

**Die Auswirkungen von anthropogenen Temperaturerhöhungen auf
die Crustaceagemeinschaften im Grundwasser**

**-Versuch einer Prognose zur Klimaerwärmung und lokalen
Wärmeeinträgen**

von

Cornelia Spengler
aus Schwäbisch Gmünd

Angenommene Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften
Fachbereich 7: Natur- und Umweltwissenschaften
Universität Koblenz-Landau

Berichterstatter:

PD Dr. Hans Jürgen Hahn, Universität Koblenz-Landau

Prof. Dr. Klaus Schwenk, Universität Koblenz-Landau

Tag der Disputation: 13.07.2017

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	I
Liste der verwendeten Abkürzungen.....	III
Tabellenverzeichnis.....	IV
Abbildungsverzeichnis.....	V
Erklärung.....	IX
1. Einleitung	1
1.1 Problemstellung und Hintergrund.....	1
1.2 Arbeitshypothesen und Ziele.....	20
2. Material und Methoden.....	23
2.1 Untersuchungsgebiete	23
2.1.1 Gebiete im Oberrheingraben (Teil Synökologie)	23
2.1.1.1 Geographische Lage	24
2.1.1.2 Geologie und Geomorphologie.....	28
2.1.1.3 Hydrogeologie und Hydrologie.....	31
2.1.1.4 Temperaturen und Prognosen	35
2.1.2 Untersuchungsgebiete im deutschlandweiten Datensatz (Teil Autökologie)	39
2.1.2.1 Stygoregionen in Deutschland.....	39
2.2 Verwendete Materialien und Methoden	42
2.2.1 Verwendete Materialien und Methoden im Teil Synökologie	42
2.2.1.1 Aufbau von Grundwassermessstellen.....	42
2.2.1.2 Hydrochemische Untersuchungen.....	44
2.2.1.3 Die gemessenen Feldparameter.....	44
2.2.1.4 Der Grundwasserfaunaindex (GFI).....	48
2.2.1.5 Mikrobiologische Untersuchungen.....	49
2.2.1.6 Faunistische Probenahme mit Hilfe des Netzssammlers	50
2.2.1.7 Auswertung und Statistische Methoden.....	53
2.2.1.7.1 Distanzbasierte Analysen	56
2.2.1.7.2 TITAN (Threshold Indicator Taxa Analysis).....	60
2.2.2 Verwendete Materialien und Methoden im Teil Autökologie	67
2.2.2.1 Beschreibung alternativer faunistischer Probenahmetechniken....	67
2.2.2.1.1 Fallensysteme.....	67
2.2.2.1.2 Pumpverfahren Doppelpacker.....	68
2.2.2.2 Auswertung und Statistische Methoden	68
3. Ergebnisse	69
3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie).....	69

3.1.1 Umweltparameter – Charakterisierung der Untersuchungsgebiete	69
3.1.2 Fauna – Charakterisierung der Untersuchungsgebiete	86
3.1.3 Gemeinschaftsanalysen im Oberrheingraben	92
3.1.4 Einfluss verschiedener Umweltparameter auf die Gemeinschaften im Oberrheingraben	98
3.1.5 Schwellenwertanalyse (TITAN) der Temperatur anhand der Gemeinschaften im Oberrheingraben	100
3.2 Ergebnisse anhand deutschlandweiter Daten (Teil Autökologie)	105
3.2.1 Die Fauna	106
3.2.2 Temperatur-Umschlagspunktanalyse (TITAN) einzelner Arten anhand der Stygoregion „südwestliche Mittelgebirge“	106
3.2.3 Temperaturen im individuellen Verbreitungsgebiet der Indikatorarten	109
3.2.4 Das Vorkommen faunistischer Großgruppen in Abhängigkeit von der Temperatur	112
4. Diskussion	114
4.1 Diskussion der Ergebnisse aus dem Oberrheingraben (Teil Synökologie)	114
4.1.1 Umweltparameter – Charakterisierung der Untersuchungsgebiete	114
4.1.2 Fauna – Charakterisierung der Untersuchungsgebiete	124
4.1.3 Gemeinschaftsanalysen im Oberrheingraben	128
4.1.4 Einfluss verschiedener Umweltparameter auf die Gemeinschaften im Oberrheingraben	131
4.1.5 Temperaturschwellenwert der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben	132
4.2 Diskussion der Ergebnisse anhand deutschlandweiter Daten (Teil Autökologie)	135
4.2.1 Temperatur-Umschlagspunktanalyse (TITAN) der Indikatorarten anhand der Stygoregion „südwestliche Mittelgebirge“	135
4.2.2 Temperaturen im individuellen Verbreitungsgebiet der Indikatorarten	138
4.2.3 Temperaturpräferenzen der faunistischen Großgruppen	139
5. Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Praxis	144
5.1 Schlussfolgerungen	144
5.2. Empfehlungen für die Praxis	146
7. Zusammenfassung	149
Danksagung	150
Literaturverzeichnis	152
Anhang	169
Tabellarischer Lebenslauf	214

Liste der verwendeten Abkürzungen

Abb.	Abbildung
Tab.	Tabelle
O ₂	Sauerstoff
SD	Standardabweichung
T °C	Temperatur (°C)
Organ. C	organisches Material
pH	pH-Wert
C-Härte	Carbonathärte
NO ₃	Nitrat
PO ₄	Phosphat
Fe_ges	Gesamteisen
KbE	Kolonienbildende Einheiten
GFI	Grundwasserfaunaindex
OGWL	Oberer Grundwasserleiter
UGWL	Unterer Grundwasserleiter
MGWL	Mittlerer Grundwasserleiter
ZH	Zwischenhorizont
OZH	Oberer Zwischenhorizont
UZH	Unterer Zwischenhorizont
TZH	Tieferer Zwischenhorizont
FH	Feinklastische Horizonte
OksA	Obere kiesig sandige Abfolge
MksA	Mittlere sandig kiesige Abfolge
NN	Normal Null
NMDS	Non-Metric Multidimensional Scaling
PCA	Principal Components Analysis
SIMPER	Similarity Percentages
DISTLM	DISTance-based multivariate analysis for a Linear Model
dbRDA	Distance-based Redundancy Analysis
TITAN	Threshold Indicator Taxa Analysis
IndVal	Indikatorwert
z score	z transformierter Indikatorwert
x	Prediktorvariable
x _i	potentieller Umschlagspunkt
x _{cp}	Umschlagspunkt
z +	positive Reaktion
z -	negative Reaktion
n	Stichprobenumfang
U-Test	Mann-Whitney-Test
H-Test	Kuskal-Wallis-Test

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Übersicht zu den erfassten physikalisch- chemischen Parametern.....	48
Tab. 2: Grundwasserfaunaindex (GFI) nach Hahn (2006).....	49
Tab. 3: Übersicht über die mikrobiologischen Untersuchungen.....	50
Tab. 4: Stresswerte für NMDS (nach Clarke & Gorley (2006); Leyer & Wesche (2008)).....	57
Tab. 5: Analyseschritte TITAN nach Baker & King (2010).	66
Tab. 6: Taxastandortmatrix.....	88
Tab. 7: DISTLM- Ergebnisse der untersuchten Parameter.....	99
Tab. A 1: Sortierprotokoll.....	170
Tab. A 2: Umweltparameter und Charakterisierung der Messstellen anhand der UBA- Kriterien für "naturnahe Standorte".	171
Tab. A 3: Korrelationen zwischen den Parametern.....	172
Tab. A 4: Ergebnisse des U-Tests zu den faunistischen Gruppen (n = 128).	199
Tab. A 5: Anteil der Variation (dbRDA) (n = 56).	200
Tab. A 6: TITAN- Ergebnisse auf Lebensgemeinschaftsniveau für das Untersuchungsgebiet Oberrheingraben.	206
Tab. A 7: Tabellarische Ergebnisse der Schwellenwertanalyse (TITAN) anhand der Daten aus dem Oberrheingraben.....	207
Tab. A 8: Ergebnisse der Signifikanztests anhand des Temperaturschwellenwerts bei 12,4 °C (n = 330).....	207
Tab. A 9: Tabellarische Ergebnisse TITAN für einzelne Arten anhand der Stygoregion Südwestliche Mittelgebirge, n = 2255.....	213

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1 Temperaturprognosen nach IPCC (2014a).....	5
Abb. 2: Änderungen der Lebensgemeinschaften im Grundwasser entlang abiotischer Gradienten (SPENGLER & BERKHOFF 2014).....	8
Abb. 3: Schema des Temperaturgangs im Grundwasser im Jahresverlauf.	10
Abb. 4: Zeitliche und klimatische Gliederung des Pleistozän.	11
Abb. 5: Beispiele für stygobionte Crustacea.	14
Abb. 6: Lage der Untersuchungsgebiete, Sedimentzusammensetzung (links) und Geologie (rechts) des Oberrheingrabens (nach Wirsing & Luz 2007).....	25
Abb. 7: Lage der Messstellen in Karlsruhe (Google Earth, 28.03.2016).....	26
Abb. 8: Lage der Messstellen in Freiburg (Google Earth, 28.03.2016).....	27
Abb. 9: Lage der Messstellen in Neuenburg (Google Earth, 28.03.2016).	27
Abb. 10: Querschnitt durch den südlichen Oberrheingraben (WIRSING & LUZ 2007)....	29
Abb. 11: Hydrostratigraphisches (a) und Lithologisches (b) Korrelationsschema für die Lockergesteinsabfolge des zentralen Oberrheingrabens (nach Wirsing & Luz 2007).	33
Abb. 12: Jahresmitteltemperaturen an der Erdoberfläche im Gebiet Hoch-und Oberrhein von 1931 bis 2015 (KLIWA 2016).	36
Abb. 13: Mittlere Lufttemperatur in Süddeutschland.	37
Abb. 14: Temperaturen und Prognosen für Baden Württemberg.	38
Abb. 15: Stygoregionen nach Stein et al. (2012) und Lage der Probenahmestandorte.	40
Abb. 16: Aufbau und Funktionsweise des Netzsammlers (Foto: Cornelia Spengler (IGÖ GmbH), Schemazeichnung: Andreas Fuchs (IGÖ GmbH)).....	52
Abb. 17: Histogramm über die Häufigkeit der gemessenen Temperaturen im Grundwasser des Oberrheingrabens.	71
Abb. 18: Boxplots über saisonale Temperaturschwankungen im Grundwasser des Oberrheingrabens in den Jahren 2011 bis 2012.....	72
Abb. 19: Temperaturen und Temperaturfahnen im Grundwasser in Karlsruhe	74
Abb. 20: Temperaturen und Temperaturfahnen im Grundwasser in Freiburg	75
Abb. 21: Temperaturen und Temperaturfahnen im Grundwasser in Neuenburg	76
Abb. 22: PCA über ausgewählte Umweltparameter im Oberrheingraben.....	79
Abb. 23: Boxplots über die ermittelten Umweltparameter für die einzelnen Untersuchungsgebiete.	85
Abb. 24: Zusammensetzung der Fauna- und Crustaceagemeinschaften.....	89
Abb. 25: Prozentualer Anteil stygobionter und stygoxener Crustacea im Oberrheingraben.....	90
Abb. 26: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften „abiotisch ungestresster“ Messstellen im Oberrheingraben.	92

Abb. 27: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften „abiotisch ungestresster“ Messstellen im Oberrheingraben mit Kennzeichnung der faunistischen Gruppen.....	93
Abb. 28: Räumliche Verteilung von Amphipoda und Syncarida in Karlsruhe	94
Abb. 29: Räumliche Verteilung von Amphipoda und Syncarida in Freiburg	95
Abb. 30: Boxplots über die Temperaturen und die Diversität (Crustacea) der faunistischen Gruppen.	97
Abb. 31: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften mit Kennzeichnung der faunistischen Gruppen.	100
Abb. 32: Temperaturschwellenwert für das Untersuchungsgebiet Oberrheingraben auf Lebensgemeinschaftsniveau.....	103
Abb. 33: Umschlagspunkte (x_{cp}) der Indikatorarten im Untersuchungsgebiet Oberrheingraben.....	105
Abb. 34: Umschlagspunkte (x_{cp}) für einzelne Arten in der Stygoregion „südwestliche Mittelgebirge“.....	108
Abb. 35: Boxplots über das Vorkommen der Indikatorarten bei unterschiedlichen Temperaturen im individuellen Verbreitungsgebiet.	111
Abb. 36: Boxplots über das Vorkommen der Crustaceagruppen in Abhängigkeit von der Grundwassertemperatur am Fundort.	113
Abb. A 1: Karte über die naturräumlichen Haupteinheiten in Deutschland (nach Bundesamt für Naturschutz, Stand 2008).	169
Abb. A 2: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Faktor „Einfluss“ überlagert.....	176
Abb. A 3: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Faktor „Landnutzung“ überlagert.....	177
Abb. A 4: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter Ocker überlagert.	178
Abb. A 5: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter Tiefe überlagert.	179
Abb. A 6: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter Sand überlagert.	180
Abb. A 7: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter Gesamteisen überlagert.	181
Abb. A 8: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter pH-Wert überlagert.	182
Abb. A 9: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter Feinsand überlagert.	183
Abb. A 10: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter Carbonathärte überlagert.	184
Abb. A 11: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter Kolonienbildende Einheiten überlagert.....	185
Abb. A 12: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter Nitrat überlagert.	186

Abb. A 13: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften mit dem Faktor „Landnutzung“ überlagert.....	188
Abb. A 14: Ergebnis der Clusteranalyse	188
Abb. A 15: Säulendiagramm über die Anteile an Crustacea, Polychaeta, Oligochaeta und Nematoda in den Untersuchungsgebieten im Oberrheingraben.....	189
Abb. A 16: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von <i>Diacyclops languidoides</i>	189
Abb. A 17: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von <i>Parastenocaris brevipes</i>	190
Abb. A 18: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von <i>Mixtacandona laisi</i>	190
Abb. A 19: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von <i>Niphargus aquilex</i>	191
Abb. A 20: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von <i>Niphargus kieferi</i>	191
Abb. A 21: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von <i>Crangonyx subterraneus</i>	192
Abb. A 22: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von <i>Niphargopsis caspary</i>	192
Abb. A 23: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von <i>Proasellus cavaticus</i>	193
Abb. A 24: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von <i>Proasellus walteri</i>	193
Abb. A 25: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von <i>Proasellus slavus</i>	194
Abb. A 26: Lage der naturnahen Messstellen in Karlsruhe, Freiburg und Neuenburg.....	195
Abb. A 27: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften in Karlsruhe mit Kennzeichnung der faunistischen Gruppen.....	196
Abb. A 28: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften in Freiburg mit Kennzeichnung der faunistischen Gruppen.....	197
Abb. A 29: Boxplots anhand der faunistischen Gruppen.	198
Abb. A 30: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von <i>Bathynella freiburgensis</i>	200
Abb. A 31: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen der Gattung Parastenocaris	201
Abb. A 32: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen der Gattung Amphioda	202
Abb. A 33: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen der Gattung Isopoda	203
Abb. A 34: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen der Gattung Ostracoda	204

Abb. A 35: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen der Gattung Harpacticoida .	205
Abb. A 36: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen der Gattung Cyclopoida .	206
Abb. A 37: Boxplots über die Anzahl an Crustacea und Tiere der Gattung <i>Parastenocaris</i> sowie den Detritusgehalt anhand des Temperaturschwellenwerts bei 12,4 °C.	208
Abb. A 38: Boxplots anhand der Temperaturen innerhalb der für deutschland beschriebenen Stygoregionen.	209
Abb. A 39: Histogramm über die Häufigkeit der gemessenen Temperaturen im deutschlandweiten Datensatz.	210
Abb. A 40: Oberflächengewässer (Wuhrloch und Klemmbach) in der Umgebung von Messstelle 63 in Neuenburg.	211
Abb. A 41: Bodensubstrate im Untersuchungsgebiet Karlsruhe.	212

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die eingereichte Dissertation selbstständig verfasst habe und alle von mir für die Arbeit benutzten Hilfsmittel und Quellen in der Arbeit angegeben sowie die Anteile etwaig beteiligter Mitarbeiterinnen oder Mitarbeiter sowie anderer Autorinnen oder Autoren klar gekennzeichnet habe. Ich habe keine entgeltliche Hilfe von Vermittlungs- oder Beratungsdiensten (Promotionsberater oder andere Personen) in Anspruch genommen. Ich erkläre außerdem, dass ich die Dissertation nicht in gleicher oder ähnlicher Form als Prüfungsarbeit für eine staatliche oder andere wissenschaftliche Prüfung im In- oder Ausland eingereicht habe. Die Dissertation oder eine andere Abhandlung wurden nicht in einem anderen Fachbereich oder einer anderen wissenschaftlichen Hochschule eingereicht. Mir ist bewusst, dass ein Verstoß gegen einen der vorgenannten Punkte den Entzug des Dokortitels bedeutet und ggf. auch weitere rechtliche Konsequenzen haben kann.

Cornelia Spengler

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Hintergrund

Problemstellung

Das Grundwasser ist eine unserer wichtigsten Ressourcen und gleichzeitig der größte und älteste Lebensraum auf dem europäischen Festland (HAHN 2002b; HAHN & FRIEDRICH 1999; MARXSEN 2012). Grundwasserökosysteme stellen unverzichtbares, sauberes Trinkwasser bereit, welches wir Menschen in unserem Alltag ganz selbstverständlich verbrauchen. In Deutschland wird der Bedarf an Trinkwasser zu 70% aus Grundwasservorkommen gedeckt (GRIEBLER et al. 2014). Weltweit betrachtet sind bis zu 2 Milliarden Menschen auf Grundwasservorkommen zur Deckung ihres Wasserbedarfs angewiesen (MORRIS et al. 2003). Allerdings ist den meisten Menschen nicht bewusst, dass Grundwasser auch der Lebensraum vieler kaum erforschter Tiere ist, die zusammen mit Mikroorganismen dafür sorgen, dass das Wasser aus unseren Leitungen sauber und genießbar ist (AVRAMOV et al. 2010; BOULTON et al. 2008; DANIELOPOL 1989; GRIEBLER & AVRAMOV 2015; HAHN & FRIEDRICH 1999; PREUß & SCHMINKE 2004; TOMLINSON & BOULTON 2008). Egal wo wir uns aufhalten, Grundwasserlebensräume befinden sich direkt unter uns. Dieser unwirtliche Lebensraum, der von ewiger Dunkelheit, Enge, Sauerstoff- und Nahrungsknappheit geprägt ist, beherbergt eine Vielzahl besonders angepasster Tiere die zum Teil seit langer Zeit an der Erdoberfläche ausgestorben sind und heute nur noch im Grundwasser vorkommen (BERKHOFF et al. 2015; GIERE 2009; MÖSSLACHER & HAHN 2003; SPENGLER & BERKHOFF 2014).

Der prognostizierte Klimawandel wird viele Ökosysteme aber auch die Lebensbedingungen der Menschen wahrscheinlich stark verändern (IPCC 2014a). Auch im Grundwasser wird sich eine Klimaerwärmung bemerkbar machen. Menberg et al (2014) und Taylor & Stefan (2009) konnten zeigen, dass die Temperaturverhältnisse oberflächennaher Grundwasservorkommen rasch durch Klimaänderungen beeinflusst werden. Inwiefern sich eine Klimaerwärmung auf die Gemeinschaften im Grundwasser auswirkt, die vor allem durch Krebstiere (sogenannten Crustacea) charakterisiert sind, ist bisher kaum untersucht. Historische Daten zu Grundwassertemperaturen und zur Ökologie sind nicht verfügbar. Um dennoch Prognosen zu den möglichen

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Hintergrund

Auswirkungen der Klimaerwärmung auf Grundwasserlebensgemeinschaften abgeben zu können, bedarf es geeigneter Modellstandorte, die seit der jüngeren Vergangenheit anthropogen erwärmt sind. Solche Standorte finden sich vor allem in urbanen Regionen. Grundwasserlebensräume in solchen Gebieten sind zunehmend anthropogenen Wärmeeinträgen ausgesetzt (EPTING & HUGGENBERGER 2013; GRIEBLER et al. 2015; MENBERG et al. 2013; TANIGUCHI et al. 2007; ZHU et al. 2010). Die Ursachen einer Grundwassererwärmung sind vielseitig und lassen sich oft nicht klar nachvollziehen. Verschiedene Faktoren, die oft in Kombination auftreten, können zu erhöhten Grundwassertemperaturen führen. Grundwasser wird beispielsweise häufig zur Klimatisierung von Gebäuden oder zur Kühlung von industriellen Fertigungsprozessen entnommen und erwärmt in den Grundwasserleiter zurückgeführt. Kellergebäude, die starke Versiegelung von Flächen und Abwassersysteme haben ebenfalls einen Wärmeeintrag zur Folge (MENBERG et al. 2013).

Dass es für die Grundwasserfauna im Hinblick auf den prognostizierten Klimawandel (COLSON-PROCH et al. 2010), aber auch für anthropogene Wärmeeinträge (GRIEBLER et al. 2015) kaum Prognosen gibt, ist umso erstaunlicher, da die Tiere an den biologischen Reinigungsvorgängen beteiligt sind (AVRAMOV et al. 2010; BOULTON et al. 2008; DANIELOPOL 1989; GRIEBLER & AVRAMOV 2015; HAHN & FRIEDRICH 1999; PREUß & SCHMINKE 2004; TOMLINSON & BOULTON 2008).

Bis heute wird dieses Ökosystem immer noch nicht eindeutig als schützenswerter Lebensraum in der deutschen Gesetzgebung anerkannt (HAHN 2015a; HAHN et al. 2017, in Vorbereitung). Grundwasser wird in erster Linie als Ressource gehandelt, für die es Regelungen im Hinblick auf den Gebrauch als Trinkwasser, Brauchwasser (z. B. in Landwirtschaft und Industrie) oder der Nutzung für geothermische Systeme gibt, nicht jedoch im Hinblick auf den Schutz der Lebensgemeinschaften (HAHN 2015a; HAHN et al. 2017, in Vorbereitung).

Dabei reagieren diese Lebensräume mit ihren Lebensgemeinschaften besonders empfindlich auf Störungen (GRIEBLER et al. 2014; MARXSEN 2010, MARXSEN 2012). Grundwasserökosysteme sind wesentlich durch die Stabilität der vorherrschenden Lebensbedingungen charakterisiert. An diese Stabilität haben sich die Lebensgemeinschaften über sehr lange Zeiträume angepasst (BERKHOFF et al. 2015; GIBERT & DEHARVENG 2002; GIÈRE 2009; GRIEBLER 2003a; MARXSEN 2010). Im Gegensatz zu Ökosystemen an der Erdoberfläche sind Grundwasserlebensräume thermisch stabil. Ab einer gewissen Tiefe bleibt die Temperatur konstant kühl (GRIEBLER 2003a). Da sich

die Tiere in Mitteleuropa an kühle Temperaturen angepasst haben (GIERE 2009), ist davon auszugehen, dass Temperaturerhöhungen durch die Klimaerwärmung und anthropogene Wärmeeinträge negative Auswirkungen auf diese Lebensgemeinschaften haben. Generell sind vor allem Populationen in heterogenen Lebensräumen, die sich lokal angepasst haben und eingeschränkte räumliche Ausbreitungsmöglichkeiten besitzen, vom Klimawandel bedroht (OTT & SAMWAYS 2010; SCHIFFERS et al. 2013). Dies trifft insbesondere auf die Grundwasserfauna zu, deren Lebensraum durch eine starke Heterogenität geprägt ist (LARNED 2012).

Bisherige Untersuchungen im Hinblick auf die Abschätzung der Folgen einer Grundwassererwärmung, z. B. durch geothermische Anlagen oder eine Klimaveränderung beschränken sich vor allem auf die Wasserqualität und das mengenmäßige Vorkommen (ALI et al. 2012; ALLEN et al. 2004; ARNING et al. 2006; BRONS et al. 1991; FIGURA et al. 2011; GREEN et al. 2007; GREEN et al. 2011; KLIWA 2011, 2012a; LEIPPRAND et al. 2008a; SCHÜRCH 2011; TAYLOR & STEFAN 2009; TAYLOR et al. 2013). Informationen zu den Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf Grundwasserarten sind rar und beschränken sich überwiegend auf Laborversuche mit wenigen Arten (AVRAMOV et al. 2013; BRIELMANN et al. 2011; COLSON-PROCH et al. 2010; GLATZEL 1990; ISSARTEL et al. 2005; JAKOBI 1954; MERMILLOD-BLONDIN et al. 2013). Eine vom Bundesamt für Umweltschutz geförderte Studie zu den Auswirkungen thermischer Veränderungen im Grundwasser durch Geothermie fasst einen Teil der genannten Untersuchungen zusammen und beleuchtet vor allem die Auswirkungen auf die mikrobiellen Gemeinschaften (GRIEBLER et al. 2015). Bisher gibt es lediglich zwei *in situ* Untersuchungen, die sich mit den Auswirkungen einer Grundwassererwärmung auf die Lebensgemeinschaften befassen haben (BAHRDT & HAHN 2015, unveröffentlicht; BRIELMANN et al. 2009). In beiden Untersuchungen wurde die Fauna allerdings lediglich auf Klassen- oder Ordnungsniveau bestimmt und sind daher von eher vorläufigem Charakter.

Um die Auswirkungen von Temperaturerhöhungen auf die Crustaceagemeinschaften *in situ* beurteilen zu können, wurden anthropogen erwärmte und normal temperierte Grundwasserstandorte untersucht. Die Effekte der prognostizierten Klimaerwärmung lassen sich somit bereits heute untersuchen.

Stand der Wissenschaft

Der Klimawandel

„Die Erwärmung des Klimasystems ist eindeutig und viele der seit den 1950er Jahren beobachteten Veränderungen waren vorher über Jahrzehnte bis Jahrtausende nicht aufgetreten. Die Atmosphäre und der Ozean haben sich erwärmt, die Schnee- und Eismengen sind zurückgegangen und der Meeresspiegel ist angestiegen.“(IPCC 2014b). Dies ist vor allem auf die anthropogen bedingte Zunahme der Emission von Treibhausgasen, wie beispielsweise CO₂ und Methan, zurückzuführen. Bei Betrachtung der letzten 100 Jahre zeigt sich als Folge des Treibhauseffekts eine deutliche Veränderung der Strahlungsintensität, des Niederschlags sowie der Temperaturverhältnisse mit anhaltendem Trend (IPCC 2014b; LEIPPRAND et al. 2008b).

Derzeitige Modelle, die auf unterschiedlichen Emissionsszenarien beruhen, gehen von einer mittleren globalen Erderwärmung zwischen 0,9 und 5,4 °C bis Ende des derzeitigen Jahrhunderts aus (s. Abb. 1) (IPCC 2014a). Für Europa wird ein Anstieg der Temperatur um 1 bis 5,5 °C bis 2100 prognostiziert (LEIPPRAND et al. 2008b). Der Anstieg der Temperatur kann dabei regionale Unterschiede aufweisen. Für Süd-, West- und Mitteleuropa werden abnehmende Sommerniederschläge bei gleichzeitiger Zunahme der Winterniederschläge erwartet. Extreme Wetterereignisse wie Hitzewellen und Starkregenereignissen sollen zukünftig zunehmen (LEIPPRAND et al. 2008b).

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Hintergrund

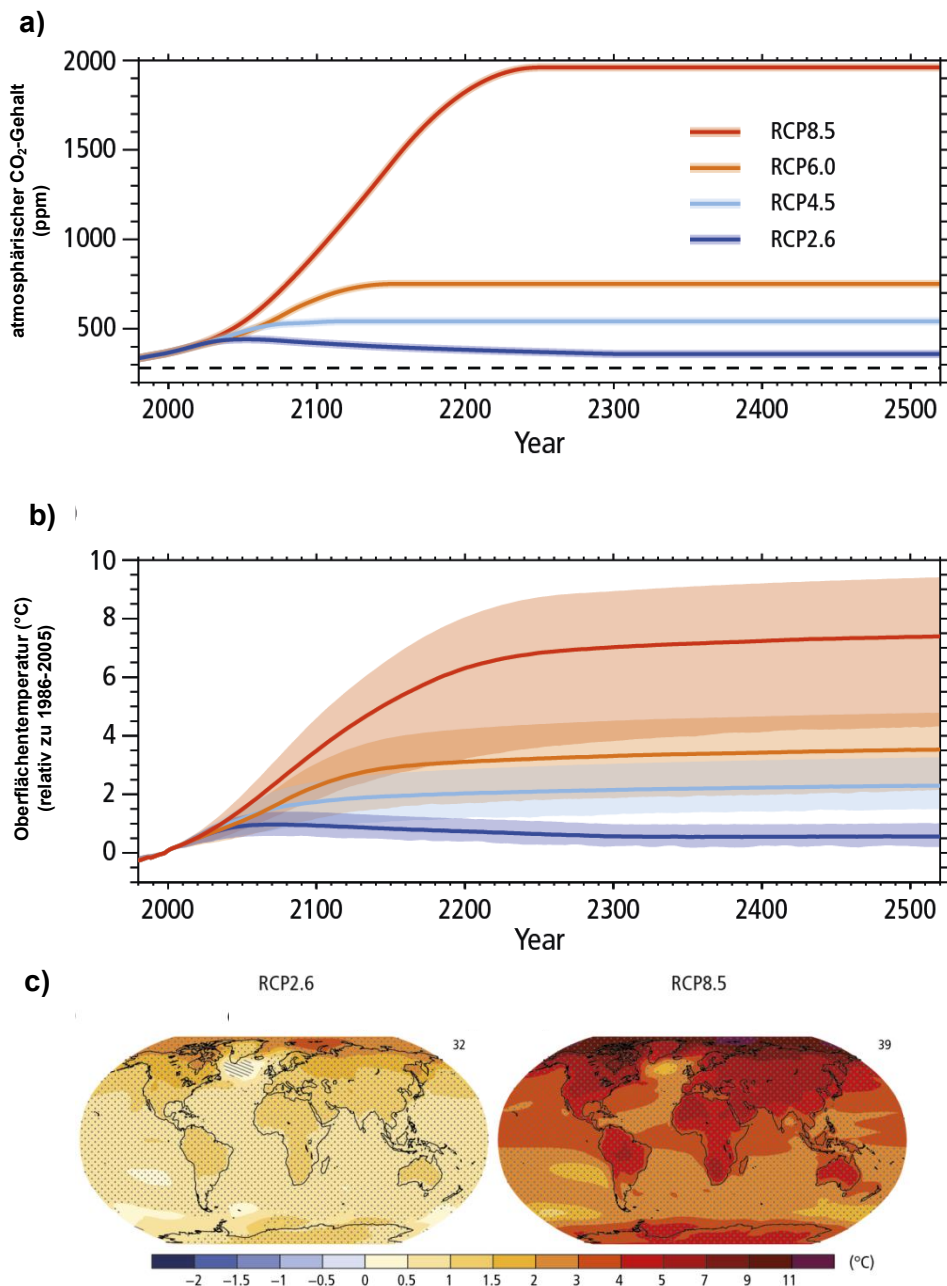


Abb. 1 Temperaturprognosen nach IPCC (2014a).

Derzeitige und Prognostizierte mittlere globale Temperaturveränderung an der Erdoberfläche in Abhängigkeit von Emissionsszenarien. a) Atmosphärischer Gehalt an Kohlenstoffdioxid auf Grundlage verschiedener Emissionsszenarien. b) Temperaturveränderungen entsprechend der Emissionsszenarien, die Schattierung zeigt die Standardabweichung innerhalb der Temperaturen pro Jahr an. c) Karte über die prognostizierten Temperaturzunahmen unter den Emissionsszenarien mit geringstem (RCP2.6) und höchstem (RCP8.5) CO₂-Ausstoß (verändert nach IPCC 2014a).

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Hintergrund

Die Folgen des Klimawandels sind weitreichend und aufgrund der Komplexität ökologischer Zusammenhänge schwer abschätzbar. Wie stark sich dieser Wandel in Mitteleuropa zukünftig auf die Umwelt auswirken wird, lässt sich oft nur mit Hilfe von Modellen prognostizieren. Die erwarteten Veränderungen betreffen physikalische (z. B. Reduktion von Schnee, Eismassen und Wasserressourcen) und biologische Systeme (z. B. Abundanz von Arten, Diversität und Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften). Diese wiederum wirken sich beispielsweise durch von neu auftretenden Tierarten übertragene Krankheitserreger und in Form von Hochwasserkatastrophen sowie Dürreperioden direkt auf die Menschheit aus (EEA 2012; LEIPPRAND et al. 2008b; LOZÁN et al. 2008; MC MICHAEL et al. 2006). Zusätzlich können Veränderungen der Ökosysteme dazu führen, dass für die Menschheit notwendige Ökosystemleistungen, wie beispielsweise die Erhaltung der Fruchtbarkeit von Böden, die Bestäubung von Pflanzen durch Insekten sowie Reinigungsprozesse im Grundwasser, nicht mehr in vollem Maß erbracht werden (AVRAMOV et al. 2010; BARTOMEUS et al. 2013; BOULTON et al. 2008; GRIEBLER & AVRAMOV 2015; GRUNEWALD & BASTIAN 2012; ISBELL et al. 2015; KLØVE et al. 2011; OLIVER et al. 2015).

Neben der Übernutzung, Verschmutzung und der Fragmentierung und Zerstörung von Lebensräumen wird der Klimawandel als ein Grund für den weltweiten Rückgang der Biodiversität verantwortlich gemacht (BELLARD et al. 2012; EEA 2012; IPCC 2002; ISBELL et al. 2015; KLØVE et al. 2011; PARMESAN 2006; ROOT et al. 2003; STAUDINGER et al. 2012; THOMAS et al. 2004; WARREN et al. 2013). Die Biodiversität gewährleistet das Funktionieren von Ökosystemen und damit verbunden die Bereitstellung von Gütern und Dienstleistungen, die für die Menschheit von großer Bedeutung sind (AVRAMOV et al. 2010; BALVANERA et al. 2006; BOULTON et al. 2008; GRIEBLER & AVRAMOV 2015; ISBELL et al. 2015; OLIVER et al. 2015). Die Artenvielfalt ist folglich eng mit der Befriedigung menschlicher Grundbedürfnisse verbunden und bedarf daher besonders unserer Aufmerksamkeit und unserem Schutz.

Der Lebensraum Grundwasser

Das Grundwasser ist nicht, wie lange Zeit angenommen, unbelebt (MARXSEN 2010). Dieses unterirdische Wasser beherbergt vielmehr eine Vielzahl von hoch angepassten Mikroorganismen und Tieren. Weltweit geht man von mindestens 50.000 bis 100.000 Grundwasser- und Höhlenarten aus (CULVER & HOLSINGER 1992). Dabei wird die tatsächliche Artenvielfalt stark unterschätzt: Viele Regionen weltweit sind bis heute unerforscht. Zudem ist der Anteil an sogenannten endemischen Arten, die sich durch

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Hintergrund

eine geringe Verbreitung auszeichnen, im Grundwasser sehr hoch (DANIELOPOL et al. 2000; DEHARVENG et al. 2009; GIBERT et al. 2009; GIBERT & DEHARVENG 2002; HAHN & FUCHS 2009; LARNED 2012). Die Dunkelziffer an bisher unentdeckten Arten ist daher, ähnlich wie in der Tiefsee, vermutlich sehr hoch.

Das Grundwasser ist außerdem durch eine außergewöhnlich hohe Strukturvielfalt geprägt, die wiederum zu unterschiedlichen hydraulischen Bedingungen auf kleinstem Raum führt und eine unterschiedliche Verteilung von Sauerstoff und Nahrung zur Folge haben kann (HAHN 2002b; LARNED 2012). Die ungleiche Verteilung von Nahrung führt auch zu einer ungleichen Verteilung der Tiere und erschwert somit die Erfassung des Artenspektrums. Hinzu kommt, dass es im Grundwasser eine hohe Zahl an sogenannten kryptischen Arten gibt. Kryptische Arten können anhand ihres äußeren Erscheinungsbildes bzw. ihrer Morphologie kaum unterschieden werden und bleiben daher ohne genetische Analysen häufig unentdeckt (GIBERT & CULVER 2009; GIBERT et al. 2009; PFENNINGER & SCHWENK 2007; STOCH 1995; TRONTELJ et al. 2009). Die Grundwasserfauna leistet somit einen großen Beitrag zur weltweiten Biodiversität.

Grundwasserorganismen erfüllen zudem, wie bereits erwähnt, eine wichtige Aufgabe: Die Reinigung von Oberflächenwasser bis hin zur Trinkwasserqualität. Die Sauberkeit des Grundwassers ist neben chemisch physikalischen Vorgängen vor allem eine Leistung der Grundwasserlebensgemeinschaften (AVRAMOV et al. 2010; BOULTON et al. 2008; DANIELOPOL 1989; GRIEBLER & AVRAMOV 2015; HAHN & FRIEDRICH 1999; PREUß & SCHMINKE 2004). Der Reinigungsprozess des versickernden Niederschlags und des infiltrierenden Oberflächenwassers geht mit biologischen Vorgängen einher. Hierbei spielen die Aktivitäten der Grundwasserfauna eine wichtige Rolle: Die Tiere sind für die Zerkleinerung und Mineralisierung der eingetragenen organischen Stoffe verantwortlich. Durch ihre Fraßaktivitäten bzw. das Abweiden der Biofilme regen die Tiere die mikrobielle Aktivität und somit die biologische Selbstreinigung an. Durch ihre Aktivitäten verhindern sie zudem die Verstopfung des Lückensystems (Kolmation). Der Grundwasserleiter bleibt durchgängig und Oberflächenwasser kann weiterhin versickern (AVRAMOV et al. 2010; BOULTON et al. 2008; DANIELOPOL 1989; GRIEBLER & AVRAMOV 2015; HAHN & FRIEDRICH 1999; PREUß & SCHMINKE 2004; TOMLINSON & BOULTON 2008).

Der Lebensraum Grundwasser ist in erster Linie durch stabile Umweltbedingungen charakterisiert. Grundwasservorkommen sind überwiegend heterotrophe Lebensräume. Dort findet im Gegensatz zu autotrophen Habitaten an der Erdoberfläche,

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Hintergrund

wegen der vorherrschenden Dunkelheit, kaum Umwandlung von Kohlenstoffdioxid, Wasser und Sonnenenergie in organische Verbindungen und Sauerstoff durch Photosynthese statt (GIERE 2009; GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003 SPENGLER & BERKHOFF 2014). Einige Bakterien im Grundwasser sind lithoautotroph und können chemische Energie zur Herstellung von organischen Verbindungen nutzen. Allerdings spielt diese Stoffwechselform vom Umfang her eine untergeordnete Rolle. Die Lebensgemeinschaften im Grundwasser sind daher vor allem auf den Eintrag von Sauerstoff und Nahrung von der Oberfläche angewiesen. Die Nahrung in Form von organischen Verbindungen und abgestorbenem Pflanzenmaterial (Detritus) sowie der Sauerstoff werden mit dem versickernden Oberflächenwasser (z. B. Niederschlagswasser oder Wasser aus Oberflächengewässern) ins Grundwasser transportiert (s. Abb. 2). Bei starkem Eintrag von Oberflächenwasser ist der Gehalt an Sauerstoff und Nahrung im Grundwasser in der Regel erhöht. Mit zunehmender Tiefe und Verweildauer des Wassers nimmt dieser durch die biologischen Vorgänge jedoch wieder ab und die Lebensbedingungen für die Tiere werden entsprechend härter (BERKHOFF et al. 2015; GIERE 2009; MARXSEN 2012; SPENGLER & BERKHOFF 2014).

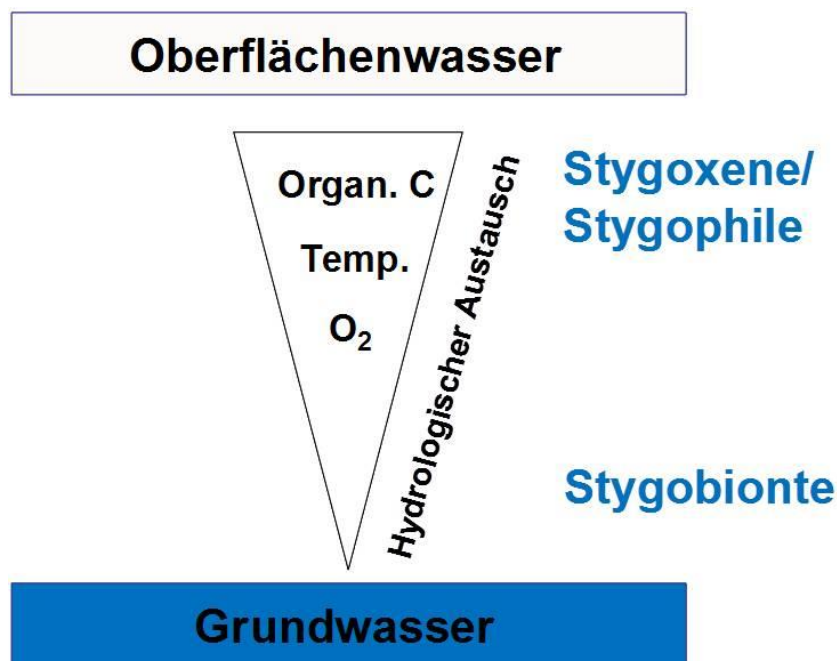


Abb. 2: Änderungen der Lebensgemeinschaften im Grundwasser entlang abiotischer Gradienten (SPENGLER & BERKHOFF 2014).

Abgebildet sind die Parameter Sauerstoff (O₂), Temperatur (Temp.) und organisches Material (Organ. C).

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Hintergrund

Charakteristisch für diesen Lebensraum ist außerdem seine starke Fragmentierung, worunter die zum Teil ausgeprägte Isolation der Grundwasservorkommen voneinander zu verstehen ist. Hierdurch wird die Verbreitung von Grundwasserarten teilweise erheblich eingeschränkt (LARNED 2012). Dies führt zu dem bereits erwähnten hohen Endemismus innerhalb der Grundwasserfauna (DANIELOPOL et al. 2000; DEHARVENG et al. 2009; GIBERT et al. 2009; GIBERT & DEHARVENG 2002; HAHN & FUCHS 2009). Grundwasserpopulationen können aufgrund der starken Fragmentierung und ihrer verringerten Mobilität (Aufgrund der verringerten Aktivität als Folge von Energieersparnis s. Abschnitt „Die Lebensgemeinschaften“) negativen Einflüssen kaum durch einen Ortswechsel ausweichen und sind daher vermutlich besonders durch diese gefährdet.

Ein weiterer Faktor, der das Vorkommen von Grundwasserfauna beeinflusst, ist die Größe des Lückensystems (BERKHOFF et al. 2015; MARXSEN 2010; SPENGLER & BERKHOFF 2015). Diese hängt vom Leitertyp ab, wobei zwischen Fest- und Lockergesteinsleitern unterschieden wird. Lockergesteinsleiter setzen sich aus Kies- und Sandablagerungen zusammen und zeichnen sich durch langsame Fließgeschwindigkeiten mit einem kleinräumigen Lückensystem aus. Festgesteinsleiter aus Kalk-, Dolomit- oder Gipsstein besitzen durch sogenannte Verkarstungsprozesse (Löslichkeitsvorgänge im Gestein) relativ große Hohlräume und bieten größeren Taxa Lebensraum. Festgesteinsleiter aus unlöslichem Gestein (wie z. B. Basalt und Granit) sind durch verhältnismäßig kleinere Lückenräume und Spalten charakterisiert (MÖSSLACHER & GRIEBLER 2003). Bei Festgesteinsleitern ist sowohl die Fließgeschwindigkeit des Wassers als auch das Platzangebot für die Tiere daher allgemein hoch (BERKHOFF et al. 2015; MARXSEN 2010; MÖSSLACHER & GRIEBLER 2003). Sehr feine Sedimente können dagegen das Lückensystem eines Grundwasserleiters verstopfen (Kolmation). Hierzu zählen Schluff und Ocker, die daher auch für die kleinsten Grundwasserarten als lebensfeindliche Substrate einzustufen sind (BERKHOFF et al. 2015; GRIEBLER et al. 2014).

Insgesamt ist die Temperatur im Grundwasser sehr stabil und kaum Veränderungen unterworfen (BERKHOFF et al. 2015; GIBERT & DEHARVENG 2002; GRIEBLER 2003a; SPENGLER & BERKHOFF 2014). Wie bereits erwähnt ist die Temperatur im Grundwasser im Gegensatz zu Biotopen an der Oberfläche, die mehr oder weniger durch Temperaturschwankungen beeinflusst werden, ab einer bestimmten Tiefe nahezu konstant und entspricht in etwa der mittleren Jahrestemperatur der Luft für die jeweilige Region (s. [Abb. 3](#)) (GRIEBLER 2003a). Jahreszeitliche Schwankungen machen sich in

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Hintergrund

unseren Breiten bis zu einer Tiefe von 10 – 20 Metern bemerkbar (KURYLYK et al. 2014; LFU 2001). Die saisonale Temperaturschwankung beträgt ca. 1 bis 2 °C (GRIEBLER 2003a; KUNKEL et al. 2004). Wie schnell Veränderungen der Lufttemperatur im oberflächennahen Grundwasser ankommen bzw. ab welcher Tiefe sich stabile Temperaturen einstellen, wird vor allem durch die Art der Deckschichten bzw. deren Durchlässigkeit für Niederschläge sowie deren Mächtigkeit beeinflusst. Der Grad des hydrologischen Austausches mit Oberflächengewässern, die relativ stark von der Lufttemperatur und von Sonneneinstrahlung beeinflusst werden, spielt ebenfalls eine Rolle im Temperaturregime des Grundwassers (LFU 2001). Das Grundwasser als unterirdischer, sogenannter hypogäischer Lebensraum wird daher zukünftig in gleicher Weise von der Temperaturerwärmung betroffen sein, wie die Ökosysteme an der Oberfläche (MENBERG et al. 2014; TAYLOR & STEFAN 2009; TAYLOR et al. 2013).

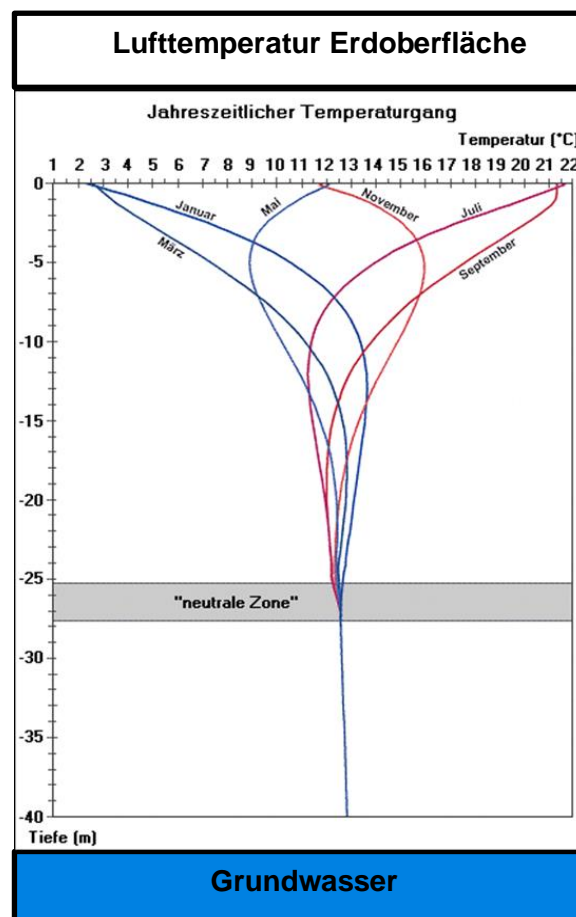


Abb. 3: Schema des Temperaturgangs im Grundwasser im Jahresverlauf.
(nach SENATSWERWALTUNG BERLIN 2011).

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Hintergrund

Im Grundwasser herrschen verhältnismäßig kühle Temperaturen vor. Innerhalb der letzten ca. 1,8 Millionen Jahre, die von sogenannten Kaltzeiten (Glazialen) und den wärmeren Interglazialen geprägt waren, erreichte die mittlere Jahrestemperatur in Mitteleuropa kaum 14 °C (s. Abb. 4). Zudem nahm die Temperatur der Interglazialphasen über diesen Zeitraum tendenziell ab (MÜLLER-BECK 2005).

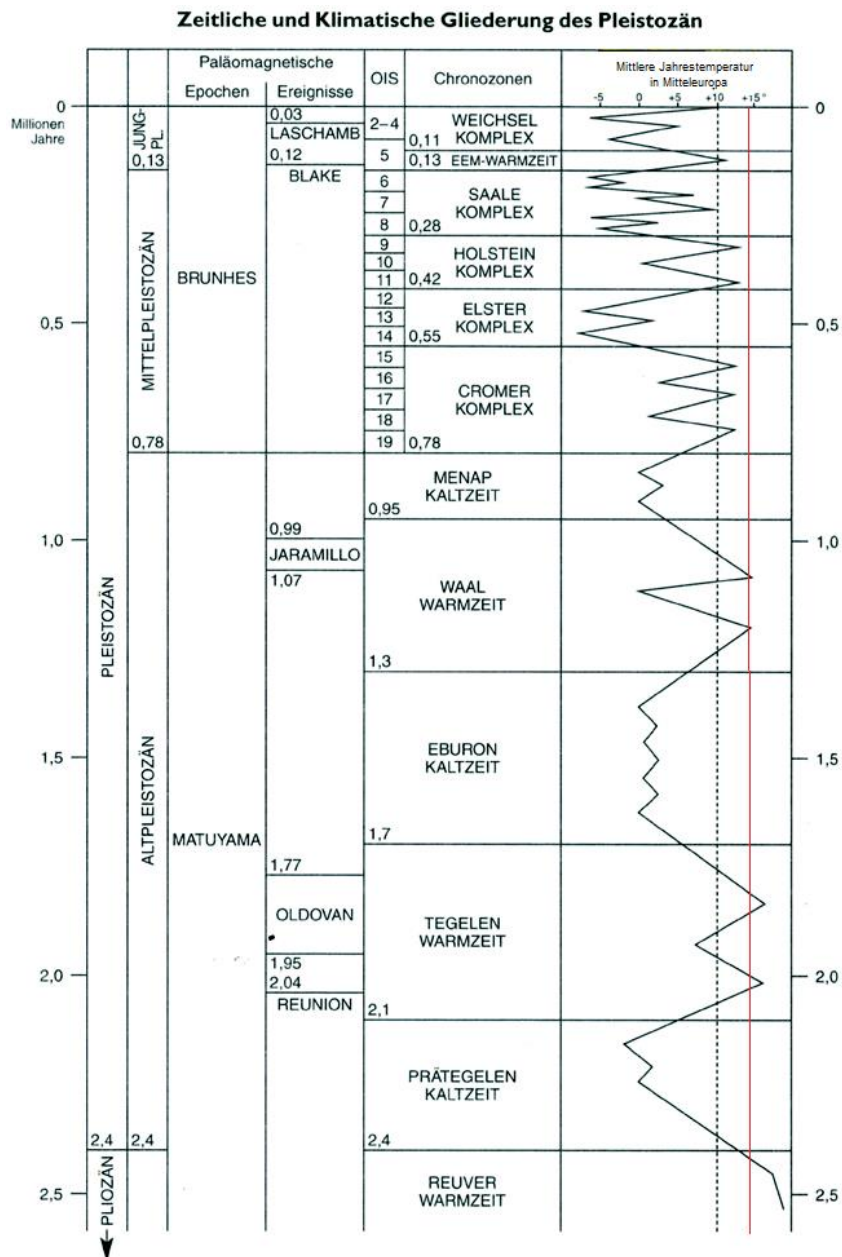


Abb. 4: Zeitliche und klimatische Gliederung des Pleistozän.

Die rote Linie markiert 14 °C (verändert nach MÜLLER-BECK 2005).

Die Lebensgemeinschaften

Grundwassertiere haben sich über Jahrmillionen an ihre lebensfeindliche Umgebung angepasst. Aufgrund der Adaptation der Grundwassertiere an die konstant kühlen Temperaturen im Grundwasser, wird davon ausgegangen, dass hier unter anderem eine Selektion in Richtung Kaltstenothermie stattgefunden hat (GIERE 2009).

Die wichtigste Tiergruppe im Grundwasser sind Krebstiere, sogenannte Crustacea (DEHARVENG et al. 2009; SKET 1999). Einige Taxa, wie zum Beispiel Bathynellecea (Brunnenkrebse) (s. Abb. 5 c), die schon seit etwa 300 Millionen Jahren existieren, kommen weltweit fast ausschließlich im Grundwasser vor. Ein weiteres Relikt längst vergangener Zeit ist z. B. ein Wurm aus der Gruppe der Ringelwürmer, *Troglochaetus beranecki*, der ursprünglich die tertiärzeitlichen Flachmeere besiedelte (BERKHOFF et al. 2015; HAHN 2007; MÖSSLACHER & HAHN 2003; SPENGLER & BERKHOFF 2014).

Eine weitere Besonderheit dieses unterirdischen Lebensraumes ist das weitgehende Fehlen inner- und zwischenartlicher Konkurrenz (THULIN & HAHN 2008). Anspruchsvolle, konkurrenzstarke Oberflächenarten, sogenannte Stygoxene, können aufgrund der vorherrschenden Mangelsituation im Grundwasser auf Dauer nicht überleben (s. Abb. 2). Echte Grundwasserarten, sogenannte Stygobionte, haben sich dagegen perfekt an die lebensfeindlichen Bedingungen angepasst. Daneben gibt es stygophile Arten, die eine gewisse Affinität für das Grundwasser zeigen, im Gegensatz zu stygobionten Arten aber auch in Oberflächenhabitaten leben und sich dort erfolgreich reproduzieren können (BERKHOFF et al. 2015; MÖSSLACHER & HAHN 2003; SPENGLER & BERKHOFF 2015).

Grundwassertiere müssen sich aufgrund der Dunkelheit nicht vor UV-Strahlung schützen und sparen daher die Energie für die Bildung von Pigmenten ein. Sie erscheinen weiß bis transparent und besitzen als weitere Anpassung an das fehlende Licht keine oder nur rudimentäre optische Sinnesorgane (s. Abb. 5). Um sich im Lückensystem des Grundwasserleiters orientieren zu können und den Verlust der Augen zu kompensieren, haben sie einen sehr gut entwickelten Tastsinn. Viele Tiergruppen besitzen daher lange Körperanhänge, wie zum Beispiel Borsten oder verlängerte Antennen, mit deren Hilfe sie sich orientieren. Als weitere Anpassung an den Lebensraum zeigen viele Tiergruppen eine langgestreckte und schmale Körperform, die es ihnen ermöglicht, sich auch in sehr kleinräumigen Habitaten wie beispielsweise Porengrundwasser fortzubewegen (BERKHOFF et al. 2015; GIERE 2009; MÖSSLACHER & HAHN 2003; SPENGLER & BERKHOFF 2014). Der geringe Sauerstoff-

gehalt und das knappe Nahrungsangebot haben bei stygobionten Arten dazu geführt, dass diese die verfügbare Energie besonders effizient nutzen. Als Anpassung an die speziellen Umweltbedingungen besitzen sie einen verlangsamten Stoffwechsel und sind wenig aktiv. Aufgrund der Nahrungsknappheit produzieren sie nur wenige Eier, was zu einer nur geringen Anzahl an Nachkommen führt. Durch den verlangsamten Stoffwechsels sind die Entwicklungszeiten der Tiere verhältnismäßig lange (BERKHOFF et al. 2015; GIÉRE 2009; SPENGLER & BERKHOFF 2015). Zudem sind sie in der Lage, geringe Sauerstoffkonzentrationen von bis zu 1 mg/l dauerhaft zu tolerieren (GRIEBLER et al. 2014). Im Vergleich zu verwandten Oberflächenarten besitzt die Grundwasserfauna außerdem eine hohe Lebenserwartung (GIÉRE 2009; MÖSSLACHER & HAHN 2003; PREUß & SCHMINKE 2004; SCHMINKE 1997, SCHMINKE 2014; SPENGLER & BERKHOFF 2014). Einige stygobionte Wasserasseln können bis zu 15 Jahre alt werden. Oberirdische Wasserasseln, wie beispielsweise *Asellus aquaticus*, besitzen im Vergleich dazu eine durchschnittliche Lebenserwartung von nur einem Jahr (PREUß & SCHMINKE 2004; SCHMINKE 1997).

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Hintergrund

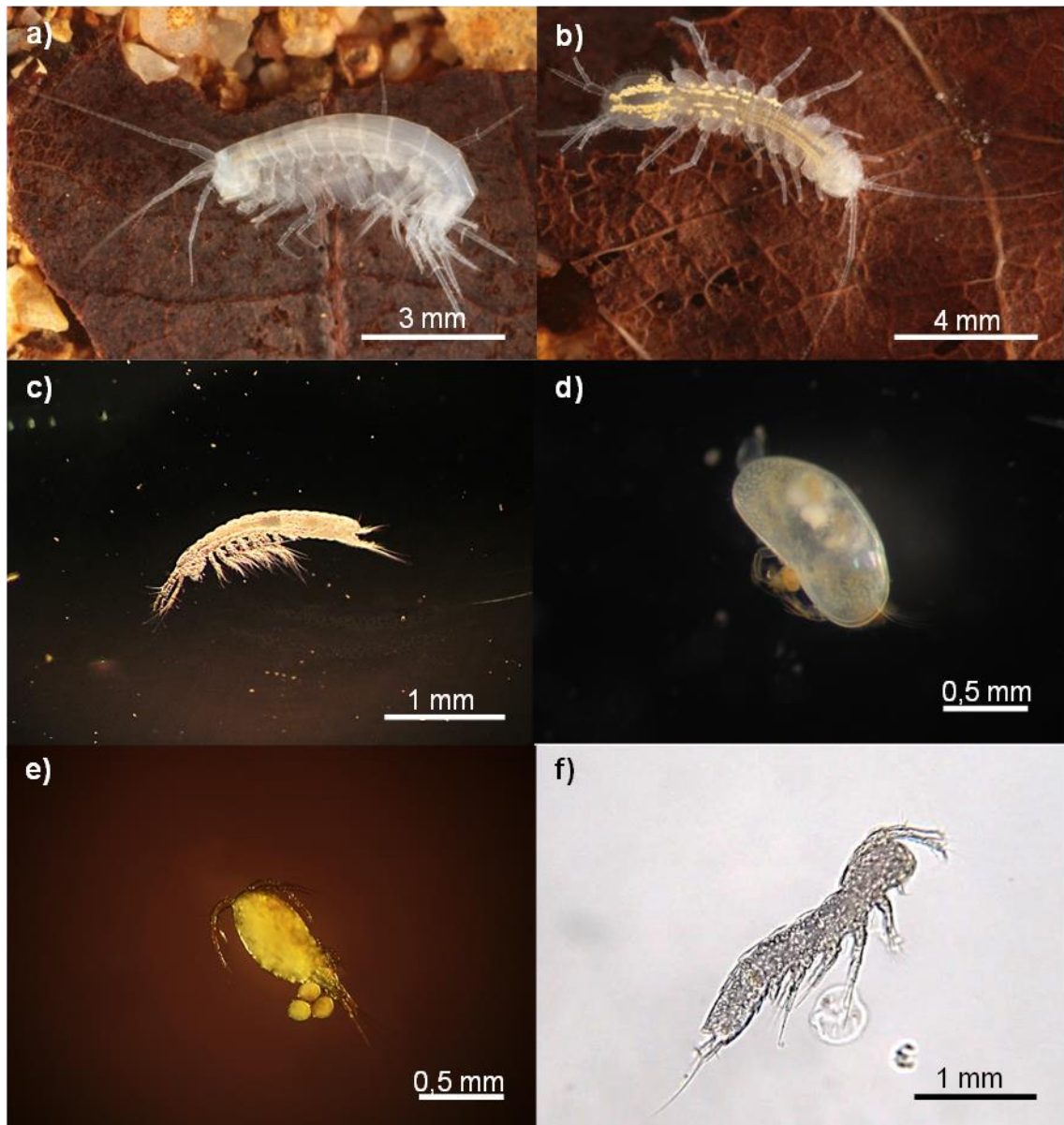


Abb. 5: Beispiele für stygobionte Crustacea.

a) Höhlenflohkrebs *Niphargus laisi* (Amphipoda), b) Grundwasserassel *Proasellus slavus* (Isopoda), c) Brunnenkrebs *Bathynella freiburgensis* (Syncarida), d) Muschelkrebs *Mixtacandona laisi* (Ostracoda), e) Hüpfertling *Acanthocyclops venustus* (Cyclopoida), f) Raupenhüpfertling *Parastenocaris psammica* (Parastenocaridae). Bildquelle: a) und b) Karsten Grabow, c), d) und f) IGÖ GmbH.

Auswirkungen des Klimawandels auf das Grundwasser

Eine Erwärmung des Klimas wird auch die im Grundwasser vorherrschenden Temperaturen erhöhen (MENBERG et al. 2014; TAYLOR & STEFAN 2009). Inwiefern sich eine Temperaturerhöhung auf Grundwasserökosysteme und ihre Lebensgemeinschaften auswirkt ist, wie schon erwähnt, bisher kaum untersucht. Da sich die stygobionte Grundwasserfauna offensichtlich an die nahezu konstanten Umweltbedingungen angepasst hat, ist allerdings davon auszugehen, dass sich Temperaturerhöhungen negativ auf die meisten Grundwasserorganismen auswirken (GRIEBLER et al. 2015).

Auswirkungen auf den Lebensraum

Vorhersagen für Europa gehen davon aus, dass die Verfügbarkeit von Wasser insgesamt für die Bereiche Nord- und Nord-Westeuropa steigt. Für Süd- und Südosteuropa dagegen werden vor allem für die Sommerzeit zukünftig Engpässe in der Wasserversorgung und Trockenheit prognostiziert (LEIPPRAND et al. 2008a). Untersuchungen des Kooperationsvorhaben „Klimaveränderungen und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft“ (KLIWA) für Süddeutschland ergeben, dass im Jahresgang an einigen Messstellen deutliche Veränderungen des Grundwasserstands zu verzeichnen sind. Die Grundwasserneubildung soll im Jahresdurchschnitt in Rheinland-Pfalz im Zeitraum 2021 bis 2050 leicht ansteigen und in Baden Württemberg und Bayern eher abnehmen (KLIWA 2009, 2012b). Die Niederschlagsmenge soll zukünftig in den Wintermonaten zunehmen (LEIPPRAND et al. 2008b). Neben der Grundwasserverfügbarkeit wird Annahmen zufolge auch die Grundwasserqualität durch die globale Erwärmung beeinflusst. Die Grundwasserqualität kann in küstennahen Regionen durch den Anstieg des Meeresspiegels und dem damit verbundenen Salzeintrag stark herabgesetzt werden (EEA 2008; IPCC 2007). Zudem wird erwartet, dass sich Veränderungen im Wasserkreislauf auf die Grundwasserneubildung auswirken und bei geringerem Umsatz, Grundwasserkörper z. B. durch stärkere Infiltration von Oberflächenwasser, anfälliger gegenüber Verschmutzungen werden (BATES et al. 2008).

Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften

Für die Lebensgemeinschaften des Grundwassers, gibt es im Hinblick auf die biotischen Auswirkungen einer Klimaerwärmung bisher keine Prognosen. Dies ist umso erstaunlicher, als dieser Lebensraum gleichzeitig eine unserer wichtigsten und unverzichtbaren Ressourcen darstellt. Es wird angenommen, dass vor allem hoch angepasste Tiere, die auf stabile Umweltbedingungen angewiesen sind und eine

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Hintergrund

eingeschränkte Verbreitung besitzen, unter den Folgen des Klimawandels leiden (OTT & SAMWAYS 2010; SCHIFFERS et al. 2013). Diese Eigenschaften sind typisch für einen Großteil der Grundwasserfauna. Daher verdienen sie, auch aufgrund ihrer wichtigen Aufgaben, unsere besondere Aufmerksamkeit. Schutz könnten Habitate bieten, die von einer Klimaerwärmung bzw. Temperaturerhöhungen weniger stark beeinflusst sind und somit als kühle Refugien für die Fauna fungieren (KEPPEL et al. 2012). Inwieweit es zukünftig solche Refugien auch im Grundwasser gibt ist fraglich.

Die Temperatur ist zweifelsohne ein wichtiger Umweltfaktor und besitzt einen starken Einfluss auf viele Organismen. Obwohl man bei Crustacea bisher keine speziellen Thermorezeptoren nachweisen konnte, sind sie in der Lage Temperaturveränderungen wahrzunehmen. Es wird davon ausgegangen, dass es ihnen möglich ist, Unterschiede zwischen 0,2 bis 2 °C zu detektieren. Die Temperaturwahrnehmung erfolgt hierbei vermutlich hauptsächlich über das periphere Nervensystem (LAGERSPETZ & VAINIO 2006).

Temperaturrextreme werden von den meisten Tieren, die sich fortbewegen können, wenn möglich, durch Ortswechsel vermieden. Welche Temperatur für einen Organismus „extrem“ ist, hängt vor allem von den Temperaturen ab, die eine Art in ihrer evolutionären Entwicklung erfahren hat bzw. an die eine Anpassung stattfand. Temperaturen außerhalb des Toleranzbereichs wirken sich negativ auf Organismen aus. Bei sogenannten stenothermen Tieren ist der Toleranzbereich im Hinblick auf die Temperatur enger gefasst, als bei sogenannten eurythermen Tieren (LAGERSPETZ & VAINIO 2006).

Bei manchen eurythermen Crustaceaarten, die größeren Temperaturschwankungen ausgesetzt sind, spielen auch individuelle Temperaturerfahrungen eine Rolle. Solche Arten können durch Akklimatisierung Temperaturveränderungen bis zu einem gewissen Grad tolerieren (LAGERSPETZ & VAINIO 2006). Arten aus gemäßigten und kalten Regionen sind hingegen vermutlich kaum in der Lage sich durch Akklimatisierung an Temperaturveränderungen anzupassen (RE et al. 2012). Zudem zeigten Temperaturversuche mit den marinen, stenothermen Arten *Saduria entomon* (Isopoda) und *Monoporeia affinis* (Amphipoda), dass diese nicht in der Lage sind, sich zu akklimatisieren (LAGERSPETZ & VAINIO 2006). Die stygobionte Höhlenflohkrebsart *N. virei*, die als stenotherm eingestuft wird, zeigt in Temperaturversuchen ebenfalls eine stark eingeschränkte Fähigkeit, sich zu akklimatisieren (ISSARTEL et al. 2005a). Möglicherweise

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Hintergrund

sind stenotherme Arten generell nicht in der Lage, sich zu Lebzeiten an Temperaturveränderungen anzupassen.

Aufgrund der Adaption der Grundwassertiere an die konstanten Lebensbedingungen im Grundwasser muss davon ausgegangen werden, dass der Großteil der Stygobionten sensibel auf Temperaturerhöhungen reagiert. Daher ist anzunehmen, dass die Selektion im Grundwasser u.a. in Richtung Kaltstenothermie verlief. Informationen zur Physiologie bzw. Temperaturtoleranz einzelner Grundwasserarten sind insgesamt kaum vorhanden. Die wenigen bisherigen Temperaturuntersuchungen bezüglich der Grundwasserfauna untermauern die Annahme, dass Stygobionte kaltstenotherm sind größtenteils und zeigen, dass sich Temperaturerhöhungen negativ auf die Tiere auswirken können:

Versuche mit der grundwasserbewohnenden Art *Parastenocaris phyllura* (Ruderfußkrebs) zeigten, dass die Versuchstiere Temperaturen, die deutlich über der natürlichen Grundwassertemperatur lagen, nicht dauerhaft überlebten. Alle Tiere, die bei Temperaturen zwischen 19 bis 22,5 °C gehalten wurden, waren nach 84 Tage tot (GLATZEL 1990).

Dosis-Wirkungs-Versuche mit den stygobionten Arten *Niphargus inopinatus* (Amphipoda) und *Proasellus cavaticus* (Isopoda) bei unterschiedlichen Temperaturen ergaben, dass Temperaturen bis 16 °C von *N. inopinatus* über die gesamte Versuchsdauer (50 Tage) keinen letalen Effekt auf die Tiere hatten. *P. cavaticus* hingegen reagierte sensitiver auf Temperaturerhöhungen: bei der Hälterung der Tiere bei 16 °C starben 50 % der Tiere nach 5 Tagen. In dem Ansatz mit einer Temperatur, die der natürlichen Grundwassertemperatur von 12 °C entsprach, überlebten alle Tiere die Versuchsdauer von 5 Tagen (BRIELMANN et al. 2011). Von Schreglmann durchgeführte Versuche mit *N. inopinatus* und *P. cavaticus* in einer Klimakammer ergaben eine mittlere Aufenthaltstemperatur von 11,7 °C ($\pm 3,4$ °C) für *N. inopinatus* und 11,4 °C für *P. cavaticus* (± 5 °C) (BRIELMANN et al. 2011).

Avramov et al. (2013) untersuchten die biochemische Stressantwort einer oberirdischen (*Gammarus pulex*) und einer grundwasserbewohnenden Amphipodaart (*Niphargus inopinatus*) im Hinblick auf Temperaturerhöhungen. Hierzu wurde die Temperatur abrupt von 12 °C auf 18 °C und in einem zweiten Ansatz von 12 °C auf 24 °C erhöht. Beide Arten reagierten auf Temperaturstress mit der Bildung von Stresshormonen, wobei die Stressantwort der beiden Arten unterschiedlich ausfiel. *N.*

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Hintergrund

inopinatus scheint schneller auf Temperaturstress zu reagieren als *G. pulex*. Bereits eine spontane Temperaturerhöhung um 6 °C führten in *N. inopinatus* zu einer Bildung von Stresshormonen (AVRAMOV et al. 2013).

Für *Niphargus rhenorhodanensis* (Amphipoda), eine Höhlenflohkrebsart die in Karst- und interstitiellen Grundwasser vorkommt (SCHMINKE 2007c), konnte ebenfalls nachgewiesen werden, dass eine Temperaturerhöhung um 6 °C (von 10 °C auf 16 °C) eine Stressreaktion bei den getesteten Tieren auslöst. Colson-Proch et al. (2010) untersuchten die Bildung von Hitzeschockproteinen in *N. rhenorhodanensis* vor dem Hintergrund der prognostizierten Klimaerwärmung. Die Tiere wurden in unterschiedlichen Ansätzen einer Temperaturerhöhung um 2 °C und 6 °C für ein, zwei und drei Monate ausgesetzt. Die Transkriptionsrate des untersuchten Hitzeschockproteins (HSP70) stieg bereits nach einer Hälterung von einem Monat bei einer Temperaturerhöhung um 6 °C signifikant an. Temperaturversuche von Colson-Proch et al. (2010) zeigten außerdem, dass die Mortalität der Tiere bei einer Hälterung von 17 °C (6 °C über der natürlichen Temperatur) nach drei Monaten bei 50 % lag (COLSON-PROCH et al. 2010).

Issartel et al. (2005a) untersuchten ebenfalls den Effekt verschiedener Temperaturen (-2, 3, 7, 11, 14, 17, 21, 26 und 28 °C) auf *N. rhenorhodanensis* für eine Dauer von 3 Monaten. Neben dieser Art wurde eine zweite stygobionte Amphipodaart (*Niphargus virei*) und eine Fließgewässerart (*Gammarus fossarum*) getestet. Auch in dieser Untersuchung zeigte sich, dass *N. rhenorhodanensis* ein breiteres Temperaturspektrum toleriert. 100 % der Tiere überlebten Temperaturen von 17 °C. Bei der nächst höheren Versuchstemperatur (21 °C) starben 50 % der Tiere innerhalb der Versuchsdauer. Wesentlich empfindlicher reagierte *N. virei* auf erhöhte Temperaturen: 50 % der Tiere starben bei einer Hälterung bei 17 °C. Bei 11 °C überlebten 100 % der Tiere. Bedauerlicherweise sind die Ergebnisse im Hinblick auf die Mortalität für den Temperaturansatz mit 14 °C nicht dargestellt. Interessanterweise konnten die Autoren für alle drei Arten eine sprunghafte Erhöhung der Ventilation (die Bewegung der Kiemen) bei 14 °C ausmachen, wobei diese bei den untersuchten Grundwasserarten deutlicher anstieg (ISSARTEL et al. 2005a).

Mermillod-Blondin et al. (2013) befassten sich mit der thermischen Toleranzbreite von stygobionten Arten der Gattung *Proasellus* (Isopoda). Zwei Arten (beides kryptische Arten, die zum Artkomplex *Proasellus cavaticus* zählen) reagierten bei diesen Laborversuchen extrem sensitiv auf Temperaturerhöhungen. Die Hälterung bei einer Tem-

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Hintergrund

peratur, die lediglich 2 °C über der natürlichen Temperatur (10 °C) am Fundort lag, wirkte sich negativ auf die Tiere aus. Von einer weiteren Art (*Proasellus valdensis*) wurden Tiere aus zwei unterschiedlichen Populationen getestet die Unterschiede in ihrem Toleranzbereich zeigten: Überraschenderweise tolerierten Tiere aus der einen Population deutlich höhere Temperaturen. 95 % überlebten Temperaturen bis 16,6 °C über die gesamte Versuchsdauer (die niedrigste Versuchstemperatur lag bei 5,2 °C). Im Rahmen der Versuche mit Tieren aus der anderen Population überlebten 95 % der Isopoden Temperaturerhöhungen bis 14,0 °C. Bei Temperaturen unterhalb von 10 °C überlebten in dieser Population 100 % der Tiere (MERMILLOD-BLONDIN et al. 2013).

Bei der Brunnenkrebsart *Bathynella natans* wurde beobachtet, dass sie nach zehn Tagen bei einer Hälterung bei 14 °C ihre Eier wieder zurückbilden. Die Haltung der Brunnenkrebse bei 18-20 °C führte sogar zur irreversiblen Rückbildung der Geschlechtsorgane (JAKOBI 1954). Interessant ist in diesem Zusammenhang der Rückblick auf die letzten 1,8 Millionen Jahre unserer Klimageschichte. Innerhalb dieses Quartärabschnitts und seinen Interglazialen erreichte die mittlere Jahrestemperatur in Mitteleuropa kaum 14 °C (MÜLLER-BECK 2005).

Die bisher einzigen *in situ*-Untersuchungen zur Erwärmung des Ökosystems Grundwasser wurde von Brielmann et al. (2009) und Bahrtdt & Hahn (2015, unveröffentlicht) durchgeführt. Der Schwerpunkt der Untersuchung von Brielmann et al. (2009) lag in erster Linie auf den Auswirkungen auf die mikrobiologischen Gemeinschaften. Die Ergebnisse zeigen einen Anstieg der bakteriellen Biodiversität mit zunehmenden Temperaturen. Parallel zu mikrobiologischen Parametern wurde die Grundwasserfauna erfasst und auf die systematische Rangstufe Klasse oder Ordnung bestimmt. Im Gegensatz zur bakteriellen Biodiversität nahm die Vielfalt der Fauna tendenziell mit zunehmender Temperatur ab (BRIELMANN et al. 2009).

Bahrtdt & Hahn (2015, unveröffentlicht) untersuchten im Rahmen einer Vorstudie die Lebensgemeinschaften erwärmter Grundwasserstandorte. Für die Auswertung wurden Bahrtdt & Hahn (2015, unveröffentlicht) zusätzliche Daten (von sechs Messstellen) aus der zugrundeliegenden Arbeit zur Verfügung gestellt. Die Tiere wurden wie bei Brielmann et al. (2009) ebenfalls nur auf die Rangstufe Klasse oder Ordnung bestimmt bzw. auf dieser Grundlage ausgewertet. Trotz des vorläufigen Charakters dieser Studie zeigen die Ergebnisse einen deutlichen Effekt der Temperatur auf die Fauna: Sowohl der Anteil an Crustacea als auch die Anzahl der Taxa sind negativ mit der Temperatur korreliert (BAHRDT & HAHN 2015, unveröffentlicht).

1.2 Arbeitshypothesen und Ziele

Die Auswirkungen einer Grundwassererwärmung auf die Zusammensetzung der Grundwasserlebensgemeinschaften sind bisher unzureichend untersucht. Um die Folgen, sowohl für anthropogene Wärmeeinträge als auch für die prognostizierte Klimaerwärmung abschätzen zu können, sind Untersuchungen *in situ* (Feldstudien) erforderlich. Feldstudien gewährleisten dabei die Integration von Wirkungsgefügen, die unter Laborbedingungen kaum nachgeahmt werden können.

Für das Grundwasser sind Veränderungen der Temperatur im Rahmen einer Klimaerwärmung zu erwarten. Auch durch lokale Wärmeeinträge, zum Beispiel durch oberflächennahe Geothermieanlagen, werden Grundwasserlebensräume zunehmend verändert. Es ist anzunehmen, dass Temperaturerhöhungen die Lebensgemeinschaften beeinflussen. Eine Prognose, inwiefern sich eine Erwärmung des Grundwassers auswirkt, ist vor allem im Hinblick auf den Erhalt der vielfältigen Lebensgemeinschaften und die Bedeutung dieses Ökosystems für die Trinkwasserversorgung erforderlich. Vor dem Hintergrund des aktuellen Wissensstandes sind dieser Arbeit folgende Arbeitshypothesen zugrunde gelegt:

- Die Temperatur ist ein Schlüsselfaktor für die Crustaceagemeinschaften im Grundwasser.
- Die meisten Grundwasserarten sind stenotherm und haben sich an Temperaturen unterhalb von 14 °C angepasst.
- Erhöhungen der Temperatur wirken sich negativ auf Grundwassercrustacea aus und spiegeln sich in der Zusammensetzung der Gemeinschaften und auch in der Diversität wider.
- Anthropogen erwärmte Grundwasservorkommen und ihre Lebensgemeinschaften sind geeignete Modelle für die durch die Klimaerwärmung bedingten Veränderungen.

Ziel dieser Arbeit ist, die Auswirkungen von Temperaturerhöhungen auf die Crustaceagemeinschaften zu untersuchen, um die Folgen von lokalen Wärmeeinträgen sowie der prognostizierten Klimaerwärmung für Fauna abschätzen zu können. Hierzu wurden drei Gebiete im Oberrheingraben ausgewählt, die natürliche und anthropogen bedingt erhöhte Grundwassertemperaturen aufweisen. Diese Standorte sollen als

Modell für die Folgen einer Klimaerwärmung herangezogen werden. Um Aussagen zu Temperaturpräferenzen einzelner Arten treffen zu können, wurden ergänzend zusätzliche Faunadaten ausgewertet. Die Arbeit gliedert sich daher in folgende zwei Ansätze:

- Der erste Ansatz behandelt eigene Untersuchungen der Grundwasserfauna im Oberrheingraben (Gebiete: Karlsruhe, Freiburg, Neuenburg) auf Lebensgemeinschaftsniveau (**Teil Synökologie**). Dabei wurde die Ausprägung der ermittelten Umweltparameter sowie das Artenspektrum und die Zusammensetzung der Crustaceagemeinschaften in unterschiedlich temperierten Grundwasserlebensräumen verglichen und bewertet. Um kritische Temperaturbereiche für die Crustaceagemeinschaften identifizieren zu können, wurde die Schwellenwertanalyse TITAN nach Baker & King (2010) angewandt.
- Der zweite Ansatz umfasst Analysen eines deutschlandweiten Datensatzes, der einen Großteil der bisherigen faunistischen Grundwasseruntersuchungen zusammenfasst (**Teil Autökologie**). Ergänzend zu den synökologischen Analysen wurde mit diesem Datensatz die Temperaturpräferenz ausgewählter Grundwasserarten untersucht. Mit Hilfe von TITAN wurden artspezifische Temperaturumschlagspunkte ermittelt (Baker & King 2010).

Aus den Hypothesen und der Zielsetzung ergeben sich für diese Untersuchung folgende zentrale Fragen, die in dieser Arbeit beantwortet werden sollen:

- Gibt es Unterschiede zwischen den ausgewählten Untersuchungsgebieten?
- Wirken sich Temperaturerhöhungen auf die Zusammensetzung der Crustaceengemeinschaften aus?
- Ist die vermutete 14 °C-Temperaturgrenze relevant?
- Welche Rolle spielt die Temperatur für die Crustaceengemeinschaften auch im Vergleich mit anderen Parametern?
- Gibt es eine kritische Temperatur für die Crustaceengemeinschaften im Grundwasser?
- Gibt es Taxa- und artspezifisch unterschiedliche Temperaturpräferenzen?
- Werden die unterschiedlichen Temperaturpräferenzen auch anhand unterschiedlicher Datengrundlagen wiedergespiegelt?
- Besitzen die Untersuchungsstandorte Grundwassertemperaturen, die den Klimaprognosen entsprechen und eignen sich diese als Modell?

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete

2.1.1 Gebiete im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

Um die Auswirkungen erhöhter Grundwassertemperaturen auf die Grundwasserfauna untersuchen zu können, muss das Untersuchungsgebiet verschiedene Voraussetzungen erfüllen. Zum einen ist es erforderlich, dass das Gebiet eine gute Besiedlungsdichte an Grundwassertieren aufweist. Grundwasserökosysteme sind wie bereits erwähnt durch eine hohe Heterogenität gekennzeichnet (LARNED 2012). Die Besiedlungsdichte kann daher von Standort zu Standort stark schwanken. Im Mittelgebirgsraum sind im Schnitt nur zwei Drittel der Messstelle von mehrzelligen Tieren besiedelt (HAHN & FUCHS 2009). Gute Voraussetzungen für eine Besiedlung sind eine ausreichend hohe Sauerstoffkonzentration, ein relativ hohes Nahrungsangebot in Form von Detritus sowie ein genügend großes Lückensystem. Der Gehalt an Nahrung und Sauerstoff nimmt wie bereits erläutert mit zunehmender Tiefe ab. Oberflächennahe Bereiche bieten daher bessere Lebensgrundlagen und weisen in der Regel höhere Abundanzen und eine erhöhte Diversität der Fauna auf (MARXSEN 2012; SPENGLER & BERKHOFF 2015). Ein Sauerstoffgehalt von weniger als 1 mg/l gilt als lebensfeindlich (GRIEBLER et al. 2014; HAHN 2004). Ebenfalls lebensfeindlich wirken sich Feinsedimente wie Schluff und Ocker auf die Grundwasserfauna aus. In diesen Substraten ist kein ausreichend großes Lückensystem als Lebensraum für die Tiere vorhanden (GRIEBLER et al. 2014).

Zum anderen ist für die vorgestellte Untersuchung die Temperatur ein ausschlaggebendes Kriterium. Ausgewählt wurden Regionen die erwärmte und normaltemperierte oberflächennahe Grundwasservorkommen aufweisen.

Des Weiteren sollten die Grundwassermessstellen möglichst geringe stoffliche Hintergrundbelastungen z. B. durch Altlasten oder Einträge aus der Landwirtschaft aufweisen. Die wichtigste Voraussetzung für Untersuchungen im Grundwasserleiter ist allerdings der Zugang, der ausschließlich über Grundwassermessstellen oder Brunnen möglich ist. Für eine repräsentative Untersuchung müssen diese in erforderlicher Anzahl, Ausbautiefe und Lage zueinander vorhanden sein. Als Untersuchungsgebiet wurde daher der Oberrheingraben gewählt, in dem zahlreiche Grundwassermess-

stellen vorhanden sind. Das Grundwasser im Oberrheingraben ist was Schadstoffbelastungen anbelangt zwar durch die intensiven anthropogenen Aktivitäten und die geringen Flurabstände relativ stark gefährdet (APRONA 2007; PLUM et al. 2008), durch eine orientierende Voruntersuchung der Gebiete und eine entsprechende Auswahl der Standorte (insbesondere für die faunistische Auswertung [s. Kapitel 3.1.5](#)) konnten belastete Bereiche vermutlich ausgeschlossen werden. Der Oberrheingraben ist zudem faunistisch und physikochemisch besonders intensiv untersucht und besitzt eine gute Besiedlungsdichte an Grundwassertieren sowie eine relativ hohe Artenvielfalt (FUCHS et al. 2006; GUTJAHR et al. 2013; HAHN & FUCHS 2009; STEIN et al. 2012).

2.1.1.1 Geographische Lage

Die Untersuchung wurde in den Jahren 2011/ 2012 durchgeführt und schließt insgesamt 70 Grundwassermessstellen ein, die sich auf drei Untersuchungsgebiete verteilen. Die Gebiete liegen jeweils im größten Grundwasserspeicher in Mitteleuropa, dem Oberrheingraben. Die Untersuchungen wurden im Bundesland Baden-Württemberg in **Karlsruhe**, **Freiburg** und **Neuenburg** durchgeführt ([s. Abb. 6, 7-9 und 10](#)).

