

Entwicklung biologischer Bewertungsmethoden und -kriterien für Grundwasserökosysteme



Abschlussbericht

Entwicklung biologischer Bewertungsmethoden und -kriterien für Grundwasserökosysteme
FKZ 3708 23 200
Helmholtz Zentrum München
Institut für Grundwasserökologie
Ingolstädter Landstraße 1, 85764 München

In Zusammenarbeit mit:

Universität Koblenz-Landau
Institut für Umweltwissenschaften
Grundwasserökologie
Im Fort 7, 76829 Landau

Projektkoordination: Christian Griebler

Arbeitsbereich Hydrochemie und Mikrobiologie:

Helmholtz Zentrum München
Claudia Kellermann, Christian Steube, Heike Brielmann, Christian Griebler

Arbeitsbereich Fauna:

Universität Koblenz-Landau
Heide Stein, Sven Berkhoff, Andreas Fuchs, Hans Jürgen Hahn

Mit finanzieller Unterstützung aus dem Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden, Abfall"

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau
Postfach 1406, 06813 Dessau
Tel: 0340/2103-0
E-Mail: uba@broschuerenversand.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Redaktion: Simone Richter, UBA Fachgebiet II 2.1

Gestaltung: Rheindenken GmbH

Bildrechte: Titel: *Niphargus inopinatus*, Günter Teichmann, Helmholtz Zentrum München, Institut für Grundwasserökologie

Stand: Juni 2014

Auflage: 1.000 Stück

Gedruckt auf Recyclingpapier aus 100 % Altpapier.

ISSN: 1862-4804

Kurzbeschreibung

Die Bewertung des ökologischen Zustands von Oberflächengewässern ist heute europaweit akzeptiert und in nationalen und internationalen Gesetzen (z.B. Europäische Wasserrahmenrichtlinie) festgeschrieben. Für Grundwässer und Aquifere gibt es einen derartigen Ansatz bis dato nicht. Vielmehr orientieren sich die Zielvorgaben für die Beschaffenheit des Grundwassers bisher ausschließlich an physikalisch-chemischen und mengenmäßigen Kriterien. Grundwasserleiter sind jedoch, entgegen der weitläufigen Meinung, auch Ökosysteme und beherbergen vielfältige Organismengemeinschaften, die sich im Wesentlichen aus Mikroorganismen und Invertebraten zusammensetzen. Ziel dieses Projekts war es demzufolge, ein erstes Konzept eines ökologisch orientierten Bewertungssystems für Grundwasserökosysteme zu entwerfen. Als wesentliche Schritte wurden (1) die Auswahl geeigneter Messgrößen, (2) die Inventur an ausgewählten Standorten, (3) die Suche nach einer ökologisch sinnvollen räumlichen Gliederung, (4) die Ableitung von natürlichen Hintergrundwerten und Referenzbedingungen, (5) die Identifizierung von ökologischen Kriterien und Indikatoren, und (6) ein erstes Bewertungsschema vorgeschlagen und durchgeführt. Im Rahmen des Projekts wurden Grundwässer aus über 100 Messstellen mehrfach untersucht. Diese Messstellen lagen in fünf Untersuchungsgebieten, die sich über ganz Deutschland verteilten. Die Untersuchungsgebiete ließen sich mehreren Naturräumen, Geologischen Regionen, Grundwasserleitertypen bzw. hydrogeologischen Bezugseinheiten zuordnen. Da die Lebensgemeinschaften im Grundwasser keinen oberirdischen Gliederungssystemen folgen, werden für Deutschland sogenannte Stygoregionen als übergeordnete Gliederungsebene vorgeschlagen. Des Weiteren wurde eine Reihe von mikrobiologischen und faunistischen Bewertungskriterien identifiziert und evaluiert, sowie Referenzbedingungen für ökologisch intakte Grundwasserleiter definiert. Ein erstes zweistufiges Bewertungsschema erlaubt den Einstieg in eine einfache und rasche Beurteilung der ökologischen Grundwasserqualität.

Abstract

Today the assessment of the ecological status of surface waters is routine and made its way into national and international (European Water Framework Directive) regulations. For groundwater and aquifers a comparable approach is still missing. In contrast, groundwater monitoring and management schemes follow exclusively physical-chemical and quantitative criteria. However, groundwater systems are, although persistently neglected, ecosystems harbouring diverse communities of microorganisms and invertebrates. Consequently, goal of the project was to design a first concept of an ecologically sound assessment scheme for groundwater systems, taking biological criteria into account. In the course of the project six steps to a first evaluation scheme have been proposed and followed; i.e. (1) the selection of appropriate parameters, (2) to inventory at selected sites, (3) the search for an ecologically sound groundwater systems typology, (4) deduction of natural background values and definition of reference conditions, (5) the identification of sensitive criteria and bioindicators, and (6) a first evaluation model. Groundwater of more than 100 wells has been analyzed repeatedly. The wells have been distributed within five investigation areas spread all over Germany. The investigated sites could be assigned to different typologies, such as natural regions, geological regions, hydrogeological units, and aquifer types. The mismatch of groundwater communities with the established classification schemes led to the proposal of 'stygoregions' for Germany. Moreover, the project identified a number of microbial and faunistic assessment criteria, tested them, and deduced their natural background in ecologically intact groundwater systems. Finally, a tiered framework for assessing groundwater ecosystem status which allows an easy and fast evaluation is introduced.

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB	2.	3.
4. Titel des Berichts Entwicklung biologischer Bewertungsmethoden und –kriterien für Grundwasserökosysteme		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Griebler, Christian; Stein, Heide; Hahn, Hans-Jürgen; Steube, Christian; Kellermann, Claudia, Fuchs, Andreas, Berkhoff, Sven, Brielmann, Heike	8. Abschlussdatum 16.10.2012	
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Institut für Grundwasserökologie, Helmholtz Zentrum München, Deutsches Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt, Ingolstädter Landstraße 1, 85764 Neuherberg Universität Koblenz-Landau, Institut für Umweltwissenschaften, Grundwasserökologie, Im Fort 7, 76829 Landau	9. Veröffentlichungsdatum	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau	10. UFOPLAN-Nr. 3708 23 200	
	11. Seitenzahl 215	
	12. Literaturangaben 305	
	13. Tabellen und Diagramme 37	
14. Abbildungen 74		
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung Die Bewertung des ökologischen Zustands von Oberflächengewässern ist heute europaweit akzeptiert und in nationalen und internationalen Gesetzen (z.B. Europäische Wasserrahmenrichtlinie) festgeschrieben. Für Grundwässer und Aquifere gibt es einen derartigen Ansatz bis dato nicht. Vielmehr orientieren sich die Zielvorgaben für die Beschaffenheit des Grundwassers bisher ausschließlich an physikalisch-chemischen und mengenmäßigen Kriterien. Grundwasserleiter sind jedoch, entgegen der weitläufigen Meinung, auch Ökosysteme und beherbergen vielfältige Organismengemeinschaften, die sich im Wesentlichen aus Mikroorganismen und Invertebraten zusammensetzen. Ziel dieses Projekts war es demzufolge ein erstes Konzept eines ökologisch orientierten Bewertungssystems für Grundwasserökosysteme zu entwerfen. Als wesentliche Schritte wurden (1) die Auswahl geeigneter Messgrößen, (2) die Inventur an ausgewählten Standorten, (3) die Suche nach einer ökologisch sinnvollen Gliederung, (4) die Ableitung von natürlichen Hintergrundwerten und Referenzbedingungen, (5) die Identifizierung von ökologischen Kriterien und Indikatoren, und (6) ein erstes Bewertungsschema vorgeschlagen und durchgeführt. Im Rahmen des Projekts wurden Grundwässer aus über 100 Messstellen mehrfach untersucht. Diese lagen in fünf Untersuchungsgebieten, die sich über ganz Deutschland verteilten. Die Untersuchungsgebiete ließen sich mehreren Naturräumen, Geologischen Regionen, Grundwasserleitertypen bzw. hydrogeologischen Bezugsseinheiten zuordnen. Da die Lebensgemeinschaften im Grundwasser keinen oberirdischen Gliederungssystemen folgen, werden für Deutschland sogenannte Stygoregionen als übergeordnete Gliederungsebene vorgeschlagen. Des Weiteren wurde eine Reihe von mikrobiologischen und faunistischen Bewertungskriterien identifiziert und evaluiert, sowie Referenzbedingungen für ökologisch intakte Grundwasserleiter definiert. Ein erstes zweistufiges Bewertungsschema erlaubt den Einstieg in eine einfache und rasche Beurteilung der ökologischen Grundwasserqualität.		
17. Schlagwörter Grundwasserökosysteme, Bewertungsschemata, Referenzbedingungen, ökologischer Index, Grundwasserfauna, mikrobielle Ökologie, Bioindikatoren, ökologischer Zustand, Wasserqualitätskriterien		
18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB	2.	3.
4. Report Title Development of a biological assessment scheme and criteria for groundwater ecosystems		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Griebler, Christian; Stein, Heide; Hahn, Hans-Jürgen; Steube, Christian; Kellermann, Claudia, Fuchs, Andreas, Berkhoff, Sven, Brielmann, Heike	8. Report Date 16.10.2012	
6. Performing Organisation (Name, Address) Institute of Groundwater Ecology, Helmholtz Zentrum München, German Research Center for Environmental Health, Ingolstädter Landstraße 1, 85764 Neuherberg, University Koblenz-Landau, Institut of Environmental Sciences, Groundwater Ecology, Im Fort 7, 76829 Landau	9. Publication Date	
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau	10. UFOPLAN-Ref. No. 3708 23 200	
	11. No. of Pages 215	
	12. No. of Reference 305	
	13. No. of Tables, Diagrams 37	
14. No. of Figures 74		
15. Supplementary Notes		
16. Abstract Today the assessment of the ecological status of surface waters is routine and found its way into national and international (European Water Framework Directive) regulations. For groundwater and aquifers a comparable approach is still missing. In contrast, groundwater monitoring and management schemes follow exclusively physical-chemical and quantitative criteria. However, groundwater systems are, although persistently neglected, ecosystems harbouring diverse communities of microorganisms and invertebrates. Consequently, goal of the project was to design a first concept of an ecologically sound assessment scheme for groundwater systems, taking biological criteria into account. In the course of the project six steps to a first evaluation scheme have been proposed and followed; i.e. (1) the selection of appropriate parameters, (2) to inventory at selected sites, (3) the search for an ecologically sound groundwater systems typology, (4) deduction of natural background values and definition of reference conditions, (5) the identification of sensitive criteria and bioindicators, and (6) a first evaluation model. Groundwater of more than 100 wells has been analyzed repeatedly. The wells have been distributed within five investigation areas spread all over Germany. The investigated sites could be assigned to different typologies, such as natural regions, geological regions, hydrogeological units, and aquifer types. The mismatch of groundwater communities with the established classification schemes led to the proposal of 'stygoregions' for Germany. Moreover, the project identified a number of microbial and faunistic assessment criteria, tested them, and deduced their natural background in ecologically intact groundwater systems. Finally, a tiered framework for assessing groundwater ecosystem status which allows an easy and fast evaluation is introduced.		
17. Keywords Groundwater ecosystems, assessment scheme, reference status, ecological index, groundwater fauna, microbial ecology, bioindicators, ecological status, water quality criteria		
18. Price	19.	20.

Ausführliche Zusammenfassung

Grundwasser ist eine lebenswichtige Resource. Europaweit werden etwa 60% des Trinkwasserbedarfs über Grundwasser gedeckt; in Deutschland sind es 70%, in manchen Ländern wie Österreich und Dänemark sogar annähernd 100%. Sauberes Grundwasser ist das Ergebnis physikalisch-chemischer und vor allem biologischer Reinigungsvorgänge, die im Idealfall infiltrierenden Regen und Oberflächenwasser in Trinkwasser verwandeln. Ökologisch intakte Böden und Grundwasserleiter liefern daher wichtige Ökosystemleistungen (ecosystem services). Dazu zählt nicht nur die Reinigung des Wassers, sondern auch dessen Speicherung in bester Qualität über Zeiträume von mehreren Jahrzehnten. Viele terrestrische Ökosysteme, wie etwa Feuchtgebiete,

ENTWICKLUNG BIOLOGISCHER BEWERTUNGSMETHODEN UND -KRITERIEN FÜR GRUNDWASSERÖKOSYSTEME

aber auch zahlreiche Oberflächengewässer sind grundwasserabhängige Ökosysteme und sind auf die Verfügbarkeit von Grundwasser in ausreichender Menge und guter Qualität angewiesen.

Bisher wird das Grundwasser hauptsächlich aus einer wasserwirtschaftlichen Perspektive betrachtet. Mit Zustandekommen der EG-Grundwasserrahmenrichtlinie im Dezember 2006 (EG-GWRL, 2006), wurde auch auf politischer Ebene festgehalten, dass Grundwasser nicht nur ein Rohstoff ist und Grundwasserleiter Trinkwasserlieferanten sind, sondern letztere darüber hinaus eigenständige Lebensräume darstellen. Die Bewertung von Ökosystemen verlangt, unserer Ansicht nach, die Berücksichtigung von ökologischen Kriterien, welche es bis dato für Grundwasser und Grundwasserleiter nicht gibt. Vielmehr orientieren sich die Zielvorgaben für die Beschaffenheit des Grundwassers bisher ausschließlich an physikalisch-chemischen und mengenmäßigen Kriterien. Grundwasserleiter sind jedoch, entgegen der weitläufigen Meinung, auch Ökosysteme und beherbergen vielfältige Organismengemeinschaften, die sich im Wesentlichen aus Mikroorganismen und Invertebraten zusammensetzen. Diese zeichnen für die so wertvollen Ökosystemdienstleistungen verantwortlich.

Ziel dieses Projekts war es demzufolge, ein erstes Konzept

eines ökologisch orientierten Bewertungssystems für Grundwasser-ökosysteme zu entwerfen.

Material und Methoden

Im Rahmen des Projekts wurden Grundwässer aus über 100 Grundwassermessstellen untersucht, die jeweils im Frühjahr und Herbst 2007 und/ oder im Frühjahr und Herbst 2009 beprobt wurden. Diese Messstellen (MS) verteilten sich auf fünf Untersuchungsgebiete („Obere Isar“ bei Mittenwald [Bayern], „Alb-Donau Kreis“ bei Ulm [Baden-Württemberg], „Erftgebiet“ oder „Niederrheinische Bucht“ bei Köln [Nordrhein- Westfalen], „Soltau“ in Niedersachsen, und „Ratzeburg“ in Schleswig-Holstein. Die Messstellen umfassten zudem drei Grundwasserleitertypen (Lockergesteinsleiter, Karst- und Kluffteiler), 6 der 17 für Deutschland beschriebenen hydrogeologischen Einheiten (Grundwasserlandschaften; Kunkel et al., 2004), 5 biogeographische Regionen (nach Illies, 1978), 6 Großlandschaften (nach BfN, 2008) und 7 Naturraumgruppen (Meynen et al. 1962). Die Auswahl der Messstellen in den jeweiligen Gebieten fokuzierte sich auf Bereiche mit keinen oder nur geringen anthropogenen Belastungen auf das Grundwasser (ein im Nachhinein betrachtet erfolgloses Unterfangen). Die Analysen der Grundwasserproben beinhalteten neben einer Reihe von physikalisch-chemischen Parametern (Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Hauptan- und kationen, Nährstoffe, DOC, assimilierbarer organischer Kohlenstoff [AOC], chemischer Sauerstoffbedarf [CSB], Wasserisotope) vor allem eine Vielzahl von mikrobiologischen und faunistischen Messgrößen. Mikrobiologische Untersuchungen berücksichtigten unter anderem die Bakteriengesamtzellzahl, die Lebendkeimzahl (KBEs), ATP und die bakterielle Kohlenstoffproduktion sowie Charakteristika der bakteriellen Gemeinschaften (Diversität, Richness, Evenness), BSB₅ und *E. coli*. Faunistische Analysen erfassten die Gesamtorganismenzahl, Großgruppen- und Artenzahl, Diversität, das Verhältnis von Stygobionten zu Nicht-Stygobionten und den Anteil an Crustaceen und Oligochaeten. Weitere Parameter wie etwa die Ausbautiefe der Messstellen und die Entfernung zum nächsten Oberflächengewässer rundeten das Untersuchungsprogramm ab. Proben für physikalisch-chemische und mikrobiologische Analysen entstammten dem Aquifer, während die Grundwasserinvertebraten dem Sumpf der Messstellen entnommen wurden. Mögliche Zusammenhänge zwischen einzelnen abiotischen und biotischen Parametern sowie Schlüsselfaktoren für vorgefundene Verteilungsmuster wurden unter Zuhilfenahme geeigneter statistischer Verfahren ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

Wesentliche Schritte im Projekt waren (1) die Auswahl geeigneter Messgrößen, (2) die Inventur an den ausgewählten Standorten, (3) die Suche nach einer ökologisch sinnvollen räumlichen Gliederung, (4) die Ableitung von natürlichen Hintergrundwerten und Referenzbedingungen, (5) die

Identifizierung von ökologischen Bewertungskriterien und Indikatoren und (6) der Vorschlag eines ersten Bewertungsschema.

1. Im Rahmen des Projekts wurden etwa 50 verschiedene physikalisch-chemische, mikrobiologische und faunistische Messgrößen berücksichtigt. Mehr als die Hälfte der biologischen Messgrößen zeigten ein vielversprechendes Potential als Zeigergrößen im Rahmen einer ökologischen Zustandsbewertung von Grundwassersystemen (siehe Pkt. 5).
2. Die Untersuchungen in den ausgewählten Gebieten zeigten, neben den ortsspezifisch sehr großen Unterschieden in der physikalisch-chemischen und biologischen Grundwasserbeschaffenheit, vor allem die Schwierigkeit auf, anthropogen nicht oder wenig belastete Bereiche (Messstellen) als „Referenzen“ ausfindig zu machen. Ausschlaggebender Parameter dafür war in den überwiegenden Fällen ein zu hoher Nitratwert.
3. Da die Lebensgemeinschaften im Grundwasser in ihrer Verbreitung keinem der getesteten oberirdischen und unterirdischen Gliederungssysteme folgten, werden für Deutschland sogenannte Stygoregionen als übergeordnete Gliederungsebene (Klassifizierungseinheit) vorgeschlagen. Im Moment sind dies 4 Regionen, es kann jedoch angenommen werden, dass diese Gliederung mit weiteren Untersuchungen verfeinert werden kann. Eine entsprechende Veröffentlichung dazu, die über die Inhalte in diesem Bericht noch hinausgeht, ist nach Berichtlegung erschienen (Stein et al., 2012).
4. In Anlehnung an die Ableitung von natürlichen Hintergrundwerten für die hydrochemische Grundwasserbeschaffenheit wurden erste Hintergrundwerte bzw. Wertebereiche von ausgewählten biologischen, vor allem mikrobiologischen Kriterien, für die einzelnen Untersuchungsstandorte ermittelt. Diese müssen als Richtwerte („best-guess“) verstanden werden. Eine Verwendung der abgeleiteten Hintergrundwerte zur Bewertung an neuen Standorten ist nur eingeschränkt sinnvoll und setzt Kenntnisse in der Grundwassermikrobiologie bzw. -ökologie voraus.
5. Wie im Bericht detailliert erläutert, erwiesen sich einzelne integrierende physikalisch-chemische, mikrobiologische und faunistische Kenngrößen als sehr tauglich für eine ökologische Bewertung des Ökosystemzustands im Grundwasser(leiter). Das Potential der Fauna liegt vor allem darin, die Stärke des Oberflächeneinflusses, sowohl durch Oberflächenwasser, Niederschlag und Sickerwasser, als auch Landnutzung, anzuzeigen. Bewährt für eine Bewertung hat sich die autökologische Zuordnung der Tiere im Grundwasser in stygobionte (echte Grundwassertiere) und nicht-stygobionte (stygophile, stygoxene) Arten. Das Verhältnis von Stygobionten zu Nicht-Stygobionten ist ein sensitives Kriterium für den Oberflächeneinfluss. Ebenso lassen sich anhand der Vorkommen von Crustaceen und Oligochaeten

ten, die einen großen Anteil der Lebensgemeinschaften im Grundwasser ausmachen, Aussagen über eine mögliche organische Belastung treffen. Unbelastete Grundwasserhabitate zeigten einen Anteil von Stygobionten > 50%, einen Anteil von Crustaceen > 70% und einen Oligochaetenanteil von < 20%. Da die Biodiversität der Fauna in gut abgeschirmten Grundwasserleitern für gewöhnlich sehr gering ist, dienen die Taxa- bzw. Artenzahl (Richness) und die Diversität (Shannon-Index) als weitere Bewertungskriterien. Es ist wichtig zu erwähnen, dass vielzellige Tiere nur dort dauerhaft überleben können, wo die Sauerstoffkonzentrationen stabil über 1 mg L⁻¹ liegen. Damit eignet sich die Fauna nur in Systemen mit entsprechend hohen Sauerstoffkonzentrationen zur Bewertung. Mikroorganismen (vor allem Bakterien) dagegen können überall als Zeiger angewandt werden. Die Gesamtzellzahl der Bakterien korrelierte sowohl mit dem assimilierbaren organischen Kohlenstoff (AOC), dem DOC als auch mit dem chemischen Sauerstoffbedarf (CSB). Dieser Zusammenhang untermauert, dass die Anzahl an Bakterien ein guter Indikator für eine organische Belastung ist. Mit einem erhöhten CSB ging auch eine erhöhte bakterielle Diversität einher. Die bakterielle Aktivität (BKP) und die aktive mikrobielle Biomasse (ATP) korrelierten mit der bakteriellen Diversität. Ein weiterer Zusammenhang bestand zwischen der bakteriellen Kohlenstoffproduktion und der Temperatur. Für alle Standorte, die zumindest einzelne Proben mit geringer Sauerstoffkonzentration bzw. anoxischen Verhältnissen lieferten, fand sich ein signifikanter negativer Zusammenhang zwischen O₂ und der Gesamtbakterienzahl. Dies lässt sich durch die zunehmende Diversität an Prozessen in anoxischen Habitaten erklären. Die negative Korrelation bestand auch zur bakteriellen Shannon-Diversität und Richness. Zusammenfassend konnten für die Mikrobiologie im Rahmen dieses Vorhabens die Variablen Bakteriengesamtzellzahl, bakterielle Shannon-Diversität, AOC und ATP als sensitive Indikatorgrößen identifiziert werden.

6. Abschliessend wird ein erstes Bewertungsschema, welches an das kürzlich von Korbel und Hose (2011) veröffentlichte, zweistufige Bewertungskonzept angelehnt ist, vorgeschlagen. Anders als bei Korbel und Hose (2010) erlaubt unsere Bewertung nach Stufe 2 die Berechnung eines Index und somit eine Güteklassezuordnung, wie sie auch für die Bewertungsansätze für Oberflächengewässer etabliert ist. Dieses Bewertungssystem soll in Zukunft auf seine Anwendbarkeit getestet und weiterentwickelt werden.

Einzelne Ergebnisse aus dem Projekt wurden bereits in internationalen Fachzeitschriften veröffentlicht (Steube et al., 2009; Griebler et al., 2010; Stein et al., 2010, 2012).

Zitate

- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2008) Daten zur Natur 2008. – Münster (Landwirtschaftsverlag): 10-11.
- Griebler C., Stein H., Kellermann C., Berkhoff S., Brielmann H., Schmidt S.I., Selesi D., Steube C., Fuchs A. & Hahn H.J. (2010) Ecological assessment of groundwater ecosystems – Vision or illusion? *Ecological Engineering* 36: 1174–1190.
- Illies J. (1978) *Limnofauna europaea*. – 2. Aufl., 532 S., G. Fischer Verlag Stuttgart.
- Korbel K.L. & Hose G.C. (2011) A tiered framework for assessing groundwater ecosystem health. *Hydrobiologia* 661: 329-349.
- Kunkel R., Wendland F., Voigt H.-J. & Hannappel S. (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. *Schriften des Forschungszentrums Jülich Reihe Umwelt/ Environment Band/ Volume 47*.
- Meynen E., Schmithüsen J., Gellert J., Neef E., Müller-Miny H., & Schultze H.J. (1962) *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Remagen: Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde.
- Stein, H., Kellermann, C., Schmidt, S.I., Brielmann, H., Steube, C., Fuchs, A., Hahn, H.J., Thulin, B. & Griebler, C. (2010) The potential use of fauna and bacteria as ecological indicators for the assessment of groundwater ecosystems. *Journal of Environmental Monitoring* 12: 242-254.
- 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. *Scientific Reports* 2, 673, DOI: 10.1038/srep00673.
- Steube, C., Richter, S., and Griebler, C. (2009) First attempts towards an integrative concept for the ecological assessment of groundwater ecosystems. *Hydrogeology Journal* 17: 23-35.

Executive summary

Groundwater is an essential resource for life. In Europe more than 60% of drinking water comes from groundwater; in Germany it is 70%, while in other countries like Austria and Denmark it is almost 100%. Clean groundwater is the product of physico-chemical and, most importantly, biological purification processes. By these processes, infiltrating precipitation and surface water is purified to drinking water quality.

Ecologically intact soils and aquifers deliver important ecosystem services. These include not only the purification of water, but the maintenance of that water at high quality, and the storage of water over decades. Further, groundwater is essential to many terrestrial ecosystems, such as wetlands and

DEVELOPMENT OF BIOLOGICAL CRITERIA AND AN ASSESSMENT SCHEME FOR GROUNDWATER ECOSYSTEMS

surface waters, which are groundwater dependent and rely on groundwater that is of good quality and in sufficient quantities, and vice versa.

To date, groundwater has been viewed mainly from an economic or resource perspective. However, since the release of the European Groundwater Directive in December 2006 (EC-GWD, 2006), it is mandated at a political level that groundwater is not only a resource and aquifers are not only drinking water reservoirs but rather, groundwater and aquifers provide unique habitats.

Given the immense economic and environmental value of aquifers and groundwater, it is critical that the condition of these ecosystems is well understood and monitored. The assessment of an ecosystem requires consideration of biological and ecological criteria, which have not (until now) been available for groundwater systems. To date, assessment schemes have focused only on the (chemical) qualitative and quantitative status. However, as mentioned above, groundwater systems are ecosystems which harbor vast and diverse communities of microorganisms and invertebrates. It is these organisms that are responsible for the provision of valuable ecosystem services.

In consequence, it was the major goal of this project to

develop a first concept of an ecologically-based assessment scheme for groundwater ecosystems.

Material and Methods

Groundwater was collected and analysed from more than 100 monitoring wells. Samples were collected in in spring and autumn 2007 and/or 2009. The sampling sites were distributed over five regions (,Obere Isar' at Mittenwald [Bavaria], ,Alb-Donau Kreis' near Ulm [Baden-Württemberg], ,Erftgebiet' near Cologne [North Rhine-Westphalia], ,Soltau' in Lower Saxony, and ,Ratzeburg' in Schleswig-Holstein). The distribution of wells covered three aquifer types (unconsolidated porous, karstic and fissured aquifers), six out of 17 German hydrogeological units (groundwater landscapes; Kunkel et al., 2004), five bioregions (Illies, 1978), six major landscape units (BfN, 2008) and seven 'Naturraumgruppen' (natural regions, Meynen et al. 1962). The selection of wells in each region, focused on areas not or only moderately anthropogenically impacted (an attempt which was not successful by the end).

Groundwater samples were analysed for a suite of physico-chemical variables (e.g. temperature, electrical conductivity, pH, dissolved oxygen concentration, major anions and cations, nutrients, dissolved organic carbon (DOC), assimilable organic carbon (AOC), chemical oxygen demand (COD), stable water isotopes), as well as a multitude of microbiological and faunistic variables. Microbiological analysis covered total bacterial cell counts, viable cells plate counts (CFUs), adenosine triphosphate (ATP) activity, bacterial carbon production (BCP), bacterial community richness, diversity and evenness, BOD5 and *E. coli* counts. Faunistic investigations considered the total number of specimens collected, the number of major taxonomic groups and species, community diversity, the ratio between stygobites (true groundwater fauna) and non-stygobites (stygophiles and stygoxenes), as well as the proportion of crustaceans and oligochaetes. Further variables such as the well depth and the minimum distance to the nearest surface water were also recorded at each site. For physico-chemical and microbiological analyses, groundwater was pumped from the aquifer, while the fauna in groundwater was collected from the bottom of the wells using a finemesh net. Relationships between individual abiotic and biotic variables, and key factors responsible for the distribution patterns of organisms were evaluated using state of the art statistical methods.

Results and Discussion

Important steps in the project included (1) the selection of appropriate variables to be measured, (2) sample and data collection at the investigation sites and subsequent sample processing, (3) the search for an ecologically sound classification of groundwater systems, (4) delineation of natural background values and reference conditions, (5) identifica-

tion of ecological criteria and indicators, and (6) a first proposal of an assessment scheme.

1. The overall research program analysed close to 50 physico-chemical, microbiological and faunistic variables. Half of all biological and ecological variables tested proved valuable as potential criteria for use in our framework for assessing the ecological status of groundwater systems (for further details see below).

2. The field studies revealed considerable differences in the abiotic and biotic characteristics of groundwater from the different regions. Moreover, the results highlighted the difficulties in finding wells in areas not impacted by anthropogenic pressures. In most cases, nitrate concentrations significantly exceeded the proposed natural background.

3. One important outcome of the project is that groundwater communities do not follow any of the existing surface or subsurface classification systems tested. Consequently, we propose for Germany and Central Europe a new classification of groundwater systems based on so called 'stygoregions'. Recently, the first four stygoregions have been delineated for Germany, and further will follow in the near future. A paper on this topic was recently published (Stein et al., 2012).

4. According to the definition of natural background concentrations of physico-chemical parameters in German's groundwaters (Kunkel et al., 2004), we have determined background values and concentration ranges for selected biological variables valid for the sites investigated. These first values are guidance values only and should to be used with care. We consider that these values are only applicable to the areas examined in this study and may only be applied to other areas after detailed consideration of the microbial ecology and groundwater ecology in those areas.

5. As explained in more detail in the report, several individual and integrative physico-chemical, microbiological and faunistic variables were valuable indicators for the assessment of the ecological status of groundwater ecosystems. The potential of faunistic criteria lies mainly in tracing the influence of hydrological connections to the surface. Fauna in groundwater can indicate impacts from land use, in which contamination at the surface enters the subsurface via precipitation, seepage water and surface water infiltration. The ratio of stygobites to non-stygobites, as well as the proportion of crustaceans and oligochaetes proved useful as indicators of surface impacts and organic pollution. Healthy groundwater systems exhibited a ratio of stygobites to non-stygobites of >50%, and proportions of >70% crustaceans, and <20% worms. Since well protected groundwater systems are characterized by a low invertebrate biodiversity (Shannon diversity $H' < 0.5$), the invertebrate richness and diversity served as further valuable criteria. It is important to mention that higher organisms (invertebrates & vertebrates) are dependent to a steady oxygen concentration of

> 1 mg L⁻¹. Consequently, faunistic indicators can only apply in ecosystems where these conditions are met. Microorganisms, on the other hand, are ubiquitous and can be used without restrictions.

The total number of bacteria in groundwater correlated well with the amount of AOC and DOC, as well as with the COD. These relationships underline the appropriateness of total cells counts as an indicator for organic pollution. A high COD was also followed by an increase in bacterial diversity, which by itself was correlated to BCP and ATP activity. Temperature positively influenced BCP. Another striking negative correlation was found between total cell counts and oxygen concentration/redox conditions. This can be explained by a sudden increase of process diversity in anoxic habitats. A negative correlation was also evident between redox conditions and bacterial Shannon diversity and richness. In summary, the project identified total cell counts, bacterial diversity, ATP and AOC to be integrative and sensitive indicators.

6. Finally, a first assessment scheme was developed and is here introduced and proposed for broad evaluation. Based on a two-tiered assessment concept, recently published by Korbel & Hose (2011), an index was developed which now allows calculation of ecological quality classes, as established for surface waters. We strongly encourage the wide use and testing of our preliminary approach.

Individual results of the project have already been published in international journals (Steube et al., 2009; Griebler et al., 2010; Stein et al. 2010, 2012).

References

- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2008) Daten zur Natur 2008. – Münster (Landwirtschaftsverlag): 10-11.
- Griebler C., Stein H., Kellermann C., Berkhoff S., Brielmann H., Schmidt S.I., Selesi D., Steube C., Fuchs A. & Hahn H.J. (2010) Ecological assessment of groundwater ecosystems – Vision or illusion? *Ecological Engineering* 36: 1174-1190.
- Illies J. (1978) *Limnofauna europaea*. – 2. Aufl., 532 S., G. Fischer Verlag Stuttgart.
- Korbel K.L. & Hose G.C. (2011) A tiered framework for assessing groundwater ecosystem health. *Hydrobiologia* 661: 329-349.
- Kunkel R., Wendland F., Voigt H.-J. & Hannappel S. (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. *Schriften des Forschungszentrums Jülich Reihe Umwelt/Environment Band/Volume 47*.
- Meynen E., Schmithüsen J., Gellert J., Neef E., Müller-Miny H. & Schultze H.J. (1962) *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Remagen: Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde.
- Stein, H., Kellermann, C., Schmidt, S.I., Brielmann, H., Steube, C., Fuchs, A., Hahn, H.J., Thulin, B. & Griebler, C. (2010) The potential use of fauna and bacteria as ecological indicators for the assessment of groundwater ecosystems. *Journal of Environmental Monitoring* 12: 242-254.
- 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. *Scientific Reports* 2, 673, DOI: 10.1038/srep00673.
- Steube, C., Richter, S., and Griebler, C. (2009) First attempts towards an integrative concept for the ecological assessment of groundwater ecosystems. *Hydrogeology Journal* 17: 23-35.

Inhaltsverzeichnis

A. Einleitung	4
1. Die Besonderheiten von Grundwasserökosystemen und daraus folgende Konsequenzen für die Zustandsbewertung	5
1.1 Allgemeine Charakteristika von Grundwasserökosystemen	5
1.2 Wie definiert sich ein gesundes Ökosystem?	8
1.3 Brauchen wir ein ökologisches Bewertungssystem?	8
2. Projekthintergrund – rechtliche und fachliche Einordnung	10
2.1 Grundwasserökologie im nationalen und internationalen Wasserrecht	10
2.2 Wissenschaftliche Historie des Projektes	11
2.3 Aufgabenstellung und Projektziele	11
2.4 Projektplanung und -durchführung	11
B. Schritte zu einem ersten Bewertungskonzept	14
Schritt 1: Auswahl geeigneter Kriterien	15
1.1 Die Struktur von Ökosystemen	15
1.2 Ausgewählte Messgrößen und ökologisch orientierte Probenahme	16
1.3 Summenmessgrößen, autökologische Artzuordnung und abgeleitete Maßzahlen	16
Schritt 2: Inventur an ausgewählten Untersuchungsstandorten	18
2.1 Untersuchungsstandorte Ratzeburg und Soltau (Schleswig-Holstein und Niedersachsen; Naturraumgruppen Mecklenburgische Seenplatte und Lüneburger Heide)	18
2.2 Untersuchungsstandorte im Erftgebiet (Nordrhein-Westfalen; Naturraumgruppen Niederrheinische Bucht und Östliche Eifel)	22
2.3 Untersuchungsstandorte im Alb-Donau-Kreis (Baden-Württemberg; Naturraumgruppen Schwäbische Alb und Donau-Iller-Lech-Platten)	27
2.4 Untersuchungsstandort Obere Isar (Bayern; Naturraumgruppe Nördliche Kalkhochalpen)	32
Schritt 3: Suche nach einer ökologisch sinnvollen Gliederung	35
3.1 Bedeutung der räumlichen Gliederung	36
3.2 Statistische Auswertung komplexer, ökologischer Datensätze	36
3.3 Ergebnisse unter dem Aspekt der räumlichen Gliederung	38
Schritt 4: Ableitung von natürlichen Hintergrundwerten und Definition von Referenzzuständen	58
4.1 Die natürliche Grundwasserbeschaffenheit – physikalisch-chemische Verhältnisse	61
4.2 Die natürliche Grundwasserbeschaffenheit – mikrobiologische Verhältnisse	63
4.3 Die natürliche Grundwasserbeschaffenheit – die Fauna im Grundwasser	69
Schritt 5: Identifizierung von spezifischen und integrierenden Indikatoren	74
5.1 Mikrobielle Messgrößen als Indikatoren für eine biologische Bewertung	76
5.2 Vorhersage und Auffinden von Indikatortaxa innerhalb der Bakterien	78
5.3 Invertebraten als Zeiger für eine biologische Bewertung	79
Schritt 6: Ein Baukastensystem als erstes Bewertungsschema	80
6.1 Referenzwerte	80
6.2 Berücksichtigung faunistischer Kriterien bei der ökologischen Bewertung	81
6.3 Ein erstes Bewertungskonzept	82
6.4 Güteklassen für Grundwasserökosysteme	84
C. Möglichkeiten und Grenzen einer ökologischen Bewertung	86
1.1 Paradigmenwechsel in der Grundwasserökologie	86
1.2 Das Konzept der Zeigerarten	87
1.3 Gibt es Zeigerarten im Grundwasser?	88
1.4 Integrierende Kriterien und Indikatoren	89
1.5 Auf welcher räumlichen Ebene soll eine Bewertung stattfinden?	89
1.6 Natürliche Hintergrundwerte für ausgewählte mikrobiologische Parameter	89
1.7 Ein erstes Bewertungsschema	90
Schlusswort	91
Danksagung	91
D. Annex	106

Annex

Annex 1: Probennahme, Messgrößen und Analysemethoden	106
1.1 Die ökologisch orientierte Probenahme in Grundwassersystemen	106
1.1.1 Probennahme für die Fauna	107
1.1.2 Probennahme für die Grundwassermikrobiologie und -chemie	107
1.2 Analyse ausgewählter abiotischer und biotischer Messgrößen und abgeleitete Maßzahlen	108
1.2.1 Mikrobiologie	108
1.2.2 Fauna	110
1.2.3 Ausgewählte Messgrößen für die Hydrochemie	110
1.2.4 Strukturmerkmale	112
Annex 2: Kurzbeschreibung weiterer Untersuchungsgebiete die im Rahmen vorangegangener Projekte untersucht wurden	113
2.1 Sachsen-Anhalt	113
2.2 Münchner Schotterebene - Freising	114
Annex 3: Rohdaten und Korrelationstabellen	115
Annex 4: Bestehende räumliche Gliederungssysteme	133
4.1 Naturräumliche Gliederung (Großregionen Deutschlands)	133
4.2 Biogeographische Ebene	133
4.2.1 Bioregionen nach Illies (1978)	133
4.2.2 Hydrogeologische Bezugseinheiten (HBE) nach KUNKEL et al. (2004)	134
4.2.3 Grundwasserleitertypen (Kluft-, Lockergesteins-, Karstleiter)	134
4.2.4 Regionale Geologie: GeoRegs (Kombination aus Naturraumgruppe und Aquifertyp)	135
Annex 5: Allgemeine Einführung in statistische Methoden	135
5.1 Allgemeine Vorbehandlung der Daten (Transformationen)	135
5.2 Exploration und Beschreibung	135
5.3 Prüfen der Gruppen	136
5.4 Charakterisieren	138
5.5 Statistische Datenanalysen am Fallbeispiel des Erfgebiets (Niederrheinische Bucht [Rurscholle, Erftscholle] und Östliche Eifel)	139
Annex 6: Einfluss häufiger Kontaminationsformen auf die Zusammensetzung und Aktivität einer gesunden mikrobiellen Gemeinschaft im Grundwasserleiter - ein Batchexperiment	145

A

EINLEITUNG

Der Mensch ist von funktionierenden und ‚intakten‘ Ökosystemen abhängig. Die Wissenschaft spricht in diesem Zusammenhang von Ökosystem(dienst)leistungen, also Funktionen, die von der Natur (unentgeltlich) erbracht und vom Menschen genutzt werden, um sein Wohlergehen zu gewährleisten (Daily 1997). Wichtige Ökosystemdienstleistungen liefern auch unsere Grundwasserökosysteme. Sie bewerkstelligen die Reinigung des Grundwassers oft bis auf Trinkwasserqualität, eine aktive Speicherung von sauberem Wasser, den biologischen Schadstoffabbau (Herman et al. 2001), die Eliminierung pathogener Mikroorganismen und Viren, die Funktionsfähigkeit des Wasserhaushalts oberirdischer aquatischer und terrestrischer Ökosysteme (Humphreys 2006; Boulton 2005) und vieles mehr (Avramov et al. 2010).

Wie wichtig es ist, die Leistungsfähigkeit des Ökosystems Grundwasser zu erhalten, wird auch durch die Dimensionen der Grundwasservorkommen deutlich. Die kontinenta-

len Grundwasservorkommen übertreffen in ihrem Volumen und ihrer flächigen Ausdehnung die Gesamtheit der Oberflächengewässer um ein Vielfaches (Danielopol et al. 2003; Griebler & Mösslacher 2003).

Getragen werden diese Ökosystem(dienst)leistungen nicht zuletzt von den vielfältigen Lebensgemeinschaften. Um diese Leistungen dauerhaft zu erhalten, ist ein guter ökologischer Zustand, der den Grundwasserorganismen in ihren Lebensräumen optimale Bedingungen ermöglicht, unabdingbare Voraussetzung (Avramov et al. 2010). Nur gesunde Grundwasserökosysteme liefern sauberes Trinkwasser.

Grundwasser ist in vielen Teilen der Erde die wichtigste Trinkwasserquelle. In Deutschland werden mehr als zwei Drittel des gesamten Trinkwassers aus Grundwasser gewonnen (Preuß & Schminke 2004). Daneben wird Grundwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung und als Prozess- und Kühlwasser in der Industrie eingesetzt. Voraussetzung für die Nutzung des Grundwassers ist eine entsprechend gute Qualität und ausreichende Menge.

Da Grundwasser bisher vor allem aus wasserwirtschaftlicher und nutzungsorientierter Perspektive betrachtet wurde, umfassen gesetzliche Regelungen zur Qualitätsbeurteilung und Strategien zum Schutz des Grundwassers primär chemische und quantitative Kriterien. Die Bewertung des qualitativen (inklusive des hygienischen) und quantitativen Zustands von Grundwasser erfolgt derzeit ausschließlich auf Basis hydrogeochemischer und einfacher mikrobi-

logischer Analytik. Ökologische Kriterien dagegen haben bisher keinen Eingang in die Zustandsbewertung und in das Ressourcenmanagement von Grundwasserökosystemen gefunden. Eine neue ergänzende ökologische Bewertung wird von Wasserversorgern, Fachbehörden und politischen Entscheidungsträgern teilweise kritisch gesehen, da man damit in erster Linie erheblichen personellen und finanziellen Mehraufwand befürchtet. Gleichzeitig mangelt es bisher natürlich auch an wissenschaftlich fundierten, aussagekräftigen biologischen und ökologischen Kriterien sowie indikatorbasierten Bewertungsansätzen, wie sie etwa für die Bewertung der Oberflächengewässer schon seit langer Zeit etabliert sind.

1. Die Besonderheiten von Grundwasserökosystemen und daraus folgende Konsequenzen für die Zustandsbewertung

1.1 Allgemeine Charakteristika von Grundwasserökosystemen

Das Grundwasser ist der wohl größte kontinentale Lebensraum. Trotz der vergleichbar unwirtlichen Lebensbedingungen – vor allem die permanente Dunkelheit sowie die eingeschränkte Verfügbarkeit von organischem Material und Nährstoffen erfordern spezielle Anpassungen – ist der

wassergesättigte Untergrund von zahlreichen, meist kleinen Tieren (Metazoen) und vielfältigen mikrobiellen Gemeinschaften besiedelt (Abb. 1). Bakterien setzen hier, wie auch in anderen Lebensräumen, vorwiegend gelöste organische Substanzen und Nährstoffe (inklusive Schadstoffe) um, um daraus Biomasse aufzubauen. Sie bilden die Basis des organismischen Nahrungsnetzes. Ihre Abundanz und Aktivität wird, neben der Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff und Nährstoffen, maßgeblich von den zahlreich vorhandenen Bakteriophagen (Viren) und einer vergleichbar geringeren Zahl an Einzellern (Protozoen) kontrolliert. Die mehrzelligen Tiere ernähren sich vorwiegend von totem organischem Material (Detritus), anderen Invertebraten und den auf dem Sediment festsitzenden Mikroorganismen (Griebler & Mösslacher 2003).

Die Lebensgemeinschaften des Grundwassers leben vom Eintrag von „oben“

Grundwasser ist ein lichtloser und daher weitestgehend heterotropher Lebensraum. Systemeigene (chemolithoautotrophe) Primärproduktion spielt in unbelasteten Grundwasserleitern eine wahrscheinlich nur sehr untergeordnete Rolle (Griebler & Lueders 2009). Die wichtigsten Quellen für organisches Material und Nährstoffe sind terrestrische und aquatische Ökosysteme an der Oberfläche. Mit zunehmender Entfernung zur Oberfläche bzw. zunehmender Verweildauer des Wassers im Untergrund wird das Nahrungs- und Sauerstoffangebot in Folge biologischer Vorgänge geringer. Das Grundwasser lässt sich daher als Mangelbiotop charak-



Abb. 1: Der Lebensraum Grundwasser, Bild: Dr. Peter Pospisil, Wien

terisieren. Die Anpassung seiner typischen Bewohner ist vor allem als Adaption an eine extreme Energieknappheit zu verstehen.

Vor allem Geologie und Hydrologie, die Verweilzeiten des Wassers sowie Einflüsse von der Oberfläche, wie etwa die Landnutzung, prägen die Lebensräume für die Fauna im Grundwasser maßgeblich. Daraus ergeben sich oft standörtliche Unterschiede hinsichtlich des Eintrags an organischem Material, Nährstoffen und Sauerstoff sowie des verfügbaren Porenraums für tierische Organismen. Verstärkt wird die kleinräumige Vielfalt von Lebensräumen durch die verschiedenen Schnittstellen, die ein Grundwassersystem zu Oberflächenbiotopen, aber auch zu anderen Grundwassersystemen hat.

Das Auftreten und die Verbreitung der Fauna im Grundwasser ist in erster Linie vom Nahrungsangebot in Form von Detritus (POM; particulate organic matter) beeinflusst (Datry et al. 2005; Sket 1999; Malard et al. 1999). Invertebraten sind in ihrer Verbreitung zusätzlich an die Verfügbarkeit von Sauerstoff ($\geq 1 \text{ mg L}^{-1}$) und einen ausreichenden Lückenraum gebunden. Hinsichtlich dieser Faktoren weisen Grundwasserökosysteme eine hohe Heterogenität auf, die bei der Entwicklung von Untersuchungs- und Bewertungsstrategien beachtet werden muss. Auch viele Mikroorganismen sind vom Eintrag von oben, vor allem von gelöstem organischem Material, abhängig. Generell ist aber nicht, wie lange vermutet wurde, die absolute Tiefe für die Besiedlungsstruktur in Grundwasserlebensräumen entscheidend, sondern Faktoren wie Sedimentdurchlässigkeit, verfügbarer Lückenraum, Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers. Maßgeblich für die mikrobiellen Gemeinschaften sind auch die Mineralogie, die Verfügbarkeit von Elektronendonatoren (z.B. organischer Kohlenstoff), Elektronenakzeptoren (z.B. Sauerstoff, Nitrat, Sulfat, Eisenoxide) und Nährstoffen (z.B. Phosphat) sowie weitere Umweltfaktoren, wie der pH-Wert und Salzgehalt des Grundwassers. Anders als für die Tiere stellt dagegen das Fehlen von Sauerstoff nur für wenige, strikt aerobe Bakterien und Protozoen, eine wirkliche Barriere dar.

Sind die natürlichen Lebensgemeinschaften des Grundwassers einerseits auf den kontinuierlichen Stoffeintrag von der Erdoberfläche angewiesen, ist andererseits ein übermäßiger Eintrag eine ernstzunehmende Störgröße. Mit dem Sickerwasser (infiltrierende Niederschläge) sowie aus infiltrierenden Oberflächengewässern gelangen auch grundwasserfremde Organismen ins Grundwasser. Diese können gerade bei höherem Nahrungsangebot und guter Sauerstoffversorgung die meist konkurrenzschwächeren echten Grundwasserbewohner (Stygobionte) verdrängen (Sket 1999) und somit die Zusammensetzung der natürlichen tierischen, aber potenziell auch der mikrobiellen Gemeinschaften verändern (Brunke & Gonser 1999; Gibert & Deharveng 2002; Griebler & Mösslacher 2003; Hahn 2006; Griebler & Lueders 2009). Zwischen Nahrungsan-

gebot und Besiedlung besteht also eine enge Beziehung: Mit steigendem Nahrungsangebot nehmen Arten- und Individuenzahl zu, und das Artenspektrum verändert sich. So beobachtet man bei der Fauna eine Verschiebung von obligatorischen Grundwasserarten (Stygobionte) hin zu Arten, die fakultativ (Stygophile) im Grundwasser auftreten sowie zu Oberflächenarten (Stygoxene), die passiv ins Grundwasser verdriftet werden (Thulin & Hahn 2008). Die mikrobiellen Gemeinschaften verschieben sich von typischen, an oligotrophe Bedingungen angepassten Grundwasservertretern zu Gruppen, wie sie häufig in Böden und Oberflächengewässern dominieren (Griebler & Lueders, 2009).

Anpassungen an den Grundwasserlebensraum

Die Begriffe „stygobiont“, „stygophil“ und „stygoxen“ beschreiben den unterschiedlichen Grad der Anpassung von höheren Organismen an den Lebensraum Grundwasser (Thienemann 1950). Stygoxene (= grundwasserfremde) Arten von der Oberfläche werden meist passiv eingetragen und überleben im Untergrund nicht lange. Eine Ausnahme bildet das aktive Einwandern von Oberflächenarten zusammen mit umfangreichen Stoffeinträgen. Stygophile Organismen sind wesentlich toleranter gegenüber den unwirtschaftlichen Lebensbedingungen. Sie treten immer wieder auch im Grundwasser auf und können dort, bei ausreichender Sauerstoff- und Nahrungsversorgung, über längere Zeiträume aktiv bleiben. Stygobionten, die echten Grundwasserbewohner, sind, anders als stygophile oder gar stygoxene Arten, sehr speziell an die besonderen Lebensbedingungen des Grundwassers angepasst. Wesentliches Anpassungsmerkmal aller Grundwassertiere ist ihre Toleranz gegenüber Sauerstoffmangel und Nahrungsknappheit. Aufgrund der permanenten Dunkelheit ihres Lebensraums sind Grundwasserbewohner in der Regel blind und unpigmentiert. Ihre geringe Größe und die langgestreckte Körperform sind Anpassungen an das Leben im engen Lückensystem. Grundwassertiere sind vergleichsweise konkurrenzschwach, und ihre Reproduktions- und Ausbreitungsrate ist äußerst gering.

Auch bei den Mikroorganismen kann man von typischen Anpassungen an den vor allem energiearmen Lebensraum Grundwasser sprechen. Die Abundanz von Bakterien und Protozoen ist 1–2 Größenordnungen geringer als in Oberflächengewässern. Es finden sich vorwiegend kleine Zellformen, was eine deutlich geringere Biomasse zur Folge hat. Als weitere Konsequenz der eingeschränkten Verfügbarkeit von verwertbaren organischen Verbindungen und Nährstoffen als auch der vergleichsweise niedrigen Temperaturen (8–12°C) sind die mikrobiellen Aktivitäten im Grundwasserleiter gering, und es scheint zu jedem Zeitpunkt nur ein kleiner Teil der Gemeinschaften aktiv an den Stoffumsätzen beteiligt zu sein (z.B. Alfreider et al. 1997; Griebler 2003).

