

**Der Einfluss naturnaher und renaturierter  
Gewässerstrecken auf die Makrozoobenthos-Fauna  
strukturell defizitärer Fließgewässerabschnitte**

Inaugural-Dissertation zur  
Erlangung der Doktorwürde  
der Fakultät für Umwelt und  
Natürliche Ressourcen der  
Albert-Ludwigs-Universität  
Freiburg i. Brsg.

vorgelegt von

Sabine Aßmann

Freiburg im Breisgau

2015

Dekan: Prof. Dr. Tim Freytag  
Referent: Prof. Dr. Werner Konold  
Korreferent: Prof. Dr. Herwig Waidbacher  
Datum der mündlichen Prüfung: 10. November 2015

## Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich zuallererst bei Prof. Dr. Werner Konold für die Möglichkeit eine Dissertation verfassen zu können sowie für seine Unterstützung bedanken.

Prof. Dr. Herwig Waidbacher danke ich herzlich für die Übernahme des Korreferats sowie Prof. Dr. Arnulf Melzer für die Zweitbetreuung.

Bei Prof. Dr. Erwin Lautsch möchte ich mich für die Hilfestellung bei statistischen Fragen bedanken sowie für seine allzeit motivierenden Worte.

Mein Dank gilt auch dem DAAD, dem Deutschen Akademischen Austauschdienst, ohne dessen finanzielle Unterstützung diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre.

Ein herzlicher Dank geht an alle – auch ehemalige – Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Professur für Landespflege... es war eine sehr schöne Zeit!

Meinen Arbeitskolleginnen und Kollegen des Regierungspräsidiums Freiburg danke ich für das kontinuierliche Nachfragen, wann ich denn nun fertig mit der Dissertation sei – das hat den Druck in positiver Form erhöht, ein rasches Ende zu finden. Speziell möchte ich mich aber für die Rücksichtnahme während der letzten Monate vor der Abgabe bedanken.

Vielen Dank auch an Yvonne Christoffers für das akribische Korrekturlesen der ganzen Arbeit.

Besonderer Dank gilt Steffen Entenmann, der mich vor allem in der Endphase dieser Arbeit durch geduldiges Diskutieren, Korrekturlesen und Motivieren sehr unterstützt und in Richtung Ziellinie geschoben hat.

Schließlich möchte ich noch meine Eltern und meine Schwestern erwähnen, auf deren Unterstützung ich mich jederzeit verlassen kann.



# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Strahlwirkungskonzept</b> .....	<b>3</b>
2.1	Stand des Wissens.....	3
2.1.1	Theoretische Grundlagen.....	3
2.1.2	Rechtliche Rahmenbedingungen.....	8
2.1.3	Forschungsbedarf: Kleinräumige Untersuchungen zur genaueren Beschreibung der Strahlwirkung.....	10
2.2	Fragestellungen, Hypothesen und Struktur der Arbeit.....	11
<b>3</b>	<b>Untersuchungsgebiet und Untersuchungsgewässer</b> .....	<b>15</b>
3.1	Das Flussgebiet der Acher-Rench-Korrektion (AREKO).....	15
3.2	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche.....	17
3.3	Durbach und Neugraben.....	18
3.3.1	Naturräumliche Gegebenheiten.....	18
3.3.2	Historische Entwicklung des Bachverlaufes und seiner Struktur.....	19
3.4	Sasbach.....	20
3.4.1	Naturräumliche Gegebenheiten.....	20
3.4.2	Historische Entwicklung des Bachverlaufs und seiner Struktur.....	20
<b>4</b>	<b>Material und Methoden</b> .....	<b>21</b>
4.1	Auswahl der Gewässerabschnitte und Festlegung der Probestellen.....	21
4.2	Gewässerstrukturgütekartierung.....	21
4.3	Sohlhabitatkartierung.....	22
4.4	Makrozoobenthos-Probenahme und Bestimmung.....	23
4.5	Datenaufbereitung und Analyse nach dem Fließgewässer-Bewertungsverfahren PERLODES.....	24
4.6	Chemisch-physikalische Untersuchungen.....	26
<b>5</b>	<b>Morphologische und faunistische Beschreibung der Untersuchungsabschnitte</b> .....	<b>27</b>
5.1	Durbach und Neugraben.....	27
5.1.1	Beschreibung der Untersuchungsabschnitte.....	27
5.1.2	Chemische und physikalische Parameter.....	32
5.1.3	Makrozoobenthosvorkommen im Durbach.....	32
5.1.4	Makrozoobenthosvorkommen im Neugraben.....	34
5.2	Sasbach.....	36
5.2.1	Beschreibung der Untersuchungsabschnitte.....	36
5.2.2	Chemische und physikalische Parameter.....	39
5.2.3	Makrozoobenthosvorkommen im Sasbach.....	40
5.3	Übersicht – Zuordnung der Probestellen in Strahlwirkungselemente.....	42

<b>6</b>	<b>Der Einfluss naturnaher/renaturierter Gewässerabschnitte auf die Ökologie ausgebauter Strecken .....</b>	<b>43</b>
6.1	Problemstellung.....	43
6.2	Datenauswertung .....	43
6.2.1	Identifizierung und Bewertung der Strahlursprünge .....	44
6.2.2	Ökologischer Zustand der Strahlwege bzw. Strahlziele .....	45
6.2.3	Faunistische Ähnlichkeit von naturnahen/renaturierten zu ausgebauten Gewässerstrecken.....	45
6.3	Ergebnisse .....	47
6.3.1	Durbach.....	47
6.3.2	Neugraben .....	54
6.3.3	Sasbach .....	59
6.4	Diskussion.....	67
6.4.1	Bewertung der Strahlursprünge.....	68
6.4.2	Identifikation der Strahlwirkung.....	69
6.4.3	Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsjahren.....	71
<b>7</b>	<b>Faunistische Veränderungen im ausgebauten Längsverlauf.....</b>	<b>73</b>
7.1	Problemstellung.....	73
7.2	Datenauswertung .....	73
7.3	Ergebnisse .....	75
7.3.1	Durbach.....	75
7.3.2	Neugraben .....	76
7.3.3	Sasbach .....	77
7.4	Diskussion.....	79
<b>8</b>	<b>Einfluss der lokalen Gewässerstruktur auf die Makrozoobenthos-Fauna.....</b>	<b>83</b>
8.1	Problemstellung.....	83
8.2	Datenauswertung .....	83
8.3	Ergebnisse .....	86
8.3.1	Durbach.....	86
8.3.2	Neugraben .....	90
8.3.3	Sasbach .....	94
8.4	Diskussion.....	98
<b>9</b>	<b>Faunistische Bedeutung des Sohlensubstrats in strukturell defizitären Gewässerstrecken.....</b>	<b>101</b>
9.1	Problemstellung.....	101
9.2	Datenauswertung .....	102
9.2.1	Zusammensetzung des Sohlensubstrats .....	102
9.2.2	Mikrohabitat-Präferenzen der Taxa .....	102
9.3	Ergebnisse .....	104
9.3.1	Durbach.....	104

---

9.3.2	Neugraben .....	109
9.3.3	Sasbach .....	112
9.4	Diskussion .....	117
9.4.1	Zusammensetzung des Sohlensubstrats .....	117
9.4.2	Mikrohabitat-Präferenzen der Taxa .....	118
<b>10</b>	<b>Ergebniszusammenfassung und Schlussfolgerungen</b> .....	<b>123</b>
10.1	Zusammenfassung der Ergebnisse und Forschungsbedarf .....	123
10.2	Empfehlungen für die praktische Anwendung des Strahlwirkungskonzepts .....	126
	<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>129</b>
	<b>Summary</b> .....	<b>133</b>
	<b>Literaturverzeichnis</b> .....	<b>137</b>
	<b>Anhang</b> .....	<b>149</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Strahlwirkungskonzept.....	5
Abbildung 2: Übersichtskarte des AREKO-Gebiets .....	15
Abbildung 3: Gesamt-Gewässerstrukturgüte und Lage der Makrozoobenthos- Probestellen des Durbachs und Neugrabens.....	28
Abbildung 4: Naturnahe Gewässerstrecke im Durbach.....	29
Abbildung 5: Ausgebaute Gewässerstrecke im Durbach .....	30
Abbildung 6: Renaturierte Gewässerstrecke im Neugraben.....	32
Abbildung 7: Prozentuale Individuenverteilung und Taxazahlen (in Klammern) nach Ordnungen im Durbach .....	33
Abbildung 8: Relative Abundanzen [%] nach Ordnungen in naturnahen, ausgebauten und renaturierten Untersuchungsabschnitten des Durbachs.....	33
Abbildung 9: Vergleich des absoluten Individuen-Vorkommens gruppiert nach Ordnungen und Probestelle in den Untersuchungsjahren 2011 und 2012 im Durbach .....	34
Abbildung 10: Prozentuale Individuenverteilung und Taxazahlen (in Klammern) nach Ordnungen im Neugraben .....	35
Abbildung 11: Relative Abundanzen [%] nach Ordnungen in naturnahen und renaturierten Untersuchungsabschnitten des Neugrabens.....	35
Abbildung 12: Vergleich des absoluten Individuen-Vorkommens gruppiert nach Ordnungen und Probestelle in den Untersuchungsjahren 2012 und 2013 im Neugraben.....	36
Abbildung 13: Gesamt-Gewässerstrukturgüte und Lage der Makrozoobenthos- Probestellen im Sasbach .....	37
Abbildung 14: Ausgebaute Gewässerstrecke im Sasbach.....	39
Abbildung 15: Prozentuale Individuenverteilung und Taxazahlen (in Klammern) nach Ordnungen im Sasbach .....	40
Abbildung 16: Relative Abundanzen [%] nach Ordnungen in ausgebauten und renaturierten Untersuchungsabschnitten des Sasbachs .....	41
Abbildung 17: Vergleich des absoluten Individuen-Vorkommens gruppiert nach Ordnungen und Probestelle der Jahre 2011 und 2012 im Sasbach .....	41
Abbildung 18: Diversität – Shannon-Index und Evenness der Probestellen des Durbachs flussab für die Untersuchungsjahre 2011 und 2012 .....	50
Abbildung 19: Korrelation der Strukturgüte und der Bewertung des Makrozoobenthos durch das Modul „Allgemeine Degradation“ des Durbachs für die Untersuchungsjahre 2011 (links) und 2012 (rechts).....	51
Abbildung 20: Jaccard-Ähnlichkeit [%] der Probestellen im Durbach flussab für die Untersuchungsjahre 2011 (links) und 2012 (rechts).....	52
Abbildung 21: Jaccard-Ähnlichkeit [%] der Probestellen im Durbach im Vergleich zum Strahlursprung DB1 als „Referenz“ (Vergleichspunkt) für die Untersuchungsjahre 2011 (links) und 2012 (rechts).....	53
Abbildung 22: Dendrogramm der Probestellen des Durbachs für das Untersuchungsjahr 2011 nach der Ward- Methode .....	53

Abbildung 23: Dendrogramm der Probestellen des Durbachs für das Untersuchungsjahr 2012 nach der Ward- Methode .....	54
Abbildung 24: Diversität - Shannon-Index und Evenness für die Probestellen im Neugraben flussab für die Untersuchungsjahre 2012 und 2013.....	56
Abbildung 25: Korrelation der Strukturgüte und der Bewertung des Makrozoobenthos durch das Modul „Allgemeine Degradation“ im Neugraben für die Untersuchungsjahre 2012 (links) und 2013 (rechts).....	57
Abbildung 26: Jaccard-Ähnlichkeit [%] der Probestellen im Neugraben flussab für die Untersuchungsjahre 2012 (links) und 2013 (rechts).....	58
Abbildung 27: Jaccard-Ähnlichkeit [%] der Probestellen des Neugrabens flussab im Vergleich zum Strahlursprung DB17 als „Referenz“ (Vergleichspunkt) für die Untersuchungsjahre 2012 (links) und 2013 (rechts) .....	58
Abbildung 28: Dendrogramm für die Probestellen des Neugrabens der Untersuchungsjahres 2012 (links) und 2013 (rechts) nach der Ward-Methode .....	59
Abbildung 29: Diversität – Shannon-Index und Evenness der Probestellen des Sasbachs flussab für die Untersuchungsjahre 2011 und 2012 .....	62
Abbildung 30: Korrelation der Strukturgüte und der Bewertung des Makrozoobenthos durch das Modul „Allgemeine Degradation“ im Sasbach für die Untersuchungsjahre 2011 (links) und 2012 (rechts).....	63
Abbildung 31: Jaccard-Ähnlichkeit [%] der Probestellen im Sasbach flussab für die Untersuchungsjahre 2011 (links) und 2012 (rechts).....	64
Abbildung 32: Jaccard-Ähnlichkeit [%] der Probestellen (bis SB8) des Sasbachs im Vergleich zum Strahlursprung SB1 als „Referenz“ (Vergleichspunkt) flussab für die Untersuchungsjahre 2011 (links) und 2012 (rechts).....	65
Abbildung 33: Jaccard-Ähnlichkeit [%] der ausgebauten Probestellen des Sasbachs im Vergleich zum Strahlursprung SB8 als „Referenz“ (Vergleichspunkt) flussab für die Untersuchungsjahre 2011 (links) und 2012 (rechts).....	65
Abbildung 34: Dendrogramm für die Probestellen des Sasbachs für das Untersuchungsjahr 2011 nach der Ward-Methode.....	66
Abbildung 35: Dendrogramm für die Probestellen des Sasbachs für das Untersuchungsjahr 2012 nach der Ward-Methode.....	66
Abbildung 36: Bray-Curtis-Koeffizient der Probestellen des Durbachs flussab im Vergleich zum Strahlursprung DB1 („Referenz“) für die Untersuchungsjahre 2011 und 2012 .....	76
Abbildung 37: Bray-Curtis-Koeffizient der Probestellen des Neugrabens flussab im Vergleich zum Strahlursprung DB17 („Referenz“) für die Untersuchungsjahre 2011 und 2012 .....	77
Abbildung 38: Bray-Curtis-Koeffizient der Probestellen des Sasbachs flussab im Vergleich zum Strahlursprung SB8 („Referenz“) für die Untersuchungsjahre 2011 und 2012 .....	78
Abbildung 39: Boxplots zu Sohlenstrukturklassen (1-7; Klassen 2 und 6 kommen im Durbach nicht vor) und den ausgewählten biologischen Attributen „Taxazahl“ (links) bzw. „Diversität“ (rechts) des Durbachs .....	87
Abbildung 40: Boxplots zu Sohlenstrukturklassen (Klassen 2, 4, 6 und 7 kommen im Neugraben nicht vor) und den ausgewählten biologischen Attributen „Taxazahl“ (links) und Diversität (rechts) für den Neugraben .....	91

Abbildung 41: Boxplots zu Sohlenstrukturklassen (1-7; Klassen 4 und 6 kommen im Sasbach nicht vor) und den ausgewählten biologischen Attributen Taxazahl (links) und Diversität (rechts) für den Sasbach .....	95
Abbildung 42: Durchschnittliche Substrat-Zusammensetzung aller naturnahen, renaturierten und ausgebauten Probestellen des Durbachs in Prozent.....	105
Abbildung 43: Substratpräferenzen der im Technolithal gefundenen Taxa des Durbachs ..	106
Abbildung 44: Substratpräferenzen der im Lithal gefundenen Taxa des Durbachs.....	106
Abbildung 45: Substratpräferenzen der im Psammal gefundenen Taxa des Durbachs.....	107
Abbildung 46: Strömungspräferenzen der Taxa in den Probestellen des Strahlwegs des Durbachs .....	108
Abbildung 47: Durchschnittliche Substrat-Zusammensetzung aller naturnahen und renaturierten Probestellen des Neugrabens in Prozent.....	109
Abbildung 48: Substratpräferenzen der im Psammal gefundenen Taxa des Neugrabens...	110
Abbildung 49: Strömungspräferenzen der Taxa in den Probestellen des Strahlwegs des Neugrabens .....	111
Abbildung 50: Durchschnittliche Substrat-Zusammensetzung aller renaturierten und ausgebauten Probestellen des Sasbachs in Prozent .....	112
Abbildung 51: Substratpräferenzen der im Technolithal gefundenen Taxa des Sasbachs ..	114
Abbildung 52: Substratpräferenzen der im Lithal gefundenen Taxa des Sasbachs.....	114
Abbildung 53: Substratpräferenzen der im Psammal gefundenen Taxa des Sasbachs .....	115
Abbildung 54: Substratpräferenzen der im Phytal gefundenen Taxa des Sasbach .....	115
Abbildung 55: Substratpräferenzen der im Akal gefundenen Taxa des Sasbach .....	116
Abbildung 56: Strömungspräferenzen der Taxa in den Probestellen des Strahlwegs des Sasbach .....	116

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Anforderungen an Strahlwege in Mittelgebirgsbächen .....	7
Tabelle 2: Hydrologische Kennwerte des Durbachs und Neugrabens .....	19
Tabelle 3: Hydrologische Kennwerte des Sasbach.....	20
Tabelle 4: Klassifizierung der Gewässerstrukturgüte .....	21
Tabelle 5: Haupt- und Einzelparameter der Gewässerstrukturkartierung.....	22
Tabelle 6: Klassifikation der Substrattypen .....	23
Tabelle 7: Übersicht der Zuordnung der Probestellen des Durbachs, Neugrabens und Sasbachs in Strahlwirkungselemente (Strahlursprung, Strahlweg, Strahlziel); ...	42
Tabelle 8: Übersicht der Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ und Faunenähnlichkeiten der Probestellen des Durbachs für das Untersuchungsjahr 2011 .....	48
Tabelle 9: Übersicht der Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ und Faunenähnlichkeiten der Probestellen des Durbachs für das Untersuchungsjahr 2012 .....	49
Tabelle 10: Übersicht der Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ und Faunenähnlichkeiten der Probestellen des Neugrabens für das Untersuchungsjahr 2012 .....	55
Tabelle 11: Übersicht der Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ und Faunenähnlichkeiten der Probestellen des Neugrabens für das Untersuchungsjahr 2013 .....	55
Tabelle 12: Übersicht der Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ und Faunenähnlichkeiten der Probestellen des Sasbachs für das Untersuchungsjahr 2011 .....	60
Tabelle 13: Übersicht der Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ und Faunenähnlichkeiten der Probestellen des Sasbachs für das Untersuchungsjahr 2012 .....	61
Tabelle 14: Ausgewählte biologische Attribute .....	84
Tabelle 15: Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Spearman rho) zwischen den Hauptparametern der Gewässerstruktur und den ausgewählten biologischen Attributen des Durbachs.....	86
Tabelle 16: Rangplätze der Struktur-Hauptparameter basierend auf Korrelationsanalysen mit biologischen Attributen für den Durbach .....	87
Tabelle 17: Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Spearman rho) zwischen den Einzelparametern der Gewässerstruktur und den ausgewählten biologischen Attributen des Durbachs.....	88
Tabelle 18: Rangplätze der Struktur-Einzelparameter basierend auf Korrelationsanalysen mit biologischen Attributen für den Durbach .....	89
Tabelle 19: Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Kendall-tau) zwischen den Hauptparametern der Gewässerstruktur und den ausgewählten biologischen Attributen des Neugrabens.....	90
Tabelle 20: Rangplätze der sechs Struktur-Hauptparameter basierend auf Korrelationsanalysen mit biologischen Attributen für den Neugrabens.....	91

Tabelle 21: Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Kendall-tau) zwischen den Einzelparametern der Gewässerstruktur und den ausgewählten biologischen Attributen des Neugrabens.....	92
Tabelle 22: Rangplätze der Struktur-Einzelparame-ter basierend auf Korrelationsanalysen mit biologischen Attributen für den Neugraben.....	93
Tabelle 23: Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Spearman rho) zwischen den Hauptparametern der Gewässerstruktur und den ausgewählten biologischen Attributen des Sasbachs .....	94
Tabelle 24: Rangplätze der sechs Struktur-Hauptparameter basierend auf Korrelationsanalysen mit biologischen Attributen für den Sasbach.....	95
Tabelle 25: Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Spearman rho) zwischen den Einzelparametern der Gewässerstruktur und den ausgewählten biologischen Attributen des Sasbachs .....	96
Tabelle 26: Rangplätze der Struktur-Einzelparame-ter basierend auf Korrelationsanalysen mit biologischen Attributen für den Sasbach.....	97
Tabelle 27: Klassifikation der Substratpräferenz-Typen nach PERLODES .....	103
Tabelle 28: Klassifikation der Strömungspräferenz-Typen nach PERLODES .....	103
Tabelle 29: Substratpräferenzen der Taxa (Prozent) der naturnahen (Strahlursprung, DB1), der renaturierten (Strahlziel, DB11-DB13) und der ausgebauten (Strahlweg, DB2-DB10) Abschnitte des Durbachs.....	105
Tabelle 30: Strömungspräferenzen der Taxa (Prozent) des naturnahen (Strahlursprung, DB1) Abschnittes des Durbachs.....	108
Tabelle 31: Substratpräferenzen der Taxa (Prozent) im naturnahen (Strahlursprung; DB16 und DB17) und renaturierten (Strahlweg bzw. -ziel; NG1-NG4) Abschnitt des Neugrabens .....	110
Tabelle 32: Strömungspräferenzen der Taxa (Prozent) des naturnahen (Strahlursprung, DB16 und DB17) Abschnittes des Neugrabens .....	111
Tabelle 33: Substratpräferenzen der Taxa (in Prozent) im renaturierten (Strahlursprung; SB1, SB2, SB8 und SB9) und ausgebauten (Strahlweg; SB3, SB5, SB7, SB10-19) Abschnitt des Sasbachs .....	113
Tabelle 34: Strömungspräferenzen der Taxa (Prozent) des renaturierten (Strahlursprung, SB1, SB2, SB8 und SB9) Abschnittes des Sasbachs.....	117

## Abkürzungen

AREKO	Acher-Rench-Korrektion
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
DRL	Deutscher Rat für Landespflege
EG-WRRL	Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft
EPT	Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren
EPTCBO	Ephemeropteren, Plecopteren, Trichopteren, Coleopteren, Bivalvia und Odonaten
EZG	Einzugsgebiet
FGT	Fließgewässertyp
GSG	Gewässerstrukturgüte
GWDOG	Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein
HK	Häufigkeitsklassen
HQ <sub>10</sub>	10-jährliches Hochwasserereignis
HQ <sub>100</sub>	100-jährliches Hochwasserereignis
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
MHQ	mittlerer Hochwasserabfluss
MNQ	mittlerer Niedrigwasserabfluss
MQ	Mittelwasser
NN	Normalnull
POM	partikuläres organisches Material
RP	Regierungspräsidium

## Abkürzungen der untersuchten Probestellen

DB1-17	Probestelle 1 bis 17 im Durbach
NG1-4	Probestelle 1 bis 4 im Neugraben
SB1-19	Probestelle 1 bis 19 im Sasbach



# 1 Einleitung

Der Großteil der europäischen Fließgewässer unterlag über Jahrhunderte hinweg starken anthropogenen Eingriffen. Auch in Deutschland wurden viele Bäche und Flüsse sowie deren Auen aus Hochwasserschutzgründen, zur Schiffbarmachung, zur Wasser- und Energiegewinnung, aber auch um gewässernahe Flächen besser bewirtschaften zu können, verändert. Wegen Flurbereinigungsmaßnahmen und Meliorationen wurden Fließgewässer kanalartig ausgebaut und so zu Abflusskanälen, sogenannten „Vorflutern“, die leicht unterhalten werden konnten, umfunktioniert. Oftmals kamen noch Regulierungsbauwerke für die Wasserstände hinzu, die zu einer Fragmentierung der Gewässer und somit zu Kontinuumsunterbrechungen führten (DAHL et al. 2005, LÜDERITZ & JÜPNER 2009). Auch im Hinblick auf den Hochwasserschutz wurden Fließgewässer über lange Zeit so ausgebaut, dass große Abflussmengen rasch abgeführt werden konnten. Durch die Eindeichung und Begradigung nahm das natürliche Retentionsvermögen entlang eines Flusslaufes in vielen Fällen stark ab. Diese Maßnahmen führten auch zu einer dramatischen biologischen Veränderung der Fließgewässer (ZWICK 1992, BRUNKE & GONSER 1997, POSTEL & RICHTER 2003, DUDGEON et al. 2006). In den 1980er-Jahren begann ein Umdenken in der Wasserwirtschaft aufgrund des Bewusstwerdens der Folgen und eines gesteigerten gesellschaftlichen Umweltbewusstseins. Dieses fand dann in Deutschland auch Eingang in rechtliche Grundlagen wie zum Beispiel im Wasserhaushaltsgesetz des Bundes und in den Wassergesetzen der einzelnen Bundesländer. Die negativen Folgen der Ausbaumaßnahmen sind heute aber trotzdem noch allgegenwärtig und Ursache für den landesweiten unbefriedigenden bis schlechten Fließgewässerzustand (BRAUKMANN et al. 2001).

Ein Schwerpunkt der Wasserwirtschaft in den EU-Mitgliedsstaaten ist derzeit die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), die Ende 2000 in Kraft getreten ist. Ziel dieser Richtlinie ist es unter anderem, bis 2015, es sind Fristverlängerungen bis 2027 möglich, EU-weit für alle Oberflächengewässer (Fließgewässer, Seen, Küstengewässer) einen guten ökologischen und chemischen Zustand bzw. ein gutes ökologisches und chemisches Potenzial (für erheblich veränderte Oberflächengewässer und künstliche Gewässer) zu erreichen und eine weitere Verschlechterung des momentanen Zustandes zu verhindern (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN 2000). Eine Bestandsaufnahme aller deutschen Oberflächengewässer, die die Bundesländer bis Ende 2004 durchgeführt haben, zeigte, dass bei etwa 14 % der bewerteten Wasserkörper die Ziele wahrscheinlich erreicht werden, für ca. 26 % der bewerteten Wasserkörper jedoch Unsicherheit besteht und rund 60 % der bewerteten Wasserkörper die Umweltziele ohne weitere Maßnahmen wahrscheinlich nicht erreichen werden (BMU 2005, BMU 2012). Die häufigste Ursache dafür, dass Fließgewässer in Deutschland den guten ökologischen Zustand nicht erreichen, liegt neben zu hohen Nährstoffbelastungen aus der intensiv genutzten Kulturlandschaft insbesondere an tiefgreifenden Veränderungen der natürlichen Gewässerstrukturen und des Abflussverhaltens (Hydromorphologie) (BMU 2010). Um die geforderten Ziele der EG-WRRL bis 2015 zu erfüllen, wurden Maßnahmenpläne erstellt. Die Maßnahmen richten sich insbesondere an die Verbesserung des hydromorphologischen Gewässerzustandes und der linearen Durchgängigkeit sowie der Reduzierung von Stoffeinträgen aus der Landwirtschaft und von Kläranlagen. Weiter gibt die EG-WRRL vor, diese Maßnahmen wirtschaftlich und kosteneffizient umzusetzen (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN 2000).

Das Konzept der Strahlwirkung birgt hierbei Möglichkeiten, Fließgewässer in einen guten ökologischen Zustand zu versetzen ohne sie vollständig umgestalten zu müssen. Strahlwirkung bezeichnet Vorgänge, bei denen aus ökologisch intakten Fließgewässerabschnitten (Strahlursprung) Organismen in strukturell schlechtere Abschnitte (Strahlweg) gelangen und sich dort ansiedeln bzw. ausbreiten. In entsprechender Entfernung müsste dann ein weiterer strukturell guter Gewässerabschnitt vorhanden sein, um so über den gesamten Fließgewässerlauf den ökologischen Zustand zu verbessern (GRÜNEBAUM 2007, DRL 2008, DRL 2009). Im Rahmen der Gewässerbewirtschaftung und -entwicklung sind das Wissen über die Strahlwirkung und deren Anwendung in der Planungspraxis von großer Bedeutung. In Nordrhein-Westfalen wird das Konzept der Strahlwirkung bereits flächendeckend umgesetzt. Beim Strahlwirkungskonzept geht es letztlich um die Errichtung eines Biotopverbundsystems. Durch gezielte, räumlich begrenzte Maßnahmen, die der Ausdehnung und Vernetzung von Lebensräumen dienen, können flächendeckende Verbesserungen des ökologischen Zustandes erreicht und Defizite kompensiert werden. Die EG-WRRL könnte mit Hilfe der Strahlwirkung kosteneffizienter und rascher umgesetzt und damit die entsprechenden Ziele erreicht werden.

Ein Zustandekommen der Strahlwirkung ist abhängig von einer Reihe an Voraussetzungen hinsichtlich Gewässerstruktur und weiterer biotischer und abiotischer Faktoren. Das bisher vorhandene Wissen über die Strahlwirkung basiert zum einen auf der Zusammenfassung von Expertenmeinungen (DRL 2008), zum anderen auf Auswertungen von Fisch- und Makrozoobenthos-Datensätzen für große geographische Einheiten. Aufgrund der in diesen Studien angewendeten Methodik, den verwendeten Datengrundlagen und den betrachteten Parametern ist jedoch das Wissen über das Vorhandensein und die Ausbreitung der Strahlwirkung auf kleineren geographischen Landschaftseinheiten und für spezifische Gewässertypen relativ allgemein. Um die Theorie der Strahlwirkung weiterzuentwickeln und um wichtige Voraussetzungen für eine ökologisch nachhaltige Gewässerentwicklung abzuleiten, betrachtet die vorliegende Studie den Einfluss naturnaher bzw. renaturierter Gewässerabschnitte auf direkt benachbarte ausgebaute Fließstrecken. Weiterhin untersucht die Studie die zu erwartende Reichweite dieser Strahlwirkung, sowie darauf einflussnehmende Gewässerstrukturparameter. Auf Mikrohabitat-Ebene wird im Detail die Bedeutung des Sohlenssubstrates in ausgebauten Gewässerabschnitten für das Makrozoobenthos untersucht. Die Studie basiert auf umfangreichen Beprobungen des Makrozoobenthos, die in regelmäßigen Abständen im Fließgewässer-Längsverlauf grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbächen (Fließgewässertyp 5 nach POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004) durchgeführt wurden. Aus den Ergebnissen der Studie werden Handlungsempfehlungen zur Nutzung der Strahlwirkung in der wasserwirtschaftlichen Praxis abgeleitet.

## 2 Strahlwirkungskonzept

### 2.1 Stand des Wissens

#### 2.1.1 Theoretische Grundlagen

Um die komplexen Interaktionen biotischer und abiotischer Faktoren von Fließgewässerprozessen darzustellen, wurden bereits viele Konzepte entwickelt, allen voran das *River Continuum Concept* (VANNOTE et al. 1980). Dieses Konzept betrachtet das Fließgewässer als ununterbrochenes Kontinuum im Längsverlauf von der Quelle bis zur Mündung. Es beschreibt den Zusammenhang zwischen morphologischen, physikalischen und hydrologischen Aspekten und den Auf- und Abbauprozessen bzw. den funktionellen Ernährungstypen der aquatischen Biozönose. Das *River Continuum Concept* gilt als Modell für anthropogen unbeeinflusste Fließgewässer (JUNGWIRTH et al. 2003). Auf dessen Grundlage basiert das *Serial Discontinuity Concept* (WARD & STANFORD 1983), welches den Einfluss von Störungen der Fließgewässer-Durchgängigkeit – wie durch Talsperren oder Dauerstaubecken – auf das Kontinuum beschreibt. Hier wird angenommen, dass sich mit größer werdender Entfernung von der Störung das System zunehmend erholt und den natürlichen Zustand anstrebt. Aus diesen Konzepten geht hervor, dass Durchgängigkeit im Allgemeinen ein wesentlicher Faktor für die Erhaltung und Wiederherstellung der natürlichen Verhältnisse in Fließgewässern mit der typischen Gewässerfauna darstellt. Weiter werden Konnektivität (Verbindung) im Hinblick auf Landschaft als Fluss von Energie, Material und Organismen zwischen Landschaftskomponenten definiert (WARD et al. 2002). In der Fließgewässerökologie gilt nun die 4-dimensionale Natur von Fließgewässersystemen als allgemein anerkanntes Grundprinzip (WARD 1989). Flusssysteme interagieren longitudinal innerhalb des Flusses bzw. zwischen Fluss und Nebengewässer, vertikal (Flussbett/Aquifer), lateral (Flussbett/Ufer- bzw. Überschwemmungsflächen) und auf zeitlicher Ebene. Eine intakte Vernetzung der Ökosysteme bildet ein Mosaik unterschiedlicher, miteinander verzahnter und sich gegenseitig beeinflussender Habitatstrukturen. Diese begünstigen eine hohe Biodiversität, die langfristig aber nur in sich ständig umgestaltenden dynamischen Systemen sichergestellt werden kann (WARD & STANFORD 1995). Anthropogene Einflüsse, wie die massiven Regulierungen und Querverbauungen der Fließgewässer, führen aber zum Verlust dieser Umgestaltungen des Flussbettes und Uferbereiches, der Vernetzung mit Ober- und Unterlieger sowie mit dem Umland und dem Grundwasser und unterbinden den damit verbundenen Austausch von Organismen und Materialien. Dies hat weitreichende biologische, morphologische und hydrologische Auswirkungen.

Zu einer Verbesserung des ökologischen Zustandes anthropogen beeinflusster Fließgewässer könnte das Konzept der Strahlwirkung beitragen, was auf die Ansätze der oben beschriebenen Modelle zurückgreift, wie zum Beispiel ein durchgängiges Fließkontinuum sowie die Vernetzung von Biotopen. Das Konzept kann auf die aquatische Biozönose (z. B. Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten) sowie auf teilweise terrestrische Biozönosen (z. B. am Ufer lebende Käfer) angewendet werden. Diese Studie betrachtet das Konzept der Strahlwirkung

anhand des Makrozoobenthos, welches eine wichtige Komponente der Fließgewässer-Ökosysteme darstellt. Es weidet das Periphyton (Mikroalgen-Aufwuchs an z. B. Steinen) ab und kann somit Algenblüten verhindern, es zersetzt organisches Material und bereichert dadurch den Nährstoff-Kreislauf. Als Makrozoobenthos werden am Gewässerboden lebende wirbellose Organismen verstanden, die noch mit freiem Auge sichtbar sind. Dazu zählen zum Beispiel Krebse, Muscheln, Schnecken und Insektenlarven der Steinfliegen, Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Libellen sowie auch Käfer und Käferlarven (JUNGWIRTH et al. 2003). Das Makrozoobenthos stellen aber auch wichtige Nährtiere für Prädatoren wie Fische dar (HYNES 1970a, JUNGWIRTH et al. 2003). Das Makrozoobenthos wird am häufigsten als Indikatorgruppe für biologisches Fließgewässer-Monitoring genutzt. Das liegt insbesondere daran, dass es sämtliche aquatische Habitate besiedelt, eine begrenzte Mobilität hat, die Probenahme im Gegensatz zu Fischen einfach und kostengünstig durchgeführt werden kann und dass es sehr sensibel auf ein breites Spektrum an Wasserqualität- und Habitatveränderungen reagiert (MOOG 1991, MOOG 1993, ROSENBERG & RESH 1993).

Das Strahlwirkungskonzept (auch „Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept“ genannt) wurde als solches erstmals vom DEUTSCHEN RAT FÜR LANDESPFLEGE (DRL 2008, DRL 2009) beschrieben. In anderen Studien wird die Strahlwirkung auch als „Fernwirkung“ bezeichnet (z. B. DAHM et al. 2014).

Strahlwirkung beschreibt ein Phänomen, bei dem auch in naturfernen Fließgewässerabschnitten gewässertypische Lebensgemeinschaften angetroffen werden können und somit der ökologische Zustand eines Fließgewässers aufgewertet wird. Es wird beim Strahlwirkungsprinzip somit davon ausgegangen, dass Organismen wie Fische, Makrozoobenthos oder Makrophyten aus naturnahen Abschnitten, die durch ihre Hydromorphologie gute Habitateigenschaften mit einer entsprechenden Population aufweisen – im Strahlwirkungskonzept als Strahlursprünge bezeichnet – durch Zuwanderung oder Drift in benachbarte naturferne Abschnitte, sogenannte Strahlwege, gelangen und diese auch besiedeln, und im Anschluss weitere Strahlursprünge erreichen (biotische Strahlwirkung) (DRL 2008, DRL 2009, LANUV NRW 2011). Auch ungünstige strukturelle Lebensraumbedingungen können von günstigen Umweltbedingungen (z. B. kühles, unbelastetes Wasser oder Eintrag von gewässertypischen Sedimenten) aus naturnahen angrenzenden Gewässerabschnitten überlagert werden (abiotische Strahlwirkung). Im Gegensatz zu dieser positiven Strahlwirkung können negative Umwelteinflüsse (z. B. Verschleppung von Feinsedimenten oder stoffliche Belastungen (abiotisch)) oder durch die Einwanderung bzw. Drift gewässeruntypischer Organismen (biotisch) zu einer Abwertung des ökologischen Zustandes führen (negative Strahlwirkung) (LANUV NRW 2011). Eine positive Strahlwirkung ist nur dann gegeben, wenn sich der im Vergleich zur Gewässerstruktur bessere ökologische Zustand wiederholt über einen längeren Zeitraum nachweisen lässt. Die biotische Strahlwirkung bezieht sich immer auf die Abundanz und Altersstruktur ganzer Populationen und nicht auf Einzelorganismen (GRÜNEBAUM 2007). Nach derzeitigem Wissensstand reicht die Strahlwirkung entweder bis zur nächsten signifikanten Störung (z. B. Unterbrechung der Durchgängigkeit oder stoffliche Einflüsse) oder nimmt mit zunehmender Entfernung zum Strahlursprung ab, bis sie vollends verebbt ist. Im Hinblick auf die Zielerreichung der EG-WRRL (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN 2000) wird beim Konzept der Strahlwirkung grundsätzlich der sehr gute oder gute ökologische Zustand oder Potenzial (bei erheblich veränderten

Gewässern) als Zielzustand angestrebt. GRÜNEBAUM (2007) und der DRL (2008) räumen aber ein, dass eine Strahlwirkung jedoch auch lediglich einen deutlich verbesserten biologischen Zustand auf das defizitäre Gewässer bewirken kann und dies einen großen Nutzen für das Gewässer darstellt.

Die schematische Abbildung 1 zeigt das Konzept der Strahlwirkung mit seinen Funktionselementen Strahlursprung, Strahlweg und Trittsteine, deren Merkmale und Mindestbeschaffenheiten im Folgenden insbesondere aufgrund von Studien des DRL (2008, 2009), des LANUV NRW (2011), KOENZEN et al. (2009) und von DAHM et al. (2014) genauer beschrieben werden. In diesen Studien werden Fließgewässertypen zusammengefasst zu „Mittelgebirgsbäche“ bzw. „Mittelgebirgsflüsse“ und „Tieflandbäche“ bzw. „Tieflandflüsse“ dargelegt. Nachfolgend wird insbesondere der Kenntnisstand der Strahlwirkung in Mittelgebirgsbächen beschrieben, da die in dieser Studie untersuchten Fließgewässer den „grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbächen“ (Fließgewässertyp 5 nach POTTSIESSER & SOMMERHÄUSER 2004) zuzuordnen sind.

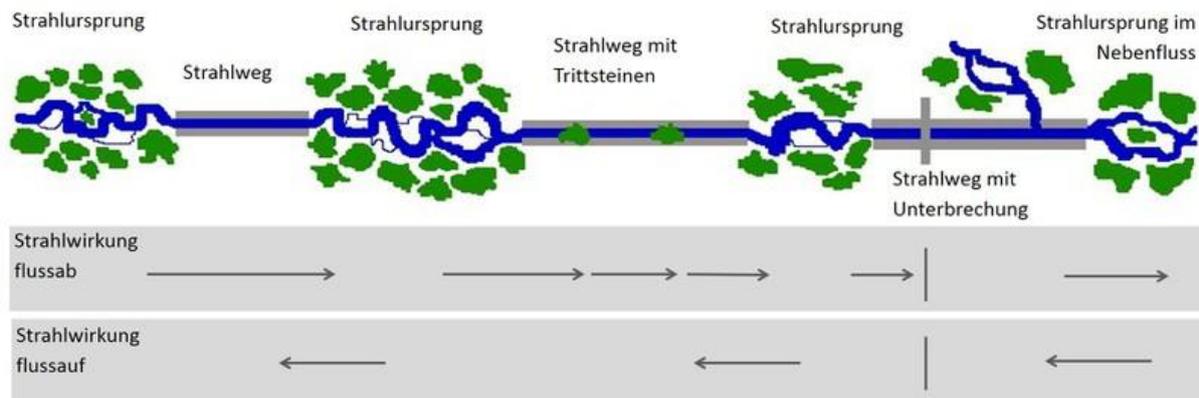


Abbildung 1: Strahlwirkungskonzept (basierend auf DRL 2008)

Ausgangspunkt der Strahlwirkung ist der **Strahlursprung**, ein natürlicher oder naturnaher Gewässerabschnitt. Für einen potenziellen Strahlursprung ist nicht nur eine gute Gewässerstruktur (z. B. nach den Bewertungsmethoden der LAWA bzw. einzelner Bundesländer) sowie eine stoffliche und hydrologisch-hydraulische Qualität (abiotisch) maßgeblich. Es muss auch ein ausreichendes Maß an gewässertypspezifischen Arten vorhanden sein, die sich dann in ausreichender Abundanz im weiteren Verlauf des Fließgewässers in strukturell defizitären Strecken (Strahlweg; siehe unten) ansiedeln können, um hier eine ökologische Zustandsverbesserung zu erreichen. Um einen solchen „Überschuss“ an Arten bereitstellen zu können – es wird hier auch von einem Wiederbesiedlungspotenzial der Strahlursprünge gesprochen – sollte der Strahlursprung gewisse Anforderungen erfüllen. DAHM et al. (2014) haben bei einer Auswertung von 520 Makrozoobenthos-Messstellen in Mittelgebirgsbächen mehrerer Bundesländer eine Mindestlänge des Strahlursprungs von 500-1.000 m hergeleitet. Dies bestätigt die Anforderungen von mindestens 500 m (zusammenhängend), von denen das LANUV NRW (2011) sowie die Mindestlänge von 400-700 m, von der KOENZEN et al. (2009) ausgehen. Des Weiteren müssen naturnahe, gewässertypspezifische Sohl-, Ufer- und Umfeldstrukturen mit einer Bewertung von „sehr gut“ bis „mäßig“ (1-3; vgl. Kapitel 4.2) vorliegen. Es dürfen keine

bis nur geringe Durchgängigkeitsdefizite (d. h. Tiere finden zuverlässig Abwanderungskorridore und es besteht keine bis nur eine geringe Schädigungsrate) sowie kein Rückstau, beides verursacht durch Querbauwerke, gegeben sein, welche die Strahlwirkung behindern könnten. Die Gewässerunterhaltung sollte ökologisch verträglich durchgeführt werden (LANUV NRW 2011). Dies kann erreicht werden, indem Unterhaltungsmaßnahmen an der Gewässersohle (z. B. Sedimenträumung, Entschlammung, Entkrautung), am Ufer (z. B. Mahd von Uferrohricht und Uferstauden) sowie im Gewässerumfeld (z. B. Gehölzpflege und Böschungsmahd) soweit wie möglich reduziert werden und in dafür geeigneten Zeiträumen durchgeführt werden, um eine Störung im Gewässer weitestgehend zu vermeiden (MUNLV NRW 2010). KOENZEN et al. (2009) definiert das Wiederbesiedlungspotenzial der Strahlursprünge über den Deutschen Fauna-Index (Bewertungsskala 1-5), der die Auswirkungen morphologischer Degradation auf die Makrozoobenthoszönose auf Habitat- und Einzugsgebietsebene bewertet (vgl. Kapitel 4.5). Es wird zwischen aktiven und potenziellen Strahlursprüngen unterschieden. Aktive Strahlursprünge sind somit Gewässerabschnitte mit einer Gewässerstrukturgüte (GSG) von 1 bis 3 und einem dauerhaften „sehr guten“ bis „guten“ Wiederbesiedlungspotenzial (Deutscher Fauna-Index 1-2). Potenzielle Strahlursprünge sind ebenfalls in die GSG 1 bis 3 einzuordnen, das Wiederbesiedlungspotenzial dieser Gewässerstrecke ist jedoch „mäßig“ bis „schlecht“ oder unbekannt (Deutscher Fauna-Index > 3 oder k. A.) (KOENZEN et al. 2009). Ein Strahlursprung kann im Haupt-, aber auch im Nebenfluss eines Gewässers liegen (vgl. Abbildung 1).

Unter **Strahlwege** sind strukturell beeinträchtigte Gewässerstrecken (GSG > 4; vgl. Kapitel 4.2) gemeint, in die Organismen vom Strahlursprung ausgehend aktiv einwandern bzw. passiv verdriften. Hier soll aufgrund positiver Umweltbedingungen eine Biozönose zu finden sein, die sich wegen der bestehenden strukturellen Degradation nicht hätte vermuten lassen. Es werden zwei Typen von Strahlwegen unterschieden. **Aufwertungsstrahlwege** erlauben eine ständige bzw. zumindest vorübergehende Ansiedlung von Organismen und werten somit die ausgebaute Gewässerstrecke auf. Im **Durchgangsstrahlweg** können sich Organismen nicht ansiedeln, sie ermöglichen aber den funktionalen Austausch zwischen zwei benachbarten Strahlursprüngen (Durchgangsfunktion). Es darf hier aber nur ein maximal mäßiges Durchgängigkeitsdefizit bestehen, d. h. das Auffinden und Passieren des Abwanderkorridors ist mäßig beeinträchtigt (LANUV NRW 2011). Tabelle 1 gibt die Annahmen des LANUV NRW (2011) über die Anforderungen an Aufwertungs- und Durchgangsstrahlwege von Mittelgebirgsbächen im Überblick wieder.

Tabelle 1: Anforderungen an Strahlwege in Mittelgebirgsbächen (basierend auf LANUV NRW 2011)

<b>Strahlwegtyp</b> <b>Anforderungen</b>	<b>Aufwertungsstrahlweg</b>	<b>Durchgangsstrahlweg</b>
<b>Länge des Strahlweges/ Reichweite der Strahlwirkung; flussab</b>	Jeweils max. so lang wie der Strahlursprung, höchstens rd. <b>2.500 m</b>	Max. ein Viertel so lang wie der Strahlursprung, höchstens rd. <b>600 m</b>
<b>Gewässerstruktur – Sohle</b>	Vergleichsweise naturnahe gewässerspezifische Sohlenstrukturen (GSG 5 und besser)	-
<b>Gewässerstruktur – Ufer</b>	Vergleichsweise naturnahe gewässerspezifische Uferstrukturen (GSG 5 und besser)	-
<b>Gewässerstruktur – Umfeld</b>	Saumstreifen vorhanden	-
<b>Durchgängigkeit</b>	Keine bis geringe Durchgängigkeitsdefizite	Keine bis mäßige Durchgängigkeitsdefizite
<b>Rückstau</b>	Kein Rückstau	
<b>Gewässerunterhaltung</b>	bedarfsorientierte, ökologisch verträgliche Gewässerunterhaltung	

Zusätzlich zu den dargestellten Anforderungen (Tabelle 1) darf kein Eintrag von Stoffen mit Schädwirkungen, Sauerstoffmangel/thermischen Veränderungen, Kolmatierung der Gewässersohle und Behinderung des Geschiebetransports oder wassermengenmäßige Veränderung im Fließkontinuum im Strahlweg erfolgen. Aus diesen Beeinträchtigungen könnte ansonsten eine negative Strahlwirkung ausgehen (GRÜNEBAUM 2007, DRL 2008, DRL 2009).

Je nach Organismengruppe bzw. -art unterscheiden sich Ausbreitungsmechanismen und -distanzen (z. B. WILLIAMS & HYNES 1976, WILLIAMS 1977, GRAY & FISHER 1981) und somit die Länge der Strahlwirkung und deren Ausbreitungsrichtung. Ein Strahlursprung kann somit flussab, aber auch flussauf wirken. Es wird davon ausgegangen, dass die Strahlwirkung in Fließrichtung wesentlich länger ist als flussauf, da die Ausbreitung der Gewässerorganismen meist der fließenden Welle folgt (TOWNSEND & HILDREW 1976, BIRD & HYNES 1981, MINSHALL & PETERSEN 1985). Es wird angenommen, dass der Strahleffekt mit zunehmender Entfernung vom Strahlursprung kontinuierlich abnimmt bzw. durch eine Störung, wie zum Beispiel ein Querbauwerk, abrupt unterbrochen wird, da die Durchgängigkeit nicht mehr gegeben ist. Wenn ein weiterer Strahlursprung erreicht wird, bevor die Strahlwirkung komplett abreißt, könnte auf einer größeren zusammenhängenden Gewässerstrecke ein besserer ökologischer Zustand erreicht werden. Ein solcher weiterer Strahlursprung kann, neben einem bereits bestehenden naturnahen Gewässerabschnitt, auch eine ökologische Umgestaltungsmaßnahme (Renaturierung) sein, die sich aufgrund ihrer strukturellen Ausstattung als neues Habitat anbietet. Solche neu geschaffenen Habitate werden in der vorliegenden Studie aber auch als **Strahlziele** bezeichnet, wenn sie nicht den Anforderungen an Strahlursprünge (z. B. Länge, GSG) entsprechen. In anderen Studien werden Strahlziele mit Strahlwegen gleichgesetzt.

Mit **Trittsteinen** soll die Strahlwirkung verlängert bzw. unterstützt werden können. In Fließgewässern können ökologische Trittsteine kurze, strukturreiche Teilabschnitte sein, die dauerhaft

von Gewässerorganismen besiedelt werden können. Es wird davon ausgegangen, dass sie die Anforderungen an die Qualität von Strahlursprüngen zwar erfüllen, aber die Mindestlänge nicht erreichen und somit die benötigte Größe des Arteninventars nicht selbst bereitstellen können, welches für einen Strahlursprung notwendig wäre. Trittsteine können auch einzelne Strukturelemente darstellen, zum Beispiel Kies- und Steinansammlungen, Wurzelstöcke, Wasserpflanzen und Totholz im Gewässerbett. Diese Form von Trittsteinen können als kleinräumige Unterschlupf-, Rast- und Nahrungsmöglichkeit dienen, um der aquatischen Fauna die Durchwanderung eines ausgebauten Gewässers zwischen zwei Habitaten zu erleichtern. Eine dauerhafte Besiedlung ist hier unwahrscheinlich (DRL 2008, DRL 2009). KAIL (2009) gibt zusätzlich zu bedenken, dass Trittsteine mit der fließenden Welle driftende Organismen wieder herausfiltern können, wodurch sich die Reichweite der Strahlwirkung verringert. Dennoch ist zu erwarten, dass auch solch kleinräumige Strukturen dazu beitragen können, ausgebaute Gewässerstrecken als Lebensraum aufzuwerten.

**Degradationsstrecken** (z. B. längere verrohrte Abschnitte) sind Gewässerabschnitte, die nicht die Anforderungen an Strahlursprünge oder Strahlwege erfüllen und somit eine Barriere für wandernde Tiere darstellen.

Eine ökologische Verbesserung der Fließgewässer erfordert die Betrachtung des gesamten Gewässersystems von der Quelle bis zur Mündung. Jeder Gewässertyp weist seine speziellen Artengemeinschaften auf, die sich an dessen strukturellen und chemischen Eigenschaften angepasst haben. Diese Arten benötigen unterschiedliche, d. h. typspezifische Gestaltungen des Fließgewässers, um ihre verschiedenen Lebenszyklen durchlaufen zu können. Dies gilt nicht nur für die aquatische, sondern auch für die terrestrische bzw. amphibische Fauna, die sich (zumindest teilweise) im Uferbereich aufhält. Um diesen art-, raum- und zeitvariablen Habitatsprüchen Rechnung tragen zu können, ist eine Biotopvernetzung innerhalb des Gewässers sowie im Uferbereich von entscheidender Bedeutung. Letztendlich geht es bei der Anwendung des Strahlwirkungskonzepts um die Errichtung eines **Biotopverbundsystems**, das im angewandten Naturschutz schon länger bekannt ist (z. B. JEDICKE 1994). Ein Biotopverbundsystem ist ein zusammenhängendes Netz aus Biotopen, welches das Überleben von bestimmten Arten sichert. In einem solchen Verbundsystem besteht für Organismen die Möglichkeit, Strecken zu überwinden und in neue Habitats zu gelangen, sodass ein Arten- und Individuenaustausch möglich ist (MATTANOVICH et al. 2006).

### 2.1.2 Rechtliche Rahmenbedingungen

Biotopvernetzung in Naturschutz und Landschaftsplanung spielt seit den 1980er Jahren eine wichtige Rolle (VON HAAREN & REICH 2006). Mit dem Aufkommen der Idee des Schutzgebietsnetzwerkes NATURA 2000 in Verbindung mit der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-) und der Vogelschutzrichtlinie (vgl. BLAB 2004, SSYMANEK et al. 2006) gewann der Biotopverbund zunehmend an Bedeutung, ebenso durch die Novellierung des BNatSchG (Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 4 Absatz 100 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist), in dem es heißt:

„(1) Die Länder schaffen ein Netz verbundener Biotop (Biotopverbund), das mindestens 10 % der Landesfläche umfassen soll“ sowie „(5) Unbeschadet des § 30 sind die oberirdischen Gewässer einschließlich ihrer Randstreifen, Uferzonen und Auen als Lebensstätten und Biotop für natürlich vorkommende Tier- und Pflanzenarten zu erhalten. Sie sind so weiterzuentwickeln, dass sie ihre großräumige Vernetzungsfunktion auf Dauer erfüllen können“ (§ 20, BNatSchG).

Ziel der Schaffung eines Biotopverbunds ist der langfristige Erhalt der heimischen Tier- und Pflanzenwelt mit ihrer genetischen Vielfalt durch Schutz, Entwicklung und Wiederherstellung von Flächen für ein funktional zusammenhängendes Netz. Dadurch sollen landschaftstypische Lebensräume und Lebensraumkomplexe eingebunden und Auswirkungen räumlicher Verinselungen verhindert werden (BURKHARDT et al. 2004). Dies gilt nicht nur für den aquatischen Bereich. Auch Uferbereiche und das gewässernahe Umfeld, die Aue, tragen zur ökologischen Funktionsfähigkeit bei. Um eine stabile, sich selbst regulierende Metapopulation zu erhalten, ist ein ausreichendes Angebot an Nahrungs-, Rückzugs- und Regenerationsbereichen, sowie Ausweich- und Reservehabitaten, die in überwindbarer Entfernung zueinander liegen, erforderlich (STERNBERG 1995). Für den Fortbestand solcher Metapopulationen sind einige stabile, lokal vorhandene Populationen notwendig (JEDICKE 1994).

In diesem Zusammenhang soll hier die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN 2000; EG-WRRL) genannt werden. Auch die EG-WRRL hat direkt (z. B. über Wiederherstellung der Durchgängigkeit) oder indirekt (z. B. über die Zielvorgabe des guten ökologischen Zustands) Aspekte des Biotopverbundes zum Inhalt (REICH 2008). Das Strahlwirkungskonzept wird somit indirekt bereits in rechtlichen Regelungen aufgegriffen. Vor dem Hintergrund der Zielerreichung des guten ökologischen Zustands bzw. Potenzials aller Oberflächengewässer (Flüsse, Seen, Übergangsgewässer und Küstengewässer) im Rahmen der EG-WRRL wird bislang dem Vorliegen einer Strahlwirkung ebenfalls dieser Zielzustand zugrunde gelegt. Der ökologische Zustand bzw. das Potenzial (bei erheblich veränderten Gewässern) von Gewässern wird gemäß Anhang V der EG-WRRL über die biologischen Qualitätskomponenten Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten, Phytobenthos und Phytoplankton bewertet und über eine 5-stufige Bewertungsskala dargestellt. Hydromorphologische und physikalisch-chemische Parameter werden unterstützend herangezogen. Der gute ökologische Zustand definiert sich über eine nur geringfügige Abweichung in der Abundanz und Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften vom gewässertypspezifischen Referenzzustand (sehr guter Zustand; d. h. weitestgehend anthropogen unbeeinflusst). Die ökologische Bewertung der einzelnen Qualitätskomponenten wird nach dem *Worst-Case-Prinzip* verschnitten, was bedeutet, dass die schlechteste Bewertung die Gesamtbewertung ergibt. Die Bewertung des Makrozoobenthos erfolgt anhand der organischen (saprobiellen) Belastung, der Versauerung und der allgemeinen Degradation. Hierauf wird in Kapitel 4.5 weiter eingegangen.

### **2.1.3 Forschungsbedarf: Kleinräumige Untersuchungen zur genaueren Beschreibung der Strahlwirkung**

Das Strahlwirkungskonzept wurde im Bereich der Gewässerökologie erst vor kurzem konkret beschrieben. Der Deutsche Rat für Landespflege trug erste Untersuchungen zu diesem Thema zusammen. Bei drei Expertenworkshops in den Jahren 2006 und 2007 wurde auf Basis von Vorträgen, Diskussionen und Erfahrungsberichten sowie umfangreicher Literaturrecherchen über die Strahlwirkung diskutiert sowie die strukturellen Anforderungen für ein Zustandekommen der Strahlwirkung abgeschätzt (DRL 2008). Hierbei wurden vor allem Tiefland- und Mittelgebirgs Gewässer in Nordrhein-Westfalen betrachtet. Bisher sind nur einige wenige Studien, die darüber hinaus durchgeführt wurden, der Strahlwirkung anhand konkreter Untersuchungen einzelner Gewässer(abschnitte) nachgegangen (z. B. LORENZ 2008, SCHATTMANN 2008, GELLERT et al. 2010). Diese betrachten einige wenige Probestellen ( $\leq 5$  über mehrere km), die unterschiedliche Distanzen aufweisen, was eine exakte Quantifizierung der Reichweite erschwert. LORENZ (2008) ging anhand von Beispielgewässern des norddeutschen Tieflandes den Fragen nach, ob sich eine gute bzw. schlechte Gewässerstrukturgüte des Oberlaufs positiv bzw. negativ auf das Makrozoobenthos einer unterhalb gelegenen Stelle auswirkt und ob sich die ausgebauten und renaturierten Fließgewässerabschnitte faunistisch unterscheiden. SCHATTMANN (2008) wertete Makrozoobenthosdaten von sieben Fließgewässern des Typs 5 im Hinblick auf eine potenzielle Strahlwirkung aus und leitete daraus die Reichweite der Strahlwirkung, Längsausdehnung der Strahlursprünge sowie weitere potenzielle Voraussetzungen für das Zustandekommen der Strahlwirkung ab. In weiteren, später durchgeführten Studien (z. B. KAIL 2009, KAIL & HALLE 2009, KAIL & HERING 2009, KOENZEN et al. 2009, DAHM et al. 2014) wurden große Makrozoobenthos-Datensätze (einige 100 Messstellen) auf eine Strahlwirkung hin ausgewertet, um daraus Annäherungen an Mindestanforderungen und Empfehlungen ableiten zu können. So haben zum Beispiel KAIL & HERING (2009) anhand von mehr als 200 Makrozoobenthosproben, Landnutzungs- und Gewässerstrukturdaten flussauf und flussab der Makrozoobenthos-Probestellen den Einfluss von angrenzenden Gewässerstrecken auf den lokalen ökologischen Zustand abgeleitet. Die Studie von KOENZEN et al. (2009) hatte zum Ziel, die Thesen der Strahlwirkung anhand des deutschen Einzugsgebietes Eifel-Rur zu verifizieren, daraus qualitative und quantitative Mindestanforderungen an die Strahlwirkungselemente zu ermitteln und eine Entscheidungshilfe für Bewirtschaftungspläne zu erstellen. DAHM et al. (2014) haben ebenfalls mit Hilfe eines Datensatzes mit über 500 Messstellen mehrerer Bundesländer verschiedene Aspekte, wie zum Beispiel die Reichweite der Strahlwirkung, abgeschätzt. Für die Untersuchungen anhand großer Datensätze wurden meist Makrozoobenthosdaten verschiedener Fließgewässertypen zu Kategorien wie „Mittelgebirgsbäche“ bzw. „Mittelgebirgsflüsse“ und „Tieflandbäche“ bzw. „Tieflandflüsse“ zusammengefasst.

All diese Untersuchungen haben gemein, dass sie die Strahlwirkung anhand einiger weniger Parameter messen, wie zum Beispiel der ökologischen Zustandsbewertung nach EG-WRRL (Gesamtbewertung) oder dem darin enthaltenen Modul „Allgemeine Degradation“ (vgl. Kapitel 4.5). Die in dieses Modul einfließenden Metrics werden in diesen Studien nicht einzeln betrachtet, obwohl jeder für sich weitere detaillierte Erkenntnisse zur faunistischen bzw. strukturellen Beschaffenheit des Gewässers offenbart, aus denen Kenntnisse über die Strahlwirkung abgeleitet werden könnten. Durch das Zusammenfassen verschiedener Fließgewässertypen, die unterschiedliche hydrologische (z. B. Mittelgebirgsbäche im Vergleich zu Tieflandbäche)

und chemisch-physikalische Parameter (z. B. karbonatische im Vergleich zu silikatischen Bächen) aufweisen und somit eine andere Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften beherbergen, kann auch im Hinblick auf das Ermitteln von Anforderungen und das Quantifizieren der Reichweite der Strahlwirkung nur von Annahmen ausgegangen werden. Untersuchungen zum Vorhandensein oder Nichtvorhandensein einer Strahlwirkung sowie zu deren Reichweite müssen somit Fließgewässertyp-spezifisch angelegt sein. Die stark abweichenden Annahmen, die aus bisherigen Studien zur Reichweite der Strahlwirkung (von < 500 m bis 3.500 m) resultieren, machen eine Konkretisierung unbedingt notwendig. Aufgrund der großen Heterogenität der Fließgewässer, auch in anthropogen beeinflussten, bei der sich abiotische (z. B. Wechsel von naturnahen Sohlensubstraten zu Sohlenbefestigung) und biotische Faktoren (z. B. Vorkommen von Fressfeinden oder konkurrierender Arten) innerhalb kurzer Distanzen (wenige hundert Meter) stark ändern können (z. B. JÄHNIG 2007, SCHATTMANN 2013), sollten darüber hinaus die Distanzen zwischen den Probestellen in Gewässern des gleichen Typs nur gering sein. Wenn auch beispielsweise in vielen Studien eine große Anzahl von Stichproben ausgewertet wurde, bleibt aufgrund der oftmals nicht im Detail festgehaltenen und in die Studie integrierten Strukturparameter unklar, welche Faktoren förderlich für ein Zustandekommen der Strahlwirkung sind bzw. ist von Annahmen auszugehen. Sowohl für die Weiterentwicklung der Theorie der Strahlwirkung als auch für eine effektive Umsetzung dieser in der praktischen Gewässerbewirtschaftung und -entwicklung ist unabdingbar, Gewässerstrukturparameter zu identifizieren, die für das Zustandekommen der Strahlwirkung entscheidend sind. GRÜNEBAUM (2007) nimmt an, dass, neben einer vielfältigen Uferstruktur, insbesondere eine durchgängige Gewässersohle mit gewässertypspezifischen Substraten, auch organische Substrate wie Laub und Totholz, die Strahlwirkung unterstützt. Dies gilt es zu verifizieren. Darüber hinaus sollte geprüft werden, ob Organismen „zufällig“ zum Zeitpunkt der Probenahme vorbeigedriftet sind oder ob sie mit Hilfe solcher Strukturen einen geeigneten Lebensraum vorfinden, an dem sie sich (länger) ansiedeln können.

## 2.2 Fragestellungen, Hypothesen und Struktur der Arbeit

Aus den beschriebenen Grundlagen und dem Stand der Forschung hat die vorliegende Arbeit zum Ziel, die Strahlwirkung an ausgewählten Streckenabschnitten an drei Fließgewässern Baden-Württembergs von mehreren Kilometern Länge anhand der Qualitätskomponente Makrozoobenthos und einer Vielzahl daraus ermittelter, im Bereich der Ökologie bzw. Fließgewässerbewertung gängiger Metrics und Indices, zu untersuchen. Daraus soll ein detailliertes Bild der Strahlwirkung darlegt werden. Die Makrozoobenthos-Probestellen wurden speziell für die nachfolgend beschriebenen Fragestellungen in entsprechend geringen Abständen von 200 m im Strahlweg ausgehend vom Strahlursprung beprobt. Daraus soll das Vorhandensein einer Strahlwirkung bzw. deren Reichweite ermittelt und quantifiziert werden. Die untersuchten Bäche sind ausschließlich dem Fließgewässertyp 5 (grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche; nach POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004) zuzuordnen. Dieser Fließgewässertyp ist in Baden-Württemberg häufig vorhanden. Weiter hat die Studie zum Ziel, einzelne Gewässerstrukturparameter ausfindig zu machen, auf denen die Strahlwirkung basiert bzw. welche die Strahlwirkung unterstützen. Mit der Identifikation solcher Parameter ist davon auszugehen, den Effekt der Strahlwirkung im Zuge von Gewässerentwicklungsmaßnahmen bei entsprechender Beachtung verstärken zu können. In der vorliegenden Studie wird daher die

Strahlwirkung, im Gegensatz zu vorangegangenen Studien, zusätzlich auf einer kleinskaligen Ebene (Mikrohabitat-Ebene) betrachtet, um zum einen daraus die Bedeutung des Sohlensubstrates in ausgebauten Gewässerabschnitten für das Makrozoobenthos zu klären. Zum anderen kann anhand der Substratpräferenzen der im jeweiligen Substrat gefundenen Makrozoobenthos-Taxa abgeleitet werden, ob die Organismen einen potenziellen Lebensraum im Strahlweg vorfinden.

Es ergeben sich somit folgende Fragestellungen und dazugehörigen Hypothesen:

1. *Welchen Einfluss hat ein naturnaher bzw. renaturierter Gewässerabschnitt (Strahlursprung) auf die Makrozoobenthos-Fauna eines angrenzenden strukturell defizitären Abschnitts (Strahlweg)?*

*Hypothese 1:* Ein naturnaher bzw. renaturierter Gewässerabschnitt wirkt sich generell positiv auf die Ökologie flussab benachbarter, strukturell defizitärer Abschnitte aus. Dieser positive Einfluss auf die Makrozoobenthos-Fauna äußert sich durch gleich bzw. ähnlich gute faunistische Ergebnisse (z. B. Anzahl der Taxa, Faunenähnlichkeiten, Anzahl der „positiven Taxa“, Diversität, ökologische Metrics) in den ausgebauten Abschnitten wie in den morphologisch naturnahen. Hierbei wird von einer flussabgerichteten Strahlwirkung ausgegangen bzw. diese Untersuchung ist nur auf eine solche ausgerichtet.

2. *Ab welcher Entfernung vom Strahlursprung nimmt die Strahlwirkung ab?*

*Hypothese 2:* Die Strahlwirkung nimmt mit zunehmender Entfernung zum Strahlursprung in Fließrichtung ab. Diese ist maximal so lang wie der Strahlursprung, höchstens aber 2.500 m (Aufwertungsstrahlweg) bzw. 600 m (Durchgangsstrahlweg).

Diese Annahmen der LANUV NRW (2011) werden gegenwärtig in der wasserwirtschaftlichen Praxis umgesetzt, sodass sie für diese Studie für eine Überprüfung herangezogen werden.

3. *Welche Gewässerstrukturparameter haben einen Einfluss auf die Makrozoobenthos-Fauna im Hinblick auf eine im Fließgewässer vorhandene Strahlwirkung?*

*Hypothese 3:* Es lassen sich aus den Gewässerstruktur-Hauptparametern „Laufentwicklung“, „Längsprofil“, „Sohlenstruktur“, „Querprofil“, „Uferstruktur“ und „Gewässerumfeld“ sowie deren Struktur-Einzelparametern der Vor-Ort-Kartierung nach LAWA (2000) Parameter identifizieren, die einen Einfluss auf die taxonomische und funktionale Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Fauna haben.

4. *Welche Substratpräferenzen weisen die in den einzelnen Substrattypen der ausgebauten Abschnitte (Strahlwege) gefundenen Makrozoobenthos-Taxa auf?*

*Hypothese 4:* Die Makrozoobenthos-Taxa sind in den ausgebauten Gewässerabschnitten in den jeweils von ihnen präferierten Substrattypen zu finden. Aufgrund dessen kann gefolgert werden, dass eine Ansiedlung in ausgebauten Gewässerabschnitten durch das Makrozoobenthos erfolgt.

Die Beantwortung dieser zusammenhängenden Fragen ist bedeutsam, um Handlungsempfehlungen für zielgerichtete Gewässerentwicklungsmaßnahmen bzw. Unterhaltungsmaßnahmen geben zu können, um den ökologischen Zustand in Fließgewässern zu verbessern.

In Kapitel 3 wird allgemein das Untersuchungsgebiet und die drei in dieser Studie betrachteten Bäche beschrieben. Die Methodik der Studie ist in Kapitel 4 erläutert. In Kapitel 5 werden als erste Ergebnisse die untersuchten Abschnitte hinsichtlich ihrer Gewässerstruktur sowie der darin vorkommenden Makrozoobenthos-Fauna dargestellt. In diesem Kapitel findet auch eine Zuordnung statt, welche Probestellen sich im Strahlursprung, Strahlweg und Strahlziel befinden. Auf die einzelnen Untersuchungsfragen wird in den Kapiteln 6 bis 9 jeweils einzeln eingegangen, wobei jedes Kapitel einen Datenanalyse- und Ergebnisteil sowie eine Diskussion beinhaltet. In Kapitel 10 werden die Ergebnisse der vorangegangenen Kapitel zusammengeführt, Schlussfolgerungen gezogen sowie Empfehlungen für die praktische Anwendung des Strahlwirkungskonzeptes gegeben.



### 3 Untersuchungsgebiet und Untersuchungsgewässer

Die drei in dieser Studie untersuchten Bäche – Durbach, Neugraben und Sasbach – liegen im Flussgebiet der Acher-Rench-Korrektion (AREKO) in der mittelbadischen Oberrheinebene. Die Kriterien für die Auswahl der Untersuchungs-bäche bzw. -abschnitte sind in Kapitel 4.1 beschrieben. Im Folgenden wird zuerst auf das AREKO-Gebiet, dessen Geschichte und Weiterentwicklung eingegangen. Danach wird der Fließgewässertyp „grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“ charakterisiert, dem die in dieser Studie untersuchten Bäche zuzuordnen sind. Schließlich werden die drei Bäche hinsichtlich ihrer naturräumlichen Ausprägung und historischen Entwicklung beschrieben.

#### 3.1 Das Flussgebiet der Acher-Rench-Korrektion (AREKO)

Das AREKO-Gebiet erstreckt sich von der Kinzig im Süden bis zum Sandbach im Norden. Östlich wird das Gebiet durch die Bahnlinie Basel-Karlsruhe und westlich durch den Rhein begrenzt (Abbildung 2).

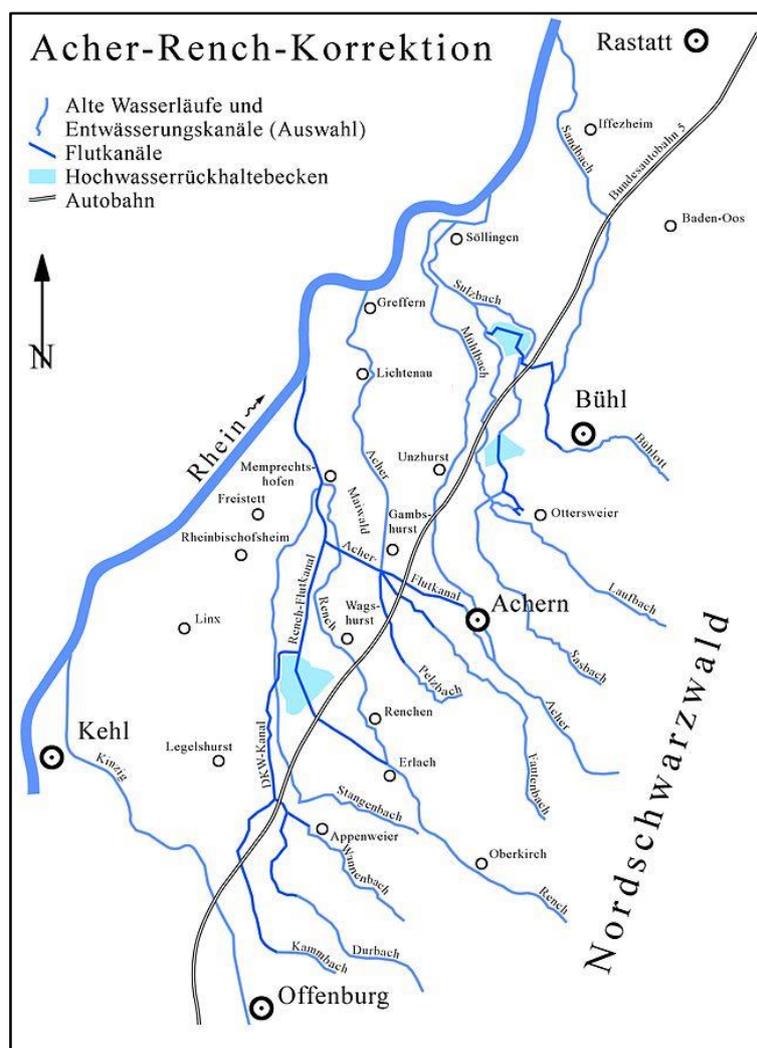


Abbildung 2: Übersichtskarte des AREKO-Gebiets (basierend auf HOZRO 2012 und RIEGELSBERGER 1969)

Neben den beiden großen Schwarzwaldgewässern Acher und Rench umfasst dieses Flussgebiet noch 23 größere und kleinere Seitengewässer mit einem Gesamteinzugsgebiet von rund 600 km<sup>2</sup>. Insgesamt wurden 66 Gemeinden mit einer Fläche von 120 km<sup>2</sup> in das AREKO-Gebiet einbezogen. Davon werden ca. 9.000 ha landwirtschaftlich und 3.000 ha forstwirtschaftlich genutzt (BURKART & WALSER 1998, GWDOG 2001a). Die Hauptgewässer entspringen an den Westhängen des Nordschwarzwaldes, wo über 1.000 m hohe Berge vorkommen. Danach fließen sie durch die schwach hügelige Vorbergzone, bevor sie das Niederungsgebiet der Rheinebene erreichen und dort in den Rhein münden. Aufgrund hoher Niederschlagsmengen (800-2000 mm/Jahr) und dem hohen Gefälle des Schwarzwaldes zur Rheinebene treten sehr große Hochwasserabflüsse auf. Bei einem 100-jährlichen Hochwasserereignis (HQ<sub>100</sub>) beträgt der Abfluss der Rench 229 m<sup>3</sup>/s (MQ = 5,02 m<sup>3</sup>/s; Pegel Oberkirch), bei der Acher etwa 101 m<sup>3</sup>/s (MQ = 1,84 m<sup>3</sup>/s; Pegel Kappelrodeck) (HVZ BW 2015). Vor dem Bau der Acher-Rench-Korrektion führten Hochwasser aufgrund des geringen Gefälles in der Oberrheinebene mehrmals im Jahr zu Überflutungen von bis zu 85 % der Fläche (GWDOG 2003, BURKART & WALSER 2005).