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete

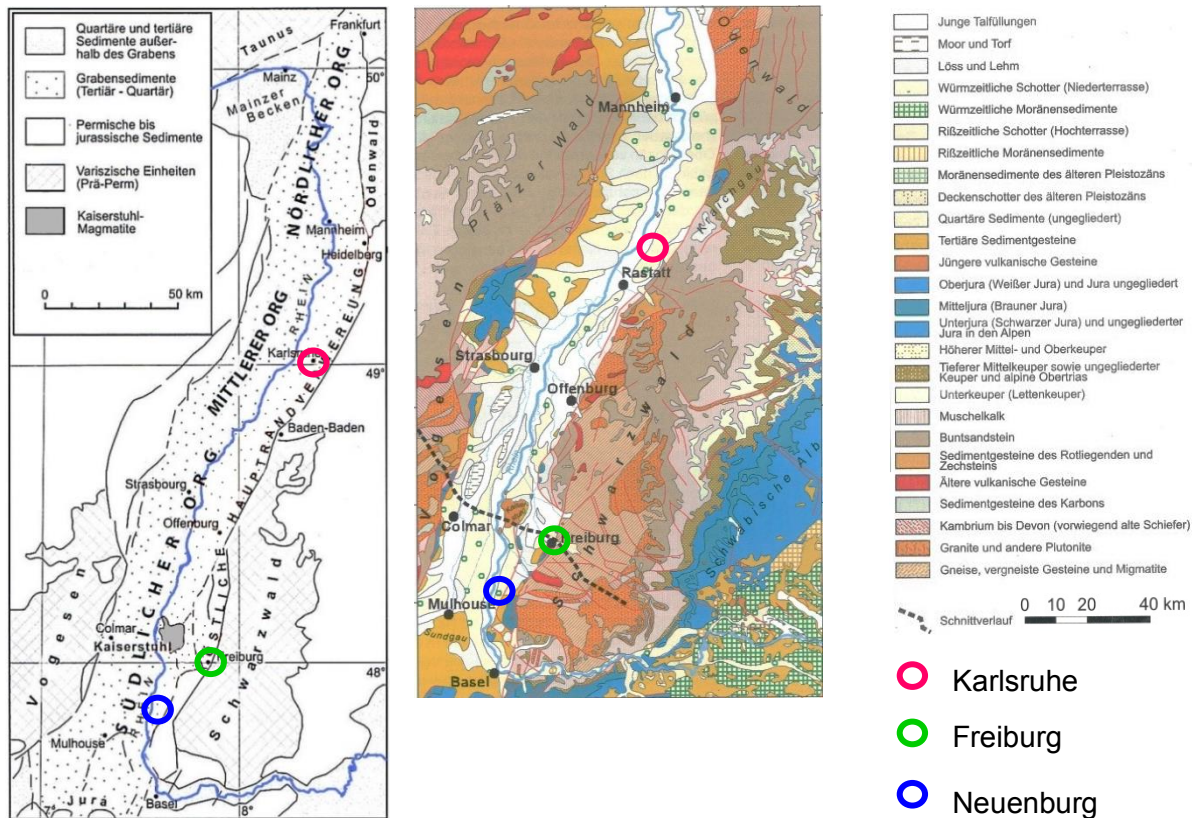


Abb. 6: Lage der Untersuchungsgebiete, Sedimentzusammensetzung (links) und Geologie (rechts) des Oberrheingrabens (nach Wirsing & Luz 2007).

Der Oberrheingraben liegt in Südwestdeutschland und Ost-Frankreich und erstreckt sich in Nord-Süd-Richtung über ca. 300 km von Basel bis Frankfurt. Er wird im Westen von den Vogesen und dem Pfälzerwald und im Osten vom Schwarzwald und dem Odenwald begrenzt (s. Abb. 10). Seine Entstehung liegt rund 50 Millionen Jahre zurück (WIRSING & LUZ 2007). Nach der Einteilung des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) liegt der Graben in der Großlandschaft „südwestliche Mittelgebirge/ Stufenland“ und in der zugehörigen naturräumlichen Haupteinheit „Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Tiefland“ (s. Anhang Abb. A 1) (BFN 2008). Der ca. 300 km lange und bis zu 40 km breite Graben wird in seiner Tiefebene über die gesamte Länge vom Rhein durchzogen (ROTHE 2005; WIRSING & LUZ 2007).

Karlsruhe (22 Messstellen) (s. Abb. 7) liegt im mittleren Bereich des Grabens innerhalb der Rheinniederung, die durch verlandete Altrheinarme, Auenwälder und Baggerseen geprägt ist. **Freiburg** (49 Messstellen) (s. Abb. 8) und **Neuenburg** (9 Messstellen) (s. Abb. 9) liegen im südlichen Teil der Oberrheinischen Tiefebene. Die

Region Neuenburg liegt im Bereich der Rheinaue, die wie Karlsruhe vor der Begradigung des Rheins durch Johann Gottfried Tulla um 1818, regelmäßig überschwemmt wurde. Freiburg befindet sich in der sogenannten Freiburger Bucht im Bereich der Niederterrasse und der Vorbergzone. Die Bucht wird durch den Kaiserstuhl und den angrenzenden Schwarzwald begrenzt (WIRSING & LUZ 2007).

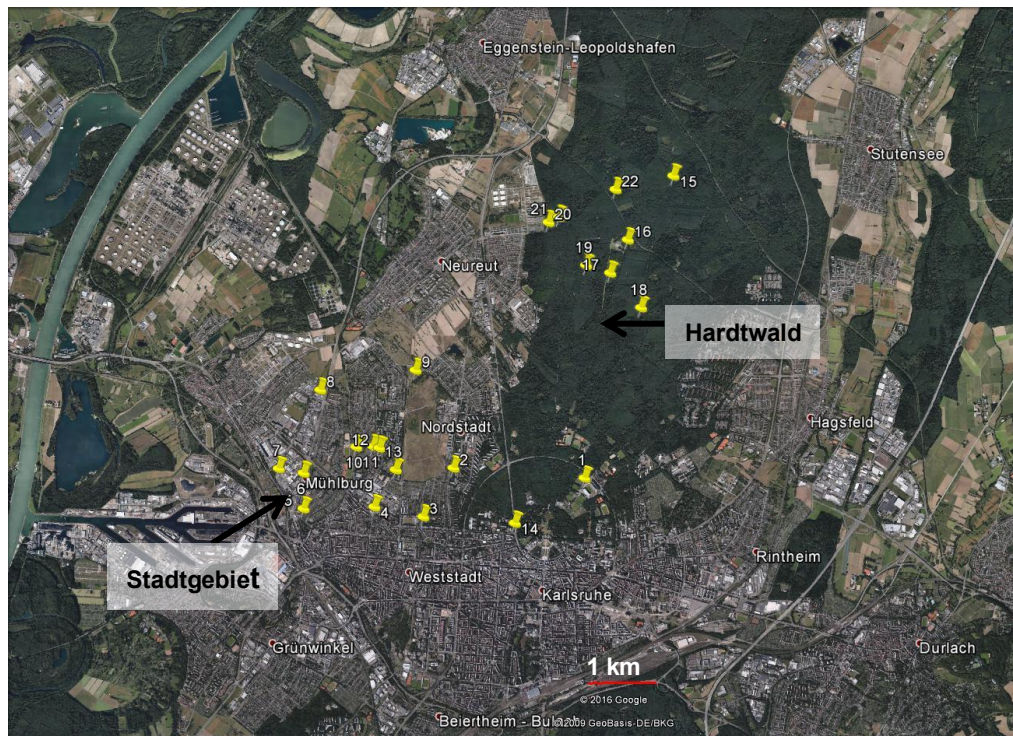


Abb. 7: Lage der Messstellen in Karlsruhe (Google Earth, 28.03.2016).

2. Material und Methoden
2.1 Untersuchungsgebiete

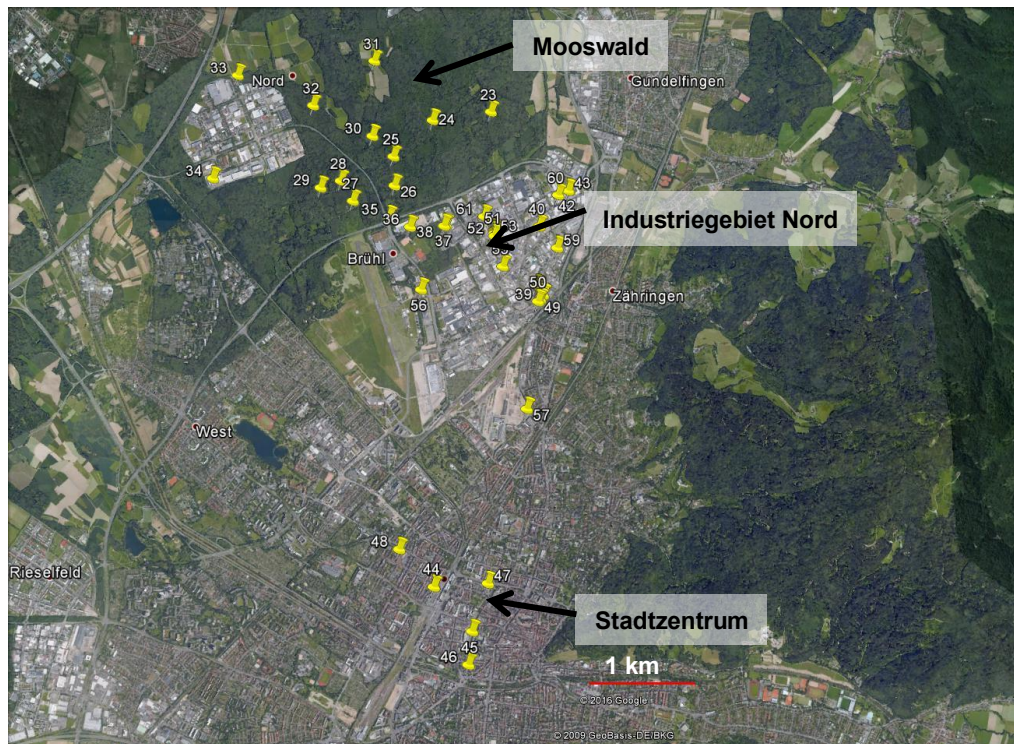


Abb. 8: Lage der Messstellen in Freiburg (Google Earth, 28.03.2016).

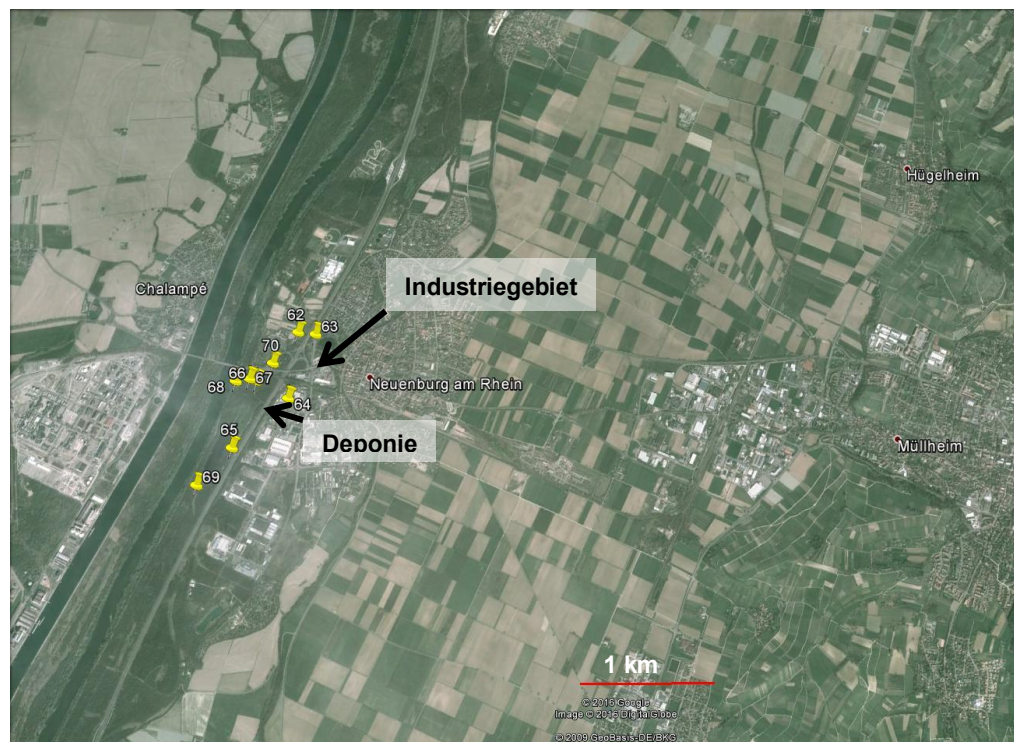


Abb. 9: Lage der Messstellen in Neuenburg (Google Earth, 28.03.2016).

2.1.1.2 Geologie und Geomorphologie

Der Oberrheingraben ist eine der bedeutendsten und am besten untersuchten geologischen Strukturen in Deutschland. Der Graben entspricht einem Bruch in der Erdkruste, der bei Basel beginnt und sich unterirdisch noch weit über das ersichtliche Ende bei Mainz, dem sogenannten Mainzer Becken, bis in die Norddeutsche Tiefebene erstreckt (ROTHE 2005).

Der Graben ist in der Zeit des Tertiärs, genauer im Miozän vor ca. 50 Millionen Jahren im Zuge der Auffaltung der Alpen entstanden. Zugspannungen führten zum Absinken eines Gebirgskammes und zum Auseinanderdriften der Erdkruste. Von dem ursprünglichen Gebirge blieben lediglich die Ränder bestehen. Der vielseitig strukturierte Graben (s. Abb. 10), welcher die größte Grabsenke Mitteleuropas darstellt, war in seiner Entwicklung einer Reihe von Aufwölbungs- und Absenkungsprozessen unterworfen. Bei diesem Vorgang wurden die Reste des Gebirges, die Grabenschultern, angehoben und geneigt, wobei sich der dazwischen liegende Graben verbreiterte (WIRSING & LUZ 2007). Da der Graben zeitgleich mit der Hebung der Grabenränder und der Absenkung des Grabens mit alpinen Kiesen und Sanden aufgefüllt wurde, ist der Höhenunterschied zwischen Graben und den Grabenflanken daher auf lediglich 1.000 m kompensiert (ZEPP 2011) Diese tertiären und quartären Sedimente erreichen an manchen Standorten eine Schichtdicke von bis zu 3.000 m (ROTHE 2005). Durch die Öffnung und Absenkung des Oberrheingrabens bildeten sich zudem Spalten, aus denen Magma hervortrat, das nach Erkalten z. B. das kleine Gebirge um den Kaiserstuhl bei Freiburg im Breisgau bildete (ROTHE 2005).

Die Geologie des Grabens ist aufgrund des Entstehungsprozesses sehr komplex. In den tiefer gelegenen Schichten (240 bis 500 m unter Geländeoberkante) besteht der Oberrheingraben aus kristallinen Gesteinen, wie Granit und Gneis. Diese Gesteine waren (vor der Einsenkung des Grabens) Teile eines Gebirges. Granite und Gneise sind daher auch in den Grabenschultern, dem Schwarzwald und den Vogesen, vorzufinden (WIRSING & LUZ 2007).

Die kristallinen Gesteine werden von Sedimenten (zu diesen zählen u. a. Schichten aus Rotliegendem und Buntsandstein, gefolgt von Muschelkalk und Keuper), aus der Zeit Perm, Trias und Jura bedeckt (WIRSING & LUZ 2007). Diese Sedimente haben sich also noch vor der Grabenentstehung abgelagert. Diesen wiederum liegen jüngere

Ablagerungen aus dem Tertiär und Quartär auf (s. Abb. 10) (BURKHARDT 1988; WIRSING & LUZ 2007).

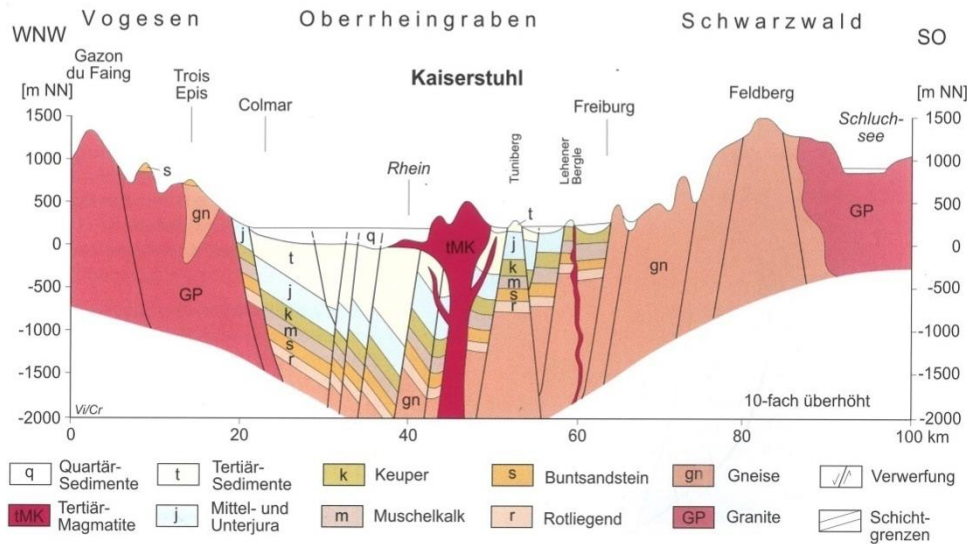


Abb. 10: Querschnitt durch den südlichen Oberrheingraben (WIRSING & LUZ 2007).

Das Hebungszenrum des Grabens liegt im Süden, westlich von Freiburg im Bereich des Kaiserstuhls und setzte sich nach Norden fort (BURKHARDT 1988; WIRSING & LUZ 2007). Die Verteilung und Mächtigkeit der tertiären und quartären Gesteinsschichten ist daher innerhalb des Grabens unterschiedlich. Während des Tertiärs, genauer im Ober- eozän und Oligozän, lagerten sich im mittleren Abschnitt des Grabens, in dem das Untersuchungsgebiet Karlsruhe liegt, vor allem limnische und marine Sedimente, wie z. B. Ton und Mergel, ab. Im südlichen Bereich, in dem Freiburg und Neuenburg liegen, entstanden Schichten aus Anhydrit, Gips, Stein- und Kalisalz. An der Begrenzung des Grabens bildeten sich Lagen aus Kalk- und Sandsteinen. Im Miozän hob sich der Graben stellenweise, was zur Folge hatte, dass er vor allem im Süden und im Zentrum trocken fiel. Hier lagerten sich keine weiteren Sedimente ab (WIRSING & LUZ 2007). Im Süden dominieren daher oligozäne Ablagerungen mit Schichtdicken von bis zu 1.000 m. Da der mittlere Bereich des Grabens erst später austrocknete, weist dieser auch miozäne Ablagerungen von sogenannten fluvialen Sedimenten auf. Der Norden, der von Wasser bedeckt blieb und im Pliozän eine zweite Einsenkung erfuhr, ist von bis zu 1.600 m mächtigen Miozänablagerungen geprägt. Auf diese Ablagerungen lagerten sich weitere pliozäne Fluss- und Seesedimente auf. Die pliozänen Sedimente wurden stellenweise wieder durch Erosion abgetragen (WIRSING & LUZ 2007).

Die jüngsten Ablagerungen bzw. Talfüllungen bildeten sich während der Kaltzeiten des Pleistozäns, in denen die Vegetation vergleichsweise spärlich war. Hierdurch kam es zu stärkerer Erosion durch Wasser und Wind. Die dadurch entstandenen feinen Sande und Löss bildeten stellenweise mächtige Dünen (ROTHE 2005).

Im Quartär war der südliche Bereich des Oberrheingrabens eingesenkt, was eine enorme Anreicherung von quartären Kies- und Sandablagerungen auf bis zu 240 m Schichtdicke zur Folge hatte. Im mittleren Oberrheingraben sind durch die starke Verwerfung zahlreiche Schollen entstanden. Hier sind die pliozänen und quartären Sedimente geringer ausgebildet und erreichen eine Mächtigkeit von nur 100 m. Im nördlichen Teil des Oberrheingrabens erreichen die pliozänen und quartären Kiese und Sande eine Mächtigkeit bis zu 1.000 m. Hier beginnt eine Aufteilung des Grundwasserleiters in einen oberen, mittleren und unteren Grundwasserleiter als Folge einer kaum durchlässigen Schicht aus feinkörnigem Material wie z. B. Ton (WIRSING & LUZ 2007). Die Korngröße der quartären Sedimente nimmt von Süden nach Norden entlang der Transportrichtung ab (AD-HOC-AG HYDROGEOLOGIE 2016; PLUM et al. 2008; WIRSING & LUZ 2007).

Der Rhein hat mit der Zeit Oberflächenmaterial abgetragen und dadurch eine Flussterrasse gebildet (ZEPP 2011). In die sogenannte Niederterrasse (Hochgestade) hat sich die Rheinaue (Tiefgestade) eingegraben. Die Niederterrasse liegt 5 bis 18 m über der Rheinaue. An die Niederterrasse schließt sich die Vorbergzone und daran die mesozoischen Deckgebirge Schwarzwald und Odenwald im Osten an, die Vogesen und der Pfälzer Wald im Westen (ROTHE 2005). Der Oberrheingraben ist auch heute noch eine tektonisch hoch aktive Zone und der Graben verbreitert sich im Jahr um ca. 1 mm (BURKHARDT 1988) und sinkt bereichsweise bis zu 0,7 mm pro Jahr ab (HENNINGSEN & KATZUNG 2011).

Zu den Bodenschätzen im Oberrheingraben zählen unter anderem Kalisalze. Diese sind durch Austrocknung des Meerwassers während des Oligozäns entstanden und wurden Anfang des 20. Jahrhunderts überwiegend im Elsass abgebaut (HENNINGSEN & KATZUNG 2011). Erdöl- und Erdgasvorkommen, die zum Teil heute noch gefördert werden, finden sich ebenfalls im Oberrheingraben (HENNINGSEN & KATZUNG 2011; WIRSING & LUZ 2007). Neben Landau wurden vor allem Erdölvorkommen in Stockstadt, Hähnlein, Frankenthal und Sandhausen gefördert (HENNINGSEN & KATZUNG 2011). Heute spielt die Erdölförderung allerdings eine untergeordnete Rolle. Wichtige Rohstoffe im Oberrheingraben sind Kiese und Sande, die in großen Mengen abgebaut

werden und somit zur Entstehung der zahlreichen Baggerseen führen (HENNINGSEN & KATZUNG 2011; ROTHE 2005).

2.1.1.3 Hydrogeologie und Hydrologie

Im Rahmen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) hat das Land Baden Württemberg die bisherigen Charakterisierungen von Grundwasserlandschaften überarbeitet und aktualisiert. Grundwasservorkommen wurden in sogenannte Hydrogeologische Einheiten eingeteilt wobei sich diese wie folgt definieren: Als hydrologische Einheit wird „... ein Gesteinskörper bezeichnet, der aufgrund seiner Petrographie, Textur oder Struktur im Rahmen einer festgelegten Bandbreite einheitliche hydrogeologische Eigenschaften aufweist und durch Schicht- und Fasziengrenzen, Erosionsrändern oder Störungen begrenzt ist.“ (GRIMMELMANN 1997). Der Oberrheingraben ist hydrogeologisch besonders gut untersucht und zählt nach der Einteilung des LGRB (Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau) zum sogenannten hydrogeologischen Großraum „Oberrheingraben inklusive Vorbergzone“ bzw. zur hydrogeologischen Einheit 3 „Quartäre/ Pliozäne Kiese und Sande (Oberrheingraben)“ (PLUM et al. 2008). Hierbei handelt es sich um einen gut durchlässigen Porengrundwasserleiter mit k_f -Werten (Durchlässigkeitskoeffizient) zwischen $3 \cdot 10^{-3}$ bis $1 \cdot 10^{-3}$ m/ s. Das Grundwasser strömt folglich mit einer Geschwindigkeit von 1 cm bis 10 cm pro Sekunde durch das Porensystem und fließt, von der rechten Seite des Rheins ausgehend, von Südosten nach Nordwesten. Im östlichen Bereich, angrenzend an die Gebirge, ist der Strom abwärts gerichtet und steigt im Bereich des Rheins wieder auf (PLUM et al. 2008). Im Bereich der Rheinaue zwischen Breisach und Kehl steigt das Grundwasser nach oben und speist Fließgewässer, sogenannte Gießen. Das Wasser dieser grundwassergeprägten Fließgewässer ist somit durch niedrige Temperaturen mit geringer Temperaturschwankung und geringe Nährstoff- sowie Sauerstoffgehalte charakterisiert (BRENDLBERGER 2015).

Das Grundwasser im Oberrheingraben ist überwiegend durch silikatisch- karbonatische Gesteine geprägt. Am östlichen Rand des Grabens, an dem Freiburg liegt, ist der Lösungsgehalt an Hydrogencarbonat- und Erdalkaliverbindungen vergleichsweise gering. Hier ist das Grundwasser durch silikatisches Material aus dem Schwarzwald und den Vogesen beeinflusst. Das Grundwasser besitzt daher einen geringeren sogenannten Härtegrad. Die Versickerung von weichem Oberflächenwasser aus dem Schwarzwald und den Vogesen verringert den Härtegrad des Grundwassers zusätzlich (PLUM et al. 2008).

Die Zusammensetzung der quartären Sedimente ist komplex. Kiese und Sande haben sich im Pleistozän in unterschiedlicher Zusammensetzung neben- und übereinander abgelagert. Im Holozän wurden die obersten Sedimente, die sogenannte obere kiesig sandige Abfolge (OksA) des Tiefgestades teilweise bis auf eine Tiefe von 15 m umgelagert (s. Abb. 11) (PLUM et al. 2008).

Im Bereich Freiburg und Neuenburg setzt sich der Oberrheingraben aus zwei Grundwasserstockwerken zusammen (s. Abb. 11). Das obere Stockwerk, in dem die Untersuchungen stattfanden, wird als Neuenburgformation bezeichnet und entspricht dem oberen Grundwasserleiter (OGWL). Im Bereich von Neuenburg liegt die Basis des oberen Leiters bei ca. 200 m NN mit einer Mächtigkeit von ca. 35-40 m. In der Freiburger Bucht liegt ihre Basis weniger tief bei ca. 230 m NN und besitzt eine Mächtigkeit von ca. 25 m. Darunter befindet sich das 2. Stockwerk bzw. der untere Grundwasserleiter, die sogenannte Breisgauformation (UGWL). Die Neuenburgformation weist neben den Kiesen und Sanden auch geringe Anteile an Schluff auf. Bei den Sanden, die an manchen Stellen linsenartig vorkommen, handelt es sich in der Regel um Fein- und Mittelsand. Besonders durchlässig sind Bereiche mit Rollkieslagen, die ehemalige Seitenarme des Rheins markieren. Hydraulisch wirksame Trennschichten aus tonigen Ablagerungen fehlen in der Neuenburgformation. Die Breisgauformation besteht dagegen aus überwiegend sandig-schluffigen Kiesen mit konzentrierten Schluffvorkommen. Die Verwitterung sowie die Dichte der Sedimente nehmen mit der Tiefe zu und somit die Durchlässigkeit ab (WIRSING & LUZ 2007).

Nördlich von Karlsruhe verändern sich die Untergrundverhältnisse. Das Grundwasser wird bei Karlsruhe durch mehrere Zwischenhorizonte aus Ton- und Schluffschichten in verschiedene übereinander gelagerte Kiesschichten abgegrenzt. Innerhalb der oberen Schicht, der sogenannten Oberen kiesig-sandigen Abfolge (OksA) finden sich stellenweise Ton- und Schluffablagerungen. Der Anteil an Ton und Schluff nimmt in den unteren Schichten, der sogenannten Mittleren sandig kiesigen Abfolge (MksA) und der Unteren sandig-schluffigen Abfolge (UssA), zu. Die OksA wird durch einen oberen Zwischenhorizont (OZH) mit einer Mächtigkeit von bis zu 40 m, der aus Tonen, Schluffen und feinen Sanden besteht, von der MksA getrennt und bildet den Oberen Grundwasserleiter (OGWL). Die MksA bildet den Mittleren Grundwasserleiter (MGWL) und wird wiederum durch einen unteren Zwischenhorizont (UZH) von der UssA getrennt. Die Durchlässigkeit nimmt wie im südlichen Teil des Grabens von oben nach unten ab. Die unterste Abfolge bildet den Unteren Grundwasserleiter (UGWL). Weiter

2. Material und Methoden
 2.1 Untersuchungsgebiete

nördlich, bei Speyer und Mannheim, kommen weitere Zwischenhorizonte dazu. Südlich von Karlsruhe ist die Gliederung des Grundwassers weniger deutlich, da die Trennschichten hier stellenweise unterbrochen sind. Die OksA und die MskA lassen sich nicht eindeutig trennen und werden daher zusammengefasst (s. Abb. 11). Die OksA/ MskA besitzt bei Karlsruhe eine Mächtigkeit von ca. 40 m und liegt bei 100 m NN (WIRSING & LUZ 2007).

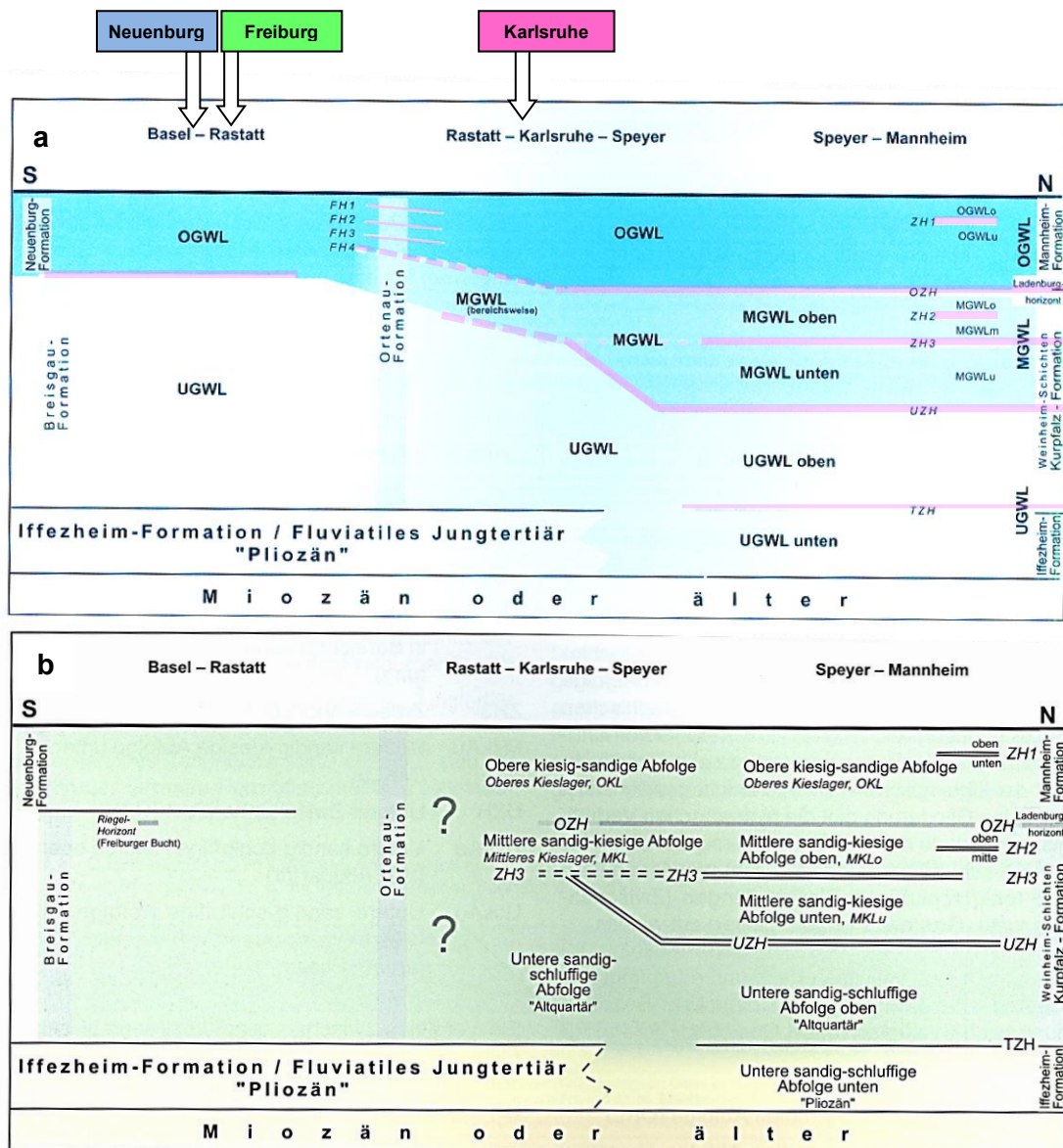


Abb. 11: Hydrostratigraphisches (a) und Lithologisches (b) Korrelationsschema für die Lockergesteinsabfolge des zentralen Oberrheingrabens (nach Wirsing & Luz 2007).

Grundwasserleiter (blau), Grundwassergeringleiter (rosa), OGWL (o/u): oberer Grundwasserleiter (oben/unten), MGWL (o/m/u): Mittlerer Grundwasserleiter (oben/Mitte/unten), UGWL: Unterer Grundwasserleiter, ZH: Zwischenhorizont, UZH: Unterer Zwischenhorizont, TZH: Tieferer Zwischenhorizont, FH: Feinklastische Horizonte.

Durch die zunehmende Verkleinerung des Lückensystems von Süden nach Norden nimmt die Wasserdurchlässigkeit der Sedimente ab. Innerhalb des südlichen Oberrheingrabens gibt es zudem von West nach Ost Unterschiede in der Durchlässigkeit, da Sedimente des verwitterten Buntsandstein aus dem Schwarzwald geringer durchlässig sind als die weniger stark zersetzten Kiese am westlichen Rand des Grabens (PLUM et al. 2008; WIRSING & LUZ 2007). Das Lückensystem und somit der Lebensraum für die Grundwasserfauna ist bei Karlsruhe folglich etwas kleiner als bei Freiburg und Neuenburg (PLUM et al. 2008; WIRSING & LUZ 2007). Vor allem im nördlichen und mittleren Bereich besitzen die Gesteine einen relativ hohen Anteil an organischem Material, der als Nahrung für die Grundwasserlebensgemeinschaften dient. Der hohe Gehalt an Nahrung führt hier aufgrund von sauerstoffzehrenden Stoffwechselprozessen zu relativ geringen Sauerstoffkonzentrationen (LFU 2001; PLUM et al. 2008), die aber in der Regel über der für die Fauna kritischen Konzentration von 1 mg/l liegen (GRIEBLER et al. 2014). Die niedrigen Sauerstoffgehalte können zudem zu erhöhten Konzentrationen von Eisen, Mangan, Nitrit und Ammonium führen, da deren Lösungsvermögen bzw. Vorhandensein sauerstoffabhängig ist (PLUM et al. 2008).

Die Grundwasserneubildung, die auf das Versickern der Niederschläge zurückzuführen ist, beträgt im Schnitt 7,6 l / (s * km²) (PLUM et al. 2008). Zur Grundwasserneubildung tragen neben dem Niederschlag auch Oberflächengewässer bei. Der Rhein und die Flüsse aus den angrenzenden Gebirgen infiltrieren ins Grundwasser. Beim Übertritt in den Oberrheingraben versickern manche Flüsse aus Oden- und Schwarzwald über den Boden komplett ins Grundwasser (PLUM et al. 2008). Vor allem im Frühjahr führen diese Gewässer durch die Schneeschmelze viel Wasser, wodurch die Infiltration ins Grundwasser zu dieser Zeit besonders ausgeprägt ist (mündliche Mitteilung von K.-P. Barufke, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg am 03.03.2016). Die Dreisam beispielsweise, ein Fließgewässer dessen Ursprung im Schwarzwald liegt, gibt bis zu 60 % ihres Wassers östlich von Freiburg ins Grundwasser ab (LANGE 2007). Im Bereich des Mooswaldes, nördlich von Freiburg, drückt sich das Grundwasser wieder nach oben. Dieser Bereich ist durch zahlreiche kleinere, grundwassergespeiste Fließgewässer gekennzeichnet (GUENTHER & BRAUN 2008). Die zahlreichen Baggerseen im Oberrheingraben stehen ebenfalls im Austausch mit dem Grundwasser (PLUM et al. 2008).

Innerhalb der Rheinaue beträgt der Abstand zwischen Grundwasserspiegel und Erdoberfläche in der Regel weniger als 2 m. Innerhalb der Niederterrasse ist der Abstand größer und liegt im Schnitt zwischen 6 - 8 m. Aufgrund der geringen Flurabstände und den Deckschichten, die in der Niederterrasse überwiegend aus lehmigen Verwitterungsboden, sandigen Kiesen und stellenweise vorhandenen Flugsanden besteht, ist die Schutzfunktion der Überdeckung nur gering. Verunreinigungen von der Erdoberfläche her gelangen somit relativ leicht ins Grundwasser. Deckschichten aus Löss und Lösslehm bieten, abhängig von ihrer Mächtigkeit, besseren Schutz (PLUM et al. 2008). Durch die Begradigung und Kanalisierung des Rheins wird das Grundwasser im Oberrheingraben zudem direkter beeinflusst. Carbiener & Tremolieres (1990) konnten feststellen, dass im Bereich der nicht kanalisierten Ill, die nördlich von Straßburg in den Rhein mündet und eine natürliche Aue besitzt, weniger Schadstoffe nachzuweisen sind. Bei Überschwemmungsereignissen werden große Flächen geflutet. Das versickernde Wasser wird durch die Bodenpassage gereinigt und gelangt anschließend ins Grundwasser. Durch die Begradigung des Rheins, und dem damit verbundenen Verlust an Aueflächen, bleibt die Selbstreinigung des Rheinwassers durch die Bodenpassage aus. Somit dominiert der Austausch zwischen Fließgewässerbett und Grundwasser, was einen direkteren Eintrag an Schadstoffen zur Folge hat (CARBIENER & TREMOLIERES 1990).

Die Begradigung des Rheins durch Tulla hatte zudem durch das schnellere Abfließen des Rheinwassers eine Grundwasserabsenkung zur Folge. Dies führte in den betroffenen Bereichen zum bereits erwähnten Verlust der ursprünglichen Auenlandschaft mit seiner zahlreichen Pflanzen- und Tierarten (KRAUSER 2016). Da Grundwassertiere vergleichsweise wenig aktiv sind, können sie bei einer Grundwasserabsenkung dem Wasserspiegel nicht schnell genug folgen. In der ungesättigten Zone sind die Tiere, wenn das Lückensystem trocken fällt, nicht in der Lage zu überleben. Grundwasserabsenkungen wirken sich daher nicht nur auf die Grundwasserabhängigen Lebensräume an der Erdoberfläche negativ aus, sondern auch direkt auf die Grundwasserfauna (STUMPP & HOSE 2013).

2.1.1.4 Temperaturen und Prognosen

Im Verlauf der Klimageschichte kam es in Mitteleuropa immer wieder zu starken Temperaturschwankungen. Nichteiszeiten wechselten sich mit Eiszeiten ab. Innerhalb der Eiszeiten kam es periodisch zu wärmeren Phasen, den sogenannten Interglazialen, die

die wesentlich länger andauernden Kaltzeiten, sogenannte Glaziale, unterbrachen (s. Abb. 4). Klimatisch befinden wir uns derzeit in einer Warmzeit innerhalb des Känozoischen Eiszeitalters. Die Grundwassertemperatur der neutralen Zone entspricht, wie bereits erwähnt, näherungsweise der mittleren Jahrestemperatur an der Erdoberfläche (s. Abb. 3). Im Bereich Hoch- und Oberrhein liegt die mittlere Jahrestemperatur seit 2000 bei ca. 8-10,4 °C (s. Abb. 12) (KLIWA 2016). In welcher Tiefe sich diese Zone befindet wird durch verschiedene Faktoren, wie zum Beispiel das Klima vor Ort und die Art der Deckschichten bzw. deren Eigenschaften (z. B. Wärmeleitung und Durchlässigkeit) beeinflusst (s. Kapitel 1).

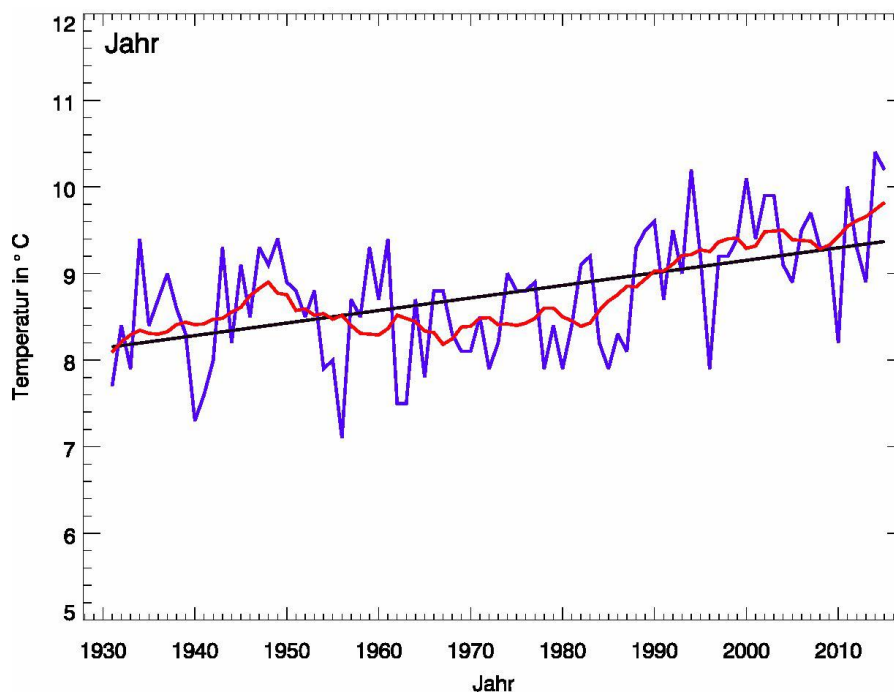


Abb. 12: Jahresmitteltemperaturen an der Erdoberfläche im Gebiet Hoch-und Oberrhein von 1931 bis 2015 (KLIWA 2016).

Mitteltemperatur (blau), gleitendes Mittel (alle 10 Jahre rot), linearer Trend (schwarz).

Der südliche Oberrheingraben ist klimatisch betrachtet eine der wärmsten Regionen in Deutschland (DWD 2017). Die Grundwassertemperaturen sind hier daher ebenfalls höher als in vielen anderen Teilen Deutschlands. Die dichte Besiedlung und die vielseitigen anthropogenen Einflüsse in dieser Region wirken sich zudem auf die Temperaturverhältnisse im Grundwasser aus. An zahlreichen Standorten liegen die Temperaturen im Grundwasser über der Jahresmitteltemperatur der Luft. So konnten in einer Messreihe der LUBW (ehemals LfU) von 1990 bis 1999 im Bereich von Siedlungen Temperaturen zwischen 11,7 bis 15,3 °C (Median: 13,0 °C) nachgewiesen

werden. In Waldgebieten liegt die Grundwassertemperatur tiefer, in einem Bereich von 10,1 bis 14,4 °C (Median: 11,3 °C) (LFU 2001).

Der fünfte Sachstandsbericht des IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) macht deutlich, dass sich unser globales Klima unabhängig von der derzeitigen Warmzeit wandelt und die Ursache für die beobachtete Erwärmung sehr wahrscheinlich mit dem weltweiten Ausstoß von Treibhausgasen zusammenhängt (IPCC 2014a). Eine Erwärmung des Klimas lässt sich auch für die Untersuchungsgebiete, die im Bereich des südlichen und mittleren Oberrheingraben (Hoch- und Oberrhein) liegen, nachweisen (s. Abb. 12 und 13) (KLIWA 2016). Messreihen des Kooperationsvorhabens KLIWA (Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft), zu dem die Länder Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland Pfalz gehören, zeigen einen deutlichen Anstieg der Lufttemperaturen an. Für den Bereich Hoch-/ Oberrhein ist in Abb. 12 eine Temperaturzeitreihe dargestellt. Die Temperaturen steigen im linearen Trend seit 1931 an. Zudem konnte eine Temperaturzunahme von 1,3 °C im Zeitraum von 2011 bis 2015 im Vergleich zum Mittelwert der Jahresdurchschnittstemperatur von 1961 bis 1990 für diese Region verzeichnet werden (s. Abb. 13) (KLIWA 2016).

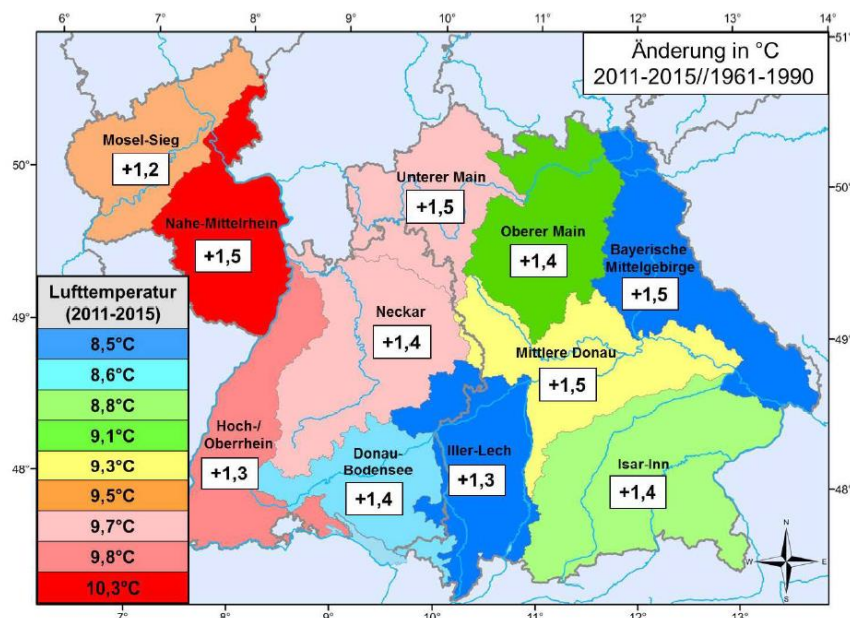


Abb. 13: Mittlere Lufttemperatur in Süddeutschland.

Temperaturen in den Jahren 2011 - 2015 (farbig markiert) und die Abweichung vom Mittelwert 1961- 1990 (als Zahlen) (KLIWA 2016).

Modellgestützte Klimaprojektionen der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (s. Abb. 14) zeigen einen Anstieg der mittleren Jahrestemperatur im Gebiet Oberrheingraben auf 11,5 bis 12 °C bis zum Jahr 2050 an. Bis 2100 soll die mittlere Lufttemperatur innerhalb der Klimaprojektionen stellenweise 14 °C übersteigen und würde somit über der maximalen Jahresmitteltemperatur der letzten ca. 1,8 Millionen Jahre liegen (LUBW 2013; MÜLLER-BECK 2005).

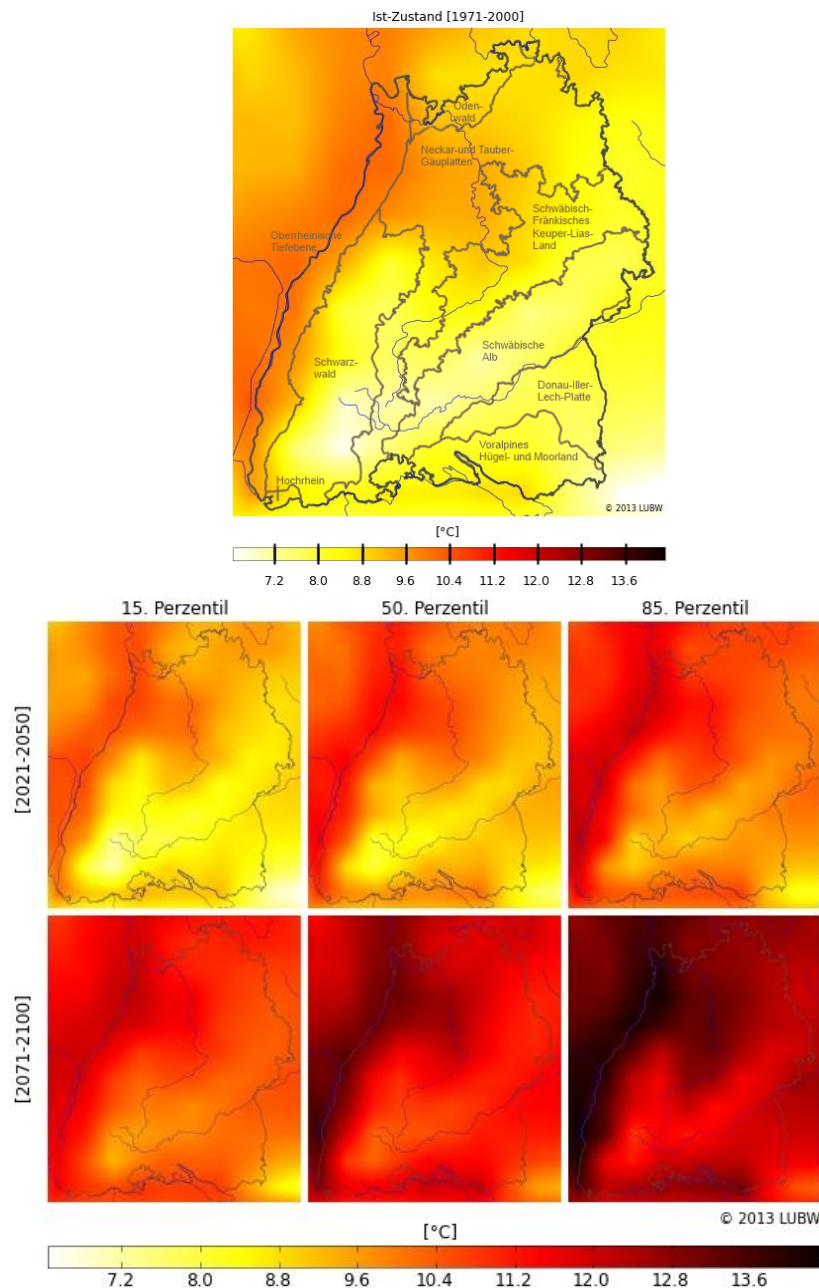


Abb. 14: Temperaturen und Prognosen für Baden Württemberg.

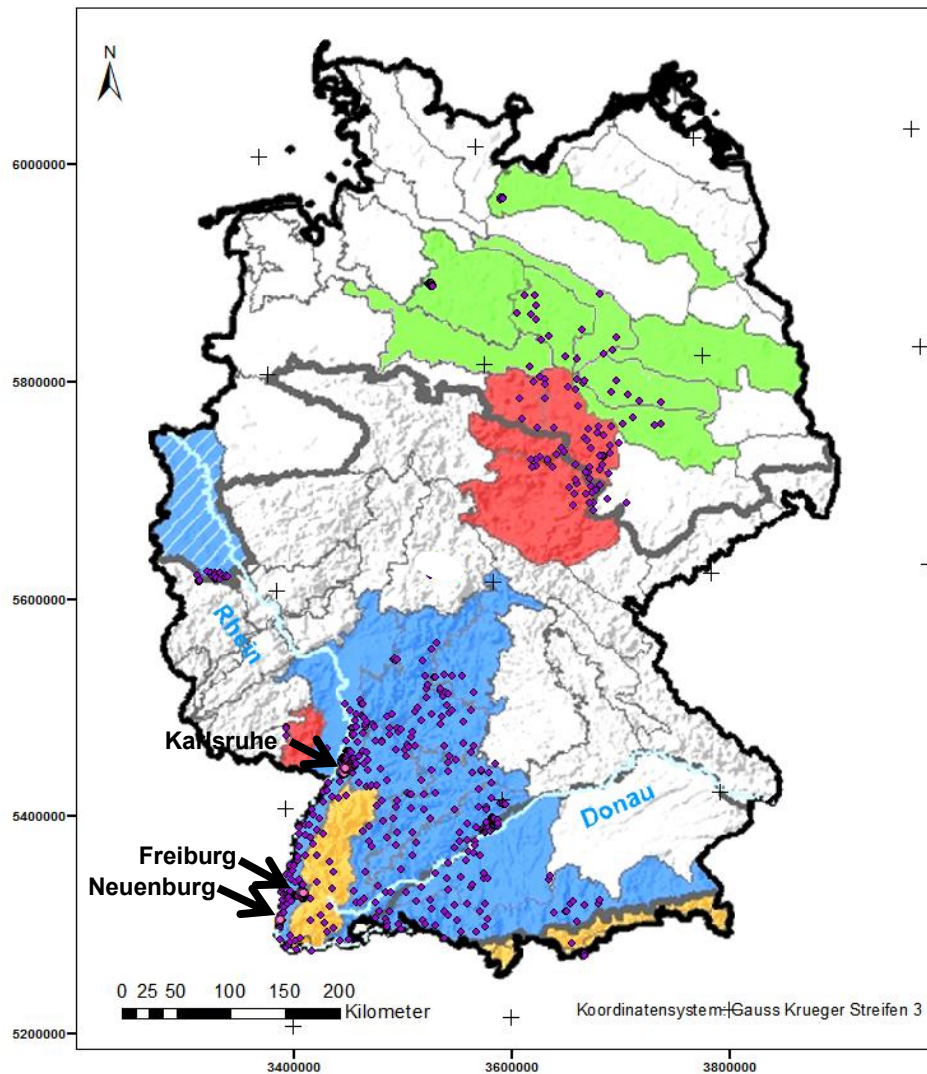
Oben: Ist-Zustand aus Beobachtungsdaten (1971-2000), Rechts: Perzentil-Darstellung auf Basis von 24 Klima-Projektionen für die nahe Zukunft (2021-2050) und von 15 Klimaprojektionen für die ferne Zukunft (2071-2100) (LUBW 2013).

2.1.2 Untersuchungsgebiete im deutschlandweiten Datensatz (Teil Autökologie)

Die Untersuchung auf autökologischer Basis stützt sich auf einen Datensatz, welcher Erhebungen von Grundwasserfaunadaten (inklusive Daten der zugrundeliegenden Untersuchung im Oberrheingraben, s. Teil Synökologie) an insgesamt 840 Grundwassermessstellen innerhalb der letzten ca. 15 Jahre in Deutschland zusammenfasst. Der Datensatz umfasst Untersuchungen die von Stein et al. (2012) zusammengefügt wurden und um Daten von Gutjahr (2013), Berkhoff (2010), HAHN (2005), der LUBW (faunistische Grundwasserüberwachung, unveröffentlichte Daten) und den Daten aus dieser Untersuchung ergänzt wurden. Der deutschlandweite Datensatz beinhaltet 3.385 faunistische Beprobungen die sich über 30 von insgesamt 73 naturräumliche Haupteinheiten nach BfN (Bundesministerium für Naturschutz) (BFN 2008) (s. [Anhang Abb. A 1](#)) und alle in Deutschland vorhandenen Stygoregionen nach Stein et al. (2012) (s. [Abb. 15](#)) erstrecken. Da eine ausführliche Beschreibung der zahlreichen Untersuchungsgebiete (wie sie im Teil Synökologie erfolgte) im Hinblick auf die Geologie und Hydrologie unverhältnismäßig wäre, beschränkt sich die Beschreibung im Folgenden auf die Stygoregionen. Da sich Grundwasserlebensgemeinschaften nicht anhand der Einteilungssysteme für Lebensräume an der Oberfläche charakterisieren lassen, haben Stein et al. (2012) Stygoregionen für Deutschland beschrieben, die sich auf biogeographische Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna stützen.

2.1.2.1 Stygoregionen in Deutschland

Die Messstellen dieses Untersuchungsansatzes erstrecken sich über alle bisher definierten Stygoregionen in Deutschland. Stygoregionen sind durch die Grundwasserfauna charakterisierte und voneinander abgrenzbare Regionen auf biogeografischer Ebene. Die zahlreichen Systeme zur Einteilung von Lebensräumen anhand abiotischer, hydrogeologischer, geochemischer oder faunistischer Unterschiede in Lebensräumen an der Oberfläche, zeigen keine Korrelationen mit der Grundwasserfauna. Stein et al. (2012) schlagen daher aufgrund der bisherigen Datenlage eine Einteilung in fünf Stygoregionen vor (s. [Abb. 15](#)).



Legende

- Untersuchung Oberreingraben (Teil Synökologie)
- ◆ Deutschlandweite Untersuchung (Teil Autökologie)

Vorgeschlagene Stygoregionen für Mitteleuropa

- Norddeutsche Tiefebene
- Zentrale Mittelgebirge
- Südwestliche Mittelgebirge
- Südwestliche Mittelgebirge (nicht gesichert)
- Südliche Mittelgebirge und nördliche Alpen
- Grenzen der Fließgewässersysteme nach WRRL
- Grenzen der naturräumlichen Haupteinheiten Deutschlands nach Bundesamt für Naturschutz

Abb. 15: Stygoregionen nach Stein et al. (2012) und Lage der Probenahmestandorte.

Die Probenahmestandorte im Oberreingraben (Teil Synökologie) sind rosa und mit einem schwarzen Pfeil markiert. Die Messstellen des deutschlandweiten Datensatzes (Teil Autökologie) sind lila gekennzeichnet.

Die „norddeutsche Tiefebene“ weist Grundwassersysteme auf die kaum von Grundwasserfauna besiedelt sind. Dieser Bereich wurde während des Pleistozäns von einer massiven Eisschicht bedeckt, was zur Verdrängung der meisten Tiere führte. Die glazial geformte Landschaft ist durch sehr feine Sedimente geprägt und weist daher ein sehr kleinräumiges Lückensystem auf. Aufgrund der hohen Gehalte an organischem Material, das überwiegend unter Sauerstoffverbrauch remineralisiert wird und der geringen Durchlässigkeit der Sedimente, ist der Sauerstoffgehalt des Grundwassers sehr niedrig. Diese lebensfeindlichen Bedingungen erschweren eine Neubesiedlung dieser Lebensräume bis heute. Lediglich 15 % der Messstellen sind besiedelt. Der Abbau von organischem Material wird durch die hohe Dichte an Mikroorganismen gewährleistet (STEIN et al. 2012).

Die Stygoregion „zentrale Mittelgebirge“, zu der auch der Pfälzer Wald zählt, blieben von Eis unbedeckt. Die Fauna wurde aber während des Pleistozäns in einigen Gebieten durch Permafrost und Trockenheit dezimiert. Eine Wiederbesiedlung erfolgte durch Arten die vermutlich in Refugien überleben konnten sowie durch Arten, aus südlicheren Regionen. Hier sind vor allem Ubiquisten, Arten die unterschiedliche Lebensräume besiedeln können, vertreten. Endemische Arten, die nur in einem stark begrenzten Gebiet vorkommen, sind selten. 65 % der Messstellen sind von Grundwassertieren besiedelt (STEIN et al. 2012).

Die Fauna der „südwestlichen Mittelgebirge“ wurde durch die Kaltzeit (Würm-Kaltzeit) weniger stark beeinflusst. Diese Stygoregion weist daher die höchste Abundanz und Vielfalt an Grundwasserarten auf. Die Fauna ist durch viele stygobionte und endemische Arten charakterisiert die vermutlich in zahlreichen Refugien, die der Karst und flussbegleitende Grundwasservorkommen bieten, überdauern konnten. 76 % der untersuchten Messstellen sind von Tieren besiedelt. Die Einordnung des Oberrheingrabens in das bestehende System ist noch nicht ganz geklärt. Aufgrund der großen Übereinstimmung der Lebensgemeinschaften mit der Fauna der südwestlichen Mittelgebirge, wird der Oberrheingraben zu dieser Stygoregion gezählt (STEIN et al. 2012).

Die „südlichen Mittelgebirge und die nördlichen Alpen“ wurden während der Würm-Kaltzeit durch ein Eisschild bedeckt. Verluste der Fauna während des Pleistozäns wurden laut Stein et al (2012) vermutlich durch eingewanderte Arten aus dem Bereich der südwestlichen Mittelgebirge und von Osten her über das Interstitial der Donau ausgeglichen. Hier konnten in 80 % der Messstellen Fauna nachgewiesen werden. Die

Zusammensetzung der Fauna gleicht den Lebensgemeinschaften der „südlichen Mittelgebirge“. Allerdings weist diese Stgoregion eine etwas geringere Diversität auf und es gibt hier Arten, die bisher nur in diesem Gebiet oder weiter südlich und östlich nachgewiesen wurden (STEIN et al. 2012).

2.2 Verwendete Materialien und Methoden

2.2.1 Verwendete Materialien und Methoden im Teil Synökologie

Das folgende Kapitel beinhaltet die Beschreibung der Freilandarbeiten, der Arbeiten im Labor sowie eine Erläuterung der statistischen Methoden. Die Freilanduntersuchungen dienen der Erfassung der Grundwasserfauna und der Entnahme von Grundwasserproben für chemisch-physikalische sowie mikrobiologische Analysen. Die Laborarbeiten umfassen die chemischen Analysen und die Aufarbeitung des Probenmaterials mit anschließender morphologischer Bestimmung der Crustacea.

Um eine repräsentative Erfassung der Lebensgemeinschaften zu gewährleisten, wurden die Probenahmestandorte insgesamt sechsmal im Abstand von ca. 2 Monaten beprobt (GUTJAHR et al. 2013).

2.2.1.1 Aufbau von Grundwassermessstellen

Der Zugang zum unterirdischen Lebensraum der Grundwasserfauna ist erschwert und nur begrenzt möglich. Grundwassertiere können auch in Quellen (den natürlichen Austrittsformen des Grundwassers) und in der oberflächennahen Kontaktzone von Grundwasser mit Oberflächenwasser, dem sogenannten Interstitial, auftreten. Beide entsprechen ökologischen Übergangszonen, sogenannten Ökotonen und sind in der Regel ohne größeren technischen Aufwand untersuchbar. Allerdings entspricht die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften in diesen Ökotonen nicht der Zusammensetzung im Lebensraum Grundwasser. In Quellen und dem hyporheischen Interstitial finden sich viele nicht-stygo-bionte Arten. Diese Übergangszonen sind daher nicht repräsentativ für den zugrundeliegenden Grundwasserleiter (BORK et al. 2015).

Abhilfe verschaffen künstlich angelegte Beobachtungsrohre, auch Grundwassermessstellen oder -pegel genannt. Diese werden zahlreich zu Beobachtungszwecken installiert, um in erster Linie hydrologische Informationen über die Grundwassermenge bzw. die räumliche Verteilung sowie die Grundwasserqualität erhalten zu können. Der

Zugang über Beobachtungsrohre ist daher die beste Möglichkeit, Grundwasserlebensgemeinschaften zu untersuchen (BORK et al. 2015).

Für die Anlegung einer Grundwassermessstelle ist eine Bohrung in entsprechender Tiefe erforderlich. In diese Bohrung wird ein Rohr, das üblicherweise aus PVC besteht, eingebracht. Das untere Ende des Rohres entspricht einem Vollrohr, das in der Regel mit einem Stopfen verschlossen ist und auch als sogenannter Messstellensumpf bezeichnet wird. Der darauf folgende Filterrohrabschnitt weist Öffnungen in Form von Schlitzfenstern auf, die das Eindringen des umliegenden Wassers gewährleisten (s. Abb. 16). Die Schlitzweite wird entsprechend der Korngröße des Ringraumfüllungsmaterials gewählt. Auf diesen Teil wird erneut ein Vollrohr aufgebracht, das mit einer aufgeschraubten Kappe am oberen Rohrende, verschließbar ist. Der sogenannte Ringraum, der sich zwischen der Bohrung und der Außenwand des Beobachtungsrohres befindet, wird üblicherweise mit Filtersand oder -Kies aufgefüllt, welcher in seiner Korngröße der umliegenden Grundwasserleiterschicht angepasst wird (ENTENMANN et al. 2008).

Die Rohre der Grundwassermessstellen fungieren aufgrund ihres Aufbaus wie Fallen. Die Schlitzfenster (ca. 2 mm weit), die sich im Filterrohr befinden und den Wasseraustausch gewährleisten, sind für die an das enge Lückensystem angepasste Grundwasserfauna passierbar. Die Tiere wandern aufgrund des guten Raum- und Nahrungsangebots über die Schlitzfenster aus der Umgebung aktiv in das Messrohr ein und gelangen in die freie Wassersäule der Messstelle. Weil Grundwassertiere den Kontakt zum Substrat suchen (Thigmotaxis), wandern sie nach unten in den ungeschlitzten Bereich und verweilen dort am Messstellengrund. Da die Messstellen im untersten Bereich blind enden und die Rohrstrecke in diesem Teil, dem sogenannten Sumpfrohr, keine Schlitzfenster aufweist, können die Tiere diesen Rohrabschnitt nicht verlassen und sammeln sich somit am Grund des Rohres an. Die Lebensgemeinschaft des Sumpfes integriert folglich die Fauna der vorhandenen Filterstrecke der Messstelle. Die Methode entspricht einem halbquantitativen Verfahren mit der sich die Artenzusammensetzung des umgebenden Grundwasserleiters repräsentativ erfassen lässt (BERKHOF et al. 2015; HAHN & MATZKE 2005; SCHMIDT et al. 2004; STEENKEN 1998).

2.2.1.2 Hydrochemische Untersuchungen

Zu Beginn der Probenahme wurde mit Hilfe eines Kabellichtlots der Grundwasserstand bestimmt. Wasserproben vom Grund des Beobachtungsrohres für die Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter wurden, vor Entnahme der Fauna, mit Hilfe eines 750 ml fassenden Schöpfers, der mit einer Angel in dem Rohr versenkt wird, entnommen. Dieser sogenannte Aquasampler (Firma Bürkle GmbH, Lörrach) besteht aus einem Teflonrohr, das an der Unterseite ein Loch besitzt, welches über eine sich im Aquasampler befindliche Kugel abgedichtet wird. Beim Eintauchen verdrängt das einströmende Wasser die Kugel. Wird der Sampler aus dem Grundwasser gehoben, verschließt die Kugel das Loch und die Wasserprobe kann über eine Öffnung am oberen Ende in die Probengefäße überführt werden. Um keine Mikroorganismen zu verschleppen, wurde der Aquasampler nach jeder Beprobung in einem mit 3 %igem Wasserstoffperoxid (H_2O_2) gefüllten Rohr desinfiziert.

2.2.1.3 Die gemessenen Feldparameter

Vor Ort wurden die Feldparameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und -konzentration, der pH-Wert sowie die elektrische Leitfähigkeit aus einem Teil der Schöpfprobe bestimmt. Zusätzlich wurde je ein Teil der Wasserprobe zur Analyse weiterer chemischer und mikrobiologischer Parameter in sterile Gefäße überführt und gekühlt bei ca. 8 °C aufbewahrt. Der Parameter Temperatur wurde zuerst gemessen, um eine Veränderung durch äußere Einflüsse zu vermeiden. Für die Temperaturmessung wurde ein Quecksilberthermometer verwendet, da dieses im Gegensatz zu den integrierten Temperatursonden der Messgeräte eine schnellere und zuverlässigere Erfassung der Temperatur gewährleistet. Um außerdem zu verhindern, dass sich der Sauerstoffwert durch den Eintrag atmosphärischen Sauerstoffs erhöht, wurde dieser Wert direkt im Anschluss an die Temperaturmessung ermittelt. Die Messung der elektrischen Leitfähigkeit sowie des pH-Werts erfolgte parallel dazu.

Die chemischen Parameter Phosphat (PO_4^{3-}), Nitrat (NO_3^-), Gesamteisen und Carbo-nathärte wurden mit Hilfe von Schnelltests aus der gekühlt gelagerten Wasserprobe am selbigen Tag bestimmt (s. Tab. 1). In den folgenden Abschnitten erfolgt eine kurze Beschreibung der gemessenen Parameter.

Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt ist ein wichtiger Parameter für die Fauna. Da im Grundwasser keine Sauerstoffproduktion stattfindet, gelangt der vorhandene Sauerstoff ausschließlich über Austauschprozesse mit der Atmosphäre und Oberflächengewässern sowie mit dem Niederschlag in diesen Lebensraum und ist somit limitiert und gleichzeitig ein Indikator für die Stärke von hydrologischen Austauschprozessen (BERKHOFF et al. 2015; SPENGLER & BERKHOFF 2014). Stygobionte Arten kommen aufgrund ihrer verlangsamten Stoffwechselaktivitäten mit Sauerstoffkonzentrationen im Bereich von 1mg/l aus. Sauerstoffkonzentrationen unter 1 mg/l sind lebensfeindlich (GRIEBLER et al. 2014; HAHN 2004).

Phosphat

Der Gehalt an Phosphat, kann ebenso wie der Nitratgehalt, Hinweise auf Belastungen im Grundwasser liefern (HÜTTER 1992; KUNKEL et al. 2004). Da Phosphate von Bodenpartikeln gut gebunden werden, ist der Phosphatgehalt im Grundwasser natürlicherweise sehr gering (0,033 mg/l) (HÜTTER 1992). Phosphat im Grundwasser wird, ähnlich wie Nitrat, überwiegend aus anthropogenen Quellen (z. B. Düngemittel und Abwässer) von der Oberfläche her ins Grundwasser eingetragen (HÜTTER 1992; KUNKEL et al. 2004). Neben dem Eintrag von Phosphatverbindungen aus organischem Material können diese auch durch die Freisetzung aus Mineralien (z. B. Apatit) ins Grundwasser gelangen (GRIEBLER 2003a; LFU 2001; TIEHM et al. 2012).

Nitrat

Der Nitratgehalt im Grundwasser ist natürlicherweise gering. Die Stickstoffverbindungen im Grundwasser stammen vor allem von der Erdoberfläche und werden passiv eingetragen (GRIEBLER 2003a; KUNKEL et al. 2004). Durch den Abbau bzw. die Mineralisierung organischer Stickstoffverbindungen wird Nitrat freigesetzt. Aufgrund der guten Löslichkeit von Nitratsalzen ist der Gehalt in Gesteinen sehr niedrig. Nitrat wird durch verwitterndes Gesteinsmaterial somit in sehr geringem Umfang freigesetzt. Eine geogen bedingte Erhöhung von Nitratgehalten ist daher kaum gegeben. Erhöhte Nitratgehalte zeigen somit in der Regel die Intensität der Landnutzung und anthropogene Einflüsse an, wie beispielsweise die Ausbringung von Pflanzendüngungsmitteln (APRONA 2007; KUNKEL et al. 2004; LFU 2001).

Gesamteisen

Eisen ist in vielen Mineralien enthalten und liegt unter anaeroben bzw. sauerstoffarmen Bedingungen als ungelöstes Eisen (II) im Grundwasser vor. Die Löslichkeit von Eisen ist außerdem vom Redoxpotential und dem pH-Wert abhängig (GRIEBLER 2003a). In Gebieten mit sauerstoffhaltigem Grundwasser kann ein erhöhter Eisengehalt auf einen standörtlichen Einfluss von sauerstofffreiem Bodenwasser hindeuten (z. B. Wasser der Gleyeböden) (HAHN & PREUSS 1996). Wird Eisen (II) zu unlöslichem Eisen (III) (Eisen(III)-oxidhydrat) oxidiert, fällt dieses als orange- bis braunroter Niederschlag aus, der auch als Eisenocker bezeichnet wird (BENDINGER 2012; HAHN & PREUSS 1996; HÜTTER 1992). Die Bildung von Eisenocker ist ein komplexer Vorgang und kann durch chemische oder biologische Prozesse erfolgen. Trifft reduziertes Wasser mit einem hohen Gehalt an gelöstem Eisen (II) auf Sauerstoff, wird Eisen (II) unter Sauerstoffverbrauch zu Eisen (III) bzw. Ocker oxidiert (BENDINGER 2012; HAHN & PREUSS 1996). Diese chemische Eisenoxidation läuft innerhalb weniger Minuten ab (BENDINGER 2012). Eisenocker kann insbesondere bei niedrigen Sauerstoffkonzentrationen auch durch biologische Vorgänge entstehen. Einige Mikroorganismen (z. B. *Gallionella ferruginea*) sind in der Lage durch die Oxidation von Eisen (II) mit Hilfe von Sauerstoff, Energie für Stoffwechselfvorgänge zu gewinnen (BENDINGER 2012; EMERSON et al. 2010; HÜTTER 1992). Die Oxidation von Eisen (II) zu Eisen (III) kann auch durch nitratreduzierende Bakterien mit Nitrat anstelle von Sauerstoff erfolgen (BENDINGER 2012; STRAUB et al. 1996). Somit führt auch die Aktivität von eisenoxidierenden Bakterien zur Ausfällung von Ocker. Eisenwerte im Grundwasser können auch durch Industrieabwässer oder Altlasten anthropogen bedingt erhöht sein (LFU 2001).

Eisen kann aquatische Lebensgemeinschaften direkt (z. B. durch die toxische Wirkung auf einen Organismus) und indirekt (z. B. durch eine Veränderung der Struktur des Lebensraumes) beeinflussen (VUORI 1995). Fällt Eisen in Form von Ocker aus, kann dies zur Kolmation des Lückensystems führen, was eine Veränderung des Lebensraumes zur Folge hat (HAHN & PREUSS 1996). Neben einem verringerten Platzangebot für die Tiere führt eine Kolmation auch zu Veränderungen im hydrologischen Austausch (FUCHS 2007). Ocker gilt, genauso wie Schluff, als besiedlungsfeindlich und beeinflusst vermutlich vor allem das Vorkommen größere Tiere, mit erhöhtem Platzbedarf (z. B. Amphipoda), negativ (GRIEBLER et al. 2014; HAHN & PREUSS 1996). „Verockerterte“ Standorte wurden daher als „abiotisch ungeeignet“ eingestuft und in der faunistischen Auswertung nicht berücksichtigt.

Carbonathärte und pH-Wert

Die Carbonathärte ist die Summe der Gehalte an Magnesium- und Calciumionen und wird vor allem durch die Gesteinsart bzw. dessen mineralische Zusammensetzung und das vorherrschende Kalk-/ Kohlensäuregleichgewicht bestimmt (HÜTTER 1992).

pH-Wert

Der pH-Wert ist ein Maß für die Wasserstoffionenkonzentration im Wasser. Die Konzentration an Wasserstoffionen hat Einfluss auf die Löslichkeit vieler Stoffe, z. B. Metalle und das Kalk-/ Kohlensäuregleichgewicht (LFU 2001). Zudem ist die Toxizität von manchen Stoffen wie beispielsweise Schwefelwasserstoff vom pH-Wert abhängig (HÜTTER 1992). Der pH-Wert wird vor allem durch den Gehalt an Kalk bzw. Calcium- und Magnesiumionen bzw. das Verhältnis von Kohlensäure zu Hydrogencarbonat beeinflusst und korreliert daher mit dem Parameter Carbonathärte. Mittelhartes Wasser ist gut gepuffert, der pH-Wert liegt hier im neutralen Bereich zwischen 6,5 bis 7,5 (HÜTTER 1992; LFU 2001). Der pH-Wert ist außerdem ein wichtiger Umweltfaktor für Lebewesen. Vor allem Mikroorganismen sind häufig an bestimmte pH-Bereiche angepasst. Extreme Werte sind für viele Organismen lebensfeindlich (GRIEBLER 2003b, 2003a).

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Summenparameter und ein Maß für die gelöste Ionenmenge im Wasser. Insbesondere in oberflächennahem Grundwasser (das im Vergleich zu Tiefengrundwasser häufig eine geringere Leitfähigkeit besitzt) kann ein sehr hoher Anteil an gelösten Ionen als Hinweis auf anthropogene Einflüsse herangezogen werden (GRIEBLER et al. 2014; HÜTTER 1992; KUNKEL et al. 2004). Die Leitfähigkeit im Grundwasser wird in erster Linie durch Löslichkeit der vorhandenen Mineralien bzw. die Art des Gesteins und die Deckschichten des Grundwasserleiters bestimmt (KUNKEL et al. 2004). Silikatische Gesteine geben, im Vergleich zu kalk- oder salzhaltigen Gesteinen, weniger Ionen ans Grundwasser ab (KUNKEL et al. 2004; LFU 2001). Die elektrische Leitfähigkeit wird vor allem durch Calcium-, Magnesium-, Natrium- und Kaliumionen (positiv geladen) sowie Hydrogencarbonat-, Chlorid- und Sulfationen (negativ geladen) bestimmt (LFU 2001). Die elektrische Leitfähigkeit korreliert somit auch mit dem Wert für die Carbonathärte. Sind hohe Messwerte für die elektrische Leitfähigkeit nicht auf die geologischen Gegebenheiten zurückzuführen, dann kann auf anthropogen bedingte Verunreinigungen mit anorganischen Stoffen

geschlossen werden (HÜTTER 1992; KUNKEL et al. 2004). Abweichungen können auch auf eine unterschiedliche Herkunft bzw. geogene Prägung des Wassers zurückzuführen sein (GRIEBLER et al. 2014).

Tab. 1: Übersicht zu den erfassten physikalisch- chemischen Parametern.

Parameter	Einheit	Messort	Methode/ Gerät
Temperatur	°C	vor Ort	Quecksilberthermometer
Sauerstoff	mg/ l	vor Ort	Hach- Lange, HQ40D
Sauerstoffsättigung	%	vor Ort	Hach- Lange, HQ40D
pH-Wert		vor Ort	Hach- Lange, HQ40D
elektrische Leitfähigkeit	µS cm ⁻¹	vor Ort	Hanna, Dist 5
Phosphat	mg/ l	Labor	Küvettest photometrisch/ RQflex® 10 Reflektquant®, Merck
Nitrat	mg/ l	Labor	photometrisch/ RQflex® 10 Reflektquant®, Merck
Gesamteisen	mg/ l	Labor	photometrisch/ RQflex® 10 Reflektquant®, Merck
Carbonathärte	mmol/ l	Labor	titrimetrisch, Merck

2.2.1.4 Der Grundwasserfaunaindex (GFI)

Um abzuschätzen, wie stark der hydrologische Austausch des untersuchten Grundwassers mit Oberflächenwasser ist, kann der sogenannte GFI nach Hahn (2006) herangezogen werden (BERKHOFF et al. 2009; BORK et al. 2009a). In die Berechnung des Indexes gehen folgende, für die Grundwasserfauna entscheidenden Parameter, ein: Sauerstoffgehalt (O₂ mg/ l), relativer Gehalt an abgestorbenem organischem Material (Detritusgehalt) und die Standardabweichung der Temperatur (SD Temp. °C) (HAHN 2006).

$$GFI = \sqrt{O_2 \text{ (mg/l)}} * \sqrt{\text{relativer Detritusgehalt}} * SD \text{ Temp. (}^\circ\text{C)}$$

Anhand des GFI können Grundwasserökosysteme ihrem Nahrungsangebot entsprechend in drei sogenannte Alimonieklassen unterteilt werden (s. Tab. 2). Die erste Klasse bezeichnet oligo-alimone Lebensräume die kaum im Austausch mit Oberflächenwasser stehen und dadurch einen geringen Sauerstoff- und Nahrungsgehalt aufweisen. Dieser Lebensraumtyp ist nicht bis kaum besiedelt und weist ausschließlich stygobionte Tiere auf. Die zweite Klasse wird als meso-alimon bezeichnet. Hier sind die Gehalte an Nahrung in Form von abgestorbenem Material und Sauerstoff höher, was

der Fauna zugutekommt und zu einer stärkeren Besiedlung führt. Neben stygobionten können auch stygophile Arten auftreten. Die dritte Alimonieklasse beschreibt eu-alimone Lebensräume. Diese sind durch einen starken hydrologischen Austausch mit Oberflächenwasser und somit einem starken Eintrag von Nahrung und Sauerstoff gekennzeichnet. Durch den Eintrag von Oberflächenwasser, dessen Temperatur im Vergleich zur Grundwassertemperatur deutlich variieren kann, kommt es zu stärkeren Temperaturschwankungen, die sich in der Standardabweichung der Grundwassertemperaturen widerspiegeln. In diesem Lebensraum finden konkurrenzstarke stygophile und stygoxene Arten geeignete Lebensbedingungen vor und können hohe Abundanzen entwickeln (HAHN 2006). Der GFI kann lediglich zu einer groben Abschätzung der Stärke des hydrologischen Austausches herangezogen werden. Es ist zu beachten, dass der Gehalt an Detritus nicht quantitativ erfasst wird und anhand geschätzter Häufigkeitsklassen („fehlt“, „wenig“, „viel“, „sehr viel“) in die Berechnung eingeht. Es werden außerdem keine Unterschiede im Hinblick auf die Qualität der Nahrung gemacht.

Tab. 2: Grundwasserfaunaindex (GFI) nach Hahn (2006).

	hydro- logischer Austausch	GFI	Detritus	Kolonien- bildende Einheiten (mg/ l)	SD Temperat ur (°C)	Sauerstoff (mg/ l)	Anzahl Taxa	Abundanz (Tiere/ l)	Fauna
Typ I oligo- alimon	schwach	≤ 2,0	fehlend oder wenig	< 150	< 2,0	< 3,0	< 1	< 3	häufig abwesend, vorwiegend Stygobionte
Typ II meso- alimon	moderat	> 2,0 – 10,0	wenig	100 - 1000	1 – 3,0	> 2,0	1 - 4	50	vorwiegend Stygobionte
Typ III eu- alimon	hoch	> 10,0	viel bis sehr viel	> 1000	> 3,0	> 3,0	> 3	> 50	vorwiegend Ubiquisten und Stygoxene

2.2.1.5 Mikrobiologische Untersuchungen

Um den hydrologischen Austausch des Grundwassers mit Oberflächenwasser und den Kontakt zu Abwässern einschätzen zu können, wurde die Anzahl an kolonienbildenden Einheiten (KbE) untersucht. Der Parameter KbEs pro ml gibt die Anzahl an Bakterien bzw. Keimen in 1 ml Wasser an (HÜTTER 1992). Mit dem Eintrag von Nährstoffreichem Oberflächenwasser gelangen auch vermehrt Bakterien ins Grundwasser. Zu jeder Beprobung wurde daher ein Teil der Grundwasserprobe zur Analyse der Gesamtkeimzahl an ein Hygienelabor übergeben (s. Tab. 3). Die Proben wurden gemäß der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001) bei 36°C für 48 h auf einem standardisierten Nährboden inkubiert und anschließend ausgewertet. Bei einer Inkubationstemperatur von 36 °C wird insbesondere das Wachstum von

Mikroorganismen warmblütiger Lebewesen gefördert. Diese Mikroorganismen sind überwiegend an der Oberfläche und in Oberflächengewässern sowie in Abwässern zu finden (z. B. coliforme Bakterien) (HÜTTER 1992). Gut abgeschirmtes Grundwasser besitzt ca. 10 Kolonien pro ml und damit deutlich weniger als Wasser, das aus einem Oberflächengewässer stammt (HÜTTER 1992). Obwohl die Bestimmung der kolonienbildenden Einheiten die tatsächliche Anzahl an Bakterien vermutlich in zu geringem Umfang widerspiegelt, da viele Individuen nicht im freien Wasser vorkommen, sondern als Biofilm dem Substrat anhaften, kann sie dennoch herangezogen werden, um verschiedene Proben im Vergleich zu bewerten (GRIEBLER et al. 2014; HÜTTER 1992). Die Dichte an Mikroorganismen ist in Oberflächennähe wesentlich höher und nimmt mit zunehmender Tiefe ab (HÜTTER 1992).

Tab. 3: Übersicht über die mikrobiologischen Untersuchungen.

Parameter	Einheit	Temperatur	Labor	Methode
kolonienbildende Einheit	KbE/ ml	36 °C	Landesuntersuchungsamt, IHIS, Landau (Proben 1-22)	Trinkwasserverordnung 2001
kolonienbildende Einheit	KbE/ ml	36 °C	Hygienelabor, MVZ Clotten, Freiburg (Proben 23-70)	Trinkwasserverordnung 2001

2.2.1.6 Faunistische Probenahme mit Hilfe des Netzssammlers

Für die Untersuchung der Grundwasserfauna ist es von Bedeutung, die Besiedlungsverhältnisse in einem Grundwasserleiter hinsichtlich der Dichte und der Diversität repräsentativ zu erfassen. Die Probenahme erfolgt daher mit Hilfe des speziell für die Erfassung der Grundwasserfauna entwickelten Netzsammlers (IGÖ GmbH) (s. Abb. 16). Bei dem Netzsammler handelt es sich um eine Abwandlung des Planktonnetzes oder Cvetkov-Netzes (CVETKOV 1968). Er besteht aus einem Gazetrichter mit einer Maschenweite von 74 µm, der an einem 50 ml fassenden Zentrifugalrohr befestigt ist und als Sammelgefäß dient. Über das Zentrifugalrohr wird eine Hülse aufgeschraubt, die am unteren Ende eine Edelstahlkomponente aufweist, die der Beschwerung des Netzsammlers dient und das rasche Absinken des Netzsammlers gewährleistet. Durch das zusätzliche Gewicht lässt sich der Netzsammler mit höherer Geschwindigkeit versenken und das Aufwirbeln der Sedimente am Grund des Rohres wird verstärkt (BORK et al. 2015; GUDERITZ & HAHN 2012; HAHN & MATZKE 2005; THULIN & HAHN 2008).

Der Netzsammler wurde mit Hilfe einer Angel in die Messstelle versenkt. Durch das Aufschlagen der beschwerten Hülse am Grund des Messrohres, dem sogenannten Sumpf, werden die Sedimente und die darin enthaltenen Grundwassertiere, aufgewirbelt. Beim Hochziehen des Netzsammlers gelangen die Sedimente und die aufgewirbelten Tiere aus der Wassersäule in den Netzsammler. Das Wasser wird durch die Gaze gefiltert und die Tiere im Sammelgefäß zurückgehalten. Durch Ziehen der Schnur (ca. 1,5 m über den Messstellensumpf) wurde der Netzsammler zehnmal abwechselnd zügig hoch bewegt und erneut ungebremst versenkt (BORK et al. 2009b; BORK et al. 2015; GUDERITZ & HAHN 2012). Probenmaterial, das sich noch im Trichternetz befand, wurde sorgfältig mit Wasser in das Sammelgefäß gespült. Das mit Probenmaterial gefüllte Gefäß wurde entnommen und bis zur Fixierung mit 70%igem Ethanol und der Färbung mit Bengalrosa bei ca. 8 °C aufbewahrt. Der Netzsammler wurde nach jedem Einsatz gründlich mit Wasser gereinigt, um zu gewährleisten, dass keine Sedimente und Tiere verschleppt werden.