Biologische Vielfalt

In allen Lebensräumen geht eine große räumliche und strukturelle Vielfalt auch mit einer großen biologischen Vielfalt einher. Dies gilt auch für unterirdische Lebensräume. Weltweit wird die Zahl der echten, d. h. stygobionten Grundwassertierarten auf 50.000–100.000 geschätzt, in Europa sind bis heute etwa 2.000 Arten bekannt. Für Mikroorganismen sind bislang keine belastbaren Aussagen möglich, jedoch rechnet man hier mit mehreren Millionen Arten (Griebler & Lueders 2009).

Durch die räumliche Isolation vieler Grundwässer ist innerhalb der Fauna der Anteil endemischer Arten, also solcher Arten, die nur in einem ganz bestimmten Gebiet vorkommen, sehr hoch. In der letzten Eiszeit verarmte die Fauna der vergletscherten Gebiete und deren Vorländer (Thienemann 1950, Danielopol et al. 2007), wohingegen südlich der ehemaligen Eisschilde eine vielfältige Grundwasserfauna erhalten blieb. Interessanterweise verteilen sich viele der Grundwasserarten in diesen Gebieten immer noch entsprechend den voreiszeitlichen Einzugsgebieten der heutigen Flüsse (Fuchs 2007).

Bei den Tieren unterscheidet man grundsätzlich zwischen der Gebietsdiversität (γ -Diversität) und der standörtlichen Diversität (α -Diversität oder Punktdiversität). Die Gebietsdiversität, der Artenreichtum in einem bestimmten Gebiet, ist im Grundwasser teilweise recht hoch (Thulin & Hahn 2008; Stoch & Galassi 2010). Sie wird jedoch in der Regel bei herkömmlichen Untersuchungen deutlich unterschätzt (Hahn & Fuchs 2009), da viele Grundwasserarten sehr selten sind (Castellarini et al. 2005; Hahn & Fuchs 2009; Martin et al. 2009). Um den Artenbestand eines Gebietes ausreichend zu erfassen, muss eine große Zahl von Standorten beprobt werden. Die standörtliche Diversität der Tiergemeinschaften ist im Grundwasser, im Gegensatz zu den meisten Oberflächengewässern, sehr niedrig. So finden sich in Deutschland im Schnitt nur etwa zwei bis drei Arten an einem Standort bzw. in einer Grundwassermessstelle (Hahn & Fuchs 2009).

Die mikrobielle Diversität unbelasteter Grundwasserlebensräume wurde bisher nur sehr unzureichend untersucht. Die bakterielle bzw. mikrobielle Diversität in einem oligotrophen (produktionsarmen) und oligoalimonen (nährstoffarmen) Grundwasserleiter erscheint generell gering im Vergleich zu einem nährstoffreichen Oberboden oder einem Oberflächengewässer (Griebler & Lueders 2009). Dies entspricht dem Bild, wie wir es auch von der Fauna haben. Offen ist die Frage, inwieweit dieses Bild durch eine unzureichende Auflösung der angewandten Analysemethoden verursacht ist (Griebler 2012). Wichtig im Zusammenhang mit Mikroorganismen ist, dass diese sowohl frei schwimmend bzw. planktonisch als auch festsitzend im Grundwasserleiter angetroffen werden. In allen Fällen ist der festsitzende Anteil quantitativ bedeutender. Im Extremfall liegt die Zahl der oberflächenassoziierten Zellen vier Grö-

ßenordnungen über jenen, die im Grundwasser suspendiert sind (Alfreider et al. 1997; DVWK 1997; Griebler et al. 2001). Frei schwimmende und festsitzende Gemeinschaften unterscheiden sich nicht nur in ihrer Abundanz, sondern auch in ihrer Biomasse, Zusammensetzung und Aktivität. Deshalb sollten, sofern dies möglich ist, neben dem Grundwasser auch die Sedimente bzw. das Gestein in die Untersuchungen mit einbezogen werden. Nach heutigem Kenntnisstand stellen Bakterien etwa 60–80 % der gesamten mikrobiellen Biomasse, während Bakteriophagen und heterotrophe Nanoflagellaten (und andere Protozoen) je etwa 10 % bis 15 % repräsentieren (Griebler 2012).

Stabilität und Vulnerabilität

Der hydrologische Austausch mit der Oberfläche stellt auf standörtlicher Ebene einen Schlüsselfaktor für die Zusammensetzung der Fauna im Grundwasser dar (Dôle-Olivier & Marmonier 1992; Dreher et al. 1997; Mösslacher 1998; Hakenkamp & Mulholland 2000; Dumas et al. 2001; Detry et al. 2005; Thulin & Hahn 2008). Die Stabilität des Lebensraums Grundwasser steht in engem Zusammenhang zum Austausch mit der Oberfläche.

Im Allgemeinen sind die Lebensbedingungen im Grundwasser ausgeglichen und stabil. Daran sind die Lebensgemeinschaften angepasst, und entsprechend sensibel reagieren sie auf Veränderungen. Zeitliche Änderungen in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften gehen einher mit veränderten Umweltverhältnissen und lassen sich im Fall der Fauna fast immer auf Oberflächeneinflüsse bzw. -einträge (sowohl über Sickerwasser als auch über infiltrierendes Oberflächenwasser) zurückführen (Bork et al. 2009). Mit dem vermehrten Eintrag von der Oberfläche ist auch immer eine potenzielle Gefährdung der Grundwasserqualität verbunden. Die Grundwasserqualität steht somit in engem Zusammenhang mit der Dynamik von Lebensgemeinschaften im Grundwasser.

Räumliche Betrachtungsebenen

Wie bereits im vorherigen Abschnitt erwähnt, sind Mikroorganismen im Untergrund ubiquitär anzutreffen (Griebler & Lueders 2009). Für oberflächennahe Grundwässer gibt es bisher keine schlüssigen Hinweise für eine geografische Einschränkung in der Verteilung der dominierenden Gruppen. Biogeografische Gesichtspunkte, also großräumige Verbreitungsmuster, spielten für die Grundwassermikrobiologie daher bisher eine eher untergeordnete Rolle (Griebler & Lueders 2009).

Auf die Fauna haben biogeografische Faktoren dagegen, zusammen mit regionalen und lokalen Besonderheiten, nachweislich einen großen Einfluss (PASCALIS 2001; Thulin & Hahn 2008; Hahn & Fuchs 2009). Vor dem Hintergrund einer faunistischen Typisierung sind Grundwasserlebensräume daher auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen zu betrachten:

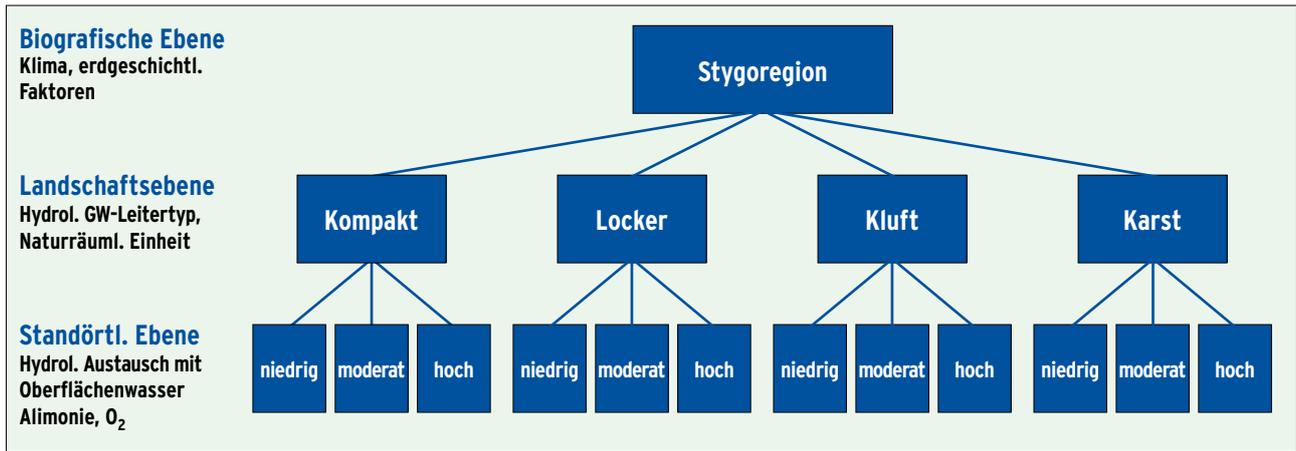


Abb. 2: Faunistische Gliederung von Grundwasserökosystemen unter Berücksichtigung verschiedener räumlicher Ebenen (Biogeografie, Landschaftsebene, standörtliche Ebene).
Verändert nach Hahn (2009).

Dazu bietet sich ein hierarchisches Modell (Abb. 2) an, wie es auch im Rahmen dieses Projekts angewandt wurde und welches drei räumliche Ebenen berücksichtigt (Hahn 2009).

Auf der biogeografischen bzw. kontinentalen Ebene sind für die Zusammensetzung faunistischer Lebensgemeinschaften und deren Verteilung Faktoren wie das Klima, die Eiszeiten, und die Hydrographie ausschlaggebend (Gibert & Deharveng 2002; Stoch & Galassi 2010). Auf landschaftlicher Ebene sind meist der Typ des Grundwasserleiters und die hydraulischen Verhältnisse, die ihn prägen, entscheidend für die faunistischen Gemeinschaften. Die Struktur des Grundwasserleiters erklärt die Verbreitungsmuster der Fauna oft wesentlich besser als die Naturräume oder die Hydrogeologie (Hahn & Fuchs 2009). Je nach Aquifertyp (Kompakt-, Locker-, Kluft- oder Karstleiter) unterscheiden sich in der Regel auch die hydrologischen Verhältnisse (Marmonnier et al. 1995; Gibert et al. 1997; Gibert 2001; Hölting & Coldewey 2005), welche sich auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften auswirken. Die Verhältnisse auf der standörtlichen Ebene sind sowohl für die Mikrobiologie als auch für die Fauna bestimmend. Die standörtliche Ebene berücksichtigt lokale Besonderheiten von Lebensräumen innerhalb eines Grundwasserleitertyps. Die kleinräumige Heterogenität prägt maßgeblich den verfügbaren Lückenraum, die Stärke und Richtung des hydrologischen Austausches mit oberirdischen Systemen (Mösslacher 2003; Datry et al. 2005) und damit die Menge des verfügbaren organischen Materials und Sauerstoffs. Wichtig sind hier Austauschprozesse mit Oberflächengewässern oder Eintrag mit dem Sickerwasser (Schmidt & Hahn, 2012).

1.2 Wie definiert sich ein gesundes Ökosystem?

Der zentrale Begriff ist die biologische bzw. ökologische Integrität. Sie definiert sich nach Karr & Dudley (1981) wie folgt: „Die biologische Integrität ist die Fähigkeit eines Ökosystems, eine ausgeglichene, angepasste Organismengemeinschaft zu ermöglichen und dauerhaft zu erhalten, mit einer Artenzusammensetzung, Vielfalt und funktionellen

Organisation, wie sie in vergleichbaren natürlichen Lebensräumen derselben Region vorkommen“. Der Begriff der ökologischen Integrität beinhaltet zudem die Ganzheitlichkeit, die Gesamtheit und die Intaktheit eines Ökosystems. Im Unterschied zur biologischen Integrität ist die ökologische Integrität nicht nur eine Summe aus Bausteinen, sondern steht auch für die Synthese der Bausteine und den Zustand des Ökosystems (Angermeier & Karr 1994). Sie steht in engem Zusammenhang mit Nachhaltigkeit, Stabilität und Resilienz, also der Fähigkeit, Störungen zu tolerieren und zu kompensieren. Meist verwendet man anstatt des Integritätsbegriffs jedoch die Begriffe ökologischer Zustand (engl. ecological status) und Ökosystemgesundheit (engl. ecosystem health). In diesem Bericht werden beide Begriffe, der ökologische Zustand und die Ökosystemgesundheit, gleichwertig verwendet. Ähnlich einem gesunden Menschen ist ein gesundes Ökosystem frei von Stress(symptomen) und Krankheiten, und stattdessen mit Systemkomponenten (Organen) ausgestattet, die planmäßig und zuverlässig funktionieren (Karr 1999; Korbel & Hose 2012). Eine etwas wissenschaftlichere Definition kommt von Costanza et al. (1992): Ein ökologisch gesundes System ist aktiv, hält seine Organisation (Struktur, Diversität) und Autonomie dauerhaft aufrecht und ist stressresistent (resilient). Die Integrität bzw. Gesundheit eines Ökosystems ist vor allem unter dem Gesichtspunkt der heute viel diskutierten Ökosystemdienstleistungen zu sehen. Es ist unumstritten, dass nur ökologisch intakte, also gesunde Ökosysteme diese lebenswichtigen Dienstleistungen dauerhaft zur Verfügung stellen können (Avramov et al. 2010).

1.3 Brauchen wir ein ökologisches Bewertungssystem?

Grundwasserökosysteme in Deutschland und weltweit sind zunehmend komplexen Belastungssituationen ausgesetzt. Neben den im Grundwasser häufig angetroffenen Schadstoffen, wie etwa halogenierten organischen Lösemitteln (z.B. Trichlorethen), aromatischen Kohlenwasserstoffen (z.B. Benzol), Schwermetallen (z.B. Blei, Chrom) und Nährstoffen (z.B. Nitrat), gewinnen heute neue Stoffgruppen zuneh-

mend an Bedeutung, für die es oft noch keine Routineanalytik und/oder keine gesetzlichen Regelungen gibt. Dazu zählen zum Beispiel Flammenschutzmittel (PFTs), Pestizide oder Pharmazeutika. Auch bei Schadstoffen, die bislang nur in sehr geringen Konzentrationen im Grundwasser auftreten, müssen gerade bei lang andauernden, chronischen Belastungen langfristige Veränderungen für das Ökosystem angenommen werden. Ein ökologisches Bewertungssystem hat das Potenzial, durch derartige Belastungen verursachte Systemstörungen zu detektieren. Da biologische Messgrößen ein zeitintegriertes Zustandsbild beschreiben, können auch kurzzeitige, pulsartige Stoffeinträge und Störungen, die beim Routinemonitoring verborgen bleiben, erfasst werden. Zudem können mit einem ökologisch basierten Bewertungssystem vorhandene Belastungen und Einflüsse besser kategorisiert werden.

Unter Störungen sind allerdings nicht nur stoffliche Einträge, sondern vor allem auch Veränderungen der hydrologischen Verhältnisse oder Temperaturveränderungen zu verstehen. Dadurch werden nicht nur die Lebensgemeinschaften des Grundwassers, sondern auch die benachbarter Biotop, z. B. grundwasserabhängiger Lebensräume, nachhaltig beeinflusst und ggf. auch beeinträchtigt.

Störungen können bei einer ökologisch orientierten Bewertung im Idealfall mit den Auswirkungen auf einzelne Ökosystemfunktionen in Zusammenhang gebracht werden. Die wesentlichen Argumente für die Berücksichtigung biologischer bzw. ökologischer Kriterien bei einer Bewertung von Grundwasserökosystemen sind im Folgenden kurz zusammengefasst.

Argumente für einen ökologischen Bewertungsansatz

Bevor über die Berücksichtigung eines neuen Bewertungsansatzes nachgedacht wird, steht die Frage, was denn eigentlich bewertet werden soll. Bisherige Bewertungs- und Monitoringstrategien von Grundwasser konzentrieren sich auf die Qualität und die verfügbare Menge des Wassers. Grundwasser in ausreichender Menge und guter Qualität wird in erster Linie zur Verwendung als Trinkwasser, aber auch für die Bewässerung in der Landwirtschaft benötigt. Ein derartiger Bewertungsansatz zielt daher zunächst auf die Abwendung möglicher Risiken für die menschliche Gesundheit und Versorgungssicherheit, berücksichtigt aber auch grundwasserabhängige Lebensräume wie Bäche, Flüsse und Feuchtgebiete.

Ein ökologisch orientierter Bewertungsansatz, wie er in diesem Bericht vorgeschlagen und diskutiert wird, hat das Ziel, die bisherigen, abiotischen Bewertungs- und Monitoringprotokolle um ökologische Aspekte zu ergänzen und somit Aussagen über die Ökosystemgesundheit machen zu können. Dies beinhaltet auch die Analyse der Grundwasserqualität (Hydrochemie) und die Erfassung der Grundwasserquantität (letztere konnte in diesem Projekt nicht berücksichtigt

werden) und im Zusammenhang damit natürlich auch die Evaluierung möglicher Risiken für den Menschen.

Die Berücksichtigung biologischer bzw. ökologischer Kriterien bietet gegenüber den bisherigen Ansätzen viele Vorteile:

- Nachweis von Störungen und kurzzeitigen (gepulsten) Einträgen in den Grundwasserleiter, die bei den zeitlich grobmaschigen Monitoringprogrammen (1–2 x jährlich) nicht detektiert werden. Organismen (Mikroorganismen und Fauna) zeichnen ein integriertes Störungsbild ab, unabhängig vom Zeitpunkt der Probenahme.
- Potenzial für den indirekten Nachweis von neuen Schadstoffen bzw. von Verbindungen, die nur in sehr niedrigen Konzentrationen vorhanden sind, routinemäßig jedoch nicht erfasst werden. Verursachen diese eine Störung im Ökosystem, kann die ökologische Zustandsbewertung als „Aufdecker“ und zur Initialisierung einer gezielten Ursachensuche genutzt werden.
- Die Organismengemeinschaften zeigen den Oberflächeneinfluss, wie etwa den hydraulischen Kurzschluss zu einem Oberflächengewässer, und somit die Vulnerabilität eines Grundwassersystems an (Datry et al. 2005, Hahn 2006, Berkhoff et al. 2009). Starker Oberflächeneinfluss ist nicht immer an der Grundwasserbeschaffenheit ablesbar, jedoch immer mit dem Einwandern oder Eintrag von allochthonen (systemfremden) Organismen verbunden (Hahn & Preuß 2005).
- Mikrobiologische Kriterien können auf erhöhte Stoffumsatzaktivitäten hinweisen und dazu genutzt werden, den aktiven biologischen Abbau verschiedener Schadstoffe nachzuweisen.
- Mit den heute zur Verfügung stehenden molekularbiologischen Methoden ist nicht nur eine Indikation für eine hygienische Belastung von Grundwasser möglich, sondern auch ein direkter Nachweis der wichtigsten pathogenen Bakterien, Protozoen (Einzeller) und Viren.
- Die erfolgreiche Erholung eines Grundwassersystems nach einer anthropogenen Störung kann nicht allein durch physikalisch-chemische Kriterien untermauert werden. Erst nach einer Wiederbesiedelung durch eine typische Organismengemeinschaft und der Aufnahme einer entsprechenden Systemaktivität ist der betroffene Grundwasserkörper zu seinem Ausgangszustand zurückgekehrt (Kelly & Harwell 1990; Humphreys 2000).

Eine auf biologischen Kriterien basierende Bewertung des ökologischen Zustands, der ökologischen Funktionalität bzw. der ökosystemaren Gesundheit von Grundwasserlebensräumen erscheint also als generell wichtig und sinnvoll. Jedoch sind nicht alle der oben angeführten Argumente und Kriterien in dem hier vorgestellten Ansatz bereits berücksichtigt und verwirklicht. Im Folgenden sollen auch die Unsicherheiten ökologischer Bewertungsansätze ausführlich genannt und diskutiert werden.

Die Unsicherheiten ökologischer Bewertungsansätze

Trotz enormer Fortschritte in den letzten zwei bis drei Jahrzehnten leidet die Grundwasserökologie noch immer unter dem unzureichenden Wissen zur Autökologie und Taxonomie der Grundwasserorganismen. Dies ist kein Wunder, bedenkt man die enorme Fläche und das Volumen unterirdischer Ökosysteme. Der weitaus größte Anteil des globalen Süßwassers (30 %) ist Grundwasser, wohingegen alle Oberflächengewässer zusammen nur einen marginalen Anteil von 0,3 % einnehmen (Danielopol et al. 2003). Dazu kommt die erschwerte Zugänglichkeit von Grundwassersystemen. Ökologische Grundwasseruntersuchungen sind daher zeit- und kostenintensiv. Weiter kommt hinzu, dass die Invertebratengemeinschaften des Grundwassers eine große Anzahl von Reliktarten und endemischen Arten aufweist. Noch immer ist es schwierig, für einen beliebigen Standort Prognosen über die zu erwartenden Besiedlungsmuster der Fauna zu machen. Weiterhin wissen wir noch sehr wenig über den Indikatorwert einzelner Faunagruppen und Arten im ökotoxikologischen Sinne (z.B. Sensitivität gegenüber individuellen Belastungen).

Weniger komplex scheint die Situation für die Mikroorganismen. Im Unterschied zu den höheren Organismen sind Mikroorganismen auch in Grundwasserökosystemen ubiquitär anzutreffen (Goldscheider et al. 2006; Griebler & Lueders 2009). Die vergleichbar kurzen Generationszeiten von Bakterien und Einzellern gewährleisten eine schnelle Reaktion der mikrobiellen Gemeinschaften auf kurz-, mittel- und langfristige Störungen (z.B. Schadstoffeinträge, Temperaturveränderungen). Diese spiegeln sich als Änderungen in der Aktivität und/oder der Zusammensetzung der Organismengemeinschaft wider und lassen sich mit Hilfe moderner molekularbiologischer Methoden erfassen (z.B. Preuß 2007a). Allerdings müssen wir auch hier akzeptieren, dass die Datenlage zu einzelnen mikrobiologischen und mikrobiell ökologischen Charakteristika für die unterschiedlichen Grundwässer und Aquifertypen dünn bzw. gar nicht vorhanden ist. Bisher standen vor allem anthropogen belastete Standorte im Fokus der Forschung. Über den ökologischen Sollzustand und die Autökologie von Mikroorganismen in natürlichen, anthropogen kaum beeinflussten Grundwassersystemen weiß man jedoch wenig.

2. Projekthintergrund - rechtliche und fachliche Einordnung

2.1 Grundwasserökologie im nationalen und internationalen Wasserrecht

Beim Blick in die nationalen und internationalen Gesetze und Regelungen für Grundwasser fällt auf, dass nur wenige

Bestimmungen Grundwasser auch als Lebensraum definieren und ebenso wenig ökologische Aspekte und Kriterien beinhalten. Die Schweiz spielt diesbezüglich eine gewisse Vorreiterrolle, denn in ihrer Gewässerschutzverordnung sind seit 1998 nicht nur Ansprüche an die chemische und bakteriologische Wasserqualität definiert, sondern auch ökologische Anforderungen an das Grundwasser festgeschrieben (GSchV, 1998). Das Grundwasser soll demnach „naturnah und standortgerecht“ bzw. in seiner Erscheinung „typisch für ein nicht oder nur schwach belastetes Grundwasser“ sein (Hunkeler et al. 2006). Trotz der Festschreibung im Wasserhaushaltsgesetz hat die Schweiz bis heute keine Kriterien festgelegt, die eine Bewertung des naturnahen und standortgerechten Zustands erlauben. Stimuliert durch das UBA-Projekt hat auch die Schweizer Umweltbehörde BAFU mittlerweile mit Untersuchungen zum ökologischen (mikrobiologischen) Zustand der schweizerischen Grundwässer begonnen (Sinreich et al., 2011; M. Sinreich, BAFU Bern, pers. Mittl.).

In New South Wales (Australien) wurde 2002 die sogenannte „State Groundwater Dependent Ecosystems Policy“ veröffentlicht. Es handelt sich hierbei um einen Leitfaden zur Hilfestellung beim Management der Grundwasserressourcen, um eine nachhaltige Nutzung von Grundwasser aus sozioökonomischer Perspektive und aus Sicht der Umwelt zu gewährleisten. Es wird betont, wo immer möglich die ökologischen Prozesse und die Biodiversität zum Wohle heutiger und zukünftiger Generationen zu erhalten (NSW-SGDEP, 2002). Ein Jahr später, 2003, veröffentlichte die Umweltbehörde von West-Australien (Western Australian Environmental Protection Authority) eine Richtlinie für eine Umweltverträglichkeitsprüfung zur Grundwasserförderung, die auch höhere Organismen (Fauna) im Grundwasser und in Höhlen berücksichtigt (EPA, 2003). Im Jahr 2006 wurde in Australien ein länderübergreifendes Abkommen zur Reduktion der übermäßigen Ausbeutung der Wasserressourcen verabschiedet. Dieses hat zum Ziel, sowohl die Versorgung der Bevölkerung zu gewährleisten als auch den guten ökologischen Zustand von Oberflächengewässern und Grundwässern zu erhalten oder durch eine nachhaltige Nutzung wiederherzustellen (Tomlinson & Boulton 2008).

Mit Zustandekommen der Europäischen Grundwasserrichtlinie im Dezember 2006 (EG-GWRL 2006) wurde auch in Europa auf politischer Ebene festgehalten, dass Grundwasser und Aquifere (Grundwasserleiter) nicht nur Rohstoff- und Trinkwasserlieferanten sind, sondern darüber hinaus eigenständige Lebensräume darstellen (siehe auch Danielopol et al. 2004, 2008). Die EG-GWRL – eine Tochterrichtlinie der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000) – hält in den einleitenden Abschnitten die Wichtigkeit von Schutzmaßnahmen für die Grundwasserressourcen fest. Des Weiteren verlangt die EG-GWRL nach Forschung, um in Zukunft bessere Kriterien zur Sicherung des guten Zustands der Grundwasserökosysteme zur Hand zu haben. Einen bislang letzten wichtigen Schritt stellt die 2010 beschlossene

deutsche Grundwasserverordnung (GrwV 2010) dar. In ihrer Begründung wird ausgeführt, dass die aquatischen Lebensräume gleichzeitig und gleichrangig geschützt werden sollen und dass auch im Grundwasser eine eigene Biodiversität besteht, die des Schutzes bedarf. Nicht unerwähnt soll hier auch die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt (2007) bleiben, die das Grundwasser als eigenständigen Lebensraum aufführt und dafür Visionen und Ziele formuliert.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass Grundwasser und Grundwasserleiter zunehmend als Ökosysteme mit außerordentlich wertvollen Dienstleistungen erkannt und wahrgenommen werden. Konsequenterweise ist die Wissenschaft jetzt aufgefordert zu prüfen, ob ökologische und indikatorbasierte Bewertungskonzepte auch für Grundwasserlebensräume verwirklicht werden können und welcher Kriterien es bedarf.

2.2 Wissenschaftliche Historie des Projektes

Grundwasserökologie ist eine Teildisziplin innerhalb der aquatischen Ökologie, in der sich eine noch relativ kleine Wissenschaftsgemeinde mit den Besonderheiten unterirdischer Lebensräume befasst. Seit geraumer Zeit ist in der Grundwasserökologie jedoch ein Paradigmenwechsel zu beobachten: weg von einer vorwiegend beschreibenden Wissenschaft, die sich mit der faszinierenden Lebewelt (lebende Fossilien, endemische Arten) unterirdischer Habitats beschäftigt, hin zu einer Disziplin, die sich mit gesellschaftsrelevanten Problemen wie etwa dem Ressourcen- und Trinkwasserschutz auseinandersetzt (Danielopol & Griebler 2008).

Als Initialzündung für eine nachhaltige Vernetzung der europäischen Grundwasserökologie kann das EU-Projekt PASCALIS (Protocols for the Assessment and Conservation of Aquatic Life in the Subsurface) angesehen werden (Koordination Janine Gibert, Universität Lyon, Frankreich; 2002-2004). Der Schwerpunkt des Projekts lag in der Bestandsaufnahme der faunistischen Biodiversität unter Anwendung standardisierter Methoden (Gibert 2005; Sonderband der Zeitschrift *Freshwater Ecology: „Assessing and Conserving Groundwater Biodiversity“*, Vol. 54(4), 2009). In Deutschland wurde im April 2005 eine Grundwassertagung an der Universität Landau organisiert (Hans Jürgen Hahn, Universität Landau & Peter Rumm, Future Camp). Bei dieser Veranstaltung wurden erstmals mit zahlreichen Vertretern von Umwelt- und Landesbehörden (BMU, UBA, LAWA), Wasserwirtschaftsverbänden (BDEW, DWA, DVGW) und NGOs (BBU) das Thema Grundwasserökologie und mögliche Anwendungen für eine Grundwassergütebewertung diskutiert (Hahn & Preuß 2005; Keppner 2005; Köck 2005; Margraf & Rumm 2005; Rechenberg 2005, Rumm & Hahn 2005; Sket 2005). Als eines der Ergebnisse organisierte das UBA in Dessau bereits im Januar 2006 ein orientierendes Fachgespräch zum Thema „Grenzen und Möglichkeiten der biologischen Bewertung von Grundwasserökosystemen“. Im Jahr 2007 kam es schlussendlich zur Ausschreibung des Forschungs-

projekts „Biologische Bewertung von Grundwasserökosystemen“ im Rahmen des Umweltforschungsplans 2007.

2.3 Aufgabenstellung und Projektziele

Die biologische bzw. ökologische Beurteilung von Oberflächengewässern ist heute nach mehr als 100 Jahren Forschung und Jahrzehnten der Anwendung bereits Routine (Baur 1997; Feld et al. 2005) und in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie festgeschrieben. Zum Zeitpunkt der Projektausschreibung gab es bereits viele Stimmen, die ein biologisches Bewertungsverfahren auch für Grundwasservorschläge bzw. forderten (z.B. Job & Simons 1994; Malard et al. 1996; Hahn & Friedrich 1999; Mösslacher et al. 2001; Danielopol et al. 2004; Hose 2004; Hahn 2006; Hunkeler et al. 2006). Ein anwendbares Bewertungskonzept lag jedoch noch nicht vor. Offenkundig schien nur, dass eine einfache Übertragung bereits vorhandener Bewertungsansätze auf das Grundwasser nicht möglich ist.

Zentrale Aufgabe des Projektes war es daher, erstmals einen theoretischen Entwurf für ein ökologisch orientiertes Bewertungssystem vorzulegen. Ein Konzept, welches neben den klassischen hydrochemischen, bakteriologischen und quantitativen Kriterien auch biologische Messgrößen sowie Einflussgrößen auf die Biologie (z.B. Geographie) berücksichtigt. Die Konzeptentwicklung sollte durch eine Bestandsaufnahme biologischer bzw. ökologischer Gegebenheiten an ausgewählten Standorten begleitet werden. Auf Basis dieser ersten Datengrundlage sollten erste Bewertungskriterien vorgeschlagen und diskutiert werden. Dem Projektträger war es wichtig zu prüfen, ob mikrobiologische und faunistische Untersuchungen und Befunde in einem gemeinsamen Bewertungsverfahren zusammengeführt werden können. Es war nicht Ziel des Projektes, am Ende ein fertiges Bewertungssystem für alle Grundwässer Deutschlands oder Europas zu präsentieren. Ein derartiges Ziel wäre auch völlig illusorisch gewesen. Vielmehr sollte ein erstes Konzept auf den Weg gebracht und erste gemeinsame mikrobiologische und zoologische Untersuchungen an ausgewählten Grundwasserkörpern durchgeführt werden. Zudem war es ein gemeinsames Ziel, die bestehenden Wissenslücken aufzuzeigen und zukünftige Weiterentwicklungen vorzuschlagen.

2.4 Projektplanung und -durchführung

Ein wesentlicher Faktor bei der Planung und Umsetzung des Forschungsvorhabens war die finanzielle Limitierung zu Beginn des Projekts. Wie in Abschnitt A-1 erläutert wird, weisen Grundwasserökosysteme eine Reihe von Besonderheiten auf, die Konsequenzen für ihre Untersuchung nach sich ziehen. Ein wesentlicher Punkt hierbei ist die schwere Zugänglichkeit von Grundwassersystemen. Grundwasserproben können nicht einfach kurzerhand entnommen werden, sondern müssen unter einem enormen zeitlichen und auch einem gewissen technischen Aufwand durch Pumpen,



Muschelkrebis (*Mixtacandona laisi*), Foto: Hans Jürgen Hahn, Universität Koblenz-Landau

Schöpfen und „Fischen“ (Annex 1) zu Tage gefördert werden. In der Projektplanung mussten demnach von Anfang an Wege gefunden werden, mit den vorgegebenen Mitteln eine möglichst gute Repräsentanz verschiedener geografischer Zonen, hydrogeologischer Einheiten und Grundwasserleitertypen zu erreichen. Dabei sollte eine kritische Mindestanzahl an Messstellen (≥ 10) je Untersuchungsstandort nicht unterschritten werden, um die Ergebnisse einer statistischen Auswertung unterziehen zu können. Dieses Ziel konnte allein durch die zusätzliche finanzielle, logistische und tatkräftige Unterstützung verschiedener Kooperationspartner erreicht werden. Dadurch konnte vorab eine gezielte Messstellenauswahl getroffen werden, z.B. indem Datenbanken zur Verfügung gestellt wurden. Des Weiteren wurde der Zugang zu vorhandenen Messstellennetzen ermöglicht, zum Teil auch die Analyse von Begleitparametern übernommen und schlussendlich Hilfe bei der Probennahme geleistet (siehe Danksagung am Berichtende).

Die wesentlichen Zielvorgaben bei der Projektplanung sind im Folgenden kurz aufgelistet:

- Möglichst viele, geografisch gut verteilte Untersuchungsgebiete, die eine Überprüfung des Gliederungskonzeptes auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen ermöglichen und repräsentativ für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland sind.
- Eine ausreichend hohe Anzahl möglichst repräsentativer Messstellen je Untersuchungsgebiet.

- Mehrfache Probennahme an den individuellen Messstellen.
- Die Erfassung einer möglichst großen Zahl physikalisch-chemischer, mikrobiologischer und faunistischer Messgrößen, um diese auf ihre Eignung als Indikatorgrößen zu testen.
- Die zeitgleiche Erfassung von abiotischen, mikrobiologischen und faunistischen Messgrößen durch aufeinander abgestimmte Probennahmeverfahren.
- Auswahl und Testen von verschiedenen nicht-parametrischen Analyseverfahren für die übergreifende Auswertung der komplexen Datensätze.

Umgesetzt wurde das Vorhaben in zwei aufeinander aufbauenden Projektphasen, wobei Projektphase I den Zeitraum von 2007–2008 und Projektphase II den Zeitraum von 2009–2011 umfasste.

In der ersten Projektphase wurden insgesamt 60 Grundwassermessstellen jeweils im Frühjahr und Herbst 2007 beprobt. Die Messstellen verteilten sich auf zwei Untersuchungsgebiete (Erftgebiet und Alb-Donau-Kreis) in zwei Bioregionen (Zentraleuropäisches Flachland und Zentraleuropäische Mittelgebirge, Klassifizierung nach Illies 1978) und drei unterschiedliche hydrogeologische Bezugseinheiten, i.e. Schotter und Kiese des Niederrheins, Schotter und Moränen des Alpenvorlands und Kalksteine des Oberen Jura (Klassifizierung nach Kunkel et al. 2004) sowie zwei Grundwasserleitertypen (Abb. 3).

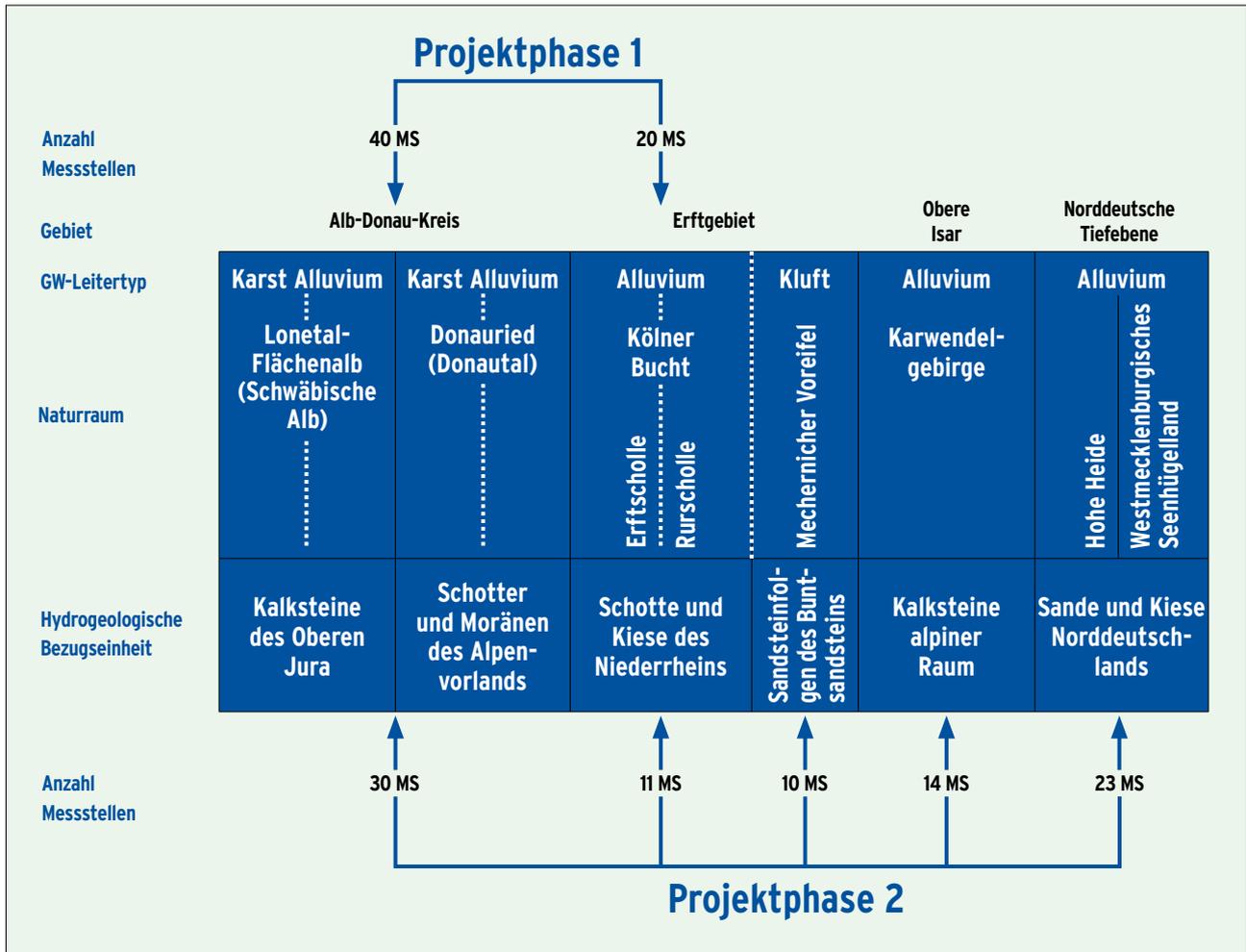


Abb. 3: Verteilung der untersuchten Messstellen auf verschiedene Gebiete, Naturräume und hydrogeologische Bezugseinheiten.

In der zweiten Projektphase konnte das Vorhaben mit einer Gesamtmessstellenzahl von beinahe 90 auf zwei weitere Untersuchungsgebiete ausgeweitet werden, nämlich auf die Norddeutsche Tiefebene und den alpinen Raum. Damit waren jetzt Untersuchungsgebiete in allen drei großen Bioregionen (Zentraleuropäisches Flachland, Zentrale Mittelgebirge, Westliche Mittelgebirge) einschließlich der Alpen verfügbar (nach Illies 1978). Die untersuchten Standorte verteilten sich in dieser zweiten Phase zudem auf sieben Naturräume und sechs hydrogeologische Bezugseinheiten (Abb. 3). Karstleiter, Kluftleiter und alluviale Leiter wurden ebenso berücksichtigt.

Da in der zweiten Projektphase einige (vor allem mikrobiologische) Messgrößen bzw. Analysemethoden, die sich zuvor als nicht geeignet oder zu wenig sensitiv erwiesen haben, durch neue ersetzt wurden, sind die Daten zur Mikrobiologie aus der ersten und zweiten Projektphase nur eingeschränkt miteinander vergleichbar. Details zu diesen Ergebnissen aus der ersten Phase finden sich im Zwischenbericht (Griebler et al. 2008) und in einigen Veröffentlichungen (Steube et al. 2008; Griebler et al. 2010; Stein et al. 2010). Dies betrifft jedoch nicht die physikalisch-chemischen und faunistischen Daten.

Für eine umfassendere Betrachtung der biogeographischen Verbreitungsmuster der Fauna wurden vergleichbare Daten aus 78 zusätzlichen Messstellen in Sachsen-Anhalt in die Auswertungen integriert, die aus einem unabhängigen Projekt stammen (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, unveröffentl. Bericht Matzke et al. 2009). Damit standen zusätzlich faunistische Daten aus dem Mittelgebirgsraum und der Norddeutsche Tiefebene zur Verfügung, die zwölf Naturräumen zuzuordnen sind. Ähnlich wurden für die Ableitung natürlicher mikrobieller Hintergrundwerte Daten aus einem alluvialen quartären Grundwasserleiter bei Freising (Münchener Schotterebene) berücksichtigt, die in einem weiteren, unabhängigen Projekt (AQUITHERM, Life Science Stiftung) erhoben wurden (Brielmann et al. 2009; 2011).

B

Zur Entwicklung eines ersten ökologisch orientierten Bewertungssystems für Grundwasserökosysteme erachteten wir mehrere Teilschritte als sinnvoll, die nachfolgend kurz aufgelistet und im weiteren Verlauf ausführlich dargestellt sind.

1. Auswahl geeigneter Kriterien
2. Inventur an ausgewählten Untersuchungsstandorten
3. Suche nach einer ökologisch sinnvollen Untergliederung von Grundwassersystemen
4. Ableitung von natürlichen Hintergrundwerten und Definition von Referenzzuständen
5. Identifizierung von spezifischen und integrierenden Indikatoren
6. Ein erstes Bewertungsschema – Die Test Box

SCHRITTE ZU EINEM ERSTEN BEWERTUNGSKONZEPT

Im Jahr 2010 erschien parallel zu unseren ersten Veröffentlichungen (Steube et al. 2009; Griebler et al., 2010; Stein et al. 2010) ein Vorschlag von australischen Kollegen für einen zweistufigen Bewertungsansatz von Grundwässern (Korbel & Hose, 2011). Ergebnisse dieser Arbeit wurden – sofern übertragbar – für unser nachfolgendes Bewertungsschema berücksichtigt.

Box 1.: Begriffe **Parameter**, **Messgröße**, **Variable**, **Kriterium** und **Indikator**

Da der Begriff **Parameter**, der ursprünglich aus der Mathematik kommt, in den Naturwissenschaften vor allem für abiotische Größen verwendet wird (chemische Untersuchungsparameter), wird in diesem Bericht der Begriff Messgröße für alle chemischen, physikalischen und biologischen Größen, die gemessen bzw. bestimmt werden können, verwendet. Synonym zu **Messgröße** wird auch der Begriff **Variable**, per Definition ein Platzhalter für einen sich veränderlichen Zahlenwert, im Sinn von Umweltvariable verwendet. Klar unterschieden davon werden Kriterien und Indikatoren. **Kriterien** stehen hier für Messgrößen bzw. Variablen, die eine Bewertung erlauben, weil sie einen Unterschied (Kriterium = Unterscheidungsmerkmal) anzeigen, z.B. zwischen ‚natürlich‘ und ‚beeinträchtigt‘. Ähnlich wird der Begriff Indikator verwendet. Ein **Indikator** steht für eine Zeigergröße oder Schlüsselgröße, die einen Zustand oder Veränderungen anzeigen kann. In der Regel bezeichnet man solche Kriterien als Indikatoren, die sich bei der Zustandsbewertung bewährt und etabliert haben. Nicht alle Kriterien sind auch geeignete Indikatoren.

Schritt 1: Auswahl geeigneter Kriterien

1.1 Die Struktur von Ökosystemen

Ökosysteme setzen sich aus verschiedenen Komponenten und Organisationsebenen zusammen. In der Vergangenheit wurde in der Regel die abiotische Seite von der biotischen unterschieden und beide meist getrennt voneinander betrachtet und bewertet. Dies erscheint uns wenig sinnvoll, da sich ein Ökosystem gerade durch die enge Verzahnung abiotischer und biotischer Komponenten und Prozesse definiert. Für die Bewertung des Zustandes bzw. der Gesundheit eines Ökosystems müssen zudem alle Schlüssebenen, i.e. die Strukturebene (z.B. Geologie), die Funktionsebene (z.B. ablaufende Prozesse) und die Organisationsebene (z.B. Zusammensetzung der Gemeinschaften) berücksichtigt werden (Abb. 4; Dale & Beyeler 2001). Diesen gebräuchlichen Ökosystemebenen haben wir noch eine weitere hinzugefügt, die Stressebene. Sie steht für anthropogene Belastungen und Störungen.

Wie nachfolgend in Abbildung 6 noch gezeigt wird, können jeder dieser Ökosystemebenen Kenngrößen bzw. Kriterien zugeordnet werden. Dafür wurden im Verlauf des Projektes eine Reihe vielversprechender biologischer und physikalisch-chemischer Messgrößen ausgewählt und auf ihre Eignung als Kriterien bzw. Indikatoren getestet. Diese Messgrößen können den entsprechenden Themenbereichen Mikrobiologie, Fauna, Hydrochemie und Geologie / Geographie zugeordnet werden (Abb. 5). Die Auswahl erfolgte unter Berücksichtigung etablierter Messgrößen, wie sie in Monitoringprogrammen von Umweltämtern und Wasserversorgern enthalten sind. Ergänzt wurden diese durch Messgrößen aus der mikrobiellen Ökologie und Grundwasserökologie. Eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Messgrößen findet sich im Berichtanhang (Annex 1). Hier werden auch Verfahren zur Probennahme und Analysemethoden beschrieben.

Im Zuge der weiteren Konzeptentwicklungen zur Bewer-

tung des ökologischen Zustands von Grundwassersystemen wurden die vorab gewählten Messgrößen den vier Ökosystemebenen zugeordnet (Abb. 6). In der Funktionsebene finden sich demzufolge Messgrößen für biologische Aktivität und Biomasse (als Folge von Wachstum). Da die Wasserbeschaffenheit (Hydrochemie) die beiden Ebenen Funktion und Struktur verbindet, haben wir Messgrößen, die mit Prozessen in enger Verbindung stehen (wie etwa DOC und AOC), der Funktionsebene zugeordnet. Die generelle Grundwasserbeschaffenheit (Hydrochemie) wurde der Strukturebene zugeordnet, da die darin beschriebenen physikalisch-chemischen Lebensbedingungen für die Biologie einen Rahmen bilden. Es ist den Autoren durchaus bewusst, dass diese Zuordnung nicht unumstritten ist, da die Wasserchemie an sich kein Strukturelement ist und die Biologie ihrerseits diese durch ihre Aktivität beeinflusst und verändert. Die Strukturebene beinhaltet zudem sowohl allgemeine hydrogeologische Charakteristika des jeweiligen Untersuchungsstandorts als auch die in Kategorien zusammengefassten räumlichen (geographisch-geologisch-ökologischen) Bezugseinheiten. Individuelle Organismengruppen (z.B. stygobionte vs. nicht-stygobionte Arten) und die Zusammensetzung der Gemeinschaften tauchen unter dem Dach der Organisationsebene auf. Die Stressebene beinhaltet bekannte Schadstoffe und biotopfremde Organismen.

Eine weitere Voraussetzung für die Eignung von Kriterien ist, dass diese die, für das Ökosystem und die Bewertung, entscheidenden räumlichen und zeitlichen Skalen abdecken (Innis et al. 2000). Beispielhaft ist dies in Abbildung 7 dargestellt. Da Mikroorganismen sehr klein und durch vergleichsweise kurze Generationszeiten charakterisiert sind, zeigen mikrobielle Messgrößen vor allem Veränderungen und Störungen auf der kleinen räumlichen und zeitlichen Skala an. Eine längerfristige, zeitintegrierte Bewertung kann etwa auf Basis der Fauna erfolgen. Grundwasserinvertebraten haben typischerweise eine Lebenserwartung von mehreren Jahren und einen Bewegungsradius von mehreren Metern bis zu mehreren Kilometern. Als wertvolle Kriterien – da viele Skalen übergreifend – dienen individuelle hydrochemische und hydrogeologische Parameter (z.B. stabile Isotope im

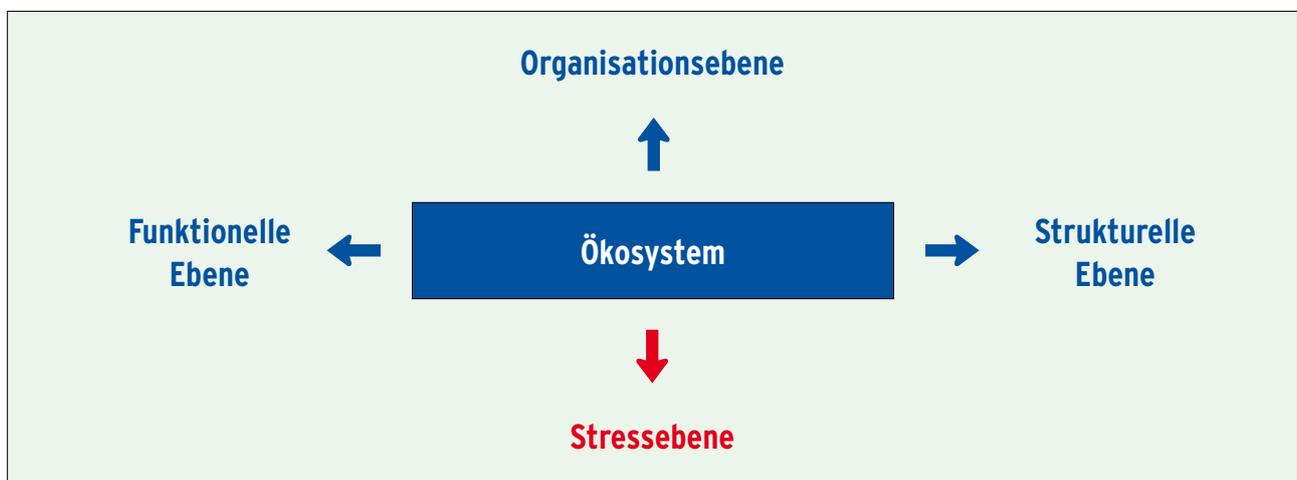


Abb. 4: Die Schlüssebenen eines Ökosystems.