Anfang des 19. Jahrhunderts begann deshalb das Land Baden, unter der Leitung von Oberstleutnant Johann Gottfried Tulla (1770-1828) mit umfangreichen Korrekionsmaßnahmen am Oberrhein und an den großen Schwarzwaldflüssen. Die Gewässer wurden begradigt und eingedeicht. Die Tiefenerosion, die sich wegen erhöhter Schleppkraft aufgrund der Begradigung mit der Zeit einstellte, führte dazu, dass Ufer und Deiche unterspült wurden und einstürzten. Die Flüsse wurden im Laufe der Zeit in dem heute typischen Doppeltrapezprofil mit Vorländern ausgebaut und erhielten durch Steinpflaster gesicherte Mittelpflasterböschungen. Der Sohlein-tiefung wirkte man mit Querschwellen entgegen. Diese Ausbaumaßnahmen bei Oberkirch verbesserten die Situation im Renchtal entscheidend, in der Oberrheinebene verschlimmerte sich hingegen aufgrund des schnelleren Abflusses im Oberlauf die Hochwassersituation. Die Flussniederung wurde mehrmals im Jahr überflutet und das Wasser stand hier immer einige Monate lang. Anfang des 20. Jahrhunderts legte man erstmals verschiedene Pläne vor, die den Bau eines Hochwasserflutkanals von Erlach bis in den Rhein vorsahen. Nach langer Planungszeit wurden zwischen 1926 und 1929 erste Ausbaumaßnahmen im Kerngebiet der AREKO durchgeführt. Zu Beginn der 30er Jahre wurde das Projekt neu überplant und 1936 schließlich über ein Sondergesetz zur „Verbesserung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse in der Rheinebene zwischen der Kinzig und dem Sandbach (Acher-Rench-Korrektion)“ beschlossen. Zwischen 1936 bis 1967 wurden die Flüsse Acher und Rench und deren Seitengewässer nahezu vollständig ausgebaut, um eine rasche Hochwasserabfuhr zu erreichen. Die Ziele der Planung waren den Hochwasserschutz für das gesamte Gebiet zu gewährleisten, eine ausreichende Vorflut und Entwässerungsmöglichkeiten für die vernässten bzw. versumpften Flächen bereitzustellen und eine entsprechende Wasserführung für Wassertriebwerke und den Bau von Bewässerungseinrichtungen zu erhalten (GWDOG 2003). Für den Hochwasserschutz wurden Flutkanäle erbaut, für deren Bemessung ein HQ<sub>100</sub> maßgeblich war. Generell verlaufen diese Flutkanäle vom Eintritt in die Rheinebene direkt in den Nordwesten Richtung Rhein. Zusätzlich wurden in der Rheinebene fünf Rückhaltebecken mit einem Gesamtrückhaltevolumen von 9,4 Mio. m<sup>3</sup> angelegt, weil in den engen Tälern der Gewässeroberläufe keine Rückhaltemöglichkeiten gegeben waren. Der Acher-Flutkanal, der Rench-Flutkanal sowie die Hochwasserrückhaltebecken Holchen, Hürben und Mührig am Rench-Flutkanal bei Renchen,

Hägenich bei Bühl und Abtsmoor bei Bühl/Sinzheim sind somit die flussbaulichen Besonderheiten des Gebietes (GWDOG 2003). Die Gewässer Durbach, Kammbach und Wannenschbach wurden zum sogenannten Durbach-Kammbach-Wannenschbach-Kanal (DKW-Kanal) zusammengeführt, welcher unterhalb der Hochwasserrückhaltecken Holchen, Hürben und Mühlig in den Rench-Flutkanal mündet. Weiter wurde noch der Schinlinggraben künstlich angelegt, der hauptsächlich der Entwässerung dient (RP FREIBURG 2005). Die Flutkanäle weisen gegliederte Querschnitte mit Vorland (Doppeltrapezprofil) auf, während die kleineren Wasserläufe meist einen Trapezquerschnitt haben. Die Uferböschungen wurden größtenteils mit Flussbausteinen gepflastert. In diesem Ausbauzustand bieten diese begradigten und gepflasterten Gewässer nur wenig Lebensraum. Um die Abflussleistung zu erhalten, waren und sind noch intensive regelmäßige Unterhaltungsmaßnahmen notwendig, die eine Gewässerentwicklung verhindern und auf Dauer das Gewässer in einem naturfernen Zustand belassen (BURKART & WALSER 2005). Durch den Bau dieser Hochwasserflutkanäle war die Voraussetzung für eine intensive Nutzung der Landschaft und einer weiteren Siedlungsentwicklung geschaffen.

In den 1990er Jahren wurde ein Gewässerentwicklungsplan (BOSTELMANN et al. 1995) erstellt, der unter Beachtung des Hochwasserschutzes, der Siedlungsentwicklung, der Landnutzung und der verfügbaren Entwicklungsflächen erforderliche Maßnahmen für Schutz, Pflege und Entwicklung der Gewässer im AREKO-Gebiet formulierte. Zwischen 1987 und 2002 wurden über 30 Gewässerentwicklungsmaßnahmen durchgeführt, bei denen über 30 km Fließstrecke naturnah umgestaltet und die Durchgängigkeit wiederhergestellt wurde (GWDOG 2003). Im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL zeigt ein aktuell durchgeführtes Monitoring des Teilbearbeitungsgebietes 33 „Acher-Rench“ das Ergebnis, dass die Oberflächengewässer den guten chemischen Zustand erreichen, jedoch nicht den guten ökologischen Zustand (RP FREIBURG 2015). In den vergangenen Jahren wurden bereits Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit, zur Einhaltung des Mindestwassers und zur Verbesserung der Gewässerstruktur umgesetzt; weitere werden noch in den kommenden Jahren zur Zielerreichung der EG-WRRL realisiert werden (RP FREIBURG 2009).

### **3.2 Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche**

Die in dieser Studie untersuchten Gewässer gehören laut Gewässertypisierung nach POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2004) dem Fließgewässertyp (FGT) 5 – grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche – an. Diesem Gewässertyp entsprechen Bäche auf einer Höhe von 200 bis 800 m. Sie fließen durch Gneis-, Granit-, Schiefergestein sowie durch Buntsandstein. Im naturnahen Zustand ist ihre Sohle geprägt von grobem Schotter, Steinen und Kiesen. Daneben können lokal Blöcke und Felsrippen im Gewässer anstehen oder aber auch, vor allem in den schwach durchströmten Stillen und Gleithangbereichen, feinkörnigere Substrate vorkommen. Das Interstitial (Lückenraum zwischen Substraten) ist gut ausgeprägt. Die Strömung ist hoch und teilweise turbulent, wird jedoch regelmäßig im Bereich tieferer Kolke gebremst. Das Talbodengefälle liegt zumeist zwischen 0,1 % und 0,5 %, je nach Talform verlaufen die Gewässer daher gestreckt, gewunden bis (schwach) mäandrierend. Aufgrund der geringen Speicherkapazität des Untergrundes weist der Abfluss im Jahresverlauf große Schwankungen auf, insbesondere können stärkere Regenfälle unmittelbar zu kurzfristigen Hochwässern führen (ROLAUFFS 2006, POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008).

Aufgrund der hohen Strömung und guten Sauerstoffversorgung sowie der auch in den Sommermonaten vorherrschenden niedrigen Wassertemperaturen ist die Makrozoobenthos-Gemeinschaft in diesem Fließgewässertyp insgesamt sehr artenreich. Im Längsverlauf dominieren Arten des Epi- und Metarhithrals (obere und mittlere Forellenregion). Bei den Ernährungsformtypen dominieren Weidegänger und ein geringerer Anteil Zerkleinerer. Typisch für diesen Gewässertyp sind beispielsweise die Eintagsfliegenarten *Baetis scambus*, *Ecdyonurus torrentis* und *Epeorus assimilis*, die Steinfliegen *Perlodes microcephalus* und *Protonemura sp.* sowie Köcherfliegen wie *Micrasema longulum* und *Sericostoma sp.*. Aufgrund des gut ausgeprägten Interstitials kommen auch typische Interstitialarten wie Steinfliegen der Gattung *Leuctra* oder Wasserkäfer der Gattung *Esolus* vor. Die Fischfauna charakterisieren strömungsliebende Arten wie Bachforelle (*Salmo trutta fario*) und Koppe (*Cottus gobio*), aber auch Schmerlen (*Barbatula barbatula*), Elritzen (*Phoxinus phoxinus*) sowie andere Cypriniden und das Bachneunauge (*Lampetra planeri*) kommen vor. Höhere Wasserpflanzen sind in diesem Bachtyp von untergeordneter Bedeutung (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008).

Gewässer dieses Fließgewässertyps sind somit im Leitbild bzw. Referenzzustand (d. h. ein anthropogen gänzlich unbeeinträchtigter Zustand, der als Bewertungsmaßstab dient) durch einen niedrigen saprobiellen Grundzustand aufgrund von Beschattung, die Rauigkeit der Sohle (Eintrag von Sauerstoff), grobe Sohlensubstrate (Steine, Schotter), ein vielfältiges, vorherrschend turbulentes, schnelles Fließverhalten, ausgedehnte Schotter- und Kiesbänke sowie einem gut ausgebildeten Interstitial und eine sehr artenreiche Biozönose, bedingt durch eine hohe Habitatvielfalt mit einem hohen Anteil an EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera; bis zu 70 % der vorkommenden Individuen), gekennzeichnet (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004, POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008).

### 3.3 Durbach und Neugraben

#### 3.3.1 Naturräumliche Gegebenheiten

Der Durbach und der Neugraben werden im Folgenden gemeinsam beschrieben, da der Durbach in den Neugraben übergeht (vgl. Kapitel 5.1.1). In den Ergebniskapiteln werden die beiden Bäche getrennt voneinander betrachtet.

Der Durbach entspringt am Westhang des Nordschwarzwaldes auf einer Höhe von etwa 870 m über NN und tritt nach 14 km Fließstrecke bei Windschlag nördlich von Offenburg in die Rheinebene ein. Sein Einzugsgebiet umfasst ca. 30 km<sup>2</sup>, das eine relativ lange und schmale Form aufweist und von den großen Einzugsgebieten der Kinzig im Süden und der Rench im Norden eingeschlossen wird. Das Abflussregime ist geprägt durch hohe Niederschläge. In der Rheinebene beträgt die Niederschlagsmenge etwa 800 mm pro Jahr, in den Gipfellagen kann diese infolge von Steigungsregen am Westhang des Schwarzwaldes auf 1500 mm im Jahr ansteigen (BOSTELMANN et al. 1995). Das Gefälle liegt zwischen 1,5 bis 5,0 ‰. Der Bemessungsabfluss beträgt 17 m<sup>3</sup>/s (LUBW/IGW 2007). Die Abflüsse weisen eine schnelle Reaktion auf Niederschläge auf. Die Flächennutzung im Einzugsgebiet wird von Wald (ca. 50 %) und Wein- und Obstbau sowie Landwirtschaft (45 %) dominiert. Siedlungsgebiete betragen nur 5 % der genutzten Einzugsgebietsfläche (GWDOG 2001a).

Nachdem der Durbach die Gemeinde Windschläg passiert und den Bürgerwald durchflossen hat, wird er ab der Bundesstraße B28 als Neugraben bezeichnet (vgl. Abbildung 3, Kapitel 5.1.1). Das Einzugsgebiet des Neugrabens wird mit ca. 36 km<sup>2</sup> angegeben. Der Bemessungsabfluss liegt zwischen 7 und 13 m<sup>3</sup>/s und das Sohlgefälle zwischen 0,6 und 1,0 ‰ (JEHLE 1999a). Die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge und der Abfluss des Neugrabens entsprechen den Werten des Durbachs. Die hydrologischen Kennwerte des Durbachs und Neugrabens können Tabelle 2 entnommen werden.

Tabelle 2: Hydrologische Kennwerte des Durbachs und Neugrabens (LUBW/IGW 2007; Knoten Nr. B-235481700000)

Einzugsfläche $A_{E0}$ [km <sup>2</sup> ]	27,55
Niederschlagsmenge [mm/a]	1168,00
MHQ [m <sup>3</sup> /s]	11,92
HQ <sub>10</sub> [m <sup>3</sup> /s]	20,71
HQ <sub>100</sub> [m <sup>3</sup> /s]	36,59

### 3.3.2 Historische Entwicklung des Bachverlaufes und seiner Struktur

Der Verlauf des Durbachs wurde im letzten Jahrhundert durch mehrere tiefgreifende Maßnahmen verändert. Bei der ersten Baumaßnahme Anfang der 1910er Jahre wurde für die Errichtung eines Güterschuppens der Bahn der Durbach oberhalb der Bundesstraße 3 einige Meter weiter nördlich verlegt. Bis Anfang der sechziger Jahre des letzten Jahrhunderts verlief der Durbach in einem Bogen durch das Dorf Windschläg (GRAß 1991, JEHLE 1997). Im Zuge der AREKO wurde das Bachbett (km 1+700 bis km 2+090) an den Ortsrand verlegt, um das Dorf vor immer wiederkehrenden Hochwassern zu schützen. Von km 2+731 bis zum Bürgerwald (km 1+270) wurde der Bach begradigt, eingedeicht und mit Pflastersteinen befestigt. Der Gewässerabschnitt im Bürgerwald selbst gilt als einer der wenigen naturnahen Relikte innerhalb des Gebietes der AREKO. Hier sind außer punktuellen Stein- und Schuttschüttungen keine Verbauungsmaßnahmen erfolgt (JEHLE 1997).

Basierend auf dem Gewässerentwicklungsplan des Landes Baden-Württemberg wurden Mitte der 90er Jahre des letzten Jahrhunderts einige ökologische Verbesserungsmaßnahmen am Durbach durchgeführt. Im Jahr 1997 wurden im vollständig ausgebauten Abschnitt vom Ortsrand von Windschläg bis zum Bürgerwald (km 1+270 bis km 1+700) die Sohl- und Ufersicherungen entfernt, das Querprofil punktuell ausgeweitet, die steile Uferböschung abgeflacht, abschnittsweise Leitbuhnen eingebaut und einen Absturz umgestaltet (RP FREIBURG 2008). Zwischen Bürgerwald und der Einmündung in den Neugraben (bei der Bundesstraße B28) wurden im Durbach (km 0+000 bis km 0+710) 1997 drei Abstürze umgestaltet, einzelne Ufergehölze gepflanzt und Leitbuhnen eingebaut (RP FREIBURG 2008).

Der Neugraben existierte schon vor 1905 als Entwässerungsgraben und floss in den Durbach. Im Zuge der AREKO wurde er Mitte der fünfziger Jahre als Hochwasserflutkanal ausgebaut und der Durbach von seinem ursprünglichen Verlauf bei den Korker Waldmatten (Alter Durbach) zum Waldrand des Neugrabens verlegt. Seitdem fließt das gesamte Wasser des Durbachs in den Neugraben (GRAß 1991, JEHLE 1997, JEHLE 1999a). 1999/2000 wurden auch

am Neugraben auf einer Länge von 3,45 km ökologische Verbesserungsmaßnahmen vorgenommen, die u. a. das Entfernen der durchgängigen Sohl- und Böschungspflasterung, das Aufweiten des Querschnittes und das Absenken und unregelmäßige Abgraben des Vorlandes enthielten (RP FREIBURG 2008).

## 3.4 Sasbach

### 3.4.1 Naturräumliche Gegebenheiten

Die Quelle des Sasbach liegt etwa auf 650 m über NN bei Hagenberg am Rande des Nordschwarzwaldes und fließt durch die Ortschaften Sasbachwalden, Obersasbach und Sasbach, wo er dann in die Rheinebene eintritt. Sein Einzugsgebiet umfasst ca. 20 km<sup>2</sup> und reicht bis in den Granit- und Sandsteinbereich. Das Einzugsgebiet besteht zu ca. 40 % aus Wald und jeweils 30 % aus Landwirtschaftsflächen und Siedlungs- bzw. Verkehrsflächen. Das Abflussverhalten zeigt eine schnelle Reaktion auf Niederschläge und generell hohe Abflussunterschiede (GWDOG 2001a). In der flacheren Rheinebene, in der die untersuchte Strecke liegt, wird der Bach zum Schwemmfächerbach, der hauptsächlich feinkiesiges bis feinsandiges Geschiebe mit sich bringt und hier ablagert. Das Sohlgefälle beträgt 1,5 ‰ und der Mittelwasserabfluss ca. 0,5 m<sup>3</sup>/s (GWDOG 1998). Die hydrologischen Kennwerte des Sasbach sind Tabelle 3 zu entnehmen.

Tabelle 3: Hydrologische Kennwerte des Sasbach (LUBW/IWG 2007; Knoten Nr. B-2357278150000)

Einzugsfläche $A_{EO}$ [km <sup>2</sup> ]	15,84
Niederschlagsmenge [mm/a]	1250,00
MHQ [m <sup>3</sup> /s]	8,79
HQ <sub>10</sub> [m <sup>3</sup> /s]	15,70
HQ <sub>100</sub> [m <sup>3</sup> /s]	30,08

### 3.4.2 Historische Entwicklung des Bachverlaufs und seiner Struktur

Im Zuge der AREKO wurde der Sasbach 1964/65 westlich der Bahnlinie Karlsruhe-Basel bis zum Hochwasserrückhaltebecken „Hägenich“ begradigt und mit einem an der Sohle gepflasterten Trapezprofil ausgebaut. Er fungiert somit als Flutkanal, der das anfallende Niederschlagswasser aus dem Einzugsgebiet in das Hochwasserrückhaltebecken abführt. Durch den Ausbau zum Flutkanal erhöhte sich die Abflussleistung auf 18 m<sup>3</sup>/s (JEHLE 1999b). Eine im Zuge des Ausbaus der Bahnlinie Karlsruhe-Basel anstehende Flurbereinigung sowie vom Biotopvernetzungs-konzept als Maßnahme mit höchster Priorität vorgeschlagen, wurde der Sasbach-Flutkanal unterhalb der Bahnlinie auf einer Länge von 1.400 m 1995/96 umgestaltet. Hier wurde wieder die geschwungene Linienführung und Bepflanzung angelegt, die dem Zustand des Sasbachs vor der Ausbaumaßnahme zum Flutkanal entsprach. Übergeordnetes Ziel der Maßnahme war es, das Gewässer in einen naturnäheren Zustand bei gleichbleibendem Hochwasserschutz zu bringen. Zwei Grundstückspartellen am Sasbach-Flutkanal konnten nicht erworben werden, sodass diese Teilbereiche nicht umgestaltet werden konnten (JEHLE 1999b, GWDOG 2001b).

## 4 Material und Methoden

Zur Erhebung und Auswertung der strukturellen und biologischen Beschaffenheit der untersuchten Gewässer wurden in der Wasserwirtschaft gängige und standardisierte Methoden angewandt.

### 4.1 Auswahl der Gewässerabschnitte und Festlegung der Probestellen

Für diese Studie wurden ausschließlich Gewässer des Fließgewässertyps 5, d. h. grobmateriale, silikatische Mittelgebirgsbäche, untersucht (vgl. Kapitel 3.2). Die betrachteten Gewässerstrecken wurden so ausgewählt, dass sich im Oberlauf ein naturnaher bzw. renaturierter Abschnitt befindet, an den eine ausgebaute Strecke anschließt. Es wurde darauf geachtet, dass sich keine Querbauwerke in den Gewässerläufen befinden, welche die Durchwanderbarkeit (flussab) behindern. Die (potenziellen) Strahlursprünge sollten eine Mindestlänge von 500 m aufweisen (vgl. Kapitel 2.1.1). Hiervon ausgehend wurde alle 200 m eine Probestelle eingerichtet, an der die Makrozoobenthos-Besammlung (vgl. Kapitel 4.4) sowie die Sohlhabitatkartierung (vgl. Kapitel 4.3) stattfanden.

### 4.2 Gewässerstrukturgütekartierung

Zur Erfassung des strukturellen Zustandes und zur Ermittlung der vorhandenen Lebensraumqualitäten der untersuchten Gewässer wurde eine Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA (2000) durchgeführt. Die Erhebung der Strukturgüte fand im Frühjahr bei niedrigem Abfluss statt, da zu dieser Jahreszeit die Vegetation die Gewässerbegehung und -beurteilung nicht behindert und die Gewässersohle gut sichtbar ist (LAWA 2000). Es wurden jeweils 100 m-Abschnitte (vorgegebene Abschnittslänge für Gewässer mit 1-5 m Breite) kartiert. Die Gewässerstruktur der einzelnen Gewässerabschnitte wurden anhand einer 7-stufigen Bewertungsskala klassifiziert (Tabelle 4), die durch die Bewertung von verschiedenen Haupt- und Einzelparameter (Tabelle 5) ermittelt wurde. Hierbei gehen neben sogenannten Wertparameter auch Schadparameter (in Tabelle kursiv dargestellt), die eine Beeinträchtigung der Gewässerstruktur aufzeigen, ein.

Tabelle 4: Klassifizierung der Gewässerstrukturgüte nach LAWA (2000)

Gütekategorie	Bewertung
1	unverändert/naturnah
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	deutlich verändert
5	stark verändert
6	sehr stark verändert
7	vollständig verändert

Tabelle 5: Haupt- und Einzelparameter der Gewässerstrukturkartierung nach LAWA (2000) (*Schadparameter*)

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

Die Gesamtbewertung der Strukturkartierung wurde mit Hilfe des Programms ArcGIS 10.1 in Luftbildern im Bachverlauf dargestellt (vgl. Abbildung 3 und Abbildung 13).

### 4.3 Sohlhabitatkartierung

Um detaillierte Kenntnisse über die vorhandenen Habitate im Gewässer zu erhalten, wurde eine flächendeckende Sohlkartierung an den Makrozoobenthos-Beprobungsstellen durchgeführt. Diese orientierte sich an der Erhebung der mineralischen und organischen Substrattypen der Multi-Habitat-Sampling-Methode (Kapitel 4.4). Hierzu werden Abschnitte von 20-50 m betrachtet und die für die aquatische Fauna relevanten Mikrohabitate prozentual in 5 %-Stufen abgeschätzt und in einem Feldprotokoll festgehalten (HERING et al. 2003, MEIER et al. 2006a). In Tabelle 6 ist die in dieser Studie verwendete Klassifikation der Substrattypen dargestellt. Diese Einteilung wurde gewählt, um die Ergebnisse mit den Substratpräferenzen der Taxa nach dem Bewertungsverfahren PERLODES (Kapitel 4.5) vergleichen zu können (vgl. Kapitel 9).

Tabelle 6: Klassifikation der Substrattypen

Substrattyp	Beschreibung
(Mega-, Makro-, Meso-, Mikro-)Lithal	Grobkies, Steine, Blöcke; Korngröße > 2 cm
Akal	Fein- bis Mittelkies; Korngröße 0,2-2 cm
Psammal	Sand; Korngröße 0,063-2 mm
Pelal	(mineralischer) Schlamm; Korngröße 0,063-6 µm
Agryllal	Lehm und Ton; Korngröße < 6 µm
Technolithal	künstliche Substrate: Steinschüttungen, Pflasterung, etc.
Xylal	Totholz, Äste, Baumstämme, größere Wurzeln
Phytal	lebende Teile terrestrischer Pflanzen: Feinwurzeln, schwimmende Ufervegetation, Makrophyten
POM	Ablagerungen von fein- und grobpartikulärem organischen Material, z. B. Falllaub

Die Sohlhabitatkartierung erfolgte, wie auch die Gewässerstrukturkartierung, im Frühjahr im Zuge der Makrozoobenthos-Beprobung.

#### 4.4 Makrozoobenthos-Probenahme und Bestimmung

Alle Gewässerabschnitte wurden in zwei aufeinanderfolgenden Jahren, 2011 und 2012 der Durbach und Sasbach bzw. 2012 und 2013 der Neugraben, in den Monaten März und April bei mittlerem Niedrigwasser (MNQ) jeweils einmal beprobt. Höhere Abflüsse aufgrund von Niederschlägen, die eine erhöhte Makrozoobenthos-Drift bzw. eine Gewässertrübung hervorgerufen hätten, waren mehrere Tage vor den Probenahmen nicht zu verzeichnen. Hierzu wurden zwei repräsentative Pegel – Pegel Kappelrodeck an der Acher und Pegel Oberkirch an der Rench – im AREKO-Gebiet, die vom Land Baden-Württemberg betrieben werden, beobachtet. Die Abfluss-Tageswerte dieser Pegel sind im Anhang in Abbildung A 1 bis Abbildung A 5 dargestellt.

Die Makrozoobenthos-Beprobungen wurden nach der Multi-Habitat-Sampling-Methode durchgeführt, d. h. Mikrohabitate werden proportional zu ihrem Vorkommen an dem Gewässerabschnitt beprobt. Die Probenahme, Bestimmung und Auswertung basiert auf MEIER et al. (2006a). Zunächst fand, wie im vorangegangenen Kapitel beschrieben, eine Substratkartierung der Sohle statt. Die Beprobungsstellen umfassen bei Bächen mit einem Einzugsgebiet von 10-100 km<sup>2</sup> eine Länge von 20-50 m. Daraus werden jeweils 20 Teilproben à 25 x 25 cm entnommen, die entsprechend der Häufigkeit der vorkommenden Habitate zu verteilen sind. Seltene Habitate (weniger als 5 % Substratabdeckung) werden als 21ste Teilprobe berücksichtigt. Die Substratverteilung wurde in einem Feldprotokoll zur Makrozoobenthosaufsammlung festgehalten. Die Probenahme erfolgte entgegen der Fließrichtung mit einem langstieligen Kescher (Rahmen: 25 x 25 cm, Maschenweite: 500 µm) mittels Kicksampling (Aufwirbeln des Substrates mit dem Fuß zu einer Tiefe von 2-5 cm) und Abwaschen von Steinen und Totholz. Im ersten Jahr wurde aus den Teilproben eine einzige Mischprobe erstellt. Im zweiten Untersuchungsjahr wurde jeder Substrattyp einzeln beprobt und in Probengefäße mit Ethanol konserviert. Das war nötig, damit Rückschlüsse auf die im jeweiligen Substrat gefundenen

Lebewesen gemacht werden konnten (Kapitel 9). Im Labor wurden die Organismen aus dem Substrat aussortiert und mit einem Binokular Olympus SZ 60 mit bis zu 6,3-facher Vergrößerung bzw. einem Durchlichtmikroskop Zeiss Primo-Star mit bis zu 100-facher Vergrößerung bestimmt und ausgezählt. Hierfür wurde Bestimmungsliteratur von ILLIES (1955), HYNES (1984), KLAUSNITZER (1984), WALLACE et al. (1990), SCHMEDTJE & KOHMANN (1992), STUDEMANN et al. (1992), EDINGTON & HILDREW (1995), GERKEN & STERNBERG (1999), REYNOLDSON & YOUNG (2000), GLÖER & MEIER-BROOK (2003), HAYBACH & MALZACHER (2003), WALLACE et al. (2003), NEU & TOBIAS (2004), SUNDERMANN & LOHSE (2004) und ELLIOT (2009) genutzt. Taxalisten wurden nach den festgelegten Kriterien der „Operationellen Taxaliste“ (HAASE et al. 2006a, HAASE et al. 2006b) erstellt, da damit ein einheitliches Mindestbestimmungsniveau gegeben ist. Hierbei wird, wenn möglich, bis auf Artniveau, mit Ausnahme der Oligochaeten und teilweise der Dipteren, bestimmt. Bei diesen Makrozoobenthosgruppen ist die Bestimmung auf Artniveau äußerst schwierig und zeitaufwendig und steht somit in keinem angemessenen Verhältnis zum Informationsgewinn. Dieses vorgegebene Mindestbestimmungsniveau ermöglicht eine standardisierte Berechnung der ökologischen Qualität von Fließgewässern nach dem Fließgewässer-Bewertungsverfahren PERLODES (siehe Kapitel 4.5).

#### **4.5 Datenaufbereitung und Analyse nach dem Fließgewässer-Bewertungsverfahren PERLODES**

Die durch Bestimmung und Auszählung der gefundenen aquatischen Fauna erstellten Taxalisten wurden in die Bewertungssoftware ASTERICS, Version 4.0.4, eingespeist (ASTERICS 2014). In weiterer Folge wurden die Gewässer mit dem in ASTERICS enthaltenen standardisierten Fließgewässer-Bewertungsverfahren PERLODES anhand der Bewertungsmodule „Saprobie“, „Allgemeine Degradation“ und „Versauerung“ bewertet. Aus diesen drei Modulen ergibt sich die ökologische Zustandsbewertung der Fließgewässer nach den Vorgaben der EG-WRRL. Der entsprechende Fließgewässertyp ist ausschlaggebend für die jeweiligen Metrics bzw. Metric-Werte, die in die Module einfließen, und muss vor der Bewertung ausgewählt werden. Als Metrics werden beim Fließgewässerbewertungsprogramm PERLODES Indices verstanden, welche die taxonomische Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaften, deren funktionale Eigenschaften und daraus abgeleitete Charakteristiken der Zönose beschreiben (VÖLKER 2008). Die Taxalisten wurden „gefiltert“, d. h. einer „Harmonisierung“ unterzogen, damit Unterschiede in der Bestimmungstiefe und Fehler in der Bestimmung nicht das Ergebnis beeinträchtigen. Hierbei werden alle Taxa, die gemäß der „Operationellen Taxaliste“ als nicht sicher bestimmbar gelten, in das nächst höhere, sicher bestimmbare Taxon überführt. Die Süßwassermilben (Hydrachnidia) werden in der Fließgewässerbewertung nach PERLODES generell nicht berücksichtigt, da sie nicht Teil der Makrofauna sind und zudem keine ausreichenden Informationen über ihre Taxonomie und ökologische Indikationsfähigkeit vorliegen. Aus diesem Grund blieben die Wassermilben in dieser Untersuchung zur Gänze ebenfalls unberücksichtigt.

Das Modul „Versauerung“ bewertet bei den Gewässertypen 5 und 5.1 (grobmaterialreiche bzw. feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche), die durch geologische Gegebenheiten versauerungsgefährdet sind, den Säurezustand. Das Modul „Saprobie“ bewertet die Aus-

wirkungen organischer Verschmutzung auf das Makrozoobenthos anhand des Saprobienindex nach DIN 38410 (DEV 1992). Die Ergebnisse dieser beiden Module werden in dieser Studie genutzt, um darzulegen, dass keine Versauerung oder saprobielle Verschmutzung die Ergebnisse beeinflusst (vgl. Kapitel 5.1.2 und 5.2.2). Das Modul „Allgemeine Degradation“ setzt sich aus mehreren gewässertypspezifischen Metrics zusammen und zeigt vor allem die Auswirkungen von Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie auf die aquatische Fauna auf. Die für den Fließgewässertyp 5 relevanten Metrics – dem Rheoindex, den Hyporhithral-Besiedlern, dem Deutschen Fauna-Index Typ 5 und der Zusammensetzung der EPT-Fauna – werden im Folgenden beschrieben und deren Klassengrenzen (KG; 1-5; 1 = sehr gut, 5 = schlecht) dargestellt (vgl. MEIER et al. 2006b).

Der **Rheoindex (Häufigkeitsklassen) [HK]** spiegelt die biologisch wirksamen Strömungsverhältnisse wider, indem das Verhältnis rheophiler und rheobionter (strömungsliebende) Arten eines Fließgewässers zu den Stillwasserarten und Ubiquisten (Arten, die verschiedene Lebensräume besiedeln) betrachtet wird. Er zeigt somit Störungen im Strömungsverhalten auf, die zum Beispiel durch Aufstau und/oder Ausbau zustande kommen. Nachfolgend sind die Klassengrenzen (1-5; sehr gut-schlecht) dargestellt:

Klassen	1	2	3	4	5
Rheoindex (HK)	> 0,92	≤ 0,92 – > 0,84	≤ 0,84 – > 0,76	≤ 0,76 – > 0,68	≤ 0,68

Der Metric **Hyporhithral-Besiedler [%]** beschreibt den prozentuellen Anteil an Individuen, die an die Bedingungen in Bachunterläufen (Hyporhithral) angepasst sind. Diese zeichnen sich durch eine vergleichsweise hohe Strömungsgeschwindigkeit, ein grobes Sohlensubstrat, eine gute Sauerstoffversorgung, einen niedrigen saprobiellen Grundzustand und niedrige Wassertemperaturen im Sommer aus. Der Anteil der Hyporhithral-Besiedler nimmt im biozönotischen Längsverlauf des Fließgewässers sowohl flussauf ins Epirhithral (Bachoberlauf) sowie auch flussab ins Potamal (Flussregion) ab. In naturnahen Gewässern des Fließgewässertyps 5, der in der Regel dem Epi- und Metarhithral entspricht (siehe hierzu „Fischregionen“ nach THIENEMANN 1925), sind somit vergleichsweise geringe Werte (≤ 8 %) zu erwarten. Ein erhöhter Anteil an Hyporhithral-Besiedler (≥ 16 %) könnte ein Hinweis auf eine Störung des natürlichen Fließverhaltens (z. B. durch Aufstau) oder auf einen Temperaturanstieg des Gewässers durch eine fehlende Beschattung sein. Weitere ausschlaggebende Faktoren sind die Breitenvarianz, besondere Sohlenstrukturen und der Waldanteil im Einzugsgebiet. Nachfolgend sind die Klassengrenzen (1-5; sehr gut-schlecht) dargestellt:

Klassen	1	2	3	4	5
Hyporhithral-Besiedler [%]	< 12,00	≥ 12,00 – < 16,00	≥ 16,0 – < 20,00	≥ 20,00 – < 24,00	≥ 24,00

Der **Deutsche Fauna-Index Typ 5** bewertet die Auswirkungen morphologischer Degradation auf die Makrozoobenthoszönose auf Habitat- und Einzugsgebietsebene. Kommen Arten vor, die bevorzugt morphologisch naturnahe Gewässer besiedeln, zeigt sich dies an einem höheren Metric-Wert (> 0,49). Dieser Wert wird vor allem durch die Ausprägung der Breitenvarianz,

der Sohl- und Uferstrukturen und dem Waldanteil im Einzugsgebiet bestimmt. Nachfolgend sind die Klassengrenzen (1-5; sehr gut-schlecht) dargestellt:

Klassen	1	2	3	4	5
Fauna-Index Typ 5	> 1,02	≤ 1,02 – > 0,49	≤ 0,49 – > -0,04	≤ -0,04 – > -0,58	≤ -0,58

Der Metric **EPT [%] (HK)** zeigt die relative Häufigkeit der Ephemeroptera-, Plecoptera- und Trichoptera-Taxa (Eintagsfliegen-, Steinfliegen-, und Köcherfliegen-Taxa). Der überwiegende Teil der Arten dieser Insektenordnungen sind belastungsintolerant und haben relativ hohe Ansprüche an ihr Habitat. Somit indiziert eine hohe Anzahl ( $\geq 50$  %) an EPT-Taxa der Gesamtfauuna eine hohe Strukturvielfalt und eine natürliche und ungestörte Habitat-Zusammensetzung. Nachfolgend sind die Klassengrenzen (1-5; sehr gut-schlecht) dargestellt:

Klassen	1	2	3	4	5
EPT [%] (HK)	> 60,00	≤ 60,00 – > 50,00	≤ 50,00 – > 40,00	≤ 40,00 – > 30,00	≤ 30,00

## 4.6 Chemisch-physikalische Untersuchungen

Im Zuge der Probenahme wurden chemische und physikalische Kenngrößen wie pH-Wert, Phosphat (mg/l), Ammonium (mg/l), Gesamthärte (°d), Nitrit (mg/l), Gewässertemperatur (°C) und Sauerstoff (mg/l und %) mit einem VISOCOLOR Analysekoffer für Gewässeranalytik festgestellt. Des Weiteren wurde anhand der durchgeführten Makrozoobenthos-Beprobung mit Hilfe des Fließgewässer-Bewertungsverfahrens PERLODES (Kapitel 4.5) der saprobielle Zustand der Gewässer ermittelt. Daraus würde sich auf eine längerfristige mögliche organische Verschmutzung schließen lassen. Zusätzlich lässt sich durch PERLODES noch eine mögliche relevante Versauerung (Modul „Versauerung“) der Gewässer feststellen.

## **5 Morphologische und faunistische Beschreibung der Untersuchungsabschnitte**

### **5.1 Durbach und Neugraben**

Die Untersuchungsabschnitte des Durbachs und Neugrabens werden im Folgenden gemeinsam beschrieben, da der Durbach in den Neugraben übergeht. Die Ergebnisse der chemisch-physikalischen Parameter und dem Makrozoobenthosvorkommen werden je Bach getrennt betrachtet.

#### **5.1.1 Beschreibung der Untersuchungsabschnitte**

Die Untersuchungsstrecke des Durbachs und Neugrabens beginnt mit einem gering veränderten Bachabschnitt zwischen den Ortschaften Windschlag und Ebersweier bei etwa km 3+770, wird bei der Bundesstraße B3 unterführt und fließt dann vorbei an der Gemeinde Windschlag (Abbildung 3). In diesem Abschnitt ist der Durbach begradigt, eingedeicht und die Sohle mit Pflastersteinen befestigt. Direkt nach dem Ortsausgang wurde die bereits in Kapitel 3.3.2 beschriebene ökologische Verbesserungsmaßnahme durchgeführt, die bis zum Waldrand reicht. Bei km 1+270 tritt der Bach dann in den Bürgerwald ein, den er kurz vor der Bundesstraße B28 (km 0+000) wieder verlässt. Auch hier wurde eine Renaturierung durchgeführt. In weiterer Folge wird der Durbach zum Neugraben (km 0+000). Von hier aus reicht der betrachtete Gewässerabschnitt ca. 1.000 m, wo ebenfalls auf gesamter Länge Verbesserungsmaßnahmen vorgenommen wurden.

Abbildung 3 zeigt die Untersuchungsstrecke des Durbachs und des Neugrabens mit den Probestellen des Makrozoobenthos (z. B. DB1 = Probestelle 1 im Durbach; NG1 = Probestelle 1 im Neugraben) sowie der Gewässerstrukturgüte. Die betrachtete Gewässerstrecke des Durbachs hat eine Gesamtlänge von ca. 3,8 km und umfasst 17 Probestellen (DB1 bis DB17). Beim Neugraben werden insgesamt ca. 1,4 km untersucht, in dem sechs Makrozoobenthos-Probestellen angelegt wurden, von denen zwei in der naturnahen Waldstrecke des Durbachs liegen (DB16, DB17 sowie NG1 bis NG4).

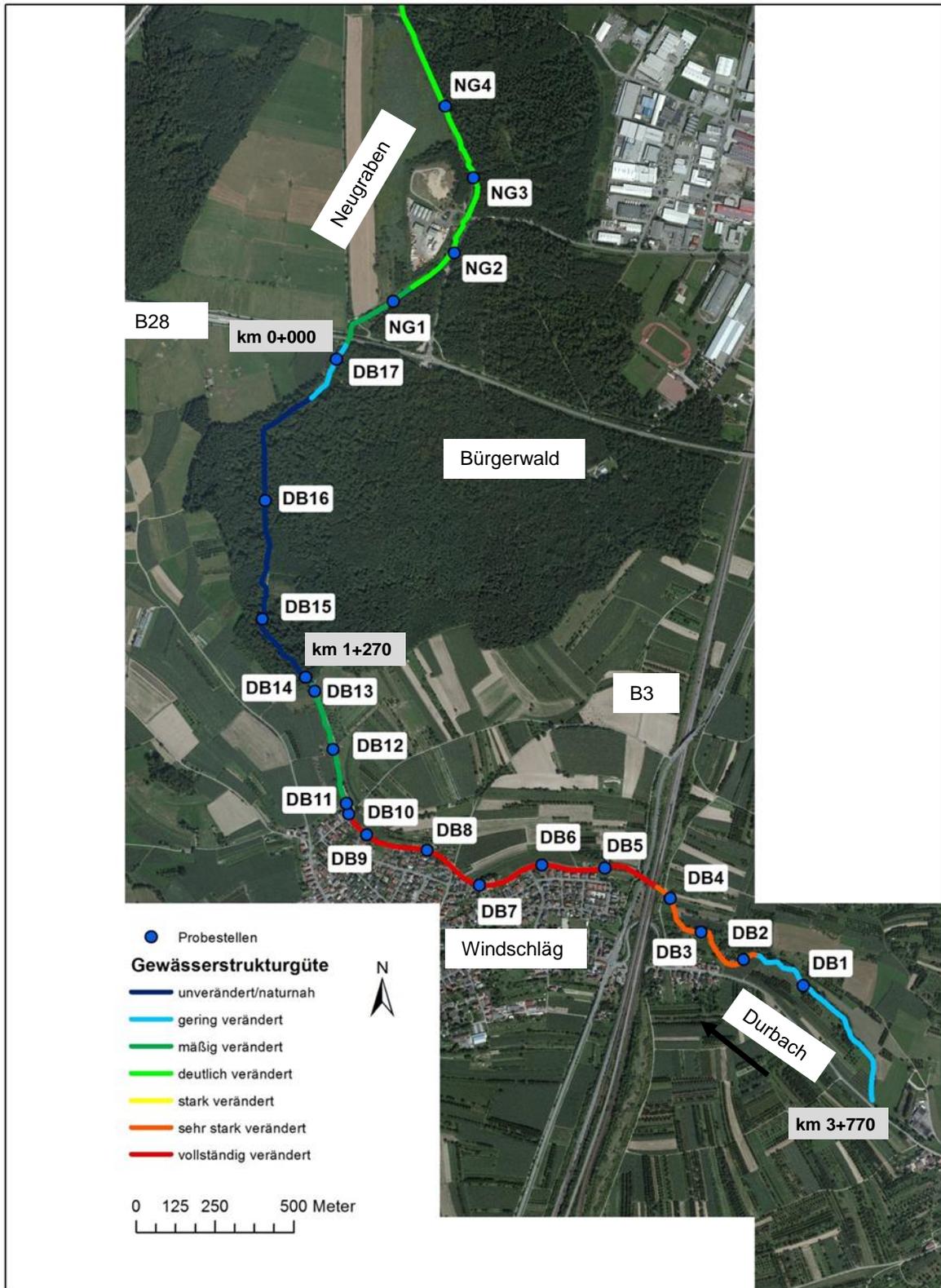


Abbildung 3: Gesamt-Gewässerstrukturgüte und Lage der Makrozoobenthos-Probestellen des Durbachs und Neugrabens (Geobasisdaten © Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg, [www.lgl-bw.de](http://www.lgl-bw.de), Az.: 2851.9-1/19); Beschriftung Makrozoobenthos Probestellen z. B. DB1 = Probestelle 1 im Durbach oder NG1 = Probestelle 1 im Neugraben

Im Folgenden sind die einzelnen Probestellen hinsichtlich ihrer Gewässerstruktur beschrieben. Des Weiteren erfolgt hier aufgrund der Ergebnisse der Gewässerstrukturkartierung eine Einordnung der Abschnitte bzw. der Probestellen in die Strahlwirkungselemente Strahlursprung, Strahlweg oder Strahlziel. Das methodische Vorgehen zur Gewässerstrukturkartierung nach LAWA (2000), das im Zuge dieser Arbeit durchgeführt wurde, ist in Kapitel 4.2 erläutert.

### **Gering veränderter Gewässerabschnitt (DB1) – Strahlursprung**

Der erste Gewässerabschnitt im Oberlauf der Untersuchungsstrecke mit einer Gesamtlänge von ca. 600 m wird bei der Gesamt-Struktur Gütebewertung als „gering verändert“ (GSG 2) eingestuft. Die Gewässerstrecke weist eine geschlängelte Laufkrümmung mit vielen Laufstrukturen (Sturzbäume, Treibholzverkläuserungen, Laufverengungen) auf. Strömungsdiversität, Tiefenvarianz und Breitenvarianz sind sehr groß. In diesem Bereich findet man eine hohe Substratdiversität, die sich hauptsächlich aus grobem Kies und Sand zusammensetzt. Viele besondere Sohlenstrukturen wie Totholz, Kolke, Wurzelflächen und Rauschflächen werten diese Strecke auf. Entlang des Ufers erstreckt sich beidseitig eine Galerie aus Bäumen und Büschen, woraus sich Sturzbäume, Prallbäume und Holzansammlungen ergeben. Das Ergebnis der Struktur Güte wird durch das Gewässerumfeld vermindert. Die Flächen werden als Grünland bzw. als Acker genutzt und der Gewässerrandstreifen weist nur eine Breite von 2-5 m auf. Diese Gewässerstrecke wird hinsichtlich der Struktur als Strahlursprung ausgewiesen (Abbildung 4).



Abbildung 4: Naturnahe Gewässerstrecke im Durbach

### **Ausgebauter Gewässerabschnitt (DB2-DB10) – Strahlweg**

An diesen Strahlursprung schließt ein ca. 1.500 m langer Abschnitt an, der große morphologische Beeinträchtigungen aufweist. Der Lauf ist gestreckt, das Profil ist in Trapezform ausgebaut und weist keine besonderen Strukturen auf, die das Gewässer in seiner Strömungsdiversität, Tiefen- und Breitenvarianz sowie Sohl- und Uferstruktur bereichern würden. Die ersten hundert Meter werden als „sehr stark verändert“ (GSG 6; DB2-DB4) eingestuft, die darauffolgenden Abschnitte DB5 bis DB10 als „vollständig verändert“ (GSG 7) (Abbildung 5). Diese bessere Beurteilung des ersten Abschnitts ergibt sich aus dem Parameter „Sohlenstruktur“, da hier natürliche Sohlensubstrate vorkommen. Im weiteren Verlauf ist die Sohle mit Pflastersteinen befestigt, über das sich stellenweise Kies und Sand abgelagert hat. Vereinzelt sind auch

Makrophyten-Polster zu finden. Die Pflastersteine sind unverfugt und es besteht ein Lückenraum von mehreren Zentimetern zwischen den einzelnen Steinen. Bei DB10 wurden anstelle eines Absturzes große Steine eingesetzt, um eine Höhe von 1,30 m zu überwinden. Das Ufer ist über der Pflasterung überwiegend mit einer Grasnarbe bewachsen, stellenweise kommen einseitig Holzgewächse vor. Zu Beginn dieser Gewässerstrecke werden die Flächen im Umfeld als Grünland und Acker genutzt. Nach der Unterquerung der Bundesstraße B5 grenzen Siedlungsflächen (Gemeinde Windschläg) und rechtsseitig Grünland und auch Gartenanlagen der Anwohner direkt an das Gewässer. Ein Gewässerrandstreifen ist praktisch nicht vorhanden, da das Gewässervorland bis unmittelbar an das Gewässerbett genutzt wird. Aufgrund der morphologischen Ausgestaltung wird diese Fließstrecke in der vorliegenden Studie als Strahlweg angesehen.



Abbildung 5: Ausgebaute Gewässerstrecke im Durbach (links: Abschnitt bei DB5; rechts: Abschnitt bei DB8)

### **Renaturierter Gewässerabschnitt (DB11-DB13) – Strahlziel**

Der darauffolgende Abschnitt wird als „mäßig verändert“ (GSG 3) bewertet, da bei einer ökologischen Verbesserungsmaßnahme die Ufer- und Sohlverbauung größtenteils entfernt wurden. Diese Strecke hat eine Länge von rund 430 m. Hin und wieder schützen Steinschüttungen und Holzverbau das Ufer vor Erosion, ansonsten wird das Gewässer sich selbst überlassen. Dennoch fließt der Bach hier nur schwach gewunden dem Bürgerwald zu und weist auch nur mäßige Varianzen hinsichtlich der Breite, Tiefe und Strömung auf. Das Sohlensubstrat besteht zum größten Teil aus Sand sowie kleinräumig aus Kies und Lehm. Das Grünland reicht bis ans Ufer des Baches, sodass kein Gewässerrandstreifen vorhanden ist. Zu Beginn dieser Strecke befindet sich der Abschnitt mit der Probestelle DB11, bei der das Gewässer aufgeweitet ist und wie ein Sandfang wirkt. Kurz bevor der Durbach in diesem Abschnitt (bei Probestelle DB13) in den Bürgerwald fließt, hat sich ein tiefer Kolk entwickelt, indem sich Schlamm und Falllaub sammelt, und dadurch Faulschlamm entsteht.

### **Naturnaher Gewässerabschnitt (DB14-DB16) – Strahlursprung**

Der natürliche bzw. naturnahe Gewässerabschnitt, in dem die Probestellen DB14 bis DB16 liegen, fließt durch den Bürgerwald und ist im Gewässertypenkatalog (GWDOG 2001a) als Referenz eines „mittelgroßen Schwemmfächerbachs mit Ursprung im Schwarzwald“ beschrieben. An dieser Strecke mit einer Länge von rund 1.000 m orientiert sich somit die Gewässerstruktur der anderen untersuchten Abschnitte. Der Durbach gilt hier im Hinblick auf Linienführung, Sohl-, Ufer- und Aueeigenschaften, Vegetation und Eigendynamik als „unverändert/naturnah“ (GSG 1). Im Bürgerwald wechseln sich geschwungene mit mäandrierenden Abschnitten ab (Krümmungsradien 20-40 m). Dadurch entwickeln sich Quer- und Längsbänke aus Sand und Kies. Die Ufererosion ist ausgeprägt, da die locker gefügte Sohle und das Ufer dieses kiesig-sandigen Gewässertyps leicht erodier- und umlagerbar sind. Die Krümmungserosion an Prallufeln, die nicht von Ufergehölzen gehalten werden, ist stark ausgeprägt. Dadurch, dass die Sohle transportfähig ist, hat sich der Durbach tief in den Schwemmfächer eingegraben, wodurch eine häufige Ausuferung verhindert wird. Das Querprofil ist an den leicht geschwungenen Stellen mulden- bis kastenförmig, an den mäandrierenden wechselt es zu schwach bis stark asymmetrischen Krümmungen. Sturzbäume, Inselbildungen, Laufaufweitungen und -verengungen bilden besondere Laufstrukturen. Es können sich bis zu 5 m breite, flache Gleitufer (< 1:3) und steile bis überhängende Prallufer ausbilden. Die Strömungsdiversität, sowie Breiten- und Tiefenvarianz ist groß. Die Sohlsedimente sind gänzlich natürlich und bestehen vor allem an den schnell und mäßig fließenden Stellen überwiegend aus Kies und Sand. Ton, Schluff und Falllaub lagern sich in Stillwasserzonen ab und harter Lehm bildet auf weiten Strecken flache Uferbänke. Vereinzelt werden Baumwurzeln freigespült. Tiefrinnen, Flachwasser, Kolke, Kehrwasserpools, u. ä. bilden besondere Sohlenstrukturen. Ein Laubwald prägt die Uferstruktur und das Gewässerumfeld auf beiden Seiten.

### **Renaturierter Abschnitt (DB17) – Strahlziel bzw. Strahlursprung**

Die Probestelle DB17 liegt in einer ökologisch aufgewerteten Gewässerstrecke von etwa 200 m Länge, die strukturell ähnlich zu den vorangegangenen Probestellen des naturnahen Durbachs ist. Die Probestelle erreicht eine „gering veränderte“ Gesamtbewertung (GSG 2). Die Substratdiversität ist sehr groß und das Sohlensubstrat setzt sich aus Sand sowie Kies zusammen. Es sind hier einige besondere Sohlenstrukturen zu finden, wie Flachwasserstellen. Defizite zeigt diese Strecke insbesondere bei dem Parameter Querprofil, aufgrund einer nur mäßigen Breitenvarianz und Profiltiefe. Das Ufer ist auf einer Seite von Wald geprägt, auf der anderen von einer Galerie. Auch das Gewässerumfeld ist hauptsächlich durch Wald gekennzeichnet.

### **Renaturierte Abschnitte (NG1-NG4) – Strahlziel bzw. Strahlweg**

Die ökologisch aufgewertete Gewässerstrecke, die sich im an den Durbach anschließenden Neugraben befindet, werden im Abschnitt mit den ersten beiden Probestellen NG1 und NG2 mit „mäßig verändert“ (GSG 3), bei der Strecke mit den Probestellen NG3 und NG4 mit „deutlich verändert“ (GSG 4) bewertet. Hier wurde insgesamt eine Länge von 1.000 m betrachtet. Im Zuge der Umgestaltungsmaßnahme wurde dem Längsverlauf mehr Platz zur Entwicklung gegeben, indem die Befestigung entfernt wurde. Es haben sich Inselbänke gebildet, Laufaufweitungen und -verengungen sind entstanden bzw. wurden bewusst herbeigeführt (Abbildung

6). Defizite weist das sandige Sohlensubstrat durch wenig Diversität sowie durch eine sehr geringe Strömungsdiversität auf. Es ist keine Ufervegetation vorhanden, Grünland reicht direkt ans Gewässer. Auf der Höhe von Probestelle NG3 befindet sich in Gewässernähe eine Mülldeponie, die aber, wie die Ergebnisse des folgenden Kapitels 5.1.2 zeigen, keinen Einfluss auf die Wasserqualität hat.



Abbildung 6: Renaturierte Gewässerstrecke im Neugraben

### **5.1.2 Chemische und physikalische Parameter**

Die chemischen und physikalischen Messungen während der Probenahme ergaben keine Auffälligkeiten, die sich negativ auf die Makrozoobenthoszönose ausgewirkt haben könnten. Auch der Saprobienindex, der aus den Artenlisten mit PERLODES errechnet wurde (vgl. Kapitel 4.6), weist für alle Probestellen und für beide Untersuchungsjahre eine Wassergüte von I-II (sehr gut bis gut) auf. Somit kann weitestgehend von einer Abwesenheit organischer Verschmutzung ausgegangen werden. Auch konnte anhand der Berechnungen durch PERLODES keine Versauerung des Durbachs und Neugrabens festgestellt werden.

### **5.1.3 Makrozoobenthosvorkommen im Durbach**

Im Folgenden wird ein Überblick über die Makrozoobenthos-Zusammensetzung in der gesamten untersuchten Strecke des Durbaches geben. Diese werden mittels der Durchschnittswerte der beiden Untersuchungsjahre 2011 und 2012 dargestellt. Die Methodik zur Makrozoobenthos-Beprobung und Auswertung ist in Kapitel 4.4 und 4.5 beschrieben. Insgesamt konnten 119 unterschiedliche Taxa im Durbach nachgewiesen werden. Die artenreichsten Gruppen sind die Ordnungen der Trichopteren mit 30 verschiedenen Taxa, welche aber mit nur wenigen Individuen vorhanden sind, bzw. die Dipteren mit 29 Taxa, gefolgt von den Ephemeropteren (18 Taxa) und den Coleopteren (16 Taxa). Die prozentuale Individuen-Zusammensetzung sowie die Anzahl der Taxa sind nach Ordnungen in Abbildung 7 dargestellt. Die Dipteren stellen hierbei mehr als die Hälfte, Ephemeropteren rund ein Viertel der gesamten Fauna des Durbachs dar.

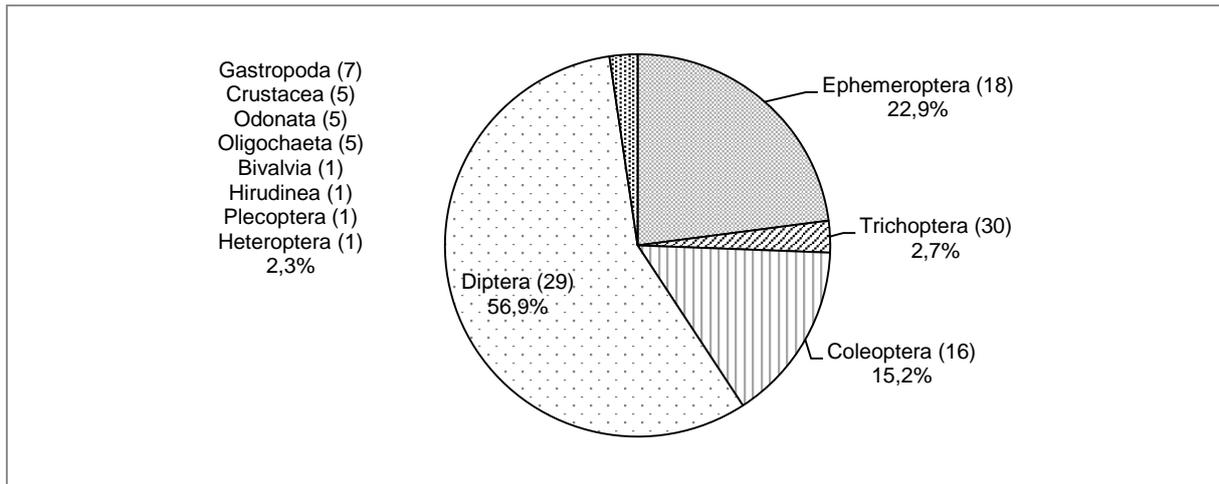


Abbildung 7: Prozentuale Individuenverteilung und Taxazahlen (in Klammern) nach Ordnungen im Durbach

Die Taxalisten des Durbachs beider Beprobungsjahre befinden sich im Anhang in Tabelle A 1 (2011) und Tabelle A 2 (2012).

Abbildung 8 zeigt die relativen Häufigkeiten der vorkommenden Taxa der jeweiligen Ordnung in den naturnahen, ausgebauten und renaturierten Untersuchungsabschnitten des Durbachs. Die höchste Individuenzahl weisen die Dipteren in den ausgebauten Bachabschnitten mit mehr als der Hälfte aller vorkommenden Tiere auf. Diese sind ebenfalls in den naturnahen sowie auch in den renaturierten Bachstrecken am häufigsten zu finden. In den naturnahen und ausgebauten Gewässerabschnitten kommen die Ephemeropteren bzw. die Coleopteren als zweit- bzw. dritthäufigste Gruppen vor. Bei der untersuchten Renaturierung überwiegen die Coleopteren als die am zweithäufigsten vorkommende Ordnung mit rund einem Fünftel.

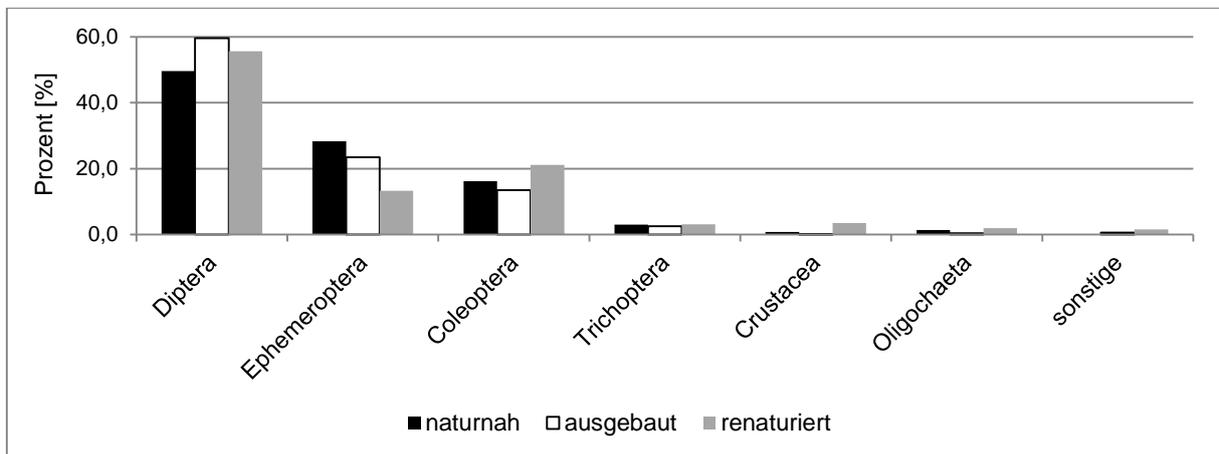


Abbildung 8: Relative Abundanzen [%] nach Ordnungen in naturnahen, ausgebauten und renaturierten Untersuchungsabschnitten des Durbachs

Im Weiteren werden die Ergebnisse der beiden Untersuchungsjahre 2011 und 2012 getrennt betrachtet, um etwaige jährliche Unterschiede offenzulegen.

Im ersten Untersuchungsjahr wurden insgesamt 100 Taxa gefunden, im zweiten Jahr 91 Taxa. Die mittlere Abundanz beträgt 1.610 Individuen in 2011 und 1.498 in 2012, wobei die Spanne von 186 bis 2.804 Individuen/m<sup>2</sup> bzw. 77 bis 2.649 Individuen/m<sup>2</sup> je nach Probestelle reicht. In

beiden Jahren wurden ungefähr gleich viele Individuen gefunden. 2011 waren es insgesamt 25.893 Tiere, im zweiten Untersuchungsjahr 24.801 Individuen. Abbildung 9 stellt die absoluten Taxazahlen, zusammengefasst nach Ordnungen, der beiden Jahre nach Probestellen (Bezeichnung der Probestellen z. B. DBxx-11 für das Jahr 2011, DBxx-12 für das Jahr 2012) gegenüber. Daraus werden Unterschiede der Makrozoobenthos-Zusammensetzung zwischen den Jahren sichtbar. Dies wird zum Beispiel bei Probestelle DB11 deutlich, die 2011 eine sehr hohe Individuenzahl von 2.394 aufweist, 2012 dagegen aber nur 77 Tiere oder an DB14, bei der die Gesamtzahl 2011 über 2.300 Individuen erreicht, 2012 hingegen nur rund 600. Im Allgemeinen stimmen die in den Ordnungen vorkommenden Individuenzahlen im Verhältnis meist überein. Die renaturierte Probestelle DB13 fällt in beiden Jahren durch sehr geringe Individuenzahlen auf.

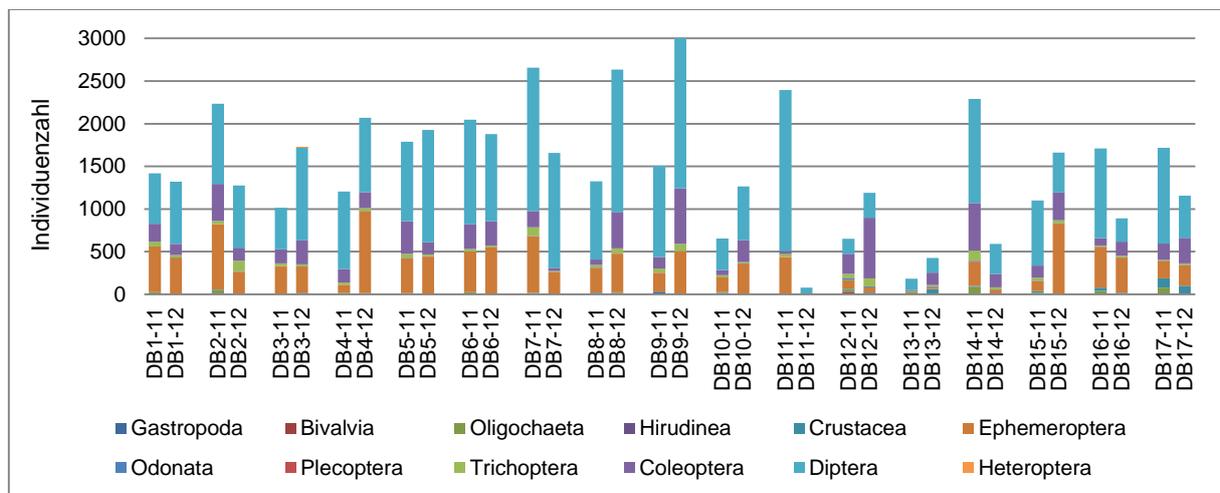


Abbildung 9: Vergleich des absoluten Individuen-Vorkommens gruppiert nach Ordnungen und Probestelle in den Untersuchungsjahren 2011 und 2012 im Durbach

#### 5.1.4 Makrozoobenthosvorkommen im Neugraben

Zur Beantwortung der Fragestellungen dieser Arbeit wurden zu den Probestellen des Neugrabens noch zwei flussauf liegende Probestellen des Durbachs hinzugenommen (DB16 und DB17), die als Strahlursprung angesehen werden. Deren Fauna wird vollständigshalber in die nachfolgende Darstellung des Makrozoobenthosvorkommens einbezogen. Somit werden die im letzten Abschnitt des Durbachs liegenden beiden Probestellen und die Probestellen in der anschließenden Gewässerstrecke des Neugrabens als eigenes Untersuchungs-gewässer angesehen und im Weiteren nur noch als „Neugraben“ bezeichnet.

Insgesamt konnten 87 unterschiedliche Taxa im Neugraben nachgewiesen werden. Die artenreichsten Gruppen sind die Ordnungen der Dipteren mit 21 verschiedenen Taxa bzw. die Trichopteren mit 19 Taxa, gefolgt von den Ephemeropteren und den Coleopteren (jeweils 13 Taxa). Die Makrozoobenthos-Fauna des Neugrabens setzt sich zu je einem Drittel aus Crustaceen und Dipteren zusammen, Coleopteren und Ephemeropteren sind jeweils mit knapp 15 % vertreten (Abbildung 10).

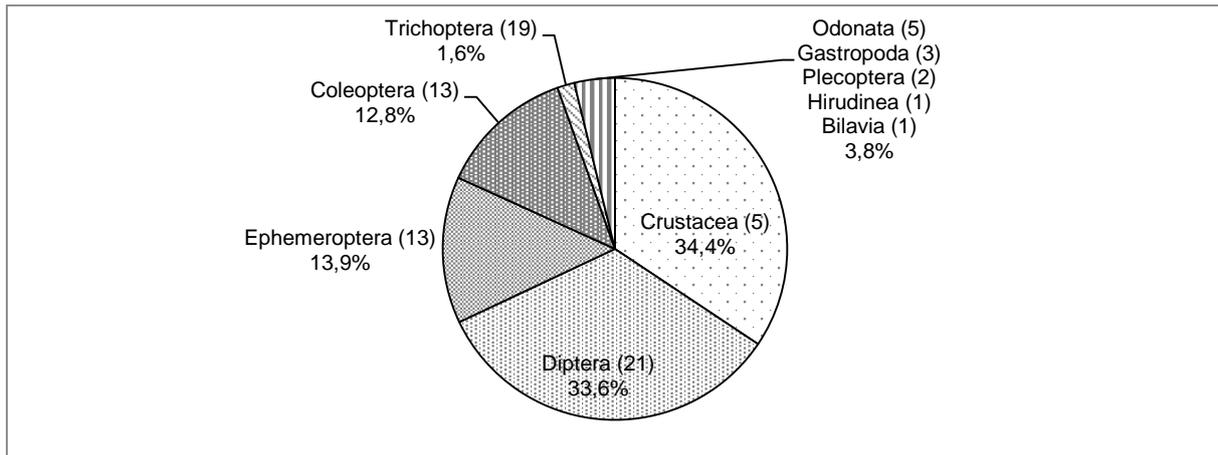


Abbildung 10: Prozentuale Individuenverteilung und Taxazahlen (in Klammern) nach Ordnungen im Neugraben

Die Taxalisten des Neugrabens beider Beprobungsjahre sind im Anhang in Tabelle A 3 (2012) und Tabelle A 4 (2013) zu finden.

Abbildung 11 zeigt die relativen Häufigkeiten nach Ordnungen in naturnahen und renaturierten Gewässerstrecken. Es zeigt sich klar, dass die Crustaceen in den renaturierten Probestellen dominieren. Die Dipteren kommen mit je einem Drittel in beiden Naturnähegraden vor. Die Ephemeropteren und Coleopteren überwiegen in den naturnahen Probestellen im Vergleich zu den renaturierten mit rund einem Viertel bzw. einem Fünftel. Weitere Ordnungen spielen eine untergeordnete Rolle.

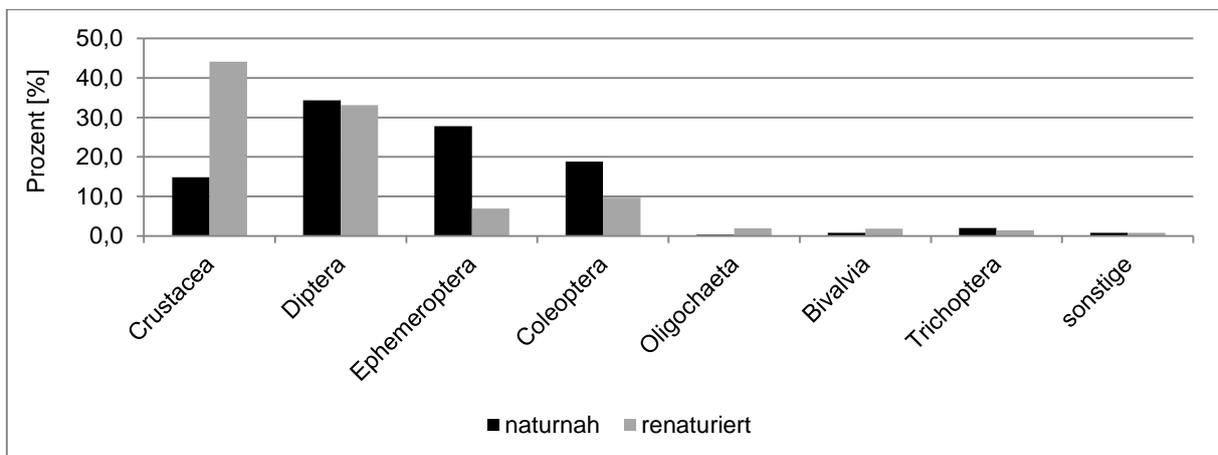


Abbildung 11: Relative Abundanzen [%] nach Ordnungen in naturnahen und renaturierten Untersuchungsabschnitten des Neugrabens

In den einzelnen Untersuchungsjahren wurden 75 Taxa (2012) bzw. 69 Taxa (2013) identifiziert. Die mittlere Abundanz beträgt 647 in 2012 und 722 in 2013, wobei die Spanne von 75 bis 1.156 Individuen/m<sup>2</sup> bzw. 89 bis 1.429 Individuen/m<sup>2</sup> je nach Probestelle reicht. Die Gegenüberstellung der Probestellen beider Jahre (Bezeichnung der Probestellen z. B. NGxx-12 für das Jahr 2012 und NGxx-13 für das Jahr 2013) zeigen zum Teil größere Unterschiede in der Fauna-Zusammensetzung (Abbildung 12). In den beiden Jahren zeigen sich insbesondere bei DB16, NG2, NG3 und NG4 Unterschiede hinsichtlich der Individuenzahlen. Teilweise wurden in den Probestellen des Neugrabens nur sehr wenige Tiere gefunden. Wie

schon erwähnt, überwiegen in den renaturierten Probestellen größtenteils Crustaceen, in den naturnahen hingegen Ephemeropteren und Dipteren.

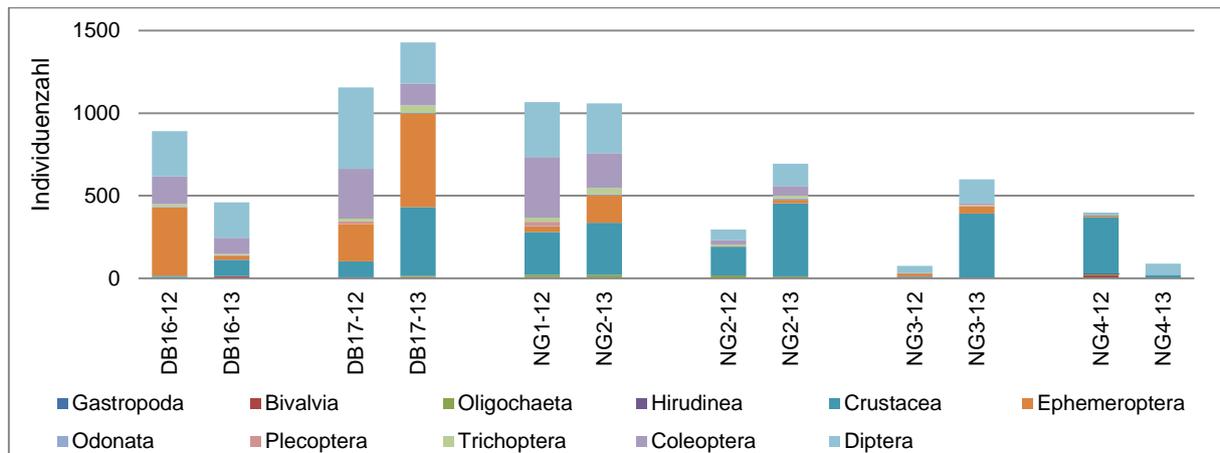


Abbildung 12: Vergleich des absoluten Individuen-Vorkommens gruppiert nach Ordnungen und Probestelle in den Untersuchungsjahren 2012 und 2013 im Neugraben

## 5.2 Sasbach

### 5.2.1 Beschreibung der Untersuchungsabschnitte

Die untersuchte Strecke des Sasbachs beginnt etwa bei km 22+000 auf Höhe der Gemeinde Sasbachried mit einem Mitte der 1990er Jahren renaturierten Abschnitt (Abbildung 13). Dieser wurde aber nicht durchgehend umgestaltet, da teilweise die angrenzenden Grundstücke nicht erworben werden konnten. Daher wird das renaturierte Gewässer immer wieder von ca. 100 m langen im ausgebauten Zustand belassenen Abschnitten unterbrochen. Nach dem letzten Stück der Umgestaltungsmaßnahme zeigt der Sasbach abrupt wieder das typisch ausgebaute Gesicht eines Flutkanals. Abbildung 13 zeigt die Untersuchungsstrecke des Sasbachs mit den Makrozoobenthos-Probenahmestellen (Punkte) sowie der Gewässerstrukturgüte. Die betrachtete Gewässerstrecke hat eine Gesamtlänge von rund 4,0 km.

