Attribute

Biologische Gruppe	Biologische Attribute	Einheit	Literatur
Artenumfang & Diversität	Abundanz	Individuenanzahl/m ²	
	Taxazahl	Anzahl der aufgefundenen Taxa	
	Diversität	Margalef-Index	Margalef (1984)
Taxonomische Zusammensetzung	Ephemeroptera	Taxazahl	
	Plecoptera	Taxazahl	
	Trichoptera	Taxazahl	
Taxonomische Gruppen	EPT	Prozentualer Anteil [%] der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera in Häufigkeitsklassen	
	EPTCBO sel EPTD	Artenanzahl von EPT+Coleoptera+Odonata+Bivalvia Log (Summe von: Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratyomidae, Dixidae, Empididae, Athericidae, Nemouridae + 1)	Buffagni et al. (2005)
Leitarten	Leitarten Typengruppe	Leitarten der Fließgewässertypengruppe „Mittelgebirgsbäche [Individuen/m ²]	Haase et al. (2004)
	Leitarten FG-Typ 5	Leitarten des Fließgewässertyps 5 [Individuen/m ²]	
	Leitarten FG-Typ 5.1	Leitarten des Fließgewässertyps 5.1 [Individuen/m ²]	
Regionentypen	Präferenztyp für:		Moog (1995);
	Epirhithral	[%] (bewertete Taxa = 100%)	Schmedtje & Colling
	Metarhithral	[%] (bewertete Taxa = 100%)	(1996); Hering et al.
	Hyporhithral	[%] (bewertete Taxa = 100%)	(2004b)
Strömungspräferenz	Rheoindex	Berechnet aus Häufigkeitsklassen (HK)	Banning 1998
	Rheophile	[%]	
	Rheobionten	[%]	
Habitatpräferenz	Lithalbesiedler	[%] (bewertete Taxa = 100%)	
	Phytalbesiedler	[%] (bewertete Taxa = 100%)	Schmedtje & Colling
Ernährungstypen	Weidegänger	[%] (Weidegänger)	(1996); Hering et al.
	Sedimentfresser	[%] (Sedimentfresser)	(2004b)
	Zerkleinerer	[%] (Zerkleinerer)	
	Räuber	[%] (Räuber)	
Fortbewegungstypen	kriechend/laufend	[%] (Kriechend/laufend)	
	schwimmend/tauchend	[%] (Schwimmend/tauchend)	

Die ausgewählten Attribute werden folgenden fünf übergeordneten biologischen Gruppen zugeordnet:

- (1) Artenumfang und Diversität
- (2) Taxonomische Zusammensetzung
- (3) Taxonomische Gruppen
- (4) Leitarten
- (5) Funktionale Gruppen (Regionentypen, Strömungspräferenz, Habitatpräferenz, Ernährungstypen, Fortbewegungstypen)

Die Attribute der ersten drei biologischen Gruppen resultieren aus den berechneten Metrics des Bewertungsverfahrens ASTERICS (2006a); für die Gruppen (4) und (5) erfolgten weiterführende Auswertungsmethoden:

So wurden die typspezifischen Leitarten mit Angaben zu mittleren Abundanzverhältnissen im Rahmen der Erarbeitung von Referenzbiozönosen für das Makrozoobenthos von Haase et al. (2004) definiert. Haase et al. (2004) verglichen dazu fließgewässertypspezifische Besiedlungsmuster aus anthropogen nahezu unbeeinflussten Gewässern. Die daraus resultierenden Leitarten wurden in Gewässertypengruppen und Einzeltypen untergliedert. Die Gewässertypengruppe „Mittelgebirgsbäche“ (Typ 2, 3, 5, 5.1, 6 und 7) umfasst insgesamt 12 unterschiedliche Taxa, die Leitarten des Fließgewässertyps 5 sechs Taxa und die des Typs 5.1 drei Taxa des Makrozoobenthos (vgl. Anhang C-1 und C-2).

Die im vorliegenden Datensatz vorgefundenen Leitarten nach Haase et al. (2004) wurden als biologische Attribute „Leitarten der Gewässertypengruppe“, „Leitarten des Fließgewässertyps 5“ und „Leitarten des Fließgewässertyps 5.1“ zusammengefasst und die Abundanzen der unterschiedlichen Taxa aufsummiert. Tabelle 3-3 zeigt die verwendeten Leitarten für die drei aufgeführten biologischen Attribute.

Tabelle 3-3: Übersicht über die im Datensatz vorgefundenen Leitarten nach Haase et al. (2004) der Gewässertypengruppe „Mittelgebirgsbäche“ (Leitarten Typengruppe), Leitarten FG-Typ 5 und Leitarten des FG-Typs 5.1.

Ordnung	Taxon	Leitarten Typengruppe	Leitarten FG-Typ 5	Leitarten FG-Typ 5.1
Crustacea	<i>Gammarus fossarum</i>	X		
Ephemeroptera	<i>Baetis alpinus</i>	X		
	<i>Ephemerella mucronata</i>	X		
	<i>Habroleptoides confusa</i>	X		
Plecoptera	<i>Amphinemura</i> sp.	X		
	<i>Brachyptera risi</i>	X		
	<i>Brachyptera seticornis</i>		X	
	<i>Leuctra nigra</i>			X
	<i>Perla marginata</i>		X	
	<i>Protonemura</i> sp.	X		
Trichoptera	<i>Glossosoma conformis</i>		X	
	<i>Rhyacophila obliterata</i>			X
	<i>Rhyacophila tristis</i>	X		
	<i>Wormaldia</i> sp.			X
Coleoptera	<i>Hydraena truncata</i> Ad.		X	
	<i>Limnius perrisi</i>	X		
	<i>Oreodytes sanmarkii</i>	X		
Diptera	<i>Liponeura</i> sp.		X	
	<i>Prosimulium</i> sp.	X		

Um die funktionale Zusammensetzung des Makrozoobenthos (Funktionale Gruppe) zu charakterisieren, wurden die Strömungs- und Habitatpräferenztypen, die Präferenztypen für die biozönotischen Regionen, die Ernährungstypen und die Fortbewegungstypen ausgewählt. Innerhalb dieser funktionalen Gruppen erfolgte die Berechnung der prozentualen Anteile der Einzelpräferenztypen. Typen, die mit mehr als 10 % im Mittel an der Zusammensetzung der Makrozoobenthosbiozönose im vorliegenden Datensatz auftraten, wurden als biologisches Attribut für die weiteren Berechnungen und Auswertungen aufgenommen.

Beispielhaft zeigt Abbildung 3-1 die Anteile der Präferenztypen für die biozönotischen Regionen des vorliegenden Datensatzes (n = 409). Mit mehr als 10 % im Mittel sind die Epi-, Meta- und Hyporhithralbesiedler an der Zusammensetzung der Biozönose beteiligt. Der Anteil „keine Daten“ bezieht sich auf die Arten, die entsprechend den biozönotischen Regionen keine autökologische Einstufung erhalten haben. Der prozentuale Anteil der in Abbildung 3-1 aufgeführten Präferenztypen errechnet sich aus den Abundanzen aller vorliegenden Taxa.

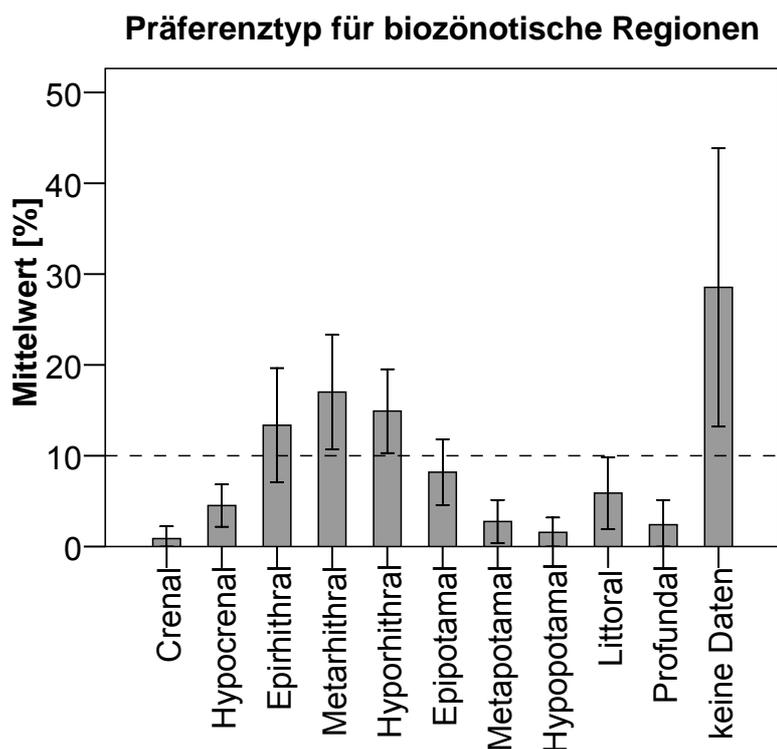


Abbildung 3-1: Mittlerer prozentualer Anteil der Präferenztypen für die biozönotischen Regionen (n = 409, Mittelwert \pm Standardabweichung). Die Hilfslinie zeigt den Mittelwert bei 10% an.

Die Ermittlung der biologischen Attribute aus den weiteren funktionalen Gruppen ist in Anhang E-1 aufgeführt. Biologische Attribute, deren prozentualer Anteil lediglich die autökologisch eingestuft Taxa umfasst, sind in Tabelle 3-2 gesondert gekennzeichnet (bewertete Taxa = 100 %).

3.4 Verschneidung der biologischen Attribute mit den Gewässerstrukturgütedaten

Die ausgewählten biologischen Attribute wurden im nächsten Schritt mit den indexdotierten Bewertungen der Haupt- und Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte (HMULV 1999) verschnitten. Die hessenweit vorliegenden Bewertungstabellen der Strukturgüteparameter sowie die Lage der Untersuchungsabschnitte des Makrozoobenthos, die als GIS-Datenpunkte vorlagen, wurden in ein geografisches Informationssystem (ESRI® 2005) eingelesen. Anschließend erfolgte eine Zuordnung der biologischen Attribute zu den Ergebnissen der Strukturgütekartierung für die jeweiligen Untersuchungsabschnitte (100 m-Abschnitt). Daraus entstand eine Matrix mit den ausgewählten biologischen Attributen und den bewerteten Strukturparametern an allen 409 Untersuchungsabschnitten, die für die weiteren Berechnungen und Auswertungen als Grundlage diente.

3.5 Validierung der Untersuchungsabschnitte

Zur Bearbeitung der unterschiedlichen Fragestellungen dieser Arbeit war es notwendig, die Datensätze aus dem operativen Monitoring 2005/06 und die zugehörigen Gewässerstrukturgütedaten zu differenzieren.

Für die Erarbeitung des Einflusses der Gewässerstruktur auf die benthische Biozönose wurden Untersuchungsabschnitte mit einer erhöhten saprobiellen Belastung (Saprobienindex "mäßig" und schlechter nach Meier et al. 2006a), Erhebungen aus urbanen Siedlungsgebieten sowie ausgewiesene Sonderuntersuchungen nicht berücksichtigt. Aus dieser Validierung resultierten 258 Datensätze, die zu gleichen Anteilen (129 Untersuchungsabschnitte) den Fließgewässertypen 5 und 5.1 zuzuordnen sind.

Für die Erarbeitung von Auswirkungen einer saprobiellen Belastung auf die Biozönose wurden die strukturell defizitären Untersuchungsabschnitte ausgeschlossen. Auf Basis der Ergebnisse aus Kapitel 5.6 bezieht sich dies auf diejenigen Gewässerabschnitte, welche die strukturelle Mindestausstattung nicht aufweisen. Für diese Auswertung verblieben insgesamt 78 Datensätze.

Für die Erarbeitung von Wechselwirkungen zwischen Saprobie, benthischer Lebensgemeinschaft und Gewässerstruktur wurde der gesamte Datensatz von $n = 409$ verwendet.

3.6 Vergleichende Analyse von Strukturgütebewertungen aus unterschiedlichen Aufnahmezeiträumen

Um zu prüfen, ob signifikante Unterschiede in der Bewertung der Gewässerstrukturgüteparameter zwischen den in 1998/99 aufgenommenen Daten (HMULV 1999) und den bewerteten Parametern aus den Feldprotokollen der Jahre 2005/06 bestehen, wurden die nach LAWA (2000) erhobenen Strukturparameter mittels eines Vorzeichentests und eines Vorzeichen-Rangsummentests nach Wilcoxon (1945) analysiert. Die Berechnungen erfolgten mit dem Statistikprogramm SPSS Version 12.0.1 (2003). Die Ergebnisse der sta-

tistischen Analyse der zu vergleichenden Strukturparameter „Laufkrümmung“, „Breitenvarianz“ und „Tiefenvarianz“ aus den beiden Aufnahmezeiträumen sind in Tabelle 3-4 aufgeführt.

Tabelle 3-4: Ergebnisse des Vorzeichentests und des Vorzeichen-Rangsummentests nach Wilcoxon (1945) für die Strukturparameter „Laufkrümmung“, „Tiefenvarianz“ und „Breitenvarianz“ in den Aufnahmezeiträumen 1998/99 (alt) und 2005/06 (neu) ($p < 0,05$, $n = 258$).

	Laufkrümmung (alt)- Laufkrümmung (neu)	Tiefenvarianz (alt)- Tiefenvarianz (neu)	Breitenvarianz (alt)- Breitenvarianz (neu)
Negative Ränge	93	71	63
Positive Ränge	87	63	63
Bindungen	77	124	132
Asymptotische Signifikanz (Vorzeichentest)	0,709	0,545	1,00
Asymptotische Signifikanz (Wilcoxon 1945)	0,384	0,073	0,450

Die berechneten asymptotischen Signifikanzwerte aus den statistischen Tests zeigen keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der zu vergleichenden Struktur-Einzelparameter aus den beiden Aufnahmezeiträumen, so dass weder die Erarbeitung eines Korrekturfaktors erforderlich, noch eine zusätzliche Validierung der Strukturdaten notwendig ist. Für die Berechnungen wird daher der vorliegende Datensatz der Strukturdaten aus den Jahren 1998/99 (HMULV 1999) verwendet.

3.7 Abhängigkeiten der biologischen Attribute des Makrozoobenthos von der Gewässerstruktur

Für die statistischen Analysen mittels des verteilungsunabhängigen Rangkorrelationskoeffizienten (ρ) nach Spearman (Berechnungen mit SPSS, Version 12.0.1 2003) wurden zunächst die ausgewählten biologischen Attribute mit den sechs Hauptparametern sowie der Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte in Beziehung gesetzt. Die Korrelationsanalysen wurden dabei sowohl über den gesamten Datensatz ($n = 258$) als auch getrennt für die Fließgewässertypen 5 und 5.1 ausgewertet.

Im nächsten Schritt wurden die Hauptparameter beschreibenden Einzelparameter (Wertparameter) der Gewässerstrukturgüte ausgewählt. Der Strukturparameter „Sohlensubstrat“ bildete dabei eine Ausnahme, da er in der Bewertungstabelle der Gewässerstrukturgüte (HMULV 1999) zum einen als Schadparameter eingestuft und zum anderen mit der Indexdotierung „0“ (Sohlensubstrat „natürlich“) und „7“ (Sohlensubstrat „unnatürlich“) als einziger Einzelparameter binärcodiert ist. Auf Grund von vielfältigen Voruntersuchungen (Borchardt et al. 2007, Völker & Borchardt 2007) wirkt er sich jedoch als ein wesentlicher Faktor auf die Zusammensetzung von aquatischen Lebensgemeinschaften aus und wurde daher in die weiteren Auswertungen mit einbezogen.

Mit Hilfe einer PCA erfolgte eine Dimensionsreduktion der vorhandenen Strukturvariablen. Die Berechnung und Visualisierung der PCA wurde mit dem Statistikprogramm CANOCO (Ter Braak & Smilauer 2006) berechnet.

Die aus der Hauptkomponentenanalyse ausgewählten Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte wurden erneut zu den biologischen Attributen mittels Korrelationsanalysen (Spearman) in Beziehung gesetzt. Die Berechnungen erfolgten sowohl über den gesamten Datensatz als auch fließgewässertypspezifisch.

Aus den Korrelationsanalysen und der Höhe der Koeffizienten zwischen den verwendeten biologischen Attributen und den Haupt- und Einzelparametern der Gewässerstruktur wurden Rangzahlen gebildet, um die unterschiedlichen Gewichtungen der Strukturparameter hinsichtlich ihrer Relevanz für die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers herauszustellen. Die Berechnungsgrundlage zur Ermittlung der Rangzahlen erfolgte in zwei Schritten. Zunächst wurden die Korrelationskoeffizienten pro berechnetem biologischen Attribut in Abhängigkeit der Struktur-Einzelparameter klassifiziert. Dabei erhielt der Koeffizient mit dem höchsten Wert eine „1“, der zweithöchste Koeffizient eine „2“, usw. (Tabelle 3-5). Die so ermittelten Klassifizierungen wurden im nächsten Schritt mit der Anzahl der verwendeten Strukturparameter multipliziert:

Die Strukturparameter mit geringen Rangzahlen weisen demnach auf Basis der Korrelationsberechnungen besonders hohe Koeffizienten, hohe Rangzahlen hingegen geringe Koeffizienten zu den biologischen Attributen auf.

Tabelle 3-5: Beispielberechnung für die Klassifikation der Korrelationskoeffizienten zwischen biologischen Attributen (BA₁ bis BA_x) und den Strukturgüteparametern (S₁ bis S_x).

	S ₁	S ₂	S ₃	...	S _x		S ₁	S ₂	S ₃	...	S _x	
BA ₁	0,32	0,35	0,41		0,19	→	BA ₁	3	2	1		4
BA ₂	0,25	0,36	0,43		0,13		BA ₂	3	2	1		4
⋮							⋮					
BA _x	0,28	0,36	0,45		0,12		BA _x	3	2	1		4
							Σ	9	6	3		12

3.8 Vergleich der Fließgewässertypen 5 und 5.1

Der Vergleich der Fließgewässertypen 5 und 5.1 erfolgte durch (a) eine Analyse des bestehenden Arteninventars mittels einer nichtmetrischen, multidimensionalen Skalierung (NMDS), (b) die Untersuchungen der fließgewässertypspezifischen funktionalen Zusammensetzung der Biozönose auf Basis der verwendeten biologischen Attribute (vgl. Tabelle 3-2), (c) die Ermittlung der beprobten Substrate an den Untersuchungsabschnitten mit Daten aus den Feldprotokollen (siehe Tabelle 3-6) und (d) einen Vergleich der fließgewässertypspezifischen Strukturgütebewertung für die ökologisch relevanten Strukturparameter mit Hilfe des Mann-Whitney-U-Test (Mann & Whitney 1947).

Die NMDS wurde mit dem Statistikprogramm PC-ORD™, Version 5 (MJM Software 2006), die Berechnung des Mann-Whitney-U-Tests mit dem Statistikprogramm SPSS Version 12.0.1 (2003) durchgeführt.

In den Feldprotokollen sind die Anteile der mineralischen und organischen Substrate an jedem Untersuchungsabschnitt in 5 %-Stufen angegeben. Tabelle 3-6 zeigt die in den Feldprotokollen aufgenommenen mineralischen und organischen Substrattypen.

Tabelle 3-6: Übersicht der mineralischen und organischen Substrattypen, ermittelt aus den Feldprotokollen zur Makrozoobenthoserhebung.

Substrattyp	Korngröße / Beschreibung
Mineralische Substrate	
Megalithal	> 40 cm
Makrolithal	> 20 cm – 40 cm
Mesolithal	> 6 cm – 20 cm
Mikrolithal	> 2 cm – 6 cm
Akal	> 0,2 cm – 2 cm
Psammal	> 6 µm – 0,2 cm
Argyllal	< 6 µm
Organische Substrate	
Algen	Filamentöse Algen, Algenbüschel
Submerse Makrophyten	inkl. Moose und Characeen
Emerse Makrophyten	z.B. Typha, Phragmites, etc.
Lebende Teile terrestrischer Pflanzen	Feinwurzeln, schwimmende Ufervegetation
Xylal (Holz)	Totholz, Äste, Baumstämme, etc.
CPOM	Grobparkuläres, organisches Material
FPOM	Feinpartikuläres, organisches Material

3.9 Auswahl biologischer Attribute als Indikatoren für die Gewässerstrukturgüte

3.9.1 Identifizierung sensitiver biologischer Attribute

Die Identifizierung sensitiver biologischer Attribute, erfolgte auf Basis der fließgewässertypspezifischen Korrelationsanalysen in Abhängigkeit von den ermittelten, ökologisch relevanten Strukturparametern (vgl. Kapitel 3.7). Dabei wurden diejenigen biologischen Attribute ausgewählt, die mit allen fließgewässertypspezifisch relevanten Einzelparametern signifikant korrelieren ($p < 0,01$ und $p < 0,05$).

3.9.2 Aggregation der biologischen Attribute

Die identifizierten biologischen Attribute wurden mit Hilfe einer Korrelationsmatrix auf mögliche redundante Informationen geprüft, validiert und zusammengefasst, um daraus ein übergeordnetes Attribut zu entwickeln, welches die taxonomische und funktionale Zusammensetzung der benthischen Biozönose umfassend charakterisiert und sensitiv auf morphologische Veränderungen hinsichtlich der Strukturparameter reagiert.

Da die verwendeten acht biologischen Attribute auf unterschiedlichen Skalenniveaus vorlagen (z.B. prozentualer Anteil, Artenanzahl, logarithmierte Summe) war es notwendig, vor der Aggregation eine Normierung der Skalenwerte vorzunehmen. Die Berechnungsgrundlage dafür erfolgte in Anlehnung an die Berechnungen des multimetrischen Index für das Bewertungsmodul „Allgemeine Degradation“ nach Meier et al. (2006b). Dazu wurden obere und untere Ankerpunkte (Attributwertminima- und maxima) definiert, um die zum Teil großen Spannweiten zu verringern. Die Herleitung der Ankerpunkte erfolgte über die Berechnung der biologischen Attributwerte in Abhängigkeit von den ökologisch relevanten Strukturparametern. Dabei wurden die Mediane der Attributwerte in den als „sehr gut“ und „gut“ und den als „schlecht“ zu bewerteten Merkmalsausprägungen der Strukturparameter notiert. Die so ermittelten Mediane für alle verwendeten biologischen Attribute konnten hinsichtlich der Werte zusammengefasst dem 75- (oberer Ankerpunkt) bzw. 25-Perzentil (unterer Ankerpunkt) zugeordnet werden. Die Berechnung für eine Wertennormierung der biologischen Attribute ergibt sich daraus wie folgt:

$$\text{Wert} = \frac{\text{Wert des biol. Attributs} - \text{unterer Ankerpunkt (25-Perzentil)}}{\text{Oberer Ankerpunkt (75-Perzentil)} - \text{unterer Ankerpunkt (25-Perzentil)}}$$

Aus dieser Formel ergeben sich Werte zwischen 0 und 1, sofern die Werte der biologischen Attribute zwischen dem 25- und dem 75-Perzentil liegen. Werte mit negativem Vorzeichen werden dann erreicht, wenn die Attributwerte kleiner als das 25-Perzentil sind. Die negativen Werte wurden auf 0 gesetzt. Liegen die Attributwerte über dem 75-Perzentil ist der Wert > 1 und entspricht einem Skalenwert von 1. Die so normierten Werte der acht biologischen Attribute zwischen 0 und 1 wurden mit Hilfe der

Mittelwertbildung zu dem übergeordneten Attribut „Aggregiertes, Strukturbasiertes Biologisches Attribut“, im folgenden ASBA 8 genannt, zusammengefasst.

3.10 Herleitung von biologisch relevanten Merkmalsausprägungen der Strukturparameter

Als biologisch relevante Merkmalsausprägungen wurden diejenigen hydromorphologischen Zustandsmerkmale definiert, bei denen ein signifikanter Wertesprung des ASBA 8 in Abhängigkeit vom morphologischen Gradienten auftrat. Über die Gesamtheit dieser ermittelten Merkmalsausprägungen aller relevanten Struktur-Einzelparameter erfolgte die Definition einer „strukturellen Mindestausstattung“ der Gewässerabschnitte, welche wiederum Rückschlüsse auf die Habitatqualität der benthischen Biozönose erlaubt. Die Herleitung von biologisch relevanten Merkmalsausprägungen erfolgte zum einen deskriptiv über die Verteilung des ASBA 8 in Abhängigkeit von den faunistisch relevanten Strukturparametern in Box-Whisker-Darstellungen, zum anderen unter Zuhilfenahme des Signifikanztests nach Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis 1952). Die deskriptive Ableitung der biologisch relevanten Merkmalsausprägungen sowie die Berechnung von Signifikanzen mit Hilfe des Kruskal-Wallis-Tests erfolgten mit dem Statistikprogramm SPSS, Version 12.0.1 (2003).

Die Identifizierung von Untersuchungsabschnitten, welche eine „strukturelle Mindestausstattung“ auf Basis der biologisch relevanten Merkmalsausprägungen aufwiesen, erfolgte mit Hilfe eines GIS-basierten Abfragealgorithmus (ESRI[®] 2005) und der indexdotierten Bewertung der Strukturparameter. Der Algorithmus wurde so konzipiert, dass die ermittelten Merkmalsausprägungen aller faunistisch relevanten Strukturparameter mindestens eingehalten werden müssen. Die aus diesem Algorithmus identifizierten Gewässerstrecken wurden als „Gewässerabschnitte mit struktureller Mindestausstattung“ definiert.

3.11 Saprobie, biologische Attribute und Gewässerstruktur

Für die Auswertungen zu den Zusammenhängen zwischen der Saprobie, den biologischen Attributen und der Gewässerstruktur wurde der gesamte Datensatz (n = 409) verwendet. Für die Untersuchungen des Einflusses einer erhöhten saprobiellen Belastung auf die benthische Zönose wurden hydromorphologisch defizitäre Untersuchungsabschnitte ausgeschlossen (vgl. Kapitel 3.5). Die organische Belastung an den MZB-Untersuchungsabschnitten wurde über den Saprobienindex (Meier et al. 2006a) ermittelt, der als Einzelattribut bei der Auswertung der Taxalisten mit dem Bewertungsverfahren ASTERICS (2006a) berechnet wird. Die Auswertung über die Zustandsklassen der Saprobie in einem 5-stufigen Bewertungsverfahren erfolgte über die nach Meier et al. (2006a) festgelegten Klassengrenzen (vgl. Kapitel 2.3).

4 DATENGRUNDLAGE

4.1 Die Fließgewässertypen 5 und 5.1

Für die vorliegende Arbeit wurden ausschließlich Daten der silikatischen Mittelgebirgsbäche des Typs 5 (grobmaterialreich) und des Typs 5.1 (feinmaterialreich) aus dem Bundesland Hessen verwendet.

Hessen hat eine Einzugsgebietsgröße von 21.114 km² und grenzt an die Bundesländer Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Thüringen, Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz. Naturräumlich gehört Hessen zum deutschen Mittelgebirge (Ökoregion 9, „Mittelgebirge und Alpenvorland“ nach Illies (1978)). Geologisch dominieren im Nord-Osten feinmaterialreiche Böden über Buntsandstein, während in Mittelhessen lösshaltige Böden und große Basaltvorkommen überwiegen. Die Bodenbeschaffenheit in Westhessen wird durch das rheinische Schiefergebirge geprägt (HLUG 2005). Im Osten dominieren Buntsandstein und Grundgebirge. Hier überwiegt der Fließgewässertyp 5.1, während der Typ 5 im Bereich des Rheinischen Schiefergebirges und des Rheintals im westlichen Teil des Landes dominiert.

In Hessen erfolgte die Abgrenzung der Oberflächenwasserkörper und die Fließgewässertypisierung in Anlehnung an die Arbeitshilfe der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2003a) und das System B der EG-WRRL. Als Typisierungskriterien wurden neben der Ökoregion, der Höhenlage und dem Gefälle vor allem die Geomorphologie und die Einzugsgebietsgröße (Bäche: 10-100 km², kleine Flüsse: 100-1.000 km², große Flüsse: 1.000-10.000 km², Ströme: >10.000 km²) zugrunde gelegt. Dabei wurden insgesamt neun Fließgewässertypen und 433 WRRL-relevante Oberflächenwasserkörper mit einer Gesamtlänge von 8.259 Fließkilometern ausgewiesen (HMULV 2003). Mit einem Anteil von 70 % überwiegen in Hessen die grob- und feinmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbäche (Typ 5 und 5.1) gegenüber weiteren sieben Fließgewässertypen (6, 7, 9, 9.1, 9.2, 10 und 19) (Banning 2004, HLUG 2007).

Hessen grenzt an die beiden Flussgebietseinheiten (FGE) Rhein und Weser. Innerhalb dieser beiden Flussgebietseinheiten hat das Land Hessen in Abstimmung mit seinen Nachbarländern acht Bearbeitungsgebiete und Koordinierungsräume definiert. Die FGE Rhein wird in fünf Bearbeitungsgebiete, die FGE Weser in drei Koordinierungsräume unterteilt (Abbildung 4-1) (HMULV 2003).

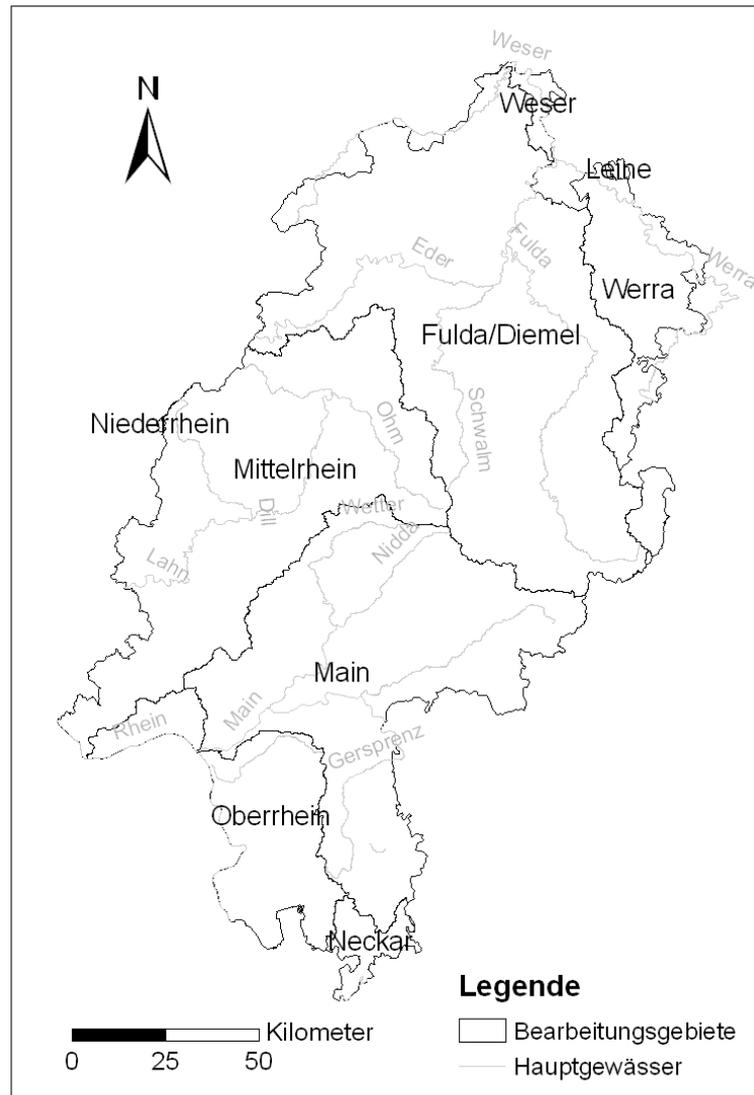


Abbildung 4-1: Bearbeitungsgebiete und Koordinierungsräume der Flussgebietseinheiten Rhein und Weser in Hessen.

Innerhalb dieser Bearbeitungsgebiete und Koordinierungsräume wurden für die vorliegenden Untersuchungen 262 Fließgewässer ausgewählt. Davon sind 138 Gewässer dem Typ 5 und 124 Gewässer dem Typ 5.1 zuzuordnen. In den ausgewählten Fließgewässern standen die Ergebnisse von Makrozoobenthosuntersuchungen eines vorgezogenen, operativen Monitorings der Jahre 2005 und 2006 zur Verfügung. Eine Übersicht über die Bearbeitungsgebiete und Koordinierungsräume, die Hauptfließgewässer und die Anzahl der ausgewählten Fließgewässer zeigt Tabelle 4-1.

Tabelle 4-1: Übersicht über die Anzahl der ausgewählten Fließgewässer in den Bearbeitungsgebieten und Koordinierungsräumen der FGE Rhein und Weser in Hessen.

FGE/ Bearbeitungsgebiet/ Koordinierungsraum	Hauptfließgewässer	Anzahl der ausgewählten Fließgewässer
Rhein		
Niederrhein	Rhein	0
Mittelrhein	Rhein, Lahn, Ohm, Dill	51
Main	Main, Nidda, Wetter, Kinzig, Gersprenz	69
Oberrhein	Rhein, Schwarzbach	15
Neckar	Neckar	2
Weser		
Weser	Weser	2
Fulda/Diemel	Fulda, Eder, Schwalm, Diemel	115
Werra	Werra	8

4.2 Makrozoobenthos

4.2.1 Datenumfang

Für die Erarbeitung von Abhängigkeiten zwischen der benthischen Lebensgemeinschaft, der Hydromorphologie und der saprobiellen Belastung standen insgesamt 409 Datensätze in Form von Taxalisten aus dem vorgezogenen, operativen Monitoring in Hessen der Jahre 2005 und 2006 von der Hessischen Landesanstalt für Umwelt und Geologie (HLUG) zur Verfügung.

Das operative Monitoring in Hessen diente dazu, die Ergebnisse der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) zu verifizieren und eine zielgerichtete Maßnahmenplanung für die bis Ende 2009 zu erstellenden Bewirtschaftungspläne durchzuführen. Die Bestandsaufnahme in Hessen zeigte, dass fast 90 % der Gewässer auf Grund der defizitären Hydromorphologie (Gewässerstruktur und Wanderhindernisse) und der stofflichen Belastung aus diffusen Quellen (hoher Anteil an intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen) gefährdet sind, den „guten ökologischen Zustand“ bis 2015 nicht zu erreichen. Eine organische Belastung wurde lediglich in 5 % der Wasserkörper festgestellt (HMULV 2004).

Abbildung 4-2 zeigt die Ergebnisse der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) in Hessen. Die Gesamteinschätzung (ökologischer und chemischer Zustand) erfolgte nach dem „Worst-case-Prinzip“. Demnach spiegelt der ökologische Zustand die Gesamteinschätzung wider.

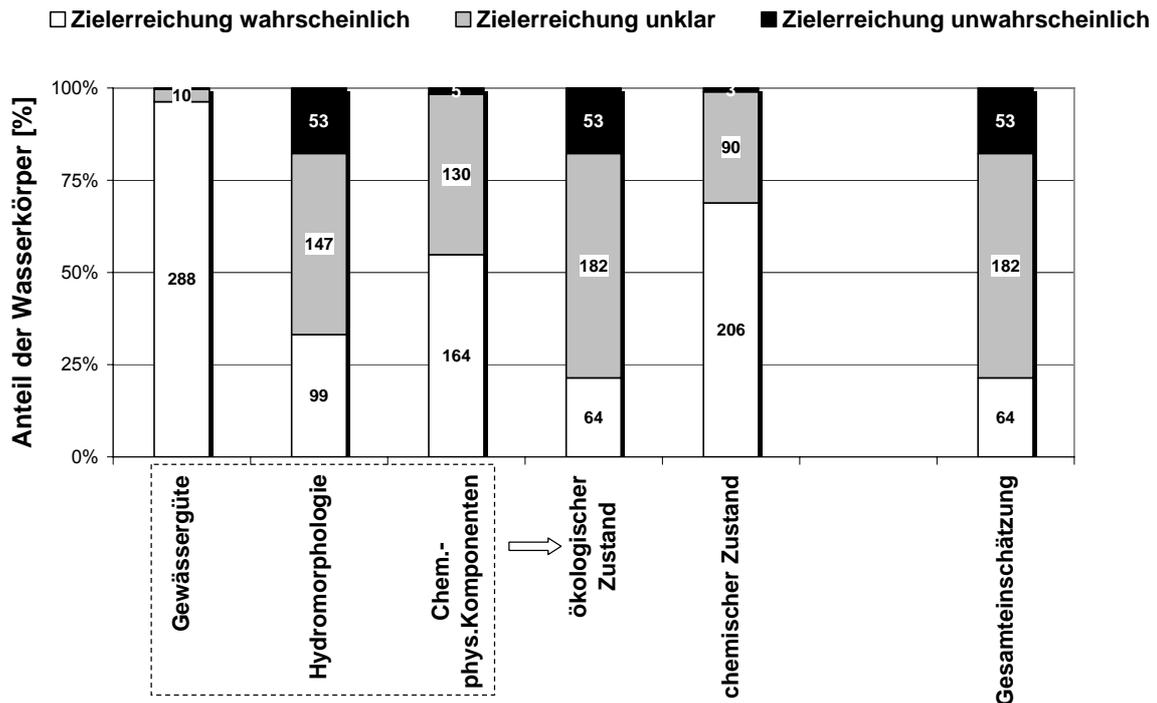


Abbildung 4-2: Ergebnis der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) in Hessen (HMULV 2004, verändert). Anzahl der Wasserkörper = 299, die dem Fließgewässertyp 5 und 5.1 zuzuordnen sind.

Das operative Monitoring in Hessen im Zeitraum zwischen 2004 und 2006 umfasste über 1.300 Untersuchungen der biologischen Qualitätskomponenten „Fischfauna“, „Makrophyten“, „Phytobenthos“ und „Phytoplankton“, wovon mehr als 1.000 Probestellen die Qualitätskomponente „benthische Invertebraten“ beinhalteten (Banning 2006, HLUG 2006).

Im Rahmen des operativen Monitorings in Hessen wurden mehr als 80 % der Untersuchungen des Makrozoobenthos in strukturell stark defizitären Gewässern durchgeführt. Die Auswahl der Untersuchungsabschnitte erfolgte unter besonderer Berücksichtigung der drei Hauptparameter „Sohlenstruktur“, „Querprofil“ und „Uferstruktur“. Die Untersuchungsabschnitte wurden in Gewässern ausgewählt, in denen mindestens einer der genannten Hauptparameter im Mittel mit ≥ 5 (stark verändert) bewertet und mit einem Anteil von $> 30\%$ auftrat. Weitere Kriterien für die Auswahl von Untersuchungsabschnitten waren ein Ortsanteil von $> 30\%$ entlang eines Gewässers, eine organische Belastung mit einem Saprobienindex $\geq 2,3$ (DIN 1990) sowie vier Interkalibrierungsstellen (Referenzstellen). Auf Grund der zunächst unzulänglichen Datenbasis von strukturell nicht oder kaum beeinflussten Gewässerabschnitten im Rahmen des Monitorings im Jahr 2005 wurden für die vorliegende Arbeit zusätzliche Datensätze aus dem Monitoring 2006 hinzugekommen, welche mit einer Strukturgüte (Gesamtbewertung) von 1 (unverändert) bis höchstens 4 (deutlich verändert) klassifiziert wurden (Banning 2006).

Abbildung 4-3 zeigt den Anteil der ausgewählten 409 Datensätze des Makrozoobenthos in Abhängigkeit von den Kriterien zur Auswahl der Untersuchungsabschnitte (strukturelle

Belastung, Einfluss aus Ortslagen, erhöhte organische Belastung sowie Interkalibrierungsstellen und Daten aus dem Monitoring 2006).

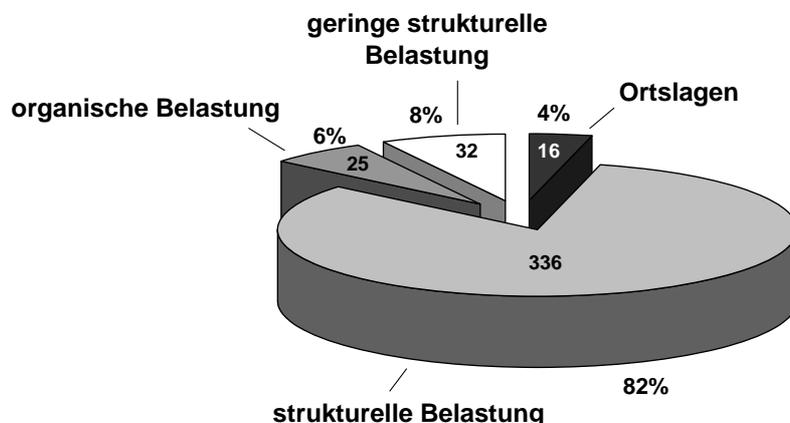


Abbildung 4-3: Anteil der Untersuchungsabschnitte des Makrozoobenthos aus dem operativen Monitoring der Jahre 2005 und 2006 in Hessen in Abhängigkeit von unterschiedlichen Einflussfaktoren (n = 409).

Die Erhebung der Makrozoobenthosdaten erfolgte durch unabhängige Gutachterbüros³ im Auftrag der Hessischen Landesanstalt für Umwelt und Geologie (HLUG). Die standardisierte Aufsammlung der Makrozoobenthosproben und die Bestimmung auf dem Niveau der operationellen Taxaliste erfolgte nach Haase & Sundermann (2004).

Der vorliegende Datensatz umfasst ausschließlich Erhebungen, die den rhithralen Fließgewässerabschnitten der Mittelgebirgsbäche der Typen 5 und 5.1 zuzuordnen sind. Dabei liegt der Probestellenanteil des Fließgewässertyps 5 bei 252, für den Typ 5.1 bei 157 Untersuchungen.

In Abbildung 4-4 ist die fließgewässertypspezifische Verteilung der 409 Untersuchungsabschnitte des Makrozoobenthos in Hessen dargestellt. Anhand dieser Übersichtskarte wird zudem die Lage und die naturräumliche Verteilung der Fließgewässertypen 5 und 5.1 deutlich (vgl. Kapitel 4.1).

³ ÖKOBÜRO (Gelnhausen); ARGULUS, Dr. Andreas Hoffmann (Helmstedt); GOBIO GmbH (Hohenstein); BÜRO FÜR INGENIEURBIOLOGIE UND LANDSCHAFTSPLANUNG, Werner Haaß (Witzenhausen); Dr. G. Haas (Wiesbaden).

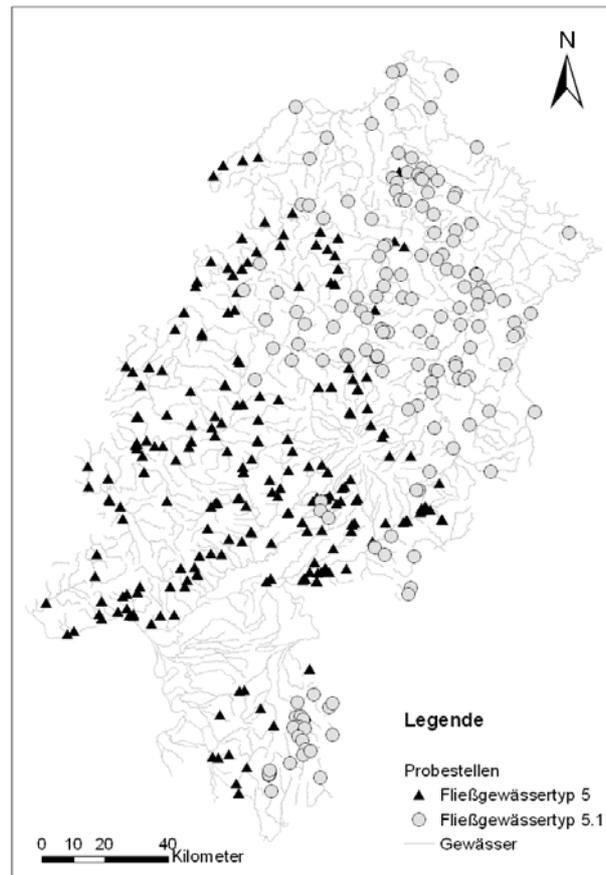


Abbildung 4-4: Verteilung der fließgewässertypspezifischen Untersuchungsabschnitte des Makrozoobenthos aus dem vorgezogenen, operativen Monitoring in Hessen 2005 und 2006 (n = 409).

4.2.2 Arteninventar

Das Arteninventar der 409 Datensätze des Makrozoobenthos umfasst insgesamt 459 unterschiedliche Taxa (vgl. Anhang B-1). Die mittlere Abundanz beträgt 1.630 bei einer Spanne von 92 bis 7552 Individuen/m². An den einzelnen Probestellen wurden im Mittel 30 unterschiedliche Taxa bestimmt (Spannweite 10– 67 Taxa).

Die weitaus artenreichste Gruppe ist die Ordnung der Trichopteren mit 149 Arten. Weitere artenreiche Ordnungen sind die Dipteren (59), die Ephemeropteren (56), die Coleopteren (54), die Hirudineen (27), die Plecopteren (25) und die Gastropoden (23).

Tabelle 4-2 zeigt eine Übersicht über die dominanten Taxa mit einer relativen Abundanz $\geq 1\%$ am Gesamtartenspektrum. Zudem ist in der Tabelle die relative Frequenz der dominanten Arten aufgeführt (prozentualer Anteil der Probestellen mit vorgefundener Art). Für die Berechnung der Abundanzen wurden alle vorgefundenen Taxa an den Untersuchungsabschnitten unabhängig vom jeweiligen Bestimmungsniveau verwendet. Zu beachten ist hierbei, dass die vorgefundenen Individuen nach der operationellen Taxaliste (Stand 2004) bestimmt wurden. Danach gibt es klar definierte Kriterien mit Mindestanforderungen an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben und auf Grund dessen im

vorliegenden Datensatz innerhalb verschiedener schwer bestimmbarer Gruppen eine nur unzureichende taxonomische Auflösung im Vergleich zu anderen Ordnungen (z.B. Ephemeroptera und Plecoptera). Das betrifft insbesondere die Ordnung der Dipteren, die in den meisten Fällen gegenwärtig nur auf Familienniveau zu bestimmen sind (Haase et al. 2006). Wie aus Tabelle 4-2 ersichtlich, nehmen diese jedoch einen großen Anteil der relativen Abundanz am Gesamtartenspektrum ein. Bei einer Bestimmung der Dipteren auf Gattungs- oder Artniveau würden sich die Abundanzverhältnisse wesentlich ändern. Gleiche Bestimmungsanforderungen gelten für die Familien Naididae und Tubificidae aus der Ordnung der Oligochaeten.

Tabelle 4-2: Dominante Taxa mit einer relativen Abundanz ≥ 1 % am Gesamtartenspektrum und deren relative Frequenz (n = 409).

Ordnung	Taxon	relative Abundanz [%]	relative Frequenz [%]
Diptera	<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	11,7	80,9
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	10,9	90,0
Diptera	<i>Prosimulium</i> sp.	5,0	57,9
Crustacea	<i>Gammarus fossarum</i>	4,8	57,7
Diptera	<i>Tanytarsini</i> Gen. sp.	4,0	63,6
Coleoptera	<i>Elmis</i> sp. Ad.	3,7	71,9
Diptera	<i>Simulium</i> sp.	3,1	54,3
Crustacea	<i>Gammarus pulex</i>	3,1	54,8
Ephemeroptera	<i>Rhithrogena semicolorata</i> -Gr.	2,9	45,0
Crustacea	<i>Gammarus</i> sp.	2,3	41,8
Crustacea	<i>Gammarus roeselii</i>	2,2	34,5
Trichoptera	<i>Hydropsyche siltalai</i>	1,7	53,8
Diptera	<i>Tanypodinae</i> Gen. sp.	1,7	65,3
Plecoptera	<i>Brachyptera risi</i>	1,6	30,6
Crustacea	<i>Asellus aquaticus</i>	1,6	39,6
Ephemeroptera	<i>Habroleptoides confusa</i>	1,5	33,3
Ephemeroptera	<i>Alainites muticus</i>	1,4	25,4
Diptera	<i>Chironomini</i> Gen. sp.	1,2	40,6
Oligochaeta	<i>Naididae/Tubificidae</i> Gen. sp.	1,2	35,9
Coleoptera	<i>Limnius perrisi</i>	1,1	33,0
Turbellaria	<i>Dugesia gonocephala</i>	1,1	21,0
Coleoptera	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	1,1	31,5
Coleoptera	<i>Hydraena</i> sp.	1,0	31,8
Gesamt	23	70,0	

Die summierte relative Abundanz der Ordnungen innerhalb der in Tabelle 4-2 aufgeführten 23 dominanten Taxa am Gesamtartenspektrum zeigt Tabelle 4-3.

Tabelle 4-3: Taxazahl und summierte relative Abundanz der dominanten Ordnungen.

Ordnung	Taxazahl	relative Abundanz [%]
Diptera	6	26,7
Crustacea	5	13,9
Ephemeroptera	4	16,7
Coeloptera	4	7,0
Trichoptera	1	1,7
Plecoptera	1	1,6
Oligochaeta	1	1,2
Turbellaria	1	1,1
Gesamt	23	70,0

Die Abundanzverhältnisse der Ordnungen verdeutlichen im Wesentlichen die am häufigsten vorgefundenen Taxa aus Tabelle 4-2. Obwohl die Ordnung der Trichopteren die artenreichste Gruppe innerhalb des Gesamtartenspektrums bildet, ist sie innerhalb der dominanten Taxa mit lediglich einer Art und einer relativen Abundanz von 1,7 % vertreten (ähnliche Verhältnisse wären bei der Gruppe der Dipteren zu erwarten, würden diese auf einem höheren Bestimmungsniveau vorliegen).

Analog zu Tabelle 4-3 zeigt Tabelle 4-4 den fließgewässertypspezifischen Vergleich hinsichtlich der Ordnungen und Taxazahlen (Taxa ≥ 1 % am Gesamtartenspektrum).