Was die Effizienz der Beprobung betrifft, so gibt es Hinweise, dass das Arteninventar mit Hilfe von Pumpmethoden (z. B. Doppelpackern, Beschreibung [s. Kap. 2.2.2.1.2](#)) durch mehrfaches Abpumpen größerer Wassermengen besser als mit Netzen erfassen lässt (BORK et al. 2015; BORK et al. 2009b; HANCOCK & BOULTON 2009). Dem stehen allerdings die zahlreichen Vorteile des Netzsammlers gegenüber. Zum einen bringt er einen geringeren technischen, zeitlichen sowie finanziellen Aufwand mit sich und zum anderen gibt es im Gegensatz zu Pumpverfahren keine physikalische Tiefenbeschränkung (durch die verringerte Kapillarkraft im Schlauch mit zunehmender Tiefe). Zudem werden die Tiere mit Hilfe des Netzsammlers kaum mechanischen Belastungen ausgesetzt und daher besonders schonend entnommen. Hierbei bleiben die morphologischen Merkmale unversehrt und die Bestimmbarkeit der Tiere wird gewährleistet.

Beim Einsatz von Pumpen besteht außerdem die Gefahr, dass die strukturelle Beschaffenheit des umliegenden Grundwasserleiters und damit der Lebensraum verändert wird. Durch das Pumpen werden zum Teil erhebliche Mengen des Sediments und organischen Materials mit dem Grundwasser abgepumpt und somit die Sedimentstruktur im Pumpbereich verändert. Nachfolgende Untersuchungen am selben Standort basieren somit auf veränderten Bedingungen und sind folglich nicht mehr exakt vergleichbar. Für wiederholte Beprobungen eignen sich Pumpen daher nicht. Ein weiterer erheblicher Nachteil von Pumpen ist, dass Abundanzen und die

taxonomische Zusammensetzung der Proben sich mit variierender Probenmenge und Pumpgeschwindigkeiten verändern. Außerdem wird die Zusammensetzung der Probe durch die verschiedenen hydrologischen Leitfähigkeiten unterschiedlicher Sedimente beeinflusst (BORK et al. 2009b; BORK et al. 2015; HAHN 2002a).

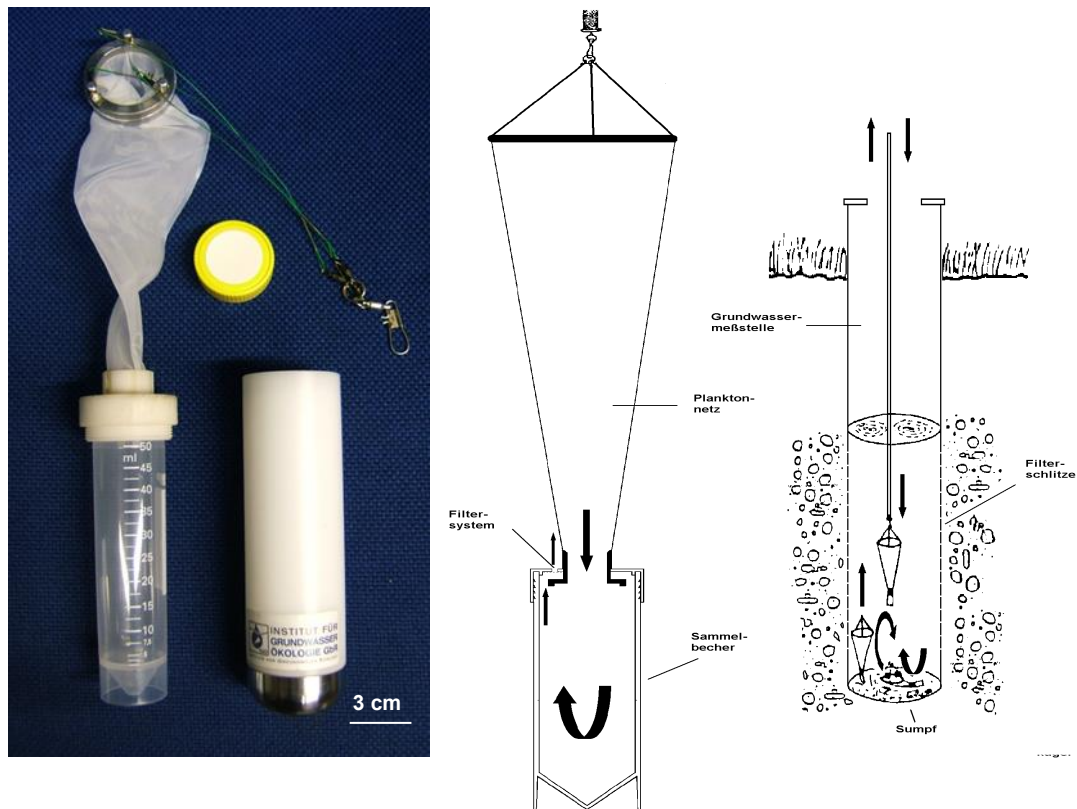


Abb. 16: Aufbau und Funktionsweise des Netzsammlers (Foto: Cornelia Spengler (IGÖ GmbH), Schemazeichnung: Andreas Fuchs (IGÖ GmbH)).

Die Aufarbeitung des Probenmaterials erfolgte im Labor. Um eine Aussage bezüglich der Sedimentmenge und der -zusammensetzung im Beobachtungsrohr treffen zu können, wurden die mit der Fauna entnommene Sedimentgesamtmenge und die Menge der Sedimenttypen (Sand, Feinsand, Schluff, Detritus, Ocker und Aas) nach Häufigkeitsklassen („fehlt“, „wenig“, „viel“, „sehr viel“) geschätzt. Um Trübstoffe zu entfernen und die Identifikation der eingefärbten Fauna zu erleichtern, wurden die Proben anschließend durch ein Netz (74 µm Maschenweite) gespült. Das verbleibende Substrat wurde mit Hilfe einer Stereolupe bei 16facher Vergrößerung nach Tieren durchsucht. Die Fauna wurde auf Großgruppenniveau vorsortiert und in 70%igem Ethanol fixiert. Die Taxa Cyclopoida und Harpacticoida wurden in einem Gemisch aus

Glycerin mit 70%igem Ethanol fixiert, um einer eventuellen Austrocknung vorzubeugen. Die Gattung *Parastenocaris* (Familie Parastenocarididae) zählt zur Ordnung Harpacticoida. Da europäische Arten dieser Gattung besonders konkurrenzschwach sind (mündliche Mitteilung von H. J. Hahn, Universität Landau am 24.11.2016) und im Gegensatz zu einigen weiteren Harpacticoidataxa überwiegend als stygobiont eingestuft sind, wurden diese separat erfasst (KIEFER 1978). In der folgenden Auswertung werden Tiere der Gattung *Parastenocaris* daher als alleinstehende Gruppe aufgeführt. Tiere aus den Gruppen der Crustacea wurden auf Artniveau bestimmt. Zur Identifizierung der Arten wurden folgende Bestimmungsschlüssel herangezogen: EINSLE (1993); JANETZKY et al. (1996); MEISCH (2000); SCHELLENBERG (1942); SCHMINKE et al. (2007).

2.2.1.7 Auswertung und Statistische Methoden

Um negative Einflüsse (neben erhöhten Grundwassertemperaturen) auf die Fauna weitestgehend ausschließen zu können, wurden die untersuchten Grundwassermessstellen für die **faunistischen** Analysen einer Vorauswahl unterzogen. Für faunistische Auswertungen wurden ausschließlich strukturell und stofflich unbeeinflusste Messstellen berücksichtigt, die im Weiteren als „**abiotisch geeignet**“ bezeichnet werden. Als strukturell beeinflusst gelten Messstellen, die einen erhöhten Anteil an Feinsedimenten (Schluff und Ocker: ab einer geschätzten Menge/Häufigkeitsklasse = „viel“, s. [Anhang Tab. A 1](#)) aufweisen. Diese Sedimente gelten als lebensfeindlich für Crustaceagemeinschaften (GRIEBLER et al. 2014). Außerdem wurden Messstellen mit Sauerstoffgehalten unterhalb von 1mg/l in der Auswertung nicht berücksichtigt. Sauerstoffgehalte mit weniger als 1 mg/l gelten für die meisten Grundwassertiere als kritisch (GRIEBLER et al. 2014; HAHN 2004). Zudem wurden Messstellen, die sich auf altlastverdächtigen Flächen befinden von den faunistischen Auswertungen ausgeschlossen. Ausnahmen bilden Probenahmestandorte auf solchen Flächen, die nach den Kriterien des Umweltbundesamtes naturnahe Lebensgemeinschaft aufweisen (GRIEBLER et al. 2014). Diese Messstellen wurden in die Auswertung miteinbezogen. Ob ein Standort als „**naturnah**“ bzw. unbelastet eingestuft werden kann, wurde mit Hilfe eines vom Umwelt Bundesamt entwickelten Bewertungsschema analysiert. Als naturnah gelten Standorte die Sauerstoffgehalte > 1mg/l aufweisen, nicht verockert sind, und eine Lebensgemeinschaft aufweisen, die zu mind. 70 % aus Crustacea besteht und gleichzeitig einen Oligochaetaanteil von weniger als 20 % aufweist (GRIEBLER et al. 2014). Folgende Messstellen wurden daher

für die faunistische Auswertung nicht berücksichtigt: Nummer 1, 25, 28, 31, 32, 36, 40, 41, 42, 49, 54, 66, 67 und 70.

Für die Auswertung des Datensatzes aus dem Oberrheingraben wurden das Tabellenkalkulationsprogramm Excel 07 (Microsoft Corporation) sowie die Statistikprogramme Primer v6 mit dem add-on PERMANOVA + (Primer-E. Ltd), SPSS 15.0 (SPSS Inc.) und R (the R Foundation) verwendet.

Für die Analyse von Gemeinschaftsstrukturen und Zusammenhänge zwischen der Fauna und den abiotischen Parametern wurden überwiegend multivariate Statistikmethoden angewandt. Um physikalisch-chemischen Daten auf Normalverteilung zu testen wurde der Kolmogorov-Smirnov-Test durchgeführt. Abiotische Parameter (außer dem pH-Wert) wurden um eine Annäherung an die Normalverteilung zu erreichen, $\log x + 1$ transformiert und damit die verschiedenen Parameter vergleichbar werden, standardisiert. Um die abiotischen Parameter auf Korrelationen zu testen, wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman, der sich für nicht normalverteilte metrische und oder ordinalskalierte Variablen eignet, verwendet (LEYER & WESCHE 2008). Faunadaten sind stark heterogen und weisen im Gegensatz zu abiotischen Datensätzen viele Nullwerte auf. Seltene Arten oder Taxa sind meist auch weniger individuenstark vertreten als dominante, weit verbreitete. Da die Abundanzen innerhalb eines Datensatzes stark schwanken können und um einen zu starken Effekt von Taxa mit besonders hoher Abundanz zu vermeiden, wurden die Faunadaten mit einer 4. Wurzel-Transformation für die multivariate Auswertung vorbereitet. Durch diese Form der Transformation werden die Daten gestaucht, wobei hohe Werte im Verhältnis stärker verkleinert werden als kleine Werte. Seltene Arten werden dadurch stärker gewichtet bzw. dominante Taxa verlieren an Einfluss und die Daten werden vergleichbar (LEYER & WESCHE 2008).

Aufgrund der vielen Nullwerte und weil bei Faunadaten nicht von einer Normalverteilung ausgegangen werden kann, wurden für die Auswertung der faunistischen Daten nicht-parametrische Verfahren angewandt, die auf Rängen oder Permutationen basieren. Da parametrische Tests bzw. deren Methoden zur Signifikanzabschätzung somit nicht herangezogen werden können, werden für Ordinationsverfahren vor allem Permutationstests zur Überprüfung von Hypothesen eingesetzt. Dabei handelt es sich um ein Resampling-Verfahren mit dem Ziel eine Verteilung für eine Teststatistik (z. B. Mittelwert) aus dem Datensatz zu erzeugen, die dann zur Bestimmung robuster Signifikanzniveaus herangezogen werden kann. Hierfür werden

neue Datensätze generiert, indem die Daten zufällig auf die Faunadaten umverteilt werden. Diese Form des Resampling wird sehr häufig (z. B. 1.000mal) wiederholt. Zu jedem generierten Datensatz wird eine entsprechende Teststatistik berechnet. Die Verteilung der künstlich erzeugten Werte für die Teststatistik umschreibt den Bereich in dem zufällige Ergebnisse (Null-Hypothese trifft zu) zu erwarten sind. Auf Basis dieser Referenzverteilung lässt sich ein Signifikanzlevel berechnen. Liegt der reale Wert der Teststatistik am Rande (z. B. 95 % aller Werte sind kleiner) oder außerhalb der Verteilung, ist er signifikant (LEYER & WESCHE 2008).

Eine weitere Resampling-Methode ist das Bootstrap-Verfahren. Dieses Verfahren wird angewandt, um Konfidenzintervalle für eine Teststatistik (z. B. Mittelwert) berechnen zu können, obwohl die zugrundeliegende Verteilungsform der Variablen nicht bekannt ist. Man nimmt an, dass die relativen Häufigkeiten der Werte im Datensatz am besten für die Beschreibung der Verteilung geeignet sind. Das Verfahren ermöglicht somit eine Parameterschätzung auch bei geringem Datenumfang. Hierzu werden wiederholt zufällige Stichproben aus dem Datensatz mit Zurücklegen gezogen. Die gezogene Stichprobe hat dabei denselben Datenumfang wie der zugrundeliegende Datensatz. Durch das Zurücklegen nach jeder Ziehung bleibt, im Gegensatz zu Permutationstests, die Wahrscheinlichkeit erneut gezogen zu werden für alle Werte im Datensatz konstant. Mit Hilfe des 95 %-Konfidenzintervalls lässt sich die Sicherheit der Schätzung einer Teststatistik beurteilen. Der Konfidenzintervall gibt den Bereich an, in dem bei erneuter Ziehung einer Stichprobe (aus der gleichen Grundgesamtheit und mit gleichem Umfang), der neu berechnete Wert der Teststatistik mit einer Wahrscheinlichkeit von mindestens 95 % liegt (BACKHAUS et al. 2013; BÄRLOCHER 2008; RUDOLF & KUHLISCH 2008).

Die Verteilung eines Merkmals wurde mit Hilfe verschiedener Diagrammformen (Histogramm, Boxplots, ...) dargestellt. Um die Unterschiede zwischen gebildeten Gruppen (z. B. Gebieten) bzw. deren Merkmalsverteilung auf statistische Signifikanz zu überprüfen, wurde der sogenannte U-Test (Mann-Whitney-Test) angewendet. Bei diesem Test werden anhand der Daten Ränge gebildet. Der Test ist für unabhängige und nicht normalverteilte Daten gültig. Handelt es sich um mehr als zwei Gruppen, muss die Signifikanz in einem vorhergehenden Schritt mit Hilfe des H-Tests (Kuskal-Wallis-Test) überprüft werden. Hierbei handelt es sich ebenfalls um ein nichtparametrisches Verfahren, das auf Rangbildung beruht (BÄRLOCHER 2008).

2.2.1.7.1 Distanzbasierte Analysen

Für die folgenden distanzbasierten Analysen wurde als Abstandsmaß für faunistische Daten die übliche Bray-Curtis-Ähnlichkeit und für abiotische Daten die Euklidische Distanz verwendet (CLARKE & GORLEY 2006; LEYER & WESCHE 2008). Der Bray-Curtis-Koeffizient ergibt sich aus der Summe der jeweils niedrigsten Abundanz einer Art innerhalb aller Objekte (w) multipliziert mit der Anzahl an Objekten (x) geteilt durch die Summe aller Abundanzen der Arten innerhalb der einzelnen Objekte ($A + B$).

Beispiel:

$$\text{Bray Curtis Koeffizient} = \frac{2w}{B + C}$$

Da bei diesem Abstandmaß das Verhältnis der gegebenen Ähnlichkeit zu maximaler Ähnlichkeit errechnet wird, werden im Gegensatz zur Euklidischen Distanz, gemeinsame Nullwerte nicht als Ähnlichkeiten bewertet. Da Nullwerte in faunistischen Datensätzen häufig vorkommen, bietet sich folglich das Bray-Curtis-Abstandsmaß an (CLARKE & GORLEY 2006; LEYER & WESCHE 2008).

Die Euklidische Distanz beruht auf einer Distanzberechnung im euklidischen Raum, in dem der Satz des Pythagoras gültig ist und Abstände und Winkel zwischen Datenpunkten über Trigonometrie berechnet werden können. Da Nullwerte in abiotischen Daten sehr selten sind ist die Euklidische Distanz hier ein geeignetes Abstandsmaß (LEYER & WESCHE 2008).

NMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling)

Um Muster innerhalb der Lebensgemeinschaften an den unterschiedlichen Messstellen zu visualisieren, wurde das Ordinationsverfahren der nicht-metrischen Multidimensionalen Skalierung (NMDS) genutzt. Unter Ordination versteht man die grafische Darstellung von Daten innerhalb einer beliebigen Distanzmatrix mit dem Ziel, die Dimensionen der multivariaten Datenwolke zu reduzieren (CLARKE & WARWICK 2001; LEYER & WESCHE 2008). Durch die Dimensionsreduktion lassen sich Verteilungsmuster vom Betrachter leichter identifizieren.

Bei einer NMDS werden die Abstände zwischen den Objekten/ Lebensgemeinschaften der Proben, die sich aus der Bray-Curtis-Unähnlichkeitsmatrix ergeben, nach Rängen

geordnet und in ein Koordinatensystem übertragen. Es findet eine Projektion von einem mehrdimensionalen in einen zwei- bis dreidimensionalen Raum statt, wobei die Abstände der Objekte den berechneten Ähnlichkeiten entsprechen. Objekte die in dem Graphen einer NMDS nahe beieinander liegen besitzen folglich ähnliche Ausprägungen bzw. eine ähnliche Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften. Je weiter Objekte voneinander entfernt sind, desto unähnlicher sind sich diese im Hinblick auf ihre faunistische Zusammensetzung. Die Güte einer NMDS bzw. inwieweit die Projektion der mehrdimensionalen Datenwolke auf den zweidimensionalen Raum alle Ähnlichkeiten abbildet, lässt sich über den „Stresswert“ beurteilen (s. Tab.4) (CLARKE & GORLEY 2006; LEYER & WESCHE 2008).

Liegen Objekte ohne Werte > 0 vor (z. B. bei Abwesenheit der Fauna innerhalb einer Probe bzw. Messstelle), werden diese in der Grafik räumlich deutlich von den anderen Objekten getrennt, was wiederum dazu führt, dass besiedelte Messstellen aufgrund dieses gemeinsamen Merkmals (z. B. Anwesenheit der Fauna) in der NMDS sehr nahe beieinander liegen und sich überlagern. Da dieser Effekt eine Interpretation des Ergebnisses stark einschränkt, wurde eine Dummyvariable zur Ähnlichkeitsmatrix zugefügt. Unter einem Dummy versteht man eine zusätzliche Variable (das Vorkommen einer fiktiven Art), die jedem Objekt/ Messstelle beigefügt wird und jeweils den gleichen Wert (Abundanz) besitzt und somit den negativen Effekt von unbesiedelten Messstellen auf die Grafik minimiert (CLARKE & GORLEY 2006).

Tab. 4: Stresswerte für NMDS (nach Clarke & Gorley (2006); Leyer & Wesche (2008)).

Stresswert	Güte/ Fehlinterpretationspotential
$< 0,1$	gut, Gruppeneinteilung ist belastbar/ sehr gering
$0,1 - 0,15$	brauchbar/ gering
$0,15 - 0,2$	noch brauchbar/ mittel
$> 0,2$	wahrscheinlich ungeeignet/ hoch
$> 0,35$	Ergebnis rein zufällig

Um die mit Hilfe des NMDS-Graphen gefundenen Muster bzw. *a priori* unbekannte Gruppen zu bestätigen, wurde eine Clusteranalyse auf Basis der Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix durchgeführt. Hierbei werden Objekte aufgrund ihrer Ähnlichkeit, beispielsweise in der Zusammensetzung ihrer Lebensgemeinschaften, zu weitestgehend homogenen Gruppen (sogenannte Clustern) zusammengefasst und in einem Dendrogramm angeordnet. Die Astlänge verdeutlicht die Ähnlichkeit der Objekte. Dabei gilt: je länger die Äste, desto unähnlicher sind sich die Gruppen. Als Cluster-

Algorithmus wurde um Treppen- bzw. Kettenbildung (Bildung von vielen kleinen Gruppen) zu vermeiden und klare Cluster zu erzeugen, das complete-linkage-Verfahren angewandt. Hierbei wird der Abstand zwischen zwei Clustern als Distanz zwischen den am weitesten entfernten Elementen innerhalb der entsprechenden Cluster beschrieben (LEYER & WESCHE 2008).

PCA (Principal Components Analysis)

Mit Hilfe der PCA, die der Hauptkomponentenanalyse entspricht, wurden Strukturen und Muster innerhalb der abiotischen Umweltparameter untersucht. Die abiotischen Parameter wurden für die Analyse aggregiert, transformiert ($\log x + 1$) (außer der pH-Wert, der bereits logarithmiert ist) und standardisiert. Die PCA entspricht ebenfalls einem Ordinationsverfahren, das aber anders als bei der NMDS auf der Euklidischen Distanz basiert. Das Verfahren beruht im Gegensatz zur NMDS nicht auf Rangbildung. Bei der PCA werden Abstände über die realen Werte ermittelt. Auch hier findet eine Dimensionsreduktion statt. Die wichtigsten Umweltgradienten werden mit diesem Verfahren identifiziert und im Graphen als künstliche Achsen dargestellt, die auch als Hauptkomponenten bezeichnet werden. Die Achsen sollen möglichst viel von der Korrelation der einzelnen Parameter auf zweidimensionalem Raum verdeutlichen. Die erste Achse bildet den Großteil der Varianz ab, während die Zweite, die senkrecht zur ersten Achse stehen muss, die Restvarianz anzeigt. In diesem generierten Raum werden die Objekte (Daten der Probenahmestandorte) abgebildet, wobei auch hier gilt, dass mit der Entfernung zweier Objekte die Unähnlichkeit im Hinblick auf die abiotische Ausprägung zunimmt. Die abiotischen Variablen, die den Raum der PCA prägen, werden als Vektoren ausgehend von einem gemeinsamen Punkt dargestellt. Da die Daten zu Beginn standardisiert wurden, sind die Längen der Vektoren vergleichbar. Liegen die Vektoren dicht beieinander, besteht eine positive Korrelation zwischen den Parametern. Sind sie dagegen entgegengesetzt angeordnet, zeigen sie eine negative Korrelation an. Vektoren die senkrecht zueinander stehen, zeigen dass kein Zusammenhang zwischen den zwei Parametern besteht. Die Richtung der Vektoren zeigt an, mit welcher Achse eine Korrelation besteht. Die Länge der Vektoren verdeutlicht, wie groß der Beitrag zur PCA bzw. zum Modell ist.

Die Güte einer PCA wird über den Prozentsatz der erklärten Varianz der beiden Hauptachsen und die Eigenvektoren der abiotischen Parameter beurteilt. Eigenvektoren $> 0,3$ sind statistisch relevant. Erklären die ersten drei Achsen 70-75%

der Variation, erfolgte die Dimensionsreduktion ohne große Informationsverluste und die Graphik ist aussagekräftig (CLARKE & WARWICK 2001).

ANOSIM (Analysis of Similarities)

Um Gruppenunterschiede zu überprüfen wurde das nicht-parametrische Verfahren ANOSIM durchgeführt. Die ANOSIM ist analog zur univariaten Varianzanalyse ANOVA (analysis of variance). Grundlage für eine ANOSIM ist eine Ähnlichkeitsmatrix, wobei das Abstandsmaß frei wählbar ist. Die Distanzen (zwischen und innerhalb von Gruppen) der Matrix werden nach Rängen geordnet um Gruppenunterschiede berechnen zu können. Die zugrundeliegende Nullhypothese besagt, dass es keine Gruppenunterschiede in Bezug auf einen bestimmten Faktor gibt. Die Güte der Gruppentrennung wird durch den globalen R-Wert ausgegeben. Dieser kann prinzipiell Werte zwischen -1 und 1 annehmen. Werte kleiner 0 würden bedeuten, dass die Unterschiede innerhalb der einzelnen Gruppen größer sind als zwischen den zu testenden Gruppen. Daher werden R- Werte zwischen 0 und 1 angegeben, wobei R = 1 besagt, dass eindeutige Unterschiede zwischen den zu testenden Gruppen bestehen. Werte ab 0,75 zeigen deutliche Gruppenunterschiede an, Werte > 0,5 sprechen für eine annehmbare Gruppentrennung, bei der allerdings Gruppenüberlappungen vorliegen. Werte < 0,25 zeigen dass keine Gruppen voneinander unterschieden werden können. Zu beachten ist, dass die zu testenden Gruppen *a priori* festgelegt werden. Das Testen von Gruppen, die z. B. über eine Clusteranalyse identifiziert wurden ist nicht zulässig, da hier ein Zirkelbezug bestehen würde (CLARKE & GORLEY 2006).

SIMPER (Similarity Percentages)

Die SIMPER-Analyse dient dazu, die Rolle einzelner Arten innerhalb einer zuvor identifizierten Gruppe zu beleuchten. Mit Hilfe dieser Analyse lässt sich aufzeigen, wie groß der Beitrag der einzelnen Arten zur Unterscheidung der Gruppen ist und wie ähnlich die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften der Proben innerhalb dieser Gruppen ist. Die Analyse basiert auf Bray-Curtis-Unähnlichkeitsmatrix, dröselte die Werte dieser Matrix auf und rechnet die Werte in Prozentangaben um. So kann beurteilt werden, zu wieviel Prozent eine Art zum Unterschied zwischen den getesteten Gruppen beiträgt und wie hoch die Übereinstimmung der Artzusammensetzung und deren Abundanz zwischen den Proben innerhalb einer Gruppe ist (CLARKE & GORLEY 2006).

DISTLM (DISTance- based multivariate analysis for a Linear Model)

Mit Hilfe der DISTLM lassen sich Beziehungen zwischen multivariaten Daten, sogenannten Response-Variablen (z. B. Faunadaten) und ein bis mehrere sogenannte Predictor-Variablen (z. B. abiotische Parameter) untersuchen. Die Methode eignet sich, um Zusammenhänge zwischen abiotischen Parametern und den Lebensgemeinschaften aufzuzeigen. Es handelt sich um eine quantitative Methode, die analysiert, welche der Predictor-Variablen die Variation der Daten innerhalb der Ähnlichkeitsmatrix, die auf einer beliebigen Distanzmatrix basieren kann, am besten erklärt. DISTLM wandelt dabei Ähnlichkeiten automatisch in Unähnlichkeiten um. Die Variation wird einem (multiplen) Regressions-Modells entsprechend aufgeteilt, wobei für jede Art eine Regressionsgerade nach dem Prinzip der kleinsten Fehlerquadrate berechnet wird. Alle Fehlerquadrate einer Variablen (aller Arten zusammengenommen) gibt an, wie gut diese Variable die Response-Variablen erklärt. DISTLM führt Permutationen durch, um Korrelationen zwischen den „Predictor- und Response-Variablen“ zu überprüfen und um die Irrtumswahrscheinlichkeit zu berechnen bzw. p- Werte zu generieren. Da Permutationstests durchgeführt werden, muss für diese Methode keine Normalverteilung zugrunde liegen (ANDERSON et al. 2008).

dbRDA (distance- based Redundancy Analysis)

Die dbRDA ist die Ordination der angepassten Werte eines bestimmten multivariaten Regressionsmodells aus der DISTLM. Es handelt sich um eine „constrained“ Methode, bei der die Datenwolke aus Sicht des zugrundeliegenden Modells betrachtet wird. Bei der dbRDA werden synthetische Achsen mit der besten Linearkombination der aufgenommenen Predictor-Variablen gesucht, die die größte Variation der Datenwolke erklären. Die Güte wird anhand der erklärten Variation (in Prozent) abgeschätzt. Betrachtet wird hierbei die Summe der ersten beiden Achsen. Es wird die angepasste Variation im Hinblick auf das Model und die Gesamtvariation der Ähnlichkeitsmatrix in Tabellenform angegeben (ANDERSON et al. 2008).

2.2.1.7.2 TITAN (Threshold Indicator Taxa Analysis)

Um Veränderungen innerhalb Lebensgemeinschaften entlang einem Umweltgradienten wie der Temperatur aufspüren zu können, wurde das von Baker & King (2010) entwickelte R-Paket TITAN (Threshold Indicator Taxa Analysis) verwendet. Da TITAN im Gegensatz zu den in [Kapitel 2.2.1.7.1](#) aufgeführten Analyseverfahren eine relativ neue, unbekannte und vor allem sehr rechenintensive Methode ist, wird diese im

Folgenden genauer beschrieben. In [Tab. 5](#) sind die TITAN-Analyseschritte aus der Veröffentlichung von Baker & King (2010) dargestellt. Die Rechenschritte lassen sich in fünf Hauptschritte unterteilen:

- I. Vorbereitungen
- II. Berechnung von Indikatorwerten zur Identifizierung der **Umschlagspunkte** für einzelne Taxa
- III. Identifizierung von **Schwellenwerten** anhand der Umschlagspunkte mehrerer Taxa
- IV. Bootstrapschätzung der Messungsgenauigkeit
- V. Überprüfung der Taxa auf Eignung und Interpretation

Das Ziel von TITAN ist es, geeignete Indikatorarten zu identifizieren, um für einen gegebenen Gradienten einen **Schwellenwert** auf Lebensgemeinschaftsbasis zu ermitteln. Hierfür wird für jedes Taxon ein individueller **Umschlagspunkt** entlang des Gradienten (z. B. Temperatur) ausgemacht (BAKER & KING 2010).

Da die Daten bei dieser Methode nicht aggregiert werden, kommt es zu keinem Informationsverlust. TITAN gewährleistet zudem, dass auch seltene Taxa entsprechende Berücksichtigung finden.

Um anthropogen bedingte Einflüsse auf Lebensräume einschätzen zu können werden häufig ökologische Schwellenwerte herangezogen. Ein **Schwellenwert** lässt sich als ein Punkt oder Bereich definieren, bei dem sich eine relativ abrupte Veränderung innerhalb der **Lebensgemeinschaften** eines Ökosystems ergibt, deren Ursache in der Veränderung eines oder mehrerer Einflussfaktoren liegt (BAKER & KING 2010; GROFFMAN et al. 2006). Im Gegensatz zum Schwellenwert markiert der **Umschlagspunkt** abrupte Veränderungen innerhalb der Abundanz und der Frequenz eines **einzelnen Taxons** in Abhängigkeit von einem Umweltgradienten.

Zur Beschreibung von Veränderungen innerhalb von Lebensgemeinschaften werden häufig Parameter wie z. B. Artzahlen oder Biodiversitätsindices herangezogen. Hierbei werden durch Aggregation univariate, erklärende Variablen erzeugt, was der Problematik der geringen Frequenz und den stark variierenden Abundanzen in Faunadaten entgegen kommt, allerdings auch einen gewissen Informationsverlust zur Folge hat. Nichtlineare Veränderungen, insbesondere einzelner Taxa, können so unerkannt

bleiben und dadurch den tatsächlichen Effekt eines Umweltgradienten verschleiern (BAKER & KING 2010). Die Abnahme von Arten entlang eines relevanten Umweltgradienten kann durch die Zunahme bzw. das Auftreten zusätzlicher toleranter Arten kompensiert werden. Eine solche Veränderung kann mit Hilfe von z. B. Biodiversitätsindices kaum beschrieben werden (FELD et al. 2014).

Der Vorteil von TITAN im Vergleich zu bestehenden Methoden zur Charakterisierung von Schwellenwerten besteht darin, dass hier keine Aggregation stattfindet und taxon-spezifische Signale für die Ermittlung von Schwellenwerten herangezogen werden. TITAN gewährleistet außerdem eine besondere Sensitivität gegenüber seltene Taxa mit stark schwankenden Abundanzen. Vor allem seltene Arten reagieren häufig sehr sensibel auf Umweltveränderungen und eignen sich daher besonders als Indikatoren (BAKER & KING 2010).

Im Ökosystem Grundwasser ist dieser Umstand besonders ausgeprägt. Viele Grundwasserarten zeichnen sich durch ihre Seltenheit bzw. ihre geringe Auffindungswahrscheinlichkeit aus. In Mittel- und Süddeutschland können im Schnitt ein bis zwei Arten pro Messstelle nachgewiesen werden, wobei ungefähr die Hälfte der Grundwasserarten maximal in jeder hundertsten Grundwassermessstelle aufgefunden wird (HAHN 2015b). Lediglich zwei Drittel der Messstellen sind im Mittelgebirgsraum von Tieren besiedelt (HAHN & FUCHS 2009). Auch die Abundanzen der Arten können in diesem Lebensraum stark variieren (HAHN & FUCHS 2009).

TITAN misst die Synchronität zwischen Taxawechseln bzw. Veränderungen innerhalb der Lebensgemeinschaften in Abhängigkeit von einem Umweltparameter. Diese gemessenen Veränderungen werden als Belege für Schwellenwerte bzw. Umschlagspunkte bezüglich eines Umweltgradienten herangezogen.

Die Schwellenwertanalyse basiert auf der Umschlagspunktanalyse (nCPA) nach King & Richardson (2003), die einem nichtparametrischen Verfahren entspricht. Bei dieser Methode werden die Beobachtungen bzw. Stichproben (Faunadaten) entlang eines Umweltgradienten (Prediktorvariable x entspricht hier der Temperatur) geordnet ([s. Tab. 5 Schritt I](#)). Für jedes Taxon wird der Mittelwert der Prediktorvariablen berechnet. Dieser wird als potentieller Umschlagspunkt (candidate changepoint) x_i herangezogen. Für die so entstandenen zwei Stichprobengruppen (links und rechts des Mittelwertes) wird erneut der Mittelwert bzw. ein weiterer potentieller Umschlagspunkt berechnet.

Dieser Vorgang wird solange wiederholt bis eine definierte Minimalgröße der Stichprobengruppen (in dieser Untersuchung gilt $n = 5$) erreicht ist (s. Tab. 5 Schritt I).

TITAN zieht die potentiellen Umschlagspunkte anschließend zur Berechnung von taxon- spezifischen **Indikatorartwerten (IndVal)** nach Dufrêne und Legendre (1997) heran. Für jede ***Stichprobe, die ober- und unterhalb** eines der zuvor ermittelten **potentiellen Umschlagspunkte (x_i)** liegt, wird ein Indikatorwert berechnet. TITAN vergleicht nun die Indikatorwerte für jede Seite und behält den größeren Wert. Für jeden potentiellen Umschlagspunkt (x_i) bleibt somit ein Indikatorwert übrig. Der höchste Indikatorwert (unter allen x_i) bzw. der zugehörige Mittelwert der Prediktorvariablen wird als **Umschlagspunkt x_{cp}** für das entsprechende Taxon herangezogen. Der Wert wird abschließend einer der beiden Gruppen (Abnahme mit dem Gradient = **z-** bzw. Zunahme mit dem Gradient = **z+**) zugeordnet. Entscheidend hierbei ist, ob der „übriggebliebene“ Indikatorwert in der Stichprobe links oder rechts von x_i auszumachen war (s. Tab. 5 Schritt II, 1.1). Der Indikatorwert ergibt sich aus der relativen Abundanz (RA = Verhältnis der mittleren Abundanz einer Art innerhalb der entsprechenden ***Stichprobe** (links **oder** rechts von x_i) zu der Summe der mittleren Abundanzen im **gesamten Datenbereich** (links **und** rechts von x_i) und der relativen Frequenz (RF = Summe aller **Vorkommen der Art** innerhalb ihrer ***Stichprobe** geteilt durch die **Gesamtzahl der Objekte/ Untersuchungen** innerhalb der ***Stichprobe**). Er berechnet sich als Prozentwert wie folgt:

$$IndVal = 100 \times (RA \times RF)$$

Besitzt die Art innerhalb ihrer Gruppe im Vergleich zu den restlichen Daten eine deutlich höhere Abundanz (bzw. kommt außerhalb der Gruppe kaum vor) und kommt mit großer Regelmäßigkeit vor, ist der Wert für IndVal hoch und spricht für einen geeigneten Indikator. Mit diesem Wert lässt sich folglich abschätzen, ob eine Art ein guter Indikator für eine bestimmte Gruppe bzw. für einen bestimmten Umweltparameter ist (DUFRÊNE & LEGENDRE 1997; KING & BAKER 2010).

Mit Hilfe von Permutationen wird überprüft, ob die Nullhypothese (der reale Indikatorwert ist rein zufällig) zutrifft oder abgelehnt werden kann. Hierfür wird die Berechnung des Indikatorwerts für jedes Taxon (s. Tab. 5 Schritt II, 1.2) mit jeder der mindestens 250 zufälligen Permutationen von x wiederholt. Somit kann die Frequenz der Erlangung von zufälligen Indikatorwerten, die größer oder gleich der beobachteten maximalen Indikatorwerte (p) sind, geschätzt werden, um den Mittelwert sowie die Standardabweichung der zufälligen Indikatorwerte zu erhalten.

Für die Ermittlung des Schwellenwerts auf Lebensgemeinschaftsniveau werden die Indikatorwerte transformiert. Da der absolute Wert, der sogenannte IndValscore (IndVal), durch die Gesamtabundanz des Taxons beeinflusst wird und seltene Taxa hierdurch weniger stark ins Gewicht fallen würden, werden die Werte in TITAN durch z-Transformation neu skaliert. Dabei werden über die Z-Transformation sogenannte **z-transformierte Indikatorwerte (z scores)** für jedes Taxon gebildet (s. Tab. 5 Schritt III, A)). Der Nachweis für einen Gemeinschaftsumschlagpunkt wird somit nicht nur durch prädominante Taxa erbracht. Seltene oder unregelmäßig vorkommende Taxa mit kleineren IndVal-Werten können einen starken transformierten Indikatorwert besitzen, wenn ihre Reaktion auf einen Umweltgradienten drastisch ist, diese also beim Umschlagspunkt entweder stark zunehmen (z+) oder abnehmen (z-). Durch die Transformation der Indikatorwerte werden Taxa mit geringem Vorkommen und gleichzeitig hoher Sensitivität gegenüber Veränderungen eines Umwelteinflusses hervorgehoben (BAKER & KING 2010; KING & BAKER 2010). Die z transformierten Werte (z scores) ergeben sich aus der Subtraktion des Mittelwertes des Indikatorwerts (IndVal score, errechnet durch Permutationen) vom beobachteten Indikatorwert, geteilt durch die Standardabweichung (SD) innerhalb der Permutationen.

$$z \text{ score} = \frac{\text{IndValscore} - \text{MittelwertIndValPermutation}}{\text{SD Permutation}}$$

Mit Hilfe der z-transformierten Indikatorwerte kann das Verhältnis eines einzelnen Werts zum Mittelwert einer Gruppe von Werten beurteilt werden. Transformierte Werte kleiner oder größer Null zeigen dabei eine Abweichung vom Mittelwert der Stichprobe an.

Auf diese Weise werden die Originalwerte bezüglich des Mittelwerts standardisiert und somit untereinander vergleichbar gemacht. TITAN unterscheidet diese positiven (z+) und negativen (z-) Werte und spürt gehäufte Zu- und Abnahmen von Arten auf. TITAN

kann somit unterscheiden, ob eine Art entlang eines Gradienten positiv oder negativ beeinflusst wird.

Der Umschlagspunkt bzw. Schwellenwert auf Gemeinschaftsniveau ergibt sich aus der Summierung der Antwort aller Indikatortaxa zu jedem potentiellen Umschlagspunkt (alle z+ bzw. z- Werte der Taxa für jeden Wert der Prediktorvariablen (x)). Gehäuft vorkommende Umschlagspunkte in einem eng gefassten Bereich des Umweltgradienten zeigen synchrone Veränderungen innerhalb der Abundanz der entsprechenden Taxa an und werden von TITAN als Schwellenwert auf Gemeinschaftsniveau gewertet (s. [Tab. 5 Schritt III](#)).

Um die Indikatorverlässlichkeit der Taxa sowie die Zuverlässigkeit der taxonspezifischen Antwort (Umschlagspunkte) entlang des Gradienten zu überprüfen, nutzt TITAN die statistische Verteilung der Umschlagspunkte innerhalb einer Reihe von Replikaten die mit Hilfe von Bootstrap-Resampling zufällig generiert werden (s. [5 Tab. Schritt IV](#)). Mit Hilfe der Replikate wird zusätzlich überprüft, wie stetig die jeweiligen Taxa positiv oder negativ auf den Gradienten reagieren. Gute Indikatorarten müssen „pure“ und „reliable“ sein. Die sogenannte „purity“ steht für den Anteil an Umschlagspunkten, die entweder positiver oder negativer Art sind, die dem beobachteten Verhalten des Taxons entspricht. Die sogenannte „reliability“ wird über den Anteil an Bootstrap- Umschlagspunkten, deren Indikatorwerte zu p-Werten führen, die unter dem festgelegten Signifikanzniveau liegen, definiert. „Reliable“ sind also Taxa mit sich wiederholenden und konstant hohen IndVal-Maxima (s. [Tab. 5 Schritt V](#)) (BAKER & KING 2010; KING & BAKER 2010; KING & RICHARDSON 2003).

Durch TITAN ist es somit möglich, den Einfluss der Temperatur auf individuelle Arten und Lebensgemeinschaften zu untersuchen. Die ermittelten Umschlagspunkte und Schwellenwerte zeigen auf, welche Temperatur zu abrupten Veränderungen innerhalb des Vorkommens einzelner Arten bzw. ihrer Lebensgemeinschaften führt. Mit Hilfe dieser Temperaturwerte können die Auswirkungen von Grundwassererwärmungen auf das Bestehen der Fauna beurteilt werden.

Tab. 5: Analyseschritte TITAN nach Baker & King (2010).

<p>I. Vorbereitungen</p> <p>A) n Stichprobeneinheiten werden entlang der Prediktorvariablen (x) geordnet. Mittelwerte zwischen Einzelwerten von x werden als potentielle Umschlagspunkte (x_i) identifiziert. Dabei werden die Beobachtungen schrittweise in zwei Gruppen gesplittet.</p> <p>B) Minimum n wird definiert um den Indikatorwert (IndValscores) berechnen zu können.</p>
<p>II. Berechnung von Indikatorwerten zur Identifizierung der Umschlagspunkte für einzelne Taxa</p> <p><u>1. IndVals für jeden potentiellen Umschlagspunkt</u></p> <p>1.1 Für jedes Taxon</p> <p>A) Berechnung von Indikatorwerten aus Stichproben die ober- und unterhalb des jeweiligen potentiellen Umschlagspunkt x_i gruppiert sind.</p> <p>B) Vergleich von Indikatorwerten ober- und unterhalb von x_i, der höhere Wert wird gesichert/ behalten</p> <p>C) Identifizierung des maximalen Indikatorwerts (p) quer durch alle x_i, der verzeichnete Umschlagspunkt x_{cp} ist der zugehörige Wert von x.</p> <p>D) Taxazuweisung zu Gruppen die negativ (z-) oder positiv (z+) auf die Zunahme des Gradienten reagieren.</p> <p>1.2 Permutationen</p> <p>Wiederholen von Schritt 1.1 mit jedem der mind. 250 zufälligen Permutationen von x um die Schätzung der Frequenz der Erlangung von zufälligen IndVals, die größer oder gleich der beobachteten maximalen IndVal (p) sind, und den Mittelwert sowie die Standardabweichung der zufälligen IndVals zu erhalten.</p>
<p>III. Identifizierung von Schwellenwerten anhand der Umschlagspunkte mehrerer Taxa</p> <p>Ökologische Gemeinschaftsschwellenwerte</p> <p>A) Standardisierung beobachteter Indikatorwerte (IndVals) zu z transformierten Indikatorwerten (z scores) durch Nutzung des Mittelwerts und der Standardabweichung der permutierten Indikatorwerte.</p> <p>B) Summieren der z scores von individuellen Taxa entsprechend der Gruppenzuweisung (positive oder negative Antwort) für jeden potentiellen Umschlagspunkt x_i.</p> <p>C) Identifizierung von x Werten (Prediktorvariable) die zu sum(z+)- und sum(z-)- Maxima gehören. Diese entsprechen Schwellenwerten auf Gemeinschaftsniveau.</p>
<p>IV. Bootstrapschätzung der Messgenauigkeit</p> <p>Wiederholung der Schritte 1-3 mit mind. 100 Bootstrapreplikaten aus n Stichproben</p>
<p>V. Überprüfung der Taxa auf Signifikanz und Interpretation</p> <p>A) Nutzung von Bootstrap-Resampling um empirische Konfidenzgrenze für sum(z+) und sum(z-) und taxonspezifische Umschlagspunkte x_{cp} zu ermitteln.</p> <p>B) Berechnung von „purity“ für jedes Taxon als Anteil von Bootstrapreplikaten dessen Gruppenzugehörigkeit zur beobachteten Zugehörigkeit passt und Berechnung der „reliability“, die dem Anteil an Replikaten welche maximale Indikatorwerte (p) kleiner oder gleich a (benutzerdefiniertes α-Niveau) besitzen, entspricht.</p> <p>C) Klassifizierung von Taxa als signifikante Indikatoren durch benutzerdefinierte Obergrenzwerte der „purity“ und „reliability“ sowie der Konfidenzintervallsweite. Diese signifikanten Taxa werden zur Interpretation der Schwellenwerte auf Gemeinschaftsniveau herangezogen.</p>

2.2.2 Verwendete Materialien und Methoden im Teil Autökologie

2.2.2.1 Beschreibung alternativer faunistischer Probenahmetechniken

In diesem Kapitel erfolgt eine Beschreibung der Materialien und Methoden, die in den anderen Untersuchungen (deutschlandweite Daten), eingesetzt wurden. Insgesamt wurden 840 Grundwassermessstellen untersucht, die im Schnitt vier- bis sechsmal beprobt wurden. Um saisonale Schwankungen zu relativieren und das Artenspektrum repräsentativ erfassen zu können wurden die faunistischen Grundwasserbeprobungen in der Regel über einen Zeitraum von einem Jahr durchgeführt. Innerhalb der Untersuchungen wurden neben dem Netzsammler, dessen Beschreibung bereits in Gliederungspunkt 2.2.1.6 erfolgte, weitere Methoden zur Erfassung der Grundwasserfauna eingesetzt. In zwei der insgesamt acht Untersuchungen wurde die Fauna nicht mit Hilfe des Netzsammlers erfasst. In der Untersuchung von Hahn (2005) in Rheinland Pfalz kamen Fallensysteme zum Einsatz (HAHN 2005). Hahn und Matzke (2005) nutzten in ihrer Untersuchung, die ebenfalls in Rheinland Pfalz durchgeführt wurde, den sogenannten Doppelpacker, mit dem die Grundwasserfauna über ein Pumpverfahren gesammelt werden kann (HAHN & MATZKE 2005). Diese alternativen Sammelmethode werden in den folgenden Gliederungspunkten beschrieben.

2.2.2.1.1 Fallensysteme

Bei dieser Probenahmetechnik werden zur Erfassung der Grundwasserfauna spezielle Fallen in eine Messstelle eingesetzt. Die Fallen sind unbeködert und wirken daher nicht selektiv auf die im Grundwasser vorkommenden Taxa. Die Lebensgemeinschaften innerhalb der Fallen sind in ihrer Zusammensetzung nahezu identisch mit den Faunagemeinschaften des angrenzenden Grundwasserleiters. Da einmal eingefangene Tiere nicht in der Lage sind die Fallen zu verlassen, sind die Abundanzen der Tiere allerdings, im Vergleich zum umliegenden Grundwasserleiter ähnlich wie in Grundwassermessstellen erhöht (BORK et al. 2015; HAHN 2005).

2.2.2.1.2 Pumpverfahren Doppelpacker

Der mit Pressluft betriebene Doppelpacker-Sammler gewährleistet, im Gegensatz zur Netzsammlermethode, eine tiefenorientierte Beprobung. Doppelpacker setzen sich aus einer pneumatischen Kolbenpumpe und sogenannten Doppelpackern zusammen. Mit Hilfe von zwei aufblasbaren Gummimanschetten, den Packern, die sich am Endstück des Geräts befinden, kann Wasser aus einer bestimmten Tiefe entnommen werden. Die über Druckluftzufuhr aufgeblasenen Manschetten dichten den zu beprobenden Rohrabschnitt ab und verhindern, dass Wasser ober- oder unterhalb der gewünschten Tiefe angesaugt wird. Das durch die Packer eingeschlossene bzw. abgegrenzte Wasser wird mit Hilfe einer Vakuumpumpe abgepumpt und über einen Schlauch nach oben gefördert. Dieses Pumpverfahren gewährleistet eine schonende Entnahme der Tiere (BORK et al. 2015).

2.2.2.2 Auswertung und Statistische Methoden

Für die Darstellung der Verteilung eines Merkmals (z. B. Boxplots) wurde die Statistiksoftware SPSS 15.0 (SPSS Inc.) und R (the R Foundation) verwendet. Um Gruppenunterschiede auf Signifikanz zu überprüfen wurde der in [Kapitel 2.2.1.7](#) bereits beschriebene U-Test angewandt.

Um den Einfluss der Temperatur auf einzelne Arten untersuchen zu können wurde das R-Paket TITAN nach Baker & King (2010) angewendet (Methodenbeschreibung s. [Kapitel 2.2.1.7.2](#)). Mit Hilfe dieses Verfahrens können artspezifische Umschlagspunkte im Hinblick auf einen Umweltparameter (Temperatur) ermittelt werden (BAKER & KING 2010).

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

3.1.1 Umweltparameter – Charakterisierung der Untersuchungsgebiete

Das folgende Kapitel befasst sich mit der Frage, ob sich die Umweltparameter zwischen den drei Untersuchungsgebieten im Oberrheingraben unterscheiden. Für eine Auswertung auf Basis zusammengeführter Daten (alle drei Untersuchungsgebiete) ist es wichtig, dass die Lebensgemeinschaften nicht primär durch die Gebietszugehörigkeit beeinflusst sind. Da es sich bei der zugrundeliegenden Arbeit um eine ökologische Untersuchung handelt, ist außerdem von Bedeutung, dass neben der Temperatur auch andere Umweltparameter betrachtet werden, um zusätzliche Einflüsse auf die Fauna einschätzen zu können. Die ermittelten Parameter können Hinweise auf stoffliche Belastungen oder Oberflächenwassereinträge liefern (s. Kapitel 2.2.1.3). Zu prüfen ist außerdem, ob die erwärmten Standorte Temperaturen aufweisen, die im Rahmen der prognostizierten Klimaerwärmung liegen und sich die Standorte somit als Modell eignen.

Tierische Lebensgemeinschaften werden neben biotischen Faktoren, wie zum Beispiel innerartlicher und zwischenartlicher Konkurrenz, auch durch abiotische Umweltfaktoren beeinflusst, die wiederum durch das Gebiet (z. B. Geologie) oder anthropogene Einflüsse geprägt sein können. Neben der Temperatur, auf der in dieser Untersuchung der Fokus liegt, wurden daher weitere Parameter erfasst. Ein möglichst breites Spektrum an berücksichtigten Einflussfaktoren soll dabei gewährleisten, dass die Zusammensetzung der Crustaceagemeinschaften umfassend interpretiert werden kann. Um den Grad anthropogener Einflüsse besser einschätzen zu können, wurden für die Auswertung *a priori* eine Einteilung der Messstellen anhand der „Landnutzung“ sowie des „Einflusses“ vorgenommen. Der Faktor „Landnutzung“ gibt an, in welchem näheren Umfeld (Wald, Wiese, Stadt, Industriegebiet, Deponie) sich die Messstelle befindet. Der Faktor „Einfluss“ kategorisiert die Lage der Messstelle im Hinblick auf das soweit bekannte Vorkommen von stofflichen Verunreinigungen der Böden (unbekannt/ sauber, saniert, Altlastverdächtig, Hausmülldeponie). Die Kategorien orientieren sich am entsprechenden Informationsstand der

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

zuständigen Behörden. Da Altlastenstandorte bei der Suche nach Messstellen nicht berücksichtigt wurden, entfällt diese Kategorie.

Temperaturen in den Untersuchungsgebieten im Oberrheingraben

Da die Temperatur für diese Untersuchung von zentraler Bedeutung ist, werden die Ergebnisse im Folgenden ausführlicher beschrieben. Ob sich die anthropogen erwärmten Standorte als Modell für die Auswirkungen der prognostizierten Klimaerwärmung eignen, hängt vor allem vom Grad der Erwärmung ab. Die erwärmten Modellstandorte sollten Temperaturen aufweisen, die den Prognosen entsprechen.

Der Temperaturgradient (unaggregierte Daten) in den drei Untersuchungsgebieten ist vergleichbar (Karlsruhe: 8,9 bis 18,7 °C, Freiburg: 8,6 bis 19,5 °C und Neuenburg: 5,5 bis 18,2 °C). Die gemessenen Temperaturen über die gesamten Untersuchungsgebiete und Probenahmerunden decken eine große Spannweite ab (s. Abb. 17). Die Temperaturen reichen insgesamt von 5,5 bis 19,5 °C. Der Mittelwert liegt bei 13,37 °C und die Standardabweichung der Temperatur beträgt 2,04 °C. Am häufigsten (58 %) wurden Temperaturen zwischen ca. 12,5 und 15,5 °C gemessen. Die über die sechs Beprobungen gemittelte Temperatur der Standorte reicht von 10 bis 16 °C (s. Anhang Tab. A 2).

Proben mit Temperaturen über 14 °C (41 %), die für die Crustaceaafauna als kritisch erachtet werden (s. Kapitel 1.1), wurden annähernd mit gleicher Häufigkeit erfasst, wie Temperaturen unterhalb von 14°C (59 %) (s. Abb. 17).

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

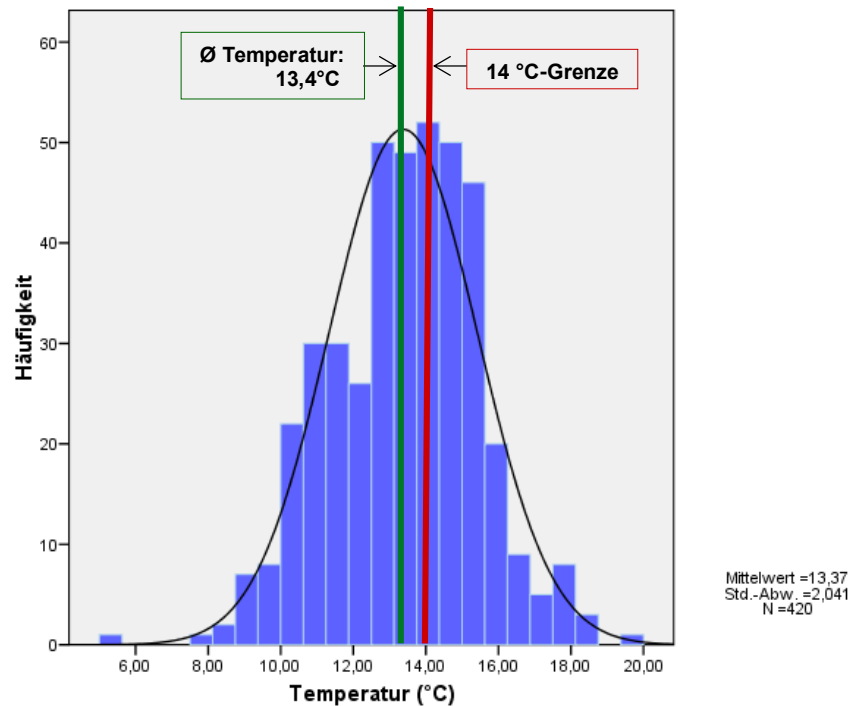


Abb. 17: Histogramm über die Häufigkeit der gemessenen Temperaturen im Grundwasser des Oberrheingrabens.

Dargestellt sind die einzelnen Temperaturmessungen pro Probenahmerunde an allen Standorten. Die grüne Linie markiert die durchschnittliche Temperatur über die gesamten Untersuchung, die rote Linie die 14°C- Grenze.

Im Jahrgang zeigen sich leichte saisonale Temperaturschwankungen an den Standorten. Im Juli sind die Grundwassertemperaturen am höchsten (s. Abb. 18). Die Temperaturen nehmen im Spätherbst und Winter erwartungsgemäß ab und erreichen im Januar den Tiefstwert (Median Temperatur: ca. 12,3 °C). Im März steigen die gemessenen Werte wieder an (Median Temperatur: ca. 13,2 °C) und erreichen im Mai ca. 13,7 °C. Die Standardabweichung in Bezug auf die sechs Beprobungsrunden der einzelnen Messstellen bewegt sich beim Großteil der Standorte im Bereich von ca. 1 °C (s. Anhang Tab. A 2).

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

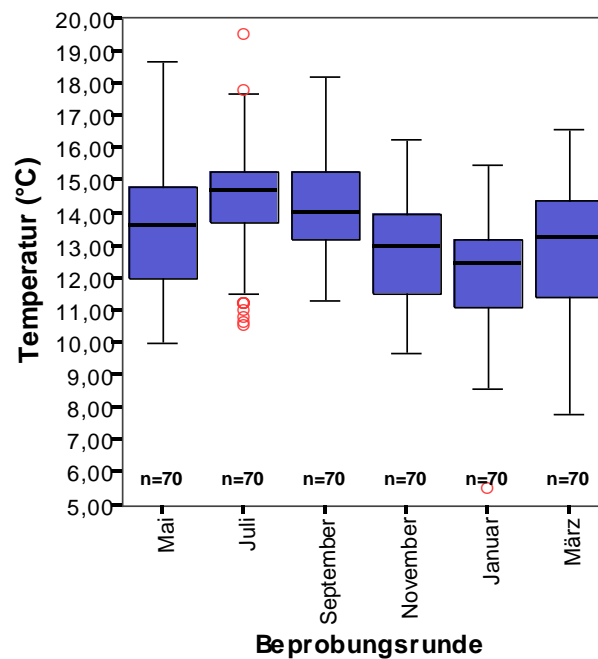


Abb. 18: Boxplots über saisonale Temperaturschwankungen im Grundwasser des Oberrheingrabens in den Jahren 2011 bis 2012.

Dargestellt sind die Temperaturwerte aller Messstellen pro Beprobungszeitpunkt.

In Abb. 19- 21 sind die Temperaturmittelwerte der drei Untersuchungsgebiete zusammen mit Grundwassertemperaturwerten der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW) (unveröffentlichte Daten) sowie die Interpolation der Messwerte dargestellt.

Die Messstellen in Karlsruhe im Waldgebiet Hardtwald (s. Abb. 6) sind kühler und unterschreiten teilweise sogar die durchschnittliche Grundwassertemperatur im Oberrheingraben (s. Abb. 19). Die Temperaturen reichen hier von 10,2 bis 11,6 °C. Die Temperatur nimmt nach Südwesten hin zu und erreicht im Stadtbereich von Karlsruhe Maximaltemperaturen von 15,6 bis 16,8 °C. Die LUBW-Messungen ergeben auch für die städtischen Messstellen vergleichbare Werte.

In Freiburg (s. Abb. 20) befinden sich die kühleren Messstellen erwartungsgemäß im Waldgebiet, dem sogenannten nördlichen Mooswald, welches im Abstrom zum Industriegebiet Nord liegt (s. Abb. 8). Die Temperaturen im Grundwasser bewegen sich hier zwischen 11,4 bis 13,1 °C. Die von der LUBW gemessenen Werte sind hier etwas kühler (10,9 bis 12,9 °C). Im Industriegebiet (Probestelle 56) und in der der Innenstadt (Probestelle 45, 46, 47) gibt es weitere Messstellen, die ebenfalls relativ kühl sind (11,9

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

bis 13,1 °C). Für zwei der Probenahmestandorte im Stadtgebiet (Probestelle 47 und 45) ergeben die LUBW-Messungen etwas höhere Temperaturen (12,9 bis 14,8 °C). Die wärmsten Messstellen liegen im Industriegebiet und besitzen 14,8 bis 16,6 °C (Probestelle 42, 43, 60). Die Temperaturmessungen der LUBW ergaben vergleichbar hohe Temperaturen für diese Standorte (14,8 bis 17,2 °C).

In Neuenburg (s. Abb. 21) bewegen sich die Temperaturmittelwerte zwischen 10,6 bis 13,6 °C. Die wärmsten Messstellen liegen hier im Abstrom zu einer Deponie, die Wärme ans Grundwasser abgibt (Probenahmestellen 66 und 67). Diese wurden aufgrund des negativen Einflusses der Deponie in der faunistischen Auswertung nicht berücksichtigt). Die überdurchschnittlich kühlen Standorte (Messstellen 62 und 63) liegen in einer Art Kältefahne und weichen in ihren Werten von den interpolierten Temperaturbereichen ab. Diese sind 1 bis 2,4 °C kälter als ihre Umgebung.

Insgesamt wird in den Gebieten ein relativ breites Temperaturspektrum abgedeckt, das den prognostizierten Temperaturveränderungen durch die Klimaerwärmung entspricht.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

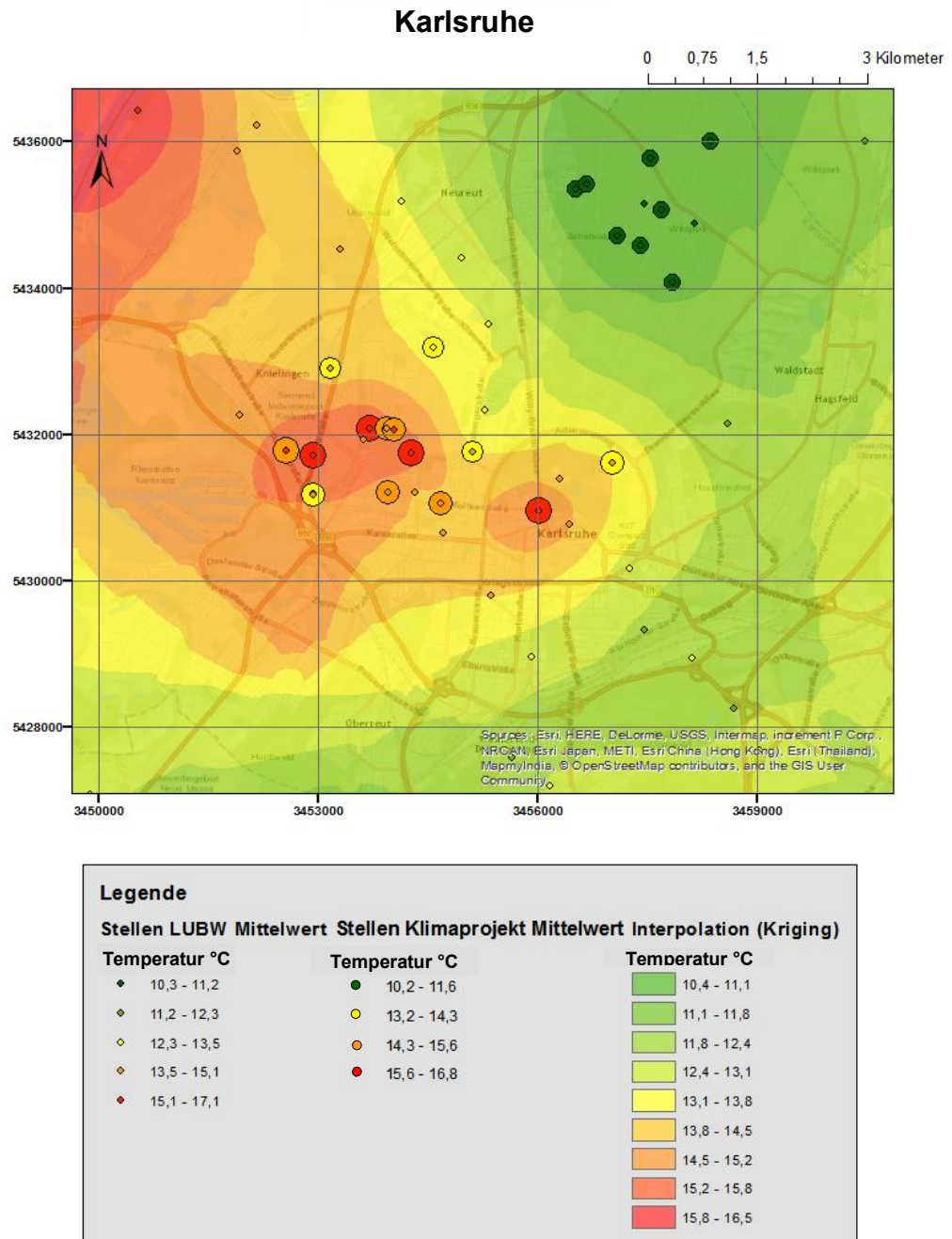


Abb. 19: Temperaturen und Temperaturfahnen im Grundwasser in **Karlsruhe**.

Temperaturdaten der LUBW (Rauten) und eigener Messungen (Kreise) im Vergleich. Die Temperaturen sind über die Standorte mittelwertaggregiert (sechs Beprobungen pro Messstelle).

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

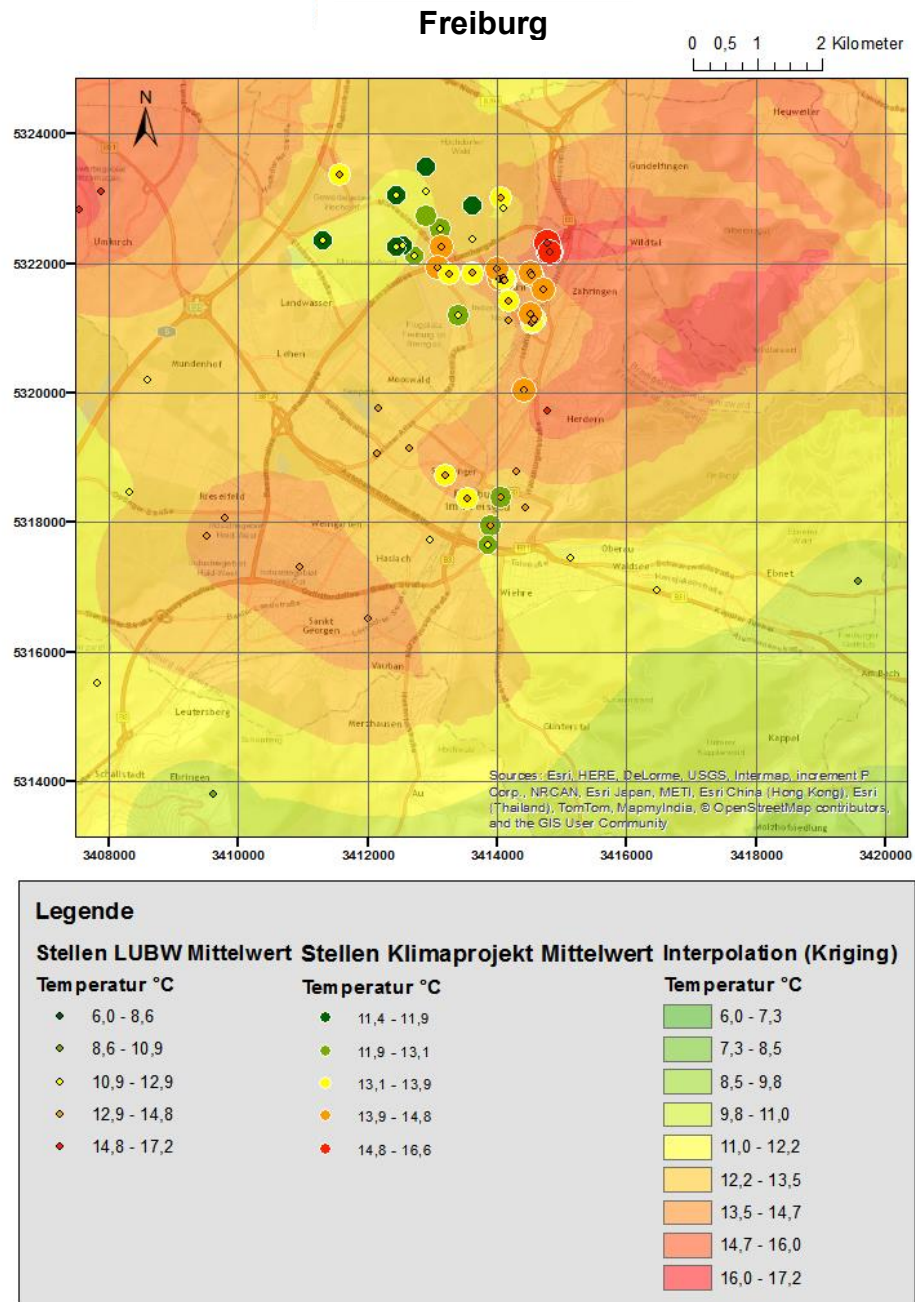


Abb. 20: Temperaturen und Temperaturfahnen im Grundwasser in Freiburg.

Temperaturdaten der LUBW (Rauten) und eigener Messungen (Kreise) im Vergleich. Die Temperaturen sind über die Standorte mittelwertaggregiert (sechs Beprobungen pro Messstelle).

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

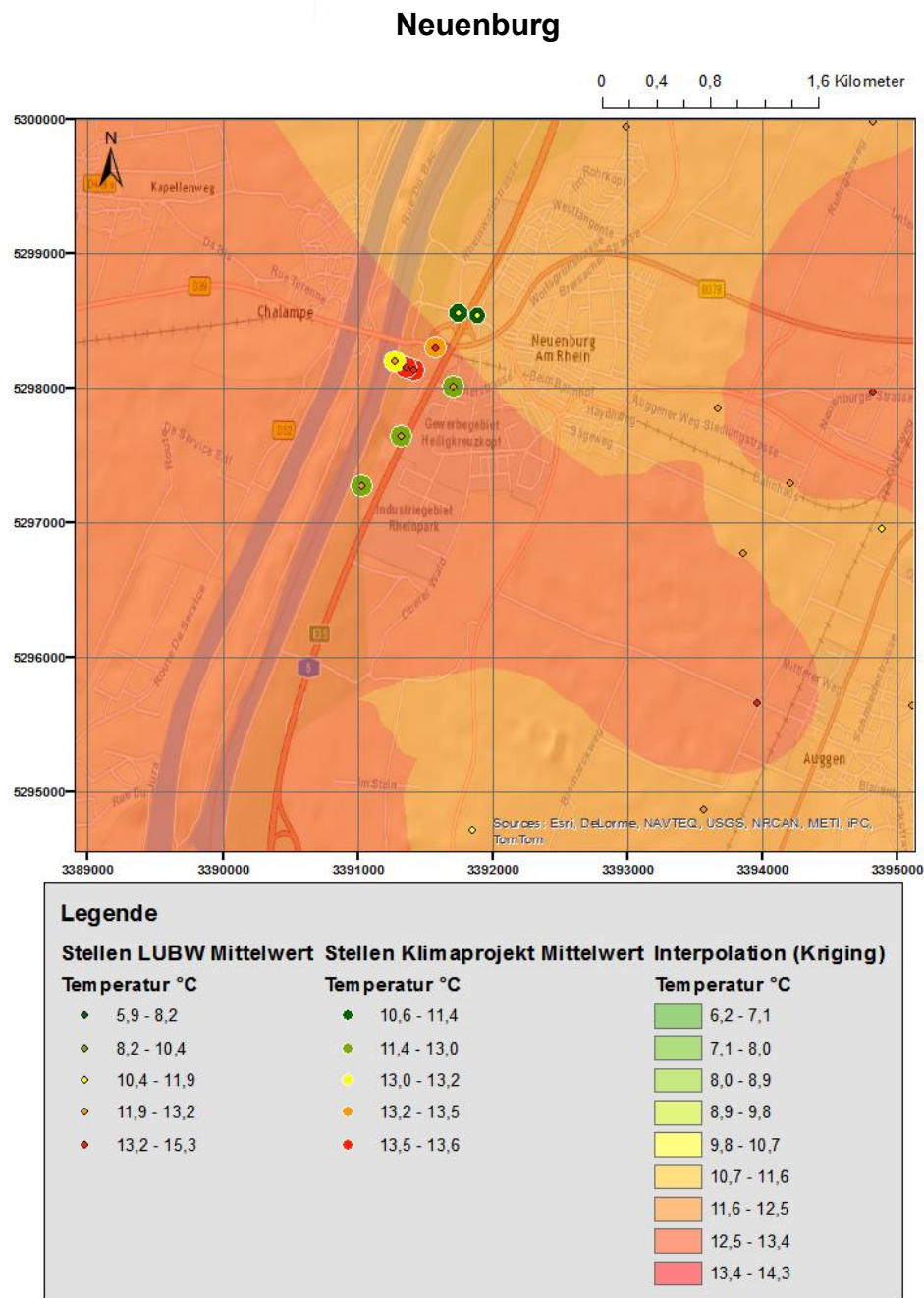


Abb. 21: Temperaturen und Temperaturfahnen im Grundwasser in Neuenburg.

Temperaturdaten der LUBW (Rauten) und eigener Messungen (Kreise) im Vergleich. Die Temperaturen sind über die Standorte mittelwertaggregiert (sechs Beprobungen pro Messstelle).

Multivariate Analysen der ermittelten Umweltparameter und Standorte im Oberrheingraben

Ob sich die drei Untersuchungsgebiete im Hinblick auf die Umweltparameter unterscheiden, wurde mit Hilfe einer PCA und einer ANOSIM untersucht. Durch eine PCA (s. 2.2.1.7.1) lassen sich hydrochemische Gradienten visualisieren. Für dieses Verfahren sollten sehr starke Korrelationen zwischen Parametern nicht berücksichtigt werden (CLARKE & GORLEY 2006). Aus diesem Grunde wurden die Parameter Sauerstoffsättigung und elektrische Leitfähigkeit, die stark mit dem Sauerstoffgehalt bzw. der Carbonathärte korrelieren ($R > 0,7$, s. Anhang Tab. A 3) nicht berücksichtigt. Dasselbe gilt für den Parameter GFI, in dessen Berechnung der Gehalt an Detritus eingeht, und der daher stark mit dieser Variablen korreliert.

Die Daten wurden über die Standorte mittelwertaggregiert (sechs Beprobungen pro Messstelle). Datenpunkte der Messstellen werden bei diesem Ordinationsverfahren anhand ihrer Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten räumlich angeordnet. Messstellen, die eine ähnliche Ausprägung der Umweltparameter besitzen, werden in der Grafik nahe beieinander abgebildet. Für die Analyse wurden die Daten der einzelnen Parameter jeder Probestelle über den Mittelwert aggregiert. Die Symbole in der Abbildung entsprechen den Daten einer der insgesamt 70 Messstellen.

In Abb. 22 ist das Ergebnis der PCA der ausgewählten Umweltparameter dargestellt (Darstellung der PCA mit den einzelnen Ausprägungen der Parameter s. Anhang Abb. A 4-12). Die ersten drei Achsen erklären 50,9 % der Variation. Für die erste Achse sind die Parameter Ocker, Tiefe, Sand und Gesamteisen statistisch relevant (Eigenvektoren $> 0,3$). Für die zweite Achse sind die Parameter (Eigenvektoren $> 0,3$) pH-Wert, Feinsand, Carbonathärte, kolonienbildende Einheiten und Nitrat ausschlaggebend. Durch die Dimensionsreduktion kam es zu einem gewissen Informationsverlust. Die Achsen bilden nicht das volle Ausmaß der Korrelation einzelner Parameter im zweidimensionalen Raum ab, sind aber interpretierbar.

Zwischen den Gebieten gibt es starke Überschneidungen. Die Standorte in Neuenburg und Karlsruhe sind sich in der Ausprägung der Umweltparameter insgesamt relativ ähnlich und besitzen im Vergleich zu Freiburg härteres Wasser und damit verbunden einen höheren pH-Wert. Messstellen in Freiburg sind zum Teil durch höhere Feinsand- oder Ockergehalte sowie eisenhaltiges Wasser geprägt. Eine genauere Betrachtung

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

einzelner Standorte innerhalb der drei Untersuchungsgebiete findet sich im Anhang (ab Seite 167).

Um zu testen, ob es signifikante Unterschiede bezüglich der Umweltparameter zwischen den Gebieten gibt, wurde eine ANOSIM durchgeführt. Die Ergebnisse sind nicht belastbar und zeigen, dass sich die *a priori* festgelegten Gruppen kaum unterscheiden. Die Probenahmestandorte lassen sich folglich nicht anhand der Zugehörigkeit zum Untersuchungsgebiet gruppieren (ANOSIM: Global R = 0,243). Die Messstellen der drei Untersuchungsgebiete überlappen im Hinblick auf die Ausprägung der Parameter stark, was auch durch die PCA deutlich wird.

Die Messstellen lassen sich außerdem weder anhand der Landnutzung (Wald, Wiese, Stadt, Industriegebiet, Deponie) (ANOSIM: Global R = 0,217), noch aufgrund von Informationen zum Einfluss durch Schadstoffe (unbekannt/ sauber, saniert, altlastverdächtig, Hausmülldeponie) (ANOSIM: Global R = 0,067) als Gruppen abgrenzen (s. Anhang Abb. A 2 und A 3).

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

PCA

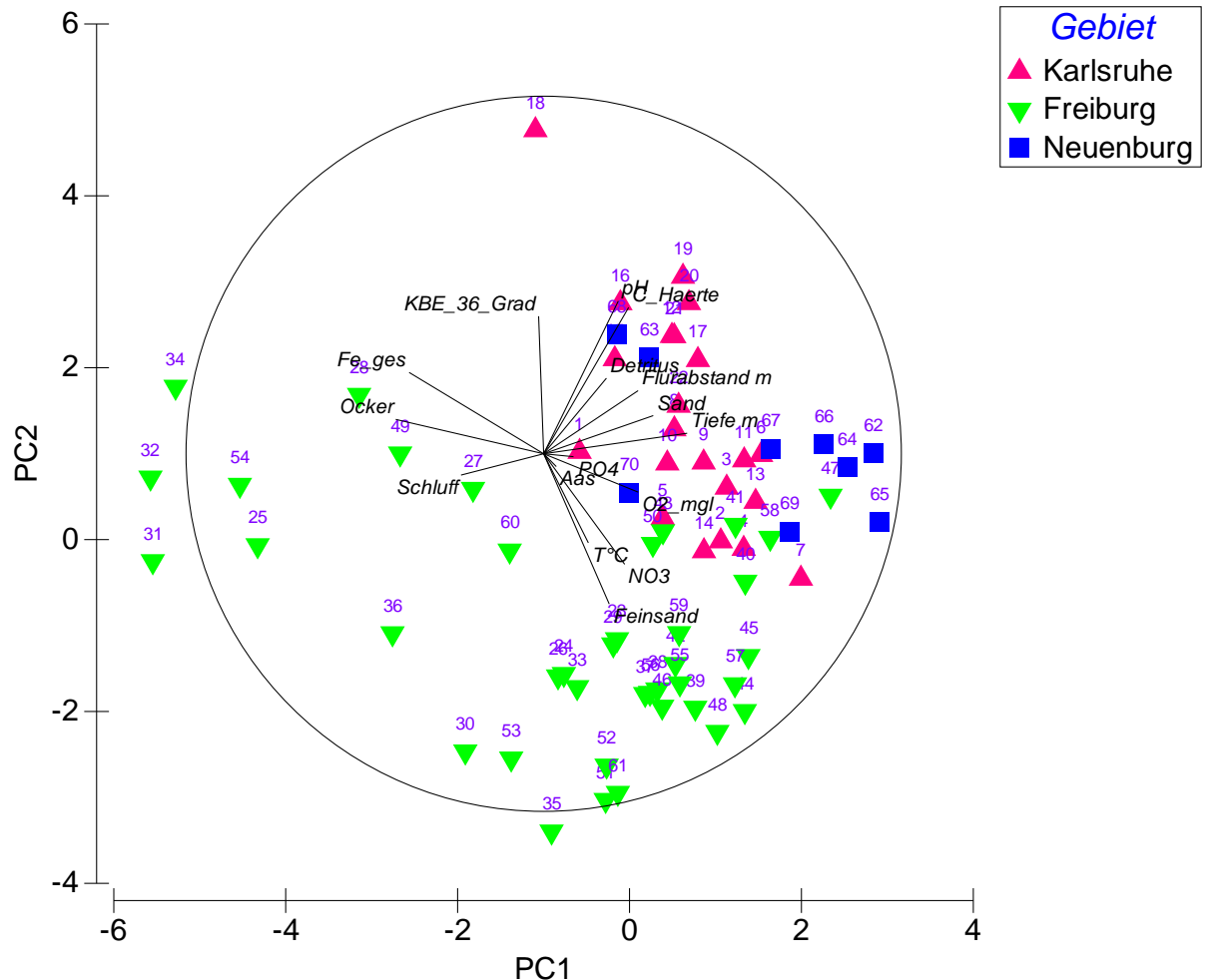


Abb. 22: PCA über ausgewählte Umweltparameter im Oberrheingraben.

Zahlen entsprechen der Messstellenummerierung, Symbolfarbe und -form kennzeichnen die Gebietszugehörigkeit. Abgebildet sind die Parameter (die auch in der DISTLM (s. Tab. 8) Berücksichtigung finden) Detritus, Schluff, Aas, Feinsand, Sand, Ocker, kolonienbildende Einheiten (KBE_36_Grad), pH-Wert (pH), Temperatur (T°C), Carbonathärte (C-Härte), Flurabstand in Metern, Tiefe in Metern, Nitrat (NO₃), Phosphat (PO₄), Gesamteisen (Fe_{ges}), Sauerstoff in mg/l (O₂). Der Kreis ist ein Maß für die Stärke der Korrelation zwischen den Parametern und den ersten beiden Achsen (erreicht ein Vektor den Kreis, gibt es keine Korrelationen mit weiteren Achsen). Die Daten sind über die Standorte mittelwertaggregiert (n = 70), s. h. auch Abb. 23 Boxplots.

Vergleich der Umweltparameter auf Gebietsebene

Für einen detaillierteren Vergleich der hydrologischen Eigenschaften der Untersuchungsgebiete und um zusätzliche Einflüsse (z. B. stoffliche Belastungen und Oberflächenwassereinträge) auf die Fauna einschätzen zu können, wurden Boxplots für die

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

einzelnen Gebiete angefertigt. Die physikalisch-chemischen Eigenschaften (ohne Sedimente) sowie die Anzahl der kolonienbildenden Einheiten der drei Untersuchungsgebiete sind in [Abb. 23](#) dargestellt. Für die Auswertung wurden die gemessenen Werte der sechs Beprobungsrunden für jede Messstelle gemittelt. Um die Gebiete besser vergleichen zu können, wurden die entsprechenden Messstellen gebietsweise zusammengefasst. Für eine bessere Übersicht werden die Ergebnisse der gemessenen Parameter im Folgenden getrennt aufgeführt:

Temperatur

Im Hinblick auf die gemittelten Temperaturen pro Standort zeigt Karlsruhe, dicht gefolgt von Freiburg, die größte Schwankungsbreite und den höchst gelegenen Median, der bei beiden Untersuchungsgebieten knapp unterhalb von 14 °C und somit im Bereich der als kritisch erachteten Temperaturgrenze für die Fauna liegt ([s. Kapitel 1.1](#)). Der Zentralwert der Temperatur der Messstellen in Neuenburg ist etwas niedriger und liegt bei ca. 13 °C. In Karlsruhe und Neuenburg gibt es die kühlestes Messstellen mit Durchschnittstemperaturen zwischen 10 bis 11 °C.

Sauerstoff

In fast allen Messstellen konnte ein durchschnittlicher Sauerstoffgehalt über 1 mg/ l gemessen werden. Einzige Ausnahme bildet ein Standort in Freiburg. Die Sauerstoffwerte schwanken in allen drei Gebieten ähnlich stark.

Phosphat

Im Hinblick auf den Phosphatgehalt gibt es Abweichungen. Freiburg fällt durch vergleichsweise hohe Phosphatgehalte im Grundwasser auf. Die Schwankungsbreite ist auch hier am größten und die Werte (Whiskergrenzen) reichen von 0,05 bis 0,39 mg/ l. Der Median liegt bei ca. 0,16 mg/ l. Etwas geringere Phosphatgehalte weisen die Probenahmestandorte in Neuenburg auf (Median: 0,14 mg/ l). Die geringsten Phosphatgehalte besitzen die Messstellen in Karlsruhe (Median: ca. 0,09 mg/ l). Freiburg besitzt signifikant höhere Phosphatgehalte als Karlsruhe (H-Test: $p = 0,003$, U-Test: $p = 0,001$).

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

Nitrat

Die Nitratgehalte sind insgesamt relativ gering. Auch in Bezug auf die Nitratwerte (Nitrat ist wie Phosphat eine Nährstoffverbindung für Pflanzen und Bakterien) gibt es Abweichungen. Der Nitratgehalt ist in Neuenburg am höchsten (Median: 17 mg/ l). Der Median der Karlsruher Messstellen liegt bei 5 mg/ l. Die Nitratgehalte sind in Karlsruhe signifikant niedriger im Vergleich zu Freiburg und Neuenburg (H-Test: $p = 0,002$, U-Test: $p = 0,002/ 0,023$). In Freiburg erreicht der Nitratgehalt einen Zentralwert der bei ca. 11 mg/ l liegt. Neuenburg besitzt eine relativ große Schwankungsbreite (Nitratgehalt zwischen 3 bis > 35 mg/ l).

Gesamteisen

Die Werte für den Parameter Gesamteisen sind für alle drei Gebiete vergleichbar gering (Mediane: 0,5- 0,9 mg/ l), wobei die Messstellen in Freiburg den höchsten Zentralwert und die größte Schwankungsbreite (oberer Whisker bis ca. 4,2 mg/ l) besitzen.