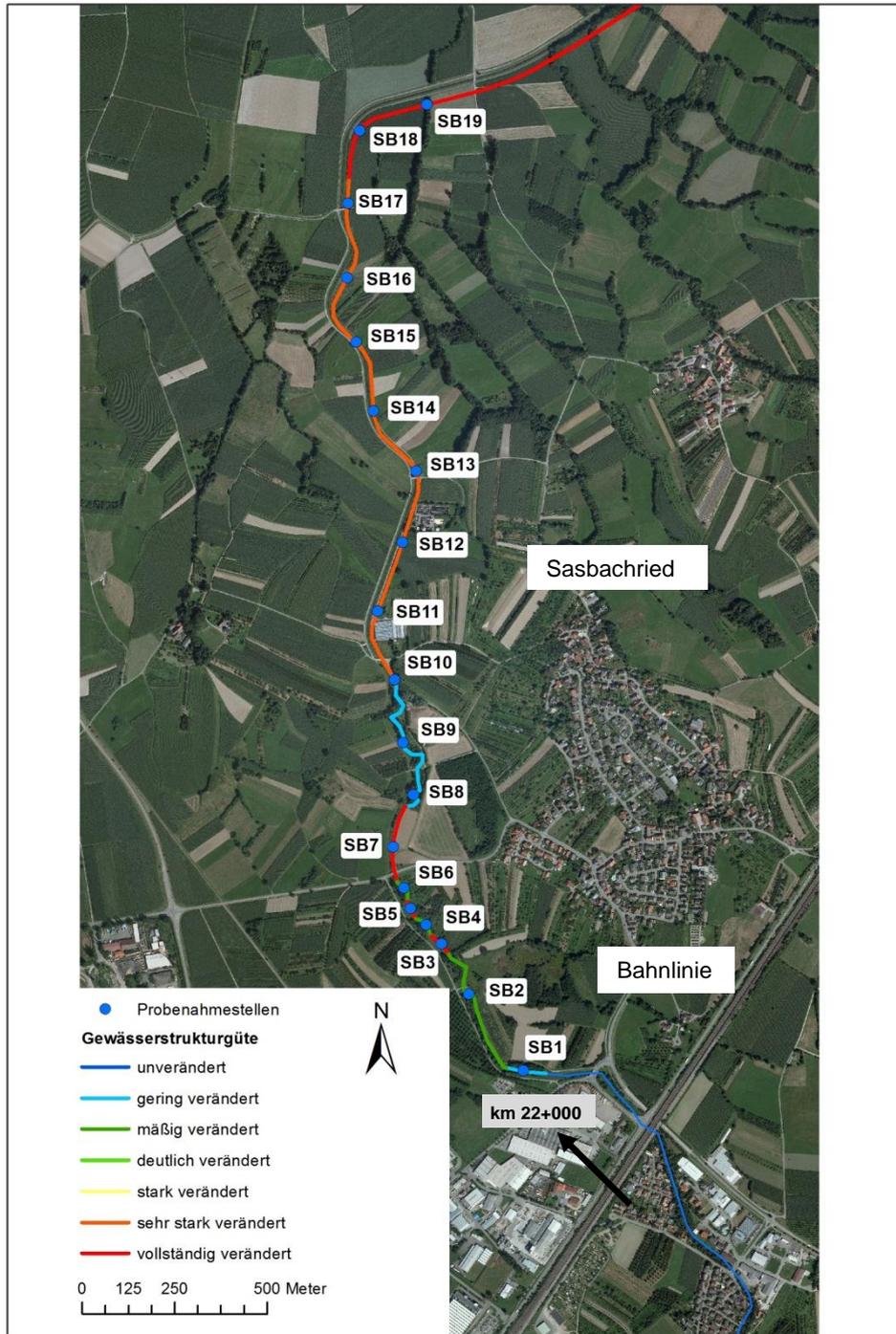


Abbildung 13: Gesamt-Gewässerstrukturgüte und Lage der Makrozoobenthos-Probstellen im Sasbach (Luftbild: Geobasisdaten © Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg, www.lgl-bw.de, Az.: 2851.9-1/19); Beschriftung Makrozoobenthos Probstellen z. B. SB1 = Probstelle 1 im Sasbach

Im Folgenden sind die einzelnen Probstellen hinsichtlich ihrer Gewässerstruktur beschrieben. Des Weiteren erfolgt hier aufgrund der Ergebnisse der Gewässerstrukturkartierung eine Einordnung der Abschnitte bzw. Probstellen in die Strahlwirkungselemente Strahlursprung, Strahlweg oder Strahlziel. Das methodische Vorgehen zur Gewässerstrukturkartierung nach LAWA (2000), das im Zuge dieser Arbeit durchgeführt wurde, ist in Kapitel 4.2 erläutert.

### **Renaturierter Abschnitt (SB1 und SB2) – Strahlursprung**

Die erste Probestelle SB1 befindet sich in einer ökologisch aufgewerteten Bachstrecke von ca. 100 m Länge, die als „gering verändert“ (GSG 2) bewertet wird. Die Verbauung wurde komplett entfernt, um dem Bach seinen geschwungenen Längsverlauf zurückzugeben. Das Profil ist wieder annähernd naturnah und flach. Es ist eine verhältnismäßig hohe Substrat-, Strömungs- und Tiefendiversität vorhanden sowie mehrere besondere Sohlenstrukturen wie Flachwasser, Wurzelflächen und durchströmte Pools und besondere Laufstrukturen wie zum Beispiel Laufaufweitungen sowie -verengungen. Ein Gewässerrandstreifen ist beidseitig vorhanden und wird von gewässertypischen Bäumen und Sträuchern gebildet. Der nächste, direkt angrenzende Abschnitt mit der Probestelle SB2, der ebenfalls ökologisch verbessert wurde, hat eine Länge von ca. 400 m. Er lässt sich in etwa wie der vorangegangene Abschnitt beschreiben, wird strukturell dennoch nur mit „mäßig verändert“ bewertet. Dies resultiert hauptsächlich daraus, dass sich in diesem Abschnitt die Strömungsdiversität, Tiefen- und Breitenvarianz und die Substratdiversität nur „mäßig“ ausgebildet haben. Weiter ist auch der Gewässerrandstreifen nicht so ausgeprägt. Auf der linken Uferseite reicht der Obstbau bis ans Gewässer heran. Die Gewässerstrecken der Probestellen SB1 und SB2, die einer Gesamtlänge von über 500 m entsprechen, werden als potenzieller Strahlursprung betrachtet.

### **Vollständig veränderte Abschnitte (SB3, SB5 und SB7) – Strahlweg**

Wie bereits erwähnt, konnten nicht alle an das Gewässer angrenzenden Grundstücke für die Umgestaltung erworben werden. Deshalb sind kurze Abschnitte (ca. 100 m bzw. 300 m) noch im ursprünglich ausgebauten Zustand vorhanden und somit „vollständig verändert“ (GSG 7). Dies ist bei den Probestellen SB3, SB5 und SB7 der Fall. Der Bach ist in einem tiefen Trapezprofil ausgebaut. Tiefenvarianz und Strömungsdiversität ist kaum vorhanden. Die Sohle sowie die Uferböschung sind mit Pflastersteinen bzw. mit Pflastersteinen und Böschungsrasen verbaut. Die Pflastersteine an der Sohle sind unverfugt mit Abständen von einigen Zentimetern zueinander verlegt. Teilweise wird dieser Sohlverbau von „Inseln“ aus dem Substrat vorangegangener Abschnitte überlagert („Substratinselfeln“). Die Flächen im Umfeld des Gewässers und der Gewässerrandstreifen werden auch hier für den Obstbau genutzt.

### **Renaturierte Abschnitte (SB4 und SB6) – Strahlziel**

Die Gewässerabschnitte, in denen sich die Probestellen SB4 und SB6 befinden, liegen jeweils zwischen den oben beschriebenen Strecken und sind jeweils ca. 100 m lang. Die Strukturgüte (GSG 3) lässt sich mit der des ökologisch aufgewerteten Abschnitts der Probestelle SB2 beschreiben.

### **Renaturierte Abschnitte (SB8 und SB9) – Strahlursprung**

Im Anschluss an den ausgebauten Abschnitt, in der sich Probestelle SB7 befindet, ist die Gewässerstruktur über ca. 450 m Länge nur „gering verändert“. Der umgestaltete Bach schlängelt sich hier durch die Fläche und hat ein annähernd naturnahes, flaches Profil ausgebildet. Strömung und Sohlensubstrate zeigen eine große Diversität. Flachwasser, durchströmte Pools, Wurzelflächen und Prallbäume werten diese Bachstrecke weiter auf. Das Umland wird zwar landwirtschaftlich genutzt, aber der Gewässerrandstreifen ist aufgrund vieler Gehölze ausgeprägt. Diese Gewässerstrecke wird als potenzieller Strahlursprung betrachtet.

### **Sehr stark veränderte Abschnitte, Flutkanal (SB10-SB17) – Strahlweg**

Ab km 20+500 ist der Sasbach als typischer Flutkanal ausgebaut und weist eine „sehr stark veränderte“ Struktur auf. Der Bachlauf ist gestreckt und das tiefe Profil ist als Trapez ausgebaut. Das Gewässer weist nur eine geringe bis keine Strömungsdiversität sowie Tiefen- und Breitenvarianz auf. Das Ufer ist stellenweise mit Röhricht bewachsen, ansonsten ist die Uferböschung mit Böschungsrassen überzogen. Das Umland sowie der Gewässerrandstreifen wird landwirtschaftlich bzw. als Fahrweg genutzt (Abbildung 14). Obwohl die Gewässersohle gepflastert ist, haben sich verschiedene Sedimente im Bachbett abgelagert. Die Sohlpflasterung ist unverfugt und somit ist ein Lückenraum zwischen den Steinen vorhanden. Zwischen Probestelle SB12 und SB13 befindet sich eine Kläranlage, für die der Sasbach als Vorfluter dient. Wie die Ergebnisse der chemischen Analyse in Kapitel 5.2.2 zeigen, hat dies jedoch kaum Auswirkungen auf die Wasserqualität des Sasbachs.



Abbildung 14: Ausgebaute Gewässerstrecke im Sasbach

### **Vollständig veränderter Abschnitt, Flutkanal (SB18 und SB19) – Strahlweg**

Ab km 19+400 verschlechtert sich die Gewässerstruktur nochmals und ist ab hier „vollständig verändert“. Hier ist der Bach als Doppeltrapezprofil geradlinig ausgebaut und weist keinerlei Strukturen hinsichtlich Laufentwicklung, Längsprofil und Querprofil auf. Die Sohle ist mit Pflastersteinen versehen. Das Ufer ist ebenfalls mit Pflastersteinen und Böschungsrassen verbaut. Das Umfeld und der Gewässerrandstreifen wird als Grünland genutzt.

## **5.2.2 Chemische und physikalische Parameter**

Die Methodik zur Ermittlung der chemischen und physikalischen Messwerte sind in Kapitel 4.6 beschrieben. Die chemischen und physikalischen Messungen während der Probenahme ergaben keine Auffälligkeiten. Der Saprobienindex weist für alle Probestellen und für beide Untersuchungsjahre einen „guten“ Zustand auf, mit Ausnahme von drei Probestellen (SB10, SB15 und SB19) im zweiten Untersuchungsjahr. Hier wurde ein nur „mäßiges“ Ergebnis erreicht. Dennoch kann weitestgehend von einer Abwesenheit bzw. einer nur geringen organischen Verschmutzung ausgegangen werden, die kaum einen Einfluss auf die Ergebnisse der Studie hat. Auch die Einleitung der Kläranlage zwischen den Probestellen SB12 und SB13 verringert somit die Wasserqualität kaum. Auch bewegen sich die Parameter (pH-Wert, CSB,

NH<sub>4</sub>-N, ges. N, PO<sub>4</sub>-P; mündl. Auskunft, Abwasserverband Sasbachtal) des durch die Kläranlage eingeleiteten Wassers in einem tolerierbaren Bereich. Die Berechnungen durch PERLODES (Modul „Versauerung“) weisen auf keine Versauerung des Sasbachs hin.

### 5.2.3 Makrozoobenthosvorkommen im Sasbach

Im Folgenden wird ein Überblick über die Makrozoobenthos-Zusammensetzung der gesamten untersuchten Strecke des Sasbachs geben. Die Methodik zur Makrozoobenthos-Beprobung und Auswertung ist in Kapitel 4.4 und 4.5 beschrieben. Im Sasbach wurden in beiden Untersuchungsjahren insgesamt 108 unterschiedliche Taxa gefunden. Die artenreichsten Gruppen sind die Ordnungen der Trichopteren mit 27 verschiedenen Taxa, die aber wenige Individuen beinhalten, bzw. die Dipteren mit 23 Taxa, gefolgt von den Ephemeropteren und den Coleopteren (jeweils 13 Taxa). Die prozentuale Individuen-Zusammensetzung sowie die Anzahl der Taxa sind nach Ordnungen in Abbildung 15 dargestellt. Hierbei stellen die Crustaceen mit zwei Dritteln den größten Anteil an Individuen. Mit Ausnahme der Dipteren bereichern alle übrigen Ordnungen die Gesamtfauuna mit weniger als einem Zehntel.

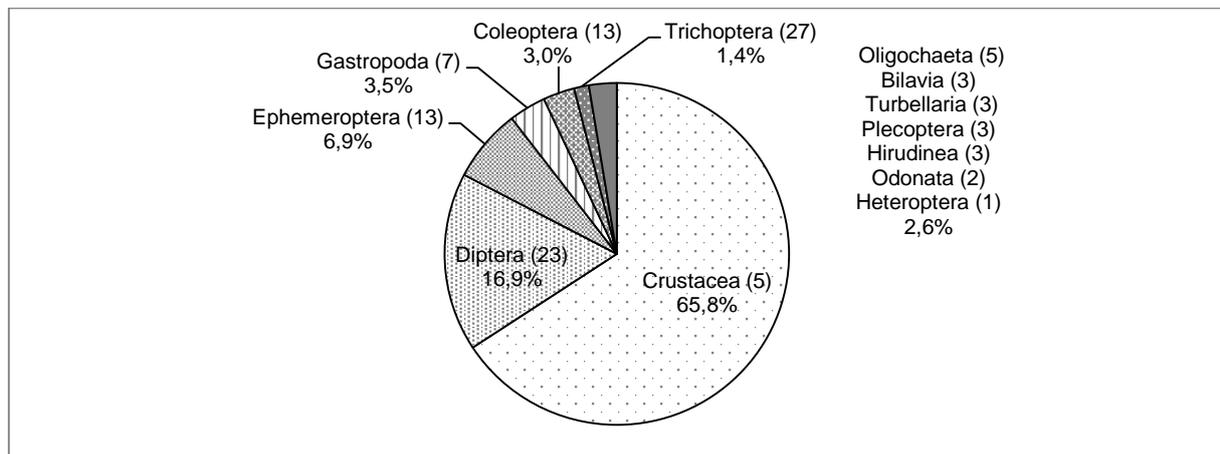


Abbildung 15: Prozentuale Individuenverteilung und Taxazahlen (in Klammern) nach Ordnungen im Sasbach

Die Taxalisten des Sasbachs beider Beprobungsjahre sind im Anhang in Tabelle A 5 (2011) und Tabelle A 6 (2012) zu finden.

In Abbildung 16 sind die relativen Häufigkeiten in Prozent der vorkommenden Taxa der jeweiligen Ordnung in den ausgebauten und renaturierten Untersuchungsabschnitten des Sasbach abgebildet. Die höchste Individuenzahl weisen die Crustaceen in den ausgebauten sowie in den renaturierten Bachabschnitten mit jeweils zwei Drittel der Gesamtfauuna auf. Das zweithäufigste Vorkommen, sowohl in ausgebauten wie auch an Probestellen, die in renaturierten Bereichen liegen, stellen die Dipteren mit rund einem Fünftel dar. Die Ephemeropteren sind in den ausgebauten Abschnitten etwas stärker vertreten als in den renaturierten. Bei den Coleopteren und den Trichopteren ist das Gegenteil der Fall. Die Unterschiede sind aber nur von geringer Bedeutung.

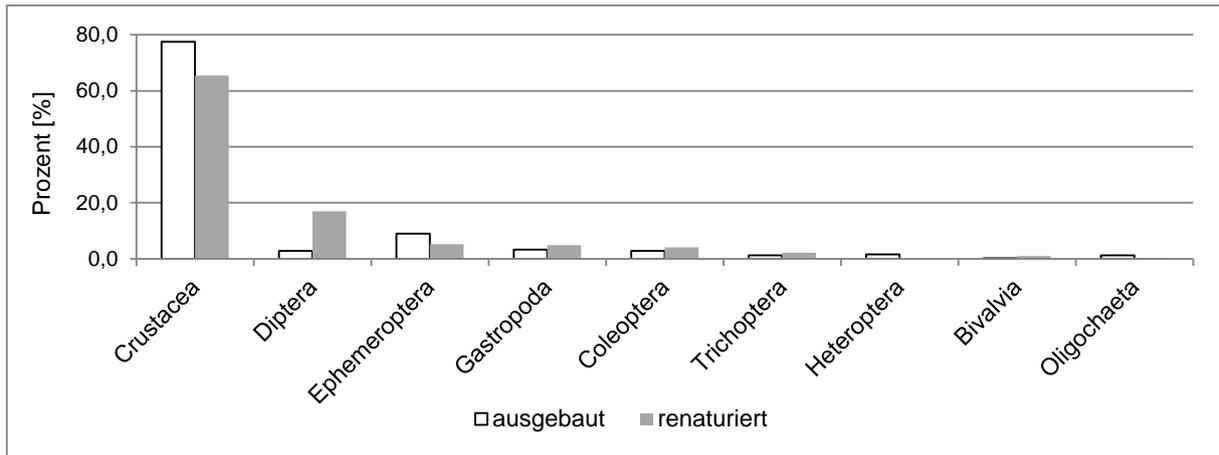


Abbildung 16: Relative Abundanzen [%] nach Ordnungen in ausgebauten und renaturierten Untersuchungsabschnitten des Sasbachs

Im Weiteren werden die Taxa-Zusammensetzung und -Häufigkeiten getrennt nach Untersuchungsjahren betrachtet (Bezeichnung der Probestellen z. B. SBxx-11 für das Jahr 2011, SBxx-12 für das Jahr 2012). Im Untersuchungsjahr 2011 wurden insgesamt 76 Taxa, im Jahr 2012 hingegen 97 Taxa nachgewiesen. Die mittlere Abundanz beträgt 1.806 im Jahr 2011 und 1.099 im Jahr 2012. Die Spannen reichen hier von 727 bis 3.614 Individuen/m<sup>2</sup> bzw. 296 bis 1.837 Individuen/m<sup>2</sup> je nach Probestelle. Es wird ersichtlich, dass im zweiten Untersuchungsjahr weniger Individuen gefunden wurden. 2011 waren es insgesamt 38.587, 2012 hingegen nur 22.478. Abbildung 17 zeigt, dass die Taxa-Zusammensetzung und auch die Individuenzahlen von Probestelle zu Probestelle sowie zwischen den Jahren teilweise sehr unterschiedlich sind.

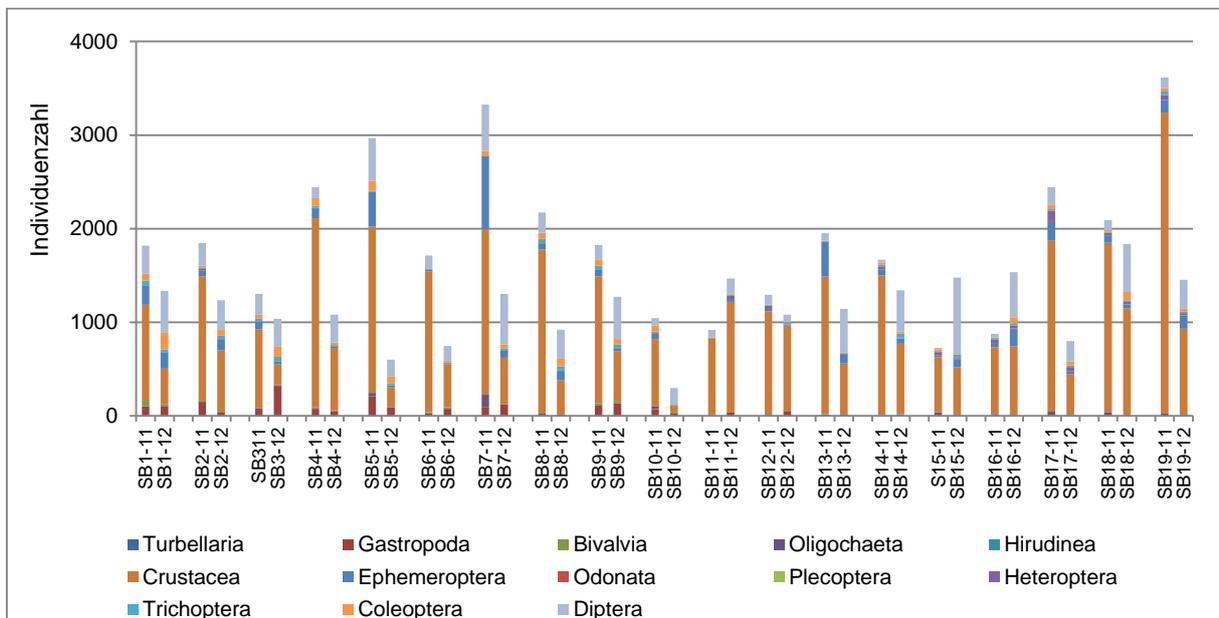


Abbildung 17: Vergleich des absoluten Individuen-Vorkommens gruppiert nach Ordnungen und Probestelle der Jahre 2011 und 2012 im Sasbach

### 5.3 Übersicht – Zuordnung der Probestellen in Strahlwirkungselemente

In Tabelle 7 ist eine Übersicht der festgelegten Zuordnung der Probestellen in die Strahlwirkungselemente Strahlursprung, Strahlweg und Strahlziel zu finden, wie sie in dieser Arbeit genutzt werden. Mit den in Klammer stehenden Begrifflichkeiten zum Naturnähe- bzw. Ausbaugrad (naturnah, ausgebaut und renaturiert) werden die jeweiligen Abschnitte, in denen sich die Probestellen befinden, im weiteren Verlauf der Arbeit ebenso umschrieben.

Tabelle 7: Übersicht der Zuordnung der Probestellen des Durbachs, Neugrabens und Sasbachs in Strahlwirkungselemente (Strahlursprung, Strahlweg, Strahlziel); Begrifflichkeiten (naturnah, ausgebaut und renaturiert) in Klammer dienen zur weiteren Umschreibung der Abschnitte, in denen die Probestellen liegen

Kategorie	Durbach	Neugraben	Sasbach
Strahlursprung	DB1; DB14-DB16 („naturnah“)	DB16-DB17 („naturnah“)	SB1, SB2; SB8, SB9 („renaturiert“)
Strahlweg	DB2-DB10 („ausgebaut“)	NG1-NG4 („renaturiert“)*	SB3, SB5, SB7, SB10-SB19 („ausgebaut“)
Strahlziel	DB11-DB13; DB17 („renaturiert“)		SB4, SB6 („renaturiert“)

\*kann aufgrund der durchgeführten Renaturierung auch als Strahlziel angesehen werden

## **6 Der Einfluss naturnaher/renaturierter Gewässerabschnitte auf die Ökologie ausgebauter Strecken**

### **6.1 Problemstellung**

Das Konzept der Strahlwirkung geht davon aus, dass sich durch aktive oder passive Migration von Organismen aus naturnahen Gewässerabschnitten ein besserer ökologischer Zustand in benachbarten strukturell defizitären Gewässerstrecken einstellt, als aufgrund der Gewässerstruktur zu erwarten wäre. Das Strahlwirkungskonzept ist in Kapitel 2.1 ausführlich beschrieben. Im nachfolgenden Kapitel wird untersucht, welchen Einfluss naturnahe bzw. renaturierte Gewässerabschnitte (Strahlursprünge) auf die Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Fauna angrenzender strukturell defizitärer Abschnitte (Strahlwege) haben (Test der *Hypothese 1*, vgl. Kapitel 2.2). Von einem „positiven Einfluss“ eines Strahlursprungs auf einen Strahlweg bzw. ein Strahlziel wird in dieser Studie dann ausgegangen, wenn der ökologische Zustand in einer ausgebauten Probestelle annähernd dem naturnahen bzw. renaturierten entspricht. Da in dieser Studie mehrere Probestellen in geringen Abständen (200 m) in der strukturell defizitären Gewässerstrecke (Strahlwege) anhand einer Vielzahl verschiedener Metrics und Indices betrachtet werden, kann die Strahlwirkung detaillierter analysiert werden als dies mit der verfügbaren Datenlage bisheriger Untersuchungen möglich war. Diese Untersuchungen beproben den Strahlweg oftmals in größeren Abständen sowie an nur wenigen Probestellen im Fließgewässer-Längsverlauf, sodass das Vorhandensein oder Nichtvorhandensein einer Strahlwirkung für eine größere Gewässerstrecke an genau jener „zufälligen“ Stelle wiedergegeben wird. In erster Linie geht es in diesem Kapitel darum, festzustellen, ob eine Strahlwirkung in strukturell defizitären Gewässerstrecken und in welcher Form bzw. Stärke vorkommt. Aufgrund entsprechender Gewässerstruktur der Bäche kann im Zuge dieses Kapitels zusätzlich betrachtet werden, ob renaturierte Gewässerabschnitte (Strahlziel) von der benthischen Zönose erreicht werden und sich hier eine ökologische Verbesserung eingestellt hat.

Darüber hinaus sind die Ergebnisse dieses Kapitels wichtig als Grundlage für die Beantwortung der Fragen in Kapitel 7 bis 9 im weiteren Verlauf der Arbeit, in denen die Reichweite der Strahlwirkung ermittelt sowie im Hinblick auf die Strahlwirkung für die Makrozoobenthos-Zusammensetzung entscheidende Strukturparameter identifiziert und das Sohlensubstrat detaillierter betrachtet werden.

### **6.2 Datenauswertung**

An erster Stelle müssen die strukturell guten Gewässerabschnitte aufgrund ihrer Artenausstattung hinsichtlich ihrer Eignung als Strahlursprung bewertet werden. An zweiter Stelle gilt es herauszufinden, ob in den ausgebauten Gewässerstrecken eine ähnliche Taxa-Zusammensetzung gefunden werden kann mit der aufgrund der schlechten strukturellen Gegebenheiten nicht gerechnet wird und somit eine Strahlwirkung in den ausgebauten Gewässerabschnitten vorliegt.

In Kapitel 5.3 ist eine Übersicht der in dieser Studie festgelegten Einteilung der Probestellen in die Strahlwirkungselemente Strahlursprung, Strahlweg und Strahlziel zu finden.

### 6.2.1 Identifizierung und Bewertung der Strahlursprünge

In einem ersten Schritt wurden die morphologisch guten Gewässerstrecken ( $GSG \leq 3$ ) dahingehend bewertet, inwiefern sie als Strahlursprünge fungieren bzw. ein Wiederbesiedlungspotenzial besitzen. Hierfür wurden u. a. die Ergebnisse der Taxalisten-Auswertung durch das Bewertungsverfahren PERLODES herangezogen und anhand der Metrics Deutscher Fauna-Index, Hyporhithral-Besiedler [%], Rheoindex (HK) und EPT-Fauna [%] sowie des Moduls „Allgemeine Degradation“ betrachtet (vgl. Kapitel 4.5). KOENZEN et al. (2009) sprechen von einem aktiven Strahlursprung, wenn der Deutsche Fauna-Index eine Bewertung von 1-2 erreicht und von einem potenziellen Strahlursprung bei einer Bewertung von  $> 3$ . Zusätzlich werden die Anzahl „positiver Taxa“ angegeben, also jene Taxa, die bevorzugt Gewässer mit naturnaher Morphologie besiedeln. Diese werden durch den Metric Deutscher Fauna-Index mit den Indikatorwerten +1 oder +2 angezeigt. Des Weiteren wurde die Diversität mit dem Index nach Shannon (SHANNON & WEAVER 1949) berechnet.

#### Diversität nach dem Shannon-Index

Der Shannon-Index zeigt die Vielfalt von Lebensgemeinschaften an und basiert auf der Dominanz der einzelnen Arten. Der Shannon-Index ist zur Berechnung der Diversität einer Lebensgemeinschaft somit besonders geeignet, da idealerweise sowohl die Anzahl der vorkommenden Arten als auch die relative Häufigkeit von jeder Art berücksichtigt wird. Bei hohen Artenzahlen und gleichmäßiger Verteilung der Individuen der einzelnen Art wird ein höherer Wert erreicht als bei einer niedrigen Artenzahl und ungleicher Häufigkeitsverteilung. Der Referenzwert liegt bei  $\geq 3,40$ . Der Shannon-Index wird nach folgender Formel errechnet:

$$H_S = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N_i} \quad \sum_{i=1}^S p_i = 1 \quad [1]$$

$H_S$  = Diversität bezogen auf Artenzahlen (Shannon)

$S$  = Gesamtzahl der Arten

$p_i$  = Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art  $i$ ; das ist die relative Häufigkeit der  $i$ -ten Art von der Gesamtindividuenzahl, gemessen von 0,0 bis 1,0.

$N_i$  = Gesamtindividuenzahl

$n_i$  = Individuenzahl der Art  $i$

Zusätzlich wurde die *Evenness* durch den höchstmöglichen  $H_S$ -Wert  $H_{max}$  berechnet, welche ein Maß für die Dominanzverhältnisse in den Proben darstellt. Damit kann unterschieden werden, ob ein Diversitätswert aufgrund der Artenzahl oder der gleichmäßigen Verteilung der Individuen zustande kommt. Die Evenness nach Shannon ( $E_S$ ) wird wie folgt berechnet:

$$E_S = \frac{H_S}{H_{max}} = \frac{H_S}{\ln S} \quad [2]$$

Der Höchstwert der Evenness liegt bei 1,0. Dies weist auf eine artenreiche Zönose mit annähernd gleichen Häufigkeiten aller Arten hin. Je stärker eine oder wenige Arten vorherrschen, desto mehr geht die Evenness gegen 0. Werte bis etwa 0,4 zeigen die Dominanz einzelner Arten bei allgemeiner Artenarmut auf (DIERSCHKE 1994).

## 6.2.2 Ökologischer Zustand der Strahlwege bzw. Strahlziele

Anhand der bereits genannten Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ (Kapitel 4.5) wird eine potenzielle Strahlwirkung in den Strahlwegen bzw. Strahlzielen identifiziert. Dies erfolgt zusätzlich noch mit einer Korrelationsanalyse.

### Korrelationsanalyse

Um ersichtlich zu machen, ob in den Strahlwegen bzw. Strahlzielen eine Strahlwirkung vorliegt, wurden die Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ mit der Gewässerstrukturgüte korreliert. Hierzu wurde der Korrelationskoeffizient Kendall's  $\tau$  (tau) genutzt, da dieser für einen geringen Stichprobenumfang geeignet ist (FAHRMEIR et al. 2012) (vgl. Kapitel 8.2). Ein Score von  $> 0,6$  zeigt im Modul „Allgemeine Degradation“ einen „guten ökologischen Zustand“ oder besser an (MEIER et al. 2006b). Probestellen, die diesen Wert überschreiten, aber eine schlechte Strukturgüte (GSG 5 bis 7) haben, spiegeln eine Strahlwirkung wider. Von einer potenziellen Strahlwirkung, wie sie in dieser Studie definiert ist, wird jedoch auch ausgegangen, wenn die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ in den Probestellen des Strahlweges bzw. -zieles eine mindestens gleich gute Bewertung aufweist wie in den Strahlursprüngen.

## 6.2.3 Faunistische Ähnlichkeit von naturnahen/renaturierten zu ausgebauten Gewässerstrecken

Inwieweit sich die Fauna eines Strahlursprungs und eines Strahlwegs bzw. Strahlziels ähneln und somit daraus geschlossen werden kann, dass ersteres einen Einfluss auf die Makrozoobenthos-Fauna auf unterhalb liegende ausgebaute Gewässerabschnitte hat, wurde zum einen ebenfalls anhand der Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ (vgl. Kapitel 4.5), der Anzahl der „positiven Taxa“ und des oben beschriebenen Shannon-Index analysiert. Zusätzlich wurden weitere ökologische Indizes genutzt, die nachfolgend erläutert werden.

### Standortähnlichkeiten nach Jaccard

Um die Ähnlichkeit zweier Standorte bezogen auf die darin gemeinsam vorkommenden Arten zu ermitteln, wurde der Koeffizient nach JACCARD (1901) verwendet. Die Berechnung folgt MÜHLENBERG (1993). Die Jaccard'sche Zahl gibt den prozentualen Anteil der gemeinsamen Arten zweier Probestellen gemessen an allen Arten, die an den beiden Fundorten vorkommen, an. Je kleiner die Zahl ist, desto größer sind die Unterschiede zwischen zwei Probestellen. Der Jaccard-Koeffizient wird wie folgt berechnet:

$$Sj = \frac{a}{a + b + c} \times 100 \quad [3]$$

Sj = Jaccard-Koeffizient

a = Arten, die in Probestelle 1 und 2 gefunden wurden

b = Arten, die nur in Probestelle 1 gefunden wurden

c = Arten, die nur in Probestelle 2 gefunden wurden

### Dominanzidentität nach Renkonen

Da der Jaccard-Koeffizient allein das Vorhandensein der Arten einbezieht, werden Einzelfänge einer Art genauso stark gewichtet wie Arten, die in großen Individuenzahlen gefangen werden. Dies wurde bei der Auswertung der Ergebnisse berücksichtigt, indem zusätzlich die Dominanzidentität nach RENKONEN (1938) verwendet wurde. Als Dominanz  $D_i$  wird die relative Individuenzahl einer Art in Relation zur Gesamtzahl aller Arten verstanden. Sie wird wie folgt berechnet (nach MÜHLENBERG 1993):

$$D_i = \frac{n_i}{N} * 100 \quad \sum_{i=1}^S n_i \quad [4]$$

$D_i$  = Dominanz des i-ten Taxons

$n_i$  = Individuenzahl des i-ten Taxons

$N$  = Anzahl aller Individuen

$S$  = Gesamtzahl der Taxa

Von einer hohen Übereinstimmung der Zönosen kann bereits bei Werten von über 50,0 % ausgegangen werden (LÜDERITZ & JÜPNER 2009), eine sehr große Ähnlichkeit weisen Zönosen mit über 75,0 % auf. Für die Berechnung der Renkonen'schen Zahl (Re) werden die jeweils kleineren Dominanzwerte aller gemeinsamen Arten summiert. Somit ist ein Vergleich zweier unterschiedlicher Artengemeinschaften möglich.

$$Re (\%) = \sum_{i=1}^G \min D_{A,B} \quad [5]$$

$$D = \frac{n_A}{N_A} \text{ bzw. } \frac{n_B}{N_B} \quad [6]$$

$\min D_{A,B}$  = Summe der jeweils kleineren Dominanzwerte (D) der gemeinsamen Arten von zwei Standorten A und B

i = Art i

G = Zahl der gemeinsamen Arten

$n_{A,B}$  = Individuenzahl der Art i in Gebiet A bzw. B

$N_{A,B}$  = Gesamtindividuenzahl aus Gebiet A bzw. B

Die Dominanzidentität wurde mittels Trellis-Diagrammen dargestellt, die mit einer im Internet frei verfügbaren Web-App für Biostatistik (ANDERSON-INFO, Stand 2015) erstellt wurden. Die restlichen ökologischen Indizes wurden mit dem Tabellenverarbeitungsprogramm Excel 2010 (Microsoft) berechnet.

## Clusteranalyse

Mit Hilfe einer hierarchischen Clusteranalyse wurden über Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen den Probestellen Muster (Cluster) erkannt, die als Dendrogramme abgebildet wurden. Die Länge der Äste symbolisiert dabei die Distanz zwischen den Objekten (hier: Probestellen). In einem ersten Schritt wurden die Daten nach folgender Formel von BRAUKMANN (2000) normiert und logarithmiert:

$$H_{lnorm} = \frac{\ln(H + 1)}{\ln(H_{max} + 1)} \quad [7]$$

$H_{lnorm}$  = logarithmierte und normierte Häufigkeit eines Taxons

$H_{max}$  = maximale Häufigkeit des betroffenen Taxons aus allen Probestellen

Dadurch wird den von Natur aus seltener vorkommenden Taxa (z. B. Perlidae) mehr Gewicht verliehen und der starke Einfluss von häufiger vorkommenden Taxa (z. B. *Gammarus spp.*, Chironomiden) ausgeglichen. Durch die logarithmische Normierung sind somit die Häufigkeiten der Taxa mengenmäßig vergleichbar.

Um Ähnlichkeiten der Taxa-Zusammensetzung zwischen den Probestellen zu identifizieren, wurde die Ward-Methode genutzt, die die Summe der Abweichungsquadrate innerhalb des Clusters (quadrierte Abstände aller Objekte im Cluster) betrachtet und nicht den Mittelwert der Distanzen innerhalb des Clusters (LEYER & WESCHE 2007). Es werden hier diejenigen Objekte vereint, die die Streuung der Gruppe am wenigsten erhöhen. Als Ähnlichkeitsmaß wurde die „Quadrierte Euklidische Distanz“ herangezogen, welche die Distanz zwischen zwei Objekten bestimmt, d. h. die Distanz benachbarter Punkte wird im Vergleich zu weiter entfernten Punkten näher zusammengedrückt.

Zur Durchführung der Clusteranalyse wurde das Statistikprogramm IBM SPSS STATISTICS 22 verwendet.

## 6.3 Ergebnisse

### 6.3.1 Durbach

#### Bewertung der Strahlursprünge

Im Durbach werden die Probestelle DB1 sowie die Gewässerstrecke mit den Probestellen DB14 bis DB16 aufgrund ihrer Gewässerstruktur (vgl. Kapitel 5.1.1) als potenzielle Strahlursprünge angesehen. Tabelle 8 und Tabelle 9 zeigen eine Übersicht der für das Modul „Allgemeine Degradation“ ausschlaggebenden Metrics des Fließgewässertyps 5 sowie dessen Gesamtbeurteilung für alle Probestellen des Durbachs (vgl. Kapitel 4.5).

Tabelle 8: Übersicht der Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ und Faunenähnlichkeiten der Probestellen des Durbachs für das Untersuchungsjahr 2011 (Farbcodierung der Metrics: „sehr gut“ – blau, „gut“ – grün, „mäßig“ – gelb, „mäßig“ – grün, „mäßig“ – gelb, „unbefriedigend“ – orange, „schlecht“ – rot)

Metric Probestelle	Gewässerstrukturgüte (1-7)	„Allgemeine Degradation“	Ähnlichkeit zur nächsten Stelle (Jaccard-Koeffi- zient) [%]	Ähnlichkeit zur nächsten Stelle (Bray-Curtis- Index)	Deutscher Fauna-Index	Hyporhithral- Besiedler [%]	Rheoindex (nach Banning, HK)	EPT-Fauna [%]	Anzahl Taxa	Positive Taxa
DB1	gering verändert (2)	gut	56,60	0,67	1,22	17,81	0,76	41,18	38	8
DB2	sehr stark verändert (6)	mäßig	54,20	0,55	0,76	19,03	0,78	35,54	40	8
DB3		gut	51,20	0,57	1,18	17,17	0,87	37,98	29	6
DB4		gut	51,10	0,67	1,20	11,82	0,74	27,27	31	4
DB5	vollständig verändert (7)	gut	60,00	0,74	1,31	15,73	0,85	30,00	33	8
DB6		mäßig	46,90	0,73	0,16	16,25	0,74	31,87	33	5
DB7		mäßig	54,30	0,62	0,46	14,96	0,72	44,66	36	7
DB8		mäßig	50,00	0,78	0,89	14,70	0,71	34,94	32	6
DB9		mäßig	62,90	0,5	0,93	13,84	0,67	40,54	24	5
DB10		mäßig	57,10	0,35	0,82	19,08	0,71	34,72	29	4
DB11		mäßig verändert (3)	mäßig	35,80	0,17	-0,22	12,39	0,88	43,75	20
DB12	mäßig		36,50	0,36	0,40	16,73	0,71	27,27	45	7
DB13	mäßig		30,00	0,13	0,86	12,74	0,80	15,00	20	3
DB14	naturnah/unverändert (1)	mäßig	45,90	0,58	0,55	14,64	0,82	38,69	45	8
DB15		mäßig	49,20	0,62	0,33	13,98	0,84	36,17	40	5
DB16		mäßig	46,80	0,63	0,24	18,27	0,72	35,40	47	8
DB17		mäßig	*	*	0,82	16,13	0,79	28,00	40	9

Tabelle 9: Übersicht der Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ und Faunenähnlichkeiten der Probestellen des Durbachs für das Untersuchungsjahr 2012 (Farbcodierung der Metrics: „sehr gut“ – blau, „gut“ – grün, „mäßig“ – gelb, „mäßig“ – gelb, „mäßig“ – grün, „mäßig“ – gelb, „unbefriedigend“ – orange, „schlecht“ – rot)

Metric Probestelle	Gewässerstrukturgüte (1-7)	„Allgemeine Degradation“	Ähnlichkeit zur nächsten Stelle (Jaccard-Koeffi- zient) [%]	Ähnlichkeit zur nächsten Stelle (Bray-Curtis- Index)	Deutscher Fauna-Index	Hyporhithral- Besiedler [%]	Rheoindex (nach Banning, HK)	EPT-Fauna [%]	Anzahl Taxa	Positive Taxa
DB1	gering verändert (2)	mäßig	50,80	0,71	0,75	16,92	0,78	39,42	47	12
DB2	sehr stark verändert (6)	mäßig	41,40	0,69	-0,19	14,74	0,84	50,62	36	5
DB3		mäßig	67,30	0,61	0,65	14,97	0,84	26,36	42	8
DB4		mäßig	61,80	0,59	0,17	20,63	0,81	37,04	46	9
DB5	vollständig verändert (7)	mäßig	68,10	0,82	0,53	14,88	0,90	31,58	39	7
DB6		gut	60,00	0,68	0,78	15,90	0,87	39,13	37	7
DB7		mäßig	49,10	0,76	-0,40	12,96	0,89	37,71	32	3
DB8	mäßig verändert (3)	mäßig	63,30	0,84	0,61	14,27	0,82	33,6	49	7
DB9		mäßig	65,50	0,56	0,50	14,38	0,86	36,44	44	6
DB10		mäßig	17,40	0,11	0,50	15,77	0,87	36,96	41	7
DB11	mäßig verändert (3)	unbefr.	19,20	0,12	n. b.	10,22	n. b.	5,88	10	0
DB12		mäßig	49,20	0,41	0,44	20,29	0,80	27,68	50	7
DB13		unbefr.	57,80	0,54	-0,19	22,50	0,48	21,62	37	6
DB14	naturnah/unverändert (1)	mäßig	66,70	0,34	0,79	17,68	0,91	30,38	32	5
DB15		gut	68,00	0,63	0,79	19,92	0,9	38,78	39	8
DB16		mäßig	60,00	0,6	0,07	19,61	0,83	34,78	41	5
DB17	gering verändert (2)	mäßig	*	*	0,93	16,77	0,81	31,92	36	4

n. b. = nicht berechenbar, aufgrund des geringen Taxavorkommens

Im Allgemeinen bringt die Beprobung von 2011 ein besseres ökologisches Ergebnis hervor als das Untersuchungsjahr 2012. Probestelle DB1 wird durch das Modul „Allgemeine Degradation“ mit „gut“ bewertet. Die im Wald liegenden, strukturell naturnahen Probestellen (DB14, DB15, DB16) erreichen ein nur „mäßiges“ Ergebnis. Werden aber die Einzelmetrics betrachtet, so weisen diese dennoch auf eine gute Taxa-Zusammensetzung hin. Insbesondere der Fauna-Index, der die Auswirkungen morphologischer Degradation auf die Makrozoobenthoszönose auf Habitat- und Einzugsgebiete bewertet, zeigt überwiegend „sehr gute“ bis „gute“ Resultate in der gesamten Untersuchungsstrecke. Für das zweite Untersuchungsjahr fallen die Bewertungsergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ meist nur „mäßig“ aus, nur die naturnahe Probestelle DB15 erreicht eine „gute“ Bewertung. Aber auch hier gibt der Fauna-Index an den naturnahen Probestellen Hinweise auf Taxa, die morphologisch intakte Gewässerabschnitte besiedeln. Der potenzielle Strahlursprung DB1 wird hier mit „gut“ bewertet, ebenso wie DB14 und DB15. „Positive Taxa“ wurden in der Probestelle DB1 im ersten Jahr 8, im zweiten sogar 12 gefunden.

Der Diversitätsindex nach Shannon bewertet den Artenreichtum und die Verteilung der Arten der einzelnen Probestellen des Durbachs (Abbildung 18). Der potenzielle Strahlursprung DB1 zeigt mit 2,6 (im Jahr 2011) bzw. 2,3 (im Jahr 2012) relativ gute Werte zur Referenz von  $> 3,40$ . Auch die Probestellen DB14 bis DB16 erreichen Werte von 2,3 bis 2,8 (im Jahr 2011) bzw. 2,6 bis 2,8 (im Jahr 2012). Die Evenness, die die Dominanzverhältnisse abbildet, stellt diese Probestellen ebenfalls im oberen Mittelfeld dar, sodass auf eine artenreiche Zönose mit annähernd gleichen Häufigkeiten aller Taxa geschlossen werden kann.

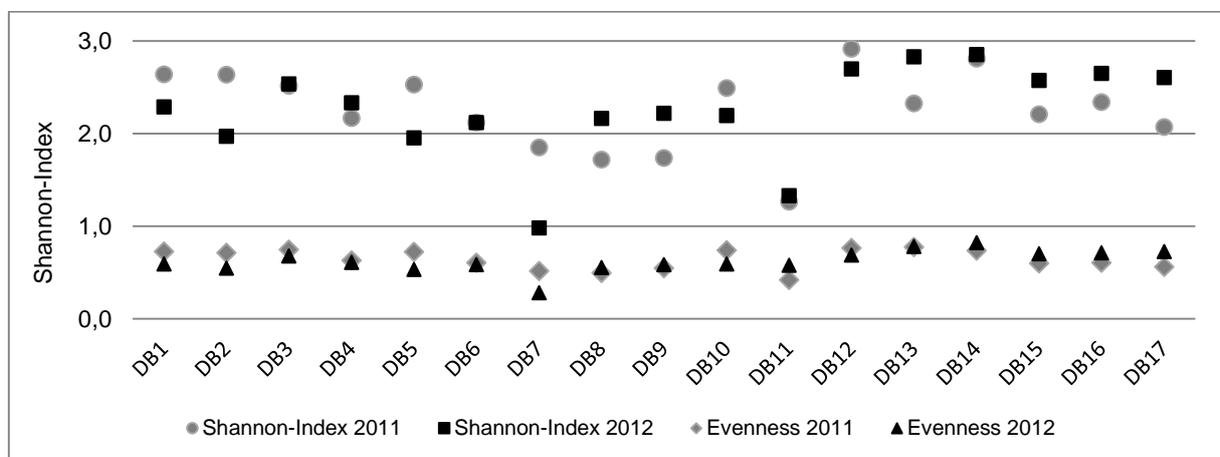


Abbildung 18: Diversität – Shannon-Index und Evenness der Probestellen des Durbachs flussab für die Untersuchungsjahre 2011 und 2012

### Ökologischer Zustand der ausgebauten Gewässerabschnitten

In Tabelle 8 und Tabelle 9 sind die Ergebnisse des Moduls „Allgemeine Degradation“ der einzelnen Probestellen für die Untersuchungsjahre 2011 und 2012 dargestellt. Abbildung 19 spiegelt ebenfalls im speziellen jene Probestellen wider, die trotz schlechter Gewässerstrukturgüte gute Ergebnisse dieses Moduls erreichen. Im Untersuchungsjahr 2011 weisen die Probestellen DB3, DB4 und DB5 gute Ergebnisse auf. Die Probestellen DB8 und DB9 erzielten mit 0,58 bzw. 0,59 beinahe den Grenzwert zum guten Zustand von 0,6. Im zweiten Untersuchungsjahr

erreichte nur eine Probestelle (DB6) einen Wert über 0,6 (0,62), wobei einige weitere ausgebaute Probestellen (DB3, DB5, DB8, DB9, DB10) dem „guten ökologischen Zustand“ mit Werten von 0,56 bzw. 0,57 ebenfalls nahe kommen. Bei den Einzelmetrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ erreicht in 2011 der Deutsche Fauna-Index meist ein „sehr gutes“ bzw. „gutes“ Resultat. Im zweiten Untersuchungsjahr sind die Bewertungen mindestens eine Klasse schlechter und erreichen teilweise auch „unbefriedigende“ Resultate. Die Bewertungen der Einzelmetrics Hyporhithral-Besiedler, Rheoindex und EPT-Fauna sind bei den in der ausgebauten Bachstrecke liegenden Probestellen meist besser als in DB1 („mäßiges“ Ergebnis).

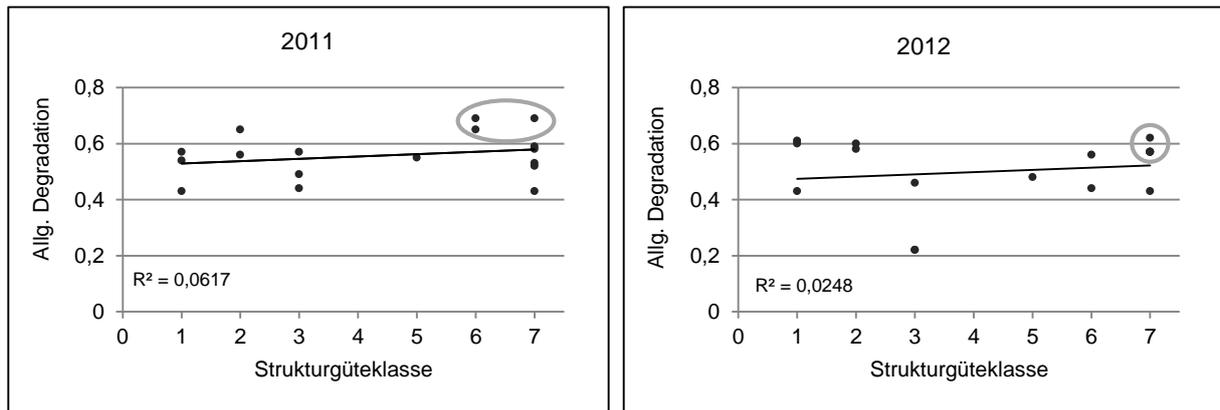


Abbildung 19: Korrelation der Strukturgüte und der Bewertung des Makrozoobenthos durch das Modul „Allgemeine Degradation“ des Durbachs für die Untersuchungsjahre 2011 (links) und 2012 (rechts); Kreise kennzeichnen Probestellen, die hohe Werte bei der „Allgemeinen Degradation“ erzielen trotz schlechter Gewässerstruktur (n=17, Kendall-tau 0,139 bzw. 0,008)

### **Faunistische Ähnlichkeit von naturnahen/renaturierten und ausgebauten Gewässerstrecken**

Die Werte des Diversitätsindex nach Shannon liegen im Jahr 2011 zwischen 1,72 (DB8; Strahlweg) und 2,92 (DB12; Strahlweg). Im zweiten Untersuchungsjahr liegt der niedrigste Wert bei 0,98 (DB7; Strahlweg), der höchste bei 2,82 (DB15; Strahlursprung) (Abbildung 18). Die Probestelle DB11 erreicht im Vergleich zu den beiden anderen renaturierten Probestellen DB12 und DB13 (Strahlziel) in beiden Jahren einen sehr geringen Wert von 1,27 bzw. 1,33. DB7 (Strahlweg) fällt im zweiten Untersuchungsjahr ebenfalls mit einem sehr niedrigen Wert (0,98) auf. Werden die Probestellen hinsichtlich ihres Naturnähe- bzw. Ausbaugrades (naturnah, renaturiert, ausgebaut) betrachtet, sind keine deutlichen Unterschiede in beiden Untersuchungsjahren zu erkennen. In den ausgebauten Abschnitten konnten Mittelwerte der Diversitäten von 2,2 bzw. 2,3, in den renaturierten von 2,0 und in den naturnahen von 2,4 bzw. 2,6 festgestellt werden. Die mittleren Werte der Evenness betragen in 2011 0,65 (naturnah), 0,64 (ausgebaut) und 0,65 (renaturiert), bzw. in 2012 0,71 (naturnah), 0,55 (ausgebaut) und 0,68 (renaturiert).

Die Ähnlichkeit der Probestellen untereinander bezogen auf deren Dominanzverhältnisse (nach Renkonen) der darin vorkommenden Arten wird in Trellis-Diagrammen dargestellt, die sich im Anhang (Tabelle A 7 und Tabelle A 8) befinden. Die Dominanzverhältnisse des Jahres 2011 zeigen, dass bei fast allen Probestellen zueinander Ähnlichkeiten von mindestens 50,0 %

der Artengemeinschaften vorhanden sind und somit von einer weitgehenden Übereinstimmung der Zönosen ausgegangen werden kann (LÜDERITZ & JÜPNER 2009). Es fällt auf, dass sich insbesondere die naturnahe Probestelle DB1 (Strahlursprung) und die ausgebauten Probestellen DB2 bis DB10 (Strahlweg) sowie die erste renaturierte Probestelle DB11 (Strahlziel) hinsichtlich ihrer Dominanzen sehr ähnlich sind. 2012 zeigt in etwa dasselbe Ergebnis. Es ist hier aber auch erkennbar, dass die renaturierte Probestelle DB12 (Strahlziel) zu den anderen nur geringe Ähnlichkeit aufweist, genauso wie DB2 und DB7 (Strahlweg) zu den renaturierten und naturnahen DB11 bis DB17. Wie 2011 sind sich die Taxa-Gemeinschaften der ausgebauten Probestellen im zweiten Untersuchungsjahr ähnlicher als jene aus den natürlichen Abschnitten, mit Ausnahme von DB1 (Strahlursprung).

Wie sich die Zönosen hinsichtlich der darin vorkommenden Taxazahlen von Probestelle zu Probestelle flussab ähneln bzw. unterscheiden, ist in der Abbildung 20 mit der Jaccard-Ähnlichkeit dargestellt. Die Werte liegen in beiden Jahren meist über 50,0 %, abgesehen von den renaturierten Probestellen. Insbesondere die ausgebauten Abschnitte zeigen eine hohe Ähnlichkeit zueinander. Im zweiten Untersuchungsjahr weisen die ausgebauten Probestellen (DB3-DB7, DB9, DB10) und die naturnahen Probestellen DB14 bis DB16 (Strahlursprung) sowie die renaturierte Probestelle DB17 (Strahlziel) Ähnlichkeiten von einer Probestelle zur nächsten von über 60,0 % auf. Die renaturierten Probestellen hingegen haben die geringsten Ähnlichkeiten zueinander.

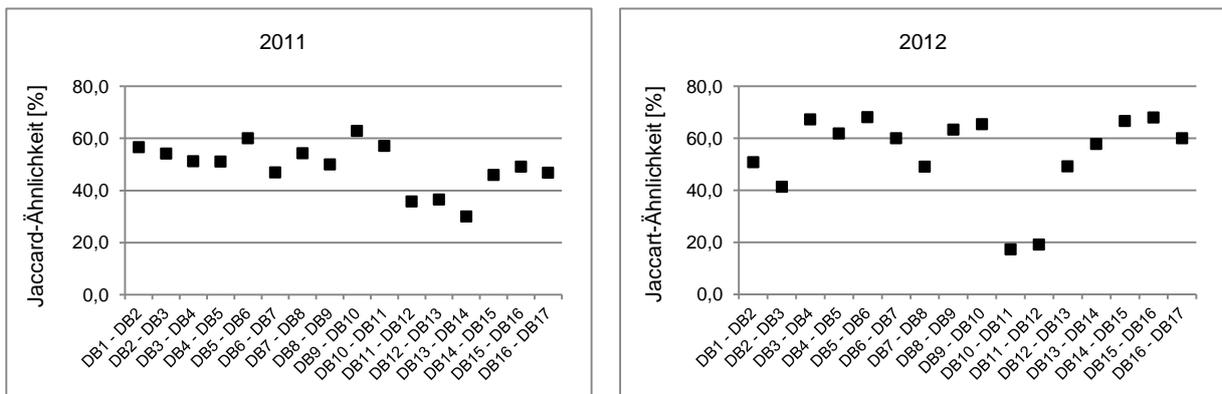


Abbildung 20: Jaccard-Ähnlichkeit [%] der Probestellen im Durbach flussab für die Untersuchungsjahre 2011 (links) und 2012 (rechts)

Wird die erste naturnahe Probestelle DB1 als Referenz (Vergleichspunkt) (Abbildung 21) herangezogen und somit ersichtlich gemacht, wie sich die vorkommenden Taxazahlen hiervon ausgehend verändern, zeigt sich, dass sich die Ähnlichkeiten der ausgebauten Gewässerstrecken zwischen 44,9 % und 58,3 % bzw. zwischen 45,6 % und 70,2 % im zweiten Jahr bewegen. Auch die Ähnlichkeiten der renaturierten Gewässerstrecken (Strahlziel) liegen meist um Werte über 50,0 %, mit Ausnahme von DB11, die hier im zweiten Untersuchungsjahr wieder mit einer großen Unähnlichkeit aufscheint.

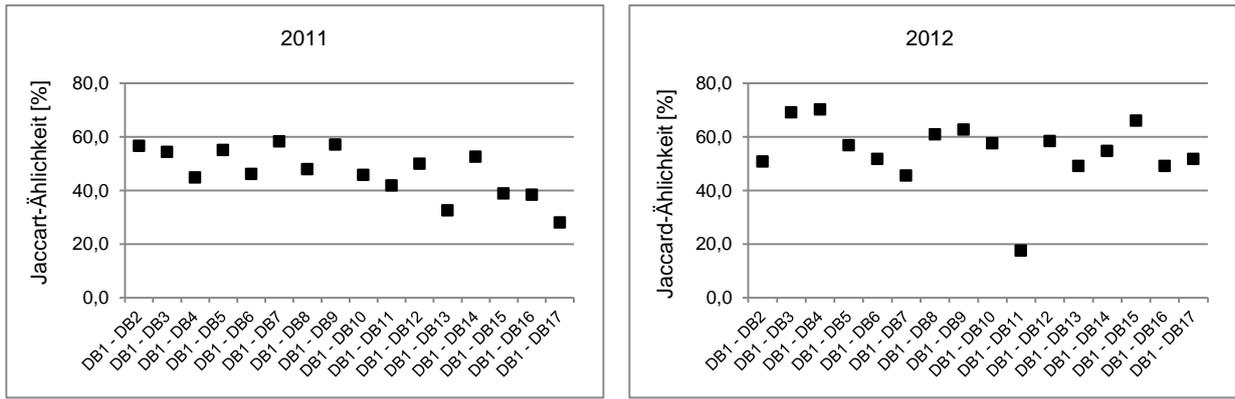


Abbildung 21: Jaccard-Ähnlichkeit [%] der Probestellen im Durbach im Vergleich zum Strahlursprung DB1 als „Referenz“ (Vergleichspunkt) für die Untersuchungsjahre 2011 (links) und 2012 (rechts)

Die Ähnlichkeiten der Zönosen-Zusammensetzung der Probestellen untereinander werden mit Clustern nach der Ward-Methode erkennbar gemacht (Abbildung 22 und Abbildung 23). Die Länge der Äste symbolisiert dabei die Distanz zwischen den Objekten. In beiden Untersuchungsjahren gehen die naturnahen Probestellen DB15 bis DB16 (Strahlursprung) sowie die renaturierte Probestelle DB17 (Strahlziel) im Wald als eine eindeutige Gruppe hervor. Die sich in der ausgebauten Gewässerstrecke befindenden Probestellen DB9 und DB10 sowie die direkt benachbarte renaturierte Probestelle DB11 bilden 2011 ein sehr enges Cluster, dem sich die Probestellen DB3, DB8 und die renaturierte Probestelle DB13 in einiger Distanz anschließen. Der Strahlursprung DB1 bildet das engste Cluster mit der ausgebauten Probestelle DB7 (Strahlweg). Ein weiteres Cluster entsteht durch die Probestellen DB2, DB4, DB5 und DB6 (Strahlweg), der dem Cluster in dem sich der Strahlursprung DB1 befindet am nächsten ist.

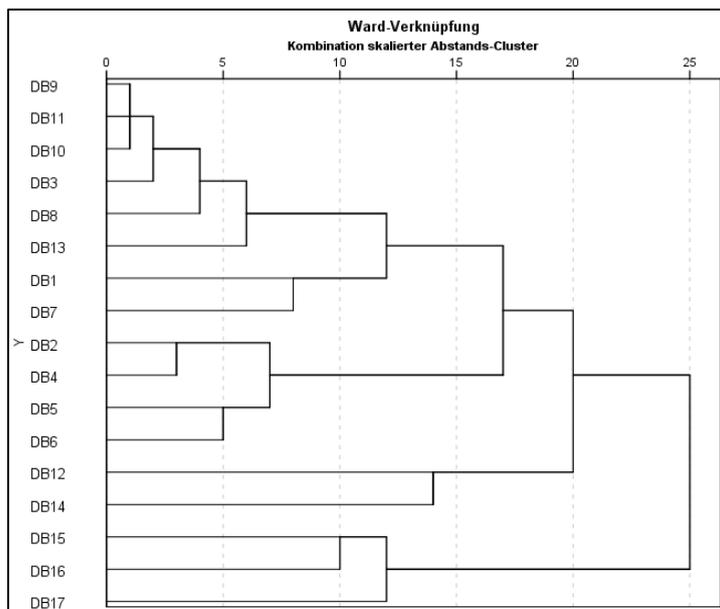


Abbildung 22: Dendrogramm der Probestellen des Durbachs für das Untersuchungsjahr 2011 nach der Ward-Methode; Quadrierte Euklidische Distanz als Ähnlichkeitsmaß

Im zweiten Untersuchungsjahr bilden wieder die naturnahen Probestellen im Wald (DB14 bis DB16) ein Cluster, welches den ausgebauten Probestellen DB5 und DB6 recht nahe ist. Der

Strahlursprung DB1 bildet ein Cluster mit dem ihm räumlich naheliegenden Probestellen DB3 und DB4 sowie DB9 (Strahlweg). Dieses Cluster weist aber eine große Distanz zu den restlichen Probestellen auf.

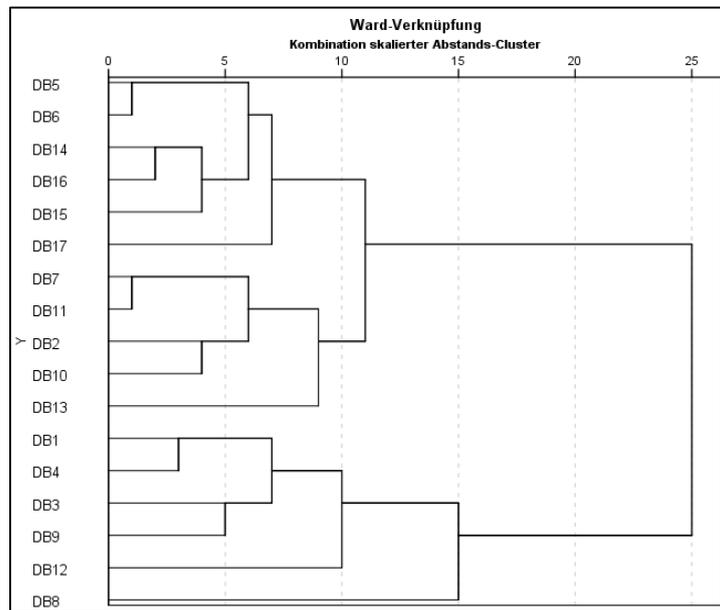


Abbildung 23: Dendrogramm der Probestellen des Durbachs für das Untersuchungsjahr 2012 nach der Ward-Methode; Quadrierte Euklidische Distanz als Ähnlichkeitsmaß

### **Fazit**

Die Bewertung durch die Metrics, vor allem durch den Deutschen Fauna-Index, lässt die naturnahen Probestellen DB1 sowie auch DB14 bis DB16 des Durbachs als aktive Strahlursprünge (mit großem Wiederbesiedlungspotenzial) erkennen. In den Probestellen der ausgebauten Gewässerstrecken ist eine Strahlwirkung aufgrund einer ähnlichen faunistischen Zusammensetzung wie die des Strahlursprungs DB1 nachweisbar. Die eingangs formulierte Hypothese kann somit bestätigt werden.

Eine ähnliche Faunenzusammensetzung wie im Strahlursprung ist auch in den renaturierten Probestellen DB12 und DB13 sowie DB17 (Strahlziel) erkennbar. Die renaturierte Probestelle DB11 fällt im Vergleich hingegen mit schlechten Werten auf. Diesem Umstand wird in den weiteren Kapiteln noch nachgegangen.

### **6.3.2 Neugraben**

#### **Bewertung des Strahlursprungs**

Die naturnahen Probestellen DB16 und DB17 (Strahlursprung; vgl. Kapitel 5.1.1) werden durch das Modul „Allgemeine Degradation“ in beiden Untersuchungsjahren mit „mäßig“ bewertet (Tabelle 10 und Tabelle 11). Der Einzelmetric Deutscher Fauna-Index zeigt dennoch in beiden Jahren bei DB17 einen „guten“ Wert. Die übrigen Einzelmetrics werden als „mäßig“ bzw. „unbefriedigend“ eingestuft. „Positive Taxa“ wurden an diesen Probestellen nur sehr wenige gefunden. Lediglich im zweiten Jahr waren in DB17 8 vorhanden.

Tabelle 10: Übersicht der Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ und Faunenähnlichkeiten der Probestellen des Neugrabens für das Untersuchungsjahr 2012 (Farbcodierung der Metrics: „sehr gut“ – blau, „gut“ – grün, „mäßig“ – gelb, „unbefriedigend“ – orange, „schlecht“ – rot)

Metric	Gewässerstrukturgüte (1-7)	„Allgemeine Degradation“	Ähnlichkeit zur nächsten Stelle (Jaccard-Koeffizient) [%]	Ähnlichkeit zur nächsten Stelle (Bray-Curtis-Index)	Deutscher Fauna-Index	Hyporhithral-Besiedler [%]	Rheoindex (nach Banning, HK)	EPT-Fauna [%]	Anzahl Taxa	Positive Taxa
Probestelle										
DB16	naturnah/unverändert (1)	mäßig	60,0	0,58	0,07	19,61	0,83	34,78	41	5
DB17	gering verändert (2)	mäßig	63,0	0,65	0,93	16,77	0,81	31,92	36	4
NG1	mäßig verändert (3)	mäßig	40,4	0,38	0,69	17,98	0,77	26,14	50	8
NG2		unbefr.	35,3	0,17,	0,60	21,08	0,56	16,00	29	5
NG3	deutlich verändert (4)	mäßig	20,7	0,07	0,67	15,95	0,80	26,92	17	1
NG4		schlecht	*	*	-0,44	20,38	0,52	15,15	18	2

Tabelle 11: Übersicht der Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ und Faunenähnlichkeiten der Probestellen des Neugrabens für das Untersuchungsjahr 2013 (Farbcodierung der Metrics: „sehr gut“ – blau, „gut“ – grün, „mäßig“ – gelb, „unbefriedigend“ – orange, „schlecht“ – rot)

Metric	Gewässerstrukturgüte (1-7)	„Allgemeine Degradation“	Ähnlichkeit zur nächsten Stelle (Jaccard-Koeffizient) [%]	Ähnlichkeit zur nächsten Stelle (Bray-Curtis-Index)	Deutscher Fauna-Index	Hyporhithral-Besiedler [%]	Rheoindex (nach Banning, HK)	EPT-Fauna [%]	Anzahl Taxa	Positive Taxa
Probestelle										
DB16	naturnah/unverändert (1)	mäßig	53,8	0,34	0,85	17,26	0,76	23,38	40	7
DB17	gering verändert (2)	mäßig	55,6	0,56	0,77	21,12	0,77	37,00	40	8
NG1	mäßig verändert (3)	mäßig	54,0	0,53	0,83	18,26	0,77	32,00	41	9
NG2		mäßig	43,9	0,70	1,19	18,99	0,74	23,19	33	8
NG3	deutlich verändert (4)	unbefr.	17,9	0,06	0,25	19,24	0,72	22,64	25	5
NG4		unbefr.	*	*	0,00	22,50	0,50	0,00	7	1

Der Shannon-Diversitätsindex erreicht in beiden Jahren an beiden Probestellen DB16 und DB17 hohe Werte zwischen 2,6 und 2,9 (Abbildung 24). Die Evenness weist insbesondere bei DB16 auf einen relativ hohen Taxa-Reichtum mit annähernd gleichbleibenden Häufigkeiten hin.



Abbildung 24: Diversität - Shannon-Index und Evenness für die Probestellen im Neugraben flussab für die Untersuchungsjahre 2012 und 2013

### Ökologischer Zustand der renaturierten Gewässerabschnitten

Wie in Kapitel 5.1.1 beschrieben, wird beim Neugraben die Strahlwirkung in einer renaturierten Gewässerstrecke untersucht, die trotz Umgestaltungsmaßnahme eine GSG von „mäßig verändert“ bzw. „deutlich verändert“ erreicht. Dieser Gewässerabschnitt mit den Probestellen NG1 bis NG4 stellt den Strahlweg dar bzw. kann gleichzeitig auch als Strahlziel (vgl. Kapitel 2.1) angesehen werden. Bei dem Modul „Allgemeine Degradation“ wird lediglich bei der Probestelle NG1 in beiden Untersuchungsjahren ein „mäßiger“ Zustand als bester Wert erreicht (Tabelle 10 und Tabelle 11). Diese Bewertung erreicht NG3 in 2011 und NG2 in 2012. Der Deutsche Fauna-Index zeigt auch teilweise bei den renaturierten Probestellen NG1 bis NG3 in 2011 ein „gutes“ Ergebnis, ebenso in 2012 bei NG1 sowie bei NG2 sogar „sehr gut“. Die „positiven Taxa“ erreichen in beiden Untersuchungsjahren bei der Probestelle NG1 ihre höchste Anzahl, bei NG3 und NG4 ihre niedrigste. Generell sind die Anzahlen aber als gering zu beurteilen. Die EPT-Fauna im renaturierten Neugraben zeigt in beiden Jahren einen überwiegend „schlechten“ Zustand.

Abbildung 25 verdeutlicht anhand der Korrelation der Strukturgüte und des Moduls „Allgemeine Degradation“, dass selbst die Probestelle DB17 (Strahlursprung) den guten ökologischen Zustand ( $> 0,6$ ) nur knapp nicht erreicht (0,6). 2012 kommt ebenfalls eine mit „deutlich veränderter“ Strukturgüte (GSG 4) bewertete Probestelle mit 0,54 der Grenze zum ökologisch guten Zustand relativ nahe. Dasselbe gilt für die Probestellen NG1 und NG2 im zweiten Untersuchungsjahr.

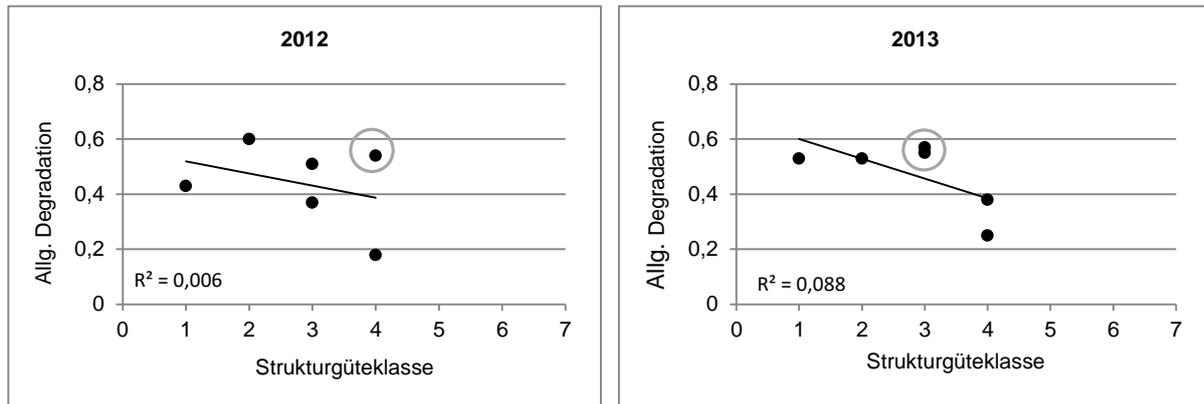


Abbildung 25: Korrelation der Strukturgüte und der Bewertung des Makrozoobenthos durch das Modul „Allgemeine Degradation“ im Neugraben für die Untersuchungsjahre 2012 (links) und 2013 (rechts); Kreise kennzeichnen Probestellen, die hohe Werte bei der „Allgemeinen Degradation“ erzielen trotz schlechter Gewässerstruktur (n=6, Kendall-tau 0,077 bzw. -0,296)

### **Faunistische Ähnlichkeit von naturnahen und renaturierten Gewässerstrecken**

Der Diversitätsindex nach Shannon weist in beiden Untersuchungsjahren für die naturnahen Probestellen DB16 und DB17 (Strahlursprung) und die darauffolgende renaturierte Probestelle NG1 (Strahlweg bzw. -ziel), im Vergleich zum Referenzwert von 3,4, relativ hohe Werte auf (Abbildung 24). Die Evenness zeigt bei diesen Probestellen mit Werten von mindestens 0,7 eine taxareiche Zönose auf, wobei alle Taxa mit annähernd gleicher Häufigkeit auftreten. Dasselbe gilt auch wiederum für die Anzahl der Taxa, die mit Ausnahme von DB17 (Strahlursprung) im ersten Untersuchungsjahr (36 Taxa) jeweils 40 Taxa oder mehr in besagten Probestellen erreichen. Im Vergleich dazu weisen die Probestellen NG2 bis NG4 weit schlechtere Werte auf. Der niedrigste Wert des Shannon-Index erreicht in beiden Jahren die Probestelle NG4 mit ca. 1,0; „positive Taxa“ sind so gut wie keine vorhanden.