Tabelle 4-4: Taxazahl und summierte relative Abundanzen der dominanten Ordnungen der Fließgewässertypen 5 (n = 252) und 5.1 (n = 157).

Ordnung	FG-Typ 5		FG-Typ 5.1	
	Taxazahl	relative Abundanz [%]	Taxazahl	relative Abundanz [%]
Diptera	5	25,7	6	26,8
Crustacea	5	13,0	5	15,3
Ephemeroptera	4	18,3	3	14,2
Coeloptera	3	6,0	2	5,5
Trichoptera	1	1,8	5	6,5
Plecoptera	2	3,2	0	0
Oligochaeta	1	1,8	0	0
Turbellaria	1	1,7	0	0
Gesamt	22	71,5	21	68,3

Die Taxazahl und die Abundanzverhältnisse innerhalb der ersten vier aufgeführten Ordnungen (Diptera, Crustacea, Ephemeroptera und Coleoptera) weichen fließgewässertypspezifisch nur unwesentlich voneinander ab. Die Trichopteren sind mit fünf unterschiedlichen Arten und einer relativen Abundanz von 6,5 % innerhalb des Fließgewässertyps 5.1 häufiger vertreten als im Typ 5. Dominante Taxa der Ordnungen „Plecoptera“, „Oligochaeta“ und „Turbellaria“ sind im Fließgewässertyp 5.1 nicht vertreten (vgl. Anhang B-2 und B-3).

4.3 Strukturgüteparameter

Die Daten zur Gewässerstrukturgüte an den 409 Untersuchungsabschnitten (bezogen auf den 100 m-Abschnitt) beruhen auf der hessischen Strukturgüteehebung (Vor-Ort Verfahren nach LAWA 2000) aus den Jahren 1998 und 1999 (HMULV 1999). Diese Daten lagen in Form von Bewertungstabellen für alle aufgenommenen Strukturparameter vor.

Neben den oben aufgeführten Strukturgütedaten (HMULV 1999) standen weitere Informationen über strukturelle Kenngrößen an den Untersuchungsabschnitten zur Verfügung. Diese wurden während der Makrozoobenthoserhebung im Rahmen des biologischen Monitorings der Jahre 2005 und 2006 von den Bearbeitern in standardisierten Feldprotokollen (Haase & Sundermann 2004) aufgenommen. Sie beinhalten die Abschätzung ausgewählter Hauptparameter (Gesamtbewertung, „Uferstruktur“, „Sohlstruktur“, „Querprofil“), die Bewertung von Einzelparametern nach LAWA (2000) („Laufkrümmung“, „Tiefenvarianz“, „Breitenvarianz“) und die Erfassung der vorkommenden Substrate entsprechend der „Multi-Habitat-Sampling-Methode“ (siehe Anhang D-1).

4.4 Saprobie

Die Informationen zur saprobiellen Belastung an den Untersuchungsabschnitten wurden den Taxalisten und dem daraus resultierenden Saprobienindex nach Meier et al. (2006a) entnommen (Berechnung mit dem Bewertungsverfahren Asterics, 2006).

In Tabelle 4-5 ist der saprobielle Referenzbereich und die Grenzen der fünf ökologischen Zustandsklassen des Saprobienindex nach Meier et al. (2006a) für die Fließgewässertypen 5 und 5.1 aufgeführt.

Tabelle 4-5: Klassengrenzen des Saprobienindex für die Fließgewässertypen 5 und 5.1 (nach Meier et al. 2006a).

FG-Typ	Referenzbereich	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
5	1,35	≤ 1,45	>1,45-2,0	>2,0-2,65	>2,65-3,35	>3,35
5.1	1,45	≤ 1,60	>1,60-2,1	>2,1-2,75	>2,75-3,35	>3,35

5 ERGEBNISSE

5.1 Struktureller Zustand an den Untersuchungsabschnitten

Abbildung 5-1 zeigt für die Hauptparameter „Uferstruktur“, „Sohlenstruktur“ und „Querprofil“ gemäß den Kriterien zur Auswahl der Untersuchungsabschnitte für das operative Monitoring in Hessen der Jahre 2005 und 2006 (vgl. Kapitel 4.2.1) die Anzahl der Untersuchungsabschnitte in den sieben Gewässerstrukturgüteklassen.

Es wird deutlich, dass die Mehrzahl der untersuchten Gewässerabschnitte die Struktur­güteklassen 4 bis 6 (deutlich bis sehr stark verändert) aufweisen. Naturnahe und vollständig veränderte Abschnitte sind bezogen auf die Hauptparameter „Ufer- und Sohlenstruktur“ unterrepräsentiert. Der Hauptparameter „Querprofil“ wird grundsätzlich schlechter bewertet und tritt in den Struktur­güteklassen 5 bis 7 (stark bis vollständig verändert) entsprechend häufiger auf.

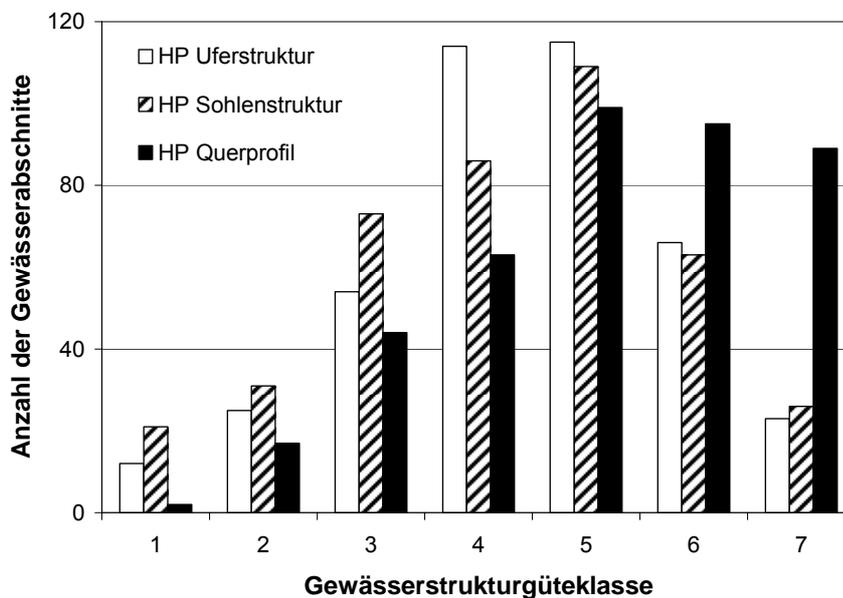


Abbildung 5-1: Häufigkeitsverteilung der untersuchten Gewässerabschnitte (n = 409) in Abhängigkeit von den Gewässerstrukturgüteklassen der Hauptparameter (HP) „Uferstruktur“, „Sohlenstruktur“ und „Querprofil“ (HMULV 1999).

5.2 Abhängigkeiten der biologischen Attribute von den Hauptparametern der Gewässerstruktur

5.2.1 Fließgewässertypen 5 und 5.1

Die Erarbeitung der Abhängigkeiten des Makrozoobenthos von den sechs Hauptparametern der Gewässerstruktur und der Gesamtbewertung erfolgte auf Basis von Korrelationsanalysen. Die Ergebnisse der Analysen zwischen den ausgewählten biologischen Attributen des Makrozoobenthos und den Hauptparametern sowie der Gesamtstruktur­güte sind in Tabelle 5-1 dargestellt (Fließgewässertypen 5 und 5.1, (n = 258).

Die Korrelationsanalysen nach Spearman-rho (zweiseitig) korrelieren auf einem Signifikanzniveau von 0,01 (**) bzw. 0,05 (*). Korrelationskoeffizienten mit einem Signifikanzniveau $> 0,05$ sind nicht aufgeführt (Koeffizienten $\rho \geq 0,3$ grau).

Tabelle 5-1: Ergebnisse der Korrelationsberechnungen (Spearman-rho) zwischen den biologischen Attributen des Makrozoobenthos, den sechs Struktur-Hauptparametern und der Gesamtstrukturgüte (FG-Typen 5 und 5.1, $n = 258$; $p < 0,01^{**}$, $p < 0,05^{*}$).

Biologische Gruppen	Biologische Attribute	HP Laufentwicklung	HP Längsprofil	HP Querprofil	HP Sohlenstruktur	HP Uferstruktur	HP Gewässerumfeld	Gesamtstrukturgüte
Artenumfang und Diversität	Abundanz	-0,25**	-0,3**		-0,22**			-0,23**
	Taxazahl	-0,19**	-0,27**	-0,21**	-0,36**	-0,21**	-0,17**	-0,26**
	Diversität		-0,17**	-0,2**	-0,29**	-0,19**	-0,13*	-0,19**
Taxonomische Zusammensetzung	Ephemeroptera	-0,16**	-0,29**	-0,25**	-0,32**	-0,2**		-0,24**
	Plecoptera	-0,21**	-0,33**	-0,27**	-0,36**	-0,22**	-0,14*	-0,26**
	Trichoptera	-0,23**	-0,31**	-0,21**	-0,36**	-0,22**	-0,19**	-0,29**
Taxonomische Gruppen	EPT	-0,22**	-0,37**	-0,27**	-0,34**	-0,25**		-0,27**
	EPTCBO	-0,21**	-0,32**	-0,25**	-0,37**	-0,21**	-0,14*	-0,27**
	selEPTD	-0,29**	-0,39**	-0,21**	-0,32**	-0,21**	-0,15*	-0,3**
Leitarten	Leitarten-Typengr.	-0,21**	-0,31**		-0,26**			-0,21**
Regionentypen	epirhithral	-0,29**	-0,38**	-0,22**	-0,36**	-0,23**		-0,29**
	metarhithral	-0,18**	-0,31**	-0,15*	-0,27**	-0,2**		-0,19**
	hyporhithral		0,12*		0,13*		0,15*	0,13*
	Rheoindex	-0,2**	-0,25**	-0,15*	-0,26**	-0,18**		-0,18**
Strömungspräferenz	Rheophil						0,18**	
	Rheobiont	-0,17**	-0,28**	-0,15*	-0,27**	-0,18**	-0,13*	-0,21**
Habitatpräferenz	Lithal	-0,16**	-0,3**	-0,15*	-0,22**	-0,14*		-0,15*
	Phytal	0,14*						
Ernährungstypen	Weidegänger		-0,19**		-0,15*			
	Sedimentfresser							
	Zerkleinerer							
Fortbewegungstypen	Räuber							
	schwimmend/tauchend	0,16**	0,16**	0,15*	0,13*	0,14*	0,14*	0,17**
	kriechend/laufend							

Die Ergebnisse der Korrelationsberechnungen aus Tabelle 5-1 zeigen, dass wegen des großen Stichprobenumfangs Abhängigkeiten der biologischen Attribute von nahezu allen Hauptparametern auf einem hohen Signifikanzniveau erreicht werden, wobei die berech-

neten Korrelationskoeffizienten mit einer Spanne von $\rho = 0,12$ bis $\rho = 0,39$ relativ gering sind.

Die biologischen Gruppen und Attribute des Makrozoobenthos zeigen unterschiedliche Abhängigkeiten von der Gewässerstruktur. Es fallen hierbei diejenigen biologischen Gruppen durch hohe Korrelationskoeffizienten auf, welche die taxonomische Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaften beschreiben (taxonomische Gruppen, taxonomische Zusammensetzungen, Leitarten). Innerhalb der funktionalen Gruppen weisen die „Epirhithralbesiedler“, die Metarhithralbesiedler“, der „Rheoindex“ und die „Rheobionten“ relativ hohe Koeffizienten auf, während die Korrelationen bei den Ernährungs- und Lokomotionstypen deutlich geringer sind.

In der Gruppe „Artenumfang und Diversität“ zeigt die Taxazahl die deutlichsten Abhängigkeiten von den sechs Hauptparametern und der Gesamtstrukturgüte.

Abbildung 5-2 und Abbildung 5-3 verdeutlichen die Ergebnisse der Korrelationsanalysen in Form von Säulendiagrammen. Aufgeführt sind die Korrelationskoeffizienten ($p < 0,01$, $p < 0,05$) von repräsentativ ausgewählten Attributen aus jeder biologischen Gruppe (mit Ausnahme der Ernährungstypen). In den Abbildungen sind auf der Abszisse die sechs Hauptparameter und die Gesamtstrukturgüte, auf der Ordinate der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman (ρ) aufgetragen.

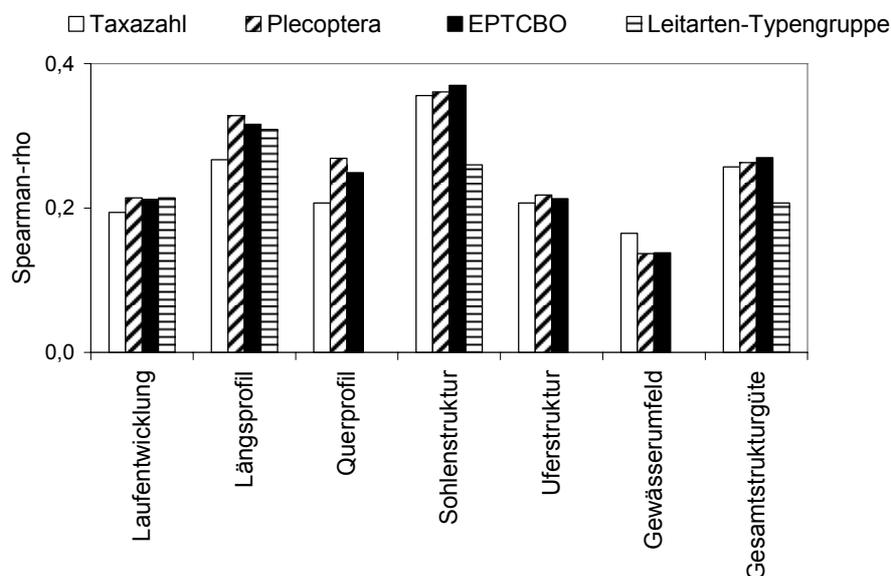


Abbildung 5-2: Ergebnisse der Korrelationsberechnungen zwischen den biologischen Attributen („Taxazahl“, „Plecoptera“, „EPTCBO“, „Leitarten Typengruppe Mittelgebirgsbäche“) und den Hauptparametern der Gewässerstrukturgüte ($n = 258$).

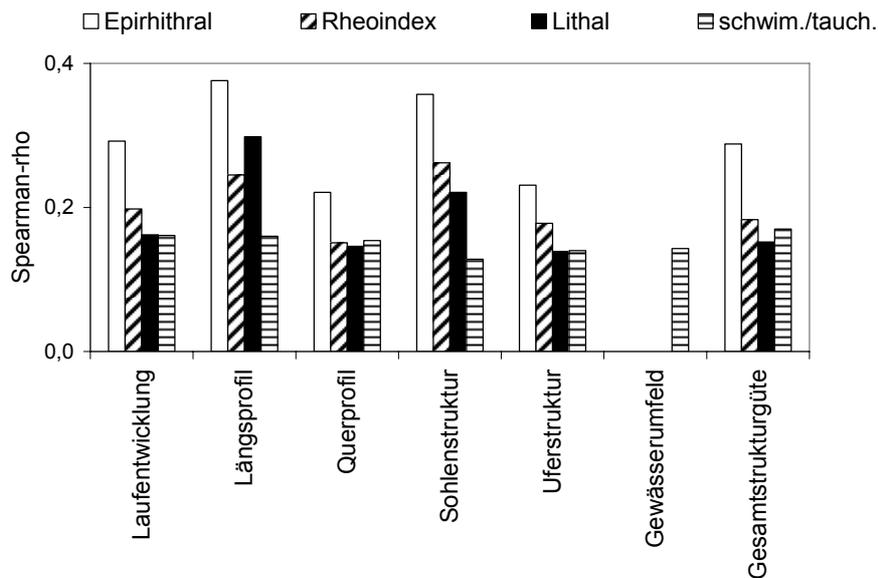


Abbildung 5-3: Ergebnisse der Korrelationsberechnungen zwischen den biologischen Attributen („Epirhithralbesiedler“, „Rheoindex“, „Lithalbesiedler“, „schwimmend/tauchend“) und den Hauptparametern der Gewässerstrukturgüte (n = 258).

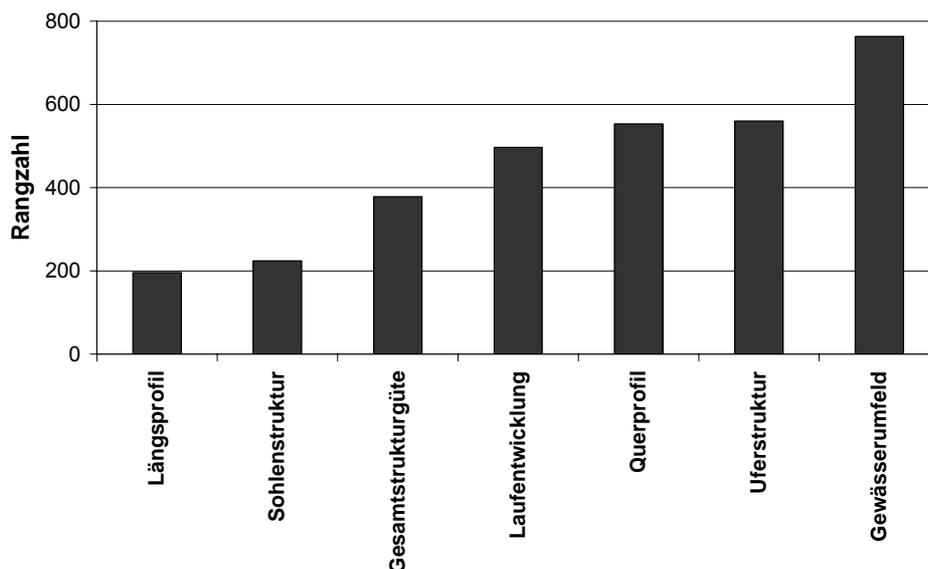


Abbildung 5-4: Rangzahlen der sechs Hauptparameter und der Gesamtstrukturgüte auf Basis von Korrelationsanalysen mit den biologischen Attributen (n = 258).

Abbildung 5-4 zeigt die Rangabfolge der Struktur-Hauptparameter auf Basis der in Tabelle 5-1 ermittelten Korrelationsanalysen. Nicht signifikante Korrelationen zwischen Strukturparametern und biologischen Attributen wurden mit dem Rang „7“ klassifiziert. Die biologischen Attribute, die keine bis maximal zwei signifikante Korrelationen zu den Strukturparametern aufwiesen, wurden bei der Berechnung nicht berücksichtigt („Rheophil“, „Phytal“, alle Ernährungstypen und „kriechend/laufend“). Die summierte An-

zahl der Ränge der Strukturparameter über alle verwendeten biologischen Attribute wurde mit der Anzahl der Strukturparameter (7) multipliziert (Rangzahl). Demzufolge implizieren niedrige Rangzahlen hohe Korrelationskoeffizienten der biologischen Attribute in Abhängigkeit von den Hauptparametern der Gewässerstruktur. Hohe Rangzahlen weisen hingegen auf einen weniger starken Einfluss der Strukturparameter auf die biologischen Attribute hin.

In Bezug zu Abbildung 5-4 können die Rangzahlen der Hauptparameter in drei Gruppen unterteilt werden: die Hauptparameter „Längsprofil“ und „Sohlenstruktur“ weisen die niedrigsten Rangzahlen auf. Die zweite Gruppe von Hauptparametern, die signifikant mit den biologischen Attributen korrelieren, umfassen die Gesamtstrukturgüte und die Hauptparameter „Laufentwicklung“, „Uferstruktur“ und „Querprofil“. Der Hauptparameter „Gewässerumfeld“ als dritte Gruppe weist die höchsten Rangzahlen auf.

5.2.2 Fließgewässertypspezifische Differenzierung

Analog zu den Berechnungen aus Kap. 5.2.1 wurden die ausgewählten biologischen Attribute mit den sechs Hauptparametern und der Gesamtstrukturgüte fließgewässertypspezifisch ausgewertet. In Anhang F-1 und F-2 sind die Ergebnisse der fließgewässertypspezifischen Korrelationsanalysen tabellarisch aufgeführt. Bei dieser Auswertung wurden in der biologischen Gruppe der Leitarten zusätzlich die zusammengefassten, typspezifischen Leitarten berücksichtigt („Leitarten-FG-5“ bzw. „Leitarten-FG-5.1“). Die Rangzahlen der Hauptparameter sind in Abbildung 5-5 aufgeführt.

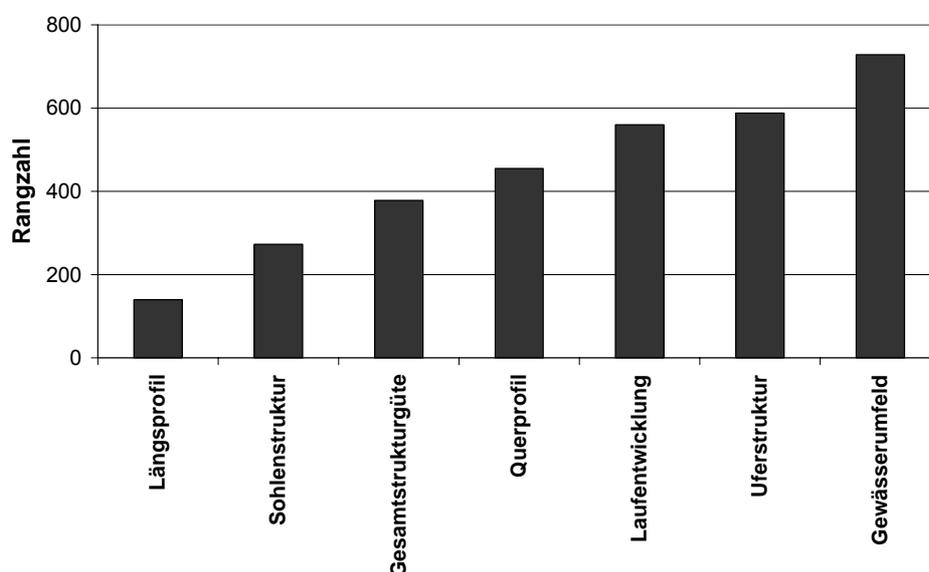


Abbildung 5-5: Rangzahlen der sechs Hauptparameter und der Gesamtstrukturgüte auf Basis von Korrelationsanalysen mit den biologischen Attributen für den Fließgewässertyp 5 (n = 129).

Bei der fließgewässertypspezifischen Analyse der biologischen Attribute mit den Hauptparametern der Gewässerstruktur werden für den Fließgewässertyp 5 höhere Werte von Koeffizienten erreicht ($\rho_{\max} = 0,46$) als bei den Berechnungen über den gesamten Datensatz ($\rho_{\max} = 0,39$).

Die Ergebnisse für den Fließgewässertyp 5 bestätigen weitgehend die Auswertungen aus Kapitel 5.2.1. Die Hauptparameter „Längsprofil“ und „Sohlenstruktur“ zeigen die höchsten Korrelationskoeffizienten, was sich deutlich in den Rangzahlen widerspiegelt (Abbildung 5-5). Auch innerhalb der biologischen Gruppen und Attribute zeigen sich die in Kapitel 5.2.1 berechneten charakteristischen Abhängigkeiten von der Gewässerstruktur.

Abbildung 5-6 zeigt die Rangzahlen der Hauptparameter der Gewässerstruktur für den Fließgewässertyp 5.1.

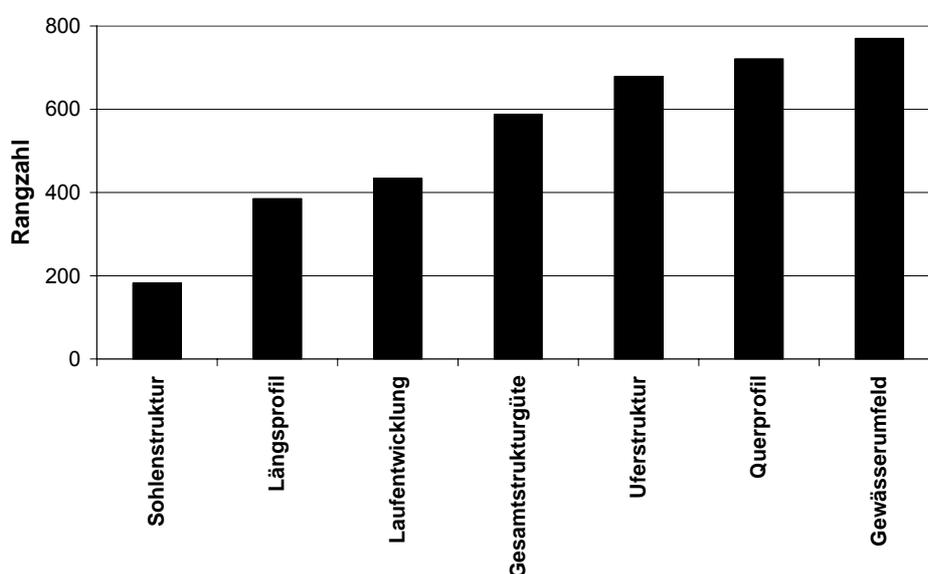


Abbildung 5-6: Rangzahlen der sechs Hauptparameter und der Gesamtstrukturgüte auf Basis von Korrelationsanalysen mit den biologischen Attributen für den Fließgewässertyp 5.1 ($n = 129$).

Die Korrelationsberechnungen für den Fließgewässertyp 5.1 zeigen weniger ausgeprägte Abhängigkeiten. Das bezieht sich auf die Anzahl von signifikanten Korrelationen und auf das Signifikanzniveau der Werte. Deutlich ausgeprägt ist eine Gewichtung der biologischen Attribute zum Hauptparameter „Sohlenstruktur“, wobei die Parameter „Uferstruktur“, „Querprofil“ und das „Gewässerumfeld“ eine nur geringe Anzahl an Korrelationen aufweisen. Vergleichsweise hohe Werte treten ferner bei den biologischen Gruppen auf, welche die taxonomische Zusammensetzung der Biozönose charakterisieren, dem „Rheoindex“ und den „Epirhithralbesiedlern“.

Hinsichtlich der aufgeführten Rangzahlen (Abbildung 5-5 und Abbildung 5-6) bestehen zwischen den beiden Fließgewässertypen deutliche Unterschiede. Beim Fließgewässertyp 5 weist der Hauptparameter „Längsprofil“ die niedrigsten Rangzahlen auf, gefolgt von den Parametern „Sohlenstruktur“ und der Gesamtbewertung. Bis auf das „Gewässerum-

feld“ zeigen die Rangzahlen der übrigen Hauptparameter eine nahezu kontinuierliche Zunahme der Werte.

Beim Fließgewässertyp 5.1 ist eine sprunghafte Zunahme der Rangzahlen zu erkennen. Während die „Sohlenstruktur“ mit Abstand die geringsten Werte aufweist (Gruppe 1), setzt sich die zweite Gruppe aus den Parametern „Längsprofil“ und „Laufentwicklung“ zusammen. Die dritte Gruppe wird von den verbleibenden Parametern gebildet. Weiterhin auffällig ist die fließgewässertypspezifische Anordnung der Hauptparameter bezüglich der aufsteigenden Werte. Lediglich das „Gewässerumfeld“ weist für beide Typen übereinstimmend die höchsten Rangzahlen auf.

Abbildung 5-7 zeigt vergleichend für die Fließgewässertypen 5 und 5.1 die Höhe und Verteilung der Korrelationskoeffizienten für die biologischen Attribute in Abhängigkeit von den Hauptparametern der Gewässerstruktur. Diese spiegeln die oben aufgeführten Ergebnisse am deutlichsten wider („EPTCBO“ [Anzahl Taxa], „Leitarten der Typengruppe Mittelgebirgsbäche“, „Epirhithralbesiedler“ [%] und „Rheoindex“).

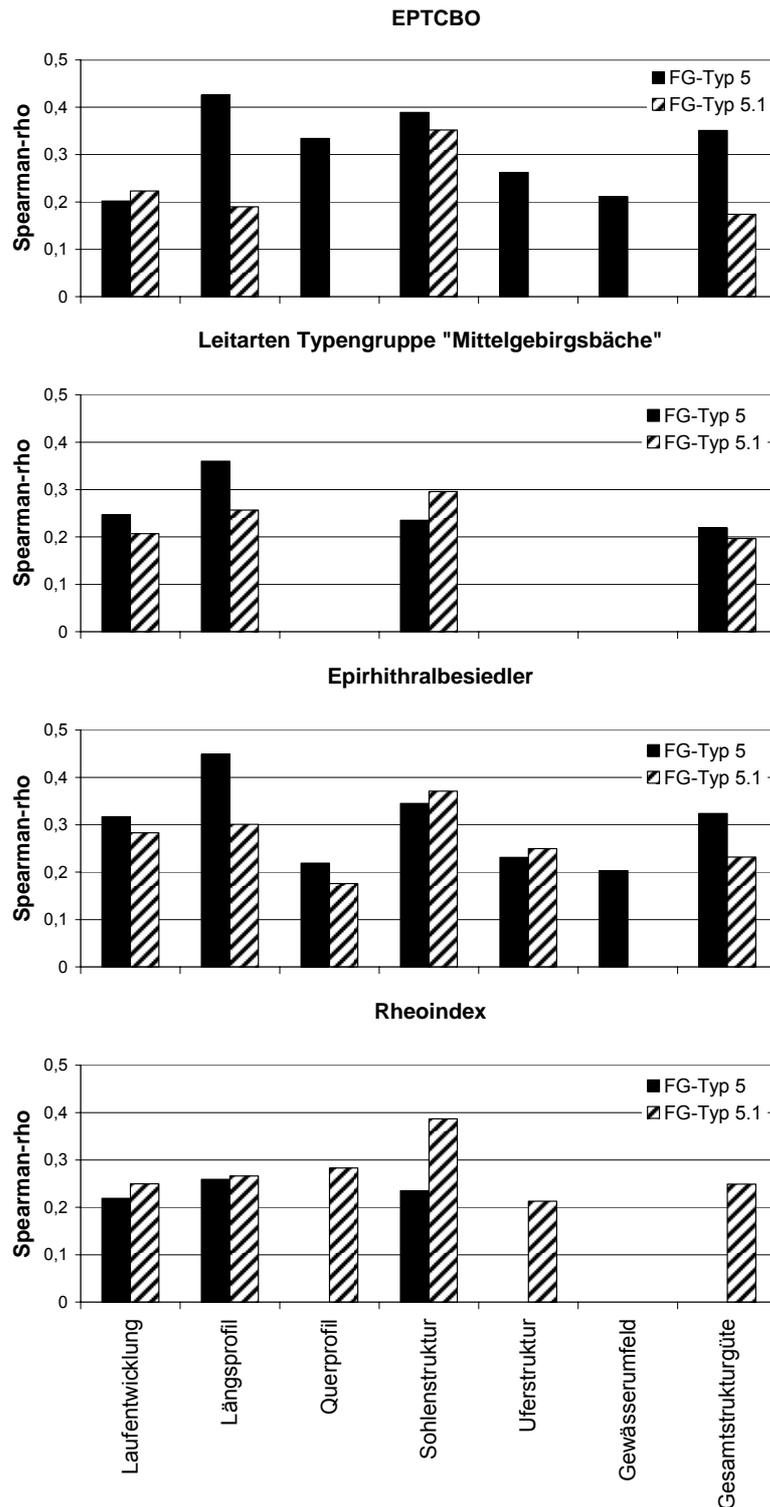


Abbildung 5-7: Ergebnisse der fließgewässertypspezifischen Korrelationsberechnungen nach Spearman zwischen den biologischen Attributen („EPTCBO“, „Leitarten der Typengruppe Mittelgebirgsbäche“, „Epirhithralbesiedler“, „Rheindex“) und den Hauptparametern der Gewässerstrukturgüte (Typ 5: n = 129, Typ 5.1: n = 129).

5.3 Abhängigkeiten der biologischen Attribute von den Einzelparametern der Gewässerstruktur

5.3.1 Dimensionsreduktion und Auswahl von Einzelparametern

Auf Grundlage der Ergebnisse der in Kapitel 5.2 berechneten Korrelationen üben die fünf Hauptparameter „Laufentwicklung“, „Längsprofil“, „Querprofil“, „Sohlenstruktur“ und „Uferstruktur“ einen Einfluss auf die Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft aus. Den geringen Korrelationen zufolge spielt der Hauptparameter „Gewässerumfeld“ eine untergeordnete Rolle. Die Einzelparameter, welche diesen Hauptparameter beschreiben, werden daher für die statistischen Analysen zur Auswahl von Einzelparametern der Gewässerstrukturgüte nicht berücksichtigt.

Mittels einer Hauptkomponentenanalyse wurden die 16 verbleibenden Parameter der Gewässerstrukturgüte analysiert, um eine Dimensionsreduktion der zum Teil mit redundanten Informationen besetzten Einzelparameter zu erzielen. In Tabelle 5-2 sind die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse aller 16 verwendeten Einzelparameter aufgeführt. Die Ladungen der Strukturparameter $\geq 0,7$ sind hervorgehoben.

Tabelle 5-2: Hauptkomponentenanalyse aller 16 verwendeter Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte nach LAWA (2000). Ladungen $\geq 0,7$ sind hervorgehoben (n = 258).

Hauptparameter	Einzelparameter	Kürzel	Hauptkomponente		
			1	2	3
Laufentwicklung	Laufkrümmung	Laukr	0,72	0,00	0,13
	Krümmungserosion	Krero	0,67	0,03	0,32
	Längsbänke	Laenbae	0,79	0,00	0,03
	besondere Laufstrukturen	bLaustr	0,84	-0,09	0,16
Längsprofil	Querbänke	Querb	0,75	-0,22	-0,11
	Strömungsdiversität	Strdiv	0,70	-0,25	0,03
	Tiefenvarianz	Tiefva	0,77	-0,14	0,11
Querprofil	Profiltyp	Proty	0,64	0,03	0,27
	Profiltiefe	Protie	0,36	0,64	-0,31
	Breitenerosion	Brero	0,50	0,80	-0,24
	Breitenvarianz	Brvar	0,78	-0,11	0,16
Sohlenstruktur	Sohlensubstrat	Sosub	0,37	-0,34	-0,83
	Substratdiversität	Subdiv	0,65	0,01	0,07
	besondere Sohlenstrukturen	bSostr	0,77	-0,24	0,04
Uferstruktur	Uferbewuchs	Ufbew	0,46	0,07	0,07
	besondere Uferstrukturen	bUfstr	0,76	-0,09	0,15
% Varianz			43,4%	12,3%	11,5%

Tabelle 5-3: Ausgewählte Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte auf Basis der Ergebnisse einer Hauptkomponentenanalyse.

Hauptparameter	Einzelparameter	Kürzel
Laufentwicklung	Laufkrümmung	Laukr
	Längsbänke	Laengbae
	besondere Laufstrukturen	bLaust
Längsprofil	Querbänke	Querb
	Strömungsdiversität	Strdiv
	Tiefenvarianz	Tiefva
Sohlenstruktur	Sohlensubstrat	Sosub
	besondere Sohlenstrukturen	bSostr
Querprofil	Breitenerosion	Brero
	Breitenvarianz	Brvar
Uferstruktur	besondere Uferstrukturen	bUfstr

5.3.2 Fließgewässertypen 5 und 5.1

Die Ergebnisse der Korrelationsberechnungen nach Spearman zwischen den biologischen Attributen und den 11 ausgewählten Einzelparametern der Gewässerstrukturgüte sind tabellarisch in Anhang F-3 zusammengefasst (Fließgewässertypen 5 und 5.1, $n = 258$).

Die Spanne der berechneten Korrelationskoeffizienten ($p < 0,01$, $p < 0,05$) reicht von $\rho = 0,12$ bis $\rho = 0,4$. Auch hierbei zeigt sich, dass die biologischen Attribute der taxonomischen Zusammensetzung, die Regionentypen „Epirhithralbesiedler“ und Metarhithralbesiedler“, die Leitarten der Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“, die „Lithalbesiedler“, die Strömungspräferenztypen „Rheobionten“ und der „Rheoindex“ die höchsten Korrelationskoeffizienten zu den Strukturparametern aufweisen.

Die folgenden biologischen Attribute zeigten in Abhängigkeit von den 11 Einzelparametern keine signifikanten Korrelationen: „Hyporhithralbesiedler“, Strömungspräferenztyp „Rheophil“, „Phytalbesiedler“, „Sedimentfresser“, „Räuber“ und die Fortbewegungstypen „kriechend/laufend“. Auf Grund dieser und der in Kapitel 5.2 gewonnenen Ergebnisse werden die aufgeführten Attribute für die fließgewässertypspezifische Auswertung daher nicht weiter berücksichtigt.

Innerhalb der 11 ausgewählten Einzelparameter fallen die Strukturvariablen „Längsbänke“ und „Breitenerosion“ sowie für ausgewählte biologische Gruppen die „Uferstruktur“ durch eine deutlich geringere Anzahl von Korrelationen auf. Die Einzelparameter mit den höchsten Koeffizienten und den geringsten Rangzahlen sind die „Strömungsdiversität“ und die „Tiefenvarianz“ (Abbildung 5-10). Abbildung 5-9 zeigt für exemplarisch ausgewählte biologische Attribute in Abhängigkeit von den 11 Einzelparametern der Gewässerstruktur die Korrelationskoeffizienten ($n = 258$).

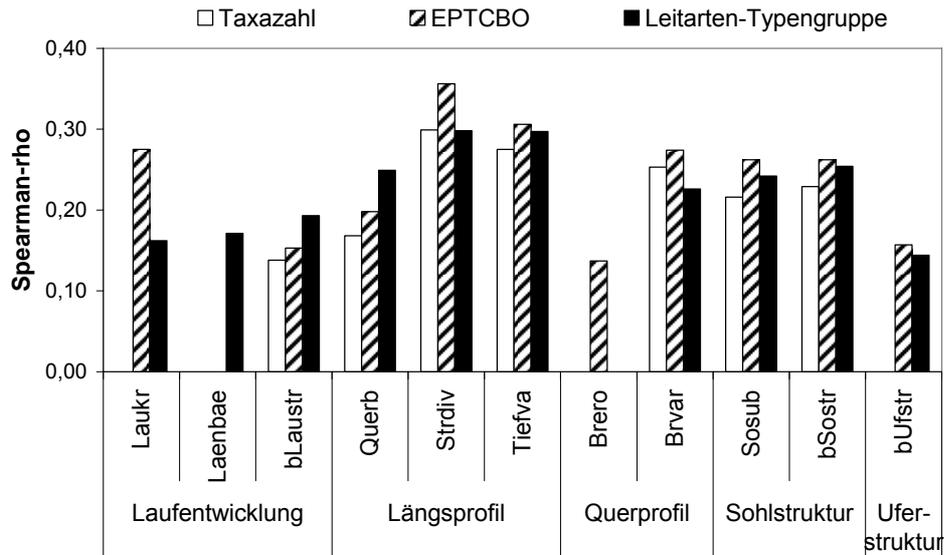


Abbildung 5-9: Ergebnisse der Korrelationsberechnungen zwischen den biologischen Attributen („Taxazahl“, „EPTCBO“, Leitarten Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“) und den 11 ausgewählten Einzelparametern der Gewässerstrukturgüte (n = 258).

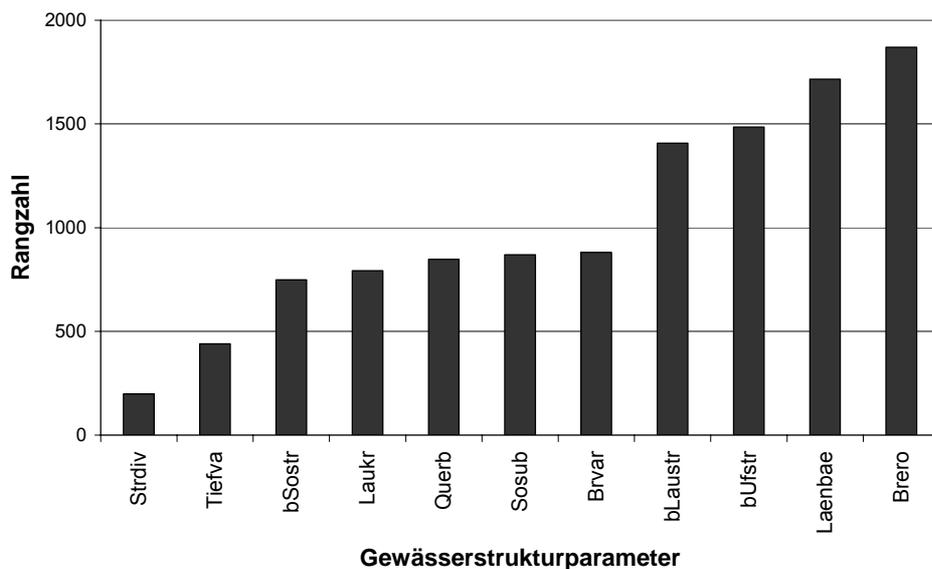


Abbildung 5-10: Rangzahlen der 11 Struktur-Einzelparameter auf Basis von Korrelationsanalysen mit den biologischen Attributen für die Fließgewässertypen 5 und 5.1 (n = 258).

Anhand der ermittelten Rangzahlen lassen sich die Struktur-Einzelparameter in drei Gruppen mit unterschiedlicher Gewichtung in ihrer Relevanz für die benthische Biozönose untergliedern:

1. Die Parameter „Strömungsdiversität“ und „Tiefenvarianz“ weisen die niedrigsten Rangzahlen auf und haben demnach einen vergleichsweise hohen Einfluss auf die biologische Besiedlung.

2. Die Strukturparameter der Gruppe 2 mit mittleren Rangzahlen sind in ihrer Bedeutung für das Makrozoobenthos gleich zu bewerten. Dazu zählen die Struktur-Einzelparame-ter „besondere Sohlstrukturen“, „Laufkrümmung“, „Querbänke“, „Sohlensubstrat“ und „Breitenvarianz“.
3. Die aufgeführten Strukturvariablen „besondere Laufstrukturen“, „besondere Uferstrukturen“, „Längsbänke“ und „Breitenerosion“ bilden die dritte Gruppe mit den höchsten Rangzahlen. Auf Grund geringer oder als nicht signifikant berechneter Korrelationskoeffizienten zwischen den Parametern und den biologischen Attributen ist die dritte Gruppe in ihrer Bedeutung für das Makrozoobenthos als weniger aussagekräftig zu interpretieren.

5.3.3 Fließgewässertypspezifische Differenzierung

Die Ergebnisse der Korrelationsanalysen nach Spearman (zweiseitig) zwischen den aus-
gewählten Einzelparametern der Gewässerstrukturgüte und den biologischen Attributen
des Makrozoobenthos für den Fließgewässertyp 5 sind tabellarisch in Anhang F-4 aufge-
führt.

Die Ergebnisse der Korrelationsanalysen für den Fließgewässertyp 5 zeigen für fast alle
biologischen Attribute hohe Korrelationen mit den folgenden Strukturparametern: „Lauf-
krümmung“, „Querbänke“, „Strömungsdiversität“, „Tiefenvarianz“, „Breitenvarianz“, „Soh-
lensubstrat“ und „besondere Sohlenstrukturen“.

Die tendenziell am geringsten korrelierenden Einzelparameter umfassen: „Längsbänke“,
„besondere Laufstrukturen“, „Breitenerosion“ und „besondere Uferstrukturen“.

Um die unterschiedlichen Abhängigkeiten der biologischen Attribute von den Strukturva-
riablen zu quantifizieren, erfolgte auf Basis der Ergebnisse der Korrelationsanalysen eine
Bewertung mit der Vergabe von Kreuzen (+). Folgende Kriterien wurden zugrunde gelegt:

- +++ Mindestens zwei der Attribute aus den biologischen Gruppen „Artenumfang und
Diversität“, „Taxonomische Gruppen“ und „Taxonomische Zusammensetzung“ kor-
relieren mit den Strukturparametern auf einem Signifikanzniveau von 0,01 **und**
mindestens eins der Attribute aus den biologischen Gruppen „Leitarten“, „Regio-
nentyp“ und „Strömungspräferenz“ korreliert mit den Strukturparametern auf einem
Signifikanzniveau von 0,01 **und**
mindestens zwei der vier Attribute aus den biologischen Gruppen „Habitatpräfe-
renz“, „Ernährungstypen“ und „Fortbewegungstypen“ korrelieren mit den Struktur-
parametern auf einem Signifikanzniveau von 0,01.
- ++ Mindestens eins der Attribute aus den sechs biologischen Gruppen „Artenumfang
und Diversität“, „Taxonomische Gruppen“, „Taxonomische Zusammensetzung“,
„Leitarten“, „Regionentyp“ und „Strömungspräferenz“ korreliert mit den Struktur-
parametern auf einem Signifikanzniveau von 0,01 **und**

- mindestens eins der vier Attribute aus den biologischen Gruppen „Habitatpräferenz“, „Ernährungstypen“ und „Fortbewegungstypen“ korreliert mit den Strukturparametern auf einem Signifikanzniveau von 0,01.
- + Mindestens eins der Attribute aus den ersten sechs biologischen Gruppen korreliert mit den Strukturparametern auf einem Signifikanzniveau von 0,05 **und**
- mindestens eins der vier Attribute aus den biologischen Gruppen „Habitatpräferenz“, „Ernährungstypen“ und „Fortbewegungstypen“ korreliert mit den Strukturparametern auf einem Signifikanzniveau von 0,05.
- Kein biologisches Attribut einer Gruppe korreliert mit den Strukturparametern.

Tabelle 5-4 zeigt die mit den zugrunde gelegten Kriterien erarbeitete Bewertung für den Fließgewässertyp 5. Die Einzelparameter der Gewässerstruktur sind hinsichtlich ihrer Relevanz als ökologisch relevante Indikatoren sortiert.

Tabelle 5-4: Bewertung der Stärke der Abhängigkeiten biologischer Attribute des Makrozoobenthos von ausgewählten Einzelparametern der Gewässerstruktur für den Fließgewässertyp 5 (n = 129). +++ = starke Abhängigkeiten, ++ = mittlere Abhängigkeiten, + = Abhängigkeit vorhanden, - = keine Abhängigkeiten.

Einzelparameter	FG-Typ 5
Laufkrümmung	+++
Strömungsdiversität	+++
Tiefenvarianz	+++
Querbänke	++
Breitenvarianz	++
Sohlensubstrat	+
besondere Sohlenstrukturen	+
Längsbänke	-
besondere Laufstrukturen	-
Breitenerosion	-
besondere Uferstrukturen	-

Entsprechend der Ergebnisdarstellung für den Fließgewässertyp 5 sind die Bewertungen in Tabelle 5-5 für den Typ 5.1 dargestellt. Auf Grund nicht signifikanter Abhängigkeiten der Attribute aus der biologischen Gruppe „Leitarten“ von dem Einzelparameter „Laufkrümmung“ ist dieser kein ökologisch relevanter Parameter für den Fließgewässertyp 5.1. Er zeigt allerdings mit den Attributen der übrigen biologischen Gruppen vergleichsweise hohe Korrelationen, weshalb er in Tabelle 5-5 mit einem „+“ versehen wurde.

Tabelle 5-5: Bewertung der Stärke der Abhängigkeiten biologischer Attribute des Makrozoobenthos von ausgewählten Einzelparametern der Gewässerstruktur für den Fließgewässertyp 5.1 (n = 129) und Typ 5 (n = 129, grau). +++ = starke Abhängigkeiten, ++ = mittlere Abhängigkeiten, + = Abhängigkeit vorhanden, - = keine Abhängigkeiten.

Einzelparameter	FG-Typ 5	FG-Typ 5.1
Laufkrümmung	+++	+
Strömungsdiversität	+++	++
Tiefenvarianz	+++	+
Querbänke	++	-
Breitenvarianz	++	-
Sohlensubstrat	+	++
besondere Sohlenstrukturen	+	+
Längsbänke	-	-
besondere Laufstrukturen	-	-
Breitenerosion	-	-
besondere Uferstrukturen	-	-

Auf Grundlage der Kriterienabfrage werden für den Fließgewässertyp 5 sieben und für den Typ 5.1 fünf ökologisch relevante Strukturparameter abgeleitet. Die Quantifizierung der Abhängigkeiten über die Kriterienabfrage zeigt sich auch in den Rangzahlen, welche in Abbildung 5-11 fließgewässertypspezifisch aufgeführt sind (fließgewässertypspezifische Verteilung der Rangplätze vgl. Anhang F-6).

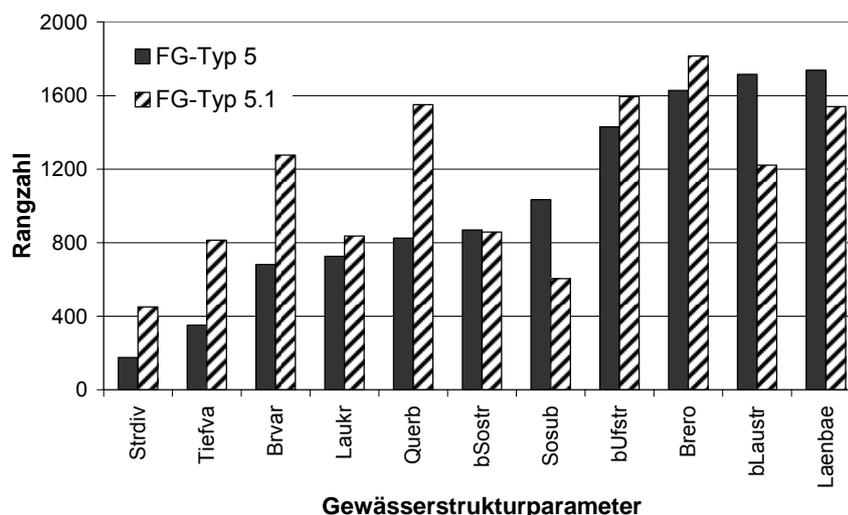


Abbildung 5-11: Rangzahlen der 11 Struktur-Einzelparameter auf Basis von Korrelationsanalysen mit den biologischen Attributen für die Fließgewässertypen 5 (n = 129) und 5.1 (n = 129).