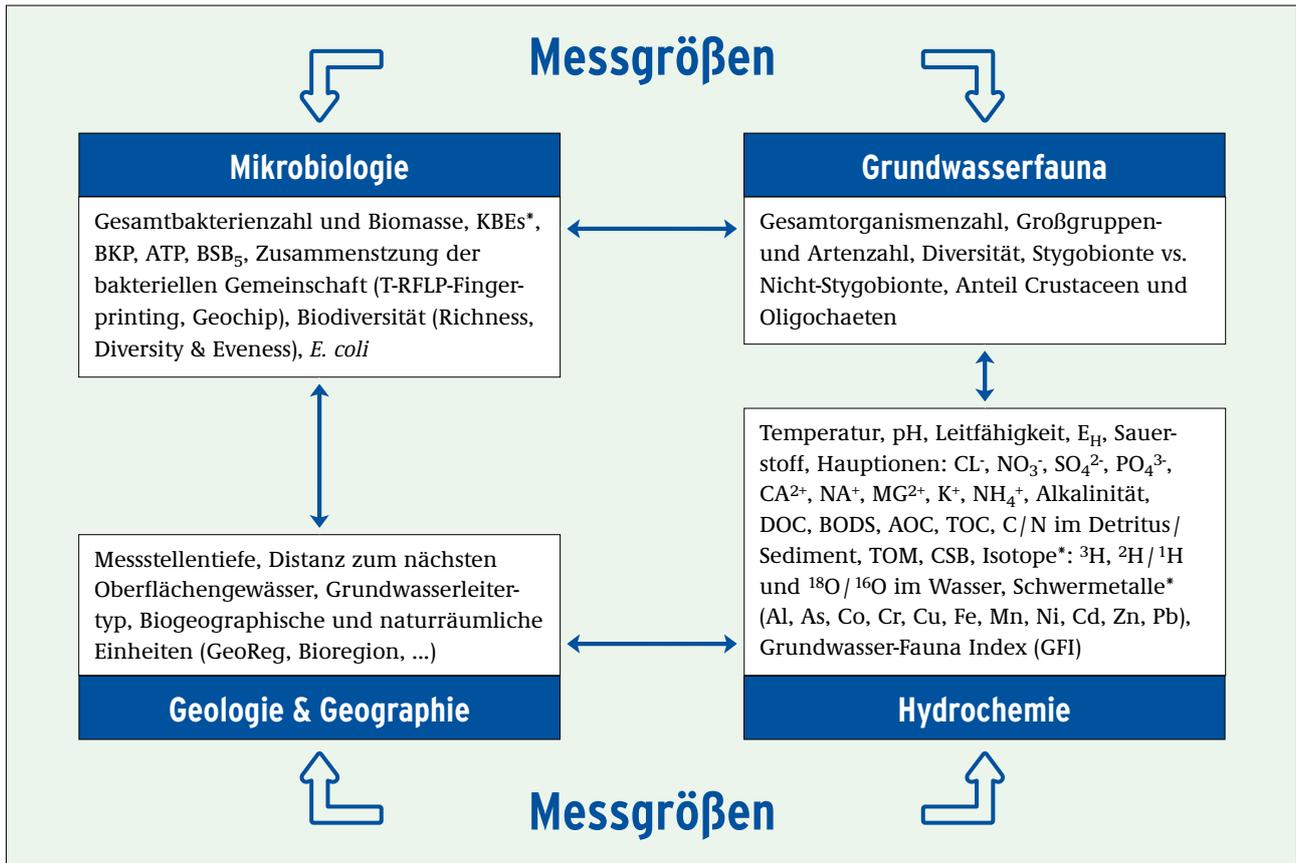


Abb. 5: Ausgewählte biologische und physikalisch-chemische Messgrößen. Hervorgehobene Variablen wurden nur in Projektphase 2 berücksichtigt, mit * versehene Variablen wurden nur an ausgewählten Untersuchungsstandorten bzw. ausgewählten Zeitpunkten berücksichtigt.

Wasser). Ohne Zweifel müssen aber alle Ebenen betrachtet werden, um für ein Ökosystem oder einen Teil davon ein vollständiges Bild zu erhalten.

1.2 Ausgewählte Messgrößen und ökologisch orientierte Probennahme

Untersuchungen zur physikalisch-chemischen und mikrobiologischen Beschaffenheit konzentrierten sich im Wesentlichen auf „echtes“ Grundwasser, d.h. Wasser, das nach mehrmaligem Austausch des Messstellenstandwassers über eine Tauchpumpe gefördert wurde (DIN Norm 38402-A 13, 1985). Ausgewählte Messgrößen wurden jedoch auch für das Standwasser der Messstellen bestimmt (Tab. A-1-1, Annex 1). Letztere Untersuchungen erlaubten Rückschlüsse auf die Lebensbedingungen der Invertebraten, die mit einem Planktonnetz (Netzsammler) aus dem Messstellensumpf gesammelt wurden. Das Besammeln der Grundwasserfauna erfolgte in der Grundwassermessstelle bevor diese durch Pumpen gestört wurde. Dabei wurde der an einer Handwinde befestigte Netzsammler bis zum Boden der Messstelle abgesenkt und dort die Tiere nach mehrmaligem Heben und Senken mitsamt aufgewirbeltem Sediment gefangen. Diese Methode wurde gewählt, da sie sich in zahlreichen Untersuchungen als geeignetes, kosten- und zeitsparendes Mittel zur repräsentativen Erfassung der Fauna des umliegenden Aquifers bewährt hat (Matzke 2005, Bork et al. 2009). Eine

ausführliche Beschreibung aller berücksichtigten Messgrößen sowie die Herangehensweise einer ökologisch orientierten Probennahme (unter Berücksichtigung der chemischen und mikrobiologischen Grundwasserbeschaffenheit als auch der Fauna) finden sich im Anhang des Berichts (Annex 1).

1.3 Summenmessgrößen, autökologische Artzuordnung und abgeleitete Maßzahlen

Für eine ökologisch orientierte Bewertung des Grundwassers ist neben integrativen Summenmessgrößen vor allem die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften von Bedeutung. Dies gilt im Besonderen für die Fauna. Die Struktur der Invertebratengemeinschaften liefert wichtige Erkenntnisse zum Status des Ökosystems und lässt Rückschlüsse auf den Oberflächeneinfluss, die Nahrungssituation sowie den Sauerstoffgehalt zu. Neben der Berechnung klassischer Maßzahlen (Shannon-Diversität, Abundanz, Taxazahl, Häufigkeit, Stetigkeit) sowie der Erfassung von Verbreitungsmustern (Vorkommen / Fehlen von Arten), wurde auch die Autökologie der Arten erfasst (Box 2). Eine wichtige Information ist in diesem Zusammenhang der Anteil echter Grundwasserarten (Stygobionte) gegenüber Arten, die nicht obligatorisch ans Grundwasser gebunden sind oder die passiv dorthin verdriftet wurden (Nicht-Stygobionte). Das Verhältnis zwischen Stygobionten und Nicht-Stygobionten lässt insbesondere Rückschlüsse auf die

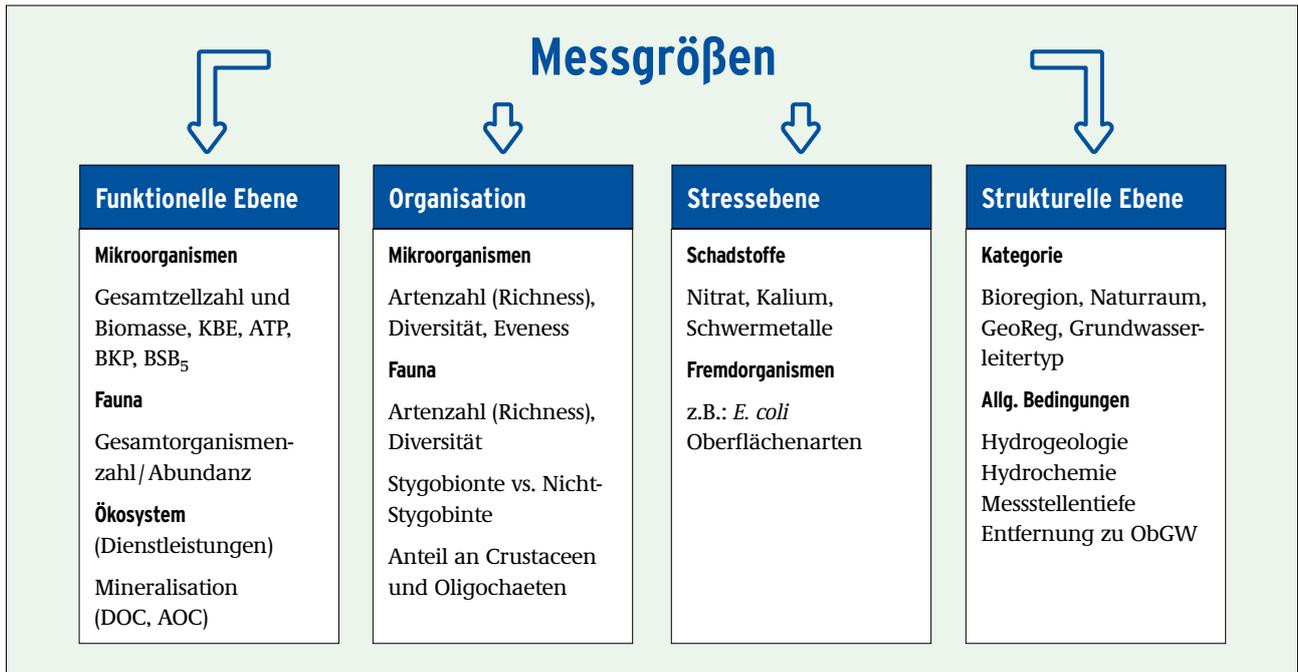


Abb. 6: Zuordnung ausgewählter Bewertungskriterien zu den assoziierten Ökosystemebenen. KBE = koloniebildende Einheiten, ATP = Adenosintri-phosphat, BKP = Bakterielle Kohlenstoffproduktion; BSB = Biologischer Sauerstoffbedarf, DOC = gelöster organischer Kohlenstoff, AOC = assimilierbarer organischer Kohlenstoff; GeoReg = regionale Geologie (Kombination aus Naturraumgruppe und Grundwasserleitertyp); ObGW = Oberflächengewässer.

Versorgung mit organischem Material und somit den standörtlich bedingten Oberflächeneinfluss zu.

Nähere Informationen zu den einzelnen Maßzahlen finden sich im Anhang dieses Berichts (Annex 1).

Eine weitere charakteristische Maßzahl für Grundwasserökosysteme ist der Grundwasserfaunaindex (GFI nach Hahn 2006). Der GFI ist ein quantitatives Maß für den ökologisch relevanten Oberflächeneinfluss im Grundwasser.

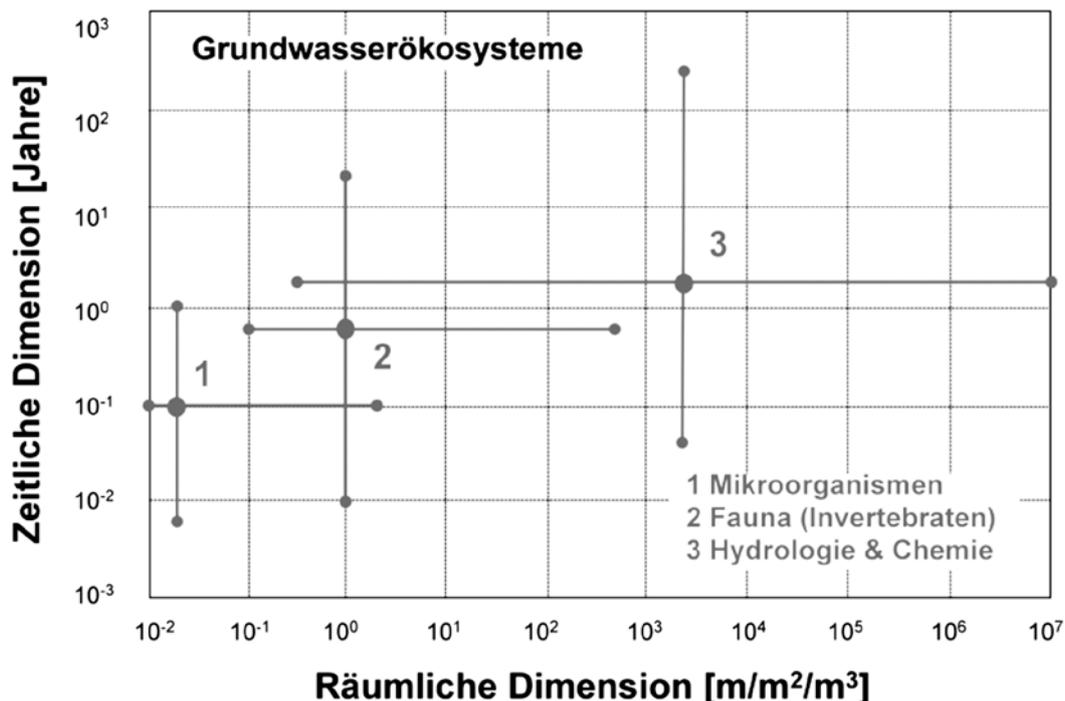


Abb. 7: Räumliches und zeitliches Bewertungspotenzial verschiedener Kriterien in Grundwasserökosystemen.

Box 2.: Autökologische Zuordnung der Invertebraten im Grundwasser

Die Autökologie beschreibt das Verhältnis einer Art gegenüber unterschiedlichen Umweltfaktoren (Griebler & Mösslacher 2003). Autökologische Informationen über Invertebraten im Grundwasser lassen Rückschlüsse auf den Oberflächeneinfluss, die Nahrungssituation sowie den Sauerstoffgehalt zu. Je nach ökologischer Präferenz einer Art unterscheidet man:

Stygobionte: obligatorische Grundwasserinvertebraten mit speziellen Anpassungen an die Besonderheiten im Grundwasser (z.B. pigmentlos, blind, lange Antennen, verlangsamter Stoffwechsel, reduzierte Körpergröße, geringe Reproduktionsraten)

Stygophile: fakultative Grundwasserbewohner, die auch in Oberflächengewässern vorkommen, aber eine Affinität zu Grundwasserhabitaten zeigen. Sie reproduzieren sich jedoch nicht im Grundwasser.

Stygoxene: Passiv ins Grundwasser verdriftete Oberflächenarten, die nicht lange im Grundwasser überleben können.

Euryöke: Arten ohne ausgeprägte ökologische Präferenz, mit weitem Toleranzbereich gegenüber Umweltfaktoren. Diese Arten sind oft Ubiquisten mit weiter Verbreitung.

Da eine Unterteilung in stygophil, stygoxen und euryök bei aktuellem Wissensstand meist nicht möglich war, wurden stygophile, stygoxene und euryöke Arten zur Gruppe der **Nicht-Stygobionten** zusammengefasst.

Schritt 2: Inventur an ausgewählten Untersuchungsstandorten

Die geographische Lage der einzelnen Standorte, die im Rahmen dieses Projektes untersucht wurden, ist in Abbildung 8 dargestellt. Sie werden im folgenden Abschnitt kurz beschrieben und ihre physikalisch-chemischen, mikrobiologischen und faunistischen Eigenschaften vorgestellt. In einer ersten statistischen Analyse der gewonnenen Daten wurden Zusammenhänge zwischen der physikalisch-chemischen Grundwasserbeschaffenheit und der Mikrobiologie mit hydrogeologischen bzw. strukturellen (Grundwasserleitertyp, hydrogeologische Bezugseinheit) und räumlichen Gliederungsebenen (z.B. Naturraum) untersucht (Rohdaten

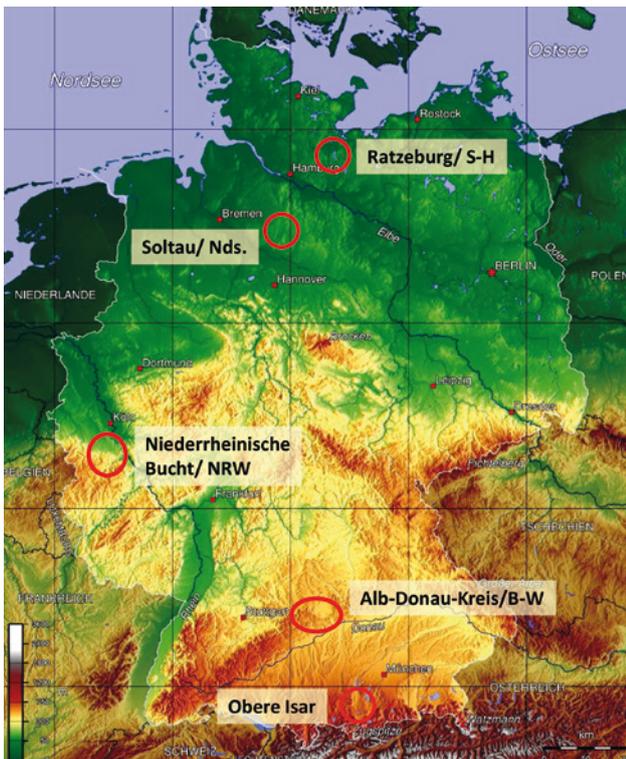


Abb. 8: Deutschland mit den Untersuchungsgebieten
(Quelle: http://wiki.zum.de/Daten_und_Karten_im_Erdkundeunterricht)

und Korrelationstabelle siehe Annex 3). Eine tiefer gehende Analyse der räumlichen Verbreitungsmuster liefert das nachfolgende Kapitel (Schritt 3, „Suche nach einer ökologischen Gliederung“; für die Mikrobiologie Abschnitt 3.3.1, für die Fauna Abschnitt 3.3.2). Tabelle 1 fasst bereits an dieser Stelle die Zugehörigkeit der einzelnen Untersuchungsstandorte zu allen in diesem Projekt berücksichtigten Gliederungssystemen übersichtlich zusammen.

2.1 Untersuchungsstandorte Ratzeburg und Soltau

Ratzeburg (Schleswig-Holstein; Naturraumgruppe Mecklenburgische Seenplatte)

Östlich von Ratzeburg (Landkreis Herzogtum Lauenburg) wurden 6 Grundwassermessstellen im Frühjahr und Herbst 2009 untersucht (Abb. 9). Alle untersuchten Messstellen liegen in oberflächennahen, quartären Lockergesteinsleitern (Alluvium). Die sedimentären Ablagerungen bestehen vorwiegend aus feinkörnigem, sandigem oder kiesigem Material. Die Messstellen weisen Ausbautiefen von 13–29 m auf (Abb. 13). Die Messstellen RZ16, RZ18/F1 und RZ18/F2 liegen im Mischwaldbereich des Naturschutzgebiets Salemer Moor (Abb. 10). Dabei befinden sich RZ18/F1 und RZ18/F2 direkt neben einer Niedermoorfläche. Die übrigen drei Messstellen liegen in Siedlungsnähe (Abb. 9).

Insgesamt liegen die Messstellen in einem Umkreis von 3,5 km. Das Gebiet wurde im Pleistozän mehrmals von Eismassen bedeckt und der Rückzug der Gletscher hinterließ sehr feinkörnige Sedimente mit Grundwässern, die niedrige Sauerstoffkonzentrationen bis anoxische Verhältnisse aufweisen (Zepp 2008). Das Jahresmittel der Lufttemperatur im Untersuchungsgebiet Ratzeburg liegt zwischen 8–9 °C und die jährliche Niederschlagsmenge beläuft sich auf 600–700 mm (www.klimadiagramme.de 1966–1990).

Soltau (Niedersachsen; Naturraumgruppe Lüneburger Heide)

Nördlich von Soltau (Landkreis Soltau-Fallingb. B.) wurden 17 Grundwassermessstellen (Abb. 11) im Umkreis von 5 km

	Bezeichnung des Untersuchungsgebiets	„Erftgebiet“		„Alb-Donau-Kreis“		„Obere Isar“	„Ratzeburg“	„Soltau“	
Biogeografische Ebene	Biogeografische Region (nach Illies 1978)	Zentraleuropäisches Flachland	Westliche Mittelgebirge	Zentraleuropäische Mittelgebirge		Alpen	Zentraleuropäisches Flachland		
	Großlandschaften (nach BfN 2008)	Norddeutsche Tiefebene, Küsten & Meere	Zentraleuropäisches Mittelgebirgsland	Südwestdeutsches Mittelgebirgs-/Stufenland	Alpenvorland	Alpen	Norddeutsche Tiefebene, Küsten & Meere		
Landschaftliche Ebene	Flusseinzugsgebiet	Rhein		Donau			Trave/Schlei	Weser	
	Naturraumgruppe/Naturräumliche Haupteinheit (NHE) (nach Meynen et al. 1962)	Niederrheinische Bucht (NB)	Östliche Eifel (ÖE)	Schwäbische Alb (Alb)	Donau-Ilter-Lechplatten (DIL)	Nördliche Kalkhochalpen (NK-Alpen)	Mecklenburgische Seenplatte (MS)	Lüneburger Heide (LH)	
	Naturraum (nach Meynen et al. 1962)	Kölner Bucht	Mechernicher Voreifel	Lonetal-Flächenalb	Donauried	Karwendelgebirge	Westmecklenburgisches Seenhügelland	Hohe Heide	
	Hydrogeologische Bezugsseinheit (HBE) (nach Kunkel et al. 2004)	Schotter und Kiese des Niederrheins (SKN)	Sandsteinfolgen des Buntsandsteins (SBS)	Kalksteine des Oberen Jura (KOJ)		Schotter und Moränen des Alpenvorlands (SMA)	Kalksteine alpiner Raum (KAR)	Sande & Kiese Norddeutschlands (SKN)	
	Grundwasserleitertyp	Lockergestein	Kluftgestein	Lockergestein	Karstgestein	Lockergestein			
	Regionale Geologie (Georeg) (Kombination aus Naturraumgruppe und Grundwasserleitertyp nach Hahn & Fuchs 2009)	NB-Locker (Erftscholle & Rurscholle)	ÖE-Kluft	Alb - Locker	Alb - Karst	DIL - Karst	DIL - Locker	NK-Alpen-Locker	MS-Locker

Tab. 1: Gliederungsübersicht der Untersuchungsstandorte unter Berücksichtigung verschiedener hydrogeologischer, biogeographischer und landschaftlicher Ebenen.

untersucht. Auch dieses Gebiet ist stark von den letzten Eiszeiten geprägt. Alle Messstellen liegen im quartären Lockergesteinsleiter, der sich aus feinkörnigem, sandigem bis kiesigem Material zusammensetzt. Die oberflächennahen Grundwässer weisen typischerweise hypoxische bis anoxische Verhältnisse auf (Zepp 2008). Die ausgewählten Messstellen befinden sich allesamt im Naturschutzpark Lüneburger Heide und weisen Ausbautiefen zwischen 7 und 30 m (Abb. 13) auf. Das Gebiet entwässert Richtung Süden zur Aller und wird zur Trinkwasserversorgung der Stadt Hamburg genutzt. Insgesamt wird aus der Lüneburger Heide Grundwasser in der Größenordnung von 15,7 Mio. m³/Jahr gefördert, jedoch aus tief gelegenen Schichten (Marcinek & Schmidt 1995). Neben Heidelandschaften ist das Gebiet von ausgedehnten Kiefernforsten geprägt (Meynen et al. 1962). Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 8–9 °C und die Jahresniederschlagsmenge bei 800–900 mm (www.klima-diagramme.de 1966-1990).

Physikalisch-chemische Grundwasserbeschaffenheit der Gebiete Ratzeburg und Soltau

Die wesentlichen Charakteristika der physikalisch-chemischen Grundwasserbeschaffenheit sowie die Ausbautiefen der einzelnen Messstellen und deren Grundwasserstände im Frühjahr und Herbst 2009 sind aus Abbildung 13 ersichtlich. Die Grundwasserbeschaffenheit entspricht für die meis-

ten Messgrößen den von Kunkel et al. (2004) angegebenen natürlichen Hintergrundwerten (ermittelt über Rangstatistik) für die Norddeutsche Tiefebene mit Entnahmetiefen von 10–25 m. Eine Ausnahme bilden Nitrat und Ammonium. Überall dort, wo das Grundwasser 1 mg L⁻¹ und mehr an gelöstem Sauerstoff enthielt, übertrafen die Nitratwerte die zu erwartenden natürlichen Hintergrundwerte von 0,1 bis 2,5 mg L⁻¹ deutlich. In den sauerstoffarmen bzw. -freien Grundwasserproben war kein Nitrat vorhanden.



Abb. 9: Lage der sechs Grundwassermessstellen im Untersuchungsgebiet Ratzeburg (Quelle: UBA 2011).



Abb. 10: Lage der Grundwassermessstellen RZ16, RZ18/F1 und RZ18/F2 im Naturschutzgebiet Salemer Moor bei Ratzeburg (Foto: Stein 2009).

Sauerstofffreies Grundwasser aus Ratzeburg enthielt dafür Ammonium in Konzentrationen bis $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ (Tab. A-3-1, Annex 3). Für ausgewählte Parameter wie etwa Kalium und Orthophosphat unterschritten die vorgefundenen Werte die natürliche hydrogeochemischen Hintergrundwerte wie sie über den BGR Web Map Service zu entnehmen sind (Wagner et al. 2011; <http://www.bgr.de/Service/grundwasser>). Die Grundwässer von Ratzeburg und Soltau unterschieden sich hinsichtlich ihres durchschnittlichen DOC-Gehalts und der damit zusammenhängenden CSB Werte. DOC-Konzentrationen lagen in Ratzeburg im Mittel bei 10 mg L^{-1} , mit Höchstwerten von über 30 mg L^{-1} . Niedrige DOC-Konzentrationen fanden sich hier nur in jenen Grundwässern, die Sauerstoff enthielten. Die hypoxischen und anoxischen Bedingungen zeichnen auch für die vergleichbar hohen Orthophosphatwerte verantwortlich. Physikalisch-chemisch ließen sich die

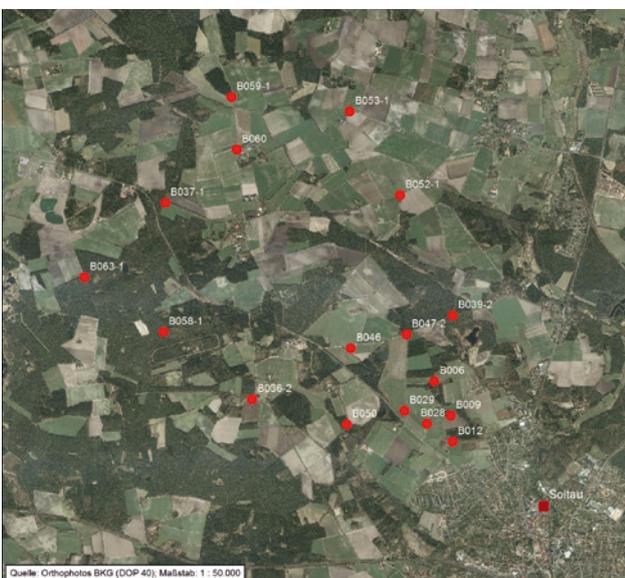


Abb. 11: Grundwassermessstellen im Untersuchungsgebiet Soltau (Quelle: UBA 2011).

Grundwässer der Norddeutschen Tiefebene damit deutlich von allen anderen untersuchten Standorten unterscheiden.

Mikrobiologische Grundwasserbeschaffenheit der Gebiete Ratzeburg und Soltau

Grundwasser aus Ratzeburg enthielt im Durchschnitt $2,1 \times 10^5$ Bakterien mL^{-1} , mit Einzelwerten zwischen 1×10^4 und 6×10^5 Zellen mL^{-1} . Etwas niedrigere Werte fanden sich für die Proben aus Soltau, mit einem Durchschnitt von $1,7 \times 10^5$ Zellen je Milliliter (Abb. 14).

Die insgesamt für Grundwasser sehr hohen Zellzahlen sind mit großer Wahrscheinlichkeit auf die vergleichsweise guten Kohlenstoff- und Nährstoffbedingungen (PO_4^{3-}) zurückzuführen. Die bakterielle Kohlenstoffproduktion zeigte eine große Variabilität innerhalb der einzelnen Grundwasserproben, mit Werten zwischen $0,01$ und $0,7 \text{ ng C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Abb. 14). Zwei besonders hohe Werte wurden im Frühjahr 2009 im Grundwasser der Messstellen B036-2 und B050-1 bestimmt.



Abb. 12: Kiefernforste (A) und landwirtschaftlich genutzte Flächen (B) prägen neben den Heidelandschaften das Landschaftsbild im Untersuchungsgebiet Soltau (Foto: Stein 2009).

Direkte, statistisch signifikante Zusammenhänge wurden nur wenige gefunden. Es bestand eine signifikante Korrelation zwischen den Werten zur Gesamtbakterienzahll (Biomasse) und der bakteriellen Kohlenstoffproduktion (Aktivität) ($r=0,52$, $p<0,05$), die wiederum mit der Menge an assimilierbarem organischen Kohlenstoff in Zusammenhang stand ($r=0,44$, $p<0,05$) (Tab. A-3-2, Annex 3). Der AOC, mit Werten zwischen etwa 4 und $200 \mu\text{g L}^{-1}$ in Ratzeburg sowie $1,5$ und $113 \mu\text{g L}^{-1}$ in Soltau, zeigte überraschend hohe Einzelwerte für Grundwasser, entsprach damit dennoch im Schnitt nicht mehr als $0,5$ bis $1,2\%$ des DOC. Eine direkte Korrelation der Bakterienabundanz mit DOC, AOC oder Nährstoffen war nicht vorhanden (Tab. A-3-2, Annex 3). Die mittleren ATP-Konzentrationen betragen $19,1$ und $9,4 \text{ pM}$ für Ratzeburg und Soltau, wobei der höhere Wert für Ratzeburg durch eine einzelne Frühjahrsprobe verursacht wurde (Abb. 14). Im Herbst unterschieden sich die Grundwässer beider Standorte kaum in ihren ATP-Konzentrationen. Die ATP-Werte korrelierten mit dem DOC ($r=0,51$, $p<0,05$) und dem CSB ($r=0,49$, $p<0,05$) (Tab. A-3-2, Annex 3). Die bakterielle Shannon-Diversität zeigte sehr hohe Durchschnittswerte von $H' = 4$ und $H' = 3,9$, und die Evenness (relative Abundanz einzelner „Arten“) mit einem Durchschnittswert

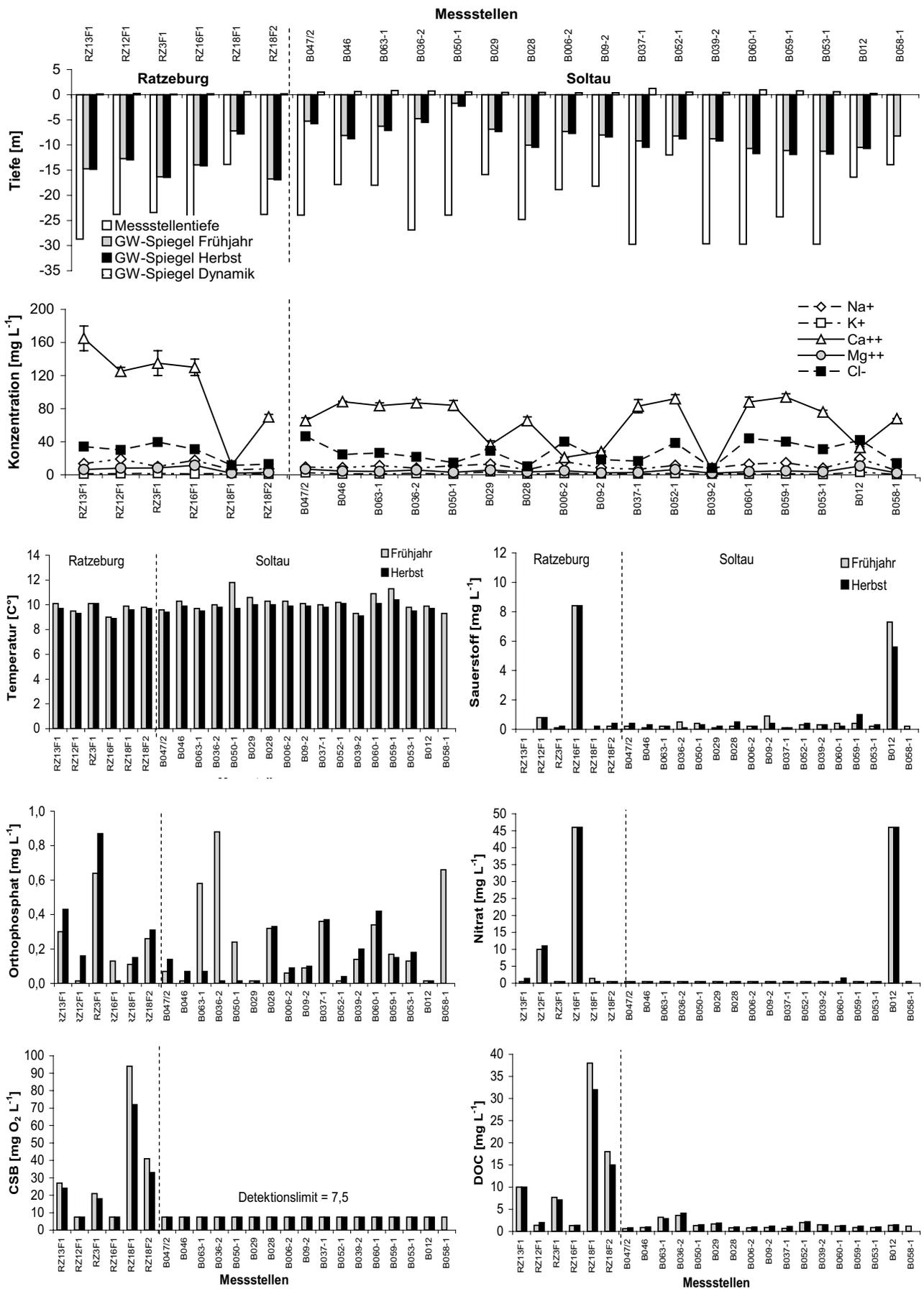


Abb. 13: Ausgewählte physikalisch-chemische Parameter für die Standorte Ratzeburg und Soltau.

von 0,8 an beiden Standorten unterstrich das Bild vielfältiger und stabiler (angepasster) Bakteriengemeinschaften. In nur wenigen Proben wurden im Zuge der T-RFLP DNA-Fingerprint-Analysen weniger als 100 OTUs (Operational Taxonomical Units) gefunden.

Faunistische Ergebnisse der Gebiete Ratzeburg und Soltau

Die Grundwassermessstellen in Ratzeburg waren kaum besiedelt. Von sechs untersuchten Messstellen wurden in nur drei Messstellen Invertebraten gefunden. Insgesamt wurden 1 Oligochät, 1 Nematode und 5 Milben (Acari) gefangen. Auffällig war die Abwesenheit von Kleinkrebsen (Crustacea). Die Shannon-Diversität konnte aufgrund der geringen Besiedlungsdichte nicht berechnet werden. Am Standort Soltau wurden insgesamt 111 Invertebraten im Grundwasser gefangen, die sich auf 15 von 17 untersuchten Messstellen verteilten. Die Tiere konnten 7 taxonomischen Gruppen zugeordnet werden: Crustacea, Oligochaeta, Acari, Nematoda, Turbellaria, Gastropoda und Tardigrada. Den

höchsten Anteil hinsichtlich der Individuenzahl hatten die Milben (Acari) mit 84 Tieren. Milben wurden in 13 von 17 Messstellen gefunden. Aus der Gruppe der Crustaceen wurde ausschließlich *Diaicyclops crassicaudis* (Copepoda, Cyclopoida) mit insgesamt 15 Exemplaren gefangen. Bei dieser Art handelt es sich um einen typischen Vertreter der Oberflächengewässer (Einsle 1993). Alle übrigen Invertebratengruppen traten nur vereinzelt auf. Im Vergleich zu den südlicher gelegenen Untersuchungsgebieten weist das Grundwasser bei Soltau eine nur sehr niedrige Diversität ($H' = 0,31$) auf.

2.2 Untersuchungsstandorte im Erftgebiet (Nordrhein-Westfalen; Naturraumgruppen Niederrheinische Bucht und Östliche Eifel)

Die untersuchten Grundwassermessstellen im „Erftgebiet“ verteilen sich auf zwei biogeografisch, naturräumlich und geologisch unterschiedliche Regionen: die Niederrheinische Bucht und die Östliche Eifel (Abb. 15). Der übergeordnete Arbeitstitel „Erftgebiet“ wurde gewählt, weil alle unter-

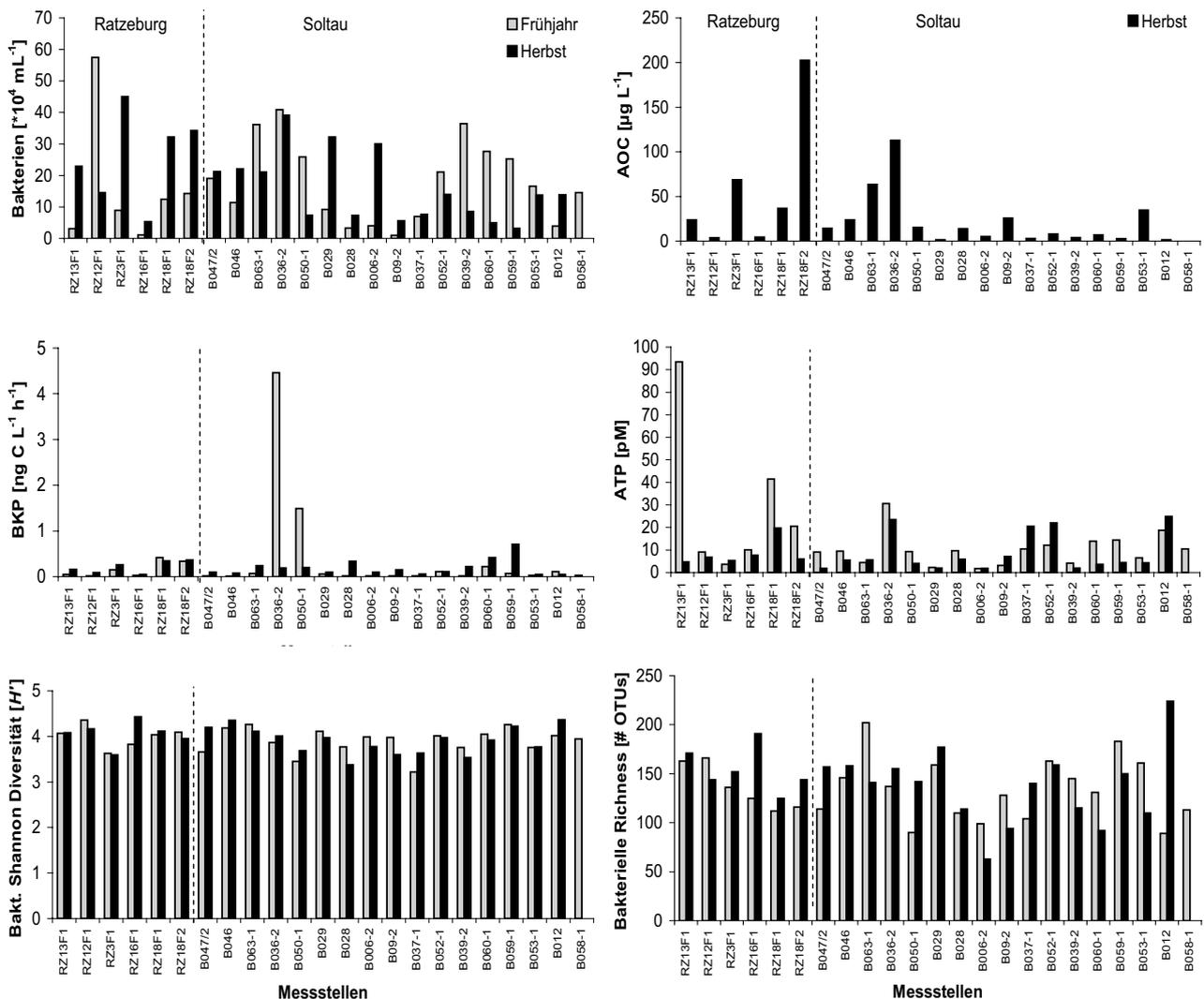


Abb. 14: Ausgewählte mikrobiologische Messgrößen der Standorte Ratzeburg und Soltau.

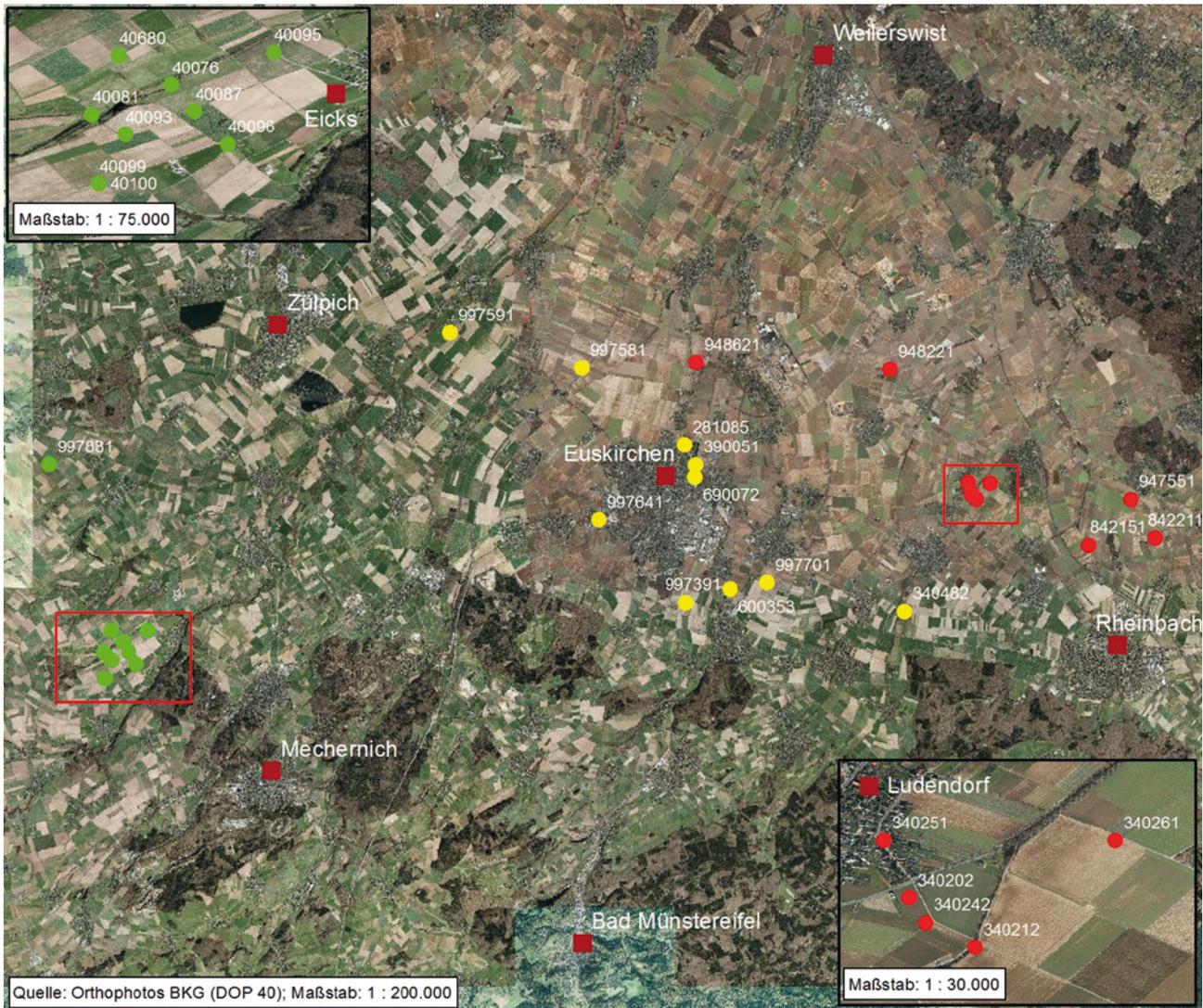


Abb. 15: Die Grundwassermessstellen des Erftgebietes (grün: 10 Messstellen der Östlichen Eifel im Kluffgestein, gelb: 10 Messstellen im oberflächennahen Lockergesteinsleiter der Rurscholle, rot: 10 Messstellen im oberflächennahen Lockergesteinsleiter der Erftscholle) (Quelle: UBA 2011).

suchten Messstellen vom „Erftverband“ betrieben werden. Im Folgenden werden die Standorte der Niederrheinischen Bucht und der Östlichen Eifel beschrieben.

Niederrheinische Bucht

Insgesamt wurden 20 Grundwassermessstellen im Umkreis von Euskirchen (ca. 30 km süd-westlich von Köln) im Frühjahr und Herbst der Jahre 2007 und 2009 untersucht. Alle Messstellen tauchen in den oberflächennahen quartären Lockergesteinsleiter ab. Ausnahmen bildeten zwei Messstellen, die als Ersatz für nicht zugängliche Quartärmessstellen besammelt wurden und bis ins Tertiär abtauchen. Die Messstellen weisen Tiefen zwischen 5 und 33 m auf und verteilen sich in einem Radius von knapp 20 km (Abb. 15). Tektonische Bewegungen seit dem Oligozän verursachten die Teilung der Niederrheinischen Bucht in fünf gekippte, geologische Bruchschollen (Wrede & Hilden 1988) (Abb. 16).

Die Grundwasseruntersuchungen konzentrierten sich auf

zwei dieser Bruchschollen, die Rur- und die Erftscholle. Beide Schollen bestehen aus alluvialen Lockergesteinsleitern, sind also in ihrer geologischen Ausprägung und ihrem Ursprung ähnlich. Da es sich hierbei jedoch um hydrologisch mehr oder weniger gut voneinander getrennte Gebiete handelt, wurden sie in Anlehnung an Hahn & Fuchs (2009) als unterschiedliche „GeoRegs“ behandelt.

Die Niederrheinische Bucht ist eine grundwasserreiche Region mit mächtigen pleistozänen Kies- und Sandablagerungen des Rheins. Das Gebiet wird stark durch Grundwasserentnahmen beansprucht (Marcinek & Schmidt 1995). Durch die vielfachen anthropogenen Belastungen im Niederrheingebiet, wie Landwirtschaft (Abb.17), Tagebau, Kiesgewinnung, Deponien, Altlasten und die Ausweitungen von Siedlungs- und Gewerbeflächen, ist das Grundwasser dieser Region stark überprägt. Die Jahresdurchschnittstemperatur an der Oberfläche liegt bei 8–9 °C und die Jahresniederschlagsmenge bei 600–700 mm (www.klimadiagramme.de 1966–1990).

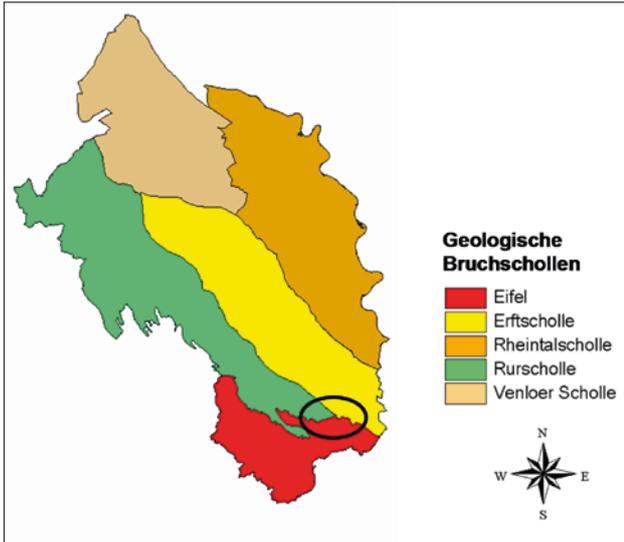


Abb. 16: Tektonische Bruchschollen des Erftgebietes. Die Lage des Untersuchungsgebietes ist schwarz umrandet (Quelle: Erftverband 2007).

Östliche Eifel

In der Nähe von Eicks (Mechernicher Triasdreieck), 15 km westlich von Euskirchen, wurden 10 weitere Grundwassermessstellen im Frühjahr und Herbst 2009 untersucht (Abb. 15). Die Messstellen liegen allesamt im Klufftgestein aus mittlerem Buntsandstein, in einem Radius von etwa 5 km. Das Gebiet am westlichen Rand der Rurscholle ist auch als Mechernicher Trias-Bucht bekannt und von triassischen Sedimenten geprägt (Rath 2003). Der hier vorherrschende Mittlere Buntsandstein liegt im zweiten Grundwasserstockwerk in 20–30 m Tiefe. Er besteht aus einer Wechselfolge von Konglomeraten und Sandsteinen (Meyer 1994). Ebenso wie die Niederrheinische Bucht ist auch dieses Gebiet stark anthropogen (Landwirtschaft und Siedlungen) überprägt. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt hier bei 7–8 °C und die Jahresniederschlagsmenge bei 700–800 mm (www.klimadiagramme.de 1966–1990).



Abb. 17: Intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen im Erftgebiet (Foto: Stein 2009).

Da ein Ziel unserer Untersuchungen war, verschiedene Grundwasserleitertypen miteinander zu vergleichen, wurde die östliche Eifel trotz großer Messstellentiefen in die Standortauswahl aufgenommen. Im Zuge der Auswertung stellte sich allerdings rasch heraus, dass, wie befürchtet, die Tiefe einen maßgeblichen Einfluss auf die Besiedlungsstruktur der Fauna hat, was später keinen direkten Vergleich mit den Lockergesteinsleitern der Niederrheinischen Bucht zuließ. Für die Mikrobiologie ist die Messstellentiefe erstmal unerheblich. Die physikalisch-chemische und mikrobiologische Grundwasserbeschaffenheit beider Regionen werden nachfolgend gemeinsam abgehandelt und verglichen.

Physikalisch-chemische Grundwasserbeschaffenheit der Gebiete Niederrheinische Bucht und Östliche Eifel

Die wesentlichen Charakteristika der physikalisch-chemischen Grundwasserbeschaffenheit sowie die Ausbautiefen der einzelnen Messstellen und deren Grundwasserstände im Frühjahr und Herbst 2009 sind aus Abbildung 18 ersichtlich.

Die Grundwässer der Lockergesteinsleiter der Niederrheinischen Bucht ließen sich deutlich durch niedrigere pH-Werte und eine durchschnittlich höhere Leitfähigkeit, verursacht durch höhere Kalzium-, Chlorid- und Sulfatwerte, von den Klufftleiterproben der Östlichen Eifel unterscheiden (Abb. 18; Tab. A-3-4, Annex 3). Innerhalb der Niederrheinischen Bucht unterscheiden sich die Grundwässer der Erft- und Rurscholle grundsätzlich nicht. Beide Bereiche sind durch eine intensive Landwirtschaft und somit hohe Nitratgehalte geprägt (Abb. 18). Auch die Kaliumwerte übersteigen die als natürlich angegebenen Hintergrundkonzentrationen von $\leq 3,5 \text{ mg L}^{-1}$ bzw. $3,5 - 7,5 \text{ mg L}^{-1}$ (BGR Web Map Service; Wagner et al. 2011; <http://www.bgr.de/Service/grundwasser>) für die Lockergesteinsleiter der Niederrheinischen Bucht und die Klufftleiter der Mechernicher Voreifel vielerorts (Tab. A-3-3 und A-3-4, Annex 3). Auffallend sind die durchschnittlich niedrigeren Sauerstoffkonzentrationen und die vergleichsweise etwas erhöhten DOC-Konzentrationen in den Grundwasserproben der Rurscholle (Abb. 18 und 19). Für die gesamten Daten des Erftgebietes fand sich eine positive Korrelation zwischen DOC und Nitrat ($r=0,46$, $p<0,05$). Nitratwerte in Abbildung 19 zeigen stellvertretend, dass einzelne Messgrößen nur einer sehr geringen jahreszeitlichen Dynamik unterliegen und auch kaum Änderungen über den Zeitraum von drei Jahren zeigen.