Carbonathärte

Wie bereits in der PCA (s. Abb. 22) deutlich wurde gibt es unterschiedliche Härtegrade bzw. Gehalte an Calcium- und Magnesiumionen in den Gebieten. Das Grundwasser in Karlsruhe und Neuenburg besitzt einen Median bei 5,7 bzw. 6,0 mmol/ l und ist somit als hartes Wasser einzustufen. Das Grundwasser in Freiburg (Median: ca. 2,2 mmol/ l) ist signifikant weicher als in Karlsruhe und Neuenburg (H-Test: $p = 0,000$, U-Test: $p = 0,000/ 0,000$) und als mittelhart einzuordnen. Einige Untersuchungsstandorte in Freiburg übersteigen die Grenze für mittelhartes Wasser (2,5 mmol/ l) und besitzen deutlich mehr Calcium- und Magnesiumionen.

Elektrische Leitfähigkeit

Die Ergebnisse über die elektrische Leitfähigkeit des Grundwassers ergeben ein sehr ähnliches Bild. Da die Leitfähigkeit ein Maß für die Gesamtmineralisierung bzw. die Menge an Anionen und Kationen (z. B. Calcium- und Magnesiumionen) ist, korreliert der Härtegrad mit der Leitfähigkeit. Daher sind die Werte für Karlsruhe und Neuenburg deutlich höher im Vergleich zu Freiburg. Das Grundwasser in Freiburg besitzt eine signifikant niedrigere elektrische Leitfähigkeit als in Karlsruhe und Neuenburg (H-Test: $p = 0,000$, U-Test: $p = 0,000/ 0,003$).

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

pH-Wert

Das Gleiche gilt für den pH-Wert. Auch hier unterscheidet sich das Grundwasser in Freiburg signifikant von Karlsruhe und Neuenburg (H-Test: $p = 0,000$, U-Test: $p = 0,000$). Da die Konzentration an Oxoniumionen vom Gehalt an Hydrogencarbonat abhängig ist, korreliert der pH-Wert einer Wasserprobe mit der Carbonathärte. Auch hier ergibt sich eine ähnliche Verteilung der gemessenen Werte in den drei Untersuchungsgebieten. Freiburg, das aufgrund der relativ geringen Carbonathärte weniger gut gepuffert ist, besitzt geringere pH- Werte (Median Carbonathärte: ca. 6,8).

Kolonienbildende Einheiten

Die Anzahl an Bakterien, die als kolonienbildende Einheiten pro ml angegeben wird (kurz KbE/ ml), ist zwischen den Gebieten unterschiedlich. Auffallend hohe Werte besitzen manche Messstellen in Karlsruhe (Median KbE: ca. 400). Der Anteil an Bakterien ist signifikant höher als in Freiburg und Neuenburg (H-Test: $p = 0,000$, U-Test: $p = 0,000$). Die Werte schwanken hier sehr stark und reichen von ca. 20 bis ca. 1.300 KbE/ ml. Die Untersuchungsstandorte in Freiburg und Neuenburg besitzen einen Median bei ca. 30 KbE/ ml und zeigen eine viel geringere Schwankungsbreite, wobei diese für Freiburg bei ca. 0- 250 und für Neuenburg bei ca. 4- 80 KbE/ ml (Whiskergrenzen) liegt.

Grundwasserfaunaindex

Mit Hilfe des Grundwasserfaunaindexes (der den Sauerstoffgehalt, die Standardabweichung der Temperatur sowie den Detritusgehalt einschließt) lässt sich näherungsweise die Stärke des hydrologischen Austausches bestimmen. In [Abb. 23](#) wird deutlich, dass sich die Gebiete im Hinblick auf den GFI kaum unterscheiden. Der Wert ist in Karlsruhe (Median GFI: 2,8) am höchsten und in Neuenburg (Median GFI: 2,2) am niedrigsten. Freiburg liegt hierbei zwischen den beiden anderen Untersuchungsgebieten (Median GFI: 2,5) und besitzt die größte Schwankungsbreite. Der hydrologische Austausch ist in allen Gebieten schwach bis moderat und die Lebensräume können daher als oligo- alimon und meso- alimon eingestuft werden ([s. Tab. 6](#)).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass sich die Untersuchungsgebiete im Oberrheingraben, insbesondere Karlsruhe und Neuenburg, in der Ausprägung der Umweltparameter insgesamt ähnlich sind. Diese lassen sich daher zusammengefasst aus-

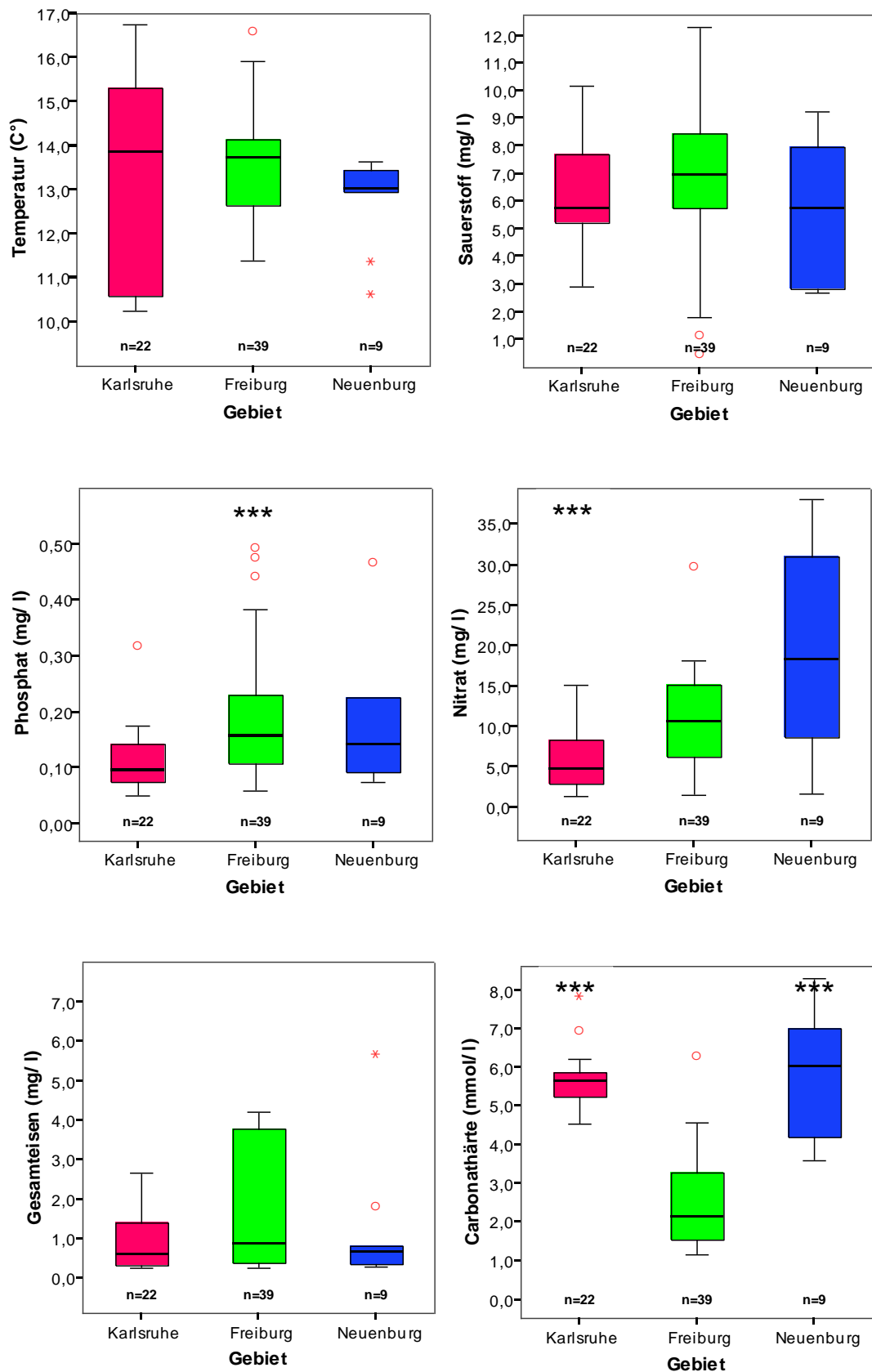
3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

werten. Bei einzelnen Parametern gibt es Unterschiede. Freiburg unterscheidet sich vor allem im Hinblick auf die Carbonathärte und damit verbunden auf den pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit von den anderen Gebieten, was in der PCA (die elektr. Leitfähigkeit ist hier nicht berücksichtigt) (s. Abb. 22) und den Boxplots (s. Abb. 23) sichtbar wird. Die anthropogen erwärmten Standorte decken ein relativ breites Temperaturspektrum ab, das im Bereich der Klimaprognosen liegt.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)



3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

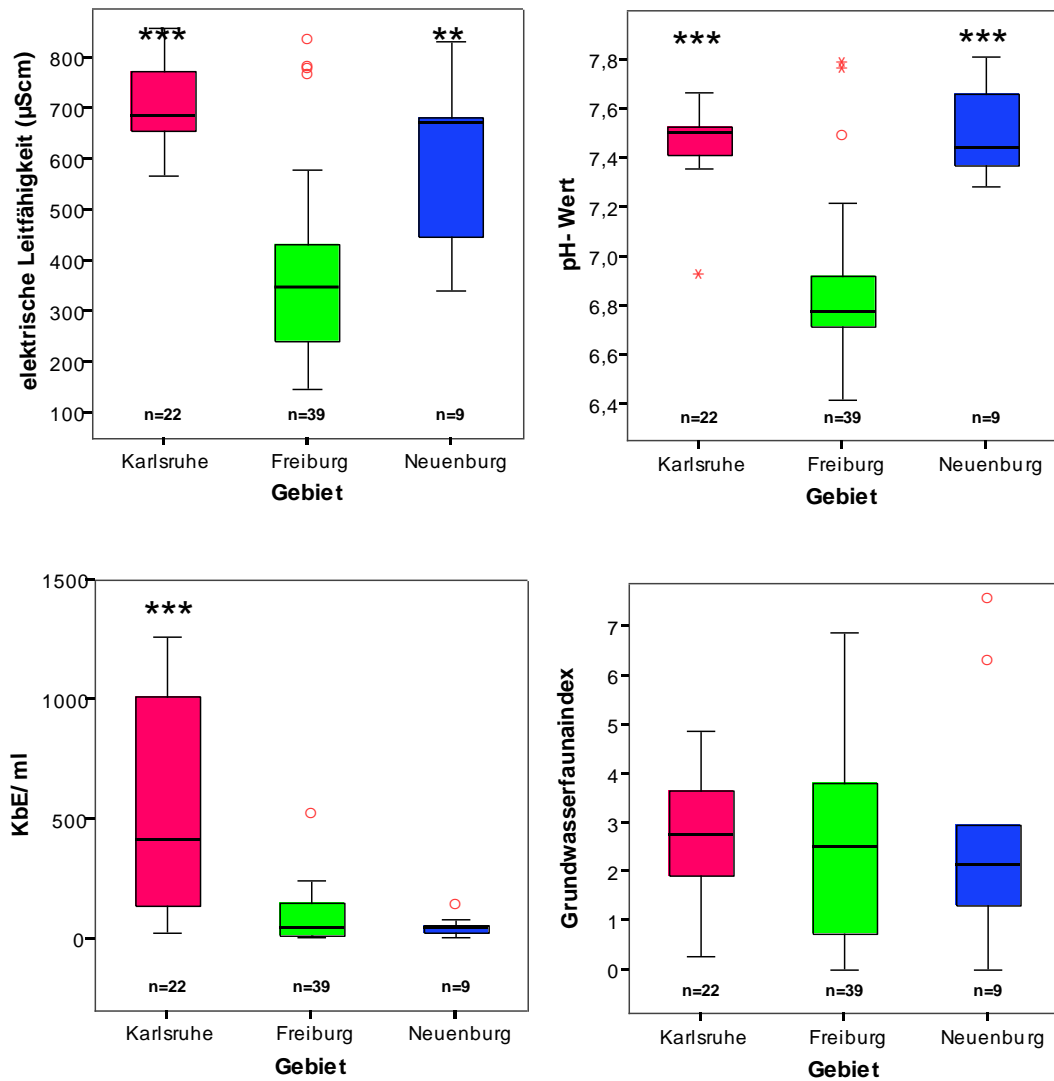


Abb. 23: Boxplots über die ermittelten Umweltparameter für die einzelnen Untersuchungsgebiete.

Berücksichtigt wurden alle 70 Grundwassermessstellen in den Untersuchungsgebieten Karlsruhe (pink), Freiburg (grün) und Neuenburg (blau). Signifikante Unterschiede sind mit Sternchen (*) gekennzeichnet (* \triangleq $p = 0,01 - 0,05$, ** \triangleq $p = 0,001 - 0,01$, *** \triangleq $p \leq 0,001$).

3.1.2 Fauna – Charakterisierung der Untersuchungsgebiete

Um biogeographische Effekte (z. B. unterschiedliche Verbreitungsgebiete von Arten) bei der Auswertung der Daten aus dem Oberrheingraben ausschließen zu können, wurde der Frage, ob sich die Lebensgemeinschaften zwischen den Untersuchungsgebieten unterscheiden, auf den Grund gegangen. Wichtig ist außerdem, dass sich die Gebiete auch im Hinblick auf die Besiedlung mit Crustacea (Krebstiere) als Modell für die Untersuchung der Auswirkungen einer Klimaerwärmung eignen.

Die Lebensgemeinschaften aller drei Untersuchungsgebiete werden durch Tiere aus der Gruppe Crustacea dominiert (74 %). Neben Krebstieren wurden Wenigborster (Oligochaeta 18 %), Fadenwürmer (Nematoda 7 %) und Vielborster (Polychaeta 1%) erfasst. Krebstiere sind in allen drei Gebieten die dominierende Gruppe. Für die einzelnen Gebiete ergeben sich teils unterschiedliche Anteile an Crustacea. So beträgt der Anteil an Krebstieren in Karlsruhe knapp über 60 %. In Freiburg liegt er bei 79 % und in Neuenburg bei 86 % (s. Anhang Abb. A 15). In Karlsruhe ist der Anteil an Oligochaeta mit 39 % relativ hoch (s. Anhang Abb. A 15).

Beim Vergleich der Zusammensetzung der Crustaceagemeinschaften in den Untersuchungsgebieten gibt es leichte Abweichungen. In Freiburg wurden alle im Grundwasser vorkommenden Großgruppen nachgewiesen. In Karlsruhe fehlen die Gruppen Ostracoda und Isopoda, in Neuenburg konnten keine Syncarida und Parastenocarididae nachgewiesen werden. Cyclopoida, Harpacticoida und Amphipoda sind in allen drei Gebieten vertreten. In Karlsruhe und Freiburg dominieren zahlenmäßig Cyclopoida. In Neuenburg dagegen bilden Ostracoda die individuenstärkste Gruppe.

Die Anzahl an Amphipoda und Isopoda scheint entlang des Oberrheingrabens in Richtung Karlsruhe abzunehmen (s. Abb. 24). Der Anteil an verhältnismäßig großen Grundwasserarten hängt mit der geographischen Lage der Messstellen zusammen. Der Hochwert (Koordinate richtet sich nach Norden aus) und die Abundanz von Amphipoda (Spearman Korrelationskoeffizient = -1,18, p = 0,016) und Isopoda (Spearman Korrelationskoeffizient = -3,43, p = 0,000) sind signifikant negativ korreliert.

Von den 70 Messstellen im Oberrheingraben sind 65 von Krebstieren besiedelt (93 %). Insgesamt wurden 10.688 Tiere gesammelt und 52 Taxa identifiziert, wobei 36 davon zur Gruppe der Krebstiere, den sogenannten Crustacea gehören und auf Artniveau bestimmt wurden (Arten und Angaben zur Erstbeschreibung s. Tab. 6). In den 39 Mess-

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

stellen in Freiburg konnten 24 Crustaceaarten nachgewiesen werden. Im Untersuchungsgebiet Karlsruhe, in dem 22 Messstellen beprobt wurden, sind es 12 Krebstierarten. Das Untersuchungsgebiet Neuenburg, das mit 9 Messstellen die geringste Anzahl an Messstellen besitzt, zeigt eine ähnlich hohe Anzahl an Crustaceaarten wie Freiburg. Hier konnten insgesamt 22 Arten nachgewiesen werden, wovon 21 Arten in einer einzigen Grundwassermessstelle vorkommen (s. Tab. 6). Das übertrifft die durchschnittliche Anzahl an Arten pro Messstelle, die in Mittel- und Süddeutschland bei ca. zwei bis drei Arten liegt, bei weitem (HAHN 2015b).

In der Gesamtschau der Untersuchungsgebiete dominiert die Gruppe der Hüpferlinge (Cyclopoida) innerhalb der Krebstiere. Zu dieser zählen mehr als die Hälfte der erfassten Tiere (51 %). Muschelkrebse, sogenannte Ostracoda, sind die zweitstärkste Großgruppe und haben einen Anteil von 22 % an der Gesamttierzahl. Die Großgruppen *Parastenocaris* (eine Gattung, die zur Ordnung Harpacticoida zählt, in dieser Untersuchung aber als separate Gruppe aufgeführt wird (s. Kapitel 2.2.1.6)), Amphipoda (Flohkrebse), Harpacticoida (Raupenhüpferlinge ohne die Gattung *Parastenocaris*) und Syncarida, zu der die Gattung *Bathynella* (Brunnenkrebse) zählt, sind vergleichbar häufig. Individuen aus der Gruppe der Vielborster (Polychaeta) wurden nur vereinzelt vorgefunden. Dieses Taxon wird in dieser Untersuchung durch nur eine Art, *Troglochaetus beranecki*, repräsentiert und ist in der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

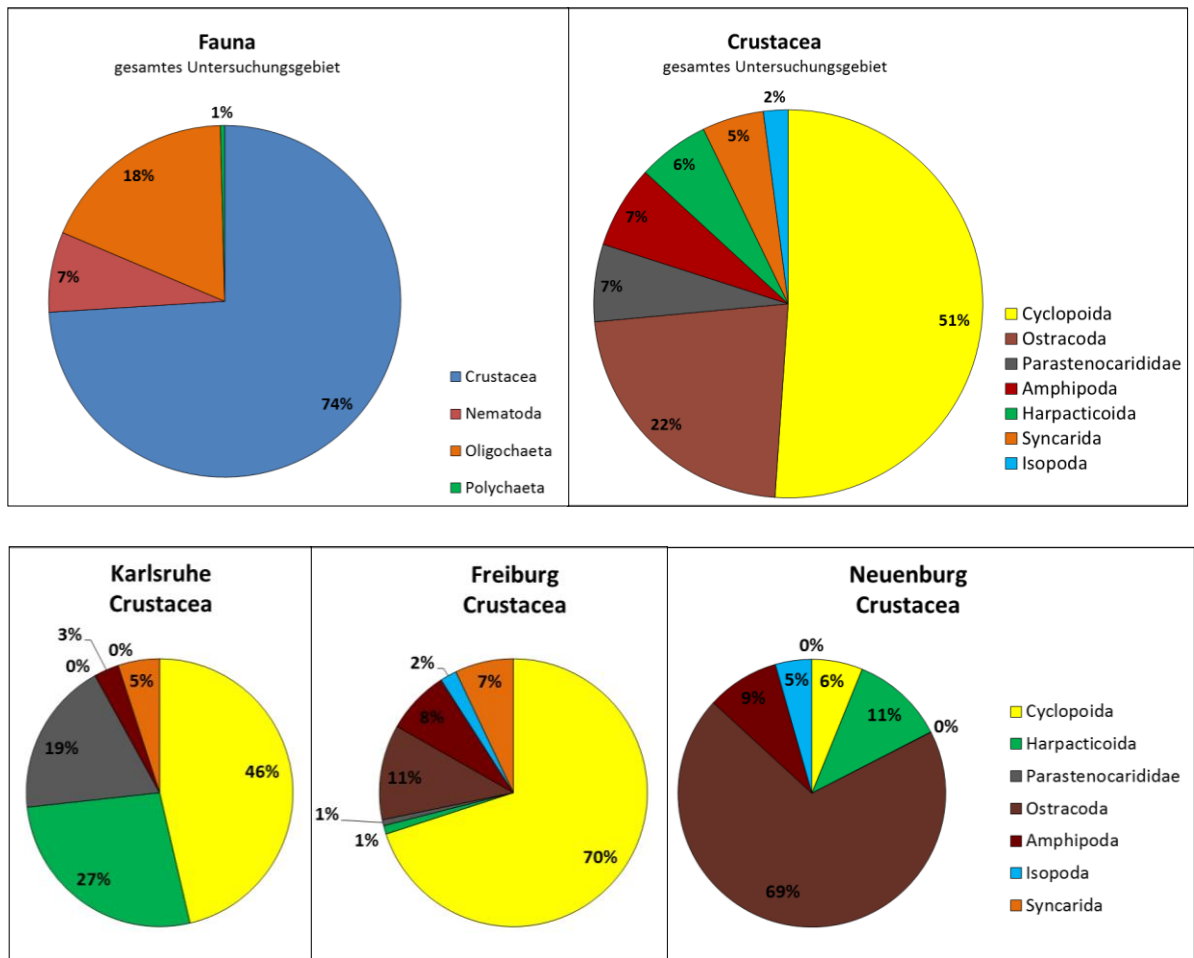


Abb. 24: Zusammensetzung der Fauna- und Crustaceagemeinschaften.

Abgebildet sind die prozentualen Anteile der Taxa als Gesamtübersicht (oben) und differenziert für die einzelnen Untersuchungsgebiete (unten).

Von den 36 nachgewiesenen Krebstierarten sind 32 echte Grundwasserbewohner, sogenannte Stygobionte. Bei den anderen vier Arten handelt es sich um Oberflächenarten (*Paracyclops fimbriatus*, *Acanthocyclops robustus*, *Eucyclops serrulatus* und *Parastenocaris brevipes*). *P. brevipes*, *E. serrulatus* und *A. robustus* wurden jeweils nur an einem Standort nachgewiesen. Bei *P. brevipes* und *A. robustus* handelt es sich um Einzelfunde (s. Tab. 6). *P. fimbriatus* wurde an zwei Standorten gefunden. Oberflächenarten können wie bereits erwähnt zwar zeitweise im Grundwasser leben, sich dort aber nicht reproduzieren. Das Vorkommen von Stygoxenen ist ein Hinweis auf starken Eintrag von Oberflächenwasser ins Grundwasser. Der Anteil an stygoxenen Tieren ist im Hinblick auf die gesamte Untersuchung sehr gering (1,4 %) (s. Abb. 25). Karlsruhe besitzt mit 103 Stygoxenen im Vergleich zu 2.501 Stygobionten den größten Anteil an Oberflächenindividuen.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

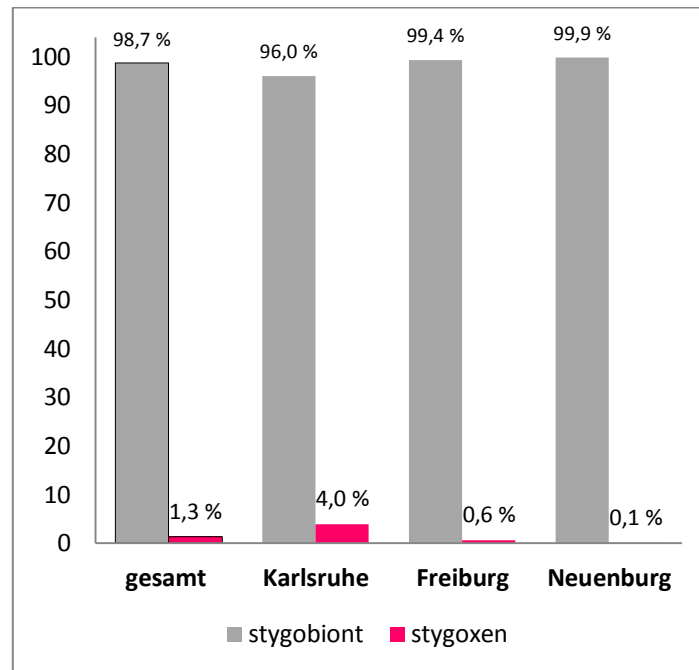


Abb. 25: Prozentualer Anteil stygobionter und stygoxener Crustacea im Oberrheingraben.

Zur Identifizierung von Mustern innerhalb der Crustaceagemeinschaften bzw. zwischen den drei Untersuchungsgebieten im Oberrheingraben wurde eine NMDS (s. Kapitel 2.2.1.7.1) erstellt. Um neben erhöhten Temperaturen, zusätzliche negative Einflüsse auf die Lebensgemeinschaft weitgehend zu minimieren, wurden sogenannte „abiotisch gestresste“ Messstellen nicht berücksichtigt. Als abiotisch gestresst gelten Untersuchungsstandorte mit einem zu niedrigen Sauerstoffgehalt (Gehalt < 1mg/ l) und/ oder dem verstärkten Vorkommen von Feinsedimenten wie Schluff und Ocker (ab einer geschätzten Menge/ Schätzklasse von „viel“, s. Anhang Tab. A1) (GRIEBLER et al. 2014) und Messstellen die sich auf Altlasten-verdächtigen-Flächen befinden und nicht als naturnah eingestuft sind (s. Kapitel 2.2.1.7). Das Ergebnis ist in Abb. 26 dargestellt. Da Einzelbeprobungen Lebensgemeinschaften nicht repräsentativ erfassen, wurden die Faunadaten (sechs Beprobungen pro Messstelle) für jede Probestelle über den Mittelwert aggregiert. Jedes Symbol in der Abbildung entspricht somit den Faunadaten einer der insgesamt 56 Messstellen. Neben der Messstellenummer ist das entsprechende Untersuchungsgebiet als farbliche Markierung und Symbolform dargestellt. Je ähnlicher die Zusammensetzung der Fauna, desto näher liegen die Symbole in der Grafik nebeneinander.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

Um die Effekte unbesiedelter Messstellen zu minimieren, wurde eine Dummyvariable zur Ähnlichkeitsmatrix hinzugefügt. Die Güte der NMDS besitzt einen Stresswert von 0,19, die Ähnlichkeiten werden somit im Zweidimensionalen Raum interpretierbar abgebildet (s. Stresswerte [Kapitel 2.2.1.7.1](#)).

In der NMDS sind ohne nähere Informationen zur Verteilung der einzelnen Taxa keine **räumlichen** Gruppierungen anhand der Gemeinschaften zu erkennen (s. [Abb. 26](#)). Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften ist nicht auf die Gebietszugehörigkeit zurückzuführen (ANOSIM: 0,161). Zudem ergibt das Ergebnis der Clusteranalyse (s. [Anhang Abb. A 14](#)) keine Clusterbildung entsprechend der Gebietszugehörigkeit. Auch die Einteilung der Messstellen anhand des Faktors „Landnutzung“ (ANOSIM: Global R = 0,104) (s. [Kapitel 3.1.1](#)) wird nicht in der NMDS widergespiegelt und hat keinen signifikanten Effekt auf die Fauna (s. [Anhang Abb. A 13](#)). Die bereits beschriebenen Unterschiede bezüglich großer Tiergruppen, (Amphipoden und Isopoden nehmen tendenziell von Süden nach Norden ab) sind in der NMDS nicht erkennbar.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Lebensgemeinschaften der drei Untersuchungsgebiete im Oberrheingraben nicht wesentlich unterscheiden. Die Lebensgemeinschaften der Gebiete sind sich sehr ähnlich bzw. überlappen sehr stark. Gebiets- und Landnutzungseffekte lassen sich für eine zusammenfassende Auswertung mit TITAN weitestgehend ausschließen. Die Grundwassermessstellen sind insgesamt gut besiedelt. Crustacea sind in allen drei Gebieten die dominante Gruppe.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

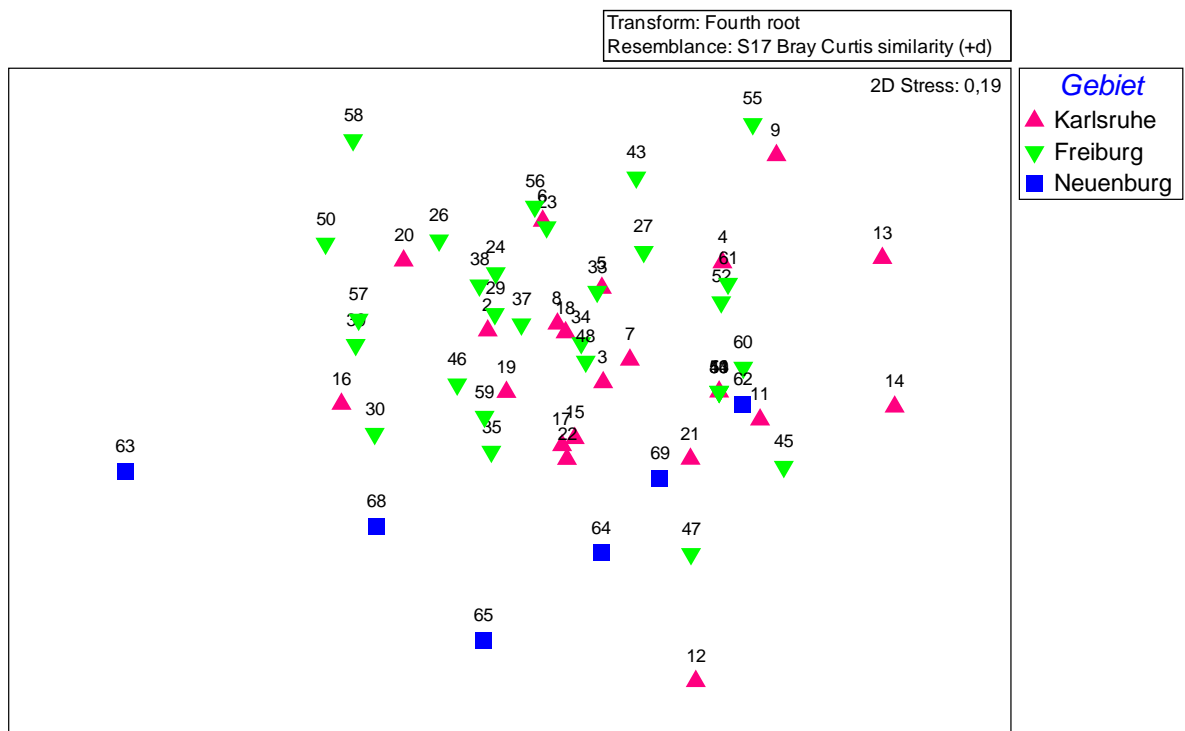


Abb. 26: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften „abiotisch ungestresster“ Messstellen im Oberrheingraben.

Zahlen entsprechen der Messstellenummerierung, Symbole kennzeichnen die Untersuchungsgebiete, die Daten sind über die Messstellenummer aggregiert. Es wurden ausschließlich „abiotisch geeignete“ Messstellen berücksichtigt (s. Kapitel 2.2.1.7), $n = 56$.

3.1.3 Gemeinschaftsanalysen im Oberrheingraben

Eine weitere zentrale Frage ist, ob sich Temperaturerhöhungen auf die Zusammensetzung der Crustaceagemeinschaften auswirken. Wie bereits beschrieben sind räumlich betrachtet in der NMDS kaum Unterschiede auszumachen. Allerdings ist ein deutliches Muster in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften zu erkennen. Bei Betrachtung der Verteilung der einzelnen Großgruppen in der NMDS (s. Anhang Abb. A 16 bis 25) fällt auf, dass der Großteil der Standorte **entweder** von Syncarida **oder** von Amphipoda besiedelt ist (s. Abb. 27). Die Zusammensetzung der Crustaceagemeinschaften kann in zwei faunistische Gruppen eingeteilt werden (ANOSIM: Global $R = 0,36$). Über die gesamte Untersuchung lassen sich artenarme Messstellen, die von **Syncarida** (insbesondere *Bathynella freiburgensis*) besiedelt sind (14 Standorte) und artenreiche Messstellen, die von **Amphipoda** besiedelt sind (22 Standorte), unterscheiden (s. Abb. 27). Lediglich in drei Probenahmestandorten (2, 26 und 58) kommen Syncarida und Amphipoda gleichzeitig vor. In Messstelle 2 und 26 liegt *B.*

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

freiburgensis als Einzelfund vor. Hier sind Individuen aus der Gruppe Amphipoda den Syncarida zahlenmäßig überlegen. Diese Messstelle wird daher zur faunistischen Gruppe „Amphipoda“ gezählt. In Probestelle 58 ist *B. freiburgensis* individuenstärker und wurde daher der Gruppe „*B. freiburgensis*“ zugeordnet (s. Abb. 27).

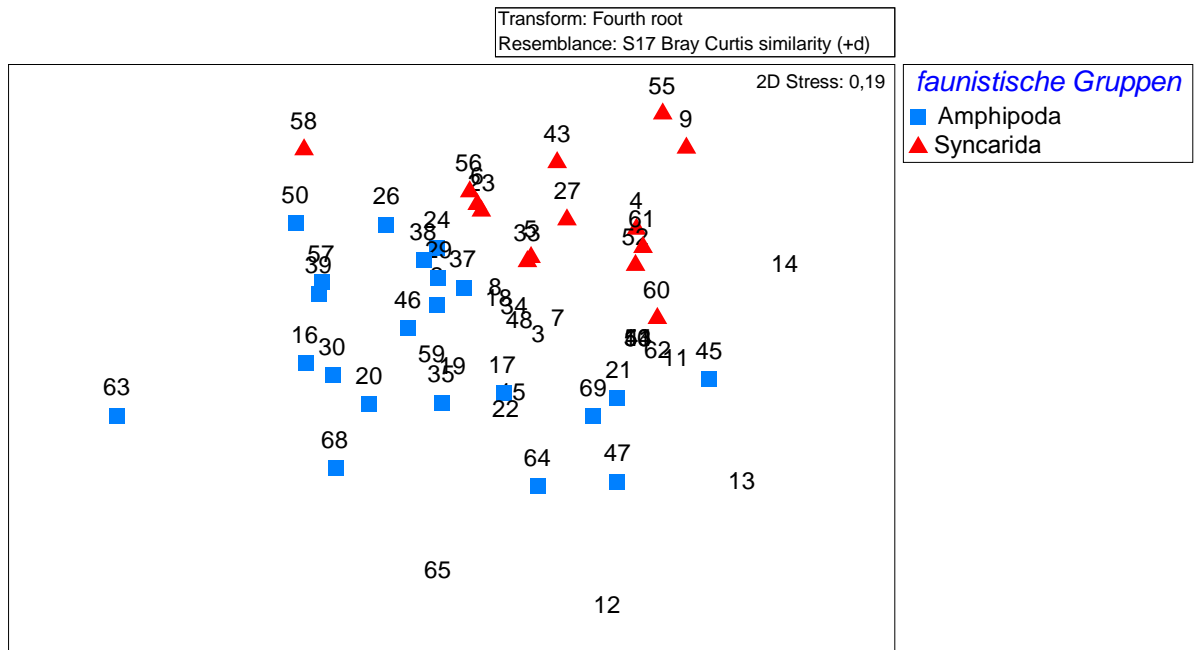


Abb. 27: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften „abiotisch ungestresster“ Messstellen im Oberrheingraben mit Kennzeichnung der faunistischen Gruppen.

Syncarida: Messstellen die insbesondere von *B. freiburgensis* besiedelt sind, **Amphipoda:** Messstellen die von Amphipoda besiedelt sind. Es wurden ausschließlich „abiotisch geeignete“ Messstellen berücksichtigt (s. Kapitel 2.2.1.7), n = 56.

Dieses Muster in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften findet sich auch bei Betrachtung einzelner Gebiete (s. Anhang Abb. A 27 und A 28). Auch auf dieser Datengrundlage ergibt sich eine annehmbar gute Gruppentrennung. In Karlsruhe (ANOSIM: Global R = 0,64) und Freiburg (ANOSIM: Global R = 0,48) kommen Amphipoda und Syncarida weitestgehend getrennt voneinander vor. In Neuenburg konnten keine Tiere aus der Gruppe Syncarida nachgewiesen werden.

Sowohl in Freiburg als auch in Karlsruhe zeigt sich eine deutliche räumliche Aufteilung der von Amphipoda bzw. Syncarida besiedelten Grundwassermessstellen. In beiden Untersuchungsgebieten sind Syncarida in den erwärmten Grundwasserbereichen vorzufinden. Amphipoda dagegen wurden schwerpunktmäßig in deutlich kühlerer Umgebung nachgewiesen (s. Abb. 28 und 29).

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

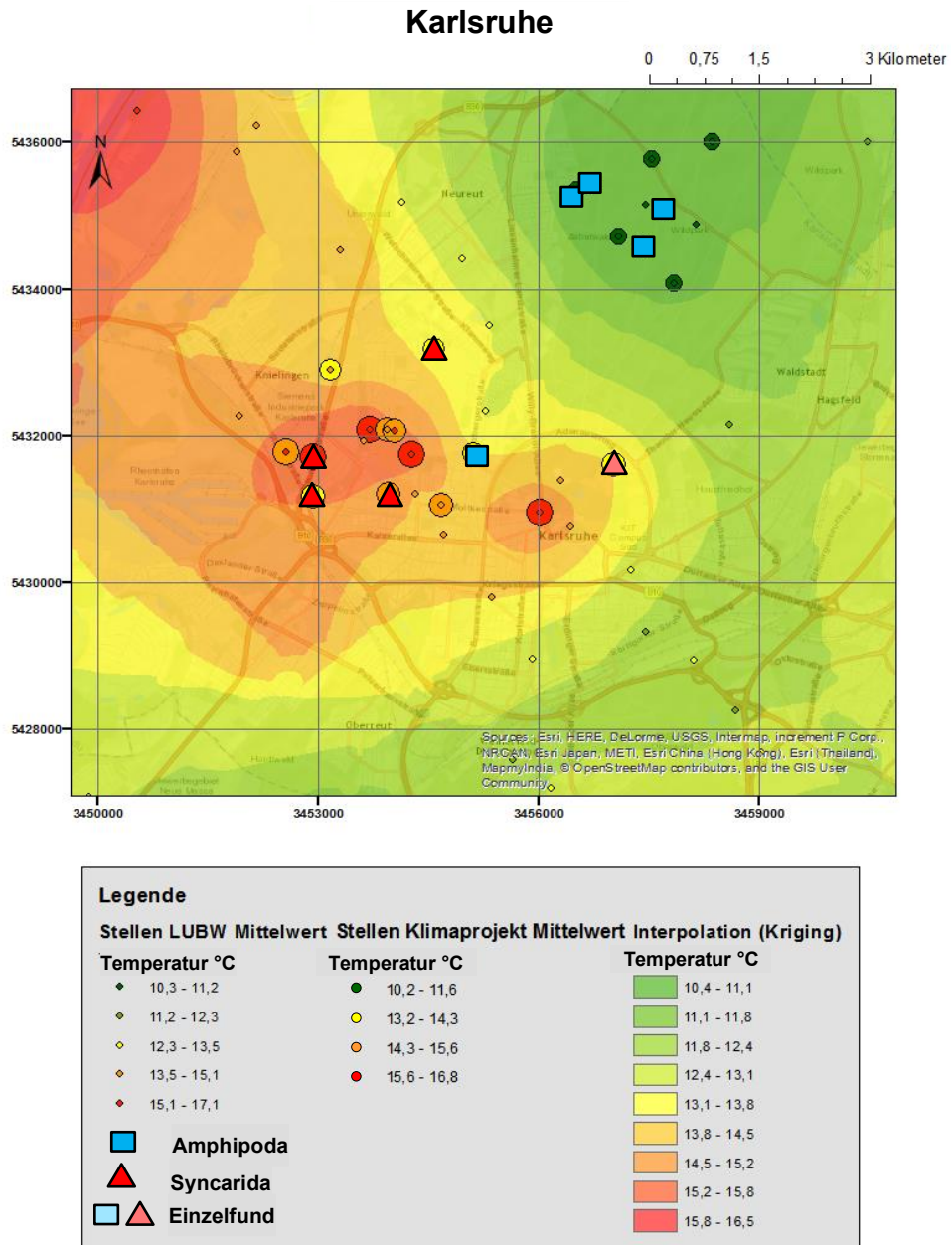


Abb. 28: Räumliche Verteilung von Amphipoda und Syncarida in **Karlsruhe**.

Einzelfunde der Taxa sind in entsprechendem hellerem Farbton markiert.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

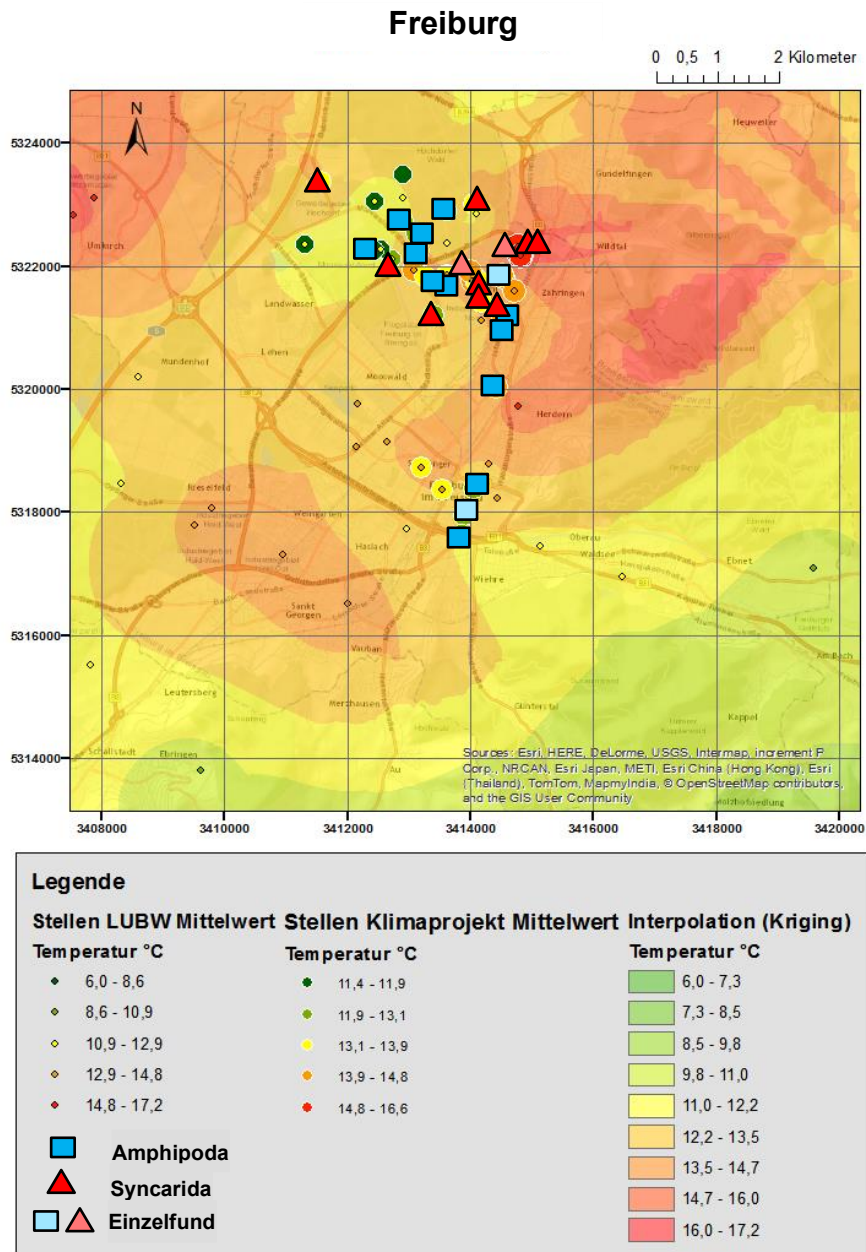


Abb. 29: Räumliche Verteilung von Amphipoda und Syncarida in Freiburg.

Einzelfunde der Taxa sind in entsprechend hellerem Farbton markiert.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

Es gibt unterschiedliche Lebensgemeinschaften innerhalb der Untersuchungsgebiete im Oberrheingraben. Die Frage ist, ob diese Unterschiede auf die Temperatur zurückzuführen sind und ob die vermutete 14 °C-Grenze für die Gemeinschaften relevant ist. Um zu überprüfen, inwiefern sich die faunistischen Gruppen anhand der Temperaturen unterscheiden, wurden Boxplots angefertigt. Wie in [Abb. 30](#) zu sehen ist, wurden in den von Amphipoda besiedelten Messstellen signifikant tiefere Temperaturen gemessen (U-Test: $p = 0,000$) als an Standorten, in denen Syncarida (insbesondere *B. freiburgensis*) nachgewiesen werden konnten. Der Median der Temperatur liegt in der Gruppe der von Amphipoda besiedelten Messstellen bei ca. 12,8 °C, was etwas über der durchschnittlichen Grundwassertemperatur im Oberrheingraben (11-12 °C) liegt (LGRB 2016). Amphipoda konnten in einem Temperaturbereich zwischen 8 und 17 °C nachgewiesen werden. Über 75 % der Probestellen, die von Amphipoda besiedelt sind, besitzen Temperaturen unter 14 °C. Der Median der von Syncarida besiedelten Messstellen liegt deutlich höher bei ca. 14,7 °C. Hier wurden in ca. 66 % der Messungen Temperaturen über 14 °C ermittelt.

Von den weiteren ermittelten abiotischen Parametern gibt es lediglich beim Anteil an Detritus signifikante Unterschiede zwischen den zwei Messstellengruppen (Boxplot [s. Anhang Abb. A 29 und Tab. A 4](#)). Standorte, die von Syncarida besiedelt sind, besitzen signifikant höhere Detritusgehalte (U-Test: $p = 0,002$).

Auch im Hinblick auf die Diversität der Crustacea unterscheiden sich die unterschiedlichen Gemeinschaften. Die relativ warmen Messstellen, die von Syncarida besiedelt sind, besitzen eine signifikant geringere Diversität (Shannon-Index) im Vergleich zu den Amphipodastandorten (U-Test: $p = 0,021$). Die Lebensgemeinschaften der von *B. freiburgensis* geprägten Messstellen sind signifikant durch die Anwesenheit von Tieren der Gattung *Parastenocaris* (U-Test: $p = 0,003$) und der Gruppe Oligochaeta (U-Test: $P = 0,000$) geprägt (Boxplots [s. Anhang Abb. A 29 und Tab. A 4](#)). Neben den zwei vorkommenden Cyclopoidaarten (*D. languidoides* und *G. unisetigera*) ist in dieser Messstellengruppe eine weitere Syncaridaart, *Bathynella natans*, relativ häufig vertreten.

In von Amphipoda besiedelten Messstellen, die eine signifikant höhere Diversität (Shannon-Index) aufweisen, kamen außerdem signifikant mehr Tiere aus den Gruppen Cyclopoida (U-Test: $p = 0,029$), Harpacticoida (U-Test: $p = 0,007$) und Isopoda (U-Test: $p = 0,001$) vor.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

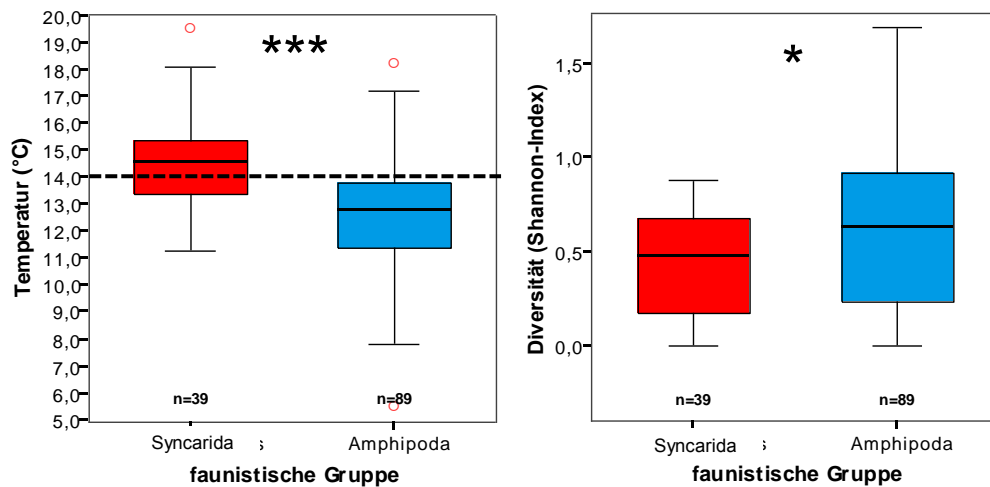


Abb. 30: Boxplots über die Temperaturen und die Diversität (Crustacea) der faunistischen Gruppen.

Die gestrichelte Linie markiert die maximale durchschnittliche Jahrestemperatur der letzten ca. 1,8 Millionen Jahre in Zentral Europa. Die Daten sind unaggregiert. Es wurden ausschließlich „abiotisch geeignete“ Messstellen (s. Kapitel 2.2.1.7) berücksichtigt. Signifikante Unterschiede sind mit Sternchen (*) gekennzeichnet (* \triangleq $p = 0,01 - 0,05$, ** \triangleq $p = 0,001 - 0,01$, *** \triangleq $p \leq 0,001$).

Mit Hilfe der Simper-Analyse ist es möglich festzustellen, welche Rolle die einzelnen Taxa bei der Gruppenbildung spielen und inwiefern sich die Proben innerhalb einer Gruppe gleichen (CLARKE & GORLEY 2006). Die Standorte, die von Amphipoda besiedelt sind, sind im Vergleich untereinander unähnlicher und besitzen eine durchschnittliche Ähnlichkeit von 21,82 %. Die stetigsten Arten sind hier *D. languidoides*, *N. laisi*, *N. auerbachi* und *A. rhenanus*. Die Proben, die von Syncarida besiedelt sind, gleichen sich in ihrer faunistischen Zusammensetzung etwas stärker. Diese Proben besitzen eine Ähnlichkeit von 24,05 %. Neben *B. freiburgensis* ist auch hier *D. languidoides* die stetigste Art in dieser Gruppe.

Temperaturerhöhungen spiegeln sich also in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften wider. Standorte mit erhöhten Temperaturen lassen sich durch eine andere Taxazusammensetzung charakterisieren und besitzen eine signifikant geringere Diversität als kühlere Standorte. Die als kritisch erachtete 14 °C-Temperaturgrenze scheint relevant zu sein. Gemeinschaften, die kühlere Temperaturen bevorzugen, kommen schwerpunktmäßig unterhalb von 14 °C vor.

3.1.4 Einfluss verschiedener Umweltparameter auf die Gemeinschaften im Oberrheingraben

Die Frage, welche Rolle die Temperatur für die Gemeinschaften im Vergleich mit anderen Parametern spielt, lässt sich mit einer DISTLM (s. Tab. 7) bzw. der dbRDA (s. Abb. 31) beantworten. Mit Hilfe dieser Analysen kann aufgezeigt werden, wie stark der Einfluss der einzelnen Umweltparameter, sogenannte Prediktorvariablen, auf die Lebensgemeinschaften ist. Da sehr starke Korrelationen zwischen den getesteten Umweltparametern vermieden werden sollten, wurde der Parameter „elektrische Leitfähigkeit“, der mit dem Parameter „Carbonathärte“ korreliert, nicht berücksichtigt. Die ersten zwei Achsen der dbRDA erklären hier 54,14 % (erste Drei: 69,99 %) der Variation im zugrundeliegenden Modell. Von der Gesamtvariation werden mit Hilfe des zugrundeliegenden Modells 19,26 % durch die ersten beiden Achsen erklärt (erste Drei: 24,89 %) (s. Anhang Tab. A 5). Möglicherweise gibt es weitere Parameter, die einen zusätzlichen Einfluss auf die Gemeinschaften besitzen, aber in dieser Untersuchung nicht erfasst werden konnten.

Innerhalb des Modells besitzt die Temperatur nach dem Flurabstand und dem Detritusgehalt den drittstärksten Einfluss auf die Lebensgemeinschaften (s. Tab. 7). Der Einfluss der Temperatur ist signifikant ($p = 0,0028$). Neben der Temperatur, haben die Parameter Detritusgehalt ($p = 0,0019$) und Flurabstand ($p = 0,0096$) einen signifikanten Effekt auf die Crustaceagemeinschaften. Am deutlichsten nimmt die Abundanz der Gruppen Amphipoda und Harpacticoida (ohne die Gattung *Parastenocaris*) mit zunehmender Temperatur ab (s. Anhang Abb. A 32 und A 35). Dagegen wurden Tiere der Art *B. freiburgensis* und Tiere aus der Gruppe *Parastenocaris* häufiger bei erhöhten Temperaturen nachgewiesen (s. Anhang Abb. A 30 und A 31). Erwartungsgemäß nimmt die Anzahl an Individuen in allen Großgruppen entlang des Detritus- und somit des Nahrungsgehalts zu (s. Anhang Abb. A 30 bis A 36).

Tatsächlich spielt die Temperatur im Vergleich mit anderen Umweltparametern eine wichtige Rolle für die Crustaceagemeinschaften. Der Einfluss der Temperatur auf die Fauna ist signifikant.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

Tab. 7: DISTLM- Ergebnisse der untersuchten Parameter.

Die drei Parameter mit dem größten Einfluss auf die Gemeinschaften sind grau hinterlegt, es wurden ausschließlich „abiotisch geeignete“ Messstellen (s. Kapitel 2.2.1.7) berücksichtigt. Einstellungen in Primer: Best R^2 adjusted, n = 56. Es wurden die gleichen Parameter wie für die PCA (s. Abb. 22) berücksichtigt.

MARGINAL TESTS				
Variable	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.
Flurabstand (m)	5049,8	2,5726	0,0096	4,5475E-2
Tiefe (m)	4782,9	2,4306	0,0161	4,3072E-2
Temperatur (°C)	5771,6	2,9605	0,0028	5,1975E-2
Sauerstoffgehalt (mg/ l)	878,3	0,43052	0,9225	7,9094E-3
Sand	1871,2	0,92557	0,4887	1,6851E-2
Feinsand	2077,2	1,0294	0,4121	1,8706E-2
Schluff	2273,9	1,1289	0,3179	2,0477E-2
Detritus	6847,9	3,5489	0,0019	6,1668E-2
Aas	3142,5	1,5727	0,1206	2,83E-2
Ocker	2238,4	1,1109	0,3406	2,0157E-2
Nitrat (mg/ l)	2487,4	1,2373	0,2577	2,24E-2
Gesamteisen (mg/ l)	1058,2	0,51956	0,8592	9,5297E-3
Carbonathärte (mmol/ l)	4734,5	2,4049	0,0138	4,2636E-2
Phosphat (mg/ l)	3450,8	1,7319	0,0829	3,1076E-2
Kolonienbildende Einheit	3384,7	1,6977	0,0931	3,048E-2
pH-Wert	3867,2	1,9484	0,0448	3,4826E-2

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

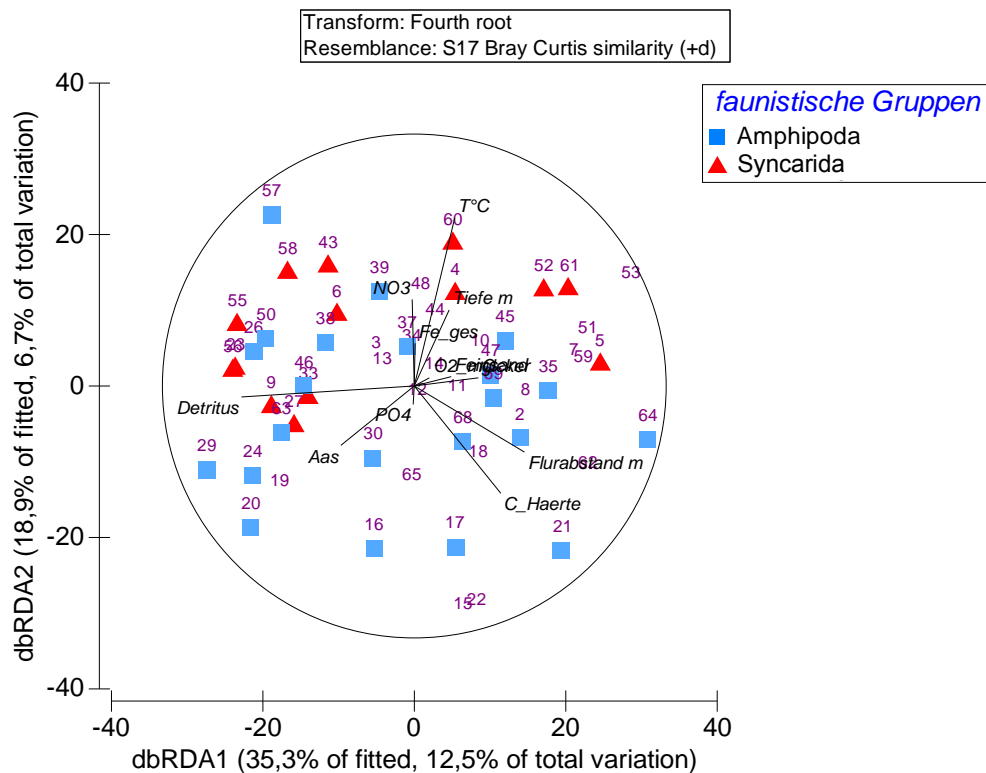


Abb. 31: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften mit Kennzeichnung der faunistischen Gruppen.

Syncarida: Messstellen, die insbesondere von *B. freiburgensis* besiedelt sind, **Amphipoda:** Messstellen, die von Amphipoda besiedelt sind. Es wurden ausschließlich „abiotisch geeignete“ Messstellen (s. Kapitel 2.2.1.7) berücksichtigt. Einstellungen in Primer: Best R^2 adjusted, $n = 56$. Dargestellt sind die Parameter Detritus, Temperatur ($T^\circ\text{C}$), Carbonathärte in mmol/l (C-Härte), Flurabstand in m, Tiefe in m, Nitrat in mg/l (NO_3), Phosphat in mg/l (PO_4), Gesamteisen in mg/l (Fe_{ges}), Feinsand, Sauerstoff in mg/l (O_2), Ocker. Die Signifikanz ergibt sich aus Tab. 7, $n = 56$. Es wurden die gleichen Parameter, wie für die PCA (s. Abb. 22) berücksichtigt.

3.1.5 Schwellenwertanalyse (TITAN) der Temperatur anhand der Gemeinschaften im Oberrheingraben

Dass die Temperatur einer der wichtigsten Parameter für die Crustaceagemeinschaften ist, zeigt das Ergebnis in Kapitel 3.1.4. Hier stellt sich nun die Frage, ob es eine kritische Temperatur für die Crustaceagemeinschaften im Grundwasser gibt. Um Veränderungen innerhalb der Gemeinschaften im Oberrheingraben entlang des Temperaturgradienten aufzeigen zu können, wurde das Verfahren Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) nach Baker & King (2010) angewandt. Das Ziel von TITAN ist es, geeignete Indikatorarten zu identifizieren, um für einen gegebenen Gradienten einen **Schwellenwert** auf **Lebensgemeinschaftsbasis** zu ermitteln. Für jede

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

Indikatorart wird zudem ein individueller **Umschlagspunkt** entlang des Temperaturgradienten ermittelt (Baker & King 2010). Wie bei der multivariaten Auswertung der Faunadaten wurden für die Auswertung mit TITAN gestresste bzw. „abiotisch ungeeignete“ Messstellen mit einem zu niedrigen Sauerstoffgehalt (Gehalt < 1mg/ l) und/ oder hohen Gehalten an den Sedimenten Schluff und Ocker (ab einer geschätzten Menge/ Schätzklasse von „viel“, s. Anhang Tab. A 1) nicht in der Analyse berücksichtigt. Zudem wurden Messstellen, die in Verdacht stehen, von Schadstoffen beeinflusst zu sein, von der Analyse mit TITAN ausgeschlossen, solange diese nicht aufgrund ihrer Besiedlung als naturnah eingestuft wurden (s. Kapitel 2.2.1.7).

Da die Gemeinschaften der drei Untersuchungsgebiete sehr ähnlich sind, können geographische Effekte ausgeschlossen und die Faunadaten zusammengefasst analysiert werden. Um einen repräsentativen Umschlagspunkt auf Gemeinschaftsniveau zu erhalten wurden zudem nur Grundwasserarten berücksichtigt, die in mindestens drei verschiedenen Messstellen vorkommen.

In den drei Untersuchungsgebieten konnten 6 von insgesamt 24 getesteten Arten (25 %) als verlässliche Indikatorarten identifiziert werden. TITAN unterscheidet die getesteten Arten anhand von zwei Gruppen: Arten, die entlang des Gradienten ab- (z-) und zunehmen (z+). Arten, die sich nicht zuverlässig einer der Gruppen (z+ oder z-) zuordnen lassen, weil sie mit zu geringer Frequenz vorkommen oder über den gesamten Gradienten verhältnismäßig gleich verteilt sind, wurden von TITAN nicht als Indikatorarten herangezogen. Zu diesen Arten gehört in der Untersuchung im oberrheingraben z. B. *D. languidoides*.

In Abb. 32 sind die Temperaturschwellenwerte für die Gruppen, die entlang des Temperaturgradienten abnehmen (z-, fünf Arten) und zunehmen (z+, eine Art) auf Lebensgemeinschaftsniveau dargestellt. Die Grafik basiert auf Arten, die als „pure“ und „reliable“ eingestuft wurden und daher als geeignete Indikatoren gelten. Der Umschlagspunkt für die Gemeinschaft der Arten, die negativ auf zunehmende Temperaturen reagieren, liegt bei 12,4 °C (s. Anhang Tab. A 6). Bei dieser Temperatur ergibt die Summe der transformierten Indikatorwerte (z scores) den maximalen Wert (ca. 25). Die Kurve der kumulativen Frequenz bzw. der Häufigkeitsverteilung der Umschlagspunkte aus den Bootstrapreplikaten steigt bei ca. 12,3 °C stark an und besitzt einen nahezu vertikalen Verlauf. Hier ist die Synchronität an Veränderungen innerhalb der Lebensgemeinschaft folglich besonders stark ausgeprägt bzw. Indikatorarten beginnen in ihrer Frequenz und Abundanz abzunehmen.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

Im Bereich um 9,0 °C kommt es ebenfalls zu einer gewissen synchronen Veränderung in der Abundanz und Frequenz der Tiere, die allerdings weniger deutlich als bei 12,4 °C ist (die Strecke des senkrechten Anstiegs ist kürzer). Diese Beobachtung deckt sich mit der zweiten Spitze der summierten Indikatorwerte, die bei ca. 9,0 °C liegt.

Der Temperaturschwellenwert für die Lebensgemeinschaften, die von der Zunahme des Gradienten profitieren, ist nur bedingt aussagekräftig, da dieser lediglich auf einer Art basiert. Der Punkt liegt hier bei 17,6 °C. Die maximale Summe der transformierten Indikatorwerte (ca. 7,0) liegt bei dieser Temperatur. Hier gibt es keine deutliche Anhäufung von Umschlagspunkten innerhalb der Bootstrapreplikate. Auch die abgebildeten, summierten z scores zeigen kein deutliches Maximum.

Für die kaltstenothermen Gemeinschaften im Oberrheingraben gibt es einen Temperaturschwellenwert (12,4 °C), der knapp oberhalb der durchschnittlichen Grundwassertemperatur liegt. Es gibt außerdem Hinweise auf eine weitere kritische Temperatur für bestimmte Indikatorarten, die unterhalb der Durchschnittstemperatur liegt.

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

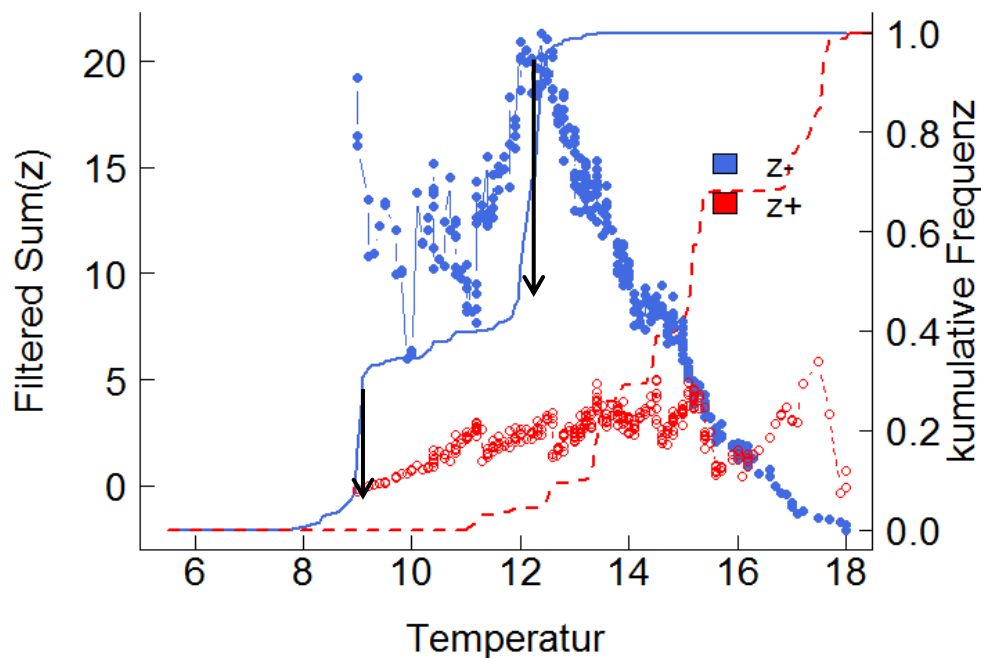


Abb. 32: Temperaturschwellenwert für das Untersuchungsgebiet Oberrheingraben auf Lebensgemeinschaftsniveau.

Dargestellt sind die Umschlagspunkte bzw. z scores aller Indikatorarten, die entweder negativ (z^- , blau) oder positiv (z^+ , rot) auf Temperaturerhöhungen reagieren. Die durchgezogene Linie (blau) und die gestrichelte Linie (rot) entsprechen der kumulativen Häufigkeitsverteilung der Umschlagspunkte (x_{cp}) aus 500 Bootstrapplekaten entlang des Temperaturgradienten. Schwarze Pfeile markieren Schwellenwerte. Die Summen der taxonspezifischen z scores (transformierte Indikatorwerte) der beobachteten potentiellen Umschlagspunkte (x_i) aller Indikatorarten sind als blaue Punkte (z^-) und rote Kreise (z^*) dargestellt. Es wurden ausschließlich „abiotisch geeignete“ Messstellen (s. Kapitel 2.2.1.7) berücksichtigt. Arten der Gruppe Crustacea, die nicht als geeignete Indikatoren identifiziert wurden, wurden nicht berücksichtigt, $n = 330$.

Beim Vergleich der Standorte mit Temperaturen ober- und unterhalb des Schwellenwerts zeigt sich, dass sich die Anzahl an Crustacea (es wurden **alle nachgewiesenen Arten** berücksichtigt, also **einschließlich Arten**, die **nicht zur Berechnung des Schwellenwerts** herangezogen wurden) deutlich unterscheidet (s. Anhang Abb. A 37). Die kühleren Messstellen sind von signifikant mehr Krebstieren besiedelt im Vergleich zu Standorten mit Temperaturen über 12,4 °C. Der Median liegt hier bei ca. sieben Tieren pro Beobachtung. Bei wärmeren Temperaturen oberhalb des Umschlagpunktes liegt der Median bei lediglich drei Tieren pro Probe (s. Anhang Abb. A 37).

3. Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie)

Eine weitere zentrale Frage ist, wie die einzelnen Indikatorarten auf Temperaturerhöhungen reagieren bzw. ob es artspezifische Unterschiede gibt. Die Umschlagspunkte für die einzelnen Indikatorarten im Untersuchungsgebiet Oberrheingraben sind in [Abb. 33](#) dargestellt. Fünf Indikatorarten werden negativ von der Temperatur beeinflusst und nehmen mit Zunahme der Temperatur ab (z-). Hierzu zählen die Arten *Nitocrella omega* ($x_{cp} = 9,0 \text{ °C}$), *Niphargus fontanus* ($x_{cp} = 9,0 \text{ °C}$), *Niphargus aquilex* ($x_{cp} = 10,7 \text{ °C}$), *Acanthocyclops rhenanus* ($x_{cp} = 11,4 \text{ °C}$) und *Niphargus laisi* ($x_{cp} = 12,4 \text{ °C}$). *N. omega* besitzt den höchsten transformierten Indikatorwert (z score) und somit die besten Indikatoreigenschaften. Geringfügig kleiner sind die Werte von *N. laisi*, *N. fontanus* und *A. rhenanus* (s. [Anhang Tab. A 7](#)). Den kleinsten transformierten Indikatorwert besitzt *N. aquilex*.

Lediglich eine Indikatorart, *Bathynella freiburgensis* ($x_{cp} = 17,5 \text{ °C}$), profitiert in dieser Untersuchung von höheren Temperaturen und nimmt entlang des Gradienten in ihrer Abundanz und der Frequenz zu.

Die Temperaturbereiche (5.- 95. Quantil), in denen potentielle Umschlagspunkte liegen, befinden sich bei allen Arten, die negativ auf eine Temperaturzunahme reagieren, unterhalb von 14 °C . Die beobachteten Umschlagspunkte (x_{cp}) liegen für zwei der drei Höhlenflohkrebsarten (*N. fontanus* und *N. aquilex*) deutlich unter 14 °C . *N. laisi* (Amphipoda) besitzt einen etwas höher gelegenen Umschlagspunkt bei $12,4 \text{ °C}$. Die Indikatorarten *N. omega* (Cyclopoida) und *N. fontanus* (Amphipoda) reagieren besonders empfindlich auf Temperaturerhöhungen. Diese Arten nehmen bereits bei 9 °C und somit deutlich unterhalb des Gemeinschaftsschwellenwerts ($12,4 \text{ °C}$) in Abundanz und Frequenz ab. Der weniger deutliche Schwellenwert im Bereich um 9 °C ist auf diese Arten zurückzuführen.

Es gibt artspezifisch unterschiedliche Temperaturpräferenzen. Lediglich eine Indikatorart (*B. freiburgensis*) reagiert positiv auf erhöhte Temperaturen. Der Großteil der Indikatorarten reagiert negativ auf einen Temperaturanstieg und besitzt Umschlagspunkte unterhalb von 14 °C , wobei es wenige Arten gibt, die deutlich kühlere Temperaturen um 9 °C bevorzugen. Dass die „Temperaturgrenze“ von 14 °C für die Fauna relevant ist, zeigen auch die Ergebnisse in [Kapitel 3.1.3](#).

3. Ergebnisse

3.2 Ergebnisse anhand deutschlandweiter Daten (Teil Autökologie)

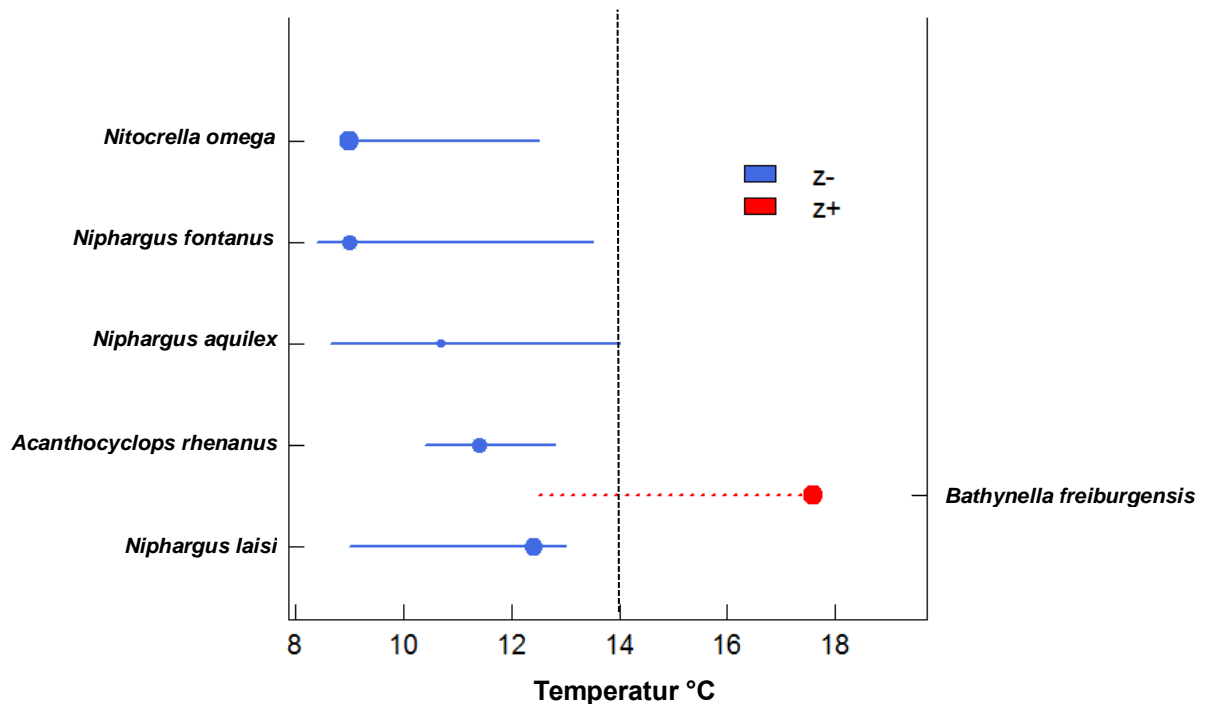


Abb. 33: Umschlagspunkte (x_{cp}) der Indikatorarten im Untersuchungsgebiet Oberrheingraben.

Abgebildet ist der Bereich (5.-95. Quantil) in dem potentielle Umschlagspunkte (x_i) aus 500 Bootstrapreplikaten berechnet wurden (horizontale Linie) sowie der beobachtete Umschlagspunkt x_{cp} (Punkt). Die Punktgröße ist proportional zur Höhe des z scores, z- (blau), z+ (rot). Die gestrichelte Linie markiert die 14 °C-Grenze und wurde nachträglich eingefügt. Es wurden ausschließlich „abiotisch geeignete“ Messstellen (s. Kapitel 2.2.1.7) berücksichtigt, n = 330.

3.2 Ergebnisse anhand deutschlandweiter Daten (Teil Autökologie)

Wie sich in der Untersuchung im Oberrheingraben (Kapitel 3.1) zeigt, gibt es art-spezifisch unterschiedliche Temperaturpräferenzen. Mit diesem Ansatz soll ergänzend geprüft werden, ob die beobachteten Temperaturpräferenzen auch anhand zusätzlicher Daten wiedergespiegelt werden. Die Autökologie, die Ökologie der Organismen, beleuchtet den Einfluss eines oder mehrerer Umweltparameter ausgehend von einzelnen Arten und Organismen. In diesem Teil der Arbeit wurde das Vorkommen ausgewählter Grundwassertaxa ausschließlich auf den Umweltparameter Temperatur untersucht. Als Grundlage dient der bisher umfangreichste faunistische Grundwasserdatensatz in Deutschland. Die erhobenen Daten aus dem Untersuchungsgebiet Oberrheingraben wurden um alle größeren faunistischen Grundwasserstudien ergänzt. Für die

3. Ergebnisse

3.2 Ergebnisse anhand deutschlandweiter Daten (Teil Autökologie)

Auswertung wurden die wichtigsten Grundwassertaxa und die in der Untersuchung im Oberrheingraben vorkommenden Crustaceaarten herangezogen (s. Kapitel 3.1).

3.2.1 Die Fauna

Der gesamte, deutschlandweite Datensatz umfasst 197 Metazoa-Taxa. Darunter wurden Individuen aus den Gruppen Annelida (Ringelwürmer), Nematoda (Fadenwürmer), Gastropoda (Schnecken), Turbellaria (Strudelwürmer), Acari (Milben), Rotatoria (Rädertierchen) und vor allem Taxa aus dem Unterstamm Crustacea (Krebstiere) von den Probennehmern nachgewiesen. Der Datensatz umfasst 115 Crustaceaarten. Davon werden 98 Arten als stygobiont eingestuft. Stygobionte Tiere sind, wie bereits in der Einleitung erläutert, echte Grundwasserarten, die ihren gesamten Lebenszyklus im Grundwasser verbringen und sich daher gut an die extremen Bedingungen im Grundwasser angepasst haben.

Da der Teil Autökologie eine Ergänzung zur Untersuchung im Oberrheingraben (Teil Synökologie) darstellt, beschränken sich folgende Ergebnisse auf die faunistischen Großgruppen und Arten, die im Rahmen dieser Arbeit im Oberrheingraben nachgewiesen wurden.

3.2.2 Temperatur-Umschlagspunktanalyse (TITAN) einzelner Arten anhand der Stygoregion „südwestliche Mittelgebirge“

Ob sich die Temperaturpräferenzen der Arten aus dem Teil Synökologie vor dem Hintergrund eines erweiterten Datensatzes wiederfinden, soll anhand der Umschlagspunktanalyse für die Daten der **Stygoregion „südwestliche Mittelgebirge“** geprüft werden. Da die Stygoregion „norddeutsche Tiefebene“ kaum von Grundwasserfauna besiedelt ist (s. Kapitel 2.1.2.1) und um geographische Effekte (z. B. die Verbreitung einer Art) weitestgehend auszuschließen, wurde die Auswertung auf Grundwassermessstellen in einer Stygoregion und zwar der Region „südwestliche Mittelgebirge“, beschränkt. Diese Stygoregion bietet sich besonders an, da sie gut besiedelt ist und gleichzeitig wie kaum eine andere sehr heterogene klimatische Bedingungen und ein breites Temperaturspektrum aufweist (s. Anhang Abb. A 38). Die Arten aus der Untersuchung im Oberrheingraben besitzen ihren Verbreitungsschwerpunkt zudem in dieser Stygoregion. Um zusätzliche Einflussfaktoren zu minimieren wurden auch hier

3. Ergebnisse

3.2 Ergebnisse anhand deutschlandweiter Daten (Teil Autökologie)

für die Auswertung mit TITAN gestresste Proben (Sauerstoffgehalt < 1mg/l und/ oder hoher Gehalt an Feinsedimenten => Häufigkeitsklasse „viel“ s. Anhang Tab. A 1) nicht berücksichtigt.

Die Umschlagspunkte für die als geeignete Indikatoren eingestufteten Arten sind in Abb. 34 dargestellt (detaillierte Ergebnisse s. Anhang Tab. A 9). Der Anteil an geeigneten Indikatorarten („pure“ und „reliable“, Level 0,95) liegt bei 38 % (13 von insgesamt 34 Arten) und ist ebenfalls vergleichbar mit anderen Untersuchungen, bei denen TITAN angewandt wurde (BERGER et al. 2016; SUNDERMANN et al. 2015). Sechs Arten nehmen mit zunehmender Temperatur ab (z-). Hierzu zählen *Niphargus fontanus* ($x_{cp} = 6,2 \text{ °C}$), *Nitocrella omega* ($x_{cp} = 9,0 \text{ °C}$), *Niphargus laisi* ($x_{cp} = 10,2 \text{ °C}$), *Acanthocyclops rhenanus* ($x_{cp} = 10,4 \text{ °C}$), die bereits in der Untersuchung im Oberrheingraben als Indikatoren identifiziert wurden und *Acanthocyclops robustus* ($x_{cp} = 7,2 \text{ °C}$) sowie *Proasellus slavus* ($x_{cp} = 10,7 \text{ °C}$). *N. omega* und *N. fontanus* besitzen auch auf dieser Datengrundlage Umschlagspunkte unterhalb der durchschnittlichen Grundwassertemperatur. Der Bereich, in dem potentielle Umschlagspunkte berechnet wurden, liegt bei allen Arten aus dieser Gruppe (z-) wie im ersten Teil der Arbeit unter 14 °C . Die größten z scores (je höher der Wert, desto besser eignet sich eine Art als Indikator) innerhalb dieser Gruppe besitzen *Nitocrella omega*, gefolgt von *Acanthocyclops robustus* und *Acanthocyclops rhenanus*. Den kleinsten Wert besitzt *Niphargus laisi*.

Zu den sieben Arten, die entlang des Gradienten zunehmen (z+) und von wärmeren Temperaturen profitieren, zählen *Graeteriella unisetigera* ($x_{cp} = 18,5 \text{ °C}$), *Diacyclops languidoides* ($x_{cp} = 17,9 \text{ °C}$), *Eucyclops serrulatus* ($x_{cp} = 15,9 \text{ °C}$), *Parastenocaris fontinalis borea* ($x_{cp} = 15,6 \text{ °C}$), *Parastenocaris hippuris* ($x_{cp} = 14,3 \text{ °C}$), *Bathynella freiburgensis* ($x_{cp} = 13,5 \text{ °C}$) und *Fabaeformiscandona bilobata/ bilobatoides* ($x_{cp} = 12,7 \text{ °C}$). *B. freiburgensis* wurde bereits bei der Umschlagspunktanalyse der Fauna im Oberrheingraben als Indikatorart ermittelt. Auf Grundlage der erweiterten Daten konnten zusätzliche Indikatoren, die erhöhte Temperaturen präferieren, identifiziert werden. Den größten z score besitzt *G. unisetigera* gefolgt von *E. serrulatus*. Die Umschlagspunkte in dieser Gruppe liegen lediglich für *B. freiburgensis* unter 14 °C . Zwischen den beiden Gruppen gibt es geringe Überlappungen. *P. fontinalis borea*, *F. bilobata/ bilobatoides* und *B. freiburgensis* besitzen potentielle Umschlagspunkte, die teilweise im Temperaturbereich der Umschlagspunkte von Arten aus der z- Gruppe liegen.

3. Ergebnisse

3.2 Ergebnisse anhand deutschlandweiter Daten (Teil Autökologie)

Auch auf dieser Datengrundlage ergeben sich artspezifisch unterschiedliche Temperaturpräferenzen, wobei kaltstenotherme Indikatorarten auch hier potentielle Umschlagspunkte ausschließlich unterhalb von 14 °C besitzen. Die Zuordnung zu den beiden Gruppen (Arten die entweder positiv oder negativ auf erhöhte Temperaturen reagieren) stimmt mit den Indikatorarten, die anhand der Daten aus dem Oberrheingraben identifiziert wurden, überein. Die Umschlagspunkte der Indikatorarten *N. omega*, *A. rhenanus* und *N. laisi* sind vergleichbar. Bei *N. fontanus* und *B. freiburgensis* beträgt die Abweichung mehr als 2,3 °C. Die Umschlagspunkte der Indikatorarten liegen auf dieser Datengrundlage tendenziell bei niedrigeren Temperaturen.

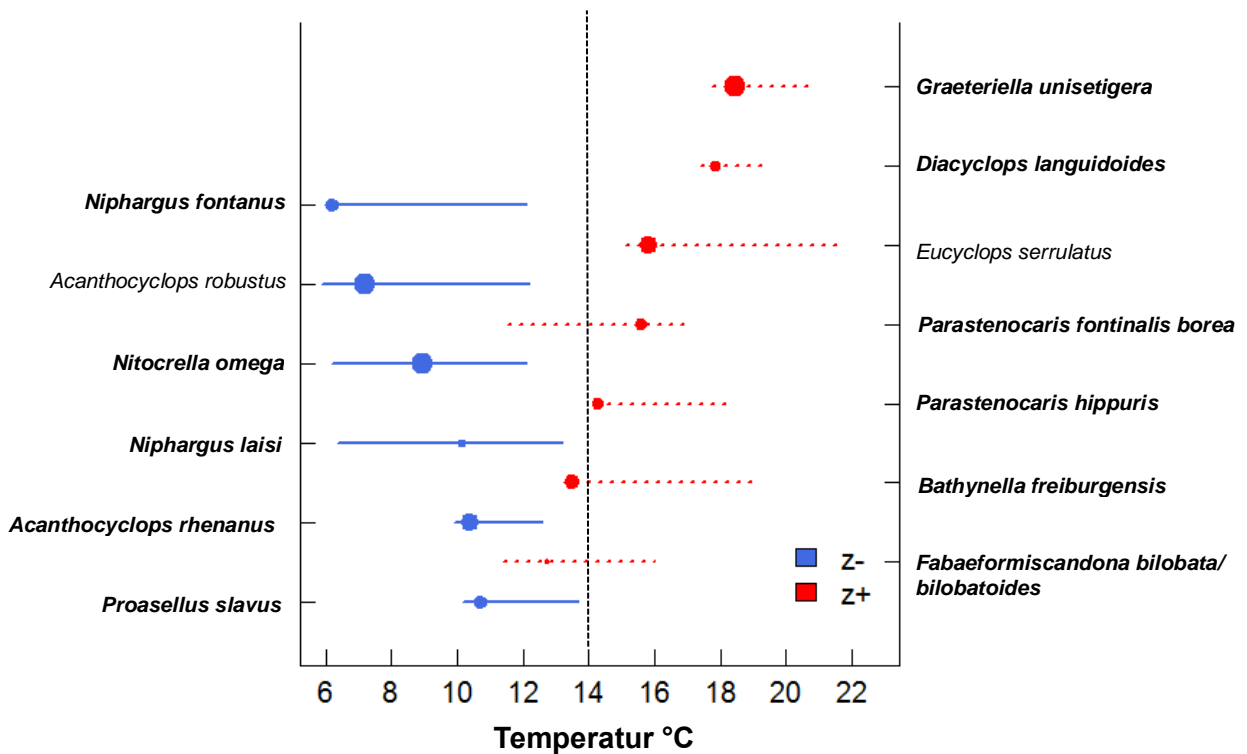


Abb. 34: Umschlagspunkte (xcp) für einzelne Arten in der Stygoregion „südwestliche Mittelgebirge“.

Abgebildet ist der Bereich (5.-95. Quantil) in dem Kandidatenumschlagspunkte (x_i) aus 500 Bootstrapreplikaten berechnet wurde (horizontale Linie) sowie der beobachtete Umschlagspunkt x_{cp} (Punkt). Die Punktgröße ist proportional zur Höhe des z scores, z- (blau), z+ (rot), stygobionte Arten sind fett gedruckt. Es wurden ausschließlich Messstellen berücksichtigt, die ausreichend Sauerstoff und geringe Feinsedimentgehalte (Ocker und Schluff) aufweisen (s. Kapitel 2.2.1.7). Die gestrichelte Linie markiert die 14 °C-Grenze und wurde nachträglich eingefügt, n = 2255.