Die Dominanzverhältnisse nach Renkonen sind in Tabelle A 9 und Tabelle A 10 im Anhang dargestellt. Es zeigen sich in beiden Jahren, insbesondere für die Probestelle NG4, nur sehr geringe Ähnlichkeiten zu den restlichen Probestellen. Die Probestellen NG1 bis NG3 weisen hingegen mit der Probestelle DB17 hohe bzw. sehr hohe Ähnlichkeiten auf.

Die Faunenähnlichkeit beschrieben nach Jaccard (Abbildung 26) zeigt im ersten Untersuchungsjahr 2012 eine mindestens 60,0 %ige Ähnlichkeit der beiden naturnahen Probestellen. In 2013 liegt diese bei 54,0 %. Im Gegensatz dazu ist Probestelle DB17 (Strahlursprung) der nachfolgenden Probestelle NG1 ähnlicher (63,0 % bzw. 55,6 %). Die darauffolgenden Probestellen scheinen sich von einer zur nächsten jeweils stärker voneinander zu unterscheiden.

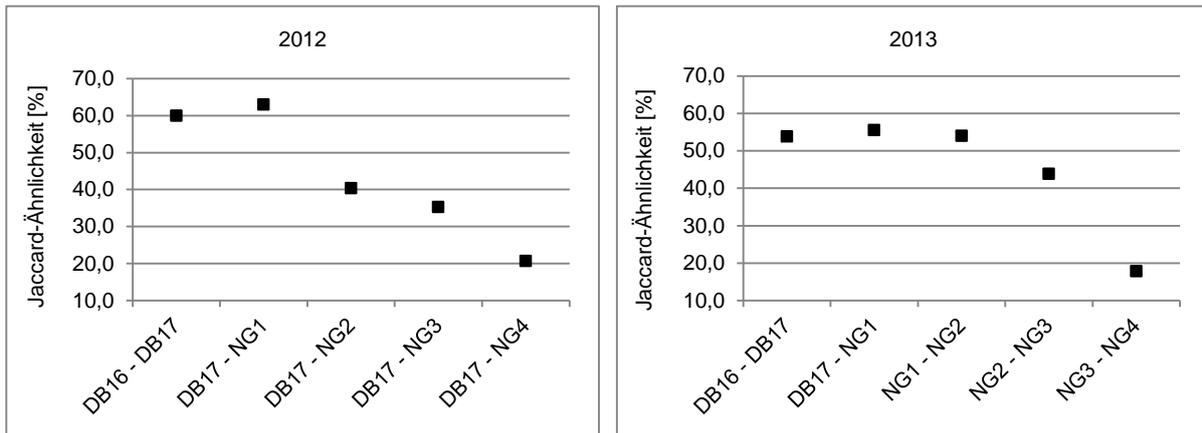


Abbildung 26: Jaccard-Ähnlichkeit [%] der Probestellen im Neugraben flussab für die Untersuchungsjahre 2012 (links) und 2013 (rechts)

Ein Vergleich der Faunenähnlichkeit der renaturierten Probestellen NG1 bis NG4 (Strahlweg bzw. -ziel) mit der Referenzstelle DB17 (Strahlursprung) zeigt, dass die Ähnlichkeit der Probestelle NG1 mit 63,0 % im ersten Untersuchungsjahr und 55,5 % im zweiten Jahr relativ hoch ist (Abbildung 27). Die Ergebnisse von 2012 zeigen, dass die anderen Probestellen im Strahlweg (NG2-NG4) dem Strahlursprung sehr unähnlich sind, im zweiten Jahr ist dies bei den Probestellen NG3 und NG4 klar festzustellen. Bei NG4 ist mit 12,5 % in 2012 bzw. 9,1 % im Jahr 2013 nur mehr eine sehr geringe Ähnlichkeit bzw. eine sehr große Unähnlichkeit vorhanden.

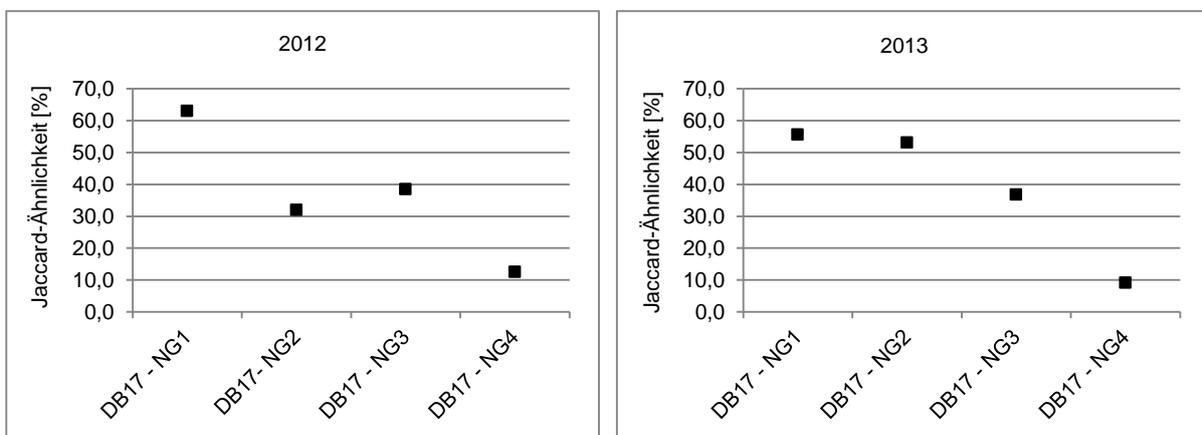


Abbildung 27: Jaccard-Ähnlichkeit [%] der Probestellen des Neugrabens flussab im Vergleich zum Strahlursprung DB17 als „Referenz“ (Vergleichspunkt) für die Untersuchungsjahre 2012 (links) und 2013 (rechts)

Die Clusteranalyse bringt in beiden Jahren zwei eindeutige Cluster mit jeweils drei Probestellen hervor (Abbildung 28). Hierbei bilden die naturnahen Probestellen DB16, DB17 und die renaturierte Probestelle NG1 ein Muster. Die Probestellen NG3 und NG4 fügen sich zu einer Gruppe zusammen, mit der die Probestelle NG2 eine Verbindung aufweist.

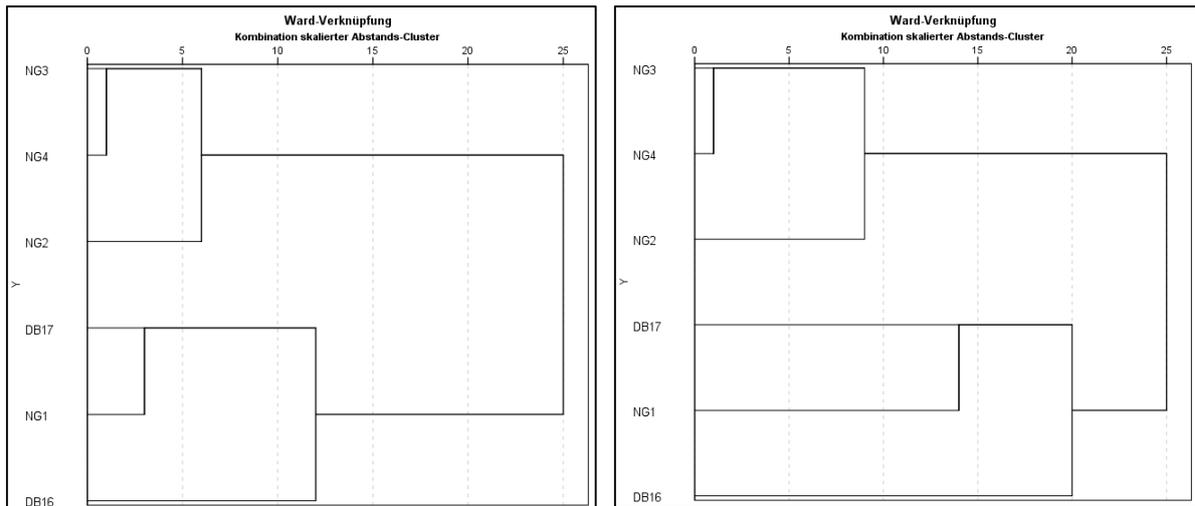


Abbildung 28: Dendrogramm für die Probestellen des Neugrabens der Untersuchungsjahre 2012 (links) und 2013 (rechts) nach der Ward-Methode; Quadrierte Euklidische Distanz als Ähnlichkeitsmaß

## **Fazit**

Die Bewertung durch den Deutschen Fauna-Index lassen die Probestellen DB16 und DB17 als aktive Strahlursprünge erkennen. Ausgehend von diesem naturnahen Gewässerabschnitt kann eine Strahlwirkung in Probestellen des Neugrabens festgestellt werden. Manche Probestellen im Strahlweg bzw. -ziel sind jedoch dem Strahlursprung faunistisch sehr unähnlich. Räumliche Nähe ist hier ein bedeutender Faktor. Die eingangs formulierte Hypothese kann dennoch bestätigt werden.

### **6.3.3 Sasbach**

#### **Bewertung der Strahlursprünge**

Das in Tabelle 12 dargestellte Gesamtbewertungs-Modul „Allgemeine Degradation“ zeigt, dass die aufgrund ihrer als „gering veränderten“ Strukturbewertung potenziellen Strahlursprünge SB1, SB8 und SB9 (vgl. Kapitel 5.2.1) sowie auch die um eine Klasse schlechter bewerteten Probestellen SB4 und SB6 in 2011 als „unbefriedigend“ eingestuft werden. SB2 wird sogar als „schlecht“ beurteilt. Ein ähnliches Ergebnis zeigt auch das zweite Untersuchungsjahr (Tabelle 13), wobei hier SB1 als „mäßig“ eingestuft wird. Der bedeutende Einzelmetriec Deutsche Fauna-Index, der die Auswirkungen der strukturellen Degradation auf Habitatebene beschreibt, weist 2011 an einigen dieser Probestellen ein „mäßiges“ Ergebnis auf, 2012 ist dies nur bei SB1 der Fall. An den drei gering veränderten Probestellen wurden mit 7 bzw. 9 mäßig viele „positive Taxa“ gefunden. Auch anhand der Hyporhithral-Besiedler als auch des Rheoindex können diese Probestellen teilweise mit „mäßig“ bewertet werden. Die EPT-Fauna zeigt meist ein schlechtes Ergebnis.

Tabelle 12: Übersicht der Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ und Faunenähnlichkeiten der Probestellen des Sasbachs für das Untersuchungsjahr 2011 (Farbcodierung der Metrics: „sehr gut“ – blau, „gut“ – grün, „mäßig“ – gelb, „unbefriedigend“ – orange, „schlecht“ – rot)

Metrics	Gewässerstrukturgüte (1-7)	„Allgemeine Degradation“	Ähnlichkeit zur nächsten Stelle (Jaccard-Koeffizient) [%]	Ähnlichkeit zur nächsten Stelle (Bray-Curtis-Index)	Deutscher Fauna-Index	Hyporhithral-Besiedler [%]	Rheoindex (nach Banning, HK)	EPT-Fauna [%]	Anzahl Taxa	Positive Taxa
Probestelle										
SB1	gering verändert (2)	unbefr.	53,30	0,77	0	22,38	0,72	34,71	44	9
SB2	mäßig verändert (3)	schlecht	44,00	0,7	-0,57	22,64	0,64	21,35	33	4
SB3	vollständig verändert (7)	unbefr.	51,00	0,57	-0,41	19,33	0,68	36,91	36	7
SB4	mäßig verändert (3)	unbefr.	59,10	0,59	0,22	21,16	0,63	24,44	35	8
SB5	vollständig verändert (7)	unbefr.	55,30	0,54	-0,14	18,7	0,7	19,39	34	6
SB6	mäßig verändert (3)	unbefr.	54,30	0,42	-0,33	21	0,62	17,24	24	4
SB7	vollständig verändert (7)	unbefr.	52,40	0,44	-0,23	18,13	0,72	26,32	30	4
SB8		unbefr.	52,50	0,8	0,29	23	0,72	28,42	38	9
SB9	gering verändert (2)	unbefr.	40,00	0,66	-0,12	21,87	0,62	32,22	34	7
SB10		unbefr.	24,40	0,44	-0,37	20,6	0,72	23,75	35	5
SB11		unbefr.	50,00	0,8	-0,23	20,53	0,48	7,32	15	2
SB12		schlecht	43,80	0,7	-0,41	23,22	0,56	12,7	23	3
SB13		unbefr.	58,60	0,77	-0,48	22,79	0,79	39,13	23	3
SB14	sehr stark verändert (6)	unbefr.	53,60	0,57	0,29	21,61	0,73	31,75	23	4
SB15		unbefr.	45,50	0,81	-0,11	22,45	0,78	18,87	20	5
SB16		schlecht	48,60	0,5	-0,61	25,58	0,75	30,3	28	3
SB17		unbefr.	63,30	0,81	-0,32	22,11	0,78	29,07	27	3
SB18		unbefr.	75,00	0,69	-0,4	23,47	0,71	26,09	22	2
SB19	vollständig verändert (7)	unbefr.	*	*	-0,36	21,87	0,75	31,33	27	3

Tabelle 13: Übersicht der Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ und Faunenähnlichkeiten der Probestellen des Sasbachs für das Untersuchungsjahr 2012 (Farbcodierung der Metrics: „sehr gut“ – blau, „gut“ – grün, „mäßig“ – gelb, „unbefriedigend“ – orange, „schlecht“ – rot)

Metrics Probestelle	Gewässerstrukturgüte (1-7)	„Allgemeine Degradation“	Ähnlichkeit zur nächsten Stelle (Jaccard-Koeffizient) [%]	Ähnlichkeit zur nächsten Stelle (Bray-Curtis-Index)	Deutscher Fauna-Index	Hyporhithal-Besiedler [%]	Rheoindex (nach Banning, HK)	EPT-Fauna [%]	Anzahl Taxa	Positive Taxa
SB1	gering verändert (2)	mäßig	63,60	0,71	0,21	19,47	0,82	28,57	44	7
SB2	mäßig verändert (3)	unbefr.	53,40	0,48	-0,12	19,13	0,79	28,87	42	7
SB3	vollständig verändert (7)	unbefr.	43,90	0,47	-0,13	19,36	0,68	24,3	45	10
SB4	mäßig verändert (3)	unbefr.	53,10	0,51	-0,26	20,71	0,63	18,29	37	6
SB5	vollständig verändert (7)	unbefr.	54,00	0,6	-0,21	21,51	0,71	21,25	39	8
SB6	mäßig verändert (3)	unbefr.	60,90	0,52	-0,25	19,87	0,68	17,65	35	8
SB7	vollständig verändert (7)	unbefr.	61,50	0,6	-0,36	18,05	0,73	23,16	39	7
SB8	gering verändert (2)	unbefr.	57,40	0,66	-0,23	19,59	0,75	28,13	41	7
SB9		unbefr.	27,70	0,35	-0,33	18,77	0,68	24,73	39	7
SB10	sehr stark verändert (6)	unbefr.	39,40	0,19	-0,22	15,72	0,35	8,11	17	3
SB11		unbefr.	51,40	0,8	-0,24	21,27	0,59	18,84	27	5
SB12		schlecht	55,80	0,59	-0,35	21,89	0,49	17,65	31	5
SB13		unbefr.	58,80	0,79	-0,36	18,84	0,73	27,71	37	6
SB14	vollständig verändert (7)	unbefr.	56,40	0,68	-0,39	18,39	0,69	31,96	44	7
SB15		unbefr.	71,40	0,73	-0,57	15,85	0,68	32,58	39	3
SB16		mäßig	49,00	0,64	0,13	19,27	0,79	30	41	9
SB17	vollständig verändert (7)	unbefr.	43,20	0,54	-0,33	19,54	0,6	25,68	31	3
SB18		unbefr.	57,50	0,76	-0,28	18,55	0,68	25	30	4
SB19		unbefr.	*	*	-0,88	18,76	0,74	32,88	31	2

Der Diversitätsindex nach Shannon zeigt 2011 insbesondere bei SB1, 2012 für die drei strukturell „gering veränderten“ Probestellen SB1, SB8 und SB9 relativ hohe Werte, im Vergleich zur Referenzgrenze von  $> 3,4$ , von bis zu 2,7 (Abbildung 29). Die Evenness zeigt mit Werten von etwas mehr als 0,5 einen mittleren Artenreichtum mit gleichbleibender Häufigkeit auf.

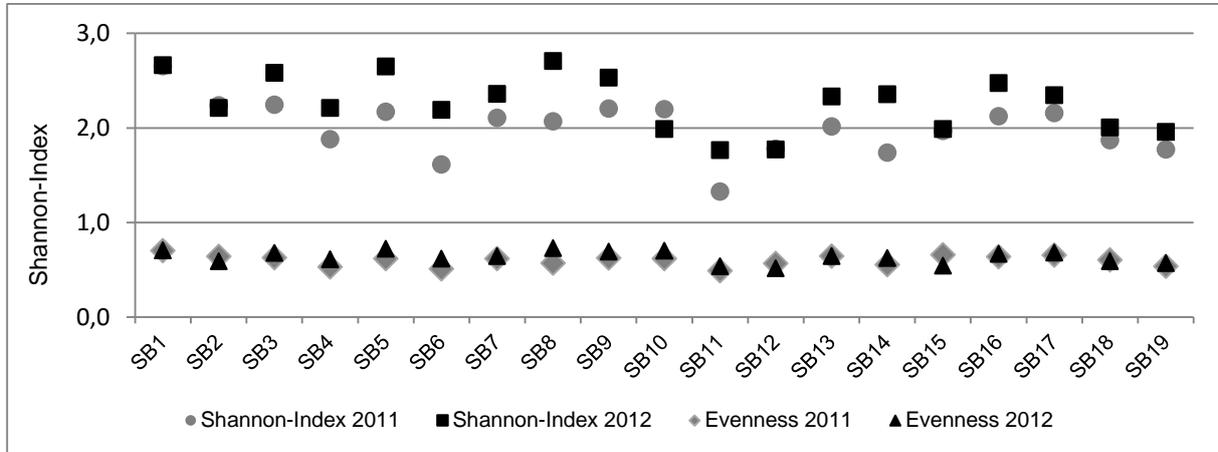


Abbildung 29: Diversität – Shannon-Index und Evenness der Probestellen des Sasbachs flussab für die Untersuchungsjahre 2011 und 2012

### Ökologischer Zustand der ausgebauten Gewässerabschnitten

Anhand Tabelle 12 und Tabelle 13 zeigt das Modul „Allgemeine Degradation“ an den meisten Probestellen in beiden Untersuchungsjahren ein nur „unbefriedigendes“ Ergebnis. 2011 wurden drei Probestellen als „schlecht“ bewertet (SB2, SB12 und SB16), in 2012 war dies eine Probestelle (SB12). 2012 wurde die Probestelle SB1, die strukturell als Strahlursprung eingestuft ist, hinsichtlich der „Allgemeinen Degradation“ mit „mäßig“ bewertet. Im Speziellen ist in diesem Jahr das Ergebnis der Probestelle SB16 hervorzuheben, das trotz schlechter Struktur ebenfalls mit „mäßig“ bewertet wird. Der Deutsche Fauna-Index, der die Auswirkungen der strukturellen Degradation auf Habitatebene beschreibt, bewertet 2011 nur die ausgebaute Probestellen SB14 mit „mäßig“ und in 2012 die Probestelle SB16. Der Anteil der Hyporhithral-Besiedler wird im Untersuchungsjahr 2011 sowohl in den Strahlursprüngen als auch im Strahlweg als „unbefriedigend“ bewertet, mit Ausnahme der ausgebauten Probestellen SB3, SB5 und SB7, die ein „mäßiges“ Ergebnis erzielen. Im Gegensatz dazu ergibt sich 2012 beim Metric Hyporhithral-Besiedler insgesamt ein besseres Ergebnis; ein Großteil der ausgebauten Probestellen werden als „mäßig“, zwei sogar als „gut“ eingestuft (SB10 und SB15). Der Rheoindex erreicht an einigen ausgebauten Probestellen ein „mäßiges“ Ergebnis. Ansonsten sind dieser Metric sowie der Anteil an EPT-Fauna im gesamten untersuchten Sasbach überwiegend als „unbefriedigend“ bzw. „schlecht“ bewertet.

Die Korrelationen der Strukturgüte und den Ergebnissen dieses Moduls „Allgemeine Degradation“ (Abbildung 30) zeigen dennoch einige Probestellen mit schlechter Strukturgüte, die ähnliche Werte hervorbringen wie Gewässerabschnitte mit guter Gewässerstruktur (GSG 2 und 3). Dazu zählen 2011 die Probestellen SB3, SB5, SB7, SB13 bis SB17 sowie SB19. Im Untersuchungsjahr 2012 sticht die Probestelle SB18 mit einem verhältnismäßig guten Ergebnis des Moduls „Allgemeine Degradation“ von 0,41 hervor.

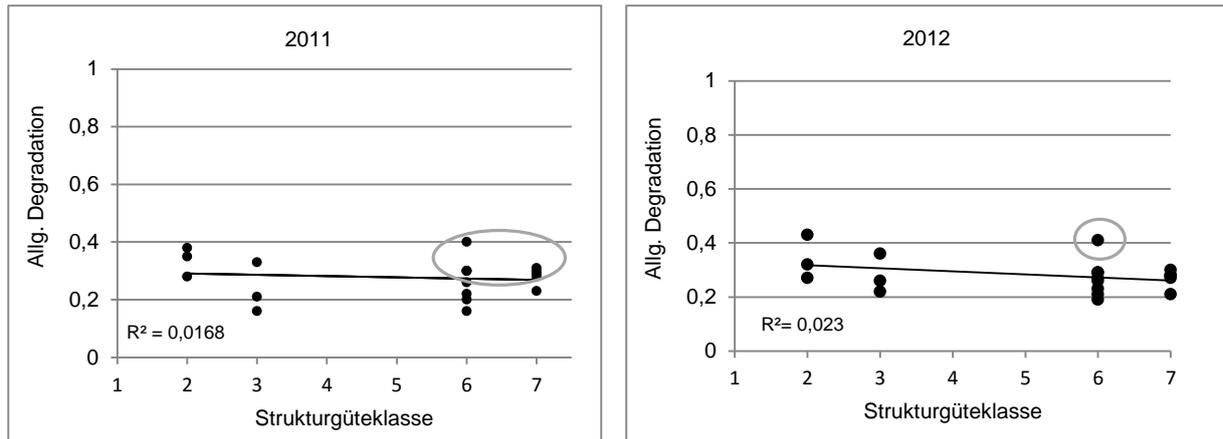


Abbildung 30: Korrelation der Strukturgüte und der Bewertung des Makrozoobenthos durch das Modul „Allgemeine Degradation“ im Sasbach für die Untersuchungsjahre 2011 (links) und 2012 (rechts); Kreise kennzeichnen Probestellen, die verhältnismäßig hohe Werte bei der „Allgemeinen Degradation“ erzielen trotz schlechter Gewässerstruktur (n = 19, Kendall-tau -0,07 bzw. -0,152)

### Faunistische Ähnlichkeit von renaturierten und ausgebauten Gewässerstrecken

Der Taxa-Reichtum und die Verteilung der Taxa der einzelnen Probestellen des Sasbachs sind anhand des Diversitätsindex nach Shannon in Abbildung 29 dargestellt. Die Werte sind 2011 geringer als im darauffolgenden Jahr und liegen zwischen 1,33 (SB11; Strahlweg) und 2,65 (SB1; Strahlursprung). Im zweiten Untersuchungsjahr bewegen sich die Diversitätswerte zwischen 1,77 (SB11 und SB12; Strahlweg) und 2,71 (SB8; Strahlursprung). Hohe Werte der Shannon-Diversität und der Evenness werden in den renaturierten Probestellen (z. B. SB1 und SB8) erreicht. In diesen Probestellen werden auch die höchsten Taxazahlen vorgefunden (Tabelle 12 und Tabelle 13).

Im Allgemeinen zeigt der Shannon-Index nur geringe Unterschiede zwischen den renaturierten (Strahlursprung) und den ausgebauten Probestellen (Strahlweg). Daraus wird jedoch auch ersichtlich, dass die ausgebauten Probestellen (SB3, SB5 und SB7), die zwischen renaturierten liegen, höhere Werte erzielen als jene, die sich in einer durchgehend ausgebauten Strecke befinden (SB10-SB19). 2011 liegt der Mittelwert aller renaturierten Probestellen bei 2,1, bei den ausgebauten bei 2,0. In 2012 liegen diese Werte jeweils bei 2,4. Aus Tabelle 12 und Tabelle 13 ist des Weiteren ersichtlich, dass in den renaturierten bzw. den dazwischen liegenden ausgebauten Probestellen verhältnismäßig hohe Taxazahlen zu finden sind. 2011 ist die Zahl der Taxa in den ausgebauten Probestellen ab SB10 (Strahlweg) deutlich niedriger. 2012 gibt es hier Ausnahmen, da auch die Probestellen SB14 bis SB16 vergleichsweise hohe Anzahlen aufweisen.

Im Trellis-Diagramm (Anhang Tabelle A 11) für das Jahr 2011 sind sehr große Ähnlichkeiten der Dominanzverhältnisse nach Renkoken in den ausgebauten Probestellen (SB10-SB19) zueinander, aber auch mit den direkt angrenzenden renaturierten Probestellen SB8 und SB9 festzustellen. Im Allgemeinen weisen die meisten Probestellen in diesem Untersuchungsjahr eine hohe (> 50,0 %) bis sehr hohe (> 75,0 %) Ähnlichkeit zueinander auf. Im zweiten Untersuchungsjahr sind die Ähnlichkeiten der Dominanzverhältnisse nicht so deutlich ausgeprägt (Anhang Tabelle A 12). Dennoch zeigt sich ein ähnliches Bild wie im ersten Untersuchungs-

jahr. Die Taxa-Zusammensetzung der ausgebauten Probestellen SB10 bis SB19 ist sehr ähnlich. Dasselbe kann für die Probestellen SB1 bis SB10 festgestellt werden. Die Artengemeinschaften der Probestellen SB1 bis SB3 zeigen zu SB10 bis SB19 hingegen nur eine geringe Ähnlichkeit.

Anhand der Jaccard-Ähnlichkeit ist erkennbar, wie sich die Probestellen im Sasbach flussab von der jeweils nächsten Probestelle hinsichtlich ihres Taxavorkommens unterscheiden (Abbildung 31). Die Ähnlichkeiten bewegen sich in beiden Jahren meist zwischen 40,0 % und 60,0 %. Auffallend sind aber im zweiten Untersuchungsjahr die Unähnlichkeiten der Probestellen SB9 und SB10, also der Wechsel von renaturierten zu ausgebautem Bachabschnitt.

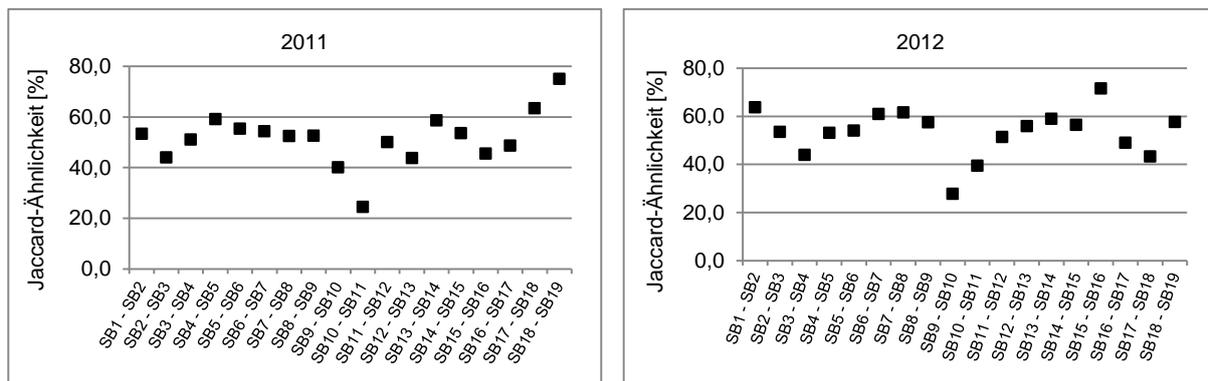


Abbildung 31: Jaccard-Ähnlichkeit [%] der Probestellen im Sasbach flussab für die Untersuchungsjahre 2011 (links) und 2012 (rechts)

In Abbildung 32 und Abbildung 33 sind die Ähnlichkeiten der ausgebauten Probestellen zu den renaturierten Probestellen SB1 bzw. SB8 („Referenzen“), die als Strahlursprung eingestuft wurden, hinsichtlich ihrer vorkommenden Taxa dargestellt. Meist ist eine Ähnlichkeit zwischen den Probestellen und der Referenzstelle SB1 von über 50,0 % gegeben. Die Schwankungsbreite liegt 2011 zwischen 42,6 % und 57,9 %, 2012 zwischen 42,1 % und 63,0 %. Somit ist das Artenvorkommen relativ gleichbleibend, ungeachtet dessen, ob es sich um eine renaturierte oder ausgebaute Probestelle handelt. Im Vergleich mit Probestelle SB1 zeigt sich vor allem eine hohe Ähnlichkeit mit der direkt benachbarten renaturierten Probestelle SB2. Eindeutig höhere Werte bei Probestellen im renaturierten Sasbach im Vergleich zum ausgebauten Stellen sind nicht erkennbar.

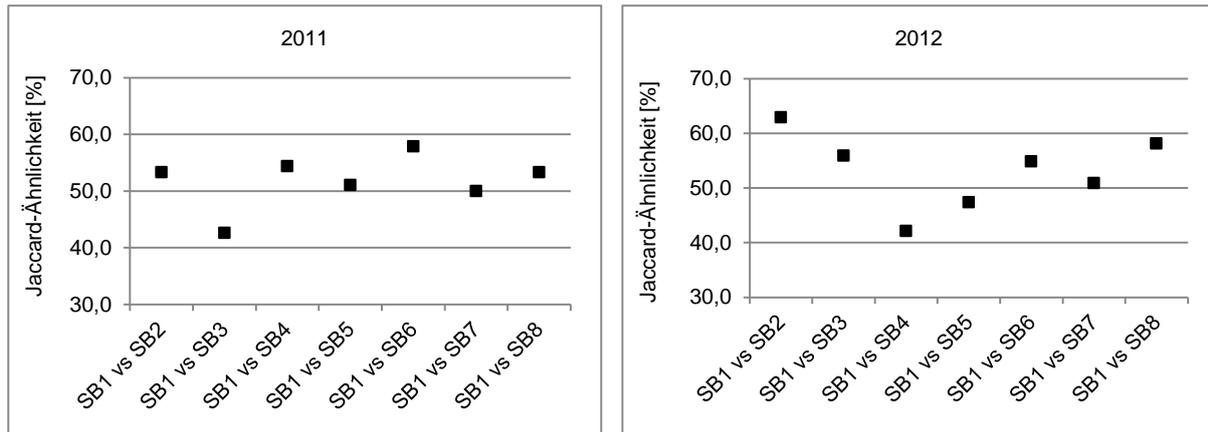


Abbildung 32: Jaccard-Ähnlichkeit [%] der Probestellen (bis SB8) des Sasbachs im Vergleich zum Strahlursprung SB1 als „Referenz“ (Vergleichspunkt) flussab für die Untersuchungsjahre 2011 (links) und 2012 (rechts)

Die Jaccard-Ähnlichkeit mit der Referenzstelle SB8 zeigt im ersten Untersuchungsjahr eine eher geringe, dafür über den Längsverlauf relativ gleichbleibende Ähnlichkeit zu den ausgebauten Probestellen mit Werten von 25,6 % bis 45,8 % (ohne die renaturierte Probestelle SB9). Hierbei fällt jedoch Probestelle SB11 mit einer nur 25,0 %igen Ähnlichkeit auf. Im zweiten Jahr sind die Ähnlichkeitswerte mit leicht über 50,0 % bei den Probestellen SB13 bis SB16 sowie SB19 etwas höher. Hier fällt wiederum eine Probestelle, SB10, mit einer Ähnlichkeit von nur rund 17,0 % auf. In beiden Jahren hat die ebenfalls renaturierte und direkt an die Probestelle SB8 anschließende SB9 (ebenfalls Strahlursprung) die höchste Ähnlichkeit.

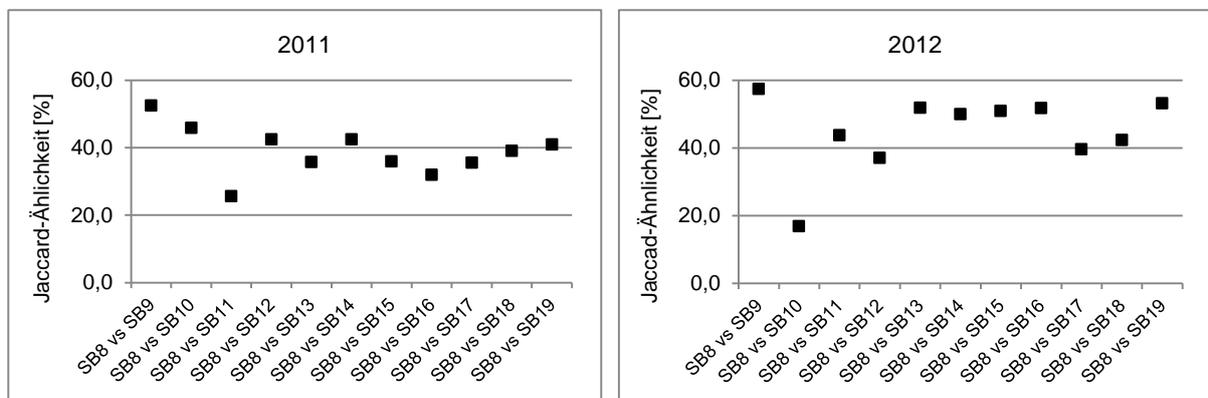


Abbildung 33: Jaccard-Ähnlichkeit [%] der ausgebauten Probestellen des Sasbachs im Vergleich zum Strahlursprung SB8 als „Referenz“ (Vergleichspunkt) flussab für die Untersuchungsjahre 2011 (links) und 2012 (rechts)

Welche Probestellen aufgrund ihrer ähnlichen Taxa-Zusammensetzung als Gruppen abgebildet werden können, kann aus Abbildung 34 und Abbildung 35 entnommen werden. Durch die Clusteranalyse der Daten aus dem Jahr 2011 bilden sich eindeutige Gruppen der ausgebauten sowie der renaturierten Probestellen. Insbesondere die Probestellen SB1, SB8 und SB9, die eine „gering veränderte“ Strukturgüte aufweisen, treten in einer Gruppe auf. In dem Cluster der renaturierten bzw. der zwischen den renaturierten Abschnitten liegenden Probestellen befindet sich auch die ausgebaute Probestelle SB10. Die renaturierte Probestelle SB6 hingegen bildet ein enges Cluster mit ausgebauten Probestellen. Die Länge der Äste zeigt die große

Distanz zwischen den renaturierten Probestellen und den flussab liegenden ausgebauten Probestellen.

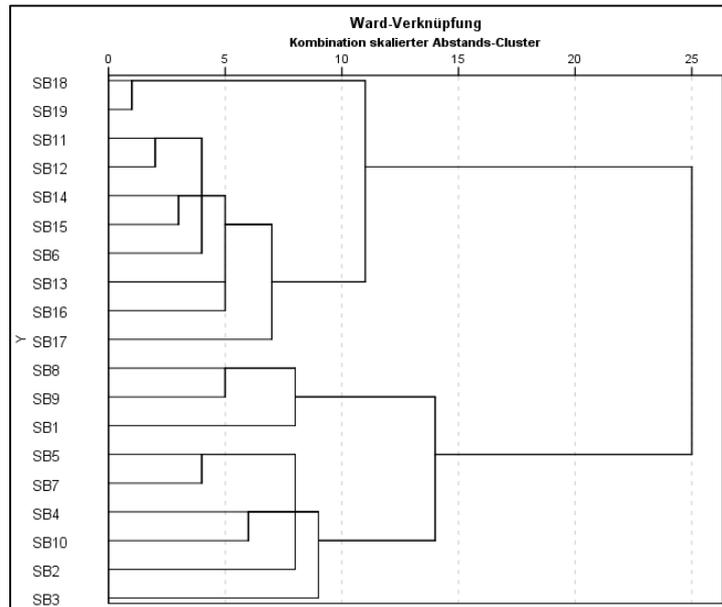


Abbildung 34: Dendrogramm für die Probestellen des Sasbachs für das Untersuchungsjahr 2011 nach der Ward-Methode; Quadrierte Euklidische Distanz als Ähnlichkeitsmaß

Im zweiten Untersuchungsjahr lassen sich ebenfalls Gruppen je nach Naturnähezustand erkennen, wie z. B. die renaturierten Probestellen SB1, SB2 und SB9 sowie die ausgebauten Probestellen SB14, SB15, SB16, SB18 und SB19 (Abbildung 35). Häufig schließen sich Probestellen zu Clustern zusammen, die sich räumlich nahe liegen. Die renaturierten Probestellen SB4 und SB6 fallen durch ein sehr enges Cluster auf, zeigen aber eine große Distanz zu den anderen renaturierten Probestellen.

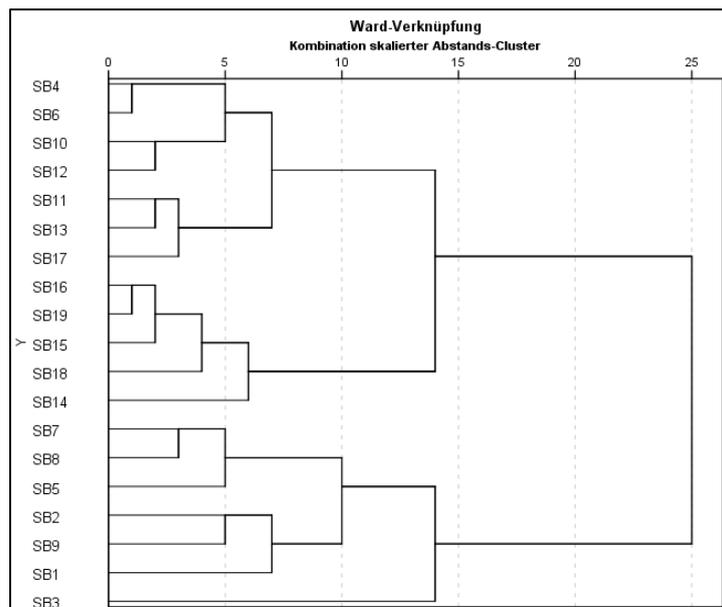


Abbildung 35: Dendrogramm für die Probestellen des Sasbachs für das Untersuchungsjahr 2012 nach der Ward-Methode; Quadrierte Euklidische Distanz als Ähnlichkeitsmaß

## **Fazit**

Die Bewertung durch den Deutschen Fauna-Index identifizieren die Probestellen der renaturierten Gewässerstrecken lediglich als potenzielle Strahlursprünge. Unter Berücksichtigung der unbefriedigenden Gesamtbewertung des Sasbachs können Ansätze für eine Strahlwirkung, im Sinne einer gleichen bzw. ähnlichen Makrozoobenthos-Fauna in den Probestellen der renaturierten sowie ausgebauten Abschnitte, gefunden werden. Dahingehend kann die Hypothese bestätigt werden.

## **6.4 Diskussion**

Im Allgemeinen verständigt sich das Konzept der Strahlwirkung im Hinblick auf die Zielerreichung der EG-WRRL (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN 2000) darauf, dass ein sehr guter oder guter ökologischer Zustand im Strahlursprung und in weiterer Folge ein mindestens guter ökologischer Zustand im Strahlweg vorhanden sein muss. Vielerorts erreichen aber selbst die Gewässerabschnitte mit einer guten Strukturgüte (Strahlursprünge) diesen Zustand nicht (siehe unten), wie auch in dieser Studie. Dennoch kann festgehalten werden, dass bereits eine Verbesserung des Zustandes in einem strukturell defizitären Abschnitt einen großen Nutzen für das Gewässer darstellt (vgl. Kapitel 2.1.1). Um eine solche Verbesserung jedoch quantifizieren zu können, würden zur Vergleichbarkeit zum Beispiel Daten aus dem Zeitraum vor einer Renaturierungsmaßnahme benötigt und entsprechend sollte genügend Zeit – es wird von mindestens 7-10 Jahren ausgegangen (z. B. DICKHAUT et al. 2006) – zur Wiederbesiedlung gegeben sein. Qualitativ geeignete Daten sind zum jetzigen Zeitpunkt kaum vorhanden. Daraus ergibt sich grundsätzlich wie auch in dieser Studie die Schwierigkeit, die Strahlwirkung auf diese Weise quantitativ zu erfassen. Für diese Studie wurde das Vorhandensein einer Strahlwirkung darüber definiert, dass im Strahlweg eine gleiche bzw. zumindest sehr ähnliche Makrozoobenthos-Fauna vorhanden ist wie im Strahlursprung. Diese Definition ist vom Prinzip her zwar richtig, doch kann sich die Situation ergeben – wie es auch beim Sasbach der Fall ist –, dass der Strahlursprung lediglich einen unbefriedigenden (oder gar schlechten) Zustand aufweist. Es ist somit zu erwarten, dass sich sowohl im Strahlursprung als auch im Strahlweg zum größten Teil Taxa einfinden, die keine hohen Ansprüche an ihren Lebensraum stellen und sich daher so gut wie überall ansiedeln können. Auch SCHÜTZ et al. (2008) gehen in einer (theoretischen) Überlegung, die eigentlich von Fischen ausgeht, aber genauso für das Makrozoobenthos gelten könnte, davon aus, dass je anspruchsloser eine Art ist, umso größer ist ihre Strahlwirkung und je komplexer die Habitatansprüche sind, desto unwahrscheinlicher wird eine Strahlwirkung. Dies sollte bei den Ergebnissen berücksichtigt werden. Durch die Vielzahl der in der gesamten Studie verwendeten Metrics und Indizes kann der ökologische Zustand der Probestellen jedoch hinsichtlich der faunistischen (z. B. Anzahl der Taxa, Diversität, Hyporhithral-Besiedler, Deutscher Fauna-Index, Anzahl der „positiven Taxa“, etc.) als auch der funktionellen (z. B. Strömungs- oder Mikrohabitat-Präferenzen, etc.) Zusammensetzung der Zönose eingehend betrachtet und bewertet werden. Dadurch können detailliertere Informationen über die Makrozoobenthos-Fauna herausgefiltert und interpretiert werden.

Für künftige Studien bietet es sich dennoch an eine Voruntersuchung des Strahlursprungs durchzuführen, um den ökologischen Zustand vorab auszumachen, damit die Strahlwirkung

gezielt an Gewässerstrecken untersucht werden kann, deren Strahlursprünge einen mindestens guten ökologischen Zustand bzw. einen Artenpool mit einer Vielzahl an anspruchsvollen Taxa aufweisen.

#### **6.4.1 Bewertung der Strahlursprünge**

Ein naturnaher Strahlursprung mit einem entsprechenden Arteninventar ist von entscheidender Bedeutung für den Strahleffekt. Das potenzielle Wiederbesiedlungspotenzial dieser Abschnitte wurde mit Hilfe von Metrics des Bewertungsmoduls „Allgemeine Degradation“ und gängigen Biodiversitäts-Indices identifiziert und bewertet. Ein besonderer Stellenwert wird hierbei dem Deutschen Fauna-Index zugesprochen, der aufgrund von typspezifischen Indikatorarten die Auswirkungen von morphologischer Degradation auf die Makrozoobenthoszönose eines Gewässerabschnittes beschreibt (LORENZ et al. 2004, KOENZEN et al. 2009). Ein Strahlursprung mit einem guten ökologischen Zustand bzw. einer guten Bewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“ wurde in der vorliegenden Studie lediglich im ersten Untersuchungsjahr des Durbachs festgestellt (Tabelle 8). Im zweiten Jahr erreichte die Zustandsbewertung ein mäßiges Ergebnis (Tabelle 9). Der Neugraben (Tabelle 10 und Tabelle 11) und der Sasbach (Tabelle 12 und Tabelle 13) wurden in beiden Untersuchungsjahren als „mäßig“, teilweise sogar „unbefriedigend“ eingestuft.

Dass trotz sehr guter bzw. guter morphologischer Voraussetzungen das ökologische Ergebnis der Strahlursprünge nicht wie erwartet artenreich ausfällt, kann an einem fehlenden Artenpool im Einzugsgebiet liegen (PALMER et al. 2010). Dies könnte zum einen auf die dort bestehende schlechte Gewässermorphologie und somit fehlende Habitate zurückgeführt werden (WAGNER & ARLE 2007), zum anderen aber auch auf die intensive Flächennutzung im Gewässerumfeld (LAKE et al. 2007, KAIL 2009, SUNDERMANN et al. 2011) und einer damit verbundenen saprobiellen Belastung (WAGNER & ARLE 2007). Die Gewässerstruktur im Oberlauf im Nahbereich der Quelle des Durbachs wird als „gering verändert“ bzw. „mäßig verändert“ eingestuft (Gewässerstrukturerhebung der LUBW, Stand 2015). Hier ist Wald vorherrschend. Es ist davon auszugehen, dass ein typischer Artenpool vorhanden ist, was sich auch im Strahlursprung des Durbachs widerspiegelt. Der Oberlauf nahe der Quelle des Sasbachs hingegen weist eine „mäßig veränderte“ Gewässerstruktur auf (Gewässerstrukturerhebung der LUBW, Stand 2015). Die Flächen bestehen hier teils aus Wald, es sind aber auch Verkehrs- und Siedlungsflächen vorhanden. Auch hier kann angenommen werden, dass ein ausreichender Artenpool vorhanden ist. Wird das gesamte Einzugsgebiet des Durbachs und Neugrabens betrachtet, so besteht es zu 50 % aus Wald, 45 % aus Landwirtschaftsflächen sowie Obst- und Weinbauflächen und lediglich zu 5 % aus Siedlungsflächen. Hingegen sind jeweils 30 % der Flächen des Einzugsgebiets des Sasbachs landwirtschaftlich genutzt oder Siedlungs- bzw. Verkehrsflächen sowie 40 % Wald (GWDOG 2001a). Daraus ergeben sich mögliche Einträge von Feinsedimenten und Nährstoffen aus der Landwirtschaft sowie Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung, die sich auf die Gewässer auswirken (WOOD & ARMITAGE 1997, HERING et al. 2006, JANUSCHKE et al. 2009, DAHM et al. 2014). Bei ähnlichen Untersuchungen von Bächen des FGT 5, die eine potenzielle Strahlwirkung aufweisen, liegt der Anteil an Wald und Grünland bei ca. 70 %, Ackernutzung bei unter 25 % (SCHATTMANN 2008). Weitere Studien (z. B. TULLOS et al. 2009, MILLER et al. 2010, SUNDERMANN et al. 2011) gehen davon aus, dass

ein Einzugsgebiet mit einem hohen Prozentsatz urbaner Flächen einen dezimierteren Artenpool aufweist als ein Einzugsgebiet mit einem hohen Anteil landwirtschaftlich genutzten Flächen. Letztere beherbergen wiederum ein kleineres Arteninventar als unberührte Gebiete. Diesen Einfluss der Flächennutzung spiegelt sich auch in den Ergebnissen dieser Studie wider. Weitere Gründe für das geringe Aufkommen an spezialisierten Taxa in den Strahlursprüngen könnten eine fehlende Durchgängigkeit im Längsverlauf sein (WARD & STANFORD 1995, STANFORD et al. 1996) oder eine zu lange ausgebaute Gewässerstrecke im Oberlauf, die das Makrozoobenthos nicht überwinden kann (KAREIVA 1990, PRETTY et al. 2003, SUNDERMANN et al. 2011). Letzteres kann bei allen Gewässern beobachtet werden; die an den Oberlauf anschließende Gewässerstrecke wird hinsichtlich der Gewässerstruktur über den gesamten Verlauf als „stark verändert“ und „sehr stark verändert“ bewertet (Gewässerstrukturerhebung der LUBW, Stand 2015). Auch Querbauwerke (z. B. Abstürze) sind in den Gewässeroberläufen vorhanden, die die Durchgängigkeit stören (RP FREIBURG 2009). Mülldeponien, Kläranlagen oder ähnliches, die sich durch Einträge negativ auf das Gewässer auswirken, konnten im Oberlauf jedoch nicht ausfindig gemacht werden.

Der Metric EPT-Fauna gibt Hinweise auf die Strukturvielfalt und Habitat-Zusammensetzung und wird insbesondere durch den Waldanteil im Einzugsgebiet beeinflusst (MEIER et al. 2006b). Dieser weist bei allen Strahlursprüngen – mit Ausnahme des Durbachs im Untersuchungsjahr 2011 – unbefriedigende bzw. schlechte Werte auf und führt mitunter zu einer überwiegend schlechten Gesamtbewertung des Moduls „Allgemeine Degradation“. Im Vergleich dazu erreicht der Deutsche Fauna-Index, der sich aus fließgewässertypischen Indikatorarten zusammensetzt, gute Werte, vor allem beim Durbach und Neugraben, und lässt auf ein strukturell intaktes Gewässer auf lokaler Ebene schließen (MEIER et al. 2006b). Nach KOENZEN et al. (2009) kann somit von aktiven Strahlursprüngen (mit Wiederbesiedlungspotenzial) beim Durbach und Neugraben, beim Sasbach hingegen von einem potenziellen Strahlursprung gesprochen werden (vgl. Kapitel 2.1.1). Dennoch können die Zönosen der Strahlursprünge im Sasbach auch mit denen der ausgebauten Gewässerstrecken verglichen werden, um festzustellen, ob dieses Artenvorkommen flussab erhalten bleibt oder sich verändert. An dieser Stelle soll nochmals betont werden, dass in der vorliegenden Studie die Strahlwirkung nicht durch einen „guten ökologischen Zustand“ der Gesamtbewertung definiert ist, sondern durch das gleiche bzw. ähnliche Vorkommen des Makrozoobenthos in strukturell guten sowie in schlechten Gewässerabschnitten.

#### **6.4.2 Identifikation der Strahlwirkung**

Beim Durbach wird das Modul „Allgemeine Degradation“ im ersten Untersuchungsjahr – mit Ausnahme von DB2 (mäßiges Ergebnis) – in den ersten ausgebauten Probestellen (DB3-DB5) mit „gut“ bewertet, bevor der Zustand sich verschlechtert (Tabelle 8). Diese Veränderung können auch beim Neugraben auf einem niedrigeren Bewertungsniveau festgestellt werden (Tabelle 10 und Tabelle 11). Im zweiten Jahr können jedoch beim Durbach (Tabelle 9) sowie in beiden Jahren beim Sasbach (Tabelle 12 und Tabelle 13) keine relevanten Veränderungen der Benthosfauna zwischen Strahlursprung und Strahlweg ermittelt werden. Wie schon bei der Bewertung der Strahlursprünge wirkt sich die geringe Anzahl an EPT-Fauna negativ auf die Gesamtbewertung der einzelnen Probestellen aus. Die Ergebnisse dieses Kapitels deuten auf eine Beeinflussung der Strahlursprünge auf die ausgebauten Gewässerstrecken über eine

gewisse Länge bei allen Untersuchungsgewässern hin (vgl. Kapitel 7). Auch LACOMBE (2008), LORENZ (2008), SCHATTMANN (2008), KAIL (2009), KAIL & HALLE (2009) und KAIL & HERING (2009) haben bei ihren Untersuchungen teilweise eine Strahlwirkung flussab (auch im Sinne dieser Studie), positiv sowie auch negativ, nachgewiesen. Im Vergleich dazu konnte SCHATTMANN (2008) bei manchen Untersuchungsbächen keine Strahlwirkung feststellen, was auf die intensive Flächennutzung im Einzugsgebiet zurückgeführt wurde (vgl. oben).

SCHÜTZ et al. (2008) stellten die (theoretische) Überlegung an, dass je anspruchsloser eine Art ist, umso größer ist ihre Strahlwirkung und je komplexer die Habitatansprüche sind, desto unwahrscheinlicher wird eine Strahlwirkung. Diese Annahme kann durch die Ergebnisse des Durbachs und Sasbachs nicht bestätigt werden. Es wurden in den Probestellen des Strahlweges meist ähnlich viele Taxa mit hohen Ansprüchen an ihr Habitat gefunden wie im Strahlursprung (vgl. Anzahl der „positiven Taxa“ in Tabelle 8 und Tabelle 9 sowie Tabelle 12 und Tabelle 13). Dazu zählen zum Beispiel Libellenlarven der Gattungen *Onychogomphus* und *Calopteryx*, die teilweise geschützt sind; im Sasbach wurden auch Exemplare der auf der Roten-Liste stehenden Bachmuschel *Unio crassus* gefunden (vgl. Taxalisten im Anhang). Im Gegensatz dazu sind im Strahlweg bzw. -ziel des Neugrabens, dessen Gewässerstruktur durch eine Umgestaltungsmaßnahme verbessert wurde, nur sehr wenige Taxa mit hohen Ansprüchen zu finden. Diesem Umstand wird durch eine genauere Betrachtung der in den Strahlwegen vorhandenen Habitate in Kapitel 9 nachgegangen.

Die Renaturierungsstrecke im Durbach fällt mit den Probestellen DB11 und DB13 (im zweiten Untersuchungsjahr) durch schlechtere Bewertungen der Metrics bzw. Ähnlichkeitsindizes – selbst als die vorangehende ausgebaute Gewässerstrecke – auf. Dass die Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen auf die benthische Fauna nur zu einem geringen Teil oder gar nicht feststellbar ist, haben auch andere Untersuchungen gezeigt (LEPORI et al. 2005, JÄHNIG et al. 2009a, JÄHNIG et al. 2009b, LORENZ & JANUSCHKE 2011, SCHATTMANN 2013). Auch LORENZ (2008) beschreibt die positiven bzw. negativen Auswirkungen von naturnahen bzw. ausgebauten Oberläufen auf das Makrozoobenthosvorkommen der Unterläufe von vier Tieflandbächen. Hier wurde festgestellt, dass eine junge Renaturierung, bei der die Wiederbesiedlung noch nicht abgeschlossen ist, schlechtere ökologische Zustandsklassen erreicht als der ausgebaute Gewässerabschnitt. Bei einer zeitlich länger zurückliegenden Renaturierung ergab die Bewertung die gleiche Zustandsklasse wie beim ausgebauten Abschnitt und eine sehr hohe Ähnlichkeit der Proben hinsichtlich der Makrozoobenthos-Fauna. Da die Renaturierung in der Studie von LORENZ (2008) bereits mehr als 10 Jahre zurücklag, zeigt das Ergebnis, dass diese besonders vom Vorhandensein von oberhalb und unterhalb liegender Abschnitte mit Wiederbesiedlungspotenzial abhängig ist. Bei der vorliegenden Studie wurde die Renaturierung im Durbach ebenfalls vor mehr als 10 Jahren durchgeführt und somit sollte die Wiederbesiedlung abgeschlossen sein (LORENZ 2008, SOMMERHÄUSER & HURCK 2008) – dasselbe gilt im Übrigen auch für die Renaturierung des Sasbachs –, insbesondere, da ein weiterer Strahlursprung direkt flussab angrenzt. Dieser scheint jedoch keine Auswirkungen zu haben. Gründe hierfür können somit nicht auf einen fehlenden Artenpool im Oberlauf zurückgeführt werden, sondern vielmehr auf den durch die Renaturierungsmaßnahme geschaffenen Lebensraum selbst (BOND & LAKE 2003, PALMER et al. 2010, LORENZ & JANUSCHKE 2011) (vgl. Kapitel 9). Dasselbe kann für den Neugraben geltend gemacht werden. Abbildung 11 zeigt,

dass im renaturierten Neugraben überwiegend Gammariden vorkommen. Das Vorkommen von *Gammarus roeselii* wird mit gestörten Fließgewässern in Verbindung gebracht (LORENZ et al. 2004). Daraus lässt sich ein weiteres Indiz ableiten, dass dieser Gewässerabschnitt nicht den durch die Renaturierung erwarteten Effekt erfahren hat.

### 6.4.3 Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsjahren

Eine Strahlwirkung ist nur dann gegeben, wenn es sich nicht um ein einmaliges Ereignis handelt, sondern wiederholt nachgewiesen werden kann (GRÜNEBAUM 2007). Deshalb wurden in der vorliegenden Studie die ausgewählten Bachabschnitte zum einen zwei Jahre hintereinander jeweils im Frühjahr, aber auch an vielen Probestellen innerhalb des Strahlweges beprobt. Auf diese Weise können die Ergebnisse auch auf extrem abweichende Jahre hinsichtlich der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften hin geprüft werden. Der Vergleich der Gesamtindividuenzahlen und der Taxazahlen des Durbachs und Neugrabens zeigt nur unwesentliche Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsjahren (Kapitel 5.1.3 und 5.1.4). Im Sasbach sind im zweiten Jahr über 20 Taxa mehr zu finden, dafür aber liegt die mittlere Individuenhäufigkeit wesentlich niedriger als im vorangegangenen Jahr (Kapitel 5.2.3). Gründe für unterschiedliche Taxazahlen konnten nicht vollständig geklärt werden, aber eine Möglichkeit besteht in natürlichen Schwankungen. Die Ursache für die unterschiedlichen Individuenhäufigkeiten ist bei den Gammariden zu finden, die 2012, im Vergleich zum vorangegangenen Jahr, um ein Vielfaches weniger vorhanden waren. Da diese Auffälligkeit ausschließlich auf diese üblicherweise mit sehr hohen Individuenzahlen auftretende Familie zutrifft, lassen sich Faktoren, die auf alle Organismengruppen ähnlich wirken, wie zum Beispiel ein Hochwasser, ausschließen und legt eher Druck durch Fressfeinde oder negative Einflüsse auf den Reproduktionzyklus der Gammariden (z. B. Temperatur des sehr kalten Winters 2012) nahe (DURAN 2007). Ein kurz vor der Probenahme stattgefundenes Hochwasser oder eine saprobielle Belastung kann für die Untersuchungsbäche ausgeschlossen werden (vgl. Kapitel 4.5, 5.1.2 und 5.2.2). Es ist hierbei aber anzumerken, dass Unterschiede der Makrozoobenthoszönose zwischen den Jahren durchaus natürlich sind. So wurde nachgewiesen, dass in einer Nische, die in einem Jahr von einer Art besetzt wurde, im nächsten Jahr eine andere Art mit ähnlichen Ansprüchen gefunden wurde (RESH 1992, VOGT & SCHÄFER 2003, FELD 2010). Um einer wiederholten Darlegung der Strahlwirkung jedoch Rechnung tragen zu können, sollten mehrere Jahre an Datenerhebung durchgeführt werden.



## 7 Faunistische Veränderungen im ausgebauten Längsverlauf

### 7.1 Problemstellung

Das Konzept der Strahlwirkung geht davon aus, dass mit zunehmender Entfernung vom Strahlursprung die vorkommenden Individuen und die Anzahl der (gewässertypischen) Taxa in anschließenden ausgebauten Gewässerstrecken abnehmen (vgl. Kapitel 2.1). Es kommt dabei zu einer merklichen Veränderung der Faunenzusammensetzung und zu einer Verschlechterung des ökologischen Zustands. Das Konzept sieht vor, dass vor dem vollständigen Abbrechen der Strahlwirkung, nach räumlicher Möglichkeit im Längsverlauf, ein weiterer Strahlursprung erreicht bzw. eventuell auch neu geschaffen werden muss, um die Strahlwirkung aufrecht zu erhalten. Es besteht aber auch die Möglichkeit mit Hilfe von Trittsteinen die Wirkung zu verlängern bis ein Strahlursprung erreicht wird. In diesem Kapitel wird der Frage nachgegangen, ab welcher Entfernung vom Strahlursprung die Strahlwirkung in dem Maße abnimmt bis ein schlechterer Zustand eintritt als im Strahlursprung (Test der *Hypothese 2*, vgl. Kapitel 2.2). Von einem schlechteren Zustand wird in dieser Studie dann gesprochen, wenn sich die Metrics sowie die Ähnlichkeitsindices an mehreren Probestellen hintereinander um mindestens eine Klasse verschlechtern haben bzw. keine bzw. nur noch eine geringe Ähnlichkeit zum Strahlursprung besteht. Mit dem Wissen über die Länge der Strahlwirkung können gezielt ökologische Umgestaltungsmaßnahmen durchgeführt werden, durch die eine Biotopvernetzung der Fließgewässer entsteht. Nach bisherigem Kenntnisstand wird für kleine bzw. mittlerer Mittelgebirgsbäche angenommen, dass die Strahlwirkung im Aufwertungsstrahlweg „maximal so lang ist wie der Strahlursprung, höchstens aber 2.500 m“ bzw. im Durchgangsstrahlweg „maximal ein Viertel so lang wie der Strahlursprung, höchstens rd. 600 m“ ist (LANUV NRW 2011; S. 19-22). Da diese Annahmen gegenwärtig in der wasserwirtschaftlichen Praxis bereits angewandt werden, werden sie in dieser Studie überprüft. Aus weiteren bisherigen Studien resultieren jedoch stark voneinander abweichende Annahmen zur Reichweite der Strahlwirkung (von < 500m bis 3.500 m) (z. B. DAHM et al. 2014, KOENZEN et al. 2009), was eine Konkretisierung ebenfalls unbedingt notwendig macht. Diese Werte basieren auf Auswertungen großer Datensätze, die jedoch nicht an konkreten Fallbeispielen überprüft wurden. Diese Annahmen werden in diesem Kapitel an Einzelfallbeispielen des FGT 5 überprüft und eine weitere Konkretisierung der Reichweite der Strahlwirkung versucht, welche anhand der gleichmäßig, in geringen Abständen zueinander liegenden Probestellen im Längsverlauf der Gewässer vorgenommen wird.

### 7.2 Datenauswertung

Aufgrund ihrer morphologischen Ausbildung im Längsverlauf sind insbesondere der Sasbach und der Neugraben geeignet, diese Fragestellung zu erarbeiten. Bei beiden Bächen folgt auf einen naturnahen bzw. renaturierten Bachabschnitt (Strahlursprung) mit einer Länge von 450 m bzw. 700 m eine strukturell defizitäre Fließstrecke (Strahlweg bzw. -ziel), die über eine

weit längere Strecke als beprobt nicht von einem naturnahen Abschnitt „unterbrochen“ wird. Der Durbach hingegen ist ab Probestelle DB11 renaturiert. Dennoch reicht auch beim Durbach die Länge der ausgebauten Untersuchungsstrecke (rd. 1.500 m) aus, um der genannten Hypothese nachzugehen. Die Länge des Strahlursprungs des Durbachs entspricht 600 m. Wie in Kapitel 5.2.1 beschrieben, folgt auf die renaturierte Gewässerstrecke des Sasbachs (Strahlursprung, SB8 und SB9) ein über weite Strecken durchgehend im Trapezprofil ausgebauter Bachlauf. Hier liegen 2.000 m Gewässerstrecke mit 10 Probestellen (SB10 bis SB19) vor. Probestelle SB8 wird als Ausgangspunkt der Strahlwirkung angenommen, da diese das bessere faunistische Ergebnis als SB9 aufweist (vgl. Kapitel 6.3.3). Beim Durbach fungiert Probestelle DB1 und beim Neugraben DB17 als Ausgangspunkt („Referenz“) der Strahlwirkung. In Kapitel 5.3 ist eine Übersicht der festgelegten Einteilung der Probestellen in Strahlursprünge, Strahlwege und Strahlziele zu finden.

Anhand von Metrics wie dem Shannon-Diversitäts-Index, den Hyporhithral-Besiedlern, dem Rheoindex, der EPT-Fauna, dem Fauna-Index sowie dem Jaccard-Koeffizient und der Anzahl der Taxa sowie der „positiven Taxa“ wurde eine mögliche Veränderung der Makrozoobenthos-Fauna flussab untersucht. Diese Metrics sind in Kapitel 4.5 erläutert, die Indices in Kapitel 6.2. Die für diese Fragestellung erforderlichen Berechnungen bzw. Ergebnisse wurden teilweise bereits im vorangegangenen Kapitel dargestellt. Es wird im nachfolgenden Ergebnisteil an den entsprechenden Stellen darauf verwiesen. Zusätzlich wurde in diesem Kapitel noch der Bray-Curtis-Koeffizient hinzugefügt.

### **Bray-Curtis-Koeffizient**

Im Gegensatz zum Jaccard-Koeffizient, der zwei Standorte anhand gemeinsam vorkommender Arten beschreibt, nutzt der Bray-Curtis-Koeffizient als quantitatives Ähnlichkeitsmaß die Abundanzen der in zwei Probestellen vorkommenden Arten. Je näher dieser Wert bei 1 liegt, umso ähnlicher sind sich die beiden Objekte und je näher bei 0, umso unähnlicher.

$$Sbc = \frac{2w}{B + C} \quad [8]$$

Sbc = Bray-Curtis-Koeffizient

B = Summe aller Abundanzen in Probe 1

C = Summe aller Abundanzen in Probe 2

w = Summe der jeweils niedrigsten Abundanz in beiden Proben

Der Bray-Curtis-Koeffizient wurde mit dem Tabellenverarbeitungsprogramm Excel 2010 (Microsoft) berechnet.

## 7.3 Ergebnisse

### 7.3.1 Durbach

Bei der Untersuchung im Jahr 2011 kann eine Abnahme der Diversität nach Shannon ausgehend von der naturnahen Probestelle DB1 (Strahlursprung) in die ausgebauten Abschnitte und dann wieder ein Anstieg bis zum höchsten Wert bei DB12 (renaturiert, Strahlziel) festgestellt werden (Abbildung 18). Im weiteren Verlauf sinken die Werte wieder ab, bis sie bei DB15 (Strahlursprung) unter den Wert von der naturnahen Probestelle DB1 fallen. In 2012 kann dies nicht beobachtet werden. Hier zeigt sich eine höhere Diversität zum Strahlursprung DB1 in den renaturierten Probestellen DB12 und DB13 (Strahlziel) sowie in der naturnahen Waldstrecke (DB14 bis DB17; Strahlursprung). Die Werte der Probestellen der ausgebauten Strecke schwanken und bewegen sich auf einem niedrigeren Niveau. Die Evenness ist im Allgemeinen stabil mit Werten, die auf eine artenreiche Zönose und eine annähernd gleichbleibende Taxahäufigkeit hinweisen, und zeigt nur bei DB7 (Strahlweg) bzw. DB11 (Strahlziel) wieder niedrigere Werte. In beiden Untersuchungs Jahren ist die Anzahl der Taxa zwar etwas geringer als in DB1, schwanken aber zwischen höheren und niedrigeren Werten von Probestelle zu Probestelle, sodass keine Abnahmetendenz ersichtlich ist. Dasselbe gilt für die Anzahl der „positiven Taxa“ (Tabelle 8 und Tabelle 9).

Nach dem Bewertungsmodul „Allgemeine Degradation“ reicht im ersten Untersuchungs Jahr der gute ökologische Zustand (mit Ausnahme von DB2) bis einschließlich der Probestelle DB5 (Tabelle 8). Im weiteren Verlauf tritt ein „mäßiges“ Ergebnis ein. Dasselbe zeigt der Fauna-Index, der bis einschließlich DB5 „sehr gute“ Werte aufweist, danach auf „mäßig“ abfällt und nach zwei weiteren Probestellen wieder auf „gut“ ansteigt. Die Hyporhithral-Besiedler und der Rheoindex schwanken im Längsverlauf; es ist kein Trend erkennbar. Die EPT-Fauna zeigt schlechte Werte, aber auch hier sind Schwankungen erkennbar. Im Untersuchungs Jahr 2012 wird durchweg ein „mäßiger“ Zustand des Moduls „Allgemeine Degradation“ erzielt. Die vier Einzelmetrics Fauna-Index, Hyporhithral-Besiedler, Rheoindex und EPT-Fauna lassen im Jahr 2012 gleichbleibende bzw. sogar bessere Werte erkennen als die der Referenzstelle DB1.

Die Ähnlichkeit der Fauna nach Jaccard weist ebenfalls keine Abnahme im Längsverlauf auf, sondern lässt lediglich innerhalb der ausgebauten Probestellen Schwankungen erkennen (Abbildung 20). Die Dominanzverhältnisse nach Renkonen (Anhang Tabelle A 7) zeigen 2011 eine Abnahme nach der Probestelle DB2. 2012 ist kein klarer Trend der Dominanzen zwischen den Probestellen erkennbar (Anhang Tabelle A 8). Der Bray-Curtis-Koeffizient zeigt in beiden Untersuchungs Jahren ähnlich hohe Werte der einzelnen Probestellen, die alle über 0,5 liegen. Die Probestellen der ausgebauten Strecke ähneln somit dem Strahlursprung DB1. Aus der graphischen Darstellung (Abbildung 36) ist aber eine leichte Abnahme im Längsverlauf erkennbar (mit Ausnahme von DB10 im zweiten Untersuchungs Jahr).

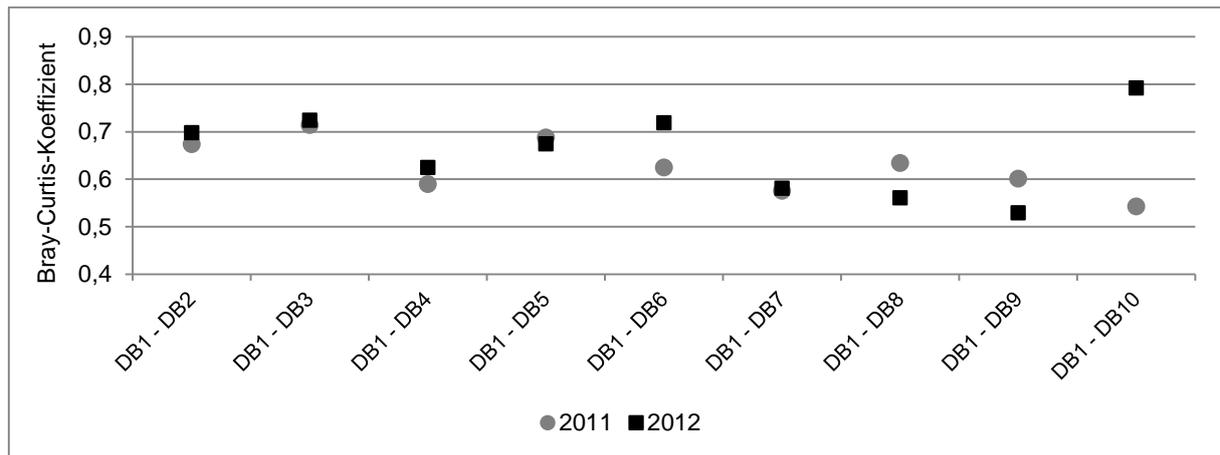


Abbildung 36: Bray-Curtis-Koeffizient der Probestellen des Durbachs flussab im Vergleich zum Strahlursprung DB1 („Referenz“) für die Untersuchungsjahre 2011 und 2012

### **Fazit**

Lediglich im ersten Untersuchungsjahr zeigt das Modul „Allgemeine Degradation“ nach ca. 800 m Entfernung vom Strahlursprung (bis DB5) eine Zustandsverschlechterung von „gut“ auf „mäßig“. Im Gegensatz dazu zeigen die Einzelmetrics ein heterogenes Bild. Im zweiten Untersuchungsjahr können anhand dieser Metrics sogar mit zunehmender Entfernung von DB1 bessere Werte nachgewiesen werden. Dasselbe zeigen die Ähnlichkeits-Indices. Diese weisen 2011 eine leichte Abnahme nach DB5 auf, im zweiten Untersuchungsjahr ist dies nicht erkennbar. Demnach kann beim Durbach keine eindeutige Abnahme der Strahlwirkung ermittelt werden. Die eingangs formulierte Hypothese kann somit nicht bestätigt werden.

### **7.3.2 Neugraben**

Der Shannon-Index und die Evenness deuten mit zunehmender Entfernung von der Referenz-Probestelle DB17 des Neugrabens flussab auf eine Abnahme der Diversität hin (Abbildung 24). Eine Abnahme der in den Probestellen vorkommenden Taxa kann in beiden Untersuchungsjahren festgestellt werden, wobei aber die Probestelle NG1 jeweils mehr Taxa beherbergt als die Referenzstelle DB17. Dies sind im ersten Jahr 36 zu 50 Taxa, im zweiten Jahr 40 zu 41. Danach nehmen die Zahlen stark ab. Dasselbe gilt für die Anzahl der „positiven Taxa“; auch diese nehmen im Längsverlauf ab. Betrachtet man die einzelnen Metrics des Moduls „Allgemeine Degradation“ (Tabelle 10 und Tabelle 11) wird erkennbar, dass sich insbesondere die Werte des Rheoindex und der EPT-Fauna mit zunehmender Entfernung von DB17 verschlechtern. Der Deutsche Fauna-Index und die Hyporhithral-Besiedler zeigen bei der letzten Probestelle NG4 ein schlechtes Ergebnis, die vorangehenden Probestellen weisen entweder eine im Längsverlauf gleichbleibende (z. B. Deutscher Fauna-Index 2012: DB17 bis NG3 „gut“ oder Hyporhithral-Besiedler 2013: NG1 bis NG3 „mäßig“) oder eine durchmischte Bewertung (z. B. Hyporhithral-Besiedler 2012: DB17 und NG1 „mäßig“, NG2 und NG4 „unbefriedigend“, NG3 „gut“) auf.

Ein Vergleich der Ähnlichkeit nach Jaccard zeigt, dass die Faunenähnlichkeiten der Probestellen im renaturierten Neugraben NG1 bis NG4 mit zunehmender Entfernung zur Referenzstelle DB17 immer geringer werden (Abbildung 27). Die Dominanzverhältnisse nach Renkonen

(Tabelle A 9) zeigen im ersten Untersuchungsjahr ein diffuses Ergebnis, sodass keine klare Abnahme der Dominanz erkennbar ist. Im Jahr 2012 zeigen sich stabile Verhältnisse, ausgehend von DB17 bis inklusive NG3 (Tabelle A 10).