Mikrobiologische Grundwasserbeschaffenheit der Gebiete Niederrheinische Bucht und Östliche Eifel

Die bakterielle Kohlenstoffproduktion in den Grundwasserproben des Erftgebietes sind, wie wir dies auch für die Wässer aus Ratzeburg und Soltau gefunden haben, mit Werten $< 1 \text{ ng C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ sehr gering. Allerdings zeigen einzelne Proben der Rurscholle und der Östlichen Eifel hier eine Ausnahme (Abb. 20). Die erhöhten BKP-Werte bestätigen sich teilweise durch ATP-Messungen, welche die aktive

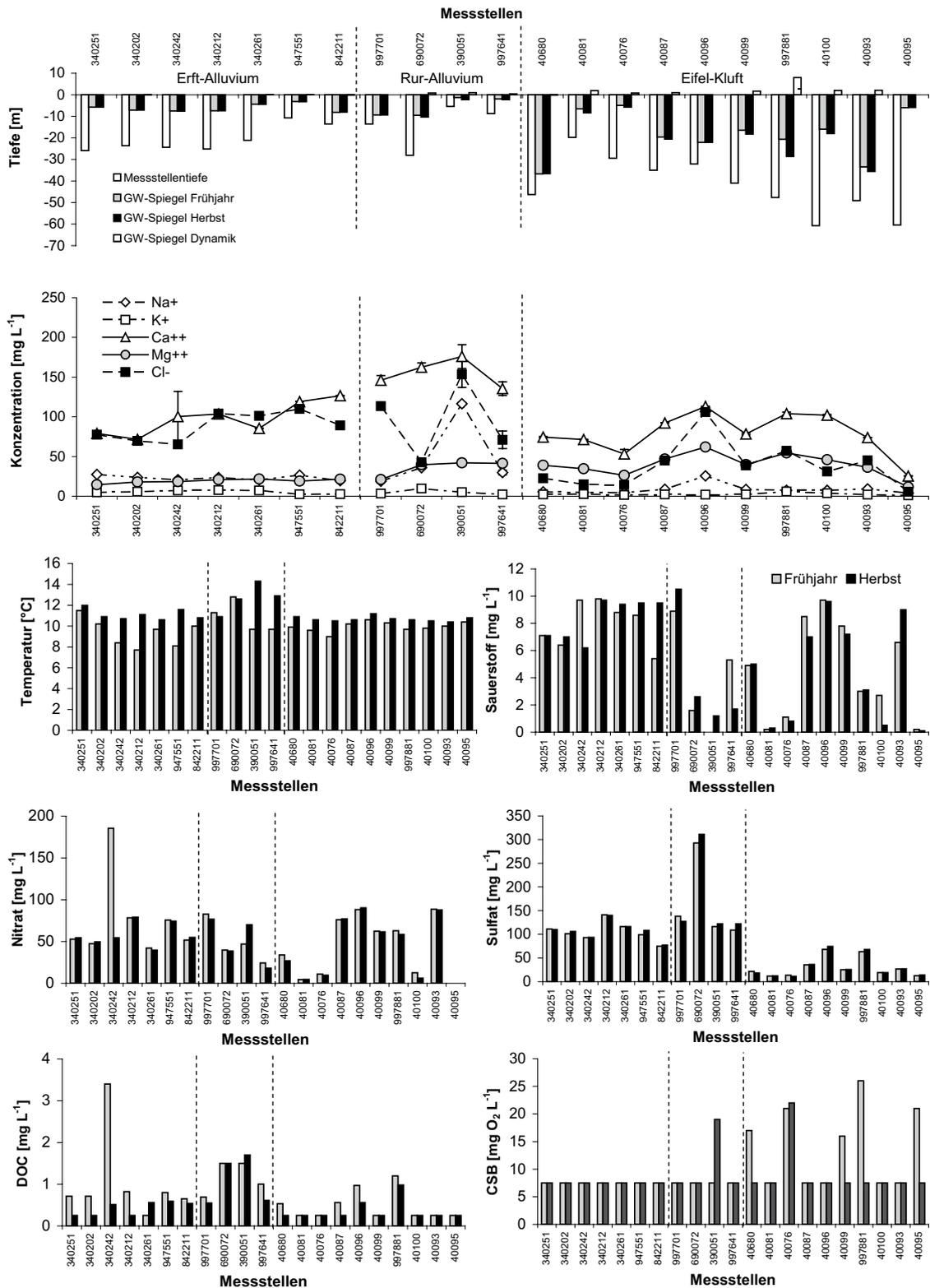


Abb. 18: Ausgewählte physikalisch-chemische Parameter für die Niederrheinische Bucht (Erftscholle und Rurscholle) sowie für die Östliche Eifel.

mikrobielle Biomasse erfassen. Die Gesamtbakterienzahlen waren mit Einzelwerten von 2×10^4 bis $1,9 \times 10^5$ Zellen mL^{-1} deutlich geringer als in Ratzeburg und Soltau. Die drei Standorte in der Niederrheinischen Bucht unterschieden sich hinsichtlich der bakteriellen Abundanz jedoch kaum. Die Proben der Rurscholle zeigen im Schnitt ($7,5 \times 10^4 \pm 5$

Zellen mL^{-1}) etwas höhere Werte als die Erftscholle ($6,3 \times 10^4 \pm 4$ Zellen mL^{-1}) und die Kluftwässer der Östlichen Eifel ($6,4 \times 10^4 \pm 5$ Zellen mL^{-1}) (Abb. 20, Tab. A-3-4, Annex 2). AOC-Konzentrationen variierten zwischen 1,3 bis $54,3 \mu\text{g L}^{-1}$ (Abb. 20) und repräsentierten somit 0,1 bis maximal 13,4% des vorhandenen DOCs. Ähnlich hoch wie in Ratzeburg und

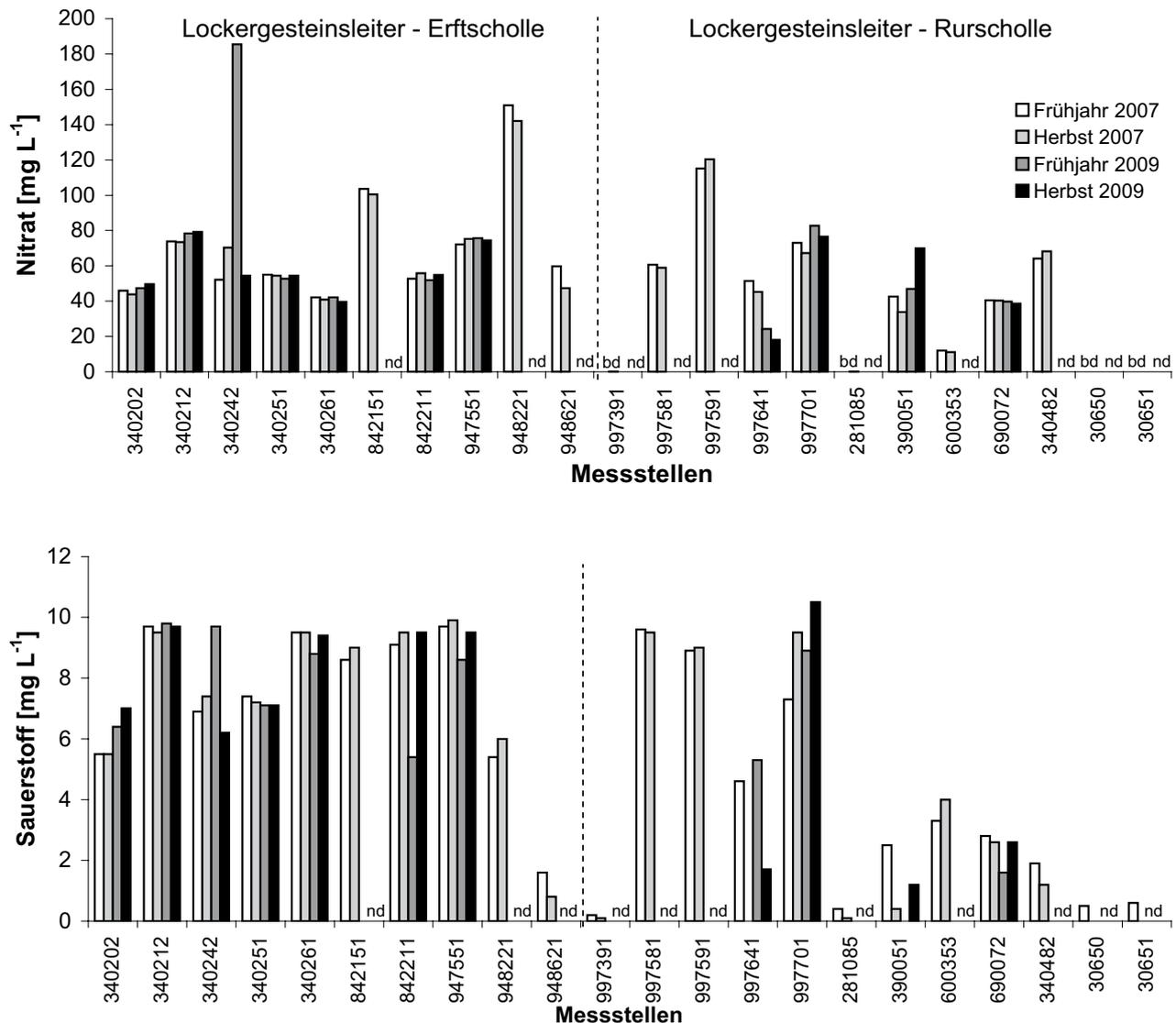


Abb. 19: Nitrat und Sauerstoffwerte für die Grundwässer der Erft- und Rurscholle in den Jahren 2007 und 2009. nd = nicht bestimmt; bd = unterhalb der Nachweisgrenze.

Soltau war die bakterielle Diversität der Grundwässer im Erfgebiet (Abb. 20).

Werden alle Daten des Erfgebietes gepoolt, so zeigt sich eine starke Korrelation zwischen BKP und ATP ($r=0,94$, $p<0,001$). Beide Messgrößen korrelierten signifikant mit dem CSB (Tab. A-3-5, Annex 2). Interessanterweise zeigte auch die Dynamik des Grundwasserspiegels einen positiven Zusammenhang mit der bakteriellen Aktivität (BKP, $r=0,91$, $p<0,001$) bzw. aktiven mikrobiellen Biomasse (ATP, $r=0,93$, $p<0,001$).

Werden die Lockergesteinsleiter der beiden Schollen und der Kluffleiter separat betrachtet, ergeben sich kleinere Unterschiede. Für die Grundwässer der Schollen fanden sich zusätzlich Korrelationen zwischen der Gesamtbakterienzahl und dem CSB ($r=0,70$, $p<0,05$), zwischen der BKP und dem DOC ($r=0,69$, $p<0,05$) als auch dem CSB ($r=0,65$, $p<0,05$), also auch ein Zusammenhang zwischen DOC und bakterieller Diversität ($r=0,72$, $p<0,05$) bzw. Richness ($r=0,79$, $p<0,01$).

Weitere Korrelationen sind aus Tabelle A-3-5 (Annex 3) ersichtlich.

Auch die Kluffwässer der Östlichen Eifel zeigten einen positiven Zusammenhang zwischen DOC und BKP ($r=0,66$, $p<0,05$) bzw. ATP ($r=0,75$, $p<0,05$). Beide Aktivitätsparameter waren signifikant von der Grundwasserspiegeldynamik beeinflusst, welche auch mit dem DOC korrelierte (Tab. A-3-6, Annex 3). Vor allem für den Kluffleiter fand sich ein enger Zusammenhang zwischen Sauerstoff und Nitrat. Ausschließlich für die Östliche Eifel zeigte sich ein negativer Zusammenhang zwischen Gesamtbakterienzahl und Temperatur ($r=-0,76$, $p<0,05$).

Faunistische Ergebnisse für die Niederrheinische Bucht

Die Invertebratengemeinschaften im Grundwasser der Niederrheinischen Bucht wiesen mit insgesamt 30 Taxa eine vergleichsweise hohe Diversität ($H' = 2,087$) auf. Auch die Individuendichte war deutlich höher als in den Messstellen

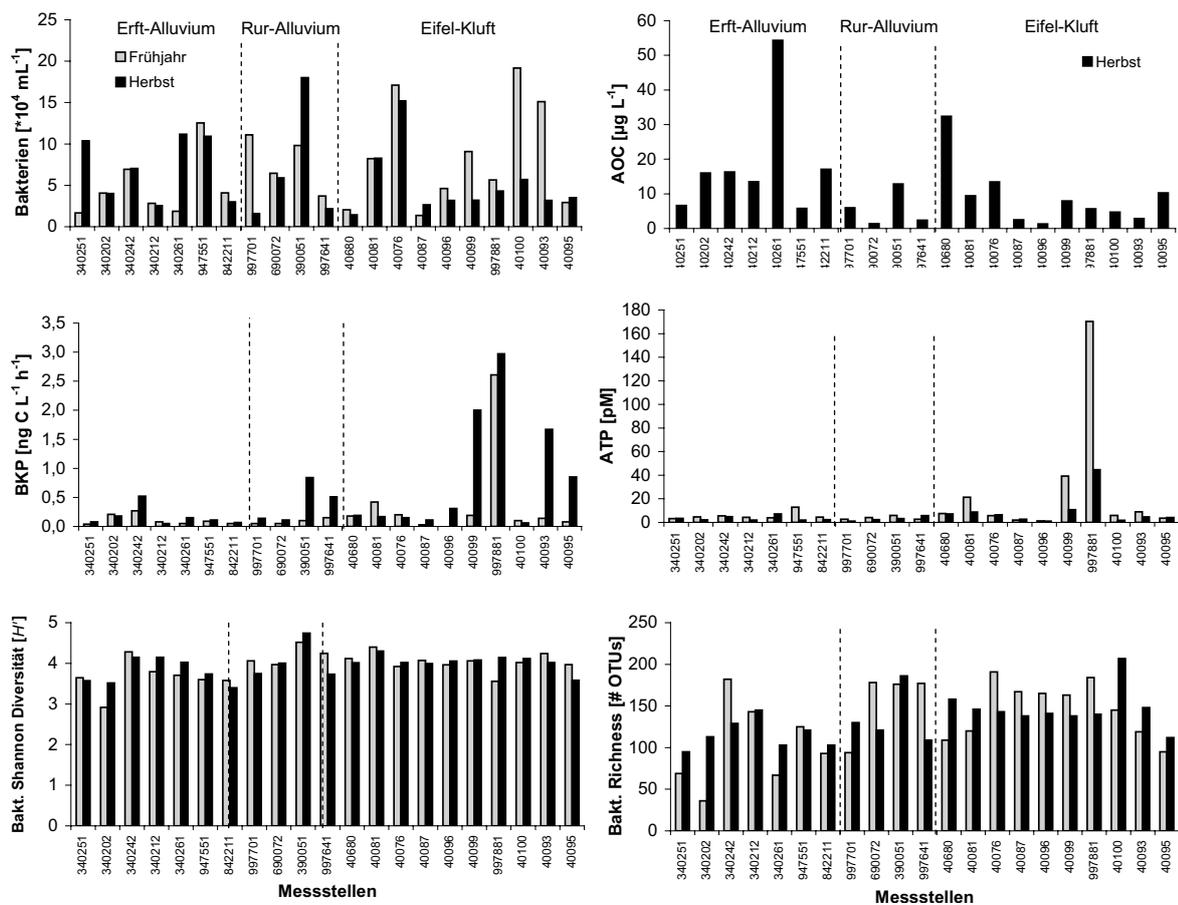


Abb. 20: Ausgewählte mikrobiologische Messgrößen an den unterschiedlichen Standorten im Erftgebiet.

von Ratzeburg und Soltau. In 18 von 20 untersuchten Messstellen wurden insgesamt 2900 Individuen ($MW = 22$) erfasst. Diese ließen sich 16 Crustaceen- und 8 Oligochätenarten, 1 Polychätenart sowie den taxonomischen Großgruppen Acari, Nematoda, Turbellaria, Gastropoda und Insekten zuordnen. Die Gruppe der Crustaceen dominierte. Sie umfasste 70% aller Individuen und war die Tiergruppe mit der höchsten Diversität ($H'_{Crustacea} = 1,624$). Die häufigsten Crustaceenarten waren *Diacyclops languidoides* (Copepoda, Cyclopoida), eine ausgesprochene Grundwasserart und *Diacyclops bistosus* (Copepoda, Cyclopoida), welcher nur bei günstigen Verhältnissen, d.h. ausreichend Sauerstoff und organischem Material, im Grundwasser auftritt. Neben Kleinkrebsen wurden in den Proben vor allem Milben (Acari) und verschiedene Würmer (Oligochäten und Turbellarien) regelmäßig gefunden. Insgesamt lag der Anteil nicht obligatorisch im Grundwasser lebender Arten (Nicht-Stygobionte) etwas höher (56%) gegenüber dem Anteil echter Grundwasserarten (Stygobionte). Bei alleiniger Betrachtung der Crustaceen war allerdings der Anteil stygobionter Arten mit 55% höher als der Anteil nicht-stygobionter Crustaceen.

Faunistische Ergebnisse für die Östliche Eifel

Im Vergleich zur Niederrheinischen Bucht und den südlichen Untersuchungsgebieten (siehe dazu Schritt 2 c und d) waren

die Invertebratengemeinschaften des Buntsandsteins der Östlichen Eifel von deutlich geringeren Abundanzen und einer geringeren Artenvielfalt ($H' = 1,355$, $H'_{Crustacea} = 0,866$) geprägt. In sieben von zehn beprobten Messstellen wurden insgesamt 101 Individuen ($MW = 3$) gefangen. Diese konnten neun unterschiedlichen taxonomischen Gruppen zugeordnet werden. Die Gemeinschaften setzten sich aus 3 Crustaceen- und 3 Oligochätenarten sowie Nematoden, Milben und Tardigraden zusammen. Typisch waren der Höhlenflohkrebs *Microniphargus leruthi* (Amphipoda, Niphargidae) sowie Nematoda. Der Anteil nicht-stygobionter Tiere war im Vergleich zu den Gebieten Niederrheinische Bucht, Alb-Donau-Kreis und Obere Isar mit 67% deutlich höher. Allerdings war der Anteil stygobionter Crustaceen (54%) vergleichbar mit dem der Niederrheinischen Bucht.

2.3 Untersuchungsstandorte im Alb-Donau-Kreis (Baden-Württemberg; Naturraumgruppen Schwäbische Alb und Donau-Iller-Lech-Platten)

Die insgesamt 40 Messstellen des Alb-Donau-Kreises liegen in der Nähe der Stadt Langenau, ca. 20 km nordöstlich von Ulm (Abb. 21). Das Untersuchungsgebiet erstreckte sich in einem Radius von knapp 20 km. Der Großteil der Messstellen wurde im Frühjahr und Herbst 2007/2009 beprobt. Von den 40 Messstellen liegen 20 im Karst und

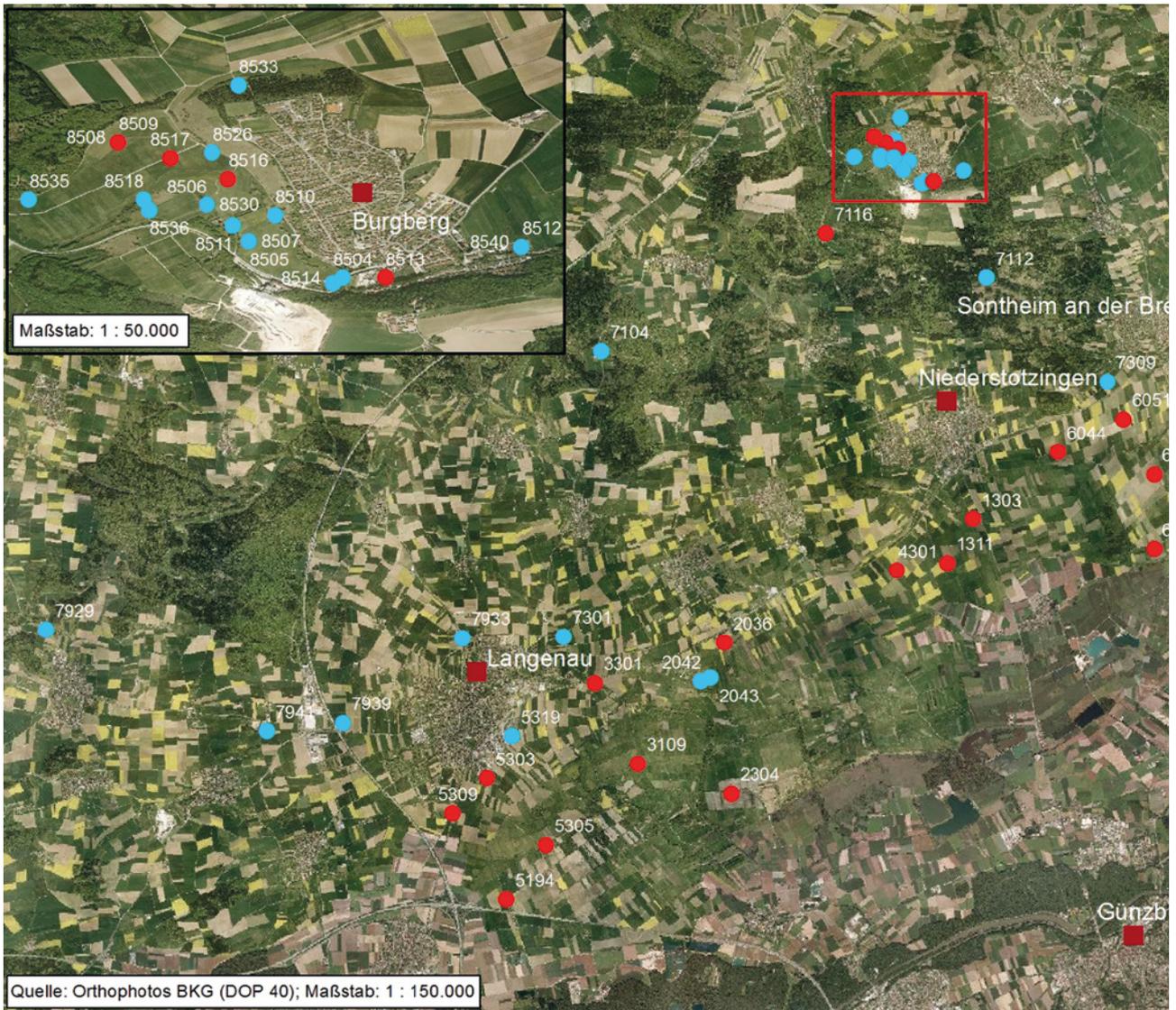


Abb. 21: Grundwassermessstellen im Alb-Donau-Kreis bei Langenau, nordöstlich von Ulm. Die Messstellen verteilen sich auf zwei unterschiedliche Grundwasserleitertypen (blau: Messstellen im Karst, rot: Messstellen im Alluvium). Die rote Linie markiert die Grenze der Naturräume Lonetal-Flächenalb und Donaured (Quelle: UBA 2011).

20 in alluvialen Lockergesteinsleitern mit Tiefen zwischen 6 und 80 m (Abb. 23). Die Messstellen erstrecken sich über zwei Naturräume: a) die nördlich gelegene Lonetal-Flächenalb, die den südlichen Rand der Ostalb bildet und vor allem von Karstgrundwasserleitern geprägt ist und b) das sich im Süden anschließende Donaured (Meynen et al. 1962),



Abb. 22: (A) Kalkfelsen aus Massenkalken des Weißen Jura am Rande des Lonetals bei Burgberg in der Schwäbischen Alb; (B) Ausschnitt des nördlichen Donaureds bei Langenau. Im Bildhintergrund ist der Südrand der Schwäbischen Alb ersichtlich (Fotos: Stein 2009 und 2007).

welches im Donautal liegt und oberflächennah von einem Lockergesteinsleiter geprägt ist.

Die Schwäbische Alb ist das größte Karstgebiet Deutschlands und ein wichtiges Gebiet für die Wasserversorgung im südwestlichen Raum (Stuttgart) (Kolokotronis et al. 2002). Die Lockergesteinsleiter bestehen aus grobem fluvioglazialen Material mit großen Porenzwischenräumen (Geyer & Gwinner 1984). Die durchschnittlich 10 m mächtigen Sand- und Kiesschichten werden im Donaured durch Jura-Kalke oder die Molasse überdeckt (Schneck 2006). Aufgrund der von Nordost nach Südwest verlaufenden Neigung der Lonetal-Flächenalb wird das Donaured überwiegend von den Karstgrundwässern der Flächenalb gespeist und bildet mit diesen ein gemeinsames hydrologisches System (Schneck 2006). Das Jahresmittel der Lufttemperatur liegt bei 7–8 °C und die Jahresniederschlagsmenge variiert zwischen 700–800 mm (www.klimadiagramme.de 1966–1990).

Physikalisch-chemische Grundwasserbeschaffenheit im Alb-Donau-Kreis

Sowohl an den Hauptionen wie auch an anderen Wasserinhaltsstoffen ist erkennbar, dass sich das Karstwasser nur geringfügig in seiner Zusammensetzung vom alluvialen

Grundwasser im Donauried unterscheidet. Im Durchschnitt etwas erhöhte Ionenkonzentrationen finden sich im alluvialen Grundwasser des Donaurieds. Wie bereits erwähnt, bilden beide Systeme, die Lonetal-Flächenalb und das Donauried, eine hydrologische Einheit. Der Karst entwässert direkt ins Alluvium des Donautals.

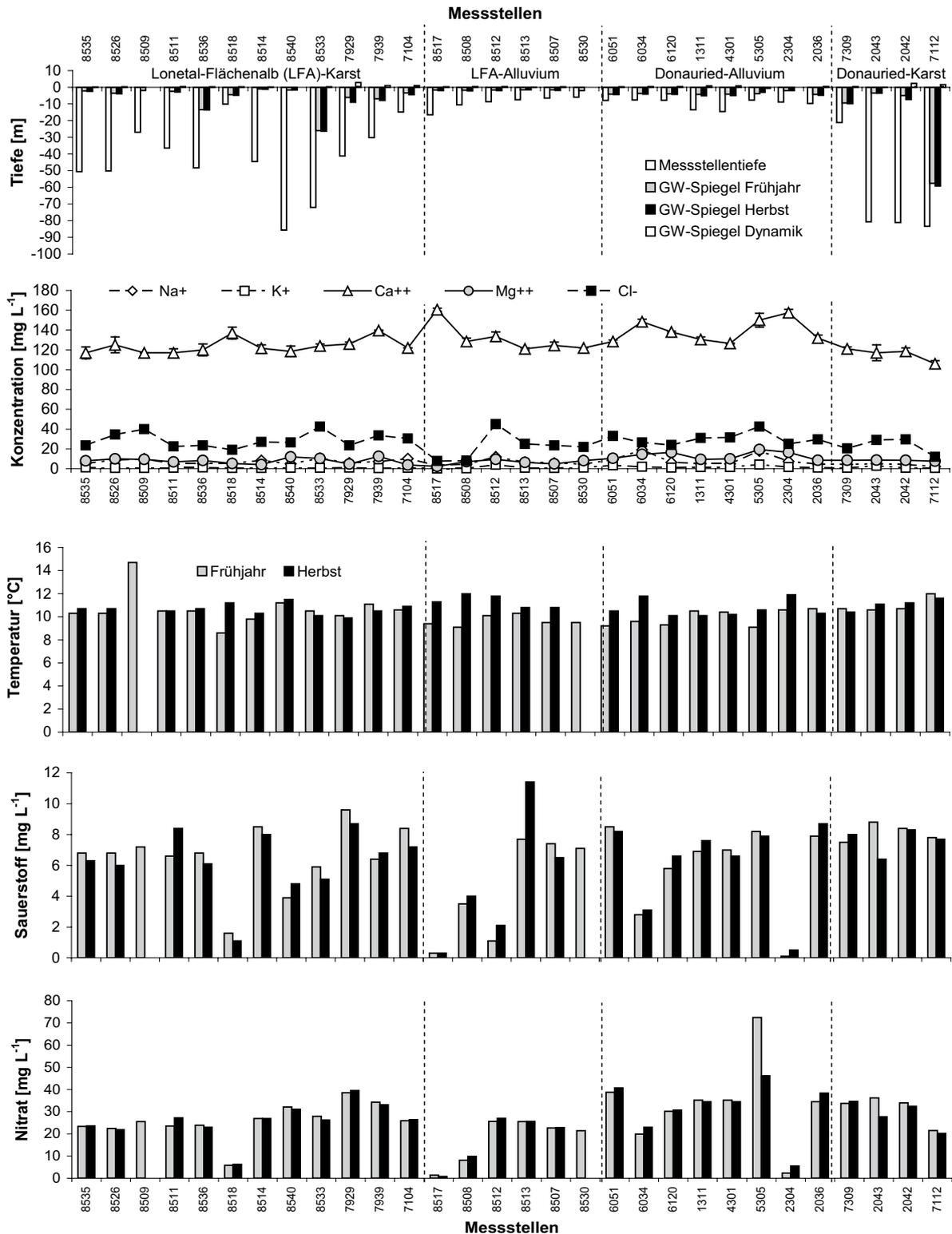


Abb. 23: Ausgewählte physikalisch-chemische Parameter im Karst und im Alluvium von Lonetal-Flächenalb und Donauried im Jahr 2009.

Das Grundwasser des Donaurieds unterschied sich vor allem durch im Mittel 20–40 % höhere Nitratwerte im Jahr 2009 vom Karstwasser der Schwäbischen Alb (Abb. 23). Werden die Daten aus 2007 und 2009 zusammengefasst, wird dieser Unterschied noch deutlicher. Das Karstwasser der Lonetal-Flächenalb enthielt im Mittel $27,8 \pm 11 \text{ mg L}^{-1}$ und das Grundwasser der quartären Talfüllungen $17,4 \pm 12 \text{ mg L}^{-1}$ Nitrat. Im Donauried enthielt das alluviale, oberflächennahe Grundwasser $32,6 \pm 15 \text{ mg L}^{-1}$ und die tieferen Karstwässer im Durchschnitt $32,3 \pm 6 \text{ mg L}^{-1}$ Nitrat. Werte für Kalium und Orthophosphat lagen mit wenigen Ausnahmen unter den als natürlich definierten Hintergrundkonzentrationen von $3,5 \text{ mg L}^{-1}$ und $0,3\text{--}0,6 \text{ mg L}^{-1}$ (BGR Web Map Service; Wagner et al. 2011; <http://www.bgr.de/Service/grundwasser>; Tab. A-3-7 und A-3-8, Annex 3).

Sowohl die Grundwasserbeschaffenheit im Karst der Schwäbischen Alb als auch im Alluvium des Donautals zeigten eine zum Teil große Variabilität innerhalb der einzelnen Messstellen (Abb. 23 und 24). Über den Untersuchungszeitraum lieferten jedoch die Messstellen im Donauried konstantere Werte als die Karstmessstellen der Alb. Dies ist an den Nitratwerten der Jahre 2007 und 2009 in Abbildung 24 verdeutlicht. Die Grundwässer der quartären Sedimentablagerungen zeigten für die beiden Naturräume sowohl separat als auch gepoolt immer höhere Werte für DOC (gepoolt $1,2 \pm 1,3 \text{ mg L}^{-1}$ vs. $0,6 \pm 0,4 \text{ mg L}^{-1}$) und Orthophosphat

(gepoolt $66 \pm 71 \mu\text{g L}^{-1}$ vs. $39 \pm 19 \mu\text{g L}^{-1}$) als die Karstwässer (Abb. 23, Tab. A-3-7 und A-3-8, Annex 3).

Mikrobiologische Grundwasserbeschaffenheit des Gebietes Alb-Donau-Kreis

Die Zahl der Bakterien in den Karst- und Grundwasserproben im Alb-Donau-Kreis im Jahr 2009 bewegte sich zwischen $1,3 \times 10^3$ bis $1,5 \times 10^6$ Zellen mL^{-1} (Abb. 25), wobei letzterer Wert (MSt 8517 Herbst 2009) als deutliches Indiz für eine lokale Belastung gilt, da andere Proben einen Wert von $2\text{--}3 \times 10^5$ Zellen mL^{-1} nicht überschritten (Abb. 25). Die geringsten Werte fanden sich für die Karstwässer der Lonetal-Flächenalb ($1,6 \pm 1,9 \times 10^4$ Zellen mL^{-1}), gefolgt von den Grundwässern der Talfüllungen in der Alb ($3,9 \pm 5,6 \times 10^4$ Zellen mL^{-1} ; der Herbstwert der Messstelle 8517 wurde dabei nicht berücksichtigt), den Proben aus dem Alluvial im Donauried ($4,7 \pm 4,3 \times 10^4$ Zellen mL^{-1}) und den Karstwasserproben im Donauried ($11,4 \pm 6,8 \times 10^4$ Zellen mL^{-1}).

Werden alle Karst- und Lockergesteinsleiterproben aus dem Jahr 2009 verglichen, ergeben sich keine statistischen Unterschiede. Voraussetzung ist einmal mehr, dass der Herbstwert von MSt 8517 unberücksichtigt bleibt. Deutliche Unterschiede ergeben sich im Vergleich zwischen den Proben der Lonetal-Flächenalb ($2,3 \pm 3,6 \times 10^4$ Zellen mL^{-1}) und dem Donauried ($6,9 \pm 6,0 \times 10^4$ Zellen mL^{-1}).

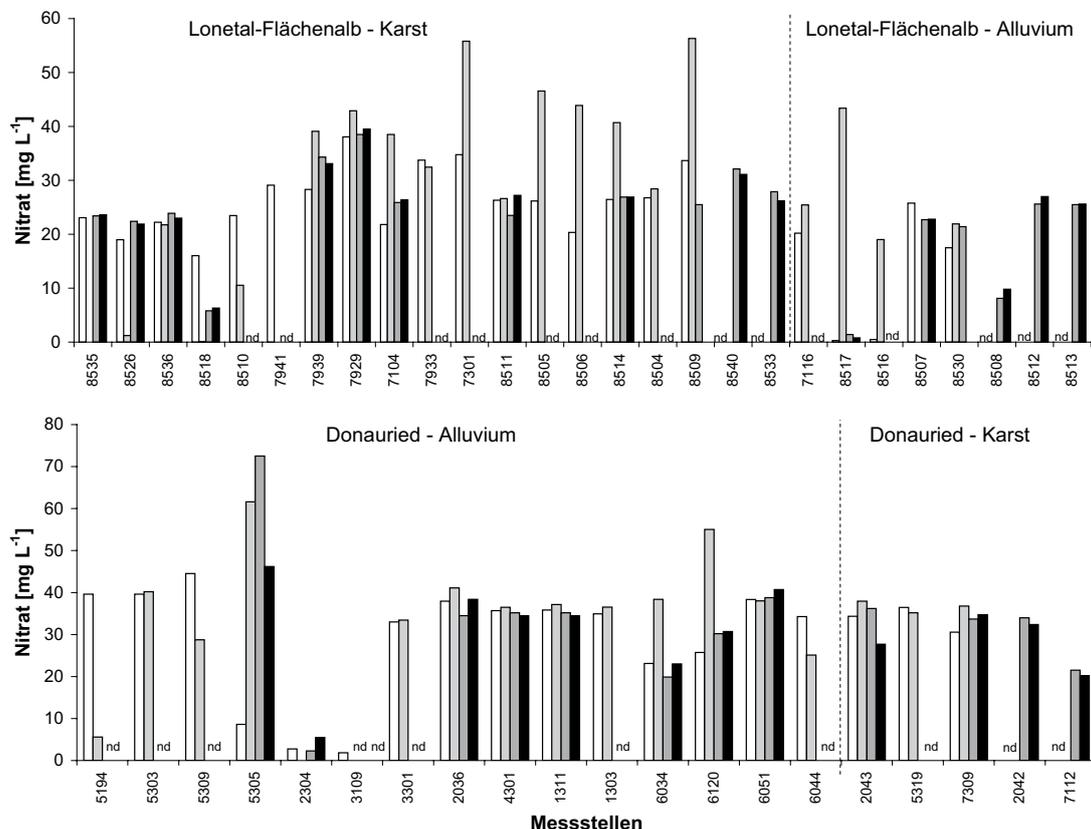


Abb. 24: Nitratwerte für die Karstwässer und die alluvialen Grundwässer der Lonetal-Flächenalb und des Donaurieds in den Jahren 2007 und 2009. nd = nicht bestimmt.

Die bakterielle Kohlenstoffproduktion in den Karst- und Grundwässern des Alb-Donau-Kreises lag mit Werten meist unter $1 \text{ ng C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ generell sehr niedrig. Leider konnten aufgrund der unterschiedlich verwandten Methoden die BKP-Daten aus 2007 (bestimmt über den Einbau von ^3H -markiertem Thymidin, siehe Griebler et al. 2008) und 2009 (bestimmt über den Einbau von ^3H -markiertem Leucin) nur eingeschränkt miteinander verglichen werden. Dieser Methodenwechsel wurde vor allem aus Gründen der besseren Sensitivität und Nachweisgrenze notwendig. Die höchsten BKP-Werte wurden für 2009 im Mittel für die Karstwässer des Donaurieds ($1,1 \pm 0,8 \text{ ng C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$) bestimmt (Abb. 25). Insgesamt war die bakterielle Kohlenstoffproduktion, ähnlich wie die bakterielle Abundanz, für die Wässer des Donaurieds höher ($0,5 \pm 0,6 \text{ ng C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$) als für die Albwässer ($0,3 \pm 0,4 \text{ ng C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Diesem Muster folgten auch die Shannon-Diversität, die Evenness und die Richness (Anzahl an OTUs) (Tab. 2). Im Jahr 2007 war die Diversität der Grundwässer aus den Lockergesteinsleitern höher als jene der Karstwässer. Dieser Trend konnte 2009 nicht bestätigt werden (Tab. 2). Im Durchschnitt beider Jahre findet sich dieser Unterschied wieder, wenn auch weniger deutlich.

Anders im Donauried: Auch hier bestand eine negative Korrelation zwischen DOC, AOC und O_2 -Gehalt, zwischen O_2 -Gehalt und Diversität hingegen konnte ein positiver Zusammenhang festgestellt werden.

Die Bakterienzahl korrelierte mit der BKP, der Richness und dem Phosphatgehalt. Die BKP wiederum korrelierte mit dem pH-Wert und der Leitfähigkeit. Interessanterweise ergab sich für das Donauried auch ein positiver Zusammenhang zwischen der Bakterienzahl und der Dynamik des Grundwasserspiegels ($r=0,70$, $p<0,01$), der wiederum negativ mit der ATP-Konzentration zusammenhing ($r=-0,91$, $p<0,001$) (Tab. A-3-11, Annex 3). Ein abschließender Vergleich aller Grundwasserproben aus den Lockergesteinsleitern und den Karstwässern ergab eine Fülle von signifikanten Korrelationen für die alluvialen Grundwässer, jedoch nur wenige, statistisch abgesicherte Zusammenhänge zwischen mikrobiologischen Messgrößen und den Umweltbedingungen für die Karstwässer (Tab. A-3-12, Annex, 3).

Auffallend für die Karstwässer war der Zusammenhang des pH-Werts mit der BA, der BKP und der ATP-Konzentration.

	LFA Karst	LFA Alluvium	DR Alluvium	DR Karst	Karst gesamt	Alluvium gesamt	LFA gesamt	DR gesamt
DIV	$3,3 \pm 0,8$	$3,4 \pm 0,7$	$3,4 \pm 0,6$	$3,4 \pm 0,5$	$3,1 \pm 0,8$	$3,1 \pm 0,8$	$3,1 \pm 0,8$	$0,72 \pm 0,12$
EVEN	$3,3 \pm 0,8$	$0,75 \pm 0,11$	$0,77 \pm 0,88$	$0,74 \pm 0,09$	$3,1 \pm 0,8$	$3,1 \pm 0,8$	$0,72 \pm 0,12$	$0,72 \pm 0,12$
RICH	75 ± 38	96 ± 36	90 ± 34	101 ± 42	$3,1 \pm 0,8$	$3,1 \pm 0,8$	$0,72 \pm 0,12$	$0,72 \pm 0,12$

Tab. 2: Shannon-Diversität, Evenness und Richness für die bakteriellen Gemeinschaften des Alb-Donau-Kreises, aufgeschlüsselt nach Naturräumen und Grundwasserleitertypen. Werte sind Mittelwerte +/- STABW; berücksichtigt wurden alle Daten aus 2007 und 2009 (n=129).

Die bakterielle Diversität im Alb-Donau-Kreis zeigte deutlich niedrigere Werte als jene aus dem Erftgebiet.

Unter Berücksichtigung aller Daten aus dem Alb-Donau-Kreis, zeigten sich signifikante Korrelationen zwischen der Gesamtbakteriendichte und der Richness ($r=0,42$, $p<0,005$), der ATP-Konzentration ($r=0,47$, $p<0,05$), dem AOC ($r=0,68$, $p<0,01$), dem DOC ($r=0,82$, $p<0,001$), dem CSB ($r=0,94$, $p<0,001$), der NH_4^+ Konzentration ($r=0,69$, $p<0,01$) und schlussendlich auch der Sauerstoffkonzentration ($r=-0,47$, $p<0,01$) (Tab. A-3-9, Annex 3). Weitere signifikante Korrelationen ergaben sich zwischen BKP, ATP und der Orthophosphatkonzentration. Zudem korrelierte der Sauerstoff mit dem AOC und DOC, wobei letzterer einen negativen Zusammenhang mit Nitrat zeigte (Tab. A-3-9, Annex 3).

Betrachtet man die Lonetal-Flächenalb und das Donauried getrennt voneinander, so zeigt die Alb ähnliche Zusammenhänge. Die Bakterienzahl korreliert hier signifikant positiv mit dem AOC, dem DOC und dem CSB. Negative Korrelationen bestanden zu O_2 -Gehalt und pH-Wert (Tab. A-3-10, Annex 3). Weitere Zusammenhänge gab es zwischen BKP, ATP, Richness, Phosphat und Sulfat. Erneut korrelierten erhöhte DOC-Werte mit verringerten Sauerstoffkonzentrationen. Niedrigere Sauerstoffkonzentrationen ihrerseits wiesen auf eine höhere bakterielle Diversität hin (Tab. A-3-10, Annex 3).

Die bakterielle Abundanz korrelierte noch mit der BKP. Erstmals ergaben sich vermehrt Korrelationen mit einzelnen Anionen und Kationen (Tab. A-3-13, Annex, 3). Für die Wässer aus dem Alluvium fielen vor allem die vielen Korrelationen mit der Gesamtbakterienzahl ins Auge. Die BA korrelierte signifikant mit der BKP ($r=0,55$, $p<0,05$), der ATP-Konzentration ($r=0,87$, $p<0,001$), dem AOC ($r=0,87$, $p<0,001$), dem DOC ($r=0,89$, $p<0,001$), dem Sauerstoffgehalt ($r=-0,57$, $p<0,05$) und dem pH-Wert ($r=-0,83$, $p<0,001$). Vor allem DOC, Sauerstoff und der pH scheinen wichtige Einflussfaktoren in den Lockergesteinswässern der Schwäbischen Alb zu sein. Alle weiteren signifikanten Zusammenhänge sind im Detail aus Tabelle A-3-12 (Annex 3) ersichtlich.

Faunistische Ergebnisse für den Alb-Donau-Kreis

Mit einer Ausnahme waren alle untersuchten Grundwassermessstellen (n=47) im Alb-Donau-Kreis von Invertebraten besiedelt. Insgesamt wurden 1710 Tiere gefunden, wobei die durchschnittliche Individuenanzahl (MW=7 Individuen) deutlich geringer als in der Niederrheinischen Bucht war. Im Gegensatz dazu wiesen die Invertebratengemeinschaften des Alb-Donau-Kreises mit einer Gesamttaxazahl von 41 eine höhere Diversität ($H' = 2,235$; $H'_{\text{Crustacea}} = 2,081$) auf als in der Niederrheinischen Bucht. Die Gemeinschaften setzten sich aus 28 Crustaceen-, 7 Oligochäten- und 3 Gastro-

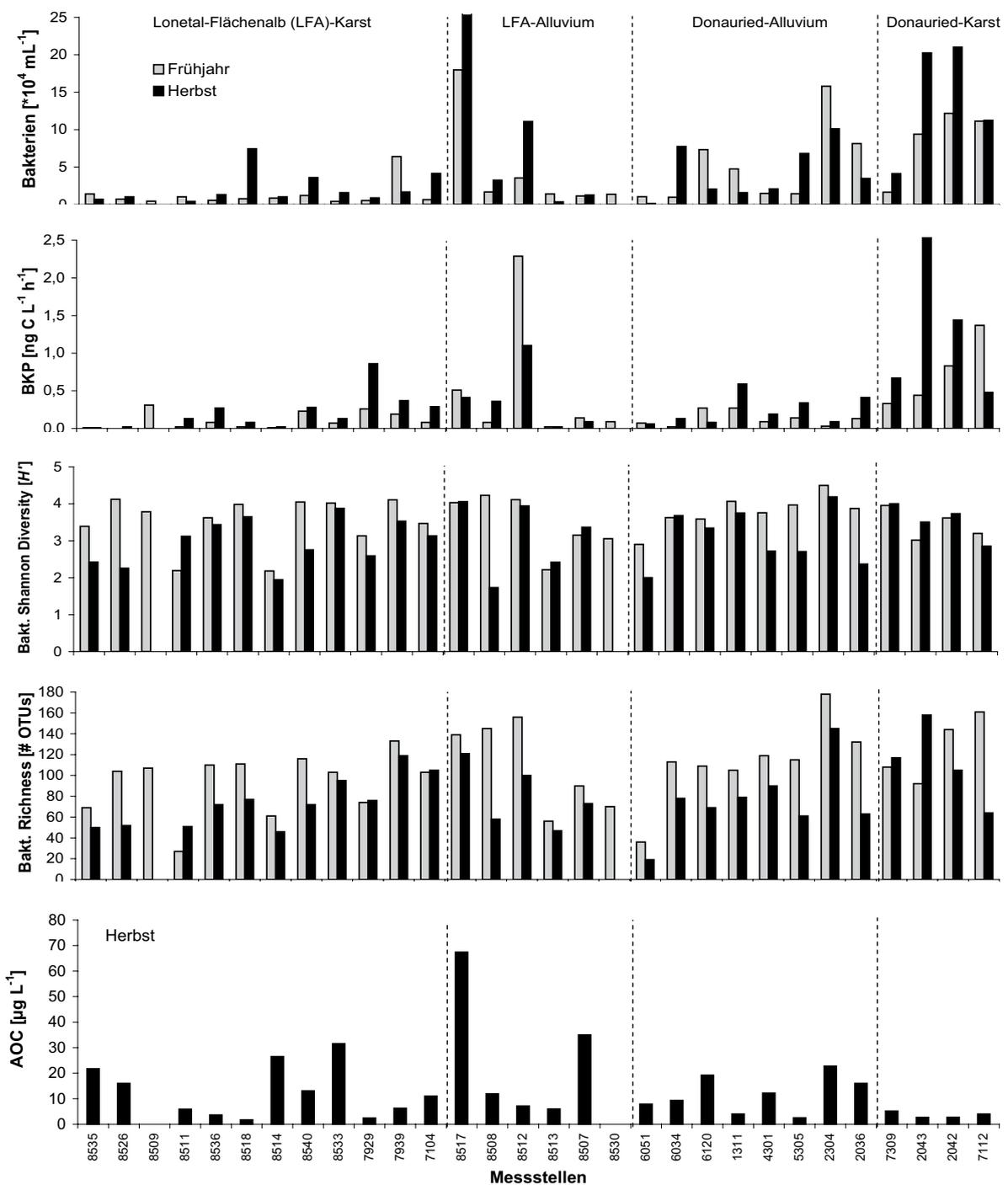


Abb. 25: Ausgewählte mikrobiologische Messgrößen an den unterschiedlichen Standorten und Grundwasserleitertypen im Alb-Donau-Kreis.

podenarten sowie Vertretern der Nematoda, Acari, Insecta, Turbellaria und Tardigrada zusammen. Das Artenspektrum unterschied sich deutlich von den nördlicheren Untersuchungsgebieten. Die Gemeinschaften waren vor allem durch eine diverse Amphipodenfauna (8 Arten) sowie das Vorkommen der Grundwasserassel *Proasellus slavus* (Isopoda, Asellidae) gekennzeichnet. Häufig wurden Arten gefunden, deren Verbreitungsschwerpunkt laut Fachliteratur im Süden Deutschlands, meist im Donaueinzugsgebiet, liegt (Steenken 1998, Fuchs 2007). Ein weiterer deutlicher Unterschied zu

allen bisher beschriebenen Untersuchungsgebieten war die deutliche Dominanz stygobionter Arten (96%), die am stärksten bei den Crustaceen (98%) ausgeprägt war.

2.4 Untersuchungsstandort Obere Isar (Bayern; Naturraumgruppe Nördliche Kalkhochalpen)

Die 14 untersuchten Messstellen im Bereich der Oberen Isar liegen ca. 2 km vom südlichen Ortsrand von Mittenwald entfernt (Abb. 26). Das Untersuchungsgebiet kann in einen

siedlungsnahen und einen siedlungsfernen Bereich unterteilt werden. Sieben Messstellen befinden sich direkt bei Mittenwald, während sich sieben weitere Messstellen ca. 2 km weiter südlich in einem bewaldeten Naturschutzgebiet, dem Ried, befinden (Abb. 27A). Alle Messstellen liegen in alluvialen Lockergesteinsleitern, die sich aus grobem, schotterigem Material zusammensetzen. Das Untersuchungsgebiet gehört zum nördlichen Teilabschnitt der Nördlichen Kalkalpen und liegt im Einzugsgebiet der Isar (Abb. 27B). Das Grundwasser in diesem Gebiet ist im Frühjahr stark von aus den Bergen abfließenden Schmelzwässern und im Sommer durch unregelmäßige Regenereignisse beeinflusst. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 6–7 °C und die Jahresniederschlagsmenge bei 1400–1500 mm (www.klimadiagramme.de 1966–1990).

Physikalisch-chemische Grundwasserbeschaffenheit des Gebietes Obere Isar

Die wesentlichen Charakteristika der physikalisch-chemischen Grundwasserbeschaffenheit sowie die Ausbautiefe der einzelnen Messstellen und deren Grundwasserstände im Frühjahr und Herbst 2009 sind aus Abbildung 28 ersichtlich. Die Grundwasserbeschaffenheit entspricht für den Großteil der physikalisch-chemischen Messgrößen den von Kunkel et al. (2004) und dem BGR Web Map Service (Wagner et al. 2011; <http://www.bgr.de/Service/grundwasser>) für die Region angegebenen natürlichen Hintergrundwerten.

Auffällig sind die sehr niedrigen Nitratwerte von 1,9 bis 3,7 mg L⁻¹, die einen zu erwartenden natürlichen Hintergrund widerspiegeln. Die Hauptkationen, Na⁺, K⁺, Ca⁺⁺ und Mg⁺⁺ zeigen dagegen etwas höhere Werte als bei Kunkel et al. (2004) für diese hydrogeologische Bezugseinheit angegeben ist. DOC Konzentrationen lagen an der Oberen Isar zwischen 0,7 und 1,8 mg L⁻¹ und die entnommenen Grundwässer waren ohne Ausnahme annähernd sauerstoffgesättigt (9,4 bis 11,8 mg L⁻¹). In der chemischen Grundwasserbeschaffenheit wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den ortsnahen und ortsfernen Messstellen gefunden, wobei die Hauptkationen sowie Sulfat, Orthophosphat sowie pH-Wert und Temperatur im ortsnahen Bereich tendenziell etwas höher lagen. Einen umgekehrten Trend zeigten Sauerstoff, Nitrat und DOC (Abb. 28).