3.2.3 Temperaturen im individuellen Verbreitungsgebiet der Indikatorarten

Um die Temperaturpräferenzen im **individuellen Verbreitungsgebiet** der Indikatorarten (s. TITAN anhand der Daten „südwestliche Mittelgebirge“) beurteilen zu können, wurden Boxplots erstellt (s. Abb. 35). Durch die Betrachtung der individuellen Verbreitungsgebiete werden geografische Effekte (viele Grundwasserarten sind, wie bereits in Kapitel 1.1 beschrieben, endemisch) verringert. Die nachfolgenden Grafiken zeigen die Temperaturen in Abhängigkeit der An- und Abwesenheit (presence/absence) der Indikatorarten innerhalb ihres individuellen Verbreitungsgebiets auf Basis des deutschlandweiten Datensatzes. Damit eine kleinräumigere Abgrenzung der Verbreitungsgebiete als die Stygoregionen nach Stein et al (2012) vorgenommen werden konnte, wurden die vom Bundesamt für Naturschutz definierten, sogenannten „Naturräumlichen Großeinheiten“ herangezogen (s. Anhang Abb. A 1). Zu beachten ist, dass dieser Auswertungsansatz auf einer anderen Datengrundlage basiert, als für die Indikator-Taxa-Analyse für die Stygoregion südwestliche Mittelgebirge. Je nachdem, inwieweit sich die Verbreitungsmuster anhand der naturräumlichen Einheiten mit der untersuchten Stygoregion überschneiden, ist der Stichprobenumfang größer oder kleiner.

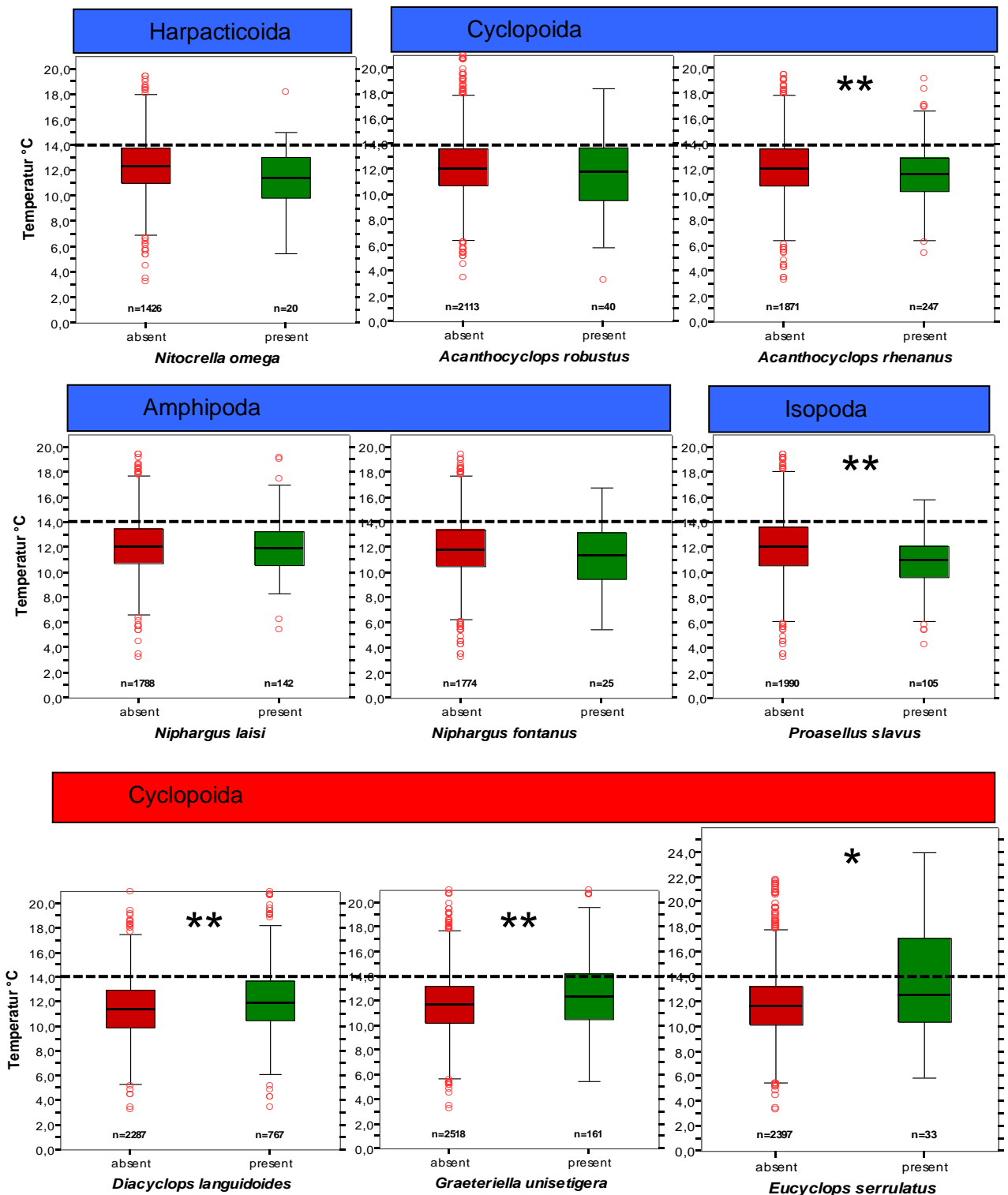
Die Arten *N. omega*, *A. rhenanus*, *N. laisi*, *N. fontanus*, *P. slavus* und *A. robustus* sind bei kühleren Temperaturen innerhalb ihres Verbreitungsgebiets anzutreffen und bestätigen (trotz anderer Datengrundlage) somit die von TITAN vorgenommene Zuweisung zu den Arten, die empfindlich auf Temperaturerhöhungen reagieren. *A. rhenanus* ($p = 0,002$) und *P. slavus* ($p = 0,000$) sind bei signifikant kühleren Temperaturen anzutreffen. Wärmere Standorte innerhalb des individuellen Verbreitungsgebiets werden von *D. languidoides* ($p = 0,000$), *G. unisetigera* ($p = 0,001$), *F. bilobata/bilobatoides* ($p = 0,037$), *P. hippuris* ($p = 0,008$), *E. serrulatus* ($p = 0,014$) und *B. freiburgensis* ($p = 0,000$) besiedelt. Auch bei diesen Arten stimmt die Zuordnung der Umschlagspunktanalyse mit den beobachteten Temperaturpräferenzen überein, wobei die Temperaturunterschiede zwischen besiedelten und unbesiedelten Standorten signifikant sind.

Bei allen Indikatorarten, die negativ auf höhere Temperaturen reagieren (z-) liegen die Boxen (entspricht 75 % der Beobachtungen) unterhalb der 14,0 °C-Grenze. Bei den Indikatorarten, die entlang des Temperaturgradienten zunehmen (z+), erreichen oder überschreiten die Boxen bei 71 % den Bereich der 14 °C-Marke.

3. Ergebnisse

3.2 Ergebnisse anhand deutschlandweiter Daten (Teil Autökologie)

Auch bei Betrachtung der individuellen Verbreitungsgebiete der einzelnen Indikatorarten wird deutlich, dass es Arten gibt, die höhere Temperaturen in ihren Lebensräumen tolerieren oder bevorzugen. Andere Arten dagegen sind schwerpunktmäßig bei niedrigeren Temperaturen innerhalb ihres Verbreitungsgebiets anzutreffen. Die 14 °C-Grenze scheint auch in diesem Zusammenhang relevant zu sein.



3. Ergebnisse

3.2 Ergebnisse anhand deutschlandweiter Daten (Teil Autökologie)

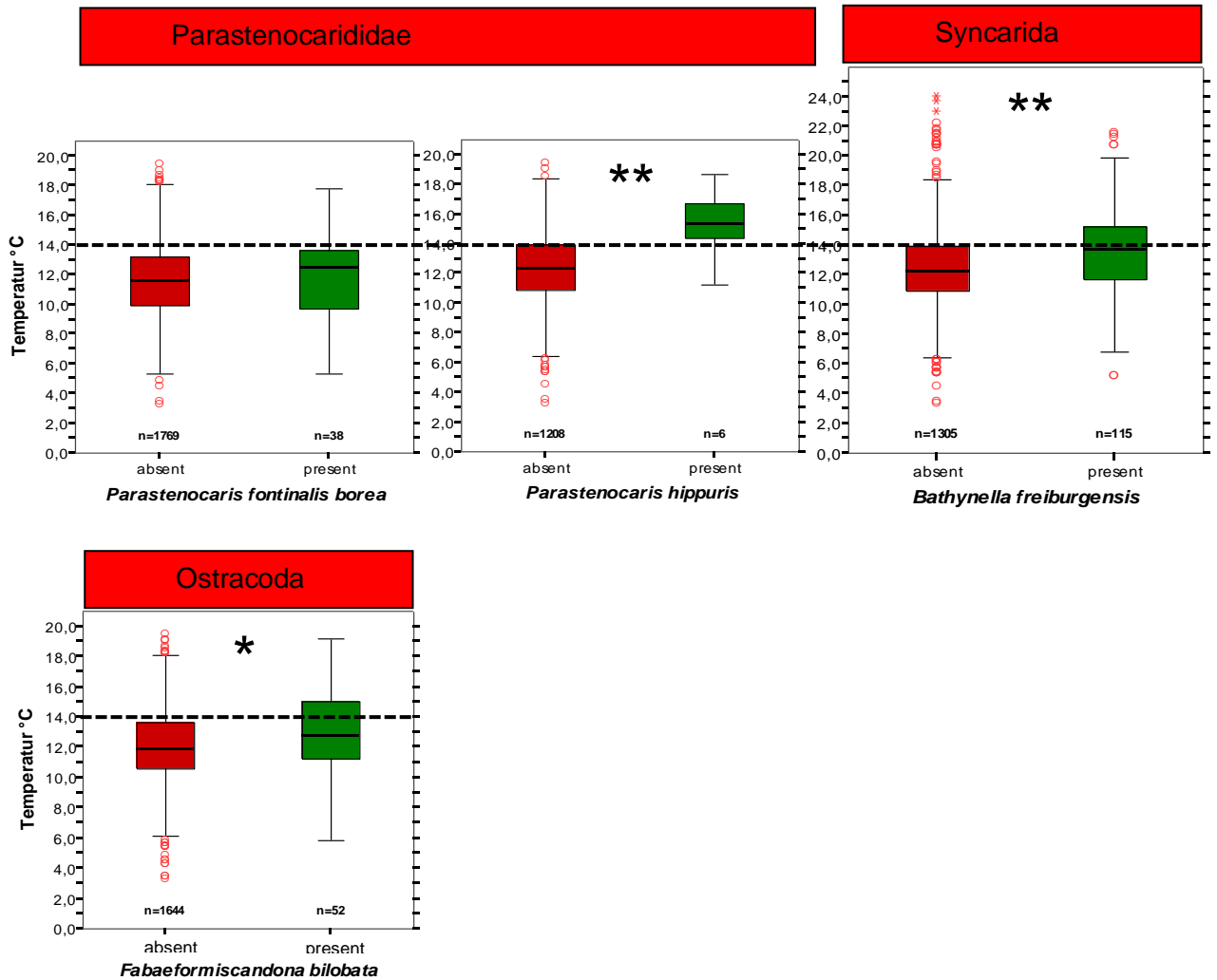


Abb. 35: Boxplots über das Vorkommen der Indikatorarten bei unterschiedlichen Temperaturen im individuellen Verbreitungsgebiet.

Abgebildet sind die durch TITAN ermittelten Indikatorarten, die negativ (Großgruppenname blau hinterlegt) oder positiv (Großgruppenname rot hinterlegt) auf erhöhte Temperaturen reagieren. Die Boxplots basieren auf unaggregierten Daten. Es wurden ausschließlich Messstellen berücksichtigt, die ausreichend Sauerstoff und geringe Feinsedimentgehalte (Ocker und Schluff) aufweisen (s. Kapitel 2.2.1.7). Signifikante Unterschiede sind mit Sternchen (*) gekennzeichnet (* \triangleq $p = 0,01 - 0,05$, ** \triangleq $p = 0,001 - 0,01$, *** \triangleq $p \leq 0,001$). Die gestrichelte Linie markiert die 14 °C-Grenze.

3.2.4 Das Vorkommen faunistischer Großgruppen in Abhängigkeit von der Temperatur

Um zu klären, ob sich unterschiedliche Temperaturpräferenzen auch auf Großgruppenniveau ergeben und inwiefern sich diese unterscheiden, wurden erneut Boxplots erstellt. In dieser Auswertung wurden alle Arten des deutschlandweiten Datensatzes berücksichtigt. Der Datensatz deckt ein relativ breites Temperaturspektrum ab (Temperaturverteilung s. Anhang Abb. A 39). In Abb. 36 ist die Anwesenheit (presence) der Crustaceagruppen, in Abhängigkeit zur Temperatur am Fundort der Tiere dargestellt. Grundlage für diese Auswertungen sind alle Daten im deutschlandweiten Datensatz. Die Gruppe Harpacticoida (ohne Tiere aus der Gattung *Parastenocaris*) ist überwiegend in kühlen Messstellen vertreten und besitzt den niedrigsten Median (ca. 11,3 °C). Zu dieser Gruppe gehört beispielsweise die Art *Nitocrella omega*, die in beiden TITAN-Ergebnissen deutlich niedrigere Temperaturen (Umschlagspunkte bei 9 °C) bevorzugt. Syncarida weisen bei ca. 12,8 °C den höchstgelegenen Zentralwert innerhalb der Großgruppen auf. Tiere aus der Gattung *Parastenocaris*, besitzen einen ähnlichen Temperaturschwerpunkt wie Tiere der Gruppe Syncarida, der knapp darunter liegt. Die Großgruppen Cyclopoida, Amphipoda, Isopoda und Ostracoda weisen einen ähnlichen Medianwert auf, der zwischen ca. 11,5 und 11,8 °C auszumachen ist. Insgesamt betrachtet liegen die Temperaturschwerpunkte der Großgruppen relativ nahe beieinander und unterscheiden sich im Minimum (Harpacticoida) und Maximum (Syncarida) um ca. 1,5 °C. Keine der aufgeführten Großgruppen hat ihren Schwerpunkt über 14 °C. Bis auf die Gruppen *Parastenocaris* und Syncarida liegen auch die oberen Quartile unterhalb der 14 °C-Grenze. Das Temperaturspektrum (Extremwerte nicht berücksichtigt), innerhalb dessen Tiere der jeweiligen Großgruppen vorzufinden waren, variiert bei den Großgruppen Syncarida (ca. 5,3 – 19,3 °C), Harpacticoida (ca. 5,2 – 18,5 °C) und *Parastenocaris* (ca. 6,8 – 20 °C) am stärksten (13,2 bis 13,9 Einheiten). Eine etwas geringere Schwankungsbreite zeigt die Gruppe Amphipoda (ca. 6 – 17,5 °C) gefolgt von den Gruppen Ostracoda (ca. 5,2 – 18,5 °C), Cyclopoida (ca. 5,2 – 18,2 °C) und Isopoda (ca. 5,5 – 18,5 °C) (11,5 bis 13 Einheiten).

Die beobachteten Temperaturpräferenzen sind auf Großgruppenniveau weniger deutlich. Im Verhältnis betrachtet stimmen die Unterschiede aber größtenteils mit den Temperaturpräferenzen der entsprechenden Indikatorarten überein.

3. Ergebnisse

3.2 Ergebnisse anhand deutschlandweiter Daten (Teil Autökologie)

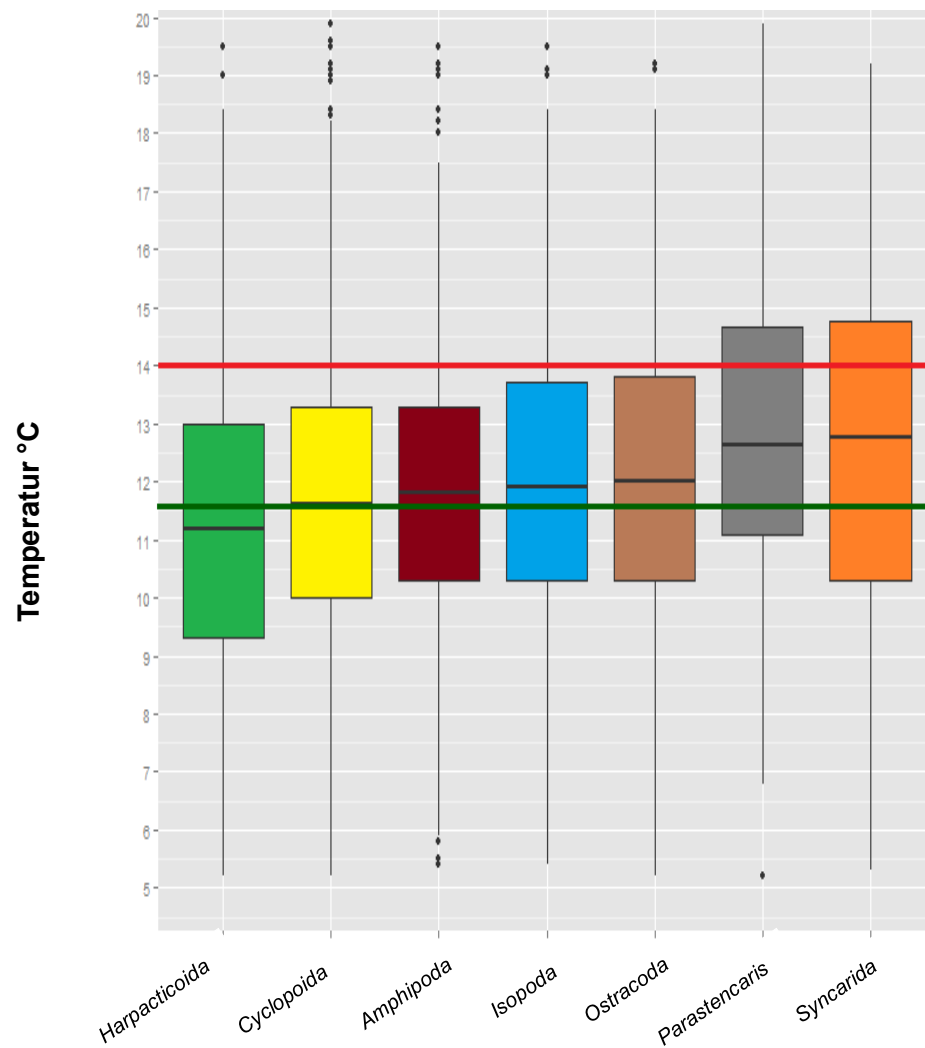


Abb. 36: Boxplots über das Vorkommen der Crustaceagruppen in Abhängigkeit von der Grundwassertemperatur am Fundort.

Die rote Linie markiert die 14 °C- Grenze, die grüne Linie den Mittelwert der Temperatur über den deutschlandweiten Datensatz, n = 3336.

4. Diskussion

4.1 Diskussion der Ergebnisse aus dem Oberrheingraben (Teil Synökologie)

4.1.1 Umweltparameter – Charakterisierung der Untersuchungsgebiete

Temperaturen in den Untersuchungsgebieten im Oberrheingraben

Die erwärmten Standorte weisen Temperaturen auf, die den Prognosen zur Klimaerwärmung entsprechen (s. Kapitel 3.1.1) und eignen sich daher als Modellstandorte, um die Auswirkungen der prognostizierten Temperaturerhöhung auf die Fauna untersuchen zu können. Insgesamt wird in den drei Gebieten ein relativ breites Temperaturspektrum abgedeckt. Durch eine entsprechende Vorauswahl der Messstellen konnten zusätzliche negative Einflussfaktoren vermutlich vermieden werden.

Neben natürlich temperierten Grundwassermessstellen gibt es den Erwartungen entsprechend einige Standorte mit erhöhten Durchschnittstemperaturen. Die durchschnittlichen Temperaturen der Standorte reichen von 10 bis 16 °C und bewegen sich größtenteils in einem Bereich, der, falls die Klimaprognosen zutreffen, im Grundwasser zukünftig zu erwarten ist (IPCC 2014a; LEIPPRAND et al. 2008b; LUBW 2013). Die Temperaturwerte sind vergleichbar mit Temperaturmessungen der LUBW (unveröffentlichte Daten), die sich auf das Grundwasser in der Messstellenumgebung beziehen (vor der Messung wird eine definierte Menge an Wasser abgepumpt. Die Messung erfolgt somit im Wasser aus dem umliegenden Grundwasserleiter). Zwar sind in den stark anthropogen genutzten Bereichen neben Wärmeeinträgen auch Schadstoffeinträge nicht auszuschließen, durch eine entsprechende Vorauswahl der Standorte für die faunistische Auswertung konnten zusätzliche negative Einflussfaktoren aber vermutlich reduziert werden. Es gibt heute kaum noch Grundwasservorkommen, die völlig unbelastet sind. Eine gewisse Hintergrundbelastung ist folglich die Realität (BALKE & GRIEBLER 2003; HIRSCHFELD 2015; KUNKEL et al. 2004) und daher schwer auszuschließen.

Überraschenderweise gibt es Messstellen mit Temperaturen deutlich unterhalb der durchschnittlichen Grundwassertemperatur des Oberrheingrabens, die zwischen ca. 11 bis 12 °C liegt (LGRB 2016). Die relativ große Spannbreite der Temperatur in den un-

4. Diskussion

4.1 Diskussion der Ergebnisse aus dem Oberrheingraben (Teil Synökologie)

aggregierten Einzelproben wird neben anthropogenen Einflüssen auch mehr oder weniger durch jahreszeitliche Temperaturänderungen und den hydrologischen Austausch mit Oberflächengewässern beeinflusst. Da die Grundwassermessstellen bis auf vier Ausnahmen (in Neuenburg), relativ oberflächennah installiert sind (die Tiefe liegt bei den oberflächennahen Messstellen zwischen 6 bis 29 m), sind diese zum Teil weniger gut von Oberflächeneinflüssen abgeschirmt und zeigen daher eine gewisse jahreszeitliche Beeinflussung.

Die relativ niedrigen Temperaturen (unter 10 °C), wie zum Beispiel in Neuenburg in Messstelle 63, sind wohl auf den Kontakt mit einem kleinen stehenden Gewässer (Wuhrloch) zurückzuführen, das wiederum durch ein Fließgewässer (Klemmbach) aus dem kühleren Schwarzwald gespeist wird (s. [Anhang Abb. A. 40](#)) (HAFNER 2016; LGRB 2016). Oberflächengewässer sind stark durch die Lufttemperatur beeinflusst und daher im Winter wesentlich kälter (Die Wassertemperatur am Grund eines Sees beträgt im Winter ca. 4 °C). Im Sommer werden Oberflächengewässer entsprechend warm und können bei hydrologischen Kurzschlüssen mit Grundwasserleitern zu deutlichen Temperaturerhöhungen in diesen Bereichen führen. Im südlichen Oberrheingraben infiltrieren die Fließgewässer aus dem Schwarzwald beim Erreichen des Oberrheingrabens teilweise stark oder vollständig in den Untergrund (PLUM et al. 2008). Vor allem im Winter und Frühjahr ist die Infiltration ins Grundwasser erhöht (mündliche Mitteilung von K.-P. Barufke, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg am 03.03.2016). Das Wasser der Dreisam, eines Fließgewässers, das im Oberlauf aus zahlreichen Schwarzwaldbächen gespeist wird, infiltriert östlich von Freiburg stark ins Grundwasser (LANGE 2007). Im Bereich des Mooswaldes, in dem einige Probenahmestandorte liegen, drückt sich das Wasser als Grundwasser wieder nach oben und bildet somit die Grundlage für einen Auwald (GUENTHER & BRAUN 2008).

Viele Fließgewässer führen im Sommer allerdings weniger Wasser und erreichen teilweise nicht mehr die Niederterrasse des Oberrheins (mündliche Mitteilung von K.-P. Barufke, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg am 03.03.2016). Dadurch ist in diesem Bereich der Eintrag an kühlem Oberflächenwasser im Winter und Frühjahr stärker ausgeprägt, als der Eintrag von wärmerem Wasser im Sommer und Herbst. Besonders viel Niederschlag gibt es in unseren Breiten im Sommer und im Winter. Wobei in der Region Schwarzwald im Zeitraum von 1971 bis 2000 die winterlichen Niederschläge stärker ausgeprägt waren

(LUBW & DWD 2006). Durch diesen Umstand werden kalte Grundwasserrefugien geschaffen, die auch im Zuge der Klimaerwärmung durch die prognostizierte Abnahme der Sommerniederschläge bei gleichzeitiger Zunahme der Winterniederschläge (LEIPPRAND et al. 2008a), erhalten bleiben könnten. Solche Grundwasserstandorte könnten kaltstenothermen Arten zukünftig Schutz bieten. Da in Messstelle 63 in Neuenburg im September kurzzeitig ein Höchstwert von lediglich 14,8 °C gemessen wurde, ist davon auszugehen, dass der nahegelegene Weiher auch im Sommer von dem kühlen Fließgewässer gespeist wird, da zu dieser Jahreszeit in einem stehenden Gewässer bzw. der Grundwassermessstelle ansonsten deutlich höhere Temperaturen zu erwarten wären.

Im Waldgebiet in Karlsruhe gibt es ebenfalls Messstellen mit Temperaturen, die unterhalb des durchschnittlichen Grundwassertemperaturbereichs im Oberrheingraben liegen. Diese Abweichung ist sicher auf die generell kühleren Temperaturen in Wäldern und den stärkeren Einfluss von Niederschlagswasser im Winter zurückzuführen. Das Bodensubstrat im Hartwald besteht aus karbonathaltigem Schotter und Terrassensanden und ist gut wasserdurchlässig mit fast ausschließlich vertikaler Sickerwasserbewegung (LGRB 2016). Der Hartwald wird außerdem durch ein Band von Flug- und Dünenansanden durchzogen, die besonders gut wasserdurchlässig sind (s. [Anhang Abb. A 41](#)). Aufgrund der guten Versickerung von Niederschlagswasser wird daher in diesem Bereich auch Trinkwasser gefördert. Zum Zeitpunkt der Probenahmen im Dezember 2011 und Januar 2012 war die Niederschlagsmenge in Karlsruhe mit 177,9 mm (Dez.) und 96,9 mm (Jan.) vergleichsweise hoch (STADT KARLSRUHE 2016) und führte daher zu niedrigen Grundwassertemperaturen (um 9 °C) in diesem Waldgebiet.

Die erhöhten Temperaturen sind weitestgehend auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen. Die sehr hohen Temperaturwerte im Karlsruher Stadtgebiet kommen vermutlich vor allem durch die Rückführung von bis zu 20 °C warmes Grundwasser im Bereich des städtischen Klinikums zustande. Das Klinikum nutzt Grundwasser zur Kühlung der Operationssäle (mündliche Mitteilung von A. März, Stadt Karlsruhe, Umwelt- und Arbeitsschutz am 01.12.2010).

In Freiburg gibt es keinen isolierten punktuellen Wärmeeintrag. Die stark erhöhten Temperaturen im Industriegebiet sind wohl vor allem auf die ausgeprägte anthropogene Nutzung (starke Versiegelung der Böden, Abwärme über unterirdische Bauwerke, Abwasserkanalnetz, geothermische Anlagen, Industrie, etc.) zurückzuführen. Im Bereich des Mooswaldes wird Grundwasser (ca. 5,4 Mio. m³ pro Jahr), das

von der Firma Rhodia zu Kühlungs Zwecken entnommen wurde, über ehemalige Entwässerungsgräben zurückgeführt (GUENTHER & BRAUN 2008; STADT FREIBURG 2016). Messstelle 26 ist relativ warm (Durchschnittstemperatur > 14 °C). Die Ursache ist wahrscheinlich die Nähe zur Einleitstelle des von Rhodia genutzten Wassers.

Die Deponie in Neuenburg verursacht nur eine geringe Grundwassererwärmung. Hier führt der Einfluss des Rheins auf Pegel 68 zu einer kurzzeitigen überdurchschnittlich hohen Temperaturmessung (18,2 °C) Anfang Herbst.

Da der Oberrheingraben eine der wärmsten Regionen in Deutschland ist (DWA 2017), sind auch die Grundwassertemperaturen in dieser Gegend höher, als in anderen Gebieten (LFU 2001; LGRB 2016). Hinzu kommt der Wärmeeintrag in Ballungsräumen durch anthropogene Einflüsse (MENBERG et al. 2013). In den Siedlungsgebieten erreicht die Grundwassertemperatur der untersuchten Messstellen häufig den, für den Großteil der Fauna, als kritisch erachteten Bereich über 14 °C. Treffen die derzeitigen Klimaprognosen zu, werden insbesondere im Oberrheingraben großflächige Grundwasserbereiche Temperaturen über 14 °C erreichen (LUBW 2013). Vor allem oberflächennahe Grundwasserlebensräume sind wahrscheinlich besonders gefährdet, da diese stärker durch Oberflächeneinflüsse geprägt sind und somit zukünftig einer direkteren Erwärmung ausgesetzt sind (GRIEBLER 2003a). In diesem Bereich findet ein Großteil der Selbstreinigungsprozesse des Sickerwassers statt, an dem die Tiere zusammen mit Mikroorganismen maßgeblich beteiligt sind (AVRAMOV et al. 2010; GRIEBLER & AVRAMOV 2015). Inwiefern bzw. ob die Selbstreinigungsleistung von Grundwasserökosystemen durch Veränderungen der Crustaceagemeinschaften beeinflusst wird, ist unklar und bedarf einer gesonderten Untersuchung.

Multivariate Analysen der ermittelten Umweltparameter und Standorte im Oberrheingraben

Die drei Untersuchungsgebiete im Oberrheingraben lassen sich anhand der Umweltparameter nicht klar voneinander abgrenzen. Die Gebiete sind sich in der Ausprägung der Umweltparameter insgesamt ähnlich und können zusammenfassend ausgewertet werden. Freiburg unterscheidet sich vor allem im Hinblick auf die Carbonathärte und damit verbunden auf den pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit von Karlsruhe und Neuenburg (s. Abb. 22 und 23). Die Messstellen lassen sich außerdem weder im Hinblick auf die Gebietszugehörigkeit noch auf die Faktoren „Landnutzung“ und „Einfluss“ gruppieren (s. Anhang Abb. A 2 und A 3).

Die beobachteten Unterschiede sind in erster Linie auf die Geologie der Untersuchungsgebiete zurückzuführen (PLUM et al. 2008; WIRSING & LUZ 2007). Dabei sind sich die Gebiete Karlsruhe und Neuenburg aufgrund ihrer Geologie und somit in ihrer Grundwasserbeschaffenheit ähnlicher. Die Abweichungen, die in Freiburg beobachtet wurden, sind auf die Lage des Gebiets zurückzuführen. Freiburg liegt am Rand der Oberrheinischen Tiefebene und grenzt somit direkt an die Schwarzwaldrandverwerfung. In diesem Bereich bestehen die Kiese überwiegend aus kristallinem Schwarzwaldmaterial (PLUM et al. 2008). In Karlsruhe und Neuenburg dominieren karbonatische Sedimente, die einen höheren Härtegrad des Grundwassers bewirken (LGRB 2016; PLUM et al. 2008).

Eine detaillierte Betrachtung der erfassten Parameter, auch hinsichtlich einzelner Messstellen, findet sich im [Anhang S. 173](#).

Vergleich der Umweltparameter auf Gebietsebene

Sauerstoff

Bis auf eine Ausnahme (die betreffende Messstelle wurde bei der faunistischen Auswertung ausgeschlossen) besitzen alle Standorte der drei Untersuchungsgebiete ausreichend hohe Sauerstoffgehalte für die Grundwasserfauna (GRIEBLER et al. 2014; HAHN 2004). Negative Effekte auf die Crustaceagemeinschaften durch einen zu geringen Sauerstoffgehalt können somit ausgeschlossen werden. Die relativ niedrigen Sauerstoffgehalte sind charakteristisch für die Oberrheinebene. Diese sind, wie bereits in [Kapitel 2.1.1.3](#) erwähnt, auf die erhöhten Gehalte an organischen Kohlenstoffverbindungen im Gestein bzw. deren Abbau unter Sauerstoffverbrauch zurückzuführen (LFU 2001; PLUM et al. 2008).

Die gemessenen Werte in der vorliegenden Untersuchung liegen zum Teil über dem Erwartungsbereich der von der LUBW (ehemals LfU) ermittelten Sauerstoffgehalte (Unterschied: zwischen 1 bis 2 mg/l) (LFU 2001). Die leichte Abweichung von den LUBW-Daten ist evtl. auf die in der Untersuchung gezielte Auswahl an flachen Messstellen zurückzuführen, die in der Regel höhere Sauerstoffgehalte aufgrund des stärkeren Sauerstoffeintrages von der Oberfläche her besitzen. Zudem erfolgte die Messung des Sauerstoffgehalts im Standwasser der Messstellen (und nicht im umliegenden Grundwasserleiter, wie bei den Messungen der LUBW), wobei ein gesteigerter Sauerstoffeintrag durch die Luftsäule oberhalb der Wasseroberfläche in der Messstelle nicht auszuschließen ist.

Phosphat

Hohe Gehalte an Phosphat können, ebenso wie erhöhte Nitratgehalte, Hinweise auf Belastungen im Grundwasser liefern (HÜTTER 1992; KUNKEL et al. 2004). Die gemessenen Werte liegen in den drei Untersuchungsgebieten größtenteils unterhalb der natürlichen, ubiquitär überprägten Obergrenze (0,2 mg/ l) der Phosphatgehalte im Oberrheingraben (KUNKEL et al. 2004) (s. Abb. 23). Starke Belastungen (durch z. B. Düngemittel und Abwässer) und somit zusätzliche negative Einflüsse auf die Fauna (DI LORENZO et al. 2014; DI LORENZO & GALASSI 2013; MALARD et al. 1996; SINTON 1984), können daher in allen drei Gebieten ausgeschlossen werden.

Die Ursache für die etwas höheren Werte im Grundwasser in Freiburg ist nicht klar. Die gemessenen Phosphatgehalte sind in allen drei Untersuchungsgebieten im Vergleich zu Daten der LUBW, die im Wasser des Grundwasserleiters (und nicht im Standwasser der Messstellen) ermittelt wurden, leicht erhöht. Die von der LUBW gemessenen Grundwasserwerte sind in Karlsruhe ca. 0,032 mg/ l niedriger. In Freiburg um ca. 0,044 mg/ l und in Neuenburg um ca. 0,064 mg/ l (LFU 2001). Auch in dieser Messreihe besitzt das Grundwasser in Freiburg also etwas höhere Phosphatgehalte als in Neuenburg und Karlsruhe. Die Abweichungen im Vergleich zu den Messungen der LUBW sind vermutlich weniger auf Belastungen der Standorte, als auf die Bedingungen in den Messstellen zurückzuführen. In dem Sumpf einer Messstelle sammelt sich neben den Tieren auch organisches Material an. Durch den Abbau von Biomasse bzw. die Mineralisierung von organischen Substanzen, kann Phosphat hydrolytisch freigesetzt werden (TIEHM et al. 2012). Aus diesem Grund sind die gemessenen Phosphatwerte des Messstellenwassers im Vergleich zum umliegenden Wasser aus dem Grundwasserleiter vermutlich erhöht.

Nitrat

Der Nitratgehalt im Grundwasser ist natürlicherweise gering. Erhöhte Nitratgehalte zeigen somit in der Regel die Intensität der Landnutzung und anthropogene Einflüsse, wie beispielsweise die Ausbringung von Pflanzendüngungsmitteln, an (APRONA 2007; KUNKEL et al. 2004; LFU 2001). Obwohl im Grundwasser des Oberrheingrabens die natürlichen Nitratkonzentrationen häufig überschritten werden (APRONA 2007; LFU 2001), sind die für diese Untersuchung ausgewählten Gebiete gering nitratbelastet. Negative Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften durch organische Belastungen

wie z. B. Düngemittel (DI LORENZO et al. 2014; DI LORENZO & GALASSI 2013) sind wohl in allen Untersuchungsgebieten insgesamt gering.

Die Werte sind im Vergleich mit anderen Untersuchungen deutlich niedriger. In Karlsruhe wurden von der LUBW Werte zwischen ca. 12,5 und 21 mg/l ermittelt (Median eigene Messungen = 5 mg/l). In Freiburg bewegen sich die LUBW-Messungen zwischen 17,4 und 21,0 mg/l (Median eigene Messungen = 11 mg/l) und in Neuenburg zwischen 29,8 und 33,9 mg/l (Median eigene Messungen = 17 mg/l) (LFU 2001). Ein Grund für die Diskrepanz ist vermutlich die Auswahl der Standorte. In der vorliegenden Untersuchung wurden stofflich belastete Messstellen im Vorfeld weitestgehend ausgeschlossen. Die Untersuchungsstandorte sind durch eine landwirtschaftliche Nutzung und den damit verbundenen verstärkten Eintrag von Stickstoffverbindungen überwiegend unbeeinflusst. Die Messreihe der LUBW ist darauf ausgelegt, die Parameter repräsentativ für die Region zu erfassen und schließt daher auch landwirtschaftlich genutzte Flächen mit ein. Der zulässige Höchstwert für Nitrat im Trinkwasser liegt gemäß der EG- Richtlinie bei 50 mg/l (HÜTTER 1992). Nach diesem Grenzwert ist der Großteil der Probenahmestandorte somit nicht als nitratbelastet einzustufen. Allerdings gibt es Hinweise, dass dieser Grenzwert für das Grundwasser als Lebensraum zu hoch angesetzt ist. Nitratgehalte von bis zu 10 mg/l sprechen für unbelastetes Grundwasser (VOGT et al. 2003; WALENDA 2007). Werte im Bereich zwischen 10 und 25 mg/l lassen eine geringe Belastung durch anthropogene Einflüsse erkennen (WALENDA 2007). Die in dieser Untersuchung gemessenen Werte entsprechen überwiegend natürlichen Nitratkonzentrationen (59 % der Messstellen besitzen durchschnittliche Nitratwerte ≤ 10 mg/l) (VOGT et al. 2003; WALENDA 2007). 34 % der Messstellen lassen eine geringe Nitratbelastung erkennen (WALENDA 2007). Di Lorenzo & Galassi (2013) gehen unter Vorbehalt davon aus, dass Nitratkonzentrationen unterhalb von 150 mg/l keine unmittelbare Bedrohung für die Diversität der Grundwasserlebensgemeinschaften zur Folge haben (DI LORENZO & GALASSI 2013). Da die gemessenen Nitratwerte deutlich geringer sind, ist ein direkter negativer Effekt des Nitratgehalts auf die Crustaceagemeinschaften in dieser Untersuchung daher unwahrscheinlich.

Die leicht erhöhten Werte in Neuenburg (die Standorte besitzen durchschnittliche Nitratwerte zwischen 1,75 bis 38 mg/l) sind vermutlich auf den Einfluss des Rheins und teilweise auf die renaturierte Deponie zurückzuführen.

Gesamteisen

In Gebieten mit sauerstoffhaltigem Grundwasser kann ein erhöhter Eisengehalt auf einen standörtlichen Einfluss von sauerstofffreiem Bodenwasser (z. B. Wasser der Gleyeböden) (HAHN & PREUSS 1996) oder auf Belastungen durch Industrieabwässer sowie Altlasten hindeuten (LFU 2001). Insgesamt sind die Eisengehalte im Grundwasser der drei Gebiete gering bzw. unterhalb der natürlichen, ubiquitär überprägten Eisengehalte (3,3 mg/l) im Oberrheingraben (KUNKEL et al. 2004) (s. Abb. 23). Ausgeprägte Belastungen durch Industrieabwässer können vermutlich für die Untersuchungsgebiete ausgeschlossen werden. Aquatische Oberflächenarten (*Asellus aquaticus* (Isopoda) und *Crangonyx pseudogracilis* (Amphipoda), die in Laborversuchen unterschiedlichen Eisen(III)-Konzentrationen ausgesetzt wurden, reagierten erst auf deutlich höhere Konzentrationen negativ (der LC_{50} -Werte lag nach 96 Stunden bei ca. 120 mg/l) (MARTIN & HOLDICH 1986). Eine direkte negative Auswirkung der gemessenen Eisengehalte auf die Crustaceagemeinschaften ist daher vermutlich auszuschließen.

Die gemessenen Werte in dieser Untersuchung sind für Freiburg und Neuenburg im Vergleich mit Messungen der LUBW vergleichbar (LFU 2001). Die große Spannweite der Gesamteisenkonzentrationen in Freiburg ist vermutlich auf die eisenhaltigen Gleyeböden im Mooswald bzw. den Einfluss von sauerstoffarmem Bodenwasser zurückzuführen.

Carbonathärte und pH-Wert

Die Carbonathärte wird vor allem durch die Gesteinsart bzw. dessen mineralische Zusammensetzung und das vorherrschende Kalk-/ Kohlensäuregewicht bestimmt (HÜTTER 1992).

Der Anteil an carbonatischem Material in den quartären Kiesen und Sanden im Oberrheingraben ist relativ hoch (PLUM et al. 2008; WIRSING & LUZ 2007). Die geringere Härte in Freiburg ist, wie bereits in der Diskussion zur multivariaten Auswertung beschrieben, auf die andersartige Zusammensetzung der Gerölle zurückzuführen. Da Freiburg an der Grenze zum silikatisch geprägten Schwarzwald liegt, besteht der geologische Untergrund hier auch aus silikatischem Gesteinsmaterial mit geringem Calcium- bzw. Magnesiumgehalt. Zudem wird das Grundwasser durch das

weiche Oberflächenwasser aus dem Schwarzwald geprägt (PLUM et al. 2008; WIRSING & LUZ 2007).

Der pH-Wert wird vor allem durch den Gehalt an Kalk bzw. Calcium- und Magnesiumionen bzw. das Verhältnis von Kohlensäure zu Hydrogencarbonat beeinflusst und korreliert daher mit dem Parameter Carbonathärte (HÜTTER 1992; LFU 2001). Die vergleichsweise höheren pH-Werte in den Messstellen in Karlsruhe und Neuenburg sind daher auf die carbonathaltigen Gesteine zurückzuführen (KUNKEL et al. 2004; PLUM et al. 2008; WIRSING & LUZ 2007). Das Grundwasser in Freiburg ist, wie bereits beschrieben, durch silikatisches Gesteinsmaterial und weniger gut gepuffertes Oberflächenwasser beeinflusst und besitzt daher einen geringeren pH-Wert (PLUM et al. 2008). Die Werte der Messreihe der LUBW sind vergleichbar mit den pH-Werten in den drei Untersuchungsgebieten (LFU 2001). Die pH-Werte aller Gebiete liegen im neutralen Bereich und besitzen somit keinen negativen Effekt auf die Fauna. Es gibt Hinweise, dass einige stygobionte Tiere sogar leicht saure pH-Werte (bis < 5) tolerieren können (MARXSEN 2012).

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Summenparameter und kann, bei einem sehr hohen Anteil an gelösten Ionen, als Hinweis auf anthropogene Einflüsse herangezogen werden (GRIEBLER et al. 2014; HÜTTER 1992; KUNKEL et al. 2004). Silikatische Gesteine geben im Vergleich zu kalk- oder salzhaltigen Gesteinen weniger Ionen ans Grundwasser ab (KUNKEL et al. 2004; LFU 2001). Abweichungen können daher auch auf eine unterschiedliche Herkunft bzw. geologische Prägung des Wassers zurückzuführen sein (GRIEBLER et al. 2014).

Auch anhand der elektrischen Leitfähigkeit gibt es keine Hinweise auf ausgeprägte anthropogene Einflüsse wie z. B. durch Abwässer und Düngemittel, die einen negativen Einfluss auf die Fauna besitzen können (DI LORENZO et al. 2014; DI LORENZO & GALASSI 2013; MALARD et al. 1996; SINTON 1984). Die gemessenen Werte unterschreiten in allen Gebieten die Obergrenze der natürlichen, anthropogen überprägten Leitfähigkeit im Oberrheingraben, die bei einem Wert von 1296 $\mu\text{S}/\text{cm}$ liegt (KUNKEL et al. 2004). Die geringere elektrische Leitfähigkeit des Grundwassers in Freiburg ist ebenfalls auf den höheren Anteil an silikatischem Gesteinsmaterial zurückzuführen (KUNKEL et al. 2004; PLUM et al. 2008; WIRSING & LUZ 2007). Im Vergleich zu den Messwerten der LUBW für die untersuchten Gebiete sind die Werte aus dem Stand-

wasser etwas höher, aber vergleichbar. Nach den Messungen der LUBW erreicht die elektrische Leitfähigkeit in Karlsruhe Werte von ca. 734 bis 875 $\mu\text{S}/\text{cm}$, in Freiburg 422 bis 594 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und in Neuenburg 670 bis 734 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (LFU 2001). Der Grenzwert für die Trinkwasserversorgung liegt bei einem Wert von 2790 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bei 25 °C und wird an keinem der untersuchten Standorte überschritten (TRINKWV 2001).

Kolonienbildende Einheiten

Auch dieser Parameter kann zur Beurteilung von Oberflächenwassereinträgen oder Verschmutzungen durch Abwasser herangezogen werden (HÜTTER 1992). Gut abgeschirmtes Grundwasser besitzt ca. 10 Kolonien pro ml und damit deutlich weniger als Wasser, das aus einem Oberflächengewässer stammt (HÜTTER 1992). Der Großteil der Messstellen (89 %) besitzt einen KbE-Wert von über 10 Einheiten pro ml und zeigt somit einen gewissen Austausch mit der Erdoberfläche an (HÜTTER 1992).

Die Ursache für die erhöhte Anzahl an KbEs im untersuchten Grundwasser in Karlsruhe ist unklar (Diskussion zu einzelnen Standorten mit erhöhten Werten [s. Anhang s.187](#)). Die Werte für den Grundwasserfaunaindex (GFI) ([s. nächster Abschnitt](#)) sprechen ebenfalls für einen schwachen bis moderaten hydrologischen Austausch mit der Oberfläche in allen drei Untersuchungsgebieten. Die Anzahl an Bakterienkolonien entspricht, bis auf wenige Ausnahmen (Messstellen: 3, 11, 12, 17, 18 und 19), der beobachteten Anzahl von Hahn (2006) in sogenannten oligo- bzw. mesoalimonen Grundwasserlebensräumen ([s. Kapitel 2.2.1.4](#)). Die höheren KbE-Werte in Karlsruhe könnten evtl. auch auf den Gehalt an organischen Verbindungen in den Sedimenten zurückzuführen sein, der vor allem im nördlichen und mittleren Bereich des Grabens erhöht ist (PLUM et al. 2008) und den Mikroorganismen als Nahrung dient.

Grundwasserfaunaindex

Der Grundwasserfaunaindex kann zur ökologischen Beurteilung der Austauschstärke zwischen Grundwasser und Wasser von der Oberfläche herangezogen werden ([s. Kapitel 2.2.1.4](#)) (BERKHOFF et al. 2009; BORK et al. 2009a; HAHN 2006). Der hydrologische Austausch an den Standorten der drei Gebiete ist weitestgehend vergleichbar.

Der Index zeigt für ca. die Hälfte der Messstellen (56 %) mesoalimone Verhältnisse und somit einen gewissen Oberflächeneinfluss an. Die restlichen Bohrungen (44 %)

sind besser von Oberflächeneinflüssen abgeschirmt und besitzen, oligoalimone Bedingungen. Die vergleichsweise große Spannbreite des GFI in Freiburg ist vermutlich auf die Bodenwasserverhältnisse zurückzuführen. In Freiburg wechseln sich „stark und nicht bzw. gering grundwasserbeeinflusste Böden“ ab (LGRB 2016). In Karlsruhe und Neuenburg handelt es sich um sogenannte „gut wasserdurchlässige Böden im ebenen Gelände“ (LGRB 2016). In Freiburg steht das Grundwasser somit stellenweise in engerem Kontakt zur Oberfläche. Dies trifft insbesondere für einige Messstellen im Mooswald zu, da hier das Grundwasser aufsteigt und die Flurabstände entsprechend gering sind.

In die Berechnung des Indexes geht unter Anderem die Standardabweichung der Temperatur ein. In dieser Untersuchung sind Abweichungen der Temperatur neben Austauschprozessen mit der Erdoberfläche auch auf anthropogene Aktivitäten zurückzuführen, daher muss für die Interpretation auch die Lage der Messstellen berücksichtigt werden. Da die Standardabweichung der Temperatur in der Berechnung des GFI eine Rolle spielt, kann dies zudem bei sehr flachen Messstellen, die in der Regel etwas stärker durch jahreszeitliche Temperaturschwankungen an der Erdoberfläche beeinflusst sind, zu einem erhöhten Indexwert bzw. einer Fehleinschätzung des Oberflächenwassereinflusses führen (GRIEBLER et al. 2014).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Untersuchungsgebiete bezüglich der Ausprägung der gemessenen Umweltparameter insgesamt vergleichbar sind. Die Standorte eignen sich im Hinblick auf die Temperaturen als Modell für die Untersuchung der Auswirkungen einer Klimaerwärmung auf die Crustaceagemeinschaften. Anhand der gemessenen Umweltparameter gibt es neben den Wärmeeinträgen keine Hinweise auf großflächige bzw. ausgeprägte anthropogene stoffliche Belastungen in den drei Untersuchungsgebieten. Der Großteil der Standorte ist wohl in Bezug auf die zusätzlich zur Temperatur erfassten Umweltparameter prinzipiell für eine Besiedlung durch Grundwassertiere geeignet. Abiotisch ungeeignete Standorte (z. B. mit zu wenig Sauerstoff oder zu hohem Ocker- oder Schluffanteil) wurden identifiziert und für die weitere faunistische Auswertung ausgeschlossen.

5.1.2 Fauna – Charakterisierung der Untersuchungsgebiete

Die drei Gebiete lassen sich anhand der Fauna nicht voneinander abgrenzen. Die Crustaceagemeinschaften zwischen den drei Untersuchungsgebieten im Oberrhein-

graben ähneln sich sehr stark (s. Abb. 26). Größere Tiere wie Isopoda und Amphipoda, nehmen im Oberrheingraben zahlenmäßig von Süden nach Norden tendenziell ab (s. Abb. 24 und Tab. 6). Dies ist wohl auf die gleichzeitig abnehmende Korngröße der Sedimente zurückzuführen (AD-HOC-AG HYDROGEOLOGIE 2016; PLUM et al. 2008; WIRSING & LUZ 2007). Das Platzangebot des Lückensystems innerhalb der Grundwassermatrix kann die Lebensgemeinschaften beeinflussen (BERKHOFF et al. 2015; MARXSEN 2010; MÖSSLACHER & GRIEBLER 2003). Aufgrund der abnehmenden Korngröße des Gesteinsmaterials entlang der Transportrichtung verkleinert sich das Lückensystem im Oberrheingraben von Neuenburg bis Karlsruhe (PLUM et al. 2008; WIRSING & LUZ 2007). Für größere Tiere ist das Platzangebot in Karlsruhe daher unter Umständen eingeschränkt und führt evtl. dazu, dass sie dort seltener vorkommen.

Die drei Gebiete eignen sich auch im Hinblick auf die Besiedlung durch Tiere der Gruppe Crustacea als Modellstandorte. Die für den **Teil Synökologie** ausgewählten Untersuchungsstandorte im Oberrheingraben haben sich, wie vorhergehende Untersuchungen bereits zeigten (GUTJAHR et al. 2013; HAHN & FUCHS 2009), insgesamt als sehr gut besiedelt erwiesen (an 93 % der Standorte konnten Crustacea nachgewiesen werden). Crustacea sind in allen drei Gebieten die dominante Gruppe (s. Abb. 24). Durch den Ausschluss von gestörten Messstellen bzw. die Auswahl von „abiotisch geeigneten“ Standorten konnten die Effekte anderer Stressoren wohl reduziert werden.

Über ein Drittel (36 %) der 87 für Deutschland gemeldeten stygobionten Arten (MÖSSLACHER & HAHN 2003) konnten im Oberrheingraben nachgewiesen werden. Der Anteil an Nicht-Stygobionten ist sehr gering. Konkurrenzstarke Oberflächenarten wurden nur punktuell aufgefunden. Es konnten alle in Deutschland bekannten Großgruppen der Crustacea nachgewiesen werden. Auch der Faktor „Landnutzung“ scheint in dieser Untersuchung keinen Effekt auf die Lebensgemeinschaften zu haben.

Die Lebensgemeinschaften im Oberrheingraben sind, wie bereits erwähnt, insgesamt von der Gruppe Crustacea geprägt. Diese Gruppe ist im Grundwasser weltweit dominant (DEHARVENG et al. 2009; SKET 1999). Ein Anteil von über 70 % spricht, nach den Kriterien des Umwelt Bundesamtes zur Bewertung von Grundwasserökosystemen, für eine naturnahe Lebensgemeinschaft (GRIEBLER et al. 2014). Bis auf das Untersuchungsgebiet Karlsruhe ist der Anteil an Crustacea (alle Messstellen zusammengefasst) größer als 70 % (s. Anhang Abb. A 15). Von insgesamt 21 Messstellen in Karlsruhe sind sechs (29 %) als naturnah einzustufen. Der hohe Anteil an Oligochaeta in manchen Karlsruher Messstellen könnte ein Hinweis auf Stressoren sein. Für austra-

4. Diskussion

4.1 Diskussion der Ergebnisse aus dem Oberrheingraben (Teil Synökologie)

lische Grundwasserökosysteme sprechen Oligochaetaanteile über 10 % für ein gestörtes Ökosystem (KORBEL & HOSE 2010). Griebler et al (2014) schlagen einen Oligochaetaanteil < 20 % als Grenzwert für naturnahe Standorte vor. Als gängige Stressoren gelten zu hohe Anteile an Schluff und Ocker sowie zu niedrige Sauerstoffwerte (GRIEBLER et al. 2014). Die Temperatur wird bei dieser Einteilung nicht berücksichtigt. In Freiburg und Neuenburg sind 33 % der Messstellen naturnah. In Karlsruhe erfüllen 27 % der Messstellen die Kriterien für naturnahe Standorte. Naturnahe Messstellen finden sich in allen drei Untersuchungsgebieten sowohl in stark anthropogen genutzten Bereichen (z. B. Industriegebiet Freiburg), als auch auf weniger stark beeinflussten Flächen (s. Anhang Abb. A 26). Wahrscheinlich führen vor allem Temperaturerhöhungen zu gestörten Verhältnissen. Auffallend ist, dass die als naturnah eingestuften Messstellen größtenteils (82 %) Temperaturen bis maximal 14 °C aufweisen (s. Anhang Tab. A 2). Ausnahmen bilden drei Messstellen (Nr. 6: 16,7 °C, Nr. 60: 15,3 °C und Nr. 65: 14,2 °C), die vor allem von Arten wie *B. freiburgensis* und *D. languidoides* besiedelt sind. Diese Arten konnten in dieser Untersuchung häufig an erwärmten Standorten nachgewiesen werden und scheinen erhöhte Grundwassertemperaturen tolerieren zu können (weitere Ausführungen s. folgende Kapitel).

Die Zusammensetzung der Crustaceagemeinschaften entspricht den Erwartungen. Cyclopoida und Harpacticoida, die zur Klasse Copepoda gehören und mit 34 für Deutschland gemeldeten Arten zu der am stärksten vertretenen Gruppe zählen, sind in allen drei Untersuchungsgebieten vorhanden. Der Grund für die Abwesenheit von Tieren der Gattung *Parastenocaris* in Neuenburg, die zur Ordnung Harpacticoida zählen aber gesondert aufgeführt werden, ist unklar. Das verstärkte Vorkommen im Untersuchungsgebiet Karlsruhe ist auffallend. Individuen aus der Gruppe *Parastenocaris* finden sich hier eher in erwärmten und artenarmen Pegeln (s. Tab. 6). In der Messstelle mit der höchsten Abundanz an Tieren der Gattung *Parastenocaris* sind keine anderen Grundwassertaxa anwesend. Arten dieser Gattung gelten nach den Erfahrungen von Hahn generell als extrem konkurrenzschwach und sind daher häufig isoliert von anderen Arten aufzufinden (mündliche Mitteilung von H. J. Hahn, Universität Landau am 24.11.2016). Tiere der Gattung *Parastenocaris* kamen häufig zusammen mit Tieren aus der Gruppe Syncarida vor (s. Kapitel 3.1.3).

In Neuenburg, das ca. 30 km von Freiburg entfernt liegt, fehlen außerdem Individuen aus der Gruppe Syncarida. Warum Tiere aus dieser Gruppe in Neuenburg nicht erfasst wurden ist unklar. Insbesondere *Bathynella freiburgensis* ist ein typischer Grund-

wasserbewohner in Freiburg und Umgebung (CAMACHO 2006). Das Fehlen dieser Art aufgrund der biogeographischen Verbreitung ist unwahrscheinlich. *B. freiburgensis* wurde im Rahmen des Grundwasser-Überwachungsprogramms der LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz) auch weiter südlich von Neuenburg, in der Nähe von Basel, gefunden (FUCHS et al. 2006).

Der hohe Anteil an Ostracoda in Neuenburg hängt vermutlich mit einem stärkeren Eintrag von Oberflächenwasser ins Grundwasser zusammen. Ostracoda sind, im Gegensatz zu anderen Grundwassertaxa, von einem regelmäßigen Eintrag an Nahrung überwiegend in Form von Detritus abhängig (mündliche Mitteilung von H. J. Hahn, Universität Landau am 24.11.2016). Die meisten stygobionten Muschelkrebsarten besitzen daher ihren Verbreitungsschwerpunkt im Interstitial (MÖSSLACHER & HAHN 2003). Der Eintrag von Oberflächenwasser lässt sich näherungsweise mit Hilfe des Grundwasserfaunaindexes (s. Kapitel 2.2.1.4) messen. Die Messstelle mit der höchsten Abundanz an Muschelkrebsen (Nr. 63) liegt im Abstrom zu einem stehenden Gewässer und steht im Austausch mit diesem (GFI = 6). Durch diesen Austausch wird verstärkt Detritus ins Grundwasser eingetragen. In Freiburg besitzt die Grundwassermessstelle mit der höchsten Abundanz an Ostracoda (Nr. 58) ebenfalls einen relativ hohen Einfluss von Oberflächenwasser (GFI = 5). Im Gebiet Karlsruhe konnten keine Ostracoda ausgemacht werden. Hier gibt es keine Messstellen, die mit Oberflächengewässern in deutlichem Austausch stehen.

Obwohl viele der Messstellen moderate Grundwasserfaunaindex-Werte (GFI) besitzen und somit einen leichten Austausch mit Oberflächenwasser anzeigen, ist der Anteil an Oberflächenarten insgesamt sehr gering. Die Abwesenheit bzw. eine verringerte Abundanz von Stygobionten aufgrund der Anwesenheit konkurrenzstarker Oberflächenarten kann somit für den Großteil der untersuchten Messstellen ausgeschlossen werden (THULIN & HAHN 2008). Vermutlich sind die Lebensbedingungen (Nahrungsangebot und Sauerstoffgehalt) an diesen Messstellen auf Dauer für Oberflächenarten ungeeignet. In den 5 Grundwassermessstellen mit den höchsten GFI-Werten (GFI > 5) sind in der Regel Oberflächenarten anzutreffen (s. Tab. 6 und Anhang Tab. A 2).

Es lässt sich festhalten, dass die Untersuchungsgebiete bezüglich der Crustaceagemeinschaften insgesamt vergleichbar sind. Die Standorte eignen sich im Hinblick auf die Zusammensetzung der Gemeinschaften und die Besiedlung als Modell für eine

Prognose zu den Auswirkungen einer Klimaerwärmung auf die Crustaceagemeinschaften.

4.1.3 Gemeinschaftsanalysen im Oberrheingraben

Anthropogene Temperaturerhöhungen spiegeln sich in der Zusammensetzung der Fauna wider und wirken sich negativ aus. Es gibt unterschiedliche Crustaceagemeinschaften innerhalb der Untersuchungsgebiete (s. Abb. 27, 28 und 29). Auffallend ist, dass die Messstellen überwiegend entweder von Amphipoda oder Syncarida (*Bathynella freiburgensis*) besiedelt sind, wobei von Syncarida geprägte Standorte durch erhöhte Temperaturen charakterisiert sind und eine signifikant geringere Diversität besitzen (s. Abb. 30). Dass sich erhöhte Temperaturen negativ auf die Diversität der Fauna auswirken, zeigen auch Ergebnisse von Brielmann et al (2009, 2011) und Bahrdt & Hahn (2015, unveröffentlicht).

Die als kritisch erachtete 14 °C-Temperaturgrenze ist vor dem Hintergrund dieser Untersuchung relevant. Gemeinschaften, die kühlere Temperaturen bevorzugen, kommen schwerpunktmäßig unterhalb von 14 °C vor. Von manchen Grundwasseramphipoda ist bekannt, dass sie relativ empfindlich auf Umweltveränderungen reagieren (AVRAMOV et al. 2013; BRIELMANN et al. 2011; COLSON-PROCH et al. 2010; ISSARTEL et al. 2005a). Als typische Grundwasserbewohner sind sie sehr gut an die stabilen Bedingungen in diesem Ökosystem angepasst und bevorzugen in der Regel die konstanten und niedrigen Temperaturen in ihren Habitaten (SCHMINKE 2007c). Ihren Verbreitungsschwerpunkt besitzen sie auch in dieser Untersuchung bei Grundwassertemperaturen, die näherungsweise der durchschnittlichen Temperatur im Oberrheingraben entspricht (11 bis 12 °C) (LGRB 2016). Diese Beobachtung deckt sich mit Ergebnissen zu Temperaturversuchen anhand der stygobionten Amphipodaart *Niphargus inopinatus*, die sich innerhalb einer Temperaturgradientenkammer am häufigsten bei 11,7 °C ($\pm 3,4$ °C) aufhielt (BRIELMANN et al. 2011).

Überraschend ist das schwerpunktmäßige Vorkommen von *B. freiburgensis* bei deutlich wärmeren Temperaturen über 14 °C. *B. freiburgensis* ist als stygobionte Art eingestuft. Ihre morphologische Gestalt zeigt eine starke Anpassung an den Lebensraum Grundwasser (MÖSSLACHER & HAHN 2003; NOODT 1974). Über die Temperaturtoleranz von *B. freiburgensis* ist nach bisherigem Wissenstand nichts bekannt. Diese Art scheint aber temperaturtoleranter zu sein als *Bathynella natans*, die

bereits auf Temperaturen von 14 °C negativ reagiert (JAKOBI 1954). *B. freiburgensis* besitzt ihren Verbreitungsschwerpunkt im Oberrheingraben (FUCHS et al. 2006; SCHMINKE 2007a) im Bereich um Freiburg (CAMACHO 2006). Der Oberrheingraben ist gleichzeitig eine der wärmsten Regionen in Deutschland (DWD 2017). Sie zählen zu den entwicklungsgeschichtlich ältesten Tiergruppen im Grundwasser. Fossile Funde deuten darauf hin, dass diese Tiergruppe bereits vor ca. 300 Millionen Jahren auf dem Urkontinent Pangaea in Habitaten an der Erdoberfläche existierte (BERKHOFF et al. 2015; MÖSSLACHER & HAHN 2003; SCHMINKE 2014). Syncarida sind bis auf die Antarktis über alle Kontinente verbreitet (SCHMINKE 1974). Die Herkunft dieser Gruppe ist nicht eindeutig aufgeklärt. Es gibt Hinweise, dass die Vorfahren der Syncarida ihren Ursprung auf der Südhalbkugel, dem ehemaligen Urkontinent Gondwana besitzen (MÖSSLACHER & HAHN 2003). Schminke (1974) geht davon aus, dass die Vorfahren der Bathynellacea marinen Ursprungs sind und vom Meer der nördlichen Hemisphäre aus kontinentales Süßwasser besiedelten. Dieser Vorgang wurde vermutlich durch das im Karbon vorherrschende tropische Klima vorangetrieben (SCHMINKE 1974). Gegen Endes des geologischen Zeitraums Perm und vor allem im Trias war diese Gruppe vermutlich verhältnismäßig hohen Temperaturen ausgesetzt (BOENIGK & WODNIOK 2014). Diese Gruppe war folglich in ihrer Entwicklungsgeschichte in der Lage verhältnismäßig warme Temperaturen zu tolerieren.

Fuchs et al (2012) entdeckten eine neue Art (*Parabathynella badenwürttembergensis*), die der Gattung *Parabathynella* zuzuordnen ist. Diese Syncaridagattung ist in Deutschland bisher nur mit *P. badenwürttembergensis* vertreten (FUCHS et al. 2012). Auch diese Art scheint tolerant gegenüber überdurchschnittlichen Grundwassertemperaturen zu sein. Die Tiere konnten bei Temperaturen um 16 °C nachgewiesen werden (FUCHS et al. 2012, unveröffentlichte Daten). Bathynellacea werden in der Literatur als typische Interstitialbewohner beschrieben (CAMACHO 2006; HUSMANN 1968; SCHMINKE 1974), kommen aber auch im Grundwasser vor (SCHMINKE 2007a). Das Interstitial, der Bereich zwischen Gewässersohle und Grundwasser, ist durch den Austausch mit Oberflächenwasser stärker durch Temperaturschwankungen geprägt. Die Fähigkeit von *B. freiburgensis* höhere Temperaturen tolerieren zu können, ist eventuell eine Anpassung an diesen Lebensraum und ein Erbe aus vergangener Zeit.

Entgegen den Erwartungen konnten außerdem Individuen der Gattung *Parastenocaris*, ebenfalls typische Grundwasserbewohner (KIEFER 1978), bei warmen Temperaturen oberhalb der durchschnittlichen Grundwassertemperatur nachgewiesen werden. Von *Parastenocaris phyllura* und *Parastenocaris glacialis* ist bekannt, dass Tiere dieser Arten Temperaturen unter 0 °C überleben können (SCHMINKE 2007b). Individuen der Art *Parastenocaris phyllura* überlebten bei Laborversuchen vergleichsweise hohe Temperaturen (19 – 22,5 °C) für einen relativ langen Zeitraum (62 bis 84 Tage) (GLATZEL 1990). Arten der Gattung *Parastenocaris* besiedelten in Mitteleuropa während dem Tertiär, also vor der aktuellen Eiszeit, vermutlich Oberflächengewässer. Für diese Theorie spricht das verstärkte Vorkommen dieser Gattung in tropischen Oberflächengewässern. Durch die Einwanderung ins Grundwasser konnten einige Arten die Kaltzeiten überdauern und sind seither in Mitteleuropa, bis auf wenige Moosbewohnende Arten, nur im Grundwasser oder im Interstitial von Bächen anzutreffen (MÖSSLACHER & HAHN 2003). In der Veröffentlichung von Kiefer (1978) werden alle europäischen Arten der Gattung *Parastenocaris*, bis auf eine Ausnahme (*Parastenocaris brevipes*), als Grundwasserbewohner beschrieben (KIEFER 1978). Auch bei diesen Arten ist eine Toleranz gegenüber größeren Temperaturschwankungen vermutlich auf die Entwicklungsgeschichte bzw. die Anpassung an einen weniger thermisch stabilen Lebensraum zurückzuführen.

Der signifikant höhere Anteil an Oligochaeta in den von Syncarida besiedelten Standorte ist ein Hinweis darauf, dass diese Standorte gestört sind (GRIEBLER et al. 2014). Die erhöhten Temperaturen sind an diesen Standorten wahrscheinlich der ausschlaggebende Stressor. Neben den erhöhten Grundwassertemperaturen sind allerdings weitere anthropogene Einflüsse (die im Rahmen dieser Arbeit nicht erfasst werden konnten), trotz der sorgfältigen Auswahl geeigneter Messstellen, als zusätzliche Stressoren nicht ganz auszuschließen.

Eine Messstelle (Nr. 63) in Neuenburg besitzt aufgrund ihrer außergewöhnlich hohen Diversität die geringste Ähnlichkeit mit den Lebensgemeinschaften der restlichen Messstellen und liegt daher in der NMDS relativ weit abseits. Bei dieser Messstelle handelt es sich um einen außergewöhnlichen faunistischen „Hot-Spot-Standort“, die in solchem Ausmaß nach bisherigem Kenntnisstand im Grundwasser extrem selten sind. Insgesamt konnten an diesem Standort 21 Crustaceaarten nachgewiesen werden. Griebler & Mösslacher (2003) geben eine Übersicht über solche Regionen. Die Anzahl der erfassten stygobionten Arten schwankt dabei zwischen sechs bis 48 Arten.

Deharveng et al (2009) bezeichnen Gebiete mit mehr als 20 Grundwasserarten als „Hot-Cells“. Zu beachten ist, dass die Anzahl an Arten in den von Griebler & Mösslacher (2003) und Deharveng et al (2009) aufgeführten Regionen durch die Beprobung eines größeren Gebiets zustande kam und nicht, wie in diesem Fall, auf einem einzigen Standort beruht. Gleichzeitig ist dieser Standort im Schnitt kühler als die Umgebung (s. Abb. 21 und Anhang Tab. A 2) und könnte eine Art kaltes Refugium für „extrem“ kaltstenotherme Grundwassergemeinschaften darstellen (s. Kapitel 4.1.5).

Im Hinblick auf die Hypothesen konnte gezeigt werden, dass sich anthropogene Temperaturerhöhungen tatsächlich negativ auf die Crustaceagemeinschaften auswirken und sich dies in der Zusammensetzung der Fauna und der Diversität widerspiegelt. Entgegen den Erwartungen gibt es Grundwassertaxa, die weniger streng stenotherm sind und auch bei deutlich wärmeren Temperaturen nachgewiesen wurden. Die meisten stygobionten Taxa bevorzugten die Annahme entsprechend Temperaturen unterhalb von 14 °C.

4.1.4 Einfluss verschiedener Umweltparameter auf die Gemeinschaften im Oberrheingraben

Die Temperatur hat einen signifikanten Einfluss auf Grundwassercrustacea und spielt im Vergleich zu anderen Umweltparametern eine besonders wichtige Rolle für die Gemeinschaften (s. Tab. 7 und Abb. 31).

Das Ergebnis der DISTLM zeigt, dass die Temperatur, neben dem Gehalt an Detritus und dem Flurabstand, den drittstärksten Einfluss auf die Lebensgemeinschaften besitzt. Die Taxa Amphipoden und Harpacticoida sind am deutlichsten negativ mit der Temperatur korreliert (s. Anhang Abb. A 32 und A 35). Dass der Gehalt an Nahrung als limitierter Faktor den stärksten Effekt auf die Lebensgemeinschaften aufweist, entspricht den Erwartungen. Detritus ist neben Biofilmen und der Erbeutung von anderen Tieren, eine wichtige Nahrungsgrundlage für die Fauna im Grundwasser (HAHN 2006; HAHN 2015b; MARXSEN 2010). Da Nahrung in Grundwasserökosystemen nur begrenzt zur Verfügung steht, finden sich erhöhte Abundanzen vor allem an Standorten mit genügend Detritus bzw. einem ausreichenden Nahrungsangebot (HAHN 2006). Der Gehalt an Detritus kann, je nach Grad der Versiegelung der Böden bzw. der Bodeneigenschaften, wiederum vom Flurabstand und der Tiefe der Messstellen abhängig sein. Innerhalb dieser Untersuchung konnten allerdings keine starken Korrelationen dieser Parameter festgestellt werden (s. Anhang Tab. A 3).

Die Carbonathärte und der pH-Wert beeinflussen scheinbar ebenfalls die Zusammensetzung der Fauna. Hier ist zu beachten, dass diese beiden Parameter positiv korrelieren und vor allem von der Geologie im Untersuchungsgebiet abhängig sind (KUNKEL et al. 2004; LFU 2001). Unterschiede innerhalb der Crustaceagemeinschaften sind weniger auf die Parameter pH-Wert bzw. Carbonathärte zurückzuführen, als auf die bereits erwähnte Größe des Lückensystems entlang des Oberrheingrabens. Das Vorkommen von Arten kann durch das Platzangebot beeinflusst sein (BERKHOFF et al. 2015; GALASSI et al. 2009; MARXSEN 2010; MÖSSLACHER & GRIEBLER 2003; SPENGLER & BERKHOFF 2015). Die Größe des Lückensystems und somit das Platzangebot für die Tiere nimmt, wie bereits beschrieben, entlang der Fließrichtung von Süden nach Norden ab (AD-HOC-AG HYDROGEOLOGIE 2016; PLUM et al. 2008; WIRSING & LUZ 2007). In Karlsruhe, das im Vergleich zu Freiburg ein härteres Wasser besitzt, konnten vermutlich aufgrund des kleineren Lückensystems z. B. keine Isopoden nachgewiesen werden.

Die Hypothese, dass die Temperatur ein Schlüsselfaktor für die Crustaceagemeinschaften im Grundwasser ist, konnte im Rahmen dieser Untersuchung bestätigt werden.

4.1.5 Temperaturschwellenwert der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben

Es gibt Temperaturschwellenwerte für die Crustaceagemeinschaften im Grundwasser sowie artspezifisch unterschiedliche Temperaturpräferenzen. Die Crustaceagemeinschaften verändern sich mit zunehmender Temperatur. Das verdeutlicht die Schwellenwertanalyse (TITAN) (s. Abb. 32 und 33). Insgesamt wurden 25 % der Arten als geeignete Indikatorarten eingestuft. Der Anteil an Indikatorarten ist vergleichbar mit Untersuchungen von Berger et al (2016) und Sundermann et al (2015), die TITAN zur Bewertung von Fließgewässern herangezogen haben. Der Großteil der ermittelten Indikatorarten (83 %) reagiert, den Hypothesen entsprechend, empfindlich auf Temperaturerhöhungen. Die kaltstenothermen Indikatorarten bevorzugen kühle Temperaturen und reagieren negativ auf eine Grundwassererwärmung. Der Schwellenwert für die Indikatorarten liegt bei 12,4 °C und somit etwas oberhalb der durchschnittlichen Grundwassertemperatur im Oberrheingraben (11 bis 12 °C) (LGRB 2016).

Wie sich bereits in der NMDS (s. Abb. 27) zeigt, scheint *B. freiburgensis* erhöhte Temperaturen tolerieren zu können bzw. von wärmeren Standorten zu profitieren. Eurythermes Verhalten wurde in Laborversuchen auch bei *Niphargus rhenorhodanensis* (COLSON-PROCH et al. 2010; ISSARTEL et al. 2005a) und *Niphargus inopinatus* (BRIELMANN et al. 2011) beobachtet. Die Berechnung des Schwellenwerts der Gemeinschaften, die positiv auf Temperaturerhöhungen reagieren, basiert auf lediglich dieser einen Indikatorart und ist somit nicht repräsentativ. Wie bereits in Kapitel 4.1.3 erwähnt ist die Fähigkeit von *B. freiburgensis* erhöhte Temperaturen tolerieren zu können eventuell ein Erbe aus der Entwicklungsgeschichte der Bathynellacea.

Die Schwellenwertanalyse liefert außerdem Hinweise, dass ein Teil der Indikatorarten, die negativ von erhöhten Temperaturen beeinflusst werden, als „extrem“ kaltstenotherm einzustufen sind, da für diese Arten eine Verringerung der Abundanz und Frequenz bei Temperaturen über 9,0 °C nachgewiesen wurde. Diese „extrem“ kaltstenothermen Arten kommen schwerpunktmäßig in entsprechend kühleren Messstellen vor, insbesondere der „Hot-Spot-Grundwassermessstelle“ mit der Nummer 63 in Neuenburg. Dieser Standort besitzt aufgrund der besonderen hydrologischen Gegebenheiten eine unterdurchschnittliche Grundwassertemperatur und ist wohl ein kaltes Refugium für diese Arten, die kühlere Temperaturen bevorzugen (s. Abb. 21 und Anhang Tab. A 2).

Die 14 °C-Grenze ist auch in diesem Zusammenhang relevant. Die Umschlagspunkte der kaltstenothermen Arten, die entlang des Temperaturgradienten abnehmen, liegen in allen Fällen unterhalb von 14,0 °C. Dies entspricht der maximalen Durchschnittstemperatur an der Erdoberfläche in Mitteleuropa während der letzten 1,8 Millionen Jahre des derzeitigen Eiszeitalters (MÜLLER-BECK 2005) und stützt daher die Hypothese, dass sich Grundwassertiere an diese Temperaturen angepasst haben. Bemerkenswert ist außerdem, dass der Konfidenzintervall (Niveau 95 %) der potentiellen Umschlagspunkte bei allen kaltstenothermen Indikatorarten ebenfalls unterhalb von 14 °C liegt.

Die Verteilung der potentiellen Umschlagspunkte (95 % Konfidenzintervall) für die einzelnen Indikatorarten (s. Abb. 33) ist zum Teil relativ breit über den Temperaturbereich unterhalb von 14 °C gestreut (z. B. *Niphargus aquilex*: 8,7 bis 14,0 °C). Es gibt Hinweise, dass *N. aquilex* Temperaturschwankungen bis zu einem gewissen Grad tolerieren kann (SCHELLENBERG 1942; SCHMINKE 2007c). Von dieser Art ist bekannt,

dass sie regelmäßig in Quellbereiche ausdriftet (KURECK 1967; MARTIN et al. 2015; SCHELLENBERG 1942). Kureck (1967) konnte beobachten, dass die Tiere auch wieder in den Grundwasserleiter bzw. das Spaltenwasser zurückwandern (KURECK 1967). Da die Tiere im Quellbereich ein erhöhtes Nahrungsangebot vorfinden, ist die Drift in Oberflächenbereiche für die Tiere vermutlich von Vorteil (KURECK 1967). Dort sind die Tiere allerdings stärkeren Temperaturschwankungen ausgesetzt als im Grundwasserleiter. Zuflüsse von Oberflächenwasser können vor allem im Sommer zu höheren Temperaturen führen (MARTIN et al. 2015). Dies könnte erklären, warum diese stygobionte Art an einen etwas breiteren Temperaturbereich angepasst ist bzw. diesen toleriert.

Dass sich erhöhte Temperaturen negativ auf die Fauna auswirken, zeigt sich auch durch die signifikant geringere Individuenzahl pro Beprobung bei Temperaturen über 12,4 °C (s. Anhang Abb. 37). Ein geringeres Nahrungsangebot kann als Ursache für die dünnere Besiedlung ausgeschlossen werden, da es im Hinblick auf den Detritusgehalt (s. Anhang Abb. A. 37) der Standorte mit Temperaturen unter- und oberhalb des Schwellenwerts keinen Unterschied gibt.

Obwohl Tiere der Gattung *Parastenocaris* häufig zusammen mit Individuen der Indikatorart *Bathynella freiburgensis* nachgewiesen werden konnten (s. Kapitel 3.1.3), wurde keine Art aus dieser Gattung durch TITAN als Indikator identifiziert. Betrachtet man jedoch die gesamte Gattung lassen sich auch hier deutliche Unterschiede feststellen (s. Anhang Abb. A. 37). Bei Temperaturen oberhalb von 12,4 °C konnten signifikant mehr Tiere der Gattung *Parastenocaris* nachgewiesen werden. Ihren Ursprung haben sie vermutlich, ebenso wie *B. freiburgensis*, in sehr warmen Oberflächengewässern (MÖSSLACHER & HAHN 2003).

Rückblickend lässt sich festhalten, dass sich der negative Effekt anthropogener Temperaturerhöhungen auf die Fauna auch mit Hilfe der Schwellenwertanalyse (s. Kapitel 3.1.5) aufzeigen lässt, wobei es artspezifisch unterschiedliche Präferenzen gibt. Kaltstenotherme Indikatorarten präferieren Temperaturen unterhalb von 14 °C und reagieren bereits auf geringfügige Temperaturerhöhungen negativ.

4.2 Diskussion der Ergebnisse anhand deutschlandweiter Daten (Teil Autökologie)

Deutschland ist im Hinblick auf Grundwasserökosysteme eines der am besten untersuchtesten Länder weltweit (HAHN 2015b). Der analysierte Datensatz umfasst einen Großteil der grundwasserfaunistischen Freilanduntersuchungen in Deutschland. Die Auswertung erfolgt somit auf Grundlage einer der umfangreichsten Daten zum Lebensraum Grundwasser. Aus diesem Grund übersteigt die Anzahl der aufgefundenen stygobionten Arten die Zahl der in Mösslacher & Hahn (2003) aufgeführten Zahl an für Deutschland gemeldeten stygobionten Crustaceaarten.

4.2.1 Temperatur-Umschlagspunktanalyse (TITAN) der Indikatorarten anhand der Stygoregion „südwestliche Mittelgebirge“

Die artspezifisch unterschiedlichen Temperaturpräferenzen konnten auch anhand des erweiterten Datensatzes bzw. innerhalb der Stygoregion „südwestliche Mittelgebirge“ festgestellt werden (s. Abb. 34). Kaltstenotherme Indikatorarten besitzen auch auf dieser Datengrundlage potentielle Umschlagspunkte unterhalb von 14 °C. Die Zuordnung zu den beiden Gruppen (Arten die entweder positiv oder negativ auf erhöhte Temperaturen reagieren) stimmt mit den Indikatorarten, die anhand der Daten aus dem Oberrheingraben identifiziert wurden, überein. Auch die Umschlagspunkte der Indikatorarten sind weitestgehend vergleichbar (nur bei *N. fontanus* und *B. freiburgensis* beträgt die Abweichung mehr als 2,3 °C), liegen allerdings tendenziell bei niedrigeren Temperaturen.

Die gemessenen Temperaturen besitzen für Grundwasserverhältnisse eine relativ große Spannbreite. Neben anthropogenen Temperatureinflüssen sind Temperaturunterschiede vor allem auch auf die klimatischen und hydrologischen Unterschiede zwischen den verschiedenen Regionen zurückzuführen. Die Durchschnittstemperatur von 11,6 °C liegt etwas über der mittleren Lufttemperatur (die näherungsweise der Grundwassertemperatur entspricht) für die letzten 10 Jahre in Deutschland (ca. 9,0 °C) (DWD 2015). Ein Grund hierfür ist vermutlich die verhältnismäßig hohe Anzahl an Proben aus dem Oberrheingraben, der zu einer der wärmsten Regionen in Deutschland zählt.

Die Auswertung mit TITAN anhand des erweiterten Datensatzes verdeutlicht die Präferenz der kaltstenothermen Arten (z-) für Temperaturen unterhalb von 14 °C. Zwei der Arten (*Bathynella freiburgensis* und *Fabaeformiscandona bilobata/ bilobatoides*) aus der Gruppe von Indikatorarten, die entlang des Temperaturgradienten zunehmen (z+), besitzen einen Umschlagspunkt unterhalb von 14 °C. Fünf der kaltstenothermen Indikatorarten (z-: *Nitocrella omega*, *Niphargus fontanus*, *Acanthocyclops rhenanus* und *Niphargus laisi*; z+: *B. freiburgensis*) wurden bereits anhand der Daten der Untersuchung im Oberrheingraben als Indikatorarten identifiziert. Bis auf *B. freiburgensis* und *N. fontanus* sind diese anhand der unterschiedlichen Datensätze berechneten Umschlagspunkte, vergleichbar (Differenz maximal 2,3 °C). In beiden Fällen verschiebt sich der Umschlagspunkt in Richtung niedrigerer Temperaturen. Aufgrund der Datengrundlage wurde *Acanthocyclops robustus*, der einer nicht-stygobionten Art entspricht (SCHMINKE 2007b), als Indikatorart für die abnehmende Gruppe eingestuft. Diese Einstufung ist allerdings nicht plausibel, da es sich bei *A. robustus* um eine stygoxene Art handelt, die in der Lage ist größere Temperaturschwankungen zu tolerieren. Stygoxene können durch Oberflächenwassereintrag ins Grundwasser gelangen, sind aber nicht in der Lage, Populationen aufzubauen. Dies ist ein Beispiel dafür, dass Schwellenwertberechnungen stark von der Datengrundlage beeinflusst sind. Im Gegensatz zu den untersuchten stygobionten Arten sind die Temperaturdaten im Falle von *A. robustus* nicht repräsentativ, da sich diese ausschließlich auf Grundwassertemperaturen beschränken und die Temperaturen im eigentlichen Lebensraum an der Oberfläche nicht erfasst wurden. Die Ergebnisse dieser Methode sollten daher generell auch vor dem ökologischen Kontext der einzelnen Arten interpretiert werden.

Entsprechend der Erwartungen werden *E. serrulatus* und *B. freiburgensis* der Gruppe an Arten zugeordnet, die entlang des Gradienten in Abundanz und Frequenz zunehmen. *E. serrulatus* ist eine nicht stygobionte Art, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im Bereich von Oberflächengewässern und besitzt (SCHMINKE 2007b). Auch hier ist fraglich, ob der berechnete Umschlagspunkt repräsentativ ist, da die Temperaturen im eigentlichen Habitat dieser Art nicht in die Analyse miteinfließen. *B. freiburgensis* wurde bereits in der Untersuchung, die sich auf den Oberrheingraben beschränkt, in deutlich wärmeren Grundwasserstellen aufgefunden. Das gleiche gilt auch für die in der Oberrheingrabenuntersuchung nachgewiesenen Arten *Parastenocaris hippuris* und *Parastenocaris fontinalis borea*.