Der Bray-Curtis-Koeffizient bildet ebenfalls eine Abnahme mit zunehmender Entfernung von der Referenzprobestelle DB17 hinsichtlich der Abundanzen der vorkommenden Arten ab (Abbildung 37). DB17 und NG1 sind sich mit Werten von 0,65 und 0,56 noch relativ ähnlich. Bis zur letzten Probestelle NG4 hat die Ähnlichkeit auf 0,15 bzw. 0,02 abgenommen.

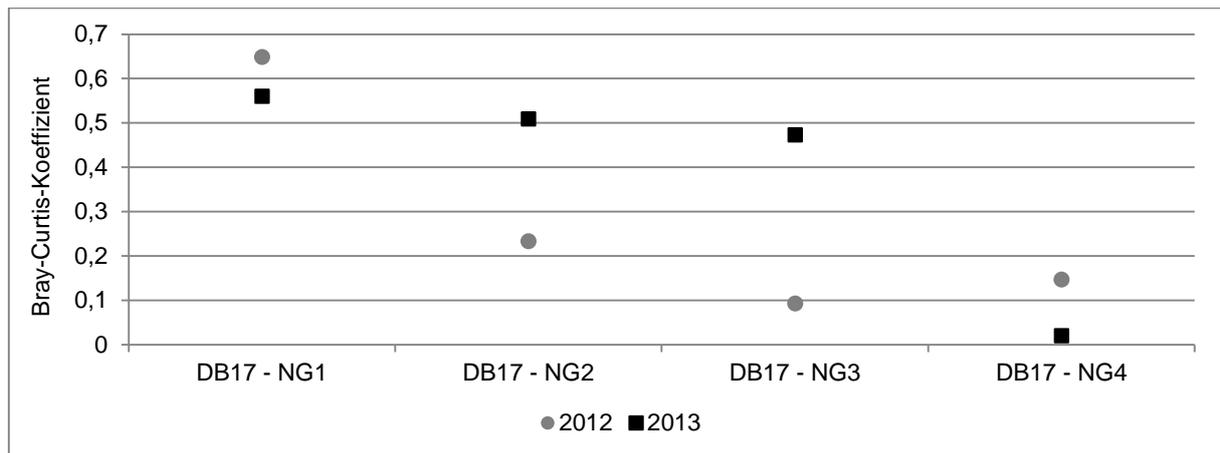


Abbildung 37: Bray-Curtis-Koeffizient der Probestellen des Neugrabens flussab im Vergleich zum Strahlursprung DB17 („Referenz“) für die Untersuchungsjahre 2011 und 2012

## **Fazit**

Im Neugraben kann im Längsverlauf, ausgehend von der Probestelle DB17 bis zu Probestelle NG4, eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes anhand der ökologischen Indices und der biologischen Metrics erkannt werden. Diese tritt somit nach ca. 800 m eindeutig ein. Bis dahin sind Schwankungen zwischen den Probestellen festzustellen. Innerhalb des Neugrabens kann daher von einer Abnahme bzw. einem Abbrechen der Strahlwirkung ausgegangen werden. Die für diese Fragestellung aufgestellte Hypothese kann für den Neugraben bestätigt werden.

### **7.3.3 Sasbach**

In beiden Untersuchungsjahren unterliegt die Diversität nach Shannon Schwankungen im Längsverlauf des Sasbachs. Es ist aber mit zunehmender Entfernung von der Referenz-Probestelle SB8 keine eindeutige Abnahme des Shannon-Index und der Evenness erkennbar (Abbildung 29). 2011 konnten in den renaturierten Abschnitten jeweils mehr als 30 Taxa identifiziert werden, in den Abschnitten der Probestellen SB11 bis SB19 konnte diese Taxahäufigkeit nicht mehr gefunden werden. Hier waren es zwischen 15 und 28 Taxa. Es lässt sich jedoch keine kontinuierliche Abnahme der Taxazahlen feststellen. Im zweiten Untersuchungsjahr wurden – wie auch im renaturierten Bereich – in der ausgebauten Gewässerstrecke an mehreren Probestellen mehr als 40 Taxa gezählt. Die Anzahlen der „positiven Taxa“ sind 2011 in der ausgebauten Fließstrecke durchwegs sehr gering, 2012 bleiben diese Zahlen auf etwa dem Niveau des Strahlursprungs. Die für den Gewässertyp 5 entscheidenden Metrics nach

PERLODES (Tabelle 12) zeigen im Jahr 2011 keine bedeutenden Schwankungen im Längsverlauf. Der Deutsche Fauna-Index weist Werte zwischen 0,29 (SB14) und -0,61 (SB16) auf. Die Werte der Hyporhithral-Besiedler liegen zwischen 20,53 (SB10) und 25,58 (SB18), die des Rheoindex zwischen 0,48 (SB11) und 0,79 (SB13). Die EPT-Fauna bewegt sich zwischen 7,32 (SB11) und 39,13 (SB13). Die Ergebnisse zeigen somit keinen Trend zur Verschlechterung mit zunehmender Entfernung der renaturierten Probestellen, sondern schwanken von Probestelle zu Probestelle in einer unbedeutenden Breite. Für die Ergebnisse des Untersuchungsjahrs 2012 (Tabelle 13) kann dieselbe Aussage getroffen werden wie im vorangegangenen Jahr.

Abbildung 33 stellt die Ähnlichkeiten nach Jaccard der ausgebauten Probestellen zur Referenzstelle SB8 dar. Eine eindeutige Abnahme der Ähnlichkeit ist mit zunehmender Entfernung nicht festzustellen. Im ersten Untersuchungsjahr ist die Fauna der ausgebauten Probestellen hinsichtlich ihrer Dominanzverhältnisse nach Renkonen der Probestelle SB8 sehr ähnlich (Anhang Tabelle A 11). Diese Werte liegen größtenteils über 80,0 %. 2012 sind sie etwas niedriger; sie schwanken zwischen 50,0 und 70,0 %-iger Ähnlichkeit (Anhang Tabelle A 12). In beiden Jahren ist keine Abnahme der Dominanzverhältnisse im Längsverlauf zu erkennen.

Die Faunenähnlichkeiten der ausgebauten Probestellen hinsichtlich der vorkommenden Individuen (Bray-Curtis-Koeffizient, Abbildung 38), verglichen mit der Referenz SB8, schwanken stark in 2011 und es ist keine Abnahme im Längsverlauf erkennbar. 2012 liegt für Probestelle SB13 der Ähnlichkeitswert zu SB8 bei nur 0,35, bei SB18 aber bei 0,78.

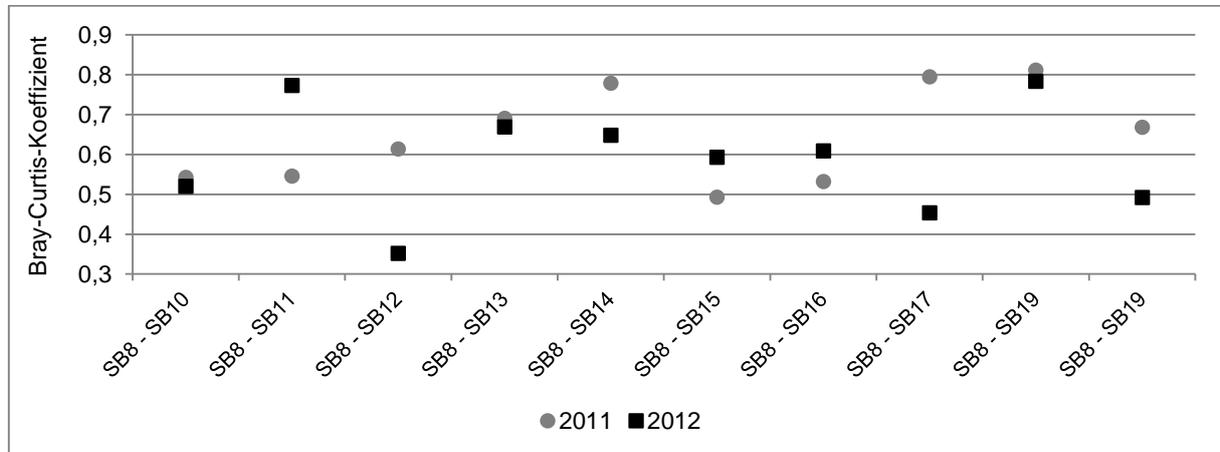


Abbildung 38: Bray-Curtis-Koeffizient der Probestellen des Sasbachs flussab im Vergleich zum Strahlursprung SB8 („Referenz“) für die Untersuchungsjahre 2011 und 2012

**Fazit**

Weder die Diversität, die Zahl der vorkommenden Taxa, die Abundanz, die Dominanzverhältnisse noch die biologischen Metrics deuten auf eine eindeutige Abnahme im insgesamt 2.000 m langen untersuchten Längsverlauf des Sasbachs hin. Es sind lediglich Schwankungen innerhalb dieses Gewässerabschnittes feststellbar. Demnach reicht die Strahlwirkung über den gesamten Längsverlauf des untersuchten Sasbachs. Unter Berücksichtigung des unbefriedigenden Zustandes des Sasbachs kann die eingangs aufgestellte Hypothese nicht bestätigt werden.

## 7.4 Diskussion

Die Besiedlung bzw. die Wanderung des Makrozoobenthos in Fließgewässern geschieht über aktive oder passive Mechanismen wie z. B. Drift, Aufwärtswanderung, Wanderungen aus dem Substrat oder von den Ufern sowie Kolonisation über die Luft (z. B. JUNGWIRTH et al. 2003). Hierbei wird der Verdriftung, und somit der flussabwärts gerichteten Wanderung, mit Abstand die größte Bedeutung zugesprochen (ELLIOT 1967, TOWNSEND & HILDREW 1976). Der Anteil der Abwärtswanderung bei der Besiedlung wird mit 10 % oder noch weniger (BISHOP & HYNES 1969, BRUSVEN 1970) bzw. 20 % (WILLIAMS & HYNES 1976) angegeben. Durch Kompensationsflug haben sich Libellenarten, wie die Grüne Keiljungfer (*Ophiogomphus cecilia*) und die Zweigestreifte Quelljungfer (*Cordulegaster boltonii*), an der Ise nach einer Renaturierung vom Unterlauf flussauf in den Mittellauf ausgebreitet (LUCKER 2006, LUCKER 2008). Somit kommt auch dem nicht-aquatischen Strahlweg eine Bedeutung zu, sprich die Ausbreitung von flugfähigen Fließgewässertieren sowie der Phoresie (SOMMERHÄUSER & HURCK 2008). Generell ist aber die flussab gerichtete Strahlwirkung von größerer Bedeutung. Die Fortbewegung des Benthos mittels der freien Welle kann entweder „unfreiwillig“, zum Beispiel bei einem Hochwasser, geschehen oder „bewusst“ erfolgen, um in ein anderes Habitat zu gelangen. Hierbei bestimmt der Organismus gezielt die Länge und Richtung des Transportvorganges (JUNGWIRTH et al. 2003). Auch KAIL (2009) geht davon aus, dass mit einer signifikanten Strahlwirkung beim Makrozoobenthos aufgrund der Migrationsleistung nur in Fließrichtung gerechnet werden kann und somit auf der passiven Drift beruht. Das Makrozoobenthos benötigt hiermit lediglich einen durchgängigen Strahlweg, um Strahlursprünge miteinander zu vernetzen.

Wie bereits erwähnt, liegen einige wenige Untersuchungen vor, die die ökologische Reichweite eines naturnahen oder renaturierten Gewässerabschnittes auf eine anschließende Gewässerstrecke im Sinne der Strahlwirkung zum Thema haben (RRP 1999, KOENZEN et al. 2009, SCHATTMANN 2008, KAIL 2009, KAIL & HALLE 2009, KAIL & HERING 2009, DAHM et al. 2014). Einige davon leiten Werte dazu aus Makrozoobenthosdaten einzelner Fließgewässer ab, andere machen dies mit Hilfe eines großen Datensatzes aus mehreren hundert Messstellen. DAHM et al. (2014) gehen aufgrund von Berechnungen mit einem Datensatz von 570 Messstellen in Mittelgebirgsbächen mehrerer Bundesländer davon aus, dass zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes ein „Kernlebensraum“ (Strahlursprung) eine Länge von 500-1.000 m haben muss und die Reichweite der „Fernwirkung“ (Strahlwirkung) dabei unter 500 m liegt. Dieses Ergebnis gilt für Gewässerstrecken mit verhältnismäßig schlechter hydro-morphologischer Qualität (GSG > 5). Es wird nicht zwischen Durchgangs- und Aufwertungsstrahlweg unterschieden. KAIL & HERING (2009) zeigen in ihrer Studie auf, dass naturnahe Gewässerläufe oberhalb einer aufwertbaren Probestelle einen positiven, ausgebauten Gewässerstrecken einen negativen Einfluss auf den ökologischen Zustand einer Probestelle haben. Ein signifikanter Einfluss der Habitatqualität der angrenzenden Gewässerstrecken im Oberlauf konnte bis zu einer Entfernung von 2.500 m festgestellt werden. Dieses Ergebnis deckt sich auch mit der durch eine Expertenbefragung des DRL (2008) ermittelten Länge des Strahlweges von 3.000 m für den FGT 5. KOENZEN et al. (2009) gehen wiederum von einer maximalen Reichweite von 3.500 m bei einer Mindestlänge des Strahlursprungs von 500-700 m aus (GSG > 4). Diese Werte beziehen sich allesamt auf den guten ökologischen Zustand, der, wie

in Kapitel 6 dargestellt, bei den in den untersuchten Gewässern der vorliegenden Studie als Strahlursprünge ausgewählten Probestellen, mit Ausnahme des Durbachs in 2011, nicht erreicht wird. Dennoch kann bewertet werden, ob sich die Makrozoobenthos-Fauna im Längsverlauf eines ausgebauten Fließgewässers flussab im Vergleich zu den naturnahen Abschnitten verändert. Die ermittelten Reichweiten der Strahlwirkung anderer Studien werden als Diskussionsgrundlage genutzt, obwohl davon ausgegangen werden kann, dass sich die Ergebnisse beim Vorhandensein einer artenreichen, gewässertypischen Makrozoobenthos-Fauna im Strahlursprung eindeutiger darstellen würden.

Der Strahlursprung des Durbachs (DB1) weist eine Gesamtlänge von rund 600 m auf. Aufgrund der Annahmen der LANUV NRW (2011) bzw. nach DAHM et al. (2014) wäre davon auszugehen, dass die Strahlwirkung maximal der Länge des Strahlursprungs bzw. 500 m entspricht. Das Modul „Allgemeine Degradation“ des ersten Untersuchungsjahres zeigt bis einschließlich DB5 einen guten ökologischen Zustand, danach nur noch einen mäßigen. Aufgrund dieses Ergebnisses könnte von einer Reichweite von ca. 800 m gesprochen werden. Wie aber die Ergebnisse der Einzelmetrics von 2011 sowie auch sämtliche Auswertungen von 2012 deutlich machen, kann nicht von einer eindeutigen Abnahme des ökologischen Zustandes, ausgehend von der Referenzstelle, gesprochen werden. Es sind Schwankungen zwischen den Probestellen erkennbar, im zweiten Untersuchungsjahr nehmen Einzelmetrics mit weiterer Entfernung von DB1 sogar bessere Werte an. Somit ist eine Strahlwirkung über 1.500 m erkennbar. Ein ähnliches Ergebnis brachte die Untersuchung vom RRP (1999). Hier wurde eine Renaturierung eines Gewässerabschnittes sowie drei flussab liegende Probestellen im Abstand von 300 m, 750 m und 1.200 m von dieser Gewässerstrecke vor und nach der ökologischen Umgestaltung betrachtet. Vor der Renaturierung wiesen alle Probestellen die gleiche Anzahl an Arten auf, wenige Monate nach der Umgestaltungsmaßnahme konnten in den renaturierten Probestellen deutlich mehr Arten gefunden werden als in den ausgebauten, wobei die Artenzahlen mit zunehmender Entfernung abnahmen. Ein Jahr bzw. eineinhalb Jahre nach der Umgestaltung hatten sich die Artenzahlen in den ausgebauten Probestellen den der umgestalteten wieder angenähert, wobei hier die Entfernung der Probestellen keine Rolle mehr spielt. Bei der 1.200 m entfernten Probestelle konnten sogar mehr bzw. annähernd so viele Arten gefunden werden wie in der Renaturierungsstrecke.

Da beim Durbach im Anschluss an die ausgebauten Strecke die Renaturierung anschließt, konnte die Länge der Strahlwirkung hier nicht weiter quantifiziert werden. Im Übrigen könnte die sich flussab befindliche Renaturierung theoretisch einen Einfluss auf die flussauf liegende ausgebauten Gewässerstrecke ausüben. DAHM et al. (2014) konnten für Mittelgebirgsbäche flussauf eine positive Strahlwirkung von bis zu 500 m Reichweite ermitteln. Die Ergebnisse in Kapitel 6.3.1 zeigen jedoch, dass die renaturierten Probestellen, insbesondere DB11, schlechtere bzw. gleiche ökologische Werte erreichen wie die ausgebauten. Diese Probestelle wird aber von den Organismen flussab überwunden, da DB12 wieder zahlreicher besiedelt ist.

Der Strahlursprung des Sasbachs, in dem die Probestellen SB8 und SB9 liegen, hat insgesamt eine Länge von ca. 450 m. Die vorherrschende Struktur des ausgebauten Sasbachs lässt auf einen „Durchgangsstrahlweg“ schließen. Nach oben beschriebener Hypothese kann somit von einer Reichweite der Strahlwirkung ausgegangen werden, die maximal der Länge des Strahlursprungs entspricht. Somit wäre zu erwarten, dass ab SB12 eine Verschlechterung der

untersuchten Indices und Metrics auftritt. Die Ergebnisse zeigen jedoch, dass sich keine bemerkbaren Änderungen in der Makrozoobenthos-Fauna der ausgebauten Gewässerstrecke feststellen lassen. Meist schwanken die Werte der Probestellen im Längsverlauf. Hierbei ist aber festzuhalten, dass das Makrozoobenthosvorkommen im Sasbach generell als „mäßig“ bis „unbefriedigend“ zu bezeichnen ist. Werden jedoch im Besonderen die Anzahl der im Strahlweg vorkommenden Taxa mit hohen Habitatansprüche („positiv Taxa“) betrachtet, so zeigt sich, dass selbst in weit entfernten Probestellen solche Taxa mit ähnlicher Anzahl vorkommen wie im Strahlursprung. Dies legt die Vermutung nahe, dass diese Organismen selbst im Strahlweg ein Habitat finden, das ihren Ansprüchen entspricht.

Ein anderes Bild zeigt der Neugraben. Da die Probestellen DB16 und DB17 sich am Ende des durch den Wald verlaufenden Durbachs befinden, kann insgesamt eine Fließstrecke von über 700 m Länge als Strahlursprung angesehen werden. Aufgrund der Morphologie des Neugrabens kann hier von einem „Aufwertungsstrahlweg“ gesprochen werden. Daraus lässt sich die Länge des Strahlursprunges als maximale Länge der Strahlwirkung festlegen. Die benthische Fauna verändert sich nach rund 800 m merklich. Somit trifft beim Neugraben die Hypothese (nach LANUV NRW 2011) annähernd zu, dass die Reichweite der Strahlwirkung maximal der Länge des Strahlursprunges entspricht. Im Gegensatz dazu gehen DAHM et al. (2014) von der Annahme aus, dass bei Gewässerabschnitten mit besserer hydromorphologischer Qualität (GSG 4 und 5) die Reichweite der Strahlwirkung deutlich höher ausfallen sollte als bei einer Gewässerstrukturgüte von schlechter als 5. Dies kann beim Fallbeispiel des Neugrabens nicht bestätigt werden, da die Strahlwirkung hier trotz einer Gewässerstrukturgüte von 3 bzw. 4 nach ca. 800 m abbricht. An dieser Stelle muss aber angeführt werden, dass, trotz des recht eindeutigen Ergebnisses, mindestens eine weitere Probestelle nach NG4 hätte beprobt werden sollen, um das Abbrechen der Strahlwirkung eindeutig zu bestätigen.

Die weitverbreitete Annahme, dass die Biodiversität in ausgebauten Bachläufen grundsätzlich zurückgeht, kann nicht bestätigt werden. Die Resultate des Durbachs und Sasbachs (GSG > 5) zeigen, dass die Makrozoobenthos-Zusammensetzung im Längsverlauf zwar schwankt, aber im Verhältnis gleich bleibt bzw. nicht abnimmt. Daraus lässt sich schließen, dass die benthischen Organismen Lebensbedingungen vorfinden, die es ihnen ermöglicht sich im ausgebauten Bachlauf anzusiedeln oder zumindest zeitweise aufzuhalten. Daraus kann geschlossen werden, dass nicht die Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte ausschlaggebend ist, sondern ein bzw. mehrere Hauptparameter, die eine bessere Bewertung erreichen. Diesen wird in Kapitel 8 im Detail nachgegangen.



## 8 Einfluss der lokalen Gewässerstruktur auf die Makrozoobenthos-Fauna

### 8.1 Problemstellung

Die Zusammensetzung der benthischen Fließgewässerfauna wird, neben biotischen, von verschiedenen abiotischen Umweltfaktoren wie Hydromorphologie, Abflussregime, Wasser-Land-Vernetzung und Gewässergüte beeinflusst (BORCHARDT 2000, VÖLKER 2008), die auf unterschiedlichen räumlichen Skalen – vom gesamten Fließgewässersystem bis hin zu Mikrohabitaten – im aquatischen Lebensraum betrachtet werden können (MALMQVIST 2002). In mehreren Studien wurden verschiedene Einflussfaktoren auf das Makrozoobenthos auf unterschiedlichen Ebenen untersucht. Eine Auflistung entsprechender Literatur findet sich zum Beispiel bei GROLL (2011). Der Hydromorphologie des Gewässers wird hierbei eine bedeutende Rolle zugesprochen (WAGNER & ARLE 2007). Einige wenige Studien (z. B. VÖLKER & BORCHARDT 2007, VÖLKER 2008) untersuchten hierzu die Besiedlung von benthischen Invertebraten-Biozönosen in Abhängigkeit von der Hydromorphologie. Anhand von 409 Datensätzen (Taxalisten) aus Hessen der FGT 5 und 5.1 (grobmaterialreiche bzw. feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche, nach POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004) kamen diese Studien zum Ergebnis, dass die Hauptparameter „Sohlenstruktur“ und „Längsprofil“ (nach LAWA 2000) signifikant mit biologischen Attributen des Makrozoobenthos, welche die taxonomische Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaften, deren funktionale Eigenschaften und daraus abgeleitete Charakteristiken beschreiben, korrelieren. Es wurden auch sieben Struktur-Einzelparame-ter („Strömungsdiversität“, „Tiefenvarianz“, „Breitenvarianz“, „Querbänke“, „Laufkrümmung“, „Besondere Sohlenstrukturen“) identifiziert, die einen signifikanten Einfluss auf das Makrozoobenthos ausüben. Hierbei richtete sich das Augenmerk jedoch nicht bewusst auf Gewässer in denen eine Strahlwirkung vorhanden war. Anhand der in der vorliegenden Studie erhobenen Struktur- und Einzelparame-ter (Kapitel 4.2) und speziell im Hinblick auf die Frage nach der Strahlwirkung, die durch Makrozoobenthos-Proben ermittelt wurde, soll herausgefunden werden, welche Haupt- und Einzelparame-ter die Makrozoobenthos-Besiedlung besonders beeinflussen und somit entscheidend für das Zustandekommen einer Strahlwirkung im Gewässer sind (Test der *Hypothese 3*, vgl. Kapitel 2.2).

Der hierbei identifizierte Struktur-Hauptparameter soll in weiterer Folge dahingehend detaillierter betrachtet werden, ob anhand von Taxazahlen und Diversität eine Strahlwirkung im Strahlweg erkennbar ist.

### 8.2 Datenauswertung

Um diejenigen hydromorphologischen Parameter, die für das Vorkommen und die Zusammensetzung des Makrozoobenthos ausschlaggebend sind, zu identifizieren, wurden die Gewässerstrukturparameter „Laufentwicklung“, „Längsprofil“, „Sohlenstruktur“, „Querprofil“, „Uferstruktur“ und „Gewässerumfeld“, sowie deren Struktur-Einzelparame-ter (vgl. Kapitel 4.2) mit biologischen Attributen in Zusammenhang gebracht. Mit einer Korrelationsanalyse wurde

ermittelt, ob ein stochastischer Zusammenhang zwischen den Gewässerstrukturparametern und den biologischen Attributen existiert und wie stark dieser ist.

Die Auswahl der biologischen Attribute erfolgte in Anlehnung an die Arbeiten von VÖLKER & BORCHARDT (2007) und VÖLKER (2008), die sich u. a. an den Metrics des Bewertungsverfahrens PERLODES sowie den Begriffsbestimmungen für die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos (taxonomische Zusammensetzung, Abundanz, Anteil störungsempfindlicher Taxa, Diversität und funktionale Zusammensetzung) der EG-WRRL (Anhang V; EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN 2000) orientierten. Tabelle 14 zeigt eine Übersicht der ausgewählten biologischen Attribute.

Tabelle 14: Ausgewählte biologische Attribute

Biologische Gruppen	Biologische Attribute	Einheit
Artenzahlen und Diversität	Taxazahl	-
	Abundanz	[Individuen/m <sup>2</sup> ]
	Diversität (nach Shannon)	-
	Deutscher Fauna-Index Typ 5	-
Taxonomische Zusammensetzung	Ephemeroptera	Taxazahl
	Plecoptera	Taxazahl
	Trichoptera	Taxazahl
Taxonomische Gruppen	EPT	Prozentualer Anteil der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera in Häufigkeitsklassen
	EPTCBO	Artenanzahl von EPT + Coleopteren, Bivalvia und Odonaten
Präferenzregion	Epirhithral-Besiedler	[%] (bewertete Taxa = 100 %)
	Metarhithral-Besiedler	[%] (bewertete Taxa = 100 %)
	Hyporhithral-Besiedler	[%] (bewertete Taxa = 100 %)
Strömungspräferenz	Rheoindex (nach Banning)	[HK]
	Rheophil	[%]
	Rheophil-Limnophil	[%]
	Rheobiont	[%]
	Indifferent	[%]
Habitatpräferenz	Pelal	[%] (bewertete Taxa = 100 %)
	Psammal	[%] (bewertete Taxa = 100 %)
	Akal	[%] (bewertete Taxa = 100 %)
	Lithal	[%] (bewertete Taxa = 100 %)
	Phythal	[%] (bewertete Taxa = 100 %)

Für die Analyse des Durbachs und Sasbachs wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman  $\rho$  (rho) verwendet, der auch für ordinalskalierte Daten genutzt werden kann (SACHS 1993, LEYER & WESCHE 2007). Für die Korrelationsanalyse des Neugrabens wurde der nahe verwandte Korrelationskoeffizient Kendall's  $\tau$  (tau) herangezogen. Ersterer berücksichtigt die Differenzen zwischen den Rangplätzen, was bei Kendall's tau nicht der Fall ist. Dieser nutzt den Unterschied der Ränge. Kendall's tau erweist sich als hilfreich, wenn nur wenige Stichproben vorhanden sind (FAHRMEIR et al. 2012), wie es beim Neugraben der Fall ist. Diese Korrelationskoeffizienten können ähnlich wie der Maßkorrelationskoeffizient  $r$  nach Pearson interpretiert werden, dessen Werte zwischen 1 (perfekt positiv korreliert) und -1 (perfekt negativ

korreliert) starke (zwischen 0,7 und 1 bzw. -0,7 und -1) und schwache (zwischen 0,3 und 0,7 bzw. -0,3 und -0,7) Zusammenhänge anzeigen (LEYER & WESCHE 2007). Korrelationen auf einem Signifikanzniveau von unter 0,01 (\*\*) bzw. 0,05 (\*) wurden in den Tabellen (siehe z. B. Tabelle 15) entsprechend markiert. Die Korrelationsanalysen wurden für jeden Bach einzeln durchgeführt, die Daten der beiden Jahre jedoch zusammengelegt, weil die externen Bedingungen (z. B. ein bzw. kein kürzlich stattgefundenes Hochwasser) jeweils gleich waren, die sich auf die Messergebnisse ausgewirkt hätten. Für die biologischen Attribute der Präferenzregion, Strömungspräferenz und Habitatpräferenz des Makrozoobenthos wurden für die Auswertung des jeweiligen Baches nur jene Einzelpräferenztypen verwendet, die im Mittel mit mehr als 10 % an der Gesamtzusammensetzung beteiligt waren. In einem weiteren Schritt wurden aus den Ergebnissen der Korrelationsanalyse Rangzahlen gebildet. Der höchste Wert innerhalb eines biologischen Attributs wurde demnach mit „1“ bewertet, der zweithöchste mit „2“, usw. Über die den verschiedenen Strukturparametern zugewiesenen Ränge wurden eine Rangplatzsumme sowie der mittlere Rangplatz errechnet. Niedrige Rangzahlen bedeuten demnach hohe Korrelationskoeffizienten der biologischen Attribute zu den Strukturparametern. Hohe Rangzahlen hingegen implizieren einen geringeren Einfluss der Strukturparameter auf die biologischen Attribute. Dasselbe wurde mit den Einzelparametern (nur Wertparameter, vgl. Kapitel 4.2) durchgeführt. Die Schadparameter „Querbauwerke“, „Rückstau“, „Verrohrungen“, „Durchlässe“, „Sohlenverbau“, „Uferverbau“, „Flächennutzung“ und „sonstige Umfeldstrukturen“ wurden bei der Berechnung nicht berücksichtigt, da die Fragestellung dahingehend gerichtet ist, welche Parameter eine positive Wechselwirkung mit dem Makrozoobenthos eingehen. Dementsprechend ist davon auszugehen, dass die genannten Parameter nicht relevant sind. Der Parameter „Sohlensubstrat“ ging nur in die Gewässerstrukturgüte-Bewertung ein, wenn das Sohlensubstrat unnatürlicher Herkunft ist (Schlick/Schlamm, Ton/Lehm, Sand). Dieser Parameter wurde deshalb nur bei jenen Bächen, wo er auch in der Gesamtstrukturgüte-Bewertung zur Anwendung kam, bei der Auswertung als binärer Code berücksichtigt.

Zusätzlich wurde der nicht-parametrische Test nach Friedman (Rangvarianzanalyse) durchgeführt, der die Rangsummen auf signifikante Unterschiede prüft, sowie Kendall's Konkordanzkoeffizient  $W$  errechnet, der den Grad der Übereinstimmung zwischen der Vergabe der Rangzahlen der Strukturparameter misst. Kendall- $W$  liegt im Bereich von 0 (keine Übereinstimmung) bis 1 (vollständige Übereinstimmung) (BORTZ et al. 2008).

Die einzelnen Strukturgüteklassen jener Parameter, die durch die oben beschriebene Analyse als bedeutend für das Makrozoobenthos eingestuft wurden, wurden anhand ausgesuchter biologischer Attribute (Taxazahl und Diversität) einander in Form von Boxplots gegenübergestellt. Dadurch wurde im speziellen der Einfluss des ausgewählten Parameters auf ausgebaute Gewässerabschnitte aufgezeigt und mit den naturnahen bzw. renaturierten verglichen.

Zur Durchführung der Korrelationsanalyse, der Berechnung der Rangplätze, der nicht-parametrischen Tests sowie der Boxplots wurde das Statistikprogramm IBM SPSS STATISTICS 22 und das Tabellenverarbeitungsprogramm Excel 2010 (Microsoft) verwendet.

## 8.3 Ergebnisse

### 8.3.1 Durbach

Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse der Hauptparameter des Durbachs sind in Tabelle 15 ersichtlich. Alle Hauptparameter korrelieren mit mindestens vier biologischen Attributen auf signifikantem Niveau. Die signifikanten Korrelationskoeffizienten liegen zwischen  $\rho = 0,351$  und  $\rho = 0,6$ . Der Parameter „Sohlenstruktur“ zeigt hierbei am meisten signifikante Korrelationen (8) auf. Dieser ( $\rho_{\max} = 0,6$ ) sowie der Parameter „Gewässerumfeld“ ( $\rho_{\max} = -0,536$ ) erreichen dabei auf einem Signifikanzniveau  $p < 0,01$  die höchste Anzahl an Korrelationen mit biologischen Attributen.

Tabelle 15: Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Spearman rho) zwischen den Hauptparametern der Gewässerstruktur und den ausgewählten biologischen Attributen des Durbachs ( $n = 34$ ,  $p < 0,01^{**}$ ,  $p < 0,05^*$ )

Biologische Gruppen	Biologische Attribute	Laufentwicklung	Längsprofil	Querprofil	Sohlenstruktur	Uferstruktur	Gewässerumfeld
Artenzahlen und Diversität	Taxazahl	-,235	-,262	-,193	-,327	-,261	-,180
	Abundanz	,331	,338	,374*	,376*	,325	,415*
	Diversität	-,528**	-,511**	-,497**	-,600**	-,470**	-,536**
Taxonomische Zusammensetzung	Ephemeroptera	-,455**	-,438**	-,283	-,478**	-,429*	-,280
	Plecoptera	-,038	-,037	,083	-,044	,006	-,132
	Trichoptera	,018	,026	,031	-,047	,004	,206
Taxonomische Gruppen	EPT	,032	,004	,035	,083	,008	,200
	EPTCBO	-,177	-,187	-,183	-,268	-,192	,008
Präferenzregion	Epirhithral	-,315	-,297	-,246	-,393*	-,275	-,388*
	Hyporhithral	-,300	-,306	-,238	-,416*	-,285	-,290
	Metarhithral	-,383*	-,389*	-,333	-,464**	-,351*	-,378*
Strömungspräferenz	Rheoindex	-,009	-,005	,100	,019	,042	-,147
	Rheophil	-,227	-,233	-,097	-,338	-,209	-,152
	Indifferent	,475**	,464**	,442**	,567**	,426*	,484**
Habitatpräferenz	Pelal	,434*	,433*	,399*	,526**	,391*	,433*
	Lithal	-,207	-,218	-,140	-,299	-,206	-,241
	Phytal	,139	,120	,246	,103	,106	,174

Die biologischen Attribute „Diversität“, die Strömungspräferenz „Indifferent“ und der Substrattyp „Pelal“ korrelieren mit allen Hauptparametern der Gewässerstruktur auf einem signifikanten Niveau, während die Korrelationen mit den übrigen Attributen der Strömungs- und Habitatpräferenzen sowie der taxonomischen Gruppen und Zusammensetzung sehr gering sind.

Tabelle 16 bildet die Rangplatzsummen und die mittleren Rangplätze, errechnet aus den Höhen des Korrelationskoeffizienten der Hauptparameter, ab. Die Parameter mit den höchsten

Rangplätzen sind das „Querprofil“ und die „Uferstruktur“. Mit Abstand die geringste Rangplatzsumme bzw. den niedrigsten mittleren Rangplatz erreicht die „Sohlenstruktur“ und hat somit den größten Einfluss auf das Vorkommen des Makrozoobenthos des Durbachs, gefolgt von den Parametern „Gewässerumfeld“, „Laufentwicklung“ und „Längsprofil“.

Der Grad der Übereinstimmung der Rangplatzfolgen ist mit  $W = 0,33$  schwach ausgeprägt.

Tabelle 16: Rangplätze der Struktur-Hauptparameter basierend auf Korrelationsanalysen mit biologischen Attributen für den Durbach (n = 34)

Struktur-Hauptparameter	Rangplatzsumme	mittlerer Rangplatz
Sohlenstruktur	30,0	1,8
Gewässerumfeld	49,5	2,9
Laufentwicklung	61,0	3,6
Längsprofil	61,5	3,6
Querprofil	73,0	4,3
Uferstruktur	82,0	4,8

Friedman-Test:  $\chi^2 = 28,03$ ;  $df = 5$ ;  $p = 0,00$ ; Kendall-W = 0,33

Die Boxplots in Abbildung 39 (links) zeigen, dass die Sohlenstrukturklassen 5 und 7 („stark verändert“ und „vollständig verändert“, vgl. Kapitel 4.2) im Vergleich zu den besseren Klassen 3 und 4 höhere Taxazahlen aufweisen. Auch beim Vergleich der Diversität (Abbildung 39, rechts) erreicht die Klasse 5 annähernd gleiche Werte wie die Klassen 1 und 3. Der Median der Klasse 7 liegt über dem der Klasse 4.

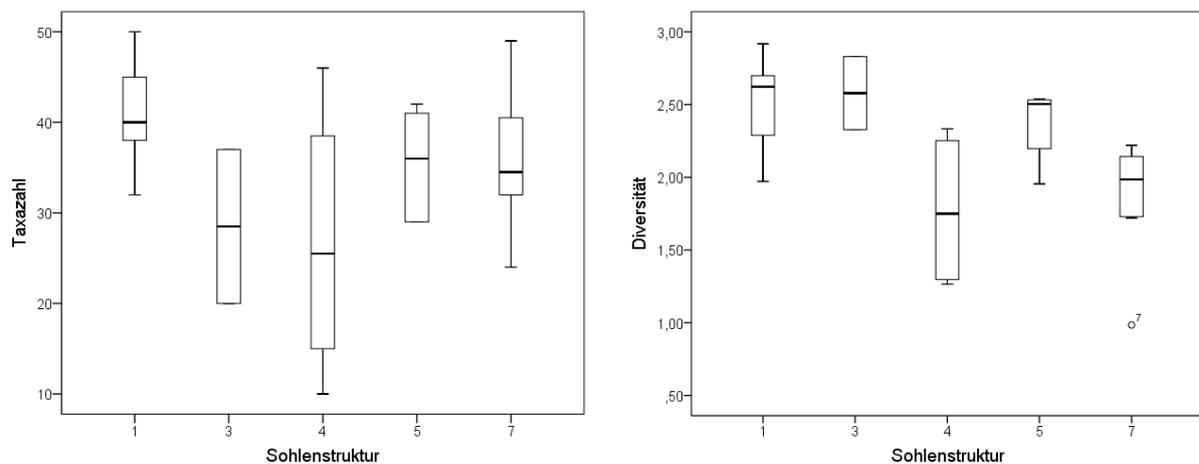


Abbildung 39: Boxplots zu Sohlenstrukturklassen (1-7; Klassen 2 und 6 kommen im Durbach nicht vor) und den ausgewählten biologischen Attributen „Taxazahl“ (links) bzw. „Diversität“ (rechts) des Durbachs

Bei der Analyse der Einzelparameter werden signifikante Korrelationen mit den Attributen „Abundanz“, „Diversität“, „Ephemeroptera“, allen drei Präferenzregionen (Epi-, „Metha-, Hyporhithral), der Strömungspräferenz „Indifferent“ und den Substrattypen „Pelal“ und „Phytal“ erreicht (Tabelle 17).

Tabelle 17: Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Spearman rho) zwischen den Einzelparametern der Gewässerstruktur und den ausgewählten biologischen Attributen des Durbachs (n = 34, p < 0,01\*\*, p < 0,05\*)

Biologische Gruppen	Laufentwicklung			Längsprofil			Querprofil			Sohlenstruktur			Uferstruktur		Gewässer-umfeld		
	Krümmung	Krümmungserosion	Langsbänke	Bes. Laufstrukturen	Querbänke	Strömungsdiversität	Tiefenvarianz	Profiltyp	Profiltiefe	Breitenerosion	Breitenvarianz	Substratdiversität	Bes. Sohlenstrukturen	Sohlensubstrat		Uferbewuchs	Bes. Uferstrukturen
Artenzahlen und Diversität	Taxazahl	-,244	-,222	-,247	-,219	-,296	-,232	-,234	-,108	-,159	-,199	-,462**	-,256	-,132	-,293	-,271	-,177
	Abundanz	,302	,269	,279	,354*	,308	,247	,381*	,419*	,384*	,369*	,222	,204	,520**	,127	,273	,442*
	Diversität	-,490**	-,394*	-,458**	-,486**	-,440**	-,434*	-,574**	-,477**	-,449**	-,517**	-,653**	-,342*	-,526**	-,426*	-,469**	-,481**
Taxonomische Zusammensetzung	Ephemeroptera	-,478**	-,480**	-,477**	-,380*	-,441**	-,452**	-,404*	-,126	-,267	-,296	-,504**	-,459**	-,269	-,584**	-,482**	-,325
	Plecoptera	-,025	,026	-,026	,025	,026	-,166	-,013	,185	,126	,031	-,305	-,007	-,076	-,265	-,013	-,142
	Trichoptera	,004	-,068	-,020	,020	-,008	,000	,076	,031	,105	,053	-,154	-,036	,146	-,060	-,055	,119
Taxonomische Gruppen	EPT	,011	-,084	-,033	,031	-,032	-,092	,004	,157	,081	,039	,040	-,099	,158	-,082	-,078	,129
	EPTCBO	-,162	-,209	-,179	-,180	-,155	-,216	-,150	-,088	-,111	-,166	-,394*	-,229	-,069	-,201	-,263	-,022
	Epirhithral	-,318	-,183	-,301	-,274	-,279	-,275	-,286	-,190	-,192	-,316	-,520**	-,210	-,257	-,349*	-,272	-,285
Präferenzregion	Hyporhithral	-,286	-,309	-,268	-,282	-,264	-,269	-,276	-,180	-,240	-,243	-,446**	-,222	-,362*	-,303	-,279	-,322
	Metarhithral	-,368*	-,310	-,342*	-,361*	-,328	-,375*	-,336	-,221	-,246	-,410*	-,569**	-,246	-,388*	-,433*	-,370*	-,340*
	Rheoindex	-,048	,045	-,049	,059	-,014	-,037	-,102	-,004	,178	,108	,014	-,152	,003	,072	-,184	,028
Strömungspräferenz	Rheo-Limnophil	-,256	-,322	-,282	-,182	-,253	-,225	-,271	-,031	-,210	-,074	-,390*	-,264	-,158	-,275	-,198	-,228
	Indifferent	,449**	,353*	,416*	,441**	,392*	,408*	,426*	,394*	,384*	,480**	,636**	,318	,520**	,396*	,427*	,443**
Habitatpräferenz	Pelal	,413*	,347*	,385*	,392*	,367*	,389*	,387*	,348*	,354*	,419*	-,374*	,348*	,467**	,359*	,409*	,369*
	Lithal	-,204	-,212	-,205	-,207	-,198	-,210	-,202	-,037	-,108	-,191	-,579**	-,120	-,230	-,318	-,201	-,255
	Phytal	,116	,008	,107	,138	,105	,047	,137	,342*	,222	,220	,058	,072	,158	-,116	,097	,089

Die signifikanten Korrelationskoeffizienten liegen zwischen  $\rho = -0,340$  und  $\rho = 0,653$ . Die „Diversität“ und das „Pelal“ korrelieren als biologische Attribute mit allen Parametern auf signifikantem Niveau. Es zeigen insbesondere die Parameter „Substratdiversität“ (11), „Tiefenvarianz“ (7), „Besondere Laufstrukturen“, „Sohlensubstrat“ und „Uferbewuchs“ (jeweils 6) die häufigsten signifikanten Korrelationen zu unterschiedlichen biologischen Attributen.

Für die Struktur-Einzelparameter wurden ebenfalls Rangplätze errechnet (Tabelle 18). Die „Substratdiversität“ zeigt hierbei mit Abstand den größten Einfluss auf das Vorkommen der Makrozoobenthos-Fauna. „Tiefenvarianz“, „Uferbewuchs“ und „Sohlensubstrat“ erreichen niedrige Rangplätze. Die „Besonderen Sohlenstrukturen“, „Querbänke“ und „Breitenerosion“ weisen die höchsten Rangzahlen auf und stellen somit die geringste Beeinflussung dar. Grad der Übereinstimmung der Rangplatzfolgen ist mit  $W = 0,022$  sehr schwach ausgeprägt.

Tabelle 18: Rangplätze der Struktur-Einzelparameter basierend auf Korrelationsanalysen mit biologischen Attributen für den Durbach ( $n = 34$ )

Struktur-Einzelparameter	Rangplatzsumme	mittlerer Rangplatz
Substratdiversität	66,0	3,9
Tiefenvarianz	97,0	5,7
Uferbewuchs	110,5	6,5
Sohlensubstrat	118,0	6,9
Gewässerrandstreifen	145,0	8,5
Laufkrümmung	150,0	8,8
Breitenvarianz	153,5	9,0
Bes. Uferstrukturen	153,5	9,0
Bes. Laufstrukturen	154,0	9,1
Strömungsdiversität	158,0	9,3
Längsbänke	158,5	9,3
Krümmungserosion	172,0	10,1
Profiltyp	174,5	10,3
Profiltiefe	187,5	11,0
Breitenerosion	193,5	11,4
Querbänke	198,5	11,7
Bes. Sohlenstrukturen	211,0	12,4

Friedman-Test:  $\chi^2 = 5,896$ ;  $df = 16$ ;  $p = 0,001$ ; Kendall-W = 0,022

## **Fazit**

Entsprechend der eingangs genannten Hypothese kann allen voran die „Sohlenstruktur“ als Struktur-Hauptparameter sowie der darin enthaltene Struktur-Einzelparameter „Substratdiversität“ mit bedeutendem Einfluss auf die benthische Fauna im Durbach genannt werden. Die höchsten Korrelationen zeigen sich hier jeweils mit dem biologischen Attribut „Diversität“. Die Werte der biologischen Attribute „Taxazahl“ und „Diversität“ lassen darauf schließen, dass auch in Abschnitten mit schlechter Sohlenstrukturgüte benthische Organismen ein Habitat vorfinden können, möglicherweise durch Struktur-Einzelparameter wie z. B. einem günstigen Sohlensubstrat. Für das Zustandekommen einer Strahlwirkung im Fließgewässer kann somit die Sohlenstruktur ausschlaggebend sein.

### 8.3.2 Neugraben

Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse zwischen den Struktur-Hauptparametern der Gewässerstruktur und den biologischen Attributen sind in Tabelle 19 abgebildet. Die signifikanten Korrelationskoeffizienten reichen von  $\rho = -0,478$  bis  $\rho = -0,905$ . Es zeigt sich, dass die Parameter „Sohlenstruktur“ (12), „Längsprofil“ (10) und „Uferstruktur“ (10) die meisten signifikanten Korrelationen mit den biologischen Attributen aufweisen. Keine signifikante Korrelation zeigt das „Querprofil“. Bei den biologischen Attributen fallen die „Taxazahl“, „Abundanz“, „Diversität“, „Ephemeroptera“ und „Plecoptera“, „EPT“ und „EPTCOB“, „Epirhithral“, „Rheophil“ und „Lithal“ mit vier bzw. mehr als vier signifikanten Korrelationen auf.

Tabelle 19: Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Kendall-tau) zwischen den Hauptparametern der Gewässerstruktur und den ausgewählten biologischen Attributen des Neugrabens ( $n = 12$ ,  $p < 0,01^{**}$ ,  $p < 0,05^{*}$ )

Biologische Gruppen	Biologische Attribute	Laufentwicklung	Längsprofil	Querprofil	Sohlenstruktur	Uferstruktur	Gewässerumfeld
Artenzahlen und Diversität	Taxazahl	-,559*	-,624**	-,083	-,546*	-,624**	-,469
	Abundanz	-,355	-,478*	,328	-,594*	-,478*	-,391
	Diversität	-,426	-,615**	-,164	-,594*	-,615**	-,426
Taxonomische Zusammensetzung	Ephemeroptera	-,306	-,698**	-,088	-,719**	-,698**	-,535*
	Plecoptera	-,385	-,740**	,000	-,905**	-,740**	-,674*
	Trichoptera	-,770**	-,397	,043	-,373	-,397	-,225
Taxonomische Gruppen	EPT	-,213	-,512*	,123	-,631*	-,512*	-,320
	EPTCBO	-,555*	-,568*	-,021	-,542*	-,568*	-,376
Präferenzregion	Epirhithral	-,355	-,615**	,000	-,668**	-,615**	-,497*
	Hyporhithral	,071	,137	,082	,223	,137	-,036
	Metarhithral	,071	-,410	,123	-,594*	-,410	-,426
Strömungspräferenz	Rheoindex	-,161	-,464	,021	-,542*	-,464	-,269
	Rheophil	-,249	-,478*	,287	-,594*	-,478*	-,284
	Rheo-Limnophil	-,284	,137	,000	,297	,137	,107
	Indifferent	-,036	-,307	,000	-,445	-,307	-,142
Habitatpräferenz	Pelal	,178	-,034	-,041	-,186	-,034	,000
	Psammal	,036	,102	-,246	,111	,102	,107
	Lithal	-,355	-,751**	,000	-,742**	-,751**	-,569*
	Phytal	-,249	,102	,041	,260	,102	,107

Die Rangzahlen verdeutlichen, dass „Sohlenstruktur“, „Längsprofil“ sowie „Uferstruktur“ den größten Einfluss auf die Biologie des Neugrabens haben (Tabelle 20). Der Grad der Übereinstimmung der Rangplatzfolgen ist mit  $W = 0,493$  mittelmäßig ausgeprägt.

Tabelle 20: Rangplätze der sechs Struktur-Hauptparameter basierend auf Korrelationsanalysen mit biologischen Attributen für den Neugraben (n = 12)

Struktur-Hauptparameter	Rangplatzsumme	mittlerer Rangplatz
Sohlenstruktur	32,0	1,7
Längsprofil	51,0	2,7
Uferstruktur	56,0	2,9
Laufentwicklung	79,5	4,2
Gewässerumfeld	80,5	4,2
Querprofil	100,0	5,3

Friedman-Test:  $\chi^2 = 46,873$ ;  $df = 5$ ;  $p = 0,000$ ; Kendall-W = 0,493

Die Verteilungsmuster der Taxazahl und der Diversität, verglichen innerhalb der Sohlenstrukturklassen (Abbildung 40), bilden große Unterschiede zwischen den Klassen 1 bzw. 3 und der Klasse 5 ab. Klasse 5 weist weit geringere Werte auf.

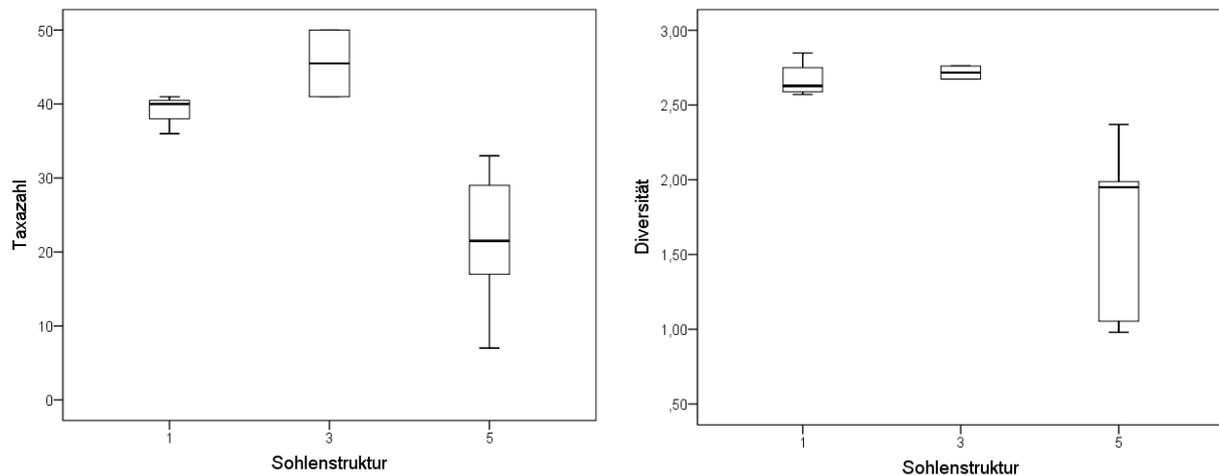


Abbildung 40: Boxplots zu Sohlenstrukturklassen (Klassen 2, 4, 6 und 7 kommen im Neugraben nicht vor) und den ausgewählten biologischen Attributen „Taxazahl“ (links) und Diversität (rechts) für den Neugraben

Tabelle 21 stellt die Ergebnisse der Korrelationsanalyse der Gewässerstruktur-Einzelparameter mit den biologischen Attributen des Neugrabens dar. Die Einzelparameter „Querbänke“, „Breitenvarianz“ und „Besondere Uferstrukturen“ korrelieren nur mit einer sehr geringen Anzahl an biologischen Attributen. „Laufkrümmung“, „Krümmungserosion“, „Substratdiversität“ und „Sohlensubstrat“ hingegen weisen am meisten Korrelationen (> 10) auf. Hierbei fallen „Taxazahl“, „Ephemeroptera“ und „Plecoptera“, „Epirhithral“ als auch „Lithal“ mit jeweils mehr als zehn signifikanten Korrelationen auf.

Tabelle 21: Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Kendall-tau) zwischen den Einzelparametern der Gewässerstruktur und den ausgewählten biologischen Attributen des Neugrabens (n=12, p<0,01\*\*, p<0,05\*)

Biologische Gruppe	Laufentwicklung			Längsprofil			Querprofil			Sohlenstruktur		Uferstruktur		Gewässerumfeld		
	Laufkrümmung	Krümmungserosion	Längsbänke	Querbänke	Strömungsdiversität	Tiefenvarianz	Profiltyp	Profiliefe	Breitenerosion	Breitenvarianz	Substratdiversität	Bes. Sohlenstrukturen	Sohlensubstrat		Uferbewuchs	Bes. Uferstrukturen
Biologische Attribute	Taxazahl	-,546*	-,595*	-,707**	-,678**	-,624**	-,678**	,376	-,376	-,563*	-,577*	-,376	-,750**	-,417	-,563*	Gewässerrandstreifen
	Abundanz	-	-,569*	-,566*	-,371	-,478*	-,371	,435	-,435	-,123	-,497*	-,435	-,656*	-,328	-,123	Gewässerrandstreifen
	Diversität	-,445	-,569*	-,609*	-,668**	-,615**	-,615**	-,668**	,435	-,435	-,492	-,435	-,739**	-,492	-,492	Gewässerrandstreifen
Taxonomische Zusammensetzung	Ephemeroptera	-,559*	-,688**	-,609*	-,679**	-,698**	-,679**	,609*	-,609*	-,353	-,726**	-,609*	-,751**	-,618*	-,353	Gewässerrandstreifen
	Plecoptera	-,704*	-,770*	-,707*	-,704*	-,740**	-,704*	,707*	-,707*	-,333	-,866**	-,707*	-,1,000**	-,667*	-,333	Gewässerrandstreifen
	Trichoptera	-,569*	-,432	-,736**	-,510*	-,397	-,397	-,510*	,161	-,161	-,586*	-,338	-,586*	-,130	-,586*	Gewässerrandstreifen
Taxonomische Gruppen	EPT	-,557*	-,569*	-,479	-,445	-,512*	-,445	,522*	-,522*	-,123	-,569*	-,522*	-,656*	-,451	-,123	Gewässerrandstreifen
	EPTCBO	-,598*	-,591*	-,702**	-,617*	-,568*	-,617*	,373	-,373	-,496	-,519*	-,373	-,703**	-,351	-,496	Gewässerrandstreifen
	Epirithral	-,594*	-,640*	-,609*	-,594*	-,615**	-,594*	-,594*	,522*	-,328	-,640**	-,522*	-,739**	-,492*	-,328	Gewässerrandstreifen
Präferenzregion	Epirithral	,111	,142	,131	,148	,137	,148	-,087	,087	,123	,213	,087	,246	,082	,123	Gewässerrandstreifen
	Hyporhithral	-,334	-,426	-,218	-,297	-,410	-,297	,566*	-,566*	,123	-,569*	-,566*	-,533*	,533*	,123	Gewässerrandstreifen
	Metarhithral	-,430	-,483*	-,395	-,411	-,464	-,411	,460	-,460	-,145	-,519*	-,460	-,579*	-,434	-,145	Gewässerrandstreifen
Strömungspräferenz	Rheoindex	,037	,142	-,087	,037	,137	,037	,261	,261	-,205	,284	,261	,246	,246	-,205	Gewässerrandstreifen
	Rheo-Limnophil	-,594*	-,533*	-,479	-,371	-,478*	-,371	,435	-,435	-,082	-,533*	-,435	-,574*	-,369	-,082	Gewässerrandstreifen
	Indifferent	-,260	-,320	-,218	-,260	-,307	-,260	,348	-,348	-,041	-,426	-,348	-,492	-,328	-,041	Gewässerrandstreifen
Habitatpräferenz	Pelial	,037	-,036	,087	0,000	-,034	0,000	,131	-,131	,123	-,178	-,131	-,205	-,123	,123	Gewässerrandstreifen
	Psammal	,260	,178	,131	,037	,102	,037	-,174	,174	-,123	,036	,174	,082	,082	-,123	Gewässerrandstreifen
	Lithal	-	-,782**	-,696**	-,705**	-,751**	-,705**	,609*	-,609*	-,369	-,711**	-,609*	-,739**	-,574*	-,369	Gewässerrandstreifen
Phytal	0,000	,107	-,087	,037	,102	,037	-,218	,218	-,164	-,249	,218	,246	,205	-,164	Gewässerrandstreifen	

Die Rangzahlen in Tabelle 22 zeigen hingegen ein klareres Bild von den Struktur-Einzelparametern, die einen Einfluss auf die biologischen Attribute haben. Das „Sohlensubstrat“ erreicht mit Abstand die geringste Rangplatzsumme, gefolgt von „Substratdiversität“ und „Krümmungserosion“. Hohe Rangplätze erreichen hingegen „Uferbewuchs“, „Querbänke“, „Breitenvarianz“ und „Besondere Uferstrukturen“. Der Grad der Übereinstimmung der Rangplatzfolgen ist mit  $W = 0,299$  schwach ausgeprägt.

Tabelle 22: Rangplätze der Struktur-Einzelparameter basierend auf Korrelationsanalysen mit biologischen Attributen für den Neugraben (n = 12)

Struktur-Einzelparameter	Rangplatzsumme	mittlerer Rangplatz
Sohlensubstrat	49,5	2,61
Substratdiversität	84,5	4,45
Krümmungserosion	114,5	6,03
Tiefenvarianz	144,0	7,58
Längsbänke	158,0	8,32
Laufkrümmung	168,5	8,87
Profiltiefe	171,5	9,03
Breitenerosion	171,5	9,03
Bes. Sohlenstrukturen	171,5	9,03
Gewässerrandstreifen	171,5	9,03
Bes. Laufstrukturen	190,5	10,0
Strömungsdiversität	190,5	10,0
Profiltyp	190,5	10,0
Uferbewuchs	222,5	11,7
Querbänke	226,0	11,9
Breitenvarianz	241,0	12,7
Bes. Uferstrukturen	241,0	12,7

Friedman-Test:  $\chi^2 = 90,801$ ;  $df = 16$ ;  $p = 0,000$ ; Kendall-W = 0,299

## **Fazit**

Die Hypothese, dass untersuchte Parameter einen Einfluss auf die taxonomische und funktionale Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Fauna haben, kann für den Neugraben angenommen werden. Die benthische Fauna des Neugrabens wird nach den Ergebnissen der Korrelationsanalyse allen voran durch den Parameter „Sohlenstruktur“ sowie durch die entsprechenden Einzelparameter beeinflusst. Für das Zustandekommen einer Strahlwirkung im Fließgewässer kann somit die Sohlenstruktur ausschlaggebend sein.

### 8.3.3 Sasbach

Die Korrelationsanalyse beim Sasbach zeigt, dass der Struktur-Hauptparameter „Längsprofil“ am meisten signifikante Korrelationen (9) mit den biologischen Attributen aufweist (Tabelle 23). Im Gegensatz dazu korreliert das „Gewässerumfeld“ lediglich mit einem Attribut. Die signifikanten Korrelationskoeffizienten bewegen sich zwischen  $\rho = 0,263$  und  $\rho = 0,493$ . Dabei wird der höchste Koeffizient vom Parameter „Längsprofil“ erreicht. Bei den biologischen Attributen weisen „EPTCBO“ (6), „Trichoptera“ (5) und die „Taxazahl“ (5) die meisten Korrelationen mit den Struktur-Hauptparametern auf. Die Präferenzregionen, Strömungs- und Habitatpräferenzen hingegen zeigen kaum einen Zusammenhang. Die Anzahl signifikanter Korrelationen ist aber insgesamt gering.

Tabelle 23: Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Spearman rho) zwischen den Hauptparametern der Gewässerstruktur und den ausgewählten biologischen Attributen des Sasbachs (n = 38,  $p < 0,01^{**}$ ,  $p < 0,05^{*}$ )

Biologische Gruppen	Biologische Attribute	Laufentwicklung	Längsprofil	Querprofil	Sohlenstruktur	Uferstruktur	Gewässerumfeld
Artenzahlen und Diversität	Taxazahl	-,248	-,454**	-,358**	-,370**	-,325*	-,241
	Abundanz	,014	,021	-,073	,036	-,062	-,025
	Diversität	-,181	-,493**	-,271*	-,331**	-,226	-,202
Taxonomische Zusammensetzung	Ephemeroptera	,183	,049	,130	,158	,169	,138
	Plecoptera	-,171	-,477**	-,298	-,336*	-,233	-,136
	Trichoptera	-,282*	-,336*	-,389**	-,367**	-,344*	-,166
Taxonomische Gruppen	EPT	,081	-,090	-,034	,016	,027	,136
	EPTCBO	-,288*	-,441**	-,408**	-,380**	-,365**	-,265*
Präferenzregion	Epirhithral	-,204	-,228	-,186	-,143	-,166	-,210
	Hyporhithral	-,075	,038	-,117	-,089	-,120	,007
	Metarhithral	-,100	-,194	-,166	-,168	-,116	-,072
Strömungspräferenz	Rheoindex	,090	-,055	,004	,031	,046	,071
	Rheo-Limnophil	,050	,339**	,069	,154	,004	,054
	Rheophil	-,104	-,073	-,125	-,100	-,083	-,033
	Indifferent	-,111	-,263*	-,109	-,150	-,087	-,134
Habitatpräferenz	Pelal	-,118	-,280*	-,105	-,154	-,075	-,116
	Psammal	-,161	-,152	-,121	-,158	-,091	-,134
	Akal	,011	-,007	,016	,007	,041	,022
	Lithal	,161	,124	,174	,186	,195	,126
	Phytal	,011	,328**	,000	,111	-,066	,058

In Tabelle 24 sind die Rangplätze der sechs Hauptparameter der Gesamtstrukturgüte basierend auf der Korrelationsanalyse dargestellt. „Sohlenstruktur“ und „Längsprofil“ erreichen die geringsten Rangzahlen und weisen somit den größten Zusammenhang zu den biologischen Attributen auf. „Laufentwicklung“ und „Gewässerumfeld“, mit den höchsten Rangplatzsummen, bilden die Gruppe, der am wenigsten Einfluss auf die Biologie des Sasbachs zugeschrieben werden kann. Der Grad der Übereinstimmung der Rangplatzfolgen ist mit  $W = 0,077$  sehr schwach ausgeprägt.

Tabelle 24: Rangplätze der sechs Struktur-Hauptparameter basierend auf Korrelationsanalysen mit biologischen Attributen für den Sasbach (n = 38)

Struktur-Hauptparameter	Rangplatzsumme	mittlerer Rangplatz
Sohlenstruktur	58,5	2,9
Längsprofil	59,0	3,0
Querprofil	67,5	3,4
Uferstruktur	74,0	3,7
Laufentwicklung	76,0	3,8
Gewässerumfeld	85,0	4,3

Friedman-Test:  $\chi^2 = 7,686$ ;  $df = 5$ ;  $p = 0,174$ ; Kendall-W = 0,077

Aus Abbildung 41 (links) lässt sich eine Linearität der Mediane der Taxazahlen zu den Sohlenstrukturklassen erkennen, d. h. mit sinkender Strukturqualität der Sohle sinkt auch die Anzahl der Taxa. Dennoch reicht das obere Quartil der Sohlenstrukturklasse 5 in den gleichen Wertebereich der Klassen 2 und 3 hinein. Die Boxplot-Darstellung (Abbildung 41, rechts) der Diversität weist ebenfalls eine solche Linearität bei den Klassen 1, 2, 3 und 7 auf. Jedoch liegt das obere Quartil bzw. der Median der Strukturgütekategorie 5 über jener der Klasse 2 bzw. 3.

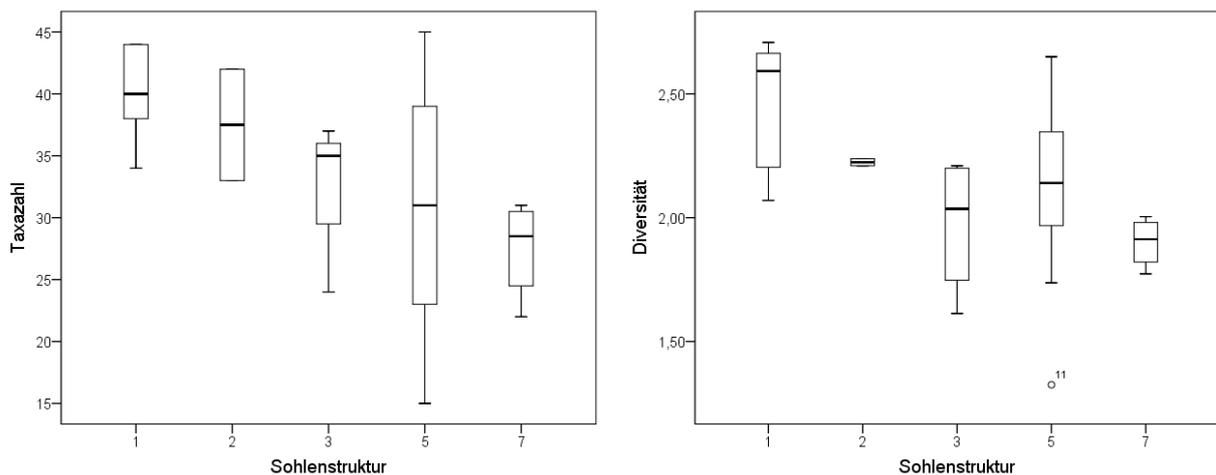


Abbildung 41: Boxplots zu Sohlenstrukturklassen (1-7; Klassen 4 und 6 kommen im Sasbach nicht vor) und den ausgewählten biologischen Attributen Taxazahl (links) und Diversität (rechts) für den Sasbach

Bei der Analyse der Einzelparameter werden nur wenige Korrelationen auf signifikantem Niveau erreicht (Tabelle 25). Die Spanne der signifikanten Korrelationskoeffizienten bewegt sich zwischen  $\rho = -0,246$  und  $\rho = -0,442$ . Die meisten signifikanten Korrelationen zu Struktur-Einzelparametern weisen die Attribute „Plecoptera“ (14) „Trichoptera“ (12) und „Diversität“ (5) auf. Andere Attribute korrelieren höchstens mit zwei Parametern. Die „Substratdiversität“ zeigt mit acht signifikanten Korrelationen die meisten Zusammenhänge.

Tabelle 25: Ergebnisse der Korrelationsanalyse (Spearman rho) zwischen den Einzelparametern der Gewässerstruktur und den ausgewählten biologischen Attributen des Saabachs (n = 38, p < 0,01\*\*, p < 0,05\*)

Biologische Gruppen	Laufentwicklung			Längsprofil			Querprofil			Sohlenstruktur		Uferstruktur		Gewässerumfeld		
	Laufkrümmung	Krümmungserosion	Längsbänke	Querbänke	Stromungsdiversität	Tiefenvarianz	Profiltyp	Profiltiefe	Breitenerosion	Breitenvarianz	Substratdiversität	Bes. Sohlenstrukturen	Sohlensubstrat		Uferbewuchs	Bes. Uferstrukturen
Biologische Attribute	Artenzahl	,138	,148	,043	,083	,113	,106	,062	,201	,215	,201	,168	,168	,138	,171	,201
	Abundanz	-,007	,060	,049	,096	,044	,038	-,094	-,068	,049	-,068	-,072	-,068	-,048	-,060	-,068
	Diversität	-,368**	-,128	-,200	-,159	-,328*	-,182	-,160	-,294*	-,239	-,239	-,260*	-,336**	-,055	-,205	-,239
Taxonomische Zusammensetzung	Ephemeroptera	-,295*	-,206	-,187	,155	-,181	-,260	-,162	-,204	-,256	-,204	-,294	-,442**	-,052	-,235	-,204
	Plecoptera	-,326*	-,290*	-,272*	-,273*	-,239	-,330*	-,328*	-,341*	-,323*	-,341*	-,376**	-,266*	-,247	-,332*	-,341*
	Trichoptera	-,412**	-,222	-,243	-,231	-,313*	-,262*	-,326*	-,344**	-,372**	-,387**	-,304*	-,304*	-,240	-,206	-,340**
Taxonomische Gruppen	EPT	,052	,039	-,054	,045	-,030	-,041	-,114	,024	,081	,024	-,022	-,273*	,172	,026	,024
	EPTCBO	-,246*	-,040	-,056	-,069	-,097	-,034	-,221	-,188	-,136	-,188	-,176	-,183	-,146	-,151	-,188
	Epirhithral	-,115	-,124	-,193	,146	-,198	,185	-,120	-,137	-,128	-,137	-,160	-,243	-,062	-,124	-,107
Präferenzregion	Hyporhithral	-,210	-,082	-,159	-,098	-,267*	-,132	-,091	-,146	-,183	-,146	-,170	-,242	-,091	-,132	-,146
	Metarhithral	,030	-,171	-,147	-,126	-,053	-,189	-,051	-,124	-,094	-,124	-,116	-,068	-,066	-,194	-,115
	Rheoindex	,092	,240	,096	,184	-,040	,177	,055	,163	,197	,163	,146	,048	,259	,164	,178
Strömungspräferenz	Rheo-Limnophil	,192	-,054	,072	,043	,206	,007	0,000	-,047	,060	-,047	0,000	,274*	,049	-,044	-,047
	Rheophil	-,017	-,131	-,235	-,159	-,174	-,189	-,127	-,115	-,075	-,115	-,116	-,235	-,045	-,187	-,068
	Indifferent	-,162	-,171	-,131	-,222	,008	-,154	-,163	-,111	-,140	-,111	-,128	-,203	-,167	-,083	-,111
Habitatpräferenz	Pelal	-,226	-,010	-,078	-,076	-,178	-,041	-,054	-,081	-,128	-,081	-,096	-,139	-,122	-,045	-,068
	Psammal	-,240	-,007	-,056	-,066	-,174	-,021	-,051	-,098	-,136	-,098	-,104	-,099	-,122	-,031	-,076
	Alkal	,186	,030	,144	,109	,210	,086	,058	,021	,102	,021	,064	,358**	,066	-,073	,016
	Lithal	,071	,025	-,013	,035	-,014	-,002	-,058	,034	,070	,034	,012	-,191	,148	-,017	,060
	Phytal	,192	-,054	,072	,043	,206	,007	0,000	-,047	,060	-,047	0,000	,274*	,049	-,176	-,044

Tabelle 26 zeigt die Rangplätze der Struktur-Einzelparameter. Der Parameter „Substratdiversität“ erreicht mit Abstand den niedrigsten Rangplatz; ihm lässt sich somit die größte Beeinflussung zuschreiben. In weiterer Folge sind die Parameter „Laufkrümmung“ und „Profiltiefe“ zu nennen. Den Parametern „Besondere Uferstrukturen“, „Strömungsdiversität“, „Krümmungserosion“, „Tiefenvarianz“ und insbesondere „Uferbewuchs“ wird hinsichtlich der Biologie des Sasbachs der geringste Einfluss zugesprochen. Der Grad der Übereinstimmung der Rangplatzfolgen ist mit  $W = 0,108$  sehr schwach ausgeprägt.

Tabelle 26: Rangplätze der Struktur-Einzelparameter basierend auf Korrelationsanalysen mit biologischen Attributen für den Sasbach (n = 38)

Struktur-Einzelparameter	Rangplatzsumme	mittlerer Rangplatz
Substratdiversität	106,5	5,3
Laufkrümmung	132,5	6,6
Profiltiefe	134,5	6,7
Querbänke	172,0	8,6
Profiltyp	173,5	8,7
Breitenerosion	173,5	8,7
Sohlensubstrat	173,5	8,7
Gewässerrandstreifen	173,5	8,7
Bes. Sohlenstrukturen	176,5	8,8
Breitenvarianz	181,0	9,1
Längsbänke	187,0	9,4
Bes. Laufstrukturen	194,0	9,7
Bes. Uferstrukturen	208,0	10,4
Strömungsdiversität	208,5	10,4
Krümmungserosion	209,0	10,5
Tiefenvarianz	219,5	11,0
Uferbewuchs	237,0	11,9

Friedman-Test:  $\chi^2 = 34,714$ ;  $df = 16$ ;  $p = 0,04$ ; Kendall-W = 0,108

## **Fazit**

Für den Sasbach kann die eingangs beschriebene Hypothese angenommen werden. Das Makrozoobenthos wird insbesondere durch die „Sohlenstruktur“, aber auch durch das „Längsprofil“ beeinflusst. Dies spiegelt sich auch bei den Struktur-Einzelparametern wider. Die Werte der biologischen Attribute „Taxazahl“ und „Diversität“ lassen darauf schließen, dass auch in Abschnitten mit schlechter Sohlenstrukturgüte benthische Organismen ein Habitat vorfinden können, möglicherweise durch Struktur-Einzelparameter wie z. B. einem günstigen Sohlensubstrat. Für das Zustandekommen einer Strahlwirkung im Fließgewässer kann somit die Sohlenstruktur ausschlaggebend sein.