Mit der Vorgabe, dass mindestens einer der aus Tabelle 5-5 aufgeführten Einzelparameter mit einem „+“ bewertet wurde, können zusammengefasst sieben ökologisch relevante Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte identifiziert werden:

1. Laufkrümmung
2. Strömungsdiversität
3. Tiefenvarianz
4. Querbänke
5. Breitenvarianz
6. Sohlensubstrat
7. besondere Sohlenstrukturen

Tabelle 5-6 zeigt eine Korrelationsmatrix der sieben ökologisch relevanten Einzelparameter. Die Berechnung erfolgte nach Spearman ($n = 258$, $p < 0,01$).

Tabelle 5-6: Korrelationsmatrix der sieben ökologisch relevanten Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte. Korrelationsberechnungen nach Spearman ($p < 0,01$, $n = 258$).

Einzelparameter	Laukr	Querb	Strdiv	Tiefva	Brvar	Sosub	bSostr
Laufkrümmung	1,00						
Querbänke	0,43	1,00					
Strömungsdiversität	0,53	0,61	1,00				
Tiefenvarianz	0,51	0,62	0,82	1,00			
Breitenvarianz	0,57	0,56	0,57	0,65	1,00		
Sohlensubstrat	0,23	0,33	0,27	0,26	0,23	1,00	
besondere Sohlenstrukturen	0,47	0,68	0,64	0,67	0,57	0,28	1,00

Alle sieben Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte korrelieren hoch signifikant miteinander. Die Spannweite der berechneten Korrelationskoeffizienten liegt zwischen $\rho = 0,23$ und $\rho = 0,82$. Der Einzelparameter „Sohlensubstrat“ zeigt vergleichsweise geringe Korrelationen zu den Strukturvariablen, während die Parameterkombination „Strömungsdiversität“ und „Tiefenvarianz“ mit einem Koeffizienten von $\rho = 0,82$ am höchsten korreliert. Besonders hohe Werte treten innerhalb der Strukturparameter auf, welche basierend auf dem Strukturgüteverfahren nach LAWA (2000) einem Hauptparameter zugeordnet werden können. Dazu zählen „Strömungsdiversität“, „Tiefenvarianz“ und „Querbänke“ (Hauptparameter „Längsprofil“) mit Koeffizienten $\rho \geq 0,61$. Hohe Korrelationen treten zudem bei Strukturparametern auf, welche sich auf Basis der zu bewertenden Merkmalsausprägungen im Strukturgüteverfahren direkt beeinflussen (Bsp. „besondere Sohlenstrukturen“) (vgl. auch Kapitel 6.1.2).

Die bisher durchgeführten Analysen erfolgten auf Basis der indexdotierten Bewertung der Strukturparameter. Für eine dezidierte Betrachtung der Ergebnisse ist es notwendig, die der Indexdotierung zugrunde liegenden Zustandsmerkmale der Einzelparameter und deren Ausprägung zu berücksichtigen. In Tabelle 5-7 sind die sieben ökologisch relevanten

Einzelparameter und deren Merkmalsausprägungen mit den entsprechenden Indexdotierungen aufgeführt. Danach zeigen die aufgeführten Einzelparameter eine unterschiedliche Anzahl und Ausprägung von Zustandsmerkmalen.

Tabelle 5-7: Indexdotierung und Ausprägung der Zustandsmerkmale der identifizierten ökologisch relevanten Strukturparameter nach LAWA (2000).

Index-dotierung	Laufkrümmung	Strömungs-diversität	Tiefen-varianz	Quer-bänke	Breiten-varianz	Sohlen-substrat	Bes. Sohlen-strukturen
0						natürlich	
1	mäandrierend	sehr groß	sehr groß	viele	sehr groß		viele
2	geschlängelt	groß	groß	mehrere	groß		mehrere
3	stark geschwungen			zwei			zwei
4	mäßig geschwungen	mäßig	mäßig	eine	mäßig		eine
5	schwach geschwungen	gering	gering	Ansätze			Ansätze
6	gestreckt				gering		
7	geradlinig	keine	keine	keine	keine	unnatürlich	keine

5.4 Vergleich der Fließgewässertypen 5 und 5.1

5.4.1 Arteninventar

Abbildung 5-12 zeigt das Ergebnis einer nichtmetrischen, multidimensionalen Skalierung (NMDS) der 258 Untersuchungsabschnitte des Makrozoobenthos (Taxalisten). Der Stress beträgt sowohl für die Ordination der ersten mit der zweiten Achse als auch der ersten mit der dritten Achse 0,05 (5 %).

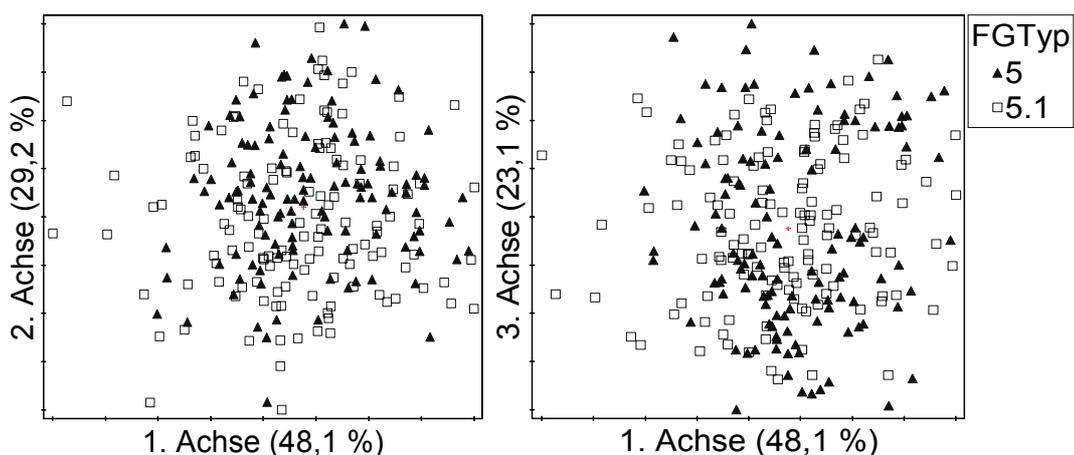
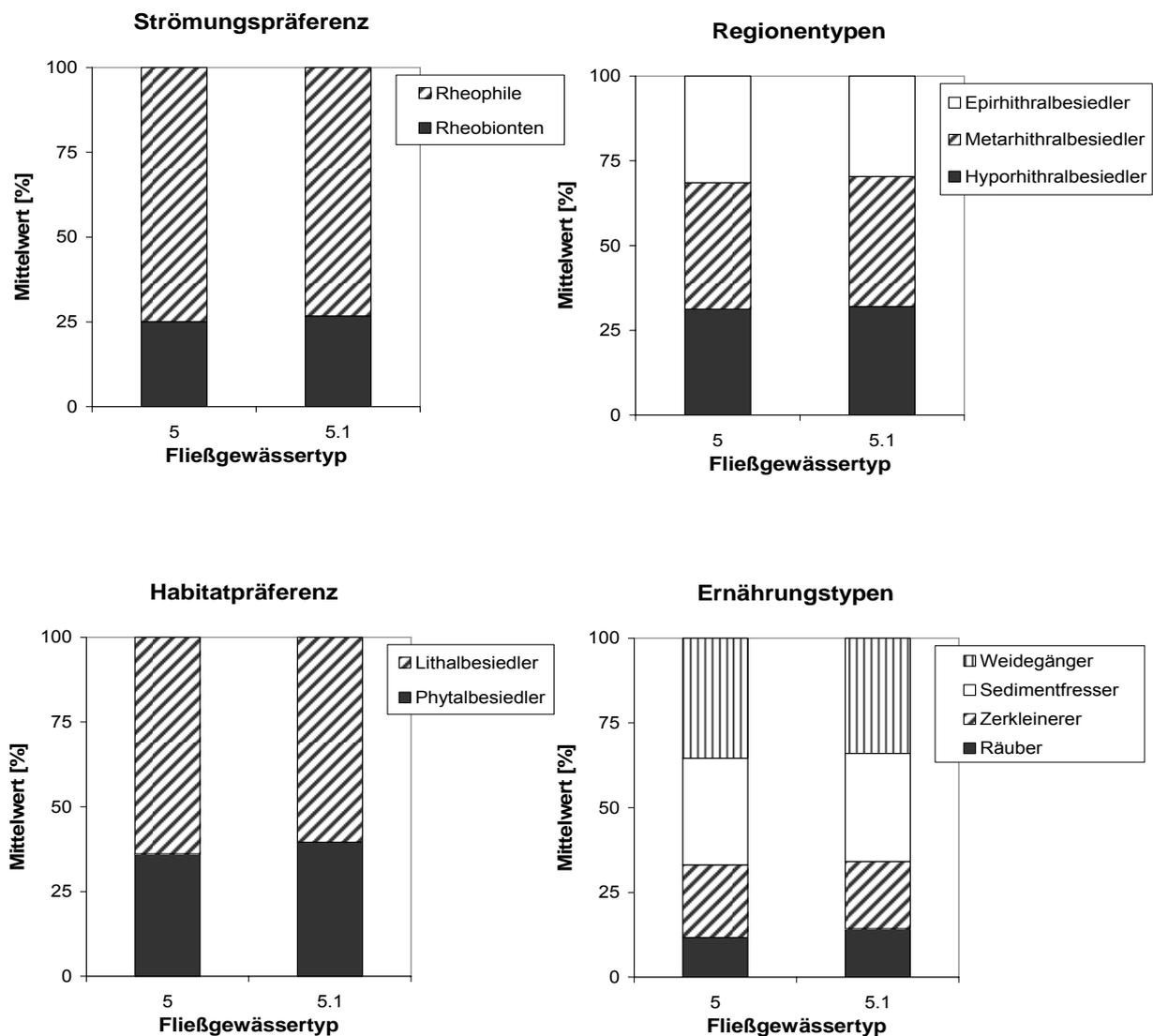


Abbildung 5-12: NMS Ordinationsdiagramm von den Taxalisten des Makrozoobenthos an 258 Untersuchungsabschnitten für die Fließgewässertypen 5 (n = 129) und 5.1 (n = 129). Stress = 0,05.

Jeder aufgeführte Punkt in dem Ordinationsdiagramm entspricht einem Untersuchungsabschnitt hinterlegt mit den jeweils vorliegenden Taxa. Hinsichtlich der Fließgewässertypisierung bilden sich keine Cluster oder Gruppen, so dass auf Basis dieser Auswertungsmethode die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft nicht fließgewässertypspezifisch differenziert werden kann.

5.4.2 Funktionale biozönotische Zusammensetzung

Abbildung 5-13 zeigt die mittleren prozentualen Anteile der biologischen Attribute „Regionentypen“, „Strömungspräferenz“, „Habitatpräferenz“, „Ernährungstypen“ und „Fortbewegungstypen“ für die Fließgewässertypen 5 (n = 129) und 5.1 (n = 129).



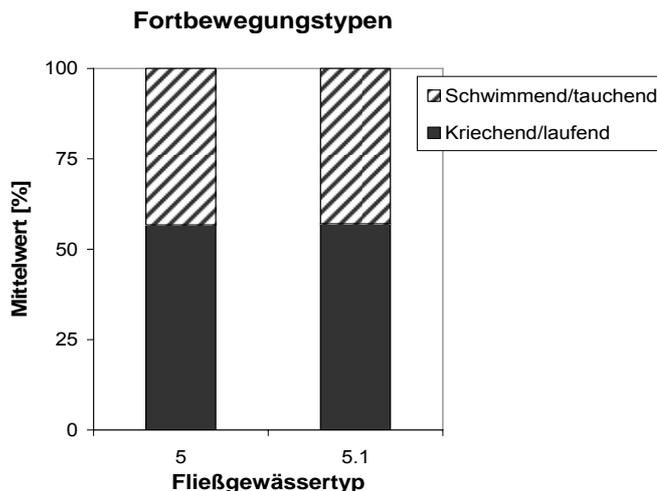


Abbildung 5-13: Mittlere prozentuale Anteile der biologischen Attribute für die funktionalen Gruppen „Strömungspräferenz“, „Regionentypen“, „Habitatpräferenz“, „Ernährungstypen“ und „Fortbewegungstypen“ für den Fließgewässertyp 5 (n = 129) und den Typ 5.1 (n = 129).

Die mittleren prozentualen Anteile der biologischen Attribute aus den funktionalen Gruppen des Makrozoobenthos unterscheiden sich fließgewässertypspezifisch nicht.

Bezüglich Abbildung 5-13 kann die funktionale Zusammensetzung des Makrozoobenthos für beide Fließgewässertypen gleichermaßen beschrieben werden: Innerhalb der Regionentypen treten die „Epi“-, Meta- und Hyporhithralbesiedler“ etwa zu gleichen Anteilen auf. Bei den Strömungspräferenztypen dominieren die rheophilen Arten mit nahezu 50 % sowie die „Lithalbesiedler“ bei den Habitatpräferenztypen. Die „Weidegänger“ und „Sedimentfresser“ prägen die Zusammensetzung der funktionalen Gruppe der Ernährungstypen, während die zwei aufgeführten Fortbewegungstypen mit 20 bis 30 % am Gesamtartenspektrum beteiligt sind.

5.4.3 Substratzusammensetzung

Die fließgewässertypspezifische Zusammensetzung der mineralischen und organischen Substrate an den Makrozoobenthos-Untersuchungsabschnitten zeigt Abbildung 5-14. Aufgetragen sind hierbei die mittleren prozentualen Anteile der jeweiligen Substrate für den Fließgewässertyp 5 (n = 129) und den Typ 5.1 (n = 129).

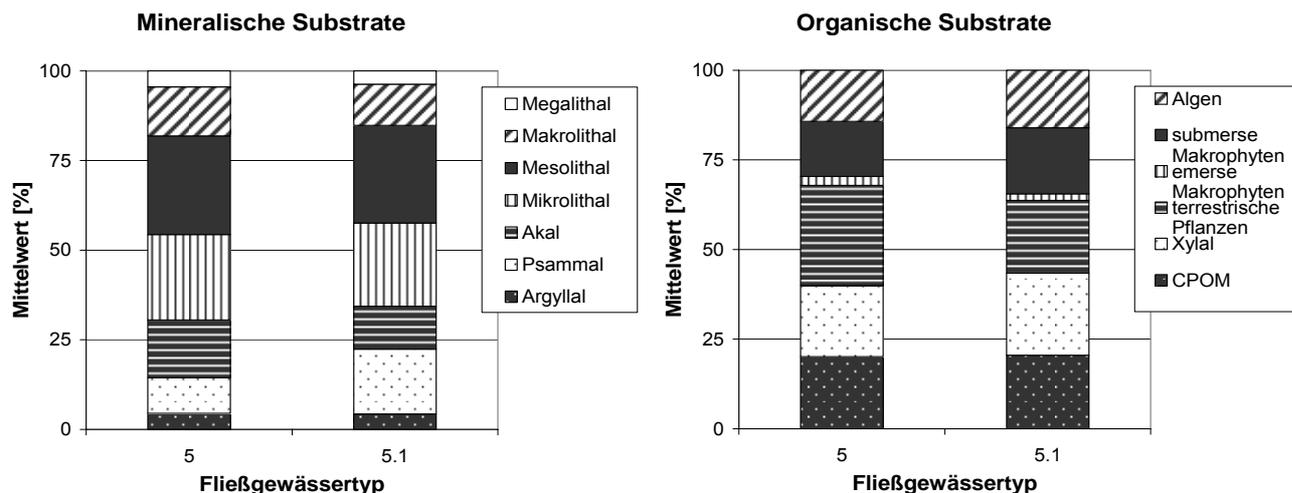


Abbildung 5-14: Mittlere prozentuale Anteile der beprobten mineralischen Substrate (linke Abbildung) und organischen Substrate (rechte Abbildung) an den Makrozoobenthos-Untersuchungsabschnitten für die FG-Typen 5 (n = 129) und 5.1 (n = 129).

Bei den mineralischen Substraten überwiegt das Meso- und Mikrolithal bei beiden Fließgewässertypen. Der prozentuale Anteil des Psammals ist beim Typ 5.1 deutlich höher als beim Typ 5. Der beprobte Anteil von organischen Substraten ist mit 15 % weitaus geringer gegenüber den beprobten mineralischen Substraten (85 %).

5.4.4 Bewertung der Gewässerstrukturgüte

Tabelle 5-8 zeigt die Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Tests (Mann & Whitney 1947) für den Vergleich der sieben ökologisch relevanten Strukturparameter zwischen den Fließgewässertypen 5 (n = 129) und 5.1 (n = 129) Asymptotische Signifikanz < 0,05.

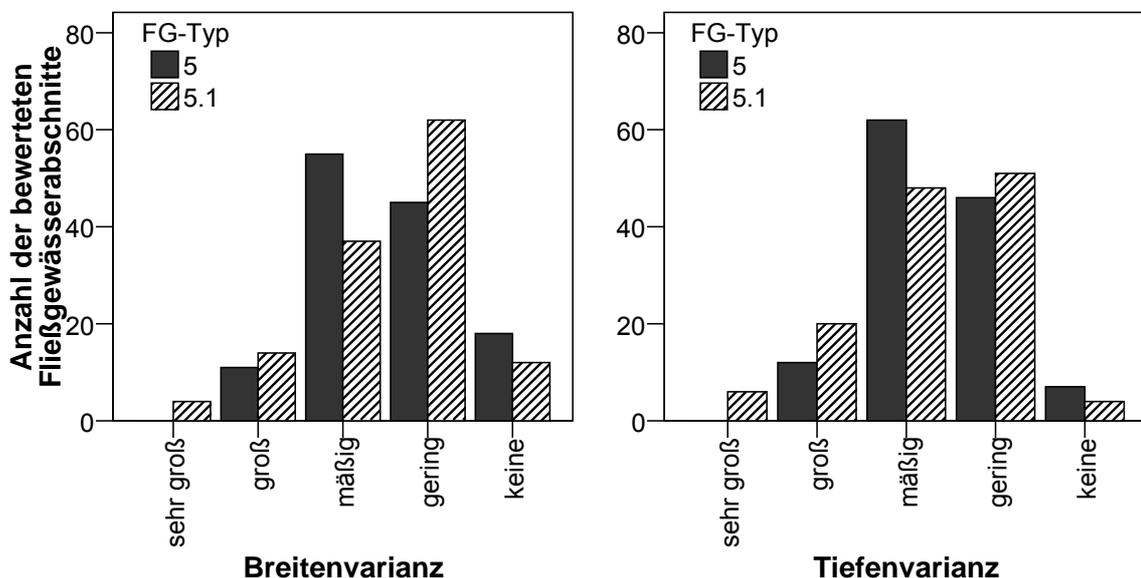
Tabelle 5-8: Ergebnisse des Signifikanztests nach Mann & Whitney (1947) von der Bewertung der ökologisch relevanten Einzelparameter zwischen den Fließgewässertypen 5 und 5.1 (n = 258).

Einzelparameter	Asymptotische Signifikanz (p < 0,05)
Laufkrümmung	0,024
Querbänke	0,047
Tiefenvarianz	0,380
Breitenvarianz	0,848
Sohlensubstrat	0,004
Strömungsdiversität	0,220
besondere Sohlenstrukturen	0,971

Aus dem statistischen Test geht hervor, dass sich die Bewertungen der Einzelparameter „Laufkrümmung“, „Querbänke“ und „Sohlensubstrat“ signifikant unterscheiden ($p < 0,05$), was sich auf folgende Ursachen zurückführen lässt:

- Beim Einzelparameter „Laufkrümmung“ tritt beim Fließgewässertyp 5.1 deutlich häufiger die Merkmalsausprägung „mäßig geschwungen“ auf. Beim Typ 5 überwiegen die als „schlechter“ zu bewertenden Ausprägungen („schwach geschwungen“ und „gestreckt“).
- Das grobmaterialreichere Substrat des Typs 5 bewirkt häufiger die Ausbildung von Querbänken (z.B. Sohlenstufen mit Steinen und Blöcken). An 50 % der Untersuchungsabschnitte des Typs 5.1 wurden lediglich „Ansätze“ bzw. „keine“ Querbänke erhoben.
- Das „Sohlensubstrat“ ist beim Fließgewässertyp 5.1 bei 20 % der Untersuchungsabschnitte als „unnatürlich“ kartiert, während beim Typ 5 lediglich 8 % kein natürliches Substrat aufweisen.

Um detaillierte Informationen über die Strukturparameter zu erhalten, die auf Basis des Mann-Whitney-U-Test als nicht signifikant berechnet wurden, sind in Abbildung 5-15 die Anzahl der bewerteten Fließgewässerabschnitte für die vier Einzelparameter „Tiefenvarianz“, „Breitenvarianz“, „besondere Sohlenstrukturen“ und die „Strömungsdiversität“ in Säulendiagrammen angeordnet. Auf der Abszisse sind die Zustandsmerkmale der Einzelparameter aufgeführt.



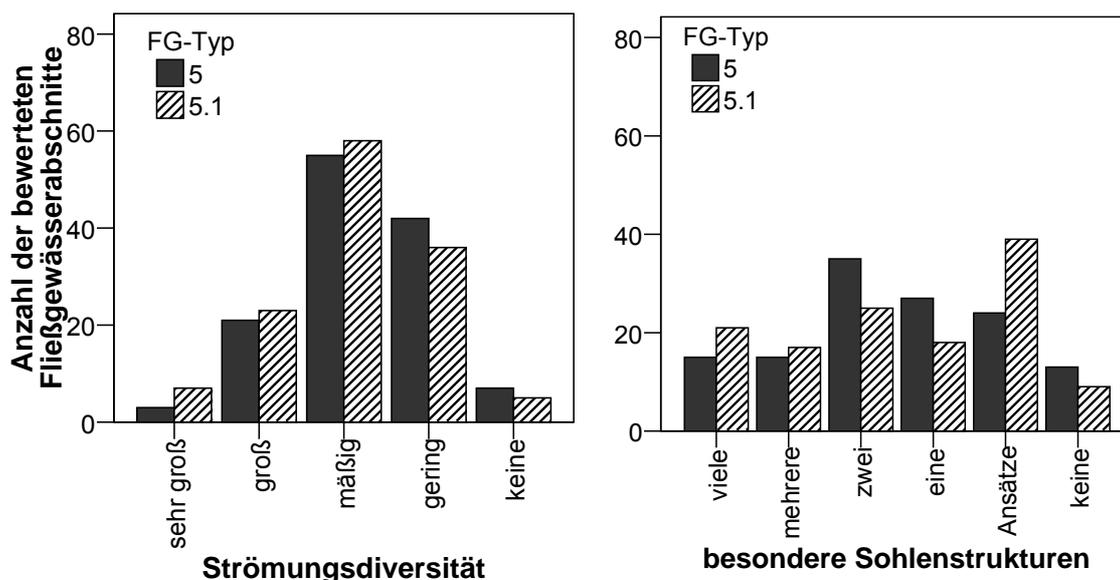


Abbildung 5-15: Häufigkeitsverteilung der bewerteten Gewässerabschnitte für die Einzelparameter „Breitenvarianz“, „Tiefenvarianz“, „Strömungsdiversität“ und „besondere Sohlenstrukturen“ der Gewässerstrukturgüte für die Fließgewässertypen 5 (n = 129) und 5.1 (n = 129).

Aus Abbildung 5-15 geht hervor, dass mit Ausnahme des Einzelparameters „Strömungsdiversität“ der Fließgewässertyp 5.1 häufig „schlechter“ bewertet wurde als der Typ 5. Das betrifft insbesondere den Bereich einer mittleren strukturellen anthropogenen Überformung mit den Zustandsmerkmalen „mäßig“ und „gering“ („Tiefenvarianz“ und „Breitenvarianz“). Bei dem Einzelparameter „besondere Sohlenstrukturen“ ist die Anzahl der Fließgewässerabschnitte in den als „schlecht“ zu bewerteten Gewässerabschnitten für den Typ 5.1 höher als für den Typ 5.

5.5 Biologische Attribute als Indikatoren für die Ausprägung der Gewässerstruktur

5.5.1 Identifizierung „sensitiver“ biologischer Attribute

Als „sensitiv“ werden diejenigen biologischen Attribute ermittelt, die auf Basis der Korrelationsanalysen durch hohe Koeffizienten besonders stark auf Veränderungen der Hydromorphologie reagieren. In Tabelle 5-9 sind die Attribute der unterschiedlichen biologischen Gruppen aufgeführt. Die Attribute, die auf Basis der Berechnungen aus Kapitel 5.3.3 mit allen sieben (Fließgewässertyp 5) bzw. fünf (Typ 5.1) Strukturvariablen signifikant korrelieren, sind mit einem „x“ versehen.

Tabelle 5-9: Sensitive biologische Attribute, die mit allen ermittelten ökologisch relevanten Strukturparametern signifikant korrelieren.

	Biologische Attribute	FG-Typ 5 (n = 129)	FG-Typ 5.1 (n = 129)
Artenumfang und Diversität	Abundanz	X	
	Taxazahl	X	
	Diversität		
Taxonomische Gruppen	Ephemeroptera	X	X
	Plecoptera	X	X
	Trichoptera	X	X
Taxonomische Zusammensetzung	EPT	X	X
	EPTCBO	X	X
	seLEPTD	X	X
Leitarten	Leitarten-Typengruppe	X	
	Leitarten-FG-Typ		
Regionentypen	epirhithral	X	X
	metarhithral	X	
Strömungspräferenz	Rheoindex	X	X
	Rheobiont	X	
Habitatpräferenz	Lithal	X	
Ernährungstypen	Weidegänger		
	Zerkleinerer		
Fortbewegungstypen	swimmer/diver		

Demnach können 14 sensitive biologische Attribute für den Fließgewässertyp 5 und acht Attribute für den Typ 5.1 als besonders sensitiv identifiziert werden.

5.5.2 Verteilungsmuster der biologischen Attribute in Abhängigkeit von der Gewässerstruktur

Die sensitiven biologischen Attribute zeigen zu den Merkmalsausprägungen der Strukturvariablen unterschiedliche Abhängigkeiten, die allein auf Basis der Korrelationsanalysen jedoch keine Aussagen über Art und Verteilung der biologischen Attribute zulassen. Für ausgewählte Parameterkombinationen mit hoher Signifikanz wurde daher über Box-Whisker-Darstellungen eine qualitative Analyse über die Form der Abhängigkeit zwischen den biologischen Attributen und den ökologisch relevanten Strukturparametern fließgewässertypspezifisch durchgeführt. Bei dieser Auswertung zeigte sich, dass im Wesentlichen zwei unterschiedliche Verteilungsmuster zwischen den Attributen und den Strukturparametern für den Fließgewässertyp 5 zu unterscheiden sind:

- (a) negativ linear
- (b) unimodal

In Abbildung 5-16 sind Parameterkombinationen sensibler biologischer Attribute in Abhängigkeit von den Merkmalsausprägungen des Einzelparameters „Strömungsdiversität“ beispielhaft für den Fließgewässertyp 5 aufgetragen.

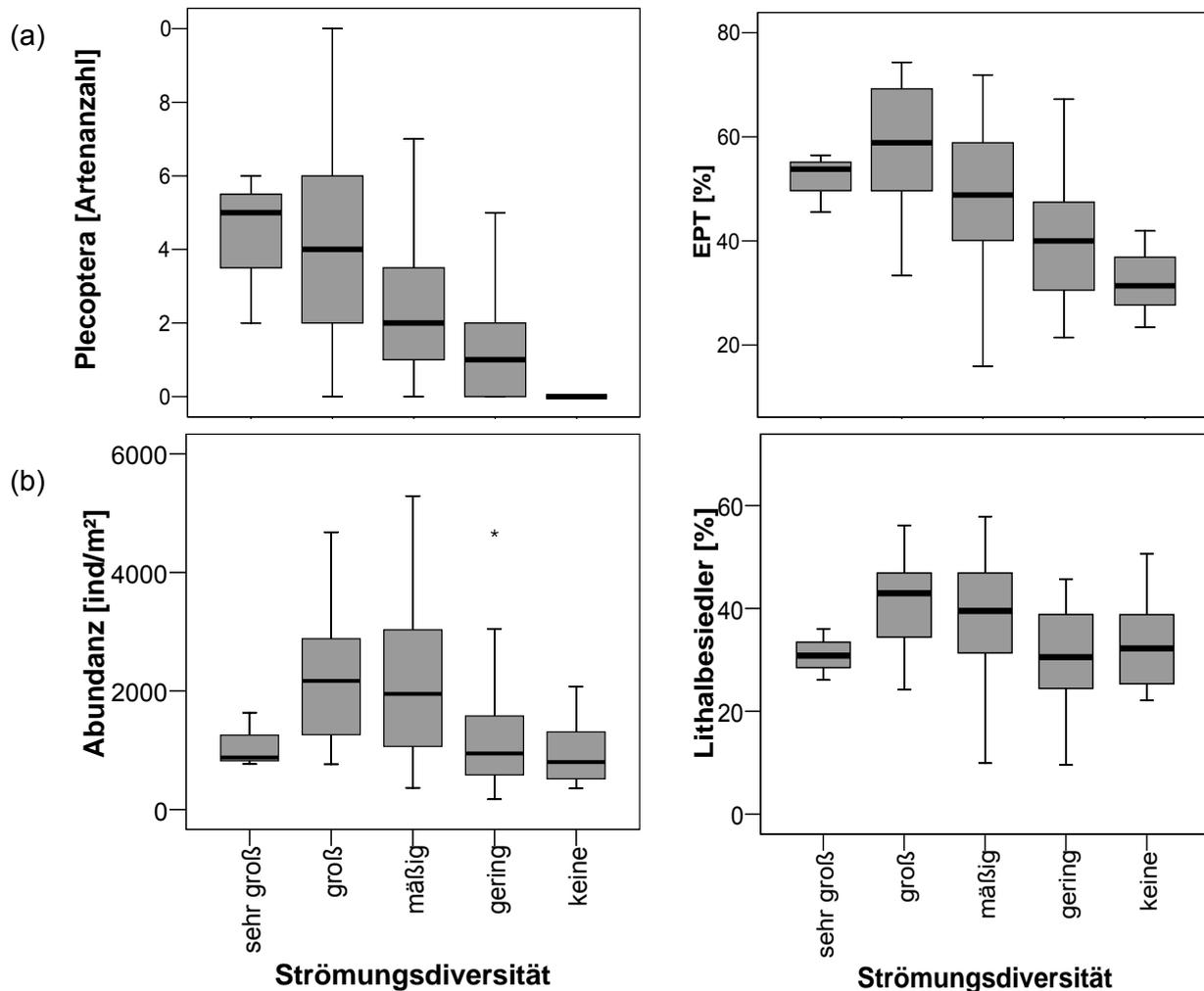


Abbildung 5-16: Box-Whisker-Plots ausgewählter biologischer Attribute in Abhängigkeit von der Merkmalsausprägung des Einzelparameters „Strömungsdiversität“ für den Fließgewässertyp 5 (n = 129). (a) negativ linear (links: $\rho = 0,44$, rechts: $\rho = 0,45$); (b) unimodal (links: $\rho = 0,34$; rechts: $\rho = 0,43$). Die Boxen zeigen den Interquartilbereich (25-75-Perzentil), den Median und die Spannweite.

Die unterschiedlichen Verteilungsmuster aus Abbildung 5-16 zeigen, dass vor allem die biologischen Attribute, welche in Abhängigkeit von den Strukturparameter eine negativ lineare Verteilung aufweisen, den hydromorphologischen Gradienten deutlich abbilden. Für den Fließgewässertyp 5 sind dies im Wesentlichen die biologischen Attribute, welche die taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos charakterisieren. Die funktionalen Attribute des Makrozoobenthos zeigen einen unimodalen Verlauf. Auffallend ist die große Spannweite und Streuung der Abhängigkeiten für alle Parameterkombinationen.

Entsprechend den Auswertungen für den Fließgewässertyp 5 wurden Parameterkombinationen von sensitiven biologischen Attributen und ökologisch relevanten Strukturparametern auch für den Typ 5.1 aufgetragen (Abbildung 5-17).

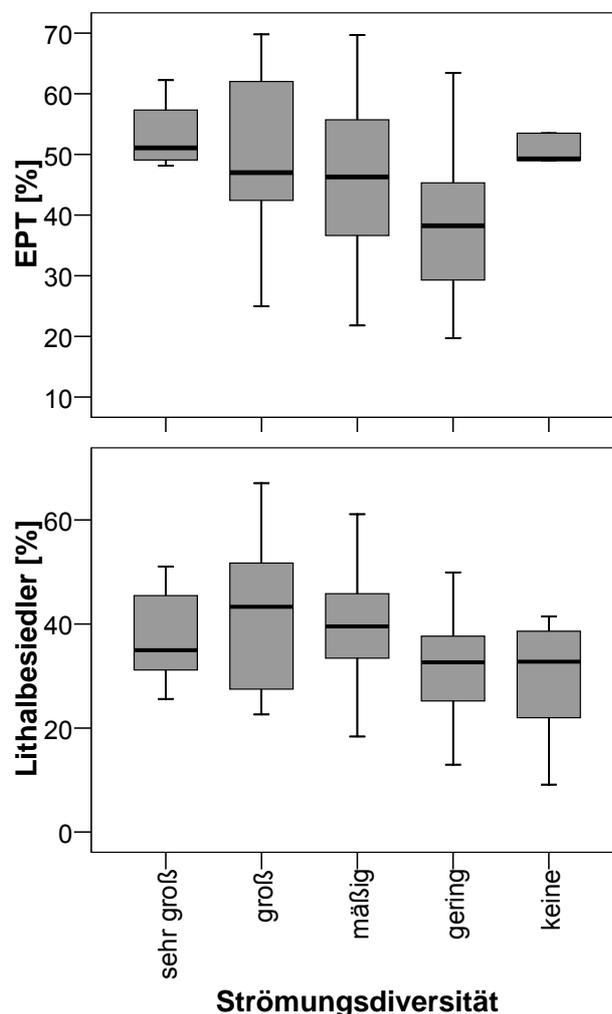


Abbildung 5-17: Box-Whisker-Plots ausgewählter biologischer Attribute in Abhängigkeit von der Merkmalsausprägung des Einzelparameters „Strömungsdiversität“ für den Fließgewässertyp 5.1 (n = 129). Obere Abbildung: $\rho = 0,31$, untere Abbildung: $\rho = 0,31$. Die Boxen zeigen den Interquartilbereich (25-75-Perzentil), den Median und die Spannweite.

Im Vergleich zu den Verteilungsmustern des Fließgewässertyps 5 sind die Abhängigkeiten der biologischen Attribute des Typs 5.1 vom Strukturgradienten weniger stark ausgeprägt. Der EPT-Anteil [%] lässt zwar eine Linearität zum Strukturparameter erkennen, die hydromorphologische Merkmalsausprägung „keine“ weicht jedoch deutlich von dieser Linearität ab. Das Verteilungsmuster der Lithalbesiedler ist bei einem gleich hohen $\rho = 0,31$ ($p < 0,01$) nahezu unimodal. Entsprechend den Ergebnissen für den Fließgewässertyp 5 zeigen auch die Auswertungen der Verteilungsmuster für den Typ 5.1 eine hohe Variabilität und Streuung in den Abhängigkeiten der biologischen Attribute von den Strukturvariablen.

5.5.3 Aggregation der biologischen Attribute

In Tabelle 5-10 sind die Ergebnisse der Korrelationsanalysen zwischen den sensitiven biologischen Attributen aufgeführt (n = 258, p < 0,01). Bei dieser Berechnung erfolgte keine fließgewässertypspezifische Differenzierung. Für eine detailliertere Ergebnisdarstellung der Korrelationen und um eine Dimensionsreduktion der sensitiven biologischen Attribute für die sich anschließende Aggregation zu erzielen, wurde eine Hauptkomponentenanalyse berechnet (Tabelle 5-11)

Tabelle 5-10: Korrelationsmatrix der 14 identifizierten, sensitiven biologischen Attribute. Berechnungen nach Spearman (n = 258, p < 0,01). Die Koeffizienten ≥ 0,8 sind hervorgehoben.

	TaZ	Abd	Eph	Ple	Tri	Ept	Ecb	sel	LeT	Epi	Met	Rhl	Rhb	Lit
Taxazahl	1,0													
Abundanz	0,3	1,0												
Ephemeroptera	0,7	0,2	1,0											
Plecoptera	0,6	0,2	0,6	1,0										
Trichoptera	0,8	0,3	0,5	0,5	1,0									
EPT	0,5	0,2	0,7	0,7	0,7	1,0								
EPTCBO	0,9	0,7	0,8	0,7	0,8	0,8	1,0							
sel EPTD	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	1,0						
Leitarten_TG	0,3	0,6	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,5	1,0					
Epirhithral	0,4	0,3	0,5	0,6	0,4	0,6	0,6	0,6	0,6	1,0				
Metarhithral	0,4	0,3	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6	0,3	0,6	1,0			
Rheoindex	0,2	0,2	0,4	0,5	0,3	0,6	0,4	0,3	0,4	0,6	0,3	1,0		
Rheobiont	0,5	0,4	0,6	0,6	0,5	0,6	0,7	0,6	0,5	0,7	0,6	0,3	1,0	
Lithal	0,3	0,2	0,4	0,5	0,4	0,6	0,5	0,4	0,4	0,7	0,7	0,4	0,7	1,0

Tabelle 5-11: Hauptkomponentenanalyse der 14 sensitiven biologischen Attribute (n = 258). Die Ladungen ≥ 0,8 sind hervorgehoben.

Biol. Attribut	Komponente		
	1	2	3
Taxazahl	0,77	-0,28	0,46
Abundanz	0,34	0,68	0,52
Ephemeroptera	0,76	-0,32	0,18
Plecoptera	0,80	-0,13	-0,04
Trichoptera	0,75	-0,23	0,34
EPT	0,85	-0,23	-0,17
EPTCBO	0,91	-0,28	0,26
sel EPTD	0,75	0,22	0,29
Leitarten_TG	0,45	0,74	-0,03
Epirhithral	0,81	0,21	-0,33
Metarhithral	0,73	0,06	-0,29

Rheoindex	0,55	-0,16	-0,51
Rheobiont	0,77	0,29	-0,13
Lithal	0,73	0,15	0,44
% Varianz	52,9	11,6	10,5

Aus den Ergebnissen der Korrelationsmatrix wird deutlich, dass die höchsten Werte zwischen den „EPTCBO“ und den biologischen Attributen „Taxazahl“, „Ephemeropteren“ und „Trichopteren“ auftreten. Weiterhin zeigt das Attribut „EPTCBO“ hohe Werte zu „Abundanz“ und zu den „Plecopteren“. Weniger hohe Korrelationen weisen die Attribute der funktionalen Gruppen auf.

Aus der Hauptkomponentenanalyse werden drei Komponenten extrahiert, wobei die erste Komponente bereits 52,9 % der Gesamtvarianz in den Daten erklärt. Die zweite Komponente wird im Wesentlichen durch die Leitarten der Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“ mit einer Ladung von 0,74 gebildet, während die Ladungen aller biologischen Attribute in der dritten Hauptkomponente vergleichsweise niedrig sind.

Mit Hilfe der statistischen Analysen und unter Berücksichtigung der taxonomischen und funktionalen Zusammensetzung des Gesamtartenspektrums (vgl. Kapitel 4.2.2) werden für die Aggregation folgende Attribute ausgewählt:

1. EPTCBO (Artenanzahl): spiegelt durch die hohen Korrelationen die „Taxazahl“, die „Ephemeropteren“ (Artenanzahl) und die „Trichopteren“ (Artenanzahl) sowie die „Abundanz“ wider; besitzt den höchsten Eigenwert in der Hauptkomponentenanalyse.
2. Plecoptera (Artenanzahl): hoher Eigenwert in der Hauptkomponentenanalyse; durch die geringe Artenanzahl der Plecopteren gegenüber den Ephemeropteren und Trichopteren im Gesamtartenspektrum sind die Plecopteren in den Attributen „EPT [%]“ und „EPTCBO“ (Artenanzahl) vergleichsweise unterrepräsentiert; sensitives, biologisches Attribut für den Fließgewässertyp 5 und 5.1.
3. EPT [%]: hoher Eigenwert in der Hauptkomponentenanalyse; sensitives, biologisches Attribut für den Fließgewässertyp 5 und 5.1.
4. Epirhithralbesiedler [%]: besitzen innerhalb der Präferenztypen für biozönotische Regionen den höheren Eigenwert und wurden für die Fließgewässertypen 5 und 5.1 als sensitives Attribut identifiziert.
5. Leitarten Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“: bildet im Wesentlichen die Varianz der zweiten Komponente in der Hauptkomponentenanalyse ab; umfasst ein breites Spektrum von Indikatororganismen für anthropogene Einflüsse aus unterschiedlichen Ordnungen.
6. seIEPTD (logSum): vergleichsweise hoher Eigenwert in der Hauptkomponentenanalyse (1. Komponente); sensitives, biologisches Attribut für den Fließgewässertyp 5 und 5.1.

7. Lithalbesiedler [%]: vergleichsweise hoher Eigenwert in der Hauptkomponentenanalyse (1. Komponente); einziges sensitives biologisches Attribut innerhalb der funktionalen Zusammensetzung des Makrozoobenthos, welches einen direkten Zusammenhang zur mineralischen Substratzusammensetzung in den Fließgewässern zulässt.
8. Rheoindex: sensitives, biologisches Attribut für den Fließgewässertyp 5 und 5.1; spiegelt die Strömungsverhältnisse durch das Verhältnis der Rheobionten und Rheophilen zu den ubiquitären Arten detailliert wider.

Für die Aggregation der acht aufgeführten biologischen Attribute werden zunächst die 25- und 75-Perzentile als untere und obere Ankerpunkte berechnet (Tabelle 5-12). In dieser Tabelle sind der Median und als Maß für die Streuung in den Daten die Standardabweichung SD mit aufgeführt. Je nach Skalenniveau und Streuung der biologischen Attribute schwankt die Standardabweichung von SD = 0,14 bei Skalenwerten zwischen 0 und 1 („Rheoindex“) bis SD = 445 bei Abundanzwerten von 0 bis 3460 („Leitarten-Typengruppe“) (n = 258).

Tabelle 5-12: Berechnung der Ankerpunkte über das 25- und 75-Perzentil der biologischen Attribute, Median und Standardabweichung (SD) (n = 258).

Biol. Attribut	Perzentile (Ankerpunkte)			
	25 (unterer AP)	75 (oberer AP)	Median	SD
EPTCBO (Artenanzahl)	13	25	18	8,1
Plecoptera (Artenanzahl)	0	3	1	2,3
EPT (%)	36,7	57,1	45,2	13,2
Epirhithralbesiedler (%)	14,9	25,2	19,9	6,9
Leitarten-Typengruppe	59	471	202	445
seLEPTD	1,87	2,62	2,25	0,61
Lithalbesiedler (%)	32,2	49,6	39,6	13,0
Rheoindex	0,68	0,89	0,82	0,14

Über die oberen und unteren Ankerpunkte (Perzentile) wurden die Werte der biologischen Attribute in einer Skala von 0 bis 1 mit folgender Formel normiert:

$$\text{Wert} = \frac{\text{Wert des biol. Attributs} - \text{unterer Ankerpunkt (25-Perzentil)}}{\text{Oberer Ankerpunkt (75-Perzentil)} - \text{unterer Ankerpunkt (25-Perzentil)}}$$

Die Aggregation der normierten Attribute erfolgte über Mittelwertbildung. Die Verteilung der Mediane der acht biologischen Einzelattribute sowie des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) zeigt Abbildung 5-18. Mit aufgetragen ist der Median des ASBA 8 (0,45).

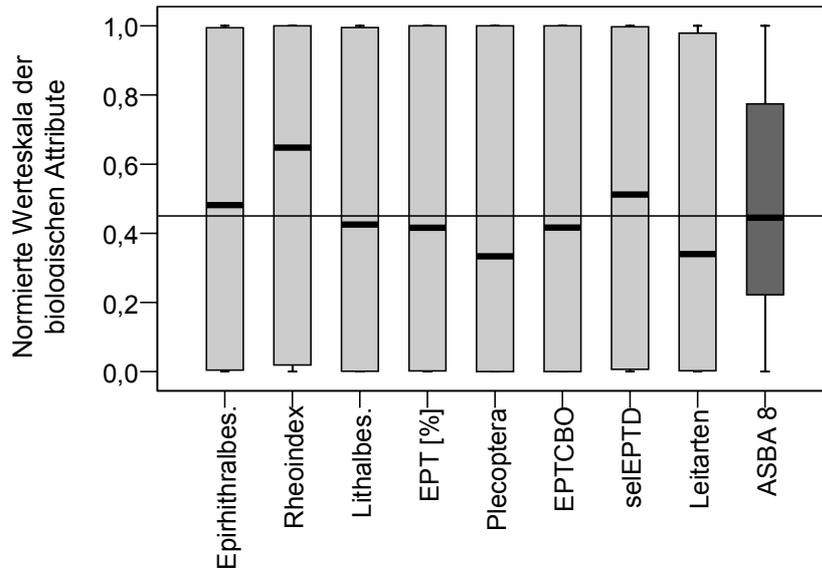
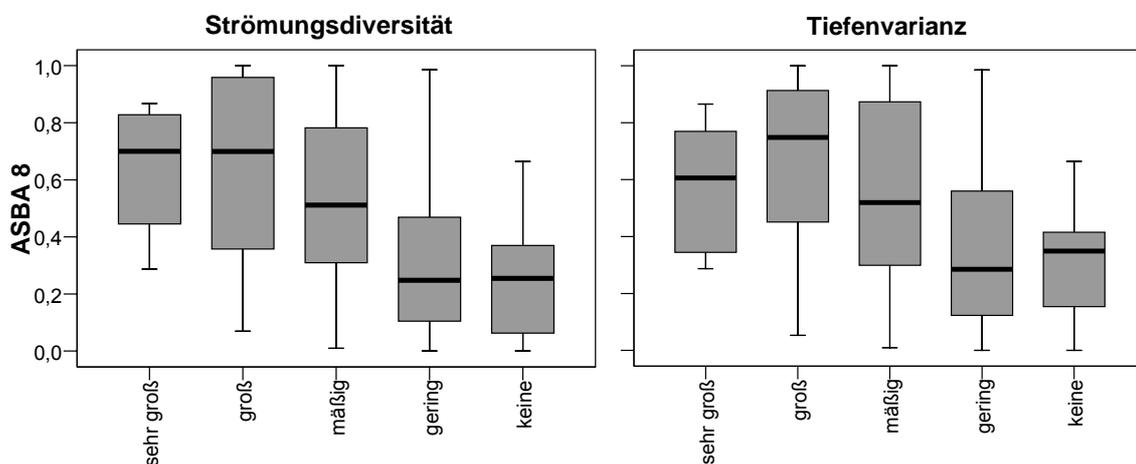


Abbildung 5-18: Verteilung der Mediane der wertenormierten (0, 1 skaliert) biologischen Attribute und des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (n = 258). Die Hilfslinie zeigt den Median des ASBA 8.

Der Median des ASBA 8 beträgt 0,45. Die Mediane der „Epirhithralbesiedler“ und „Lithalbesiedler“, des „EPT [%]“ sowie des „EPTCBO“ weichen nur geringfügig davon ab, wobei der Median des „Rheoindex“ deutlich höher, die Mediane der Leitarten-Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“ und der „Plecoptera“ unter dem Wert des ASBA 8 liegt. Der Interquartilbereich (25- bis 75-Perzentil) des ASBA 8 liegt bei 0,55. Im Gegensatz dazu umfassen die Spannweiten der Interquartile der Einzelattribute nahezu den gesamten Wertebereich von 0 bis 1.

5.6 Biologisch relevante Merkmalsausprägungen

Abbildung 5-19 zeigt die Verteilung von ASBA 8 in Abhängigkeit von der Ausprägung der Zustandsmerkmale der sieben identifizierten ökologisch relevanten Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte (n = 258).