Abb. 27: Standorte an der Oberen Isar bei Mittenwald. (A) Das Ried, ein Naturschutzgebiet südlich der Stadt (Foto: Griebler 2009). (B) Die Isar, etwa 2 km südlich von Mittenwald mit Blickrichtung Süden. Der Fluss weist in diesem Gebiet noch größere Umlagerungsflächen mit vegetationsarmen Bereichen auf (Foto: Berkhoff 2009).



Abb. 26: Die Grundwassermessstellen im alluvialen Lockergestein der Oberen Isar, südlich des Ortes Mittenwald (Quelle: UBA 2011).

Mikrobiologische Grundwasserbeschaffenheit des Gebietes Obere Isar

Die Grundwässer aus im Bereich der Oberen Isar enthielten im Mittel $3,7 \pm 3,54 \times 10^4$ mL⁻¹ Bakterien mit Werten zwischen $1,2 \times 10^3$ bis 1×10^5 Zellen mL⁻¹ (Abb. 29). Die bakterielle Kohlenstoffproduktion lag mit einem Durchschnittswert von $0,1 \pm 0,22$ ng C L⁻¹ h⁻¹ noch einmal deutlich niedriger als in allen zuvor beschriebenen Untersuchungsgebieten. Die geringen Aktivitäten spiegeln sich auch in den ATP-Konzentrationen wider ($3,1 \pm 2,3$ pM). Für ATP zeigten sich geringere Werte im Frühjahr ($1,6 \pm 1,5$ pM) als im Herbst ($4,5 \pm 2,1$ pM), ein Muster, das sich bei BA und BKP nicht wiederfindet. Die bakterielle Diversität betrug im Mittel $H' = 3,5 \pm 0,7$ und war im Gegensatz zu ATP im Frühjahr höher ($4,0 \pm 0,5$) als im Herbst ($2,9 \pm 0,5$). An dieser Stelle muss jedoch erwähnt werden, dass ein Jahresgang der Diversität, wie er an ausgewählten Messstellen an der Oberen Isar im Zeitraum Frühjahr 2010 bis Frühjahr 2011 aufgenommen wurde, höchste Werte für die Winter- und Frühjahrsmonate (zwischen 3–4) und einen Einbruch der bakteriellen Diversität im Grundwasser (Werte zwischen 1–2) im Sommer und Herbst zeigte (Zhou Y. unveröffentl. Daten). Ein zur Diversität ähnliches Muster fand sich auch für die bakterielle Richness. Die durchschnittliche Anzahl von OTUs in einer Messstelle war im Frühjahr mit 110 ± 40 höher als im Herbst mit 72 ± 32 OTUs (Abb. 28). Die durchschnittliche AOC Konzentration lag bei $6,5 \pm 4,4$ µg L⁻¹. Vergleicht man die Daten der ‚ortsnahen‘ mit jenen der ‚ortsfernen‘ Messstellen, ergeben sich

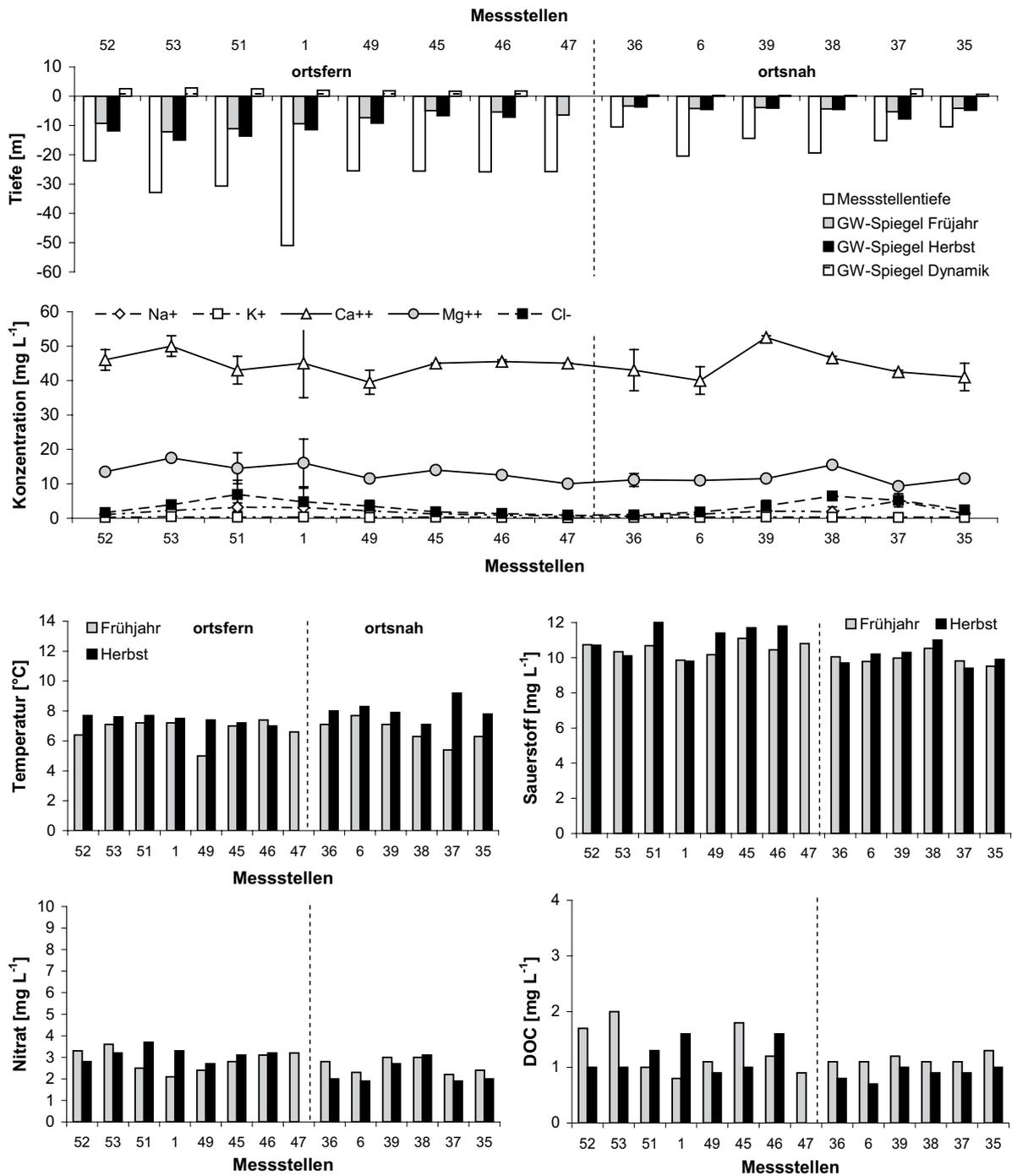


Abb. 28: Ausgewählte Physikalisch-chemische Parameter am Untersuchungsstandort Obere Isar.

tendenziell höhere Werte für die ortsfernen Wässer, wie dies für die BA, ATP, Diversität, Evenness, Richness zutrifft. Auch die durchschnittlichen DOC, AOC und Nitratwerte waren etwas höher in Grundwasserproben aus ortsfernen Messstellen.

Signifikante Korrelationen zwischen mikrobiellen Messgrößen und Umweltvariablen fanden sich nur wenige. Die Bakterienzahl korrelierte mit dem pH ($r=-0,57$, $p<0,05$). ATP korrelierte mit dem DOC ($r=0,66$, $p<0,05$) und dem pH-Wert

($r=-0,59$, $p<0,05$). Eine weitere Korrelation zeigte sich für die bakterielle Diversität und dem AOC ($r=-0,70$, $p<0,05$). Nitrat korrelierte sowohl mit dem DOC ($r=0,56$, $p<0,05$) und AOC ($r=0,68$, $p<0,05$) als auch mit dem Sauerstoff ($r=0,68$, $p<0,01$) (Tab. A-3-15, Annex 3).

Faunistische Ergebnisse für den Standort Obere Isar

In 13 von 14 besammelten Messstellen wurden insgesamt 85 Tiere (MW=2) gefunden. Im Vergleich zu den übrigen Unter-

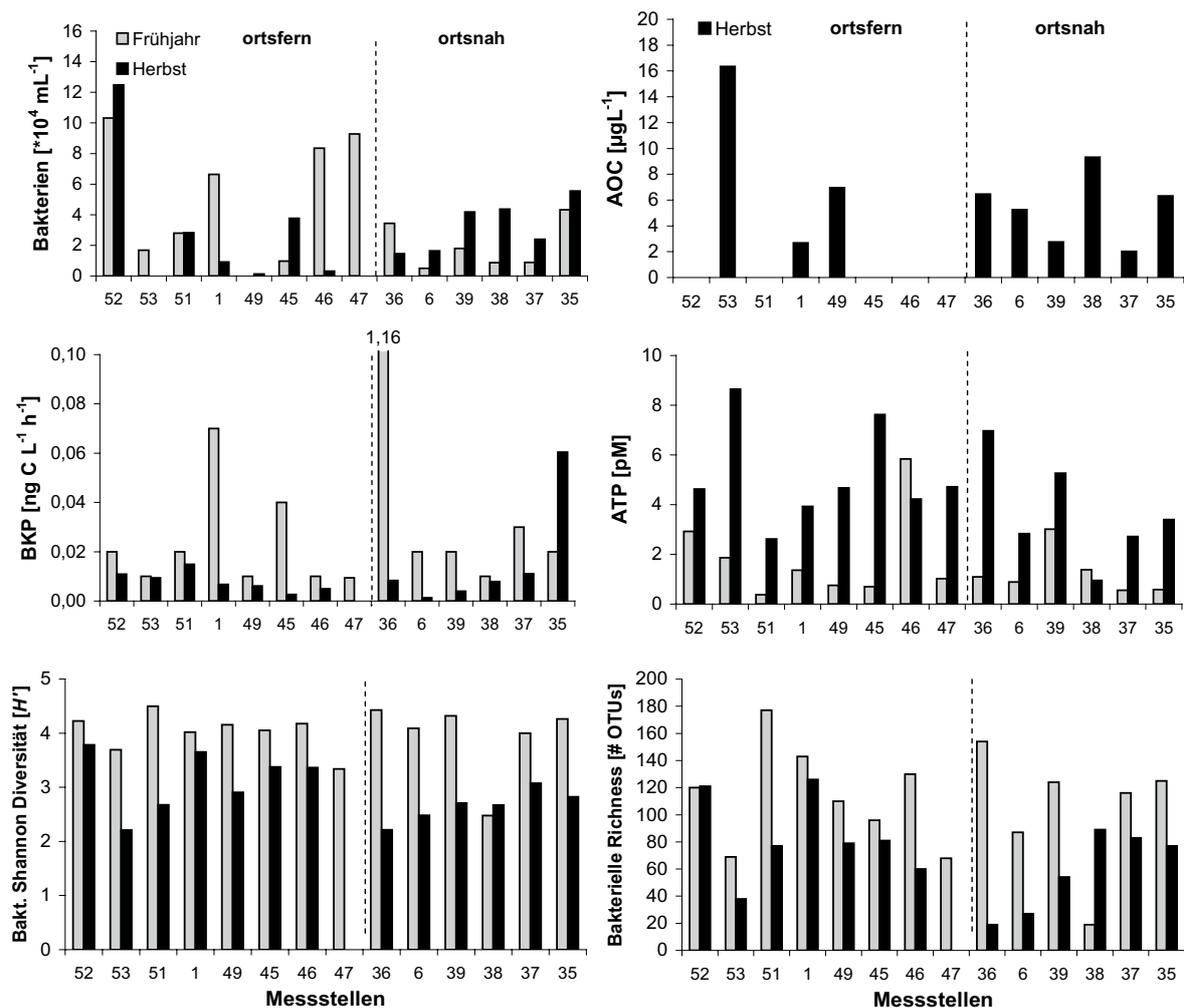


Abb. 29: Mikrobiologische Grundwasserbeschaffenheit am Standort Obere Isar, dargestellt durch ausgewählte Parameter.

suchungsgebieten wies die Artenvielfalt an der Oberen Isar die höchste Diversität ($H' = 2,524$) auf, die vor allem bei den Crustaceen ($H'_{Crustacea} = 2,378$) ausgeprägt war. Insgesamt konnten die Tiere 20 unterschiedlichen taxonomischen Gruppen zugeordnet werden, die sich aus 15 Crustaceen- und 2 Oligochätenarten sowie Vertretern der Nematoda, Acari und Insecta zusammensetzten. Auch hinsichtlich der Individuenanzahl bestanden die Invertebratengemeinschaften vor allem aus Crustaceen (80%). Die Gemeinschaften waren durch eine diverse Amphipoden- und Asselfauna geprägt. Einige Arten wie *Niphargus strouhali* (Amphipoda; Niphargidae) oder die Asseln *Proasellus walteri* und *Proasellus coxalis* (Isopoda, Asellidae) traten ausschließlich in diesem Untersuchungsgebiet auf. Der Anteil stygobionter Arten betrug 86%, wobei innerhalb der Crustaceen alle Arten stygobiont waren.

2.5 Weitere Untersuchungsgebiete

Für die Fragestellung der räumlichen Verteilung von Invertebraten und der räumlichen Gliederung von Grundwasserlebensräumen der Fauna wurden, um eine bessere

Datenbasis zu generieren, Ergebnisse aus Untersuchungen in Sachsen-Anhalt herangezogen. Für die Ableitung von natürlichen mikrobiellen Hintergrundwerten wurde ein Datensatz aus einem vorangegangenen Projekt an der Isar bei Freising/München mit in die Analysen aufgenommen. Diese beiden Untersuchungsgebiete sind im Berichtanhang (Annex 2) kurz beschrieben.

Schritt 3: Suche nach einer ökologisch sinnvollen Gliederung

Grundlage für eine Gliederung von Systemen ist eine Typologie bzw. Klassifizierung anhand definierter, geeigneter Schlüsselfaktoren oder „Zustände“. Für Grundwassersysteme waren das bisher Faktoren wie der Leitertyp (Locker-, Karst- und Kluffteiler), die Geologie sowie die Durchlässigkeit bzw. Ergiebigkeit im Hinblick auf eine Grundwasserförderung (Jäckli 1970; Heath 1982). In der jüngsten Vergangenheit

gab es vermehrt nationale und internationale Anstrengungen Grundwasservorkommen und ihre qualitative und quantitative Beschaffenheit flächendeckend zu erfassen (CEC 1982; Gilbrich 2000; Kunkel et al. 2004; IGRAC 2005; Struckmeier et al. 2006; Wendland et al. 2008; Wagner et al. 2011). Keine der bestehenden Gliederungen berücksichtigt jedoch biologische bzw. ökologische Kriterien.

Ein zentraler Punkt des vorliegenden Projekts war die Suche nach einer ökologisch sinnvollen Gliederung von Grundwassersystemen als Basis für ein ökologisches Bewertungssystem. Bei Fließgewässern liegen der Typologie unter anderem Ökoregionen, Bioregionen, die Größe des Einzugsgebiets und die Meereshöhe zugrunde (Hering et al. 2006). Zentrale Fragestellung war demnach, ob die Verbreitungsmuster der Lebensgemeinschaften im Grundwasser mit denen übereinstimmen, die für Biozönosen der Oberflächengewässer definiert wurden, oder ob eine neue, auf die Bedingungen im Grundwasser abgestimmte Typologie, erforderlich ist. Nachfolgend wird deutlich, dass die Grundwasserfauna für eine Typologie prägender ist als die Mikrobiologie.

3.1 Bedeutung der räumlichen Gliederung

Vorangehende Untersuchungen zeigten wiederholt, dass die Mikrobiologie im Grundwasser durch die geologische bzw. mineralogische Situation im Untergrund und die Grundwasserbeschaffenheit geprägt ist (Griebler & Lueders 2009). Ansatzpunkt für eine räumliche Gliederung der mikrobiellen Gemeinschaften war deshalb für dieses Projekt die Untergliederung deutscher Grundwassersysteme in 17 hydrogeologische Bezugseinheiten nach Kunkel et al. (2004), die im Wesentlichen auf der hydrogeologischen und geochemischen Situation basiert.

Für die Fauna im Grundwasser war ein direkter Zusammenhang mit der Hydrochemie bislang wenig deutlich, sieht man von der Bedeutung von Sauerstoff und organischem Material ab (Berkhoff 2008; Stein et al. 2010). Prägend für die Verbreitung der Fauna sind Faktoren, die sich unterschiedlichen räumlichen, hierarchischen Ebenen zuordnen lassen (Abb. 30). Diese Faktoren umfassen, wie bereits angesprochen, das Klima bzw. die Eiszeiten (biogeographische Ebene), die Struktur des Grundwasserleiters (regionale Ebene) und die örtlichen Einflüsse, wie etwa die Stärke der Austauschprozesse mit Oberflächengewässern oder das Maß der Abschirmung gegen Oberflächeneinträge (lokale / standörtliche Ebene) (PASCALIS 2001; Hahn 2006; Thulin & Hahn 2008; Hahn & Fuchs 2009; Hahn 2009).

Aus diesem Grunde wurden neben den hydrogeologischen Bezugseinheiten weitere räumliche Gliederungsansätze, i.e. (1) die Grundwasserleitertypen, (2) die Naturraumgruppen, (3) die GeoRegs (Kombination aus Naturraumgruppe und Leitertyp), (4) die Großlandschaften Deutschlands (BfN 2008) sowie (5) die Bioregionen nach Illies (1978) bei der Auswahl der Untersuchungsstandorte und bei der abschließenden Datenanalyse berücksichtigt (Tab. 1). Eine detaillierte Erläuterung zu den einzelnen Klassifizierungssystemen findet sich im Berichtanhang (Annex 4).

3.2 Statistische Auswertung komplexer, ökologischer Datensätze

Um die erhobenen Datensätze hinsichtlich der ausgewählten Gliederungsebenen zu analysieren, bedurfte es umfangreicher statistischer Methoden. Das Schema in Abbildung 31 fasst die allgemeine Vorgehensweise bei der statistischen Datenauswertung kurz zusammen. Eingesetzt wurden vor

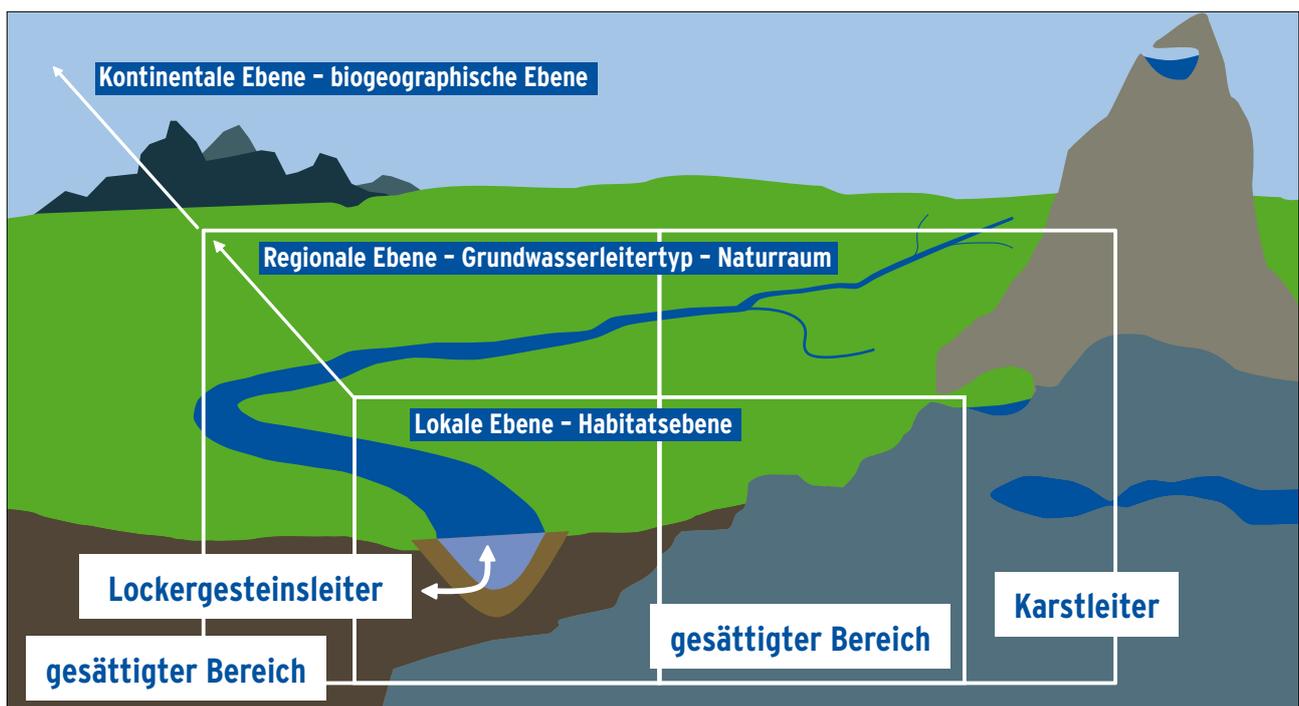


Abb. 30: Hierarchische Untergliederung von Grundwasserökosystemen (verändert nach Griebler et al. 2010).

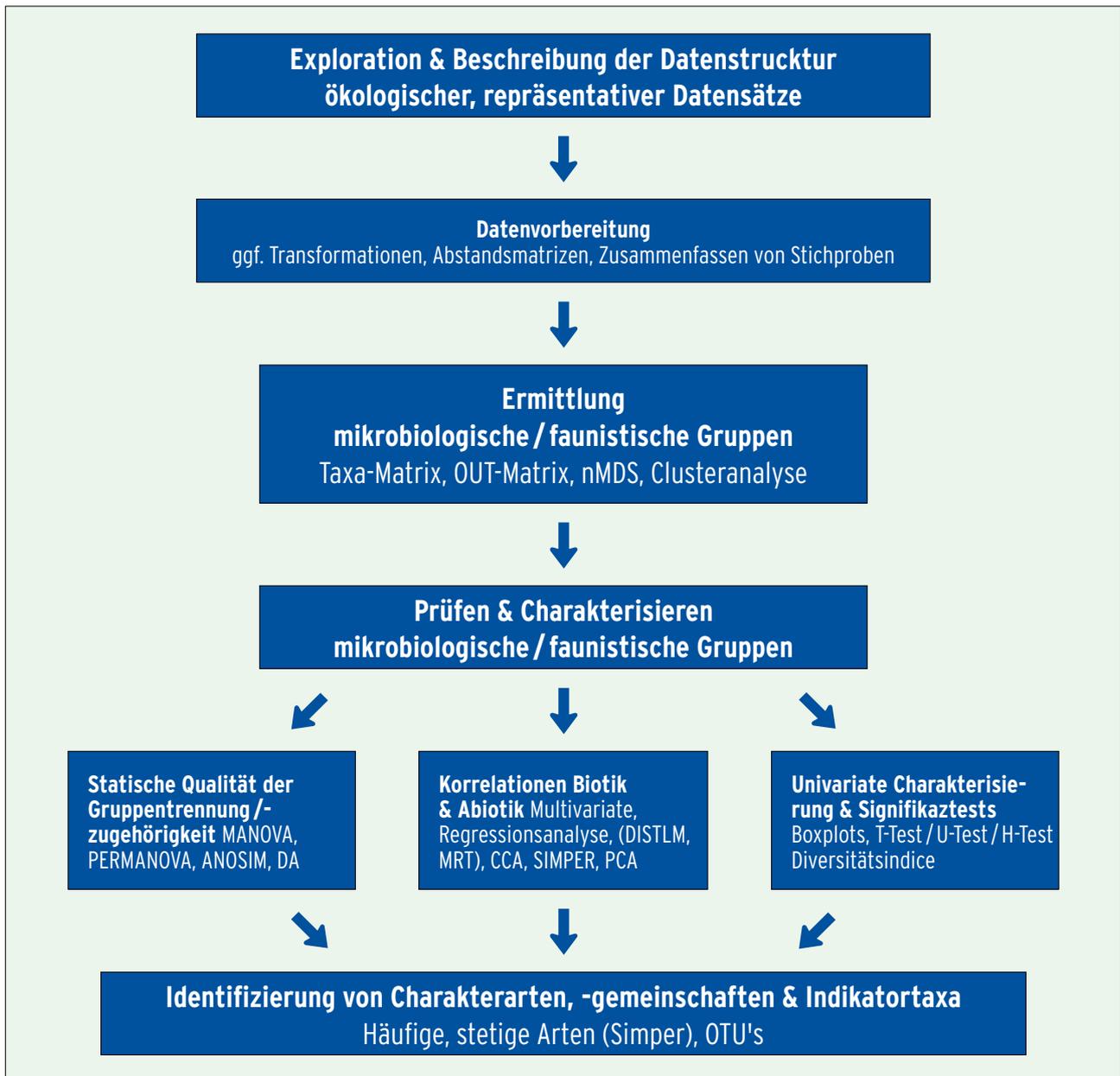


Abb. 31: Schema zur Darstellungs- und Vorgehensweise statistischer Analysen für die Bearbeitung komplexer ökologischer Datensätze. nMDS = non-metric Multidimensional Scaling, MANOVA = Multivariate Analysis Of Variance, PERMANOVA = Permutational ANOVA und MANOVA, ANOSIM = Analysis Of Similarity, DA = Discriminant Analysis, CCA = Canonical Correspondence Analysis, PCA = Principal Components Analysis, DISTLM = Distance-based Linear Models, SIMPER = Similarity Percentages Routine, MRT = Multiregression Trees.

allem multivariate Verfahren, da sich diese besonders eignen, komplexe Datensätze darzustellen und in ihrem Gesamtkontext zu betrachten. Eine detaillierte Beschreibung der einzelnen statistischen Methoden ist im Berichtanhang (Annex 5) zu finden.

Für die Analyse der Datensätze zur Hydrochemie, Mikrobiologie und Fauna im Grundwasser wurden teilweise unterschiedliche statistische Verfahren und Programme verwendet, die jedoch vergleichbare Ergebnisse erzielen. Die methodischen Unterschiede ergaben sich vor allem daraus, dass die Analyse faunistischer Daten, die in der Regel keine Normalverteilung und viele Nullwerte aufweisen, spezielle Programme benötigt. Für die Bearbeitung der Faunadaten wurde deshalb vor allem

das Programm PERMANOVA+ für PRIMER-E Ltd. Plymouth, UK angewandt, mit dem Daten solcher Eigenschaften zuverlässig analysieren werden können. Auch aus fachlichen Gründen war es vorteilhaft, die Bewertung getrennt für Mikrobiologie und Fauna durchzuführen. Im Gegensatz zu den ubiquitären Mikroorganismen sind, wie bereits erwähnt, insbesondere räumliche Ebenen (z.B. biogeographische, regionale, standörtliche Aspekte) für die Verbreitung und Zusammensetzung der Fauna im Grundwasser relevant. So wurden für die Invertebratengemeinschaften vor allem Verbreitungsmuster hinsichtlich verschiedener räumlicher Gliederungen analysiert. Ein kurzer Leitfaden zur Analyse solcher Datensätze ist im Berichtanhang für das Fallbeispiel „Fauna-Erftgebiet“ zu finden (Annex 5). Dieser soll dem Leser die Auswahl der angewandten Analyse-

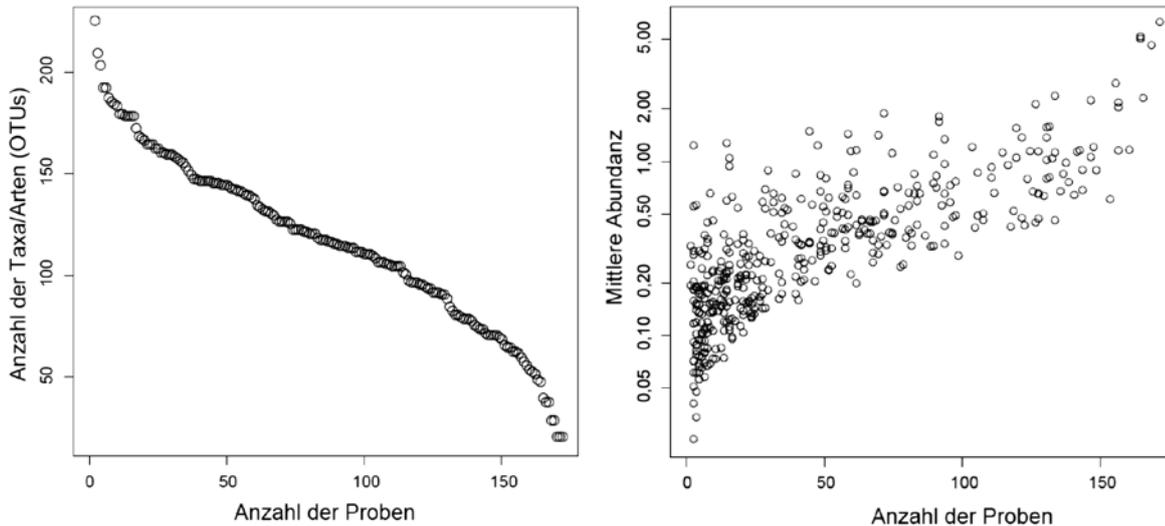


Abb. 32: Anzahl Taxa (OTUs)/Probe (A) und mittlere relative Häufigkeit vs. Häufigkeit des Auftretens (B).

methoden verständlich machen und kann darüber hinaus als Anregung für eigene Analysen dienen.

Grundlagen multivariater Statistik sowie Hilfestellung bei der Auswahl geeigneter Verfahren zur Überprüfung wissenschaftlicher Hypothesen in der Ökologie finden sich zudem bei Legendre & Legendre (1998), Quinn & Keough (2002), Clarke & Warwick (2001), Kindt & Coe (2005), Leyer & Wesche (2007), Ramette (2007), Anderson et al. (2008) und Borcard et al. (2011). Multivariate statistische Verfahren sind in einer Reihe von Softwarepaketen implementiert, so zum Beispiel in PERMANOVA+ for PRIMER-E Ltd. Plymouth, UK, Anderson et al. 2008, in R (z.B. Paket „vegan“ R Development Core Team 2011, Oksanen et al. 2011), in Canoco (ter Braak & Smilauer 2002), PC-ORD (McCune & Mefford 1999), SAS oder SPSS statistics vs.15.

3.3 Ergebnisse unter dem Aspekt der räumlichen Gliederung

Mikrobiologische Verbreitungsmuster auf regionaler und biogeographischer Ebene

Bakterien sind im Untergrund omnipräsent. Bis dato gibt es nur wenige systematische Untersuchungen zur Zusammensetzung von Grundwasserbakteriengemeinschaften in nicht oder nur moderat belasteten Grundwasserökosystemen (Griebler & Lueders 2009). Sieht man von den zahlreichen Untersuchungen an kontaminierten Standorten (Altlastendeponien, Gaswerkstandorte etc.) ab, stützt sich unser heutiges Wissen zur Mikrobiologie natürlicher Grundwasserleiter in Deutschland auf einige wenige Studien (Wolters & Schwartz 1956; Hoos & Schweisfurth 1982; Hirsch & Rades-Rohkohl 1983; Hirsch et al., 1992; Hirsch & Rades-Rohkohl, 1992; Kölbel-Boelke & Nehr Korn 1992). Der Großteil dieser Arbeiten wurde noch in einer Zeit durchgeführt, bevor molekularbiologische Methoden Einzug in jedes mikrobiologische Labor genommen haben.

Innerhalb dieses Projekts wurden die bakteriellen Gemeinschaften aller Untersuchungsgebiete hinsichtlich räumlicher Verbreitungsmuster analysiert. Dazu wurde eine genetische Fingerprintingmethode (16S rRNA T-RFLP, Annex 1.2.1) angewandt, mit der sich Bakteriengruppen taxonomisch untersuchen lassen. Die Identifizierung der Bakterien beruht auf so genannten OTU-Einheiten (operational taxonomic unit), da einzelne Gruppen und Arten nicht durch zusätzliches Sequenzieren identifiziert wurden.

Im Rahmen der im Projekt durchgeführten Untersuchungen sollten in Bezug auf die bakteriellen Gemeinschaften unter anderem folgende Fragen beantwortet werden:

- Unterliegen Bakterien im Grundwasser biogeographischen Mustern, wie dies für die Fauna im Grundwasser bekannt ist?
- Wenn ja, auf welcher geographischen Ebene lassen sich Verteilungsmuster erkennen?
- Hängt die Zusammensetzung von Bakteriengemeinschaften vom Grundwasserleitertyp ab bzw. können für die hydrogeologischen Bezugseinheiten nach Kunkel et al. (2004) spezifische Bakteriengemeinschaften gefunden werden?

In der zugrundeliegenden Datenmatrix sind die Ergebnisse der Untersuchung von 171 Grundwasserproben aus den 5 Untersuchungsgebieten aus dem Jahr 2009 zusammengefasst. Die nachfolgende Analyse umfasst die „Taxamatrix“ mit einer maximalen Anzahl von 416 OTUs, 6 qualitative Variablen (= Kategorien: (1) Aquifertyp, (2) Gebiet, (3) Hydrogeologische Bezugseinheit nach Kunkel et al. (2004), (4) Naturraum = Naturraumgruppe, (5) GeoReg, (6) Saison) und 22 quantitative Umweltvariablen (Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, O_2 , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , DOC, ^{18}O , 2H ; Grundwasserstand, BA (Bakterienabundanz), BKP (Bakterielle Kohlenstoffproduktion), Shannon-Diversität, Evenness, Richness). Eine detaillierte Beschreibung

der einzelnen Messgrößen und Kategorien findet sich im Anhang (Annex 1).

Die Verteilung aller in den untersuchten Grundwasserproben gefundenen Taxa bzw. Gruppen ist in Abbildung 33

dargestellt. Dabei zeigt sich, dass nur eine geringe Anzahl von Proben (11 Proben) weniger als 50 OTUs enthielt bzw. nur 3 Proben mehr als 200 OTUs aufwiesen (Abb. 32). Von insgesamt 416 gemessenen OTUs tauchten 60 OTUs in weniger als 5 Proben auf sowie 11 OTUs in mehr als 150 Proben

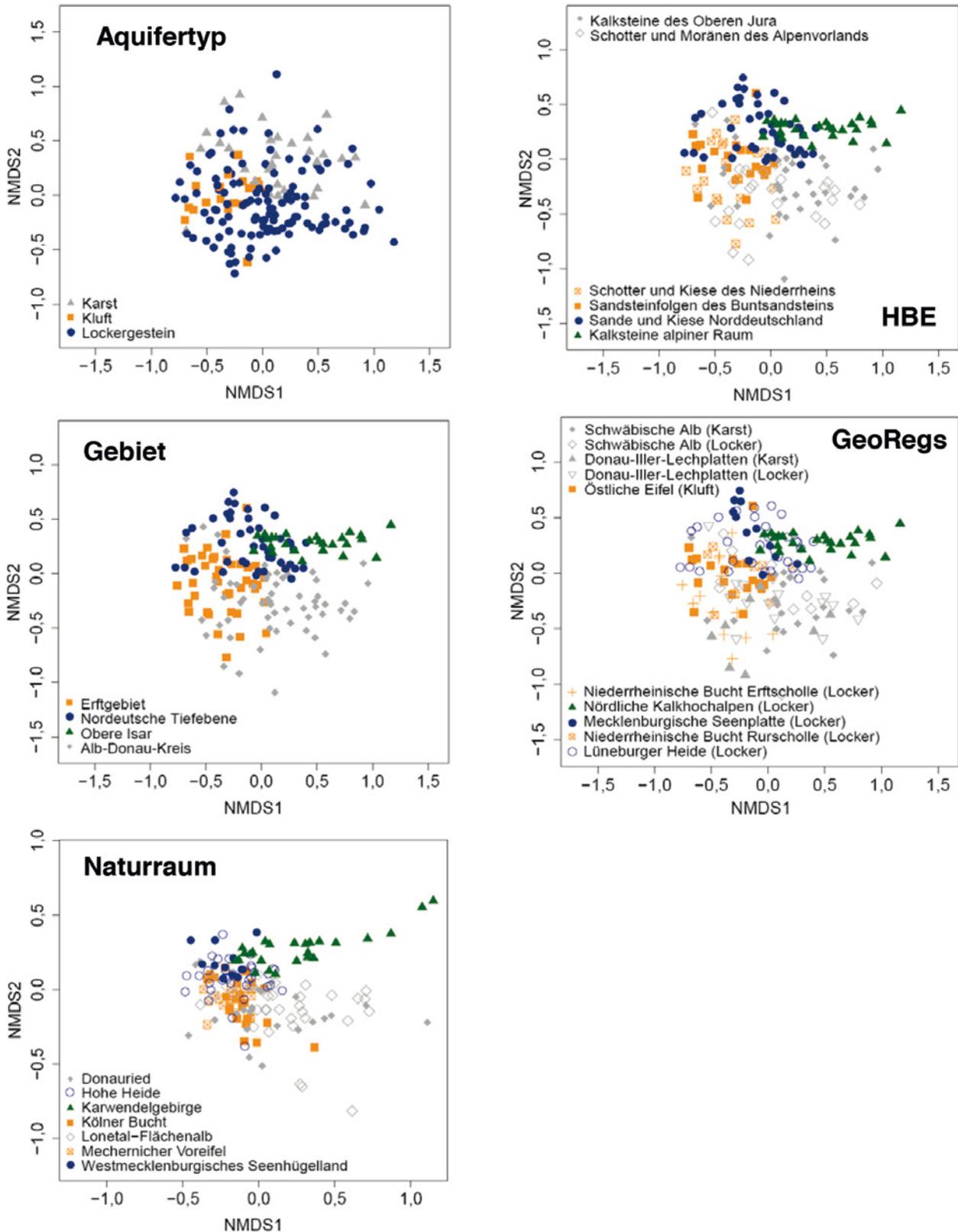


Abb. 33: NMDS-Analyse der Bakteriengemeinschaften (TRFs, 3. Dimension nicht gezeigt) auf der Grundlage von Bray-Curtis-Distanzen. Dargestellt ist die beste aus 100 Konfigurationen. Stress-Wert (Kruskal's) 0,17. HBE = Hydrogeologische Bezugseinheit.

auf. Nur ein Taxon (TRF bp147) wurde in allen Proben gefunden. Fazit dieser Ergebnisse ist, dass es innerhalb der bakteriellen Gemeinschaften keine quantitativ bedeutenden „Allerweltsarten“ gibt, die in jedem Grundwasser vorkommen. Die mittleren Abundanzen reichten von 0,0003 für ein nur einmal auftretendes Taxon bis zu 6,2 für das am häufigsten auftretende Taxon.

Zur weiteren Untersuchung der Bakteriengemeinschaften wurde eine NMDS-Analyse für die 171 untersuchten Grundwasserproben auf Basis von Bray-Curtis-Distanzen durchgeführt (Abb. 33). Die Zugehörigkeit der Proben zu den verschiedenen räumlichen Kategorien ist im Graphen entsprechend farblich gekennzeichnet. Im Graphen repräsentiert der Abstand der einzelnen Proben zueinander (nah oder fern) ihre ökologischen Distanzen als Maß für die taxonomische Unterschiedlichkeit bzw. Ähnlichkeit (Abb. 33).

Obwohl sich die Bakteriengemeinschaften unterschiedlicher Kategorien in ihrer Artenzusammensetzung zum Teil sehr ähnlich waren (Abb. 33), hatten die gewählten Kategorien einen deutlich erkennbaren strukturierenden Einfluss. Das heißt, alle Kategorien zeigten einen statistisch signifikanten Einfluss auf die Zusammensetzung der Gemeinschaften und führten somit zu einer räumlichen Auftrennung bzw. Gruppierung der Proben im NMDS-Diagramm (Abb. 33). Der Stress-Wert der NMDS, der die Qualität der Ordination (die Anpassungsgüte) widerspiegelt, ist zwar vergleichsweise hoch (d.h. geringe Anpassungsgüte). Dieser erhöht sich aber systematisch mit zunehmender Komplexität des Datensatzes, da es schwieriger wird eine gute Projektion zu finden, so dass die Anpassungsgüte für die Größe des vorliegenden Datensatzes als ausreichend und akzeptabel zu betrachten ist. Die Ergebnisse werden zudem durch die nachgeschaltete nicht-parametrische MANOVA bestätigt (Tab. 3). Hier zeigt sich, dass alle untersuchten Kategorien einen statistisch signifikanten Einfluss auf die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften haben.

Zwar sind die Werte der Bestimmtheitsmaße – wie dies für

Kategorie	df	MS	F	P	R2
Gebiet	3	2,24	10,3	<0,005	0,16
Hydrogeologische Bezugseinheit	5	1,54	7,2	<0,005	0,18
Naturraum bzw. Naturraumgruppe	6	1,39	6,6	<0,005	0,20
GeoReg	9	1,06	5,1	<0,005	0,22
Aquifertyp	2	1,25	5,2	<0,005	0,06
Saison	1	0,73	2,9	<0,005	0,02

Tab. 3: Teststatistiken der nicht-parametrischen MANOVA. Freiheitsgrade (df), Testgrößen (F), Signifikanzniveaus (Irrtumswahrscheinlichkeiten) und Bestimmtheitsmaße sind angegeben.

komplexe Umweltdatensätze meist der Fall ist - relativ gering (sie können zwischen 0 und 1 variieren), aber dennoch konnten 22 % der Varianz in der Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaften durch die Kategorie „GeoReg“, 18 % durch die Kategorie „Hydrogeologische Bezugseinheit“ und 16 % durch die Kategorie „Gebiet“ erklärt werden. Diese Ergebnisse geben einen ersten vielversprechenden

Hinweis, dass die Zusammensetzung von bakteriellen Gemeinschaften sowohl vom Grundwasserleitertyp als auch von oberflächlichen Gegebenheiten (Naturraum) signifikant beeinflusst ist. Bisher nicht geklärt sind die ursächlichen Zusammenhänge. Der Einfluss der Kategorie „GeoReg“ kann sowohl für die Geologie bzw. Mineralogie, die hydrologischen Verhältnisse und/oder Einflüsse von der Oberfläche wie Klima, Vegetation, Bodeneigenschaften und Landnutzung stehen. Für weitere Analysen ist es zielführend, die Fingerprintinganalysen mit der Sequenzierung einzelner Proben zu ergänzen, um typischen Vertretern der bakteriellen Gemeinschaften aus den unterschiedlichen Kategorien einen Namen zu geben und offensichtliche Einflusspfade (z.B. ungesättigte Bodenzone) in die Untersuchungen mit einzubeziehen.

Einfluss von Umweltvariablen auf die bakteriellen Gemeinschaften

Um die wichtigsten Umweltgradienten im vorliegenden Datensatz zu identifizieren, wurde eine kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) angewendet. Zunächst wurden der Einfluss und die Signifikanz jeder einzelnen Variablen auf die beobachtete bakterielle Artenzusammensetzung untersucht (Tabelle 4). Dabei wurde die Saisonalität mittels partieller CCA herausgerechnet. Die Größe des Einflusses einer jeweiligen Variablen bzw. die Stärke der Nischenseparation durch diese Variable und ihre Signifikanz wird dabei durch ihren Eigenwert (Chi-Square-Distanz) und die Testgröße F wiedergegeben. In Tabelle 4 sind sowohl die struktur-bezogenen und räumlichen Kategorien als auch die quantitativen Umweltvariablen entsprechend ihres abnehmenden Einflusses auf die Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaften geordnet.

Auch durch die CCA wurde die Kategorie „GeoReg“ als diejenige, die die räumliche Verteilung der mikrobiellen Arten am besten widerspiegelt, bestätigt. Diese räumliche Kategorie wurde deshalb in das endgültige Modell übernommen. Von den quantitativen Variablen waren vor allem die bakterielle Diversität, die stabilen Wasserisotope (welche selbst einem

biogeographischen Gradienten unterliegen), der Sauerstoff-, Ammonium-, DOC- und Orthophosphatgehalt sowie die Grundwassertemperatur mit der Varianz der Artenzusammensetzung korreliert. In das endgültige Modell wurden nur statistisch signifikante ($P < 0,005$) quantitative Umweltvariablen mit einem Eigenwert $> 0,1$ übernommen. Das Ergebnis ist in Abbildung 34 dargestellt.

Rang-Nr.	Umweltvariablen	df	Summe λ (constrained)	Summe λ (unconstrained)	F	P	
	Covariablen						
0	Saison	1	0,057	5,38	1,78	0,005	
	Kategorien						
1	GeoReg	9	0,789	4,59	3,05	0,005	**
2	Naturraum bzw. Naturraumgruppe	6	0,641	4,74	3,68	0,005	**
3	Hydrogeologische Bezugseinheit	5	0,545	4,83	3,7	0,005	**
4	Gebiet	3	0,442	4,94	4,95	0,005	**
5	Aquifertyp	2	0,169	5,21	2,71	0,005	**
	Quantitative Variablen						
1	Diversität (Shannon)	1	0,210	5,17	6,84	0,005	**
2	Evenness	1	0,166	5,21	5,36	0,005	**
3	¹⁸ O	1	0,165	5,21	5,32	0,005	**
4	² H	1	0,165	5,21	5,33	0,005	**
5	Richness	1	0,161	5,22	5,2	0,005	**
6	O ₂	1	0,154	5,23	4,94	0,005	**
7	NH ₄	1	0,134	5,24	4,3	0,005	**
8	oPO ₄	1	0,126	5,25	4,04	0,005	**
9	T	1	0,121	5,26	3,88	0,005	**
10	DOC	1	0,115	5,26	3,66	0,005	**
11	Ca	1	0,103	5,28	3,28	0,005	**
12	pH	1	0,099	5,28	3,15	0,005	**
13	EC	1	0,097	5,28	3,09	0,005	**
14	Mg	1	0,096	5,28	3,04	0,005	**
15	Cl	1	0,095	5,28	3,02	0,005	**
16	NO ₃	1	0,094	5,28	2,99	0,005	**
17	K	1	0,093	5,29	2,95	0,005	**
18	BA	1	0,079	5,3	2,52	0,015	*
19	SO ₄	1	0,078	5,3	2,47	0,005	**
20	BCP	1	0,067	5,31	2,11	0,020	*
21	Na	1	0,058	5,32	1,84	0,036	*
22	Grundwasserstand	1	0,054	5,32	1,7	0,02	*

Tab. 4: Rangordnung der Umweltvariablen entsprechend ihres Einflusses auf die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften (λ = Eigenwerte) aus der forward selection. Kursiv dargestellte Variablen wurden wegen Multikollinearität mit bereits in das Modell integrierten Variablen nicht übernommen. Angegeben sind außerdem die Teststatistiken der Permutationstests für die Signifikanz der kanonischen Axen (df = Freiheitsgrad, F = Testgröße, P = Signifikanzniveau).

Aus der CCA lassen sich im Wesentlichen drei Umweltgradienten ableiten, die zur Erklärung der beobachteten Varianz in der mikrobiellen Artenzusammensetzung beitragen (Abb. 34). Die erste kanonische Achse (CCA 1) korreliert stark positiv mit dem Sauerstoffgehalt (0,64) und stark negativ mit der Shannon-Diversität (-0,85) (Abb. 34). Das heißt, dass eine erhöhte mikrobielle Diversität überall dort festgestellt wurde, wo die Sauerstoffgehalte gering waren, so z.B. in den meisten Messstellen der norddeutschen Tiefebene und in einer Vielzahl der Messstellen der Niederrheinischen Bucht. Die untersuchten oxischen Grundwässer scheinen also insgesamt weniger Bakterientaxa eine ökologische Nische zu bieten. Ein zweiter Gradient ergibt sich aus der positiven Korrelation von Orthophosphat (0,38), Ammonium (0,28) und DOC (0,27) mit der zweiten kanonischen Achse (CCA 2). Dieser Gradient trennt - mit ein paar Ausnahmen - die Messstellen der norddeutschen Tiefebene (mit hohen

Kohlenstoff- und Nährstoffgehalten) von den Messstellen aus dem Ostalb-Donauried-Gebiet (mit geringeren Konzentrationen an PO₄³⁻, NH₄⁺ und DOC). Für diesen Gradienten lassen sich auch mehrere charakteristische Taxa identifizieren. Hohe Konzentrationen an PO₄³⁻, NH₄⁺ und DOC gehen einher mit der Anwesenheit der OTUs TRF 334 bp, 375 bp, 773 bp, 466 bp, 714 bp, 648 bp u.a., während die OTUs 846 bp, 428 bp, 597 bp u.a. niedrige Konzentrationen dieser Nährstoffe indizieren.

Ein dritter Gradient ergibt sich aus der negativen Korrelation von ¹⁸O (-0,42), der Grundwassertemperatur (-0,66) und Ca²⁺ (-0,52) mit der CCA 2. Entlang dieses Gradienten spannen sich vor allem die Grundwässer des Alpenvorlandes mit niedrigen Temperaturen, einer geringen Mineralisation (Ca²⁺) und negativeren ¹⁸O-Gehalten (als Indiz für junge, in Höhenlagen gebildete Grundwässer) auf, sowie die Grundwäs-

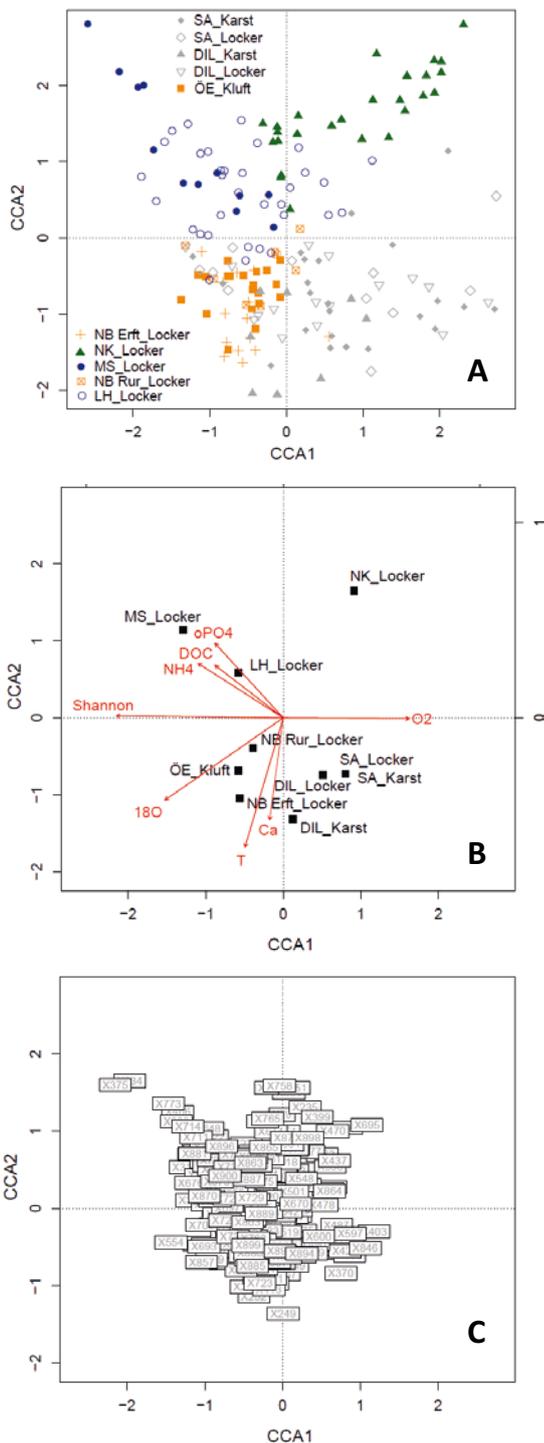


Abb. 34: Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Bakteriengemeinschaften mit Umweltparametern (A) Standorte, (B) Biplot der Umweltvariablen, (C) Arten aus der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) des TRF-Datensatzes. Die Eigenwerte der Achsen 1 (horizontal) und 2 (vertikal) sind 0,25 und 0,19. Sie erklären 8% der Gesamtvarianz. Durch die einbezogenen Umweltvariablen werden 24% der Varianz erklärt. Quantitative Umweltvariablen werden durch Pfeile repräsentiert, in deren Richtung die jeweilige Variable ihren Maximalwert annimmt. Die Länge der Pfeile zeigt zudem den Grad der Korrelation mit den Ordinationsachsen an.

ser des Ertgebietes am entgegengesetzten Spektrum. Auch für beide Extreme dieses Gradienten sowie seine Mittelwerte lassen sich einige typische Taxa identifizieren (Abb. 34).