## 8.4 Diskussion

Der morphologische Zustand eines Gewässers wird generell anhand der Gesamtbewertung der Gewässerstruktur, wie bei der Methode der Gewässerstrukturkartierung nach LAWA, aber auch bei eigens von den Ländern erstellten Verfahren (wie z. B. der Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg, LUBW 2008) beurteilt. Aufgrund dieser Bewertungsergebnisse werden im Umkehrschluss Annahmen über die Diversität der vorkommenden benthischen Organismen getroffen (z. B. HAYBACH 1995). Die Haupt- bzw. Einzelparameter der Strukturbewertung gehen dabei unabhängig ihrer ökologischen Bedeutung gleich gewichtet in das Ergebnis ein (VÖLKER 2008, GROLL 2011), was ökologisch bedeutsamere Parameter gleichsetzt mit Parametern mit weniger Aussagekraft (RICHTER 2006, VÖLKER 2008). In diesem Kapitel wurde der Frage nachgegangen, welche Gewässerstrukturparameter den relativ größten Einfluss auf die Makrozoobenthos-Zusammensetzung nehmen. Da Gewässerabschnitte mit Probestellen untersucht wurden, die auf eine Strahlwirkung hindeuten (vgl. Kapitel 6), kann aus den Ergebnissen geschlossen werden, welche Parameter für das Zustandekommen der Strahlwirkung besonders relevant sind. In der vorliegenden Arbeit wurden bei der Auswertung der Struktur-Einzelparameter ausschließlich Wertparameter genutzt (vgl. Kapitel 4.2), um jene relevanten Strukturen ausfindig zu machen, die sich positiv auf das Vorkommen des Makrozoobenthos auswirken können. Wertparameter wurden auch von MEIER et al. (2006b) als entscheidend eingestuft. In anderen Studien wurden auch Schadparameter berücksichtigt (LORENZ et al. 2004, ERBA et al. 2006), aus denen Abhängigkeiten zu Ufer-, Landnutzungs- und Auenparametern hervorgingen. Aufgrund der Auswertung eines großen Datensatzes kamen VÖLKER & BORCHARDT (2007) und VÖLKER (2008) zu dem Ergebnis, dass die Parameter „Laufentwicklung“ mit  $\rho_{\max} = 0,39$  und „Sohlenstruktur“ mit  $\rho_{\max} = 0,37$  ( $p < 0,01$ ) die höchsten Korrelationen mit den biologischen Attributen des Makrozoobenthos aufweisen. Der Parameter „Gewässerumfeld“ wird mit einem geringen Korrelationskoeffizienten als weniger relevant angesehen. Auch HAYBACH (1995) stellte bei einer Untersuchung des Zusammenhanges zwischen den Artenzahlen des Makrozoobenthos und den Struktur-Hauptparametern ähnliche Ergebnisse fest. Hier erreichten die Parameter „Längsprofil“ ( $R^2 = 0,86$ ), „Sohlenstruktur“ ( $R^2 = 0,72$ ) und „Laufentwicklung“ ( $R^2 = 0,69$ ) die höchsten Koeffizienten; der Parameter „Gewässerumfeld“ ( $R^2 = 0,25$ ) den niedrigsten. Diese beiden Untersuchungen werden durch das Ergebnis der vorliegenden Studie bestätigt, da bei allen drei Untersuchungsabschnitten ebenfalls die „Sohlenstrukturen“ aufgrund der Rangplatzzahlen den größten Einfluss auf die Biologie ausübt, gefolgt vom „Längsprofil“ beim Sasbach und Neugraben. Beim Durbach erreicht das „Längsprofil“ nur einen mittleren Rangplatz; hier steht das „Gewässerumfeld“ an zweiter Stelle, welches bei den beiden anderen Untersuchungsflächen jedoch nur wenig relevant ist. Die höchsten Korrelationskoeffizienten zwischen den Gewässerstrukturparametern und ausgewählten biologischen Attributen liegen beim Durbach und Neugraben bei der „Sohlenstruktur“. Beim Sasbach liegt der höchste Korrelationskoeffizient beim „Längsprofil“. Diese Diskrepanz zwischen dem höchsten Korrelationskoeffizienten und dem Ergebnis der Rangplatzzahlen ist dadurch zu erklären, dass die „Sohlenstruktur“ insgesamt mehr und höhere Koeffizienten aufweist als das „Längsprofil“. Die Korrelationskoeffizienten in dieser Studie erreichen relativ hohe Werte, was auf den geringen Stichprobenumfang durch die Einzelbetrachtung der Bäche zurückzuführen ist.

Den beiden in dieser Studie vorrangig identifizierten Parametern „Sohlenstruktur“ und „Längsprofil“, insbesondere unter Beachtung ihrer Struktur-Einzelparameter (vgl. Kapitel 4.2), wird somit ein hoher Stellenwert im Hinblick auf die Ausgestaltung der Makrozoobenthoszönose zugesprochen (VÖLKER & BORCHARDT 2007, VÖLKER 2008). Die Sohlenstruktur des Gewässers bietet durch die Ausbildung von Mikro-, Meso- und Makrohabitaten zahlreichen benthischen Organismen Lebensraum und Brutstätte sowie Schutz vor Abdrift und Fressfeinden. Das Längsprofil im natürlichen Gewässerverlauf ist durch verschiedene Strömungsbilder und Formenelemente gekennzeichnet. Durch unterschiedliche Strömungen bilden sich aufgrund von Substratdifferenzierung, dessen Form abhängig von der Korngröße ist, kleinräumige Choriotope (Teillebensräume wie z. B. Kiesansammlung oder Totholz) aus (HILLENBRAND & LIEBERT 2001, JUNGWIRTH et al. 2003), die wiederum von unterschiedlichen Organismen besiedelt werden.

Anhand der Korrelationsanalyse der Struktur-Einzelparameter mit den biologischen Attributen wurden Parameter ermittelt, die als wichtige Faktoren für das Zustandekommen der Strahlwirkung angesehen werden können. Diese beziehen sich zum einen auf die Gewässersohle als Lebensraum („Substratdiversität“, „Sohlensubstrat“). Zum anderen wurden solche Parameter ermittelt, die diesen Lebensraum – v. a. durch Strömungsverhältnisse – ausgestalten („Tiefenvarianz“, „Laufkrümmung“, „Krümmungserosion“, „Querbänke“). KAIL & HERING (2009) beschreiben ähnliche Ergebnisse in ihrer Studie; der größte Zusammenhang mit dem ökologischen Zustand besteht hier bei „Laufkrümmung“, „Querbänke“, „Tiefenvarianz“, „Substratdiversität“ und „Breitenvarianz“. Auch GELLERT et al. (2010) führen die rasche benthische Wiederbesiedlung der neu gestalteten Lippeseeumflutung auf die Strahlwirkung zurück, die durch die Vielfalt neu geschaffener Lebensräume in der Sohle, die unterschiedlichen Substrate mit einhergehender Strömungsvielfalt, welche einer eigenen morphologischen Dynamik in der Wandlung von Lebensräumen unterliegt, und die Reaktivierung des Geschiebetransports erklärt wird. Im Gegensatz dazu haben nach URBAN et al. (2006) die lokalen Habitatbedingungen (inklusive Substrate, Fließgeschwindigkeit und Wasserchemie) und der morphologische Zustand des Flussabschnittes weniger Einfluss auf die lokale Lebensgemeinschaft; wichtigere Faktoren sind die Ufervegetation und die Einzugsgebietsnutzung.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie deuten aber auch auf die Wichtigkeit einer differenzierten Betrachtung der Struktur-Einzelparameter hin. Denn obwohl die „Sohlenstruktur“ als Parameter mit dem höchsten Einfluss auf das Makrozoobenthosvorkommen identifiziert wurde, weisen sowohl beim Durbach als auch beim Sasbach die besonders aussagekräftigen biologischen Attribute „Taxazahl“ und „Diversität“ bei den schlechten Sohlenstrukturgüteklassen (4-7) gleiche bzw. ähnliche Werte auf wie in den guten (Klasse 1-3). Beim Neugraben zeigen, so wie es eigentlich zu erwarten wäre, schlechtere Sohlenstrukturklassen kein ähnlich hohes Niveau der biologischen Attribute wie in besseren Strukturklassen. Dieser Umstand kann damit begründet werden, dass der Struktur-Hauptparameter „Sohlenstruktur“ im Strahlweg des Sasbachs und des Durbachs vor allem aufgrund des Schadparameters „Sohlenverbau“ einer schlechteren Klasse zugeordnet wird. Die Ergebnisse zeigen allerdings die Möglichkeit auf, dass durch die Wirkung einzelner Wertparameter wie z. B. durch Vorhandensein günstiger Sohlensubstrate trotz Sohlenverbau durchaus eine höhere Biodiversität erreicht werden kann – obgleich einer schlechten Gesamtbewertung der Sohlenstrukturgüte.

Insgesamt legen die Resultate dieses Kapitels nahe, dass die Gewichtung der Strukturparameter bei der Gewässerstruktur-Gütebewertung – wie eingangs erwähnt fließen die Parameter gleichwertig, unabhängig ihrer ökologischen Relevanz, in die Bewertung ein – angepasst werden müsste, um den entsprechenden Parameter mehr Bedeutung zuzusprechen. Dies wird auch von VÖLKER (2008) empfohlen.

In Kapitel 9 wird anhand einer genauen Betrachtung der im Strahlweg vorkommenden Sohlensubstrate sowie deren Besiedlung durch das Makrozoobenthos der Bedeutung dieses Parameters für die Strahlwirkung auf den Grund gegangen. Unter Umständen kann hierbei geklärt werden, weshalb beim Durbach und Sasbach trotz einer Sohlenstrukturgüte von 5 und 7 eine ähnliche Zönose vorhanden ist wie in besseren Güteklassen, dies hingegen auf den Neugraben nicht zutrifft.

## 9 Faunistische Bedeutung des Sohlensubstrats in strukturell defizitären Gewässerstrecken

### 9.1 Problemstellung

Die Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften in Fließgewässern wird von biotischen und abiotischen Faktoren auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Ebenen bestimmt. Auf Mikrohabitat-Ebene wird dem Sohlensubstrat, d. h. seiner Korngröße und Lagestabilität (RABENI & MINSHALL 1977, SCHÖNBORN 1992) sowie der Substratdiversität und -verteilung (BEISEL et al. 2000, PALMER et al. 2000, LEPORI et al. 2005) ein hoher Stellenwert zugesprochen. Nicht weniger bedeutend sind auch Fließgeschwindigkeit (STATZNER et al. 1988, SCHÖNBORN 1992, LANCASTER & HILDREW 1993), Wassertemperatur (HYNES 1970a, WARD 1976), Nahrungsverfügbarkeit (LEROY POFF & WARD 1992, VOELZ & WARD 1996, KIFFNEY & RONI 2007) und die Konkurrenz zwischen den Arten (MCAULIFFE 1984, KOHLER & WILEY 1997). Auch die verschiedenen Lebenszyklen der Arten prägen die zeitlich-räumliche Zusammensetzung der benthischen Fauna (JUNGWIRTH et al. 2003).

Im vorangegangenen Kapitel 8 wurden die Gewässerstrukturparameter, die einen besonders großen Einfluss auf das Vorkommen der benthischen Fauna in den untersuchten Gewässerabschnitten haben, identifiziert. Wie die Ergebnisse zeigen, sind dies – neben dem „Längsprofil“ – insbesondere der Parameter „Sohlenstruktur“, der sich aus den Struktur-Einzelparameter „Sohlensubstrat“, „Substratdiversität“ und „Besondere Sohlenstrukturen“ (Wertparameter) sowie dem Schadparameter „Sohlenverbau“ zusammensetzt. Darauf aufbauend wird nun in diesem Kapitel die Bedeutung des Struktur-Einzelparameters „Sohlensubstrat“ für die Strahlwirkung auf Mikrohabitat-Ebene im Detail betrachtet. Als Mikrohabitate werden in diesem Zusammenhang kleinräumige Stellen in Gewässern mit homogenen Sohlensubstraten, Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten verstanden (FRISSELL et al. 1986), an denen sich Organismen aufhalten. Viele Studien haben die Nützlichkeit dieser Ebene demonstriert, um die Verbreitung, die Trophie und die Anpassungen von benthischen Organismen (z. B. CUMMINS & LAUFF 1969, HYNES 1970a, RABENI & MINSCHALL 1977) sowie die Struktur und Dynamik von Lebensgemeinschaften in Fließgewässern (MCAULIFFE 1983, WEVERS & WARREN 1986) zu untersuchen. Viele Makrozoobenthosarten haben eine äußerst enge Habitatbindung (JUNGWIRTH et al. 2003). Für das Konzept der Strahlwirkung könnte dieser Umstand bedeuten, dass, wenn die in der Gesamtbewertung als strukturell defizitär eingestuften Gewässerabschnitte dennoch mit geeignetem Sohlensubstrat ausgestattet sind, sich benthische Organismen einfinden und den Abschnitt ökologisch aufwerten können. In diesem Kapitel wird daher der Frage nachgegangen, welche Substratpräferenzen die in den einzelnen Substrattypen der ausgebauten Abschnitte (Strahlwege) gefundenen Makrozoobenthos-Taxa aufweisen (Test der *Hypothese 4*, vgl. Kapitel 2.2). Wenn bestimmte Makrozoobenthos-Taxa in dem jeweils präferierten Substrat gefunden werden können, wird dies als Indiz ausgelegt, dass sich das Makrozoobenthos zum Zeitpunkt der Probenahme nicht nur zufällig während der Verdriftung bzw. Durchwanderung an der Probestelle befunden hat, sondern dass das Substrat als Habitat geeignet ist und als solches genutzt wird.

Vorangestellt an diese Frage wird zunächst die Sohlensubstrat-Zusammensetzung der naturnahen, renaturierten (Strahlursprünge bzw. Strahlziele) und der ausgebauten Gewässerstrecken (Strahlwege) betrachtet, um grundsätzliche Unterschiede zwischen diesen offenzulegen. Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass naturnahe und renaturierte Gewässerstrecken eine höhere Substratdiversität aufweisen als ausgebauter Gewässerabschnitte (z. B. MUOTKA & SYRJANEN 2007, JÄHNIG et al. 2008, SCHATTMANN 2013). Das typische Sohlensubstrat des Fließgewässertyps 5 besteht im naturnahen Zustand hauptsächlich aus Grobmaterial wie Schotter, Steine und Kiese. Lokal können auch Blöcke und Felsrippen vorkommen. Es finden sich auch an manchen Stellen immer wieder feinkörnigere Substrate wie Sande, aber auch organisches Material (Laub und Totholz) (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004).

In Ergänzung zum Sohlensubstrat wird die Strömungspräferenz der Taxa betrachtet, da die Strömung wesentlich zur Ausgestaltung von Choriotopen (Teillebensräumen) beiträgt und in engem Zusammenhang mit einer Besiedlung des Makrozoobenthos gesehen wird (STATZNER et al. 1988, SCHÖNBORN 1992, LANCASTER & HILDREW 1993).

Aus den Ergebnissen dieses Kapitels können Rückschlüsse auf das Zustandekommen der Strahlwirkung, bedingt durch den Faktor „Sohlensubstrat“, abgeleitet werden.

## **9.2 Datenauswertung**

### **9.2.1 Zusammensetzung des Sohlensubstrats**

Die Sohlensubstrate wurden, wie in Kapitel 4.3 beschrieben, an jeder Probestelle kartiert und klassifiziert (vgl. Tabelle 6). Aus den Ergebnissen der Kartierung wurde für die Gewässerabschnitte des jeweiligen Natürlichkeitsgrades bzw. Ausbaustandes (naturnah, renaturiert, ausgebaut) die durchschnittlich vorhandene Substrat-Zusammensetzung ermittelt. Weiter wurde die Substratdiversität anhand des Shannon-Diversitäts-Index beschrieben (vgl. Kapitel 6.2). Hier wurde auch die Sohlpflasterung bzw. Steinschüttung („Technolithal“) einbezogen, da diese ebenfalls als Habitate genutzt werden können und somit die Sohlenstruktur mitprägen. Wie sich die Sohlensubstrate der einzelnen Probestellen zusammensetzen, kann Tabelle A 13 bis Tabelle A 15 im Anhang entnommen werden.

### **9.2.2 Mikrohabitat-Präferenzen der Taxa**

Die Probenahme des Makrozoobenthos erfolgte nach der Multi-Habitat-Sampling-Methode (vgl. Kapitel 4.4), wobei zur Beantwortung dieser Fragestellung im Untersuchungsjahr 2012 die Teilproben nach Substrattyp getrennt genommen und aufbewahrt wurden. Um festzustellen, ob die Makrozoobenthos-Taxa in dem von ihnen jeweils präferierten Sohlensubstrat anzutreffen sind, wurden zum einen die Gesamt-Taxalisten und zum anderen die substratspezifischen Taxalisten binär-codiert (1 = Vorhandensein, 0 = Nichtvorhandensein) und mit dem Bewertungsverfahren PERLODES ausgewertet. Aus dem Metric „Habitatpräferenz“ konnten nun die Substratpräferenzen der Taxa in den jeweiligen Probestellen bzw. Ausbaugraden

sowie der einzelnen Substrattypen ermittelt werden. Dies wurde für jene Substrattypen durchgeführt, die an mehreren Probestellen des Strahlweges vorkamen. Tabelle 27 zeigt die Einteilung der Substratpräferenz-Typen nach dem Bewertungsverfahren PERLODES.

Tabelle 27: Klassifikation der Substratpräferenz-Typen nach PERLODES

<b>Substratpräferenz</b>	<b>Beschreibung</b>
Pelal	unverfestigte Feinsedimente; Korngröße < 0,063 mm
Argyllal	verfestigte Feinsedimente; Korngröße < 0,063 mm
Psammal	Sand; Korngröße 0,063-2 mm
Akal	Fein- bis Mittelkies; Korngröße 0,2-2 cm
Lithal*	Grobkies, Steine, Blöcke; Korngröße > 2 cm
Phytal	Algen, Moose, höhere Wasserpflanzen, Teile von Uferpflanzen
POM (partikuläres organisches Material)	z. B. Holz, CPOM (grobes organisches Material, z B. Falllaub), FPOM (feines organisches Material, z B. Detritus)
sonstige Habitate	-
keine Daten verfügbar	Wissen über Substratpräferenz der Taxa ist nicht vorhanden

\*Bei dem Bewertungsverfahren PERLODES wird bei den Substratpräferenz-Typen nicht zwischen Mega-, Makro-, Meso-, und Mikrolithal unterschieden, wie es bei der Klassifikation der Substrate bei der Sohlenkartierung der Fall ist.

Dasselbe Vorgehen wurde zur Ermittlung der „Strömungspräferenzen“ der Taxa angewandt, wobei hier die gesamte Taxaliste, ohne Trennung nach Substrattypen, genutzt wurde. Tabelle 28 zeigt die Einteilung der Strömungspräferenz-Typen nach dem Bewertungsverfahren PERLODES.

Tabelle 28: Klassifikation der Strömungspräferenz-Typen nach PERLODES

<b>Strömungspräferenz</b>	<b>Beschreibung</b>
limnobiont	nur in Stillgewässern vorkommend
limnophil	vorzugsweise in Stillgewässern, selten in langsam fließenden Gewässern vorkommend
limno- bis rheophil	vorzugsweise in Stillgewässern, teilweise auch in langsam fließenden Gewässern vorkommend
rheo- bis limnophil	vorzugsweise in langsam fließenden Gewässern und lenitischen Zonen, teilweise auch in Stillgewässern vorkommend
rheophil	in Fließgewässern, bevorzugt in Zonen mit moderater bis großer Strömung vorkommend
rheobiont	in Fließgewässern vorkommend, gebunden an Zonen mit großer Strömung
indifferent	keine Präferenz für eine bestimmte Fließgeschwindigkeit
keine Daten verfügbar	Wissen über Strömungspräferenz der Taxa ist nicht vorhanden

Die Auswertung der Strömungspräferenzen wurde nur für die Probestellen der Strahlwege sowie für jene Probestellen der Strahlursprünge (DB1 für den Durbach, DB16 und DB17 für den Neugraben, SB1, SB2, SB8 und SB9 für den Sasbach), die sich auf die Strahlwege auswirken, durchgeführt.

Die Datenauswertung erfolgte mit dem Tabellenverarbeitungsprogramm Excel 2010 (Microsoft) sowie dem Fließgewässerbewertungsprogramm ASTERICS (2014), die Erstellung der Boxplots mit dem Statistikprogramm IBM SPSS STATISTICS 22.

## 9.3 Ergebnisse

### 9.3.1 Durbach

#### Substrat-Zusammensetzung

Das Substrat in den naturnahen Gewässerstrecken (DB1, DB14-DB16; Strahlursprünge) im Durbach setzt sich zu rund zwei Drittel aus Lithal zusammen. Akal machen knapp ein Viertel der Substrat-Zusammensetzung aus. Psammal und Totholz (POM) stellen weitere Substrattypen mit jeweils aber nur geringen Anteilen dar (Abbildung 42). Die Substratdiversität nach Shannon der naturnahen Probestellen weisen Werte von 0,00-1,25 auf. Der Mittelwert liegt bei 0,75.

Die renaturierten Abschnitte (DB11-DB13, DB17; Strahlziel) bestehen zu über der Hälfte aus feinmaterialreichen Strukturen wie Akal; grobmaterialreiches Lithal ist lediglich mit einem Fünftel zugegen. Weitere Bestandteile bilden Psammal, Wurzeln (Phytal) und Falllaub (POM). Die Substratdiversität ist in dieser Gewässerstrecke sehr unterschiedlich: die Probestelle DB11 besteht ausschließlich aus Akal. Im Gegensatz dazu zeigen sich die anderen Probestellen diverser. Die Substratdiversität der renaturierten Probestellen weisen Werte von 0,00-1,28 auf. Der Mittelwert liegt bei 0,72. DB13 erreicht hierbei den höchsten Wert.

Im ausgebauten Gewässerabschnitt (DB2-DB10; Strahlweg) ist der Großteil (knapp die Hälfte) der Gewässersohle mit künstlichen Substraten (Technolithal) ausgebildet. Im Falle des Durbachs sind dies Sohlpflasterungen und Steinschüttungen. Dennoch stellt die andere Hälfte natürliche Substrate wie Lithal, Akal und Psammal sowie auch einen sehr geringen Teil Totholz und Makrophyten dar. Die Substratdiversität der ausgebauten Probestellen weisen Werte von 0,00-1,08 auf. Der Mittelwert liegt bei 0,64 und ist somit vergleichbar mit dem naturnahen Bereich. Die Substratdiversität wurde an den Probestellen (DB2 und DB3) nahe dem Strahlursprung als „sehr groß“ bzw. „groß“ (DB4 und DB5) bewertet. Hier sind noch natürliche Substrate vorhanden. An den Probestellen DB6 bis DB10 wurde eine „mäßige“ Diversität festgestellt, mit Ausnahme von DB7, bei der ausschließlich Sohlpflasterung vorliegt. Die Substratdiversitäten der drei Ausbaugrade unterscheiden sich somit nur unwesentlich, wobei hier das Technolithal als Habitat miteinfließt.

Die Substrat-Zusammensetzungen und die Shannon-Diversitäts-Werte der einzelnen Probestellen des Durbachs sind im Anhang in Tabelle A 13 dargestellt.

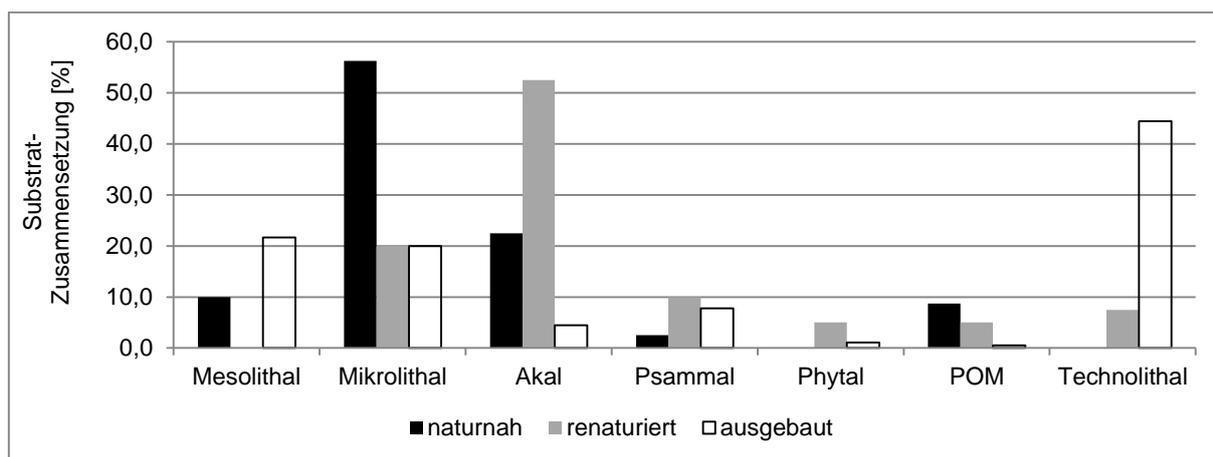


Abbildung 42: Durchschnittliche Substrat-Zusammensetzung aller naturnahen, renaturierten und ausgebauten Probestellen des Durbachs in Prozent

### Mikrohabitat-Präferenzen der Taxa

Tabelle 29 zeigt die Substratpräferenzen der in den naturnahen (DB1, Strahlursprung), renaturierten (DB11-DB13, Strahlziel) und ausgebauten (DB2-DB10, Strahlweg) Gewässerstrecken des Durbachs gefundenen Taxa. Grundsätzlich sind die Verteilungsverhältnisse in allen drei Abschnitten relativ ähnlich. Im naturnahen sowie im ausgebauten Abschnitt zeigt gut ein Viertel der Taxa eine Präferenz für das Lithal. Im Gegensatz dazu sind in der Renaturierung weniger als ein Fünftel Lithal-Besiedler zu finden. Im naturnahen Abschnitt (DB1; Strahlursprung) ist Lithal mit 75 % auch das am häufigsten vorkommende Substrat (vgl. Tabelle A 13). Weiter sind einige Phytal-präferierende Taxa in allen drei Abschnitten vorhanden, obwohl dieses Substrat nur mit geringem Anteil in der ausgebauten und renaturierten Strecke gegeben ist. An organischem Material ist Xylal (10 %) im naturnahen Abschnitt vorhanden. Die Bevorzugung von feinkörnigen Substraten wie Akal und Psammal kommen in allen drei Abschnitten mit weniger als 10 % vor. Für einen großen Teil der Taxa liegen jedoch keine Substratpräferenz-Daten vor und lassen sich somit nicht zuordnen.

Tabelle 29: Substratpräferenzen der Taxa (Prozent) der naturnahen (Strahlursprung, DB1), der renaturierten (Strahlziel, DB11-DB13) und der ausgebauten (Strahlweg, DB2-DB10) Abschnitte des Durbachs

<u>Substrattyp</u>	<u>naturnah [%]</u>	<u>renaturiert [%]</u>	<u>ausgebaut [%]</u>
Pelal	5,92	9,91	6,23
Argyllal	0,61	0,46	0,70
Psammal	8,57	9,17	6,17
Akal	6,94	4,94	6,83
Lithal	30,41	18,10	27,13
Phytal	14,69	14,57	12,54
POM	4,90	5,74	4,60
sonstige Habitate	1,43	3,29	1,57
keine Daten verfügbar	26,53	33,82	34,23
Gesamt	100,00	100,00	100,00

Wie oben beschrieben, sind die im Strahlweg des Durbachs (DB2-DB10) vorhandenen Substrate zum größten Teil dem Psammal, Lithal und Technolithal zuzuordnen. Die Sohlpflasterung (Technolithal) bildet flächenmäßig den größten Anteil (vgl. Abbildung 42 und Tabelle A

13). Die in diesen Probestellen gefundenen Taxa bevorzugen grundsätzlich Lithal als Habitat (Abbildung 43), wobei auch Phytal-präferierende Arten zu finden sind. Somit kann angenommen werden, dass ein großer Teil der Taxa ein Substrat vorfinden, das einem solchem ähnelt, welches sie normalerweise präferieren, da das Technolithal aus Pflastersteinen (ca. 20-30 cm Längsdurchmesser) besteht, die mit Aufwuchsalgen bzw. einem Biofilm (eine Mischung aus Bakterien, Pilzen und Makromolekülen) überzogen sind. Einige wenige Taxa bevorzugen kleinkörnige Substrate (Akala und Psammal), welches im Lückenraum zwischen den Pflastersteinen vorhanden ist. Viele der Taxa können keinem Substrat zugeordnet werden.

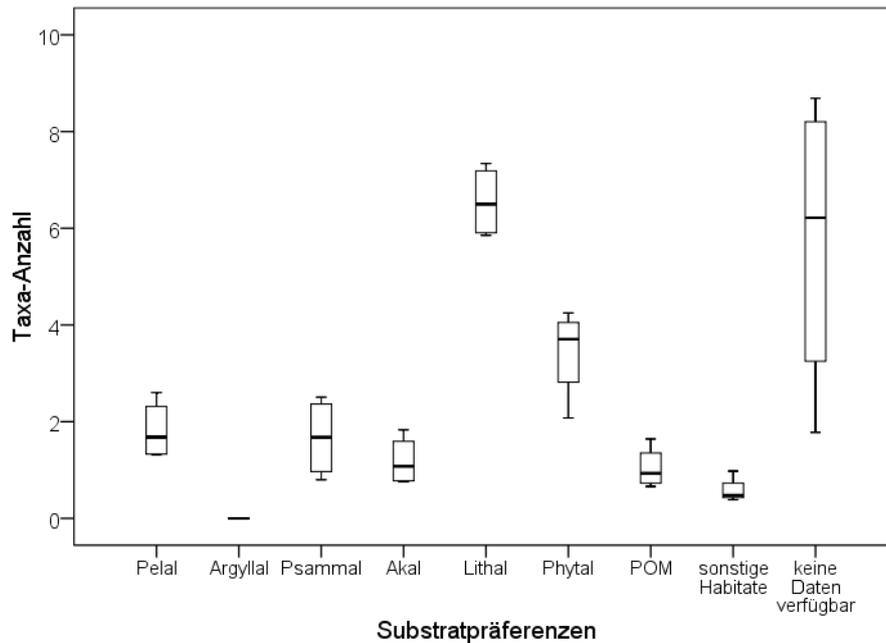


Abbildung 43: Substratpräferenzen der im Technolithal gefundenen Taxa des Durbachs (Ø 29 Taxa/Probestelle)

Die im Lithal der Probestellen des Strahlwegs gefundenen Taxa weisen auch am häufigsten eine Präferenz für dieses Substrat auf (Abbildung 44). Auch hier sind am zweithäufigsten Phytal-besiedelnde Taxa vorhanden. Viele der Taxa konnten keinem Substrat zugeordnet werden.

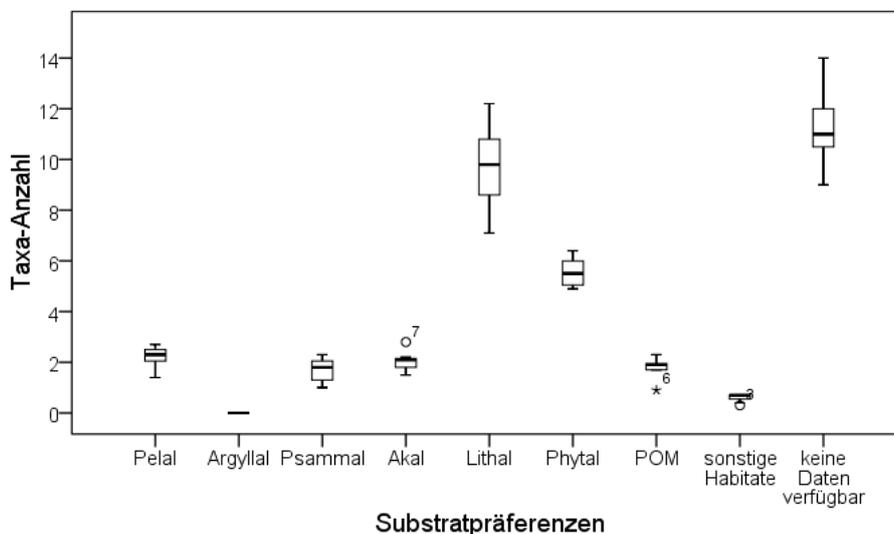


Abbildung 44: Substratpräferenzen der im Lithal gefundenen Taxa des Durbachs (Ø 35 Taxa/Probestelle)

Im Psammal überwiegen Lithal- und Phytal-besiedelnde Taxa in den Probestellen (Abbildung 45). Viele der Organismen konnten keinem Substrat zugeordnet werden. Im Vergleich zu den anderen Substraten sind hier wenige Taxa pro Probestelle vorhanden.

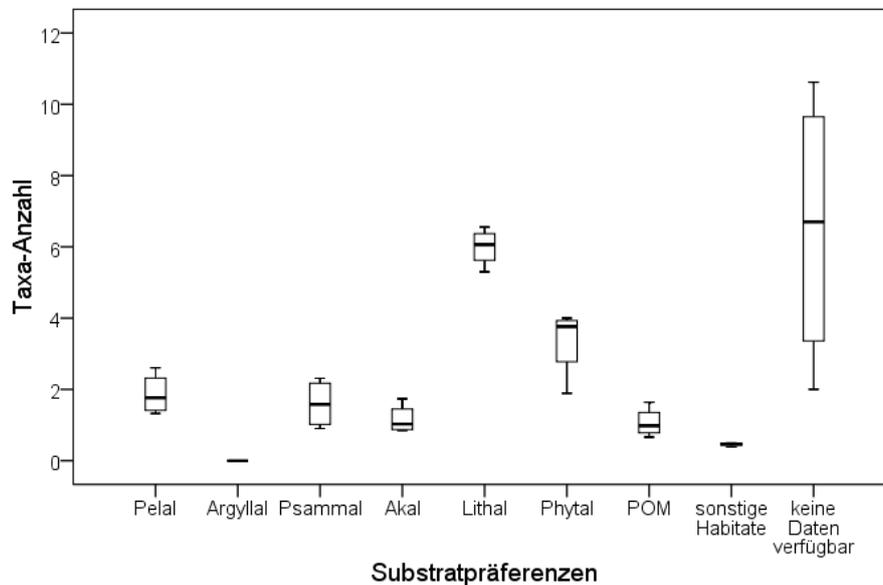


Abbildung 45: Substratpräferenzen der im Psammal gefundenen Taxa des Durbachs (Ø 22 Taxa/Probestelle)

### **Strömungspräferenzen der Taxa**

In Abbildung 46 sind die Strömungspräferenzen der im Strahlweg des Durbachs gefundenen Taxa dargestellt. Zum größten Teil sind hier rheophile Taxa, d. h. solche, die sich mit Vorliebe in Gewässern mit starker Strömung aufhalten, zu finden. Daneben ist auch eine Anzahl von rheo- bis limnophilen sowie rheobionten und indifferenten Taxa vorhanden. Stillwasser-Taxa bzw. Taxa mit Präferenz für langsam fließende Gewässer sind so gut wie nicht vorhanden. Dies entspricht dem für diesen Fließgewässertyp typischen Spektrum sowie auch den Strömungspräferenzen der im Strahlursprung vorkommenden Taxa (Tabelle 30).

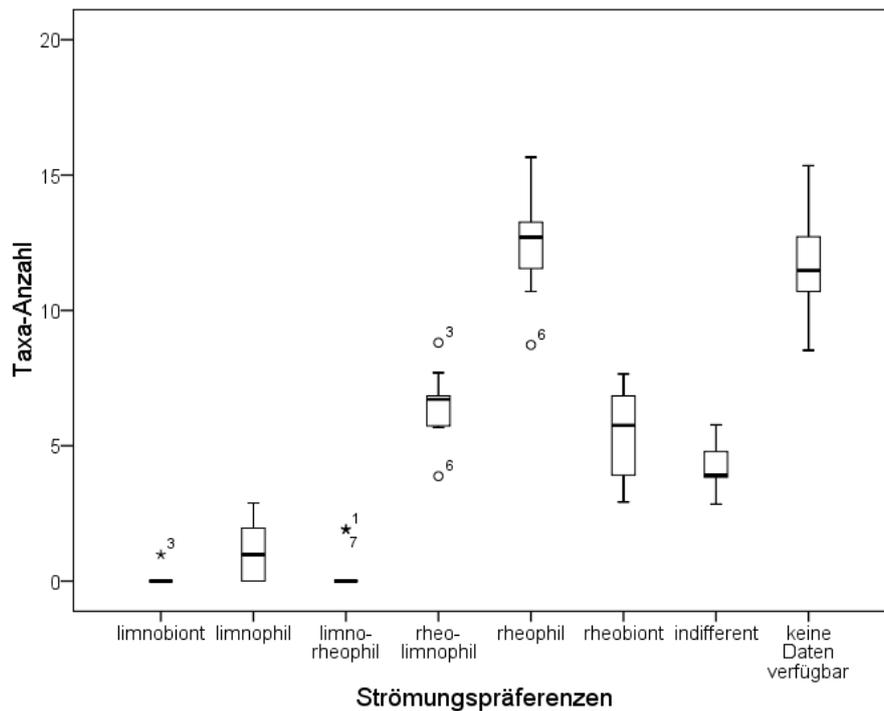


Abbildung 46: Strömungspräferenzen der Taxa in den Probestellen des Strahlwegs des Durbachs (Ø 42 Taxa/Probestelle)

Tabelle 30: Strömungspräferenzen der Taxa (Prozent) des naturnahen (Strahlursprung, DB1) Abschnittes des Durbachs

<b>Strömungstyp</b>	<b>naturnah [%]</b>
limnobiont	0,00
limnophil	2,08
limno-rheophil	2,08
rheo-limnophil	16,67
rheophil	29,17
rheobiont	14,58
indifferent	8,33
keine Daten verfügbar	27,08
<b>Gesamt</b>	<b>100,00</b>

### **Fazit**

Im Hinblick auf die in den Probestellen des Strahlwegs des Durbachs vorherrschenden Substrat- und Strömungsverhältnisse findet der überwiegende Teil der gefundenen benthischen Fauna ein typisches Habitat, sodass davon ausgegangen werden kann, dass sich die Taxa auch längerfristig ansiedeln. Die eingangs formulierte Hypothese wird folglich angenommen.

### 9.3.2 Neugraben

#### Substrat-Zusammensetzung

Das Sohlensubstrat des naturnahen Abschnittes des Neugrabens (Strahlursprung; DB16 und DB17) setzt sich zur einen Hälfte aus Mikrolithal und zur anderen aus Akal zusammen (Abbildung 47). Die durchschnittliche Sohlensubstrat-Zusammensetzung der renaturierten Gewässerstrecke besteht größtenteils aus Psammal; geringe Anteile an Akal und Phytal sind zusätzlich vorhanden.

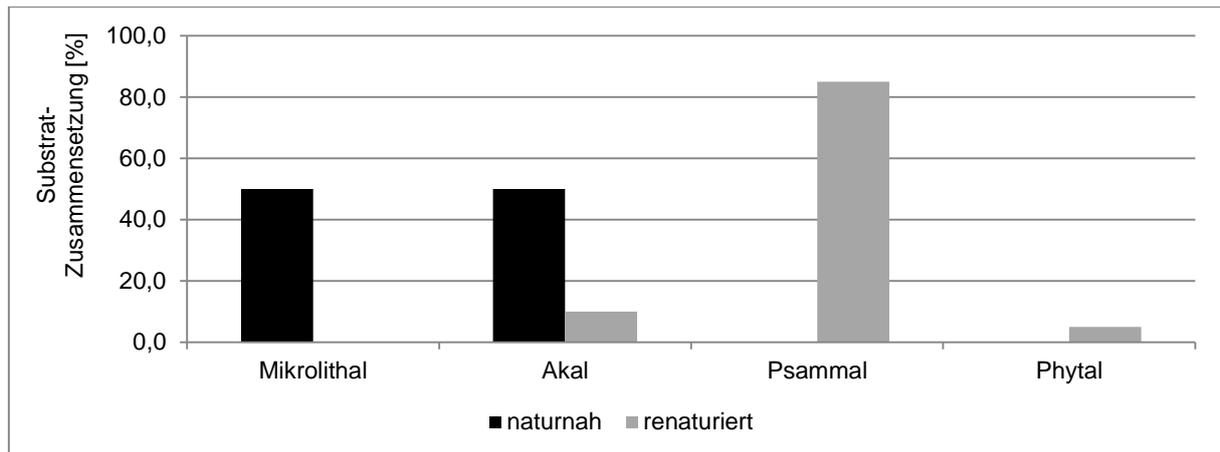


Abbildung 47: Durchschnittliche Substrat-Zusammensetzung aller naturnahen und renaturierten Probestellen des Neugrabens in Prozent

Das Substrat der ersten renaturierten Probestelle (Strahlweg bzw. -ziel; NG1) ist mit einem Anteil von je 40 % Psammal und Akal feinkörniger als der Strahlursprung. Hier sind auch lebende Teile terrestrischen Pflanzen in Form von Wurzeln zu finden. Das Sohlensubstrat der darauffolgenden ebenfalls renaturierten Gewässerstrecke (Strahlweg bzw. -ziel; NG2-NG4) besteht ausschließlich aus Psammal. Die beiden naturnahen Probestellen DB16 und DB17 weisen eine Substratdiversität von 0,68 auf. Die daran anschließende renaturierte Probestelle NG1 erreicht hingegen einen Wert von 1,06. Das Sohlensubstrat des restlichen Bachlaufs wird als völlig homogen eingestuft, da hier ausschließlich sehr feinkörniges Material vorhanden ist. Die Substrat-Zusammensetzungen und die Shannon-Diversitäts-Werte der einzelnen Probestellen des Neugrabens sind im Anhang in Tabelle A 14 dargestellt.

#### Mikrohabitat-Präferenzen der Taxa

Tabelle 31 zeigt die Substratpräferenzen der in den naturnahen (Strahlursprung; DB16 und DB17) und renaturierten (Strahlweg bzw. -ziel; NG1-NG4) Gewässerstrecken des Neugrabens gefundenen Taxa. Gut ein Fünftel der Taxa weisen in beiden Abschnitten eine Präferenz für Lithal auf. Dieses Substrat ist zusammen mit Akal zu je einer Hälfte in dem naturnahen Abschnitt vorhanden, in der renaturierten Strecke hingegen kommt dieses Substrat gar nicht vor (vgl. Abbildung 47 und Tabelle A 14). Eine Akal-Präferenz zeigen hingegen nur wenige Taxa. Häufiger sind noch Phytal- und Pelal-Besiedler zu finden. Im renaturierten Abschnitt, der zum überwiegenden Teil aus Psammal besteht, weisen lediglich ein Zehntel der Taxa eine Präferenz für dieses Substrat auf. Für den Großteil der Taxa kann keine Zuordnung zu einer bestimmten Substratpräferenz getroffen werden.

Tabelle 31: Substratpräferenzen der Taxa (Prozent) im naturnahen (Strahlursprung; DB16 und DB17) und renaturierten (Strahlweg bzw. -ziel; NG1-NG4) Abschnitt des Neugrabens

Substrattyp	naturnah [%]	renaturiert [%]
Pelal	8,20	7,58
Argyllal	0,60	0,46
Psammal	6,80	9,85
Akal	5,80	6,67
Lithal	22,40	21,97
Phytal	11,00	13,94
POM	3,40	4,55
sonstige Habitate	1,80	1,67
keine Daten verfügbar	40,00	33,33
Gesamt	100,00	100,00

Der Strahlweg des Neugrabens (NG1-NG4) besteht überwiegend aus Psammal. Akal kommt nur bei einer Probestelle vor und wird daher nicht weiter betrachtet. Die im Psammal des Strahlwegs gefundenen Taxa weisen überwiegend Präferenzen für das Lithal und Phytal auf (Abbildung 48). Psammal-bevorzugende Taxa sind nur sehr wenige in den Probestellen vorhanden. Einige Taxa konnten keiner Substratpräferenz zugeordnet werden. Insgesamt kommen wenige Taxa im Psammal in den einzelnen Probestellen vor.

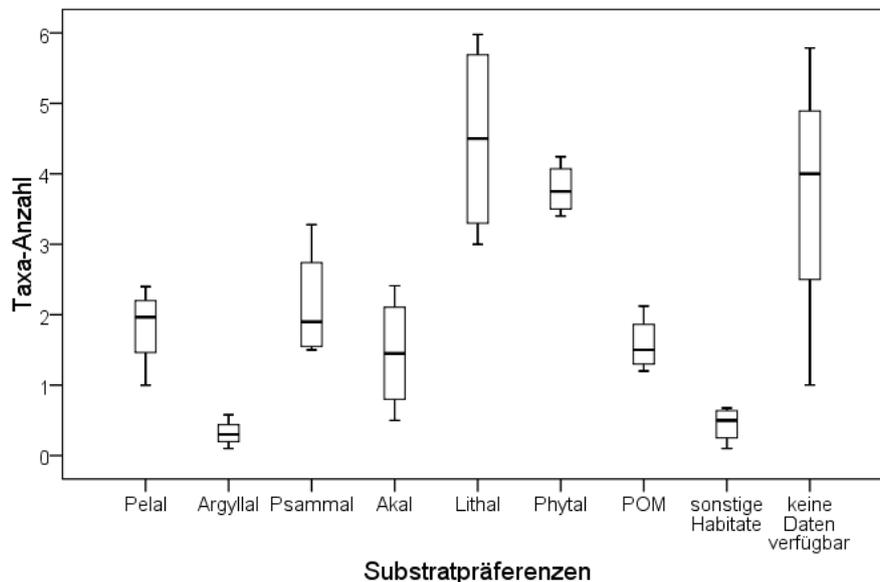


Abbildung 48: Substratpräferenzen der im Psammal gefundenen Taxa des Neugrabens (Ø 20 Taxa/Probestelle)

### Strömungspräferenzen der Taxa

Im Strahlweg des Neugrabens sind weitestgehend rheo- bis limnophile Taxa vorhanden (Abbildung 49). Somit haben die Organismen sich an das hier tatsächlich vorherrschende Strömungsprofil, welches sich als träge fließend beschreiben lässt, angepasst. Die für diesen Fließgewässertyp eigentlich typischen rheophilen Taxa, die auch im Strahlursprung den größten Anteil ausmachen (Tabelle 32), sind im Vergleich dazu nur mit geringer Anzahl in den Probestellen vertreten. Im Strahlursprung des Neugrabens sind der größte Anteil (ein Viertel) rheophile Taxa vorhanden. Rheo- bis limnophile Taxa besiedeln diesen Abschnitt mit rund 14 %.

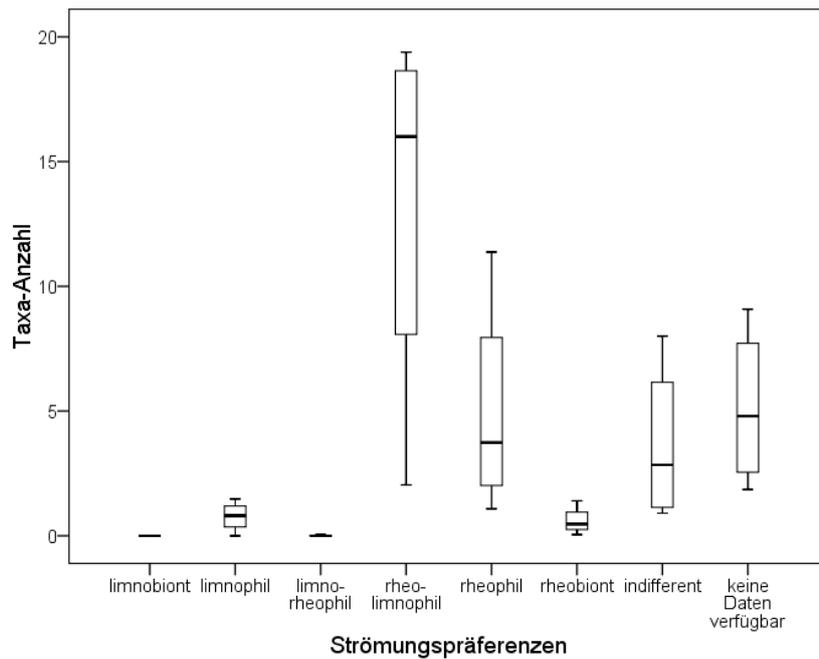


Abbildung 49: Strömungspräferenzen der Taxa in den Probestellen des Strahlwegs des Neugrabens (Ø 20 Taxa/Probestelle)

Tabelle 32: Strömungspräferenzen der Taxa (Prozent) des naturnahen (Strahlursprung, DB16 und DB17) Abschnittes des Neugrabens

<b>Strömungstyp</b>	<b>naturnah [%]</b>
limnobiont	0,00
limnophil	3,70
limno-rheophil	2,51
rheo-limnophil	13,72
rheophil	28,63
rheobiont	10,15
indifferent	12,41
keine Daten verfügbar	28,88
<b>Gesamt</b>	<b>100,00</b>

### **Fazit**

Die eingangs formulierte Hypothese muss aufgrund der vorliegenden Ergebnisse abgelehnt werden: insgesamt stellt die renaturierte Gewässerstrecke (Strahlweg bzw. -ziel) des Neugrabens kein geeignetes Habitat für die dort vorkommenden grobmaterial-besiedelnde Taxa zur Verfügung, zumindest nach deren Substratpräferenzen. Das hier vorherrschende Strömungsprofil scheint den Präferenzen der im Strahlweg vorkommenden Taxa zwar zu entsprechen, jedoch weist die Strömung im Strahlweg zum größten Teil nicht den Präferenzen der im Strahlursprung gefundenen Organismen auf und somit sind diese im Strahlweg auch nicht wiederzufinden. Es kann angenommen werden, dass sich hier nur bestimmte Taxa aufhalten. Im Hinblick auf die Strahlwirkung wirkt sich dies einschränkend aus.

### 9.3.3 Sasbach

#### Substrat-Zusammensetzung

Das Sohlensubstrat in den renaturierten Gewässerstrecken (Strahlursprünge bzw. -ziel; SB1, SB2, SB4, SB6, SB8 und SB9) im Sasbach setzt sich mit knapp der Hälfte aus Akal und rund einem Drittel aus Psammal zusammen (Abbildung 50). Weiter sind viele Mikrohabitate aus lebenden Teilen terrestrischer Pflanzen (z. B. Feinwurzeln am Ufer; Phytal) vorhanden. Das für diesen Gewässertyp typische Lithal macht nur einen geringen Anteil aus. Die renaturierten Gewässerstrecken weisen hinsichtlich der Substratdiversität Werte von 0,33-1,06 auf. Der Mittelwert liegt bei 0,72. Die höchsten Werte erreichen die Probestellen SB4 und SB9.

In den ausgebauten Gewässerstrecken (Strahlweg; SB3, SB5, SB7, SB10-SB19) können, Technolithal ausgenommen, die gleichen Substrattypen gefunden werden wie in den renaturierten. Zu gleichen Anteilen setzt sich das Sohlensubstrat aus Lithal, Akal, Psammal (je 15 %) sowie mit knapp einem Drittel aus Makrophyten zusammen. Ein Anteil von 15 % der gesamten Sohle weist eine Sohlpflasterung (Technolithal) auf. Hierbei muss aber erwähnt werden, dass die ausgebauten Gewässerstrecken innerhalb der Probestellen SB3, SB5 und SB7 sowie SB10 bis SB19 im Sasbach durchgehend mit einer Sohlpflasterung ausgebaut sind. Dennoch haben sich im Laufe der Zeit hier Substratinseln gebildet, welche demnach als solche beprobt wurden und in die Auswertung eingeflossen sind. Das hier erwähnte Technolithal ist somit als gut sichtbare, ohne von anderen Substraten überlagerte Sohlpflasterung zu verstehen. Die Substratdiversität der ausgebauten Probestellen weisen Werte von 0,33-1,33 auf. Den höchsten Wert erreicht hierbei die Probestelle SB14. Der Mittelwert liegt bei 0,82. Somit ist hier im Vergleich zu den renaturierten Probestellen die Substratdiversität höher. Die Substrat-Zusammensetzungen und die Shannon-Diversitäts-Werte der einzelnen Probestellen des Sasbachs sind im Anhang in Tabelle A 15 dargestellt.

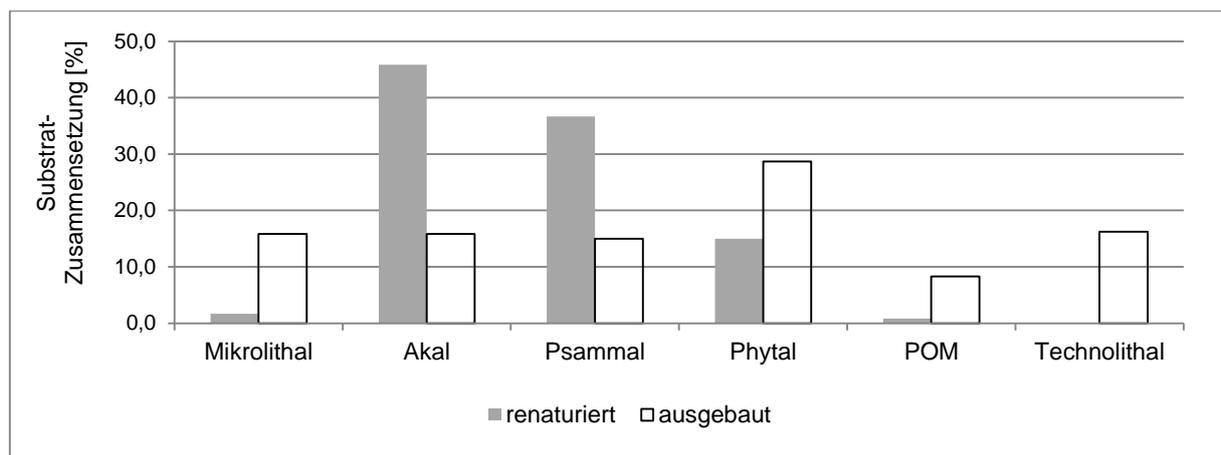


Abbildung 50: Durchschnittliche Substrat-Zusammensetzung aller renaturierten und ausgebauten Probestellen des Sasbachs in Prozent

**Mikrohabitat-Präferenzen der Taxa**

Tabelle 33 zeigt die Substratpräferenzen der in den Strahlursprüngen (SB1, SB2, SB8 und SB9) und den Strahlwegen (SB3, SB5, SB7, SB10-19) des Sasbachs gefundenen Taxa. Die Verteilungsverhältnisse sind mit dem Durbach vergleichbar. Rund ein Fünftel der Taxa zeigen eine Lithal-Präferenz, wobei dieses Substrat nur mit einem geringen Anteil in der renaturierten Strecke vorhanden ist (vgl. Abbildung 50 und Tabelle A 15).

Tabelle 33: Substratpräferenzen der Taxa (in Prozent) im renaturierten (Strahlursprung; SB1, SB2, SB8 und SB9) und ausgebauten (Strahlweg; SB3, SB5, SB7, SB10-19) Abschnitt des Sasbachs

<b>Substrattyp</b>	<b>renaturiert [%]</b>	<b>ausgebaut [%]</b>
Pelal	6,67	8,34
Argyllal	0,46	0,54
Psammal	8,03	13,01
Akal	6,82	8,43
Lithal	23,49	19,20
Phytal	13,03	15,91
POM	5,15	6,47
sonstige Habitate	1,52	1,33
keine Daten verfügbar	34,85	26,77
Gesamt	100,00	100,00

Am zweithäufigsten kommen Taxa mit einer Phytal-Bevorzugung vor. In den Strahlursprüngen ist dieses Substrat mit durchschnittlich 15 % vorhanden, im Strahlweg sogar mit 30 %. Weiter besiedeln noch einige Taxa mit Pelal-, Psammal-, Akal- und POM-Präferenz die Probestellen der Strahlursprünge und der Strahlwege. Insbesondere die Strahlwege weisen noch einen größeren Anteil an Psammal-besiedelnden Taxa auf. Die Substrate Akal und Psammal sind zu großen Teilen hier vorhanden, POM nur zu einem geringen Anteil mit unter 10 %. Für eine Vielzahl der gefundenen Taxa ist jedoch keine Zuordnung zu einer Substratpräferenz möglich.

Die im Strahlweg des Sasbachs vorhandenen Substrate sind Technolithal, Lithal, Akal, Psammal und Phytal. Das Substrat POM ist nur geringfügig gegeben und wird daher nicht weiter betrachtet. Die Sohlpflasterung ist ein prägender Bestandteil der Gewässersohle im ausgebauten Sasbach, der jedoch großflächig von weiteren Substraten überlagert wird (Substratinseln). In Abbildung 51 sind die Substratpräferenzen der im Technolithal gefundenen Taxa dargestellt. Der überwiegende Teil der Taxa bevorzugt das Lithal und Phytal als Habitat. Daraus kann abgeleitet werden, dass die Taxa im Technolithal des Sasbachs ein ähnliches dem von ihnen präferierten Substrat vorfinden. Es besteht aus großen (20-30 cm Längsdurchmesser), aber flachen Steinen, die mit Aufwuchsalgen bzw. einem Biofilm überzogen sind. Der Zwischenraum der Pflastersteine ist mit feinkörnigem Material aufgefüllt, sodass dort auch Feinmaterial-Besiedler ein Habitat finden. Viele der Taxa konnten keinem Substrat zugeordnet werden.

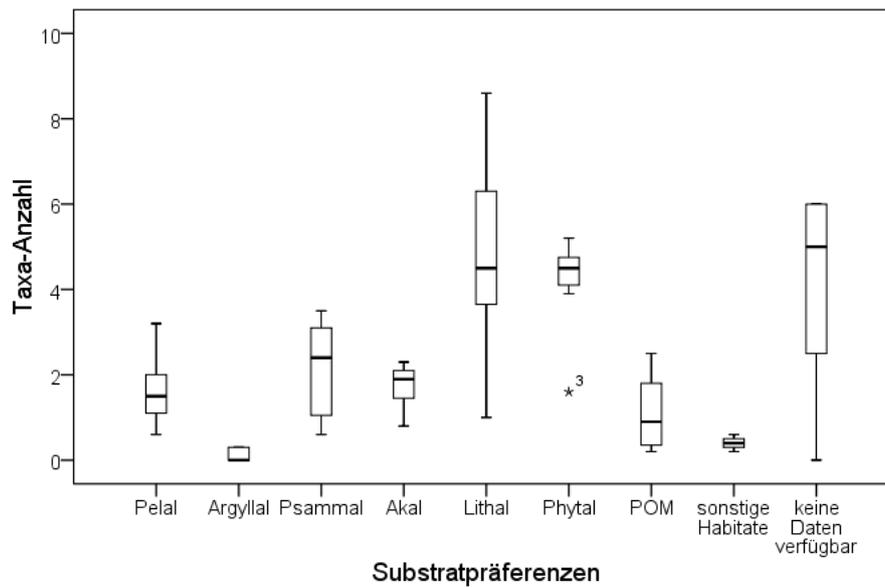


Abbildung 51: Substratpräferenzen der im Technolithal gefundenen Taxa des Sasbachs (Ø 20 Taxa/Probestelle)

Die größte Anzahl der im Lithal gefundenen Taxa weist auch eine Präferenz für dieses Substrat auf (Abbildung 52). Es sind hier aber nur unwesentlich weniger Phytal-Taxa zu finden. Viele Taxa konnten keinem Substrat zugeordnet werden.

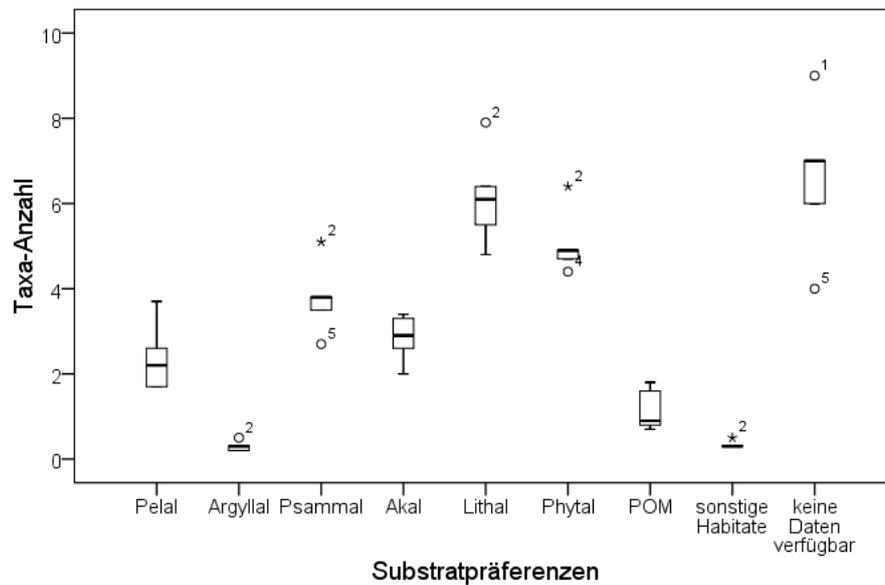


Abbildung 52: Substratpräferenzen der im Lithal gefundenen Taxa des Sasbachs (Ø 20 Taxa/Probestelle)

Die im Psammal der Probestellen gefundenen Taxa weisen zum überwiegenden Teil eine Präferenz für dieses Substrat auf, zu einem großen Teil aber auch für Phytal oder Lithal (Abbildung 53). Insgesamt sind hier in den einzelnen Probestellen sehr wenige Taxa vorhanden.

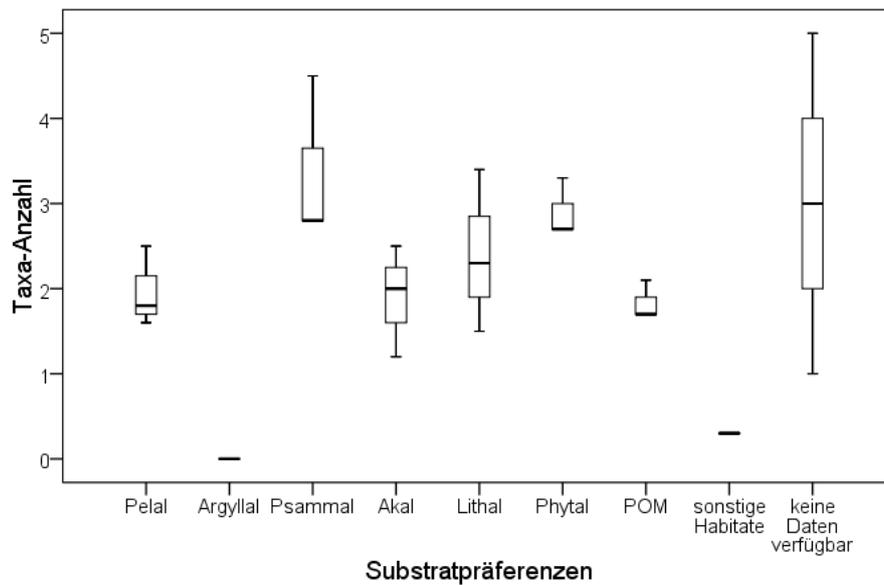


Abbildung 53: Substratpräferenzen der im Psammal gefundenen Taxa des Sasbachs (Ø 18 Taxa/Probestelle)

Bei Betrachtung des Phytals zeigt sich, dass die darin gefundenen Taxa zwar auch meist eine Präferenz für dieses Substrat haben, diese aber genauso für das Lithal vorliegt (Abbildung 54).

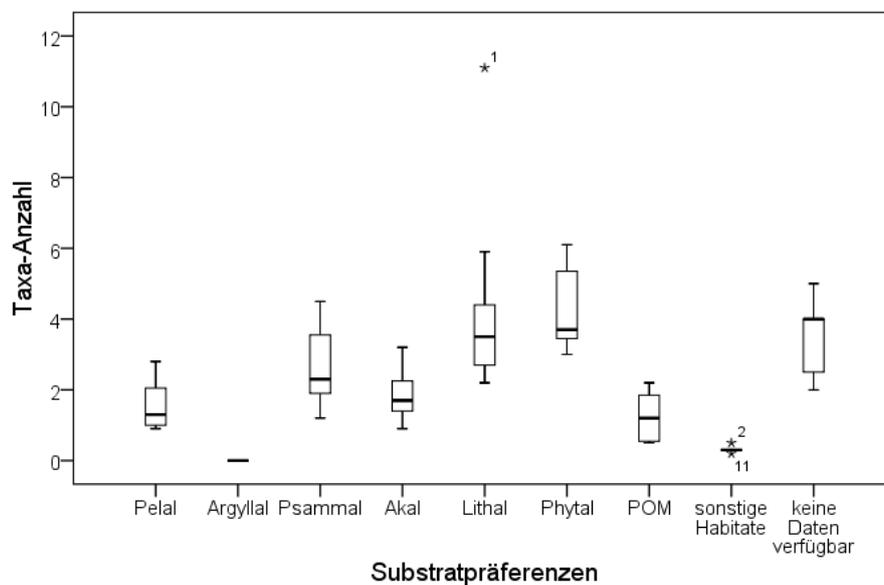


Abbildung 54: Substratpräferenzen der im Phytal gefundenen Taxa des Sasbach (Ø 20 Taxa/Probestelle)

Die im Akal gefundenen Taxa weisen zum größten Teil Substratpräferenzen für Lithal und Phytal auf (Abbildung 55). Akal-besiedelnde Taxa sind in den einzelnen Probestellen nur wenige vorhanden. Viele Taxa sind keinem Substrattyp zuordenbar. Im Vergleich zu den andere Substraten sind im Akal der Probestellen viele Taxa gefunden worden.

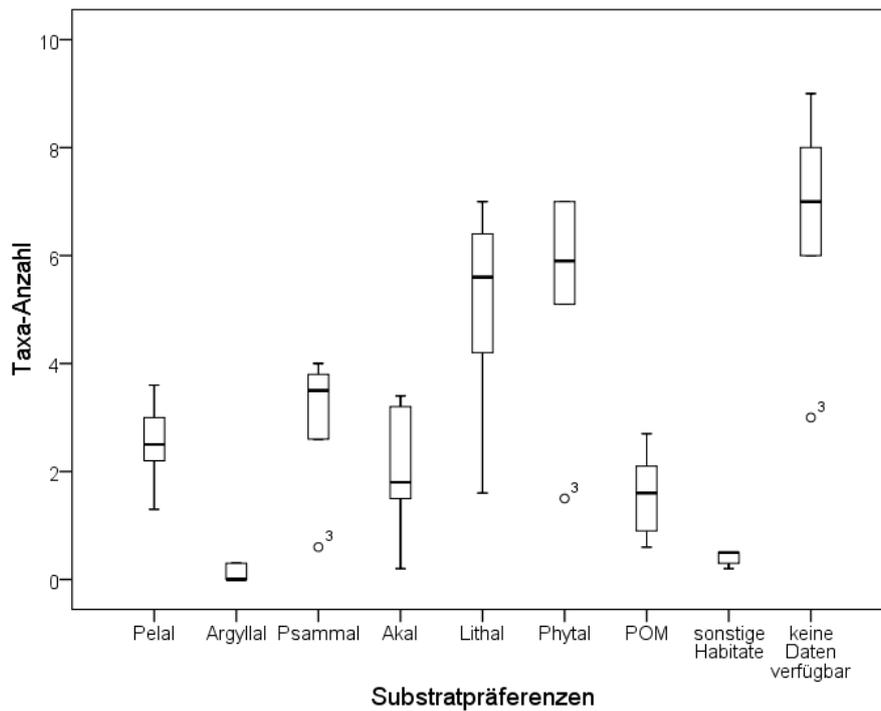


Abbildung 55: Substratpräferenzen der im Akal gefundenen Taxa des Sasbach (Ø 28 Taxa/Probestelle)

### Strömungspräferenzen der Taxa

Im ausgebauten Sasbach sind überwiegend rheophile Taxa zu finden (Abbildung 56), aber auch rheo- bis limnophile Organismen sind in den Probestellen vorhanden. Eine schnellfließende Strömung ist auch typisch für diesen Fließgewässertyp und entspricht dem Großteil an vorherrschender Präferenz der Taxa im Strahlursprung (Tabelle 34).

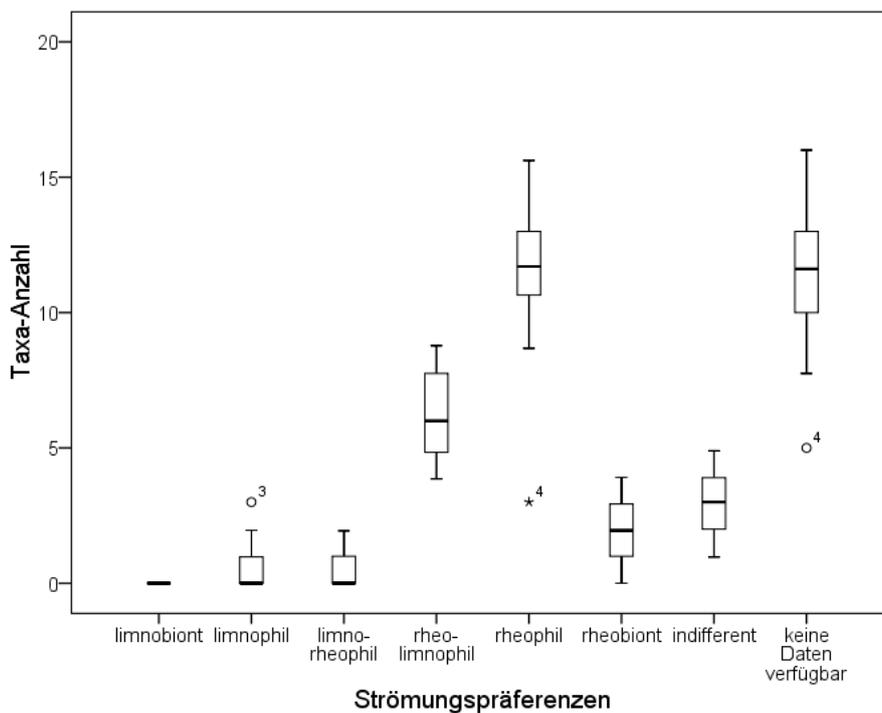


Abbildung 56: Strömungspräferenzen der Taxa in den Probestellen des Strahlwegs des Sasbach (Ø 35 Taxa/Probestelle)

Tabelle 34: Strömungspräferenzen der Taxa (Prozent) des renaturierten (Strahlursprung, SB1, SB2, SB8 und SB9) Abschnittes des Sasbachs

<b>Strömungstyp</b>	<b>renaturiert [%]</b>
limnobiont	0,00
limnophil	2,86
limno-rheophil	1,74
rheo-limnophil	16,90
rheophil	35,53
rheobiont	3,49
indifferent	9,84
keine Daten verfügbar	29,63
Gesamt	100,00

### **Fazit**

Aufgrund der Ergebnisse kann davon ausgegangen werden, dass ein Großteil der benthischen Fauna ein ihrer Sohlensubstrat- und Strömungs-Präferenz entsprechendes Habitat im Strahlweg des Sasbachs findet und sich dort auch ansiedeln kann. Die eingangs formulierte Hypothese wird somit angenommen.

## **9.4 Diskussion**

Das Sohlensubstrat gilt als ein Hauptfaktor für die Makrozoobenthosverteilung in Fließgewässern (RABENI & MINSHALL 1977, PARDO & ARMITAGE 1997, BEISEL et al. 1998, BEAUGER et al. 2006, CHAKONA et al. 2008). Dabei haben die verschiedenen Substrattypen aber unterschiedliche Potenziale und Stellenwerte, um als Habitate zu fungieren. Studien haben gezeigt, dass im selben Gewässer Artenhäufigkeiten und Biomasse pro Flächeneinheit je nach Substrat stark variieren können (HUSSAIN & PANDIT 2012). Ein hoher Grad an Substratdiversität bringt somit auch eine hohe Artenvielfalt der Invertebraten mit sich (HYNES 1970b, ALLAN 1975, WILLIAMS 1980, ERMANN & ERMANN 1984, BEISEL et al. 1998).

### **9.4.1 Zusammensetzung des Sohlensubstrats**

Es wird im Allgemeinen davon ausgegangen, dass naturnahe bzw. renaturierte Gewässerstrecken eine höhere Substratdiversität aufweisen als strukturell defizitäre Abschnitte (MUOTKA & SYRJANEN 2007, GROLL 2011, SCHATTMANN 2013). Diese Aussage kann anhand der vorliegenden Ergebnisse jedoch nur teilweise bestätigt werden. Im ausgebauten Sasbach zum Beispiel ist die Substrat-Zusammensetzung diverser als im renaturierten Abschnitt.

Dennoch entsprechen die in den naturnahen Gewässerabschnitten des Durbachs und Neugrabens (Strahlursprünge) vorkommenden Sohlensubstrattypen weitestgehend dem Referenzzustand des Fließgewässertyps 5, welches sich aus grobmaterialreichen Substraten mit geringem Anteil an feinem Material zusammensetzt (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2004, POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008). Im Vergleich dazu weisen die renaturierten Gewässerstrecken im Sasbach (Strahlursprünge) mehr feinmaterialreiches Substrat auf. Dies lässt sich zum einen dadurch erklären, dass der Sasbach hier zum Schwemmfächerbach wird, der hauptsächlich feinkiesiges bis feinsandiges Geschiebe mit sich bringt und hier ablagert (vgl.

Kapitel 3.4.1). Da jedoch sehr viel sandiges Material vorhanden ist, könnte dies auch auf die hohe anthropogene Beeinflussung des gesamten Gewässers im Oberlauf zurückgeführt werden. Durch die an diesen Probestellen geschaffene Gewässeraufweitung im Zuge der Renaturierungsmaßnahme und der damit verbundenen Verringerung der Fließgeschwindigkeit wird feines Material von den oberhalb liegenden begradigten, schnellfließenden Gewässerstrecken hierher transportiert und abgelagert. Dasselbe kann bei den Renaturierungen des Durbachs und Neugrabens festgestellt werden: die Probestellen DB11 sowie NG2 bis NG4 bestehen vollständig aus Feinmaterial. Auch diese Gewässerabschnitte wurden aufgeweitet.