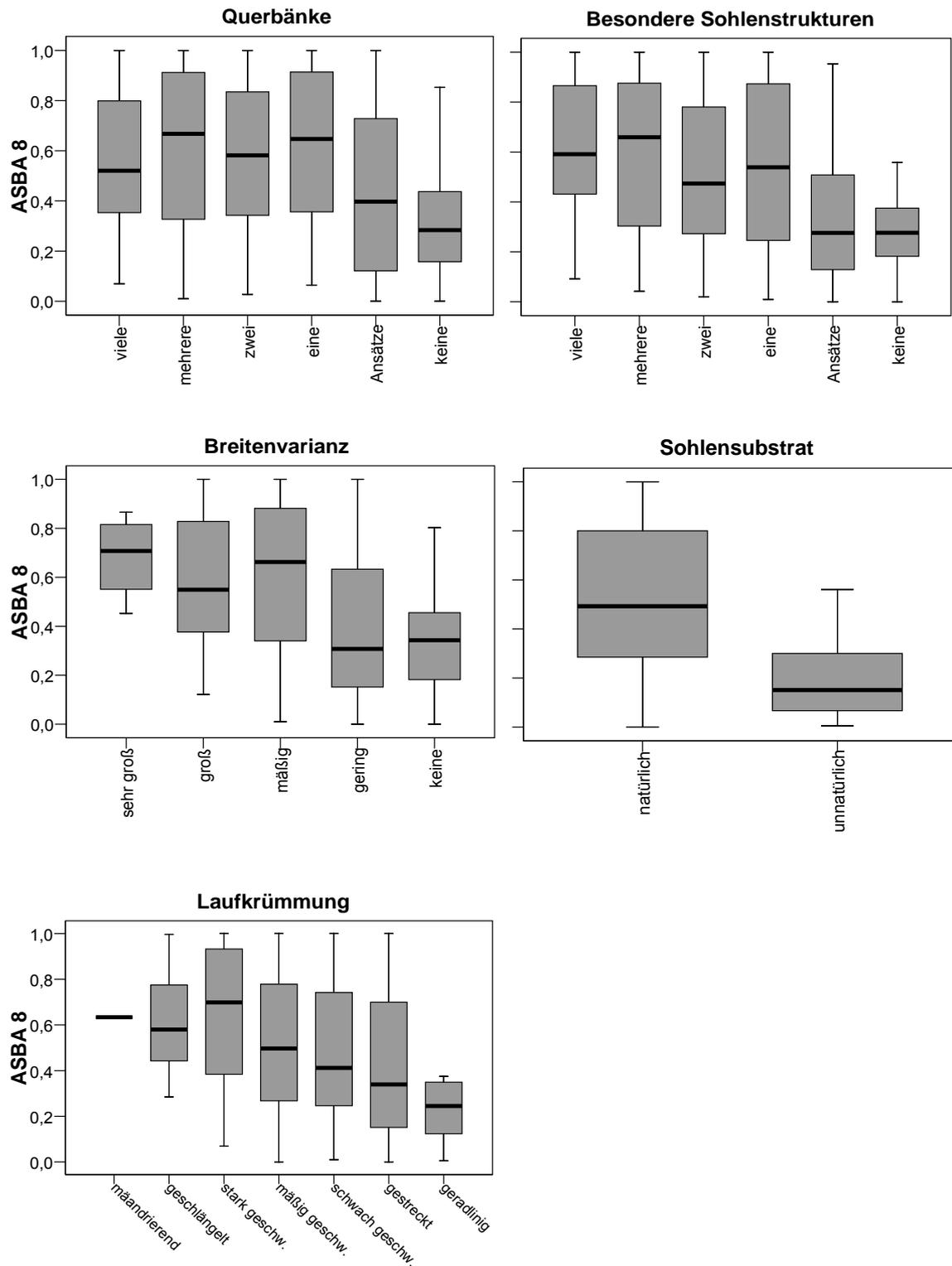


Abbildung 5-19: Verteilung des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0, 1 skaliert) für das Makrozoobenthos in Abhängigkeit von den Merkmalsausprägungen der sieben ökologisch relevanten Strukturparameter der Gewässerstrukturgüte (n = 258). Die Boxen zeigen den Interquartilbereich (25-75-Perzentil), den Median und die Spannweite.

Die Verteilung des ASBA 8 zeigt bei allen sieben Strukturvariablen eine Abhängigkeit von der morphologischen Struktur. Dabei weisen die Verteilungsmuster, mit Ausnahme des Einzelparameters „Laufkrümmung“, einen signifikant ausgeprägten Schwellenwert bei unterschiedlichen Merkmalsausprägungen der Strukturvariablen auf (Signifikanztest nach Kruskal-Wallis, Anhang G-1).

Die Streuung des ASBA 8, welche teilweise den gesamten normierten Wertebereich umfasst, ist besonders in den Zustandsmerkmalen ausgeprägt, die eine mittlere anthropogene Überformung anzeigen. Diese Variabilität zeigt sich auch in der Berechnung der Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen ASBA 8 und den relevanten Einzelparametern (Anhang G-2). Die Spannweite der Koeffizienten zwischen $\rho = 0,30$ bis $\rho = 0,43$ ($p < 0,01$) weist im Wesentlichen keine höheren Werte auf als die zuvor durchgeführten Berechnungen mit den Einzelattributen (vgl. Kap. 5.3.2).

Auf Grundlage der Verteilungsmuster und des Signifikanztests nach Kruskal & Wallis (1952) lassen sich diejenigen Merkmalsausprägungen der Einzelparameter als Schwellenwert spezifizieren, die einen signifikant höheren Wert des ASBA 8 aufweisen. Da der Einzelparameter „Laufkrümmung“ weder durch die deskriptive Ableitung noch mit Hilfe des Signifikanztests einen Schwellenwert aufweist, wurde der ermittelte Median des ASBA 8 von 0,45 als Grenzwert hinzugezogen. Daraus ergeben sich für die sieben ökologisch relevanten Einzelparameter die in Tabelle 5-13 aufgeführten Schwellenbereiche der Merkmalsausprägungen.

Tabelle 5-13: Schwellenbereiche der Merkmalsausprägungen der ökologisch relevanten Strukturparameter auf Grundlage der Verteilung des aggregierten, struktur-basierten biologischen Attributs (ASBA 8) in Abhängigkeit der ökologisch relevanten Strukturparameter (n = 258).

Ökologisch relevante Strukturparameter	Merkmalsausprägung	Indexdotierung nach LAWA (2000)
Laufkrümmung	≥ mäßig geschwungen	4
Querbänke	≥ eine	4
Strömungsdiversität	≥ mäßig	4
Tiefenvarianz	≥ mäßig	4
Breitenvarianz	≥ mäßig	4
Sohlensubstrat	natürlich	0
besondere Sohlenstrukturen	≥ eine	4

Die fließgewässertypspezifische Ermittlung von Schwellenwerten der biologisch relevanten Merkmalsausprägungen zeigte bis auf den Einzelparameter „Laufkrümmung“ keine Unterschiede zu den in Tabelle 5-13 aufgeführten Merkmalsausprägungen (Anhang G-3 und G-4). Für die weiteren Berechnungen werden daher die aus Tabelle 5-13 ermittelten Schwellenwerte der Merkmalsausprägungen für beide Fließgewässertypen gleichermaßen zugrunde gelegt.

In Form eines Abfragealgorithmus⁴ wurden aus den 258 Untersuchungsabschnitten diejenigen ausgewählt, welche die in Tabelle 5-13 aufgeführten Schwellenwerte der Merkmalsausprägungen der Strukturparameter mindestens (oder besser) aufweisen. Die so ermittelten Untersuchungsabschnitte wurden als „Gewässerabschnitte mit struktureller Mindestausstattung“ zusammenfassend definiert.

Abbildung 5-20 zeigt die prozentualen Anteile der Untersuchungsabschnitte (Gewässerabschnitte), welche auf Basis der Abfrage eine „strukturelle Mindestausstattung“ aufweisen bzw. nicht aufweisen. Die Datenbeschriftungen in der Abbildung geben die Anzahl der Untersuchungsabschnitte an.

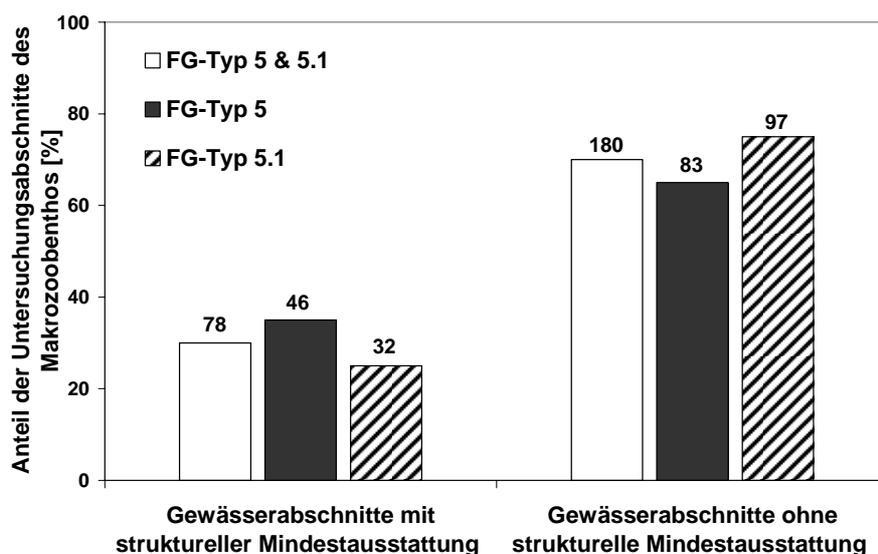


Abbildung 5-20: Prozentualer Anteil der Untersuchungsabschnitte des Makrozoobenthos (Gewässerabschnitte) mit und ohne „strukturelle Mindestausstattung“ (FG-Typen 5 und 5.1: n = 258, FG-Typ 5: n = 129, FG-Typ 5.1: n = 129).

Aus der Abbildung wird ersichtlich, dass lediglich 30 % der Gewässerabschnitte eine „strukturelle Mindestausstattung“ aufweisen. Die durchschnittlich „schlechtere“ Bewertung der Gewässerstruktur für den Fließgewässertyp 5.1 (vgl. Kapitel 5.4.4) wird auch in dieser Auswertung deutlich. Mit 25 % ist der Anteil der Gewässerabschnitte mit „struktureller Mindestausstattung“ beim Fließgewässertyp 5.1 um 10 % geringer als beim Typ 5.

In Abbildung 5-21 ist die Verteilung des aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs (ASBA 8) in Abhängigkeit von den Gewässerabschnitten mit und ohne „strukturelle Mindestausstattung“ aufgeführt. Die Zahlen an den Box-Whisker-Plots beschreiben die Anzahl der Untersuchungsabschnitte.

⁴ Abfrage: Wenn „Laufkrümmung“ ≤ 4 **und** „Querbänke“ ≤ 4 **und** „Strömungsdiversität“ ≤ 4 **und** „Tiefenvarianz“ ≤ 4 **und** „Breitenvarianz“ ≤ 4 **und** „Sohlensubstrat“ = 0 **und** „besondere Sohlenstrukturen“ ≤ 4; dann „1“. „1“ bedeutet in diesem Fall, dass die Untersuchungsabschnitte die „strukturelle Mindestausstattung“ aufweisen.

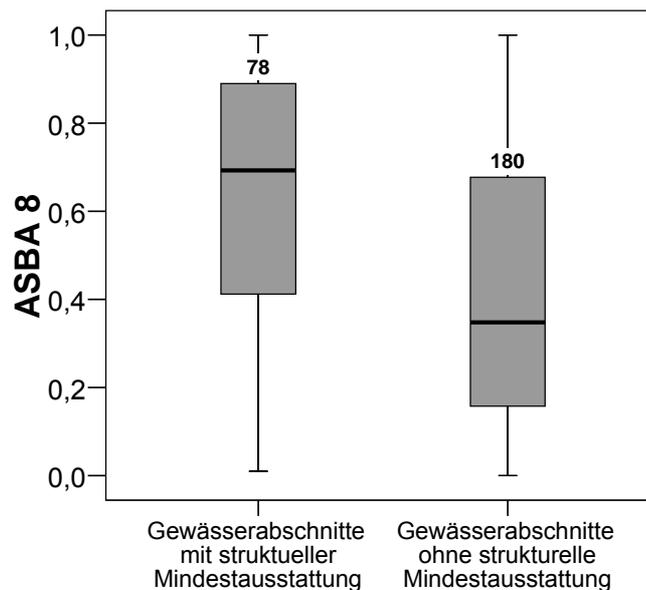


Abbildung 5-21: Verteilung des „aggregierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit von den Gewässerstrecken mit und ohne „strukturelle Mindestausstattung“ (n = 258). Die Boxen zeigen den Interquartilsbereich (25-75-Perzentil), den Median und die Spannweite.

Abbildung 5-21 verdeutlicht, dass bei Gewässerabschnitten mit „struktureller Mindestausstattung“ ein signifikant höherer Wert des ASBA 8 erreicht wird als bei den Untersuchungsabschnitten, welche die „strukturelle Mindestausstattung“ nicht erreichen (Signifikanztest nach Mann & Whitney 1947, $p < 0,05$, $n = 258$). Die hohen Interquartilsbereiche von 0,5 sowie die Spannweite der Streuung über nahezu den gesamten Skalenbereich des ASBA 8 von 0 bis 1 weisen erneut auf die hohe Variabilität in den Datensätzen hin.

5.7 Saprobieller Zustand, biologische Attribute und Gewässerstruktur

5.7.1 Saprobieller Zustand an den Untersuchungsabschnitten

In Abbildung 5-22 ist die Anzahl der Untersuchungsabschnitte für die ermittelten Saprobienklassen „sehr gut“, „gut“, „mäßig“ und „unbefriedigend“ für die Fließgewässertypen 5 (n = 252) und 5.1 (n = 157) dargestellt. Die Bewertung der Gewässergüte erfolgte nach dem revidierten Saprobien-system nach Meier et al. (2006a).

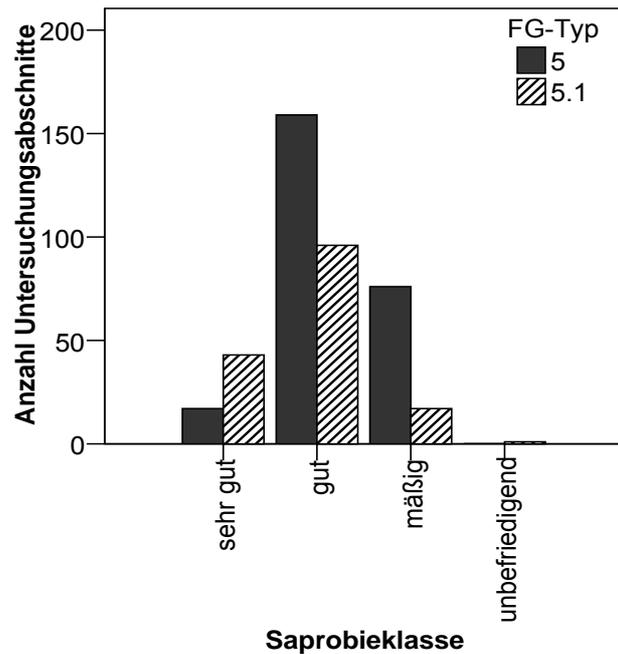


Abbildung 5-22: Anzahl der Untersuchungsabschnitte der vier Saprobieklassen „sehr gut“, „gut“, „mäßig“ und „unbefriedigend“ nach Meier et al. (2006a) für die Fließgewässertypen 5 (n = 252) und 5.1 (n = 157).

Der prozentuale Anteil der Untersuchungsabschnitte für die Saprobieklassen „sehr gut“ und „gut“ liegt für den Fließgewässertyp 5 bei 70 %, für den Typ 5.1 bei nahezu 90 %. Eine erhöhte organische Belastung liegt an insgesamt 94 Untersuchungsabschnitten (Saprobieklasse „mäßig“ und „unbefriedigend“ nach Meier et al., 2006a) auf Basis der typspezifischen Klassengrenzen des Saprobienindex für die Fließgewässertypen 5 und 5.1 vor.

5.7.2 Biologische Attribute in Abhängigkeit vom Saprobienindex

Um Aussagen über die Abhängigkeiten der biologischen Attribute Saprobienindex zu treffen und Überlagerungseffekte multipler Einflussfaktoren auszuschließen, erfolgte eine Fallausscheidung der Untersuchungsabschnitte mit einer erhöhten strukturellen Belastung. Für die Auswertungen wurden die Gewässerabschnitte verwendet, die per Definition eine „strukturelle Mindestausstattung“ aufweisen (n = 78).

Das Streudiagramm zeigt die Verteilung des ASBA 8 in Abhängigkeit vom Saprobienindex (Abbildung 5-23).

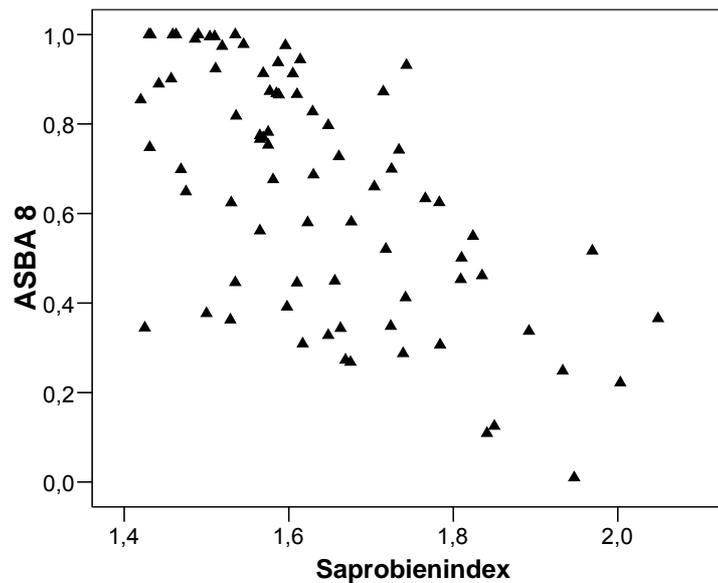


Abbildung 5-23: Verteilung des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit vom Saprobienindex (n = 78).

Zwischen dem ASBA 8 und dem Saprobienindex besteht ein hoch signifikanter, linearer Zusammenhang ($\rho = 0,62$, $p < 0,01$, $n = 78$).

Bei den Untersuchungsabschnitten mit einer erhöhten saprobiellen Belastung ($SI > 2,0$, $n = 2$) liegt der normierte Wert des ASBA 8 $< 0,4$. Werte $> 0,6$ treten ausschließlich bei einem Saprobienindex $\leq 1,8$ auf. Bei einer Vielzahl von Untersuchungsabschnitten im Bereich eines Saprobienindex $\leq 2,0$ (keine erhöhte saprobielle Belastung, Saprobieklasse „sehr gut“ und „gut“ nach Meier et al. 2006a) ist die biologische Struktur auf Basis des ASBA 8-Medians ($\leq 0,45$) als defizitär einzustufen.

5.7.3 Saprobie, ökologisch relevante Strukturparameter und strukturelle Mindestausstattung

Für die Erarbeitung von Wirkungszusammenhängen zwischen Saprobie und Gewässerstruktur sowie Saprobie, Gewässerstruktur und biologischen Attributen (Kapitel 5.7.4) wurde der gesamte Datenumfang von $n = 409$ verwendet, um die Belastungsgradienten beider Faktoren mit einzubeziehen.

Analog zu den Korrelationsberechnungen zwischen den Struktur-Einzelparametern und den ausgewählten biologischen Attributen (vgl. Kapitel 5.3) zeigt Tabelle 5-14 die Korrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen dem Saprobienindex und den sieben ökologisch relevanten Strukturparametern. Die Berechnungen korrelieren auf einem Signifikanzniveau von 0,01.

Tabelle 5-14: Korrelationsberechnungen nach Spearman zwischen den ökologisch relevanten Struktur-Einzelparametern und dem Saprobienindex (n = 409, p < 0,01).

ökologisch relevante Strukturparameter	Spearman-rho (p < 0,01)
Laufkrümmung	0,36
Querbänke	0,36
Strömungsdiversität	0,44
Tiefenvarianz	0,41
Breitenvarianz	0,40
Sohlensubstrat	0,30
besondere Sohlenstrukturen	0,40

Die Spannweite der berechneten, signifikanten Korrelationskoeffizienten liegt zwischen $\rho = 0,30$ und $\rho = 0,44$. Anhand der unterschiedlich hohen Koeffizienten lässt sich die Abhängigkeit des Saprobienindex von den Einzelparametern der Gewässerstruktur in drei Gruppen unterteilen, wobei die Strukturvariablen „Strömungsdiversität“, „Tiefenvarianz“, „Breitenvarianz“ und „besondere Sohlenstrukturen“ die Gruppe mit den höchsten Koeffizienten bilden. Weniger hohe Korrelationen zeigen die Einzelparameter „Laufkrümmung“ und „Querbänke“; der Parameter „Sohlensubstrat“ korreliert mit $\rho = 0,3$ am geringsten mit dem Saprobienindex.

Die Verteilung des Saprobienindex für Gewässerabschnitte mit und ohne „strukturelle Mindestausstattung“ zeigt Abbildung 5-24. Die Zahlen an den Box-Whisker-Plots beschreiben die Anzahl der Untersuchungsabschnitte.

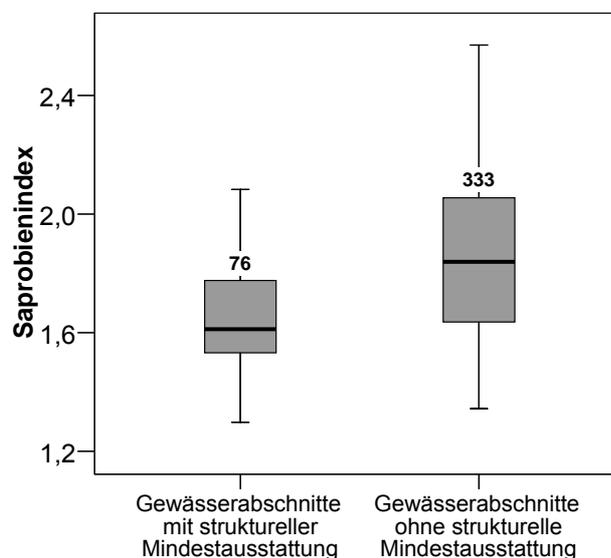


Abbildung 5-24: Verteilung des Saprobienindex in Abhängigkeit von den Gewässerstrecken mit und ohne „strukturelle Mindestausstattung“ (n = 409). Die Boxen zeigen den Interquartilbereich (25-75-Perzentil), den Median und die Spannweite.

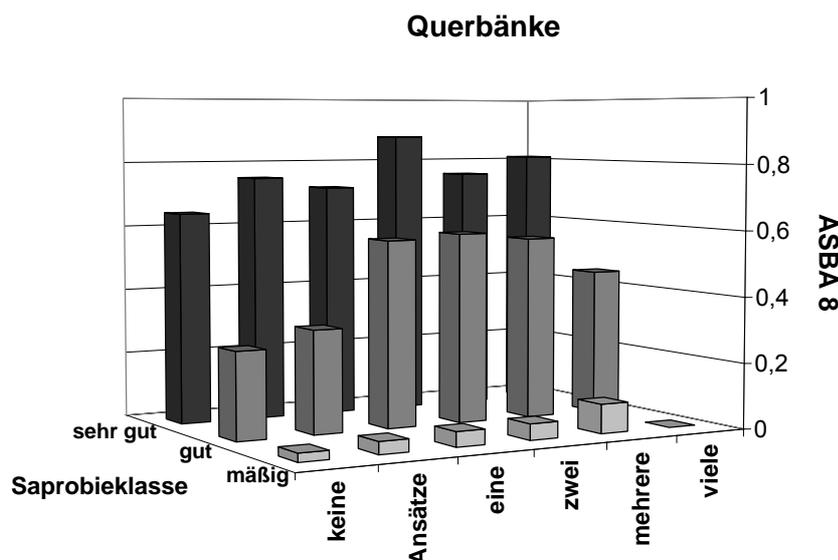
An den Untersuchungsabschnitten mit „struktureller Mindestausstattung“ liegt der Median des Saprobienindex bei 1,6. Wird die strukturelle Mindestausstattung nicht erreicht, weist der Saprobienindex einen Median von 1,84 auf. Nach Mann & Whitney (1947) bestehen zwischen beiden Verteilungen signifikante Unterschiede ($p < 0,05$).

Die Mediane beider Verteilungen unterschreiten die Saprobie-Klassengrenze nach Meier et al. (2006a) sowohl für den Fließgewässertyp 5 (SI-Klassengrenze 2,0) als auch für den Typ 5.1 (SI-Klassengrenze 2,1). Die Streuung des Saprobienindex an den strukturell defizitären Gewässerstrecken ist deutlich höher als an den Gewässerstrecken mit „struktureller Mindestausstattung“, jedoch überschreitet auch hierbei der Interquartilbereich (25-75 %) nur geringfügig einen Saprobienindex von 2,0.

Die Ursache für den signifikant höheren Median des Saprobienindex an Gewässerabschnitten mit „struktureller Mindestausstattung“ liegt in der Selbstreinigungskraft der Fließgewässer, die in strukturell weniger belasteten Abschnitten deutlich höher und ausgeprägter ist als in strukturell degradierten Bereichen.

5.7.4 Wechselwirkungen von Saprobie, biologischen Attributen und Gewässerstruktur

Abbildung 5-25 zeigt die Zusammenhänge zwischen dem saprobiellen Zustand, ASBA 8 und exemplarisch ausgewählten Strukturparametern („Querbänke“ und „Strömungsdiversität“) an den MZB-Untersuchungsabschnitten. Dabei ist auf der Abszisse die Ausprägung der Zustandsmerkmale der Strukturvariablen, auf der Ordinate der Mittelwert des ASBA 8 und auf der Applikate die Saprobieklassen „sehr gut“, „gut“ und „mäßig“ nach Meier et al. (2006a) aufgetragen ($n = 409$, die grafische Darstellung der weiteren fünf ökologisch relevanten Strukturparameter ist in Anhang H-1 aufgeführt).



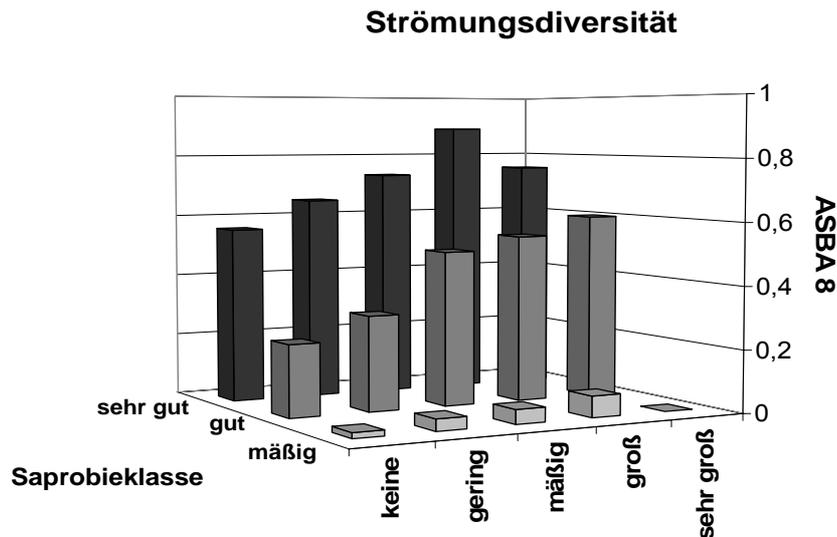


Abbildung 5-25: Mittlere Verteilung des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit von den Merkmalsausprägungen der ökologisch relevanten Strukturparameter „Querbänke“ und „Strömungsdiversität“ und den Saprobienklassen „sehr gut“ (n = 60), „gut“ (n = 255) und „mäßig“ (n = 93) nach Meier et al. (2006a).

Abbildung 5-25 zeigt, dass bei einer Saprobienklasse von „mäßig“ die Mittelwerte des ASBA 8 einen Maximalwert von lediglich 0,06 erreichen.

Bei einer Saprobienklasse von „gut“ spiegeln die Verteilungen im Wesentlichen die Abhängigkeiten des ASBA 8 von den biologisch relevanten Merkmalsausprägungen wider (vgl. Kapitel 5.6) und der Mittelwert nimmt in Abhängigkeit vom Strukturgradienten entweder linear („Strömungsdiversität“) oder sprunghaft ab („Querbänke“).

Wurde die Saprobie als „sehr gut“ bewertet, liegen die Mittelwerte des ASBA 8 in Abhängigkeit von den Merkmalsausprägungen der Strukturvariablen deutlich höher als die Werte bei einer „guten“ Saprobienklasse. Eine lineare Abnahme der Werte ist bei dem Einzelparameter „Strömungsdiversität“ zu erkennen, jedoch sind die Werte auch bei den als strukturell stark defizitär zu bewerteten Merkmalsausprägungen sehr hoch.

6 DISKUSSION

6.1 Datengrundlage und Methoden

In der vorliegenden Arbeit wurden ausschließlich Daten verwendet, die sich nicht auf eigene Erhebungen stützen. Diese Daten wurden mittels statistischer Analysen ausgewertet. Die Auswahl der Methoden und die Qualität der Datengrundlage im Hinblick auf die Interpretation der Ergebnisse werden nachfolgend diskutiert.

6.1.1 Makrozoobenthos

Der verwendete bislang einzigartige Datensatz des Makrozoobenthos in Hessen ermöglicht durch die vorgegebene, standardisierte Beprobung und die unabhängige Qualitätssicherung eine Vielzahl grundlagenorientierter Methoden zur Untersuchung und Auswertung biotischer und abiotischer Wirkungszusammenhänge in Fließgewässer-Ökosystemen.

Die Qualitätssicherung der erhobenen Taxalisten wurde von der Hessischen Landesanstalt für Umwelt und Geologie (HLUG) durchgeführt, die Erhebung der Daten erfolgte von drei unabhängigen Gutachterbüros. Aus den vorliegenden Taxalisten wurde deutlich, dass Differenzen bei der Bestimmung des Makrozoobenthos auf Gattungs- bzw. Artniveau zwischen den drei Büros aufgetreten sind. Deutlich wurde das durch die Vielzahl von Taxa innerhalb der Ordnung der Trichopteren, welche von einem Gutachterbüro bis auf das Artniveau bestimmt werden konnten und die mit dem größten Anteil an den Gesamterhebungen in Hessen beteiligt waren. Dies erklärt die hohen Taxazahlen der Trichopteren im Arteninventar (vgl. Kapitel 4.2.2). Durch die „Filterfunktion“ bei der Eingabe der Taxalisten des Makrozoobenthos in das Bewertungsverfahren ASTERICS (2006a) (Modul „Allgemeine Degradation“) erfolgt unter definierten Kriterien (z.B. sehr schwer bestimmbar) eine Harmonisierung der Taxalisten, indem einige Arten auf ein sicher zu bestimmendes Niveau zurückgestuft werden (ASTERICS 2006b, Haase et al. 2006). Dadurch werden zu große Schwankungen in der Berechnung der biologischen Attribute durch das Bewertungsverfahren selbst eingeschränkt.

Die verwendeten Leitarten der Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“ und die „Leitarten der Typen 5 und 5.1“ als biologisches Attribut basieren auf den Untersuchungen nach Haase et al. (2004). Die im Datensatz vorliegenden Leitarten finden dabei unabhängig von den nach Haase et al. (2004) definierten mittleren Abundanzen und den Stetigkeiten (Frequenz) der Einzelarten Berücksichtigung. Ferner erfolgte keine fließgewässertypspezifische Unterscheidung der Leitarten Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“. In Tabelle 6-1 werden die nach Haase et al. (2004) ermittelten Abundanzen und Frequenzen der Leitarten Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“ für die Typen 5 ($n = 58$) und 5.1 ($n = 22$) im Vergleich zu den mittleren Abundanzen und Frequenzen der im vorliegenden Datensatz vorgefundenen Leitartentaxa dargestellt ($n = 258$).

Tabelle 6-1: Vergleich der mittleren Abundanzen und relativen Frequenzen [%] zwischen den „Leitarten der Typengruppe Mittelgebirgsbäche“ nach Haase et al. (2004) für die Typen 5 (n = 58) und 5.1 (n = 22, in Klammern) und der auf Basis des vorliegenden Datensatzes ermittelten Werte (n = 258).

Ordnung	Leitarten Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“	Mittl.Abundanzen nach Haase et al. (2004) (FG-Typ 5 und 5.1)	Frequenz [%]	Mittl.Abundanzen des vorl. Datensatzes (FG-Typ 5 und 5.1)	Frequenz [%]
Crustacea	<i>Gammarus fossarum</i>	127,3 (210,5)	76 (77)	83,7	73
Ephemeroptera	<i>Baetis alpinus</i>	26,6 (56,8)	43 (59)	2,6	8
	<i>Ephemerella mucronata</i>	27,9 (19,9)	48 (73)	37,0	43
	<i>Habroleptoides confusa</i>	18,1 (6,4)	57 (23)	76,1	67
Plecoptera	<i>Amphinemura</i> sp.	7,8 (6,4)	48 (45)	10,2	16
	<i>Brachyptera risi</i>	4,1 (1,5)	28 (18)	84,7	65
	<i>Protonemura</i> sp.	25,8 (62,1)	74 (77)	21,5	24
Trichoptera	<i>Rhyacophila tristis</i>	2,3 (2,6)	31 (18)	0,4	6
Coleoptera	<i>Limnius perrisi</i>	18,8 (19,6)	71 (77)	23,0	35
	<i>Oreodytes sanmarkii</i>	1,8 (8,3)	22 (45)	0,4	6
Diptera	<i>Prosimulium</i> sp.	80,6 (2,3)	40 (10)	0,8	78

Die Arten *Baetis alpinus*, *Rhyacophila tristis* und *Oreodytes sanmarkii* stellen im vorliegenden Datensatz keine charakteristischen Leitarten dar, weil sie mit einer Frequenz < 10 % am Gesamtartenspektrum vertreten sind.

6.1.2 Gewässerstruktur

Die Daten zur Gewässerstrukturgüte, welche für die Korrelationsberechnungen mit den biologischen Attributen verwendet wurden, basieren auf den Erhebungen der Hessischen Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA (2000) der Jahre 1998 und 1999 (HMULV 1999). Demnach liegt zwischen der Datenerhebung des Makrozoobenthos aus dem hessischen Monitoring im Zeitraum 2005 und 2006 und der Kartierung der Gewässermorphologie (HMULV 1999) ein Zeitraum von sechs Jahren. Bei der durchgeführten statistischen Analyse der drei zu vergleichenden Einzelparameter „Laufkrümmung“, „Breitenvarianz“ und „Tiefenvarianz“ konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Aufnahmezeiträumen festgestellt werden.

Die Strukturvariablen zeigen untereinander hohe Korrelationskoeffizienten (vgl. Tabelle 5-6). Besonders hohe Werte treten bei der Parameterkombination „Strömungsdiversität“ und „Tiefenvarianz“ auf ($\rho = 0,82$, $p < 0,01$), welche dem Hauptparameter „Längsprofil“ zuzuordnen sind. Beide Einzelparameter werden in den vorliegenden Auswertungen gleichbedeutend berücksichtigt, obwohl sie bei den Korrelationsanalysen

mit den biologischen Attributen, den Verteilungsmustern, den ökologisch relevanten Merkmalsausprägungen und den Abhängigkeiten zwischen biologischen Attributen und saprobieller Belastung nahezu identische Ergebnisse gezeigt haben und dadurch möglicherweise redundante Informationen aufweisen.

Die hohen Werte der Koeffizienten spiegeln weiterhin die Wechselbeziehungen der in dem Strukturgüteverfahren zu bewertenden Merkmalsausprägungen der Einzelparameter wider⁵.

Basierend auf den verwendeten statistischen Methoden (zweiseitige Korrelationsanalysen) lassen sich mögliche „Leit-Strukturparameter“ nicht ableiten. Zu diesem Zweck erfolgte eine Auswertung über die berechneten Rangzahlen der Korrelationsanalysen (vgl. Kapitel 5.2.1, 5.2.2 und 5.3.3).

6.1.3 Saprobienindex

Die Informationen über eine erhöhte organische Belastung an den Untersuchungsabschnitten des Makrozoobenthos wurden dem Saprobienindex entnommen, da keine Daten über chemisch-physikalische oder stoffliche Kenngrößen an den Untersuchungsabschnitten vorlagen. Die vorgegebenen Feldprotokolle für die Makrozoobenthosaufsammlungen (vgl. Anhang D-1) sehen zwar die Aufnahme der Sauerstoffverhältnisse im Gewässer vor, leider wurden diese von den Bearbeitern nur lückenhaft erfasst und konnten für die vorliegenden Untersuchungen nicht berücksichtigt werden.

Der Saprobienindex ist ein lang erprobtes und mit chemischen und chemisch-physikalischen Kenngrößen mehrfach validiertes Bioindikationsverfahren und folgedessen für quantitative Aussagen über den organischen Belastungsgrad im Gewässer anzuwenden (Sandin & Hering 2004, Rolaufts et al. 2003, 2004). Der Saprobienindex beruht auf der Verrechnung von Saprobiewerten und Indikationsgewichten von insgesamt 612 unterschiedlichen Taxa. Die Taxa mit niedrigen Saprobiewerten reagieren besonders sensitiv auf Sauerstoffdefizite im Gewässer und sind autökologisch zumeist als rheophil eingestuft. Diese überwiegen in den epi- und metarhithralen biozönotischen Regionen. Die verwendeten biologischen Attribute der taxonomischen und funktionalen Gruppen und das „aggregierte, strukturbasierte biologische Attribut“ (ASBA 8) beinhalten eine Vielzahl der mit geringen Saprobiewerten eingestuft Taxa (z.B. „EPT“ [%], „Plecoptera“ [Artenanzahl], „Epirhithralbesiedler“ [%]). Auch bei den Leitarten der Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“ liegt der Saprobiewert der verwendeten Taxa bei maximal 1,6 (*Oreodytes sanmarkii*). Ein geringer Saprobienindex impliziert einen vergleichsweise hohen Wert des ASBA 8 und erklärt unter anderem den ermittelten, signifikanten Zusammenhang von $\rho = 0,62$ (vgl. Abbildung 5-23).

⁵ Beispiel: Als „besondere Sohlenstrukturen“ werden Schnellen, Stillwasserpools, Flachwasserbereiche oder Kolke erfasst, die sich auch in den Ausprägungen der „Tiefenvarianz“, der „Strömungsdiversität“ und den „Querbänken“ wiederfinden ($\rho = 0,64$ bis $\rho = 0,68$).

Die fließgewässertypspezifischen Klassengrenzen des Saprobienindex nach Meier et al. (2006a) basieren auf den Arbeiten von Friedrich & Herbst (2004) und Rolauffs et al. (2003). In beiden Studien wird eine Klassengrenze des Saprobienindex von $SI \leq 1,91$ ohne Unterscheidung der Typen 5 und 5.1 vorgeschlagen. In einem länderübergreifenden Abstimmungsprozess wurde der Grenzwert (a) von 1,91 auf 2,0 bzw. 2,1 heraufgesetzt und (b) fließgewässertypspezifisch für die Typen 5 und 5.1 unterschieden. Eine Verschiebung von Saprobie-Klassengrenzen wirkt sich signifikant auf die Anzahl von Untersuchungsabschnitten aus, welche als organisch belastet klassifiziert werden (Saprobie ZKL „mäßig“ und schlechter) (Tabelle 6-2).

Tabelle 6-2: Prozentualer Anteil der Untersuchungsabschnitte (n = 409) in Abhängigkeit unterschiedlicher Grenzwerte des Saprobienindex.

Saprobie-Zustandsklasse	Saprobienindex nach DIN 38410 Teil 2 (1990)	Saprobienindex nach Meier et al. (2006a)	Saprobienindex nach Rolauffs et al. (2003), Friedrich & Herbst (2004)
„gut“ und „sehr gut“	94 % ($SI \leq 2,3$)	77 % ($SI \leq 2$; Typ 5 bzw. 2,1; Typ 5.1)	66 % ($SI \leq 1,91$)
„mäßig“ und schlechter	6 % ($SI > 2,3$)	23 % ($SI > 2$; Typ 5 bzw. 2,1; Typ 5.1)	33 % ($SI > 1,91$)

Die Validierung der Untersuchungsabschnitte für die Erarbeitung von Zusammenhängen zwischen Gewässerstruktur und Makrozoobenthos (ohne erhöhte organische Belastung) erfolgte anhand der Kriterien nach Meier et al. (2006a). Nach Rolauffs et al. (2003) sowie Friedrich & Herbst (2004) weisen 10 % der Untersuchungsabschnitte mehr eine erhöhte organische Belastung auf. Bezogen auf die vorliegenden Untersuchungen kann demnach ein Teil der resultierenden hohen Restvarianz in den Korrelationsberechnungen durch den Einfluss erhöhter organischer Belastung interpretiert werden (vgl. Kapitel 6.2.1).

6.1.4 Statistische Analysen

Die Ermittlung von Abhängigkeiten des Makrozoobenthos von der Strukturgüte wurde vorrangig mittels zweiseitiger Korrelationsanalysen berechnet. Diese Methodik zur Erarbeitung von Zusammenhängen zwischen biologischen und morphologischen Daten wird in vergleichbaren Studien angewandt (z.B. Lorenz et al. 2004b, Erba et al. 2006, Meier et al. 2006a). Bedingt durch die ordinalskalierte Verteilung der Strukturgütedaten wurde bei den Auswertungen auf die Verwendung von nichtparametrischen, rangbasierten Verfahren zurückgegriffen, auch wenn im Gegensatz zu verteilungsabhängigen statistischen Methoden eine geringere Trennschärfe der Ergebnisse zu erwarten ist. Multiple, sich überlagernde Effekte von unterschiedlichen Einflussfaktoren wurden in der vorliegenden Arbeit mit deskriptiven Analysen unterstützend zu den Rangzahlen erarbeitet und interpretiert.

Die ordinalskalierte Datengrundlage grenzt eine Vielzahl statistischer, multivariater Analysemethoden (Berechnungsgrundlage auf linearen Regressionsmodellen) stark ein. Die

gegenwärtig bei ökologischen Fragestellungen verwendeten Methoden zur Ergebnisdarstellung von biotischen und abiotischen Abhängigkeiten (z.B. CCA, RDA, NMS) konnten daher nur eingeschränkt bei definierten Fragestellungen eingesetzt werden (siehe Kapitel 5.3.1 und 5.4.1).

6.2 Abhängigkeiten des Makrozoobenthos von der Gewässerstruktur

6.2.1 Biologische Attribute und Hauptparameter

Für die Beurteilung des morphologischen Zustands von Gewässern und Wasserkörpern wird in Deutschland häufig der Gesamtwert (Mittelwert aller bewerteten Teilstrecken) der Gewässerstrukturgüte nach LAWA (1999, 2000) verwendet. So auch für das „Risk-assessment“ (Ermittlung signifikanter Belastungen) im Rahmen der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL (Europäische Kommissionen 2000). Nach Richter (2006) und Wagner & Arle (2007a) ist zumindest für die großen Fließgewässer die Gesamtbewertung der Gewässerstruktur ein stabiler Bewertungsparameter zur Einschätzung der morphologischen Degradation auf großen räumlichen Skalen (1.000 m bis mehrere Kilometer).

Die Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte bewertet den morphologischen Zustand eines Gewässers jedoch unabhängig von der ökologischen Aussagekraft der Haupt- und Einzelparameter. Parameter, die einen deutlicheren Einfluss auf die Zönose ausüben, werden gleichbedeutend den weniger aussagekräftigen Strukturvariablen bewertet. Die Gesamtbewertung und die Hauptparameter sind in Bezug auf deren ökologische Wirksamkeit in den kleinen und mittleren Fließgewässern jedoch zu differenzieren. Für das operative Monitoring in Hessen der Jahre 2004 und 2005 wurden die Hauptparameter „Uferstruktur“, „Sohlenstruktur“ und „Querprofil“ als Kriterien für die Auswahl von strukturell defizitären Untersuchungsabschnitten zugrunde gelegt. Alle drei Parameter gelten gemeinhin als primäre Faktoren, welche die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft wesentlich beeinflussen. Die Sohlenstruktur bietet mit einer Vielzahl an Refugien für die Ausbildung von Mikro-, Meso- und Makrohabitaten bei natürlicher Ausprägung ausreichend Lebensraum für eine diverse Biozönose und Schutz vor Abdrift oder Fraß. Dabei basiert die räumliche Sedimentdifferenzierung von einer strömungsabhängigen Körnungsselektion und führt zur Ausbildung unterschiedlicher Choriotope (Hillenbrand & Liebert 2001). Die naturraumtypischen Querprofile im natürlichen Gewässerlauf variieren beständig durch Erosion und Sedimentation. Dadurch verändern sich Abflusskapazität und morphologische Ausprägung vom Sohlen- bis zum Uferbereich. Natürliche Uferstrukturen, ein erhöhter Reibungswiderstand des Wassers in Ufernähe und die hydraulische Beanspruchung bilden räumliche und strömungsbedingte Mosaikhabitate (Kern 1994, HMULV 1996).

Die charakteristischen Eigenschaften von morphologischen Hauptparametern und deren mögliche ökologische Effizienz sind zumindest theoretisch gut erklärt und abgeleitet. Detaillierte Untersuchungen an bestehenden und vergleichbaren Datensätzen des Makro-

zoobenthos liegen bisher kaum vor (z.B. Haybach 1995, Tödtmann et al. 2005, Richter 2006, Wagner & Arle 2007a).

Die Abhängigkeiten der biologischen Attribute des Makrozoobenthos von den Hauptparametern der Gewässerstrukturgüte zeigen, dass die Struktur-Hauptparameter unterschiedliche Gewichtungen hinsichtlich ihrer Relevanz für die benthische Lebensgemeinschaft und die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers aufweisen. Die Hauptparameter „Längsprofil“ und „Sohlenstruktur“ bilden dabei mit $\rho_{\max} = 0,39$ („Längsprofil“) und $\rho_{\max} = 0,37$ („Sohlenstruktur“) ($p < 0,01$) die höchsten Korrelationskoeffizienten mit den verwendeten biologischen Attributen. Die Gesamtstrukturgüte als Aggregation aller sechs Hauptparameter, die „Laufentwicklung“, die „Uferstruktur“ und das „Querprofil“ korrelieren mit mittleren Koeffizienten mit den Attributen des Makrozoobenthos, welche die taxonomische Zusammensetzung der Biozönose beschreiben (z.B. „seEPTD“, „EPTCBO“) ($\rho_{\max} = 0,3$, $p < 0,01$). Das „Gewässerumfeld“ spielt mit der geringsten Anzahl an signifikanten Korrelationen und den höchsten Rangzahlen für die Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaften eine untergeordnete Rolle.

Ähnliche Ergebnisse stellte Haybach (1995) in seinen Untersuchungen des Zusammenhangs zwischen der Artenzahl des Makrozoobenthos und den Hauptparametern der Gewässerstrukturgüte anhand von benthosbiologischen Untersuchungen an 30 Fließgewässern in Rheinland-Pfalz fest. Auch hier zeigte sich, dass die Parameter „Längsprofil“ ($R^2 = 0,86$), „Sohlenstruktur“ ($R^2 = 0,72$), „Laufentwicklung“ ($R^2 = 0,69$) und die Gesamtbewertung ($R^2 = 0,70$) die höchsten, der Parameter „Gewässerumfeld“ ($R^2 = 0,25$) hingegen die niedrigsten Koeffizienten aufwiesen. Die nach Haybach (1995) ermittelten linearen Koeffizienten sind gegenüber den vorliegenden Ergebnissen mit $\rho_{\max} = 0,39$ ($p < 0,01$) verhältnismäßig hoch. Auf Grund des großen Stichprobenumfangs ($n = 258$) ergeben sich zwar hohe Signifikanzniveaus mit $p < 0,01$ und $p < 0,05$, die Korrelationskoeffizienten weisen hingegen relativ niedrige Werte auf. Die Ursachen für die hohe Streuung und Variabilität von über 60 % sind vielfältig:

- Durch die Selektion der Untersuchungsabschnitte zur Ermittlung der Abhängigkeiten der Makrozoobenthoszönose von der Gewässerstruktur können überlagernde Effekte durch eine erhöhte saprobielle Belastung nicht ausgeschlossen werden. Nach Friedrich & Herbst (2004) sowie Rolaufts et al. (2004) sind die Klassengrenzen für die kleinen und mittleren Fließgewässer weitaus niedriger anzusetzen als der nach Meier et al. (2006a) verwendete Grenzwert der vorliegenden Arbeit (vgl. Kapitel 6.1.3).
- Auf Basis des Verfahrens der Gewässerstrukturgütebewertung nach LAWA (2000) können zwar ökologisch relevante Strukturparameter abgeleitet werden, unberücksichtigt bleiben dabei hydrologisch-hydraulische Kenngrößen mit hoher ökologischer Aussagekraft, welche zur Reduzierung der Restvarianz beitragen (vgl. Kapitel 6.2.3).
- Neben Hydromorphologie und Saprobie gibt es eine Vielzahl weiterer autökologischer Einflussfaktoren, die sich auf die Biozönose auswirken. Nach Gunkel (2000) sowie Liess & von der Ohe (2005) sind dies toxische Substanzen aus landwirtschaftlicher

Nutzung. Mit der Veränderung des hydrologischen Regimes kann eine zunehmende Kolmation der Gewässersohle einhergehen. Das bewirkt den Lebensraumverlust des hyporheischen Interstitials (Richards & Bacon 1994, Wood & Armitage 1997). Die Eutrophierung wirkt sich durch einen erhöhten Phosphoreintrag und temporär auftretende Sauerstoffdefizite im Gewässer indirekt auf den Saprobienindex aus (Sandin & Hering 2004). Synökologische Wirkungszusammenhänge wie Nahrungsnetz- oder Räuber-Beute-Beziehungen spielen ebenso eine wesentliche Rolle für die Ausprägung von Lebensgemeinschaften (Winkelmann et al. 2007).

- Eine fehlende Vernetzung von strukturell wertvollen Habitaten im Gewässerverlauf führen zu einer Unterbrechung der (Wieder-) Besiedlung von benthischen Lebensgemeinschaften (z.B. Williams & Hynes 1976, Lepori et al. 2005, Jähnig 2007, Jansson et al. 2007, Podraza 2007, Wagner & Arle 2007a, b).

Zwischenfazit: Die unterschiedlichen Abhängigkeiten von Struktur-Hauptparametern und Makrozoobenthoszönose zeigen, dass für die kleinen Fließgewässer eine dezidierte Betrachtung der morphologischen Gegebenheiten auf kleinräumigen Skalen erforderlich ist, um daraus Rückschlüsse auf die Besiedlung und Veränderung der benthischen Lebensgemeinschaften auf Grund struktureller Defizite ziehen zu können. Dabei spielen die Hauptparameter „Längsprofil“ und „Sohlenstruktur“ eine entscheidende Rolle. Die hohe Variabilität muss weitergehend untersucht und hinsichtlich möglicher verschiedenartiger abiotischer und biotischer Faktoren und deren Einfluss auf die Lebensgemeinschaften spezifiziert werden.