Der geringe Anteil der erklärten Gesamtvarianz für die durchgeführte Kanonische Korrespondenzanalyse ist zwar typisch für derartige ökologische Datensätze (Palmer 2006), dennoch ist die Nischenseparation für den vorliegenden Datensatz mit Eigenwerten von 0,25 und 0,19 für die kanonischen Achsen 1 und 2 insgesamt gering. Das könnte natürlich unter anderem daran liegen, dass wesentliche (= einflussreiche) Umweltvariablen in unseren Untersuchungen nicht erfasst wurden. Zu einem wesentlichen Teil ist die schwache Nischenseparation auch durch generelle Probleme im Zusammenhang mit der Besammlung von Grundwassersystemen bedingt; zum Beispiel stellt eine über ein Pumpverfahren entnommene Grundwasserprobe meist eine Mischprobe aus verschiedenen Tiefen des Aquifers dar. Dominante Taxa aus einer Tiefe können dadurch an Bedeutung verlieren und seltene Taxa verloren gehen. Eine ausführliche Diskussion zu diesem Punkt findet sich in Abschnitt B-5.

Faunistische Verbreitungsmuster auf biogeographischer Ebene

Den Auswertungen auf überregionaler Ebene stand die Frage voran, ob sich die Invertebratengemeinschaften des Grundwassers anhand ihrer Verbreitungsmuster biogeographisch gliedern lassen. Zu diesem Zweck wurden die im Rahmen des UBA-Projektes untersuchten Gebiete (siehe Tab. 1), um weitere, in Sachsen-Anhalt liegende, Untersuchungsgebiete ergänzt (Annex 2). Die sachsen-anhaltinischen Datensätze decken den Bereich der Zentralen Mittelgebirge sowie den Übergangsbereich zur Norddeutschen Tiefebene ab. Sie entsprechen den Naturraumgruppen Harz, Nördliches Harzvorland, Östliches Harzvorland, Thüringer Becken, Wendland und Altmark, Fläming, Elbe-Mulde-Tiefland, Elbtalniederung, Weser-Aller-Tiefland, Mittel- und Ostbrandenburgisches Tiefland. Die Östliche Eifel sowie die Karstmesstellen der Donau-Iller-Lech Platten (Donauried) wurden von den biogeographischen Analysen ausgeschlossen, da hier tiefes Grundwasser beprobt wurde, welches nicht direkt mit der Situation im oberflächennahen Grundwasser vergleichbar ist.

Davon abgesehen wurden für die biogeographischen Analysen alle Grundwassermessstellen, die mit mindestens einer Art (Crustacea, Gastropoda, Polychaeta) besiedelt waren, berücksichtigt. Die Faunadaten der einzelnen Messstellen wurden, gemäß ihrer Zugehörigkeit zu den unterschiedlichen GeoRegs (Kategorie GeoReg = Kombination aus Naturraumgruppe und Aquifertyp), über ihre Mittelwerte zusammengefasst. Dafür gab es verschiedene Gründe. Zum einen hat sich die Kategorie GeoReg in vorangegangenen Studien bereits als sehr geeignet für die Ergebnisinterpretation auf Landschaftsebene erwiesen (Hahn & Fuchs 2009). Zum anderen wurden durch das Zusammenfassen die relativ großen Streuungen der Daten einzelner Messstellen deutlich reduziert.

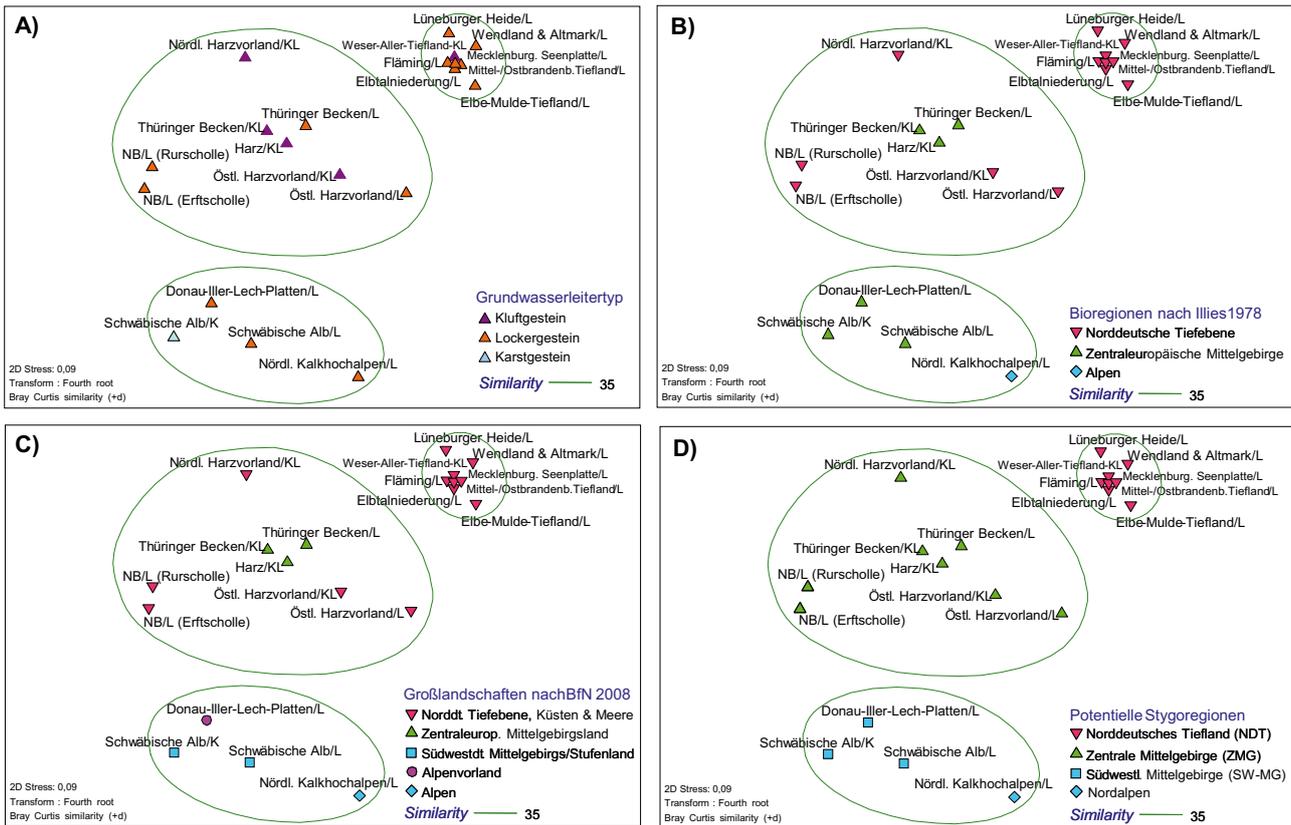


Abb. 35: Überprüfung der Zugehörigkeit faunistischer Daten mit einer NMDS-Analyse. Faunadaten, die aus einer GeoReg (= Grundwasserleitertyp + Naturraumgruppe) stammen, wurden vor der Analyse über ihre Mittelwerte zusammengefasst. A) Grundwasserleitertyp, B) Bioegionen nach Illies 1978, C) Großlandschaften nach BfN 2008, D) Stygoregionen. Dunkelgrüne Kreise zeigen Gruppen faunistisch ähnlicher GeoRegs, die anhand einer vorangestellten Clusteranalyse ermittelt wurden. K = Karst, L = Lockergestein, KL = Kluffgestein. Berechnungen basieren auf Bray-Curtis-Distanzen, Dummy Variable = 1, vierte Wurzel-Transformation.

Die faunistischen Gemeinschaftsanalysen, durchgeführt anhand einer NMDS-Analyse, ergaben drei Hauptgruppen von Messstellen, die sich anhand ihrer Arten und Abundanz unterscheiden lassen (Abb. 35A). Die Symbole in (A) entsprechen den gemittelten Faunadaten jeder GeoReg, die anhand von Ähnlichkeiten in der Besiedlung im Graphen angeordnet sind. Die erste Gruppe umfasst Messstellen, die in der Norddeutschen Tiefebene liegen. Zur zweiten Gruppe gehören Bereiche der Zentralen Mittelgebirge, der angrenzenden Vorländer sowie der Niederrheinischen Bucht. Die dritte Hauptgruppe schließt Standorte im Bereich der Südwestlichen Mittelgebirge sowie der Nördlichen Kalkhochalpen ein. Die faunistischen Ähnlichkeiten innerhalb jeder der drei Gruppen betragen ungefähr 35% (Clusteranalyse, B-C-Unähnlichkeit; Dummyvariable = 1).

Zum Vergleich der im Grundwasser vorgefundenen faunistischen Muster in Bezug auf die unterschiedlichen Kategorien (Gliederungseinheiten) wurden in den NMDS-Graphen (Abb. 35B und 35C) die Symbole der Messstellen entsprechend ihrer Zugehörigkeit zu den Bioregionen nach Illies (1978) beziehungsweise den Großlandschaften nach BfN (2008) farblich gekennzeichnet. Die Einteilung von Illies beruht auf den Verbreitungsmustern limnischer Oberflächenarten, während sich die Einteilung des BfN hauptsächlich an naturräumlichen Aspekten orientiert (Annex 4). Abbildung 35B zeigt

eindrucksvoll die fehlende Übereinstimmung zwischen den vorgefundenen Mustern mit den von Illies' klassifizierten Bioregionen (1978). Lediglich die erste Hauptgruppe, die sich vor allem durch eine fehlende Grundwasserfauna auszeichnet, stimmt weitestgehend mit Illies' biogeographischer Zuordnung zum Zentraleuropäischen Flachland überein. Allerdings zählen bei Illies Klassifizierung auch die Gebirgsvorländer sowie die Niederrheinische Bucht zum Zentralen Flachland. Diese Einteilung wird von der Fauna im Grundwasser beider Bereiche, die deutlichen Mittelgebirgscharakter zeigt, nicht reflektiert (Tab. 5). Weiterhin weist die Fauna im Grundwasser der Mittelgebirge eindeutige Unterschiede zwischen den zentralen und südwestlichen Gebirgen auf, während Illies die Mittelgebirge als eine Einheit klassifiziert. Darüber hinaus ergeben unsere Untersuchungen keine deutliche statistische Trennung zwischen den Gemeinschaften des alpinen Raums und der Südwestlichen Mittelgebirge, wohingegen die Invertebratengemeinschaften der Oberflächengewässer hier deutliche bioregionale Unterschiede zeigen. Die statistische Überprüfung der von Illies definierten Bioregionen ergab keine signifikante Gruppentrennung (ANOSIM auf Basis der Einzelmessstellen: $R < 0,3$).

Die vorgefundenen Verbreitungsmuster der Invertebraten im Grundwasser stimmt auch nicht mit der Zugehörigkeit zu den Großlandschaften (BfN 2008) überein (Abb. 35C). Ähn-

lich wie bei Illies (1978) zählen die Mittelgebirgsvorländer sowie die Niederrheinische Bucht zur Großlandschaft Norddeutsche Tiefebene. Die Einteilung nach Südwestdeutsches Mittelgebirgs-/Stufenland, Alpenvorland und Alpen wird dagegen nicht deutlich von den Lebensgemeinschaften im Grundwasser widerspiegelt. Die statistische Überprüfung der Großlandschaften ergab keine signifikante Trennung (ANOSIM auf Basis der Einzelmessstellen: $R < 0,3$).

Stycoregionen als biogeographische Einheit für faunistische Lebensgemeinschaften im Grundwasser

Aufgrund der beschriebenen Differenzen zwischen bestehenden Systemen und der im Grundwasser vorgefundenen Verbreitungsmuster wird für die Fauna im Grundwasser eine neue Gliederung auf biogeographischer Ebene vorgeschlagen, die sich nicht an oberirdischen Gliederungssystemen orientiert. Dementsprechend werden in Abbildung 35D vier potentielle Stycoregionen definiert: (1) das *Norddeutsche Tiefland*, (2) die *Zentralen Mittelgebirge*, denen die *Niederrheinische Bucht* zugeordnet ist, (3) die *Südwestlichen Mittelgebirge* und 4) die *Nordalpen*. Die Invertebratengemeinschaften dieser Stycoregionen unterschieden sich signifikant voneinander (PERMANOVA Paartest, basierend auf Einzelmessstellen $p < 0,05$). Die Ergebnisse einer Diskriminanzanalyse (DA) untermauern diese Befunde (DA-CAP: Zuordnungserfolg der Einzelmessstellen = 70%, $p = 0,0001$), zeigen aber auch, dass die Abtrennung der *Nordalpen* statistisch wenig abgesichert ist (DA-CAP: Zuordnungserfolg der Einzelmessstellen = 55%). Der Status der *Nordalpen* als eigenständige Stycoregion ist dennoch vorerst unter Vorbehalt zu betrachten. Für eine Abtrennung der *Nordalpen* sprechen auch deutlich abweichende hydrochemische Verhältnisse. Gegen eine eigenständige Stycoregion *Nordalpen* spricht, dass die postglaziale Wiederbesiedlung der *Nordalpen* wahrscheinlich über Grundwasser erfolgte, welches von der Schwäbischen Alb über die Donau und ihre Nebenflüsse kam. Dies erklärt auch die vorhandenen Ähnlichkeiten zwischen der Fauna der Nordalpen und jener der *Südwestlichen Mittelgebirge*. Zur Klärung dieser Frage sind Daten aus weiteren Untersuchungsgebieten der *Nordalpen* erforderlich.

Faunistische Charakterisierung der potentiellen Stycoregionen

In der Taxa-Matrix (Tab. 5) sind die Abundanzen aller erfassten Invertebraten aufgelistet, die bis auf Artniveau bestimmt werden konnten und die in die oben beschriebenen NMDS-Analysen eingeflossen sind. Die Daten sind für jede GeoReg zusammengefasst und entsprechend den vier Stycoregionen, die anhand der NMDS-Analysen definiert wurden, geordnet. Das Artenspektrum aller vier Stycoregionen unterscheidet sich deutlich und die Gemeinschaften lassen sich folgendermaßen charakterisieren:

1) Im *Norddeutschen Tiefland* fehlt die Grundwasserfauna aufgrund sehr feiner Sedimente und niedriger Sauerstoff-

werte natürlicherweise fast vollständig. Einzige Vertreter sind Raupenhüpferlinge (Copepoda; Harpacticoida; Parastenocaridae), die durch geringe Körpergrößen ($< 0,5$ mm) an ein Leben in den engen Porenzwischenräumen der feinsandigen Sedimente angepasst sind (Hahn 1996), und die Oberflächenart *Diacyclops crassicaudis* (Copepoda, Cyclopoida), die vor allem im Litoral von Seen zu finden ist und auf Oberflächeneintrag hindeutet (Einsle 1993). In früheren Untersuchungen von Matzke et al. (2010) wurden auch echte Grundwasserarten dieser Gruppe im *Norddeutschen Tiefland* gefunden (z.B. *Diacyclops languidoides*; Copepoda; Cyclopoida).

2) Im Vergleich dazu hebt sich die diversere Fauna der *Zentralen Mittelgebirge* mit insgesamt 27 verschiedenen Arten (Diversität: $H'_{gesamt} = 2,08$) deutlich ab. Auffällig ist der relativ hohe Anteil nicht-stygobionter Invertebraten (57%) in diesem Bereich, was mit großer Wahrscheinlichkeit auf die intensive Landnutzung und die Durchlässigkeit der überliegenden Böden (= starker Oberflächeneinfluss) zurückzuführen ist. Generell sind die Gemeinschaften durch ubiquitäre Arten geprägt, die sich nach der letzten Eiszeit wieder ausgebreitet haben. Laut Hahn & Fuchs (2009) nimmt der Anteil so genannter nacheiszeitlicher Wiederbesiedler im Grundwasser, bei denen es sich größtenteils um stygophile Formen handelt, Richtung Norden zu. Regelmäßig gefunden wurden Hüpferlinge, wie der stygobionte *Diacyclops languidoides* und die nicht-stygobionten *D. languidus* und *D. bisetosus* (Copepoda, Cyclopoida) sowie der Grundwasserpolychät *Troglochaetus beranecki* (Polychaeta, Annelida) (Tab. 5 und 6). Unter den Höhlenflohkrebsen war vor allem die kleine Art *Microniphargus leruthi* (Amphipoda; Niphargidae) vertreten, aber auch *Niphargus aquilex* (Amphipoda, Niphargidae) und *Crangonyx subterraneus* (Amphipoda, Crangonyctidae) wurden häufig gefunden (Tab. 5). Diese Befunde decken sich mit der vorhandenen Fachliteratur (Einsle 1993, Schminke & Gad 2007, Berkhoff et al. 2009). Wie schon die NMDS-Analyse (Abb. 35) zeigt, unterscheidet sich die Niederrheinische Bucht (Erft- und Rurscholle) hinsichtlich Artenspektrum und Individuendichte etwas von den übrigen Faunaprobieren der *Zentralen Mittelgebirge*. Im Grundwasser der Niederrheinischen Bucht wurden neben einer typischen Mittelgebirgsfauna auch Anteile typischer Rheinarten wie z.B. *Bathynella freiburgensis* (Syncarida; Bathynellidae) oder *Schellencandona belgica* (Ostracoda; Schellencandonidae) (Meisch 2000, Berkhoff et al. 2009) gefunden. Weiterhin wurde hier *Acanthocyclops sensitivus* (Copepoda; Cyclopoida) erfasst, der häufig für das Donaueinzugsgebiet beschrieben wurde (Fuchs 2007), aber laut Fachliteratur auch in tieferen Lagen Westdeutschlands sowie den Beneluxstaaten verbreitet ist (Einsle 1993, Steenken 1998). Basierend auf der aktuellen Datenlage zählen wir die Niederrheinische Bucht faunistisch dennoch zur Stycoregion *Zentrale Mittelgebirge*.

3) Die Gemeinschaften im Grundwasser der *Südwestlichen Mittelgebirge* waren durch 32 verschiedene Arten charakterisiert, von denen 75% den echten Grundwassertieren

Stygo-region	NDT									ZMG						SW-MG			N-ALP																								
	Naturräumliche Haupteinheit									H	TB	TB	ÖHV	ÖHV	NHV	NB/ Erft	NB/ Rur	Alb	DIL	Alb	NK																						
	WAT	WA	EMT	EN	F	MBN	LH	MS		KL	L	KL	L	KL	KL	L	L	K	L	L	L																						
GW-Leitertyp	KL	L	L	L	L	L	L	L	L	KL	L	KL	L	KL	KL	L	L	K	L	L	L																						
Anzahl Proben/Messstellen	41//10	41//9	44//7	5//2	38//7	3//1	34//17	12//6		23//5	11//2	47//12	46//9	46//10	15//4	34//10	28//10	58//19	46//15	22//8	28//14																						
Stygobionte																																											
<i>Niphargus inopinatus</i>																						4																					
<i>Niphargus strouhali</i>																						5																					
<i>Parastenocaris c.f. aedis</i>																						1																					
<i>Bathynella chappuisi</i>																						1																					
<i>Proasellus walteri</i>																						3																					
<i>Proasellus slavus</i>																						89	12	6	8																		
<i>Niphargus auerbachii</i>																						1	2	6	1																		
<i>Niphargus bajuvaricus</i>																						1			6																		
<i>Acanthocyclops venustus</i>																						10		1	3																		
<i>Schellencandona schellenbergi</i>																						13			3																		
<i>Fabaeformiscandona bilobata</i>																						2	5	4																			
<i>Fabaeformiscandona wegelini</i>																						2																					
<i>Schellencandona insueta</i>																						1																					
<i>Acanthocyclops rhenanus</i>																						46	120	7																			
<i>Niphargus kieferi</i>																						4	14	2																			
<i>Niphargus laisi</i>																						19	1	9																			
<i>Niphargus puteanus</i>																						1																					
<i>Niphargopsis casparyi</i>																						5		1																			
<i>Parabathynella c.f. ferdii</i>																						2																					
<i>Echinocamptus pilosus</i>																							1																				
<i>Parastenocaris c.f. glacialis</i>																									1																		
<i>Fabaeformiscandona breuili</i>																								2	1																		
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>																									32	18	4																
<i>Niphargus aquilex</i>																									3	3																	
<i>Niphargellus nollii</i>	1	1								10	11																																
<i>Graeteriella unisetigera</i>	1																	1																									
<i>Troglochaetus beranecki</i>	3									10	4	2																															
<i>Microniphargus leruthi</i>	1																																										
<i>Chappuisius singeri</i>	1	7	4											11																													
<i>Bathynella natans</i>																																											
<i>Bathynella freiburgensis</i>																																											
<i>Pseudantrobathynella husmanni</i>																																											
<i>Schellencandona belgica</i>																																											
<i>Bryocamptus typhlops</i>																																											
<i>Niphargus fontanus</i>																															3						1	1	37		1		
<i>Bogidiella albertimagni</i>																															1											1	
<i>Diacyclops languidoides</i>	8	2	5	5	4										307	158	256	61	18		5																						
<i>Crangonyx subterraneus</i>																																	12	1	7	8	45				1		
<i>Proasellus cavaticus</i>																																	3									13	
<i>Parastenocaris phyllura</i>																																											
<i>Parastenocaris phreatica</i>		17																																									
Nicht-Stygobionte																																											
<i>Bythinella spec.</i>																																										6	
<i>Bvthiospeum sp.</i>																																											1
<i>Ancylus fluviatilis</i>																																											1
<i>Tropocyclops prasinus</i>																																											3
<i>Acanthocyclops robustus</i>																																											2
<i>Cypria ophthalmica</i>																																											1
<i>Diacyclops languidus</i>	4	1	36		4	49									1	25	2	3																									
<i>Diacyclops bisetosus</i>																																											3
<i>Paracyclops fimbriatus</i>																																											
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>																																											
<i>Pseudocandona albicans</i>																																											
<i>Diacyclops crassicaudis</i>																																											
<i>Paracyclops poppei</i>																																											
<i>Bryocamptus minutus</i>																																											

Tab. 5: Taxamatrix grundwasserfaunistischer Untersuchungen. Die Individuenanzahl der vorgefundenen Invertebraten (Crustacea, Gastropoda, Polychaeta) ist für jede GeoReg zusammengefasst und nach Stygo-region geordnet. NDT = Norddeutsches Tiefland, ZMG = Zentrale Mittelgebirge, NRB = Niederrheinische Bucht, SW-MG = Südwestliche Mittelgebirge, ALP = Alpen; WAT = Weser-Aller-Tiefland, WA = Wendland und Altmark, EMT = Elbe-Mulde-Tiefland, EN = Elbtalniederung, F = Fläming, MBN = Mittelbrandenburgische Platten und Niederungen sowie Ostbrandenburgisches Heide- und Seengebiet, LH = Lüneburger Heide, MS = Mecklenburgische Seenplatte, H = Harz, TB = Thüringer Becken mit Randplatten, ÖHV = Östliches Harzvorland und Börden, NHV = Nördliches Harzvorland, NB = Niederrheinische Bucht getrennt nach Erft- und Rurscholle, Alb = Schwäbische Alb, DIL = Donau-Iller-Lech-Platten, NK = Nördliche Kalkhochalpen; KL = Kluffgestein, L = Lockergestein, K = Karst.

(Stygobionte) zugeordnet werden konnten. Das Grundwasser der Südwestlichen Mittelgebirge ist durch eine hohe Diversität ($H'_{gesamt} = 2,06$) und regelmäßiges Auftreten größerer Arten wie z.B. Asseln und Höhlenflohkrebse geprägt. Es wurden 8 Amphipoden registriert, von denen *Niphargus kieferi* und *N. laisi* (Amphipoda; Niphargidae) besonders häufig auftraten (Tab. 5 und 6). Ebenso regelmäßig wurden die Grundwas-

serassel *Proasellus slavus* (Isopoda; Asselidae) sowie die Hüpfertlinge *Acanthocyclops rhenanus*, *A. sensitivus* und *Diacyclops languidoides* (Copepoda; Cyclopoida) gefunden (Tab. 5 und 6). Die meisten dieser Arten wurden ausschließlich in den südwestlichen Untersuchungsgebieten nachgewiesen und sind in der Fachliteratur als typische Arten des Donaueinzugsgebietes beschrieben (Karamann 1952, Einsle 1993,

Stetigkeiten in %				
Taxa	NDT	ZMG	SW-MG	Nordalpen
Stygobionte				
<i>Microniphargus leruthi</i>		2,86		
<i>Niphargus aquilex</i>		7,14	6,38	
<i>Niphargus bajuvaricus</i>			2,13	28,57
<i>Niphargus kieferi</i>			23,40	
<i>Niphargus laisi</i>			19,15	
<i>Acanthocyclops rhenanus</i>			53,19	
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>	1,43		21,28	
<i>Acanthocyclops venustus</i>			8,51	21,43
<i>Diacyclops languidoides</i>	24,29		53,19	28,57
<i>Proasellus cavaticus</i>	1,43			21,43
<i>Proasellus slavus</i>			38,30	21,43
<i>Proasellus walteri</i>			3,28	14,29
Nicht-Stygobionte				
<i>Diacyclops bisetosus</i>		10,00	6,38	
<i>Diacyclops languidus</i>		15,71	6,38	
<i>Paracyclops fimbriatus</i>		5,71		
<i>Ceratomyxza atrata</i>	3,92	7,14	4,26	
<i>Dorydrilus michaelsoni</i>	5,88	12,86	4,26	7,14
<i>Marionina argentea</i>		4,29	2,13	
<i>Marionina riparia</i>	1,96	8,57		

Tab. 6: Stetige Arten [%]: Häufigkeiten von Invertebraten, die in Grundwasserproben erfasst und für jede Stygoregion berechnet wurden. NDT = Norddeutsches Tiefland, ZMG = Zentrale Mittelgebirge, SW-MG = Südwestliche Mittelgebirge, Nordalpen.

Enright 2000, Meisch 2000, Fuchs 2007, Schminke & Gad 2007). Auffällig ist außerdem der geringe Anteil nicht-stygobionter Individuen (<2%) im Vergleich zu den *Zentralen Mittelgebirgen*. Die niedrigen Abundanzen von grundwasserfremden Arten haben unterschiedliche Ursachen, wie etwa undurchlässige Deckschichten, exfiltrierende Bedingungen oder geringere Landnutzung, auf die an anderer Stelle noch näher eingegangen wird.

4) In den Messstellen der *Nordalpen* (Obere Isar) wurden insgesamt 15 rein stygobionte Crustaceenarten erfasst (Diversität: $H' = 2,38$). Auch hier ist das Grundwasser durch größere Arten geprägt. Zu den Arten, die ausschließlich in den *Nordalpen* gefunden wurden, gehört zum Beispiel der Amphipode *Niphargus strouhali* (Niphargidae), der laut Fachliteratur seinen Verbreitungsschwerpunkt östlich der Alpen hat (Karaman & Ruffo 1989). Relativ häufig wurden auch die Arten *Niphargus bajuvaricus* (Amphipoda, Niphargidae), die Grundwasserasseln *Proasellus slavus*, *P. cavaticus* (Isopoda, Asellidae) sowie die Hüpferlinge *Diacyclops languidoides* und *Acanthocyclops venustus* (Copepoda, Cyclopoida) gefunden (Tab. 5 und 6). Auffällig in diesem Gebiet ist auch die Abwesenheit nicht-stygobionter Crustaceen, was auf einen geringen Oberflächeneinfluss hindeutet. Wie bereits zuvor angesprochen, ist aufgrund der vergleichsweise geringen Datenbasis der Status der *Nordalpen* als eigenständige Stygoregion noch nicht abschließend abgesichert. Das im Vergleich zu den *Südwestlichen Mittelgebirgen* ausgedünnte Artenspektrum könnte auch auf die Wiederbesiedlungsgeschichte des alpinen Grundwassers zurückzuführen sein. Ehemals vergletscherte Gebiete beherbergen heute für gewöhnlich eine Fauna, die hinsichtlich ihrer Artenzahl ein verarmtes Spiegelbild der Fauna jener Gebiete ist, von denen aus die Wiederbesiedelung erfolgt. Dole-Olivier et al. (2009) wiesen positive Korrelationen zwischen der Artzahl und der Distanz zum Gletscher nach.

Die nacheiszeitliche Rekolonisierung des Grundwassers erfolgte entlang der Flusssysteme aus nicht vergletscherten

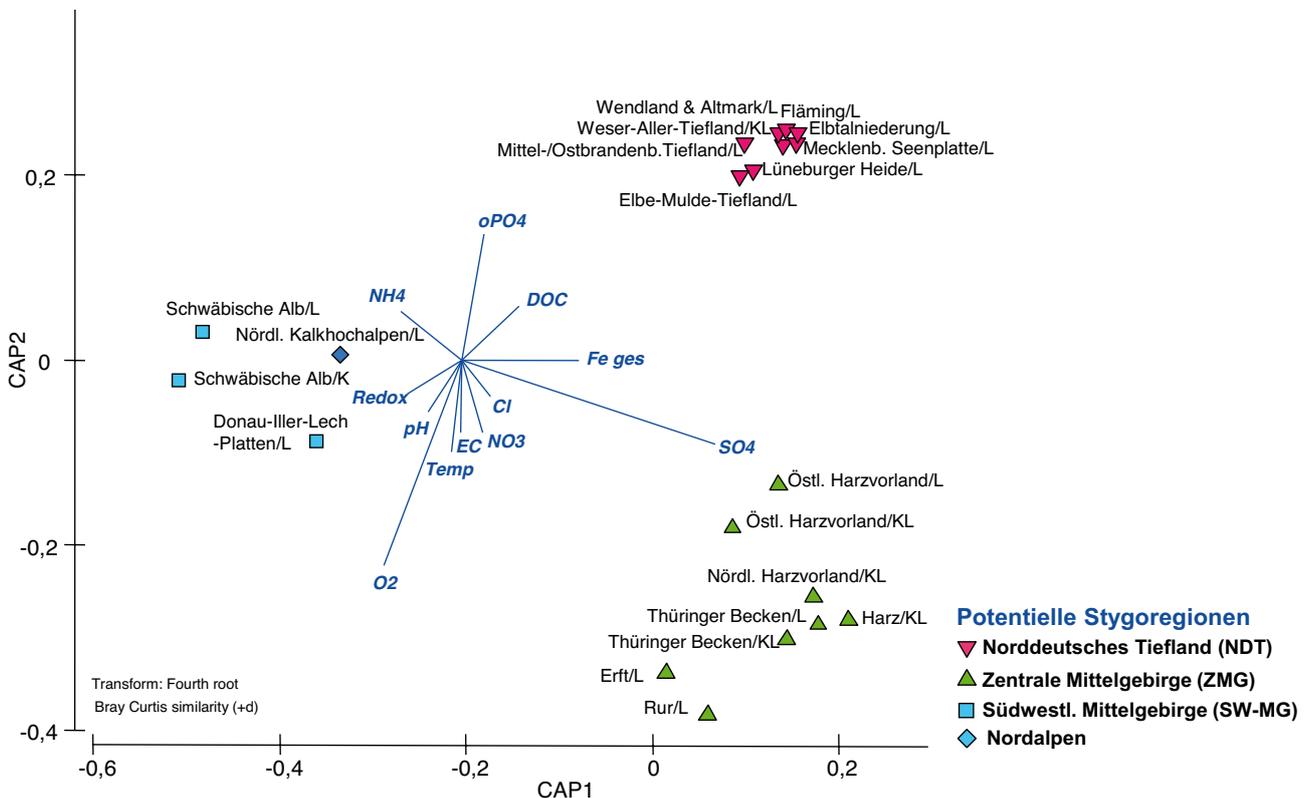


Abb. 36: Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) grundwasserfaunistischer Daten (Crustacea, Polychaeta, Gastropoda) und ausgewählter Umweltparameter. Einheiten für NH_4^+ , PO_4^{3-} , DOC, O_2 , SO_4^{2-} , NO_3^- in $mg\ L^{-1}$, Redoxpotential in mV, EC=Leitfähigkeit in $\mu S\ cm^{-1}$, Temperatur in $^{\circ}C$.

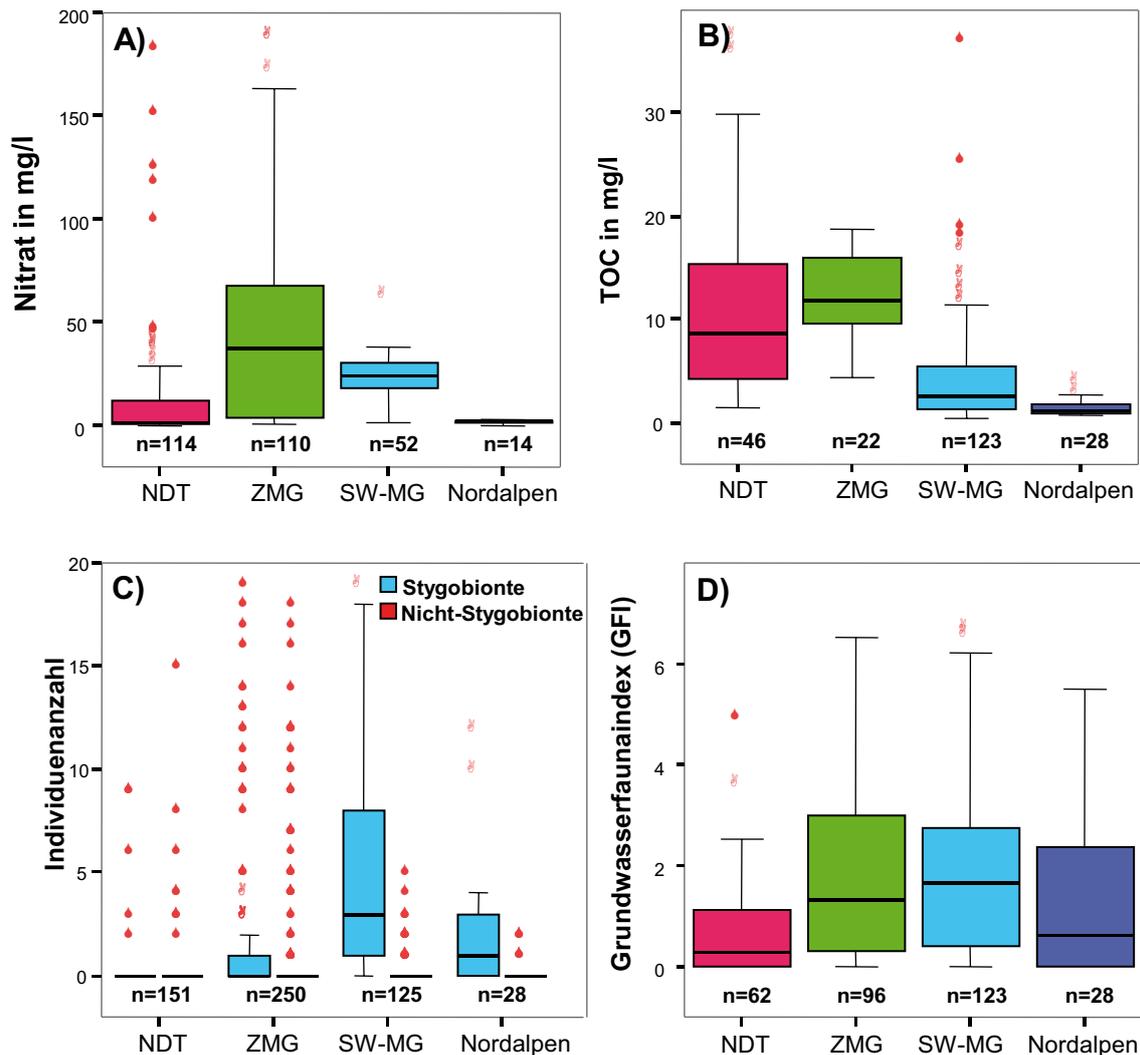


Abb. 37: Boxplots ausgewählter Parameter pro Stygoregion. NDT = Norddeutsches Tiefland, ZMG = Zentrale Mittelgebirge, SW-MG = Südwestliche Mittelgebirge, TOC = Total Organic Carbon/Gesamtkohlenstoff.

Gebieten der Schwäbischen Alb und aus Gebieten östlich der Alpen in Richtung Süden und Westen ins angrenzende Alpenvorland und die Alpen (Thienemann 1950). Im Gegensatz zum *Norddeutschen Tiefland* besteht der Untergrund im südwestlichen Untersuchungsgebiet oft aus grobem schotterigem und sandigen Gesteinsmaterial, so dass auch für größere Arten eine Passage möglich ist (Zepp 2008).

Einfluss von Umweltvariablen auf die faunistischen Gemeinschaften

Korrelationen zwischen den gefundenen Besiedlungsmustern und Umweltparametern sind im Graphen der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA, Abb. 36) sowie als Boxplots (Abb. 37) dargestellt. Die stärksten, signifikanten Korrelationen zwischen Umweltparametern und den faunistischen Verbreitungsmustern zeigen sich mit dem Sauerstoffgehalt (CCA $r=0,669$) und der Sulfatkonzentration (CCA $r=-0,813$). Schwächere, aber signifikante Korrelationen wurden auch zwischen Phosphat (CCA $r=-0,408$) und Gesamteisen (CCA $r=-0,373$) gefunden. Alle anderen im Graphen gezeigten Zusammenhänge waren statistisch

nicht signifikant. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass, abgesehen von sehr geringen Sauerstoffkonzentrationen ($< 1 \text{ mg L}^{-1}$), die zwischen Besiedlung und Umweltparametern gefundenen Korrelationen keine direkten Zusammenhänge abbilden, sondern überwiegend biogeographische und geogene Besonderheiten der Stygoregionen reflektieren.

So sind die Grundwässer des *Norddeutschen Tieflands* aufgrund ihrer feinen Sedimente durch hypoxische beziehungsweise anoxische Verhältnisse geprägt, die eine Besiedlung mit Invertebraten natürlicherweise kaum zulassen. Der Sauerstoffmangel spiegelt sich in hohen Phosphat-, DOC-, Ammonium- und Eisengehalten sowie einem niedrigen Grundwasserfaunaindex (GFI) wider (Abb. 36 und Abb. 37D).

Die Grundwässer der *Zentralen* und *Südwestlichen Mittelgebirge* sowie der *Alpen* sind dagegen sauerstoffreich, wodurch eine Besiedlung durch Invertebraten möglich ist (Abb. 36 und 37C). Die faunistischen Gemeinschaften der *Zentralen Mittelgebirge* weisen deutlich geringere Anteile stygobionter Arten im Vergleich zu den *Südwestlichen Mittelgebirgen* und *Alpen* auf (Tab. 5 und Abb. 37C). Gleichzeitig sind die Konzent-

rationen von Nitrat und TOC in den *Zentralen Mittelgebirgen* höher als in den *Südwestlichen Mittelgebirgen* und *Alpen* (Abb. 37A und B). Diese Unterschiede reflektieren die intensive landwirtschaftliche Überprägung der *Zentralen Mittelgebirge* und deuten auf einen stärkeren Oberflächeneinfluss hin.

Der GFI, der ein Maß für die Stärke des Oberflächeneinflusses ist, reflektiert diese Verhältnisse in den untersuchten alpinen Grundwassersystemen, die einen weitgehend natürlichen oligotrophen bzw. oligoalimonischen Charakter aufweisen (Abb. 37D). Im Gegensatz sind die GFI-Werte der *Südwestlichen Mittelgebirge* und *Zentralen Mittelgebirge* fast gleich hoch. Die Unterschiede im Stygobiontenanteil sind in diesem Fall nicht vom GFI widerspiegelt, ohne dass sich dafür derzeit eine plausible Erklärung anbietet (Abb. 36D).

Faunistische Verbreitungsmuster auf regionaler und standörtlicher Ebene

Während im vorangegangenen Kapitel Messstellen ähnlicher faunistischer Zusammensetzung gruppiert wurden, um großräumige Verbreitungsmuster zu untersuchen, wird die Fauna im folgenden Kapitel auf regionale und standörtliche Einflüsse ausgewertet.

Ergebnisse der Niederrheinischen Bucht

In der Niederrheinischen Bucht wurde die Zusammensetzung der Invertebratengemeinschaften auf kleinräumiger Skala (standörtliche Einflüsse) betrachtet. Zentrale Fragestellung war, ob sich lokale Bereiche im Grundwasser der Niederrheinischen Bucht anhand faunistischer Besiedlungsstrukturen definieren lassen und welche Faktoren sich auf die Besiedlung auswirken. Für die Analysen wurden die im Bereich der Erft- und Rurscholle (Niederrheinische Bucht), erhobenen Datensätze gemeinsam analysiert, da zwischen den beiden tektonischen Bruchschollen keine signifikanten Besiedlungsunterschiede festgestellt wurden (PERMANOVA $p > 0,05$, $df = 2$, Bray-Curtis-Distanz).

Anhand der vorgefundenen Besiedlungsstruktur konnten in der Niederrheinischen Bucht insgesamt drei unterschiedlich beeinflusste Grundwasserbereiche identifiziert werden, die sich auch leicht in ihren abiotischen Verhältnissen unterscheiden. In der Taxa-Proben-Matrix (Tab. 7) sind die faunistischen Befunde für die Einzelproben, geordnet nach stygobionten und nicht-stygobionten Arten (Crustacea, Polychaeta), zusammengestellt. Die Proben konnten anhand ihrer Artenzusammensetzung und Individuenzahlen in zwei autökologische Hauptgruppen untergliedert werden. Gruppe 1 umfasst Proben, die von stygobionten Tieren dominiert waren, während Gruppe 2 Proben vereinigt, die vor allem nicht-stygobionte Vertreter enthielten. Gruppe 1 konnte auf Basis des Artenspektrums in zwei weitere Untergruppen geteilt werden (Tab. 7). Die erste Untergruppe (Stygobionte A, Gruppe 1a), umfasst 6 Proben (2 Messstellen), die vor allem größere Tiere wie Amphipoden enthielten. Diese Gruppe

zeigte die höchste Diversität (9 Arten, Shannon: $H' = 2,014$). Die Besiedlungsstruktur dieser Messstellen war während des Untersuchungszeitraumes weitgehend stabil. Zur zweiten Untergruppe (Stygobionte B, Gruppe 1b) zählen 16 Proben (7 Messstellen), die vorwiegend bzw. ausschließlich durch den Hüpferling *Diacyclops languidoides* (Cyclopida, Copepoda) charakterisiert sind. Insgesamt ist die Diversität in Gruppe 1b am geringsten (5 Arten, Shannon: $H' = 0,665$). Drei Proben dieser Gruppe (340212-H1, 340482-F1, 340261-F1) entstammten aus Messstellen, die eine relativ große Dynamik in der Besiedlungsstruktur zeigten und in denen zeitweise auch Nicht-Stygobionte dominierten. Der Gruppe 2 sind 16 Proben (7 Messstellen) zugeordnet, in denen Nicht-Stygobionte den gesamten bzw. den größten Anteil an Individuen stellten. Diese Proben weisen eine geringere Diversität (10 Arten, $H' = 1,897$) auf als Gruppe 1a. Die faunistischen Unterschiede der drei autökologischen Gruppen waren signifikant (PERMANOVA: $p = 0,0001$; $df = 2$, Bray-Curtis-Distanz).

Die in Tabelle 7 dargestellten Faunadaten wurden anhand einer NMDS-Analyse ausgewertet. Die drei autökologischen Gruppen finden sich im NMDS-Graphen wieder (Abb. 38). Dabei zeigt Gruppe 2 aufgrund ihrer vergleichsweise heterogenen Besiedlung eine deutliche Streuung. Die Proben 34212-F1/H1, 947591-F1 sowie alle Proben aus Messstelle 340242 ähneln in ihrem Artenspektrum stärker der Gruppe 1, wurden aber aufgrund des überwiegenden Anteils an Nicht-Stygobionten der Gruppe 2 zugeordnet. Bei den Proben 340261-F1 und 690072-F2 beruht die Unähnlichkeit zu anderen Proben vor allem auf der Abwesenheit von *D. languidoides* (Cyclopoida, Copepoda).

Zwischen den beobachteten faunistischen Besiedlungsmustern und Umweltparametern ergaben sich signifikante Zusammenhänge mit Sauerstoff, Nitrat, Sulfat und Ocker (DISTLM: $p < 0,05$). Eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) zeigt neben den bereits genannten Parametern auch signifikante Korrelationen mit Chlorid, Leitfähigkeit und Detritus ($p < 0,05$, Erklärte Variation PC1-3: 61 %) (Abb. 39). Hervorzuheben ist dabei die Korrelation von Nitrat mit Proben bzw. Messstellen der Gruppe 2 (Abb. 39).

Die Boxplots in Abbildung 40 erlauben einen quantitativen Vergleich der drei autökologischen Gruppen anhand ausgewählter abiotischer Parameter. Der Vergleich zwischen den Gruppen zeigt besonders deutlich im Falle von Sauerstoff, Nitrat und Kalium, dass in Gruppe 2 der stärkste und in Gruppe 1a der schwächste Oberflächeneinfluss vorhanden war (Abb. 40A-C). Der TOC-Gehalt (im Standwasser) war allerdings in Gruppe 1b am höchsten. Dies geht einher mit erhöhten Ockergehalten (siehe Gesamteisen), die meist auf den Einfluss von Sickerwasser hindeuten, da Eisenocker TOC bindet (Abb. 40D).

Im Widerspruch zu den Verteilungsmustern der Tiere und den abiotischen Indikatoren für den Oberflächeneinfluss

Ökologische Zuordnung	Gruppe 1a (Stygobionte A)					Gruppe 1b (Stygobionte B)										Gruppe 2 (Nicht-Stygobionte)																										
	F1	H1	F1	H1	F2	H2	F1	H1	F2	H2	F1	H1	F2	H2	F1	H1	F2	H2	F1	H1	F2	H2	F1	H1	F2	H2	F1	H1	F2	H2												
Probe																																										
Mst.-Nummer	948621		948621	997641	997641	997641	842211	842211	842211	842211	947551	947551	947551	947551	390051	390051	390051	690072	690072	340212	340212	340482	340261	340242	340242	340242	340212	340212	948221	948221	997591	997591	997701	997701	997701	997701	340261	340482				
Stygobionte																																										
<i>Crangonyx subterraneus</i>	2	5	1	2	2	5																																				
<i>Microniphargus leruthi</i>						2	12																																			
<i>Niphargus aquilex</i>											1																															
<i>Niphargellus nollii</i>	3	7	1	10																					1	1																
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>						31	35	10	4																																	
<i>Diacyclops languidoides</i>						2	1	56	126	3	16	1	64	18	16	18	25	21	2	1	89	1	2	1	2																	
<i>Bryocamptus typhlops</i>																										2																
<i>Bathynella freiburgensis</i>																										3																
<i>Pseudantrobathynella husmanni</i>																										1																
<i>Fabaeformiscandona breuili</i>																										3																
<i>Schellencandona belgica</i>																										1																
<i>Troglochaetus beranecki</i>						1	11																					1														
Nicht-Stygobionte																																										
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>																										7	16	12	12	7	4											
<i>Diacyclops bisetosus</i>	1																										11	240	5													
<i>Diacyclops languidus</i>						12	4	7	1	1																					1											
<i>Paracyclops fimbriatus</i>																										64	79	9	5	3	14	1										
<i>Pseudocandona albicans</i>																										1																

Tab. 7: Taxa-Proben-Matrix der Invertebraten, die bei Grundwasseruntersuchungen 2007 und 2009 in der Niederrheinischen Bucht (Erft- und Rurscholle) erfasst wurden. Die Arten sind entsprechend ihrer autökologischen Präferenz nach stygobionten und nicht-stygobionten Arten geordnet. Die Einteilung in Gruppe 1a, 1b und Gruppe 2 basiert auf prozentualen Anteilen stygobionter und nicht-stygobionter Individuen innerhalb einer Probe. F1 = Frühjahr 2007, H1 = Herbst 2007, F2 = Frühjahr 2009, H2 = Herbst 2009; Mst. = Messstelle.

scheint generell der Grundwasserfaunaindex (GFI) zu stehen. Gruppe 1a zeigte überraschenderweise die höchsten GFI-Werte (Abb. 40H).

Der GFI ist ein quantitatives Maß für die Stärke des Oberflächeneinflusses. Die vergleichsweise großen Indexwerte sind durch die hohe Standardabweichung der Temperatur verursacht (Abb. 40G). Die Temperaturschwankungen resultieren vermutlich aus der geringen Messstellentiefe der ersten Gruppe (Abb. 40F). Diese Messstellen waren jedoch gleichzeitig

von geringen Mengen an Detritus und einer Dominanz stygobionter Tiere begleitet. Der GFI führt in diesem Falle zu einer Fehleinschätzung des ökologisch relevanten Oberflächeneinflusses. Dieses Ergebnis wird auch von einem Rang-Korrelationstest bestätigt, der eine starke Abhängigkeit des GFI von der Standardabweichung der Temperatur widerspiegelt (Spearman: $r=0,748$, $p=0,000$) und eine negative Korrelation mit der Pegeltiefe zeigt (Spearman: $r=-0,348$, $p < 0,05$). Dies weist auf einen Optimierungsbedarf des GFI hinsichtlich seiner Berechnung durch die Standardabweichung der Temperatur hin.