Von den Cylopoidaarten zeigen *Graeteriella unisetigera* und *Diacyclops languidoides* innerhalb der Stygoregion „südwestliche Mittelgebirge“ eine deutliche Präferenz zu überdurchschnittlich hohen Grundwassertemperaturen. Beide Arten sind als stygobiont eingestuft. *D. languidoides* gehört zur *D. languidus/ languidoides*-Gruppe, die Grundwasser- und Oberflächenformen einschließt (MÖSSLACHER 2003). Diese Art ist in ganz Deutschland verbreitet (SCHMINKE 2007b) und ist in dieser Untersuchung die stetigste Art. Hinter *D. languidoides* verbergen sich mehrere Arten, die sich morphologisch kaum unterscheiden lassen (EINSLE 1993; HAHN 2015b; POSPISIL & STOCH 1999). Dass es sich bei dieser Form um einen Artenkomplex handelt, legen außerdem genetische Analysen nahe (HAHN 2015b). Diederichs (unveröffentlichte Daten 2004) konnte Tiere von *D. languidoides* sogar in Quellen im Pfälzer Wald nachweisen, die morphologische Eigenheiten besitzen und bei denen es sich vermutlich um eine weitere *D. languidoides*-Form handelt (mündliche Mitteilung von H. J. Hahn, Universität Landau am 29.12.2016). Interessanterweise zeigen die erfassten Tiere dieser Art die geringste Spannbreite an potentiellen Umschlagspunkten, was dafür spricht, dass sie besonders gute Indikatoreigenschaften besitzt. *G. unisetigera* ist über ganz Mitteleuropa verbreitet (EINSLE 1993). Es gibt Hinweise, dass diese Art Temperaturveränderungen und Schwankungen anderer Umweltparameter in gewissem Maße toleriert (STEENKEN 1998).

Als einzige Ostracodaart wurde *F. bilobata/ bilobatooides* als Indikatorart für die temperaturtolerantere Gruppe identifiziert. Da viele hypogäische Ostracodaarten in ihrer Verbreitung auf oberflächennahes Grundwasser beschränkt sind und vor allem im Interstitial und Porengrundwasser vorkommen (MÖSSLACHER & HAHN 2003), sind diese größeren Temperaturschwankungen ausgesetzt und reagieren vermutlich daher weniger sensitiv auf Temperaturerhöhungen.

Kurz zusammengefasst lässt sich festhalten, dass die Temperaturpräferenzen der Indikatorarten aus dem Oberrheingraben durch die Erweiterung der Datengrundlage weitestgehend bestätigt werden konnten (s. Abb. 34 und 35). Artsspezifisch unterschiedliche Temperaturpräferenzen zeigen sich auch anhand dieser Datengrundlage. Auch in diesem Ansatz ist die Temperaturgrenze von 14 °C für die kaltstenothermen Indikatorarten relevant. Arten, die höhere Temperaturen tolerieren, sind vermutlich weniger streng stygobiont.

4.2.2 Temperaturen im individuellen Verbreitungsgebiet der Indikatorarten

Artspezifische Unterschiede werden auch bei Betrachtung der Temperaturen in den **individuellen Verbreitungsgebieten** deutlich (s. Abb. 35). Es gibt Arten, die höhere Temperaturen in ihren Lebensräumen tolerieren oder bevorzugen. Andere Arten dagegen sind schwerpunktmäßig bei niedrigeren Temperaturen innerhalb ihres Verbreitungsgebiets anzutreffen. Die 14 °C-Grenze ist auch in diesem Zusammenhang relevant.

Die Zuordnung der Indikatorarten zu den beiden Gruppen (abnehmende/ z- und zunehmende Arten/ z+) wird, obwohl die Datengrundlage für die Schwellenwertanalyse eine andere ist, durch die Ergebnisse der An- bzw. Abwesenheitsboxplots (s. Abb. 35) bestätigt. Die Arten, die in kühleren Messstellen innerhalb ihres individuellen Verbreitungsgebiets gefunden wurden, entsprechen den Arten, die entlang des Temperaturgradienten abnehmen. Arten, die entlang des Gradienten zunehmen bzw. Temperaturerhöhungen tolerieren, wurden bei vergleichsweise wärmeren Temperaturen im individuellen Verbreitungsgebiet nachgewiesen.

Vor allem die Arten aus der Gruppe Amphipoda und Harpacticoida, die bereits in der Untersuchung im Oberrheingraben in signifikant kühleren Messstellen gefunden wurden, besiedeln auch auf dieser Datengrundlage kühle Standorte innerhalb ihres Verbreitungsgebiets. Bei den untersuchten Cyclopoidaarten gibt es kaltstenotherme und wärmetolerantere Arten. *A. rhenanus* wurde in beiden Teilen dieser Arbeit zu den kaltstenothermen Arten gezählt. Auch *P. slavus* besiedelt signifikant kühlere Messstellen innerhalb ihres Verbreitungsgebiets.

Hinter der stetigsten Art in dieser Untersuchung, *D. languidoides*, verbergen sich, wie bereits erwähnt, mehrere Arten, die anhand morphologischer Merkmale nicht eindeutig bzw. nur durch Spezialisten voneinander unterscheidbar sind (EINSLE 1993; HAHN 2015b; POSPISIL & STOCH 1999; STOCH 2001). Hier lässt sich folglich nicht ausschließen, dass das relativ breite Temperaturspektrum nicht durch verschiedene Arten mit unterschiedlichen Präferenzen zustande kommt. Stygobionte Ostracoda wie *Fabaesformiscandona bilobata/ bilobatoides* besiedeln, wie bereits beschrieben, vor allem Standorte, die durch einen temporären Oberflächeneintrag geprägt sind. Solche Standorte sind auch stärker durch die saisonalen Temperaturveränderungen an der Oberfläche beeinflusst. Ostracoda sind somit breiteren Temperaturschwankungen

ausgesetzt und daher vermutlich in der Lage, erhöhte Temperaturen für eine gewisse Zeit zu tolerieren.

Wie bereits im synökologischen Teil dieser Arbeit deutlich wurde, ist *B. freiburgensis* verstärkt bei erhöhten Grundwassertemperaturen anzutreffen. Diese Tendenz konnte auch im individuellen Verbreitungsgebiet ausgemacht werden. Dabei liegen 50 % der Funde von *B. freiburgensis* unterhalb von 14 °C. Neben *B. freiburgensis* gibt es in Deutschland weitere Syncaridaarten, die zur Gattung *Parabathynella* gehören und ebenfalls bei warmen Grundwassertemperaturen deutlich über 14 °C nachgewiesen wurden. Außerdem wurden Arten aus der Gattung *Parastenocaris* vermehrt bei überdurchschnittlich hohen Grundwassertemperaturen vorgefunden.

Bis auf *E. serrulatus* sind alle Arten, die in der Schwellenwertanalyse eine gewisse Toleranz gegenüber erhöhten Grundwassertemperaturen zeigen, als stygobiont eingestuft. Von den meisten Stygobionten wird angenommen, dass sie im Hinblick auf die Temperatur stenotherm sind, also einen eng gefassten Temperaturbereich tolerieren (GIERE 2009). Offensichtlich gibt es Ausnahmen bzw. Arten die zumindest zeitweise erhöhte Temperaturen tolerieren oder präferieren.

Es lässt sich festhalten, dass die Zuordnung der Indikatorarten durch TITAN (s. Abb. 34) auch anhand anderer Vorgehensweisen und einer erweiterten Datengrundlage bestätigt werden konnte. Artspezifische Unterschiede werden auch bei Betrachtung der Temperaturen in den individuellen Verbreitungsgebieten deutlich (s. Abb. 35). Die 14 °C-Grenze ist auch in diesem Zusammenhang relevant.

4.2.3 Temperaturpräferenzen der faunistischen Großgruppen

Die beobachteten Temperaturpräferenzen zeigen sich anhand der deutschlandweiten Daten auch auf Großgruppenniveau. Im Verhältnis betrachtet stimmen die Unterschiede zwischen den Großgruppen größtenteils mit den Temperaturpräferenzen der entsprechenden Indikatorarten überein. Bis auf die Gruppen *Parastenocaris* (Familie Parastenocarididae) und Syncarida, liegen mindestens 75 % der Beobachtungen der restlichen Crustacea unterhalb von 14 °C und somit dem Temperaturmaximum der letzten ca. 1,8 Millionen Jahre (MÜLLER-BECK 2005). Wie sich bereits bei den Ergebnissen zur Untersuchung im Oberrheingraben und der Schwellenwertanalyse zur Stygroregion „südwestliche Mittelgebirge“ gezeigt hat, gibt es, neben *Bathynella freiburgensis*, Arten aus der Gattung *Parastenocaris*, die höhere Temperaturen

anscheinend tolerieren können. Das gleiche gilt für Arten aus der Gruppe Cyclopoida. Der Temperaturbereich der Gruppen Harpacticoida (ohne die Familie Parastenocariidae) und Cyclopoida wird wahrscheinlich auch durch das Vorkommen von wärmetoleranten Oberflächenarten (Stygoxene), die gelegentlich im Grundwasser anzutreffen sind (BERKHOF et al. 2015; MÖSSLACHER & HAHN 2003), beeinflusst und liegt daher unter Umständen etwas höher.

Erklärungsansätze für die breitere Temperaturtoleranz mancher Grundwasserarten in der Literatur

Wie sich in beiden Untersuchungsansätzen zeigt, gibt es entgegen den Erwartungen artspezifische Unterschiede im Hinblick auf die Temperaturpräferenzen von stygobionten Arten. Hier drängt sich die Frage auf, wie es sein kann, dass manche Arten ein breites Temperaturspektrum bzw. deutlich erhöhte Grundwassertemperaturen tolerieren können?

Von manchen Grundwasserarten ist beispielsweise bekannt, dass sie Temperaturen die wesentlich kühler sind als die Temperatur in ihrem Lebensraum, für eine gewisse Zeit tolerieren können (BRIELMANN et al. 2011; ISSARTEL et al. 2005a, ISSARTEL et al. 2005b; ISSARTEL et al. 2006; MERMILLOD-BLONDIN et al. 2013). Eine relativ breite Temperaturtoleranz zeigt z. B. die Art *Niphargus rehnorhodanensis* (Amphipoda) (COLSON-PROCH et al. 2009; ISSARTEL et al. 2005a; ISSARTEL et al. 2005b). Issartel et al. (2005a) vermuten, dass die Art *Niphargus rehnorhodanensis* der Vereisung während dem Pleistozän ausgesetzt war und ein Teil der Populationen in unvereisten Refugien überlebten. Die Tiere könnten sich an die damaligen Temperaturen angepasst haben. Solche Arten wären dann auch heute noch in der Lage, unterdurchschnittliche Temperaturen zu überleben, weil sie vermutlich die Eigenschaft, sehr kühle Temperaturen zu tolerieren als „Reliktanpassung“ beibehalten haben (ISSARTEL et al. 2005a). Außerdem ziehen die Autoren die Möglichkeit in Betracht, dass Populationen von *N. rehnorhodanensis* am Rande des Eisschildes überlebten und dort stärkeren Temperaturschwankungen ausgesetzt waren. Tiere, bei denen eine Anpassung an diese Bedingungen stattgefunden hat, könnten sich nach der Vereisung wieder ausgebreitet haben, wobei die Fähigkeit, größere Temperaturschwankungen tolerieren zu können, von Vorteil war (ISSARTEL et al. 2005a).

Aufgrund der klimatischen Vergangenheit könnten auch die untersuchten Arten der Gattung *Parastenocaris* sowie *B. freiburgensis* in der Lage sein, ein breiteres Temperaturspektrum zu tolerieren. Bathynellacea stellen wie bereits erwähnt eine der ältesten Tiergruppen im Grundwasser dar und existierten bereits vor ca. 300 Millionen Jahren in Habitaten an der Erdoberfläche (BERKHOFF et al. 2015; MÖSSLACHER & HAHN 2003), wo sie stärkeren Temperaturschwankungen und wesentlich wärmeren Temperaturen ausgesetzt waren. Ähnliches gilt vermutlich für europäische Arten der Gattung *Parastenocaris*, von denen die meisten als stygobiont eingestuft sind (KIEFER 1978). Auch diese Gruppe war ursprünglich wahrscheinlich in epigäischen Lebensräumen verbreitet. In Europa haben diese Tiere die Kaltzeiten vermutlich im Grundwasser überdauert (MÖSSLACHER & HAHN 2003). Für diese Theorie spricht, dass diese Gattung heute noch in tropischen Oberflächengewässern vorkommt. Zudem gibt es eine europäische Art (*Parastenocaris brevipes*), die an der Oberfläche in Moos- oder Pflanzenpolstern lebt (SCHMINKE 2007b). Vermutlich haben auch diese Taxa die Eigenschaft, größere Temperaturschwankungen tolerieren zu können, beibehalten. Ob es sich bei den grundwasserbewohnenden *Parastenocaris*-arten tatsächlich um Stygobionte handelt, die nur im Grundwasser stabile Populationen ausbilden können, ist fraglich. Wahrscheinlich sind diese Arten aufgrund ihrer Konkurrenzschwäche (mündliche Mitteilung von H. J. Hahn, Universität Landau am 24.11.2016) in erster Linie auf Lebensräume mit ungünstigen Lebensbedingungen, z. B. ein sehr kleinräumiges Lückensystem, spezialisiert und kommen daher schwerpunktmäßig im Grundwasser vor. Konkurrenzstarke, weniger gut angepasste Arten können solche Habitate nicht dauerhaft besiedeln. In dem sandigen Untergrund der Bäche des Pfälzer Walds sind Tiere der Gattung *Parastenocaris* typische Bewohner des kleinräumigen Lückensystems und dominieren hier häufig die Lebensgemeinschaften (HAHN 1996).

In Anbetracht der Tatsache, dass der Großteil der Grundwasserfauna kaltstenotherm ist, verschafft die Fähigkeit, warme Temperaturen zu tolerieren, einen Überlebensvorteil. In solchen Bereichen ist der Konkurrenzdruck (vorausgesetzt, Oberflächenarten sind abwesend) im Hinblick auf das spärliche Nahrungsangebot minimiert. Diese Fähigkeit könnte insbesondere in artenreichen Grundwasserlebensräumen mit hoher Besiedlung, wie es z. B. im Oberrhein Graben der Fall ist, von großem Vorteil sein.

Einen anderen Erklärungsansatz für die Toleranz von sehr niedrigen Temperaturen führen Colson-Proch et al. (2009) in ihrer Untersuchung auf. Auch in dieser Studie wurde der Toleranzbereich von *Niphargus rhenorhodanensis* beleuchtet. Hierbei wur-

den verschiedene Populationen von *N. rhenorhodanensis* eingesetzt, wobei diese unterschiedliche auf die sehr kühle Versuchstemperatur von ca. 3 °C reagierten. Die Autoren ziehen wie Issartel et al (2005a) in Betracht, dass das eurytherme Verhalten auf die Entwicklungsgeschichte der Art bzw. die Konfrontation mit Vergletscherung zurückzuführen ist (COLSON-PROCH et al. 2009). Im Hinblick auf das unterschiedliche Verhalten der Versuchstiere auf Kältestress gehen die Autoren davon aus, dass sich die Habitate der verschiedenen Populationen in der Temperatur unterscheiden und die Stressintensität für die Tiere daher unterschiedlich war. Die Autoren führen außerdem auf, dass die beobachteten Unterschiede bezüglich der Reaktion auf Kälte auch damit in Zusammenhang stehen könnten, dass es sich bei den Versuchstieren eventuell um mehrere kryptische Arten handelt (COLSON-PROCH et al. 2009). Dies könnte auch für die relativ temperaturtolerante Cyclopoidaart *D. languidoides* ein Erklärungsansatz sein. Hinter diesem Taxon verbergen sich, wie bereits erwähnt, wahrscheinlich ebenfalls mehrere kryptische Arten (HAHN 2015b). Diese Art wurde auch in oberflächennahen Habitaten, bzw. Quellen des Pfälzer Waldes nachgewiesen (mündliche Mitteilung von H. J. Hahn, Universität Landau am 29.12.2016). In solchen Lebensräumen könnten sich die Tiere an schwankende Temperaturen angepasst haben.

Mermillod-Blondin et al. (2013) beobachteten bei Temperaturversuchen mit Tieren der Art *Proasellus valdensis* aus zwei verschiedenen Populationen ebenfalls unterschiedliche Toleranzbereiche. Die Autoren vermuten, dass genetischer Austausch zwischen Populationen aus unterschiedlichen Habitaten mit verschiedenen Temperaturen eine Rolle spielen könnte. Der genetische Austausch könnte Tiere hervorbringen, die in der Lage sind einen breiteren Temperaturbereich zu tolerieren. Die untersuchten Tiere stammten aus Höhlen und Quellen, die sich in ihrer Temperatur deutlich unterscheiden (MERMILLOD-BLONDIN et al. 2013).

Im Gegensatz zu Höhlen und Quellen variieren die Temperaturen in unbeeinflussten bzw. gut abgeschirmten Grundwasservorkommen geringer. Eine Anpassung der Populationen im Oberrheingraben an anthropogen erwärmte Standorte ist aus verschiedenen Gründen sehr unwahrscheinlich. Zum einen existieren durch anthropogene Aktivitäten erwärmte Grundwasservorkommen noch nicht lange genug, zum anderen besitzen stygobionte Arten aufgrund ihres verlangsamten Stoffwechsels eine vergleichsweise lange Entwicklungszeit und eine sehr geringe Anzahl an Nachkommen (GIERE 2009; MÖSSLACHER & HAHN 2003). Die Frequenz von Mutationen an sich bzw. Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Mutationen, die den Tieren im Hinblick auf

erhöhte Temperaturen einen Selektionsvorteil verschaffen könnten, ist demzufolge gering.

Unter anderen Voraussetzungen könnte die Theorie von Mermillod-Blondin et al. (2013) zutreffen: *G. unisetigera* gilt als stygobiont, konnte allerdings bei einer Untersuchung der Bodenlebensgemeinschaften in Belgien in der Laubstreu nachgewiesen werden (FIERS & GHENNE 2000). In diesem oberirdischen Lebensraum sind die Tiere relativ starken Temperaturschwankungen ausgesetzt. Falls Tiere dieser Art in der Lage sind, in so einem Habitat stabile Populationen aufzubauen, wäre es prinzipiell möglich, dass diese Eigenschaft an Grundwasserpopulationen über genetischen Austausch weitergegeben wurde. Allerdings ist zu beachten, dass Grundwasserlebensräume häufig stark fragmentiert sind und die Ausbreitungsgeschwindigkeit der meisten Arten sehr gering ist, was den genetischen Austausch zwischen Populationen erschwert und teilweise verhindert (GIBERT & CULVER 2009; LARNED 2012). Vor diesem Hintergrund ist die Einstufung von *G. unisetigera* als stygobionte Art fraglich. Vermutlich handelt es sich bei dieser Art, ähnlich wie bei *Diacyclops languidoides* und den meisten Arten der Gattung *Parastenocaris*, eher um weniger stygobionte oder gar stygophile Arten, die auch in konkurrenzfreien Oberflächenhabitaten stabile Populationen aufbauen können.

Grundwasserlebensräume, die stark von Oberflächengewässern beeinflusst sind, weisen ebenfalls eine größere Temperaturschwankung auf. Arten, die in solchen Habitaten leben und nicht durch konkurrenzstarke Oberflächenarten verdrängt werden, finden dort gleichzeitig ein erhöhtes Nahrungsangebot vor (BERKHOFF et al. 2015; MÖSSLACHER & HAHN 2003; SPENGLER & BERKHOFF 2014). Einen größeren Temperaturbereich zeitweise tolerieren zu können, stellt demnach einen Vorteil dar. Hierfür spricht, dass die Ostracodaart *F. bilobates/ bilobatoides* in dieser Untersuchung ein relativ breites Temperaturspektrum toleriert.

Inwiefern eine oder mehrere dieser Theorien zutreffen ist unklar. Vermutlich sind manche der Arten, die erhöhte Temperaturen tolerieren können, weniger streng stygobiont (z. B. Arten der Gattung *Parastenocaris*).

Abschließend lässt sich festhalten, dass sich eine Grundwassererwärmung negativ auf die Grundwasserfauna auswirkt. Anthropogene Wärmeeinträge und die prognostizierte Klimaerwärmung gefährden demzufolge insbesondere kaltstenotherme Grundwasserarten. Eine Klimaerwärmung, die im ungünstigsten Fall einen Temperaturanstieg zwi-

schen 5 bis 6 °C bis Ende dieses Jahrhunderts zur Folge hat, könnte vor allem in wärmeren Regionen großflächig zu Grundwassertemperaturen über 14 °C führen. Insbesondere Arten wie *Nitocrella omega*, die sich in dieser Untersuchung als „extrem kaltstenotherm“ erwiesen hat, sind in hohem Maße von der Klimaerwärmung und anthropogenen Wärmeeinträgen ins Grundwasser bedroht.

5. Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Praxis

5.1 Schlussfolgerungen

Die aufgestellten Hypothesen konnten anhand dieser Arbeit größtenteils bestätigt werden. Die Temperatur hat sich als einer der wichtigsten Parameter für die Crustaceagemeinschaften herausgestellt. Der Großteil der stygobionten Grundwasserfauna zeigt kaltstenotherme Eigenschaften und präferiert Temperaturen unterhalb von 14 °C. Entgegen den Erwartungen gibt es Grundwasserarten, die ein breiteres Temperaturspektrum tolerieren. Temperaturerhöhungen wirken sich negativ auf die Grundwasserfauna aus, was sich in der Zusammensetzung der Crustaceagemeinschaften und der Diversität widerspiegelt. Die ausgewählten Standorte haben sich als geeignete Modelle für die Untersuchung der Auswirkungen der prognostizierten Klimaerwärmung auf die Crustaceagemeinschaften im Grundwasser herausgestellt. Durch eine entsprechende Vorauswahl der Messstellen konnten zusätzliche negative Einflussfaktoren vermutlich vermieden werden. Die Ergebnisse dieser Arbeit verdeutlichen, dass

- erhöhte Temperaturen zu einer **Veränderung der Crustaceagemeinschaften** (Krebstiere) im Grundwasser führen.
- die Temperatur **einer der wichtigsten Parameter** für die Gemeinschaften ist.
- der Temperaturschwellenwert **kaltstenothermer Gemeinschaften** im Oberrheingraben knapp oberhalb der **durchschnittlichen Grundwassertemperatur** liegt.

- die **Temperaturpräferenzen teilweise unterschiedlich** sind. Es gibt Arten, insbesondere solche, die vermutlich weniger streng stygobiont sind, die ein breiteres Temperaturspektrum tolerieren.
- die **meisten stygobionten Arten** allerdings Temperaturen **unterhalb von 14 °C** bevorzugen. Vor allem kaltstenotherme Arten sind durch Grundwassererwärmungen daher besonders gefährdet.
- die **Präferenz** der untersuchten kaltstenothermen Arten für Temperaturen unterhalb von 14 °C auch **durch zusätzliche Daten untermauert** wird.
- es **kühle Grundwasserrefugien** gibt, die unter bestimmten hydrologischen Voraussetzungen auch zukünftig erhalten bleiben werden. So sind Bereiche, bei denen die Grundwasserneubildung im kühleren Winterhalbjahr dominiert, möglicherweise weniger stark von einer Klimaerwärmung betroffen und könnten der Fauna Schutz bieten.

Neben der Klimaerwärmung ist dieser Lebensraum bereits heute an vielen Standorten Belastungen durch Wärmeeinträge (z. B. oberflächennahe Geothermie und Kühlwassereinleitung) ausgesetzt. Bisher begrenzen sich diese überwiegend auf urbane Regionen und Gewerbegebiete. Durch den Ausbau nachhaltiger Energiegewinnung wird es zukünftig auch in unbesiedelten Bereichen zu einem verstärkten Wärmeeintrag kommen: Der Strom, vor allem aus Windkraftanlagen in Norddeutschland, wird vorrangig über unterirdisch verlegte Stromtrassen in den Süden transportiert (TRANSNETBW-GMBH 2017). Diese Stromtrassen geben Wärme ab (FOCUS 2014) und führen somit zu einer Erwärmung des Untergrunds über enorm lange Strecken.

Die Ergebnisse dieser Feldstudie legen nahe, dass grundwasserbewohnende Crustaceengemeinschaften bereits durch geringere Temperaturveränderungen negativ beeinflusst werden. Dauerhafte und großflächige Temperaturerhöhung auf über 14 °C sollten zum Schutz der Crustaceengemeinschaften verhindert werden.

Im Hinblick auf die Fauna empfehlen Griebler et al (2015) für die umweltverträgliche Nutzung von oberflächennaher Geothermie, auf Grundlage von Laborversuchen mit wenigen Arten, dass Temperaturen von 16 °C nicht überschritten werden sollten. Belastete Grundwasserbereiche sollten nicht um mehr als 3 °C-Einheiten im Vergleich zur ursprünglichen Temperatur erhöht werden (GRIEBLER et al. 2015). Aufgrund der

zusätzlich gewonnenen Erkenntnisse aus der zugrundeliegenden Untersuchung wird ebenfalls empfohlen, den Wärmeeintrag ins Grundwasser zu begrenzen.

Inwiefern sich Temperaturerhöhungen auf die Reinigungsprozesse und die Qualität des Grundwassers auswirken, sollte Gegenstand weiterer Untersuchungen sein. Im Hinblick auf die mikrobiellen Gemeinschaften kommen Griebler et al. (2015) zu dem Schluss, dass eine Temperaturerhöhung um wenige Grad, insbesondere in Gebieten mit hoher organischer Hintergrundbelastung, zu einer starken Beeinträchtigung der Wasserqualität führen könnte. Die verstärkte Sauerstoffzehrung in solchen Gebieten führt unter Umständen zu einer Veränderung der mikrobiellen Gemeinschaften und deren Stoffwechselprodukten (z. B. Methan und Sulfid), die sich qualitätsmindernd auswirken (GRIEBLER et al. 2015).

Da das Grundwasser gleichzeitig unsere wichtigste Ressource für sauberes Trinkwasser darstellt, hat dieses Ökosystem besondere Aufmerksamkeit und unseren Schutz verdient.

Grundwassererwärmungen entwickeln sich zunehmend zu einem flächenendeckenden Problem. Zum Schutze dieses Lebensraumes ist eine gesetzliche Regelung von Wärmeeinträgen dringend notwendig. Nur gesunde Grundwasserökosysteme liefern sauberes Trinkwasser!

5.2. Empfehlungen für die Praxis

Die vorliegenden Untersuchungen belegen, dass die Gemeinschaften der Grundwasserfauna durch Wärmeeinträge massiv geschädigt werden können.

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) gibt als Ziel die „Sicherstellung einer schrittweisen Reduzierung der Verschmutzung des Grundwassers und Verhinderung seiner weiteren Verschmutzung“. vor (EG-WRRL 2000, Art. 1 d)). Gleichzeitig wird die Freisetzung von Wärme in Wasser als Verschmutzung definiert (EG-WRRL 2000, Art. 2, Abs. 33). Das deutsche Recht setzt diesen wesentlichen Punkt der Wasserrahmenrichtlinie nicht um!

Im Wasserhaushaltsgesetz (WHG), das unter anderem der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie dient, werden Wärmeeinträge nicht berücksichtigt und das obwohl der „Zweck dieses Gesetzes ist [,] [...] die Gewässer als Bestandteil des

Naturhaushalts, als Lebensgrundlage des Menschen, als Lebensraum für Tiere und Pflanzen sowie als nutzbares Gut [durch eine nachhaltige Gewässerbewirtschaftung] zu schützen.“ (WHG, § 1). Gleichzeitig gibt es ein Verschlechterungsverbot (WHG, § 47, Abs. 1). Der Begriff „Wärme“ taucht jedoch im Wasserhaushaltsgesetz nicht auf (WHG 2009).

Die Grundwasserverordnung (GrwV) dient der Umsetzung der EG-Grundwasser-richtlinie. Aber auch hier wird eine Verschmutzung des Grundwassers durch Wärme-einträge nicht berücksichtigt (GrwV 2010).

Zum Schutz der Grundwasserökosysteme und weil die Menschen auf die Ökosystemleistung dieses Lebensraumes, nämlich die Bereitstellung und Speicherung von sauberem Trinkwasser, angewiesen sind, ist rechtlich Klarheit zu schaffen. Vor allem durch:

- 1.) Die Definition von regionalisierten Temperaturschwellenwerten, wobei die dauerhafte und flächige Erwärmung des Grundwassers 14 °C nicht überschreiten sollte.
- 2.) Die Berücksichtigung der örtlichen Grundwasserfauna und -ökosysteme bei der Bewilligung von Wärmeeinleitungen (siehe auch Verschlechterungsverbot des WHG, § 47).
- 3.) Die Entwicklung eines einheitlichen Bewertungsverfahrens um Grundwasservorkommen im Hinblick auf thermische Belastungen beurteilen zu können.

Für die Praxis wird deshalb empfohlen, das deutsche Recht an die EG-Wasser-rahmenrichtlinie anzupassen. Dies bedeutet zu allererst die Aufnahme des Begriffs „Wärme“ in das WHG (z. B. § 9, Abs. 1; § 23; § 47; § 24, Abs. 1) und die GrwV (z. B. § 1, § 5, Abs. 4, Anlagen 1 und 2) sowie die Berücksichtigung der Wärme als Verschmutzung in der Eingriffsregelung (BNatSchG § 14). Dazu siehe auch Hahn et al (2017, in Vorbereitung).

Auch die bestehenden Regelungen bzw. Handlungsvorschriften im Umgang mit oberflächennaher Geothermie sind nicht ökologisch begründet (Griebler et al. 2015; Hähnlein et al. 2011): Die Auswirkungen von Wärmeeinträgen auf Grundwasser-ökosysteme sollten verbindlich in den Leitfäden und Hinweisen der Länder zur geothermischen Nutzung des Grundwassers berücksichtigt werden (HAHN et al. 2017, in Vorbereitung). In den bestehenden Leitfäden ist die Bewertung der Grundwasser-

lebensgemeinschaften völlig uneinheitlich bis widersprüchlich. Je nach Bundesland wird die Grundwasserfauna als „empfindlich“ (Baden-Württemberg) oder - in völligem Gegensatz dazu –als „vernachlässigbar“ (Hessen) eingestuft (HAHN et al. 2017, in Vorbereitung). Dringend zu empfehlen ist daher die Vereinheitlichung dieser Leitfäden.

Erst unter Berücksichtigung der Grundwasserlebensgemeinschaften und den Erhalt seiner Ökosystemdienstleistungen wird eine wirklich nachhaltige Nutzung des Grundwassers möglich sein.

7. Zusammenfassung

Grundwasser ist eine lebenswichtige Ressource und gleichzeitig ein thermisch stabiler Lebensraum mit einer außergewöhnlichen Fauna. Aufgrund der Klimageschichte der letzten ca. 1,8 Millionen Jahre in Mitteleuropa war die Ausgangshypothese, dass die meisten Grundwasserarten an Temperaturen unterhalb von 14 °C angepasst sind und sich Temperaturerhöhungen daher negativ auf die Grundwasserfauna auswirken.

Um die Folgen einer Klimaerwärmung *in situ* beurteilen zu können, wurden anthropogen erwärmte Grundwässer als Modelle herangezogen. In ersten Teil dieser Arbeit wurden die Crustaceagemeinschaften natürlich temperierter und anthropogen erwärmter Standorte untersucht. Dazu wurden insgesamt 70 Grundwassermessstellen im Oberrheingraben über ein Jahr (2011 bis 2012) sechsmal beprobt. Ergänzend zu diesem synökologischen Ansatz wurde in einem zweiten Teil die Temperaturpräferenz ausgewählter Arten überprüft. Für diese autökologische Betrachtung wurde ein deutschlandweiter Datensatz herangezogen.

Die ausgewählten Untersuchungsgebiete haben sich als geeignete Modelle für die prognostizierten Temperaturerhöhungen herausgestellt. Die Temperatur erwies sich als einer der wichtigsten Parameter für die Crustaceagemeinschaften. Erwärmungen beeinflussen die Zusammensetzung der Gemeinschaften und die Diversität. Dabei zeigte sich, dass es artspezifisch unterschiedliche Temperaturpräferenzen gibt. Einige vermutlich weniger streng stygobionte Arten scheinen höhere Temperaturen zu tolerieren. Der Großteil der stygobionten Grundwasserarten bevorzugt allerdings Temperaturen unterhalb von 14 °C, wobei wenige Arten als „extrem kaltsteno-therm“ einzustufen sind. Diese Arten wurden an Standorten nachgewiesen, die aufgrund der hydrologischen Verhältnisse relativ kühl sind und der Fauna auch zukünftig als kalte Refugien Schutz bieten könnten. Einer dieser Standorte ist aufgrund seiner Artenvielfalt als „Hot Spot“ einzustufen. Die Ergebnisse legen nahe, dass vor allem kaltsteno-therme Arten durch eine Klimaerwärmung und anthropogene Wärmeeinträge gefährdet sind.

Die Untersuchung zeigt, dass Grundwasserlebensräume vor Temperaturerhöhungen zu bewahren sind. Lokale anthropogene Wärmeeinträge sollten keine dauerhafte und großflächige Grundwassererwärmung über 14 °C zur Folge haben. Thermische Einträge sollten überwacht und bewertet werden. Es wird empfohlen, die bestehenden rechtlichen Rahmenbedingungen den ökologischen Erfordernissen anzupassen.

Danksagung

Diese wissenschaftliche Arbeit wäre ohne die Unterstützung zahlreicher Personen und Institutionen nicht möglich gewesen. Ich möchte mich deshalb an dieser Stelle bei allen Beteiligten bedanken.

Mein besonderer Dank gilt Herrn PD Dr. Hans Jürgen Hahn, Universität Koblenz Landau, Campus Landau für die Übernahme des Erstgutachtens und der damit verbundenen Betreuung dieser Arbeit, an der ich vor allem die konstruktiven Hinweise und die spontane Hilfsbereitschaft schätzte.

Ich möchte mich außerdem herzlich bei Prof. Dr. Klaus Schwenk, Universität Koblenz Landau, Campus Landau für die Bereitschaft, mich zu unterstützen und die Begutachtung meiner Arbeit bedanken.

Da diese Arbeit ohne finanzielle Unterstützung nicht möglich gewesen wäre, gilt mein Dank auch vor allem der Hans-Böckler-Stiftung, die mich sowohl materiell als auch ideell für drei Jahre unterstützt hat. In diesem Zusammenhang möchte ich mich herzlich bei meinem Vertrauensdozenten Herrn Prof. Dr. Thomas Höpner bedanken, der meine Arbeit auch noch über den Förderungszeitraum hinaus begleitet hat und stets großes Interesse zeigte.

Bedanken möchte ich mich auch bei den zahlreichen Personen, die mich bei der Recherche nach geeigneten Grundwassermessstellen unterstützt haben und mir den Zugang zu diesen ermöglichten: Herrn Klaus-Peter Barufke, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Herrn Manfred Wagner, Landratsamt Breisgau-Hochschwarzwald, Herrn Norbert Hess, Umweltschutzamt Freiburg im Breisgau, Herrn Bernhard Paul, Gesellschaft für angewandte Hydrologie und Kartographie mbH Freiburg, Frau Bärbel Schäfer, badenova AG & Co. KG, Frau Annette März, Stadt Karlsruhe, Herrn Michael Schönthal, Stadtwerke Karlsruhe, Herrn Friedhelm Fischer, Tiefbauamt Karlsruhe und Herrn Sven Kunz, Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald.

Herrn Dr. H. Walter Schreiber, Universität Koblenz Landau, Campus Landau danke ich für die Unterstützung bei der Erstellung von Grafiken mit dem Statistikprogramm R. Für den hilfreichen Hinweis auf das R-Paket TITAN möchte ich mich herzlich bei Herrn Prof. Dr. Ralf B. Schäfer, Universität Koblenz Landau, Campus Landau bedanken. Bei

Herrn Professor Matthew E. Baker, Universität Michigan (USA) möchte ich mich außerdem besonders für die ausführliche Beantwortung meiner Fragen zu TITAN bedanken.

Mein Dank geht auch an die Mitarbeiter des Landesuntersuchungsamts Institut für Hygiene u. Infektionsschutz in Landau und insbesondere an Frau Sandra Drescher und Herrn René Pöttke, Medizinisches Versorgungszentrum Clotten in Freiburg für das Engagement und die reibungslose und freundliche Zusammenarbeit.

Für die Unterstützung meiner Arbeit und vor allem die sehr schöne Zeit möchte ich mich herzlich bei meinen Kollegen der Arbeitsgruppe bedanken. Dank fürs Korrekturlesen geht insbesondere an Frau Dr. Heide Stein, die auch bei statistischen Fragen stets hilfsbereit war und Herrn Dr. Sven Berkhoff. Darüber hinaus möchte ich mich bei herzlich bei Frau Dr. Susanne Schmidt für die Erstellung von Karten zu meinen Untersuchungsgebieten bedanken.

Für die Bereitstellung ihrer Daten möchte ich mich bei Herrn PD Dr. Hans Jürgen Hahn, Frau Dr. Heide Stein, Herrn Dr. Andreas Fuchs, Herrn Dr. Sven Berkhoff, Herrn Dr. Simon Gutjahr, Herrn Dr. Dirk Matzke sowie der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz bedanken.

Da die seelische und moralische Unterstützung meiner Freunde und Familie ebenfalls zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen hat, gebührt diesen Menschen mein besonderer Dank. Unterstützung habe ich vor allem durch meine liebe Schwester, Sylvia Klaus und meinen lieben Ehemann, Jan Spengler erfahren, die neben dem Korrekturlesen der Arbeit vor allem für eine ausgeglichene Work-Life-Balance gesorgt haben.

Literaturverzeichnis

- AD-HOC-AG HYDROGEOLOGIE (2016): *Regionale Hydrogeologie von Deutschland - Die Grundwasserleiter: Verbreitung, Gesteine, Lagerungsverhältnisse, Schutz und Bedeutung*. Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR).
- ALI, R., MC FARLANE, D., VARMA, S., DAWES, W., EMELYANOVA, I., HODGSON, G. & CHARLES, S. (2012): *Potential climate change impacts on groundwater resources of south-western Australia*. *Journal of Hydrology*, 475(0), 456-472.
- ALLEN, D. M., MACKIE, D. C. & WEI, M. (2004): *Groundwater and climate change: a sensitivity analysis for the Grand Forks aquifer, southern British Columbia, Canada*. *Hydrogeology Journal*, 12(3), 270-290.
- ANDERSON, M. J., GORLEY, R. N. & CLARKE, K. R. (2008): *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. Plymouth UK: PRIMER-E Ltd.
- APRONA (2007): *Grenzüberschreitende Indikatoren zum Schutz des Grundwassers im Oberrheingraben* (Association pour la protection de la nappe phréatique de la plaine d'Alsace (APRONA) Ed.).
- ARNING, E., KÖLLING, M., SCHULZ, H. D., PANTELEIT, B. & REICHLING, J. (2006): *Einfluss oberflächennaher Wärmegewinnung auf geochemische Prozesse im Grundwasserleiter*. *Grundwasser*, 11(1), 27-39.
- AVRAMOV, M., SCHMIDT, S. I., GRIEBLER, C., HAHN, H. J. & BERKHOFF, S. E. (2010): *Dienstleistungen der Grundwasserökosysteme*. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 3(2), 7.
- AVRAMOV, M., ROCK, T. M., PFISTER, G., SCHRAMM, K.-W., SCHMIDT, S. I. & GRIEBLER, C. (2013): *Catecholamine levels in groundwater and stream amphipods and their response to temperature stress*. *General and Comparative Endocrinology*, 194(0), 110-117.
- BACKHAUS, K., ERICHSON, B. & WEIBER, R. (2013): *Fortgeschrittene Multivariate Analysemethoden* (Vol. 2). Berlin, Heidelberg: Springer.
- BAHRDT, S. & HAHN, H. J. (2015, unveröffentlicht). *Vorstudie: Temperaturveränderungen und Grundwasserlebensgemeinschaften*. unveröffentlichter Bericht. LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg), IGÖ GmbH (Institut für Grundwasserökologie).
- BAKER, M. E. & KING, R. S. (2010): *A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds*. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 25-37.
- BALKE, K.-D. & GRIEBLER, C. (2003): *Grundwassernutzung und Grundwasserschutz*. In C. Griebler & F. Mösslacher (Eds.), *Grundwasserökologie* (pp. 311-365). Wien: Facultas UTB Verlags- und Buchhandels AG.

- BALVANERA, P., PFISTERER, A. B., BUCHMANN, N., HE, J.-S., NAKASHIZUKA, T., RAFFAELLI, D. & SCHMID, B. (2006): *Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services*. Ecology Letters, 9(10), 1146-1156.
- BÄRLOCHER, F. (2008): *Biostatistik* (Vol. 2). Stuttgart, New York: Thieme Verlag.
- BARTOMEUS, I., PARK, M. G., GIBBS, J., DANFORTH, B. N., LAKSO, A. N. & WINFREE, R. (2013): *Biodiversity ensures plant–pollinator phenological synchrony against climate change*. Ecology Letters, 16(11), 1331-1338.
- BATES, B., KUNDZEWICZ, Z. W., WU, S. & PALUTIKOF, J. (2008): Climate Change and Water: Technical Paper VI. 210.
http://digital.library.unt.edu/ark:/67531/metadc11958/m2/1/high_res_d/climate-change-water-en.pdf.
- BELLARD, C., BERTELSMEIER, C., LEADLEY, P., THUILLER, W. & COURCHAMP, F. (2012): *Impacts of climate change on the future of biodiversity*. Ecology Letters, 15(4), 365-377.
- BENDINGER, B. (2012): *Auswirkungen biologischer Prozesse auf die Rohwasserförderung Grundwasserbiologie - Grundlagen und Anwendungen* (Vol. 5, pp. 153-167). Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- BERGER, E., HAASE, P., OETKEN, M. & SUNDERMANN, A. (2016): *Field data reveal low critical chemical concentrations for river benthic invertebrates*. Science of The Total Environment, 544, 864-873.
- BERKHOFF, S. E., BORK, J. & HAHN, H. J. (2009): *Grundwasserfauna als Indikator für Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen im Bereich einer Uferfiltrationsanlage*. Grundwasser, 14(1), 3-20.
- BERKHOFF, S. E. (2010): *Die Meiofauna des Interstitials und Grundwassers als Indikator für Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen im Bereich einer Uferfiltrationsanlage*. (Doktor der Naturwissenschaften Dissertation), Universität Koblenz-Landau, Landau.
- BERKHOFF, S. E., BORK, J. & HAHN, H. J. (2015): *Die Metazoen-Fauna des Grundwassers*. In H. Brendelberger, P. Martin, M. Brunke & H. J. Hahn (Eds.), *Grundwassergeprägte Lebensräume* (Vol. 14, pp. 9). Stuttgart: Schweizerbart.
- BFN (2008): *Daten zur Natur 2008*. Abgerufen am 10.12. 2013, von https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/Naturraeumliche_Haupteinheiten_in_Deutschland_Biogeografische_Regionen_Web.pdf.
- BOENIGK, J. & WODNIOK, S. (2014): *Biodiversität und Erdgeschichte*. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum.
- BORK, J., BERKHOFF, S. E., BORK, S. & HAHN, H. J. (2009a): *Using subsurface metazoan fauna to indicate groundwater–surface water interactions in the Nakdong River floodplain, South Korea*. Hydrogeology Journal, 17(1), 61-75.

- BORK, J., BERKHOFF, S. E. & HAHN, H. J. (2009b): *Bioindikation im Grundwasser: Metazoen Handbuch Angewandte Limnologie: Grundlagen - Gewässerbelastung - Restaurierung - Aquatische Ökotoxikologie - Bewertung - Gewässerschutz* (pp. 1-20): Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- BORK, J., BERKHOFF, S. E. & HAHN, H. J. (2015): *Techniken zur Erfassung der Meiofauna im Grundwasser sowie in Wasserwerken und Trinkwasserverteilungen*. In H. Brendelberger, P. Martin & H. J. Hahn (Eds.), *Grundwassergeprägte Lebensräume* (Vol. 14, pp. 33-40). Stuttgart: Schweizerbart.
- BOULTON, A. J., FENWICK, G. D., HANCOCK, P. J. & HARVEY, M. S. (2008): *Biodiversity, functional roles and ecosystem services of groundwater invertebrates*. *Invertebrate Systematics*, 22(2), 103-116.
- BRENDELBERGER, H. (2015): *Gießen und Brunnenwasser*. In H. Brendelberger, P. Martin, M. Brunke & H. J. Hahn (Eds.), *Grundwassergeprägte Lebensräume* (Vol. 14, pp. 4). Stuttgart: Schweizerbart.
- BRIELMANN, H., GRIEBLER, C., SCHMIDT, S. I., MICHEL, R. & LUEDERS, T. (2009): *Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems*. *FEMS Microbiology Ecology*, 68(3), 273-286.
- BRIELMANN, H., LUEDERS, T., SCHREGLMANN, K., FERRARO, F., AVRAMOV, M., HAMMERL, V., BLUM, P., BAYER, P. & GRIEBLER, C. (2011): *Oberflächennahe Geothermie und ihre potenziellen Auswirkungen auf Grundwasserökosysteme*. *Grundwasser*, 16(2), 77-91.
- BRONS, H. J., GRIFFIOEN, J., APPELO, C. A. J. & ZEHNDER, A. J. B. (1991): *(Bio)geochemical reactions in aquifer material from a thermal energy storage site*. *Water Research*, 25(6), 729-736.
- BURKHARDT, H. (1988): *Baden-Württemberg. Eine Heimat- und Landeskunde* (Vol. 1). Stuttgart: Klett.
- CAMACHO, A. I. (2006): *An annotated checklist of the Syncarida (Crustacea, Malacostraca) of the world*. *Zootaxa*(1374), 1-54.
- CARBIENER, R. & TREMOLIERES, M. (1990): *The Rhine rift valley ground water—river interactions: Evolution of their susceptibility to pollution*. *Regulated Rivers: Research & Management*, 5(5), 375-389.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. (2001): *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation* (Vol. 2). Plymouth UK: PRIMER-E Ltd.
- CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N. (2006): *Primer v6: User Manual/ Tutorial*. Plymouth UK: Primer-E Ltd.
- COLSON-PROCH, C., RENAULT, D., GRAVOT, A., DOUADY, C. J., & HERVANT, F. (2009): *Do current environmental conditions explain physiological and metabolic responses of subterranean crustaceans to cold?* *Journal of Experimental Biology*, 212(12), 1859-1868.

- COLSON-PROCH, C., MORALES, A., HERVANT, F., KONECNY, L., MOULIN, C. & DOUADY, C. J. (2010): *First cellular approach of the effects of global warming on groundwater organisms: a study of the HSP70 gene expression*. Cell Stress and Chaperones, 15(3), 259-270.
- CULVER, D. C. & HOLSINGER, J. R. (1992): *How many species of troglobites are there?* National Speleological Society Bulletin, 54, 79-80.
- CVETKOV, L. (1968): *Un filet phreatobiologique*. Bulletin de l'Institut de zoologie et musée, 215-218.
- DANIELOPOL, D. L. (1989): *Groundwater Fauna Associated with Riverine Aquifers*. Journal of the North American Benthological Society, 8(1), 18-35.
- DANIELOPOL, D. L., POSPISIL, P. & ROUCH, R. (2000): *Biodiversity in groundwater: a large-scale view*. Trends Ecol Evol, 15(6), 223-224.
- DEHARVENG, L., STOCH, F., GIBERT, J., BEDOS, A., GALASSI, D., ZAGMAJSTER, M., BRANCELJ, A., CAMACHO, A., FIERS, F., MARTIN, P., GIANI, N., MAGNIEZ, G. & MARMONIER, P. (2009): *Groundwater biodiversity in Europe*. Freshwater Biology, 54(4), 709-726.
- DI LORENZO, T. & GALASSI, D. M. P. (2013): *Agricultural impact on Mediterranean alluvial aquifers: do groundwater communities respond?* Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie, 182(4), 271-282.
- DI LORENZO, T., DI MARZIO, W. D., SÁENZ, M. E., BARATTI, M., DEDONNO, A. A., IANNUCCI, A., CANNICCI, S., MESSANA, G. & GALASSI, D. M. P. (2014): *Sensitivity of hypogean and epigean freshwater copepods to agricultural pollutants*. Environmental Science and Pollution Research, 21(6), 4643-4655.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. (1997): *SPECIES ASSEMBLAGES AND INDICATOR SPECIES: THE NEED FOR A FLEXIBLE ASYMMETRICAL APPROACH*. Ecological Monographs, 67(3), 345-366.
- DWA (2017): *Deutscher Klimaatlas*. abgerufen am 09.01. 2017, von http://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/klimaatlas/klimaatlas_node.html.
- DWD (2015): *Trends der Lufttemperatur*. abgerufen am 20.05.2016, von <http://www.umweltbundesamt.de/daten/klimawandel/trends-der-lufttemperatur>.
- DWD (2017): *Klimaüberwachung in Deutschland*. abgerufen am 20.03. 2017, von http://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/klimaeuberwachung/deutschland/deutschland_node.html.
- EEA (2008): *Impacts of Europe's changing climate - 2008 indicator-based assessment* (European Environment Agency (EEA) Ed. Vol. 4). Luxembourg.
- EEA (2012): *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012 An indicator-based report* (European Environment Agency (EEA) Ed. Vol. 12). Luxembourg: European Environment Agency.

- EG- WRRL (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* (2000).
- EINSLE, U. (1993): *Crustacea: Copepoda: Calanoida und Cyclopoida* (Vol. 8/ 4-1). Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.
- EMERSON, D., FLEMING, E. J. & MCBETH, J. M. (2010): *Iron-Oxidizing Bacteria: An Environmental and Genomic Perspective*. Annual Review of Microbiology, 64(1), 561-583.
- ENTENMANN, W., BANDBUCH, M., MÜLLER, L., RÜBESAMEN, U., BLUME, K.-H. & SIEBENBORN, G. (2008): *Baugrunderkundungen Planen - durchführen - überwachen - auswerten* (Vol. 2).
- EPTING, J. & HUGGENBERGER, P. (2013): *Unraveling the heat island effect observed in urban groundwater bodies – Definition of a potential natural state*. Journal of Hydrology, 501, 193-204.
- FELD, C. K., DE BELLO, F. & DOLÉDEC, S. (2014): *Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates*. Freshwater Biology, 59(2), 233-248.
- FIERS, F. & GHENNE, V. (2000): *Cryptozoic copepods from Belgium: diversity and biogeographic implications*. Belgian Journal of Zoology, 130(1), 8.
- FIGURA, S., LIVINGSTONE, D. M., HOEHN, E. & KIPFER, R. (2011): *Regime shift in groundwater temperature triggered by the Arctic Oscillation*. Geophysical Research Letters, 38(23), 1-5.
- FOCUS (2014): *Stromnetzausbau - Warum Erdkabel eine schlechte Alternative sind*. Abgerufen am 08.02. 2017, von http://www.focus.de/immobilien/energiesparen/umstrittener-stromnetzausbau-zweifel-am-erdkabel-traum-so-sicher-ist-die-alternative_id_4177181.html.
- FUCHS, A., HAHN, H. J. & BARUFKE, K.-P. (2006): *Grundwasser-Überwachungsprogramm Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg*. Grundwasserschutz 32 (LUBW).
- FUCHS, A. (2007): *Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg*. (Doktor der Naturwissenschaften Dissertation), Universität Koblenz-Landau Campus Landau, Landau. abgerufen von https://kola.opus.hbz-nrw.de/files/175/Dissertation_Fuchs_2007.pdf.
- FUCHS, A., HAHN, H. J. & CHO, J.-L. (2012): *Parabathynella badenwuerttembergensis n. sp., the First Record of Parabathynellidae Noodt, 1965 (Malacostraca: Bathynellacea) from Germany*. Journal of Crustacean Biology, 32(4), 655-663.
- GALASSI, D. M. P., HUYS, R. & REID, J. W. (2009): *Diversity, ecology and evolution of groundwater copepods*. Freshwater Biology, 54(4), 691-708.

- GIBERT, J. & DEHARVENG, L. (2002): *Subterranean Ecosystems: A Truncated Functional Biodiversity*. *BioScience*, 52(6), 473-481.
- GIBERT, J. & CULVER, D. C. (2009): *Assessing and conserving groundwater biodiversity: an introduction*. *Freshwater Biology*, 54(4), 639-648.
- GIBERT, J., CULVER, D. C., DOLE-OLIVIER, M.-J., MALARD, F., CHRISTMAN, M. C. & DEHARVENG, L. (2009): *Assessing and conserving groundwater biodiversity: synthesis and perspectives*. *Freshwater Biology*, 54(4), 930-941.
- GIERE, O. (2009): *Meiobenthology* (Vol. 2). Berlin Heidelberg: Springer.
- GLATZEL, T. (1990): *On the biology of Parastenocaris phyllura Kiefer, 1938 (Copepoda: Harpacticoida)*. *Stygologia*, 5(3), 131 - 136.
- GREEN, T. R., BATES, B. C., CHARLES, S. P. & FLEMING, P. M. (2007): *Physically Based Simulation of Potential Effects of Carbon Dioxide–Altered Climates on Groundwater Recharge*. *Vadose Zone J.*, 6(3), 597-609.
- GREEN, T. R., TANIGUCHI, M., KOOI, H., GURDAK, J. J., ALLEN, D. M., HISCOCK, K. M., TREIDEL, H. & AURELI, A. (2011): *Beneath the surface of global change: Impacts of climate change on groundwater*. *Journal of Hydrology*, 405(3–4), 532-560.
- GRIEBLER, C. (2003a): *Physikalisch-chemische Eigenschaften des Grundwassers und biogeochemische Stoffkreisläufe*. In C. Griebler & F. Mösslacher (Eds.), *Grundwasserökologie* (pp. 45-72). Wien: Facultas UTB Verlags- und Buchhandels AG.
- GRIEBLER, C. (2003b): *Mikroorganismen in Grundwasser-Ökosystemen*. In C. Griebler & F. Mösslacher (Eds.), *Grundwasserökologie* (pp. 75-156). Wien: Facultas UTB Verlags- und Buchhandels AG.
- GRIEBLER, C. & MÖSSLACHER, F. (2003): *Grundwasser - Eine ökosystemare Betrachtung*. In C. Griebler & F. Mösslacher (Eds.), *Grundwasserökologie* (pp. 253-309). Wien: Facultas UTB Verlags- und Buchhandels AG.
- GRIEBLER, C., STEIN, H., HAHN, H. J., STEUBE, C., KELLERMANN, C., FUCHS, A., BERKHOFF, S. E. & BRIELMANN, H. (2014): *Entwicklung biologischer Bewertungsmethoden und -kriterien für Grundwasserökosysteme* (Umweltbundesamt Ed.). Dessau: Umweltbundesamt.
- GRIEBLER, C., & AVRAMOV, M. (2015): *Groundwater ecosystem services: a review*. *Freshwater Science*, 34(1), 355-367.
- GRIEBLER, C., KELLERMANN, C., C., S., HEGLER, F., KUNTZ, D. & WALKER-HERTKORN, S. (2015): *Auswirkungen thermischer Veränderungen infolge der Nutzung oberflächennaher Geothermie auf die Beschaffenheit des Grundwassers und seiner Lebensgemeinschaften – Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung* (Umwelt Bundesamt Ed.). Dessau-Roßlau: Umwelt Bundesamt.
- GRIMMELMANN, W. & HANNEMANN, M. (1997): *Hydrogeologische Kartieranleitung* (Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Hydrogeologie Ed.). Stuttgart: Schweizerbart.

- GROFFMAN, P., BARON, J., BLETT, T., GOLD, A., GOODMAN, I., GUNDERSON, L., LEVINSON, B., PALMER, M., PAERL, H., PETERSON, G., POFF, N. L., REJESKI, D., REYNOLDS, J., TURNER, M., WEATHERS, K. & WIENS, J. (2006): *Ecological Thresholds: The Key to Successful Environmental Management or an Important Concept with No Practical Application?* *Ecosystems*, 9(1), 1-13.
- GrwV (2010): Grundwasserverordnung vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513), die durch Artikel 3 des Gesetzes vom 4. August 2016 (BGBl. I S. 1972) geändert worden ist.
- GRUNEWALD, K. & BASTIAN, O. (2012): *Ökosystemdienstleistungen (ÖSD) – mehr als ein Modewort?* In Karsten Grunewald & Olaf Bastian (Eds.), *Ökosystemdienstleistungen* (pp. 1-11): Springer Berlin Heidelberg.
- GUDERITZ, I. & HAHN, H. J. (2012): *Probenahme für mikrobiologische, molekularbiologische und faunistische Untersuchungen Grundwasserbiologie - Grundlagen und Anwendungen* (Vol. T5, pp. 179-191): DWA/ DVGW.
- GUENTHER, S. & BRAUN, A. (2008). *Natur in Freiburg - Der Mooswald, Amtsblatt*. Abgerufen von http://www.freiburg.de/pb/site/Freiburg/get/documents/freiburg/daten/news/amtsblatt/pdf/AB_SS_2008-0607.pdf.
- GUTJAHR, S., BORK, J., SCHMIDT, S. I. & HAHN, H. J. (2013): *Efficiency of sampling invertebrates in groundwater habitats*. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 43(1), 43-48.
- GUTJAHR, S. (2013): *Grundwasserlebensräume in der Landschaft - Untersuchungen zur Bedeutung von Hydrologie und Hydrogeologie für Grundwasserlebensgemeinschaften*. (Doktor der Naturwissenschaften Dissertation), Universität Koblenz-Landau, Landau.
- HACH-LANGE (2013): *pH-Messung und Temperaturkompensation*. TECHNISCHE INFORMATION Elektrochemie. Abgerufen am 05.02. 2017, von <http://de.hach.com/intellical-ph-standard-elektrode-mit-gel-elektrolyt-fullung-1-m/product-downloads?id=23358388234&callback=qs>.
- HAFNER, M. (2016): *Wuhrloch-Park Neuenburg*. abgerufen am 01.06.2016, von <http://www.badische-seiten.de/neuenburg/wuhrloch-park.php>.
- HAHN, H. J. (1996): *Die Ökologie der Sedimente eines Buntsandsteinbaches im Pfälzerwald - unter besonderer Berücksichtigung der Ostracoden und Harpacticiden*. (Doktor der Naturwissenschaften Dissertation), Universität Gießen, Gießen.
- HAHN, H. J. & PREUSS, G. (1996): *Eine Hyporheische Verockerungszone als Teil des Oberflächenwasser-Grundwasser-BodenÖkotons der Wieslauter*. *Mitt. d. Pollichia*, 83, 209-242.

- HAHN, H. J. & FRIEDRICH, E. (1999): *Brauchen wir ein faunistisch begründetes Grundwassermonitoring, und was kann es leisten?* Grundwasser, 4(4), 147-154.
- HAHN, H. J. (2002a): *Eignen sich Fallen zur repräsentativen Erfassung aquatischer Meiofauna im hyporheischen Interstitial und im Grundwasser?* Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, 33(2), 138-146.
- HAHN, H. J. (2002b): *Grundwasser: Leben in ewiger Dunkelheit: Der vergessene Lebensraum.* Biologie in unserer Zeit, 32(2), 110-117.
- HAHN, H. J. (2004): *Lebensraum Grundwasser – Ein Rückblick auf das Jahr des Süßwassers.* vdbiol-Biologen heute(1), 8-11.
- HAHN, H. J. (2005): *Unbaited phreatic traps: A new method of sampling stygofauna.* Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, 35(4), 248-261.
- HAHN, H. J. & MATZKE, D. (2005): *A comparison of stygofauna communities inside and outside groundwater bores.* Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, 35(1–2), 31-44.
- HAHN, H. J. (2006): *The GW-Fauna-Index: A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats.* Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters, 36(2), 119-137.
- HAHN, H. J. (2007): *Da „unten“ ist noch was – Das Ökosystem Grundwasser.* In A. Zahrt & S. Schönauer (Eds.), *Grundwasser. Guter Zustand bis 2015!* (pp. 4-8). Berlin: Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. (BUND).
- HAHN, H. J. & FUCHS, A. (2009): *Distribution patterns of groundwater communities across aquifer types in south-western Germany.* Freshwater Biology, 54(4), 848-860.
- HAHN, H. J. (2015a): *Biotop- und Artenschutz im Grundwasser/ Rechtliche Stellung der Grundwasserökosysteme - eine persönliche Einschätzung Grundwassergeprägte Lebensräume* (Vol. 14, pp. 4). Stuttgart: Schweizerbart.
- HAHN, H. J. (2015b): *Grundwasser – die Tiefsee des Festlandes.* In P. Diehl, A. Imhoff & L. Möller (Eds.), *Pfälzische Gesellschaft zur Förderung der Wissenschaften Schriftenreihe 1927–2015* (Vol. 116, pp. 13). Ubstadt-Weiher – Heidelberg – Neustadt a. d. W. – Basel: Verlag Regionalkultur (vr).
- HAHN, H. J., GRIEBLER, C. & SCHWEER, C. (2017, in Vorbereitung). *Werden Grundwasserlebensräume bewusst diskriminiert? Eine kritische Betrachtung zur rechtlichen Stellung der Grundwasserökosysteme in Deutschland.*
- HÄHNLEIN, S., BLUM, P. & BAYER, P. (2011): *Oberflächennahe Geothermie – aktuelle rechtliche Situation in Deutschland.* Grundwasser, 16(2), 69-75.
- HANCOCK, P. J. & BOULTON, A. J. (2009): *Sampling groundwater fauna: efficiency of rapid assessment methods tested in bores in eastern Australia.* Freshwater Biology, 54(4), 902-917.

- HENNINGSEN, D. & KATZUNG, G. (2011): *Einführung in die Geologie Deutschlands* (Vol. 7). Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- HIRSCHFELD, J. (2015): *Wo ist Wasser in Deutschland knapp und könnte es in Zukunft knapper werden?* KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 8(11), 5.
- HUSMANN, S. (1968): *Ökologie, Systematik und Verbreitung zweier in Norddeutschland sympatrisch lebender Bathynella-Arten (Crustacea, Syncarida)*. International Journal of Speleology, 3(1/2), 111-145.
- HÜTTER, L. (1992): *Wasser und Wasseruntersuchung* (Vol. 5). Aarau, Frankfurt am Main, Salzburg: Otto Sale Verlag, Verlag Sauerländer.
- IPCC (2002): *Climate Change and Biodiversity*: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- IPCC (2007): *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Genf: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- IPCC (2014a): *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva, Switzerland.
- IPCC (2014b): *Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger. In: Klimaänderung 2014: Synthesebericht. Beitrag der Arbeitsgruppen I, II und III zum Fünften Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen*. Bonn: Deutsche Übersetzung durch Deutsche IPCC-Koordinierungsstelle 2015.
- ISBELL, F., TILMAN, D., POLASKY, S. & LOREAU, M. (2015): *The biodiversity-dependent ecosystem service debt*. Ecology Letters, 18(2), 119-134.
- ISSARTEL, J., HERVANT, F., VOITURON, Y., RENAULT, D. & VERNON, P. (2005a): *Behavioural, ventilatory and respiratory responses of epigeal and hypogean crustaceans to different temperatures*. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology, 141(1), 1-7.
- ISSARTEL, J., RENAULT, D., VOITURON, Y., BOUCHEREAU, A., VERNON, P. & HERVANT, F. (2005b): *Metabolic responses to cold in subterranean crustaceans*. Journal of Experimental Biology, 208(15), 2923-2929.
- ISSARTEL, J., VOITURON, Y., ODAGESCU, V., BAUDOT, A., GUILLOT, G., RUAUD, J.-P., RENAULT, D., VERNON, P. & HERVANT, F. (2006): *Freezing or supercooling: how does an aquatic subterranean crustacean survive exposures at subzero temperatures?* Journal of Experimental Biology, 209(17), 3469-3475.
- JAKOBI, H. (1954): *Biologie, Entwicklungsgeschichte und Systematik von Bathynella natans VEJD*. Zoologische Jahrbücher.
- JANETZKY, W., ENDERLE, R. & NOODT, W. (1996): *Crustacea: Copepoda: Gelyelloida und Harpacticoida* (Vol. 8/ 4-2). Stuttgart: Gustav Fischer Verlag.

- KEPPEL, G., VAN NIEL, K. P., WARDELL-JOHNSON, G. W., YATES, C. J., BYRNE, M., MUCINA, L., SCHUT, A. G. T., HOPPER, S. D. & FRANKLIN, S. E. (2012): *Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change*. *Global Ecology and Biogeography*, 21(4), 393-404.
- KIEFER, F. (1978): *Copepoda*. In J. Illies (Ed.), *Limnofauna Europaea* (Vol. 2, pp. 209 - 223). Stuttgart - New York - Amsterdam: Gustav Fischer Verlag, Swets & Zeitlinger B.V.
- KING, R. S. & RICHARDSON, C. J. (2003): *Integrating Bioassessment and Ecological Risk Assessment: An Approach to Developing Numerical Water-Quality Criteria*. *Environmental Management*, 31(6), 795-809.
- KING, R. S. & BAKER, M. E. (2010): *Considerations for analyzing ecological community thresholds in response to anthropogenic environmental gradients*. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(3), 998-1008.
- KLIWA (2009): *Klimawandel im Süden Deutschlands Ausmaß - Folgen - Strategien* (Arbeitskreis Klimaveränderung und Wasserwirtschaft Ed.): Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz; Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW); Bayerisches Landesamt für Umwelt; Deutscher Wetterdienst.
- KLIWA (2011): *Monitoringbericht 2011 Lufttemperatur Zusätzliche Auswertungen für die KLIWA-Regionen* (Arbeitskreis Klimaveränderung und Wasserwirtschaft Ed.): Bayerisches Landesamt für Umwelt, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg; Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz; Deutscher Wetterdienst.
- KLIWA (2012a): *Auswirkungen des Klimawandels auf Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz* (Arbeitskreis Klimaveränderung und Wasserwirtschaft Ed. Vol. 17): Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW); Bayerisches Landesamt für Umwelt; Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz; Deutscher Wetterdienst.
- KLIWA (2012b): *Klimawandel im Süden Deutschlands Ausmaß – Auswirkungen – Anpassung* (Arbeitskreis Klimaveränderung und Wasserwirtschaft Ed.): Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg; Bayerisches Landesamt für Umwelt; Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz; Deutscher Wetterdienst.
- KLIWA (2016): *Monitoringbericht 2016 Lufttemperatur Zusätzliche Auswertungen für die KLIWA-Regionen* (Arbeitskreis KLIWA Ed.): Bayerisches Landesamt für Umwelt, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW); Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz; Deutscher Wetterdienst.

- KLØVE, B., ALLAN, A., BERTRAND, G., DRUZYNSKA, E., ERTÜRK, A., GOLDSCHIEDER, N., HENRY, S., KARAKAYA, N., KARJALAINEN, T. P., KOUNDOURI, P., KUPFERSBERGER, H., KVÆRNER, J., LUNDBERG, A., MUOTKA, T., PREDI, E., PULIDO-VELAZQUEZ, M. & SCHIPPER, P. (2011): *Groundwater dependent ecosystems. Part II. Ecosystem services and management in Europe under risk of climate change and land use intensification*. Environmental Science & Policy, 14(7), 782-793.
- KORBEL, K. L. & HOSE, G. C. (2010): *A tiered framework for assessing groundwater ecosystem health*. Hydrobiologia, 661(1), 329-349.
- KRAUSER, D. (2016): *Die Rheinbegradigung hat ihre Schattenseiten*. Die Rheinpfalz. abgerufen am 2.11. 2016, von <http://www.rheinpfalz.de/lokal/aus-dem-suedwesten/artikel/die-rheinbegradigung-hat-ihre-schattenseiten/>
- KUNKEL, R., VOIGT, H.-L., WENDLAND, F. & HANNAPPEL, S. (2004): *Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland* (Vol. 47). Jülich: Forschungszentrum Jülich GmbH.
- KURECK, A. (1967): *Über die tagesperiodische Ausdrift von Niphargus aquilex schellenbergi Karaman aus Quellen*. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere, 58(3), 247-262.
- KURYLYK, B. L., MAC QUARRIE, K. T. B. & MC KENZIE, J. M. (2014): *Climate change impacts on groundwater and soil temperatures in cold and temperate regions: Implications, mathematical theory, and emerging simulation tools*. Earth-Science Reviews, 138(0), 313-334.
- LAGERSPETZ, K. Y., & VAINIO, L. A. (2006): *Thermal behaviour of crustaceans*. Biol Rev Camb Philos Soc, 81(2), 237-258.
- LANGE, J. (2007): *Die Dreisam - Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft eines Flusses*: Lavori Verlag.
- LARNED, S. T. (2012): *Phreatic groundwater ecosystems: research frontiers for freshwater ecology*. Freshwater Biology, 57(5), 885-906.
- LEIPPRAND, A., KADNER, S., DWORAK, T., HATTERMANN, F., POST, J., KRYSANOVA, V., BENZLE, M. & BERGLUND, M. (2008a): *Impacts of climate change on water resources - adaption strategies for Europe* (Umwelt Bundesamt für Mensch und Umwelt Ed.): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- LEIPPRAND, A., KADNER, S., DWORAK, T., HATTERMANN, F., POST, J., KRYSANOVA, V., BENZLE, M. & BERGLUND, M. (2008b): *Impacts of climate change on water resources - adaption strategies for Europe. Deutsche Zusammenfassung* (Umwelt Bundesamt für Mensch und Umwelt Ed.): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- LEYER, I. & WESCHE, K. (2008): *Multivariate Statistik in der Ökologie* (Vol. 1). Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

- LFU (2001): *Atlas des Grundwasserzustandes in Baden-Württemberg* (Vol. 1). Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz-Baden-Württemberg.
- LFU (2016): *Bodentypen*. abgerufen am 09.09. 2016, von <http://www.lfu.bayern.de/boden/erdausstellung/bodentypen/index.htm>
- LGRB (2016): *Kartenviewer*. abgerufen am 15.01. 2016, von <http://maps.lgrb-bw.de/>
LINNENBACH, M. (2016): *Naturschutzgebiet "Alter Flugplatz Karlsruhe" - Steppenlandschaft in der Stadt*. Themenpark Umwelt. Abgerufen am 15.06. 2016, von <http://www.themenpark-umwelt.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/35154/?path=4422;6350;6706;>.
- LOZÁN, J. L., GRAßL, H., JENDRITZKY, G., KARBE, L. & REISE, K. (2008): *Warnsignal Klima: Was wird aus Pflanzen, Tieren und Menschen?* GEO Wissenschaftliche Auswertungen, 20.
- LUBW & DWD (2006): *Klimaparameter Niederschlag*. Klimaatlas Baden-Württemberg. Abgerufen am 26.11.16 2016, von <http://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/228458/>.
- LUBW (2013): *Zukünftige Klimaentwicklung in Baden-Württemberg Perspektiven aus regionalen Klimamodellen – Kurzfassung –* (LUBW Ed.). Karlsruhe: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW).
- MALARD, F., MATHIEU, J., REYGROBELLET, J.-L. & LAFONT, M. (1996): *Biomotoring groundwater contamination: Application to a karst area in Southern France*. Aquatic Sciences, 58(2), 158-187.
- MARTIN, P., GERECKE, R. & CANTONATI, M. (2015): *Quellen*. In H. Brendelberger, P. Martin, M. Brunke & H. J Hahn (Eds.), *Grundwassergeprägte Lebensräume* (Vol. 14, pp. 65). Stuttgart: Schweizerbart.
- MARTIN, T. R. & HOLDICH, D. M. (1986): *The acute lethal toxicity of heavy metals to peracarid crustaceans (with particular reference to fresh-water asellids and gammarids)*. Water Research, 20(9), 1137-1147.
- MARXSEN, J. (2010): *Ökosystem Grundwasser*. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 3(6), 293-299.
- MARXSEN, J. (2012): *Lebensbedingungen Grundwasserbiologie - Grundlagen und Anwendungen* (Vol. 5, pp. 17-28). Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- MC MICHAEL, A. J., WOODRUFF, R. E. & HALES, S. (2006): *Climate change and human health: present and future risks*. Lancet, 367(9513), 859-869.
- MEISCH, C. (2000): *Freshwater Ostracoda Of Western And Central Europe* (Vol. 8/ 3). Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.

- MENBERG, K., BAYER, P., ZOSEDER, K., RUMOHR, S. & BLUM, P. (2013): *Subsurface urban heat islands in German cities*. Science of The Total Environment, 442, 123-133.
- MENBERG, K., BLUM, P., KURYLYK, B. L. & BAYER, P. (2014): *Observed groundwater temperature response to recent climate change*. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss., 11(3), 3637-3673.
- MERMILLOD-BLONDIN, F., LEFOUR, C., LALOUETTE, L., RENAULT, D., MALARD, F., SIMON, L. & DOUADY, C. J. (2013): *Thermal tolerance breadths among groundwater crustaceans living in a thermally constant environment*. The Journal of Experimental Biology, 216(9), 1683-1694.
- MORRIS, B. L., LAWRENCE, A. R. L., CHILTON, P. J. C., ADAMS, B., CALOW, R. C. & KLINCK, B. A. (2003): *Groundwater and its susceptibility to degradation : a global assessment of the problem and options for management* (Vol. RS . 03-3). Nairobi, Kenia: United Nations Environment Programme.
- MÖSSLACHER, F. (2003): *Evolution, Adaption und Verbreitung*. In C. Griebler & F. Mösslacher (Eds.), *Grundwasserökologie* (pp. 41). Wien: Facultas UTB Verlags- und Buchhandels AG.
- MÖSSLACHER, F. & GRIEBLER, C. (2003): *Grundwasser, der unbekannte Lebensraum*. In C. Griebler & F. Mösslacher (Eds.), *Grundwasserökologie* (pp. 17-42). Wien: Facultas UTB Verlags- und Buchhandels AG.
- MÖSSLACHER, F. & HAHN, H. J. (2003): *Die Fauna*. In C. Griebler & F. Mösslacher (Eds.), *Grundwasserökologie* (pp. 159-204). Wien: Facultas UTB Verlags- und Buchhandels AG.
- MÜLLER-BECK, H. (2005): *Die Eiszeiten*. München: C. H. Beck oHG.
- NOODT, W. (1974): *Bathynellacea (Crustacea, Syncarida) auch in Nord-Amerika!* Naturwissenschaften, 61(3), 132-132.
- OLIVER, T. H., ISAAC, N. J. B., AUGUST, T. A., WOODCOCK, B. A., ROY, D. B. & BULLOCK, J. M. (2015): *Declining resilience of ecosystem functions under biodiversity loss*. Nat Commun, 6.
- OTT, J. & SAMWAYS, J. (2010): *Effects of Climate Changes on Odonata: Are the Impacts likely to be the Same in the Northern and Southern Hemispheres?* In J. Settele, L. Penev, T. Georgiev, R. Grabaum, V. Grobelnik, V. Hammen, S. Klotz, M. Kotarac & I. Kühn (Eds.), *Atlas of Biodiversity Risk* (pp. 280). Sofia-Moscow: Pensoft Publishers.
- PARMESAN, C. (2006): *Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 37, 637-669.
- PFENNINGER, M. & SCHWENK, K. (2007): *Cryptic animal species are homogeneously distributed among taxa and biogeographical regions*. BMC Evolutionary Biology, 7(1), 121.

- PLUM, H., ONDREKA, J. & ARMBRUSTER, V. (2008): *Hydrologische Einheiten in Baden-Württemberg*. Freiburg i. Br.: Regierungspräsidium Freiburg.
- POSPISIL, P. & STOCH, F. (1999): *Two new species of the Diacyclops languidoides-group (Copepoda, Cyclopoida) from groundwaters of Austria*. *Hydrobiologia*, 412(0), 165-176.
- PREUß, G. & SCHMINKE, H. K. (2004): *Grundwasser lebt! Ein globales Ökosystem*. *Chemie in unserer Zeit*, 38(5), 340-347.
- RE, A. D., DÍAZ, F., PONCE-RIVAS, E., GIFFARD, I., MUN˜OZ-MARQUEZ, M. E. & SIGALA-ANDRADE, H. M. (2012): *Combined effect of temperature and salinity on the Thermotolerance and osmotic pressure of juvenile white shrimp litopenaeus vannamei (Boone)*. *Journal of Thermal Biology*, 37(6), 413-418.
- ROOT, T. L., PRICE, J. T., HALL, K. R., SCHNEIDER, S. H., ROSENZWEIG, C. & POUNDS, J. A. (2003): *Fingerprints of global warming on wild animals and plants*. *Nature*, 421(6918), 57-60.
- ROTHER, P. (2005): *Die Geologie Deutschlands*. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft.
- RUDOLF, M. & KUHLSCH, W. (2008): *Biostatistik eine Einführung für Biowissenschaftler (Vol. 1)*. München: Pearson Studium.
- SCELLENBERG, A. (1942): *Krebstiere oder Crustacea, IV.: Flohkrebse oder Amphipoda*. In F. Dahl (Ed.), *Die Tierwelt Deutschlands und angrenzender Meeresteile nach ihren Merkmalen und ihrer Lebensweise* Jena: Gustav Fischer Verlag.
- SCHIFFERS, K., BOURNE, E. C., LAVERGNE, S., THUILLER, W. & TRAVIS, J. M. J. (2013): *Limited evolutionary rescue of locally adapted populations facing climate change*. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1610).
- SCHMIDT, S. I., HAHN, H. J., WATSON, G. D., WOODBURY, R. J. & HATTON, T. J. (2004): *Sampling Fauna in Stream Sediments as well as Groundwater Using One Net Sampler*. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 32(2), 131-137.
- SCHMINKE, H. K. (1974): *Mesozoic Intercontinental Relationships as Evidence by Bathynellid Crustacea (Syncarida : Malacostraca)*. *Systematic Zoology*(23), 7.
- SCHMINKE, H. K. (1997): *Heinzelmännchen im Grundwasser*. *Biologie in unserer Zeit*, 27(3), 182-188.
- SCHMINKE, H. K. (2007a): *Bathynellacea (Brunnenkrebse)*. In H. K. Schminke & G. Gad (Eds.), *Grundwasserfauna Deutschlands - ein Bestimmungswerk* (pp. 223-238). Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.

- SCHMINKE, H. K. (2007b): *Copepoda (Ruderfußkrebse)*. In H. K. Schminke & G. Gad (Eds.), *Grundwasserfauna Deutschlands - ein Bestimmungswerk* (pp. 61-171). Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- SCHMINKE, H. K. (2007c): *Amphipoda (Flohkrebse)*. In H. K. Schminke & G. Gad (Eds.), *Grundwasserfauna Deutschlands - ein Bestimmungswerk* (pp. 239-272). Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- SCHMINKE, H. K., GAD, G., AHLRICHS, W., BARTSCH, I., CHRISTL, H., GERECKE, R., MARTIN, P., RUMM, P. & WÄGELE, J. W. (2007): *Grundwasserfauna Deutschlands. Ein Bestimmungswerk* (Horst Kurt Schminke & Gunnar Gad Eds. 1 ed.). Hennef: DWA.
- SCHMINKE, H. K. (2014): *Freshwater origin of Bathynellacea (Malacostraca)*. *Crustaceana*, 87(10), 1225-1242.
- SCHÜRCH, M. (2011): *Auswirkungen des Klimawandels auf das Grundwasser: Erster Bericht der Arbeitsgruppe Grundwasser und Klima* (Vol. 91). Zürich, SUISSE: Schweizerische Vereins des Gas-und Wasserfaches.
- SENATSV ERWALTUNG BERLIN (2011): *Umweltatlas Berlin Grundwassertemperatur*. Abgerufen am 30.10.16 2016, von http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/da214_02.htm#Abb2_181115.
- SINTON, L. W. (1984): *The macroinvertebrates in a sewage-polluted aquifer*. *Hydrobiologia*, 119(3), 161-169.
- SKET, B. (1999): *The nature of biodiversity in hypogean waters and how it is endangered*. *Biodiversity & Conservation*, 8(10), 1319-1338.
- SPENGLER, C. & BERKHOFF, S. E. (2014): *Tiere im Grundwasser*. *GWF Wasser | Abwasser*, 12(Fachberichte), 6.
- SPENGLER, C. & BERKHOFF, S. E. (2015): *Einleitung Grundwassergeprägte Lebensräume*. In H. Brendelberger, P. Martin, M. Brunke & H. J Hahn (Eds.), *Grundwassergeprägte Lebensräume* (Vol. 14, pp. 3). Stuttgart: Schweizerbart.
- STADT FREIBURG (2016): *Wiederbewässerung Mooswald: Renaturierung eines Feuchtwaldes*. Abgerufen am 28.11.2016 2016, von <https://www.freiburg.de/pb/Lde/234876.html>.
- STADT KARLSRUHE: (2016). *Karlsruhe: Wetter - Wetter 2011*. Abgerufen am 28.11.2016 2016, von <https://www.karlsruhe.de/b3/wetter/klima/wetter2011.de>.
- STAUDINGER, M. D., GRIMM, N. B., STAUDT, A., CARTER, S. L., STUART III, F. S., KAREIVA, P., RUCKELSHAUS, M. & STEIN, B. A. (2012): *Impacts of climate change on biodiversity, ecosystems, and ecosystem services: technical input to the 2013 National Climate Assessment* (Program United States Global Change Research Ed.). Washington, D.C..

- STEENKEN, B. (1998): *Die Grundwasserfauna: Ein Vergleich zweier Grundwasserlandschaften in Baden-Württemberg*. Landsberg: Ecomed.
- STEIN, H., GRIEBLER, C., BERKHOFF, S., MATZKE, D., FUCHS, A. & HAHN, H. J. (2012): *Stygoregions – a promising approach to a bioregional classification of groundwater systems*. Nature Sci. Rep., 2.
- STOCH, F. (1995): *the ecological and historical determinants of crustaceans diversity in groundwaters, or: why are there so many species?* Mémoires de Biospéologie, 139-160.
- STOCH, F. (2001): *How many species of Diacyclops? New taxonomic characters and species richness in a freshwater cyclopid genus (Copepoda, Cyclopoida)*. In Rubens M. Lopes, Janet W. Reid & Carlos E. F. Rocha (Eds.), *Copepoda: Developments in Ecology, Biology and Systematics: Proceedings of the Seventh International Conference on Copepoda, held in Curitiba, Brazil, 25–31 July 1999* (pp. 525-531). Dordrecht: Springer Netherlands.
- STRAUB, K. L., BENZ, M., SCHINK, B. & WIDDEL, F. (1996): *Anaerobic, nitrate-dependent microbial oxidation of ferrous iron*. Appl Environ Microbiol, 62(4), 1458-1460.
- STUMPP, C. & HOSE, G. C. (2013): *The Impact of Water Table Drawdown and Drying on Subterranean Aquatic Fauna in In-Vitro Experiments*. PLoS ONE, 8.
- SUNDERMANN, A., LEPS, M., LEISNER, S. & HAASE, P. (2015): *Taxon-specific physico-chemical change points for stream benthic invertebrates*. Ecological Indicators, 57, 314-323.
- TANIGUCHI, M., UEMURA, T. & JAGO-ON, K. (2007): *Combined Effects of Urbanization and Global Warming on Subsurface Temperature in Four Asian Cities*. Vadose Zone Journal, 6(3), 591-596.
- TAYLOR, C. A. & STEFAN, H. G. (2009): *Shallow groundwater temperature response to climate change and urbanization*. Journal of Hydrology, 375(3–4), 601-612.
- TAYLOR, R. G., SCANLON, B., DOLL, P., RODELL, M., VAN BEEK, R., WADA, Y., LONGUEVERGNE, L., LEBLANC, M., FAMIGLIETTI, J. S., EDMUNDS, M., KONIKOW, L., GREEN, T. R., CHEN, J., TANIGUCHI, M., BIERKENS, M. F. P., MACDONALD, A., FAN, Y., MAXWELL, R. M., YECHIELI, Y., GURDAK, J. J., ALLEN, D. M., SHAMSUDDUHA, M., HISCOCK, K., YEH, P. J. F., HOLMAN, I. & TREIDEL, H. (2013): *Ground water and climate change*. Nature Clim. Change, 3(4), 322-329.
- THOMAS, C. D., CAMERON, A., GREEN, R. E., BAKKENES, M., BEAUMONT, L. J., COLLINGHAM, Y. C., ERASMUS, B. F. N., DE SIQUEIRA, M. F., GRAINGER, A., HANNAH, L., HUGHES, L., HUNTLEY, B., VAN JAARVELD, A. S., MIDGLEY, G. F., MILES, L., ORTEGA-HUERTA, M. A., TOWNSEND PETERSON, A., PHILLIPS, O. L. & WILLIAMS, S. E. (2004): *Extinction risk from climate change*. Nature, 427(6970), 145-148.
- THULIN, B. & HAHN, H. J. (2008): *Ecology and living conditions of groundwater fauna*. ENVIRONMENTAL SCIENCES , MANAGEMENT OF RADIOACTIVE WASTES, AND NON-RADIOACTIVE WASTES FROM NUCLEAR FACILITIES, 51.