6.2.2 Biologische Attribute und Einzelparameter

Im Gegensatz zu den indexdotierten Hauptparametern werden die Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte anhand der Merkmalsausprägungen bewertet.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zu den Abhängigkeiten der biologischen Attribute von den ausgewählten 11 Einzelparametern der Gewässerstruktur zeigen, dass sich die Struktur-Einzelparameter in ihrer Relevanz für das Makrozoobenthos differenzieren lassen. Dabei können sieben Einzelparameter identifiziert werden, die auf Grund hoher Korrelationen zu den biologischen Attributen einen starken Einfluss auf die biologische Besiedlung ausüben. Die Parameter „Strömungsdiversität“ und „Tiefenvarianz“ weisen mit Abstand die niedrigsten Rangzahlen auf und unterscheiden sich dadurch von den übrigen Parametern („Breitenvarianz“, „Querbänke“, „Laufkrümmung“, „besondere Sohlenstrukturen“ und „Sohlensubstrat“).

Die sieben ökologisch relevanten Strukturparameter verdeutlichen die Gewichtung der in Kapitel 6.2.1 beschriebenen Hauptparameter. Von den ökologisch relevanten Parametern sind drei Strukturvariablen dem Hauptparameter Längsprofil zuzuordnen („Strömungsdiversität“, „Tiefenvarianz“ und „Querbänke“). Zwei Struktur-Einzelparameter („Sohlensubstrat“ und „besondere Sohlenstrukturen“) gehören zum Hauptparameter Sohlensubstrat,

wohingegen jeweils nur ein Parameter („Breitenvarianz“ und „Laufkrümmung“) Inhalt der Hauptparameter „Querprofil“ und „Laufentwicklung“ ist.

Lorenz et al. (2004b), Meier et al. (2006 a) sowie Erba et al. (2006) führten vergleichbare Untersuchungen über die Zusammenhänge zwischen biologischen Attributen und morphologischen Einzelparametern durch. Ziel dieser Arbeiten im Rahmen des EU-STAR Projekts war die Erarbeitung eines Index zur Bewertung der ökologischen Qualitätskomponente Makrozoobenthos hinsichtlich der morphologischen Degradation und anderer, nicht stofflicher Einflussfaktoren, wie Landnutzung im Einzugsgebiet, Urbanisierung etc. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Tabelle 6-3 dargestellt. In dieser Tabelle werden auch die ermittelten ökologisch relevanten Strukturparameter der vorliegenden Arbeit und die morphologischen Anforderungen nach EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) gemäß den normativen Begriffsbestimmungen nach Anhang V aufgeführt.

Tabelle 6-3: Übersicht über ökologisch relevante Strukturparameter aus unterschiedlichen Studien. Die angegebenen Strukturparameter, mit Ausnahme EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000), beziehen sich dabei ausschließlich auf die kleinen und mittleren Fließgewässertypen der Mittelgebirge.

	Ergebnisse der vorl. Arbeit	EG-WRRL	Meier et al. (2006a)	Lorenz et al. (2004b)	Erba et al. (2006)
Laufkrümmung	X		X	X	
Längsbänke			X		
Besondere Laufstrukturen			X		X
Querbänke	X		X	X	
Strömungsdiversität	X		X	X	
Tiefenvarianz	X	X	X	X	
Querbauwerke				X	X
Sohlensubstrat	X	X			X
Substratdiversität			X		
Besondere Sohlenstrukturen	X	X	X		
Profiltiefe					
Breitenvarianz	X	X	X	X	
Besondere Uferstrukturen		X	X		X
Uferverbau					X
Sonstige (z.B. Anteil Totholz, Auennutzungsparameter)			X	X	X

Aus Tabelle 6-3 geht hervor, dass die Auswahl von ökologisch relevanten Strukturparametern der eigenen Untersuchungen in weiten Teilen mit den aufgeführten Arbeiten anderer Autoren übereinstimmt. Mit Ausnahme des „Sohlensubstrats“ werden die Strukturvariablen in mindestens zwei weiteren Studien und in den Vorgaben nach EG-WRRL bestätigt. Das Sohlensubstrat wird nach Meier et al. (2006a) und Lorenz et al. (2004b) weiter differenziert und findet sich in den „sonstigen Parametern“, die neben

Auen- und Landnutzung auch die Mikrohabitate (z. B. Anteil Akal, organische Substrate) an den Untersuchungsabschnitten charakterisieren und einen hohen Einfluss auf die benthische Besiedlung ausüben.

Während bei Meier et al. (2006a) ausschließlich Wert-Strukturvariablen als relevant eingestuft sind, werden bei Lorenz et al. (2004b) und Erba et al. (2006) auch Schadstrukturparameter als „Negativindices“ mit berücksichtigt. Die Studien zeigen ferner Abhängigkeiten der biologischen Attribute von Ufer-, Landnutzungs- und Auenparametern. Das konnte durch die eigenen Arbeiten nicht verifiziert werden.

Die „Gewässerumfeld“ und „Uferstruktur“ beschreibenden Einzelparameter nach LAWA (2000) charakterisieren weniger präzise die ökologisch relevanten kleinräumigen Habitatmerkmale wie bei Lorenz et al. (2004) z.B. die Erhebung des Totholzanteils im Gewässer. Vielmehr lassen sich diese auf größeren räumlichen Skalen abbilden, um die Flächennutzung im Einzugsgebiet oder die Beschattung des Gewässers zu beschreiben. Damit erlauben diese Parameter nicht nur Rückschlüsse auf die Morphologie, sondern auch auf die Wassergüte. So erhöhen fehlende Randstreifen den Eintrag von Nährstoffen und Pestiziden aus intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen und eine defizitäre Beschattung des Gewässers begünstigt eine zunehmende Eutrophierung. Die daraus resultierende stoffliche Belastung und das temporär auftretende Sauerstoffdefizit wirken sich als sekundäre Belastungsquelle auf die biologische Besiedlung aus.

Zwischenfazit: Um verlässliche Aussagen über die biozönotischen Verhältnisse in Abhängigkeit von der Hydromorphologie prognostizieren zu können, ist eine dezidierte Auswahl von ökologisch relevanten Strukturparametern von grundlegender Bedeutung. Es lassen sich aus der Vielzahl der Strukturparameter nach LAWA (2000) sieben Einzelparameter mit einem hohen Einfluss auf die Invertebratenbiozönose differenzieren. Die Ausprägung der benthischen Lebensgemeinschaft korreliert eng mit den Strömungsverhältnissen und der Zusammensetzung des Sohlensubstrats. Für die kleinen und mittleren Fließgewässer sind kleinräumige, habitatbeschreibende Strukturparameter zu berücksichtigen. Die Ufer- und Landnutzungsparameter spielen als sekundäre Belastungsquellen auf größeren, räumlichen Skalenebenen eine Rolle und erlauben darüber hinaus Aussagen über die Wassergüte.

6.2.3 Der Einfluss der Strömung auf die benthische Biozönose

Fließgewässer unterscheiden sich fundamental von Standgewässern durch die gerichtete Strömung. Sie ist ein bestimmender Faktor für alle chemischen, chemisch-physikalischen und biotischen Umsetzungsprozesse und wirkt sich unmittelbar auf die Zusammensetzung der aquatischen Besiedlung aus. Die Hydraulik eines Fließgewässers prägt die Ausbildung von morphologischen Eigenschaften und Habitaten wie beispielsweise Substratzusammensetzung, Geschiebedynamik, Tiefen- und Breitenvarianz (z.B. Gore 1985, Statzner et al. 1988, Barmuta 1990, Richter et al. 1996, Beisel et al. 1998, Brunke et al. 2001).

In dem derzeit angewandten Strukturgüteverfahren nach LAWA (2000) werden hydrologisch-hydraulische Parameter nicht berücksichtigt. Lediglich über den Einzelparameter „Strömungsdiversität“ können Rückschlüsse über die Strömungsverhältnisse im Gewässer gezogen werden, jedoch liegen keine detaillierten Informationen über die Fließgeschwindigkeit oder den Abfluss in den einzelnen Abschnitten vor. Die ökologische Bedeutsamkeit der hydrologisch-hydraulischen Verhältnisse im Gewässer zeigen die hohen Korrelationskoeffizienten der biologischen Attribute in Abhängigkeit vom Einzelparameter „Strömungsdiversität“ und die daraus abgeleiteten niedrigen Rangzahlen (vgl. Kapitel 5.3.2 und 5.3.3). Weiterhin bestehen zwischen dem ASBA 8 und der Fließgeschwindigkeit signifikante Zusammenhänge (Abbildung 6-1). Die aufgeführten Fließgeschwindigkeiten wurden den Feldprotokollen (vgl. Anhang D-1) aus dem Monitoring 2005/06 entnommen und sind lediglich lokal erhobene Schätzwerte der jeweiligen Bearbeiter an den Untersuchungsabschnitten des Makrozoobenthos. Aus diesem Grund wurden sie im Ergebnisteil der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt.

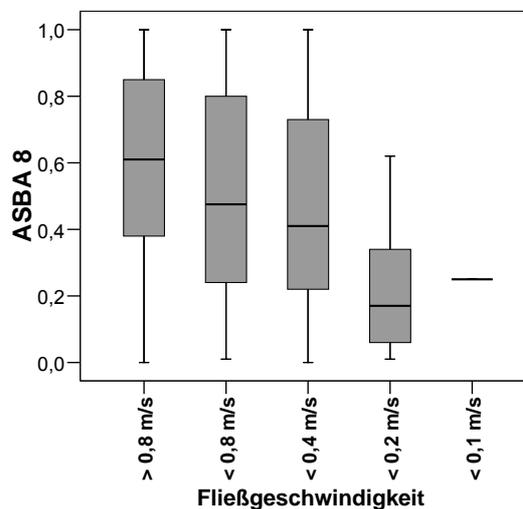


Abbildung 6-1: Verteilung des aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit der Fließgeschwindigkeiten (n = 258). Quelle: Feldprotokolle, Monitoring 2006/06 in Hessen.

Die hohe ökologische Aussagekraft der Strömung und die Abhängigkeiten der aquatischen Lebensgemeinschaften von den Abflussverhältnissen wurde bereits von vielen Autoren für die Entwicklung von Habitat- und Abflussmodellen genutzt. Dabei erlauben die Modelle und Bewertungsansätze auf Basis von hydraulischen Kenngrößen dezidierte Rückschlüsse über morphologische (Habitatstruktur- und Variabilität), hydrologisch-hydraulische und klimatische (Extremereignisse, Trockenperioden) Veränderungen und deren Einfluss auf die aquatische Biozönose. Im Physical Habitat Simulation System kann die Substratzusammensetzung, die Gewässertiefe und die Strömungsverhältnisse in einer charakteristischen Pool-Riffle-Sequenz über verschiedene Abflussszenarien vorausgesagt werden. Über die Ausprägung der Habitate können wiederum Aussagen über die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft geschlossen werden (Bovee 1982, Shuler & Nehring 1993, Gore et al. 1998). Jorde (1996) und Schneider (2001) entwickelten ein Modell für Mesohabitate vorrangig für die Fischfauna (CASIMIR). Die Weiterentwicklung

dieses Modells (mesoCASIMIR) (Gaiser et al. 2006, Eisner et al. 2007) integriert ferner die Habitatverfügbarkeit der benthischen Biozönose. In einer Studie von Mouton et al. (2005) wird die Anwendung von mesoCASIMIR am Beispiel der Habitatverfügbarkeit von *Baetis rhodani* erläutert. Über die Eingabe von GIS gestützten Eingabeparametern (Abfluss, dominierendes Substrat, Wassertiefe, Sauerstoffhaushalt) wird eine indexierte Habitatverfügbarkeit, die je nach Eingabeparameter für verschiedene Organismengruppen und deren spezifische Habitatanforderungen variieren kann, ermittelt. Richter et al. (1996) beschreiben die anthropogen induzierten hydraulischen Veränderungen anhand verschiedener Abflusskenngrößen und deren Auswirkungen auf die Biozönose im Bewertungs- und Modellansatz „Indicators of Hydrologic Alterations“ (IHA).

Zwischenfazit: Für ein besseres Verständnis der abiotischen und biotischen Wirkungszusammenhänge und einhergehend mit der ökologischen Funktionsfähigkeit eines Fließgewässers ist die Berücksichtigung von hydrologisch-hydraulischen Kenngrößen außerordentlich bedeutsam. Das zeigt sich bei den vorliegenden Ergebnissen durch den hohen Einfluss der „Strömungsdiversität“ auf die biologischen Attribute. Jedoch kann über den Einzelparameter „Strömungsdiversität“ keine Aussage zu weiteren hydraulischen Kenngrößen getroffen werden. Eine Identifizierung und Parametrisierung ökologisch relevanter hydraulischer Kenngrößen würde ein Verfahren zur Charakterisierung von Habitatmerkmalen (Struktur-Habitatkartierung) optimieren, möglicherweise die Restvarianz und Variabilität der vorliegenden Ergebnisse verringern und den Erfolg von darauf abgestimmten Bewirtschaftungs- und Renaturierungsmaßnahmen erhöhen.

6.3 Vergleich der Fließgewässertypen 5 und 5.1

6.3.1 Fließgewässertypisierung „top-down“

Die Untergliederung der silikatischen Mittelgebirgsbäche in den Typ 5 (grobmaterialreich) und den Subtyp 5.1 (feinmaterialreich) erfolgte vorrangig unter Verwendung des „top down“ Prinzips (Geomorphologie, Flusseinzugsgebietsdaten, vgl. Kapitel 2.4) (Moog et al. 2001, Schmedtje et al. 2001). Für die Arbeiten in internationalen Flussgebietseinheiten war es notwendig einheitliche Fließgewässertypen zu erarbeiten. Über einen Interkalibrierungsprozess im Auftrag der internationalen Flusskommissionen (IKS-Rhein, IKS-Donau, IKS-Oder) erfolgte eine Harmonisierung der ermittelten Fließgewässertypen. Danach wird die Unterteilung der beiden Fließgewässertypen auf Grund der geologischen Bedingungen auch in den europäischen Anrainerstaaten einheitlich angewandt (Sommerhäuser & Pottgiesser 2005).

Die Fließgewässertypologie nach dem „top down“ Prinzip wird über die Verteilung der Makrozoobenthosaufsammlungen auch in Hessen deutlich (vgl. Abbildung 4-4). Anhand der geomorphologischen Bedingungen befinden sich die Untersuchungsabschnitte des Typs 5.1 vorrangig in den nord-östlichen Landesteilen, während der Typ 5 in den westlichen Gebieten überwiegt.

Die geomorphologische Unterscheidung wird über das Gewässerstrukturgüteverfahren allerdings nicht abgebildet. In der Gewässerstrukturgüte nach LAWA (2000) werden die Fließgewässertypen 5 und 5.1 als „Kerb- und Klammthalgewässer“ und „Sohlenkerbtalgewässer“ gleichbedeutend sowohl in der Merkmalsausprägung der Einzelparameter als auch in der indexdotierten Klassifikation für die Berechnung in das 7-stufige Verfahren bewertet. Dies hat zur Folge, dass natürlicherweise ausgeprägte geomorphologische Charakteristiken eines Fließgewässertyps als „schlechter“ eingestuft und bewertet werden als beim anderen Typ. Das soll am Beispiel des Einzelparameters „Laufkrümmung“ erläutert werden: Anhand der morphologischen Charakterisierung der beiden Fließgewässertypen nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2004) wird der Gewässerverlauf des Typs 5 als „gestreckt“, „gewunden“ oder „schwach mäandrierend“ beschrieben, während beim Typ 5.1 „geschwungene“ oder „mäandrierende“ Verläufe überwiegen. Die kartierten Merkmalsausprägungen (HMULV 1999) beschreiben demnach durchaus die natürlicherweise vorliegenden Ausprägungen beider Typen (Typ 5 in der Mehrzahl der Fälle „schwach geschwungen“ bis „gestreckt“, Indexdotierung 5 und 6; Typ 5.1 „mäßig bis schwach geschwungen“, Indexdotierung 4 und 5). Bedingt durch die Indexdotierung wird der Einzelparameter für den Typ 5 „schlechter“ bewertet als für den Typ 5.1, obwohl die kartierten Merkmalsausprägungen den morphologischen Charaktereigenschaften des Typs entsprechen.

6.3.2 Taxonomische und funktionale Zusammensetzung des Makrozoobenthos

Aufbauend auf dieser Typologie erfolgte die Validierung mit Hilfe von Makrozoobenthosdaten („*bottom up*“), um verlässliche fließgewässertypspezifische Bewertungsverfahren für die biologischen Qualitätskomponenten zu erarbeiten und daraus letztlich den ökologischen Zustand eines Gewässers abzuleiten (Haase et al. 2004, Verdonschot & Nijboer 2004, Davy-Bowker & Clarke 2006). Die Ergebnisse der „*bottom up*“ Validierung nach Haase et al. (2004) zeigen auf Basis von neun methodenstandardisierten Benthosaufsammlungen (Taxalisten) eine Auftrennung der Typen 5 und 5.1 in Abhängigkeit von den geologischen Bedingungen und damit einhergehend die Empfehlung zur Beibehaltung des Subtyps 5.1 in der Fließgewässertypologie (Abbildung 6-2).

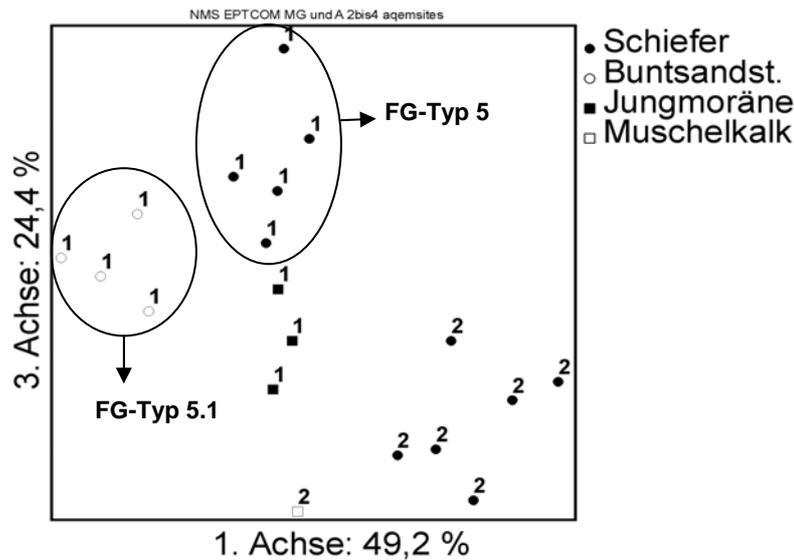


Abbildung 6-2: NMS Ordinationsdiagramm von 19 methodenstandardisierten Makrozoobenthosaufsammlungen in unterschiedlichen geologischen Einzugsgebieten. Schiefer: FG-Typ 5, Buntsandstein: FG-Typ 5.1 (1 = kleine Fließgewässer, 2 = mittelgroße Fließgewässer). Quelle: Haase et al. (2004), verändert.

Eine Unterscheidung der Fließgewässertypen 5 und 5.1 hinsichtlich der taxonomischen Zusammensetzung des Makrozoobenthos kann auf Grundlage der methodenstandardisierten Aufsammlungen aus Hessen nicht bestätigt werden. Die Ordination der Art-Aufnahmematrix zeigt keine Clusterung der fließgewässertypspezifischen Untersuchungsabschnitte (vgl. Abbildung 5-12). Die taxonomische Zusammensetzung der benthischen Biozönose ist für die Typen 5 und 5.1 nicht zu differenzieren.

Auch die funktionale Zusammensetzung der benthischen Biozönose unterscheidet sich auf Basis der ausgewählten biologischen Attribute („Regionentypen“, „Strömungspräferenz“, „Habitatpräferenz“, „Ernährungstypen“ und „Fortbewegungstypen“) nicht (vgl. Kapitel 5.4.2). Eine Unterscheidung der beiden Typen 5 und 5.1 kann demzufolge vor dem Hintergrund der vorliegenden Ergebnisse nicht vorgeschlagen werden.

6.3.3 Substratzusammensetzung

Das „Sohlensubstrat“ wird in der Bewertungstabelle der Gewässerstrukturkartierung nach LAWA (2000) in „natürlich“ und „unnatürlich“ unterschieden. Hingegen erfolgt die Erfassung dieses Parameters über eine Attributierung der vorliegenden mineralischen Substratgegebenheiten. Dabei wird in dem zu untersuchenden 100 m-Abschnitt das dominierende Substrat erhoben. Über eine Auswahltabelle stehen dafür insgesamt 12 Attribute zur Verfügung. Die fließgewässertypspezifische Erfassung der Sohlensubstrate (HMULV 1999) wurde in Völker & Borhardt (2007) für die Typen 5 und 5.1 anhand von 321 Untersuchungsabschnitten des Makrozoobenthos durchgeführt. Danach dominieren beim Fließgewässertyp 5.1 die feinkörnigen Substrate, wobei sich das Sohlensubstrat des Typs

5 hauptsächlich aus Material der großen Korngrößen zusammensetzt. Sand sowie Sand und Kies kommen in beiden Typen zu etwa gleichen Anteilen vor.

Die Substratzusammensetzung an den Untersuchungsabschnitten des Makrozoobenthos (Quelle: Feldprotokolle) des Fließgewässertyps 5.1 unterscheidet sich vom Typ 5 durch einen höheren Anteil von Feinsedimenten (Psammal) (vgl. Abbildung 5-14). Dieser wirkt sich jedoch nicht auf die taxonomische und funktionale Zusammensetzung der benthischen Biozönose aus. Hohe Strömungsgeschwindigkeiten in den kleinen und mittleren Mittelgebirgsbächen bewirken einen starken Geschiebetrieb, wodurch das Feinsediment als Habitat für benthische Organismen einen eher besiedlungsfeindlichen Faktor darstellt und zu hohen Verdriftungsraten im Gewässer führt (Kiene 2001). Als Hauptbesiedlungssubstrate werden daher Grobkies, Schotter und Steine von Arten wie *Habroleptoides confusa* oder *Hydropsyche siltalai* und organische Substrate (z.B. *Gammarus roeseli*) bevorzugt (Moog 1995, Schmedtje & Colling 1996, Beisel et al. 1998). Diese liegen zu etwa gleichen Anteilen in beiden Fließgewässertypen vor.

6.3.4 Abhängigkeiten der biologischen Attribute von der Gewässerstruktur

Die fließgewässertypspezifischen Abhängigkeiten der biologischen Attribute von den Gewässerstrukturgüteparametern unterscheiden sich signifikant. Das betrifft sowohl die Beziehungen zwischen Haupt- und Einzelparametern als auch die fließgewässertypspezifische Bewertung der Gewässerstrukturgüte an den Untersuchungsabschnitten.

Bei der fließgewässertypspezifischen Auswertung der biologischen Attribute mit den Strukturgüteparametern für die Typen 5 und 5.1 ist die Diskrepanz in der Anzahl der signifikanten Korrelationen trotz gleich hohem Stichprobenumfangs besonders deutlich.

Im Gegensatz zum Fließgewässertyp 5, der im Wesentlichen die in Kapitel 5.2.1 erzielten Ergebnisse widerspiegelt, sind die Abhängigkeiten der biologischen Attribute des Typs 5.1 von den Hauptparametern der Gewässerstrukturgüte anders gewichtet. Der Hauptparameter „Sohlenstruktur“ übt dabei einen deutlicheren Einfluss auf die benthische Biozönose als beim Fließgewässertyp 5 aus. Die Hauptparameter „Längsprofil“, „Laufentwicklung“ und die Gesamtstrukturgüte bilden die zweite Gruppe, während bei den Parametern „Querprofil“, „Uferstruktur“ und „Gewässerumfeld“ eine nur geringe Anzahl an signifikanten Korrelationen in Abhängigkeit von den biologischen Attributen aufgetreten sind.

Die unterschiedlichen Gewichtungen zeigen sich auch in den Korrelationsanalysen und Rangzahlen der Einzelparameter. Während der Struktur-Einzelparameter „Strömungsdiversität“ als bestimmender Faktor für die Ausprägung der Lebensgemeinschaften für beide Fließgewässertypen gleichbedeutend angesehen werden kann, ergeben die zum Teil signifikant als „schlechter“ zu bewertenden Einzelparameter in der Gewässerstrukturgütbewertung (HMULV 1999) für den Typ 5.1 geringere Abhängigkeiten zu den Parametern „Breitenvarianz“ und „Querbänke“. Das „Sohlensubstrat“ zeigt gegenüber dem Typ 5 deutlich höhere Korrelationskoeffizienten und Rangzahlen (vgl. Anhang F und Kapitel 5.4.4).

Ähnliche Ergebnisse wurden von Meier et al. (2006a) erzielt. Korrelationsanalysen zwischen biologischen Attributen und Gewässerstrukturdaten nach LAWA (2000) zeigen in dieser Studie für den Fließgewässertyp 5 (n = 138) und den Typ 5.1 (n = 55) starke Abhängigkeiten von der Strömungsdiversität, wohingegen „Breitenvarianz“ mehr signifikante Koeffizienten für den Typ 5, „besondere Sohlenstrukturen“ und „Substratdiversität“ eine höhere Gewichtung für den Typ 5.1 aufwiesen.

Zwischenfazit: Auf Basis der vorliegenden Auswertungen können zwei wesentliche Aussagen über die beiden Fließgewässertypen 5 und 5.1 getroffen werden: (1) Beide Typen können auf Grund der geomorphologischen Bedingungen grundlegend voneinander unterschieden werden („top-down“). (2) Die taxonomische und funktionale Zusammensetzung der benthischen Invertebratenzönose unterscheidet sich fließgewässertypspezifisch nicht („bottom-up“).

Die Ursachen für die fließgewässertypspezifischen Unterschiede in den Abhängigkeiten der biologischen Attribute von den Strukturparametern können auf Grund der unterschiedlichen geomorphologischen Bedingungen interpretiert werden. Der als „strukturärmer“ charakterisierte Typ 5.1 wurde entsprechend häufiger als „schlechter“ hinsichtlich der ökologisch relevanten Strukturparameter eingestuft als der Typ 5. Auch führt die für beide Typen gleichbedeutende Bewertung von morphologischen Einzelparametern zu einer „schlechteren“ oder „besseren“ Klassifikation, welche sich signifikant auf die Anzahl und Höhe der Korrelationen auswirkt. Die geomorphologischen Unterschiede wirken sich jedoch nicht auf die Zusammensetzung der Biozönose aus. Die Substratzusammensetzung unterscheidet sich durch den geringfügig höheren Anteil der Feinsedimente im Typ 5.1. Eine Besiedlung der durch verstärkte Geschiebedynamik betroffenen und dadurch besiedlungsfeindlichen Feinsedimente findet offensichtlich nicht statt.

Mit den Vorgaben der EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000), dass der ökologische Zustand von Oberflächengewässern anhand der taxonomischen und funktionalen Zusammensetzung der biologischen Qualitätskomponenten zu bewerten ist und die biologische Besiedlung als ausschlaggebende Komponente die Fließgewässertypisierung widerspiegeln soll („bottom up“), ist auf der Grundlage der vorliegenden Ergebnisse eine Unterscheidung der Typen 5 und 5.1 nicht zu empfehlen.

6.4 Biologische Attribute als Indikatoren für die Ausprägung der Gewässerstruktur

Makroinvertebraten sind die am häufigsten verwendete Organismengruppe für die Bioindikation in Fließgewässern (Gunkel 1994, Rosenberg & Resh 1993). Neben der Bewertung der organischen Belastung (z.B. Friedrich & Herbst 2004, Rolaufts et al. 2004, Sandin & Hering 2004) sind Makroinvertebraten prinzipiell auch als Indikatoren für die Hydro-morphologie (Jansen et al. 2000, Lorenz et al. 2004b, Ofenböck et al. 2004, Rawer-Jost et al. 2004), die Versauerung (Braukmann & Biss 2004) oder die Toxizität (Gunkel 2000, Liess & Von der Ohe 2005) geeignet. Nach Hering et al. (2004b) sind diese Belastungsfaktoren jedoch weitaus schwieriger zu quantifizieren, weil Wirkungszusammenhänge und

Überlagerungseffekte keine klaren Aussagen über die primäre Belastungsquelle zulassen. Anders als in Standgewässern oder marinen Ökosystemen ist über die Bioindikation zur Bewertung der Eutrophierung in Fließgewässern auf Basis des Makrozoobenthos bislang wenig bekannt (z.B. Sandin & Hering 2004). Diese wird vorrangig anhand der Qualitätskomponenten „Phytobenthos“ und „Makrophyten“ bewertet (Schaumburg et al. 2004).

Um die Hydromorphologie eines Gewässers über Bioindikatoren hinreichend zu verifizieren, sind insbesondere einzelne Spezies oder biologische Attribute zu identifizieren, welche die Merkmalsausprägungen der Strukturparameter entlang eines morphologischen Gradienten am deutlichsten abbilden. Während Jansen et al. (2000) und Lorenz et al. (2004b) einzelne Arten als Bioindikatoren definieren (z.B. *Oligoneuriella rhenana* und *Gammarus fossarum*), zeigen die Untersuchungen von Mebane (2001), Hering et al. (2004b), Ofenböck et al. (2004), Rawer-Jost et al. (2004) und Beisel et al. (2006) übereinstimmend signifikante Korrelationen zwischen morphologischen Parametern und biologischen Attributen wie „EPT“ [%], „Plecoptera“ (Artenanzahl) und „Epirhithralbesiedler“ [%].

Ähnliche Zusammenhänge zeigen auch die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit. Zwischen den Medianen der biologischen Attribute taxonomischer Zusammensetzung und Gruppen besteht in Abhängigkeit von den Merkmalsausprägungen der ökologisch relevanten Strukturparameter ein negativ linearer Zusammenhang. Besonders hohe Korrelationskoeffizienten zeigen dabei die Attribute „EPT [%]“ ($\rho = 0,45$, $p < 0,01$) und „Plecoptera“ (Artenanzahl) ($\rho = 0,44$, $p < 0,01$) für den Fließgewässertyp 5.

Die sensitiven biologischen Attribute mit negativ linearer Verteilung zum Strukturgradienten zeigen jedoch nicht nur die strukturelle Ausprägung der Gewässerabschnitte. Eine Vielzahl der vorrangig rheophilen Arten innerhalb dieser taxonomischen Gruppen besitzt zudem einen geringen Saprobiewert und wird für die Indikation der organischen Belastung herangezogen (vgl. Kapitel 6.1.3). Indikatororganismen, welche multiple Belastungen im Gewässer abbilden, finden sich auch im „German Fauna Index“ nach Lorenz et al. 2004b. Basierend auf 155 definierten Indikator taxa wird für die kleinen und mittleren Fließgewässer ein Index berechnet, dessen Wert dezidierte Rückschlüsse über den biologischen Zustand eines Gewässers auf Grund der strukturellen Degradation zulassen soll.

Die Verteilung von biologischen Attributen der funktionalen Gruppen in Abhängigkeit von den ökologisch relevanten Strukturparametern gleichen hingegen einem eher unimodalen Verlauf (vgl. Abbildung 5-23 und Abbildung 5-24). Das Wertemaximum wird im Bereich einer mittleren anthropogenen Überformung erreicht, welches einen breiten Gradienten abdecken kann. Abbildung 6-3 zeigt schematisch die Abhängigkeiten der vorwiegend funktionalen Attribute der benthischen Biozönose von den ökologisch relevanten Strukturparametern.

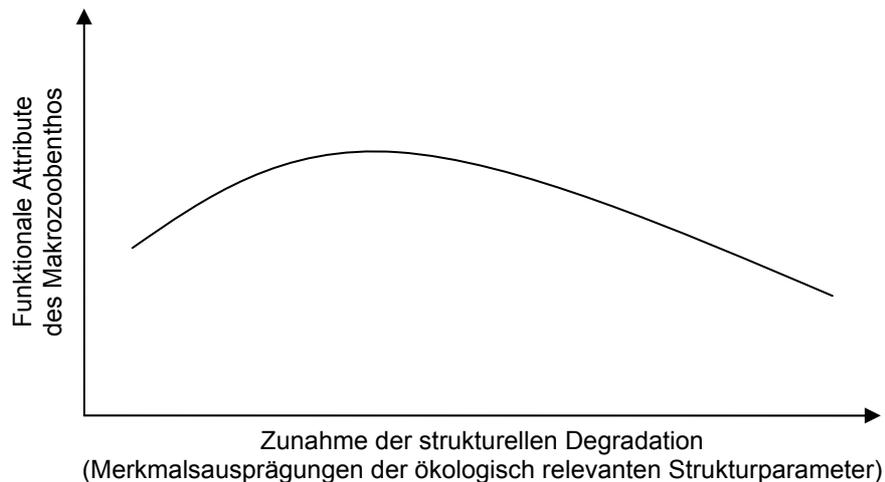


Abbildung 6-3: Schematische Verteilung der funktionalen biologischen Attribute des Makrozoobenthos in Abhängigkeit von den Merkmalsausprägungen der ökologisch relevanten Strukturparameter.

Aus diesen Ergebnissen können zwei Hypothesen abgeleitet werden:

1. Die funktionalen Attribute zeigen im Gegensatz zu spezifischen taxonomischen Gruppen eine höhere Resilienz gegenüber zunehmender struktureller Degradation.
2. Im Bereich einer mittleren strukturellen Degradation ist die Biozönose als Schnittmenge aus wertvollen Arten des Referenzbereichs, Ubiquisten und Arten der stark degradierten Abschnitte zu charakterisieren. Die Artendiversität bewirkt eine Erhöhung der Produktivität und Funktionalität.

Beide Hypothesen können durch diese Arbeit nicht weiter belegt werden. Nach Gjerløv et al. (2001) hängt die Funktionalität einer Benthosbiozönose von der Mobilität und dem Vorhandensein ausreichender struktureller Refugialräume ab. Entsprechend einem „Stellvertreterprinzip“ werden Habitate bei zeitlich auftretenden strukturellen Störungen neu- bzw. wiederbesiedelt. Gjerløv et al. (2001) begründen ihre Ergebnisse auch in Anlehnung an die „Intermediate Disturbance Hypothesis“ (Connell 1978) und dem „Patch Dynamic Concept“ (Townsend 1989).

Zwischenfazit: Die Verwendung von biologischen Attributen des Makrozoobenthos als Indikatoren lassen keine dezidierten Rückschlüsse allein auf die Ausprägung der Gewässerstrukturgüte zu. Die Attribute der funktionalen Gruppen besitzen ein Wertemaximum im Bereich einer mittleren strukturellen Überformung. Die Attribute der taxonomischen Zusammensetzung zeigen zumeist einen linearen Zusammenhang zum morphologischen Gradienten und implizieren als Bioindikatoren multiple Einflussfaktoren⁶.

⁶ Ein Beispiel für die Indikation multipler Belastungen ist die Art *Gammarus fossarum*. Sie ist im vorliegenden Datensatz eine dominante Art mit einer relativen Abundanz von 4,8 % am

Die hydromorphologische Überformung ist auch über die Aggregation von Attributen der taxonomischen und funktionalen Zusammensetzung (ASBA 8) zumindest bis in den mittleren Degradationsbereich nicht hinreichend zu quantifizieren. Dieser beschreibt zwar detailliert die Zusammensetzung der benthischen Biozönose, jedoch kann der biologische Zustand eines Gewässers nicht eindeutig einem primären Belastungsfaktor zugeordnet werden. Eine detaillierte Quantifizierung spezifischer Belastungsfaktoren und deren Einfluss auf die Biozönose sind bislang nur unzureichend erforscht.

6.5 Biologisch relevante Merkmalsausprägungen

Um die Abhängigkeiten der Benthoszönose von der Hydromorphologie zu untersuchen, setzte man sich primär mit der Suche nach Strukturparametern und Variablen mit hoher ökologischer Aussagekraft auseinander (z.B. Hering et al. 2004b, Lorenz et al. 2004b, Beisel et al. 2006, Erba et al. 2006). Die Frage, welche morphologischen Anforderungen hinsichtlich der erarbeiteten Strukturparameter gegeben sein müssen, damit sich eine „gute“ Biozönose etablieren kann, blieb auf Grund der schwierigen Quantifizierbarkeit und der heterogenen Datengrundlage weitgehend unbeantwortet. Die Festlegung von Grenzwerten und morphologischen Mindestanforderungen erfolgte erstmals im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000). Dazu wurden von der LAWA (2003) Grenzwerte definiert, wonach das Erreichen eines „guten Zustands“ als unwahrscheinlich angesehen wird, wenn auf mehr als 70 % der Gewässerstrecke die Strukturgüteklassen 6 und 7 („sehr stark verändert“ und „vollständig verändert“) vorliegen. Auf 30 % bis 70 % strukturell beeinträchtigter Gewässerstrecken wird die Zielerreichung zumindest als unsicher eingeschätzt. Nach Wagner & Arle (2007a, b) wird der „gute ökologische Zustand“ als „nicht wahrscheinlich“ angesehen, wenn die Gesamtstrukturgüte nach LAWA (1999) einen Schwellenwert von 5,5 bzw. 6 („stark“ bis „sehr stark verändert“) überschreitet.

Im Gegensatz zu den theoretisch festgelegten morphologischen Umweltzielen nach LAWA (2003) leiten Wagner & Arle (2007a, 2007b) die Schwellenwerte auf Basis von Zusammenhängen zwischen bestehenden biologischen Kenngrößen (Makrozoobenthos und Fischfauna) und Gewässerstrukturgüteparametern nach LAWA (1999) ab. Borchardt et al. (2007) definieren „morphologische Mindestanforderungen“ für die Fischfauna. Die Ableitung erfolgt dabei erstmals über die Definition von ökologisch relevanten Struktur-Einzelparametern nach LAWA (2000) und deren Ausprägung von Zustandsmerkmalen. Nach Borchardt et al. (2007) ist der „gute ökologische Zustand“ als „wahrscheinlich“ anzusehen,

Gesamtartenspektrum. *Gammarus fossarum* hat in der autökologischen Liste nach ASTERICS (2006a) einen geringen Saprobiewert von 1,5 mit einem Gewichtungsfaktor von 4. Nach Braukmann & Biss (2004) ist sie zudem eine säureempfindliche Indikatorart und wird nach Lorenz et al. (2004) für die Indikation der strukturellen Degradation mit einem Wert von + 2 (Spanne von – 2 bis + 2) angegeben.

wenn in mehr als 30 % der Gewässerstrecken (100 m-Abschnitt) in einem Fließgewässer die morphologischen Mindestanforderungen eingehalten werden. Unter Berücksichtigung der morphologischen Mindestanforderungen und der Durchgängigkeit erfolgte die Definition von morphologischen Umweltzielen für die Fischfauna, die als Grundlage für die Ableitung und Priorisierung von Maßnahmen für die bis 2009 zu erstellenden Bewirtschaftungspläne nach EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) in Hessen dienen.

In der vorliegenden Arbeit wurden biologisch relevante Merkmalsausprägungen über die Abhängigkeiten des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) von den sieben ökologisch relevanten Struktur-Einzelparametern abgeleitet. Dabei konnten Schwellenbereiche spezifiziert werden, bei denen eine signifikante Abnahme der Attributwerte zu verzeichnen war (vgl. Kapitel 5.6). Eine vergleichende Analyse der definierten ökologisch relevanten Strukturparameter sowie den daraus ermittelten Merkmalsausprägungen nach Borchardt et al. (2007) und den vorliegenden Ergebnissen zeigt, dass sich die Auswahl der Strukturparameter und die Schwellenbereiche der Merkmalsausprägungen für das Makrozoobenthos nicht wesentlich von den Ergebnissen der Fischfauna für die kleinen und mittleren Gewässer unterscheiden (Tabelle 6-4).

Tabelle 6-4: Schwellenbereiche der Merkmalsausprägungen der ökologisch relevanten Strukturparameter für die Fischfauna (Borchardt et al. 2007) und das Makrozoobenthos (Ergebnisse der vorliegenden Arbeit).

Einzelparameter der Gewässerstrukturgüte nach LAWA (2000)	Biologisch relevante Merkmalsausprägung für die Fischfauna nach Borchardt et al. (2007) (kleine und mittlere Fließgewässer)	Biologisch relevante Merkmalsausprägung für das Makrozoobenthos (FG-Typen 5 und 5.1),
Längsbänke	≥ eine	/
Querbänke	≥ eine	≥ eine
Strömungsdiversität	≥ mäßig	≥ mäßig
Tiefenvarianz	≥ mäßig	≥ mäßig
Breitenvarianz	≥ mäßig	≥ mäßig
Laufkrümmung	/	≥ mäßig geschwungen
Sohlensubstrat	Sand, Kies, Schotter, Steine, Blockwerk, Fels (Codierung 5-12)	natürlich
Substratdiversität	≥ groß	/
oder		
Besondere Sohlenstrukturen	≥ zwei	≥ eine

Die daraus ermittelte „strukturelle Mindestausstattung“ für das Makrozoobenthos zeigte, dass der Median des ASBA 8 signifikant höher an den Untersuchungsabschnitten mit „struktureller Mindestausstattung“ ist als an Gewässerabschnitten, welche die biologisch relevanten Merkmalsausprägungen nicht erfüllen, wobei die Streuung und Restvarianz

über beide Box-Whisker-Plots den gesamten Wertebereich von 0 bis 1 umfasste (vgl. Abbildung 5-21).

Zwischenfazit: Im Gegensatz zu den indexdotierten Klassifikationen von aggregierten Strukturparametern und der Gesamtstrukturgüte beschreiben die Merkmalsausprägungen der Struktur-Einzelparame-ter detailliert die Habitatcharakteristiken an den Gewässerabschnitten. Mit zunehmender Degradation der Merkmalsausprägungen der ökologisch relevanten Struktur-Einzelparame-ter erfolgt zwar eine signifikante Wertabnahme der biologischen Attribute, jedoch reicht auf Grund der hohen Restvarianz die Definition einer „strukturellen Mindestausstattung“ allein nicht aus, um verlässliche Aussagen über den ökologischen Zustand eines Gewässers oder die Habitatanforderungen von benthischen Lebensgemeinschaften zu treffen. Vor dem Hintergrund einer Optimierung und Anpassung der Gewässerstrukturgüte sind diese jedoch dringend mit einzubeziehen. Für eine Verringerung der hohen Restvarianz sind neben der Hydromorphologie weitere abiotische und biotische Faktoren zu spezifizieren, welche die Funktionen von Fließgewässer-Ökosystemen beeinträchtigen und steuern (Benndorf 1986). Das beinhaltet die Identifizierung hydraulischer Kenngrößen unter Einbezug der angrenzenden Aue, dem hyporheischen Interstitial und dem Grundwasserkörper. Weiterhin ist der Einfluss von Nährstoffen aus diffusen Quellen (Eutrophierung) und die Wirkung von Schadstoffen (z.B. Pestizide, prioritäre Stoffe) auf die Biozönose zu differenzieren. Biotische Faktoren umfassen die Wirkungszusammenhänge des komplexen Nahrungsnetzes (Räuber-Beute-Beziehungen), laterale und vertikale Interaktionen sowie Drift und Dispersion. Hohe Ansprüche werden dabei an die wissenschaftlichen Fragestellungen hinsichtlich der räumlichen und zeitlichen Heterogenität, der Überlagerung und der Vernetzung der einzelnen Faktoren gestellt.

6.6 Wechselwirkungen von Saprobie, Hydromorphologie und Makrozoobenthos

Die Auswertungen bezüglich der Beziehungen zwischen Saprobie, den ökologisch relevanten Strukturparametern und den biologischen Attributen haben gezeigt, dass sich die Wasserqualität nicht in gleichem Maße wie die Gewässerstruktur auf die Makrozoobenthoszönose auswirkt.

Abbildung 6-4 veranschaulicht schematisch die Beziehungen zwischen Saprobieklasse, ökologisch relevanten Strukturparametern und biologischen Attributen auf Basis der in dieser Studie vorliegenden Ergebnisse.

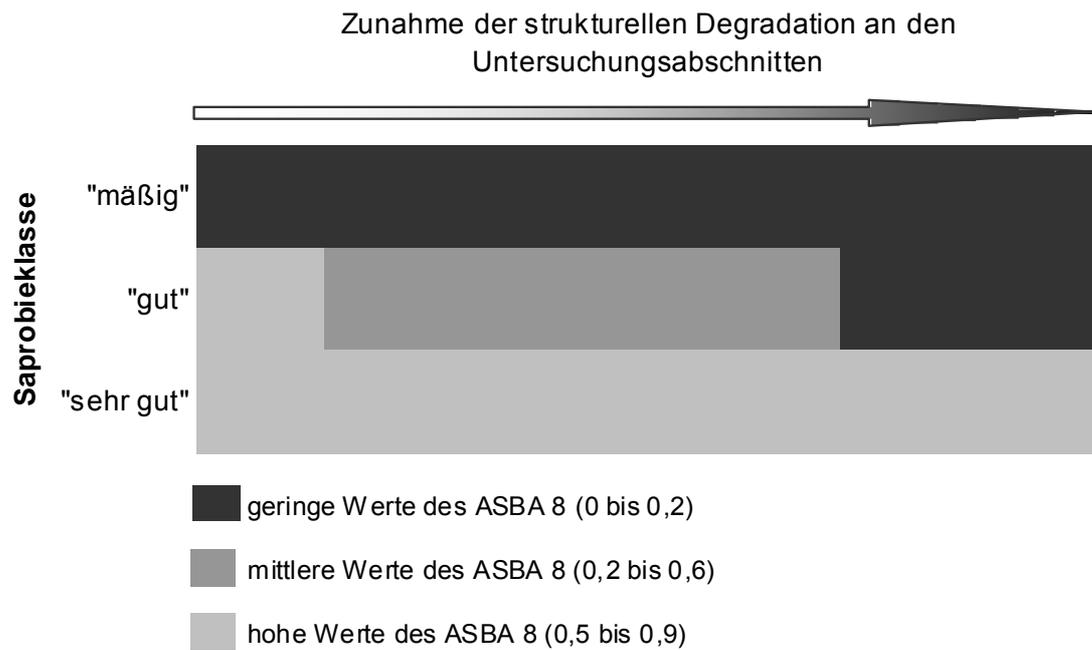


Abbildung 6-4: Schematische Darstellung der Beziehungen zwischen den Saprobieklassen nach Meier et al. (2006), der strukturellen Degradation auf Basis der ökologisch relevanten Strukturparameter und dem „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attribut“ (ASBA 8) (0,1 skaliert).

In den Gewässerabschnitten mit „mäßiger“ Saprobieklasse sind die Werte des ASBA 8 auch bei den als „sehr gut“ und „gut“ einzustufenden strukturellen Gegebenheiten mit Werten von lediglich 0 bis 0,15 sehr gering. Hierbei überlagert der Einfluss der erhöhten organischen Belastung die strukturellen Verhältnisse entlang des gesamten morphologischen Gradienten. Schmidt (1997) stellte übereinstimmende Zusammenhänge zwischen der Gewässerstrukturgüte (Hauptparameter Sohlenstruktur), dem Saprobienindex (DIN 38410, Teil 2 1990) und ausgewählten Taxa des Makrozoobenthos fest. Nach Schmidt (1997) wird das Auftreten von Plecopteren durch die Wassergüte limitiert. Wagner & Arle (2007a) fanden heraus, dass die biologischen Attribute des Makrozoobenthos („Taxazahl“, „EPT“ [%] und „Rheoindex“) höhere Abhängigkeiten von den chemisch- und chemisch-physikalischen Kenngrößen aufweisen als zu den Strukturparametern der Übersichtskartierung nach LAWA (1999). Sie folgerten daraus, ebenso wie Schmidt (1997), einen überlagernden Effekt der Wassergüte auf die Ausbildung einer stabilen benthischen Biozönose.

Wurde in der Fassung nach DIN 38410 (1990) der Saprobienindex vorrangig anhand der organisch leicht abbaubaren Summenparameter und Sauerstoffkonzentrationen (z.B. DOC, TOC, BSB₅) validiert, erfolgte die Verifizierung in den revidierten Versionen nach Rolauffs et al. (2003) und Friedrich & Herbst (2004) auch unter Berücksichtigung von Trophieindikatoren wie Gesamtphosphor und Orthophosphat. Rolauffs et al. (2003) und Wagner & Arle (2007a) ermittelten hohe Abhängigkeiten des Makrozoobenthos von den

Phosphorkonzentrationen. Hering & Sandin (2004) beschreiben den Saprobienindex nicht nur als Indikator der organischen Belastung sondern auch als Eutrophierungszeiger. Unsicherheiten bestehen darin, ob die Saprobie primär durch organische Einleitungen aus Punktquellen (Kläranlagen- und Mischwasserentlastungen, Borchardt et al. 1998) oder sekundär über die Eutrophierung der Gewässer und zu hohe Phosphorkonzentrationen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen hervorgerufen wird. Dieser beträgt nach Umweltbundesamt (UBA 2003) immerhin 50 %.

Die gemeinsame Betrachtung unterschiedlicher Belastungsfaktoren (Saprobie und Eutrophierung) in einem Bioindikationsverfahren birgt ein hohes Potenzial an möglichen Fehlinterpretationen bei der Bewertung des ökologischen Zustands selbst und der darauf aufbauenden Bewirtschaftungsstrategien und Maßnahmen. Diese sollen effizient (ökologisch und ökonomisch) geplant und durchgeführt werden, um den „guten ökologischen Zustand“ bis 2015 zu erreichen. Der Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen hängt zwingend von der Identifizierung der primären Belastungsquelle ab. Kann diese jedoch nicht über ein Bioindikationsverfahren spezifiziert werden, hat das weitreichende Folgen für die Auswahl und die Effizienz der Maßnahme.