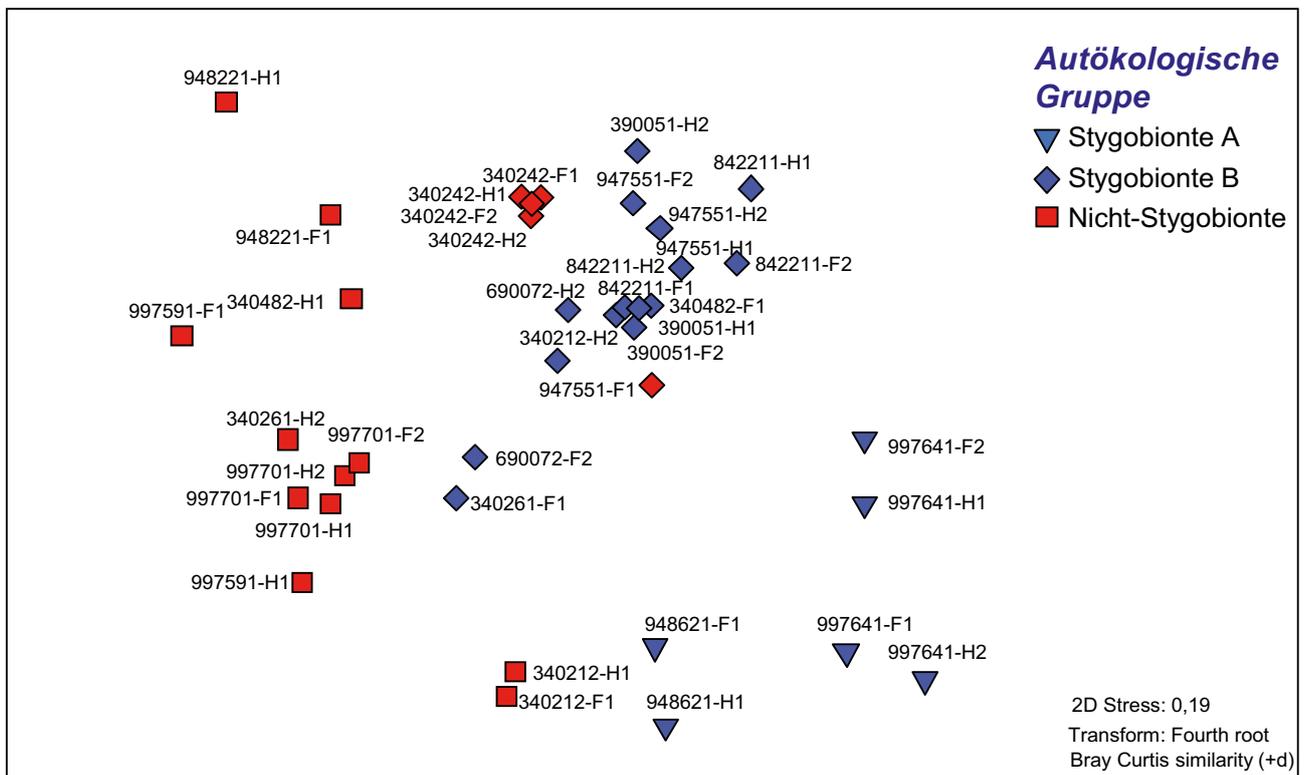


Abb. 38: NMDS-Analyse grundwasserfaunistischer Daten, die 2007 und 2009 im Erftgebiet (Niederrheinische Bucht, Rur- und Erftscholle) erfasst wurden. Symbole markieren Proben, die entsprechend ihrer Besiedlung gekennzeichnet sind. Stygobionte A umfasst Proben, die von *Diacyclops languidoides* geprägt sind, Stygobionte B beinhaltet Proben, in denen Amphipoden auftraten. F1 = Frühjahr 2007, H1 = Herbst 2007, F2 = Frühjahr 2009, H2 = Herbst 2009. Berechnungen basierend auf: Bray-Curtis-Distanzen, Dummy Variable = 1, vierte Wurzel-Transformation.

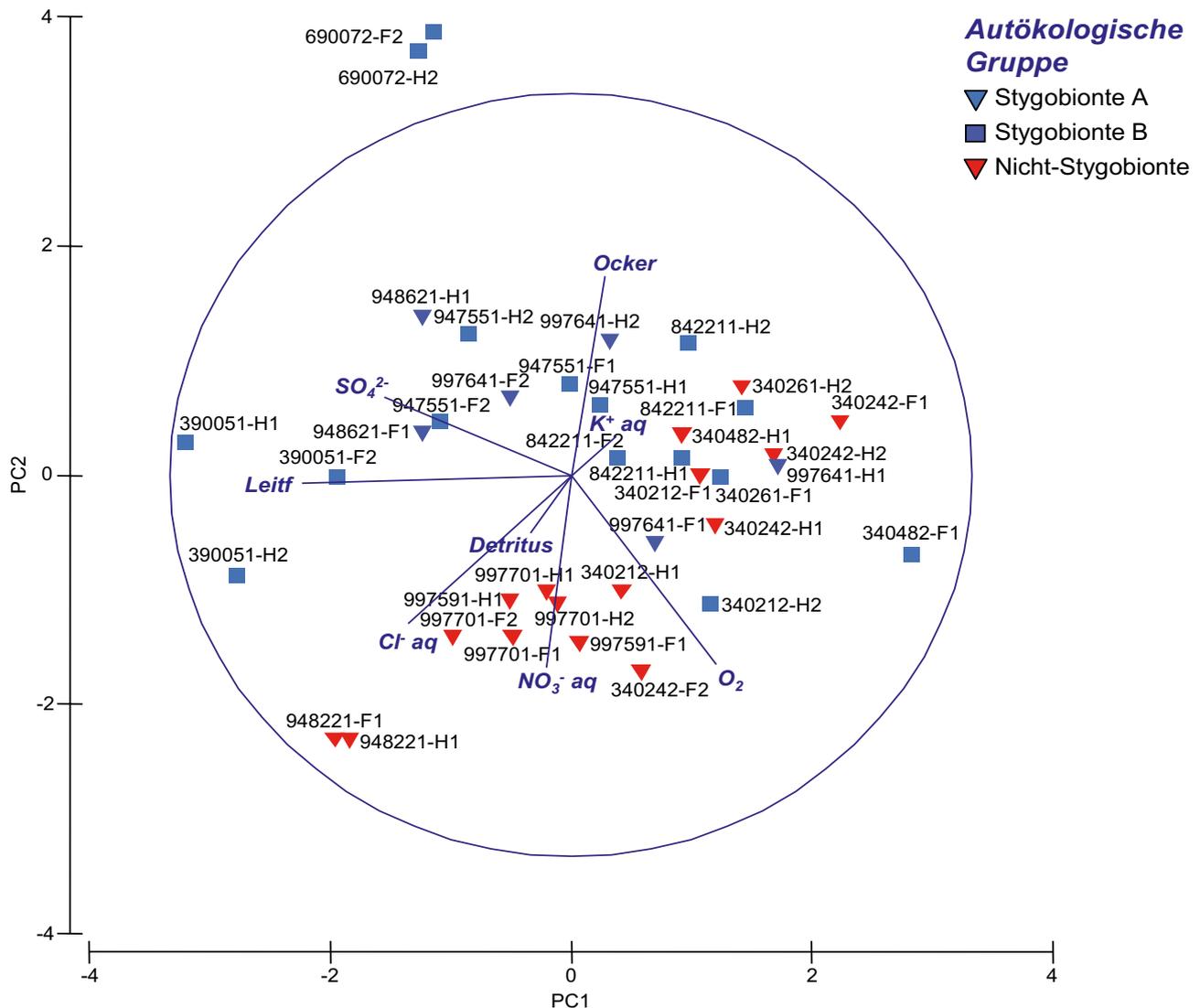


Abb. 39: Hauptkomponentenanalyse (PCA) abiotischer Daten, die 2007 und 2009 im Erftgebiet der Niederrheinischen Bucht (Erft- und Rurscholle) erfasst wurden. Symbole markieren Proben, die entsprechend ihrer Besiedlung gekennzeichnet sind. Stygobionte A umfasst Proben, die von *Diacyclops languidoides* (Cyclopoida, Copepoda) geprägt sind, Stygobionte B beinhaltet Proben, in denen gehäuft Amphipoden auftraten. F1 = Frühjahr 2007, H1 = Herbst 2007, F2 = Frühjahr 2009, H2 = Herbst 2009. PC1-3 beschreiben 61% der Variation im Datensatz (PC3 nicht dargestellt).

Der Grund für die Besiedlungsunterschiede der Gruppe 1a und 1b könnte Verockerung sein (Abb. 40I). Ocker gilt als besiedlungsfeindliches Substrat (Fuchs 2007) und könnte sich vor allem störend auf größere Organismen (Amphipoden, nicht-stygobionte Arten) auswirken, während es von kleineren Arten wie *Diacyclops languidoides* (Copepoda, Cyclopoida) besser toleriert wird. Bekannt ist auch, dass die Größe der Lückenräume bzw. der Anteil an feinen Sedimentfraktionen im Grundwasserleiter Einfluss auf die Invertebratenbesiedlung hat (Giere 2009). Grundwasserökologische Untersuchungen im Pfälzerwald ergaben ähnliche Befunde, bei denen Amphipoden kaum in den sandigen Talfüllungen auftraten, sondern nur in Messstellen, die von Kluftwasser beeinflusst waren (Hahn 1996). Noch einmal muss erwähnt werden, dass die relativ dünne Datenbasis und die große Streuung innerhalb der autökologischen Gruppen keine detailliertere Interpretation der Resultate erlaubt.

Ergebnisse des Alb-Donau-Kreises

Das Gebiet Alb-Donau-Kreis wurde für die Fauna auf standörtlicher Ebene in Bezug auf Verbreitungsmuster hinsichtlich der Naturraumgruppen (NHE: *Schwäbische Alb*; Naturraum: *Lonetal-Flächenalb* und NHE: *Donau-Iller-Lech-Platten*; Naturraum: *Donauried*) und der beiden Grundwasserleitertypen (Alluvium vs. Karst) untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass sich besonders in diesem Untersuchungsgebiet standörtliche Faktoren, d.h. kleinräumige Strukturen im Umfeld einzelner Messstellen (Standörtliche Ebene), auf die Besiedlung im Grundwasser auswirken und teilweise die Effekte der Naturraumgruppe und vor allem die des Leitertyps überlagern. Als Ursache gilt, dass es in diesem Gebiet besonders ausgeprägte Überlagerungen landschaftlicher und standörtlicher Effekte gibt. Alle Messstellen gehören einem gemeinsamen dynamischen hydrologischen System an. Zwar wies die Fauna im Grundwasser der Schwäbischen Alb und Donau-Iller-

Lech Platten leichte naturräumliche Unterschiede in ihrer Zusammensetzung auf ($p_{MC} > 0,05$, 1df), keine Unterschiede wurden jedoch zwischen Karst- und Lockergesteinsleitern gefunden (PERMANOVA: $p > 0,05$). Aufgrund der gebietspezifischen Besonderheiten konnte auch die Gliederungsebene „GeoRegs“ (Kombination aus Naturraumgruppe und Grundwasserleitertyp) im Alb-Donau-Kreis die Verteilungsmuster der Fauna nicht erklären. Eine gebietsunabhängige Datenauswertung auf standörtlicher Ebene (Messstellen) lieferte die beste Erklärung im landschaftlichen und ökologischen Kontext. Zu diesem Zweck wurden einzelne Messstellen anhand ihrer faunistischen Zusammensetzung drei autökologischen Hauptgruppen (7 Untergruppen) zugeordnet und auf abiotische Einflüsse hin untersucht (Tab. 8).

Zur ersten Hauptgruppe (moderat oberflächenbeeinflusste Standorte) gehören überwiegend Messstellen der Schwäbischen Alb, aber auch einige der Donau-Iller-Lech-Platten (Tab. 8). Alle Messstellen der ersten Hauptgruppe zeichneten sich durch hohe Besiedlungsdichten und Taxazahlen aus. In einigen dieser Messstellen wurden, im Gegensatz zur zweiten und dritten Hauptgruppe, neben stygobionten auch nicht-stygobionte Arten gefunden. Die stärkere Besiedlung sowie das Auftreten nicht-stygobionter Arten deuten auf einen ausgeprägten Oberflächeneinfluss hin, zum Beispiel den Eintrag an organischem Material. Aufgrund unterschiedlicher Artspektren wurde diese erste Messstellengruppe in drei Untergruppen gegliedert. Zur Untergruppe 1a gehören Messstellen der *Schwäbischen Alb*, in denen Nicht-Stygo-

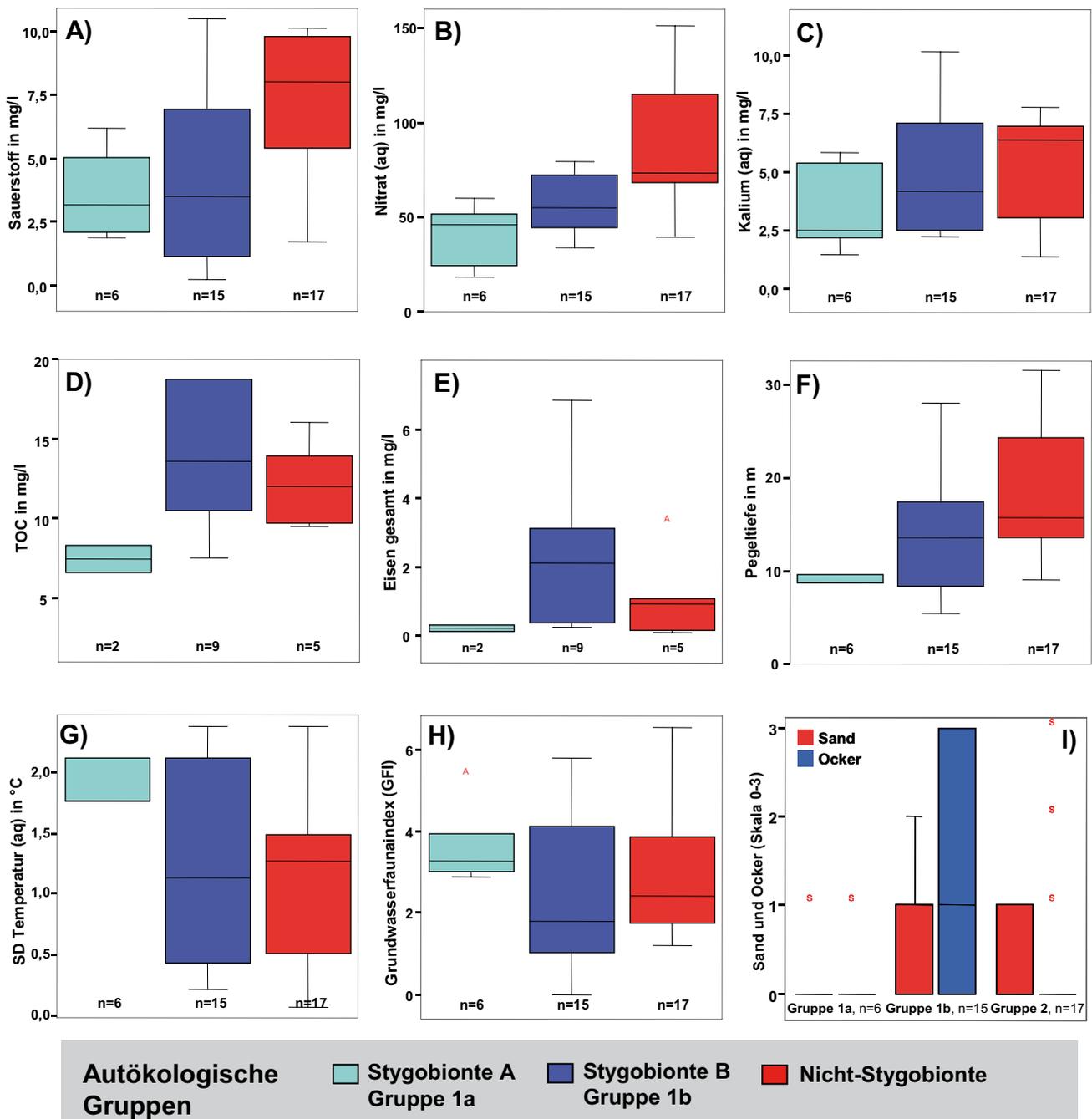


Abb. 40: Boxplots ausgewählter Parameter, dargestellt für die autökologischen Gruppen (Stygobionte A, Stygobionte B, Nicht-Stygobionte). Die Daten wurden 2007 und 2009 in ökologischen Grundwasseruntersuchungen in der Niederrheinischen Bucht (Erft- und Rurscholle) erhoben. Skala in I) bezieht sich auf die geschätzten Anteile von Sand und Ocker im Probensediment: 0 = kein, 1 = wenig, 2 = viel, 3 = sehr viel.

bionte auftraten. Untergruppe 1b umfasst Messstellen der Donau-Iller-Lech-Platten mit geringer Tiefe (durchschnittlich < 10m). Untergruppe 1c beinhaltet Messstellen der Schwäbischen Alb, in denen nicht-stygobionte Arten fehlten (Tab. 8). Im Unterschied zur Gruppe 1a und 1c zeichnen sich die 1b-Messstellen durch das Fehlen mehrerer stygobionter Arten (v.a. Niphargen) aus und hinsichtlich der nicht-stygobionten Vertreter durch eine höhere Oligochätendiversität. Diese Oligochätenvielfalt hängt wahrscheinlich mit der größeren Anzahl von Lockergesteinsmessstellen zusammen, die im Vergleich zur karstigen Schwäbischen Alb in den *Donau-Iller-Lech-Platten* untersucht wurden (Noll & Stammer 1953). Dagegen ist in der *Schwäbischen Alb* die höhere Diversität der Niphargen (Amphipoda) vermutlich auf den großen Anteil von Karstleitersmessstellen zurückzuführen (Tab. 8). Die in der ersten Hauptgruppe festgestellten Unterschiede zwischen den Naturraumgruppen dürften mit der wechselnden Sedimentstruktur von Karst und grob-schotterigen Lockergesteinen der *Schwäbischen Alb* hin zu feinkörnigeren Sedimenten der *Donau-Iller-Lech-Platten* zusammenhängen. Für diese Gruppe findet sich ein Effekt des Grundwasserleitertyps wieder.

Die Messstellen der zweiten Hauptgruppe (abgeschirmte Standorte) sind durch niedrige Abundanzen und Artzahlen charakterisiert. In den Proben wurden ausschließlich echte Grundwasserarten gefunden. Es scheint, dass diese Messstellen im Gegensatz zur ersten Hauptgruppe kaum einem Oberflächeneinfluss ausgesetzt sind. Ursachen dafür dürften abschirmende Deckschichten oder größere Messstellentiefen sein. Untergruppe 2a umfasst flache Messstellen (< 12 m) der Donau-Iller-Lech-Platten, die in einem Bereich liegen, in dem undurchlässigere Deckschichten das Grundwasser abschirmen. Zur Untergruppe 2b gehören tiefe Karstmessstellen der Schwäbischen Alb, während in Untergruppe 2c tiefe Karstmessstellen der Donau-Iller-Lech-Platten zusammengefasst sind. Bezeichnenderweise zeigen alle Messstellen der zweiten Hauptgruppe eine deutliche Verarmung an Arten und Besiedlungsdichte (Tab. 8). Darüber hinaus wurden in Hauptgruppe 2 bis auf wenige Einzelfunde keine Arten nachgewiesen, die nicht auch in Hauptgruppe 1 aufgetreten sind.

Die dritte Hauptgruppe (stark verockerte Standorte) umfasst insgesamt nur 3 Messstellen, die allesamt im Lockergestein der Schwäbischen Alb liegen. Diese flachen Messstellen (< 12 m) sind stark von Sickerwassereinträgen beeinflusst. Sie sind verockert und durch hypoxische Verhältnisse geprägt, was Ursache für die stark verarmte Fauna und das Fehlen echter Grundwasserarten zu sein scheint (Tab. 8).

Der NMDS-Graph in Abbildung 41 spiegelt das Besiedlungsmuster der drei Hauptgruppen aus Tabelle 8 wider. Die Faunadaten wurden im Vorfeld der NMDS-Analyse für jede Messstelle über ihren Mittelwert zusammengefasst. Die faunistischen Unterschiede zwischen allen drei Hauptgruppen waren signifikant (PERMANOVA: $p=0,0001$, $df=2$,

Paartests: $p<0,05$). Während sich die Standorte der dritten Hauptgruppe in der Besiedlung deutlich von der ersten und zweiten Hauptgruppe unterscheiden, sind die Unterschiede mancher Messstellen der Hauptgruppen 1 und 2 weniger ausgeprägt. Dies betrifft vor allem Messstellen der Donau-Iller-Lech-Platten, die aufgrund höherer Abundanzen und der Anwesenheit von Nicht-Stygobionten der ersten Hauptgruppe zugeordnet wurden (z.B. 6051, 2036, 2304, 5194), deren Artenspektrum aber der zweiten Hauptgruppe ähnlicher ist.

Die autökologischen Untergruppen (1a-c, 2a-c, 3) unterscheiden sich faunistisch weniger deutlich als die Hauptgruppen, da die Daten der Einzelmessstellen stark streuen. Insgesamt sind die Besiedlungsunterschiede signifikant (PERMANOVA: $p=0,0001$, $df=6$), aber nicht für alle Untergruppen (PERMANOVA Paartest: $p_{perm}>0,05$). Aus diesem Grund wurde eine weitere NMDS-Analyse durchgeführt, bei der die Faunadaten für jede Untergruppe über ihre Mittelwerte zusammengefasst wurden (Abb. 42). Diese NMDS spiegelt die Muster der Taxa-Standort-Matrix (Tab. 8) hinsichtlich der Haupt- und Untergruppen wider (Abb. 42; PERMANOVA: $p=0,0001$). Innerhalb der ersten und zweiten Hauptgruppe beträgt die auf einer Clusteranalyse basierende faunistische Ähnlichkeit 40%. Die besiedlungsfeindlichen, stark verockerten Standorte stehen den beiden Hauptgruppen (1 und 2) gegenüber.

Die hydrochemischen und physikalischen Verhältnisse der Untersuchungsstandorte reflektieren nur zum Teil die faunistischen Ergebnisse. Hydrochemisch lassen sich nur die erste und zweite Hauptgruppe von der dritten signifikant trennen (PERMANOVA Paartest: Gruppe 1,2: $p>0,05$, Gruppe 1,3 und 2,3: $p<0,05$). Signifikante Korrelationen fanden sich mit Sauerstoff, dem Redoxpotential, der Temperatur sowie der bakteriellen Kohlenstoffproduktion (DISTLM: $p<0,05$). Neben den genannten Parametern korrelieren noch der GFI, die Pegeltiefe, die Leitfähigkeit und Kalium mit der Besiedlung durch die Invertebraten (CCA: CAP1: $r=0,7885$, CAP2: $r=0,5815$, CAP3: $r=0,4212$, trace: $p<0,05$). Die Boxplots in Abbildung 43 zeigen deutlich, dass sich vor allem die dritte Hauptgruppe durch die niedrigen Sauerstoffwerte sowie die teilweise reduzierenden Bedingungen und hohen Eisenwerte von den anderen Messstellen abhebt. Beleg für den Einfluss von Sickerwasser sind auch die relativ hohen Gehalte an DOC (Abb. 43B). Untermauert wird der starke Oberflächeneinfluss durch die große Standardabweichung der Temperatur, die auf einen starken Oberflächeneinfluss hinweist (Abb. 43C). Die GFI-Werte fallen durch den fehlenden Sauerstoff dennoch gering für diese Gruppe aus (Abb. 43D).

Die chemischen Unterschiede zwischen der ersten und zweiten Hauptgruppe sind wesentlich geringer und die Trennung unscharf. Die erste Hauptgruppe war durch eine höhere Standardabweichung der Temperatur sowie höhere Konzentrationen organischen Materials und höhere Taxazahlen gekennzeichnet und durch höhere GFI-Werte (Abb. 43B, C, D, E) im Vergleich zur zweiten Hauptgruppe geprägt. Dies unterstreicht einen stärkeren Oberflächeneinfluss für Gruppe 1 im

Autökologische Hauptgruppe	1 (leicht oberflächenbeeinflusste Standorte)			2 (abgeschirmte Standorte)			3 (stark verockerte Standorte)
	1a	1b	1c	2a	2b	2c	3
Autökologische Untergruppe	1a	1b	1c	2a	2b	2c	3
Mst.-Zuordnung nach NHE & Autökologie	ALB Stygobionte/ Stygophile	DIL Stygobionte/ Stygophile	ALB Stygobionte A	DIL Stygobionte A	ALB Stygobionte B	DIL Stygobionte B	ALB Stygophile/ Stygoxene
Grundwasserleitertyp	Karst	Locker	Karst/Locker	Locker	Karst/Locker	Karst	Locker
Anzahl Mst./Proben	8//30	8//28	9//26	6//18	6//16	5//14	3//8
Mst.-Tiefe (m)	27,69	9,72	24,76	11,55	45,37	61,77	11,09
Stygobionte							
<i>Proasellus slavus</i>	62	2	3	1	3	1	
<i>Acanthocyclops rhenanus</i>	29	62	15	58	9	11	
<i>Diacyclops languidoides</i>	41	56	23	5	3		
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>	9	18	25		2		
<i>Fabaeformiscandona bilobata</i>	2	5	3		1		
<i>Niphargus auerbachii</i>	1		6	2			
<i>Crangonyx subterraneus</i>	18		27				
<i>Niphargus fontanus</i>	1		37	1			
<i>Niphargus laisi</i>	15	1	13				
<i>Niphargopsis casparyi</i>	3		3				
<i>Acanthocyclops venustus</i>	9		1		1		
<i>Niphargus aquilex</i>	3	3					
<i>Niphargus kieferi</i>	3	13		1	3	1	
<i>Niphargus bajuvaricus</i>	1						
<i>Fabaeformiscandona wegelini</i>	2						
<i>Schellencandona insueta</i>	1						
<i>Schellencandona schellenbergi</i>	13						
<i>Bythinella c.f. spec.</i>	6						
<i>Bythiospeum c.f. spec.</i>	1						
<i>Niphargellus nollii</i>			1			1	
<i>Niphargus puteanus</i>			1				
<i>Parastenocaris c.f. glacialis</i>			1				
<i>Parastenocaris spec.</i>			1				
<i>Fabaeformiscandona breuili</i>		2	1				
<i>Graeteriella unisetigera</i>		1					
<i>Echinocamptus pilosus</i>		1					
<i>Bathynella spec.</i>					1		
<i>Parabathynella c.f. ferdii</i>					2		
<i>Bogidiella albertimagni</i>						1	
Nicht-Stygobionte							
<i>Cryptocandona ophthalmica</i>	1						
<i>Acanthocyclops robustus</i>	2						
<i>Tropocyclops prasinus</i>	3						
<i>Diacyclops languidus</i>	2	3					
<i>Ancylus fluviatilis</i>	1						
<i>Cernovsvitoviella atrata</i>	3						
<i>Dorydrilus michaelsoni</i>	1	1					
<i>Aelosoma quaternarium</i>		5					
<i>Marionina argentea</i>		1					
<i>Nais c.f. variabilis</i>		4					
<i>Haplotaxis gordioides</i>		6					2
<i>Diacyclops bisetosus</i>		3					
<i>Psammoryctides albicola</i>							1
<i>Rhyacodrilus spec.</i>							1

Tab. 8: Taxa-Standort-Matrix mit autökologisch charakterisierten Messstellengruppen (Hauptgruppe 1-3), die nach faunistischen Ähnlichkeiten der Invertebratengemeinschaften aus Grundwasseruntersuchungen zusammengefasst wurden. NHE = Naturräumliche Haupteinheit / Naturraumgruppe; ALB = Schwäbische Alb; DIL = Donau-Iller-Lech-Platten. A und B bezeichnen Messstellen der gleichen NHE und autökologischen Zuordnung, die aber unterschiedliche Artspektren und Abundanzen aufweisen.

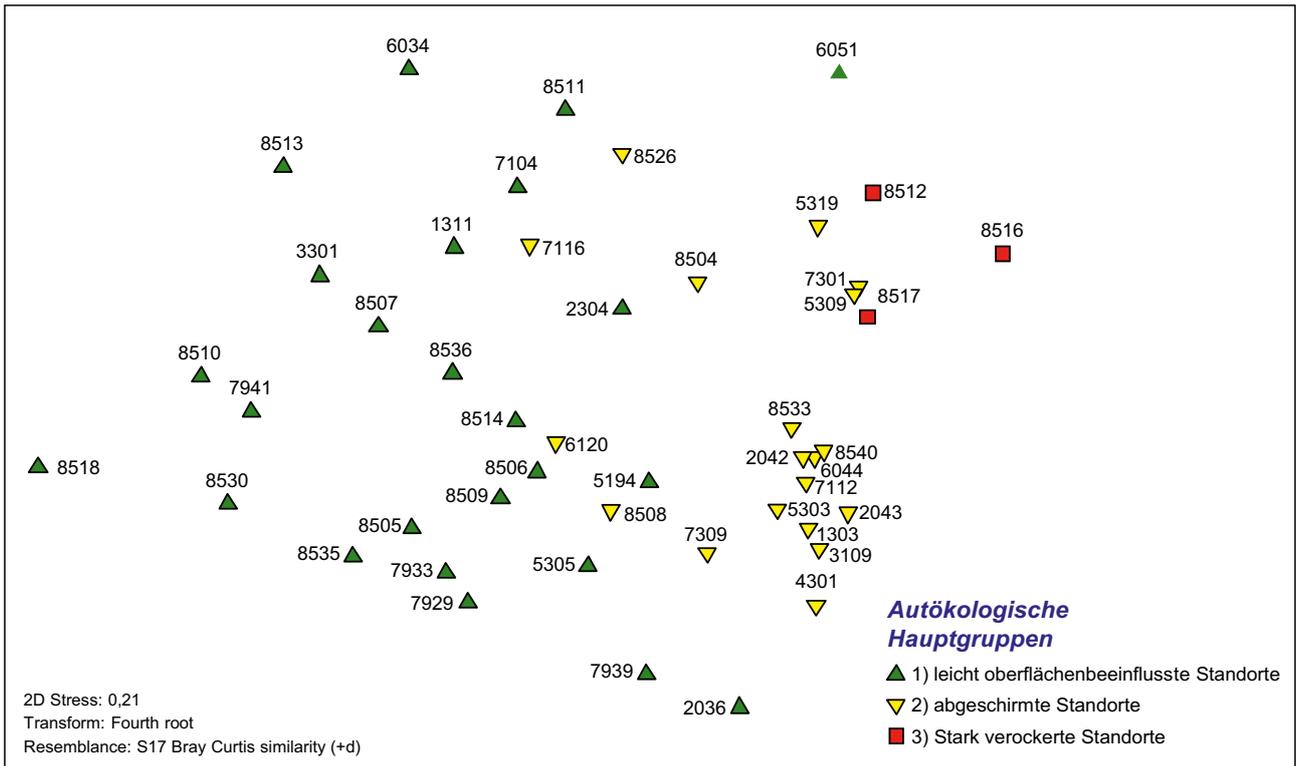


Abb. 41: NMDS-Analyse faunistischer Daten, die zwischen 2007 und 2009 bei Grundwasseruntersuchungen im Alb-Donau-Kreis erhoben wurden. Die Daten wiederholter Beprobungen wurden vor der Analyse für die Einzelmessstellen über ihre Mittelwerte zusammengefasst. Berechnungen basierend auf: Bray-Curtis-Distanzen, Dummy Variable = 1, vierte Wurzel-Transformation.

Vergleich zu Gruppe 2. Die Nitratwerte sind allerdings in der zweiten Hauptgruppe am höchsten, vermutlich ein Effekt der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung im Gebiet der Donau-Iller-Lech-Platten (Abb. 43F). Für die Untergruppen innerhalb der Hauptgruppe 1 und 2 wurden keine nennenswerten Unterschiede der abiotischen Verhältnisse gemessen.

Die beschriebenen Ergebnisse lassen sich anhand des Schemas vom geologischen Schnitt des Untersuchungsgebietes (Abb. 44) auf die Landschaftsebene übertragen. Das Grundwasser wird in den Höhenlagen der Schwäbischen Alb gebildet und fließt in südöstliche Richtung in das Donauried (Donau-Iller-Lech-Platten) (Schneck 2006). Mit zuneh-

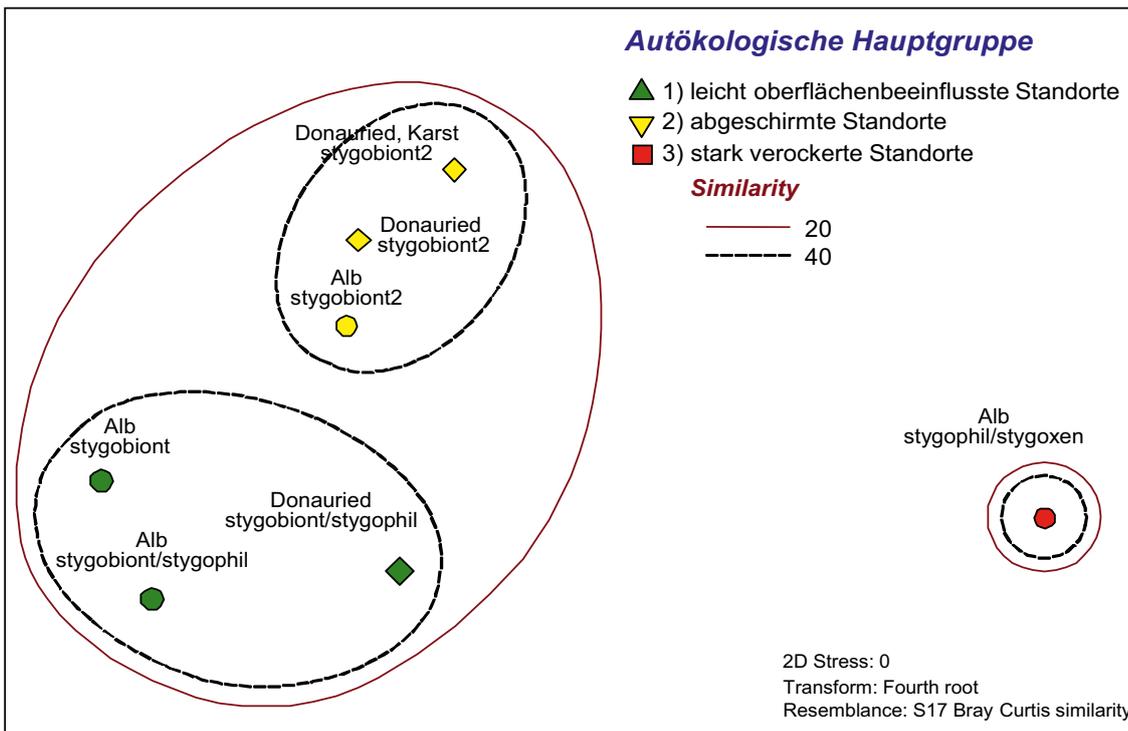


Abb. 42: MDS-Analyse grundwasserfaunistischer Untersuchungen, die zwischen 2007 und 2009 im Alb-Donau-Kreis bei Ulm durchgeführt wurden. Die Faunadaten wurden für die jeweilige autökologische Untergruppe über ihre Mittelwerte zusammengefasst. Berechnungen basierend auf: Bray-Curtis-Distanzen, vierte Wurzel-Transformation.

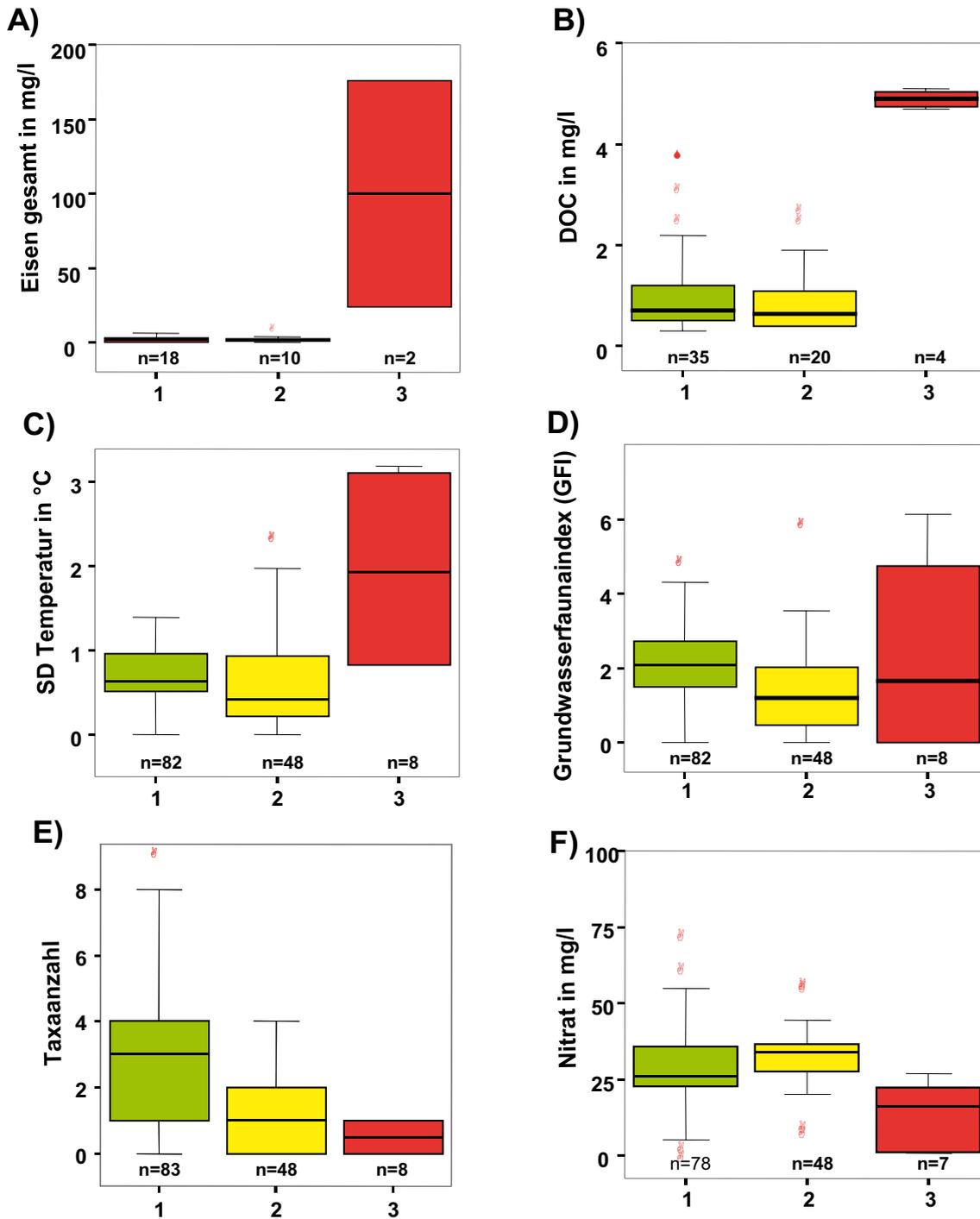


Abb. 43: Boxplots ausgewählter Parameter für die drei autökologischen Hauptgruppen der Fauna, die bei Grundwasseruntersuchungen im Alb-Donau-Kreis (2007–2009) erfasst wurde. Grün: Gruppe 1, leicht oberflächenbeeinflusste Standorte, Gelb: Gruppe 2, abgeschirmte Standorte, Rot: Gruppe 3, stark verockerte Standorte.

mender Verweilzeit des Grundwassers wird organisches Material abgebaut, so dass ein Gradient entsteht, der mit zunehmender Tiefe abnimmt (Abb. 44). Dieser Gradient ist auch als naturräumlicher Effekt nachzuvollziehen und wird dadurch verstärkt, dass im Bereich der Schwäbischen Alb offen liegender Karst steht (Kolokotronis et al. 2002), der relativ stark dem Oberflächeneintrag ausgesetzt ist (Gruppe 1a), während im Donauried oberflächennahe Lockergesteinsleiter liegen, die zum Teil durch lehmige

Deckschichten (Kolokotronis et al. 2002) gut gegenüber Oberflächeneinflüssen abgeschirmt sind (Gruppe 2a). Dies wird auch von der Fauna widerspiegelt, die im Bereich der Schwäbischen Alb (Gruppe 1a, c) ein größeres Angebot organischen Materials zur Verfügung hat und höhere Abundanzen und Taxazahlen zeigt. Durch die besseren Nahrungsbedingungen und den Kontakt zur Oberfläche können hier auch nicht-stygobionte Arten ins Grundwasser eindringen, die in den abgeschirmten Messstellen des

Donaurieds (Gruppe 2a) gänzlich fehlen. Dort gelangen Oberflächenarten entweder gar nicht ins Grundwasser oder können sich dort nicht dauerhaft durchsetzen. Zudem nimmt das Artenspektrum echter Grundwasserarten in Richtung *Donauried* ab.

Zusätzlich zu den landschaftlichen Effekten treten standörtliche Effekte auf, die die naturräumlichen Muster überlagern. Deutlich werden diese Effekte bei den relativ oberflächennahen Messstellen des Donaurieds (Gruppe 1b), die verhältnismäßig gut besiedelt sind und Oberflächenarten aufweisen. Diese Messstellen sind einem Oberflächeneinfluss ausgesetzt und liegen demnach vermutlich in Bereichen, in denen die Deckschichten unterbrochen sind. Die tiefen Messstellen der Schwäbischen Alb (Gruppe 2b) zeigen auf standörtlicher Skala einen umgekehrten Effekt. Hier nimmt das Nahrungsangebot mit der Tiefe ab und die Messstellen sind folglich schlechter besiedelt. Ähnlich wie für die Niederrheinische Bucht ist die Datenbasis im Gebiet Alb-Donau-Kreis bisher nicht ausreichend, um weitergehende Interpretationen zu erlauben.

Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse, dass die Zusammensetzung der Invertebratengemeinschaften im Alb-Donau-Kreis sowohl durch standörtliche als auch naturräumliche Einflüsse geprägt ist. Dabei unterliegen standörtliche Effekte hauptsächlich der Stärke des Oberflächenaustauschs (v.a. Sickerwasser) und können teilweise die landschaftlichen Effekte überprägen. Diese Einflüsse spiegeln sich in den Anteilen der Stygobionten und Nicht-Stygobionten sowie durch eine Verschiebung (Ausdünnungseffekt, Anteil Oligochäten) des Artenspektrums wider.

Ergebnisse des Gebietes Obere Isar

Das Gebiet in Mittenwald an der Oberen Isar (**Nördliche Kalkhochalpen**) wurde ausgewählt, um ein möglichst anthropogen unbeeinflusstes, natürliches Grundwassersystem zu untersuchen. Das gesamte Untersuchungsgebiet ist eher kleinräumig (ca. 4 km²) und eignet sich sehr gut zur Auswertung auf standörtlicher Ebene. Das Untersuchungsgebiet trennt sich in zwei Bereiche, einen ortsnahen und einen im Ried gelegenen ortsfernen Bereich (Abb. 26). Diese Trennung der beiden Bereiche wird weitgehend von der Fauna sowie den einzelnen hydrochemischen Parametern untermauert. Aufgrund der geringen Messstellenanzahl (14 Messstellen) sowie der niedrigen Beprobungsfrequenz (2malig) sind diese Ergebnisse jedoch statistisch wenig abgesichert.

Die Taxa-Standort-Matrix (Tab. 9) zeigt deutliche Unterschiede in der Besiedlungsstruktur der Grundwasserfauna aus Messstellen in Ortsnähe und im Ried. Die ortsnahen Messstellen waren im Allgemeinen stärker besiedelt. Sie weisen eine höhere Diversität ($H' = 0,96$) auf, während im Riedbereich vor allem Einzeltierfunde auftraten ($H' = 0,51$). Ebenso gibt es Unterschiede im Artenspektrum. Im Ortsbereich traten überwiegend Höhlenflohkrebse (Niphargidae, Amphipoda) sowie *Proasellus slavus* (Asellidae, Isopoda) auf, die in den Riedmessstellen bis auf zwei Ausnahmen (1, 52) völlig fehlten. Im Ried wiederum wurden vor allem kleinere Copepoden (Cyclopoida, Harpacticoida) gefunden. Die einzigen Standorte, die aus dem Besiedlungsmuster herausfallen, sind die Messstellen 37 und 1, die im Gegensatz zu ihrer räumlichen Lage faunistisch der jeweils anderen Gruppe ähnlicher sind (Abb. 45). Bei Messstelle 1 handelt es sich um einen tiefen (50 m), schwach besiedelten Standort, während die Messstellen 37 und 38

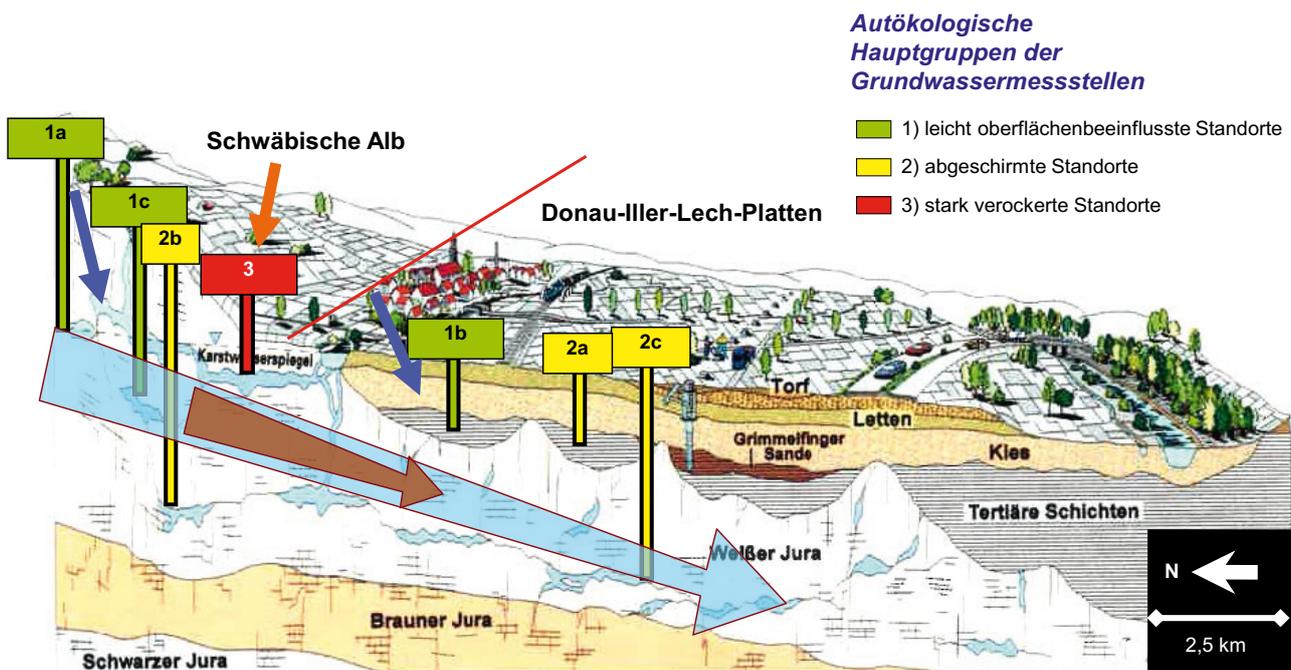


Abb. 44: Geologischer Schnitt durch das Untersuchungsgebiet (nach LW-Baden-Württemberg 2003). Schematisch eingezeichnet sind sieben autökologische Gruppen von Messstellen, die anhand faunistischer Ähnlichkeiten (Abundanz, Artzahl) gebildet wurden. Die Gruppen sind zu drei Hauptgruppen zusammengefasst und entsprechend der Legende farbig markiert. Die kleinen Pfeile stellen den standörtlichen Einfluss von Oberflächen- (blau) bzw. Sickerwasser (orange) auf das Grundwasser dar. Der große blaue Pfeil zeigt die Fließrichtung des Grundwassers an, der braune Pfeil den abnehmenden Gradienten des organischen Materials im Grundwasser mit zunehmender Verweilzeit. 1a) Alb: Stygobionte / Stygophile, 1b) DIL: Stygobionte / Stygophile, 1c) Alb: Stygobionte, 2a) DIL: Stygobionte A, 2b) Alb: Stygobionte B, 2c) DIL: Stygobionte B.

Mst.Nummer	Ortsnähe						Ried							
	35	36	6	39	37	38	1	49	52	46	47	53	51	45
Stygobionte Taxa														
<i>Crangonyx subterraneus</i>	1													
<i>Niphargus bajuvaricus</i>	1	3				1	1							
<i>Niphargus fontanus</i>	1													
<i>Niphargus inopinatus</i>	3			1										
<i>Niphargus strouhali</i>		2		3										
<i>Acanthocyclops venustus</i>	1									1	1			
<i>Proasellus cavaticus</i>			11					1	1					
<i>Proasellus slavus nollii</i>	6	1	1											
<i>Proasellus walteri</i>			2					1						
<i>Niphargus auerbachii</i>			1											
<i>Diacyclops languidoides</i>		1			2			1		1				
<i>Parastenocaris c.f. aedis</i>								1						
<i>Bathynella chappuisi</i>							1							
<i>Bogidiella albertimagni</i>									1					
<i>Schellencandona schellenbergii</i>					3									
Nicht-Stygobionte Taxa														
<i>Haplotaxis gordioides</i>	3		3	1										
<i>Dorydrilus michaelsoni</i>												2		
Acari												1		

Tab. 9: Taxa-Standort-Matrix faunistischer Daten, die bei Grundwasseruntersuchungen im Gebiet „Obere Isar“ bei Mittenwald im Frühjahr und Herbst 2009 erhoben wurden.

als einzige Messstellen auf der anderen Seite der Isar liegen. Als Nicht-Stygobionte wurden im Ortsbereich ausschließlich Oligochaeten der Art *Haplotaxis gordioides* (Enchytraeidae) gefunden und im Ried *Dorydrilus michaelsoni* (Dorydrilidae), letzterer kam allerdings nur in einer einzigen Messstelle vor.

Die abgebildete NMDS-Analyse bestätigt das in der Taxa-Standort-Matrix beschriebene faunistische Muster (Abb. 45). Die Besiedlungsunterschiede zwischen den Messstellen in Ortsnähe und Ried waren allerdings statistisch nicht signifikant (PERMANOVA $p > 0,5$), was vermutlich auf die geringe Stichprobenanzahl und Streuung der Einzelmessstellen zurückzuführen ist. Die Messstellen 45, 51 und 53 wurden von der NMDS-Analyse ausgeschlossen, da sie unbesiedelt oder die vorgefundenen Tiere nicht auf Artniveau bestimmbar waren.

Mit Ausnahme von Sulfat (DISTLM $p < 0,05$) wurden keine direkten Korrelationen zwischen der faunistischen Besiedlung und den abiotischen Parametern gefunden, wie eine multivariate Regressionsanalyse (DISTLM) ergab. Die Unterschiede in der faunistischen Besiedlung konnten demnach nicht durch hydrochemische Charakteristika erklärt werden. Zwischen dem Grundwasser der ortsnahen Messstellen und denen im Ried wurden jedoch geringe, aber signifikante Unterschiede in der Hydrochemie bestätigt (Abb. 46) (PERMANOVA: $p < 0,05$; siehe auch Abschnitt B-2).

Die Abbildung zur Hauptkomponentenanalyse (Abb. 46) spiegelt die Trennung in ortsnah und -ferne Messstellen deutlich und signifikant wider (Erklärungswert: PC1-3=71 %).

Im Vergleich zum Ried weisen die Messstellen in Ortsnähe niedrigere Sauerstoff-, Chlorid- und Nitratkonzentrationen aber höhere Temperaturen auf. Innerhalb des Riedbereiches weisen tiefere Messstellen (1, 53, 51) höhere Leitfähigkeiten und Sulfatgehalte sowie vergleichsweise niedrige TOC- und KBE-Werte auf, was auf einen fehlenden bis sehr geringeren Oberflächeneinfluss hindeutet und die fehlende bzw. verarmte Besiedlung dieser Messstellen mit erklärt.