Im Gegensatz dazu liegt in den ersten 600 m der ausgebauten Strecke (Strahlweg, DB2-DB5) des Durbachs ein dem naturnahen Abschnitt (DB1) ähnliches Sohlenssubstrat vor. Eine die gesamte Gewässersohle bedeckende Sohlpflasterung beginnt erst ab Probestelle DB6. Selbst bei einer massiven Sohlbefestigung – dies gilt für Durbach und Sasbach – sind dennoch ausgeprägte Sohlhabitate (Substratinseln) vorhanden. Auf den Sohlpflasterungen hat sich stellenweise Kies, vor allem aber Feinmaterial wie Sand und Schlamm abgelagert. Hier sind teilweise große Flächen an Makrophytenpolster entstanden. Durch deren Etablierung wird wiederum feineres Material am Weitertransport gehindert, sodass weitere Flächen der Sohlpflasterung abgedeckt werden. Ein weiteres wichtiges Habitat im ausgebauten Sasbach wird durch den Röhrichtgürtel gebildet, der über weite Strecken das Fließgewässer säumt. Ähnliche Beobachtungen brachten die Untersuchungen von RÖCK (2008) und SCHATTMANN (2013). Das Konzept der Strahlwirkung spricht bei einer Verschleppung von Feinsedimenten grundsätzlich von einer „negativen Strahlwirkung (DRL 2008, LANUV NRW 2011). Wie diese Studie jedoch zeigt, können sich solche Substrate in stark ausgebauten Gewässerstrecken durchaus positiv auswirken.

Die Sohlenssubstratkartierung in dieser Studie erfolgte wie in Kapitel 4.3 beschrieben, wobei die Sohlenssubstrate in 5 %-Stufen abgeschätzt wurden. Oft wird zur Erfassung von Mikrohabitaten andere Methoden, z. B. das Legen von Transekten durch den Gewässerquerschnitt an mehreren Stellen und die Kartierung der Sohlenssubstrate an gleichmäßig verteilten Messpunkten entlang der Transekte, angewandt (z. B. JÄHNIG et al. 2008, SUNDERMANN et al. 2009, GROLL 2011, SCHATTMANN 2013). Für die Beantwortung der in dieser Studie bearbeiteten Fragestellung ist die Kenntnis über eine detaillierte Substrat-Zusammensetzung jedoch nicht relevant.

#### **9.4.2 Mikrohabitat-Präferenzen der Taxa**

Viele Makrozoobenthosarten haben eine äußerst enge Bindung an ein bestimmtes Habitat, an welches sie sich physiologisch angepasst haben (JUNGWIRTH et al. 2003). Für das Konzept der Strahlwirkung könnte dies bedeuten, dass bei Vorliegen entsprechender Habitatbedingungen (z. B. geeignete Sohlenssubstrate, Strömungsverhältnisse, etc.) im Strahlweg für die benthische Fauna die Möglichkeit besteht, sich dort anzusiedeln bzw. länger aufzuhalten. Im vorliegenden Kapitel wurde daher der Frage nachgegangen, ob die in den Strahlwegen gefundenen Taxa ein geeignetes Mikrohabitat finden.

In den naturnahen bzw. renaturierten Gewässerstrecken (Strahlursprünge) aller drei Untersuchungsbäche sind die meisten Taxa Lithal- sowie mit einem etwas geringeren Anteil Phytal-

Besiedler. Dies trifft auch auf die in den Strahlwegen untersuchten Probestellen zu. Taxa, die feinere Substrate besiedeln, sind hingegen nicht so zahlreich vorhanden. Dies deckt sich mit bereits vorhandenen Erkenntnissen zur substrattypischen Besiedlung des Makrozoobenthos. Grobe Sedimente weisen meist einen hohen Artenreichtum auf (PENNAK 1971, CUMMINS 1975, HART 1978, GORE & JUDY 1981, JUNGWIRTH et al. 1993). Dies liegt daran, dass Gewässer-sohlen, die von großen Partikeln dominiert werden, generell auch feinere Sedimente und organisches Material beinhalten, was die Artenhäufigkeit und -diversität weiter fördert (HYNES 1970b). Außerdem werden feinpartikuläre Substrate wie Schlamm und Sand bei hydraulischen Unterschieden leichter umgelagert, wohingegen gröbere Substrate eine höhere Strukturstabilität haben und daher als Lebensraum bevorzugt werden (JUNGWIRTH et al. 2003). Das Phytal, sprich die Wurzeln der Ufervegetation, die ins Wasser reichen, in den renaturierten Strecken sowie die Makrophyten und Röhrichte in den ausgebauten Abschnitten, bilden besonders geeignete Habitate für Gammariden, wie sie zum Beispiel im Sasbach in Massen gefunden wurden (vgl. Kapitel 5.2.3). Makrophyten und lebende Teile terrestrischer Pflanzen bieten Lebensraum, Schutz vor Fressfeinden sowie Nahrungsquelle in einem. Moosen und Wurzeln, also Substrate mit einer hohen Intra-Habitat-Heterogenität (BOURNAUD & COGERINO 1986, SUREN 1991, SUREN 1993), wird eine große Bedeutung bei der Mikroverteilung der Invertebraten zugesprochen, da sie eine Bandbreite an Refugien darstellen, welche die Population vor abiotischen und biotischen Interaktionen abpuffern können (BEISEL et al. 1998).

Lithal- und Phytal-besiedelnde Taxa sind auch in den Sohlensubstraten der Strahlwege am häufigsten anzutreffen. Grundsätzlich konnte die in den Strahlwegen des Durbachs und Sasbachs vorhandenen Taxa zum überwiegenden Teil in den von ihnen präferierten Substraten gefunden werden. Auch auf der Sohlpflasterung dieser beiden Bäche dominieren Lithal- und Phytal-Besiedler. Da sich auf dieser mit großen Steinen befestigten Sohle eine Schicht mit Feinmaterial ablagert und sich auch Aufwuchsalgen bzw. ein Biofilm (eine Mischung aus Bakterien, Pilzen und Makromolekülen) gebildet haben, kann dieses Sohlensubstrat als Mikrohabitat für die benthische Fauna angesehen werden, das dem von ihnen präferierten Habitat (große Steine bzw. Pflanzen) ähnelt. Zusätzlich findet das Makrozoobenthos im unverfugten Lückenraum zwischen den Pflastersteinen Mikrohabitate in der Größenordnung von mehreren Quadratzentimetern, die aus Substraten unterschiedlicher Korngrößen bestehen (z. B. Kies und Sand). Eine Studie von RÖCK (2008) an zwei künstlich angelegten Flutkanälen zeigt, dass, wenn Substrate vorhanden und ausdifferenziert sind, sich auch in stark veränderten Gewässerstrecken besiedelbare Lebensräume befinden können. Diese Ergebnisse decken sich mit den Resultaten in Kapitel 6 und 7, in denen gezeigt wurde, dass im ausgebauten Durbach und Sasbach eine ähnliche Faunenzusammensetzung wie in den Strahlursprüngen gefunden wurde und somit eine Strahlwirkung vorliegt.

Solche Übereinstimmungen von Fundortsubstrat und Substratpräferenz konnten im Strahlweg des Neugrabens nicht identifiziert werden. In der sandigen, renaturierten Gewässerstrecke des Neugrabens sind hauptsächlich Lithal- sowie Phytal-präferierende Taxa zu finden, obwohl diese aufgrund des hier vorliegenden Sohlensubstrates nicht zu erwarten gewesen wären. Diese kommen jedoch auch im Strahlursprung des Neugrabens vor. Somit ist anzunehmen, dass diese Organismen von dort aus teilweise in den Strahlweg verdriftet werden, aber aufgrund des vorliegenden Substrates kein geeignetes Habitat finden. Dies erklärt auch die

Ergebnisse der Kapitel 6.3.2 und 7.3.2, nach denen die Strahlwirkung mit zunehmender Entfernung vom Strahlursprung abnimmt. Sand stellt allgemein hin ein artenarmes Habitat dar (BARTON & LOCK 1979, TITTIZER & SCHLEUTER 1986), insbesondere für Invertebraten größer als 1 mm (PENNAK 1971, BOURNAUD & COGERINO 1986). Das liegt insbesondere daran, dass die Größe und die Beweglichkeit der Partikel die Organismen daran hindern, in die Substratzwischenräume einzudringen (BEISEL et al. 1998). Diese Ergebnisse werden auch durch die Betrachtung der Strömungspräferenzen der vorkommenden Taxa bestätigt. Im Strahlweg des Durbachs und Sasbachs finden sich überwiegend Taxa mit Vorliebe zu schnellfließenden Gewässern. Im Gegensatz dazu präferieren die Taxa im Strahlweg des Neugrabens eher langsam fließende Gewässer, was auch den dortigen Gegebenheiten entspricht. Dennoch findet die hier im Strahlursprung zum größten Teil vorkommenden rheophilen Taxa keine passenden Strömungsverhältnisse vor und sind somit im Strahlweg kaum vorhanden.

Für viele Taxa sind die Substratpräferenzen noch unbekannt (SCHRÖDER et al. 2013). Dies zeigt sich auch in den in diesem Kapitel durchgeführten Auswertungen nach dem Bewertungsverfahren PERLODES, dass für einen sehr großen Teil der vorkommenden Taxa keine Mikrohabitat-Präferenzen angegeben hat („keine Daten verfügbar“). Daraus ergibt sich eine gewisse Fehlerwahrscheinlichkeit der Daten, sodass die Auswertungen lediglich einen Trend aufzeigen können. Obwohl die Ergebnisse der vorliegenden Studie auf eine entscheidende Bedeutung des Substrats hinweisen, heben Autoren auch die Bedeutung von Strömungsgeschwindigkeit (STATZNER et al. 1988, SCHÖNBORN 1992, LANCASTER & HILDREW 1993), Wassertemperatur (HYNES 1970a, WARD 1976) und Nahrungsverfügbarkeit (BEISEL et al. 1998, JUNGWIRTH et al. 2003, KIFFNEY & RONI 2007), aber auch Einzelereignisse wie Trockenheit oder Hochwasser (LAKE 2000, MCCABE & GOTELLI 2000, WARD & TOCKNER 2001) oder auch den Druck von Fressfeinden (GILLIAM et al. 1989, JUNGWIRTH et al. 2003) hervor, die die Makrozoobenthos-Fauna formen. Diese weiteren Einflussfaktoren, mit Ausnahme der Strömungspräferenz der Taxa, wurden in dieser Studie jedoch nicht weiter verifiziert. Eine organische Belastung des Gewässers als biotischer Faktor kann ebenfalls Auswirkungen auf die Benthosgemeinschaft haben (PALMER et al. 2010), was aber für untersuchten Gewässerabschnitte der vorliegende Studie jedoch ausgeschlossen werden konnte (vgl. 5.1.2 und 5.2.2).

Aus den Ergebnissen dieses Kapitels lässt sich ableiten, dass mitunter die Sohlenssubstrate besonders in ausgebauten Gewässern von großer Bedeutung für das Zustandekommen einer Strahlwirkung sind. Hierbei ist jedoch wesentlich, dass diese Sohlenssubstrate dem Fließgewässertyp entsprechend vorliegen. Diese Notwendigkeit ergibt sich insbesondere aus den Daten des Neugrabens, in dessen Strahlweg die Strahlwirkung aufgrund unpassendem und homogenen Substrat nach einer gewissen Strecke abnimmt bzw. zusammenbricht (vgl. Kapitel 6.3.2 und 7.3.2). Entscheidend ist bei dem Konzept der Strahlwirkung aber, dass sich nicht nur Generalisten, die eher anspruchslos gegenüber ihrem Habitat sind, im Strahlweg ansiedeln, sondern auch Taxa mit hohen morphologischen Ansprüchen („positive Taxa“, vgl. Kapitel 6.2). Durch diese werden die Strahlwege erst ökologisch aufgewertet. In Durbach und Sasbach sind die „positiven Taxa“ in sehr heterogenen Anzahlen über den Strahlweg verteilt, stellenweise erreichen sie aber ähnliche Zahlen wie im Strahlursprung (vgl. Tabelle 9 und Tabelle 13). Im Gegensatz dazu wird anhand der „positiven Taxa“ im Neugraben der Zusammenbruch der Strahlwirkung im zweiten Untersuchungsjahr ab NG3 erkennbar (Tabelle 10).

Wie die LANUV NRW (2011) und andere Studien (z. B. KAIL 2009, DAHM et al. 2014) bei den Anforderungen an die Strahlwirkungselemente beschrieben haben (vgl. Kapitel 2.1), müssen Aufwertungs-Strahlwege mit einer Mindestausstattung und bestenfalls auch mit Trittsteinen eine vergleichsweise naturnahe gewässerspezifische Sohlenstruktur (GSG 5 und besser) aufweisen. Strukturell stark veränderte Strahlwege mit einer Sohlenstrukturgröße von 6 oder 7 können nur als Durchgangskorridor genutzt werden, da Refugialräume und Rastplätze fehlen. Bei der Umsetzung des Strahlwirkungskonzepts wird derzeit von diesen Annahmen ausgegangen. Jedoch gehen in den übergeordneten Bereich „Sohle“ z. B. bei der Gewässerstrukturbewertung nach LAWA (2000) mehrere Struktur-Haupt- und deren Einzelparameter (vgl. Kapitel 4.2, Tabelle 5) ein. Allerdings zeigen die Ergebnisse dieses sowie auch dem vorangegangenen Kapitel, dass dem Sohlensubstrat als Struktur-Einzelparameter mehr Gewichtung gegeben werden sollte, um das Konzept erfolgreich im Fließgewässer umzusetzen. Auch DAHM et al. (2014) haben, zwar nur in vergleichsweise wenigen Fällen sowie in geringer Distanz zum Strahlursprung, in ihrer Studie festgestellt, dass der gute ökologische Zustand auch in stark beeinträchtigten Gewässerstrecken (GSG = 6) erreicht werden konnte. Zum selben Ergebnis kommt die vorliegende Studie im ersten Untersuchungsjahr 2011 beim Durbach: wie im Strahlursprung DB1 wurde auch in den nachfolgenden ausgebauten Gewässerabschnitten (DB2-DB5; Strahlweg) der „gute ökologische Zustand“ erreicht (vgl. Tabelle 8). Trotz schlechter Gesamtstrukturbewertung (GSG 6-7) weist dieser Gewässerabschnitt ein gewässertypisches Sohlensubstrat auf. Die Bedeutung des Sohlensubstrats für die benthische Fauna in strukturell schlecht bewerteten Gewässerstrecken sollte in weiteren Forschungsvorhaben untersucht werden. Hierbei sollte darauf geachtet werden, dass die Strahlursprünge eine hohe Anzahl an Spezialisten aufweisen, damit im Besonderen deren Verhalten auf verschiedene Substrattypen dargelegt werden kann.

Die Ergebnisse dieses Kapitels deuten weiter darauf hin, dass kleine punktuelle Aufwertungen des Sohlenhabitats (vgl. „Trittsteine“ in Kapitel 2.1; „Substratinseln“) in der ausgebauten Strecke von größerer Relevanz sein könnten als bisher angenommen. Bislang wurden kurzen veränderten Gewässerabschnitten ein höherer Stellenwert eingeräumt als solchen kleinräumigen Aufwertungen des Sohlenhabitats (LANUV NRW 2011). Die Wirkung und Besiedlung solcher gewässertypischen Strukturen wie Totholz oder Substrate in ausgebauten Gewässerstrecken sollte im Speziellen eingehender untersucht werden.



## 10 Ergebniszusammenfassung und Schlussfolgerungen

### 10.1 Zusammenfassung der Ergebnisse und Forschungsbedarf

Die vorliegende Studie analysierte den ökologischen Einfluss naturnaher bzw. renaturierter Gewässerstrecken (Strahlursprünge) auf flussab benachbarte, strukturell defizitäre Abschnitte (Strahlwege) in grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbächen (FGT 5; Durbach, Neugraben, Sasbach). Die Ziele der Arbeit waren zum einen, eine Strahlwirkung auf kleinräumiger Ebene nachzuweisen und deren Reichweite genauer zu quantifizieren, und zum anderen, Gewässerstrukturparameter zu identifizieren, die sich positiv auf die Makrozoobenthos-Fauna auswirken und so für das Zustandekommen der Strahlwirkung verantwortlich bzw. hilfreich sind. Hierfür wurden Bäche des gleichen Gewässertyps mit, im Vergleich zu vorausgegangenen Studien, besonders geringen Abständen zwischen den Probestellen im Strahlweg beprobt. Die Strahlwirkung wurde anhand verschiedener Metrics und Indices bewertet, die die benthische Faunenzusammensetzung der einzelnen Probestellen sehr detailliert abbilden. Im zweiten Untersuchungsjahr wurden zusätzlich die vorkommenden Substrattypen einzeln beprobt, um die Eignung verschiedener Sohlensubstrate als Habitat für das Makrozoobenthos im Strahlweg zu analysieren.

Entgegen der aus der Zielvorgabe der EG-WRRL (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN 2000) abgeleiteten Annahme, dass Strahlursprünge einen guten ökologischen Zustand aufweisen sollten, erreichen die in dieser Studie untersuchten Strahlursprünge diesen Zustand meist nicht. Dies könnte auf das Fehlen eines fließgewässertypischen Artenpools im Einzugsgebiet oder auf Kontinuumsunterbrechungen, die eine Wanderung der benthischen Organismen zu weiteren Strahlursprüngen erschweren, zurückgeführt werden. Ökologisch relevante Ereignisse wie eine lokale organische Belastung oder kurz vor den Probenahmen stattgefundenen Hochwasser, die sich negativ auf die Zönose in den Strahlursprüngen sowie in den Strahlwegen ausgewirkt haben könnten, konnten hier ausgeschlossen werden. Die Makrozoobenthos-Probenahme erfolgte zwei Jahre hintereinander jeweils im Frühjahr an denselben Probestellen, um eine eventuell untypische Besiedlung, verursacht durch solche Extremereignisse in einem Jahr ausschließen, sowie auch die Strahlwirkung wiederholt nachweisen zu können. Es konnten hier nur geringfügige Schwankungen zwischen den Jahren festgestellt werden, die auf natürliche Umstände, wie z. B. unterschiedliche Besiedlungszyklen der Taxa, zurückgeführt werden können. Da die Strahlursprünge der in dieser Studie untersuchten Gewässerabschnitte einen guten ökologischen Zustand nach der Definition der WRRL nicht erreichen, wurde der in den naturnahen bzw. renaturierten Gewässerstrecken vorhandene ökologische Zustand als Referenzzustand zur Bewertung der Strahlwirkung in flussab angrenzenden, ausgebauten Abschnitten zugrunde gelegt (vgl. Kapitel 2.1 und 6.1).

Eine positive Beeinflussung naturnaher bzw. renaturierter Abschnitte auf die Makrozoobenthos-Fauna in den strukturell (stark) veränderten Gewässerstrecken konnte in allen drei untersuchten Bächen nachgewiesen werden (Kapitel 6). Dies wird vor allem daraus ersichtlich, dass in diesen Gewässerstrecken (Strahlwegen) ähnliche Lebensgemeinschaften existieren wie in den Strahlursprüngen. Es muss aber erwähnt werden, dass Spezialisten, insbesondere

EPT-Fauna, meistens sowohl im Strahlursprung als auch im Strahlweg unterrepräsentiert waren. Somit waren zu einem großen Teil Ubiquisten vorhanden. Die Frage nach der Reichweite der Strahlwirkung kann dahingehend beantwortet werden, dass bei zwei der drei untersuchten Bächen (Durbach im zweiten Untersuchungsjahr und Sasbach in beiden Jahren) keine kontinuierliche Abnahme oder gar ein Abbruch der Strahlwirkung im Längsverlauf der Strahlwege festgestellt werden konnte, obwohl die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften zwischen den Probestellen im Strahlweg variierte (vgl. Kapitel 7). Wie bereits erwähnt, wurde der gute ökologische Zustand nicht erreicht bzw. es war eine relativ geringe Anzahl von Vertretern der „positiven Taxa“, die sich vor allem in morphologisch guten Abschnitten aufhalten, vorhanden. Daraus kann geschlussfolgert werden, dass bei einem eher suboptimalen ökologischen Zustand eine aufwertende Wirkung, die vom Strahlursprung ausgeht, länger anhält. Laut einer Überlegung von SCHÜTZ et al. (2008), die eigentlich für Fische getroffen wurde aber auch für das Makrozoobenthos gilt, kann angenommen werden, dass je anspruchsloser eine Art ist, umso größer ist ihre Strahlwirkung; je komplexer die Habitatansprüche sind, desto unwahrscheinlicher wird eine Strahlwirkung für diese Taxa in ausgebauten Gewässerstrecken. Dies zeigen auch andere Studien in Gewässerabschnitten, die Strahlursprünge mit einem guten ökologischen Zustand nach EG-WRRL aufweisen. Bei einer dieser Untersuchungen beispielsweise nahm die Strahlwirkung nach rund 500 m deutlich ab (DAHM et al. 2014). Dies konnte zum Teil auch durch die Ergebnisse der vorliegenden Studie bestätigt werden. So nahm im ersten Untersuchungsjahr im Durbach, bei dem ein guter ökologischer Zustand im Strahlursprung festgestellt wurde, die Strahlwirkung bereits nach 800 m ab. Allerdings sind die Ergebnisse in anderen Jahren und Bächen weniger eindeutig. Dies deutet darauf hin, dass neben dem ökologischen Zustand des Strahlursprungs weitere Faktoren einen starken Einfluss auf die Ausprägung der Strahlwirkung haben.

Mit einer Korrelationsanalyse wurden solche Gewässerstrukturparameter identifiziert, die einen signifikanten Einfluss auf die benthischen Lebensgemeinschaften in den untersuchten Strahlwegen haben. Hierbei wurden bei allen drei Untersuchungsgewässern der Struktur-Hauptparameter „Sohlenstruktur“, der sich aus den Struktur-Einzelparametern „Substratdiversität“, „Sohlensubstrat“ und „Besondere Sohlenstrukturen“ sowie dem Schadparameter „Sohlenverbau“ zusammensetzt, ermittelt (Kapitel 8). Zusätzlich wurden Zusammenhänge zwischen Sohlenstrukturklassen (Strukturklassen 1-7; 1 = sehr gut, 7 = vollständig verändert) und der Anzahl der darin vorkommenden Taxazahlen sowie deren Diversität eingehender untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass auch in Abschnitten, die nach den gängigen Bewertungssystemen (z. B. nach LAWA 2000) eher schlechte Sohlenstrukturen aufweisen (Strukturklassen 5 und 7 im Durbach und Sasbach), verhältnismäßig hohe Taxazahlen vorhanden sein können. Dies kann damit begründet werden, dass die in den Strahlwegen der Bäche vorhandene Sohlbefestigung (unverfugte Pflastersteine) das Bewertungsergebnis der „Sohlenstruktur“ nach LAWA (2000) automatisch verschlechtert. Jedoch können selbst diese Strahlwege Habitate zur Verfügung stellen, die sich positiv auf das Taxa-Vorkommen auswirken (siehe unten). Beim Neugraben konnte dies trotz der dort vorliegenden, vergleichsweise gut bewerteten Sohlenstrukturklasse von 5 (aufgrund des natürlichen Sohlensubstrates sowie verschiedenen besonderen Sohlenstrukturen wie z. B. Kolke und Flachwasser-Stellen), nicht beobachtet werden: Bei der renaturierten Strecke war eine Verschlechterung des ökologischen Zustands im Strahlweg nach rund 800 m zu erkennen. Dies liegt wahrscheinlich daran,

dass das Sohlensubstrat fast ausschließlich aus feinkörnigem Material (z. B. Psammal) besteht. Diese Gewässerstrecke wurde im Zuge ihrer Renaturierung aufgeweitet, so dass durch die reduzierte Strömungsgeschwindigkeit Feinmaterial flächig sedimentiert. Dies stellt für die grobmaterial-besiedelnde Fauna, wie sie im Strahlursprung überwiegend vorhanden ist, keinen geeigneten Lebensraum dar. Dadurch wird der Strahlwirkungseffekt im Neugraben beeinträchtigt und kann sogar, trotz der vorhandenen „besonderen Sohlenstrukturen“, ganz unterbrochen werden.

Im Weiteren wurde die Besiedlung der Sohlensubstrate in den Strahlwegen genauer untersucht (vgl. Kapitel 9). Bei einem großen Teil der Taxa (rund 40 % der Gesamt-Taxazahlen im Strahlweg) im Durbach und Sasbach wurde eine Übereinstimmung zwischen dem Sohlensubstrat in den Strahlwegen und den Substratpräferenzen der darin vorkommenden Taxa festgestellt. Diese Übereinstimmung legt nahe, dass die Taxa nicht nur zum Zeitpunkt der Probenahme vor Ort waren bzw. vorbeigedrifft sind, sondern dass die benthische Fauna ein Habitat im Strahlweg vorfindet und sich dort zumindest zeitweise ansiedelt. Insgesamt wurden überwiegend Lithal- und Phytal-Besiedler identifiziert. Diese waren auch auf der Sohlbefestigung in den als defizitär bewerteten Strahlwegen zu finden. Aufgrund der großen Pflastersteine, den sich darauf gebildeten Aufwuchsalgen und den mehrere Zentimeter breiten Räumen zwischen den Pflastersteinen, in denen sich kiesiges bis sandiges Material abgelagert hat, finden diese Taxa hier ein ihren Präferenzen entsprechendes Habitat. Makrophytenpolster und Sedimentansammlungen konnten als weitere Habitate auf der Sohlpflasterung identifiziert werden. Die faunistische Bedeutung solcher Substratinseln und in speziellen anthropogener „Trittsteine“ (z. B. Totholzinseln aus eingesetzten Wurzelstöcken, Kiesaufschüttungen) in Gewässerstrecken mit einer befestigten Sohle sollte Inhalt weiterer Untersuchungen sein, insbesondere im Hinblick auf Taxa, die hohe Habitatansprüche aufweisen.

Das Sohlensubstrat im Allgemeinen stellt einen bedeutenden Parameter für das Vorhandensein und folglich auch für die Reichweite der Strahlwirkung dar. Deshalb sollte nicht nur die Gesamtgewässerstrukturbewertung bzw. der übergeordnete Parameter „Sohle“ in der Gewässerentwicklungsplanung unter Einbeziehung der Strahlwirkung betrachtet werden, sondern auch Struktur-Einzelparameter wie das Sohlensubstrat. Das Substrat sollte bei der Gewässerbewertung eingehender auf seine Habitateignung hin bewertet werden, und nicht nur, ob es als künstliches und daher „unnatürliches“ Substrat als Schadparameter in die Bewertung eingeht. Derzeit wird beispielsweise eine Sohlpflasterung grundsätzlich als „schlecht“ bewertet – besondere Strukturen, die ebenfalls Habitate bieten, fließen nicht in den Parameter „Substrattyp“ ein; hingegen geht ein natürliches Substrat wie Sand „positiv“ in die Bewertung ein, obwohl dieses als artenarmes Habitat gilt. Weitere übergeordnete Parameter der Gewässerstruktur beziehen sich auf das „Ufer“ und das „Umfeld“, die nach den von der LANUV (2011) beschriebenen Anforderungen der Strahlwege ebenfalls Auswirkungen auf die Strahlwirkung haben (vgl. Kapitel 2.1, Tabelle 1). Es ist bekannt, dass insbesondere die Ufervegetation bzw. ein Gewässerrandstreifen bedeutende Einflussfaktoren auf die aquatische Besiedlung aufgrund zahlreicher ökologischer Funktionen darstellen. So nehmen Ufergehölze u. a. über die Habitatstruktur im Gewässer (MUOTKA & SYRJÄNEN 2007), die Wassertemperatur (SPONSELLER et al. 2001), als Nahrungslieferant (CUMMINS et al. 1989) sowie als Puffer für Einwirkungen aus

Umfeldnutzungen (PALMER et al. 2010, FELD 2013) Einfluss auf die Besiedlung. Der Gewichtung dieser Aspekte auf die Strahlwirkung – besonders im Verhältnis zur Sohlenstruktur – sollte in weiteren Untersuchungen ebenfalls nachgegangen werden. Im Allgemeinen legen die Ergebnisse nahe, die Gewichtung der Strukturparameter bei der Gewässerstrukturgütebewertung, die bisher unabhängig ihrer ökologischen Relevanz in das Ergebnis eingehen, anzupassen, um diesen Parametern mehr Bedeutung zu verleihen.

Im Übrigen sollten die Ergebnisse auch an den weiteren Fließgewässertypen des Mittelgebirges und Tieflandes überprüft werden. Bei dem in dieser Studie untersuchten Fließgewässertyp (grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach) sind andere Ausgangsbedingungen, z. B. hinsichtlich der Gewässermorphologie oder dem Artenvorkommen, vorhanden als beispielsweise in großen Flüssen des Tieflands oder in sandgeprägten Bächen. Zudem zeigen die Resultate der vorliegenden Studie anhand der verschiedenen Metrics und Indices auf, wie unterschiedlich die Makrozoobenthosgemeinschaften innerhalb kurzer Distanzen in einem Fließgewässer ausgestaltet sein können (vgl. z. B. Neugraben oder renaturierte Strecke des Durbachs). Somit sind Untersuchungen mit kurzen Entfernungen der Probestellen zueinander durchaus sinnvoll. Die vorliegende Arbeit hat sich auf das Makrozoobenthos als Bioindikator beschränkt. Die weiteren aquatischen Biozönosen (z. B. Fische, Makrophyten), die ebenfalls in die Bewertung des ökologischen Zustandes nach EG-WRRL eingehen, eventuell auch terrestrische Biozönosen (z. B. am Ufer lebende Käfer), für die das Konzept der Strahlwirkung ebenfalls angewendet werden kann, sollten ebenfalls Eingang in künftige Studien finden.

## **10.2 Empfehlungen für die praktische Anwendung des Strahlwirkungskonzepts**

Die Ergebnisse dieser Studie machen deutlich, dass eine ganzheitliche Betrachtung des Fließgewässersystems in seinem lateralen Verlauf bei der Gewässerentwicklung von enormer Bedeutung ist, damit durch eine Biotopvernetzung die Besiedlung der benthischen Fauna im gesamten Gewässer möglich ist. Neben der ehemaligen und aktuellen Wasserqualität im Einzugsgebiet, die von den Nutzungsansprüchen im Gewässerumfeld stark geprägt wird, spielt auch die Morphologie und die Durchgängigkeit im Fließgewässersystem eine entscheidende Rolle. Es sind somit zielgerichtete Renaturierungsmaßnahmen nötig, um einen Biotopverbund im Gewässer zu schaffen, der den Ansprüchen der aquatischen und terrestrischen Flora und Fauna gerecht wird.

Bei der Anwendung der Strahlwirkung in der praktischen Fließgewässerplanung und -gestaltung ist entscheidend, dass ein Einzugsgebiet mit intaktem Artenpool vorhanden ist. In vielen Fließgewässersystemen ist jedoch keine für eine Wiederbesiedlung ausreichend hohe Anzahl an Gewässertyp-spezifischen Arten vorhanden. Hier könnte in Betracht gezogen werden Makrozoobenthosarten aus passenden „Spendergewässer“ umzusiedeln, um die natürliche zu erwartende biologische Entwicklung zu unterstützen, wie es derzeit in einem Feldversuch in Nordrhein-Westfalen erprobt wird (GELLERT et al. 2015). Von dem Artenpool ausgehend ist in entsprechendem Abstand und nach verfügbarem Platz das Gewässer strukturell aufzuwerten. Bei den entsprechenden Maßnahmen ist davon auszugehen, dass die Strahlwirkung eines

Strahlursprungs mit gutem ökologischen Zustand weniger weit reicht, als es bei einem mäßigen Strahlursprung zu erwarten ist. Um die Höchstabstände zwischen den Strahlursprüngen abschätzen zu können, bei denen die Strahlwirkung im lateralen Verlauf nicht abreißt, ist die Ausgestaltung der Gewässersohle mitentscheidend. In der ausgebauten Fließstrecke sollte besonderes Augenmerk auf die Ausbildung von gewässertypischen Sohlenstrukturen und -substraten gelegt werden. Damit sich geeignete Gewässerstrukturen in flussabgelegenen ausgebauten Gewässerstrecken auch selbständig bilden können, sollten Gewässerentwicklungsmaßnahmen auf ein hohes Potenzial zur Sedimentdynamisierung abzielen, und eine möglichst große Menge an natürlichem organischem Material wie Totholz und Laub im Gewässer vorhanden ist (KOENZEN 2008). Der Strahlweg kann aber auch durch den direkten Einbau von kleinräumigen Totholz- und/oder Substratstrukturen (Trittsteine) aufgewertet werden, denen normalerweise – v. a. aus Hochwasserschutzgründen – nur geringer Stellenwert eingeräumt wird (DWA 2010). Obwohl die Bedeutung von Totholz für die aquatische Fauna bekannt ist (z. B. HERING et al. 2000, HOFFMANN & HERING 2000), werden solche Strukturen hauptsächlich zur Aufwertung bei Renaturierungsmaßnahmen genutzt (z. B. GERHARD & REICH 2000, KAIL & HERING 2003).

In befestigten Gewässersohlen können durch die Schaffung der Pflasterzwischenräume mit grobkörnigem Material der benthische Fauna Mikrohabitate geschaffen werden, die eine zumindest zeitweise Ansiedlung erlauben. Bei Unterhaltungsmaßnahmen ist darauf zu achten, dass auf der Sohlpflasterung angesammeltes Substrat nicht (vollständig) entfernt und wertvolle Strukturen wie Makrophyten(-polster) erhalten bleiben (DWA 2010). Dasselbe gilt für Totholz, das für eine Besiedelung durch zahlreiche Spezialisten nach Möglichkeit im Gewässer belassen werden sollten.

Oft wurde bereits festgestellt, dass durch eine nicht dem Gewässertyp angepasste Umgestaltungsmaßnahme keine Verbesserung des ökologischen Zustandes erzielt wurde, da sich die Habitatheterogenität nicht erhöhte, jedoch teilweise sogar verringerte (z. B. PALMER et al. 2010). Idealerweise sollte die Sohlenstruktur, insbesondere das Sohlensubstrat, dem Gewässertyp – auch langfristig – entsprechen. Dies gilt auch für die Umgestaltung ausgebauter Gewässerabschnitte, die weitestgehend nach dem Leitbild des Gewässertyps durchgeführt werden sollten. So gilt es beispielweise zu vermeiden, dass es zu unerwünschten Ablagerungen von Feinmaterial durch eine reduzierte Strömungsgeschwindigkeit bei Gewässeraufweitungen kommt, wie es zum Beispiel beim renaturierten Neugraben der Fall ist.



## Zusammenfassung

Ein Großteil der europäischen Fließgewässer ist durch eine stark veränderte Hydromorphologie, Kontinuumsunterbrechungen aufgrund von Querbauwerken und intensive Flächennutzung im Einzugsgebiet wesentlich beeinträchtigt, was sich insbesondere negativ auf die aquatische Fauna auswirkt. Daher fordert die EG-Wasserrahmenrichtlinie bis spätestens 2027 u. a. den guten ökologischen Zustand aller Oberflächengewässer herzustellen bzw. zu erhalten. Um dieses Ziel kosteneffizient und rasch zu erreichen, könnte das Konzept der Strahlwirkung von Bedeutung sein. Danach bestehen Möglichkeiten, Fließgewässer in einen besseren ökologischen Zustand zu versetzen und ökologisch besser zu vernetzen, ohne sie vollständig umgestalten zu müssen. Strahlwirkung bezeichnet Vorgänge, bei denen aus ökologisch wertvollen und strukturell intakten Fließgewässerabschnitten (Strahlursprünge) Organismen in strukturell defizitäre Abschnitte (Strahlwege) gelangen und sich dort ansiedeln bzw. ausbreiten können. In entsprechender Entfernung müssten dann weitere strukturell gute Gewässerabschnitte vorhanden sein, da davon ausgegangen wird, dass mit zunehmender Entfernung vom Strahlursprung die Strahlwirkung nachlässt und schließlich verebbt. Um dies im gesamten Gewässersystem umsetzen zu können, wird ein durchgängiges Fließkontinuum vorausgesetzt. Des Weiteren ist das Zustandekommen der Strahlwirkung abhängig von einer Reihe an Voraussetzungen hinsichtlich der Gewässerstruktur und weiterer biotischer und abiotischer Faktoren. Jedoch können derzeit nur schwer genauere Aussagen zu diesen Anforderungen gemacht werden. Das liegt zum einen daran, dass bei bisherigen Studien die Distanzen zwischen den Probestellen oft zu groß waren für eine exakte Quantifizierung der Reichweite und der Stärke des Strahleffektes. Zum anderen wurden in den Studien verschiedene Fließgewässertypen, die unterschiedliche hydrologische und chemisch-physikalische Parameter aufweisen und somit verschiedene natürliche Zusammensetzungen der Lebensgemeinschaften beherbergen, zusammengefasst. Dadurch kann bezüglich der Mindestanforderungen (z. B. Struktur, Länge) an Strahlursprünge und -wege sowie die Reichweite der Strahlwirkung nur von Annahmen ausgegangen werden.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, das Konzept der Strahlwirkung an konkreten Fallbeispielen zu prüfen und weiterzuentwickeln und bedeutsame Faktoren für eine effektive Umsetzung dieser in der praktischen Gewässerbewirtschaftung und -entwicklung zu identifizieren. Hierzu wurde der Einfluss naturnaher bzw. renaturierter Gewässerabschnitte (Gewässerstrukturgüte  $\leq 3$ ; Bewertungsskala 1 „naturnah, unverändert“ bis 7 „vollständig verändert“) anhand des Makrozoobenthos auf flussab direkt benachbarte, ausgebaute Fließstrecken (Gewässerstrukturgüte  $\geq 4$ ) untersucht. Dabei wurde die Reichweite der Strahlwirkung quantifiziert sowie darauf einflussnehmende lokale Gewässerstrukturparameter ermittelt. Da dem Sohlensubstrat in ausgebauten Gewässerabschnitten eine große Relevanz für das Zustandekommen der Strahlwirkung zugesprochen wird, wurde auf Mikrohabitat-Ebene die Bedeutung des Sohlensubstrates für das Makrozoobenthos genauer untersucht.

Die Untersuchungen dieser Studie wurden an drei Gewässerstrecken desselben Fließgewässertyps (FGT 5: grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche; Durbach, Neugraben,

Sasbach) der baden-württembergischen Oberrheinebene durchgeführt, bei denen an naturnahe oder renaturierte Abschnitte (Strahlursprünge) flussab strukturell defizitäre Fließstrecken (Strahlwege) angrenzen. Die Gewässerstruktur wurde an den Untersuchungsstrecken nach der Methode der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2000) kartiert. Die Makrozoobenthos-Proben wurden in zwei Jahren jeweils im Frühjahr, ausgehend vom Strahlursprung, im Strahlweg in regelmäßigen Abständen von 200 m voneinander, nach der standardisierten Multi-Habitat-Sampling-Methode (MEIER et al. 2006a) genommen, damit zum einen eine Strahlwirkung mehrfach, d. h. an mehreren Probestellen innerhalb der ausgebauten Gewässerstrecke sowie in mehreren Jahren, nachgewiesen und zum anderen deren Reichweite so genau wie möglich quantifiziert werden konnte. Im zweiten Untersuchungsjahr wurden die Proben substratspezifisch erhoben, um darauf schließen zu können, ob sich die Taxa in dem von ihnen präferierten Substrat im Strahlweg einfinden. Eine mögliche Strahlwirkung wurde anhand von Metrics (Bewertungsmodul „Allgemeine Degradation“ sowie den Einzelmetrics „Deutscher Fauna-Index“, „Hyporhithral-Besiedler“, „Ephemera-Plecoptera-Trichoptera“-Fauna und „Rheoindex“) nach dem Bewertungsverfahren PERLODES bewertet, das aus den Ergebnissen der Module „Saprobie“, „Allgemeine Degradation“ und „Versauerung“ den ökologischen Zustand nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie eines Fließgewässers errechnet. Diese Metrics beschreiben die taxonomische Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaften und deren funktionale Eigenschaften. Die benthische Faunenzusammensetzung der einzelnen Probestellen der naturnahen, renaturierten und ausgebauten Probestellen wurde darüber hinaus mit dem Shannon-Diversitäts-Index beschrieben. Zusätzlich wurden die Probestellen sowie Veränderungen im Längsverlauf anhand faunistischer Ähnlichkeits-Indices (z. B. Dominanzverhältnisse nach Renkonen, Standortähnlichkeit nach Jaccard) verglichen bzw. ermittelt.

Die Strahlursprünge dieser Studie erreichen den guten ökologischen Zustand nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie zum überwiegenden Teil nicht, obwohl dies aufgrund der dort vorliegenden naturnahen bis wenig veränderten Gewässerstruktur grundsätzlich zu erwarten gewesen wäre bzw. geeignete Habitate zur Verfügung stehen. Somit wurde in dieser Studie der in den naturnahen bzw. renaturierten Gewässerstrecken vorhandene ökologische Zustand als Referenzzustand zur Bewertung der Strahlwirkung in flussab angrenzenden, ausgebauten Abschnitten zugrunde gelegt. Die Strahlwirkung wurde demnach darüber definiert, dass in den ausgebauten Gewässerabschnitten eine annähernd gleiche Makrozoobenthoszönose vorhanden ist wie in den Strahlursprüngen. Die Ergebnisse zeigen, dass eine Strahlwirkung im Sinne dieser Studie in allen drei untersuchten Bächen flussab im überwiegenden Teil der Probestellen der ausgebauten Gewässerstrecken gegeben ist. Dies spiegelt sich insbesondere an dem Einzelmetric Deutscher Fauna-Index, der die Auswirkungen der morphologischen Degradation auf die Makrozoobenthoszönose auf Habitat- und Einzugsgebietsebene beschreibt, sowie den Anzahlen der „positiven Taxa“, also jene Taxa, die bevorzugt Gewässer mit naturnaher Morphologie besiedeln, wider. Beide Metrics erreichen in den ausgebauten Probestellen vergleichsweise hohe, den Strahlursprüngen entsprechende Werte. Hinsichtlich der Frage nach der Reichweite der Strahlwirkung konnte an zwei der drei untersuchten Bächen (Durbach und Sasbach) keine kontinuierliche Abnahme des ökologischen Zustandes (auf dem Niveau des Strahlursprungs) über die beprobte Länge von 1.500 m (Durbach) bzw. 1.800 m

(Sasbach) im Strahlweg festgestellt werden, obgleich die Makrozoobenthos-Zusammensetzung von Probestelle zu Probestelle variierte. Somit kann davon ausgegangen werden, dass der naturnahe Gewässerabschnitt einen positiven Effekt auf den ausgebauten hat, jedoch teilweise bei einem mäßigen bis unbefriedigenden ökologischen Zustand. Allerdings wurden nur wenige spezialisierte Taxa mit hohen Habitatansprüchen identifiziert. Im Strahlweg des Neugrabens war eine Verschlechterung des ökologischen Zustands bereits nach rund 800 m zu erkennen. Bei der Frage nach signifikanten strukturellen Einflussfaktoren auf das Makrozoobenthos – und somit für eine potenzielle Strahlwirkung – wurde bei allen drei Untersuchungsgewässern der Gewässerstruktur-Hauptparameter „Sohlenstruktur“, der sich aus den Struktur-Einzelparametern „Substratdiversität“, „Sohlensubstrat“ und „Besondere Sohlenstrukturen“ zusammensetzt, festgestellt. Auch sind es überwiegend diese Struktur-Einzelparameter, die eine bedeutende Wirkung auf die bentische Fauna in den von der Strahlwirkung beeinflussten Gewässerabschnitten haben. Die Ergebnisse legen nahe, die Gewichtung der Strukturparameter bei den gegenwärtig geläufigen Verfahren zur Gewässerstrukturgütebewertung, bei denen bisher alle Parameter unabhängig ihrer tatsächlichen ökologischen Relevanz in das Ergebnis eingehen, anzupassen, um Parametern wie der „Sohlenstruktur“ mehr Bedeutung zuzusprechen.

Des Weiteren wurden die in den einzelnen Probestellen vorhandenen Substrattypen und die darin vorkommenden Makrozoobenthostaxa in den ausgebauten Gewässerstrecken genauer untersucht. Hierbei war das Ziel herauszufinden, ob die verschiedenen Taxa in den von ihnen präferierten Substrattypen anzutreffen sind. Eine Übereinstimmung legt nahe, dass die Taxa nicht nur zum Zeitpunkt der Probenahme vor Ort waren bzw. vorbei gedriftet sind, sondern dass die bentische Fauna sich dort auch ansiedeln kann. Dadurch lässt sich zusätzlich die Bedeutung des Sohlensubstrats für die Strahlwirkung ableiten. Für einen großen Teil der Taxa (rund 40 % der Gesamt-Taxazahlen im Strahlweg) in Durbach und Sasbach konnte eine Übereinstimmung der vorhandenen Sohlensubstrate in den Strahlwegen und den Substratpräferenzen der darin vorkommenden Taxa festgestellt werden. Im Speziellen wurde auf der Sohlpflasterung in den stark ausgebauten Strahlwegen überwiegend Lithal-Besiedler (Hartsubstrat-besiedelnde Taxa), aber auch Phythal-Besiedler (Pflanzen-bewohnende Taxa) gefunden. Die hier vorhandenen Pflastersteine mit den sich darauf gebildeten Aufwuchsalgen sowie den mit Sand und Kies gefüllten Fugen bieten somit ein geeignetes Habitat für diese Taxa. Aus vom Strahlursprung ausgetragenen Material hatten sich hier außerdem „Substratinseln“ gebildet, die ebenfalls ein wichtiges Habitat auf der hart verbauten Sohle darstellen. Auf der anderen Seite zeigte sich insbesondere beim Neugraben, dessen Sohlensubstrat ausschließlich aus Sand besteht, dass eine sehr homogene Sohle aus feinkörnigem Material für die dort vorhandene grobmaterial-besiedelnde bentische Fauna kein geeigneter Lebensraum darstellt und dadurch der Strahlwirkungseffekt beeinträchtigt wird (Strahlwirkung reißt nach rund 800 m ab). Somit ist ein dem jeweiligen Fließgewässertyp entsprechendes Sohlensubstrat ein bedeutender Parameter für das Vorhandensein und für eine entsprechend große Reichweite der Strahlwirkung.

Die Ergebnisse dieser Arbeit machen deutlich, dass mit Hilfe der Strahlwirkung durchaus der ökologische Zustand im Fließgewässer-Längsverlauf verbessert werden kann. Hierfür ist jedoch ein gewässertypischer, ausreichender Artenpool essentiell. Auf lokaler Ebene sollte

hierbei Augenmerk auf die Ausbildung von gewässertypischem Sohlensubstrat im Strahlweg gelegt werden, vor allem bei befestigten Gewässersohlen. Die Gewässerunterhaltung sollte entsprechend angepasst werden, sodass auf der Sohlpflasterung angesammeltes Substrat sowie ausgebildete Makrophytenpolster nicht (vollständig) entfernt bzw. beeinträchtigt werden. Dasselbe gilt für Totholzstrukturen, die für eine Besiedelung durch Spezialisten nach Möglichkeit im Gewässer belassen werden sollten. Ein weiterer Aspekt zur Aufwertung von ausgebauten Fließstrecken wird im Einbau von kleinräumigen Totholz- und/oder Substratstrukturen („Trittsteine“) gesehen, denen bisher eher wenig Stellenwert in der Gewässerentwicklung von ausgebauten Gewässerstrecken eingeräumt wurde. Die faunistische Bedeutung solcher „Substratinseln“ sowie kleinräumigen „Trittsteinen“ in ausgebauten Gewässerstrecken sollte Inhalt weiterer Untersuchungen sein, insbesondere im Hinblick auf Taxa mit hohen Habitatansprüchen. Auch andere aquatische Biozönosen (z. B. Fische, Makrophyten), die ebenfalls in die Bewertung des ökologischen Zustandes nach WRRL einfließen, sollten Bestandteil weiterer Fließgewässertyp-spezifischer Forschungen sein. Schließlich sollten auch weitere relevante biotische und abiotische Faktoren wie z. B. Wassertemperatur, Fließgeschwindigkeit oder Nahrungsverfügbarkeit nicht außer Acht gelassen werden.

## Summary

Most European streams and rivers have been affected by strong hydro-morphological changes, interruption of the continuum caused by transverse structures and intensive land use in their catchment areas. This has drastic impacts, particularly on the aquatic biota. The Water Framework Directive of the European Union therefore requires, amongst other targets, that surface waters meet a good ecological status by 2027. To meet this target in a cost-effective and fast way, the *spreading effect* concept could be of particular importance, since it potentially improves the ecological status and connectivity of rivers without extensive structural measures. The *spreading effect* describes processes where organisms migrate from structurally intact and ecologically important, near-natural reaches (*spreading source*) into adjacent reaches that are hydro-morphologically degraded (*spreading corridors*). It is assumed that the spreading effect decreases with increasing distance from the spreading source, thus other reaches with good structural conditions are necessary to maintain this effect. It also has the potential to connect different river biotopes; therefore, continuity of watercourses is necessary. The spreading effect depends on a range of structural parameters as well as other biotic and abiotic factors. In previous studies, however, it has not been possible to identify the most influential requirements. On the one hand, this is due to large distances between the samples taken in the reaches, which impede the quantification of the sphere of influence and the intensity of the spreading effect. On the other hand, different stream types, which possess different hydrological and chemical parameters and host different communities, were lumped together. By identifying and strengthening the structural requirements that positively influence the aquatic fauna in spreading corridors, the spreading effect can significantly be amplified.

The aim of this study is to further develop the theory of the spreading effect on a small scale using specific case studies and thereby identifying significant requirements. The findings are potentially useful in the applied management and development of water bodies. Therefore, the influence of a near-natural or restored (structural quality of the body of water  $\leq 3$ ; scale from 1 “near-natural” to 7 “completely modified”) reach on an adjacent downstream canalized section (structural quality  $\geq 4$ ) was observed by analyzing the community of benthic invertebrates. An attempt was made to quantify the range of influence and to identify the hydro-morphological parameters that are most influential for the spreading effect. The influence of bed substrates in canalized reaches on the composition of benthic invertebrates was investigated on a micro-habitat-scale, since the characteristics of the bed substrates are considered to have a strong effect on the spreading effect.

Sampling took place at three water body sections of Type-5 streams (small, coarse substrate-dominated, siliceous highland rivers, according to the German stream typology; Durbach, Neugraben, Sasbach) of the Upper-Rhine area in Baden-Württemberg, where a near-natural or restored section (spreading source) adjoins to a canalized section (spreading corridors) downstream. Hydro-morphological data was collected with methods based on the Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2000). The invertebrate samples were collected in spring over two subsequent years at equal distances (200 m) in the spreading corridors, starting from the spreading source. This sampling approach best facilitates a description of the

spreading effect over two years and for a few sampling sites in the canalized reaches. Furthermore, the approach quantifies the reach of the spreading effect as accurately as possible. The standardized multi-habitat-sampling method (MEIER et al. 2006a) was used. In the second year of sampling, substrate-specific samples were taken to find out whether taxa can be found in their preferred substrate. A potential spreading effect on the benthic invertebrates was assessed with the PERLODES method by using different metrics (module "general degradation", "German Fauna index", "Hyporhithral-colonizer", "Ephemera-Plecoptera-Trichoptera" fauna, "Rheoindex"). PERLODES determinates the ecological status of water bodies from the modules "organic pollution", "acidification" and "general degradation". The metrics describe the taxonomic composition of the benthic community and their functional characteristics. In addition, the benthic fauna composition of each sampling site in near-natural, restored and canalized reaches was assessed using the Shannon diversity index. Longitudinal gradients along the spreading corridor were identified by comparing the sampling sites with each other on the basis of faunistic similarity-indices (e.g. Renkonen similarity index, Jaccard index).

In the present study, the spreading sources of the streams investigated predominantly do not achieve a good ecological status, as one could expect due to their near-natural structure. For this reason, the ecological status of the streams in the spreading sources was used as reference for the assessment of the spreading effect. Here, the existence of a spreading effect was assumed when the benthic zoocenosis identified in the canalized sections equaled the zoocenosis in the near-natural and restored sections. The results show that such spreading effects can be found in most of the sampling sites of the canalized sections of the three rivers investigated. This was emphasized by the metric German Fauna index, which describes the influence of morphological degradation of the benthic community on habitat and catchment scale, as well as by the number of "positive taxa", i.e. taxa that preferably colonize water bodies with near-natural morphology. Both metrics achieve relatively high values in the canalized sampling sites. Regarding the question of the range of influence, the results show in two of the three rivers (Durbach and Sasbach) no continuous decreasing of the values of important metrics that describe the spreading effect in the sampled section with lengths of 1.500 m (Durbach) and 1.800 m (Sasbach). The invertebrate composition varied among the sampling sites. It can be assumed that there is a positive effect of a near-natural into a canalized reach. However, only a limited number of specialized taxa with high habitat requirements can be found here. The spreading effect in the Neugraben was much shorter, as a strong degradation of the ecological status was recognized after 800 m. In all three investigated rivers the main parameter "bed structure" has been identified as a significant structural factor that influences the composition of the benthic invertebrates – and therefore the spreading effect. This main parameter is composed of the single parameters "bed diversity", "bed substrate" and "particular bed structures". These single parameters primarily influence the benthic fauna in the canalized reaches. The results suggest that when applying common methods to assess the hydro-morphology of rivers, one should weigh these parameters according to their actual ecological relevance. Presently, different parameters are weighted equally in the common assessment methods, regardless of their actual faunistic importance.

Due to these results, the bed substrate types and benthic invertebrate taxa of the particular sampling sites of the canalized reaches were investigated in detail. Here the aim was to find

out whether the different taxa can be found in their preferred substrate, since this suggests that the sampled taxa were present not just at the time of sampling but can actually colonize the canalized reach, at least for some time. The larger part of the taxa (about 40 % of the total taxa in the canalized reaches) was found in bed substrates for which the taxa have a documented preference. In particular, on the bed paving in the spreading corridors, mainly lithal-colonizers (taxa that colonize rocks and gravel), as well as phytal-colonizers (taxa that colonize plants), were found. Although being artificial, the paving in the canalized riverbed can serve as a habitat for those taxa because it consists of large paving stones on which algae has grown. The gaps between the stones have been filled up with fine to coarse material. Furthermore, "substrate islands" have evolved out of material that has been drifted from the near-natural sections. Conversely, the findings of Neugraben, in which bed substrate consist only of sand, indicate that too fine-grained material is not an ideal habitat for coarse material preferring benthic organisms which are appearing here and therefore impedes the spreading effect (spreading effect ruptures after 800 m). Consequently, bed substrates typical for the specific stream type are a significant factor for the range of influence of the spreading effect.

The results of this study indicate that the spreading effect offers the possibility to enhance the ecological status of entire watercourses, if a number of factors are considered properly. An adequate typical pool of organisms is essential. On a local scale, special attention should be given to bed structures in canalized reaches. The prevalence of at least some bed substrates that are characteristic of the river type is important, particularly when the riverbed is paved. The watercourse maintenance needs to be adapted so that, e. g., developed macrophytes are not (completely) removed or negatively affected. The same applies for dead-wood structures, which should be left in the water course for the colonization of the aquatic organisms, if possible. Upgrading canalized reaches could also be achieved by actively integrating small-scale deadwood and/or substrate structures ("stepping stones"). Until now, little attention has been given to the local value of those structures in water development. The faunistic relevance of such "substrate islands" and "stepping stones" in canalized waterbody sections should be the focus of further research, particularly with regard to taxa with specific habitat requirements. Other aquatic biocoenoses (e. g. fish, macrophytes) should also be part of future stream-type specific studies, since they also flow into the assessment of the ecological status of the Water Framework Directive. Nevertheless, bed substrate is not the only important factor influencing the colonization of benthic invertebrates. Additionally, other important biotic and abiotic factors such as water temperature, flow velocity and trophic conditions need to be taken into account.



## Literaturverzeichnis

- ALLAN, J. D. (1975): The distributional ecology and diversity of benthic insects in Cement Creek, Colorado. *Ecology* 56: 1040-1053.
- ANDERSSON-INFO (2015): Biostatistik – Berechnung von Bioindikatoren. <http://www.andersson-info.de/bio.php> [letzter Zugriff: 03.04.2015].
- ASTERICS einschließlich PERLODES (2014): Deutsches Bewertungssystem auf Grundlage des Makrozoobenthos. Version 4.0.4. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/download/berechnung/> [letzter Zugriff: 03.05.2015].
- BARTON, D. R. & LOCK, M. A. (1979): Numerical abundance and biomass of bacteria, algae and macrobenthos of a large northern river, the Athabasca. *International Revue of Hydrobiology* 64: 345-359.
- BEAUGER, A., LAIR, N., REYES-MARCHANT, P. & PEIRY, J.-L. (2006): The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics. *Hydrobiologia* 571: 63-76.
- BEISEL, J.-N., USSEGLIO-POLATERA, P., THOMAS, S. & MORETEAU J.-C. (1998): Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 389: 73-88.
- BEISEL, J.-N., USSEGLIO-POLATERA, P. & MORETEAU, J.-C. (2000): The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 422/423: 163-171.
- BIRD, G. A. & HYNES, H. B. N. (1981): Movement of immature aquatic insects in a lotic habitat. *Hydrobiologia* 77: 103-112.
- BISHOP, J. E. & HYNES, H. B. N. (1969): Upstream movement of the benthic invertebrates in the Speed River, Ontario. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 26: 279-298.
- BLAB, J. (2004): Bundesweiter Biotopverbund. Konzeptansatz und Strategien zur Umsetzung. *Natur und Landschaft* 79: 534-543.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2005): Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2010): Die Wasserrahmenrichtlinie – Auf dem Weg zu guten Gewässern. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit) (2012): Die Wasserrahmenrichtlinie – Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.
- BOND, N. R. & LAKE, P. S. (2003): Local habitat restoration in streams: constraints on the effectiveness of restoration for stream biota. *Ecological Management and Restoration* 4: 193-198.
- BORCHARDT, D. (2000): Abwassereinträge aus Siedlungsentwässerung. In: GUDERIAN, R. & GUNKEL, G. (Hrsg.). *Aquatische Systeme*. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York: 93-115.
- BORTZ, J., LIENERT, G. A. & BOEHNKE, K. (2008): *Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik*. Springer Verlag, Heidelberg.
- BOSTELMANN, R., BUTTSCHARDT, T. K., MAIBAUM, P., FUCHS, U., NADOLNY, I., DIETZ, M. & SCHULTE, T. (1995): Gewässerentwicklungsplan für die Wasserläufe der Acher-Rench-Korrektion 1993-1995. Arbeitsgemeinschaft Landschaftsökologie im Auftrag des Amtes für Wasserwirtschaft und Bodenschutz, Offenburg, Karlsruhe.
- BOURNAUD, M. & COGERINO, L. (1986): Les microhabitats aquatiques des rives d'un grand cours d'eau: approche faunistique. *Annales Journales* 22: 285-294.
- BRAUKMANN, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg. *Gewässerökologie* 56. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

- BRAUKMANN, U., BISS, R., KÜBLER, P. & PINTER, I. (2001): Ökologische Fließgewässerbewertung. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (Hrsg.). Tagungsbericht 2000 (Magdeburg). DGL Verlag, Tutzing: 24-53.
- BRUNKE, M. & GONSER, T. (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology* 37: 1-33.
- BRUSVEN, M. A. (1970): Drift periodicity and upstream dispersion of stream insects. *Journal of the Entomological Society of British Columbia* 67: 48-59.
- BURKART, B. & WALSER, B. (1998): Die Acher-Rench-Korrektion – Umsetzung von Gewässerentwicklungsmaßnahmen in einem Flachlandgewässersystem. Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein, Offenburg.
- BURKART, B. & WALSER, B. (2005): Weiterentwicklung der Acher-Rench-Korrektion in der mittelbadischen Oberrheinebene (Baden-Württemberg). In: JÜRGING, P. & PATT, H. (Ed.) Fließgewässer- und Auenentwicklung. Springer Verlag, Berlin: 408-416.
- BURKHARDT, R., BAIER, H. & BENDZKO, U. (2004): Empfehlungen zur Umsetzung des § 3 BNatSchG „Biotopverbund“. Ergebnisse des Arbeitskreises „Länderübergreifender Biotopverbund“ der Länderfachbehörden mit dem BfN. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 2, Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 1-84.
- CHAKONA, A., PHIRI, C., MAGADZA, C. & BRENDONCK, L. (2008): The influence of habitat structure and flow permanence on macroinvertebrate assemblages in temporary rivers in northwestern Zimbabwe. *Hydrobiologia* 607: 199-209.
- CUMMINS, K. W. (1975): Macroinvertebrates. In Whitton, B. (ed): *River ecology*. Blackwell Scientific Publication, Oxford: 170-198.
- CUMMINS, K. W. & LAUFF, G. H. (1969): The influences of substrate particle size on the microdistribution of stream benthos. *Hydrobiologia* 34: 145-181.
- CUMMINS, K. W., WILZBACH, M. A., GATES, D. M., PERRY, J. B. & TALIAFERRO, W. B. (1989): Shredders and Riparian Vegetation. *BioScience* 39: 24-30.
- DAHL, H.-J., JÜRGING, P. & PATT, H. (2005): Fließgewässerentwicklung – Historie, Ziele. In: JÜRGING, P. & PATT, H. (Hrsg.). Fließgewässer- und Auenentwicklung – Grundlagen und Erfahrungen. Springer Verlag, Heidelberg: 123-151.
- DAHM, V., DÖBBELT-GRÜNE, S., HAASE, P., HARTMANN, C., KAPPES, H., KOENZEN, U., KUPILAS, B., LEPS, M., REUVERS, C., ROLAUFFS, P., SUNDERMANN, A., WAGNER, F., ZELLMER, U., ZINS, C. & HERING, D. (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Schriftenreihe des Umweltbundesamtes, Reihe Texte 43/2014. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- DEV (Deutsches Institut für Normung e.V.) (1992): Biologisch-ökologische Gewässergüteuntersuchung: Bestimmung des Saprobienindex (M2). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.
- DICKHAUT, W., SCHWARK, A., FRANKE, K. & ASMUSSEN, M. (2006): Fließgewässerrenaturierung heute: Auf dem Weg zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Books on Demand GmbH, Norderstedt.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. UTB, Stuttgart.
- DRL (Deutscher Rat für Landespflege) (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des DRL, Heft 81. Deutscher Rat für Landespflege, Bonn.
- DRL (Deutscher Rat für Landespflege) (2009): Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. Schriftenreihe des DRL, Heft 82. Deutscher Rat für Landespflege, Bonn.
- DUDGEON, D., ARTHINGTON, A. H., GESSNER, M. O., KAWABATA, Z. I., KNOWLER, D. J., LEVEQUE, C., NAIMAN, R. J., PIEUR-RICHARD, A.-H., SOTO, D., STIASSNY, M. L. J. & SULLIVAN, C. A. (2006): Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163-182.
- DURAN, M. (2007): Life cycle of *Gammarus pulex* (L.) in the River Yesilirmak. *Turkish Journal of Zoology*. 31: 389-394.

- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.) (2010): Neue Wege der Gewässerunterhaltung – Pflege und Entwicklung von Fließgewässern. DWA Regelwerk, Merkblatt DWA-M 610. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- EDINGTON, J. M. & HILDREW, A. G. (1995): A revised key to the caseless caddis larvae of the British Isles with notes on their ecology. *Freshwater Biological Association* 43: 1-134.
- ELLIOT, J. M. (1967): Invertebrate drift in a Dartmoor stream. *Archives of Hydrobiology* 63: 202-237.
- ELLIOT, J. M. (2009): Freshwater Megaloptera and Neuroptera of Britain and Ireland. Keys to adults and larvae, and a review of their ecology. *Freshwater Biological Association* 65: 1-71.
- ERBA, S., BUFFAGNI, A., HOLMES, N., O'HARE, M., SCARLETT, P. & STENICO, A. (2006): Preliminary testing of river habitat survey features for the aims of the WFD hydromorphological assessment: an overview from the STAR Project. *Hydrobiologia* 566: 281-296.
- ERMANN, D. C. & ERMANN, N. A. (1984): The response of stream macroinvertebrates to substrate size and heterogeneity. *Hydrobiologia* 108: 75-82.
- 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. Europäisches Parlament, Brüssel.
- FAHRMEIR, L., KÜNSTLER, R., PIGEOT, I. & TUTZ, G. (2012): Statistik – Der Weg zur Datenanalyse. Springer Verlag Berlin, Heidelberg.
- FELD, C. K. (2010): Was haben Fließgewässerfunktionen und Biodiversität miteinander zu tun? In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.). Tagungsbericht 2009 (Oldenburg). Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Hardeggen: 326-331.
- FELD, C. K. (2013): Response of three lotic assemblages to riparian and catchment-scale land use: implications for designing catchment monitoring programmes. *Freshwater Biology* 58: 715-729.
- FRISSELL, C. A., LISS, W. J., WARREN, C. E. & HURLEY, M. D. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199-214.
- GELLERT, G., BEHRENS, S. & KOBLITZ, R. (2010): Zur Veränderung der Makrozoobenthosfauna im Verlauf der Lippe-seeumflut zwischen 2005 und 2008 – Ein Ergebnis der Strahlwirkung. *Wasser und Abfall* 12: 43-46.
- GELLERT, G., KIEL, E., LEITHMANN, K., KORTE, T. & ROSE, U. (2015): Wiederansiedlung von Makrozoobenthos in Fließgewässern. Ein Feldversuch in Nordrhein-Westfalen. *Natur in NRW* 2: 27-29.
- GERHARD, M. & REICH, M. (2000): Restoration of streams with large wood: effects of accumulated and built-in wood on channel morphology, habitat diversity and aquatic fauna. *International Review of Hydrobiology* 85: 123-137.
- GERKEN, B. & STERNBERG, K. (1999): Die Exuvien europäischer Libellen (Insecta, Odonata). Verlag Arnika & Eisvogel, Höxter.
- GILLIAM, J. F., FRASER, D. F., & SABAT, A. M. (1989): Strong effects of foraging minnows on a stream benthic invertebrates community. *Ecology* 70: 445-452.
- GLÖER, P. & MEIER-BROOK, C. (2003): Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtungen, Hamburg.
- GORE, J. A. & JUDY, R. D. Jr. (1981): Predictive models of benthic macroinvertebrate density for use in instream flow studies and regulated flow management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 38: 1363-1370.
- GRAB, W. (1991): Der Durbach. D'r Windschläger Bott. Berichtenswertes aus Vergangenheit und Gegenwart 1991: 12-25.
- GRAY, L. J. & FISHER, S. G. (1981): Postflood recolonization pathways of macroinvertebrates in a lowland Sonoran Desert stream. *American Midland Naturalist Journal* 106: 249-257.

- GROLL, M. (2011): Beziehungen zwischen der Gewässermorphologie und dem Makrozoobenthos an renaturierten Abschnitten der Lahn. Dissertation an der Philipps-Universität, Marburg.
- GRÜNEBAUM, T. (2007): Möglichkeiten für den guten Gewässerzustand in strukturell überprägten Bereichen – das Phänomen der Strahlwirkung. 24. Wasserbau-Seminar an der Universität Duisburg-Essen; Abstract. [https://www.uni-due.de/imperia/md/content/wasserbau/24-sem-kurz-gr\\_\\_nebaum.pdf](https://www.uni-due.de/imperia/md/content/wasserbau/24-sem-kurz-gr__nebaum.pdf).
- GWDOG (Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein) (1998): Naturnahe Umgestaltung Sasbachflutkanal - Kurzinformation. Unveröffentlicht.
- GWDOG (Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein) (2001a): Gewässertypenkatalog für die Gewässerentwicklung in den Landkreisen Ortenau und Emmendingen. Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein, Offenburg.
- GWDOG (Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein) (2001b): Entwurf eines Bewässerungssystems zur Verbesserung der ökologischen Verhältnisse im Renchener Allmendwald und im Staatswald Mühlig. Unveröffentlicht.
- GWDOG (Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein) (2003): Weiterentwicklung der Acher-Rench-Korrektion im Ortenaukreis – Hochwasserschutz und Gewässerökologie im Einklang. Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein, Offenburg.
- HAASE, P., SUNDERMANN, A. & SCHINDEHÜTTE, K. (2006a): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>.
- HAASE, P., SUNDERMANN, A. & SCHINDEHÜTTE, K. (2006b): Informationstext zur Operationellen Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Forschungsinstitut Senckenberg, Gelnhausen.
- HART, D. D. (1978): Diversity in stream insect: regulation by rock size and microspatial complexity. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 20: 1376-1381.
- HAYBACH, A. (1995). Korrelation der Gewässerstrukturgüte mit dem Artenbestand des Makrozoobenthos. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Wasserwirtschaft Rheinland Pfalz, Mainz. Unveröffentlicht.
- HAYBACH, A. & MALZACHER, P. (2003): Verzeichnis der Eintagsfliegen (Ephemeroptera) Deutschlands. Entomofauna Germanica 6: 33-46.
- HERING, D., KAIL, J., ECKERT, S., GERHARD, M., MEYER, E. I., MUTZ, M., REICH, M. & WEIß, I. (2000): Coarse woody debris quantity and distribution in Central European streams. International Review of Hydrobiology 85: 5-23.
- HERING, D., BUFFAGNI, A., MOOG, O., SANDIN, L., SOMMERHÄUSER, M., STUBAUER, I., FELD, C., JOHNSON, R. K., PINTO, P., SKOULIKIDIS, N., VERDONSCHOT, P. F. M. & ZAHRADKOVA, S. (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. International Review of Hydrobiology 88: 345-361.
- HERING, D., JOHNSON, R. K., KRAMM, S., SCHMUTZ, S., SZOSZKIEWICZ, K. & VERDONSCHOT, P. F. M. (2006): Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. Freshwater Biology 51: 1757-1785.
- HILLENBRAND, T. & LIEBERT, J. (2001): Kosten-Wirksamkeitsanalyse für Gewässerstrukturmaßnahmen in Hessen. Endbericht. Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe.
- HOFFMANN, A., & HERING, D. (2000): Wood-associated macroinvertebrate fauna in central European streams. International Review of Hydrobiology 85: 25-48.
- HOZRO (2012): Gewässer der Acher-Rench-Korrektion. <https://commons.wikimedia.org/wiki/File%3AAcher-Rench-Korrektion-%C3%9Cbersicht.jpg>. [letzter Zugriff: 15.06.2015].
- HUSSAIN, Q. A. & PANDIT, A. K. (2012): Macroinvertebrates in streams: a review of some ecological factors. International Journal of Fisheries and Aquaculture 4: 114-123.
- HVZ BW (Hochwassermeldezentrale Baden-Württemberg) (2015): <http://www.hvz.baden-wuerttemberg.de> [Stand: 02.02.2015].

- HYNES, H. B. N. (1970a): The ecology of running waters. Liverpool University Press, England.
- HYNES, H. B. N. (1970b): The ecology of stream insects. *Annual review Entomology* 15: 25-42.
- HYNES, H. B. N. (1984): Adults and nymphs of British stoneflies (Plecoptera). A key. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 17, Ambleside.
- IBM SPSS STATISTICS (2013): Statistisches Anwenderprogramm SPSS, Version 22. IBM SPSS Inc, New York.
- ILLIES, J. (1955): Steinfliegen oder Plecoptera. In: DAHL, F. & BISCHOFF, H. (Hrsg.). Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. 43. Teil, Gustav Fischer Verlag, Jena:1-150.
- JACCARD, P. (1901): Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles* 37: 547–579.
- JÄHNIG, S. C. (2007): Comparison between Multiple-channel and Single-channel Stream Sections – Hydromorphology and Benthic Macroinvertebrates. Dissertation an der Universität Duisburg-Essen.
- JÄHNIG, S. C., LORENZ, A. W. & HERING, D. (2008): Hydromorphological parameters indicating differences between single- and multiple-channel mountain rivers in Germany in relation to their modification and recovery. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 1200-1216.
- JÄHNIG, S. C., BRUNZEL, S., GACEK, S., LORENZ, A. W. & HERING, D. (2009a): Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. *Journal of Applied Ecology* 46: 406-416.
- JÄHNIG, S. C., LORENZ, A. & HERING, D. (2009b): Restoration effort, habitat mosaics, and macroinvertebrates – does channel form determine community composition? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 157-169.
- JANUSCHKE, K., SUNDERMANN, A., ANTONS, C., HAASE, P., LORENZ, A. & HERING, D. (2009): Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands. In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg.). Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. Schriftenreihe des DRL, Heft 82. Deutscher Rat für Landschaftspflege, Bonn: 23-39.
- JEDICKE, E. (1994): Biotopverbund – Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie (2. Auflage). Ulmer Verlag, Stuttgart.
- JEHLE, R. (1997): Ökologische Verbesserungsmaßnahmen am Neugraben. Gemarkungen Appenweier und Willstätt von km 3+045 bis km 0+000. Im Auftrag von: Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein, Bereich Offenburg. Unveröffentlicht.
- JEHLE, R. (1999a): Ökologische Verbesserungsmaßnahmen am Neugraben. Gemarkungen Appenweier und Sand. Im Auftrag von: Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein, Bereich Offenburg. Unveröffentlicht.
- JEHLE, R. (1999b): Verbesserung der Hochwasserabflußverhältnisse am Sasbach westlich der Bahnlinie. Erläuterungsbericht. Im Auftrag von: Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein, Bereich Offenburg. Unveröffentlicht.
- JUNGWIRTH, M., MOOG, O. & MUHAR, S. (1993): Effects of river bed restructuring on fish and benthos of a fifth order stream, Melk, Austria. *Regulated Rivers: Research & Management* 8: 195-204.
- JUNGWIRTH, M., HAIDVOGEL, G., MOOG, O., MUHAR, S. & SCHMUTZ, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien.
- KAIL, J. (2009): Die Bedeutung der Strahlwirkung für den Aufbau eines Biotopverbundes an Fließgewässern: Untersuchung am Beispiel des Makrozoobenthos. In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg.). Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. Schriftenreihe des DRL, Heft 82. Deutscher Rat für Landschaftspflege, Bonn: 40-47.
- KAIL, J. & HERING, D. (2003): Renaturierung von Fließgewässern mit Totholz. *Wasser Energie Luft* 95: 355-357.