Entsprechend der vorliegenden Auswertungen ändern sich die Beziehungen zwischen biologischen Attributen, ökologisch relevanten Parametern und Saprobie, wenn die Saprobieklasse nach Meier et al. (2006a) als „gut“ zu bewerten ist ($n = 255$). Hierbei treten normierte Werte des ASBA 8 zwischen 0,2 in den strukturell stark defizitären und 0,6 in den morphologisch nahezu unbeeinflussten Gewässerabschnitten auf. Die Säulendiagramme (vgl. Abbildung 5-25 und Anhang H-1) zeigen die Abhängigkeiten in den „guten“ Saprobie-Untersuchungsabschnitten des Makrozoobenthos von den ökologisch relevanten Strukturparametern. Je nach Grad der Merkmalsausprägung kommt es zu einer linearen- oder sprunghaften Abnahme der Werte. Unter Berücksichtigung der hohen Variabilität und Restvarianz der Abhängigkeiten ist die Gewässerstruktur in den saprobiell weniger belasteten Untersuchungsabschnitten ein ausschlaggebender Faktor für die Ausprägung der benthischen Biozönose.

Liegt eine „sehr gute“ Saprobiebewertung an den Untersuchungsabschnitten vor ($n = 60$), beträgt die Spanne der Attributwerte im Mittel 0,5 bis 0,9. Die vergleichbar hohen Werte treten auch in morphologisch stark degradierten Untersuchungsabschnitten auf, wobei eine lineare oder sprunghafte Abnahme der Werte entlang des Gradienten lediglich bei einigen Einzelparametern erkennbar ist (vgl. Anhang G-3).

Eine Studie der HLU (2007) bestätigt das vorliegende Ergebnis und überträgt dieses auf die leitbildorientierten Bewirtschaftungsziele im Hinblick auf die organische Belastung. Demzufolge besteht der primäre Handlungsbedarf bei Gewässern mit einer Saprobieklasse \geq „mäßig“ in einer Verringerung der organischen Belastung, wohingegen Strukturverbesserungsmaßnahmen in den saprobiell unbelasteten Abschnitten priorisiert

werden. Bei einer als „sehr gut“ zu bezeichnenden Wassergüte bleiben morphologische Maßnahmen auch an strukturell defizitären Gewässerstrecken unberücksichtigt.

Zwischenfazit: Eine erhöhte organische Belastung im Gewässer ist als primäre Belastungsquelle für die Ausprägung der benthischen Biozönose verantwortlich. Ebenso fördert eine als „sehr gut“ einzustufende Wasserqualität die Ausbildung einer diversen Benthos-Lebensgemeinschaft selbst bei stark degradierten strukturellen Gegebenheiten. Demnach überlagert der Einfluss des Sauerstoffhaushalts die gewässerstrukturellen Verhältnisse, wenn dieser als defizitär (Sauerstoffdefizit) oder naturnah (saprobieller Referenzbereich) einzustufen ist. Der Einfluss der morphologischen Degradation auf die verwendeten biologischen Attribute kann lediglich bei einer als „gut“ zu bezeichnenden Wasserqualität verifiziert werden. Es ist zu diskutieren, ob die Wasserqualität tatsächlich als primärer Einflussfaktor die Gewässerstruktur überlagert, oder ob die verwendeten biologischen Attribute die Hydromorphologie nicht hinreichend abbilden bzw. ob diese nicht ausreichend sensitiv auf Veränderungen der Gewässerstruktur reagieren. Neben einer Anpassung der Gewässerstrukturgüte zur Charakterisierung kleinräumiger Habitatcharakteristiken ist möglicherweise auch die Auswahl biotischer Kenngrößen weiter zu erarbeiten. Buffagni & Comin (2000) untersuchen beispielsweise die Sekundärproduktion verschiedener benthischer Zeigerarten in einer charakteristischen Pool-Riffel-Sequenz. Ihre Ergebnisse zeigen, dass sich Habitatmerkmale durch die Analyse von Stoffumsatzgrößen bewerten lassen. Sie stellen weiterhin (auch in Bezug zu anderen Autoren) heraus, dass die Sekundärproduktion von unterschiedlichen Ernährungstypen, wie „Zerkleinerer“, „Filtrierer“ oder „Weidegänger“ dezidierte Rückschlüsse auf die Belastungsquelle zulässt und das P/B-Verhältnis (Verhältnis von Produktion zu Biomasse) ein durchaus anwendungsorientiertes Instrument zur Identifizierung unterschiedlicher Einflussfaktoren ist.

7 HANDLUNGSVORSCHLÄGE FÜR DIE WASSERWIRTSCHAFTLICHE PRAXIS

7.1 Ökologisch effiziente Strukturgüteverfahren

Mit Inkrafttreten der EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) werden neue Anforderungen an die Verfahren zur Erfassung und Beurteilung der Gewässermorphologie gestellt. Als Hilfskomponente zur Unterstützung der biologischen Qualitätskomponenten nach Anhang V der EG-WRRL ist die Hydromorphologie im Hinblick auf die biologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers zu bewerten. Bislang wurden die in Deutschland und Europa angewandten Bewertungsverfahren im wasserwirtschaftlichen Kontext beispielsweise zur Erarbeitung von Gewässerentwicklungskonzepten genutzt, jedoch ohne deren ökologische Effektivität zu berücksichtigen. Die nunmehr integrierte Betrachtung von Wirkungszusammenhängen zwischen Morphologie und biologischer Besiedlung erfordert daher die Entwicklung neuer, an diese Anforderungen angepasster Verfahren. Kriterien, die bei der Entwicklung eines neuen Verfahrens berücksichtigt werden sollten, werden nachfolgend diskutiert.

- Es ist notwendig die Gewässerstrukturgüteverfahren an die Fließgewässertypologie anzupassen. Dabei ist die Typologie nach dem „*bottom up*“-Prinzip weiter zu entwickeln. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit haben gezeigt, dass sich die Fließgewässertypen 5 und 5.1 in der Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft nicht unterscheiden und demnach keine typspezifische Anpassung der Bewertung von Strukturparametern notwendig ist. Inwieweit diese Ergebnisse auch auf andere Fließgewässertypen übertragbar sind, kann hier nicht weiter verifiziert werden. Es besteht weiterer Forschungsbedarf in der „*bottom up*“-Validierung auf Grundlage biotischer Daten, um die Vielzahl an Fließgewässertypen (derzeit 24) zu minimieren und die Bewertungsverfahren anwendungsorientiert und ökologisch effizient zu gestalten.
- Die Ermittlung von ökologisch relevanten Strukturparametern und die Definition einer strukturellen Mindestausstattung auf Basis des Gewässerstrukturverfahrens nach LAWA (2000) in kleinen und mittleren Fließgewässern ist bislang für die biologischen Qualitätskomponenten „Fischfauna“ (Borchardt et al. 2007) und „benthische Invertebraten“ (Völker & Borchardt 2007, Inhalt der vorliegenden Arbeit) erarbeitet worden. Derzeit laufende Forschungsvorhaben befassen sich mit der Identifizierung von ökologisch relevanten Strukturparametern in Zusammenhang mit Trophieindikatoren (Richter 2008, mdl. Mitteilung). Durch die Verwendung von ökologisch relevanten Strukturparametern ergibt sich eine Reduktion der Vielzahl an Strukturvariablen. Das betrifft vor allem die Schadstrukturparameter der Vor-Ort-Kartierung nach LAWA (2000), welche die anthropogen verursachten morphologischen Defizite beschreiben, für die kleinen und mittleren Fließgewässer aber nur geringe ökologische Aussagekraft besitzen.

- Die Bewertung der Ausprägung von Zustandsmerkmalen der Strukturparameter ist an das indexbasierte Klassifizierungsschema nach EG-WRRL anzupassen. Nach den normativen Begriffsbestimmungen müssen die hydromorphologischen Komponenten unterstützend zu den biologischen Qualitätskomponenten einen solchen Zustand aufweisen, damit unter den bestehenden strukturellen Bedingungen ein „guter ökologischer Zustand“ erreicht werden kann.

Auf dieser Grundlage ist eine Bewertung der Strukturparameter in einer 3-stufigen Klassifizierung „natürlich“ (Zustandsklasse 1), „mittlere Störung“ (Zustandsklasse 2) und „defizitär“ (Zustandsklasse 3) hinreichend. Während der „natürliche“ Zustand den Referenzzustand impliziert, beschreibt die „mittlere Störung“ die Ausprägung der definierten „strukturellen Mindestausstattung“ (morphologisches Umweltziel). Darüber hinaus sind alle schlechter zu bewertenden Zustandsmerkmale als „defizitär“ einzustufen.

Demgegenüber steht die Anpassung der Strukturgüteverfahren an das 5-stufige Bewertungsschema nach EG-WRRL („sehr gut“, „gut“, „mäßig“, „unbefriedigend“ und „schlecht“). Diese Klassifizierung erscheint insbesondere für Fragestellungen zur Ableitung des Handlungsbedarfs und Priorisierung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässermorphologie sinnvoll. Renaturierungsmaßnahmen können nicht für alle als „defizitär“ (siehe oben) eingestuften Gewässerabschnitte gleichermaßen durchgeführt werden. Als prioritär sind diejenigen Teilstrecken zu berücksichtigen, welche vom „guten Zustand“ nur geringfügig abweichen (Kosteneffizienz), ein hohes Vernetzungs- und somit Wiederbesiedlungspotenzial besitzen und ökologisch effektiver sind. Für die Identifizierung dieser Gewässerabschnitte ist es daher notwendig, den Abweichungsgrad über die Ausprägung der Zustandsmerkmale der relevanten ökologischen Strukturparameter zu spezifizieren und entsprechend der 5-stufigen Klassifizierung nach EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) die defizitären Teilstrecken in „mäßig“, „unbefriedigend“ und „schlecht“ zu gliedern.

- Die Identifizierung und Parametrisierung von hydrologisch-hydraulischen Kenngrößen als zusätzliche Bewertungskenngrößen tragen wesentlich zu einem besseren Verständnis der Wirkungszusammenhänge zwischen dem hydrologischen Regime, der Gewässermorphologie und der ökologischen Funktionsfähigkeit des Gewässers bei.
- Nach Raven et al. (2002) wirkt sich die Bewertung von Strukturparametern auf unterschiedlichen Skalenniveaus signifikant auf das Ergebnis aus. Raven et al. (2002) zeigen auf, dass lokale Veränderungen der Habitateigenschaften weitaus detaillierter auf kleinen Skalen charakterisiert werden können als bei der Bewertung von Gewässerabschnitten > 500 m. Im Gegensatz dazu weisen die Bewertungen der Schadstrukturparameter auf unterschiedlichen Skalenniveaus (100 m bis mehrere Kilometer) nur vernachlässigbare Unterschiede auf. Vor diesem Hintergrund und den Ergebnissen dieser Arbeit sollten Strukturgüteverfahren für kleine und mittlere Fließgewässer auf einer möglichst kleinräumigen Skala angewendet werden.

Ein ökologisch effizientes Strukturgüteverfahren für die kleinen und mittleren Fließgewässer sollte zusammenfassend beinhalten:

1. Die Anpassung der Gewässerstrukturgüteverfahren an die nach der „*bottom up*“- validierten Fließgewässertypologie.
2. Die Verwendung von Strukturparametern (Wertparameter), welche sich signifikant auf die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaften auswirken. Diese sind für alle Qualitätskomponenten nach Anhang V der EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) zu identifizieren.
3. Die Bewertung auf Basis der Ausprägung von Zustandsmerkmalen der Strukturparameter und Transformation in ein geeignetes, indexbasiertes Klassifizierungsschema. Hinsichtlich der zukünftig zu erstellenden Maßnahmenpläne bis 2009 empfiehlt sich ein fünfstufiges Verfahren.
4. Die Identifizierung und Parametrisierung hydrologisch-hydraulischer Bewertungsparameter (z.B. Fließgeschwindigkeit, Abfluss).
5. Die Beschreibung von Habitatcharakteristiken auf kleinräumigen Skalen.

Das vorgestellte Strukturgüteverfahren ist für die kleinen und mittleren Fließgewässer der Mittelgebirge anwendbar. Für ein ökologisch effizientes Verfahren zur Beurteilung und Bewertung der Gewässermorphologie in großen Fließgewässern und Strömen sind in Anlehnung an die aufgeführten Kriterien andere, ökologisch relevante Strukturparameter zu identifizieren. Dabei spielen Rückstau durch Querbauwerke und damit einhergehend eine stoffliche Sekundärbelastung, Uferverbau und Sohleneintiefung sowie die Unterbrechung der linearen Durchgängigkeit eine weitaus größere Rolle als in den kleinen Fließgewässern. Kleinräumige, habitatbeschreibende Parameter wie beispielsweise die „Sohlenstruktur“ sind bislang in den großen Fließgewässern oftmals fehlerhaft bewertet.

Die Weiterentwicklung von ökologisch effizienten Strukturgüteverfahren und damit die Identifizierung und Auswahl von abiotischen Einflussgrößen steht den derzeit angewandten Bioindikationsverfahren gegenüber. Es gilt zu diskutieren, wie die Strukturgüteverfahren effizient entwickelt werden sollen, wenn die Bioindikationsverfahren die morphologische Degradation nur unzureichend abbilden und durch Überlagerungseffekte multipler Belastungsfaktoren Rückschlüsse auf den ökologischen Zustand nicht getroffen werden können. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit haben diese Problematik umfassend aufgezeigt und können auf die derzeit in der wasserwirtschaftlichen Praxis verwendeten Indizes übertragen werden. Das betrifft den Saprobienindex nach Meier et al. (2006a) (Indikation des Sauerstoffdefizits durch organische Belastung und/oder Eutrophierung) und den multimetrischen Index zur Bewertung der allgemeinen Degradation nach Lorenz et al. (2004b) (Indikation der Hydromorphologie, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe) (Meier et al. 2006b).

Zukünftig wird es daher notwendig sein, nicht nur die abiotischen Einflussfaktoren, sondern auch die Bioindikationsverfahren hinsichtlich der Auswahl biotischer Kenngrößen weiter zu erforschen (Kapitel 6.6).

7.2 Operationalisierung von morphologischen Umweltzielen

Die Operationalisierung von morphologischen Umweltzielen ist eine grundlegende Voraussetzung für die Ableitung von effizienten Maßnahmen und für die Prognose der Wirksamkeit auf die biologischen Qualitätskomponenten. Da die Maßnahmen in der Regel nicht direkt an den biologischen, sondern vielmehr an den unterstützenden Komponenten ansetzen (Maßnahmen im stofflichen oder hydromorphologischen Bereich), ist es wichtig, die Beziehungen zwischen biotischen und abiotischen Parametern möglichst quantitativ und für bekannte Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge zu bestimmen.

Mit der Identifizierung von faunistisch relevanten Strukturparametern für das Makrozoobenthos und der Definition einer „strukturellen Mindestausstattung“ können die ökologischen Ansprüche der benthischen Biozönose bei der Operationalisierung von morphologischen Umweltzielen implizit mit berücksichtigt werden. Ziel dabei ist einerseits die Einhaltung einer „strukturellen Mindestausstattung“ auf lokaler Ebene, andererseits die Vernetzung von qualitativ höherwertigen Habitaten („Strahlquellen“) auf regionaler und auf überregionaler Ebene, um letztlich ein Erreichen des „guten ökologischen Zustands“ nach EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) als „wahrscheinlich“ anzusehen.

Eine Methode, um die Gewässerabschnitte mit „struktureller Mindestausstattung“ in einem Fließgewässer zu lokalisieren und daraus den Handlungsbedarf für hydromorphologische Maßnahmen abzuleiten, ist das nach Borchardt et al. (2007) entwickelte Konzept der „Gewässermorphologischen Kennlinien“. Dieses wurde im Rahmen der Ableitung und Priorisierung von Maßnahmen zur Verbesserung der aquatischen Durchgängigkeit für die Fischfauna erarbeitet und beinhaltet neben Informationen zu den Gewässerstrecken mit „struktureller Mindestausstattung“ und einer daraus resultierenden Kennlinie die Lage von signifikanten Barrieren im Gewässerverlauf. Zum Abgleich hinsichtlich der Zielerreichung wurde ein Zielkorridor vorgegeben (25 – 60 % der Gewässerstrecken halten die strukturellen Mindestanforderungen ein).

Die „Gewässermorphologischen Kennlinien“ (GK) nach Borchardt et al. (2007) sind so aufgebaut, dass auf der räumlichen Skala eines Fließgewässers der prozentuale Anteil der Gewässerabschnitte (100-m Abschnitte) mit „struktureller Mindestausstattung“ über einen GIS-basierten Abfragealgorithmus unter Berücksichtigung der ökologisch relevanten Merkmalsausprägungen ermittelt wird. Diese sind in der grafischen Darstellung in Abhängigkeit von der Fließlänge (m oder km) von der Mündung (Fließlänge 0) bis zur Quelle aufsummiert. Dabei erhalten Gewässerstrecken ohne „strukturelle Mindestausstattung“ den Wert „0“. Die daraus resultierende Kennlinie zeigt demnach nur dann eine Steigung, wenn in Abhängigkeit von der Fließlänge strukturell wertvolle Gewässerabschnitte vorliegen. Aus dieser Kennlinie können weitreichende Informationen abgeleitet werden: (a) die Lage und Länge der Gewässerabschnitte mit und ohne „strukturelle Mindestausstattung“,

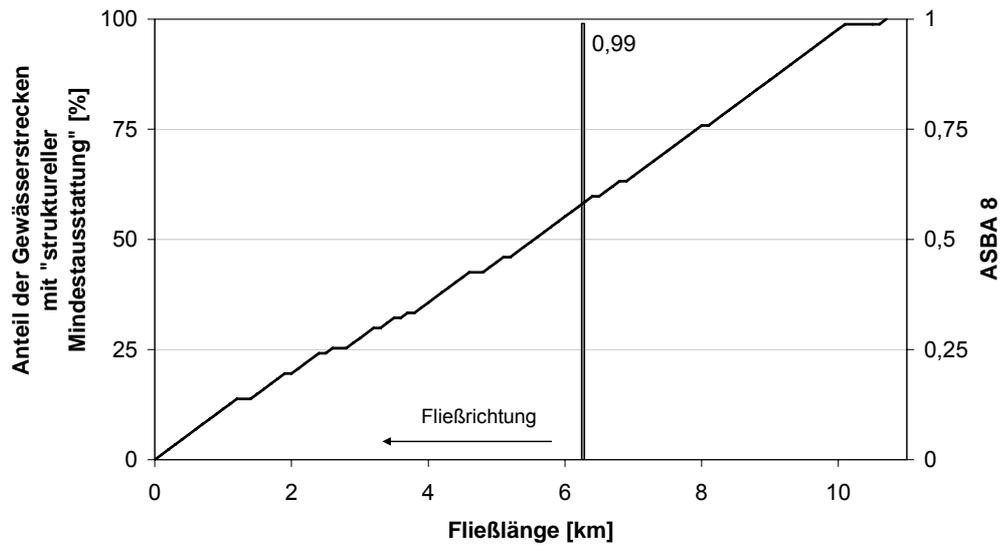
(b) das Vernetzungspotenzial von strukturell wertvollen Habitaten (Trittsteinprinzip), (c) die Lokalisierung von punktuellen Belastungsfaktoren, wie beispielsweise Querbauwerke und Abwassereinleitungen (diese werden als Zusatzinformationen bei Kenntnis der Lage im Gewässerverlauf in die GK integriert) und (d) die Ableitung von morphologischen Maßnahmen in Fließgewässerabschnitten, die über weite Strecken strukturell degradiert sind.

Das Konzept der „Gewässermorphologischen Kennlinien“ wird an dieser Stelle als ein Vorschlag für eine zukünftige Operationalisierung von morphologischen Umweltzielen auf das Makrozoobenthos übertragen und anhand ausgewählter Beispielgewässer dargestellt (Abbildung 7-1). In Bezug auf die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit sind bei diesem Handlungsvorschlag folgende Kriterien zu berücksichtigen:

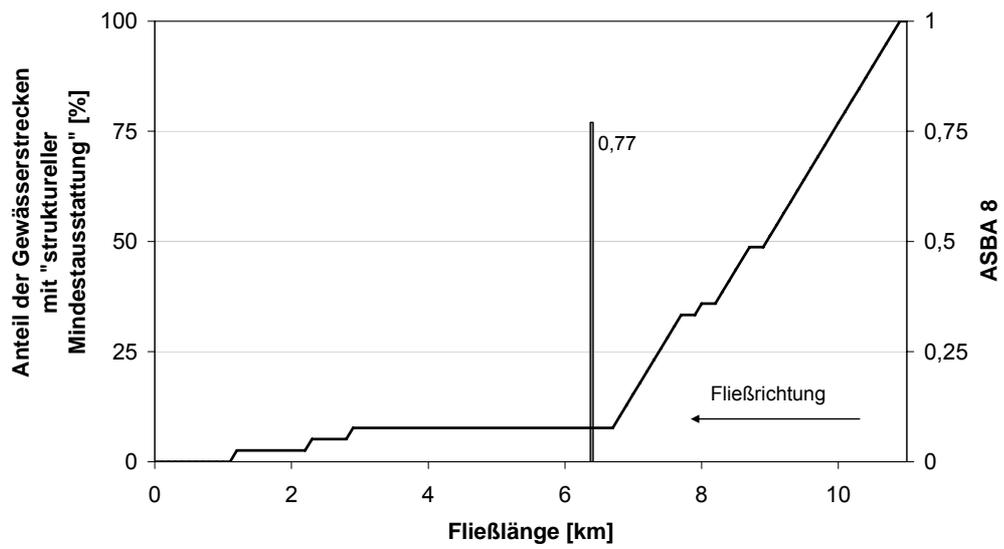
- Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit basieren ausschließlich auf einer räumlichen Skala von 100 m. Dabei konnten Abhängigkeiten der biologischen Besiedlung von der Gewässerstruktur herausgestellt werden, die durch die hohe Variabilität und Streuung jedoch nur eingeschränkt fundierte Aussagen über die Ursache-Wirkungszusammenhänge zulassen. In dem Handlungsvorschlag werden diese Ergebnisse auf eine größere Betrachtungsebene (Fließgewässer) übertragen. Dabei können weder die bereits auf kleinräumigen Skalen unzureichend interpretierbaren Überlagerungseffekte anderer Einflussfaktoren noch synökologische Beziehungen hinreichend abgebildet werden.
- Die GK sind eine Methode zur Operationalisierung von morphologischen Umweltzielen. Unter den gegebenen Voraussetzungen (siehe oben) ist möglicherweise die Anwendung von Strukturmodellen (z.B. Gaiser et al. 2006, Eisner et al. 2007) ein weitaus zielorientierteres Instrument, um Umweltziele zu definieren und diese auf größere Betrachtungsräume zu übertragen.

In Abbildung 7-1 sind die „Gewässermorphologischen Kennlinien“ beispielhaft für drei ausgewählte Fließgewässer aufgetragen. Auf der Abszisse sind die Fließlänge [km] und auf der Ordinate die prozentualen Anteile der Gewässerstrecken mit „struktureller Mindestausstattung“ sowie die Werte des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert) abgebildet. Die „strukturelle Mindestausstattung“ basiert auf den vorliegenden Ergebnissen und beinhaltet die Schwellenwerte der ökologisch relevanten Merkmalsausprägungen der Strukturparameter (vgl. Kapitel 5.6). Alle drei aufgeführten Beispielgewässer weisen keine erhöhte saprobielle Belastung auf (Saprobienindex $\leq 2,0$).

Gewässer: Elbrigshäuser Bach, FG Typ 5



Gewässer: Orb, FG Typ 5.1



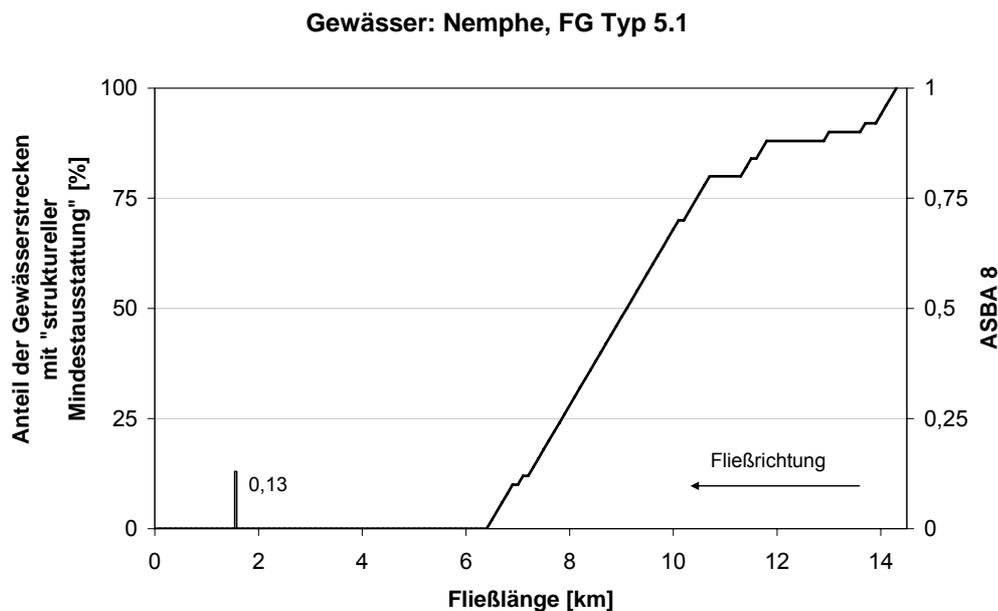


Abbildung 7-1: Prozentuale Verteilung der Gewässerstrecken „mit struktureller Mindestausstattung“ in Abhängigkeit von der Fließlänge („Gewässermorphologische Kennlinie“) und Wert des „skalenstandardisierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert, Säule) an dem Untersuchungsabschnitt des Makrozoobenthos. Fließlänge „0“ = Mündung.

Der Elbrighäuser Bach als Interkalibrierungsstelle (Referenz) charakterisiert ein morphologisch und biologisch besonders hochwertiges Gewässer. Die Gewässer „Orb“ und „Nemphe“ zeigen einen morphologisch ganz charakteristischen Verlauf von Mittelgebirgsbächen in intensiv genutzten Landschaften. Während der Oberlauf zumeist in naturnahen Gebieten (Wald) verläuft, führen eine zunehmende landwirtschaftliche Nutzung oder Siedlungen zu strukturellen Defiziten im Unterlauf. Die unzureichende Gewässerstruktur wirkt sich dabei signifikant auf die benthische Biozönose aus. Während das ASBA 8 auf Grund der angrenzenden, strukturell hochwertigen Abschnitte in der Orb einen noch hohen Wert aufweist, zeigt der Untersuchungsabschnitt in der Nemphe, dass die defizitären Abschnitte über weite Gewässerstrecken die Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft empfindlich stören. Innerhalb der Gewässerstrecken ohne „strukturelle Mindestausstattung“ besteht daher dringender Handlungsbedarf. Dabei ist es nicht zwingend notwendig, dass in allen Teilstrecken (100 m-Abschnitte) des Gewässers eine „strukturelle Mindestausstattung“ gegeben sein muss, vielmehr ist hier die Vernetzung in Form des Trittsteinprinzips zu berücksichtigen. Welche Schwellenwerte für die erforderlichen wertvollen Streckenanteile zugrunde gelegt werden können, bleibt offen und sollte integraler Bestandteil zukünftiger Forschungsvorhaben im Bereich des angewandten Gewässerschutzes sein.

In die „Gewässermorphologischen Kennlinien“ können zur weitergehenden Beurteilung von Belastungsfaktoren auf die Makrozoobenthoszönose zusätzliche Informationen, wie beispielsweise Informationen über Kläranlagenzuläufe und Mischwassereinleitungen, integriert werden. Dadurch ist es möglich, Belastungsquellen im Längsverlauf eines Ge-

wässers zu lokalisieren und den Handlungsbedarf abzuleiten. Es ist jedoch darauf zu achten, dass neben einer erhöhten Saprobie und defizitären Hydromorphologie eine Vielzahl weiterer abiotischer und biotischer Faktoren die Zusammensetzung der Biozönose beeinflussen können (stoffliche Komponenten aus stark landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten, Eutrophierung, Toxizität). Diese Faktoren sollten dann berücksichtigt werden, wenn die biologische Besiedlung trotz hinreichender Gewässerabschnitte mit „struktureller Mindestausstattung“ und geringer organischer Belastung aus Punktquellen als defizitär einzustufen ist.

7.3 Monitoringstrategien

Für die Überwachung der Oberflächengewässer werden drei Arten von Monitoringstrategien unterschieden: Die überblicksweise Überwachung, die operative Überwachung und die Überwachung zu Ermittlungszwecken (Europäische Gemeinschaften 2000).

Aufbauend auf der im Jahr 2004 durchgeführten Bestandsaufnahme erfolgte ein operatives Monitoring an den Gewässern und Wasserkörpern, welche „gefährdet“ sind, den „guten ökologischen Zustand“ bis 2015 nicht zu erreichen. Dieses Monitoring ist weitgehend abgeschlossen (Beispiel Hessen). Im nächsten Schritt ist ein operatives Monitoring an den von Maßnahmen betroffenen Fließgewässern durchzuführen, um die ökologische Effizienz von beispielsweise Renaturierungsmaßnahmen zu verifizieren. Ergebnisse aus diesem Monitoring führen dabei zu einer Erfolgskontrolle sowohl der durchgeführten Maßnahmen selbst als auch der vorab definierten Umweltziele und dem daraus abgeleiteten Handlungsbedarf.

Die Überwachung zu Ermittlungszwecken umfasst Sonderuntersuchungen, wenn die Gründe für das Nicht-Erreichen der Umweltziele unbekannt sind. Bezogen auf den oben aufgeführten Handlungsvorschlag ist die Überwachung zu Ermittlungszwecken für diejenigen Gewässer geeignet, bei denen eine defizitäre biologische Besiedlung, jedoch keine anhand der GK ersichtliche Belastung durch eine defizitäre Gewässerstruktur oder erhöhter Saprobie vorliegt.

Bei der überblicksweisen Überwachung sollen langfristige Veränderungen auf Grund natürlicher oder anthropogener Einflüsse bewertet werden. Das Monitoring umfasst ein relativ grobmaschiges Messstellennetz. Für ein effizientes Monitoring ist es daher sinnvoll, im ersten Schritt eine Bündelung von Gewässern und Wasserkörpern vorzunehmen, welche ähnliche strukturelle Voraussetzungen besitzen (vgl. Abbildung 7-1, Gewässer Orb und Nemphe). Es lassen sich dadurch auf Basis der Hydromorphologie drei Typen von Gewässern identifizieren:

1. Referenzgewässer
2. Gewässer mit hinreichend strukturellen Gegebenheiten
3. Gewässer mit defizitärer Hydromorphologie

Während bei dem dritten Typus weiterhin Handlungsbedarf besteht und nach möglichen Maßnahmen ein operatives Monitoring durchzuführen ist, sind die Typen 1 und 2 in ein überblicksweises Monitoring einzubeziehen. Durch die Aggregation von Gewässern mit ähnlichen hydromorphologischen Charakteristiken und den Einbezug von stofflichen Einflussfaktoren (Punktquellen) ist es möglich, einen morphologischen und stofflichen Gradienten in Gewässersystemen- und Kategorien abzubilden. Weiterhin können langfristige Veränderungen durch natürliche oder anthropogene Einflüsse detailliert dokumentiert werden. Sind die Strukturgüteverfahren hinlänglich an die unterschiedlichen Fließgewässertypen angepasst (unter anderem die Identifizierung ökologisch relevanter Strukturparameter) (vgl. Kapitel 7.1), ist eine Anwendung der vorgestellten Strategien auch auf mittlere und große Fließgewässer übertragbar.

8 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

In der vorliegenden Arbeit wurde die Besiedlung von benthischen Invertebraten-Biozönosen in Abhängigkeit von der Hydromorphologie und der Saprobie am Beispiel silikatischer Mittelgebirgsbäche (Fließgewässertypen 5 und 5.1) untersucht. Die Ergebnisse stützen sich dabei auf 409 Datensätze des Makrozoobenthos aus dem operativen Monitoring in Hessen der Jahre 2005 und 2006 und auf die Erhebungen der Vor-Ort-Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA (2000) der Jahre 1998/99 (HMULV 1999). Der Datensatz wurde hinsichtlich der unterschiedlichen Fragestellungen validiert. Dabei erfolgte eine Fallausscheidung von Untersuchungsabschnitten mit erhöhter saprobieller oder struktureller Belastung, so dass Überlagerungseffekte der unterschiedlichen Einflussfaktoren weitestgehend ausgeschlossen werden konnten. Die Zusammenhänge zwischen biologischen Attributen des Makrozoobenthos und abiotischen Einflussfaktoren wurden mittels statistischer Testverfahren, Korrelationsberechnungen und multivariater Methoden erarbeitet. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Zwischen den Haupt- und Einzelparametern der Gewässerstrukturgüte nach LAWA (2000) und ausgewählten Attributen der Makrozoobenthosbiozönose bestehen signifikante Zusammenhänge. Die biologischen Attribute (z.B. „EPT“ [%], „Plecoptera“ [Artenanzahl], „Epirhithralbesiedler“ [%] und „Rheoindex“) des Makrozoobenthos korrelieren hoch signifikant mit den Hauptparametern „Längsprofil“ und „Sohlenstruktur“. Weniger stark ausgeprägte Abhängigkeiten bestehen zu den Hauptparametern „Laufentwicklung“, „Uferstruktur“ und „Querprofil“ und der Gesamtbewertung der Gewässerstruktur. Der Hauptparameter „Gewässerumfeld“ spielt für die Ausprägung der benthischen Biozönose eine untergeordnete Rolle.
2. Aus der Vielzahl der Struktur-Einzelparameter lassen sich insgesamt sieben ökologisch relevante Parameter identifizieren, die in ihrer ökologischen Aussagekraft unterschiedlich zu gewichten sind. Der Strukturparameter „Strömungsdiversität“ korreliert mit nahezu allen ausgewählten biologischen Attributen auf einem hohen Signifikanzniveau und weist damit auf die hohe ökologische Bedeutung der hydrologisch-hydraulischen Verhältnisse im Gewässer hin. Ähnlich hohe Beziehungen bestehen zum Einzelparameter „Tiefenvarianz“. Die zweite Gruppe der ökologisch relevanten Parameter bilden „Breitenvarianz“, „Querbänke“, „Laufkrümmung“, „besondere Sohlenstrukturen“, und „Sohlensubstrat“. Diese lassen sich in Bezug zu ihrer ökologischen Aussagekraft nicht weiter differenzieren.
3. Die Signifikanzniveaus ($p < 0,01$, $p < 0,05$) aller Korrelationsanalysen sind wegen des großen Stichprobenumfangs hoch, die Korrelationskoeffizienten mit $\rho_{\max} = 0,45$ wegen der großen Streuung und Variabilität der Abhängigkeiten jedoch relativ niedrig. Mögliche Ursachen für die hohe Restvarianz von über 50 % sind Wechselbeziehungen und Überlagerungseffekte mit anderen aut- und synökologischen Einflussfaktoren (z.B. Eutrophierung, Toxizität, fehlende Vernetzung, Räuber-Beute-Beziehungen). Zudem sind detaillierte Informationen über mikroskalige Habi-

tatcharakteristiken und hydraulische Verhältnisse durch die Strukturgütebewertung nach LAWA (2000) nur unzureichend abzubilden.

4. Die Fließgewässertypen 5 und 5.1 unterscheiden sich auf Basis des vorliegenden Datensatzes weder in der taxonomischen noch in der funktionalen Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose. Auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse ist daher eine Unterscheidung der beiden Typen nicht zu empfehlen.
5. Beim Fließgewässertyp 5.1 ist der prozentuale Anteil des Psammals an der Zusammensetzung des Sohlensubstrats höher als beim Typ 5. Dieser wirkt sich jedoch nicht auf die Besiedlung der Invertebratenzönose aus. Im Gegensatz zu den strukturreichen Fließgewässern (grobmaterialreich) ist die morphologische Diversität in den eher feinsediment geprägten Fließgewässern kleinräumig angesiedelt.
6. Auf Grund der geomorphologischen Charakteristiken der Fließgewässertypen 5 und 5.1 lassen sich die Abhängigkeiten der biologischen Attribute von den Strukturgüteparametern differenzieren. Der Typ 5.1 zeigt dabei deutlichere Zusammenhänge zum Hauptparameter „Sohlenstruktur“, der Typ 5 hingegen zum Hauptparameter „Längsprofil“. Die Abhängigkeiten der biologischen Attribute von den ökologisch relevanten Struktur-Einzelparametern sind beim Typ 5.1 durch eine geringere Anzahl und Höhe an signifikanten Korrelationskoeffizienten weniger stark ausgeprägt.
7. Die am engsten mit den hydromorphologischen Veränderungen korrelierenden biologischen Attribute der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft sind EPT [%], Plecoptera (Artenanzahl), EPTCBO (Artenanzahl), die nach Haase et al. (2004) verwendeten Leitarten der Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“, die „Epirhithralbesiedler“, die „Metarhithralbesiedler“ [%] und der „Rheoindex“ nach Banning (1998). Die als sensitiv ermittelten biologischen Attribute zeigen in Abhängigkeit von den Strukturparametern bei ähnlich hohen Korrelationskoeffizienten unterschiedliche Verteilungsmuster. Während Attribute der taxonomischen Zusammensetzung im Wesentlichen negativ linear verteilt sind, besteht zwischen funktionalen Attributen und Strukturparametern zumeist eine unimodale Abhängigkeit.
8. Aus den sensitiven biologischen Einzelattributen können acht Attribute aggregiert werden, welche die taxonomische und strukturelle Zusammensetzung der benthischen Biozönose umfassend charakterisieren. Das daraus entwickelte wertenormierte „Aggregierte, Strukturbasierte Biologische Attribut“ (ASBA 8) (0,1 skaliert) spiegelt die Merkmalsausprägungen der ökologisch relevanten Strukturparameter entlang des morphologischen Gradienten wider.
9. Das ASBA 8 zeigt in Abhängigkeit von den ökologisch relevanten Strukturparametern eine zumeist sprunghafte, signifikante Wertabnahme bei spezifischen Merkmalsausprägungen. Die Ableitung von Schwellenwerten der Merkmalsausprägungen wird zusammengefasst als „strukturelle Mindestausstattung“ definiert. Auf Grund der hohen Variabilität in den Abhängigkeiten des ASBA 8 von den ökologisch relevanten Merkmalsausprägungen lässt die „strukturelle Mindestausstattung“ keine verlässlichen

Aussagen über den biologischen Zustand eines Gewässers oder die Habitatanforderungen der Benthoszönose zu.

10. Die Abhängigkeiten der biologischen Besiedlung von dem Saprobienindex und der Gewässerstruktur lassen sich wie folgt beschreiben:

- Zwischen dem ASBA 8 und dem Saprobienindex (Sauerstoffdefizit im Gewässer) besteht ein streng linearer Zusammenhang ($\rho = 0,62$).
- Das ASBA 8 weist selbst bei nahezu natürlichen morphologischen Verhältnissen einen niedrigen Wert auf, wenn eine erhöhte saprobielle Belastung an den Untersuchungsabschnitten vorliegt (Saprobieklasse „mäßig“ nach Meier et al. 2006a). Hier überlagert der Einfluss der organischen Belastung die strukturellen Gegebenheiten.
- Liegt eine nach Meier et al. (2006a) „gute“ Saprobieklasse an den Untersuchungsabschnitten vor, wird die Ausprägung der Biozönose (ASBA 8) im Wesentlichen durch die hydromorphologischen Gegebenheiten beeinflusst.
- Die Werte des ASBA 8 sind auch in den als „schlecht“ zu bewertenden Zustandsmerkmalen der ökologisch relevanten morphologischen Einzelparameter vergleichsweise hoch, wenn eine „sehr gute“ Saprobieklasse nach Meier et al. (2006a) an den Untersuchungsabschnitten vorliegt. Auch hier ist der Einfluss der Wassergüte auf die biologische Besiedlung höher als die Hydromorphologie.

Die Resultate lassen den Schluss zu, dass nicht die Wassergüte den Einfluss der Gewässerstruktur auf die biologische Besiedlung überlagert, sondern dass die verwendeten biologischen Attribute als Bioindikatoren nur unzureichend die morphologischen Verhältnisse abbilden. Bei der Weiterentwicklung von Bioindikationsverfahren zur Bewertung des ökologischen Zustands in Fließgewässern ist daher die Verwendung anderer biotischer Variablen (Stoffumsatzgrößen) von definierten Zeigerarten zu integrieren, welche detaillierte Aussagen über die einzelnen Belastungsfaktoren zulassen.

11. Für ein ökologisch effizientes Strukturgüteverfahren sind die Merkmalsausprägungen der identifizierten ökologisch relevanten Strukturparameter implizit zu berücksichtigen. Für eine Optimierung ist das Verfahren an die Fließgewässertypologie („*bottom up*“-Prinzip) und das 5-stufige Klassifizierungssystem nach EG-WRRL (Europäische Gemeinschaften 2000) anzupassen. Es besteht zudem dringender Handlungsbedarf bei der Identifizierung und Parametrisierung von hydrologisch-hydraulischen Kenngrößen und kleinräumigen Habitatmerkmalen. Die „Gewässermorphologischen Kennlinien“ nach Borchardt et al. (2007) beschreiben präzise lokale Monitoringergebnisse auf regionaler Skala. Sie sind ein anwendungsorientiertes Instrument zur Operationalisierung von morphologischen Umweltzielen für die Entwicklung von Monitoringstrategien und zur Ableitung und Priorisierung von ökologisch und ökonomisch effizienten Maßnahmen für ein integriertes Fließgewässermanagement.

In der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass die Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft auf unterschiedliche Weise von der Hydromorphologie und der Saprobie beeinflusst wird. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen und im Hinblick auf den vorgenommenen Verfahrensvorschlag ist es nun möglich, Bewertungsverfahren und Gewässermanagementstrategien effizienter und zielführender weiter zu entwickeln, um letztlich das nach EG-WRRL geforderte Ziel - den „guten ökologischen Zustand“ bis 2015 zu erreichen.

Dennoch bestehen für die Anpassung und Umsetzung der Bewertungsverfahren vor allem bei der Gewässerstruktur in Fließgewässern noch zahlreiche Unsicherheiten. Das betrifft unter anderem die fließgewässertypspezifische Betrachtung von biotischen und abiotischen Ursache-Wirkungszusammenhängen für die großen Fließgewässer und Ströme, die Identifizierung und Ableitung von Einflussfaktoren für alle biologischen Qualitätskomponenten nach Anhang V der EG-WRRL und die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf größere Betrachtungsräume.

Zudem stellt die geforderte integrale, systematische Betrachtung verschiedener Stressoren und deren Einfluss auf die benthische Biozönose eine Herausforderung an die wasserwirtschaftliche Praxis dar. Über das Gewässerstrukturgüteverfahren nach LAWA (2000) lassen sich zwar ökologisch relevante Parameter ableiten, jedoch bleiben weitere Kenngrößen mit hoher ökologischer Aussagekraft unberücksichtigt wie die Strömungsverhältnisse und das Abflussregime unter Berücksichtigung der zeitlichen und räumlichen Heterogenität. Es besteht zudem Forschungsbedarf zu den Einflüssen der Eutrophierung, der Toxizität und der Vernetzung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften und der Einbezug der Funktionsfähigkeit des hyporheischen Interstitials als Refugialraum und Schnittstelle zahlreicher Stoffumsetzungsprozesse. Die Identifizierung von unterschiedlichen Belastungsfaktoren und deren Einfluss auf die biologische Besiedlung kann allerdings nur dann spezifiziert werden, wenn geeignete biologische Merkmale die Stressoren hinreichend abbilden. Für eine umfassende Charakterisierung der Gewässergüte (stofflich, morphologisch, hydraulisch) sind zukünftig Stoffumsatzgrößen in die Bewertungsverfahren zwingend mit einzubeziehen. Dabei sind auch die Lebensgemeinschaften selbst und deren Wirkungszusammenhänge (Nahrungsnetz und Räuber-Beute Interaktionen) zu berücksichtigen. Eine stabile Lebensgemeinschaft mit hoher Diversität steuert Stoffumsetzungsprozesse, reguliert die Wasserqualität und besitzt dadurch eine weitaus höhere Widerstandskraft gegenüber anthropogen verursachten Überformungen. Erst über die Synthese der unterschiedlichen aut- und synökologischen Wirkungszusammenhänge lassen sich letztlich fundierte Aussagen zum ökologischen Zustand von Fließgewässer-Ökosystemen treffen.

9 LITERATUR

- Agences de l'Eau & Ministère de l'Environnement (1996). SEQ-Physique: A System for the Evaluation of the Physical Quality of Watercourses, 15 pp.
- AQEM Consortium (2004). Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive: Version 2.3.
- ASTERICS - einschließlich PERLODES - (2006a). Deutsches Bewertungssystem auf Grundlage des Makrozoobenthos. Software Version 3.0, herausgegeben im Mai 2006.
- ASTERICS - einschließlich PERLODES - (2006b). (Deutsches Bewertungssystem auf Grundlage des Makrozoobenthos. Software Handbuch für die deutsche Version 3.0, herausgegeben im Mai 2006. www.fliessgewaesserbewertung.de.
- Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W., Schuchard-Fischer, C. & R. Weiber (1987). Multivariate Analysemethoden - Eine anwendungsorientierte Einführung. 4. Aufl. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- Banning, M. (1998). Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos dargestellt am Beispiel der Donau. Essener ökologische Schriften 9. Westarp-Wiss., Hohenwarsleben.
- Banning, M. (2004). Typisierung der Oberflächengewässer (Kartierung der Ökoregionen und Oberflächengewässertypen). Kartenerläuterung. <http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl/>.
- Banning, M. (2006). Das Monitoringprogramm Biologie - Konzeption & Umfang - Vortrag im Rahmen der Veranstaltung: Die EU-Wasserrahmenrichtlinie - Das Monitoring Biologie und Chemie in hessischen Fließgewässern und Seen", Wetzlar. <http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl/>.
- Barmuta, L.A. (1990). Interaction between the effects of substratum, velocity, and location on stream benthos: an experiment. *Austr. J. Mar. Freshwat. Res.* Volume 41: p. 557–573.
- Beisel, J.-N., Usseglio-Polatera, P., Thomas, S. & J.-C. Moreteau (1998). A method to describe substrate heterogeneity at a microhabitat scale. First results on relationships with the macroinvertebrate community structure. In: Bretschko, G. & J. Helesic (eds). *Advances in river bottom ecology*. Backhuys Publishers: Leiden: 39–46.
- Benndorf, J. (1986). Erhaltung und Wiederherstellung naturnaher Fließgewässer als Voraussetzung für ihre Mehrzwecknutzung. Aus der Reihe „Naturschutz in Sachsen“. 28. Jahrgang. S. 21-32.
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A., Meier, C., Feld, C. K., Biss, R. & D. Hering (2004). Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system. *Limnologica* 34: 416-432.

- Borchardt, D., Fischer, J. & E. Mauch (1998). Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern: Ökologische und wasserwirtschaftliche Folgerungen. Wasser, Abwasser, Abfall. Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft der Universität Gesamthochschule Kassel 139. S. 418 – 423.
- Borchardt, D. (2000). Abwassereinträge aus Siedlungsentwässerung. In: Guderian, R. & G. Gunkel. Aquatische Systeme. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York. Seiten 93.117.
- Borchardt, D., Bosenius, U., Dörr, R.D., Ewens, H.P., Irmer, U., Jekel, H., Keppner, L., Mohaupt, V., Naumann, S., Rechenberg, B., Rechenberg, J., Richter, S., Richter, S., Rohrmoser, W., Stratenwerth, T., Willecke, J. & R. Wolter (2005). Die Wasserrahmenrichtlinie -- Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Reihe Umweltpolitik. Bonifatius, Paderborn. Erschienen in deutscher und englischer Sprache.
- Borchardt, D., Funke, M., Kreil, A., Marburger, M., Roland, F. & T. Schmidt (2007). Ableitung von Prioritäten bei Maßnahmen zur Verbesserung der aquatischen Durchgängigkeit in Gewässersystemen des Koordinierungsraumes Fulda/Diemel. Abschlussbericht im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel.
<http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl/>.
- Bovee, K.D. (1982). A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. Instream Flow Info. Paper No. 12, US Fish. Wildl. Ser., FWS/OBS-82:26. US Fish and Wildlife Service.
- Braukmann, U. (1992): Biological indication of stream acidity in Baden-Württemberg. In: Böhmer, J. & H. Rahmann: Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung, Literaturstudie zur Erarbeitung von Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung: 58-71, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Braukmann, U. (1995). Macrozoobenthic Bioindicators for Stream Acidification Assessment in Germany. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 14 pp.
- Braukmann, U. & R. Biss (2004). Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. *Limnologica* 34 (4): 433-450.
- Briem, E. (2003). Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland, ATV-DVWK: 176pp.
- Brunke, M., Hoffmann, A. & M. Pusch (2001). Use of mesohabitat-specific relationships between flow velocity and river discharge to assess invertebrate minimum flow requirements. *Regulated Rivers: Research & Management*. Volume 17: p. 667–676.