- TIEHM, A., MARXSEN, J., AUGENSTEIN, T. & SCLOSSER, D. (2012): *Biologische Prozesse und Nahrungsgefüge Grundwasserbiologie - Grundlagen und Anwendungen* (Vol. 5, pp. 92-110). Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- TOMLINSON, M. & BOULTON, A., J. (2008): *Subsurface Groundwater dependent Ecosystems: a review of their biodiversity, ecological process and ecosystem services* (Australian Government National Water Commission Ed. Vol. 8).
- TRANSNETBW GMBH (2017): *SuedLink Die Windstromleitung*. Abgerufen am 08.02. 2017, von <https://www.transnetbw.de/de/suedlink/>.
- TRINKWV (2001): *Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001)*. Retrieved from http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/trinkwv_2001/gesamt.pdf.
- TRONTELJ, P., DOUADY, C. J., FIŠER, C., GIBERT, J., GORIČKI, Š., LEFÉBURE, T., SKET, B. & ZAKŠEK, V. (2009): *A molecular test for cryptic diversity in ground water: how large are the ranges of macro-stygobionts?* *Freshwater Biology*, 54(4), 727-744.
- VOGT, K., ALFREIDER, A. & GRIEBLER, C. (2003): *Grundwasserverschmutzung und -sanierung*. In C. Griebler & F. Mösslacher (Eds.), *Grundwasserökologie* (pp. 367-405). Wien: Facultas UTB Verlags- und Buchhandels AG.
- VUORI, K.-M. (1995): *Direct and indirect effects of iron on river ecosystems*. *Annales Zoologici Fennici*, 32(3), 317-329.
- WALENDA, I. (2007): *Landwirtschaft Nitrate und Pestizide –Grundwasserkiller Nr. 1*. In A. Zahrnt & S. Schönauer (Eds.), *Grundwasser. Guter Zustand bis 2015!* (pp. 16-21). Berlin: Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. (BUND).
- WARREN, R., VANDERWAL, J., PRICE, J., WELBERGEN, J. A., ATKINSON, I., RAMIREZ-VILLEGAS, J., OSBORN, T. J., JARVIS, A., SHOO, L. P., WILLIAMS, S. E. & LOWE, J. (2013): *Quantifying the benefit of early climate change mitigation in avoiding biodiversity loss*. *Nature Clim. Change*, 3(7), 678-682.
- WHG (2009): Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 4. August 2016 (BGBl. I S. 1972) geändert worden ist.
- WIRSING, G. & LUZ, A. (2007): *Hydrologischer Bau und Aquifereigenschaften der Lockergesteine im Oberrheingraben (Baden-Württemberg)*. Freiburg i. Br.: Regierungspräsidium Freiburg.
- ZEPP, H. (2011): *Geomorphologie* (H. Heineberg Ed. Vol. 5). Paderborn: UTB.
- ZHU, K., BLUM, P., FERGUSON, G., BALKE, K.-D. & BAYER, P. (2010): *The geothermal potential of urban heat islands*. *Environmental Research Letters*, 5(4), 044002.

Anhang



Abb. A 1: Karte über die naturräumlichen Haupteinheiten in Deutschland (nach Bundesamt für Naturschutz, Stand 2008).

Quelle und Legende siehe

https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/Naturraeumliche_Haupteinheiten_in_Deutschland_Biogeografische_Regionen_Web.pdf (27.03.2017).

Tab. A 1: Sortierprotokoll

Die Häufigkeitsschätzklassen für die Sedimente sind blau markiert.

Grundwassererwärmung		Freiburg und Neuenburg													Datum									
Pegel #	Amphi	Cyclo	Harpac	Parast	Bathy	Isopo	Ostrac	Nemat	Oligo	Acart	Insect	Mikrturb	Makturb	Nauplia	Sand	Feinsand	Ocker	Detritus	Sedimnt	Sed.gent	Besiedel	Bemerkungen	Datum	
																								Häufigkeiten Fauna: 0...fehlt, 1...Einzelstück, 2...einige, 3...viele, 4...massenhaft.

Tab. A 2: Umweltparameter und Charakterisierung der Messstellen anhand der UBA-Kriterien für "naturnahe Standorte".

Dargestellt sind die Mittelwerte aus sechs Beprobungsrunden für die Parameter Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Nitrat, Gesamteisen, Carbonathärte, Phosphat, kolonienbildende Einheiten, Sauerstoff, Ocker, Anteil Crustacea, Anteil Oligochaeta, Zustand naturnah nach UBA-Checkliste (0=naturfern, 1=naturnah), GFI, Anteil Stygobionte %

Lfd. Nr.	T°C Mittelwert	T°C SD	elektrische Leitfähigkeit (µS)		Nitrat (mg/l)		Gesamteisen (mg/l)		Carbonathärte (mmol/l)		Phosphat (mg/l)		kolonienbildende Einheiten pro ml bei 36 °C		Sauerstoff (mg/l)		Ocker Schätzklasse		Anteil Crustacea		Anteil Oligochaeta %		Zustand naturnah nach UBA-Checkliste (0=naturfern, 1=naturnah)		Anteil Stygobionte %		Lfd. Nr.
			pH-Wert	Leitfähigkeit	pH-Wert	Leitfähigkeit	pH-Wert	Leitfähigkeit	pH-Wert	Leitfähigkeit	pH-Wert	Leitfähigkeit	pH-Wert	Leitfähigkeit	pH-Wert	Leitfähigkeit	pH-Wert	Leitfähigkeit	pH-Wert	Leitfähigkeit	pH-Wert	Leitfähigkeit	pH-Wert	Leitfähigkeit	pH-Wert	Leitfähigkeit	
K 1	14,03	0,9	689,40	7,36	2,17	0,54	7,83	0,07	863,33	7,88	1	8	79	0	0	100	1										
a 2	13,62	1,0	849,83	7,40	7,50	0,43	6,20	0,08	44,33	4,63	0	73	16	1	2	100	2										
r 3	14,57	1,0	861,33	7,46	15,17	0,25	5,55	0,08	3714,50	5,31	0	70	14	0	3	100	3										
s 4	15,00	0,8	674,00	6,93	15,00	0,39	5,13	0,06	317,00	7,13	0	1	37	0	2	100	4										
u 5	14,33	1,0	568,83	7,59	7,17	1,43	4,55	0,32	134,50	4,65	0	61	17	0	2	100	5										
h 6	16,72	1,2	687,33	7,41	5,08	0,29	4,83	0,09	343,17	5,93	0	96	3	1	4	100	6										
e 7	15,58	0,8	800,67	7,53	8,83	0,31	4,70	0,13	27,33	8,10	0	7	64	0	2	100	7										
8	13,68	1,5	780,50	7,39	4,25	1,33	5,73	0,08	201,50	6,15	0	92	6	1	4	100	8										
9	13,42	1,4	662,67	7,46	7,83	0,33	5,60	0,10	266,50	5,43	0	71	26	0	5	100	9										
10	16,75	1,5	679,67	7,36	1,75	0,29	5,35	0,11	50,83	2,91	0	0	67	0	2	0	10										
11	14,87	0,8	686,00	7,53	8,33	1,40	5,65	0,09	1116,50	5,22	0	65	32	0	2	100	11										
12	15,32	1,1	775,50	7,46	2,92	1,97	5,77	0,17	5341,67	5,98	0	24	73	0	4	100	12										
13	16,65	1,2	730,67	7,50	11,17	0,53	5,23	0,08	911,50	5,51	0	45	55	0	4	100	13										
14	16,10	1,4	1189,67	7,43	10,17	0,64	5,73	0,18	591,33	4,37	0	67	29	0	3	7	14										
15	10,57	0,8	674,67	7,52	1,42	0,83	6,13	0,14	120,50	3,11	0	100	0	1	1	100	15										
16	10,58	1,1	624,17	7,67	2,92	0,35	5,23	0,12	268,67	6,88	1	98	2	1	5	100	16										
17	10,43	0,8	716,67	7,51	6,00	0,25	6,02	0,05	1265,00	5,56	0	33	33	0	2	100	17										
18	10,73	0,7	765,50	7,56	3,75	157,52	6,93	0,16	11685,00	10,17	1	88	9	1	3	100	18										
19	10,25	0,8	583,20	7,52	4,33	2,68	5,60	0,05	1011,67	7,71	0	23	77	0	3	100	19										
20	10,57	0,8	637,67	7,52	2,92	2,54	5,88	0,05	476,33	8,43	0	65	23	0	4	100	20										
21	10,43	0,8	657,67	7,61	2,83	0,68	5,72	0,10	792,67	5,55	0	40	20	0	1	100	21										
22	10,43	1,0	610,50	7,65	2,58	0,83	5,67	0,15	128,17	9,33	0	70	17	0	3	100	22										
23	13,57	1,5	179,83	7,05	4,42	0,75	1,17	0,16	171,17	5,90	0	62	37	0	4	100	23										
24	11,40	1,7	197,50	6,90	6,83	0,57	1,18	0,16	30,00	7,93	0	92	2	1	4	100	24										
25	12,50	0,9	174,50	6,49	7,50	18,00	1,17	0,13	183,00	4,69	3	99	0	0	1	100	25										
26	14,10	2,8	224,67	6,55	9,17	0,76	1,28	0,14	222,83	5,34	0	73	23	0	7	100	26										
27	12,37	1,1	361,00	6,77	3,83	10,19	2,92	1,06	203,83	11,78	1	88	12	1	5	100	27										
28	11,57	1,2	516,17	6,78	4,17	15,73	4,58	0,48	246,00	7,02	2	11	8	0	5	100	28										
29	11,47	1,4	581,33	6,71	29,75	0,35	4,25	0,13	156,67	4,21	0	64	34	0	3	100	29										
30	12,62	0,9	256,50	6,69	8,00	0,37	1,45	0,25	84,67	5,31	0	78	15	1	1	100	30										
31	11,70	2,2	146,33	6,42	2,75	12,63	1,27	0,23	14,83	2,78	3	25	75	0	4	0	31										
32	11,47	1,1	293,17	7,12	3,08	41,73	2,12	0,06	84,33	0,50	1	97	1	0	0	99	32										
33	13,63	0,9	377,33	6,81	7,67	0,37	2,45	0,12	10,33	3,39	0	28	68	0	2	100	33										
34	11,92	1,3	200,50	7,77	2,08	13,12	1,78	0,10	522,00	1,15	1	73	13	1	0	100	34										
35	14,15	1,5	330,50	6,63	12,50	1,08	2,02	0,44	17,33	5,93	0	87	4	1	1	100	35										
36	13,28	1,2	348,33	6,67	15,83	4,20	2,15	0,09	10,50	6,15	2	91	9	0	0	100	36										
37	13,75	1,0	444,00	6,77	16,00	1,28	2,33	0,10	75,00	9,89	0	30	56	0	3	100	37										
38	13,57	1,0	448,00	6,67	15,67	0,53	2,43	0,10	133,50	5,84	0	95	4	1	2	100	38										
39	13,92	1,0	421,67	6,63	15,00	1,13	3,07	0,17	12,50	9,16	0	93	3	1	3	100	39										
40	14,62	0,9	782,67	7,06	12,50	0,89	6,28	0,49	63,00	5,95	0	29	71	0	2	100	40										
41	14,77	0,9	516,17	6,91	10,00	1,26	4,38	0,07	60,67	10,37	0	8	17	0	5	100	41										
42	16,58	1,8	781,50	6,92	18,17	1,41	3,25	0,20	95,17	7,18	0	75	23	0	3	68	42										
43	15,92	0,3	837,33	7,22	12,50	3,35	4,20	0,38	152,00	12,28	0	31	51	0	7	52	43										
44	13,62	1,1	221,00	6,93	10,50	0,25	1,35	0,23	5,17	8,54	0	50	0	0	3	0	44										
45	13,08	1,2	195,67	7,01	6,42	0,25	1,35	0,27	26,50	8,91	0	29	48	0	3	100	45										
46	12,22	0,7	222,33	6,81	10,67	0,39	1,30	0,18	13,00	7,76	0	91	3	1	3	100	46										
47	12,94	1,1	400,00	7,79	13,00	1,81	3,33	1,78	222,50	11,95	0	46	43	0	4	100	47										
48	13,72	1,1	307,33	6,81	10,67	0,25	1,58	0,15	3,17	7,12	0	63	25	0	3	100	48										
49	13,83	1,2	365,83	6,61	1,50	22,02	3,82	0,22	24,00	6,58	2	17	0	0	3	100	49										
50	13,70	1,0	297,83	6,73	2,08	0,83	3,05	0,11	9,00	5,84	0	99	1	1	4	100	50										
51	14,15	0,8	335,50	6,73	15,33	0,31	2,20	0,14	6,17	8,19	0	0	89	0	1	0	51										
52	14,22	0,9	339,00	6,72	15,50	0,37	1,87	0,10	12,50	7,94	0	5	86	0	0	100	52										
53	14,12	0,8	329,67	6,78	13,25	3,04	1,90	0,10	4,17	6,90	1	0	100	0	0	0	53										
54	13,88	0,7	327,17	7,06	6,17	9,60	2,87	0,08	220,83	1,80	3	93	7	0	0	100	54										
55	13,77	1,0	384,17	6,73	14,33	0,39	2,03	0,17	59,00	6,38	0	54	46	0	4	100	55										
56	12,66	1,5	209,80	6,75	8,90	0,34	1,48	0,20	5,00	9,82	0	93	7	1	7	100	56										
57	14,00	0,8	398,33	6,87	17,50	0,31	1,63	0,23	142,00	8,54	0	90	9	1	2	100	57										
58	14,17	1,4	412,67	7,49	15,67	0,40	3,30	0,20	17,33	7,92	0	97	3	1	5	100	58										
59	14,10	0,7	499,33	6,78	11,33	1,16	3,38	0,11	38,00	5,66	0	33	52	0	1	100	59										
60	15,27	0,8	768,67	6,74	6,17	27,97	4,12	0,15	44,50	8,36	1	100	0	1	3	100	60										
61	14,60	0,6	377,50	6,73	15,17	0,25	1,98	0,13	12,17	6,93	0	75	25	1	0	100	61										
62	11,37	0,9	670,33	7,53	31,00	0,31	5,65	0,09	17,00	7,95	0	4	4	0	3	100	62										
63	10,60	3,1	368,00	7,66	1,92	1,79	3,60	0,23	144,67	4,43	0	94	0	1	6	100	63										
64	12,93	0,7	690,50	7,44	38,00	0,66	7,02	0,14	46,83	9,24	0	4	20	0	2	100	64										
65	13,03	1,1	673,83	7,37	18,38	0,65	6,30	4,25	44,00	7,34	0	75	0	1	3	100	65										
66	13,03	0,9	666,50	7,30	30,50	0,70	7,82	0,08	81,00	2,83	0	0	100	0	1	0	66										
67	13,55	0,7	832,67	7,29	14,50	0,29	8,32	0,11	25,00	2,68	0	0	0	0	1	0	67										
68	13,20	3,8	341,17	7,80	1,75	5,67	3,62	0,47	25,17	2,83	0	82	4	1	8	95	68										
69	12,93	0,6	447,33	7,82	8,67	0,35	4,18	0,16	3,50	8,36	0	38	0	0	2	100	69										
70	13,45	1,2	682,83	7,45	32,83	0,80	6,02	0,08	58,50	5,75	2	38	1	0	0	100	70										

Tab. A 3: Korrelationen zwischen den Parametern.

Spezies	Pegeltiefe (m)	GW-Stand (m)	Temperatur (°C)	Standardabweichung Temperatur (°C)	Sauerstoffgehalt (mg/l)	Sauerstoffsättigung (%)	Leitfähigkeit (µS/cm)	pH-Wert	Sedimentmenge Häufigkeitsklasse	Sand	Feinsand	Schluff	Detritus	As	Ocker	Nitrat (mg/l)	Gesamteisen (mg/l)	Carbonathäite (mmol/l)	Phosphat (mg/l)	KdEml	
Spezies	Korrelationskoeffizient	1,000																			
	Sig. (2-seitig)																				
GW-Stand (m)	Korrelationskoeffizient	0,621(**)	1,000																		
	Sig. (2-seitig)	0,000																			
Temperatur (°C)	Korrelationskoeffizient	-0,067	0,169	1,000																	
	Sig. (2-seitig)	0,820	0,000																		
Standardabweichung Temperatur (°C)	Korrelationskoeffizient	0,169	0,001	0,037	1,000																
	Sig. (2-seitig)	0,820	0,999	0,000																	
Sauerstoffgehalt (mg/l)	Korrelationskoeffizient	0,001	0,000	0,000	0,000	1,000															
	Sig. (2-seitig)	0,999	0,999	0,999	0,999																
Sauerstoffsättigung (%)	Korrelationskoeffizient	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000														
	Sig. (2-seitig)	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999															
Leitfähigkeit (µS/cm)	Korrelationskoeffizient	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000													
	Sig. (2-seitig)	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999														
pH-Wert	Korrelationskoeffizient	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000												
	Sig. (2-seitig)	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999													
Sedimentmenge Häufigkeitsklasse	Korrelationskoeffizient	-0,038	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000											
	Sig. (2-seitig)	0,435	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999												
Index	Korrelationskoeffizient	-0,093	0,005	-0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000										
	Sig. (2-seitig)	0,220	0,820	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999											
Sand	Korrelationskoeffizient	0,046	0,168(**)	0,012	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000									
	Sig. (2-seitig)	0,346	0,000	0,806	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999										
Feinsand	Korrelationskoeffizient	-0,168(**)	-0,035	-0,071	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000								
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,820	0,000	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999									
Schluff	Korrelationskoeffizient	-0,078	-0,001	-0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000							
	Sig. (2-seitig)	0,111	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999								
Detritus	Korrelationskoeffizient	0,022	0,020	0,031	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000						
	Sig. (2-seitig)	0,654	0,686	0,531	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999							
As	Korrelationskoeffizient	-0,078	-0,041	-0,041	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000					
	Sig. (2-seitig)	0,112	0,022	0,040	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999						
Ocker	Korrelationskoeffizient	-0,096(**)	-0,081	-0,081	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000					
	Sig. (2-seitig)	0,049	0,000	0,000	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999						
Nitrat (mg/l)	Korrelationskoeffizient	0,198(**)	-0,270(**)	-0,206(**)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000					
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,000	0,000	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999						
Gesamteisen (mg/l)	Korrelationskoeffizient	-0,036	-0,223(**)	-0,097	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000				
	Sig. (2-seitig)	0,457	0,000	0,005	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999					
Carbonathäite (mmol/l)	Korrelationskoeffizient	0,365(**)	0,275(**)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000				
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,000	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999					
Phosphat (mg/l)	Korrelationskoeffizient	0,420	0,109(**)	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000			
	Sig. (2-seitig)	0,000	0,000	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999
KdEml	Korrelationskoeffizient	0,028	-0,093	-0,006	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000
	Sig. (2-seitig)	0,875	0,056	0,906	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999	0,999

** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).
 * Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

Genauere Betrachtung der Standorte innerhalb der drei Untersuchungsgebiete auf Grundlage der Umweltparameter

In der Grafik der PCA (s. Abb. 22) wird die Inhomogenität der Freiburger Messstellen deutlich. Ein Teil der im Waldgebiet gelegenen Beobachtungsrohre sowie Messstelle 49 und 54 sind durch relativ hohe Gehalte an Ocker, Gesamteisen und Schluff geprägt und werden in Abb. 22 daher entlang dieser Parametervektoren abgebildet. Diese Standorte sind aufgrund der Feinsedimente gestört und somit als „abiotisch gestresst“ einzustufen und wurden daher von der faunistischen Auswertung ausgeschlossen. Die Messstellen 40, 41, 43, 47, 50 und 58 zeichnen sich durch geringe Eisen- und Ockergehalte aus und sind zudem durch die verhältnismäßig großen Sand- und Nitratgehalte geprägt. Ein Großteil der Freiburger Messstellen unterscheidet sich von anderen Freiburger Standorten vor allem aufgrund ihrer leicht höheren Gehalte an Feinsand und Nitrat.

Einige Messstellen in Karlsruhe, insbesondere jene die im Hardtwald liegen, sind besonders durch die Parameter pH-Wert und Carbonathärte beeinflusst. Die Beobachtungsrohre, die in der Stadt liegen, unterscheiden sich von denen im Wald vor allem hinsichtlich des höheren Feinsand- und Nitratgehalts.

Die Messstellen in Neuenburg sind in der Grafik zwischen Beobachtungsrohren in Karlsruhe und Freiburg angeordnet. Messstelle 63 und 68, die beide in der Nähe zu einem Oberflächengewässer liegen, sind sich hydrochemisch sehr ähnlich. Die Messstellen besitzen, im Vergleich zu den anderen Untersuchungsstandorten in Neuenburg, geringere Nitratgehalte. Messstelle 70 unterscheidet sich außerdem durch einen relativ hohen Ockergehalt.

Sauerstoff

Messstelle 32 in Freiburg (Mooswald mit Gleyeboden) besitzt eine durchschnittliche Sauerstoffkonzentration $< 1 \text{ mg/l}$. Der geringe Gehalt an gelöstem Sauerstoff wird an diesem Standort unter Umständen auch durch die hohe Konzentration an gelöstem Eisen (II) bzw. den bereits erwähnten Einfluss von Bodenwasser verstärkt. Der im Grundwasser enthaltene Sauerstoff reagiert mit dem gelösten Eisen im sauerstoffarmen Bodenwasser und fällt durch Oxidation zu unlöslichem Eisen (III) (Ocker) aus (BENDINGER 2012; HAHN & PREUSS 1996; HÜTTER 1992). Ein Teil des gelösten Sauerstoffs wird bei dieser Reaktion folglich verbraucht. Durch einen verstärkten mikrobiellen Abbau organischer Verbindungen kann es ebenfalls zu sehr

geringen Sauerstoffkonzentrationen im Grundwasser kommen (HÜTTER 1992). In Altlastenfahnen beispielsweise findet eine starke Sauerstoffzehrung statt. Da Messstelle 32 im Mooswald liegt, kann ein verstärkter Sauerstoffverbrauch durch eine Altlast als Ursache für den sehr geringen Sauerstoffgehalt ($\bar{\varnothing}$ 0,5 mg/ l) ausgeschlossen werden. Der Median der Sauerstoffwerte liegt im Oberrheingraben innerhalb von Siedlungsflächen bei 2,6 mg/ l und in Waldgebieten bei 1,8 mg/ l (LFU 2001).

Nitrat

Messstelle 62 liegt als einziger Standort in relativer Nähe zu einer landwirtschaftlich genutzten Ackerfläche und weist vermutlich daher höhere Nitratgehalte auf. Die Ursache für die leicht erhöhten Nitratwerte in Messstelle 29 (Freiburg Mooswald) ist unklar.

Eisen

Die Messstellen 18, 25, 27, 28, 31, 32, 34, 49, 54, und 60 besitzen auffallend hohe Gesamteisengehalte. In Messstelle 25, 28, 31, 49 und 54 liegt das Eisen verstärkt in Form von Ocker vor. Diese Standorte sind vermutlich durch sauerstoffarmes und gleichzeitig eisenhaltiges Bodenwasser geprägt. Diese „verockerten“ Standorte wurden daher als „abiotisch ungeeignet“ eingestuft und in der faunistischen Auswertung nicht berücksichtigt.

Kolonienbildende Einheiten

Die Messstellen 33, 44, 48, 50, 51, 53, 56 und 69 besitzen im Durchschnitt weniger als 10 KbE/ ml und zeigen somit gut abgeschirmte Verhältnisse an (HÜTTER 1992). Ein Großteil dieser Bohrungen liegt im Industriegebiet in Freiburg. Hier sorgt vermutlich die starke Versiegelung der Böden für einen geringeren Eintrag von oberflächennahen Bakterien und Keimen. Die besonders hohen Werte in Messstelle 11 und 12 (Karlsruhe) sind unter Umständen durch die Lage bedingt. Die Bohrungen befinden sich im Abstrom zu einem ehemaligen Flugplatz. Mittlerweile ist dieser Bereich, der durch gut durchlässige sandige Böden und niedrigen Pflanzenwuchs charakterisiert ist, als Flora-Fauna-Schutzgebiet ausgewiesen. Zur Offenhaltung der Landschaft werden Esel als Weidetiere eingesetzt (LINNENBACH 2016). Hier ist das Risiko für einen Eintrag von Keimen erhöht. Die Messstellen 3, 18 und 19 besitzen ebenfalls verhältnismäßig viele Bakterien im Standwasser. Der Grund hierfür ist nicht bekannt. Die Messstellen

18 und 19 befinden sich im Hardtwald, der ebenfalls eine gut durchlässige, sandige Substratabdeckung aufweist.

Grundwasserfaunaindex

Die relativ hohen GFI-Werte für Messstelle 43 und 56 sind wahrscheinlich durch anthropogen bedingte Temperaturschwankungen zu erklären. In diesen Messstellen konnte zudem nur „wenig“ (s. Protokollvorlage im Anhang [Tab. A 1](#)) Detritus nachgewiesen werden, was gegen einen verstärkten Oberflächenwassereintrag spricht. Messstelle 56 befand sich zur Zeit der Untersuchung in der Nähe zu einer Baugrube. Durch den Aushub des Erdreichs war diese Messstelle weniger stark von Temperaturschwankungen abgeschirmt. Messstelle 43 liegt im wärmsten Bereich des Industriegebiets in Freiburg. Die Flächen sind hier stark versiegelt. Die Standardabweichung der Temperatur ist hier vermutlich weniger durch Oberflächenwassereinträge, als durch die anthropogenen Aktivitäten beeinflusst. Für den Großteil der untersuchten Messstellen liefert der GFI plausible Werte. Die hohen GFI-Werte bei Messstelle 63 und 68 sind beispielsweise eindeutig auf die Verbindung mit Oberflächenwasser zurückzuführen. Messstelle 63 (Neuenburg) liegt wenige Meter im Abstrom zu einem stehenden Oberflächengewässer. Messstelle 68 liegt in der Nähe zum Rheinufer. In diesen Fällen zeigt der GFI die hydrologischen Verhältnisse zuverlässig an. Relativ hohe Werte (GFI: 3-5) im stark versiegelten Industriegebiet in Freiburg konnten bei einigen Messstellen, die in unmittelbarer Nähe zu Zuggleisen liegen (z. B. Nr. 50), beobachtet werden. Vermutlich führt das gut durchlässige, grobschottrige Material der Gleisstrecke zu einem stärkeren Eintrag von Niederschlagswasser.

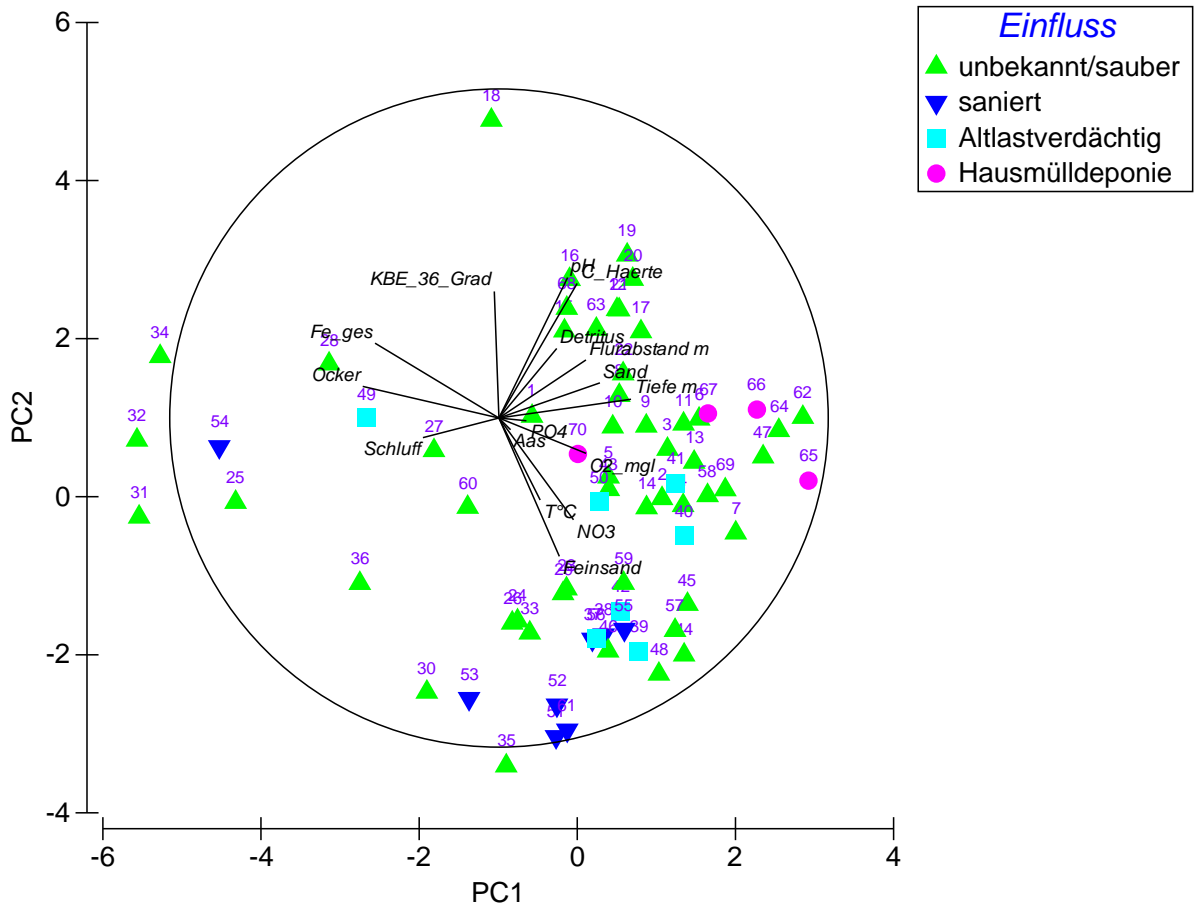


Abb. A 2: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Faktor „Einfluss“ überlagert.

Zahlen entsprechen der Messstellenummerierung, Symbolfarbe und -form kennzeichnen die Gebietszugehörigkeit. Abgebildet sind die Parameter Detritus, Schluff, Aas, Feinsand, Sand, Ocker, Kolonienbildende Einheiten (KBE_36_Grad), ph-Wert (pH), Temperatur (T°C), Carbonathärte (C-Härte), Flurabstand in Metern, Tiefe in Metern, Nitrat (NO3), Phosphat (PO4), Gesamteisen (Fe_ges), Sauerstoff in mg/l (O2). Der Kreis ist ein Maß für die Stärke der Korrelation zwischen den Parametern und den ersten beiden Achsen (erreicht ein Vektor den Kreis, gibt es keine Korrelationen mit weiteren Achsen), n = 70.

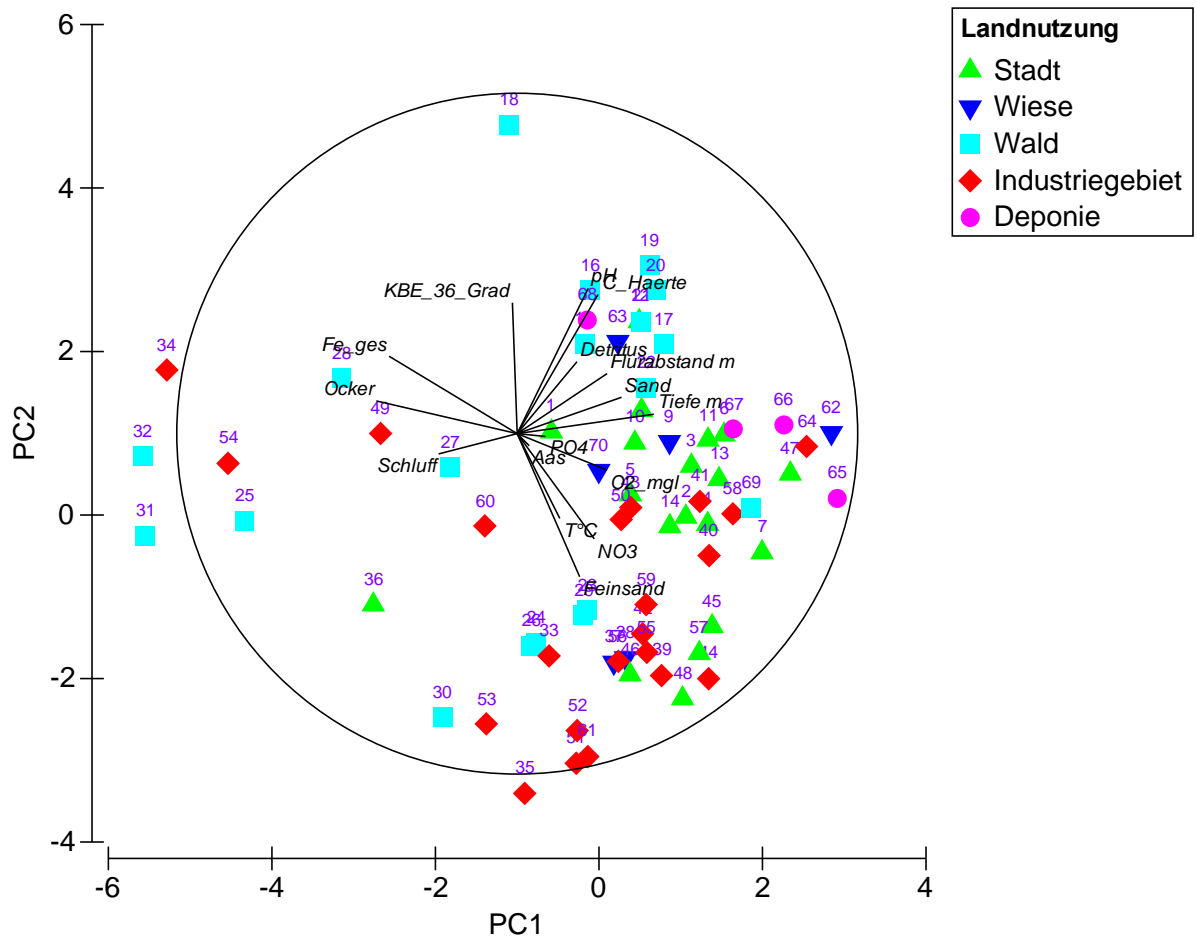


Abb. A 3: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Faktor „Landnutzung“ überlagert.

Beschreibung und Abkürzungen s. Abb. A 2.

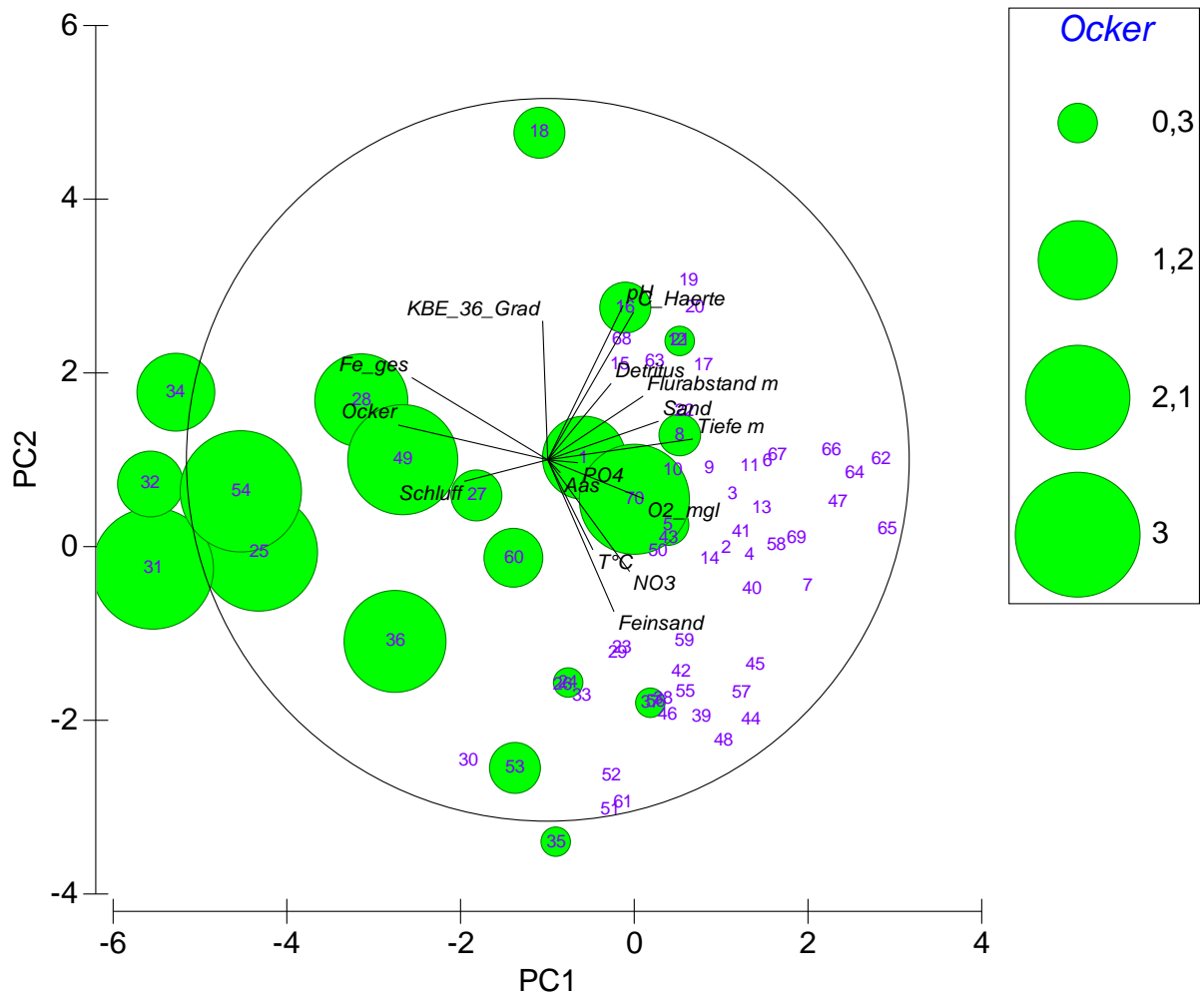


Abb. A 4: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter **Ocker** überlagert.

Die Größe der Kreise ist proportional zur Ausprägung des dargestellten Umweltparameters. Beschreibung und Abkürzungen s. Abb. A 2.

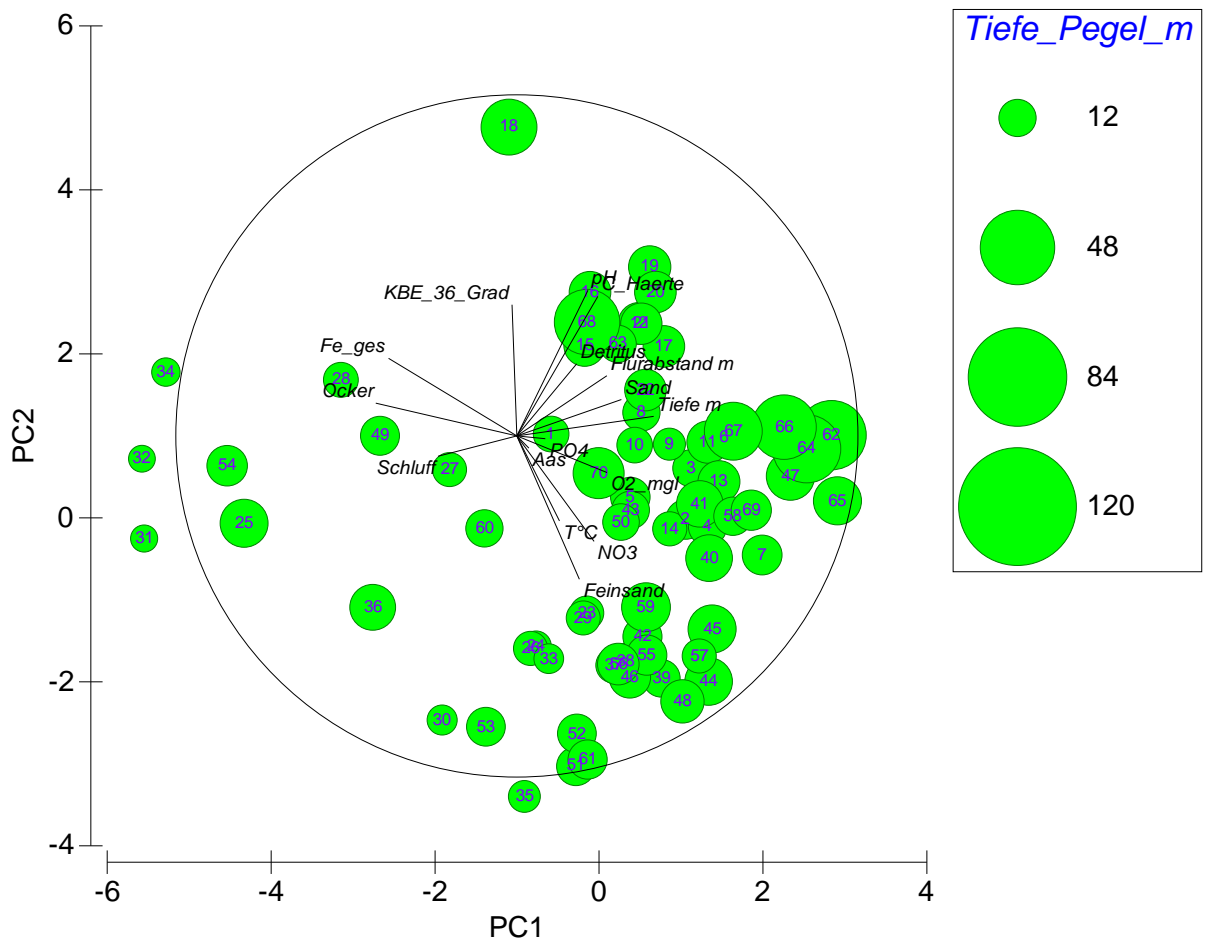


Abb. A 5: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter **Tiefe** überlagert.

Die Größe der Kreise ist proportional zur Ausprägung des dargestellten Umweltparameters. Beschreibung und Abkürzungen s. Abb. A 2.

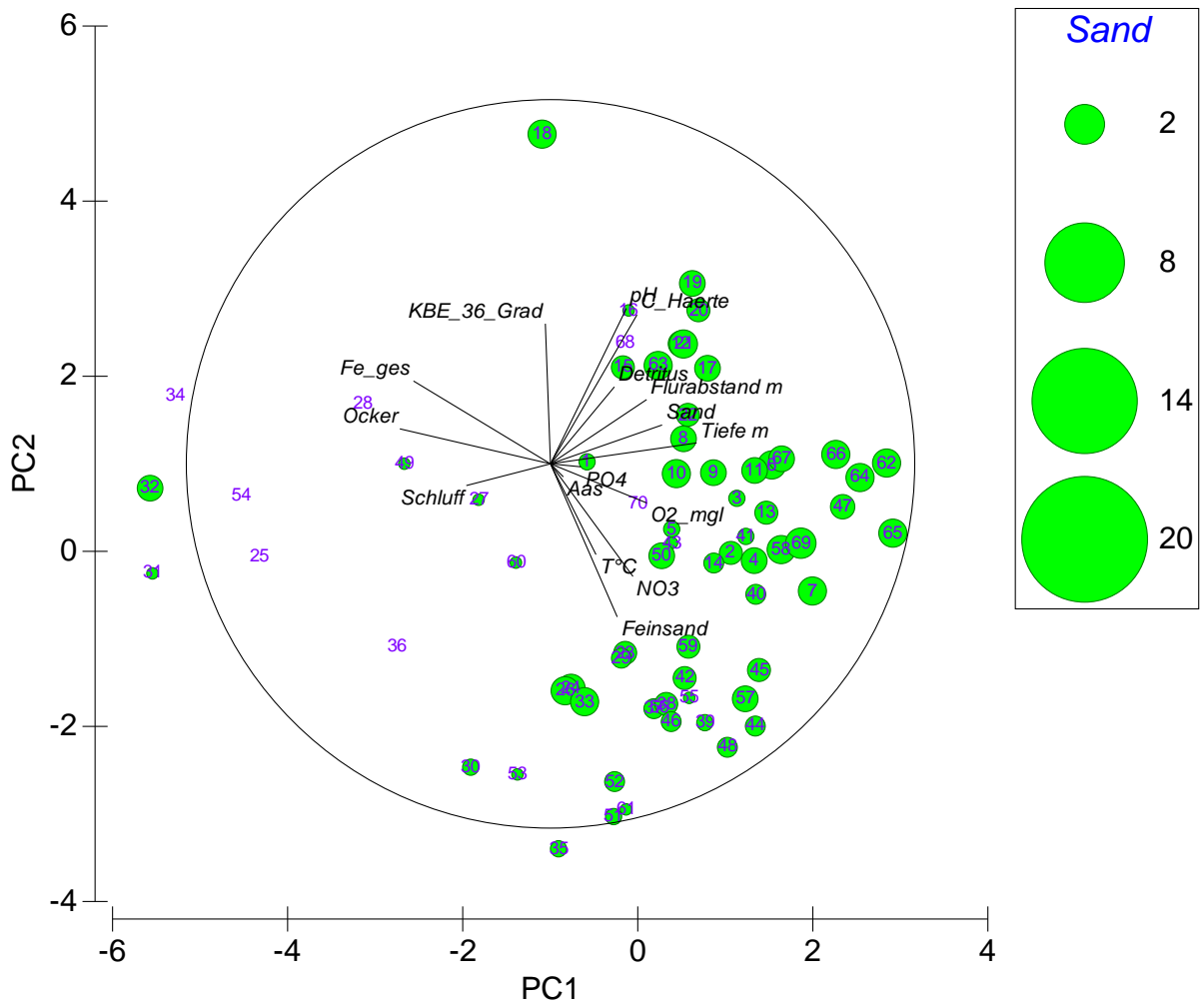


Abb. A 6: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter **Sand** überlagert. Die Größe der Kreise ist proportional zur Ausprägung des dargestellten Umweltparameters. Beschreibung und Abkürzungen s. Abb. A 2.

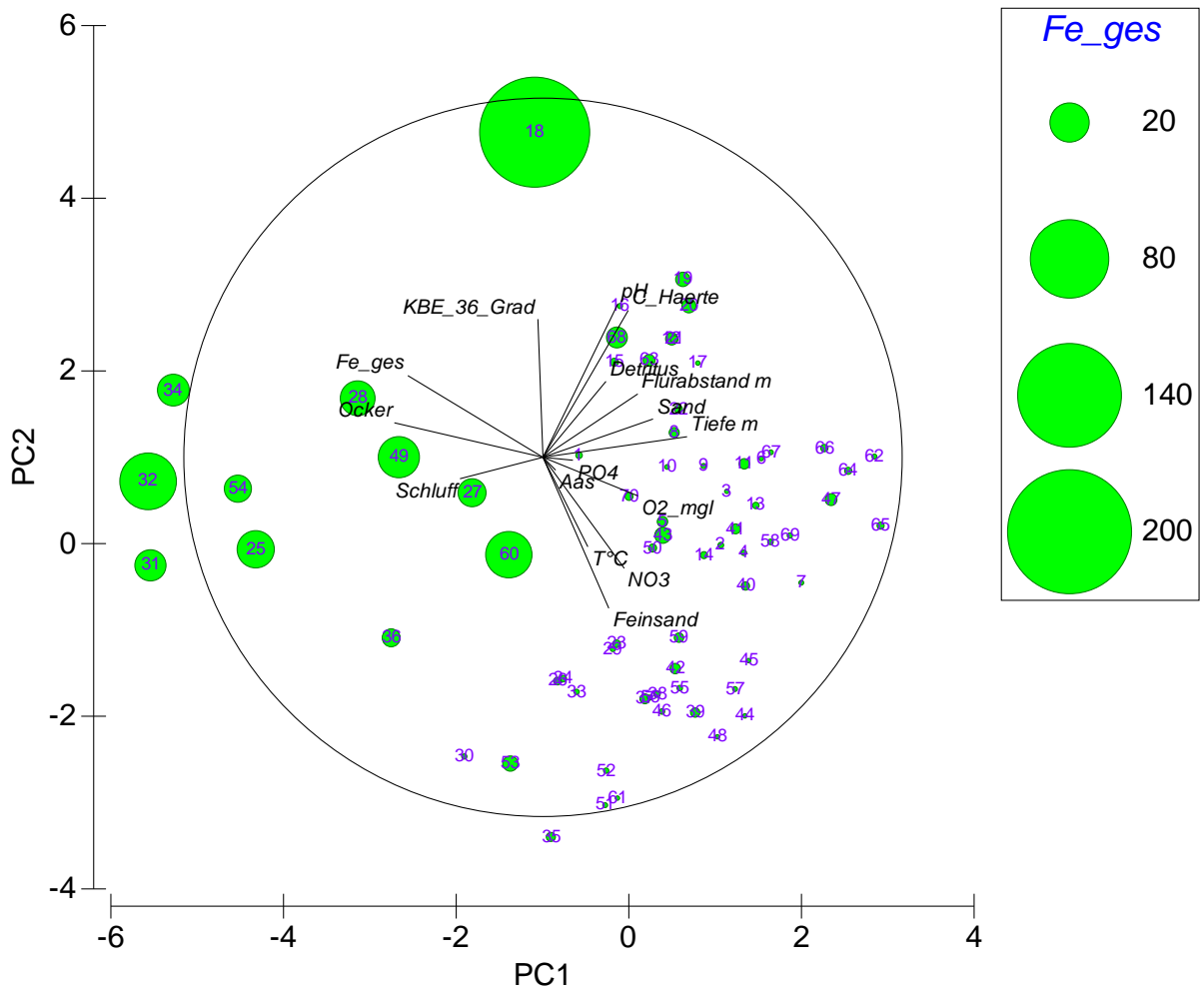


Abb. A 7: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter **Gesamteisen** überlagert.

Die Größe der Kreise ist proportional zur Ausprägung des dargestellten Umweltparameters. Beschreibung und Abkürzungen s. Abb. A 2.

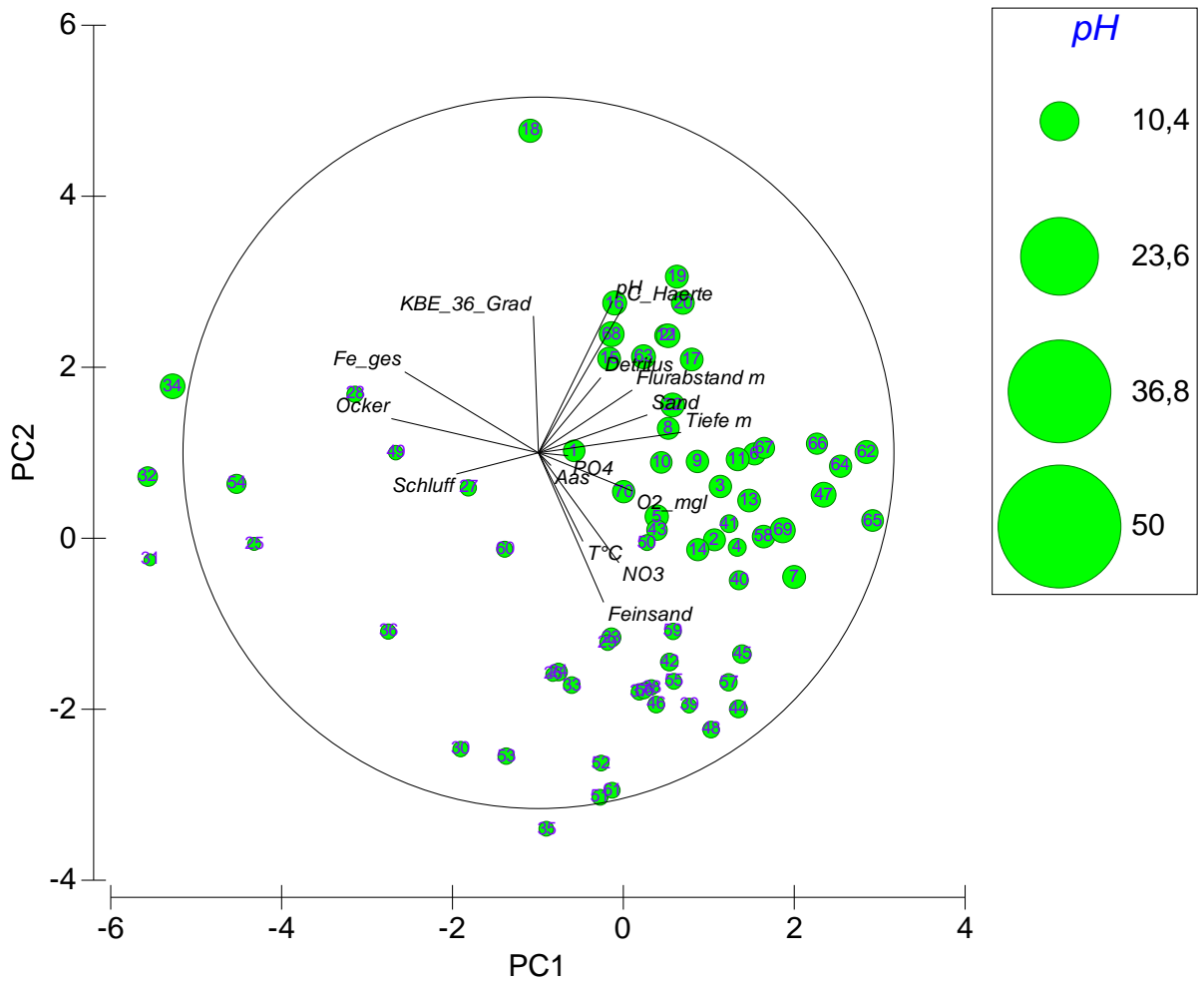


Abb. A 8: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter **pH-Wert** überlagert.

Die Größe der Kreise ist proportional zur Ausprägung des dargestellten Umweltparameters. Beschreibung und Abkürzungen s. Abb. A 2.

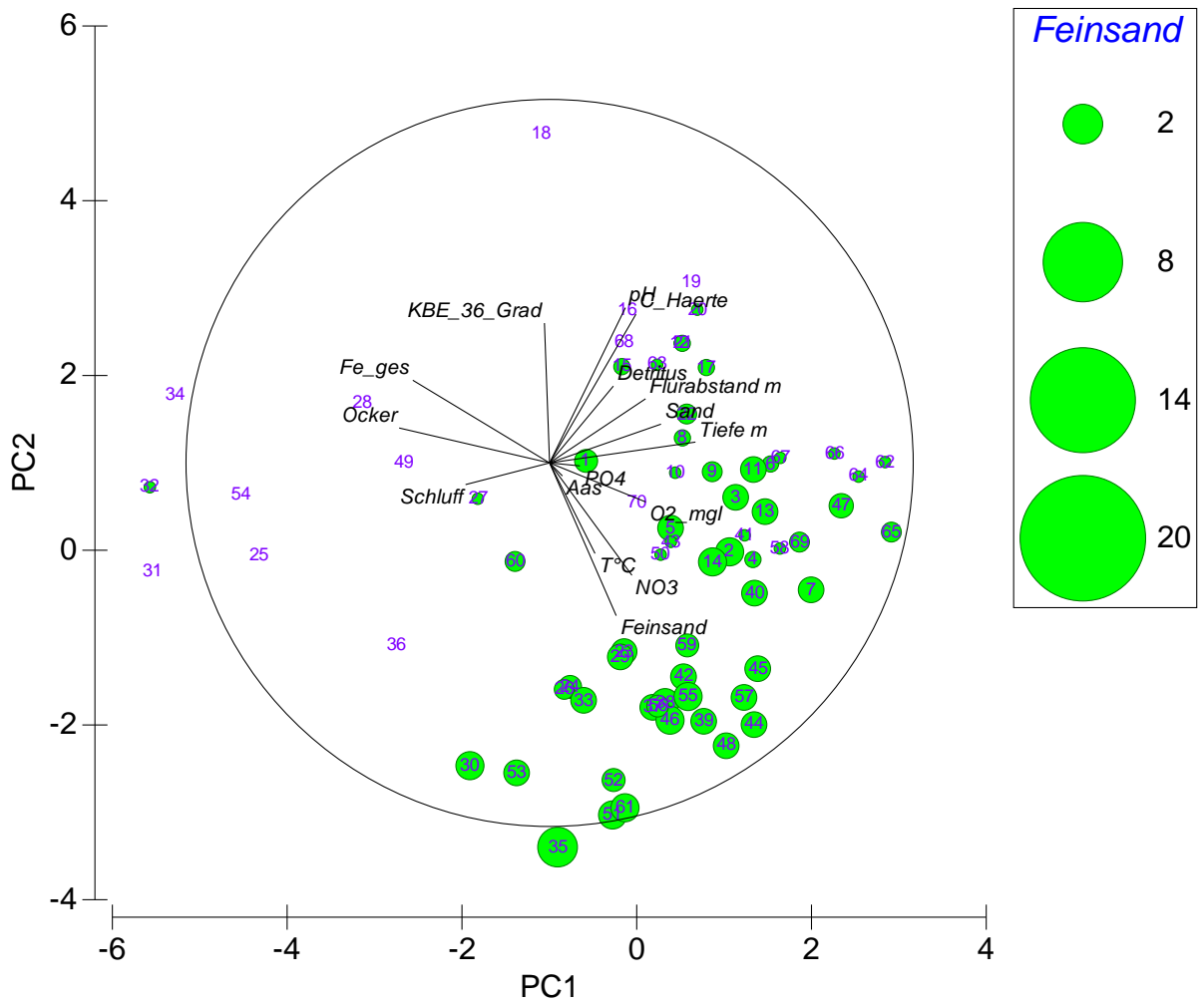


Abb. A 9: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter **Feinsand** überlagert.

Die Größe der Kreise ist proportional zur Ausprägung des dargestellten Umweltparameters. Beschreibung und Abkürzungen s. Abb. A 2.

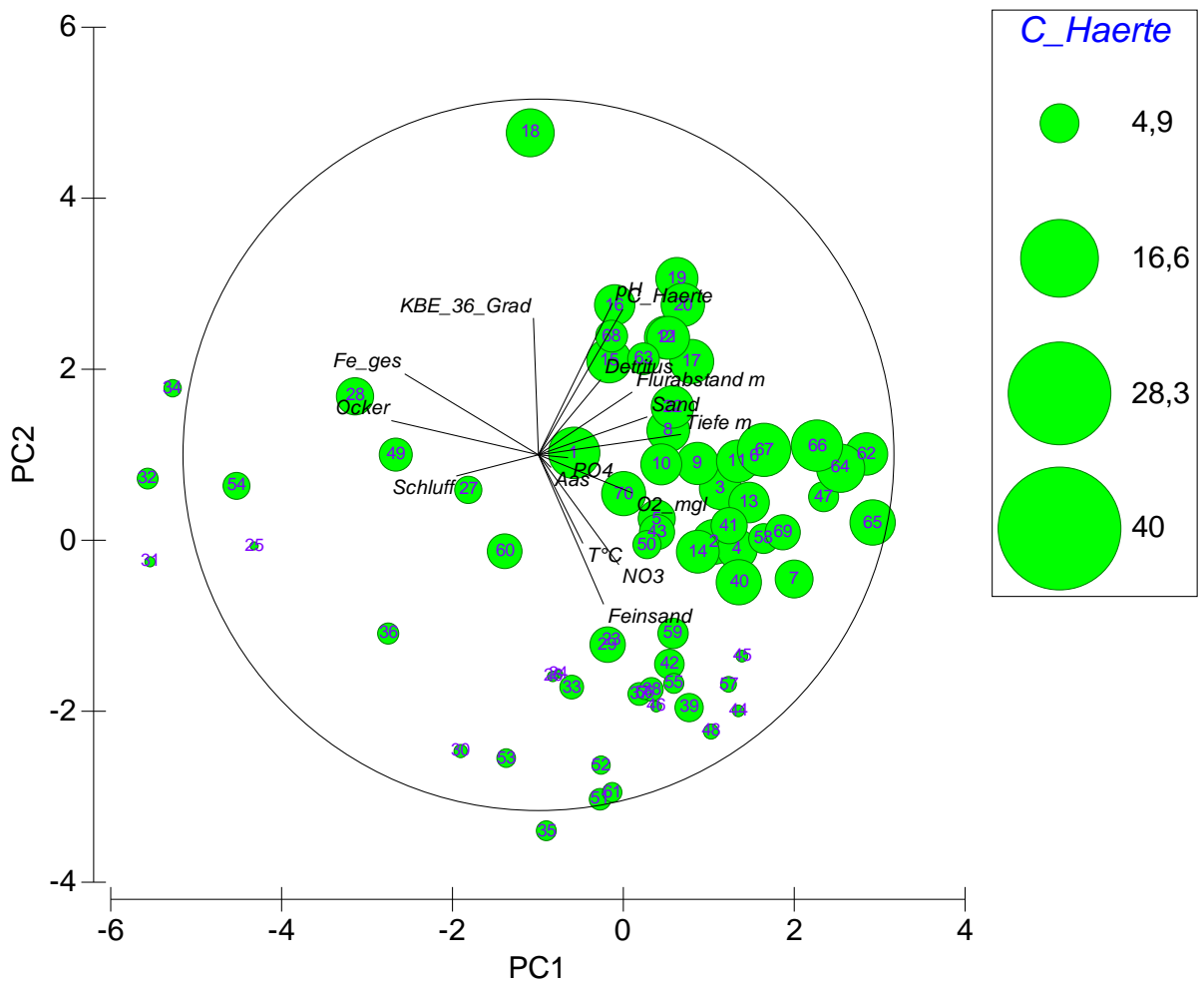


Abb. A 10: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter **Carbonathärte** überlagert.

Die Größe der Kreise ist proportional zur Ausprägung des dargestellten Umweltparameters. Beschreibung und Abkürzungen s. Abb. A 2.

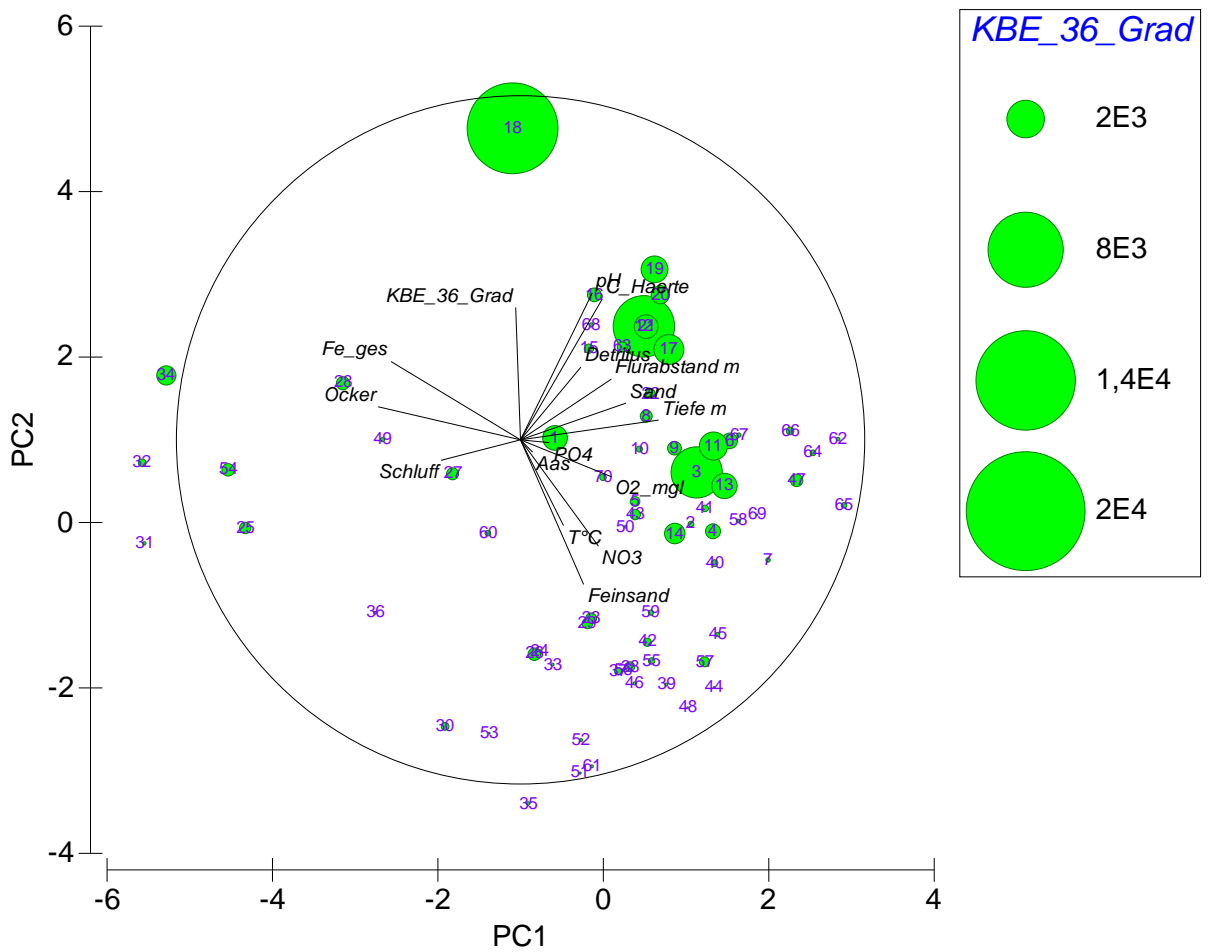


Abb. A 11: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter **Kolonienbildende Einheiten** überlagert.

Die Größe der Kreise ist proportional zur Ausprägung des dargestellten Umweltparameters. Beschreibung und Abkürzungen s. Abb. A 2.

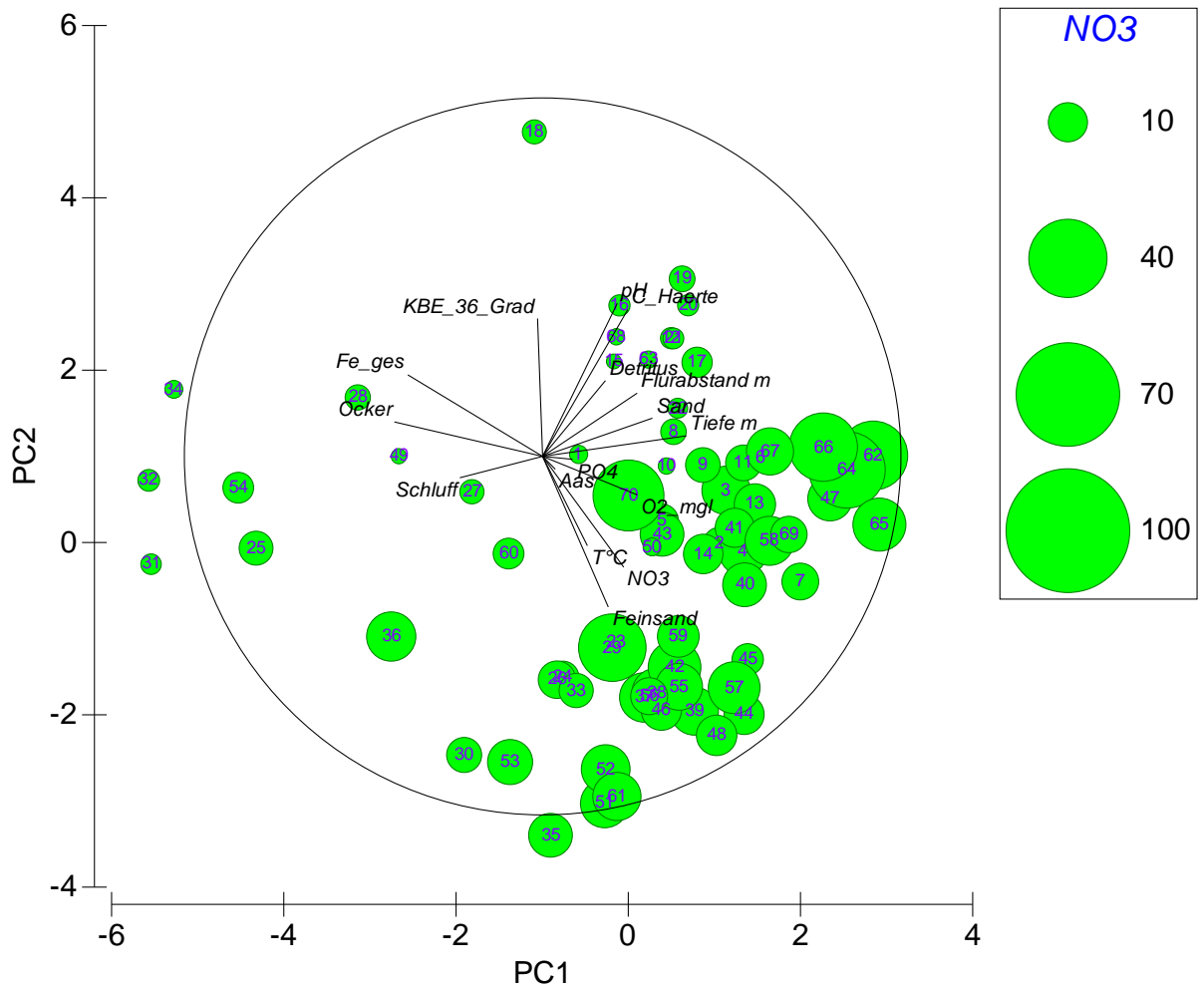


Abb. A 12: PCA über ausgewählte Umweltparameter mit dem Parameter **Nitrat** überlagert.

Die Größe der Kreise ist proportional zur Ausprägung des dargestellten Umweltparameters. Beschreibung und Abkürzungen s. Abb. A 2.

Detailliertere Diskussion der Umweltparameter innerhalb Freiburgs

Auffällig sind die Unterschiede innerhalb des Untersuchungsgebiets Freiburg. Im Hinblick auf die Parameter Schluff, Ocker, Gesamteisen und Feinsand unterscheiden sich die Messstellen. Dies ist vermutlich auch auf die unterschiedlichen hydrologischen Verhältnisse und Bodentypen zurückzuführen. Im westlichen Bereich besteht der Boden aus Braunerde, die im Bereich des Industriegebiets in Parabraunerde übergeht. Im Mooswald dominiert Gleye, die vom anstehenden Grundwasser beeinflusst ist und Eisenverbindungen enthält (LFU 2016; LGRB 2016). Das durch Bäche und Hangwasser gespeiste Grundwasser drückt im Mooswald nach oben und führt daher zu geringen Flurabständen in diesem Gebiet. Im Bodenwasser gelöstes Eisen fällt bei Kontakt mit sauerstoffreichem Grundwasser in Form von Eisenerde aus (BENDINGER 2012; HÜTTER 1992) und konzentriert sich im oberen Grundwasserleiter (HAHN & PREUSS 1996).

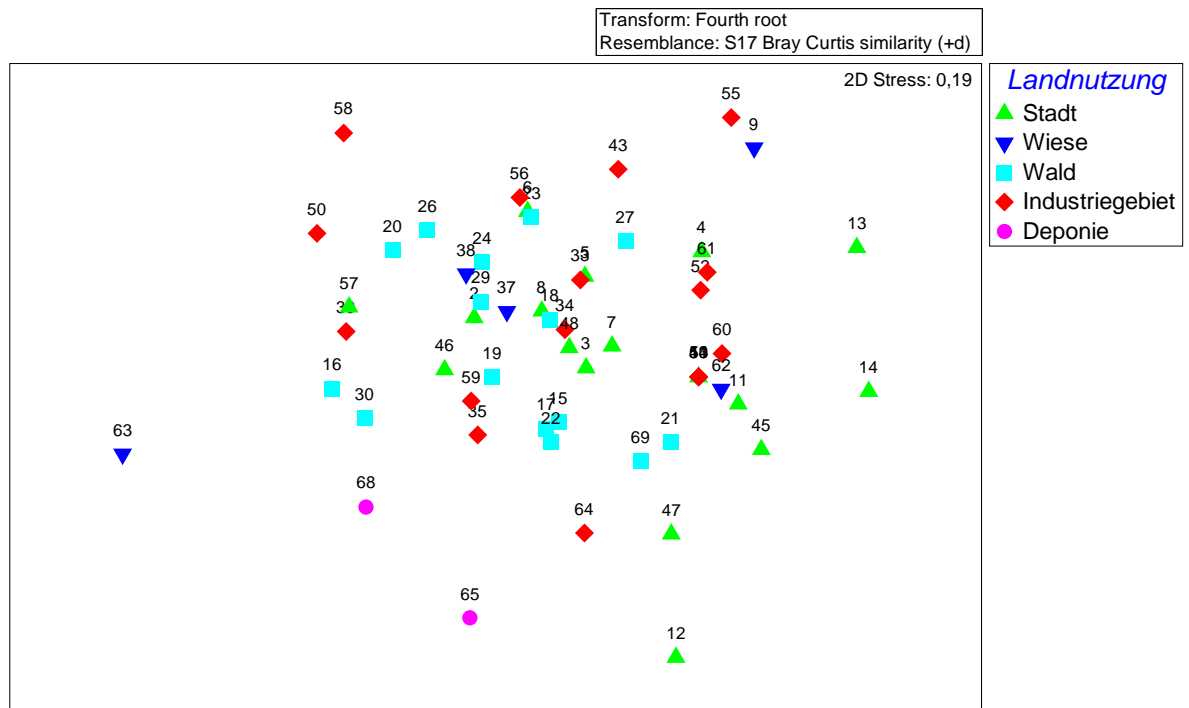


Abb. A 13: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften mit dem Faktor „Landnutzung“ überlagert.

Zahlen entsprechen der Messstellenummerierung, Symbole kennzeichnen die Art der Landnutzung in direkter Umgebung der Messstellen, die Daten sind über die Messstellenummer aggregiert, es wurden nur „abiotisch ungestresste“ Messstellen berücksichtigt, n = 56.

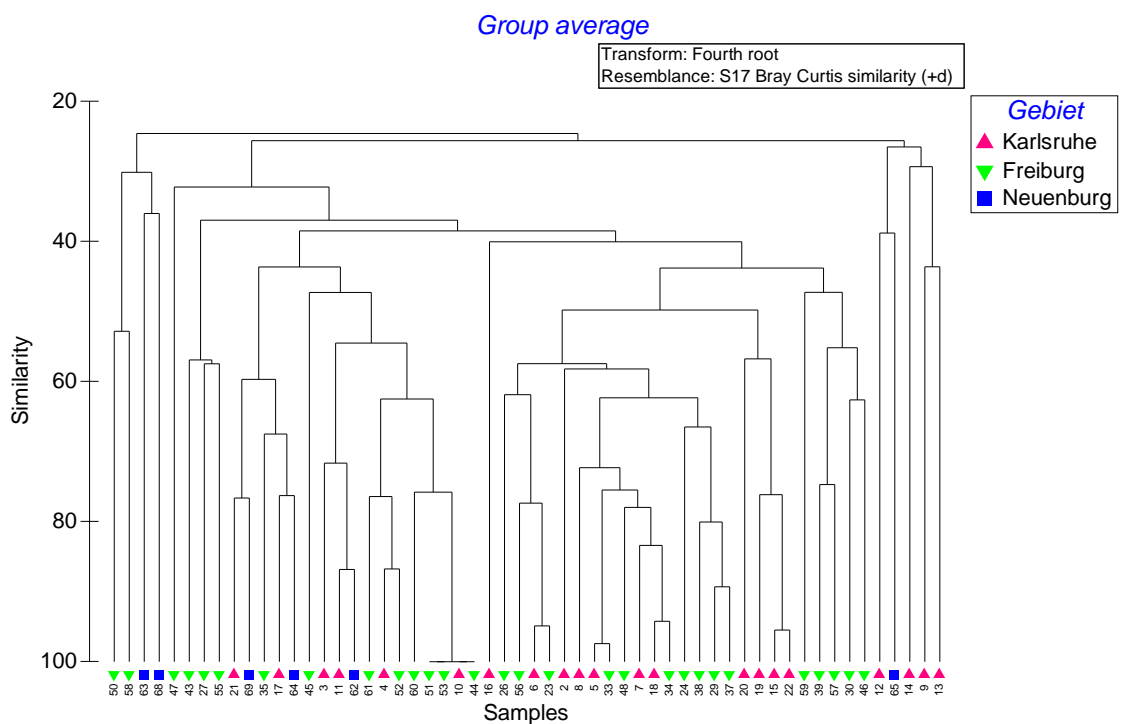


Abb. A 14: Ergebnis der Clusteranalyse

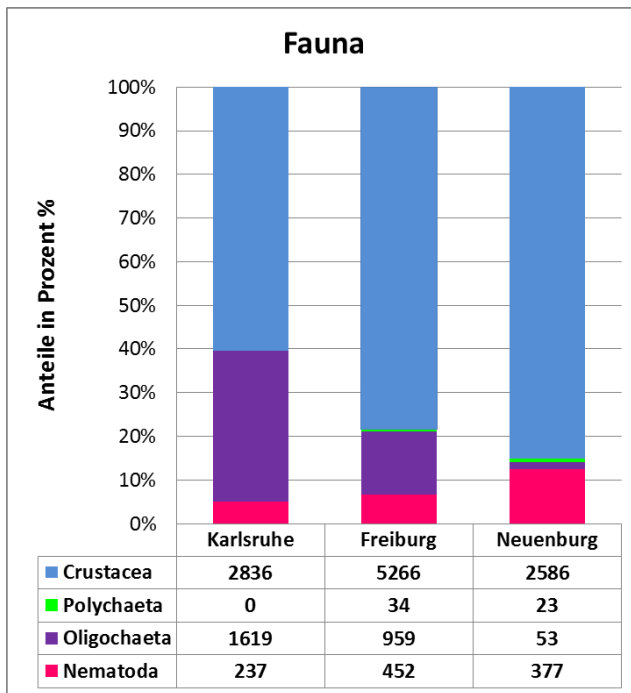


Abb. A 15: Säulendiagramm über die Anteile an Crustacea, Polychaeta, Oligochaeta und Nematoda in den Untersuchungsgebieten im Oberrheingraben.