- KAIL, J. & HALLE, M. (2009): Die „Strahlwirkung“ in Fließgewässern: Wunsch oder Wirklichkeit? – Eine Untersuchung zum Nachweis und zur Quantifizierung des Einflusses von Gewässerabschnitten ober- und unterstrom auf den lokalen biologischen Zustand des Makrozoobenthos. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (Hrsg.). *Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2008 (Konstanz)*. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Hardegsen: 499-503.
- KAIL, J. & HERING, D. (2009): The influence of adjacent stream reaches on the local ecological status of Central European mountain streams. *River Reach and Application* 25: 537-550.
- KAREIVA, P. (1990): Population dynamics in spatially complex environments: theory and data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 330: 175-190.
- KIFFNEY, P. M. & RONI, P. (2007): Relationships between productivity, physical habitat, and aquatic invertebrate and vertebrate populations of forest streams: an information-theoretic approach. *Transactions of the American Fisheries Society* 136: 1088-1103.
- KLAUSNITZER, B. (1984): Käfer im und am Wasser. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- KOENZEN, U. (2008): Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern – Hinweise für gezielte Maßnahmen zur Kompensation von Strukturdefiziten unter Berücksichtigung der Strahlwirkung. In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg.). *Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung*. Schriftenreihe des DRL, Heft 81. Deutscher Rat für Landespflege, Bonn: 35-42.
- KOENZEN, U., DÖBBELT-GRÜNE, S. & REUVERS, C. (2009): Auswirkungen naturnaher Rückbaumaßnahmen und naturnaher Laufabschnitte. Gezielte Nutzung von Strahlwirkungen und Trittsteineffekten zur Erreichung der Ziele der EG-WRRRL im EZG Eifel-Rur. Systemanalyse und Entwicklung einer regelbasierten Entscheidungshilfe für die Bewirtschaftungsplanung an der Eifel-Rur. Gutachten im Auftrag des Wasserverbandes Eifel-Rur (WVER), Düren. Planungsbüro Koenzen, Hilden.
- KOHLER, S. L. & WILEY, M. J. (1997): Pathogen outbreaks reveal large-scale effects of competition in stream communities. *Ecology* 78: 2164-2176.
- LACOMBE, J. (2008): Die Fließgewässerlandschaften Nordrhein-Westfalens – Besonderheiten der Mittelgebirge. In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg.). *Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung*. Schriftenreihe des DRL, Heft 81. Deutscher Rat für Landespflege, Bonn: 81-85.
- LANCASTER, J. & HILDREW, A. G. (1993): Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 12: 385-493.
- LAKE, P. S. (2000): Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 573-592.
- LAKE, P. S., BOND, N. & REICH, P. (2007): Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52: 597-615.
- LANUV NRW (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2011): Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept in der Planungspraxis. LANUV-Arbeitsblatt 16. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2000): Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Kulturbuch-Verlag GmbH, Schwerin.
- LEROY POFF, N. & WARD, J. V. (1992): Heterogeneous currents and algal resources mediate *in situ* foraging activity of a mobile stream grazer. *Oikos* 65: 465-478.
- LEPORI, F., PALM, D., BRÄNNÄS, E. & MALMQVIST, B. (2005): Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? *Ecological Applications* 15: 2060-2071.
- LEYER, I. & WESCHE, K. (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie*. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- LORENZ, A. (2008): Wiederbesiedelung und potenzielle Strahlwirkung am Beispiel des Makrozoobenthos. In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg.). *Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung*. Schriftenreihe des DRL, Heft 81. Deutscher Rat für Landespflege, Bonn: 63-66.

- LORENZ, A., HERING, D., FELD, C. K. & ROLAUFFS, P. (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia* 516: 107-127.
- LORENZ, A. W. & JANUSCHKE, K. (2011): Die Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen auf die Makrozoobenthos-, Fisch- und Makrophytenzönose dreier organischer Tieflandgewässer in NRW. In: JÄHNIG, S., HERING, D. & SOMMERHÄUSER, M. (Hrsg.). *Fließgewässer-Renaturierung heute und morgen - EG-Wasserrahmenrichtlinie, Maßnahme und Effizienzkontrolle*. *Limnologie aktuell* Band 13. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart: 7-21.
- LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) (2010): *Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg – Feinverfahren*. *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie* 112. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg/Institut für Wasser und Gewässerentwicklung) (2015): *Gewässerstrukturgüte – Baden-Württemberg*. Unveröffentlichter Datensatz.
- LUBW/IWG (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg/Institut für Wasser und Gewässerentwicklung) (2007): *Abfluss-Kennwerte in Baden-Württemberg*. [m.bw-abfluss.de](http://m.bw-abfluss.de) [letzter Zugriff: 24.02.2015].
- LUCKER, T. (2006): Das Makrozoobenthos der Ise als Indikator für den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie. *Tagungsband 2005 (Karlsruhe)*. DGL-Verlag, Hardegsen: 239-243.
- LUCKER, T. (2008): Wirkungen von Reviatlisierungsmaßnahmen am Beispiel des Ise-Projektes. In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg.). *Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung*. Schriftenreihe des DRL, Heft 81. Deutscher Rat für Landespflge, Bonn: 76-80.
- LÜDERITZ, V. & JÜPNER, R. (2009): Renaturierung von Fließgewässern. In: ZERBE, S. & WIEGLEB, G. (Hrsg.). *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 95-124.
- MALMQVIST, B. (2002): Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47: 679-694.
- MATTANOVICH, E., CALLÈDE, U., SPIEGL, K. & BORELLA, I. (2006): Lebensraumvernetzung an Fließgewässern am Beispiel Lech. INTERREG IIIB-Projekt Lebensraumvernetzung. <http://www.livingspacenetwork.bayern.de>.
- MCAULIFFE, J. R. (1983): Colonization patterns, competition, and disturbance in stream communities. In: BARNES, J. R. & MINSHALL, G. W. (Ed.). *Stream ecology: application and testing of general ecological theory*. Plenum Press, New York: 137-155.
- MCAULIFFE, J. R. (1984): Competition for space, disturbance, and the structure of a benthic stream community. *Ecology* 65: 894-908.
- MCCABE, D. J. & GOTELLI, N. J. (2000): Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. *Oecologia* 124: 270-279.
- MEIER, C., HAASE, P., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A. & HERING, D. (2006a): *Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie*. [fliessgewaesserbewertung.de](http://fliessgewaesserbewertung.de), kein Ort.
- 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. & HERING, D. (2006b): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. [fliessgewaesserbewertung.de](http://fliessgewaesserbewertung.de), kein Ort.
- MILLER, S. W., BUDY, P. & SCHMIDT, J. C. (2010): Quantifying macroinvertebrate responses to in-stream habitat restoration: applications of meta-analysis to river restoration. *Restoration Ecology* 18: 8-19.
- MINSHALL, G. W. & PETERSEN, R. C. (1985): Towards a theory of macroinvertebrate community structure in stream ecosystems. *Archives of Hydrobiology* 104: 49-76.
- MOOG, O. (1991): Biologische Parameter zum Bewerten der Gewässergüte von Fließgewässern. *Landschaftswasserbau* 11: 235-266.

- MOOG, O. (1993): Makrozoobenthos als Indikator bei ökologischen Fragestellungen. *Landschaftswasserbau* 15: 105-143.
- MÜHLENBERG, M. (1993): *Freilandökologie*. UTB für Wissenschaft 595, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.
- MUOTKA, T. & SYRJANEN, J. (2007): Changes in habitat structure, benthic invertebrate diversity, trout populations and ecosystem processes in restored forest streams: a boreal perspective. *Freshwater Biology* 52: 724-737.
- MUNLV NRW (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2010): *Blaue Richtlinie - Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen, Ausbau und Unterhaltung*. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- NEU, P. J. & TOBIAS, W. (2004): Die Bestimmung der in Deutschland vorkommenden Hydropsychidae (Insecta: Trichoptera). *Lauterbornia* 51: 1-68.
- PALMER, M. A., SWAN, C. M., NELSON, K., SILVER, P. & ALVESTAD, R. (2000): Streambed landscapes: evidence that stream invertebrates respond to the type and spatial arrangement of patches. *Landscape Ecology* 15: 563-576.
- PALMER, M. A., MENNINGER, H. L. & BERNHARDT, E. (2010): River restoration, habitat heterogeneity, and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* 55: 205-222.
- PARDO, I. & ARMITAGE, P. D. (1997): Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia* 344: 111-128.
- PENNAK, R. W. (1971): Toward a classification of lotic habitats. *Hydrobiologia* 38: 321-334.
- PODRAZA, P. (2008): Strahlwirkung in Fließgewässern – erste Herleitungen aus vorliegenden Untersuchungen und Empfehlungen zur Methodik weitergehender Auswertungen. In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg.). *Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung*. Schriftenreihe des DRL, Heft 81. Deutscher Rat für Landespflege, Bonn: 21-25.
- POSTEL, S. & RICHTER, B. (2003): *Rivers for Life: Managing water for people and nature*. *River Research and Applications* 20: 751-752.
- POTTGIESSER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: STEINBERG, C., CALMANO, W., WILKEN, R.-D. & KLAPPER, H. (Hrsg.). *Handbuch Angewandte Limnologie*. 19. Ergänzungslieferung 7/04. VIII-2.1.
- POTTGIESSER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2008): Erste Überarbeitung Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Im Auftrag des Umweltbundesamtes und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. [wasserblick.net/servlet/is/18727/](http://wasserblick.net/servlet/is/18727/), kein Ort.
- PRETTY, J. L., HARRISON, S. S. C., SHEPHERD, D. J., SMITH, C., HILDREW, A. G. & HEY, R. D. (2003): River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *Journal of Applied Ecology* 40: 251-265.
- RABENI, L. F. & MINSHALL, G. W. (1977): Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. *Oikos* 29: 33-43.
- REICH, M. (2008): Die Bedeutung der Strahlwirkung in Fließgewässern in Zusammenhang mit Biotopverbundfunktion. In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg.). *Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung*. Schriftenreihe des DRL, Heft 81. Deutscher Rat für Landespflege: 26-28.
- RENKONEN, O. (1938): Statisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. *Annales Botanici Societatis Zoologicae-Botanicae Fennicae "Vanamo"* 6.
- RESH, V. H. (1992): Year-to-year changes in the age structure of a caddisfly population following loss and recovery of a springbrook habitat. *Ecography* 15: 314-317.
- REYNOLDS, T. B. & YOUNG, J. O. (2000): *A key to the freshwater Triclad of Britain and Ireland with notes on their ecology*. *Freshwater Biological Association Scientific Publication* 58.

- RICHTER, S. S. (2006): Sensitivität und Skalenabhängigkeit signifikanter anthropogener Belastungen in Flusseinzugsgebieten im Kontext der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation an der Universität Kassel.
- RIEGELBERGER, J. (1969): Acher-Rench-Korrektion. In: INNENMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.). Wasserwirtschaft in Baden-Württemberg. Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung, Flussbau, Talsperrenbau, landwirtschaftlicher Wasserbau, Verwaltung, Organisation. Verwaltungs-Verlag, München: 146-152.
- RÖCK, S. (2008): Naturqualität und Bewertung künstlicher Gewässer am Beispiel zweier Flutkanäle in der Oberreinebene. Culterra 53. Schriftenreihe des Instituts für Landespflege. Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg.
- ROLAUFFS, P. (2006): Modellierung ökologischer Zusammenhänge bei Mittelgebirgsbächen unter Berücksichtigung von Gewässermorphologie und Landnutzung im Hinblick auf die biozönotische Bewertung mittels Makroinvertebraten. Dissertation an der Universität Duisburg-Essen.
- RP (Regierungspräsidium) FREIBURG (2005): EG-Wasserrahmenrichtlinie, Bericht zur Bestandsaufnahme - Teilbearbeitungsgebiet 33 Acher-Rench. Regierungspräsidium Freiburg, Freiburg.
- RP (Regierungspräsidium) FREIBURG (2008): Durbach – Ökologische Verbesserungsmaßnahmen am Durbach. Maßnahmensteckbrief Gewässerentwicklung. Unveröffentlicht.
- RP (Regierungspräsidium) FREIBURG (2009): Acher-Rench (33) - Begleitdokumentation zum BG Oberrhein. Umsetzung der EG Wasserrahmenrichtlinie. Entwurf. Regierungspräsidium Freiburg, Freiburg.
- RP (Regierungspräsidium) FREIBURG (2015): Acher-Rench (33) - Begleitdokumentation zum BG Oberrhein. Umsetzung der EG Wasserrahmenrichtlinie. Entwurf. Regierungspräsidium Freiburg, Freiburg.
- RRP (River Restoration Project) (1999): The effects of river restoration on the River Cole and River Skerne demonstration sites. River Restoration Centre, Silsoe.
- ROSENBERG, M. L. & RESH, V. H. (1993): Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates. Springer, New York.
- SACHS, L. (1993): Statistische Methoden: Planung und Auswertung. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- SCHATTMANN, A. (2008): Einschätzungen zu den Anforderungen an Strahlquellen – Fließgewässer des Mittelgebirges (Typ 5). In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg.). Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des DRL, Heft 81. Deutscher Rat für Landespflege, Bonn: 86-92.
- SCHATTMANN, A. (2013): Ökologische Wirksamkeit von Renaturierungsmaßnahmen an einem Tieflandfluss - Reaktion von Hydromorphologie, Makrozoobenthos und Uferfauna. Dissertation an der Universität Duisburg-Essen.
- SCHMEDTJE, U. & KOHMANN, F. (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobie-DIN-Arten (Makroorganismen). 2/88 Loseblattsammlung, Informationsberichte Bayern. Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- SCHRÖDER, M., KIESEL, J., SCHATTMANN, A., JÄHNIG, S. C., LORENZ, A. W., KRAMM, S., KEIZER-VLEK, H., ROLAUFFS, P., GRAF, W., LEITNER, P. & HERING, D. (2013): Substratum associations of benthic invertebrates in lowland and mountain streams. Ecological Indicators 30: 178-189.
- SCHÜTZ, C., NEITZKE, A. & BUNZEL-DRÜKE, M. (2008): Anmerkungen zur Fernwirkung strukturell intakter Fließgewässerabschnitte auf die Fischfauna. In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg.). Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des DRL, Heft 81. Deutscher Rat für Landespflege, Bonn: 29-34.
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana.
- SOMMERHÄUSER, M. & HURCK, R. (2008): Aufbau des Arteninventars in isolierten, renaturierten Gewässerabschnitten im städtischen Bereich – Trittsteine und Strahlwirkung im Emschergebiet. In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg.). Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des DRL, Heft 81. Deutscher Rat für Landespflege, Bonn: 101-105.

- SPONSELLER, R. A., BENFIELD, E. F. & VALETT, H. M. (2001): Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46: 1409-1424.
- SSYMANK, A., BALZER, S. & ULLRICH, K. (2006): Biotopverbund und Kohärenz nach Artikel 10 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38: 45-49.
- STANFORD, J. A., WARD, J. V., LISS, W. J., FRISSELL, C. A., WILLIAMS, R. N., LICHTOWICH, J. A. & COUTANT, C. C. (1996): A general protocol for the restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers* 12: 391-413.
- STATZNER, B., GORE, J. A. & RESH, V. H. (1988): Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 307-360.
- STERNBERG, K. (1995): Populationsökologische Untersuchungen an einer Metapopulation der Hochmoor-Mosaikjungfer (*Aeshna subarctica elisabethae* Djanokov, 1922) (Odonata, Aeshnidae) im Schwarzwald. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 4: 53-60.
- STUEDEMANN, D., LANDOLT, P., SARTORI, M., HEFTI, D. & TOMKA, I. (1992): Ephemeroptera. *Insecta Helvetica Fauna* 9: 1-175.
- SUNDERMANN, A. & LOHSE, S. (2004): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Zweiflügler (Diptera) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland. In: HAASE, P. & SUNDERMANN, A. (Hrsg.). Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- SUNDERMANN, A., ANTONS, C., HEIGL, E., HERING, D., JEDICKE, E., LORENZ, A. & HAASE, P. (2009): Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten als Modell für ein bundesweites Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes. DBU-Projekt 25032-33/2, Abschlussbericht. Forschungsinstitut Senckenberg, Gelnhausen.
- SUNDERMANN, A., STOLL, S. & HAASE, P. (2011): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecological Application* 21: 1962-1971.
- SUREN, A. M. (1991): Bryophytes as invertebrate habitat in two New Zealand alpine streams. *Freshwater Biology* 26: 399-418.
- SUREN, A. M. (1993): Bryophytes and associated invertebrates in first-order alpine streams of Arthur's Pass, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 27: 479-494.
- THIENEMANN, A. (1925): Die Binnengewässer Mitteleuropas. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- TITTIZER, T. & SCHLEUTER, A. (1986): Eine neue Technik zur Entnahme quantitativer Makrozoobenthos-Proben aus Sedimenten größerer Flüsse und Ströme - Erläutert am Beispiel einer Bestandsaufnahme am Main. *Deutsche gewässerkundliche Mitteilungen* 30: 147-149.
- TOWNSEND, C. R. & HILDREW, A. G. (1976): Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. *Journal of Animal Ecology* 45: 759-772.
- TULLOS, D., PENROSE, D. L., JENNINGS, G. D. & COPE, W. G. (2009) Analysis of functional traits in reconfigured channels: implications for the bioassessment and disturbance of river restoration. *Journal of the North American Benthological Society* 28: 80-92.
- UM BW (Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg) (2012): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie – Zwischenbericht 2012. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, Stuttgart.
- URBAN, M. C., SKELLY, D. K., BURCHSTED, D., PRICE, W. & LOWRY, S. (2006): Stream communities across a rural-urban landscape gradient. *Diversity and Distributions* 12: 337-350.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMIS, K. W., SEDELL, J. R. & CUSING, C. E. (1980): The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- VOELZ, N. J. & WARD, J. V. (1996): Microdistributions, food resources and feeding habits of filter-feeding Trichoptera in the Upper Colorado River. *Archives of Hydrobiology* 137: 325-348.

- VOGT, C. & SCHÄFER, A. (2003): Der Einfluss der Populationsdynamik von Makrozoobenthos auf die biologische Gewässerbewertung am Beispiel des Ruwer Einzugsgebietes. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE (Hrsg.). Tagungsbericht 2002 (Braunschweig). Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Hardegsen: 407-412.
- VÖLKER, J. (2008): Abhängigkeit der Besiedlung benthischer Invertebraten von Hydromorphologie und Saprobie in silikatischen Mittelgebirgsbächen. Dissertation an der Technischen Universität Dresden.
- VÖLKER, J. & BORCHARDT, D. (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).
- VON HAAREN, C. & REICH, M. (2006): The German way to greenways and habitat networks. *Landscape and Urban Planning* 76: 7-22.
- WAGNER, F. & ARLE, J. (2007): Die Bedeutung verschiedener Umweltfaktoren für das Erreichen des „guten ökologischen Zustandes“ – 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. & ARLE, J. (2008): Zusammenhang zwischen ökologischem Zustand und der Gewässerstruktur – Hinweise auf eine mögliche Strahlwirkung. In: DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE (Hrsg.). Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Schriftenreihe des DRL, Heft 81. Deutscher Rat für Landespflege, Bonn: 123-127.
- WALLACE, I. D., WALLACE, B. & PHILIPSON, G. N. (1990): A key to the case-bearing caddis-larvae of Britain and Ireland. *Freshwater Biological Association* 51: 1-237.
- WALLACE, I. D., WALLACE, B. & PHILIPSON, G. N. (2003): Keys to the case-bearing caddis-larvae of Britain and Ireland. *Freshwater Biological Association* 61: 1-259.
- WARD, J. V. (1976): Effects of thermal constancy and seasonal temperature displacement on community structure of stream macroinvertebrates. In: RESCH, G. W. & MCFARLANE, R. W. (Ed). *Thermal ecology II. ERDA Symposium Series*, kein Ort: 302-307.
- WARD, J. V. (1989): The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 2-8.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. (1983): The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE, T. D. & BARTELL, S. M. (Ed.). *Dynamics of lotic ecosystems*. Science Publications Ann Arbor, Michigan: 29-42.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. (1995): Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management* 11: 105-119.
- WARD, J. V. & TOCKNER, K. (2001): Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46: 807-819.
- WARD, J. V., TOCKNER, K., ARSCOTT, D. B. & CLARET, C. (2002): Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47: 517-539.
- WEVERS, M. J. & WARREN, C. E. (1986): A perspective on stream community organization, structure, and development. *Archives of Hydrobiology* 108: 213-234.
- WILLIAMS, D. D. (1977): Movements of benthos during the recolonization of temporary streams. *Oikos* 29: 306-312.
- WILLIAMS, D. D. (1980): Some relationships between stream benthos and substrate heterogeneity. *Limnology and Oceanography* 25: 166-172.
- WILLIAMS, D. D. & HYNES, H. B. N. (1976): The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos* 27: 265-272.
- WOOD, P. J. & ARMITAGE, P. D. (1997): Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21: 203-217.
- ZWICK, P. (1992): Stream habitat fragmentation – a threat to biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 1: 80-97.



---

## Anhang

### Abbildungsverzeichnis

- Abbildung A 1: Abfluss-Tageswerte der Acher 2011
- Abbildung A 2: Abfluss-Tageswerte der Acher 2012
- Abbildung A 3: Abfluss-Tageswerte der Acher 2013
- Abbildung A 4: Abfluss-Tageswerte der Rench 2011
- Abbildung A 5: Abfluss-Tageswerte der Rench 2012

### Tabellenverzeichnis

- Tabelle A 1: Durbach – Taxaliste, Probenahmejahr 2011
- Tabelle A 2: Durbach – Taxaliste, Probenahmejahr 2012
- Tabelle A 3: Neugraben – Taxaliste, Probenahmejahr 2012
- Tabelle A 4: Neugraben – Taxaliste, Probenahmejahr 2013
- Tabelle A 5: Sasbach – Taxaliste, Probenahme 2011
- Tabelle A 6: Sasbach – Taxaliste, Probenahmejahr 2012
- Tabelle A 7: Dominanzverhältnisse nach RENKONEN – Durbach 2011
- Tabelle A 8: Dominanzverhältnisse nach RENKONEN – Durbach 2012
- Tabelle A 9: Dominanzverhältnisse nach RENKONEN – Neugraben 2012
- Tabelle A 10: Dominanzverhältnisse nach RENKONEN – Neugraben 2013
- Tabelle A 11: Dominanzverhältnisse nach RENKONEN – Sasbach 2011
- Tabelle A 12: Dominanzverhältnisse nach RENKONEN – Sasbach 2012
- Tabelle A 13: Substratzusammensetzung und Diversitätsindex nach Shannon – Durbach
- Tabelle A 14: Substrat-Zusammensetzung und Diversitätsindex nach Shannon –  
Neugraben
- Tabelle A 15: Substrat-Zusammensetzung und Diversitätsindex nach Shannon –  
Sasbach

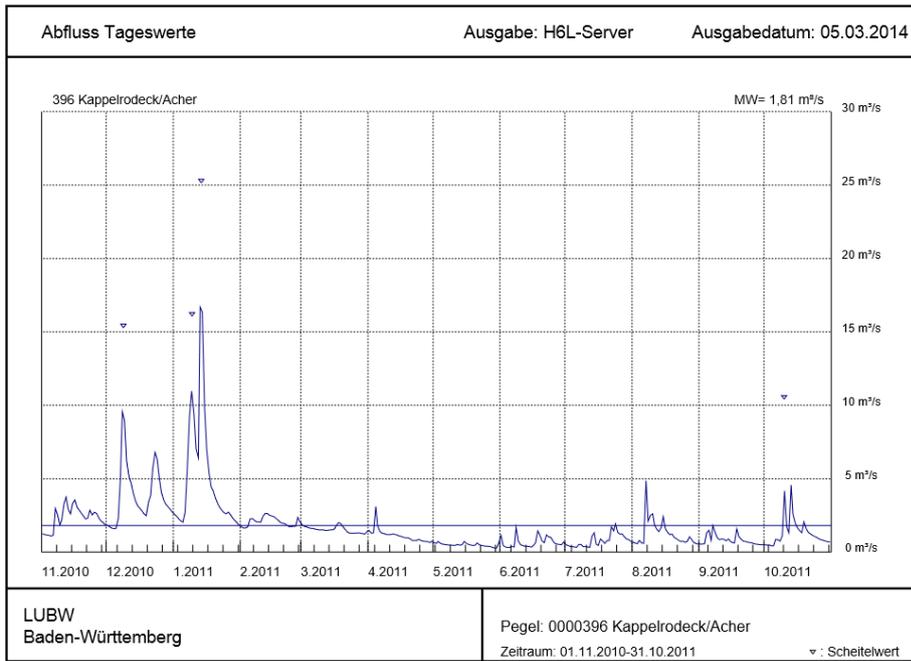


Abbildung A 1: Abfluss-Tageswerte der Acher 2011

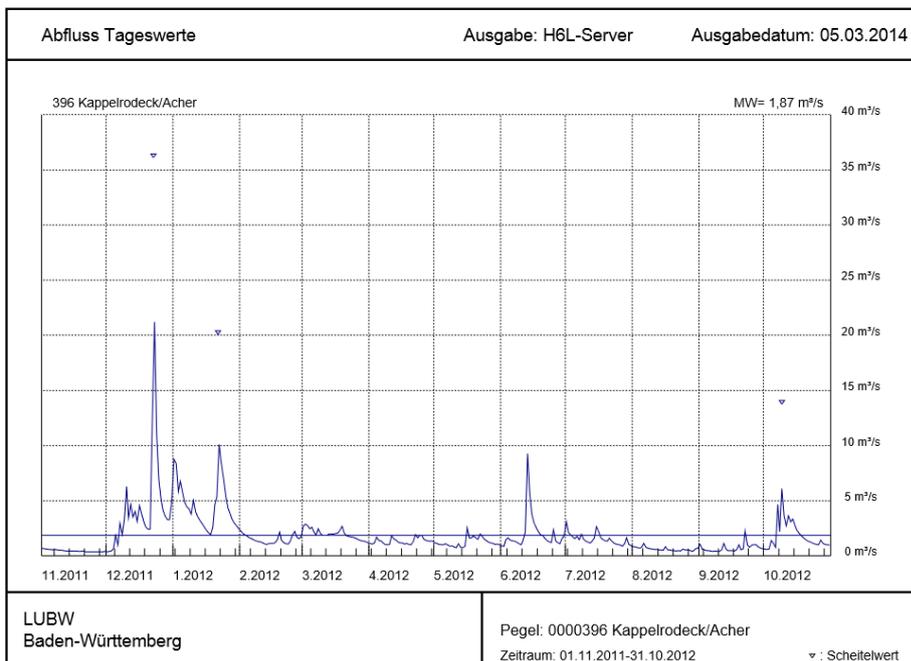


Abbildung A 2: Abfluss-Tageswerte der Acher 2012

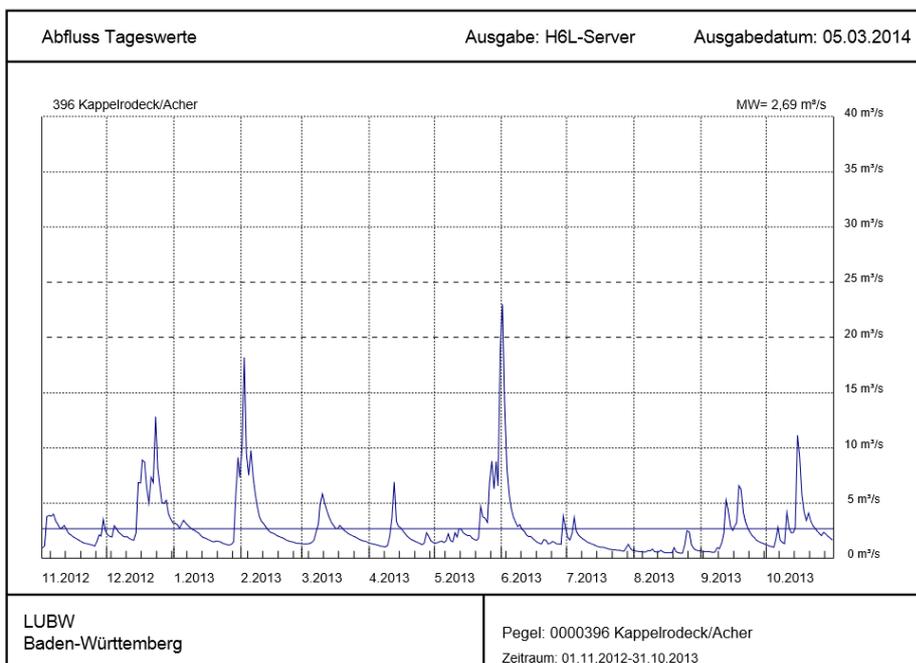


Abbildung A 3: Abfluss-Tageswerte der Acher 2013

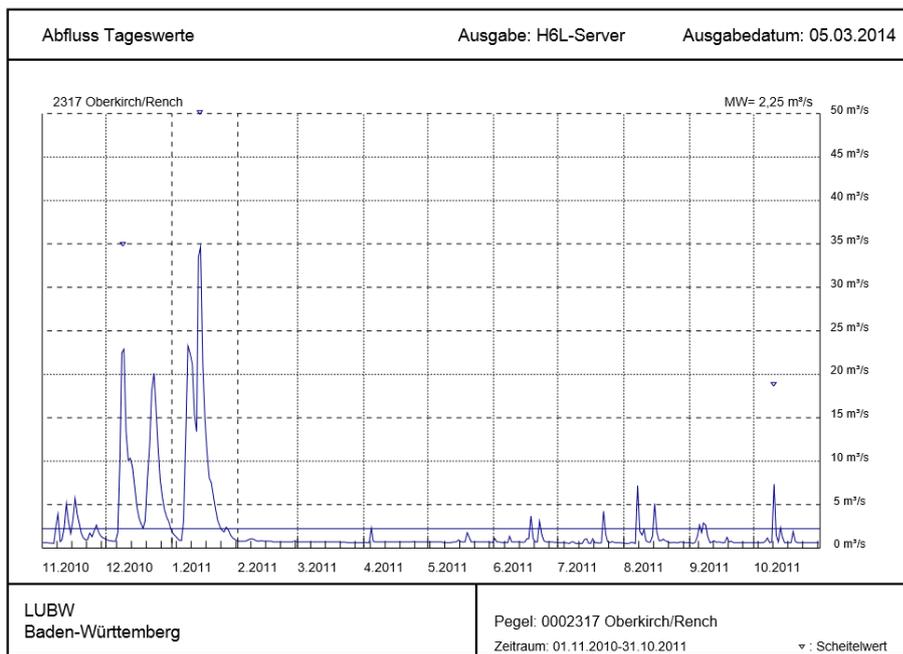


Abbildung A 4: Abfluss-Tageswerte der Rench 2011

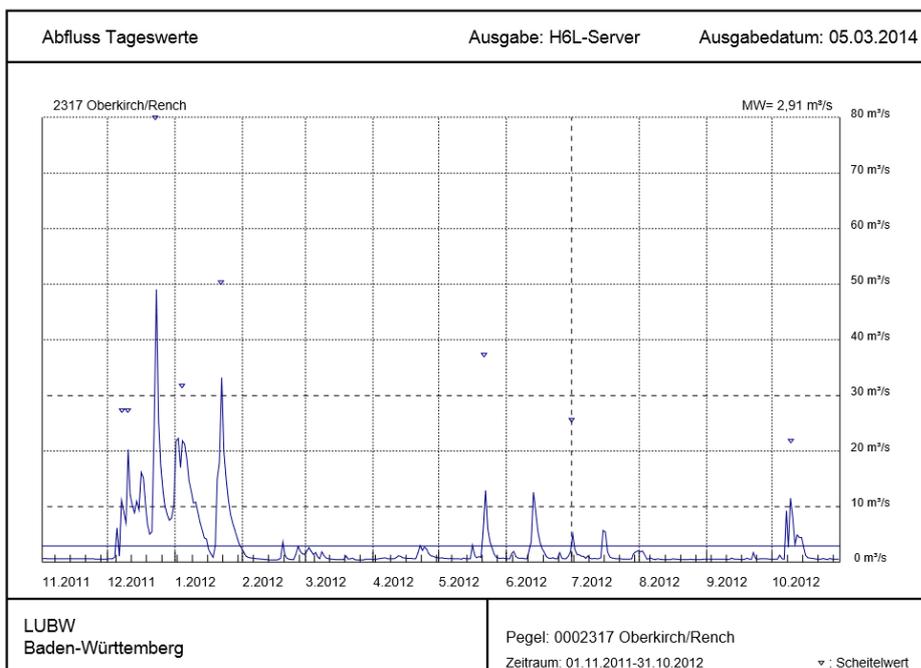


Abbildung A 5: Abfluss-Tageswerte der Rench 2012

Tabelle A 1: Durbach – Taxaliste, Probenahmejahr 2011

Taxon	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	DB7	DB8	DB9	DB10	DB11	DB12	DB13	DB14	DB15	DB16	DB17
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ancylus fluviatilis	4	0	0	4	0	0	4	12	28	4	0	1	0	4	4	2	0
Antocha sp.	1	25	0	17	4	0	12	4	0	0	0	4	0	7	0	2	0
Atherix ibis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Atrichopogon sp.	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Atrichops crassipes	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Baetis rhodani	98	167	23	16	59	68	159	35	26	8	43	3	0	31	32	49	15
Baetis sp.	86	69	45	33	116	153	170	49	57	69	156	14	0	12	5	65	7
Baetis vernus	211	396	163	26	193	220	285	193	92	47	138	66	0	163	57	293	156
Bithynia tentaculata	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachycentrus montanus	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
Branchiura sowerbyi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
Bythinella sp.	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis horaria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	3	0
Centroptilum luteolum	41	26	9	11	25	18	22	5	15	8	36	4	0	3	2	16	3
Ceraclea dissimilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0
Ceratopogoninae/Palpomyiinae Gen. sp.	41	40	84	60	104	100	16	16	17	20	4	17	26	154	56	83	24
Chelifera sp.	28	60	49	41	121	92	42	8	19	21	0	11	0	116	18	11	7
Chironomidae Gen. sp.	409	573	274	614	544	931	1481	786	923	220	1714	75	64	512	512	666	883
Chironomini Gen. sp.	15	16	24	1	0	8	16	12	21	12	36	19	8	47	24	17	31
Chrysops sp.	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clinocerinae Gen. sp.	0	25	0	29	44	36	0	0	0	0	0	2	0	19	1	9	0
Cordulegaster boltonii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Dicranota sp.	2	17	14	12	9	9	18	0	5	4	0	7	5	18	4	4	3
Dolichopeza albipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Dryops sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Ecdyonurus helveticus-Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	11	17	0
Ecdyonurus venosus-Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Eiseniella tetraedra	8	5	3	0	2	2	4	0	0	5	1	1	1	36	0	0	1
Electrogena lateralis	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	28	0	0	0
Eirnis aenea/maugettii/rietschelli/rioloides	48	143	51	68	133	73	64	24	20	4	12	38	4	148	10	14	16
Eirnis aenea/maugettii/rietschelli/rioloides Ad.	23	0	8	0	12	16	28	0	40	8	4	1	0	0	7	2	9
Eloeophila sp.	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Empididae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Enchytraeidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4	0	25	1

## Durbach – Taxaliste, Probenahmejahr 2011; Fortsetzung

Taxon	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	DB7	DB8	DB9	DB10	DB11	DB12	DB13	DB14	DB15	DB16	DB17
Epeorus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	9
Ephemera danica	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Eriopodella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0
Esolus angustatus	26	11	25	0	135	4	0	12	0	0	0	98	8	256	0	9	0
Esolus angustatus Ad.	0	4	0	32	0	0	0	0	0	0	0	69	0	0	0	0	31
Esolus sp. Lv.	10	8	4	0	5	0	0	4	0	0	0	8	0	22	0	0	0
Galba truncatula	0	4	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gammarus fossarum	4	8	0	0	4	0	4	0	1	0	0	0	0	0	11	13	69
Gammarus pulex	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	13	19
Gammarus roeselii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	9	0	6	4	10	22
Gammarus sp.	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Goera pilosa	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	3	0	11	0	3	1
Halesus sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	4
Hemerodromia sp.	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0
Heptagenia coeruleans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0
Heptagenia flava	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Hydropsyche angustipennis angustipennis	6	13	0	0	16	8	14	3	3	4	12	8	4	18	0	6	0
Hydropsyche pellucidula-Gr.	6	5	6	7	1	0	16	8	33	12	20	25	6	35	3	0	0
Hydropsyche siltalai	0	1	0	0	0	1	11	1	0	0	0	0	0	13	11	1	0
Hydropsyche sp.	5	4	5	8	0	0	16	0	0	0	0	0	0	9	10	2	0
Lepidostoma hirtum	12	4	0	4	0	0	17	0	12	0	0	0	0	12	0	0	0
Leptoceridae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
Limnebius truncatellus Ad.	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilidae Gen. sp.	0	4	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Limnius pertisi	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	52	83	0	22
Limnius pertisi Ad.	64	132	56	44	54	76	64	12	28	0	24	3	4	72	0	0	0
Limnius volckmari	4	1	4	0	8	1	0	0	0	36	0	3	0	8	42	49	0
Limnius volckmari Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	6	0
Limoniidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Mystacides azurea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
Naididae/Tubificidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	4	10	17	37	10	8	58
Nemoura sp.	0	0	4	0	0	0	0	1	4	2	0	2	0	11	0	3	0
Notidobia ciliaris	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Odontocerum albicorne	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oeetis sp.	4	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	14	0	0	3	0	0

## Durbach – Taxaliste, Probenahmejahr 2011; Fortsetzung

Taxon	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	DB7	DB8	DB9	DB10	DB11	DB12	DB13	DB14	DB15	DB16	DB17
<i>Oligochaeta</i> Gen. sp.	0	33	1	12	3	12	1	4	0	1	0	15	0	0	0	7	
<i>Onychogomphus forcipatus forcipatus</i>	2	0	0	0	2	1	1	3	0	0	0	7	1	1	0	4	0
<i>Onychogomphus uncaus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	4	1	0	0
<i>Onychogomphus/Ophiogomphus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	1	0	0	0
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	0	80	16	12	28	100	32	12	0	12	0	4	0	0	0	5	114
<i>Oulimnius tuberculatus</i> Ad.	28	52	0	0	0	16	0	0	44	0	0	11	0	0	0	0	0
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Philopotamus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Physa fontinalis</i>	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0
<i>Pilaria</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.	8	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	1	0	0
<i>Polycentropus flavomaculatus flavomaculatus</i>	0	4	0	0	0	0	17	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Potamophylax</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	4	0	1
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>Proclleon bifidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Prodiamesa olivacea</i>	0	0	1	0	0	0	5	7	0	0	0	1	3	0	8	6	2
<i>Prosimulium</i> sp.	0	0	8	0	0	0	0	1	12	10	20	0	0	0	0	4	0
<i>Psychodidae</i> Gen. sp.	0	12	0	20	4	4	0	0	0	0	0	1	8	0	0	0	0
<i>Radix balthica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	3	0	0
<i>Rhithrogena diaphana-Gr.</i>	72	78	82	8	21	16	28	9	32	39	54	0	0	27	11	15	9
<i>Rhithrogena</i> sp.	0	31	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhyacophila (Rhyacophila)</i> sp.	17	1	2	8	0	0	5	0	1	1	0	0	0	4	0	0	0
<i>Rhyacophila oblitterata</i>	3	5	5	0	13	2	2	13	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Sericostoma</i> sp.	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Simulium</i> sp.	0	92	0	4	9	8	0	20	0	0	0	0	0	5	5	169	25
<i>Tabanidae</i> Gen. sp.	2	4	1	6	12	6	5	4	6	1	2	5	1	1	1	7	4
<i>Tanypodinae</i> Gen. sp.	56	31	27	45	37	18	73	33	56	59	79	15	5	205	108	25	32
<i>Tanytarsini</i> Gen. sp.	32	45	4	36	40	16	16	24	12	24	29	11	8	137	22	30	91
<i>Tipula</i> sp.	0	1	0	2	1	0	0	0	0	1	0	4	1	0	2	6	7

Tabelle A 2: Durbach – Taxaliste, Probenahmejahr 2012

Taxon	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	DB7	DB8	DB9	DB10	DB11	DB12	DB13	DB14	DB15	DB16	DB17
<i>Anabolia nervosa</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Ancylus fluviatilis</i>	2	0	2	1	0	0	0	2	1	1	0	2	0	0	0	0	2
<i>Antocha</i> sp.	16	72	26	89	17	39	27	120	261	25	0	97	31	28	2	0	0
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asellus aquaticus</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Atherix ibis</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Athripsodes</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Atrichops crassipes</i>	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Baetis rhodani</i>	44	32	26	269	98	63	34	65	79	36	0	3	0	11	146	48	26
<i>Baetis</i> sp.	58	52	57	105	46	128	28	153	107	51	1	18	13	11	167	125	29
<i>Baetis vernus</i>	235	138	122	549	265	289	189	178	248	225	0	21	8	18	385	179	126
<i>Brachyptera seticornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Branchiura sowerbyi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Bythinella</i> sp.	1	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Caenis robusta</i>	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caenis</i> sp.	0	9	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calopteryx virgo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0
<i>Centroptilum luteolum</i>	36	23	18	32	15	35	4	28	16	12	0	4	2	3	36	48	12
<i>Ceraclea dissimilis</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	3	1	0	6	0	0	0	0	0
<i>Ceratopogoninae/Palpomiyinae</i> Gen. sp.	30	4	53	36	93	27	2	74	52	5	6	27	19	45	9	10	29
<i>Chelifera</i> sp.	9	0	20	13	9	5	1	1	6	0	0	15	1	42	2	4	6
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.	533	638	614	436	1014	842	1286	1326	1379	498	45	47	55	64	233	157	325
<i>Chironomini</i> Gen. sp.	68	1	157	243	65	71	16	35	28	21	1	15	0	0	0	12	7
<i>Chrysopilus</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clinocerinae</i> Gen. sp.	0	0	1	0	0	0	3	4	2	0	0	1	0	0	2	2	0
<i>Culicidae</i> Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranota</i> sp.	6	4	35	6	20	15	0	18	9	4	0	15	1	3	7	8	28
<i>Dolichopeza alpines</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ecdyonurus helveticus-Gr.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	17	2	17
<i>Ecdyonurus venosus-Gr.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eiseniella tetraedra</i>	2	0	3	4	0	0	0	2	3	2	0	10	1	0	1	1	1
<i>Eirnis aenea/mauguetii/rietschelli/rioloides</i>	31	17	39	35	13	26	8	124	130	17	1	158	31	19	26	6	9
<i>Eirnis aenea/mauguetii/rietschelli/rioloides</i> Ad.	53	35	67	25	17	25	3	23	66	46	0	113	0	0	52	4	4
<i>Eripobdella</i> sp.	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Esolus angustatus</i> Ad.	4	5	15	11	39	68	2	31	108	129	0	21	2	11	105	47	18
<i>Esolus</i> sp. Lv.	8	39	39	21	19	63	10	101	95	4	0	145	72	42	32	51	152



## Durbach – Taxaliste, Probenahmejahr 2012; Fortsetzung

Taxon	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	DB7	DB8	DB9	DB10	DB11	DB12	DB13	DB14	DB15	DB16	DB17
<i>Pilaria</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Psidium</i> sp.	3	2	5	6	6	2	1	12	2	0	1	15	5	2	3	3	2
<i>Polycentropus excisus</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polycentropus flavomaculatus flavomaculatus</i>	2	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Prodiamesa olivacea</i>	1	0	0	1	0	0	0	14	0	0	0	1	10	0	0	0	0
<i>Prosimulium</i> sp.	4	0	5	6	34	0	9	5	39	41	0	1	0	0	43	1	3
Psychodidae Gen. sp.	3	0	12	6	6	6	1	6	8	6	1	10	16	3	5	1	3
<i>Psychomyia fragilis</i>	0	0	0	1	0	0	0	21	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psychomyia pusilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	25	1	0	3	0	0	0	0	0
<i>Rhithrogena diaphana</i> -Gr.	33	2	81	2	8	30	1	27	41	26	0	0	0	4	68	11	16
<i>Rhithrogena</i> sp.	6	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	6	0	2	0	0	0
<i>Rhyacophila</i> ( <i>Rhyacophila</i> ) sp.	7	5	0	8	1	4	2	5	19	1	0	6	0	0	2	2	0
<i>Rhyacophila obliterata</i>	1	0	0	1	0	1	0	3	0	1	0	0	0	0	3	1	0
<i>Sericostoma</i> sp.	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Simulium</i> sp.	11	5	0	0	1	0	1	0	0	6	0	1	0	0	0	4	0
Tabanidae Gen. sp.	2	0	15	0	5	2	0	5	5	1	0	4	2	1	1	0	0
Tanyptodinae Gen. sp.	37	1	112	19	22	8	2	27	7	13	16	36	30	88	134	41	53
<i>Tanytarsini</i> Gen. sp.	7	0	40	14	18	6	0	30	6	8	4	12	4	63	26	14	14
<i>Tipula</i> sp.	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	3	1	1	1	9	3

Tabelle A 3: Neugraben – Taxaliste, Probenahmejahr 2012

Taxon	DB16	DB17	NG1	NG2	NG3	NG4
Anabolia nervosa	0	0	2	1	0	0
Ancyclus fluviatilis	0	2	1	1	0	0
Antocha sp.	0	0	3	0	0	0
Asellus aquaticus	0	0	0	0	0	2
Athripsodes sp.	0	2	2	0	0	0
Atrichops crassipes	0	0	0	1	0	1
Baetis rhodani	48	26	2	0	1	0
Baetis sp.	125	29	7	1	1	1
Baetis vernus	179	126	12	2	2	3
Branchiura sowerbyi	0	1	1	0	0	0
Calopteryx splendens	0	0	1	0	0	0
Centroptilum luteolum	48	12	1	0	0	0
Ceraclea dissimilis	0	0	1	2	0	0
Ceratopogoninae/Palpomyiinae Gen. sp.	10	29	25	7	0	10
Chelifera sp.	4	6	15	3	0	0
Chironomidae Gen. sp.	157	325	152	1	12	0
Chironomini Gen. sp.	12	7	6	0	2	0
Chrysopilus sp.	0	0	0	0	0	1
Clinocerinae Gen. sp.	2	0	1	0	0	0
Dicranota sp.	8	28	19	10	1	0
Dolichopeza albipes	0	1	0	0	0	0
Ecdyonurus helveticus-Gr.	2	17	4	0	0	0
Eiseniella tetraedra	1	1	12	13	0	0
Elmis aenea/mauguetii/rietscheli/rioloides	6	9	13	0	0	0
Elmis aenea/mauguetii/rietscheli/rioloides Ad.	4	4	2	0	0	0
Ephemera danica	0	0	0	0	8	8
Ephemera sp.	0	0	0	1	4	0
Ephemerella sp.	0	0	3	0	0	0
Erpobdella sp.	0	0	0	0	0	2
Esolus angustatus Ad.	47	18	21	0	0	0
Esolus sp. Lv.	51	152	163	18	1	0
Gammarus fossarum	0	0	1	8	0	6
Gammarus pulex	0	0	4	3	0	6
Gammarus roeselii	8	96	222	163	5	311
Gammarus sp.	0	0	33	0	0	16
Glossosoma conformis	0	0	0	0	0	0
Goera pilosa	1	0	1	2	0	0
Gyrinus sp. Lv.	1	0	0	0	0	0
Halesus sp.	0	1	1	1	0	0
Hemerodromia sp.	11	21	27	8	1	0
Hydraena sp. Ad.	0	0	3	0	0	0
Hydropsyche angustipennis angustipennis	3	10	12	0	0	0
Hydropsyche pellucidula-Gr.	6	4	5	0	0	0
Hydropsyche siltalai	0	0	1	0	0	0
Hydropsyche sp.	0	0	0	0	0	0
Hydroptila sp.	0	1	1	0	0	0
Limnius perrisi	0	32	0	0	0	0
Limnius perrisi Ad.	1	0	2	0	0	0
Limnius volckmari	0	0	6	7	0	0
Lispe sp.	0	1	0	0	0	0
Mystacides azurea	1	0	0	0	0	0
Naididae/Tubificidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	10
Nemoura sp.	2	16	23	0	0	0
Oligochaeta Gen. sp.	3	0	0	3	0	0
Onychogomphus forcipatus	0	0	2	0	0	1
Onychogomphus uncatatus	4	0	0	1	0	0
Onychogomphus/Ophiogomphus sp.	0	0	0	1	0	0
Oulimnius sp. Ad.	46	67	101	2	2	0
Oulimnius sp. Lv.	9	18	56	0	0	0
Pilaria sp.	1	0	0	0	0	1

Taxon	DB16	DB17	NG1	NG2	NG3	NG4
Pisidium sp.	3	2	6	0	7	15
Potamophylax rotundipennis	2	0	0	0	0	0
Potamopyrgus antipodarum	1	0	0	0	0	2
Prosimulium sp.	1	3	5	3	2	0
Psychodidae Gen. sp.	1	3	1	0	0	0
Rhithrogena diaphana-Gr.	11	16	2	0	0	0
Rhyacophila (Rhyacophila) sp.	2	0	0	0	0	0
Rhyacophila obliterata	1	0	0	0	0	0
Sericostoma sp.	0	0	0	1	0	0
Serratella ignita	0	0	4	0	0	0
Simulium sp.	4	0	0	0	0	0
Tabanidae Gen. sp.	0	0	1	1	0	0
Tanypodinae Gen. sp.	41	53	47	16	20	2
Tanytarsini Gen. sp.	14	14	18	0	2	0
Tipula sp.	9	3	14	14	4	0

Tabelle A 4: Neugraben – Taxaliste, Probenahmejahr 2013

Taxon	DB16	DB17	NG1	NG2	NG3	NG4
Anabolia nervosa	2	1	2	4	1	0
Ancyclus fluviatilis	2	3	0	0	0	0
Antocha sp.	0	9	2	0	0	0
Atrichops crassipes	1	0	2	0	1	0
Baetis rhodani	4	104	36	9	3	0
Baetis sp.	1	56	12	2	8	0
Baetis vernus	4	223	89	7	34	0
Bythinella sp.	1	0	0	0	0	0
Calopteryx splendens	0	2	0	1	0	0
Ceraclea dissimilis	0	0	1	1	0	0
Chelifera sp.	8	28	3	3	1	0
Chironomidae Gen. sp.	50	82	156	33	70	0
Chironomini Gen. sp.	17	1	25	16	0	65
Dicranota sp.	23	65	28	28	9	3
Ecdyonurus helveticus-Gr.	12	41	12	1	0	0
Eiseniella tetraedra	0	8	6	7	0	0
Ephemera danica	1	0	0	2	0	0
Esolus sp. Lv.	0	0	9	22	0	0
Gammarus fossarum	9	19	66	77	61	5
Gammarus pulex	0	0	2	0	8	1
Gammarus roeselii	88	397	249	365	285	11
Gammarus sp.	0	0	0	0	35	0
Gomphus sp.	2	0	0	0	0	0
Gyrinus sp. Lv.	0	1	0	0	0	0
Halesus sp.	0	2	3	4	0	0
Hemerodromia sp.	1	0	1	0	0	0
Heptagenia coeruleans	1	1	0	0	0	0
Hippeutis complanatus	0	0	0	1	1	0
Hydraena riparia Ad.	0	0	3	0	0	0
Hydropsyche angustipennis angustipennis	1	0	13	2	0	0
Hydropsyche instabilis	0	0	3	1	0	0
Isoperla sp.	2	1	0	0	0	0
Lepidostoma basale	2	0	0	0	1	0
Lepidostoma hirtum	0	2	0	0	0	0
Mystacides azurea	1	1	0	0	0	0
Nemoura sp.	0	0	1	0	0	0
Onychogomphus forcipatus forcipatus	0	1	5	4	2	0
Orectochilus villosus Lv.	0	0	0	0	2	0
Oulimnius sp. Lv.	10	3	11	0	0	0
Paraleptophlebia submarginata	1	0	0	0	0	0
Pilaria sp.	0	2	2	0	3	0

Taxon	DB16	DB17	NG1	NG2	NG3	NG4
Pisidium sp.	11	4	5	4	0	0
Potamophylax rotundipennis	0	0	0	1	0	0
Procloeon bifidum	1	0	0	0	0	0
Prodiamesa olivacea	3	1	2	9	1	0
Prosimulium sp.	2	0	0	0	0	0
Rhyacophila obliterata	0	4	0	0	0	0
Sericostoma sp.	0	0	1	0	0	0
Simulium sp.	0	0	3	0	0	0
Tanypodinae Gen. sp.	41	17	42	10	27	0
Tanytarsini Gen. sp.	17	1	0	1	0	0
Tipula sp.	3	16	23	32	26	0
Rhithrogena diaphana-Gr.	0	142	17	0	0	0
Oligochaeta Gen. sp.	0	0	9	0	2	3
Psychodidae Gen. sp.	7	4	0	0	0	0
Centroptilum luteolum	1	0	0	0	0	0
Esolus angustatus	61	39	151	4	7	0
Esolus angustatus Ad.	1	16	2	25	1	0
Limnius perrisi	1	6	0	3	0	0
Limnius volckmari	0	0	8	0	1	0
Limnius volckmari Ad.	1	14	7	0	0	0
Oulimnius tuberculatus Ad.	15	23	11	0	0	0
Hydropsyche pellucidula-Gr.	0	25	9	2	4	0
Rhyacophila (Rhyacophila) sp.	0	11	5	0	0	0
Dolichopeza albipes	0	0	0	0	0	1
Ceratopogoninae/Palpomyiinae Gen. sp.	16	23	13	4	6	0
Clinocerinae Gen. sp.	25	0	0	0	0	0
Elmis aenea/mauguetii/rietscheli/rioloides	10	30	10	4	0	0
Onychogomphus/Ophiogomphus sp.	0	0	0	5	0	0

Tabelle A 5: Sasbach – Taxaliste, Probenahmejahr 2011

Taxon	SB1	SB2	SB3	SB4	SB5	SB6	SB7	SB8	SB9	SB10	SB11	SB12	SB13	SB14	SB15	SB16	SB17	SB18	SB19
Anabolia nervosa	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	8
Antocha sp.	3	0	0	0	4	0	10	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aphelocheirus aestivalis	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	36	1	36	33	49	104	28	56
Atrichops crassipes	4	16	0	22	8	1	5	4	4	8	8	37	11	0	0	0	4	0	0
Baetis fuscatus	21	6	5	1	3	2	12	9	9	6	0	0	35	5	4	4	11	5	15
Baetis rhodani	82	9	11	9	15	9	45	21	15	9	0	4	189	9	11	18	76	13	38
Baetis sp.	15	2	2	1	2	0	3	0	24	1	0	0	5	2	1	4	8	4	6
Baetis vernus	57	3	8	2	7	1	20	30	0	3	0	0	91	8	3	5	28	9	18
Bathymphalus contortus	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachytron pratense	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0
Calopteryx virgo	0	1	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceraclaea sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	12	8	20
Ceratopogoninae/Palpomyiinae Gen. sp.	4	5	0	0	4	1	10	4	4	4	0	0	8	0	0	8	0	4	5
Chaetopteryx villosa villosa	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chelifera sp.	8	16	0	0	8	0	15	6	0	1	0	8	0	0	4	12	0	0	0
Chironomidae Gen. sp.	159	97	196	45	304	18	317	60	96	52	28	40	45	24	12	8	32	76	40
Chironomini Gen. sp.	27	51	5	28	65	85	86	99	36	5	37	7	0	4	0	4	140	16	50
Chrysops sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0
Clinocerinae Gen. sp.	4	8	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
Dicranota sp.	12	32	11	21	42	4	24	33	12	2	0	4	0	0	0	4	0	0	0
Dolichocheza albipes	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Drusus sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eiseniella tetraedra	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	1	0	1
Elmisis aenea/maugettii/rietscheli/rioloides	25	4	4	24	33	1	10	24	36	10	0	4	0	8	12	0	0	8	15
Elmisis aenea/maugettii/rietscheli/rioloides Ad.	12	0	1	0	8	0	0	12	8	4	0	0	0	0	0	0	4	4	5
Epeorus assimilis	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera danica	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	4	10	13	15	1	1	12	11	4
Ephemera vulgata	0	4	2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemereilla sp.	16	40	48	84	341	4	681	4	16	38	0	12	32	20	0	0	68	36	50
Eripodellidae Gen. sp.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Esolus sp. Lv.	3	0	0	16	0	0	0	5	6	10	0	0	0	0	0	0	16	0	0
Gammarus fossarum	323	408	289	385	324	335	254	723	389	369	225	224	285	415	211	189	625	652	1256
Gammarus pulex	168	206	45	115	48	69	29	202	125	35	36	205	159	95	64	169	189	325	268
Gammarus roeselii	410	456	289	1078	446	818	335	424	437	88	528	588	608	502	136	164	604	572	1035
Gammarus sp.	124	260	220	436	960	280	1150	402	403	231	32	80	420	480	180	180	412	260	650
Goera pilosa	3	13	3	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Halesus radiatus	12	0	0	4	5	2	0	16	12	2	0	1	1	6	0	1	0	0	2



Tabelle A 6: Sasbach – Taxaliste, Probenahmejahr 2012

Taxon	SB1	SB2	SB3	SB4	SB5	SB6	SB7	SB8	SB9	SB10	SB11	SB12	SB13	SB14	SB15	SB16	SB17	SB18	SB19
Anabolia nervosa	0	0	0	1	2	1	0	0	0	1	0	7	1	18	4	7	9	2	6
Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Antocha sp.	1	0	11	0	6	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Aphelocheirus aestivalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	32	9	4	9	6	28	41	24	25
Asellus aquaticus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0
Athripsodes sp.	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	1	5	1	4	1	5	1
Atrichops crassipes	1	2	1	0	0	0	0	0	4	0	7	2	2	1	1	0	0	0	0
Baetis fuscatus	29	24	8	0	5	2	26	23	2	0	6	0	20	12	22	38	5	11	24
Baetis rhodani	95	63	17	7	9	6	45	54	13	0	9	1	37	19	48	86	9	18	88
Baetis sp.	12	5	0	0	1	0	3	5	8	0	0	0	2	3	12	11	0	6	11
Baetis vernus	18	14	3	3	3	1	5	18	0	0	0	0	8	8	6	27	5	4	12
Bathynomphalus contortus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bithynia tentaculata	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachycentrus maculatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bythinella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Calopteryx splendens	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	4
Calopteryx virgo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Ceraclea dissimilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0
Ceratopogoninae/Palpomyiinae Gen. sp.	19	15	13	6	17	0	32	12	22	1	8	5	6	4	3	4	0	8	1
Chelifera sp.	5	3	5	3	1	2	6	0	2	2	9	1	4	2	10	1	5	5	0
Chironomidae Gen. sp.	255	224	203	162	102	60	404	175	221	105	18	7	239	280	684	360	146	351	195
Chironomini Gen. sp.	14	12	4	34	6	55	10	35	132	50	20	16	94	57	1	33	0	75	2
Clinocerinae Gen. sp.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicranota sp.	44	12	19	5	6	3	36	6	5	0	6	2	3	0	1	0	5	0	0
Diura bicaudata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Dolichopeza albipes	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Dugesia lugubris/polychroa	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ecdyonurus venosus-Gr.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Eiseniella tetraedra	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmisis aenea/maugettii/rietschelli/rioloides	60	16	20	5	7	4	0	23	16	0	6	0	1	0	6	5	0	13	6
Elmisis aenea/maugettii/rietschelli/rioloides Ad.	19	8	18	0	16	0	4	22	7	0	1	0	0	1	2	9	4	9	2
Elocephila sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemera danica	0	0	6	0	2	0	1	0	0	0	16	5	24	8	0	18	7	1	1
Ephemera vulgata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	1
Ephemerella sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Erpobdella sp.	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Esolus angustatus Ad.	1	3	11	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Esolus sp. Lv.	22	18	5	6	15	6	3	7	6	0	7	3	4	12	7	39	26	56	24



## Sasbach – Taxaliste, Probenahmejahr 2012

Taxon	SB1	SB2	SB3	SB4	SB5	SB6	SB7	SB8	SB9	SB10	SB11	SB12	SB13	SB14	SB15	SB16	SB17	SB18	SB19
<i>Physo fontinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pilaria</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.	12	11	9	3	0	18	8	1	23	9	0	4	0	0	1	4	0	0	1
<i>Polycelis tenuis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	0	0	0	4	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	107	33	316	53	94	76	122	13	136	23	43	41	13	9	0	0	1	0	0
<i>Prodiamesa olivacea</i>	0	8	0	46	14	8	8	7	0	16	78	40	79	38	38	29	24	45	12
Psychodidae Gen. sp.	4	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Psychomyia pusilla</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Radix balthica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Rhithrogena</i> sp.	16	6	0	1	2	1	1	4	5	0	0	0	7	0	3	3	1	1	3
<i>Rhyacophila laevis</i>	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Simulium</i> sp.	3	1	16	1	3	2	0	2	0	0	0	0	10	7	5	2	4	12	2
<i>Sphaerium corneum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Stenelmis</i> sp. Lv.	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Tabanidae Gen. sp.	0	0	2	1	10	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Tanypodinae Gen. sp.	23	11	11	15	2	9	6	23	11	0	1	2	14	34	48	36	32	16	72
Tanytarsini Gen. sp.	65	23	4	18	0	0	15	32	48	0	0	1	2	15	8	7	0	2	21
<i>Tinodes waeneri waeneri</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tipula</i> sp.	2	0	4	0	0	2	4	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Tubificidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Turbellaria</i> Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	1	0	1	0
<i>Unio crassus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Zygoptera</i> Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Tabelle A 7: Dominanzverhältnisse nach RENKONEN – Durbach 2011 (dunkelgrau ≥ 75,0 %, hellgrau 50,0-74,9 %)

	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	DB7	DB8	DB9	DB10	DB11	DB12	DB13	DB14	DB15	DB16	DB17
DB1																	
DB2	80,35																
DB3	80,43	81,41															
DB4	58,80	59,80	59,30														
DB5	73,13	74,43	83,78	69,68													
DB6	73,59	66,37	81,06	84,66	77,64												
DB7	78,48	61,72	74,85	79,58	69,22	80,66											
DB8	65,11	63,42	64,44	69,72	67,28	90,85	93,11										
DB9	60,78	54,36	57,71	68,68	54,73	85,06	88,75	81,58									
DB10	82,1	79,99	69,93	63,85	75,19	70,84	79,83	64,53	63,03	74,12							
DB11	54,45	45,93	51,25	62,67	51,85	64,03	76,69	78,29	84,73	74,12							
DB12	48,48	47,80	45,87	47,79	66,09	54,81	51,42	39,05	42,68	44,09	33,05						
DB13	77,55	81,4	73,59	73,19	73,38	72,94	64,01	63,73	59,89	61,59	58,93	68,82					
DB14	67,4	53,28	74,48	58,37	69,17	54,71	48,18	45,20	46,53	74,22	38,95	72,47	88,25				
DB15	55,74	64,74	52,81	69,81	73,31	70,52	70,21	65,89	64,64	73,83	62,24	37,64	67,89	85,63			
DB16	61,25	65,34	61,82	67,42	61,46	69,06	64,54	71,02	59,76	63,79	57,79	37,75	74,35	44,09	71,20		
DB17	51,66	51,83	51,21	67,15	54,12	75,23	71,39	81,61	67,01	64,03	64,04	42,22	61,88	49,39	67,71	62,72	

Tabelle A 8: Dominanzverhältnisse nach RENKONEN – Durbach 2012 (dunkelgrau ≥ 75,0 %, hellgrau 50,0-74,9 %)

	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	DB7	DB8	DB9	DB10	DB11	DB12	DB13	DB14	DB15	DB16	DB17
DB1																	
DB2	70,38																
DB3	81,33	62,97															
DB4	67,55	55,16	59,39														
DB5	80,03	75,46	67,13	60,89													
DB6	84,80	83,55	70,45	65,79	81,99												
DB7	60,50	69,47	51,16	41,56	71,43	64,75											
DB8	71,31	87,09	71,81	54,63	79,27	81,85	94,46										
DB9	85,02	87,98	70,88	56,78	83,15	83,95	99,22	88,88									
DB10	81,65	69,48	73,64	61,58	77,51	84,19	60,87	72,28	88,69								
DB11	98,70	64,03	98,7	98,7	100	78,34	65,18	98,70	78,14	70,25							
DB12	30,20	28,21	38,47	30,67	27,64	31,56	14,14	41,66	45,64	26,72	98,78						
DB13	43,70	34,17	52,82	59,61	47,23	54,05	21,62	66,08	71,79	32,53	93,05	64,27					
DB14	33,50	33,44	60,30	44,55	38,44	47,52	19,72	51,70	53,13	32,59	97,40	48,2	61,09				
DB15	58,35	44,38	54,81	65,61	51,49	59,01	31,69	45,33	55,98	64,13	97,46	32,67	47,88	50,59			
DB16	62,28	47,58	55,15	66,68	62,81	84,66	46,14	68,17	73,78	64,34	97,51	35,36	45,37	85,16	45,03		
DB17	60,02	55,42	69,07	60,29	61,46	62,20	46,6	68,33	66,01	57,80	98,7	41,69	57,88	47,01	53,74	62,68	

## Anhang

Tabelle A 9: Dominanzverhältnisse nach RENKONEN – Neugraben 2012 (dunkelgrau  $\geq 75,0$  %, hellgrau 50,0-74,9 %)

	DB16	DB17	NG1	NG2	NG3	NG4
DB16						
DB17	62.92					
NG1	45.76	64.84				
NG2	24.16	33.40	88.41			
NG3	76.31	74.00	63.75	26.32		
NG4	5.62	12.5	30.11	61.83	17.31	

Tabelle A 10: Dominanzverhältnisse nach RENKONEN - Neugraben 2013 (dunkelgrau  $\geq 75,0$  %, hellgrau 50,0-74,9 %)

	DB16	DB17	NG1	NG2	NG3	NG4
DB16						
DB17	58.85					
NG1	73.96	61.50				
NG2	42.28	76.62	53.08			
NG3	43.36	77.67	66.03	72.95		
NG4	25.07	21.42	28.25	23.77	22.82	

Tabelle A 11: Dominanzverhältnisse nach RENKONEN – Sasbach 2011 (dunkelgrau  $\geq 75,0\%$ , hellgrau 50,0-74,9%)

	SB1	SB2	SB3	SB4	SB5	SB6	SB7	SB8	SB9	SB10	SB11	SB12	SB13	SB14	SB15	SB16	SB17	SB18	SB19	
SB1																				
SB2	84.69																			
SB3	71.29	81.38																		
SB4	72.49	71.29	79.88																	
SB5	74.66	64.86	95.24	59.27																
SB6	67.85	70.86	69.75	94.04	52.02															
SB7	42.18	49.32	77.81	49.66	82.43	44.69														
SB8	74.65	74.47	71.22	68.18	62.73	66.4	47.01													
SB9	80.47	84.43	74.91	81.65	76.8	71.83	51.54	79.2												
SB10	60.25	90.46	69.95	88.17	69.52	59.82	60.36	75.28	82.9											
SB11	64.51	65.17	58.68	95.58	55.92	95.55	47.17	57.52	63.71	45.19										
SB12	69.16	71.81	55.73	81.37	48.06	76.28	41.81	59.81	63.26	43.09	88.5									
SB13	67.08	68.37	64.47	78.06	59.86	68.8	48.72	68.99	78.41	56.01	94.38	83.58								
SB14	68.24	71.19	70.87	74.56	62.39	72.7	53.03	76.91	85.81	75.22	65.04	66.39	77.54							
SB15	73.16	87.14	84.22	89.06	86.58	85.49	84.8	86.95	86.81	73.09	57.81	71.28	87.03	91.87						
SB16	68.93	85.37	70.36	71.72	67.58	68.04	70.51	84.7	74.14	60.85	50.18	72.89	76.12	73.59	80.42					
SB17	75.98	76.74	74.48	69.66	54.11	71.97	45.90	80.83	87.58	81.38	98.09	84.94	74.02	86.12	92.72	93.93				
SB18	76.06	78.29	74.46	66.26	50.03	66.49	41.51	80.75	76.13	80.12	94.66	75.24	69.99	80.7	89.47	86.4	82.28			
SB19	75.64	78.81	73.16	72.34	52.27	91.67	43.79	94.96	88.8	80.93	97.60	92.27	81.77	98.04	93.81	93.8	85.02	87.09		

Tabelle A 12: Dominanzverhältnisse nach RENKONEN – Sasbach 2012 (dunkelgrau  $\geq 75,0\%$ , hellgrau 50,0-74,9%)

	SB1	SB2	SB3	SB4	SB5	SB6	SB7	SB8	SB9	SB10	SB11	SB12	SB13	SB14	SB15	SB16	SB17	SB18	SB19	
SB1																				
SB2	71.99																			
SB3	55.44	50.16																		
SB4	45.99	46.95	46.76																	
SB5	62.56	53.78	61.76	56.97																
SB6	36.84	33.76	41.66	68.66	61.23															
SB7	66.18	60.76	59.13	59.94	81.74	51.79														
SB8	64.05	60.02	52.81	57.83	68.89	57.68	65.62													
SB9	56.54	52.44	62.47	68.88	78.97	80.73	67.21	71.63												
SB10	69.97	76.7	63.27	82.14	54.39	66.21	75.3	70.05	92.91											
SB11	23.00	27.27	29.97	68.47	47.52	72.28	39.22	48.28	50.26	46.17										
SB12	21.01	24.46	26.60	69.75	45.21	70.81	37.64	46.20	49.78	45.49	85.36									
SB13	44.72	45.57	44.79	62.76	63.97	83.21	59.78	72.26	69.30	88.81	61.9	57.44								
SB14	44.71	47.14	48.5	66.92	63.12	69.92	60.25	73.55	66.76	87.38	58.22	68.16	80.25							
SB15	41.89	44.13	43.92	55.63	61.00	61.91	67.58	63.72	58.01	71.76	41.4	41.14	69.81	68.92						
SB16	51.56	52.43	48.50	65.50	65.84	79.07	65.29	79.36	63.91	73.42	54.57	54.56	83.18	84.68	72.87					
SB17	41.47	42.47	44.99	65.86	64.08	65.08	61.42	67.87	62.72	69.76	64.39	62.25	81.3	88.02	72.37	91.22				
SB18	38.44	41.93	44.09	77.90	64.98	82.76	51.86	70.01	65.01	87.16	73.68	89.50	80.89	84.37	61.75	74.06	85.59			
SB19	38.52	41.06	33.36	71.30	59.56	73.55	48.12	71.62	54.72	64.68	70.28	67.67	68.78	62.86	57.21	69.33	78.45	85.43		

Tabelle A 13: Substrat-Zusammensetzung und Diversitätsindex nach Shannon – Durbach

Substrattyp	DB1	DB2	DB3	DB4	DB5	DB6	DB7	DB8	DB9	DB10	DB11	DB12	DB13	DB14	DB15	DB16	DB17
Mesolithal [%]	40,0	50,0	85,0	60,0	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mikrolithal [%]	35,0	0,00	0,0	0,0	40,0	20,0	0,0	40,0	0,0	80,0	0,0	30,0	0,0	100,0	40,0	50,0	50,0
Akal [%]	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	40,0	0,0	100,0	60,0	0,0	0,0	40,0	50,0	50,0
Psammal/Psammopetal [%]	15,0	0,0	10,0	30,0	10,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	40,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Technolithal [%]	0,0	50,0	0,0	0,0	50,0	80,0	100,0	40,0	60,0	20,0	0,0	0,0	30,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Lebende Teile terrestrischer Pflanzen [%]	0,0	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Xylal [%]	10,0	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0
POMI [%]	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Gesamt [%]</b>	<b>100,0</b>																
<b>Shannon-Diversitäts-Index</b>	1,25	0,68	0,52	0,9	0,94	0,5	0,0	1,06	0,68	0,5	0,0	0,9	1,28	0,0	1,06	0,68	0,68

Tabelle A 14: Substrat-Zusammensetzung und Diversitätsindex nach Shannon – Neugraben

Substrattyp	DB16	DB17	NG1	NG2	NG3	NG4
Mikrolithal [%]	50,0	50,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Akal [%]	50,0	50,0	40,0	0,0	0,0	0,0
Psammal/Psammopetal [%]	0,0	0,0	40,0	100,0	100,0	100,0
Lebende Teile terrestrischer Pflanzen [%]	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0
<b>Gesamt [%]</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>
Shannon-Diversitäts-Index	0,68	0,68	1,06	0,0	0,0	0,0

Tabelle A 15: Substrat-Zusammensetzung und Diversitätsindex nach Shannon – Sasbach

Substrattyp	SB1	SB2	SB3	SB4	SB5	SB6	SB7	SB8	SB9	SB10	SB11	SB12	SB13	SB14	SB15	SB16	SB17	SB18	SB19
Mikrolithal [%]	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	30,0	50,0	50,0	30,0	30,0
Akal [%]	60,0	80,0	20,0	40,0	50,0	0,0	90,0	90,0	5,0	0,0	0,0	40,0	60,0	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Psammal/Psammopelal [%]	30,0	0,0	0,0	40,0	0,0	80,0	0,0	0,0	70,0	80,0	60,0	40,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Technolithal [%]	0,0	0,0	75,0	0,0	50,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	20,0	20,0
Makrophyten [%]	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0	0,0	35,0	20,0	40,0	20,0	20,0	50,0	50,0	50,0	50,0
Lebende Teile terrestrischer Pflanzen [%]	10,0	20,0	5,0	20,0	0,0	20,0	0,0	10,0	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Xylal [%]	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	10,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
POM [%]	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	40,0	50,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Gesamt [%]</b>	<b>100,0</b>																		
Shannon-Diversitäts-Index	0,9	0,5	0,69	1,06	0,68	0,5	0,33	0,33	1,01	0,64	0,83	1,06	0,68	1,33	1,02	0,68	0,68	1,02	1,02



## Erklärung

Ich erkläre hiermit, dass ich die vorliegende Arbeit ohne unzulässige Hilfe Dritter und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe. Die aus anderen Quellen direkt oder indirekt übernommenen Daten und Konzepte sind unter Angabe der Quelle gekennzeichnet. Insbesondere habe ich hierfür nicht die entgeltliche Hilfe von Vermittlungs- bzw. Beratungsdiensten (Promotionsberaterin/-berater oder anderer Helferinnen/Helfer) in Anspruch genommen.

Die Arbeit wurde bisher weder im In- noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde vorgelegt.

Freiburg im Breisgau,

Ort, Datum

Unterschrift