- Buffagni, A. & E. Comin (2000). Secondary production of benthic communities at the habitat scale as a tool to assess ecological integrity in mountain streams. *Hydrobiologia* 422/423: p. 183-195.
- Buffagni, A., Erba, S., Cazzola, M. & J.L. Kemp (2004). The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia* 516: p. 313–329.
- Buffagni, A., Erba, S., Birk, S., Cazzola, M., Feld, C., Ofenböck, T., Murray-Bligh, J., Furse, M.T., Clarke, R., Hering, D., Soszka, H. & W. van de Bund (2005). Towards European Inter-calibration for the Water Framework Directive: Procedures and examples for different river types from the E.C. project STAR. 11th STAR Deliverable. STAR Contract No: EVK1-CT 2001-00089. Rome (Italy), Quad. Ist. Ric. Acque 123, Rome (Italy), IRSA, 468 pp.
- Connell, J.H. (1978). Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199:1302-310.
- Davy-Bowker, J. & M.T. Furse (2006). Hydromorphology – major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiologia* 566: p. 263-265.
- DIN 38 410 Teil 1 (1987): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DEV), Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M), Allgemeine Hinweise, Planung und Durchführung von Fließgewässeruntersuchungen (M 1)
- DIN 38 410 Teil 2 (1990): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DEV), Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M), Bestimmung des Saprobienindex (M 2)
- EC – European Commission: Health and Consumer Protection Directorategeneral, Directorate E1 – Food Safety: Plant Health (2002). Working document. Guidance document on aquatic ecotoxicology (in context of the Directive 91/414/EEC.
- Eisner, A., Schneider, M., Kopecki, I. & S. Wieprecht (2007). Mesohabitat Modelling with MesoCASiMiR: Mapping Method, Modelling. Sixth International Symposium on Ecohydraulics (18. - 23. Februar 2007, Christchurch, New Zealand).
- Erba, S., Buffagni, A., Holmes, N., O'Hare, M., Scarlett, P. & A. Stenico (2006). Preliminary testing of River Habitat Survey features for the aims of the WFD hydromorphological assessment: an overview from the STAR Project. *Hydrobiologia* 566: p. 281-296.
- ESRI® - Geoinformatik GmbH (2005). Geografisches Informationssystem (GIS). Software ArcMap™, Version 8.3
- Europäische Gemeinschaften (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Nr. L 327/1, vom 22.12.2000.

- Europäische Kommission (2002). CIS Leitfaden Nr. 3: Analyse der Belastungen und ihrer Auswirkungen. Veröffentlicht bei der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission, Brüssel.
- Europäische Kommission (2003): Toolbox on Identification and Designation of Artificial and Heavily Modified Water Bodies, Final, CIS Working Group 2.2 on Heavily Modified Water Bodies, 14 January 2003
- Friedrich, G. (1990): Eine Revision des Saprobiensystems. *Z. Wasser- Abwasser-Forsch.* 23, S. 141–152.
- Friedrich, G. & V. Herbst (2004). Eine erneute Revision des Saprobiensystems – weshalb und wozu? *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 32 (1): S. 61-74.
- Furse, M., Hering, D., Moog, O., Verdonshot, P., Johnson, R.K., Brabec, K., Gritzalis, K., Buffagni, A., Pinto, P., Friberg, N., Murray-Bligh, J., Kokes, J., Alber, R., Usseglio-Polatera, P., Haase, P., Sweeting, R., Biss, R., Szoszkiewicz, K., Soszka, H., Springe, G., Sporka, F. & I. Krno (2006). The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia* 566: p. 3–29.
- Gaiser, T., Printz, A., Schwarz-von-Raumer, H.G., Schneider, M., Lange, F.M., Götzinger, J., Barthel, R., Henseler, M., Bárdossy, A., Kaule, G. & K. Stahr (2006). Das EU-Projekt RIVERTWIN-Neckar: Ein Beitrag zum integrierten Flussgebietsmanagement.
- Gjerløv, C., Hildrew, A.G. & J.I. Jones (2001). Mobility of Stream Invertebrates in Relation to Disturbance and Refugia: A Test of Habitat Templet Theory. *Journal of the North American Benthological Society: Volume 22 (2): p. 207–223.*
- Gore, J.A. (1985). Mechanisms of colonization and habitat enhancement for benthic macroinvertebrates in restored river channels. In: Gore, J.A. (Ed.). *The Restoration of Rivers and Streams.* Butterworth, Boston. pp. 81–101.
- Gore, J.A., Crawford, D.J. & D.S. Addison (1998). An Analysis of Artificial Riffles and Enhancement of Benthic Community Diversity by Physical Habitat Simulation (PHABSIM) and Direct Observation. *Regulated Rivers: Research & Management.* Volume 14: p. 69-77.
- Gunkel, G. (1994). *Bioindikation in aquatischen Ökosystemen.* Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 540 S.
- Gunkel, G. (2000). Komplexe Wirkungen von Xenobiotika in Gewässern. In: Guderian, R. & G. Gunkel (Hrsg.). *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie.* Band 3B. Aquatische System. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York.
- Haase, P. & A. Sundermann (2004). Standardisierung der Erfassungs- und Auswertemethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Abschlußbericht zum LAWA-Projekt O 4.02. www.fliessgewaesserbewertung.de.

- Haase, P., Sundermann, A., Feld, C., Hering, D., Lorenz, A., Meier, C., Böhmer, J., Rawer-Jost, C. & A. Zenker (2004). Validation der Fließgewässertypologie Deutschlands, Ergänzung des Datenbestandes und Harmonisierung der Bewertungsansätze der verschiedenen Forschungsprojekte zum Makrozoobenthos zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Modul Makrozoobenthos). Biebergemünd. www.fliessgewaesserbewertung.de.
- Haase, P., Sundermann, A. & K. Schindehütte (2006). Informationstext zur Operationellen Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland-. www.fliessgewaesserbewertung.de.
- Hanneke, V.E., Verdonschot, P.F.M. & R.C. Nijboer (2004). Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516: p.173-189.
- Haybach, A. (1995). Korrelation der Gewässerstrukturgüte mit dem Artenbestand des Makrozoobenthos. In: Aktion Blau – Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz. Gewässerstruktur. Untersuchungen zur Analyse und Bewertung der ökomorphologischen Struktur von Fließgewässern. Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (LfW). Mainz.
- Hering, D., Buffagni, A., Moog, O., Sandin, L., Sommerhäuser, M., Stubauer, I., Feld, C., Johnson, R.K., Pinto, P., Skoulidikis, N., Verdonschot, P.F.M. & S. Zahradkova (2003). The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates - design of the sampling programme within the AQEM project. *Hydrobiol.* 88: p. 345-361.
- Hering, D., Moog, O., Sandin, L. & P.F.M. Verdonschot (2004a). Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: p. 1-20.
- Hering, D., Meier, C., Rawer-Jost, C., Feld, C., Biss, R., Zenker, A., Sundermann, A., Lohse, S. & J. Böhmer (2004b). Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. *Limnologica* 34: p. 398-415.
- Hillenbrand, T. & J. Liebert (2001). Kosten-Wirksamkeitsanalyse für Gewässerstrukturmaßnahmen in Hessen. Endbericht. Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (ISI). Karlsruhe.
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2005). Umweltatlas Hessen. Die Naturräume Hessens und ihre Haupteinheiten.
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2006). Ergebnis Zwischenmonitoring 2004 bis 2006 und Monitoringprogramm Biologie ab 2007. Wiesbaden. <http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl/>.
- HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2007). Das Makrozoobenthos in hessischen Fließgewässern - Ergebnisse aus dem vorgezogenen Monitoring zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Wiesbaden. <http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl/>.

- HMULV - Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (1996). Leitbilder für hessische Fließgewässer, unveröffentlicht. Wiesbaden.
- HMULV - Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (1999). Gewässerstrukturgüte Informationssystem (GESIS) – landesweite Gewässerstrukturgütekartierung Wiesbaden.
- HMULV - Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (2003). Handbuch zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Hessen. Wiesbaden.
- HMULV - Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (2004). Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Hessen. Zusammenfassung der hessischen Ergebnisse der Bestandsaufnahme. Wiesbaden. <http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl/>.
- Hofmann, G. (1994). Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica* 30: 1-241.
- Illies, J. (Ed.) (1978): *Limnofauna Europaea*. - 2., überarbeitete und ergänzte Auflage, G. Fischer Verlag, Stuttgart, New York; Swets & Zeitlinger B.V., Amsterdam.
- Jähnig, S.C. (2007). Comparison between Multiple-channel and Single-channel Stream Sections - Hydromorphology and Benthic Macroinvertebrates. Dissertation, Universität Duisburg Essen.
- Jansen, W., Böhmer, J., Kappus, B., Beiter, T., Breiting, B. & C. Hock (2000). Benthic invertebrate and fish communities as indicators of morphological integrity in the Enz River (south-west Germany). *Hydrobiologia* 422/423: p. 331–342.
- Jansson, R., Nilsson, C. & B. Malmqvist (2007). Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. *Freshwater Biology* 52: p. 589–596.
- Jorde, K. (1996). Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken, Ph.D. thesis. Stuttgart University, Stuttgart.
- Kelly, M.G. (1996). The trophic diatom index. Bowburn Consultancy. R&D Technical Report E2, S. 1-148.
- Kern, K. (1994). Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung – Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern. Springer Verlag, Heidelberg.
- Kiene, S. (2001). Morphodynamik der Elbe. Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes. Universität Karlsruhe.
- Knöpp, H. (1955). Grundsätzliches zur Frage biologischer Vorfluteruntersuchungen erläutert an einem Gütelängsschnitt des Mains. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 2 (3/4): 363–368.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson (1902). Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. aus d. Kgl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung u. Abwasserbeseitigung*. Berlin 1: 33–72.

- Kolkwitz, R. & M. Marsson (1908). Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. Dt. Botan. Ges. 26a: 505–519.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 2: 126-152.
- Kruskal W.H. & W.A. Wallis (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. J. Amer. Stat. Ass. ,47, 1952, 583-621.
- Lancaster, J. (2000). Geometric scaling of microhabitat patches and their efficacy as refugia during disturbance. Journal of Animal Ecology 69: p. 442–457.
- Lauterborn, R. (1901). Die sapropelische Lebewelt. Zool. Anz. 24, 50-55.
- LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1999). Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Übersichtsverfahren. Roth.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2000). Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Kulturbuch-Verlag, Schwerin.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2003a). Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Arbeitspapier.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2003b). Kriterien zur Erhebung von anthropogenen Belastungen und Beurteilung ihrer Auswirkungen zur termingerechten und aussagekräftigen Berichterstattung an die EU-Kommission. Strategiepapier.
- LAWA-AO (2006). RaKon Monitoring Teil B. Arbeitspapier III. Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten. Entwurf.
- Lepori, F., Palm, D., Brännäs, E. & B. Malmqvist (2005). Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? Ecological Applications 15: p. 2060–2071.
- Leyer, I. & K. Wesche (2007). Multivariate Statistik in der Ökologie. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- Liebmann, H. (1951). Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Band I. R. Oldenbourg Verlag, München, 472 S.
- Liess, M. & P. Von der Ohe (2005). Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. Environmental Toxicology and Chemistry 24: 954-965.
- Lorenz, A., Feld, C.K. & D. Hering (2004a). Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates: Ecoregions, zonation, geology and substrate. Limnologica 34(4): p. 379 389.
- Lorenz, A., Hering, D., Christian, K. & P. Rolauffs (2004b). A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of Five German stream types. Hydrobiologia 516(1-3): p. 107-127.

- Lorenz, J.R. (1992). Grundbegriffe der Biometrie. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena, New York.
- Lozan, J.L. & H. Kausch (2004). Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Wissenschaftliche Auswertungen. Hamburg.
- Malmqvist, B. (2002). Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology*. Volume 47, Issue 4, P. 679-694.
- Mann, H.B. and Whitney, D.R. (1947). On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Ann. Math. Statist.* 18, 50-60.
- Margalef, R. (1984). The Science and Praxis of Complexity. Ecosystems: Diversität and Connectivity as measurable components of their complication. In Aida et al. (Ed.). United Nations University, Tokyo: p. 228-244.
- Mebane, A.C. (2001). Testing Bioassessment Metrics: Macroinvertebrate, Sculpin, and Salmonid Responses to Stream Habitat, Sediment, and Metals. *Environmental Monitoring and Assessment*. Volume 67 (3): p. 292-322.
- Meier, C., Böhmer, J., Biss, R., Feld, C., Haase, P., Lorenz, A., Rawer-Jost, C., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Zenker, A. & D. Hering (2006a). Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Dessau, Umweltbundesamt.
- Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & D. Hering (2006b). Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-WRRL. www.fliessgewaesserbewertung.de.
- Meilinger, P., Schneider, S. & A. Melzer (2005). The Reference Index method for the macrophyte-based assessment of rivers - a contribution to the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *Int. Rev. Hydrobiol.* 322 - 342.
- Metcalf, J.L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environ. Poll.* 60, 101-139.
- Mischke, U. (2005). Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Projektbericht der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) in Zusammenarbeit mit dem Länderfinanzierungsprogramm Wasser und Boden, Berlin.
- MJM Software Design (2006). PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.
- Mohaupt, V., Richter, S. & W. Rohrmoser (2005). Ergebnisse der Bestandsaufnahme zur Wasserrahmenrichtlinie - Der Zustand der Gewässer in der Bundesrepublik Deutschland. *GWF Wasser Abwasser* 146: 718-722.

- Moog, O. (1995). *Fauna Aquatica Austriaca*. Wien, Wasserwirtschaftskataster, Österreichisches Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- Moog, O., Schmidt-Kloiber, A., Ofenböck, T. & J. Gerritsen (2001). *Aquatische Ökoregionen und Bioregionen Österreichs-eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen*. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wasserwirtschaftskataster, Vienna.
- Mouton, A., Goethals, P.L.M., De Pauw, N., Schneider, M. & I. Kopecki (2005). *Application of MesoCASIMIR: assessment of Baetis Rhodanii Habitat Suitability*. Proceedings from the final meeting in Silkeborg, Denmark.
- Ofenböck, T., Moog, O., Gerritsen, J. & M. Barbour (2004). A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. *Hydrobiologia* 516: p. 251–268.
- Pardo, I. & P.D. Armitage (1997). Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia* 344: p. 111–128.
- Podraza, P. (2007). *Strahlwirkung in Fließgewässern*. Vortrag im Rahmen der DGL/SIL-Jahrestagung, Universität Münster.
- Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2004). *Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie*. In: Steinberg, C.; Calmano, W.; Wilken, R.-D. & H. Klapper: *Handbuch der Limnologie*. 19. Erg. Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.
- Pottgiesser, T. & M. Sommerhäuser (2006). *Biozönotisch bedeutsame Fließgewässer Deutschlands*. Stand 2006. www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/EG-WRRL_ftyp.htm.
- Raven, P.J., Fox, P.J.A., Everard, M., Holmes N.T.H. & F.D. Dawson (1997). *River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality*. In Boon, P. J. & D. L. Howell (eds), *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* The Stationery Office, Edinburgh, 215–234.
- Raven, P.J., Holmes, T.H., Dawson, F.H., Fox, P.J.A, Everard, M., Fozzard, I.R. & K.J. Rouen (1998). *River Habitat Survey, the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of man*. River Habitat Survey No.2. The Environment Agency, Bristol, 86 pp.
- Raven, P.J., Holmes, N.T.H., Charrier, P., Dawson, F.H., Naura, M. & P.J. Boon (2002). *Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. Volume 12, Issue 4, P. 405 – 424.
- Rawer-Jost, C., Zenker, A. & J. Böhmer (2004). *Reference conditions of German stream types analysed and revised with macroinvertebrate fauna*. *Limnologica*. Volume 34 (4): p. 390-397.

- Richards, C. & K.L. Bacon (1994). Influence of fine sediment on macroinvertebrate colonization of surface and hyporheic stream substrates. - *Great Basin Naturalist*, 54: p. 106-113.
- Richter, B.D., Baumgartner J.V., Powell, J. & D.P. Braun (1996). A method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology* 10 (4). Blackwell Publishing Ltd.
- Richter, S. (2006). Sensitivität und Skalenabhängigkeit signifikanter anthropogener Belastungen in Flusseinzugsgebieten im Kontext der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation, Universität Kassel.
- Rolauffs, P., Hering, D., Sommerhäuser, M., Jähmig, S. & S. Rödiger (2003). Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindex für die biologische Fließgewässerbewertung. Umweltbundesamt Texte 11/03. Forschungsbericht 200 24 227.
- Rolauffs, P., Stubauer, I., Zahradkova, S., Brabec, K. & O. Moog (2004). Integration of the saprobic system into the European Union Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 516: p. 285-298.
- Rosenberg, D.M. & V.H. Resh (1993). Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M. & V.H. Resh (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.
- Sachs, L. (1993). *Statistische Methoden: Planung und Auswertung*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- Sandin, L. & R.K. Johnson (2000). Ecoregions and benthic macroinvertebrate assemblages of Swedish streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19: p. 462-474.
- Sandin, L., Dahl, J. & R.K. Johnson (2004). Assessing acid stress in Swedish boreal and alpine streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516: p. 129–148.
- Sandin L. & D. Hering (2004). Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe: a contribution to the EC Water Framework Directive intercalibration. *Hydrobiologia* 516: p. 55-68.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Foerster, J., Gutowski, A., Hofmann, G., Meilinger, P., Schneider, S. & U. Schmedtje (2004). Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 283–301.
- Schmedtje, U. & M. Colling (1996). Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft. Heft 4/96. München: S. 543.
- Schmedtje, U., Sommerhäuser, M., Braukmann, U., Briem, E., Haase, P. & D. Hering (2001). Top down - bottom up'-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. DGL Tagungsbericht 2000 (Magdeburg): S. 147-151.

- Schmidt, T. (1997). Die Bedeutung von Wasserqualität und Gewässerstrukturen für den Gewässerschutz. In: Abwasserbehandlung, Gewässerschutz und Wasserwirtschaft an der Schwelle zum 21. Jahrhundert. Wasser, Abwasser, Abfall. Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft der Universität Gesamthochschule Kassel. S. 81 – 95
- Schneider, M. (2001). Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen – Weiterentwicklung des Simulationsmodells CASIMIR, Ph.D. thesis. Stuttgart University, Stuttgart.
- Schwoerbel, J. (1999). Einführung in die Limnologie. 8., vollst. Überarbeitete Auflage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Shuler, S.W. & R.B. Nehring (1993). Using the physical habitat simulation model to evaluate a stream habitat enhancement project. *Rivers* 4: p. 175–193.
- Sommerhäuser, M. & T. Pottgiesser (2005). Die Fließgewässertypen Deutschlands als Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. In: Feld, C. K., Rödiger, S., Sommerhäuser, M. & G. Friedrich. *Limnologie aktuell. Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. Band 11: S. 13-27.*
- Sommerhäuser, M. (2005). Typisierung und Referenzbedingungen. In: Von Keitz, S. & M. Schmalholz (Hrsg.). *Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung.* Erich-Schmidt Verlag, Berlin.
- Southwood, T.R.E. (1977) Habitat, the Templet for Ecological Strategies? *The Journal of Animal Ecology*, Vol. 46, No. 2: pp. 336-365.
- Sponseller, R.A., Benfield, E.F. & H.M. Valett (2001). Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 41: p. 1409–1424.
- SPSS (2003). Statistisches Anwenderprogramm SPSS. Version 12.0.1. SPSS Inc.
- Statzner, B., Gore, J.A. & V.H. Resh (1988). Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential application. *Journal of the North American Benthological Society*. Volume 7: p. 307–360.
- Szozzkiewicz K., Buffagni, A., Davy-Bowker, J., Lesny, J., Chojnicki, B.H., Zbierska, J., Staniszewski, R. & T. Zgola (2006). Occurrence and variability of River Habitat Survey features across Europe and consequences on data quality evaluation. *Hydrobiologia* 566: p. 267–280.
- Ter Braak C.J.F. & P. Smilauer (2006). Canoco for Windows. Biometrics - Plant Research. International Trial Version. Wageningen (Netherlands).
- Thienemann, A.F. (1939). Grundzüge einer allgemeinen Ökologie. ebda 35.
- Tödtnann, C., Poepperl, R. & E.I. Meyer (2005). Können Zusammenhänge zwischen Gewässerstrukturgüte und Bioindices für eine Defizitanalyse genutzt werden? Postervortrag im Rahmen der DGL-Jahrestagung, Karlsruhe.

- Townsend, C.R. (1989). The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 36 - 50.
- Townsend, C.R. & A.G. Hildrew (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265–276.
- Townsend C.R., Scarsbrook, M.R. & S. Doledec (1997). The Intermediate Disturbance Hypothesis, Refugia, and Biodiversity in Streams. *Limnology and Oceanography*, Vol. 42, No. 5, Part 1: pp. 938-949.
- Trempe, H. & A. Kohler (1995). The usefulness of macrophyte monitoring systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. *Acta bot. Gallica* 142: 541-550.
- UBA - Umweltbundesamt (2003). Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA Texte 82/03, Berlin.
- Vannote, R.L., W.G. Minshall, et al. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 1.
- Verdonschot, P.F.M., & R.C. Nijboer (2004). Testing the European stream typology of the water Framework Directive for macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 175: p. 35-54.
- Vlek, H.E., Verdonschot, P.F.M. & R.C. Nijboer (2004). Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516: p. 173–189.
- Völker, J. & D. Borchart (2007). Hydromorphologische Bedingungen und deren Wechselwirkungen mit der Makrozoobenthosbesiedlung. Ergebnisse und Schlussfolgerungen für die Umsetzung der WRRL in Bezug auf die Monitoringplanung und im Hinblick auf lokale, regionale und überregionale Umweltziele, Abschlussbericht im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG).
<http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl/>.
- Wagner, F. & J. Arle (2007a). Die Bedeutung verschiedener Umweltfaktoren für das Erreichen des „guten ökologischen Zustands“ – Analyse vorhandener Daten zum Makrozoobenthos, der Fischfauna, der Gewässerstruktur, der chemischen Qualität und der Erosionsdaten aus Thüringer Fließgewässern. Abschlussbericht im Auftrag des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Jena.
- Wagner, F. & J. Arle (2007b). Detailanalyse des räumlichen Aspektes von Effekten der Gewässerstruktur auf den ökologischen Zustand - Analyse vorhandener Daten zum Makrozoobenthos, der Fischfauna und der Gewässerstruktur aus Thüringer Fließgewässern. Abschlussbericht im Auftrag des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Jena.

-
- Winkelman, C., Worischka, S., Koop, J.H.E. & Benndorf, J. (2007): Predation effects of benthivorous fish on grazing and shredding macroinvertebrates in a detritus-based stream food web. *Limnologia*: 37: 121-128.
- Wilcoxon, F. (1945): Individual Comparisons by Ranking Methods. *Biometrics Bulletin* 1: 80–83.
- Williams, D.D. & H.B.N. Hynes (1976). The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos* 27: 265–272.
- Wimmer, R., Chovanec, A., Moog, O., Fink, M.H. & D. Gruber (2000). Abiotic Stream Classification as a Basis for a Surveillance Monitoring network in Austria in Accordance with the EUWater Framework Directive. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 28(4): p. 177–184.
- Wood, P.J. & P.D. Armitage (1997). Biological effects of fine sediment in the lotic environment. - *Environmental Management*, 21(2): 203-217.
- Ziemann, H. (1971). Die Wirkung des Salzgehaltes auf die Diatomeenflora als Grundlage für eine biologische Analyse und Klassifikation der Binnengewässer. *Limnologia* 8/2: 505-525.
- Ziemann, H. (1999). Bestimmung des Halobienindex. In: Von Tümpling, W. & G. Friedrich [Hrsg.]: *Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2: 310-313.

10 ANHANG

Anhang A: Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen

Anhang B: Arteninventar

B-1: Liste der vorgefundenen Taxa des Makrozoobenthos an den Untersuchungsabschnitten.

B-2: Dominante Taxa mit einer relativen Abundanz $\geq 1\%$ am Gesamtartenspektrum für den Fließgewässertyp 5 (n= 252).

B-3: Dominante Taxa mit einer relativen Abundanz $\geq 1\%$ am Gesamtartenspektrum für den Fließgewässertyp 5.1 (n= 157).

Anhang C: Leitarten

C-1: Leitarten der Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“ und Leitarten des Fließgewässertyps 5 nach Haase et al. (2004).

C-2: Leitarten der Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“ und Leitarten des Fließgewässertyps 5.1 nach Haase et al. (2004).

Anhang D: Feldprotokoll

D-1: Feldprotokollvorlage nach Haase & Sundermann (2004) für die Beprobung des Makrozoobenthos im Rahmen des operativen Hessischen Monitorings der Jahre 2005/06.

Anhang E: Ermittlung der biologischen Attribute aus den funktionalen Gruppen

E-1: Mittlerer prozentualer Anteil der „Strömungspräferenztypen“, „Habitatpräferenztypen“, „Fortbewegungstypen“ und „Ernährungstypen“.

Anhang F: Ergebnisse der Korrelationsanalysen

F-1: Korrelationsanalysen (Spearman-rho, zweiseitig) zwischen den biologischen Attributen des Makrozoobenthos und den sechs Hauptparametern der Gewässerstruktur für den Fließgewässertyp 5.

F-2: Korrelationsanalysen (Spearman-rho, zweiseitig) zwischen den biologischen Attributen des Makrozoobenthos und den sechs Hauptparametern der Gewässerstruktur für den Fließgewässertyp 5.1.

F-3: Korrelationsanalysen (Spearman-rho, zweiseitig) zwischen den biologischen Attributen des Makrozoobenthos und den elf ausgewählten Struktur-Einzelparametern für die Fließgewässertypen 5 und 5.1.

F-4: Korrelationsanalysen (Spearman-rho, zweiseitig) zwischen den biologischen Attributen des Makrozoobenthos und den elf ausgewählten Struktur-Einzelparametern für den Fließgewässertyp 5.

F-5: Korrelationsanalysen (Spearman-rho, zweiseitig) zwischen den biologischen Attributen des Makrozoobenthos und den elf ausgewählten Struktur-Einzelparametern für den Fließgewässertyp 5.1.

F-6: Fließgewässertypspezifische Verteilung der Rangzahlen der elf Struktur-Einzelparameter.

Anhang G: Ableitung der ökologisch relevanten Merkmalsausprägungen

G-1: Kruskal-Wallis-Test des aggregierten, biologisch Attributs (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit von den faunistisch relevanten Strukturparametern ($n = 258$, $p < 0,05$).

G-2: Korrelationsberechnungen (Spearman-rho, zweiseitig) zwischen den faunistisch relevanten Struktur-Einzelparametern und dem „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attribut“ (ASBA 8) ($n = 258$, $p < 0,01$).

G-3: Verteilung des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit von den Merkmalsausprägungen der sieben faunistisch relevanten Strukturparameter der Gewässerstrukturgüte für die Fließgewässertypen 5 ($n = 129$) und 5.1 ($n = 129$).

G-4: Kruskal-Wallis-Test des „aggregierten, biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit von den faunistisch relevanten Strukturparametern für die Fließgewässertypen 5 ($n = 129$) und 5.1 ($n = 129$); ($p < 0,05$).

Anhang H: Wechselwirkungen von Saprobie, biologischen Attributen und Gewässerstruktur

H-1: Mittlere Verteilung des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit von den Merkmalsausprägungen der faunistisch relevanten Strukturparameter und den Saprobieklassen an den Untersuchungsabschnitten des Makrozoobenthos.

Anhang A: Liste der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen in Deutschland (Quelle: Pottgiesser & Sommerhäuser 2006)

Typen der Alpen und des Alpenvorlands

- | | |
|-------|--|
| Typ 1 | Fließgewässer der Alpen (a) |
| Typ 2 | Fließgewässer des Alpenvorlands (b) |
| Typ 3 | Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlands (c) |
| Typ 4 | Große Flüsse des Alpenvorlands |

Typen des Mittelgebirges

- | | |
|---------|---|
| Typ 5 | Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche |
| Typ 5.1 | Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche |
| Typ 6 | Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche |
| Typ 7 | Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche |
| Typ 9 | Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse |
| Typ 9.1 | Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse |
| Typ 9.2 | Große Flüsse des Mittelgebirges |
| Typ 10 | Kiesgeprägte Ströme |

Typen des Norddeutschen Tieflandes

- | | |
|----------|---|
| Typ 14 | Sandgeprägte Tieflandbäche |
| Typ 15 | Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse |
| Typ 15_g | Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse |
| Typ 16 | Kiesgeprägte Tieflandbäche |
| Typ 17 | Kiesgeprägte Tieflandflüsse |
| Typ 18 | Löss-Lehmgeprägte Tieflandbäche |
| Typ 20 | Sandgeprägte Ströme |
| Typ 22 | Marschengewässer (d) |
| Typ 23 | Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse |

Ökoregion unabhängige Typen

- | | |
|--------|---|
| Typ 11 | Organisch geprägte Bäche |
| Typ 12 | Organisch geprägte Flüsse |
| Typ 19 | Kleine Niederungsließgewässer in Fluss- und Stromtälern |
| Typ 21 | Seeausflussgeprägte Fließgewässer |
-

Anhang B: Arteninventar

B-1: Liste der vorgefundenen Taxa an den Untersuchungsabschnitten des Makrozoobenthos

TAXON	TAXON	TAXON
Turbellaria	Oligochaeta	Gammarus sp.
Bdellocephala punctata	Eiseniella tetraedra	Niphargus sp.
Crenobia alpina	Enchytraeidae Gen. sp.	Orconectes limosus
Dendrocoelum lacteum	Haplotaxidae Gen. sp.	Pacifastacus leniusculus
Dendrocoelum sp.	Haplotaxis gordioides	Proasellus coxalis
Dugesia gonocephala	Limnodrilus sp.	Proasellus sp.
Dugesia lugubris/polychroa	Lumbriculidae Gen. sp.	Ephemeroptera
Dugesia sp.	Lumbriculus variegatus	Alainites muticus
Polycelis felina	Naididae Gen. sp.	Baetidae Gen. sp.
Polycelis nigra/tenuis	Naididae/Tubificidae Gen. sp.	Baetis alpinus
Polycelis sp.	Oligochaeta Gen. sp.	Baetis buceratus
Turbellaria Gen. sp.	Stylodrilus heringianus	Baetis digitatus
Gastropoda	Tubifex sp.	Baetis fuscatus
Acroloxus lacustris	Hirudinea	Baetis lutheri
Ancylus fluviatilis	Alboglossiphonia heteroclita	Baetis rhodani
Anisus vortex	Caspiobdella fadejewi	Baetis scambus
Bathynomphalus contortus	Cystobranchnus respirans	Baetis sp.
Bithynia tentaculata	Dina lineata	Baetis vardarensis
Bythinella sp.	Dina punctata	Baetis vernus
Ferrissia clessiniana	Dina sp.	Caenis beskidensis
Galba truncatula	Erpobdella nigricollis	Caenis beskidensis
Gyraulus albus	Erpobdella octoculata	Caenis horaria
Gyraulus sp.	Erpobdella sp.	Caenis lactea
Lymnaea stagnalis	Erpobdella testacea	Caenis luctuosa
Physa sp.	Erpobdella viilnensis	Centroptilum luteolum
Physella acuta	Erpobdellidae Gen. sp.	Cloeon dipterum
Physella sp.	Glossiphonia complanata	Cloeon simile
Planorbis carinatus	Glossiphonia concolor	Ecdyonurus dispar
Planorbis planorbis	Glossiphonia nebulosa	Ecdyonurus helveticus-Gr.
Potamopyrgus antipodarum	Glossiphonia sp.	Ecdyonurus sp.
Radix balthica	Glossiphoniidae Gen. sp.	Ecdyonurus submontanus
Radix balthica/labiata	Haemopsis sanguisuga	Ecdyonurus torrentis
Radix labiata	Helobdella stagnalis	Ecdyonurus venosus-Gr.
Valvata cristata	Hemiclepsis marginata	Electrogena lateralis
Valvata piscinalis	Piscicola geometra	Electrogena sp.
Valvata sp.	Piscicolidae Gen. sp.	Electrogena ujhelyii
Bivalvia	Trocheta bykowskii	Epeorus assimilis
Musculium lacustre	Trocheta cylindrica	Ephemera danica
Musculium sp.	Trocheta pseudodina	Ephemera glaucops
Pisidium amnicum	Trocheta sp.	Ephemera sp.
Pisidium casertanum ssp.	Trochetinae Gen. sp.	Ephemerella mucronata
Pisidium milium	Crustacea	Ephemerella notata
Pisidium nitidum	Asellus aquaticus	Habroleptoides confusa
Pisidium obtusale	Astacus torrentium	Habroleptoides sp.
Pisidium personatum	Austropotamobius torrentium	Habrophlebia lauta
Pisidium sp.	Crangonyx/Niphargus sp.	Habrophlebia sp.
Pisidium subtruncatum	Gammarus fossarum	Heptagenia longicauda
Pisidium supinum	Gammarus pulex	Heptagenia sp.
Sphaerium corneum	Gammarus roeselii	Heptagenia sulphurea

Fortsetzung B-1:

TAXON	TAXON	TAXON
Heptageniidae Gen. sp.	Heteroptera	Limnius perrisi
Leptophlebia (Paraleptophlebia) placita	Aphelocheirus aestivalis	Limnius sp. Lv.
Leptophlebia (Paraleptophlebia) sp.	Corixidae Gen. sp.	Limnius volckmari
Leptophlebia marginata	Nepa cinerea	Noterus crassicornis
Leptophlebia submarginata	Megaloptera	Orectochilus villosus
Leptophlebiidae Gen. sp.	Sialis fuliginosa	Oreodytes sanmarkii Ad.
Metreletus balcanicus	Sialis lutaria	Oreodytes sanmarkii Lv.
Nigrobaetis niger	Sialis nigripes	Oulimnius sp.
Paraleptophlebia sp.	Sialis sp.	Oulimnius tuberculatus
Paraleptophlebia submarginata	Planipennia	Platambus maculatus Ad.
Rhithrogena picteti	Osmylus fulvicephalus	Platambus maculatus Lv.
Rhithrogena semicolorata-Gr.	Coleoptera	Riolus cupreus
Rhithrogena sp.	Agabus didymus	Riolus sp.
Serratella ignita	Agabus paludosus	Riolus subviolaceus
Torleya major	Agabus sp.	Scarodytes halensis
Odonata	Anacaena globulus	Scirtes sp.
Calopteryx splendens	Anacaena limbata	Stictotarsus duodecimpustulatus
Calopteryx virgo	Brychius elevatus	Trichoptera
Coenagrionidae Gen. sp.	Cymbiodyta marginella Lv.	Adicella filicornis
Cordulegaster boltonii	Deronectes platynotus Ad.	Adicella reducta
Cordulegaster sp.	Dryops sp.	Agapetus delicatulus
Ischnura elegans	Dytiscidae Gen. sp.	Agapetus fuscipes
Pyrrhosoma nymphula	Elmis aena	Agapetus ochripes
Plecoptera	Elmis aenea/ maugetii/ rietscheli/rioloides	Agapetus sp.
Amphinemura sp.	Elmis latreillei	Allogamus auricollis
Brachyptera risi	Elmis maugetii	Anabolia nervosa
Brachyptera seticornis	Elmis rioloides	Anomalopterygella chauviniana
Brachyptera sp.	Elmis sp. Ad.	Athripsodes albifrons
Capnia sp.	Elmis sp. Lv.	Athripsodes aterrimus
Chloroperla sp.	Elodes marginata Lv.	Athripsodes bilineatus ssp.
Chloroperlidae Gen. sp.	Elodes minuta-Gr. Lv.	Athripsodes cinereus
Dinocras cephalotes	Elodes sp.	Athripsodes sp.
Dinocras megacephala	Esolus angustatus Ad.	Beraea pullata
Dinocras sp.	Esolus sp.	Beraea sp.
Diura bicaudata	Gyrinus substriatus	Beraeodes minutus
Isoperla sp.	Haliplus ruficollis	Brachycentrus subnubilus
Leuctra braueri	Haliplus sp.	Ceraclea annulicornis
Leuctra nigra	Helophorus arvernicus	Ceraclea nigronervosa
Leuctra sp.	Hydraena dentipes	Chaetopterygini/Stenophylacini Gen. sp.
Nemoura sp.	Hydraena excisa	Chaetopteryx villosa ssp.
Nemurella pictetii	Hydraena gracilis	Cheumatopsyche lepida
Perla burmeisteriana	Hydraena sp.	Crunoecia irrorata ssp.
Perla marginata	Hydraena truncata	Cyrnus trimaculatus
Perla sp.	Hydrocyphon deflexicollis Lv.	Drusus annulatus
Perlodes sp.	Hydroporus palustris	Drusus annulatus/biguttatus
Protonemura sp.	Hygrotus sp.	Drusus biguttatus
Siphonurus aestivalis	Laccobius bipunctatus	Drusus chrysotus
Siphonoperla sp.	Laccobius minutus	Drusus sp.
Siphonoperla torrentium	Laccobius sp.	Drusus trifidus

Fortsetzung B-1:

TAXON	TAXON	TAXON
Ecclisopteryx dalearica	Lype sp.	Rhyacophila torrentium
Ecclisopteryx madida	Micrasema longulum	Rhyacophila tristis
Ecclisopteryx sp.	Micrasema minimum	Rhyacophila vulgaris
Ecnomus tenellus	Micrasema sp.	Sericostoma personatum
Glossosoma boltoni	Micropterna nycterobia	Sericostoma sp.
Glossosoma conformis	Micropterna sp.	Setodes punctatus
Glossosoma sp.	Mystacides azurea	Silo nigricornis
Glyphotaelius pellucidus	Mystacides longicornis	Silo pallipes
Goera pilosa	Mystacides sp.	Silo piceus
Goeridae Gen. sp.	Neureclipsis bimaculata	Silo sp.
Halesus digitatus	Notidobia ciliaris	Stenophylax permistus
Halesus radiatus	Odontocerum albicorne	Stenophylax sp.
Halesus sp.	Oecetis sp.	Tinodes dives ssp.
Halesus tessellatus	Oecetis testacea	Tinodes pallidulus
Holocentropus sp.	Oecismus monedula	Tinodes rostocki
Hydatophylax infumatus	Orthotrichia sp.	Tinodes sp.
Hydropsyche angustipennis ssp.	Parachiona picicornis	Tinodes unicolor
Hydropsyche botosaneanui	Philopotamus ludificatus	Tinodes waeneri
Hydropsyche dinarica	Philopotamus montanus ssp.	Wormaldia sp.
Hydropsyche exocellata	Philopotamus sp.	Ylodes sp.
Hydropsyche fulvipes	Plectrocnemia conspersa ssp.	Lepidoptera Gen. sp.
Hydropsyche guttata	Plectrocnemia geniculata ssp.	Diptera
Hydropsyche incognita	Plectrocnemia sp.	Antocha sp.
Hydropsyche instabilis	Polycentropodidae Gen. sp.	Athericidae Gen. sp.
Hydropsyche modesta	Polycentropus flavomaculatus	Atherix ibis
Hydropsyche pellucidula	Polycentropus irroratus	Atrichops crassipes
Hydropsyche saxonica	Polycentropus kingi	Beris clavipes
Hydropsyche siltalai	Polycentropus sp.	Ceratopogonidae Gen. sp.
Hydropsyche sp.	Potamophylax cingulatus cingulatus	Ceratopogoninae Gen. sp.
Hydropsyche tenuis	Potamophylax cingulatus/ latipennis/ luctuosus	Ceratopogoninae/Palpomyiinae Gen. sp.
Hydroptila sp.	Potamophylax latipennis	Chaoboridae Gen. sp.
Ironoquia dubia	Potamophylax nigricornis	Chelifera sp.
Lasiocephala basalis	Potamophylax rotundipennis	Chironomidae Gen. sp.
Lepidostoma basale	Potamophylax sp.	Chironominae Gen. sp.
Lepidostoma hirtum	Pseudopsilopteryx zimmeri	Chironomini Gen. sp.
Leptoceridae Gen. sp.	Psychomyia fragilis	Chironomus thummi-Gr.
Limnephilidae Gen. sp.	Psychomyia pusilla	Chrysopilus sp.
Limnephilinae Gen. sp.	Rhyacophila (Hyperrhyacophila) sp.	Chrysops sp.
Limnephilini Gen. sp.	Rhyacophila (Hyporhyacophila) sp.	Clinocerinae Gen. sp.
Limnephilus centralis	Rhyacophila (Rhyacophila) sp.	Culicidae Gen. sp.
Limnephilus extricatus	Rhyacophila dorsalis ssp.	Dasyhelea sp.
Limnephilus flavicornis	Rhyacophila evoluta	Dicranota sp.
Limnephilus lunatus	Rhyacophila fasciata ssp.	Dixa sp.
Limnephilus marmoratus	Rhyacophila glareosa	Dolichocheza albipes
Limnephilus rhombicus rhombicus	Rhyacophila intermedia	Dolichopodidae Gen. sp.
Lithax niger	Rhyacophila obliterateda	Eloeophila sp.
Lithax obscurus	Rhyacophila polonica	Empididae Gen. sp.
Lype phaeopa	Rhyacophila sp.	Hemerodromia sp.
Lype reducta	Rhyacophila stigmatica	Ibsia marginata

Fortsetzung B-1:

TAXON

Limnophora sp.

Limoniidae Gen. sp.

Liponeura brevirostris/ decipiens/
vimmeri

Liponeura cinerascens minor

Liponeura sp.

Lispe sp.

Nemotelus sp.

Pedicia sp.

Prodiamesa olivacea

Prosimulium sp.

Prosimulium tomosvaryi

Psychoda sp.

Psychodidae Gen. sp.

Ptychoptera sp.

Rhypholophus sp.

Scleroprocta sp.

Simulium (Wilhelmia) sp.

Simulium argyreatum

Simulium costatum

Simulium cryophilum

Simulium dunfellenense

Simulium erythrocephalum

Simulium noelleri

Simulium ornatum

Simulium sp.

Simulium vernalis

Stratiomyiidae Gen. sp.

Tabanidae Gen. sp.

Tanypodinae Gen. sp.

Tanytarsini Gen. sp.

Tipula sp.

Tricyphona sp.

Bryozoa

Bryozoa Gen. sp.

PoriferaEphydatia fluviatilis

B-2: Dominante Taxa mit einer relativen Abundanz $\geq 1\%$ am Gesamtartenspektrum für den Fließgewässertyp 5 (n= 252)

Ordnung	Taxon	rel. Abundanz [%]	rel. Frequenz [%]
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	11,2	88,9
Diptera	<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	10,8	77,8
Diptera	<i>Prosimulium</i> sp.	6,0	63,5
Crustacea	<i>Gammarus fossarum</i>	4,7	54,4
Diptera	<i>Simulium</i> sp.	3,7	63,9
Diptera	<i>Tanytarsini</i> Gen. sp.	3,6	67,1
Coleoptera	<i>Elmis</i> sp. Ad.	3,5	71,8
Ephemeroptera	<i>Rhithrogena semicolorata</i> -Gr.	3,1	42,5
Crustacea	<i>Gammarus roeselii</i>	3,0	42,9
Crustacea	<i>Gammarus pulex</i>	2,2	44,4
Ephemeroptera	<i>Habroleptoides confusa</i>	2,2	44,4
Plecoptera	<i>Brachyptera risi</i>	2,2	36,1
Ephemeroptera	<i>Alainites muticus</i>	1,8	27,8
Trichoptera	<i>Hydropsyche siltalai</i>	1,8	50,0
Oligochaeta	<i>Naididae/Tubificidae</i> Gen. sp.	1,8	42,1
Crustacea	<i>Asellus aquaticus</i>	1,8	42,1
Turbellaria	<i>Dugesia gonocephala</i>	1,7	18,3
Diptera	<i>Tanypodinae</i> Gen. sp.	1,6	63,9
Crustacea	<i>Gammarus</i> sp.	1,4	42,5
Coleoptera	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	1,3	31,3
Coleoptera	<i>Hydraena</i> sp.	1,2	27,4
Plecoptera	<i>Brachyptera seticornis</i>	1,0	14,3
Gesamt	22	71,5	

B-3: Dominante Taxa mit einer relativen Abundanz $\geq 1\%$ am Gesamtartenspektrum für den Fließgewässertyp 5.1 (n= 157)

Ordnung	Taxon	rel. Abundanz [%]	rel. Frequenz [%]
Diptera	<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	13,2	86,0
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	10,5	91,7
Crustacea	<i>Gammarus fossarum</i>	4,9	63,1
Diptera	<i>Tanytarsini</i> Gen. sp.	4,8	58,0
Crustacea	<i>Gammarus pulex</i>	4,4	71,3
Coleoptera	<i>Elmis</i> sp. Ad.	4,0	72,0
Crustacea	<i>Gammarus</i> sp.	3,7	40,8
Diptera	<i>Prosimulium</i> sp.	3,3	49,0
Ephemeroptera	<i>Rhithrogena semicolorata</i> -Gr.	2,6	49,0
Diptera	<i>Simulium</i> sp.	2,1	38,9
Diptera	<i>Tanypodinae</i> Gen. sp.	1,8	67,5
Trichoptera	<i>Hydropsyche siltalai</i>	1,6	59,9
Diptera	<i>Chironomini</i> Gen. sp.	1,6	37,6
Coleoptera	<i>Limnius perrisi</i>	1,5	45,2
Trichoptera	<i>Ecclisopteryx</i> sp.	1,4	11,5
Crustacea	<i>Asellus aquaticus</i>	1,3	35,7
Trichoptera	<i>Lasiocephala basalis</i>	1,3	38,9
Trichoptera	<i>Anomalopterygella chauviniana</i>	1,2	24,2
Ephemeroptera	<i>Ephemerella mucronata</i>	1,1	34,4
Crustacea	<i>Gammarus roeselii</i>	1,0	21,0
Trichoptera	<i>Sericostoma</i> sp.	1,0	50,3
Gesamt	21	68,3	

Anhang C: Leitarten

C-1: Leitarten der Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“ und Leitarten des Fließgewässertyps 5 nach Haase et al. (2004).

Ordnung	Leitarten Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“	Leitarten des Fließgewässertyps 5	mittlere Abundanz	Frequenz [%]
Crustacea	<i>Gammarus fossarum</i>		127,31	76
Ephemeroptera	<i>Baetis alpinus</i>		26,62	43
	<i>Epeorus sylvicola</i>		38,48	86
	<i>Ephemerella mucronata</i>		27,91	48
	<i>Habroleptoides confusa</i>		18,10	57
	<i>Amphinemura</i> sp.		7,81	48
Plecoptera	<i>Brachyptera risi</i>		4,09	28
		<i>Brachyptera seticornis</i>	13,57	29
		<i>Perla marginata</i>	2,83	38
		<i>Protonemura</i> sp.	25,79	74
Trichoptera		<i>Glossosoma conformis</i>	15,34	33
		<i>Philopotamus montanus montanus</i>	5,88	26
		<i>Rhyacophila tristis</i>	2,26	31
Coleoptera		<i>Hydraena truncata</i> Ad.	1,40	12
		<i>Limnius perrisi</i> Ad.	18,79	71
		<i>Oreodytes sanmarkii</i> Ad.	1,79	22
Diptera		<i>Liponeura</i> sp.	12,86	43
		<i>Prosimulium</i> sp.	80,55	40

C-2: Leitarten der Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“ und Leitarten des Fließgewässertyps 5.1 nach Haase et al. (2004).

Ordnung	Leitarten Typengruppe „Mittelgebirgsbäche“	Leitarten des Fließgewässertyps 5.1	mittlere Abundanz	Frequenz [%]
Crustacea	<i>Gammarus fossarum</i>		210,50	77
Ephemeroptera	<i>Baetis alpinus</i>		56,77	59
	<i>Epeorus sylvicola</i>		22,95	73
	<i>Ephemerella mucronata</i>		19,91	50
	<i>Habroleptoides confusa</i>		6,41	23
	<i>Amphinemura</i> sp.		6,41	45
Plecoptera	<i>Brachyptera risi</i>		1,50	18
		<i>Leuctra nigra</i>	5,45	32
		<i>Protonemura</i> sp.	62,14	77
Trichoptera		<i>Rhyacophila oblitera</i>	1,36	14
		<i>Rhyacophila tristis</i>	2,55	18
		<i>Wormaldia</i> sp.	5,91	14
Coleoptera		<i>Limnius perrisi</i> Ad.	19,55	77
		<i>Oreodytes sanmarkii</i> Ad.	8,32	45
Diptera	<i>Prosimulium</i> sp.		2,27	10

Anhang D: Feldprotokoll

D-1: Feldprotokollvorlage nach Haase & Sundermann (2004, verändert) für die Beprobung des Makrozoobenthos im Rahmen des operativen Hessischen Monitorings der Jahre 2005/06.