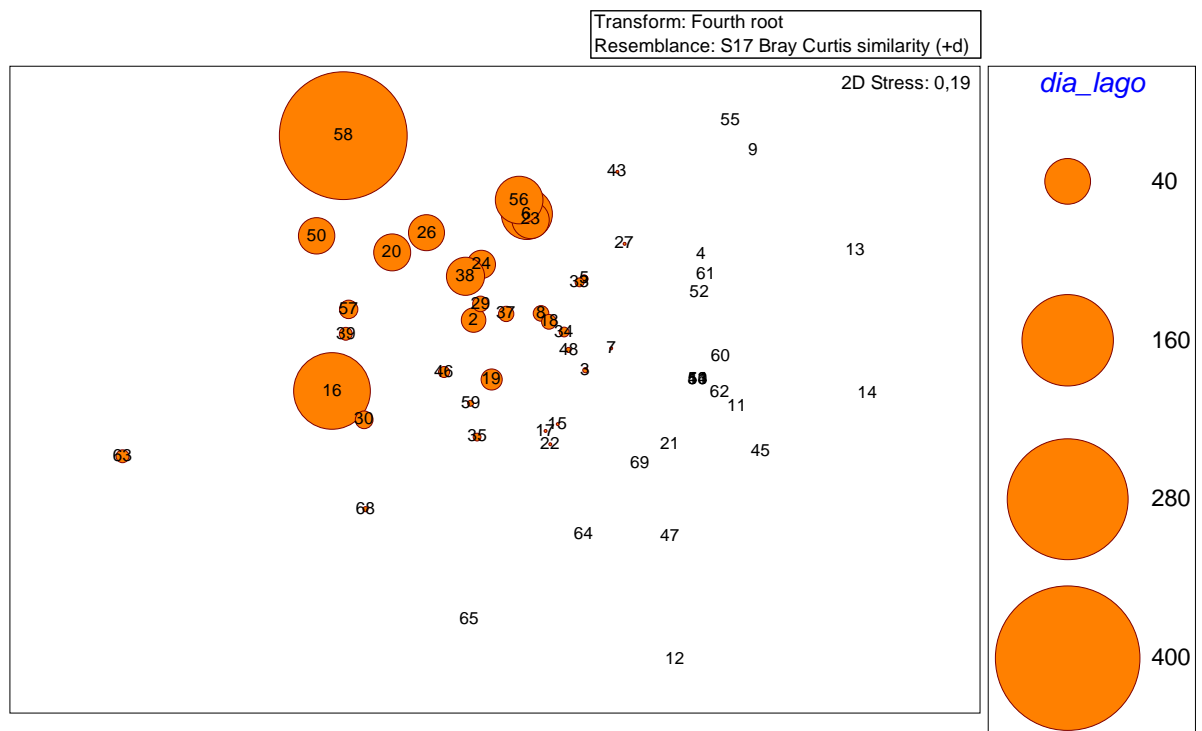


Abb. A 16: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von *Diacyclops languidoides*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit von *Diacyclops languidoides* (*dia_lago*), Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

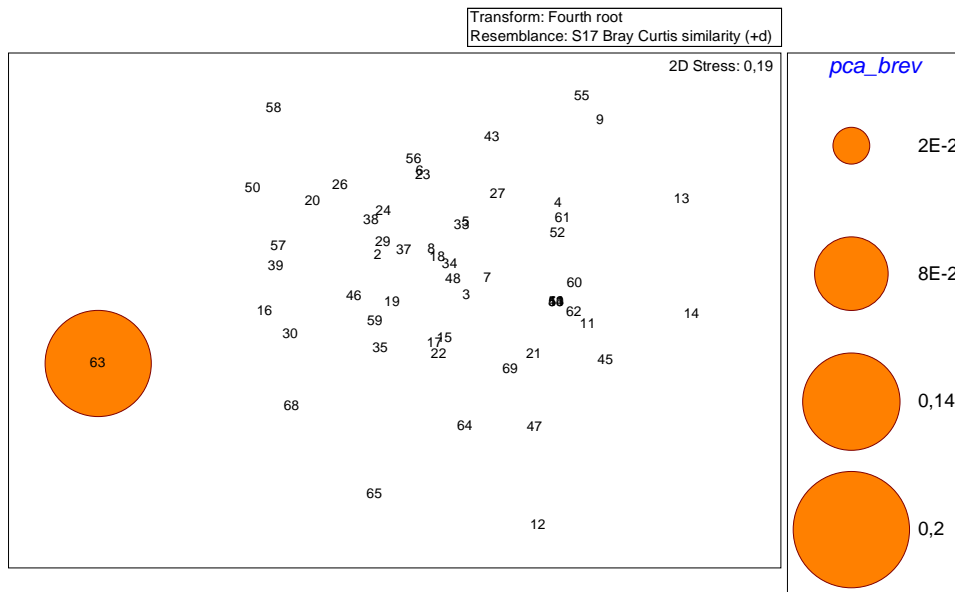


Abb. A 17: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von *Parastenocaris brevipes*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit von *Parastenocaris brevipes* (*pca_brev*), Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

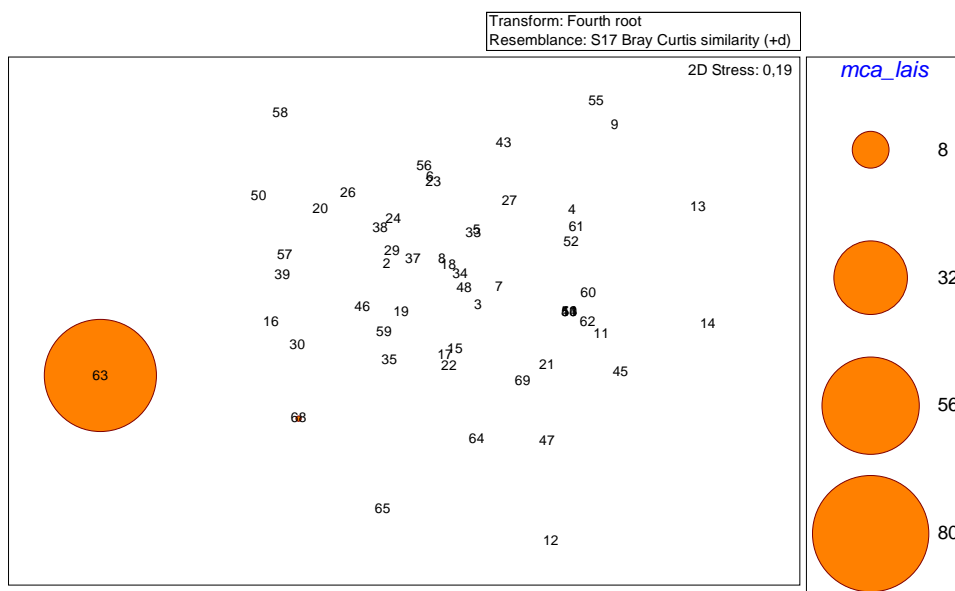


Abb. A 18: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von *Mixtacandona laisi*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit von *Mixtacandona laisi* (*mca_lais*), Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

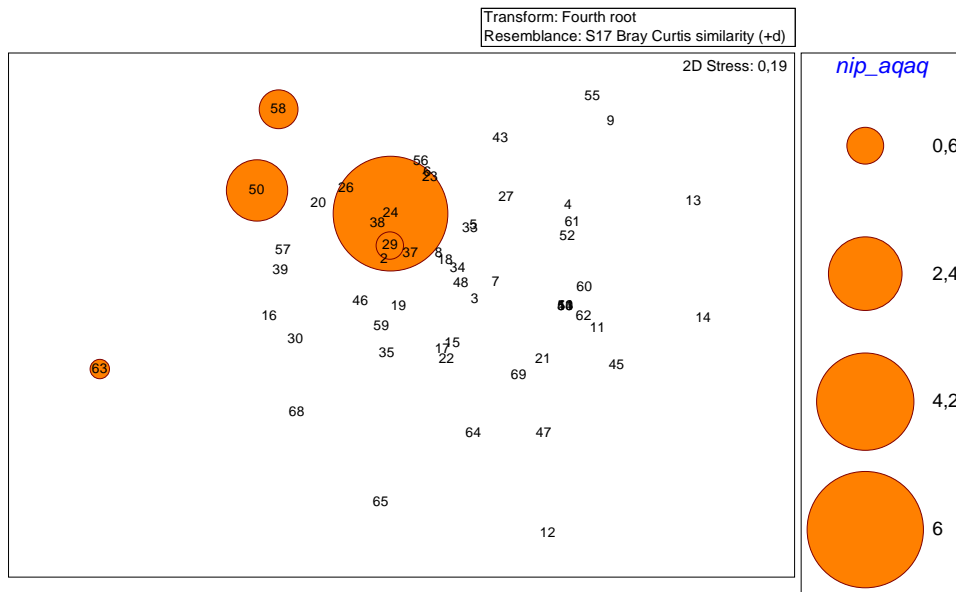


Abb. A 19: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von *Niphargus aquilex*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit von *Niphargus aquilex* (nip_aqaq), Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

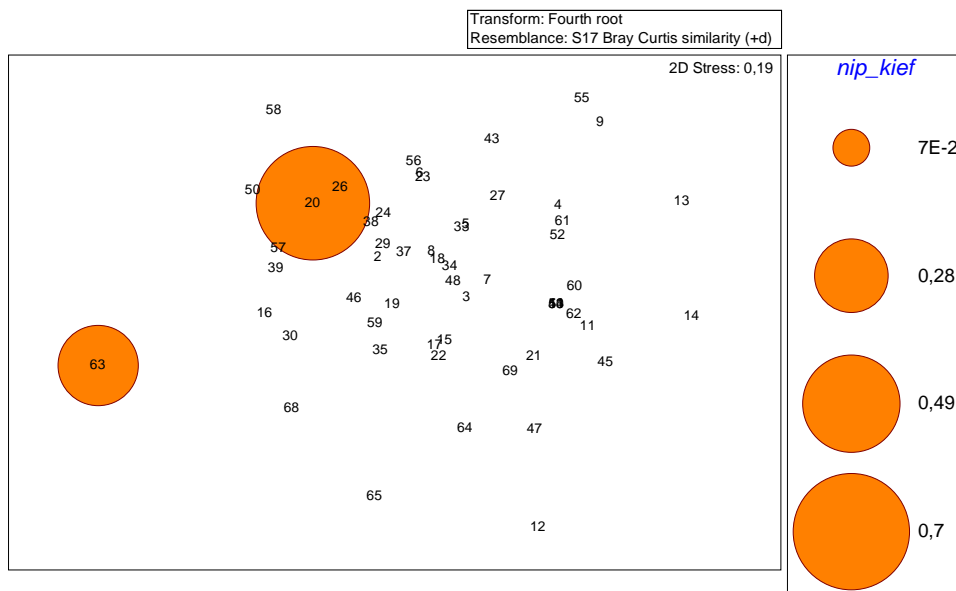


Abb. A 20: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von *Niphargus kieferi*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit von *Niphargus kieferi* (nip_kief), Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

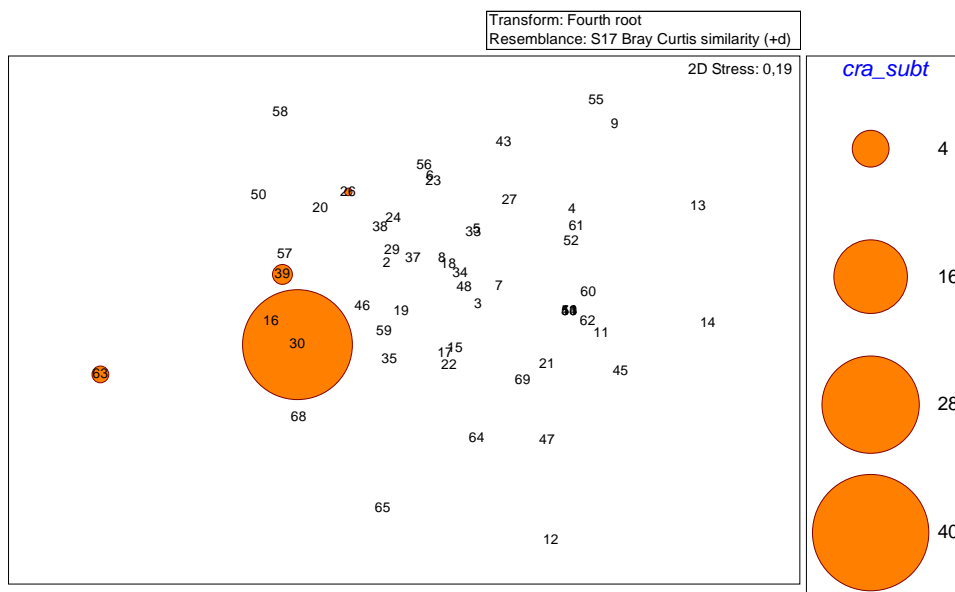


Abb. A 21: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von *Crangonyx subterraneus*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit von *Crangonyx subterraneus* (*cra_subt*), Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

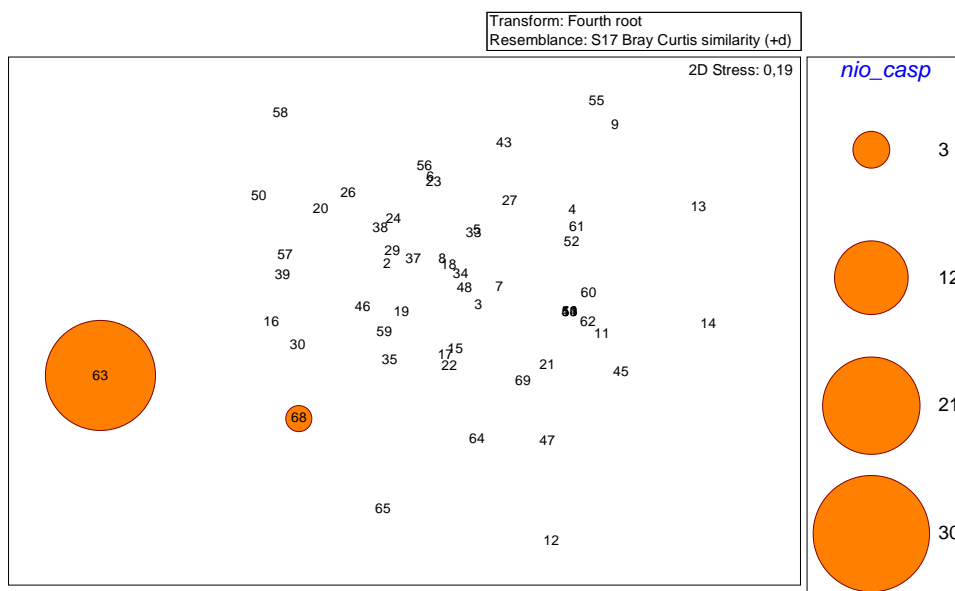


Abb. A 22: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von *Niphargopsis caspary*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit von *Niphargopsis caspary* (*nio_casp*), Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

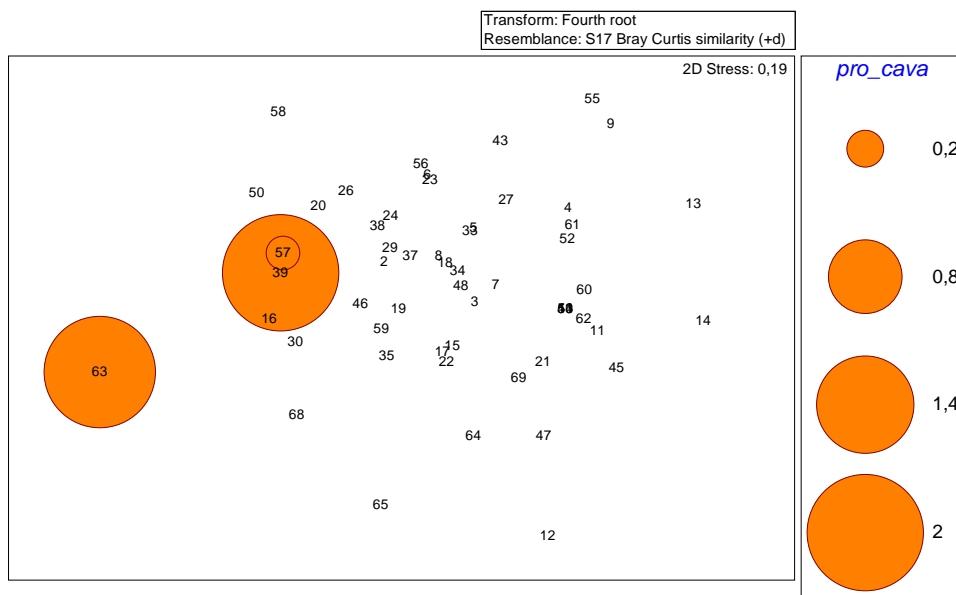


Abb. A 23: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von *Proasellus cavaticus*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit von *Proasellus cavaticus* (pro_cav), Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

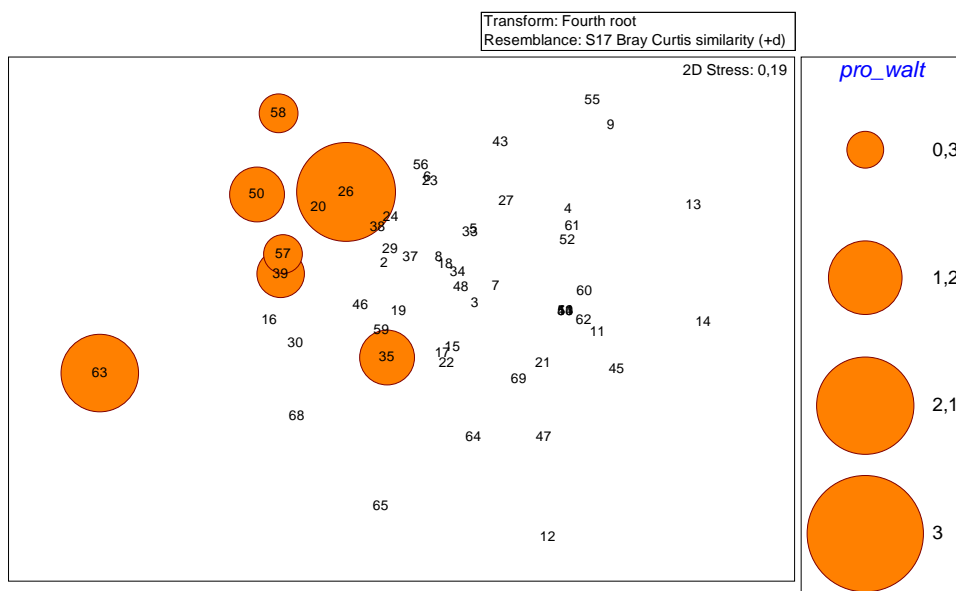


Abb. A 24: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von *Proasellus walteri*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit von *Proasellus walteri* (pro_walt), Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

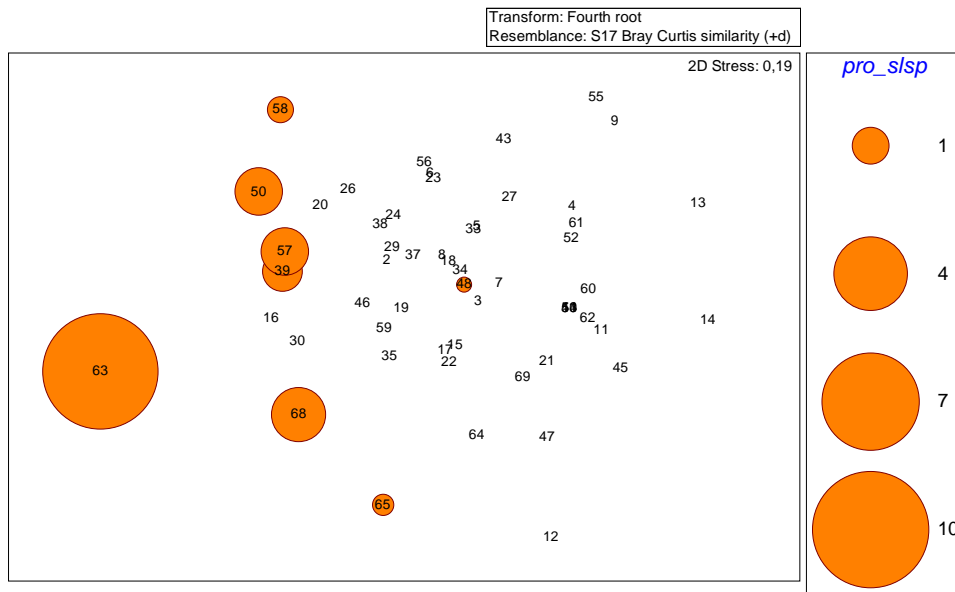


Abb. A 25: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von *Proasellus slavus*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit von *Proasellus slavus* (*pro_slsp*), Grundlage sind „abiotisch ungestresste“ Messstellen, n = 56.

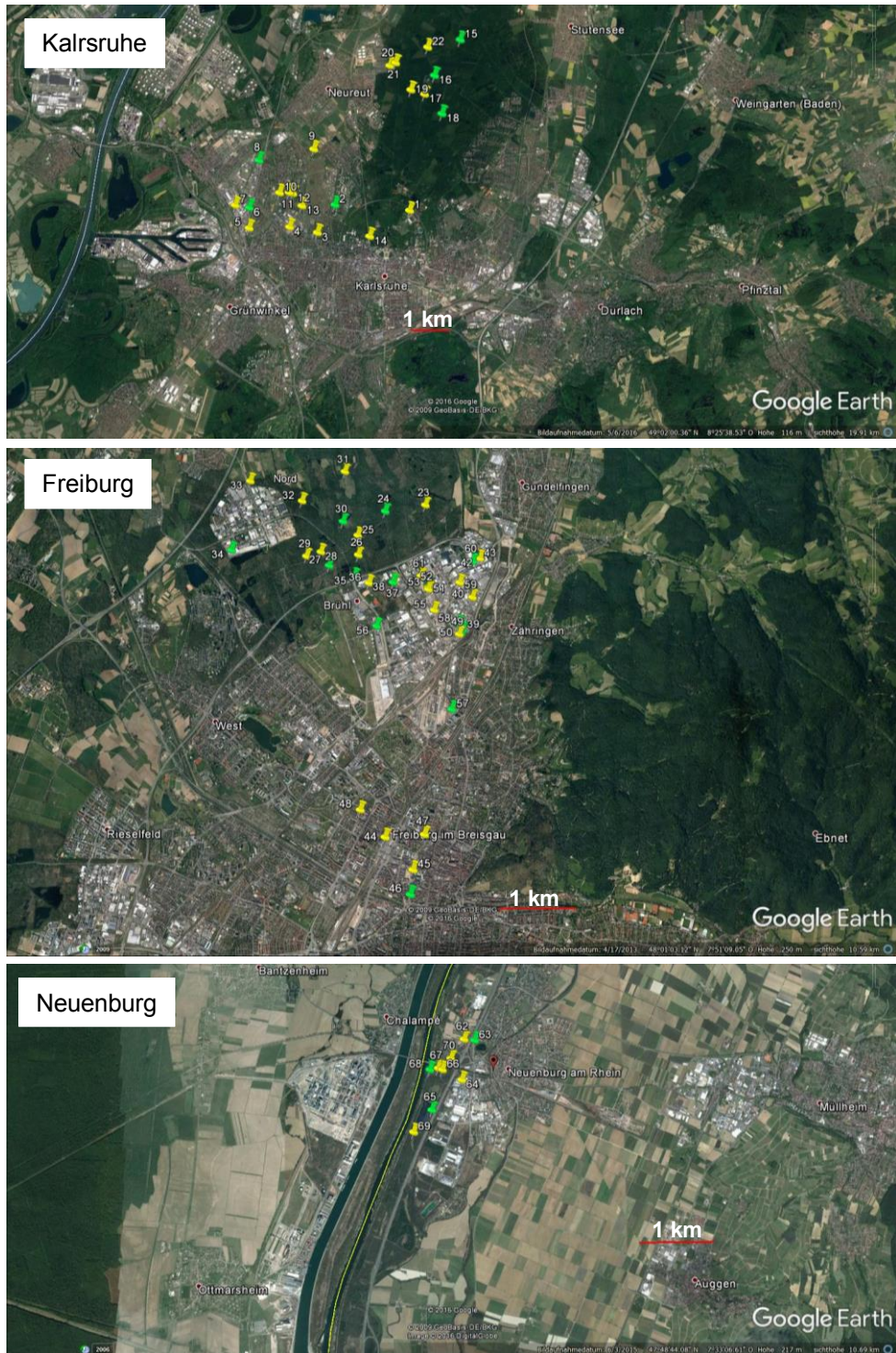


Abb. A 26: Lage der naturnahen Messstellen in Karlsruhe, Freiburg und Neuenburg. Abgebildet ist die Lage der naturnahen Messstellen nach Griebler et al (2014) für die Untersuchungsgebiete im Oberrheingraben, grüne Pins markieren naturnahe Messstellen, gelbe Pins markieren Messstellen, welche die Kriterien nicht erfüllen.

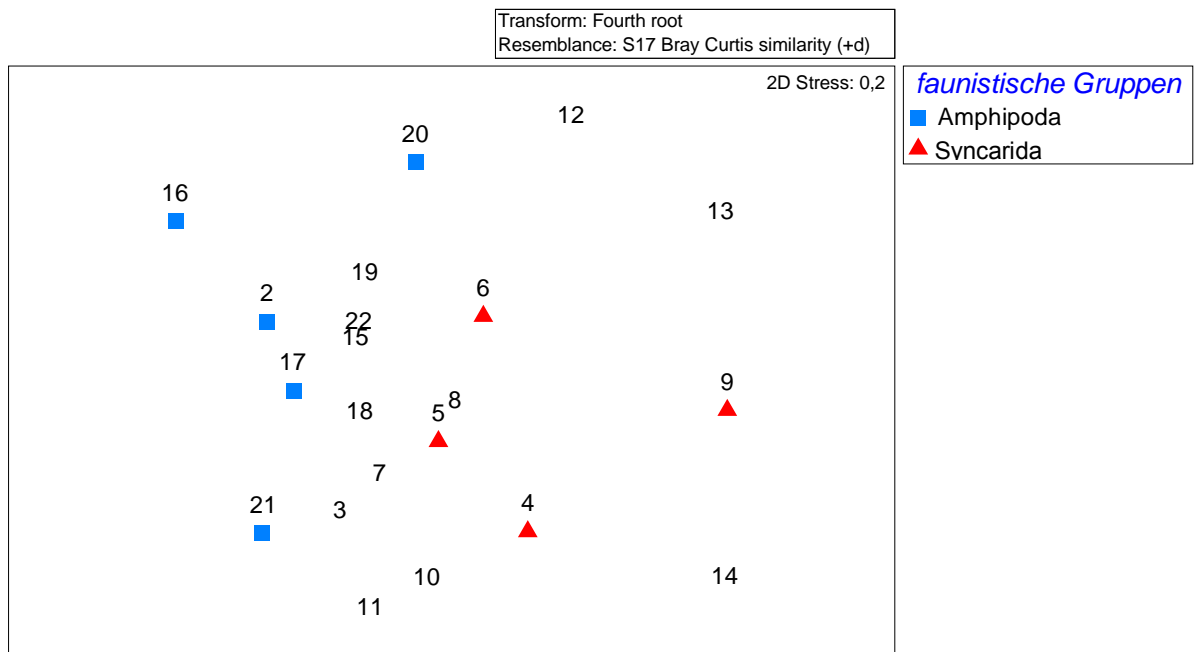


Abb. A 27: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften in **Karlsruhe** mit Kennzeichnung der faunistischen Gruppen.

Dargestellt sind Messstellen die entweder von Syncarida (rot) oder von Amphipoden (blau) besiedelt sind. Es wurden ausschließlich „abiotisch geeignete“ Standorte berücksichtigt, n = 19.

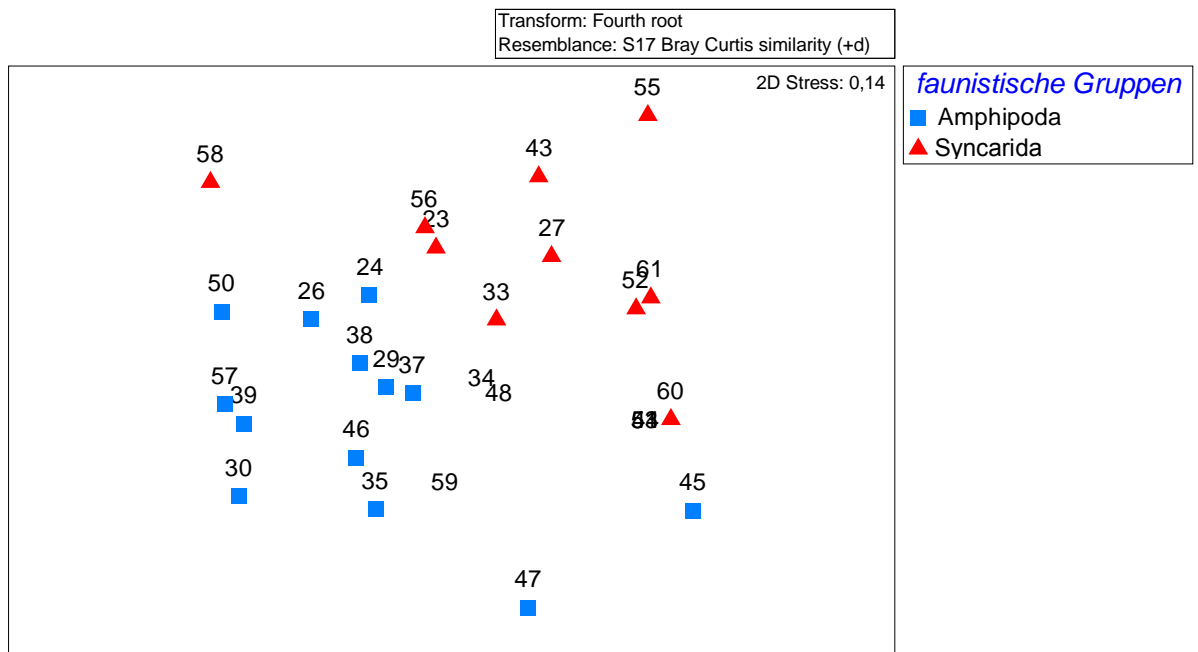


Abb. A 28: NMDS anhand der Crustaceagemeinschaften in Freiburg mit Kennzeichnung der faunistischen Gruppen.

Dargestellt sind Messstellen die entweder von Syncarida (rot) oder von Amphipoden (blau) besiedelt sind. Es wurden ausschließlich „abiotisch geeignete“ Standorte berücksichtigt, n = 38.

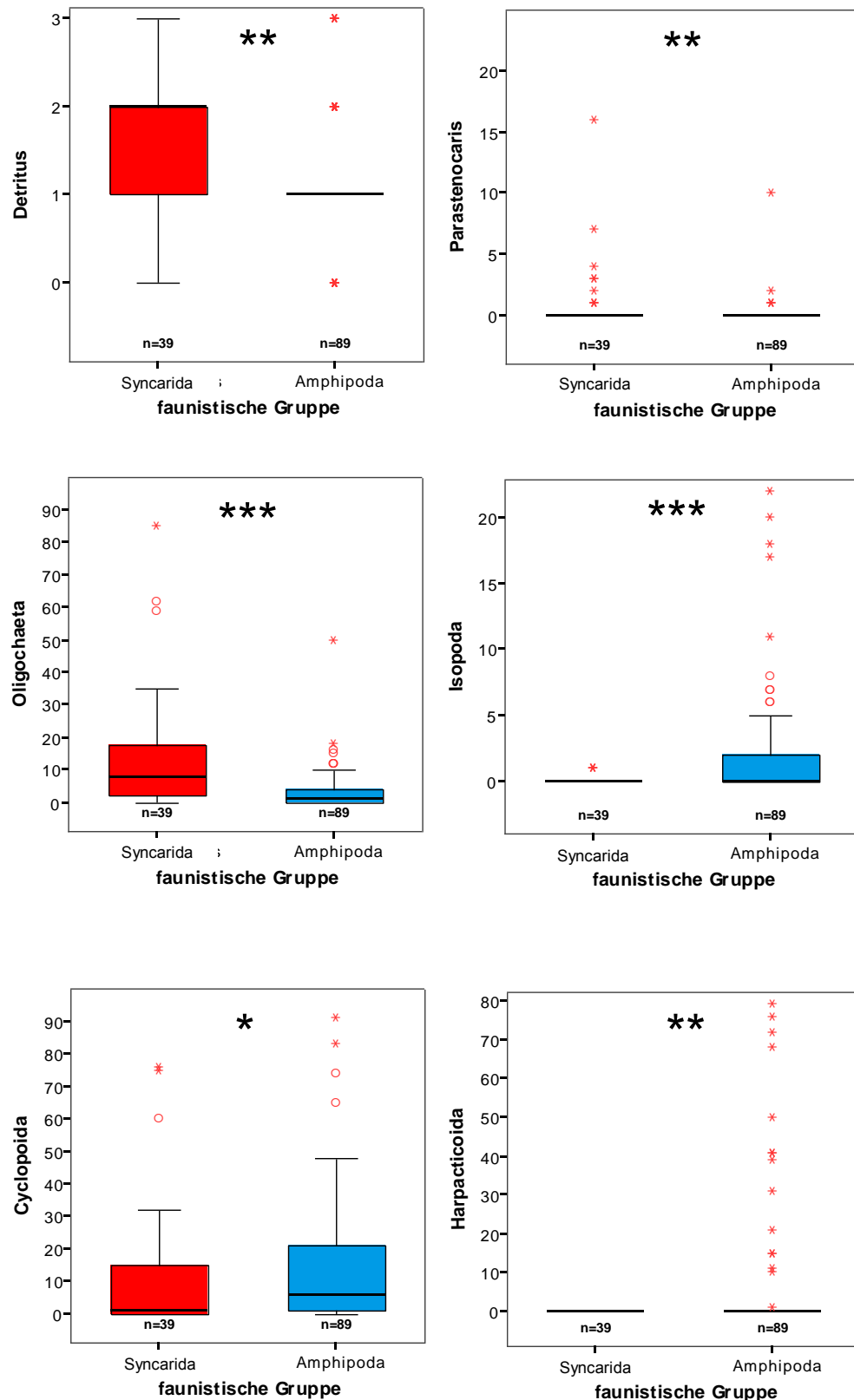


Abb. A 29: Boxplots anhand der faunistischen Gruppen.

Die Boxplots beziehen sich auf Messstellen die von Syncarida (rot) oder Amphipoden (blau) besiedelt sind. Die Daten sind unaggregiert. Es wurden ausschließlich „abiotisch geeignete“ Messstellen berücksichtigt. Signifikante Unterschiede sind mit Sternchen (*) gekennzeichnet.

Tab. A 4: Ergebnisse des U-Tests zu den faunistischen Gruppen (n = 128).

Statistik für Test^a

	GW-Stand (m)	Temperatur (°C)	Sauerstoffgehalt (mg/l)	Leitfähigkeit (µS/cm)	pH
Mann-Whitney-U	1556,500	766,500	1696,000	1592,500	1724,000
Wilcoxon-W	2336,500	4771,500	5701,000	5597,500	5729,000
Z	-,927	-5,018	-,204	-,740	-,060
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,354	,000	,838	,459	,953

a. Gruppenvariable: b) Amphipoda/ *B. freiburgensis*Statistik für Test^a

	Sand	Feinsand	Schluff	Detritus	Aas	Ocker
Mann-Whitney-U	1469,500	1682,500	1677,500	1187,500	1660,000	1659,000
Wilcoxon-W	2249,500	2462,500	5682,500	5192,500	2440,000	5664,000
Z	-1,619	-,313	-,511	-3,111	-,665	-1,082
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,106	,754	,610	,002	,506	,279

a. Gruppenvariable: t) Amphipoda/ *B. freiburgensis*Statistik für Test^a

	Nitrat (mg/l)	Gesamteisen (mg/l)	Härte (mmol/l)	Phosphat (mg/l)	KbE/ml
Mann-Whitney-U	1680,000	1650,500	1688,500	1622,000	1570,500
Wilcoxon-W	5685,000	2430,500	2468,500	5627,000	5575,500
Z	-,289	-,465	-,243	-,605	-,854
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,773	,642	,808	,545	,393

a. Gruppenvariable: l) Amphipoda/ *B. freiburgensis*Statistik für Test^a

	Nematoda	Oligochaeta	Cyclopoida_ Bestimmung	Harpacticoida_ Bestimmung	Parastenocaris_ Bestimmung	Ostracoda_ Bestimmung	Isopoda_ Bestimmung	Bathynellacea_ Bestimmung	Amphipoda_ Bestimmung
Mann-Whitney-U	1607,500	876,000	1319,000	1443,000	1426,000	1510,500	1252,500	100,000	30,000
Wilcoxon-W	5612,500	4881,000	2099,000	2223,000	5431,000	2290,500	2032,500	4105,000	810,000
Z	-,785	-4,518	-2,182	-2,711	-2,958	-1,927	-3,253	-10,397	-9,025
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,433	,000	,029	,007	,003	,054	,001	,000	,000

a. Gruppenvariable Amphipoda/ *B. freiburgensis*Statistik für Test^a

	Anzahl_ Crustacea_ Bestimmt	Anzahl_ Crusta	Anzahl stygos	Anzahl eury s	H_Art_Crusta
Mann-Whitney-U	1689,000	1426,500	1725,000	1620,000	1292,500
Wilcoxon-W	5694,000	2206,500	5730,000	5625,000	2072,500
Z	-,241	-1,692	-,054	-1,984	-2,303
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,810	,091	,957	,047	,021

a. Gruppenvariable Amphipoda/ *B. freiburgensis*

Tab. A 5: Anteil der Variation (dbRDA) (n = 56).

Percentage of variation explained by individual axes				
Axis	% explained variation out of fitted model		% explained variation out of total variation	
	Individual	Cumulative	Individual	Cumulative
1	35,27	35,27	12,54	12,54
2	18,88	54,14	6,71	19,26
3	15,84	69,99	5,63	24,89
4	11,02	81	3,92	28,81
5	7,38	88,38	2,62	31,43
6	3,95	92,33	1,4	32,84
7	3,41	95,74	1,21	34,05
8	2,42	98,16	0,86	34,91
9	1,44	99,6	0,51	35,42
10	1,09	100,7	0,39	35,81
11	-0,29	100,41	-0,1	35,71
12	-0,41	100	-0,15	35,56

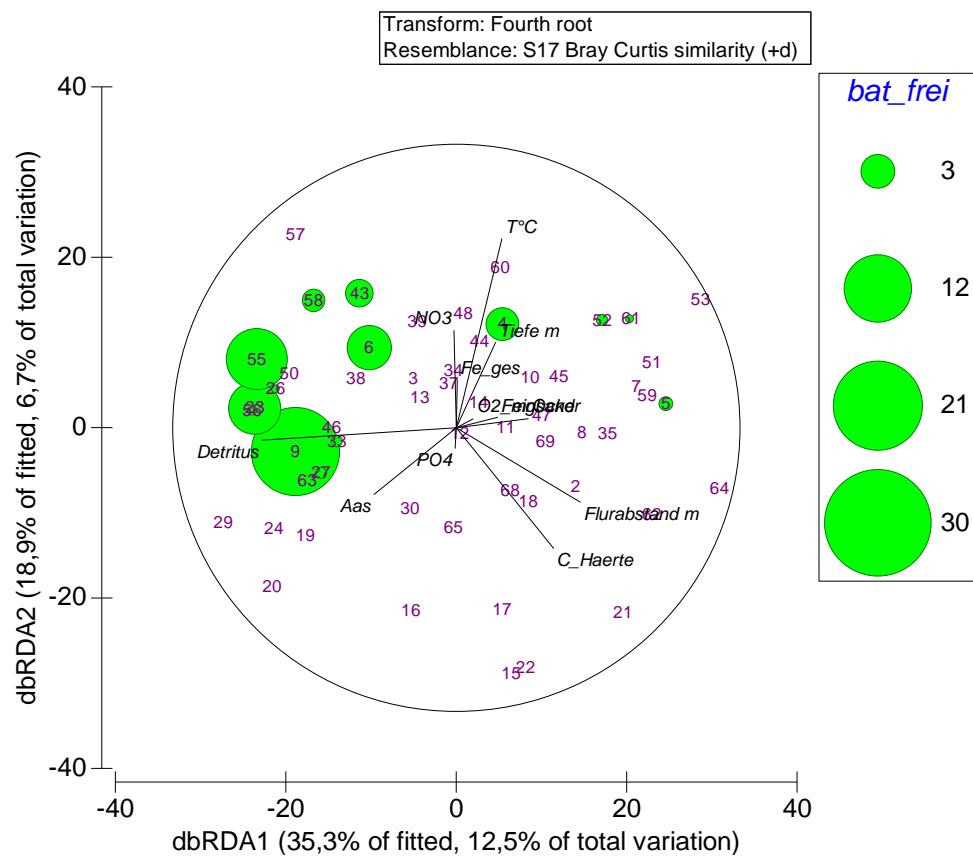


Abb. A 30: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen von *Bathynella freiburgensis*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit, Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

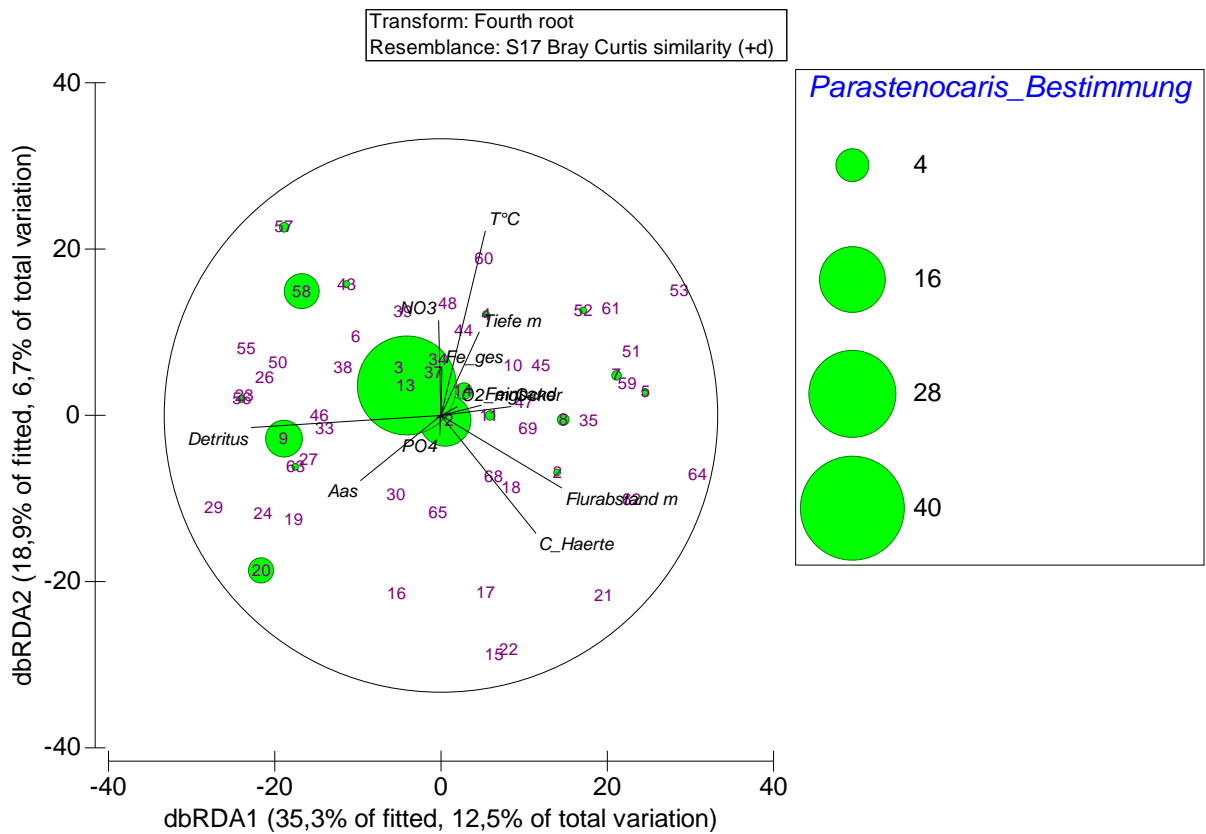


Abb. A 31: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen der Gattung *Parastenocaris*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit, Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

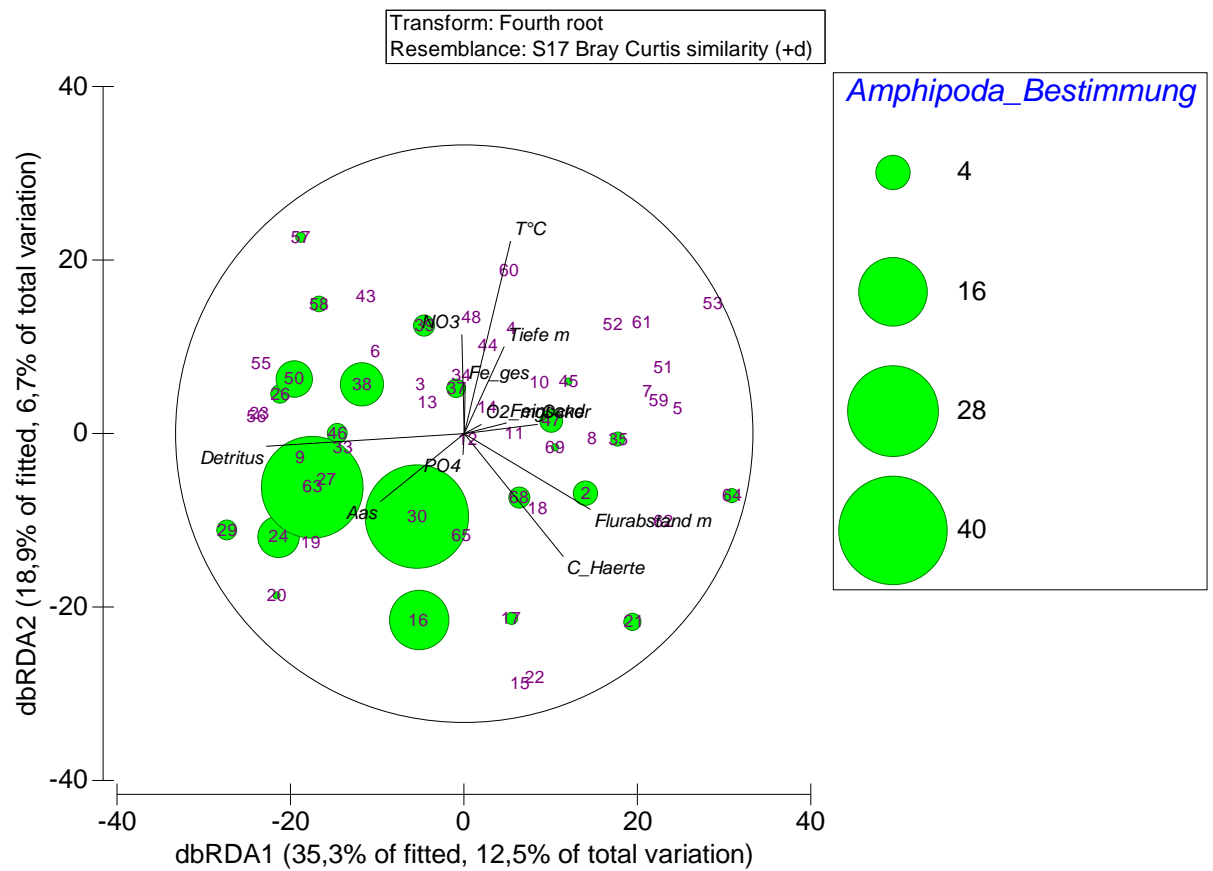


Abb. A 32: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen der Gattung **Amphioda**.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit, Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

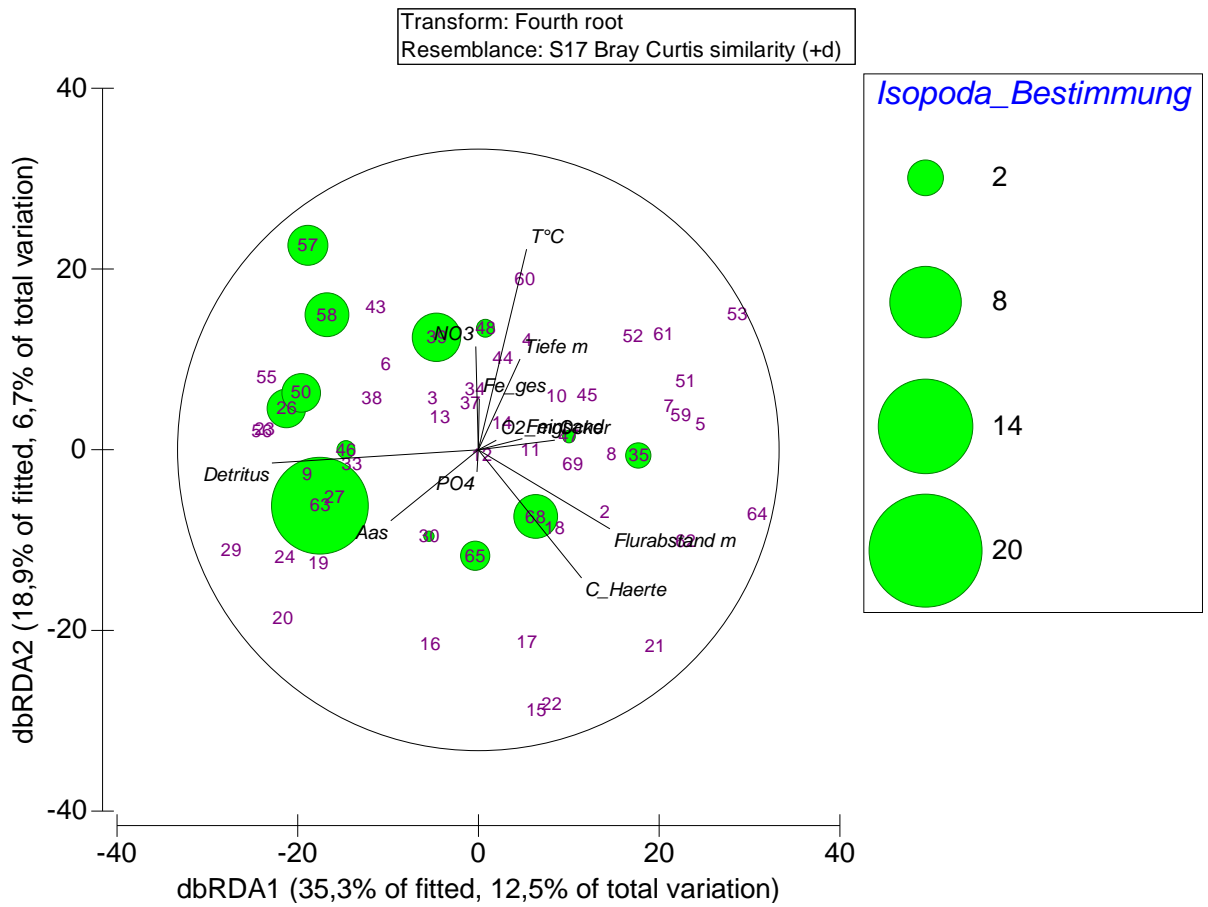


Abb. A 33: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen der Gattung *Isopoda*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit, Grundlage sind „abiotisch ungestresste“ Messstellen, n = 56.

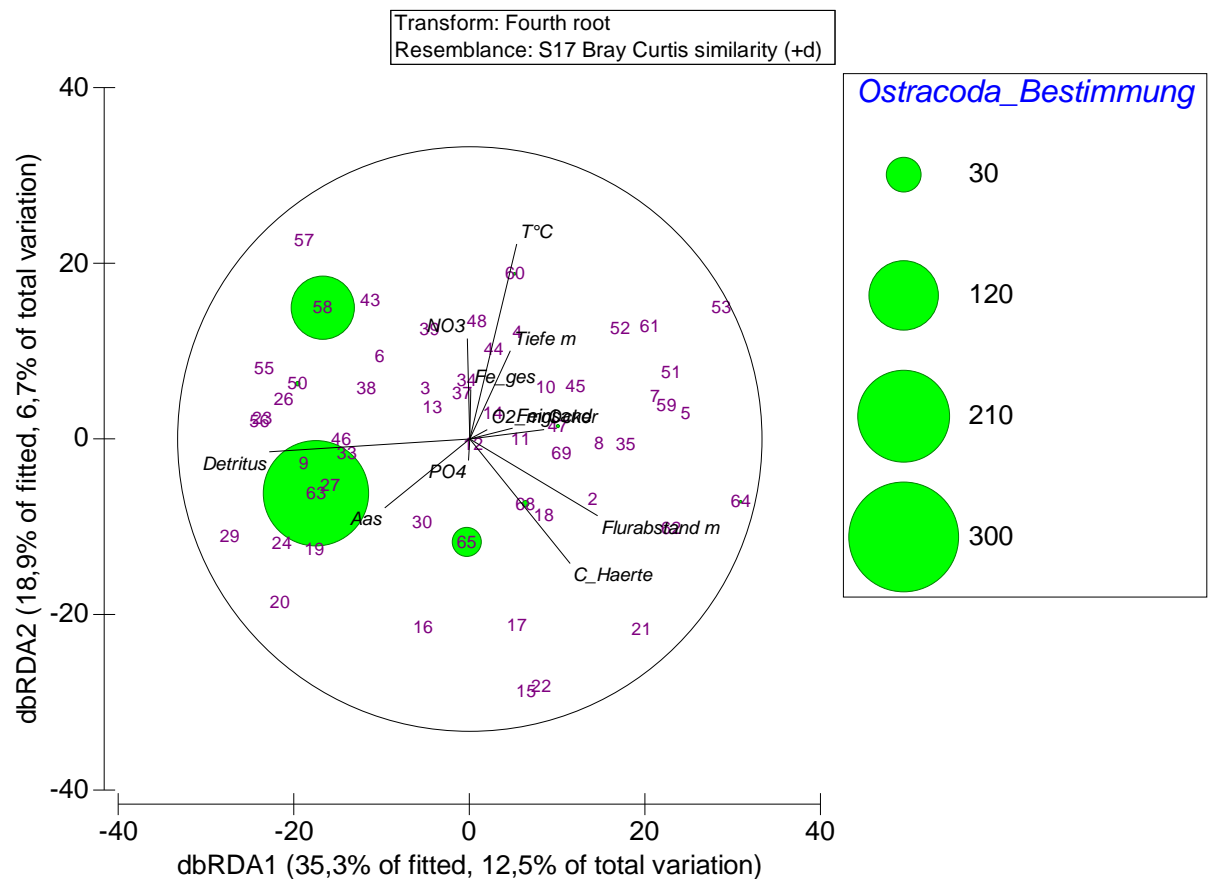


Abb. A 34: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen der Gattung *Ostracoda*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit, Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

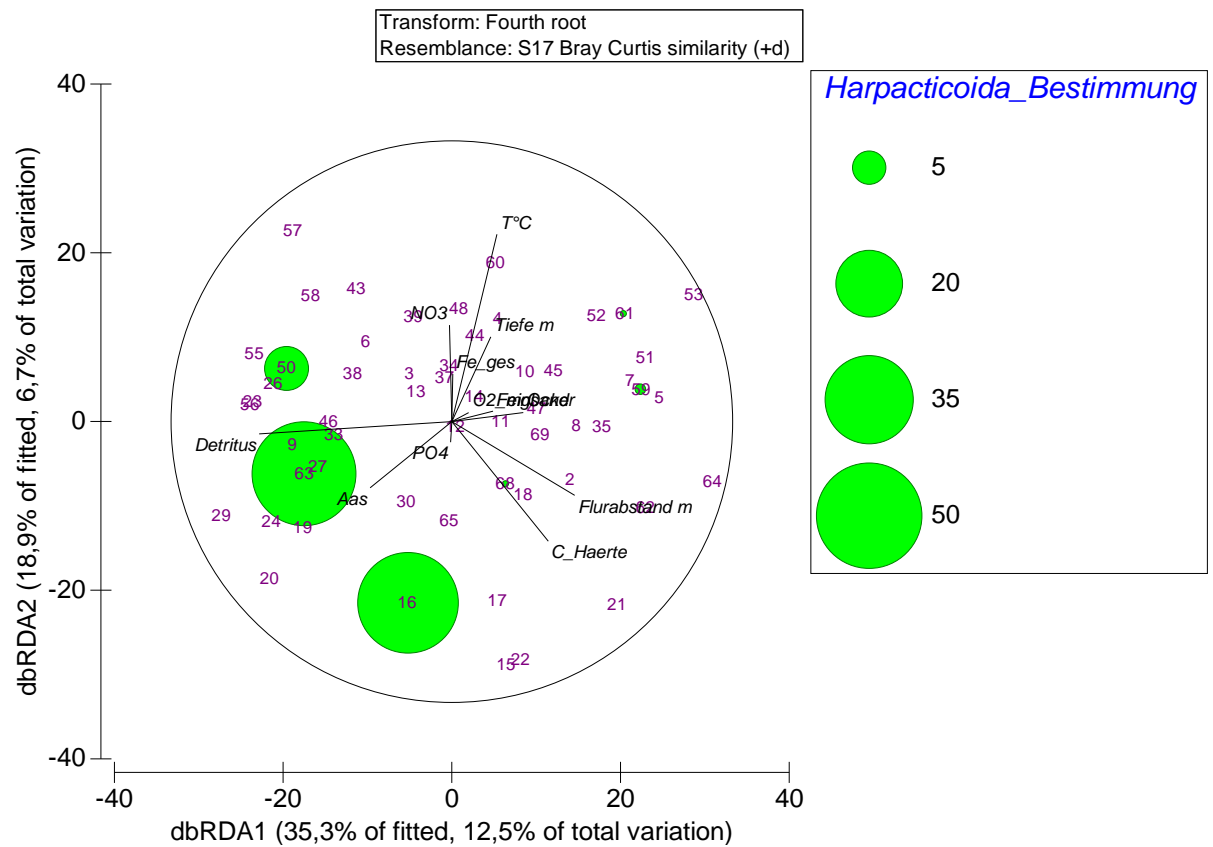


Abb. A 35: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen der Gattung *Harpacticoida*.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit, Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

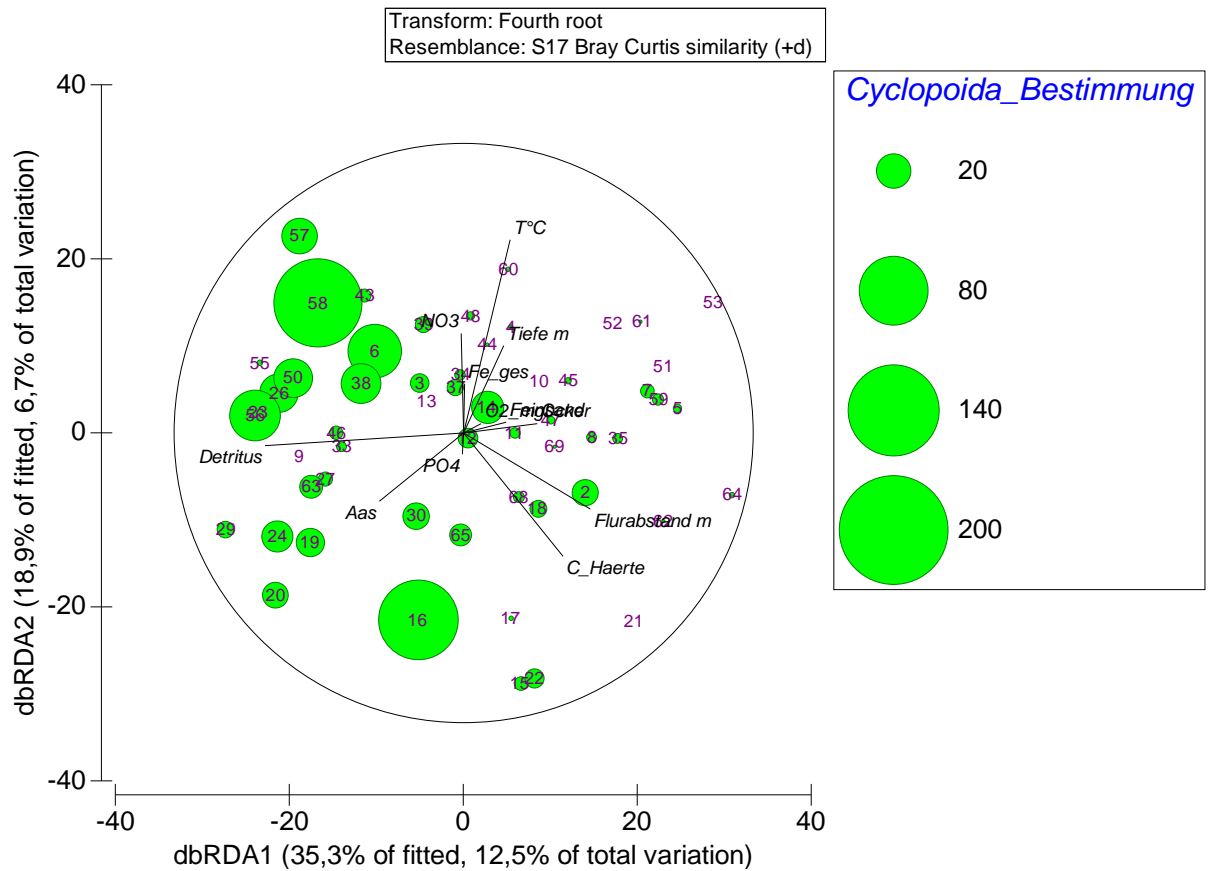


Abb. A 36: dbRDA anhand der Crustaceagemeinschaften im Oberrheingraben mit Informationen zum Vorkommen der Gattung **Cyclopoida**.

Die Größe der Kreise ist proportional zur durchschnittlichen Häufigkeit, Grundlage sind „abiotisch geeignete“ Messstellen, n = 56.

Tab. A 6: TITAN- Ergebnisse auf Lebensgemeinschaftsniveau für das Untersuchungsgebiet Oberrheingraben.

Abgebildet sind die Schwellenwerte auf Gemeinschaftsniveau für die Indikatorarten, die negativ (sum z-) und positiv (sum z+) auf Temperaturerhöhungen reagieren, n = 330.

	Schwellenwert cp (°C)	Quantil				
		5% (°C)	10% (°C)	50% (°C)	90% (°C)	95% (°C)
sum z- (gefiltert)	12.4	8.65	8.95	12.00	12.40	12.50
sum z+ (gefiltert)	17.60	12.5	13.20	15.20	17.60	17.70

Tab. A 7: Tabellarische Ergebnisse der Schwellenwertanalyse (TITAN) anhand der Daten aus dem Oberrheingraben.

Geeignete Indikatorarten sind gelb markiert, n = 330, *Acanthocyclops sensitivus* (aca_sens), *Acanthocyclops rhenanus* (aca_rhen), *Diacyclops languidoides* (dia_lago), *Graeteriella laisi* (gra_lais), *Elephoida elaphoides* (ela_elap), *Nitocrella omega* (nit_omeg), *Parastenocaris germanica* (pca_germ), *Parastenocaris hippuris* (pca_hipp), *Parastenocaris fontinalis borea* (pca_fbor), *Fabaeformiscandona bilobata/ bilobatoides* (fab_bitabito), *Cryptocandona kieferi* (cca_kief), *Niphargus aquilex* (nip_aqaq), *Niphargus laisi* (nip_lais), *Niphargus auerbachii* (nip_auer), *Niphargus fontanus* (nip_font), *Crangonyx subterraneus* (cra_subt), *Proasellus cavaticus* (pro_cava), *Proasellus slavus* (pro_slsp), *Proasellus walteri* (pro_walt), *Bathynella freiburgensis* (bat_frei), *Bathynella natans* (bat_nata), *Pseudocandona zschokkei* (pca_zsch).

	ienv.cp	zenv.cp	freq	maxgrp	IndVal	obsiv.prob	zscore	5%	10%	50%	90%	95%	purity	reliability	z.median	filter
aca_sens	15.00	15.00	20	1	7.58	0.020	2.28	11.4000	11.400	13.30	15.050	15.1000	0.556	0.846	2.614867	0
aca_rhen	10.40	11.40	30	1	16.41	0.004	6.98	10.4000	11.200	12.00	12.200	12.8050	1.000	0.994	7.800088	1
dia_lago	9.10	10.40	123	1	32.56	0.096	1.33	9.0000	9.200	14.70	17.600	17.8000	0.694	0.614	2.851414	0
gra_lais	15.05	15.00	11	2	8.27	0.004	6.06	11.4775	13.500	15.00	15.100	15.2000	0.946	0.956	5.711462	0
gra_unis	9.00	9.00	7	1	17.46	0.036	2.78	8.3000	8.650	13.20	14.100	14.2000	0.484	0.904	4.155801	0
ela_elap	12.40	12.30	5	2	2.13	0.252	0.93	12.3000	12.400	13.40	15.000	15.0000	0.686	0.326	1.732364	0
nit_omeg	9.00	9.00	14	1	47.50	0.004	9.04	8.9475	8.950	9.20	12.400	12.5000	0.994	0.994	10.016634	1
pca_germ	14.20	14.20	7	2	3.87	0.024	2.43	11.5475	12.680	14.15	15.550	15.6000	0.882	0.732	3.241469	0
pca_hipp	18.05	15.60	6	2	7.34	0.012	6.11	14.2000	14.300	16.10	18.100	18.3025	0.976	0.936	7.772352	0
pca_fbor	15.55	15.55	13	2	6.44	0.032	2.30	11.6000	11.800	15.00	16.255	16.7000	0.866	0.730	3.075849	0
fab_bitabito	12.70	12.60	11	2	3.92	0.132	1.31	8.6000	9.000	13.10	14.800	14.9500	0.646	0.640	2.377929	0
cca_kief	9.00	14.50	8	1	3.49	0.104	1.56	8.6000	8.900	13.20	14.600	14.6000	0.880	0.568	2.416353	0
nip_aqaq	9.00	10.70	18	1	11.10	0.008	3.80	8.6500	9.500	10.80	14.000	14.0000	0.974	0.960	4.607517	1
nip_lais	9.00	12.40	33	1	18.28	0.004	8.07	9.0000	10.495	12.60	13.000	13.0000	1.000	1.000	8.714781	1
nip_auer	15.30	13.60	32	1	9.83	0.016	2.94	12.3000	13.190	13.70	18.055	18.3500	0.792	0.914	3.763442	0
nip_font	9.00	9.00	9	1	39.45	0.004	7.18	8.4000	8.650	9.20	13.400	13.5000	0.976	0.966	7.225570	1
cra_subt	13.90	13.90	14	1	6.04	0.020	2.72	8.9475	11.500	13.80	14.300	14.4000	0.972	0.894	3.501178	0
pro_cava	9.00	9.00	9	1	37.15	0.004	6.73	8.3000	8.650	9.00	12.820	13.9000	0.918	0.748	5.982149	0
pro_slsp	9.00	9.00	22	1	37.93	0.008	5.03	8.3000	8.600	9.20	17.150	18.0500	0.672	0.878	5.459356	0
pro_walt	9.00	9.00	17	1	37.15	0.004	5.24	8.3000	8.600	9.20	18.100	18.2525	0.696	0.896	5.602703	0
bat_frei	17.60	17.60	39	2	36.32	0.004	5.84	12.5000	13.200	15.20	17.600	17.7000	1.000	1.000	7.183444	2
bat_nata	11.20	11.20	12	2	4.32	0.132	0.92	11.6975	11.900	14.00	14.900	15.0000	0.566	0.420	1.765043	0
pca_zsch	9.00	9.20	8	1	23.56	0.004	6.82	8.3000	8.650	9.10	12.450	12.7000	0.962	0.858	7.261277	0

Tab. A 8: Ergebnisse der Signifikanztests anhand des Temperaturschwellenwerts bei 12,4 °C (n = 330).

Statistik für Test ^a									
	Nematoda	Oligochaeta	Cyclopoida_ Bestimmung	Harpacticoida_ Bestimmung	Parastenocaris_ Bestimmung	Ostracoda_ Bestimmung	Isopoda_ Bestimmung	Bathynellacea_ Bestimmung	Amphipoda_ Bestimmung
Mann-Whitney-U	18604,500	15739,000	15725,000	17374,500	16915,000	18459,500	18129,000	16705,500	16582,000
Wilcoxon-W	26732,500	23867,000	58796,000	60445,500	25043,000	61530,500	61200,000	24833,500	59653,000
Z	-,001	-2,651	-2,616	-2,853	-2,905	-,296	-,686	-2,883	-2,364
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	,999	,008	,009	,004	,004	,768	,493	,004	,018

a. Gruppenvariable Temperatur ≤12,4 °C/ > 12,4 °C

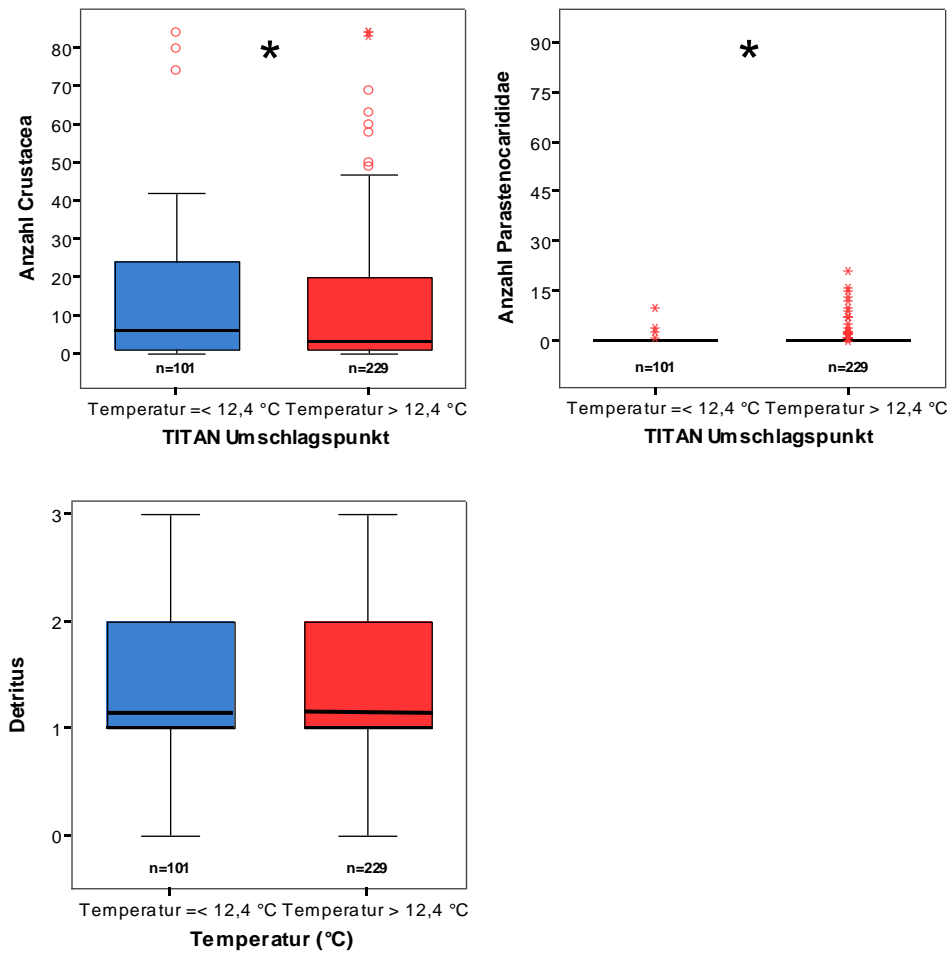


Abb. A 37: Boxplots über die Anzahl an Crustacea und Tiere der Gattung *Parastenocaris* sowie den Detritusgehalt anhand des Temperaturschwellenwerts bei 12,4 °C.

Daten zu Messungen an Standorten mit Temperaturen $\leq 12,4^{\circ}\text{C}$ (blau) und $> 12,4^{\circ}\text{C}$ (rot). Signifikante Unterschiede sind mit Sternchen (*) gekennzeichnet (* $\triangleq p = 0,01 - 0,05$, ** $\triangleq p = 0,001 - 0,01$, *** $\triangleq p \leq 0,001$). Es wurden ausschließlich „abiotisch geeignete“ Messstellen (s. Kapitel 2.2.1.7) berücksichtigt.

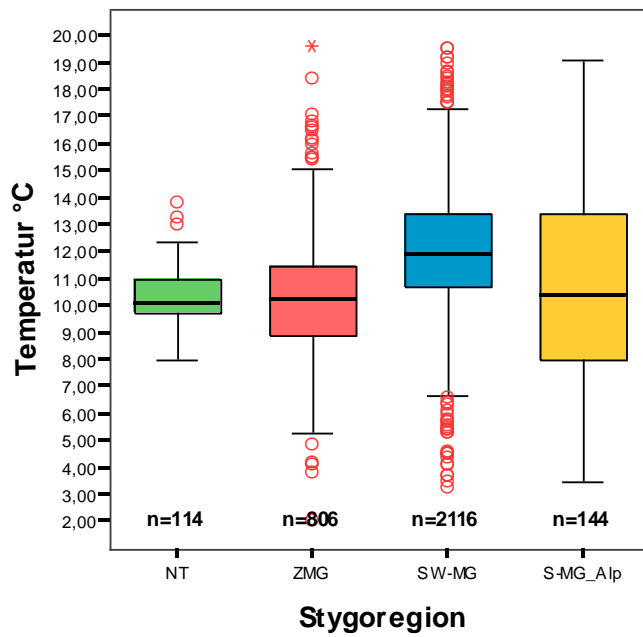


Abb. A 38: Boxplots anhand der Temperaturen innerhalb der für deutschland beschriebenen Stygoregionen.

NT = Norddeutsche Tiefebene, ZMG = Zentrale Mittelgebirge, SWMG = Südwestliche Mittelgebirge, SWG_Alp = Südliche Mittelgebirge und nördliche Alpen.

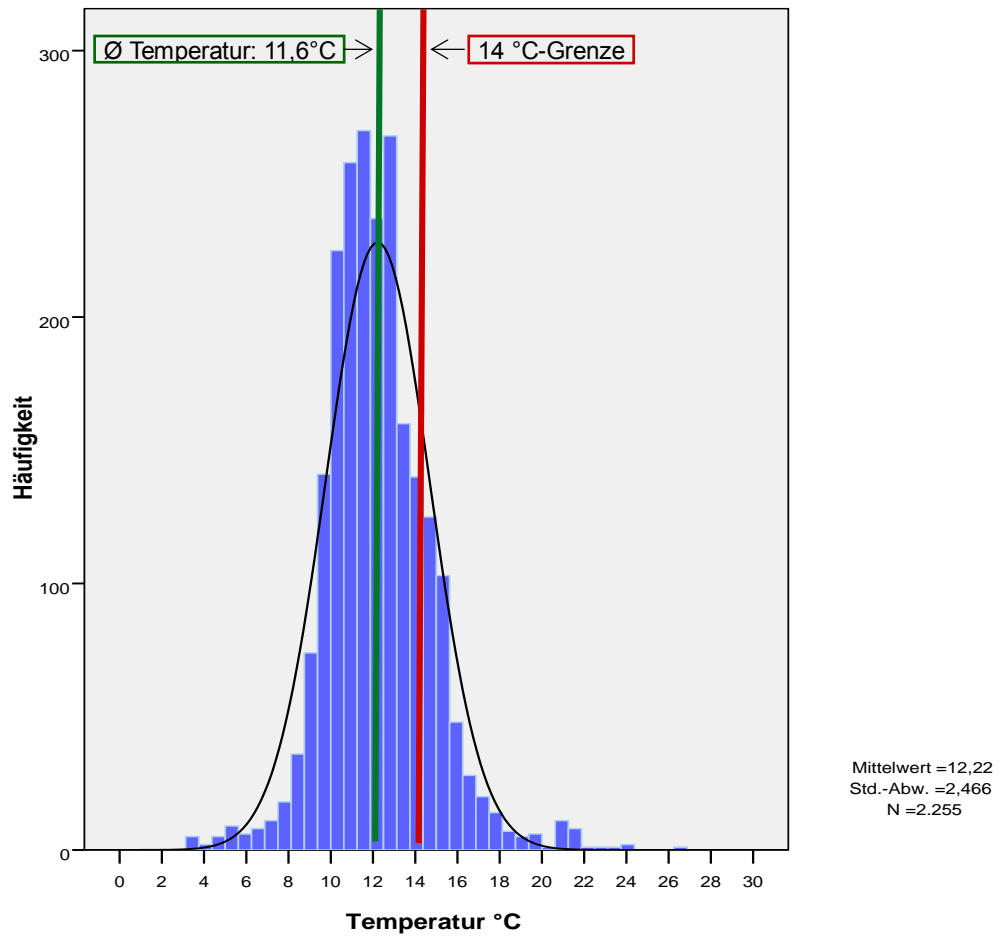


Abb. A 39: Histogramm über die Häufigkeit der gemessenen Temperaturen im deutschlandweiten Datensatz.

Die grüne Linie markiert die durchschnittliche Temperatur über die gesamten Untersuchungen, die rote Linie die 14 °C- Grenze.

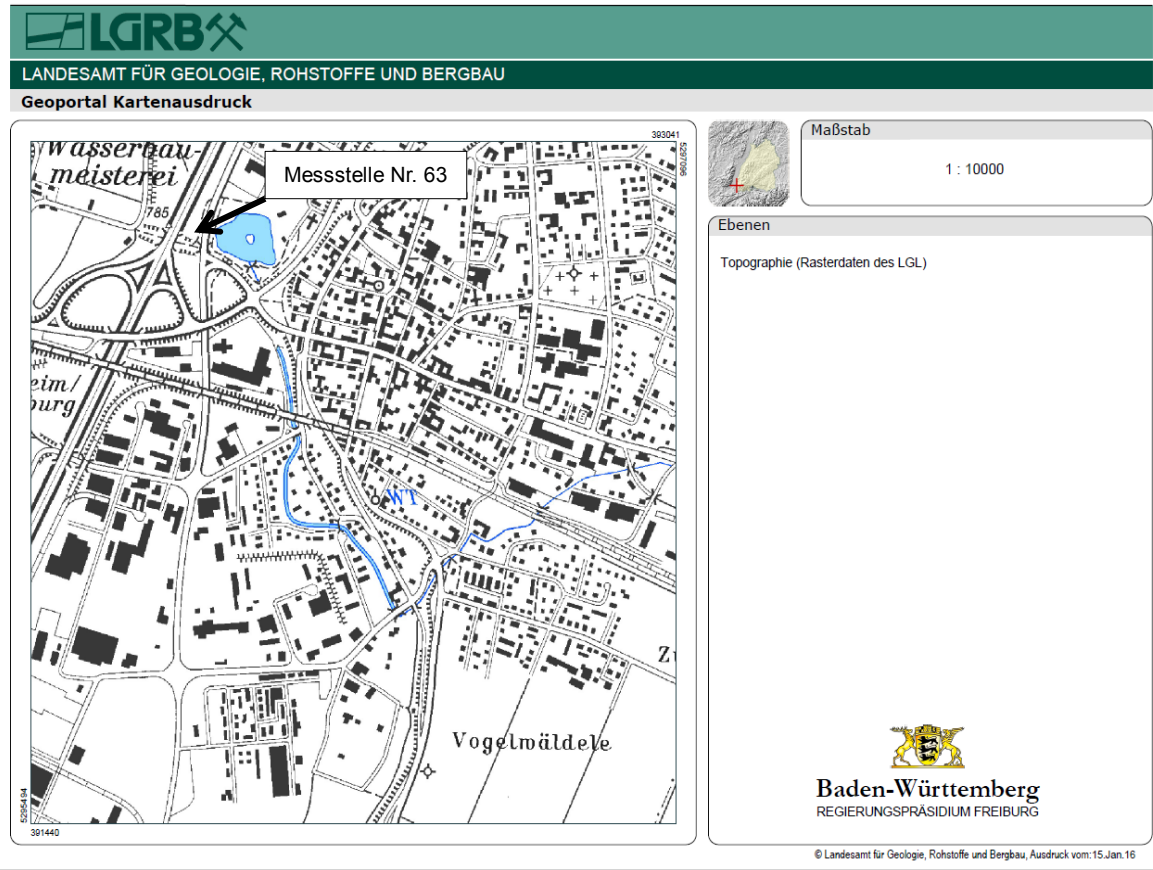
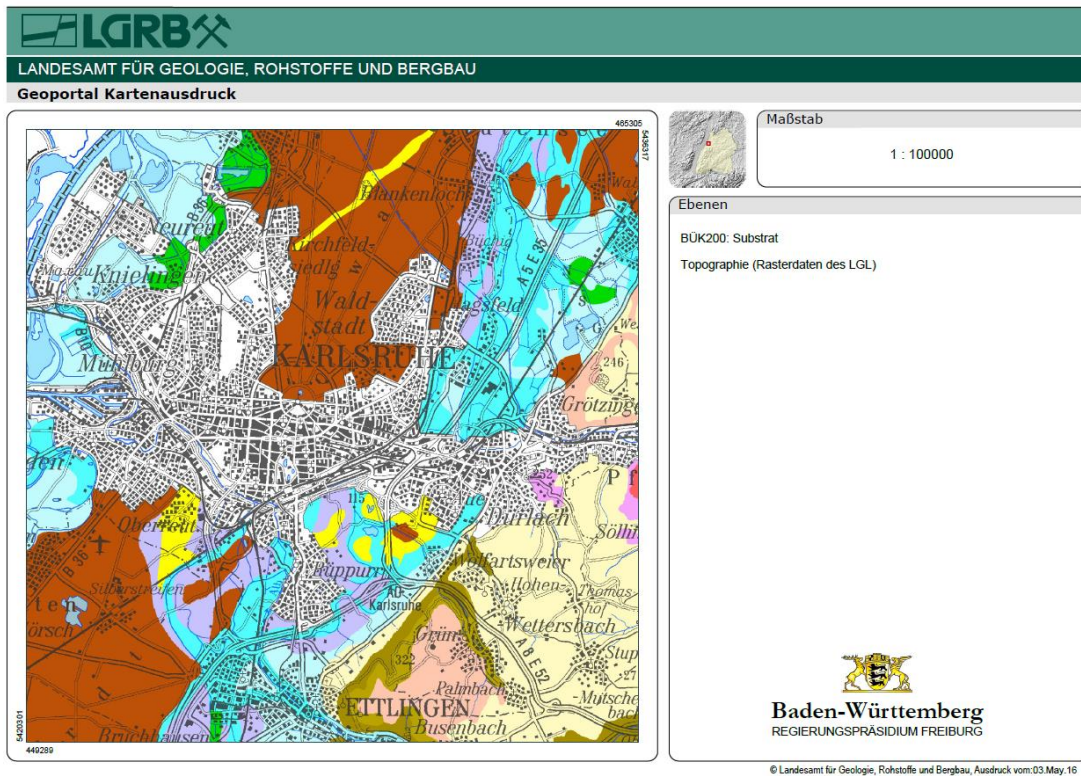


Abb. A 40: Oberflächengewässer (Wuhrloch und Klemmbach) in der Umgebung von Messstelle 63 in Neuenburg.



Legende

- BÜK200: Substrat
- Substrat
- Kalkmoor
- Niedermoos
- Nieder- und Hochmoor
- Hochmoor
- karbonathaltige Auensedimente und Abschwemmassen
- karbonatfreie, lehmig-sandige Auensedimente
- karbonatfreie, lehmig-tonige Auensedimente
- tief entkalkte Hochflutlehme und alte Auensedimente
- **karbonathaltige Schotter und Terrassensande**
- karbonatfreie Schotter und Sande
- tief entkalkte (alte) Schotter und Terrassensande
- würmzeitliche Geschiebemergel mit großer Entkalkungstiefe
- würmzeitliche Geschiebemergel und Beckensedimente
- risszeitliche Geschiebemergel
- **Flug- und Dünsand**
- Löss (erodierte Profile)
- Löss (entwickelte und erodierte Profile)
- Löss (entwickelte Profile)
- Löss- und Decklehm großer Mächtigkeit
- Löss- und Decklehm großer Mächtigkeit
- Löss- und Decklehm großer Mächtigkeit über Kalkgestein
- Löss- und Decklehm großer Mächtigkeit über Mergel- und Tongestein
- Löss- und Decklehm großer Mächtigkeit über Silikatgestein
- Feuersteinlehme
- Bohnerzlehme
- Molassesedimente (ungegliedert)
- karbonathaltige Substrate mit überwiegend A-C-Profil im Wechsel mit Löss- und Decklehm großer Mächtigkeit
- karbonathaltige Substrate aus/über Kalkstein (A-C-Profil)
- lehmig-tonige Substrate aus/über Kalkstein und -verwitterungslehm im Wechsel mit Löss- und Decklehm großer Mächtigkeit
- lehmig-tonige Substrate aus/über Mergel- und Tonstein im Wechsel mit Löss- und Decklehm großer Mächtigkeit
- lehmig-tonige Substrate aus/über Kalkstein und -verwitterungslehm (entwickelte Profile)
- lehmig-tonige Substrate aus Kalksteinverwitterungslehm und Kalkstein (entwickelte Profile im Wechsel mit A-C-Profilen)
- lehmig-tonige Substrate aus/über Mergel- und Tonstein
- lehmig-tonige Substrate aus/über Tonstein (Rotliegendes, Rötton)
- lehmig Substrate aus/über Vulkangestein
- lehmig Substrate aus/über verwittertem Rotliegendesuff
- lehmige Substrate aus/über basischem Kristallingestein (Tonschiefer)
- lehmig-sandige Substrate aus/über Kristallin
- tonige und sandige Substrate aus/über Ton- und Sandstein (Stubensandstein: Typ Stromberg)
- sandige und tonige Substrate aus/über Sand- und Tonstein (Kiesel- und Stubensandstein: Typ Waldberge)
- sandige und lehmige Substrate aus/über Sandstein im Wechsel mit Löss- und Decklehm großer Mächtigkeit
- sandige und lehmige Substrate aus/über Sandstein im Wechsel mit lehmig-tonigen Substraten aus/über Mergel- und Tonstein
- sandige und lehmige Substrate aus/über überwiegend Sandstein (Schilfsandstein, Angulatsandstein und Eisensandstein einschließlich silikatischer Riesenauswurfmassen)
- sandige und lehmige Substrate aus/über überwiegend Sandstein (Oberer Buntsandstein, Rotliegendes und Karbon)
- sandige Substrate aus/über überwiegend Sandstein (Unterer und Mittlerer Buntsandstein)
- stark wechselnde Substrate (z. B. Störungszonen, Wutachschlucht, Bunte Breckzien)
- Ortslagen

Abb. A 41: Bodensubstrate im Untersuchungsgebiet Karlsruhe.

Rot markiert sind die Substrate im Hardtwald.

Tab. A 9: Tabellarische Ergebnisse TITAN für einzelne Arten anhand der Stygoregion Südwestliche Mittelgebirge, n = 2255.

Niphargus fontanus (**nip_font**), *Niphargus laisi* (**nip_lais**), *Acanthocyclops rhenanus* (**aca_rhen**), *Acanthocyclops robustus* (**aca_rob**), *Nitocrella omega* (**nit_omeg**), *Proasellus slavus* (**pro_slav**), *Diacyclops languidoides* (**dia_lago**), *Eucyclops serrulatus* (**euc_serr**), *Graeteriella unisetigera* (**gra_unis**), *Parastenocaris fontinalis borea* (**pca_fbor**), *Parastenocaris hippurus* (**pca_hipp**), *Bathynella freiburgensis* (**bat_frei**), *Fabaeformiscandona bilobata/ bilobatoides* (**fab_bitabito**), n = 2255.

	ienv.cp	zenv.cp	freq	maxgrp	IndVal	obsiv.prob	zscore
nip_font	6.200	6.20	19	1	19.55	0.012	6.25
nip_lais	6.355	10.15	119	1	7.75	0.012	3.65
aca_rhen	10.200	10.40	201	1	16.47	0.004	8.28
aca_robu	7.200	7.20	22	1	21.81	0.004	10.06
nit_omeg	6.200	8.95	19	1	6.83	0.004	10.17
pro_slav	10.700	10.70	61	1	6.31	0.004	6.62
dia_lago	19.35	17.85	521	2	54.81	0.004	8.49
euc_serr	21.55	15.85	18	2	6.17	0.004	13.35
gra_unis	19.50	18.45	123	2	39.36	0.004	16.35
pca_fbor	16.80	15.60	16	2	3.79	0.004	8.81
pca_hipp	18.60	14.30	6	2	1.69	0.004	9.16
bat_frei	21.25	13.50	89	2	9.87	0.004	11.57
fab_bita	15.00	12.70	41	2	3.49	0.004	3.93

	5%	10%	50%	90%	95%	purity	reliability	z.median	filter
nip_font	6.100	6.355	8.35	11.50	12.100	0.988	0.982	7.117457	1
nip_lais	6.355	6.355	10.20	13.10	13.190	0.970	0.968	5.299242	1
aca_rhen	9.900	10.100	10.40	11.83	12.600	1.000	1.000	8.664804	1
aca_robu	5.895	7.100	7.50	10.70	12.205	0.962	0.978	10.445090	1
nit_omeg	6.200	6.355	8.90	10.50	12.100	0.986	0.982	9.792373	1
pro_slav	10.200	10.350	11.15	12.41	13.700	1.000	1.000	7.305906	1
dia_lago	17.4000	17.5	17.900	19.350	19.5000	0.998	1.000	9.16524	2
euc_serr	15.1475	15.6	17.000	21.550	21.7000	0.966	0.996	16.112735	2
gra_unis	17.7700	18.0	18.900	20.250	20.7000	0.962	1.000	17.311604	2
pca_fbor	11.5500	12.6	15.500	16.800	17.1025	0.998	0.998	8.377498	2
pca_hipp	14.2000	14.3	15.225	17.455	18.3000	0.988	0.976	11.112430	2
bat_frei	13.2475	13.4	13.500	17.650	19.1050	0.964	1.000	12.336882	2
fab_bita	11.4000	11.5	14.050	15.950	16.0000	0.996	0.998	5.441633	2

Tabellarischer Lebenslauf

PERSÖNLICHE DATEN

Name: Cornelia Spengler
Geburtsdatum/-ort: 24. September 1983 in Schwäbisch Gmünd
Staatsangehörigkeit: deutsch
Familienstand: verheiratet



SCHULABSCHLUSS

2003 **Agnes von Hohenstaufen-Schule**, Ernährungs-
wissenschaftliches Gymnasium Bettringen

Abschluss: Fachgebundene Hochschulreife (Note: 2,5)

STUDIUM

Okt. 2003 - Feb.2010 **Universität Karlsruhe (TH)** Studiengang: Biologie Diplom
Hauptfach: Zoologie mit Schwerpunkt Parasitologie und
Gewässerökologie
1. Nebenfach: Botanik
2. Nebenfach: Genetik

Diplomarbeit an der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und
Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW)
Thema: Vergleich des Makrozoobenthos unterschiedlich alter
Renaturierungsstrecken der Alb in Karlsruhe

Abschluss: Diplom mit Auszeichnung (Note:1,2)

PROMOTION

seit April. 2010 Promotion zum Thema: „Die Auswirkungen des Klimawandels
auf die Biodiversität der Grundwasserfauna - Versuch einer
Prognose“ Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-
Landau.

Dez. 2010 – 2013 Promotionsstipendium der Hans-Böckler-Stiftung.

BERUFLICHER WERDEGANG

- seit 2013 verschiedene freiberufliche Tätigkeiten, z. B. Organisation von Weiterbildungen und Tagungen, Hydrographische und faunistische Untersuchungen im deutschsprachigen Raum.
- seit März 2016 Projektleitung „Groundcare“ (gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung) am Institut für Grundwasserökologie (IGÖ GmbH).

LEHRE

- 2011-2014 regelmäßig Wissenschaftliche Hilfskraft in den Lehreinheiten Biologie und Umweltwissenschaften, Fachbereich 7, Universität Koblenz-Landau, Campus Landau (Betreuerin: Zoologisches Grundpraktikum).
- 2014 – 2015 Lehrkraft auf Honorarbasis an der Montessori-Schule Landau.

VORTRÄGE

- SPENGLER, C. & MARTEN, M. (2010): Vergleich des Makrozoobenthos unterschiedlich alter Renaturierungsstrecken der Alb in Karlsruhe. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Bayreuth.
- SPENGLER, C. & HAHN, H. J. (2011): Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserfauna – Versuch einer Prognose. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Weihenstephan.
- SPENGLER, C. & HAHN, H. J. (2012): Effects of groundwater warming on fauna. International Conference on Subterranean biology (ICSB), Kaschau, Slowakei.
- SPENGLER, C. & HAHN, H. J. (2012): Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Grundwasserfauna – Versuch einer Prognose. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Koblenz.
- HAHN, H. J. & SPENGLER, C. (2014): Copepoden und Grundwassererwärmung. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Magdeburg.
- SPENGLER, C. & HAHN, H. J. (2016): Groundwater warming and threshold values - which temperatures can groundwater invertebrates stand? International Society of Limnology (SIL), Turin, Italien.

VERÖFFENTLICHUNGEN

- SPENGLER, C. & MARTEN, M. (2010): *Vergleich des Makrozoobenthos unterschiedlich alter Renaturierungsstrecken der Alb in Karlsruhe*. In Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth).
- SPENGLER, C. & BERKHOFF, S. E. (2014): *Tiere im Grundwasser*. GWF Wasser | Abwasser, 12 (Fachberichte), 6.
- SPENGLER, C. & BERKHOFF, S. E. (2015): *Einleitung Grundwassergeprägte Lebensräume*. In H. Brendelberger, P. Martin, M. Brunke & H. J Hahn (Eds.), *Grundwassergeprägte Lebensräume* (Vol. 14, pp. 3). Stuttgart: Schweizerbart.
- SPENGLER, C., GERHARDT, A., RÜTZ, N., VAN DEN BERG-STEIN, S., AVRAMOV, M., WOLTERS, V., MARXSEN, J., GRIBELER, C. & HAHN, H. J. (2017, in Druck): *Faunistische Grundwasserbewertung - Neue Verfahren und Möglichkeiten*. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 10(5).

████████████████████

Cornelia Spengler

Anschrift:

Cornelia Spengler

████████████████

████████████████

████████████████

Email: spengler@uni-landau.de