Gewässerdaten und Allgemeine Standortdaten

Probestellencode	Datum	Bearbeiter
Gewässerdaten		
Fließgewässer		
Bezeichnung des Untersuchungsbereichs		
Wasserkörpernummer		
Gebietskennzahl		
Fließgewässertyp (gemäß aktueller Typenkarte)		
Fließgewässertyp (gemäß eigener Schätzung)		
Ökoregion		
WRRL-Bearbeitungsgebiet		
Allgemeine Standortdaten		
Rechtswert		
Hochwert		
Foto-Nr.		
Entfernung von der Quelle [km]		
Höhe über NN [m]		
Talgefälle (‰)		
Untersuchte Abschnittslänge [m]		
Probenahme über die gesamte Breite des Gewässers möglich	ja	nein

Standortdaten - Struktur & besiedlungsfeindliche Faktoren

Gewässerstruktur	Gesamt	Ufer	Sohle	Querprofil
Gewässerstruktur naturnah (Gesamtstrukturgüte 1 - 3) beeinträchtigt (Gesamtstrukturgüte 4/5) naturfern (Gesamtstrukturgüte 6/7)				
Uferverbau	kein Verbau Steinpflaster	Steinmauer Steinschüttung	Betonmauer Faschinen	Spundwand Sonstiges
Sohlverbau	kein Verbau Sohlpflaster	Rasengitter Sonstiges	Betonschale	Sohlpflaster
Flächennutzung im Umland getrennt nach: r = rechtes Ufer l = linkes Ufer	bodenständiger Wald nicht bodenständiger Forst	naturnaher Wald Park Grünanlage	Brache Bebauung	Grünland Acker
Laufkrümmung (nach LAWA 2000)	mäandierend schwach geschwungen	geschlängelt gestreckt	stark geschwungen geradlinig	mäßig geschwungen

Fortsetzung D-1:

Standortdaten - physikalisch-chemische Parameter

physikalische Bedingungen				
Gewässerbreite (in m)	< 0,5	0,5 - 1,0	1,0 - 2,0	2,0 - 5,0
(Ø Schätzung)	5,0 - 10,0	10,0 - 15,0	15,0 - 30,0	> 30,0
Gewässertiefe (in m)	< 0,1	0,1 - 0,3	0,3 - 0,5	0,5 - 1,0
(Ø Schätzung)	1,0 - 2,0	> 2,0		
Tiefenvarianz	sehr groß/groß	mäßig	gering	keine
Breitenvarianz	sehr groß/groß	mäßig	gering	keine
Strömung/Fließgeschwindigkeit	nicht erkennbar	fast stehend	langsam	fließend mit
(Ø Schätzung)	< 0,03 m/s	< 0,1 m/s	fließend	vereinzelter
			< 0,2 m/s	Turbulenz
				< 0,4 m/s
	schnell fließend		sehr schnell	
	< 0,8 m/s		fließend/reißend	
			> 0,8 m/s	
Wasserführung (Schätzung)	sehr gering	Niedrigwasser	Mittelwasser	Hochwasser
Witterung (ggf. auch Wetterlage der Vortage)	trocken & sonnig	trocken & bedeckt	wechselhaft/ regnerisch	Regen
	gewittrig	Hitze	Frost	Tauwetter
Beschattung des Gewässers bei > 5m Gewässerbreite getrennt nach:	vollsonnig	sonnig	absonnig	
rU = rechtes Ufer	(von Sonnenaufgang bis	(zumind. in	(überwiegend sonnig, in	
IU = linkes Ufer	-untergang)	den wärmsten	den heißesten Stunden	
S = Sohlenbereiche	Halbschattig	Stunden)	aber schattig)	
	(> 50% des Tages im Schatten)		schattig	
Sichttiefe (in m) (Schätzung)	< 0,1	0,1 - 0,3	0,3 - 0,5	0,5 - 1,0
	> 1,0		bis zum	
Trübung	klar/fast klar	schwach	Grund	
Färbung & Farbstärke			mäßig	stark
1 = minimal - 2 = schwach	gelb	braun	orange	rot
3 = mäßig - 4 = stark	grün	blau	grau	andere
Geruch	kein	schwach	mäßig	stark
Vor-Ort-Chemismus				
Temperatur	Wasser		Luft	
Leitfähigkeit	Leitfähigkeit		Uhrzeit der	
ph & Leitfähigkeit	pH		Messung	
Sauerstoff	O ₂ (mg/l)		O ₂ (%)	

Fortsetzung D-1:

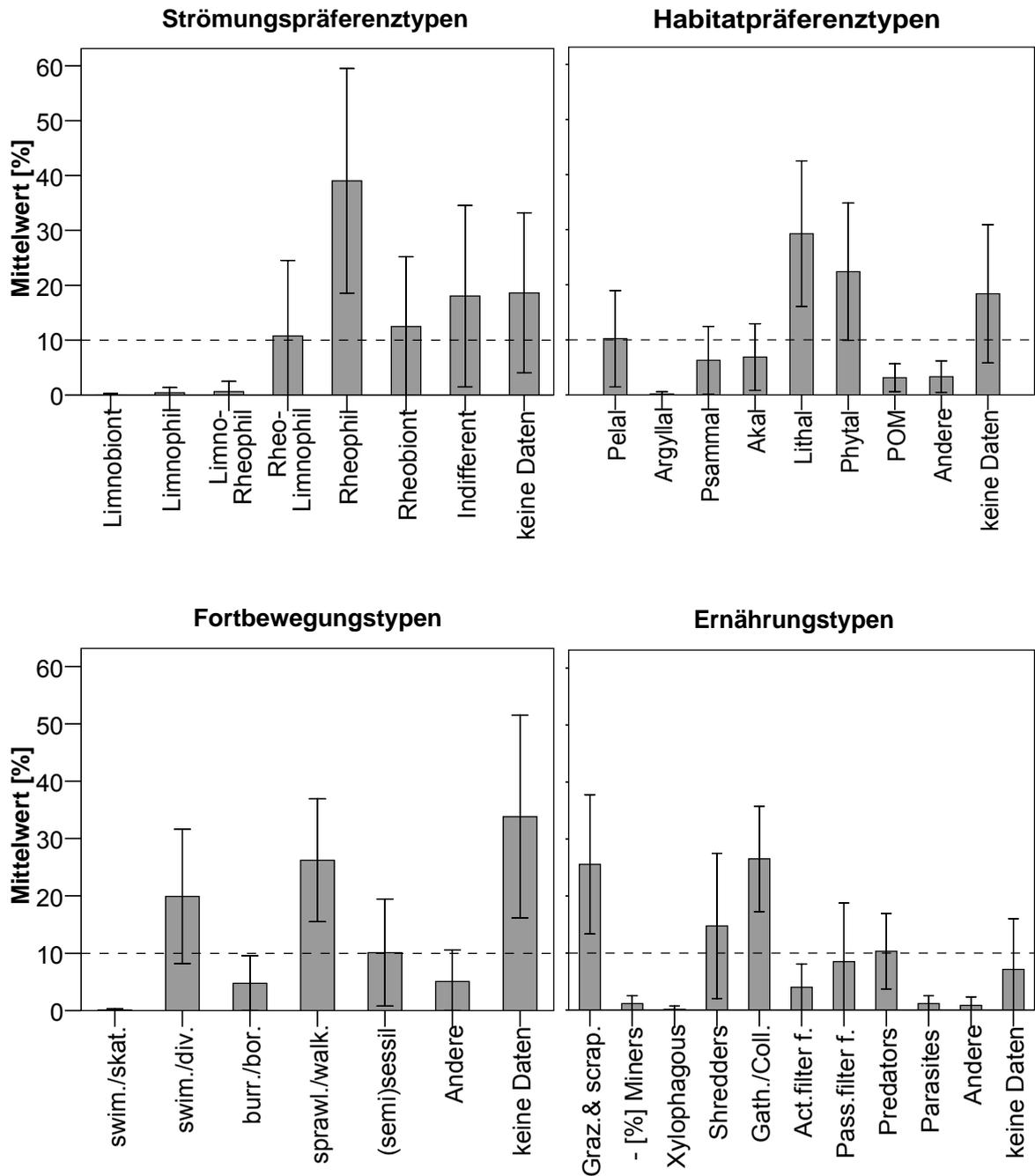
„Multi-Habitat-Sampling“ - Festlegung der Teilproben

Angaben in 5%-Stufen, Auftreten von Substrattypen mit geringerem Deckungsgrad mit „x“ kennzeichnen

MINERALISCHE SUBSTRATE	Deckungsgrad (5% Stufen)	Anzahl der Teilproben
Hygropetrische Zonen		
Dünne Wasserschicht auf mineralischen Substraten		
Megalithal (> 40 cm)		
Oberseite von großen Steinen und Blöcken, anstehender Fels		
Makrolithal (> 20 cm - 40 cm)		
Größtkorn: Steine von Kopfgröße, mit variablem Anteil kleinerer Korngrößen		
Mesolithal (> 6 cm - 20 cm)		
Größtkorn: Faustgroße Steine, mit variablem Anteil kleinerer Korngrößen		
Mikrolithal (> 2 cm - 6 cm)		
Größtkorn: Grobkies (von der Größe eines Taubeneis bis zur Größe einer Kinderfaust), mit variablem Anteil kleinerer Korngrößen		
Akal (> 0,2 cm - 2 cm)		
Fein- bis Mittelkies		
Psammal / Psammopelal (> 6 µm - 2 mm)		
Sand und/oder (mineralischer) Schlamm		
Argyllal (< 6 µm)		
Lehm und Ton (bindiges Material, z.B. Auenlehm)		
Technolithal 1 (Künstliche Substrate)		
Steinschüttungen		
Technolithal 2 (Künstliche Substrate)		
Geschlossener Verbau (z.B. betonierte Sohle)		
ORGANISCHE SUBSTRATE (ist mineralisches Substrat von organischem Material bedeckt, so ist das organische Material ausschlaggebend)		
Algen		
Filamentöse Algen, Algenbüschel		
Submerse Makrophyten		
Makrophyten, inkl. Moose und Characeae		
Emerse Makrophyten		
z.B. <i>Typha</i> , <i>Carex</i> , <i>Phragmites</i>		
Lebende Teile terrestrischer Pflanzen		
Feinwurzeln, schwimmende Ufervegetation		
Xylal (Holz)		
Baumstämme, Totholz, Äste, größere Wurzeln		
CPOM		
Ablagerungen von grobpartikulärem organischen Material, z.B. Falllaub		
Abwasserbakterien und -pilze, Sapropel		
Abwasserbedingter Aufwuchs (z.B. <i>Sphaerotilus</i>) und/oder organischer Schlamm		
Debris		
In Uferzone abgelagertes organisches und anorganisches Material (z.B. durch Wellenbewegung abgelagerte Molluskenschalen)		
Summe	100%	20
Konservierter Anteil der Probe im Gelände	1/1	1/2

Anhang E: Ermittlung der biologischen Attribute aus den funktionalen Gruppen

E-1: Mittlerer, prozentualer Anteil der „Strömungspräferenztypen“, „Habitatpräferenztypen“, „Fortbewegungstypen“ und „Ernährungstypen“ (n = 409, Mittelwert \pm Standardabweichung). Die Hilfslinie zeigt den Mittelwert bei 10 % an.



Anhang F: Ergebnisse der Korrelationsanalysen

F-1: Korrelationsanalysen (Spearman-rho, zweiseitig) zwischen den biologischen Attributen des Makrozoobenthos und den sechs Hauptparametern der Gewässerstruktur für den Fließgewässertyp 5; (n = 129, $p < 0,01^{**}$ und $0,05^*$, $\rho \geq 0,3$ grau).

Biologische Gruppen	Biologische Attribute	HP Laufentwicklung	HP Längsprofil	HP Querprofil	HP Sohlenstruktur	HP Uferstruktur	HP Gewässerumfeld	Gesamtstrukturgüte
Artenumfang und Diversität	Abundanz	-0,24**	-0,32**		-0,22*			-0,19*
	Taxazahl	-0,21*	-0,37**	-0,32**	-0,39**	-0,28**	-0,25**	-0,35**
	Diversität		-0,29**	-0,34**	-0,34**	-0,26**	-0,24**	-0,32**
Taxonomische Gruppen	Ephemeroptera		-0,39**	-0,3**	-0,33**	-0,25**		-0,29**
	Plecoptera		-0,4**	-0,31**	-0,34**	-0,25**		-0,29**
	Trichoptera	-0,24**	-0,39**	-0,28**	-0,37**	-0,23**	-0,28**	-0,37**
Taxonomische Zusammensetzung	EPT	-0,17*	-0,45**	-0,28**	-0,29**	-0,21*		-0,28**
	EPTCBO	-0,2*	-0,43**	-0,33**	-0,39**	-0,26**	-0,21*	-0,35**
	seLEPTD	-0,28**	-0,46**	-0,25**	-0,31**	-0,23*		-0,31**
Leitarten	Leitarten-Typengr.	-0,25**	-0,36**		-0,24**			-0,22*
	Leitarten-FG-5		-0,37**		-0,27**			-0,23**
Regionentypen	epirhithral	-0,32**	-0,45**	-0,22*	-0,35**	-0,23**	-0,2*	-0,32**
	metarhithral	-0,29**	-0,37**	-0,32**	-0,3**	-0,26**		-0,28**
	hyporhithral		0,23**		0,2*			
Strömungspräferenz	Rheoindex	-0,26**	-0,38**	-0,18*	-0,32**		-0,18*	-0,27**
	Rheophil							
	Rheobiont	-0,18*	-0,34**	-0,18*	-0,25**	-0,23*	-0,22*	-0,27**
Habitatpräferenz	Lithal	-0,24**	-0,36**		-0,21*	-0,18*		-0,21*
	Phytal		0,18*					
Ernährungstypen	Weidegänger		-0,25**	-0,21*		-0,19*		-0,19*
	Sedimentfresser							
	Zerkleinerer		0,19*					
Fortbewegungstypen	Räuber							
	schwimmend/tauchend		0,28**	0,2*				0,2*
	kriechend/laufend							

F-2: Korrelationsanalysen (Spearman-rho, zweiseitig) zwischen den biologischen Attributen des Makrozoobenthos und den sechs Hauptparametern der Gewässerstruktur für den Fließgewässertyp 5.1; (n = 129, p < 0,01** und 0,05*, rho ≥ 0,3 grau).

Biologische Gruppen	Biologische Attribute	HP Laufentwicklung	HP Längsprofil	HP Querprofil	HP Sohlenstruktur	HP Uferstruktur	HP Gewässerumfeld	Gesamtstrukturgüte
Artenumfang und Diversität	Abundanz	-0,28**	-0,27**		-0,23**		-0,2*	-0,28**
	Taxazahl				-0,32**			
	Diversität				-0,23**			
Taxonomische Gruppen	Ephemeroptera	-0,17*			-0,3**			
	Plecoptera	-0,28**	-0,24**	-0,2*	-0,37**	-0,2*		-0,23**
	Trichoptera	-0,22*	-0,23**		-0,35**	-0,21*		-0,2*
Taxonomische Zusammensetzung	EPT	-0,27**	-0,3**	-0,23**	-0,4**	-0,3**		-0,26**
	EPTCBO	-0,22*	-0,19*		-0,35**			-0,17*
	selEPTD	-0,31**	-0,3**		-0,34**	-0,21*		-0,29**
Leitarten	Leitarten-Typengr.	-0,21*	-0,26**		-0,3**			-0,2*
	Leitarten-FG-5.1							
Regionentypen	epirhithral	-0,28**	-0,3**	-0,18*	-0,37**	-0,25**		-0,23**
	metarhithral		-0,25**		-0,25**			
	hyporhithral							
Strömungspräferenz	Rheoindex	-0,25**	-0,27**	-0,28**	-0,39**	-0,21*		-0,25**
	Rheophil						0,19*	
	Rheobiont		-0,2*		-0,27**			
Habitatpräferenz	Lithal		-0,24**		-0,23**			
	Phytal							
Ernährungstypen	Weidegänger							
	Sedimentfresser							
	Zerkleinerer							
Fortbewegungstypen	Räuber			0,18*	0,19*			
	schwimmend/tauchend	0,19*						
	kriechend/laufend							

F-3: Ergebnisse der Korrelationsanalysen (Spearman-rho, zweiseitig) zwischen den biologischen Attributen des Makrozoobenthos und den elf ausgewählten Struktur-Einzelparametern für die Fließgewässertypen 5 und 5.1; (n = 258, p < 0,01** und 0,05*, rho ≥ 0,3 grau).

Biologische Gruppen	Biologische Attribute	Laufentwicklung			Längsprofil		
		Laukr	Laenb	bLaust	Querb	Strdiv	Tiefva
Artenumfang und Diversität	Abundanz	-0,28**	-0,19**	-0,20**	-0,24**	-0,32**	-0,27**
	Anzahl der Taxa	-0,26**		-0,14*	-0,17**	-0,30**	-0,28**
	Diversität (Margalef)	-0,18**				-0,19**	-0,20**
Taxonomische Gruppen	Ephemeroptera	-0,21**		-0,14*	-0,20**	-0,29**	-0,27**
	Plecoptera	-0,24**	-0,15*	-0,13*	-0,24**	-0,35**	-0,32**
	Trichoptera	-0,31**	-0,16*	-0,15*	-0,20**	-0,36**	-0,30**
Taxonomische Zusammensetzung	EPT	-0,25**	-0,17**	-0,16*	-0,27**	-0,37**	-0,31**
	EPTCBO	-0,28**		-0,15*	-0,20**	-0,36**	-0,31**
	seIPTD	-0,31**	-0,20**	-0,25**	-0,29**	-0,40**	-0,36**
Leitarten	Leitarten_Typengruppe	-0,16*	-0,17**	-0,19**	-0,25**	-0,30**	-0,30**
Regionentypen	epirhithral	-0,28**	-0,23**	-0,26**	-0,32**	-0,35**	-0,35**
	metarhithral	-0,21**		-0,19**	-0,23**	-0,31**	-0,28**
	hyporhithral				0,13*		
Strömungspräferenz	Rheoindex	-0,21**	-0,19**	-0,20**	-0,26**	-0,33**	-0,28**
	Rheophil	0,13*					
	Rheobiont	-0,20**		-0,17**	-0,18**	-0,29**	-0,27**
Habitatpräferenz	Lithal	-0,16*			-0,22**	-0,34**	-0,30**
	Phytal						
Ernährungstypen	Weidegänger					-0,21**	-0,16*
	Sedimentfresser						
	Zerkleinerer	-0,15*					
Fortbewegungstypen	Räuber						
	schwimmend/tauchend	0,22**		0,12*	0,13*	0,17**	0,15*
	kriechend/laufend	0,15*					

Fortsetzung F-3:

Biologische Gruppen	Biologische Attribute	Querprofil		Sohlstruktur		Uferstruktur
		Brero	Brvar	Sosub	bSostr	bUfstr
Artenumfang und Diversität	Abundanz		-0,21**	-0,16*	-0,23**	
	Anzahl der Taxa		-0,25**	-0,22**	-0,23**	
	Diversität (Margalef)	-0,14*	-0,20**	-0,15*	-0,15*	
Taxonomische Gruppen	Ephemeroptera	-0,16*	-0,20**	-0,19**	-0,24**	-0,15*
	Plecoptera	-0,13*	-0,33**	-0,23**	-0,28**	-0,21**
	Trichoptera		-0,27**	-0,25**	-0,26**	-0,15*
Taxonomische Zusammensetzung	EPT	-0,14*	-0,27**	-0,32**	-0,28**	-0,24**
	EPTCBO	-0,14*	-0,27**	-0,26**	-0,26**	-0,16*
	seIPTD		-0,29**	-0,26**	-0,28**	-0,22**
Leitarten	Leitarten_Typengruppe		-0,23**	-0,24**	-0,25**	-0,14*
Regionentypen	epirhithral		-0,26**	-0,33**	-0,32**	-0,25**
	metarhithral		-0,16*	-0,32**	-0,24**	-0,21**
	hyporhithral				0,14**	
Strömungspräferenz	Rheoindex		-0,28**	-0,26**	-0,28**	-0,20**
	Rheophil			-0,18**		
	Rheobiont		-0,16*	-0,29**	-0,23**	-0,17**
Habitatpräferenz	Lithal		-0,19**	-0,35**	-0,18**	-0,16*
	Phytal		0,13*			
Ernährungstypen	Weidegänger			-0,30**		
	Sedimentfresser					
	Zerkleinerer					
Fortbewegungstypen	Räuber	-0,13*				
	schwimmend/tauchend		0,14*		0,13*	
	kriechend/laufend					

F-4: Ergebnisse der Korrelationsanalysen (Spearman-rho, zweiseitig) zwischen den biologischen Attributen des Makrozoobenthos und den elf ausgewählten Struktur-Einzelparametern für den Fließgewässertyp 5; (n = 129, $p < 0,01^{**}$ und $0,05^*$, $\rho \geq 0,3$ grau).

Biologische Gruppen	Biologische Attribute	Laufentwicklung			Längsprofil		
		Laukr	Laenb	bLaust	Querb	Strdiv	Tiefva
Artenumfang und Diversität	Abundanz	-0,34**			-0,21*	-0,36**	-0,34**
	Taxazahl	-0,29**			-0,23**	-0,35**	-0,37**
	Diversität	-0,2*				-0,26**	-0,3**
Taxonomische Gruppen	Ephemeroptera	-0,23**			-0,25**	-0,36**	-0,35**
	Plecoptera	-0,27**			-0,28**	-0,44**	-0,4**
	Trichoptera	-0,29**			-0,26**	-0,41**	-0,35**
Taxonomische Zusammensetzung	EPT	-0,22*			-0,31**	-0,45**	-0,36**
	EPTCBO	-0,29**			-0,27**	-0,43**	-0,39**
	selEPTD	-0,38**			-0,32**	-0,49**	-0,47**
Leitarten	Leitarten_Typengruppe	-0,28**	-0,19*	-0,18*	-0,25**	-0,38**	-0,35**
	Leitarten_FG_5	-0,24**			-0,21*	-0,41**	-0,36**
Regionentypen	epirhithral	-0,38**	-0,23**	-0,2*	-0,37**	-0,44**	-0,39**
	metarhithral	-0,35**		-0,21*	-0,31**	-0,36**	-0,33**
Strömungspräferenz	Rheoindex	-0,18*	-0,18*	-0,2*	-0,33**	-0,37**	-0,26**
	Rheobiont	-0,28**			-0,22*	-0,34**	-0,3**
Habitatpräferenz	Lithal	-0,31**			-0,26**	-0,43**	-0,36**
Ernährungstypen	Weidegänger	-0,2*				-0,3**	-0,24**
	Zerkleinerer	0,24**			0,19*	0,18*	
Fortbewegungstypen	Swim./Diver	0,22*			0,24**	0,26**	0,24**

Fortsetzung F-4:

Biologische Gruppen	Biologische Attribute	Querprofil		Sohlenstruktur		Uferstruktur
		Brero	Brvar	Sosub	bSostr	bUfstr
Artenumfang und Diversität	Abundanz		0,29**	0,26**	0,24**	
	Taxazahl	0,25**	0,31**	0,21*	0,29**	
	Diversität (Margalef)	0,31**	0,25**		0,23**	
Taxonomische Gruppen	Ephemeroptera	0,21*	0,24**	0,19*	0,29**	
	Plecoptera	0,2*	0,34**	0,22*	0,3**	0,22*
	Trichoptera	0,2*	0,31**	0,22*	0,33**	
Taxonomische Zusammensetzung	EPT		0,32**	0,27**	0,28**	0,19*
	EPTCBO	0,24**	0,32**	0,25**	0,32**	0,18*
	selEPTD		0,41**	0,26**	0,29**	0,22*
Leitarten	Leitarten_Typengruppe		0,26**	0,22**	0,28**	0,24**
	Leitarten_FG_5		0,29**		0,22**	
Regionentypen	epirhithral		0,3**	0,34**	0,32**	0,25**
	metarhithral		0,33**	0,29**	0,28**	0,28**
Strömungspräferenz	Rheoindex		0,24**	0,18*	0,31**	0,2*
	Rheobiont		0,25**	0,28**	0,2*	0,19*
Habitatpräferenz	Lithal		0,29**	0,35**	0,18*	0,19*
Ernährungstypen	Weidegänger		0,2*	0,29**		
	Zerkleinerer			0,23**		
Fortbewegungstypen	Swim./Diver		0,22*	0,19*		

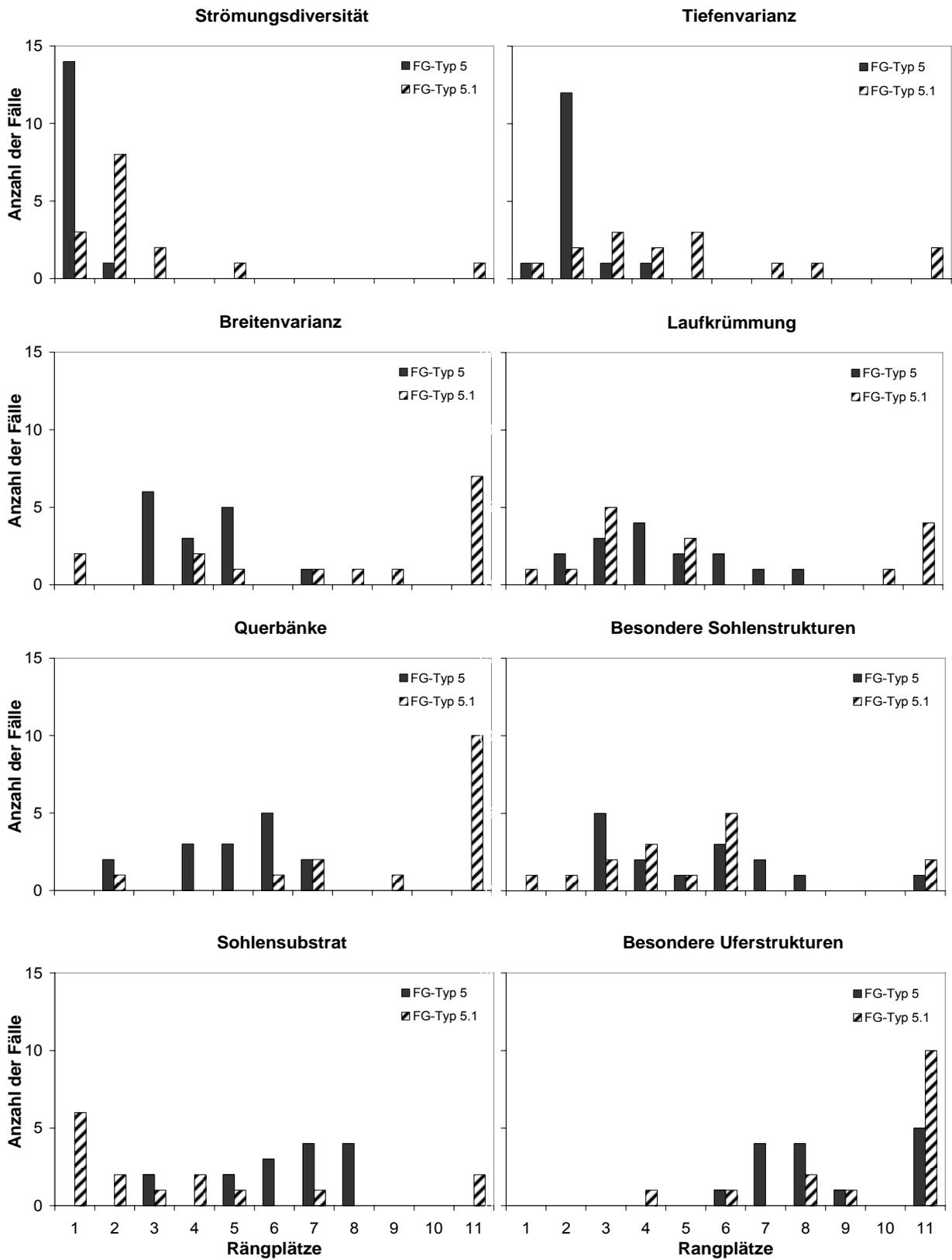
F-5: Ergebnisse der Korrelationsanalysen (Spearman-rho, zweiseitig) zwischen den biologischen Attributen des Makrozoobenthos und den elf ausgewählten Struktur-Einzelparametern für den Fließgewässertyp 5.1; (n = 129, p < 0,01** und 0,05*, rho ≥ 0,3 grau).

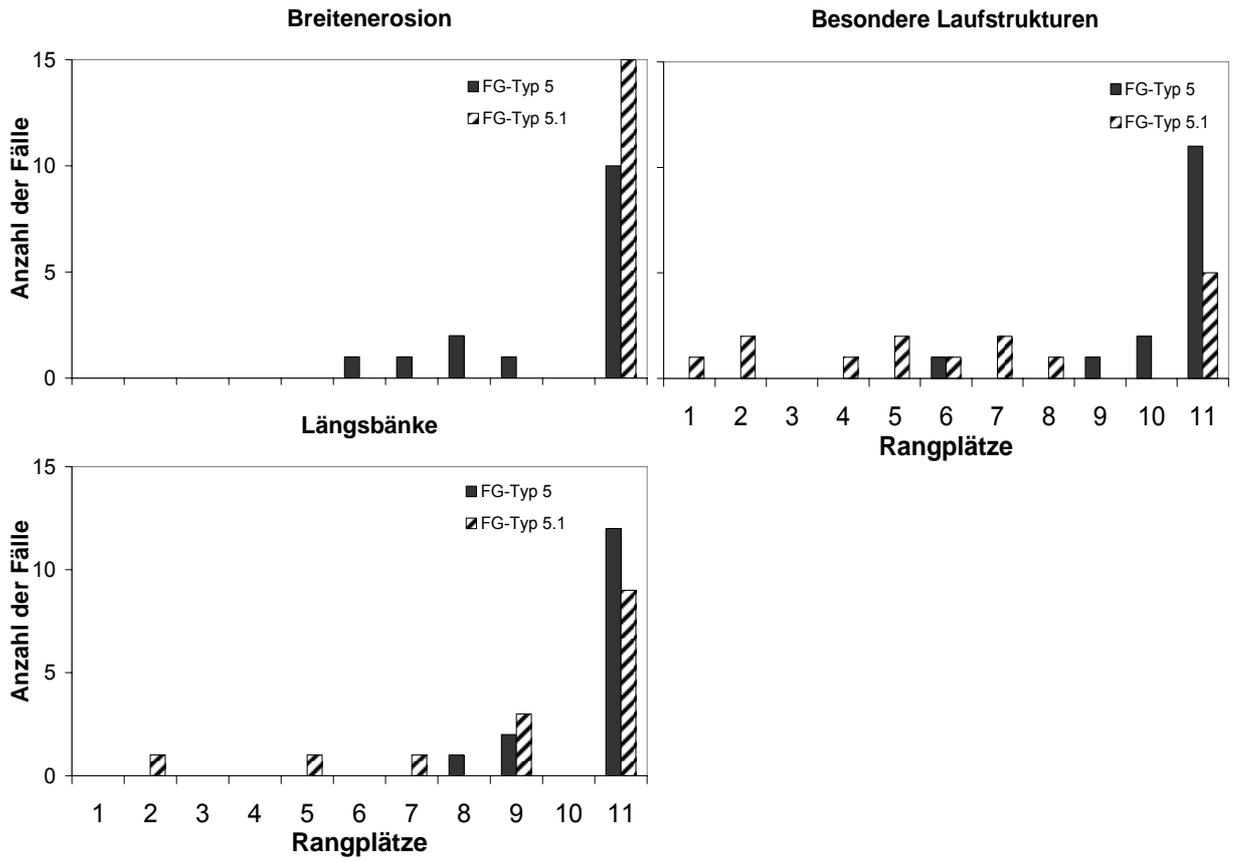
Biologische Gruppen	Biologische Attribute	Laufentwicklung			Längsprofil		
		Laukr	Laenb	bLaustr	Querb	Strdiv	Tiefva
Artenumfang und Diversität	Abundanz	-0,25**	-0,26**	-0,26**	-0,26**	-0,28**	-0,2*
	Taxazahl	-0,23*				-0,23**	
	Diversität						
Taxonomische Gruppen	Ephemeroptera	-0,2*				-0,21*	-0,18*
	Plecoptera	-0,25**	-0,19*	-0,23**		-0,28**	-0,26**
	Trichoptera	-0,3**				-0,3**	-0,24**
Taxonomische Zusammensetzung	EPT	-0,3**	-0,25**	-0,24**	-0,21*	-0,31**	-0,28**
	EPTCBO	-0,27**		-0,18*		-0,28**	-0,21*
	selEPTD	-0,29**	-0,27**	-0,34**	-0,25**	-0,3**	-0,24**
Leitarten	Leitarten_Typengruppe			-0,24**	-0,2*	-0,28**	-0,29**
	Leitarten_FG_5.1						
Regionentypen	epirhithral	-0,21*	-0,2*	-0,33**	-0,23**	-0,29**	-0,33**
	metarhithral			-0,17*		-0,27**	-0,22*
Strömungspräferenz	Rheoindex	-0,26**	-0,19*	-0,23*		-0,31**	-0,32**
	Rheobiont			-0,21*		-0,24**	-0,22*
Habitatpräferenz	Lithal					-0,31**	-0,28**
Ernährungstypen	Weidegänger						
	Zerkleinerer						
Fortbewegungstypen	Swim./Diver	0,22*					

Fortsetzung F-5:

Biologische Gruppen	Biologische Attribute	Querprofil		Sohlstruktur		Uferstruktur
		Brero	Brvar	Sosub	bSostr	bUfstr
Artenumfang und Diversität	Abundanz				-0,24**	
	Taxazahl		-0,18*	-0,26**		
	Diversität			-0,22*		
Taxonomische Gruppen	Ephemeroptera			-0,2*	-0,19*	
	Plecoptera		-0,32**	-0,22*	-0,26**	-0,21*
	Trichoptera		-0,23**	-0,31**	-0,18*	
Taxonomische Zusammensetzung	EPT		-0,21*	-0,37**	-0,26**	-0,29**
	EPTCBO		-0,22*	-0,31**	-0,2*	
	selEPTD			-0,28**	-0,27**	-0,21*
Leitarten	Leitarten_Typengruppe		-0,19*	-0,21*	-0,27**	
	Leitarten_FG_5.1					
Regionentypen	epirhithral		-0,22*	-0,3**	-0,32**	-0,25**
	metarhithral			-0,37**	-0,19*	
Strömungspräferenz	Rheoindex		-0,33**	-0,31**	-0,25**	-0,22*
	Rheobiont			-0,29**	-0,26**	
Habitatpräferenz	Lithal			-0,3**	-0,18*	
Ernährungstypen	Weidegänger			-0,29**		
	Zerkleinerer					
Fortbewegungstypen	Swim./Diver					

F-6: Fließgewässertypspezifische Verteilung der Rangzahlen der elf Struktur-Einzelparameter.





Anhang G: Ableitung der ökologisch relevanten Merkmalsausprägungen

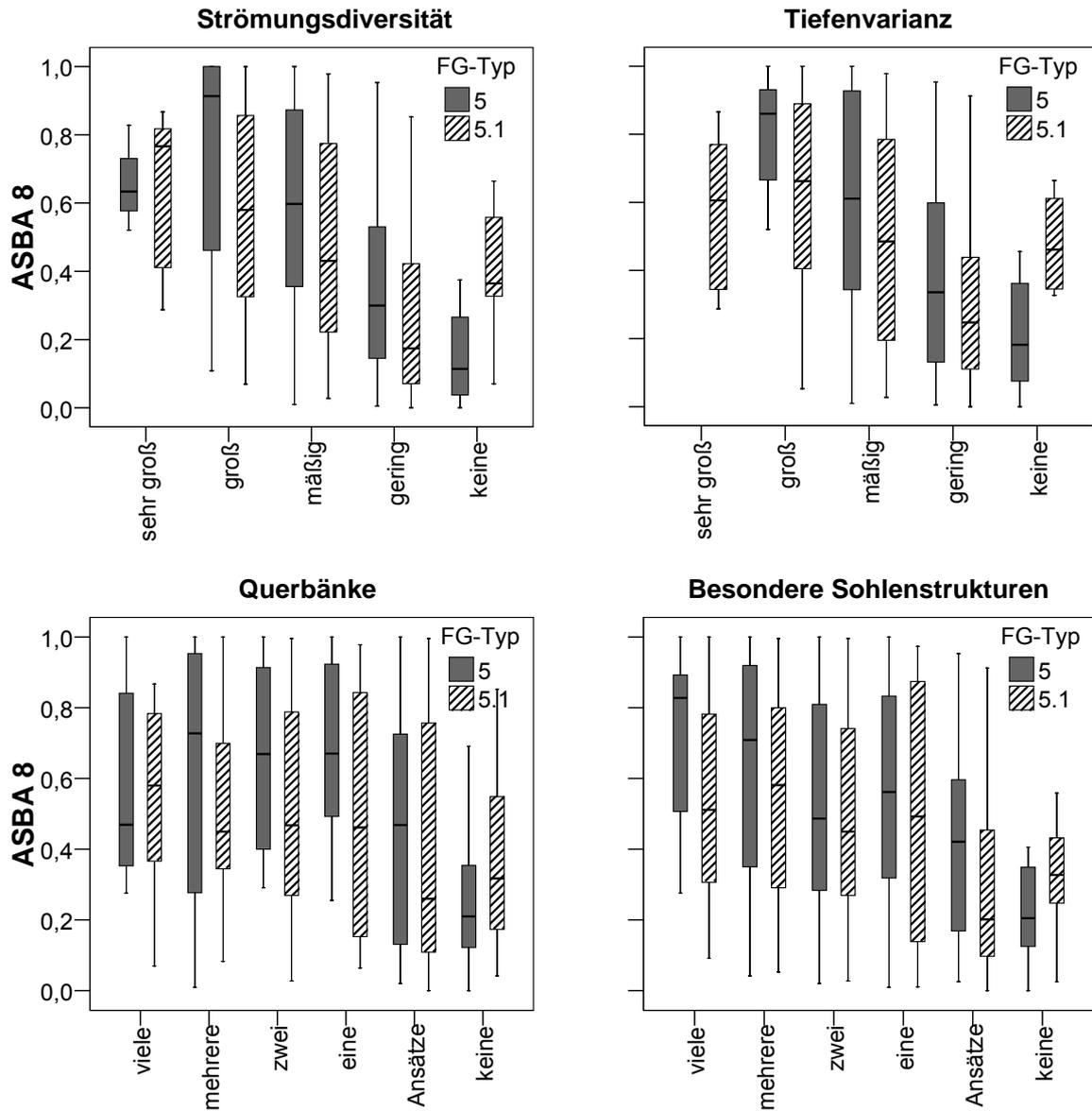
G-1: Kruskal-Wallis-Test des „aggregierten, biologisch Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit von den faunistisch relevanten Strukturparametern (n = 258, p < 0,05).

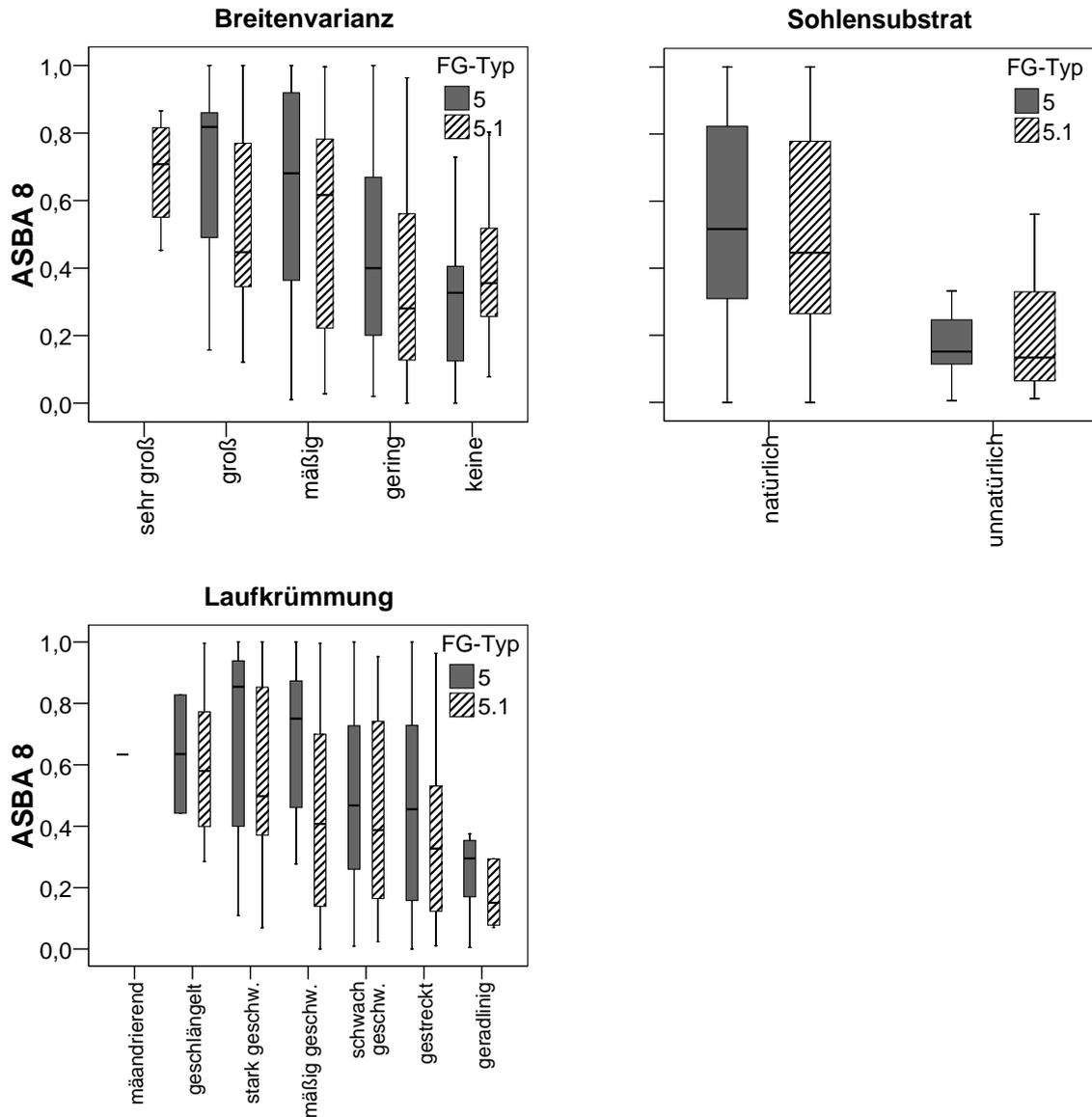
Faunistisch relevante Strukturparameter	Ausprägung der Zustandsmerkmale	Asymptotische Signifikanz (p < 0,05)
Strömungsdiversität	mäßig - gering	0,000
Tiefenvarianz	mäßig - gering	0,000
Querbänke	eine - Ansätze	0,003
besondere Sohlenstrukturen	eine - Ansätze	0,004
Breitenvarianz	mäßig - gering	0,000
Sohlensubstrat	natürlich - unnatürlich	0,000
Laufkrümmung	mäßig – schwach geschwungen	0,571

G-2: Korrelationsberechnungen (Spearman-rho, zweiseitig) zwischen den faunistisch relevanten Struktur-Einzelparametern und dem „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attribut“ (ASBA 8); (n = 258, p < 0,01)

faunistisch relevante Strukturparameter	ASBA 8
Laufkrümmung	0,30
Querbänke	0,33
Strömungsdiversität	0,44
Tiefenvarianz	0,40
Breitenvarianz	0,33
Sohlensubstrat	0,37
besondere Sohlenstrukturen	0,33

G-3: Verteilung des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit von den Merkmalsausprägungen der sieben faunistisch relevanten Strukturparameter der Gewässerstrukturgüte für die Fließgewässertypen 5 (n = 129) und 5.1 (n = 129). Die Boxen zeigen den Interquartilbereich (25- 75- Perzentil), den Median und die Spannweite.





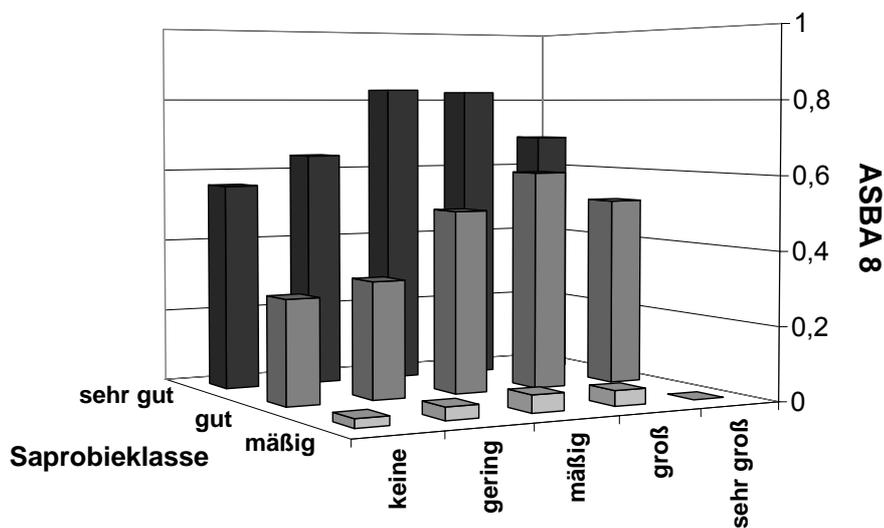
G-4: Kruskal-Wallis-Test des aggregierten, biologisch Attributs (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit von den faunistisch relevanten Strukturparametern für die Fließgewässertypen 5 (n = 129) und 5.1 (n = 129); (p < 0,05).

Faunistisch relevante Strukturparameter	Ausprägung der Zustandsmerkmale	FG-Typ 5 (n = 129) Asymptotische Signifikanz (p < 0,05)	FG-Typ 5.1 (n = 129) Asymptotische Signifikanz (p < 0,05)
Strömungsdiversität	mäßig - gering	0,000	0,001
Tiefenvarianz	mäßig - gering	0,000	0,008
Querbänke	eine - Ansätze	0,010	0,283
Bes. Sohlenstrukturen	eine - Ansätze	0,089	0,060
Breitenvarianz	mäßig - gering	0,002	0,013
Sohlensubstrat	natürlich - unnatürlich	0,000	0,000
Laufkrümmung	mäßig – schwach geschwungen	0,060	0,711

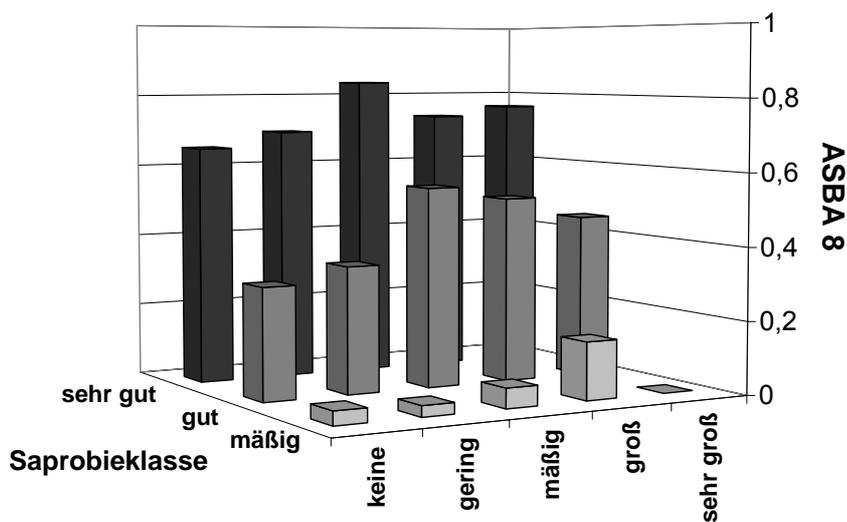
Anhang H: Wechselwirkungen von Saprobie, biologischen Attributen und Gewässerstruktur

H-1: Mittlere Verteilung des „aggregierten, strukturbasierten biologischen Attributs“ (ASBA 8) (0,1 skaliert) in Abhängigkeit von den Merkmalsausprägungen der faunistisch relevanten Strukturparameter „Tiefenvarianz“, „Breitenvarianz“, „besondere Sohlstrukturen“, „Laufkrümmung“ und „Sohlensubstrat“ und den Saprobieklassen „sehr gut“ (n = 60), „gut“ (n = 255) und „mäßig“ (n = 93) an den Untersuchungsabschnitten des Makrozoobenthos.

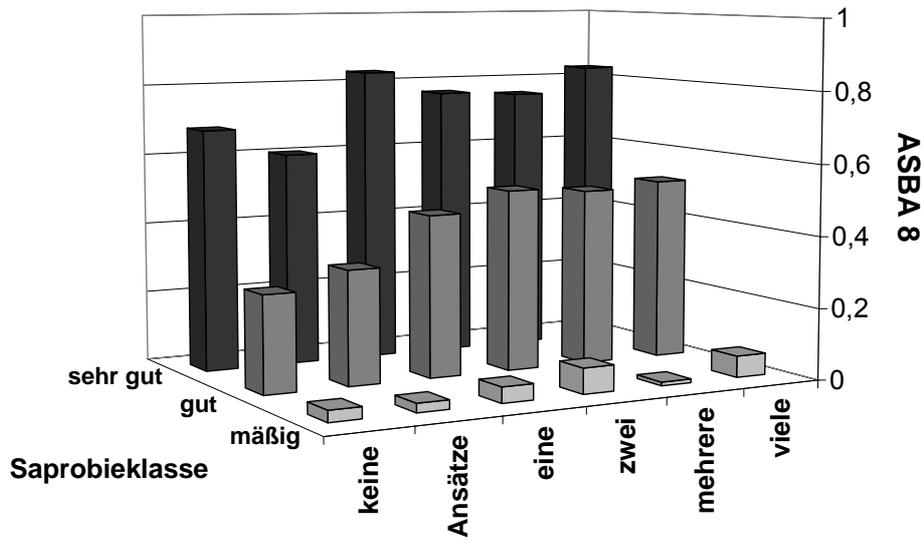
Tiefenvarianz



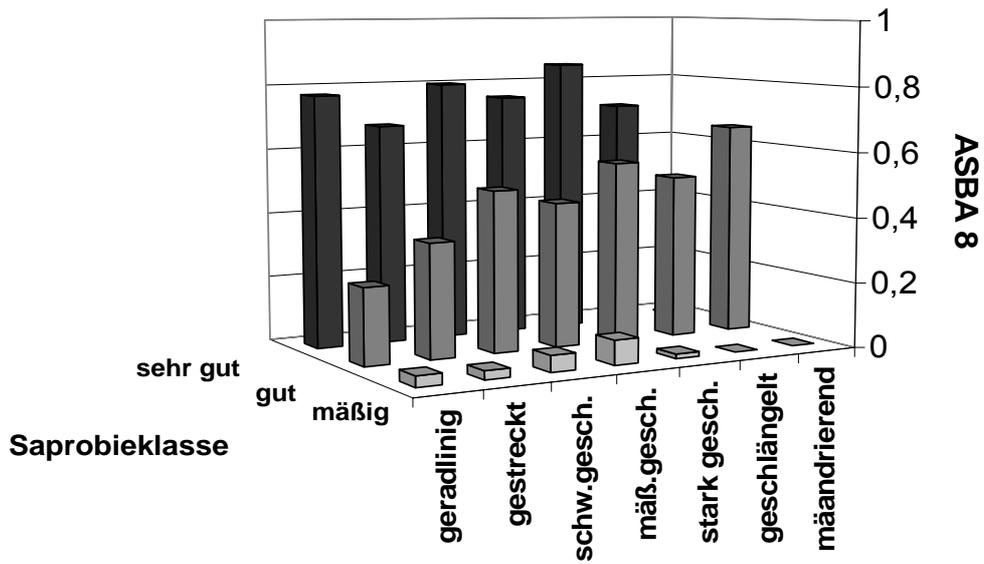
Breitenvarianz



Besondere Sohlenstrukturen



Laufkrümmung



Sohlensubstrat