Hinsichtlich der Ergebnisinterpretation sind verschiedene Ansätze möglich. 1) Es ist anzunehmen, dass das Wasser im Orts- und Riedbereich aus jeweils unterschiedlichen Bereichen gespeist wird, d.h. die Herkunft des Wassers eine andere ist und nicht der Oberflächeneinfluss für die faunistischen Unterschiede entscheidend ist. 2) Ein stärkerer Oberflächeneinfluss in Ortsnähe zwar möglich ist, da die Flächen anthropogen stärker beeinflusst sind als der Riedbereich, der nur sehr extensiv genutzt wird und in Teilen bewaldet ist. 3) Die verarmten Invertebratengemeinschaften im Riedbereich könnten durch Schmelzwasser geprägt sein, die sich im Ried stärker als im ortsnahen Grundwasser auswirken und eine diverse Besiedlung des Grundwassers verhindern. Aus Untersuchungen im Rahmen eines anderen Projekts ist ersichtlich, dass die großen saisonalen Grundwasserspiegelschwankungen ($\Delta 8-9$ m) im Riedbereich auf gänzlich unterschiedliche hydrologische Verhältnisse hinweisen, wie sie in Ortsnähe vorliegen. Insgesamt zeigt die Fauna im Grundwasser hier vermutlich die Herkunft des Wassers an. Für eine belastbarere Aussage sind jedoch eine größere Messstellenanzahl und höhere Beprobungsfrequenzen im Gebiet der Oberen Isar erforderlich.

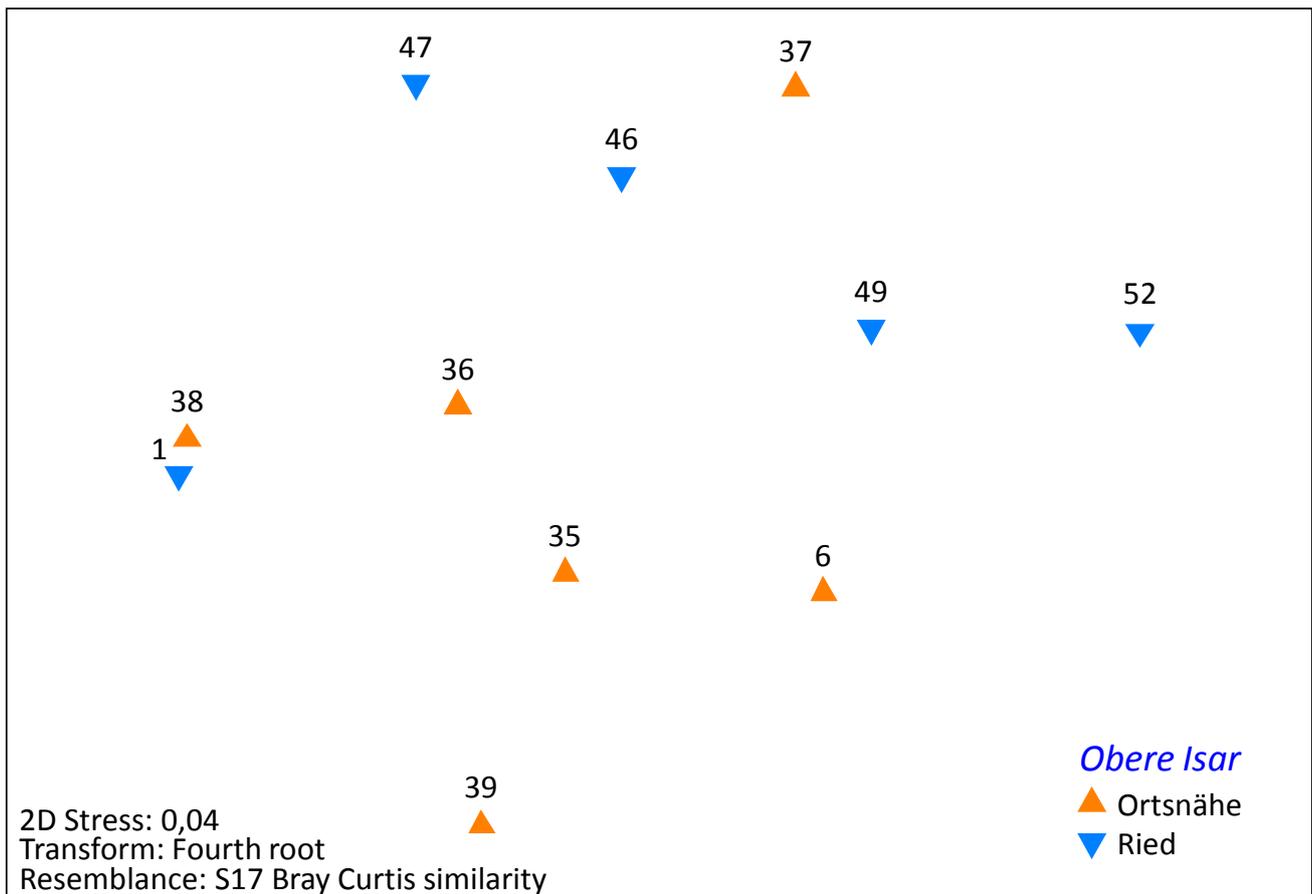


Abb. 45: NMDS-Analyse faunistischer Daten, die 2009 in Grundwasseruntersuchungen an der Oberen Isar (Mittenwald) erfasst wurden. Frühjahrs- und Herbstdaten sind gemittelt. Berechnungen basierend auf: Bray-Curtis-Distanzen, vierte Wurzel-Transformation.

Fazit aus den faunistischen Ergebnissen der Untersuchungsstandorte

Die aktuellen Untersuchungen hinsichtlich der faunistischen Verbreitungsmuster im Grundwasser zeigen generell:

- 1) Die Invertebratengemeinschaften im Grundwasser Deutschlands weisen deutliche biogeographische Unterschiede auf. 2) Auf regionaler Ebene beeinflussen naturräumliche Effekte, z.B. der Leitertyp, die Zusammensetzung der Gemeinschaften. Diese Effekte können aber von standörtlichen Faktoren, v.a. von der Stärke der kleinräumigen Austauschprozesse mit oberirdischen Systemen, überlagert werden. Die Effekte des Grundwasserleitertyps konnten anhand der aktuellen Untersuchungen nicht ausreichend geklärt werden. Dabei zeigten vorangegangene Studien einen deutlichen Einfluss des Leitertyps auf die Fauna (Hahn & Fuchs 2009). 3) Lokal spiegeln die Besiedlungsstrukturen der Invertebratengemeinschaften den hydrologischen Austausch des Standortes weitgehend wider. Vor allem die Verfügbarkeit organischen Materials liefert ein zuverlässiges Erklärungspotenzial für die vorgefundenen faunistischen Muster. Generell sind noch viele Wissenslücken zu schließen, um die im Grundwasser herrschenden komplexen Verhältnisse ausreichend zu interpretieren. Nach dem Vorbild der Bewertung limnischer Oberflächensysteme ist eine flächendeckende, langjährige Erfassung von Referenzzuständen nötig, die eine biologische Bewertung von

Grundwassersystemen ermöglicht. Unsere Untersuchungen bestätigen das auf verschiedenen räumlichen Skalen.

Schritt 4: Ableitung von natürlichen Hintergrundwerten und Definition von Referenzzuständen

Die natürliche Grundwasserbeschaffenheit eines Gebietes ist vor allem durch die lokalen und regionalen geologischen und hydrologischen Verhältnisse geprägt. Alle oberflächennahen Grundwässer unterlagen in den vergangenen Jahrhunderten kontinuierlichen, vorwiegend anthropogenen Veränderungen und sind zunehmend Gegenstand ernstzunehmender Belastungen (Danielopol et al. 2003). Durch Entwaldung, großflächige Landwirtschaft, Zersiedelung und Versiegelung der Oberfläche, durch die Einleitung von Abwasser in Bäche und Flüsse, durch atmosphärische Einträge und anderes mehr ist unser Grundwasser heutzutage flächendeckend beeinflusst und verändert. Kunkel et al. (2004) nennen das eine „ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit“. Es gibt heute kein oberflächennahes Grundwasser mehr, welches per Definition unberührt ist, sieht man von Grundwässern

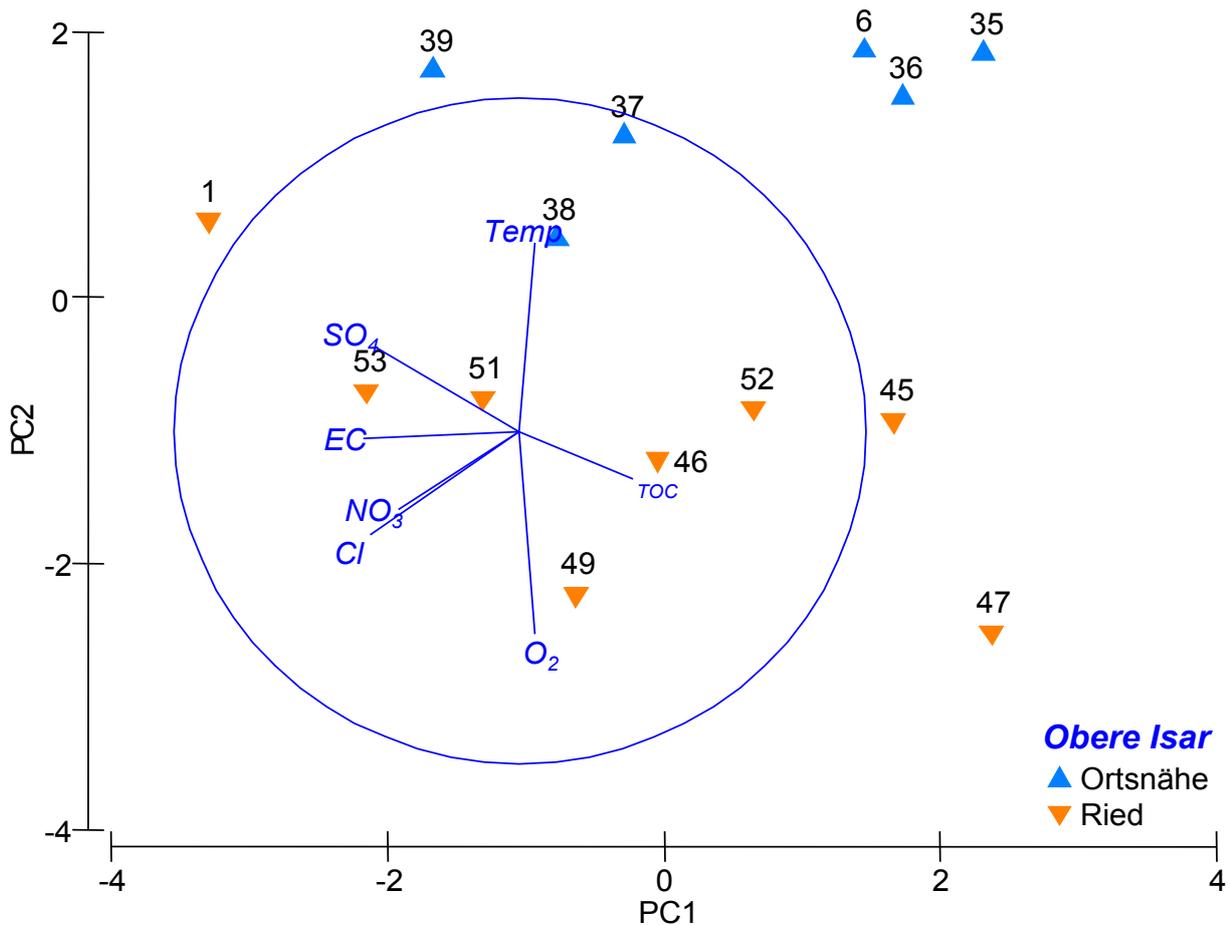


Abb. 46: PCA hydrochemischer und mikrobiologischer Parameter, die in Grundwasseruntersuchungen an der Oberen Isar (Mittenwald) 2009 erfasst wurden. (PC1-3 = 71%, PC3 nicht abgebildet).

in großen Tiefen ab, welche noch vor der Industrialisierung gebildet wurden (Hinsby & Rasmussen 2008). Von „natürlicher“ Grundwasserbeschaffenheit sprechen wir heute, wenn der Stoffgehalt des Grundwassers rein geogenen Ursprungs ist bzw. durch Einflüsse einer normalen, Jahrhunderte alten Kulturlandschaft ubiquitär überprägt wurde und das Grundwasser keine synthetischen Stoffe enthält (Kunkel et al. 2004). Konsequenterweise muss die Ableitung von Referenzwerten und -zuständen, die eigentlich die unbelastete Situation repräsentieren sollen, neu überdacht werden. Da es für Grundwässer kaum historische Daten gibt, orientieren sich natürliche Hintergrundwerte und natürliche Referenzzustände an einer „bestmöglichen“ Situation. In diesem Bericht ist mit dem „natürlichen“ Zustand ein Ziel-, Soll- bzw. Nominalzustand gemeint. Dieser sollte zweifelsohne einem guten oder nur gering beeinflussten, chemischen und ökologischen Zustand gleichkommen.

Referenzbedingungen für ökologisch intaktes Grundwasser

Nach dem bisherigen Wissenstand sind ökologisch intakte Grundwasserökosysteme durch folgende Bedingungen charakterisiert:

- das Fehlen anthropogener Schadstoffe wie LCKW, Schwermetalle usw.
- standorttypische hydrologische Verhältnisse
- eine niedrige Konzentration an partikulärem und gelöstem organischem Kohlenstoff (TOC, DOC, AOC, CSB)
- eine geringe Konzentration an Stickstoffverbindungen (NO₃, NH₄)
- eine geringe Konzentration an reaktivem Phosphat (PO₄) in oxischem Grundwasser
- oxische Bedingungen ($\geq 1 \text{ mg L}^{-1}$); ausgenommen sind Systeme, die natürlicherweise reduzierte Bedingungen aufweisen
- eine geringe mikrobielle Biomasse und Abundanz (Proteingehalt, Gesamtkeimzahl, KBEs)
- kleine, morphologisch einheitliche Zellen (vor allem Stäbchen und kugelige Formen)
- geringe mikrobielle Aktivitäten (Enzymaktivitäten, Kohlenstoffproduktion, Respiration, BSB5)

- eine vergleichbar geringe „sichtbare“ mikrobielle Diversität (unter Anwendung herkömmlicher molekularer Methoden, z.B. DGGE)
- ein deutlich überwiegendes Verhältnis von festsitzenden zu suspendierten Bakterien (> 4:1)
- die Abwesenheit von pathogenen Mikroorganismen und Viren (Fäkalindikatoren, direkter Nachweis)
- ein hoher Anteil an Crustaceen innerhalb der Fauna (sofern eine Fauna vorhanden ist)
- ein geringer Anteil an Würmern (Oligochäten und Nematoden)
- ein überwiegender Anteil von Stygobionten (echte GW-Tiere)
- das weitgehende Fehlen von Oberflächenarten im Allgemeinen und exotischen Arten im Speziellen

Natürliche Referenzwerte für viele der hier angegebenen Messgrößen werden im folgenden Abschnitt erneut aufgegriffen.

Verschiedene, in der Vergangenheit entwickelte Auswahl-, Separations- und Analyseverfahren erlauben es, für einzelne vorwiegend chemische Messgrößen einen natürlichen Hintergrundwert bzw. Konzentrationsbereich abzuleiten (Kunkel et al. 2004; Wendtland et al. 2005; Müller et al. 2006; Custodio & Manzano 2008; Edmunds & Shand 2008; Hinsby et al. 2008). Im Rahmen dieses Projekts erfolgte über ein mehrstufiges Vorgehen erstmalig die Ableitung biologischer Hintergrundwerte. Als ersten Schritt bedienten wir uns chemisch-physikalischer Richtwerte zur Vorauswahl von nicht oder nur moderat beeinflussten Messstellen bzw. Einzelproben. Dafür wurden die Untersuchungsstandorte den entsprechenden von Kunkel et al. (2004) festgelegten Hydrogeologischen Bezugseinheiten zugeordnet. In Anlehnung an die dafür ermittelte natürliche Grundwasserbeschaffenheit wurde, auf Basis ausgewählter Kriterien (Leitparameter), eine Präselektion durchgeführt. Konkret bedeutet das, den Ausschluss einer Grundwasserprobe von weiteren

Parameter	Erftgebiet Rur- & Erftscholle	Erftgebiet Bunt-sandstein	Alb-Donau Karst	Alb-Donau Alluvium	Ratzeburg & Soltau	Obere Isar	Freising
K ⁺ [mg L ⁻¹]	> 4,0/7,9	> 3,0/3,6	> 2,0/1,9	> 2,2/3,3	> 3,3/5,1	> 0,4/0,4	> 2,2/3,3
O ₂ [mg L ⁻¹]	< 0,2/0,1	< 5,2/4,9	< 4,0/4,8	< 2,8/2,3	< 0,1/0,1	< 7,1/7,4	< 2,8/2,3
NO ₃ ⁻ [mg L ⁻¹]	(> 8,5/12,8)	(> 8,9/26,0)	(> 9,9/17,5)	(> 9,0/24,8)	> 2,5/0,5	> 4,6/7,2	(> 9,0/24,8)
NH ₄ ⁺ [mg L ⁻¹]	> 0,2/0,2	> 0,02/0,01	> 0,01/0,01	> 0,01/0,006	> 0,4/0,4	> 0,02/0,007	> 0,01/0,006
PO ₄ ³⁻ [mg L ⁻¹]	-	-/> 0,33	> 0,06/0,14	> 0,2/0,1	> 0,4/0,08	> 0,2/0,02	> 0,2/0,1
DOC [mg L ⁻¹]	> 2,6/2,5	-/> 3	-/> 2	-/> 2	> 4,8/6,2	-	-/> 2
LF ¹ [μS cm ⁻¹]	> 930/1200	> 400/700	> 650/700	> 670/900	> 690/1000	> 1800/440	> 670/900
<i>E. coli</i> [1/100mL]	> 1	> 1	> 1	> 1	> 1	> 1	> 1
BSB ₅ [mg L ⁻¹]	> 1,5	> 1,5	> 1,5	> 1,5	-	> 1,5	> 1,5
HBE ²	Schotter und Kiese des Niederrheins	Sandsteinfohlen des Buntsandstein	Kalksteine des Oberen Jura	Schotter und Moränen des Alpenvorlands	Sande und Kiese Norddeutschland	Kalksteine des alpinen Raums	Schotter und Moränen des Alpenvorlands

¹ Elektrische Leitfähigkeit, ² Hydrogeologische Bezugseinheit

Tab. 10: Ausgewählte Leitkriterien wie sie für die Präselektion anthropogen beeinflusster Messstellen bzw. Messwerte herangezogen wurden. Linker Wert entspricht der natürlichen Obergrenze, abgeleitet aus der hydrochemischen Präselektion mit anschließender univariater Rangstatistik; rechter Wert basiert auf der Komponentenseparation (Kunkel et al. 2004; siehe Box 3).

Box 3.: Präselektionsverfahren und Ableitung der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit.

Um die natürliche Grundwasserbeschaffenheit in einem Gebiet zu erfassen, kommen eine Reihe von Verfahren zur Anwendung. Der erste Schritt ist die Trennung beeinflusster von unbeeinflussten Grundwasserproben (oder Messwerten). Dafür werden die Konzentrationsobergrenzen von Leitkriterien verwendet. Typische Kriterien sind beispielsweise Nitrat, Kalium oder auch organische Verbindungen. Im Präselektionsverfahren werden beeinflusste Proben konsequenterweise aus der nachfolgenden Auswertung ausgeschlossen, während alle verbleibenden Proben im Anschluss an die **Präselektion** als unbeeinflusst und natürlich definiert werden. Der präselektierte Datensatz kann mittels univariater Rangstatistik weiter ausgewertet werden und an ihm orientiert sich die Definition der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit. Die statistische Analyse von Daten, die aus **nominal unbeeinflussten Grundwassermessstellen** oder tiefen, gut abgeschirmten Grundwasserleitern (**Tiefengrundwasser**) stammen, ist eine weitere Möglichkeit, um an Informationen über natürliche Hintergrundwerte zu gelangen. Dabei müssen die möglichen Unterschiede zwischen oberflächennahen und tiefen Grundwässern berücksichtigt werden. Ohne eine Präselektion von Daten kommt die sogenannte **Komponentenseparation** aus. Um natürliche Hintergrundwerte zu definieren, werden die Parameter-spezifischen Konzentrationsverteilungsmuster (Mittelwert, Median, Perzentile etc.) eines Datensatzes mit statistischen Verteilungsfunktionen in eine natürliche und eine beeinflusste Komponente separiert (Kunkel et al. 2004; Wendtland et al. 2005). Vorteil dieser Methode ist, dass alle vorhandenen Daten in die Auswertung einbezogen werden. Diese Art der Ableitung resultiert in wenig konservativen Nominalwerten, da die ubiquitäre Überprägung in vollem Umfang mit berücksichtigt wird.

Analysen zur Ableitung eines natürlichen Hintergrundwertes, wenn die natürliche Obergrenze für auch nur einen der ausgewählten Leitparameter überschritten wurde. Die natürlichen Obergrenzen der physikalisch-chemischen Auswahlkriterien orientieren sich an Werten, welche von Kunkel et al. (2004) statistisch für die jeweilige Hydrogeologische Bezugseinheit ermittelt wurden (Tab. 10, Box 3). Zur Berechnung der Hintergrundwerte verwendeten Kunkel et al. (2004) zwei verschiedene Verfahren, die zum einen zu konservativen Werten (univariate Rangstatistik) führten und zum anderen Werte umfassen, die eine starke anthropogene Überprägung berücksichtigen (Komponentenseparation) (Tab. 10, Box 3). Als abiotische Leitkriterien zur Probenpräselektion wurden Kalium, Nitrat, Ammonium, Orthophosphat, Sauerstoff, DOC und elektrische Leitfähigkeit herangezogen. Als ergänzende biologische Kriterien kamen *E. coli* als hygienisch relevante Variable sowie der biologische Sauerstoffbedarf (BSB5) zum Einsatz (Tab. 10). Eine detaillierte Erläuterung zu den einzelnen Leitparametern findet sich im Anhang dieses Berichts (Annex 1). Da für Nitrat eine beinahe flächendeckende Belastung des oberflächennahen Grundwassers in Deutschland zu finden ist, diese jedoch auf die Biologie im Grundwasser keinen direkten schädlichen Einfluss hat, wurde Nitrat nur am Standort Obere Isar bei Mittenwald als Präselektionskriterium angewandt. Im zweiten Schritt wurden die verbleibenden Messwerte mittels univariater Rangstatistik (Mittelwert, Median, Perzentilen etc.) ausgewertet.

4.1 Die natürliche Grundwasserbeschaffenheit - physikalisch-chemische Verhältnisse

Um die Auswirkung der Präselektion auf den Umfang des verbleibenden Datensatzes zu verdeutlichen, sind in Tabelle 11 die prozentualen Werte der ausgeschlossenen Proben zusammengefasst.

Für einen aussagekräftigen Vergleich sind in den Box-Plot-Diagrammen die Ergebnisse unter Berücksichtigung aller

Daten (Spalte ‚A‘), die abgeleiteten Hintergrundwerte unter Berücksichtigung der konservativen (strengen) Obergrenzen für die hydrochemischen Leitparameter (Spalte ‚B‘; aus hydrochemischer Präselektion und Rangstatistik in Kunkel et al. 2004), und die Werte nach erfolgter Präselektion unter Berücksichtigung der Grenzwerte der Leitparameter aus der Komponentenseparation (Spalte ‚C‘) dargestellt. Für eine erste Definition der „natürlichen“ Hintergrundwerte für mikrobiologische Messgrößen wurde der Wertebereich zwischen dem 10. und dem 90. Perzentil herangezogen.

Um den Einstieg in die Ableitung natürlicher Hintergrundwerte für ausgewählte mikrobiologische bzw. mikrobiologisch relevante Messgrößen zu verdeutlichen, sind im Folgenden (Abb. 47 und 48) noch einmal gebietsübergreifend die Verhältnisse für einzelne physikalisch-chemische Messgrößen in Hinblick auf die anthropogene Überprägung der Grundwasserbeschaffenheit zusammengefasst. Diese Datenauswertung stützt sich im Wesentlichen auf Ergebnisse aus der zweiten Projektphase (Jahr 2009). Für weitere Ausführungen zur hydrochemischen Charakteristik der Grundwässer der einzelnen Untersuchungsstandorte wird der Leser auf Abschnitt B-2 verwiesen. Um den Datensatz aus Sicht der Mikrobiologie etwas zu erweitern, wurden für die Auswertungen in diesem Abschnitt Ergebnisse von einem weiteren Standort, i.e. Freising bei München (quartärer Lockergesteinsgrundwasserleiter in der Münchner Schotterebene; HBE = Schotter und Moränenablagerungen des Alpenvorlands) berücksichtigt. Diese Daten wurden im Rahmen des Projekts AQUITHERM (Life Science Stiftung) erhoben (Briemann et al. 2009).

Wie aus den Abbildungen 47 und 48 gut ersichtlich ist, zeigen die Grundwässer der unterschiedlichen Untersuchungsstandorte ausgeprägte hydrochemische Eigenheiten. Diese Unterschiede in der Grundwasserbeschaffenheit spiegeln im Wesentlichen das zu erwartende hydrochemische Bild der hydrogeologischen Bezugseinheiten wider, denen sie nach

Untersuchungsstandort	Anzahl MSt	Anzahl Proben	Ausschluss Proben Rangst.	Ausschluss Proben % Rangst.	Ausschluss Proben Kompsep.	Ausschluss Proben % Kompsep.
Erftgebiet Rur&Erftscholle	11	22	18	82	5	23
Östliche Eifel	10	20	20	100	17	85
Alb-Donau-Kreis Karst	16	31	27	87	16	52
Alb-Donau-Kreis Alluvium	14	27	21	78	14	52
Ratzeburg	6	12	12	100	12	100
Sołtau	17	33	9	27	19	58
Obere Isar	14	28	2	7	4	14
Freising	4	14 / 10 / 4*	14 / 10 / 4	100 / 100 / 100	1 / 1 / 0	7 / 10 / 0
Gesamt	96	187 / 183 / 177	123 / 119 / 113	66 / 65 / 64	88 / 88 / 87	47 / 48 / 49

* 14 Proben für Parameter Sauerstoff, Elektrische Leitfähigkeit, Phosphat, DOC, Nitrat und Kalium
10 Proben für Parameter Bakterielle Abundanz, Shannon-Index und Evenness
4 Proben für Parameter Koloniebildende Einheiten

Tab. 11: Verbleibender Datensatz nach erfolgter Präselektion (Rangstatistik und Komponentenseparation).

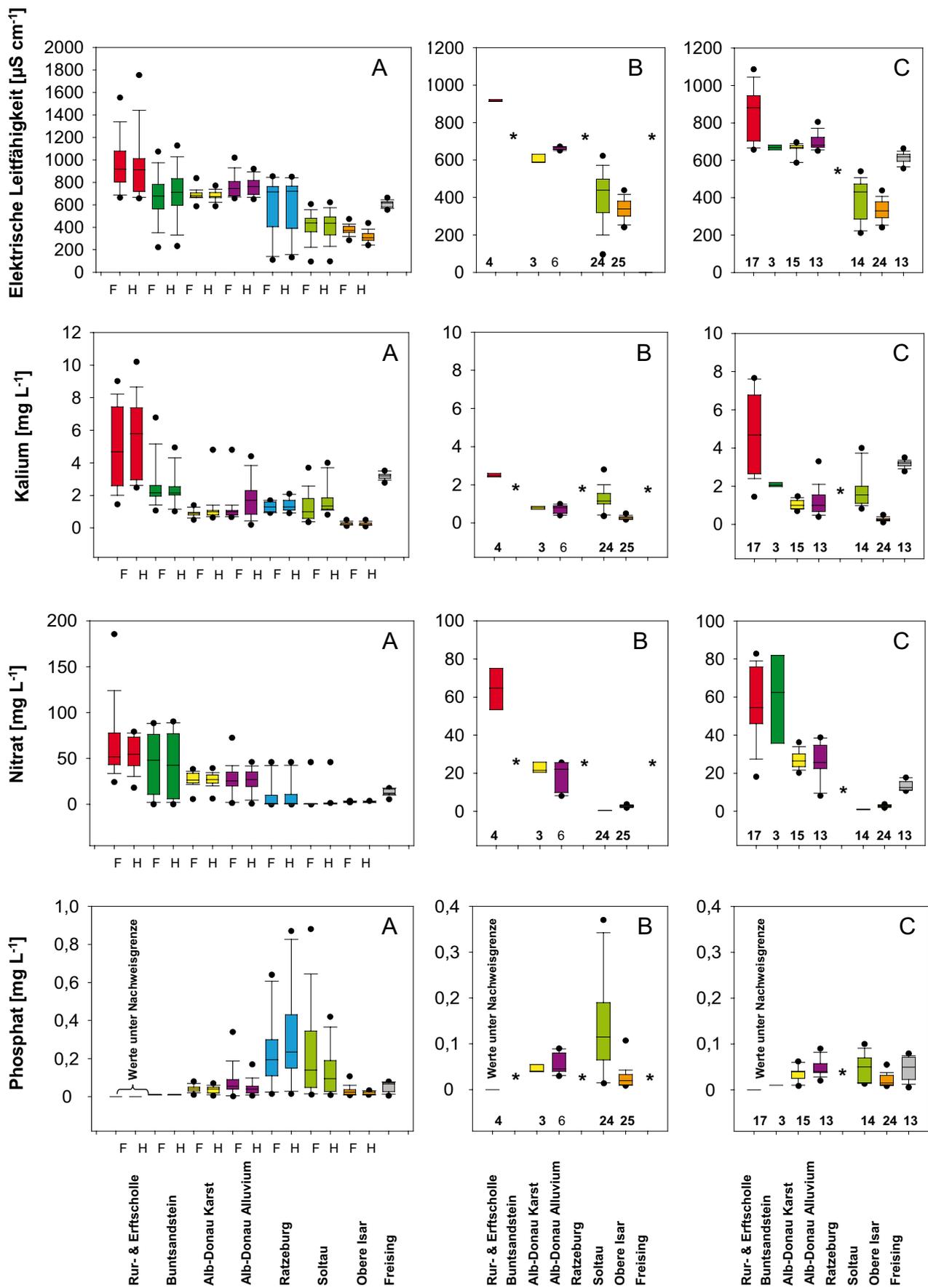


Abb. 47: Boxplots ausgewählter physikalisch-chemischer Messgrößen vor (getrennt in Frühjahr [F] und Herbst [H]; A) und nach Ausschluss anthropogen beeinflusster Messstellen (B, C). Die dargestellten Messgrößen selbst wurden zur Präselektion herangezogen (Tab. 10). Ausnahme bildet Nitrat, welches nur an den Standorten „Obere Isar“, „Ratzeburg“ und „Soltau“ als Ausschlusskriterium angewandt wurde; * alle Messstellen wurden durch Präselektion ausgeschlossen.

Kunkel et al. (2004) zugeordnet sind. Zusätzlich sind jedoch die anthropogenen Einflüsse in den jeweiligen Gebieten deutlich ablesbar.

Da natürlicher DOC ein komplexes Gemisch aus verschiedensten organischen Verbindungen ist und meist nur ein kleiner Teil unmittelbar von Mikroorganismen abgebaut bzw. assimiliert werden kann, wurde im Zuge der Herbstbeurteilung 2009 der gelöste assimilierbare organische Kohlenstoff (AOC) bestimmt (Hammes & Egli 2005). Mit Ausnahme einzelner Proben aus Ratzeburg enthielten die untersuchten Grundwässer, vor allem nach Präselektion anthropogen beeinflusster Messstellen, meist weniger als 20–30 $\mu\text{g L}^{-1}$ AOC (Abb. 49). Bei durchschnittlichen DOC-Konzentrationen von 1–2 mg L^{-1} ist für die Bakterien somit weniger als 2% des vorhandenen gelösten organischen Kohlenstoffs unmittelbar in Biomasse umsetzbar. Dies unterstreicht deutlich die energielimitierenden Lebensbedingungen für die mikrobiellen Gemeinschaften im Grundwasser. In Abbildung 50 ist zusammenfassend das Verhältnis zwischen DOC und AOC als Scatterplot für alle erhobenen Daten dargestellt.

4.2 Die natürliche Grundwasserbeschaffenheit - mikrobiologische Verhältnisse

Ziel der Präselektion und der statistischen Auswertung aller mikrobiologischen Messgrößen war, erste Werte bzw. Wertebereiche für den natürlichen mikrobiologischen Hintergrund abzuleiten. Die Ergebnisse sind erneut in Form von Boxplots (Abb. 51) dargestellt, wobei die jeweils linke Abbildung (A) ähnlich den hydrochemischen Messgrößen den gesamten Datensatz unter Berücksichtigung einer Trennung der Frühjahr- und Herbstproben zeigt. Die mittlere (B) bzw. rechte Abbildung (C) gibt jeweils die verbleibenden Daten nach Ausschluss anthropogen beeinflusster Messwerte wieder. Diese Werte entsprechen am besten den natürlichen (B) bzw. natürlich ubiquitär überprägten (C) Bedingungen an den Untersuchungsstandorten.

Innerhalb der mikrobiellen Gemeinschaften in Grundwasserökosystemen stellen die Bakterien etwa 60–80% der gesamten mikrobiellen Biomasse, während Bakteriophagen (Viren) und heterotrophe Nanoflagellaten (HNFs) nur etwa

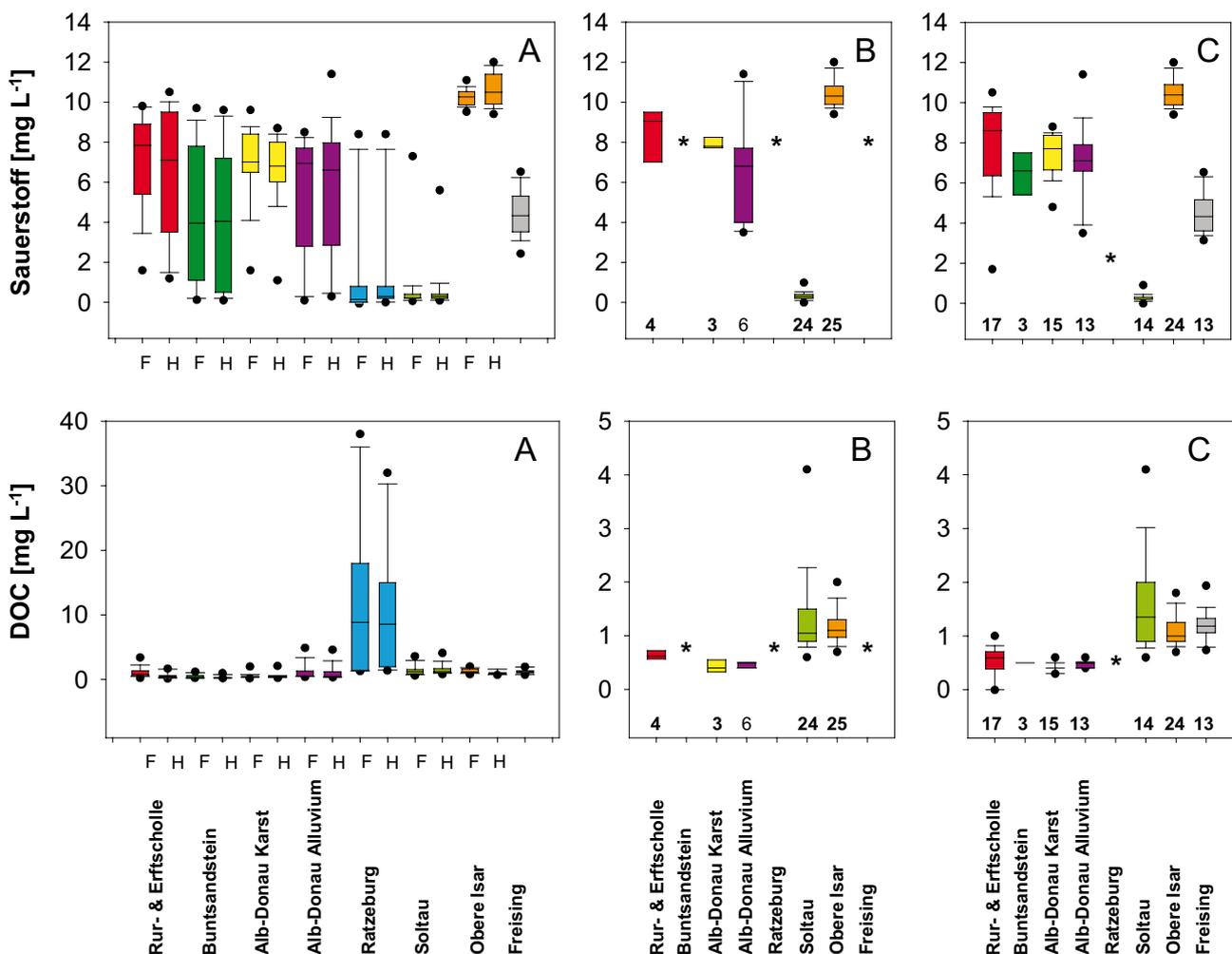


Abb. 48: Boxplots für gelösten Sauerstoff und gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) vor (getrennt in Frühjahr und Herbst; A) und nach Ausschluss anthropogen beeinflusster Messstellen (B, C);

* alle Messstellen wurden durch Präselektion ausgeschlossen.

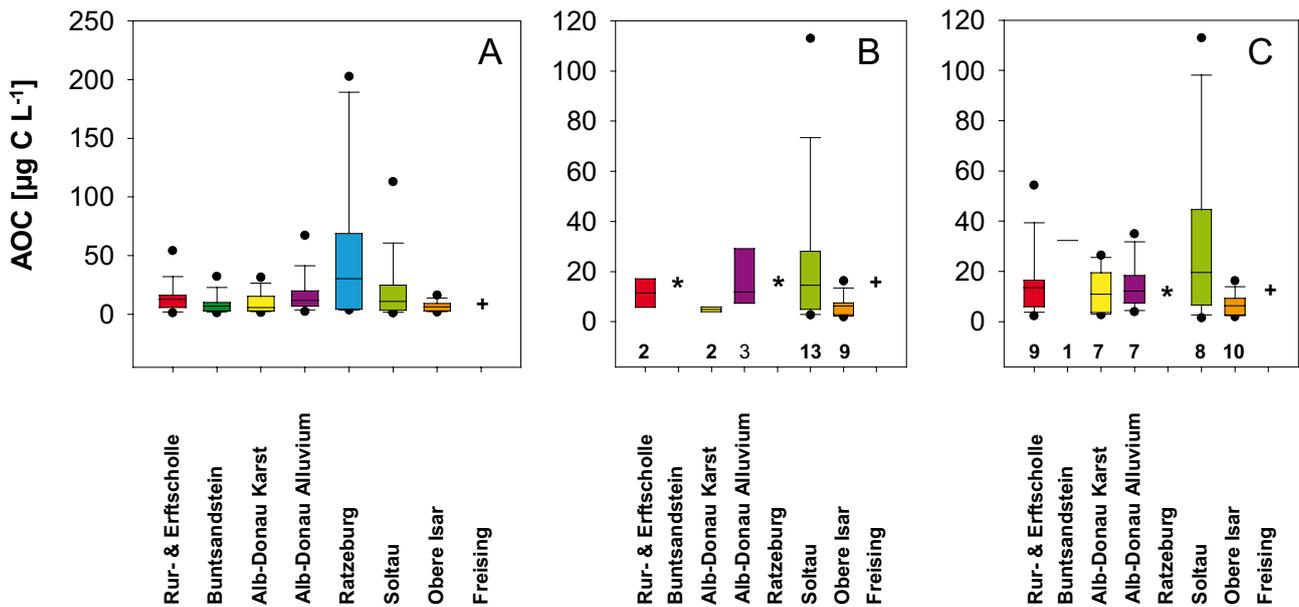


Abb. 49: Boxplots für den assimilierbaren organischen Kohlenstoff (AOC) für die Herbstproben 2009. Vor Präselektion (links) und nach Präselektion (rechts). * keine verbleibenden Daten nach der Präselektion, + keine Daten vorhanden.

je 10 bis 15% ausmachen (Farnleitner et al. 2005; Wilhartitz et al. 2009). Die Untersuchungen haben sich daher im Verlauf der beiden Projektphasen vorwiegend auf die bakteriellen Gemeinschaften konzentriert.

Laut der zur Verfügung stehenden Literaturangaben und eigener Erfahrungen enthält sauberes Grundwasser 1×10^3 bis 1×10^5 Bakterienzellen je Milliliter (Ghiorse & Wilson 1988; Madsen & Ghiorse 1993; Pedersen 2000; Griebler et al. 2002; Farnleitner et al. 2005; Hunkeler et al. 2006; Griebler & Lueders 2009; Wilhartitz et al. 2009; Griebler 2011). Selten werden Abundanzen unter 10.000 Zellen mL^{-1} angetroffen. Im Gegensatz dazu werden in organisch verunreinigtem

Grundwasser oftmals Zellzahlen angetroffen, wie sie typisch für Oberflächengewässer sind (1×10^6 Zellen mL^{-1}) und manchmal auch darüber (Haack & Bekins 2000; Griebler & Lueders 2009; Anneser et al. 2010). Dieser Umstand macht die Bakteriengesamtheit zu einer wertvollen Indikatorgröße. Wie aus Abbildung 51 hervorgeht, überschreiten die Zellzahlen, mit Ausnahme der beiden norddeutschen Standorte, selten einen Wert von 2×10^5 mL^{-1} . In den teilweise reduzierten Grundwässern in Soltau wurden deutlich erhöhte Zellzahlen gefunden. Dies steht im Zusammenhang mit den erhöhten DOC- und Phosphatwerten in diesen Wässern. Nach hydrochemischer Präselektion liegen die Abundanzobergrenzen für Bakterien bei etwa 1×10^5 Zellen mL^{-1} für die

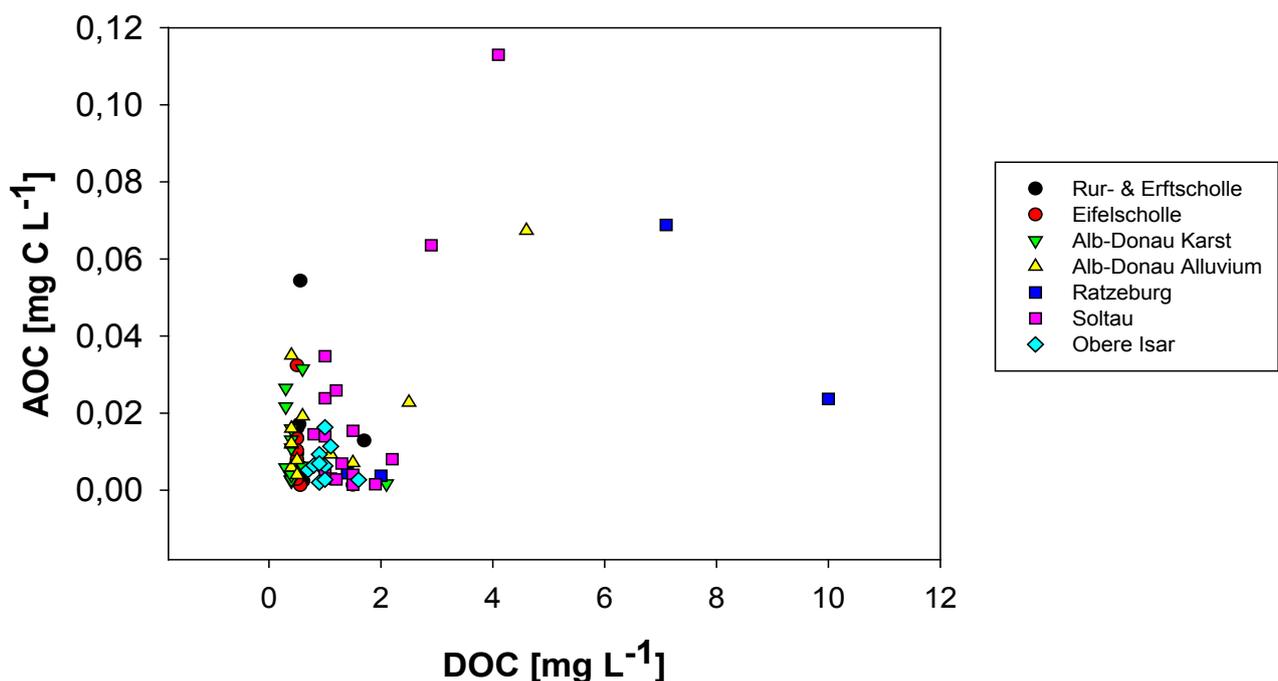


Abb. 50: Scatterplot für das Verhältnis zwischen DOC und AOC für die Herbstproben 2009 (n=79).

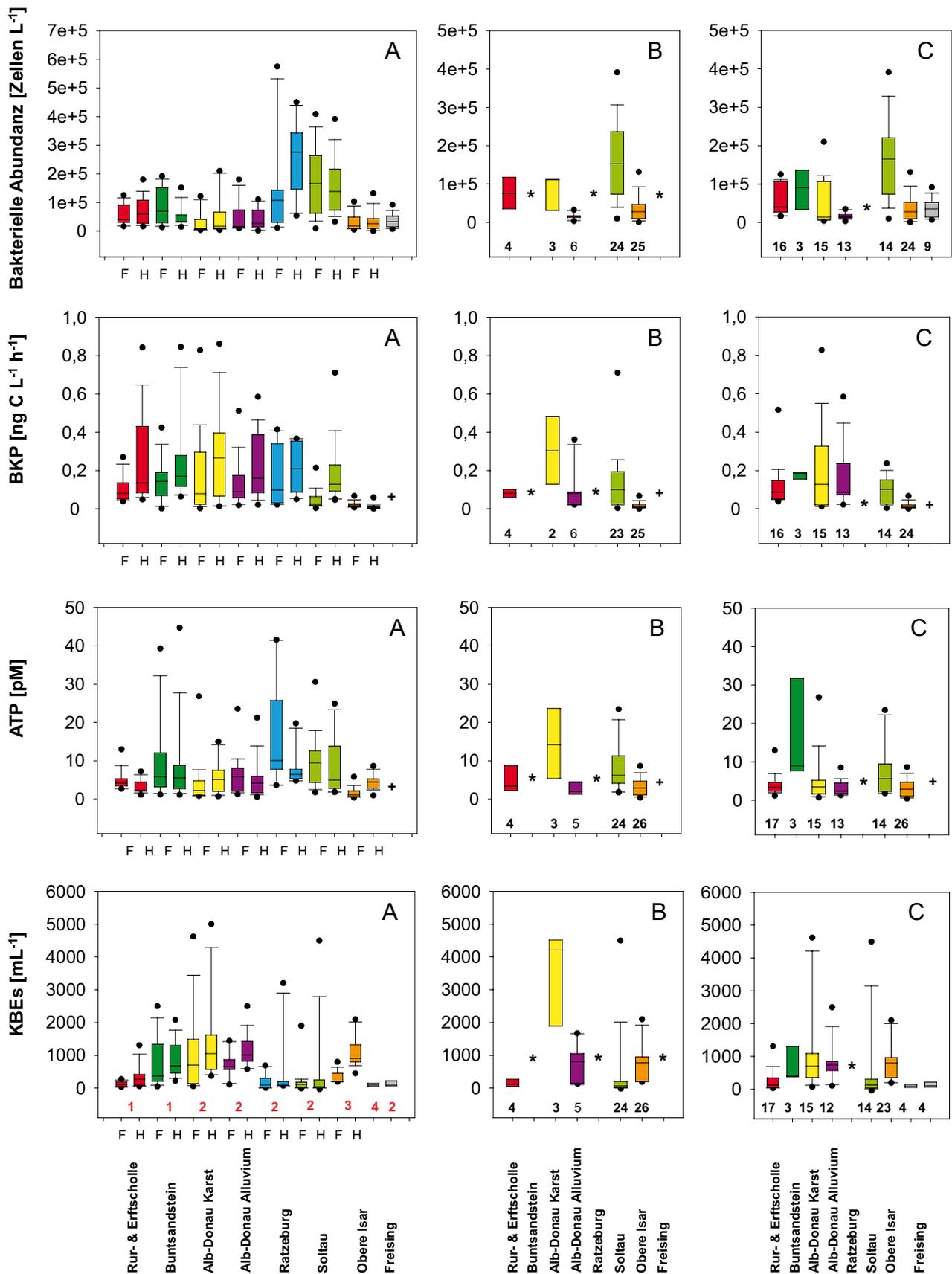


Abb. 51: Boxplots ausgewählter mikrobiologischer Messgrößen vor (getrennt in Frühjahr und Herbst; links) und nach Präselektion (rechts). 1 R2A-Agar (20 °C/44h), 2 R2A-Agar (27 °C/24h), 3 R2A-Agar (27 °C/5d), 4 R2A-Agar (20 °C/24h), * durch Präselektion alle Messstellen ausgeschlossen; + keine Daten vorhanden. F = Frühjahrsbeprobung, H = Herbstbeprobung.

oxischen Grundwasserleiter und bei etwa 3×10^5 Zellen mL^{-1} für das reduzierte Grundwasser in Soltau. Da für Ratzeburg keine Messstellen nach der Präselektion zur weiteren Analyse verblieben, kann ein ähnlicher natürlicher Hintergrund wie in Soltau nur angenommen werden.

Die Absolutwerte bei der Bestimmung von Bakterienzahlen im Wasser unterliegen einer gewissen Schwankung in Abhängigkeit von der eingesetzten Methode. Es wurde wiederholt gezeigt, dass zwischen einer mikroskopischen Bestimmung durch Direktzählen und einer Quantifizierung mittels Durchflusszytometrie signifikante Unterschiede liegen können.

Vergleiche für Grundwasserproben aus Mittenwald zeigten etwas geringere Zellzahlen bei mikroskopischer Direktzählung. Die dargestellten Werte zur Gesamtbakterienzellzahl sollten daher als „Höchstwerte“ verstanden werden. Für vergleichende Studien empfiehlt es sich, das Protokoll und die Einstellung für die Durchflusszytometrie mit mikroskopischen Zählungen abzugleichen bzw. die Einstellungen zu optimieren. Im Wesentlichen stimmen unsere Ergebnisse sehr gut mit aktuellen Daten aus der Schweiz überein. Untersuchungen von Grundwässern aus Lockergesteinsleitern, Kluft- und Karstwässern ergaben für das Grundwasserbasismessnetz der Schweiz Gesamtzellzahlen von 1×10^3 bis 1×10^5 für die alluvialen Systeme, 4×10^3 bis 2×10^5 für Kluft- und 3×10^3 bis 5×10^5 für Karstsysteme (Sinreich et al., 2011; Schweizer Bundesamt für Umwelt, M. Sinreich, persönl. Mittl.).

Wie bereits an anderer Stelle besprochen, ist es in vielen Fällen informativer, anstatt oder zusätzlich zur Gesamtbakterienzahl die Aktivität bzw. den Anteil aktiver Zellen in einer Gemeinschaft zu bestimmen. Aus diesem Grund

wurden bei unseren Untersuchungen zwei Aktivitätsparameter, i.e. ATP (Adenosinriphosphat) und BKP (Bakterielle Kohlenstoffproduktion), erfasst. Die bakteriellen Aktivitäten im Grundwasser und im Grundwasserleiter sind in der Regel sehr gering, oft nahe an der Detektionsgrenze. Einer Vielzahl von Studien zufolge scheint nur ein kleiner Teil der bakteriellen Gemeinschaften (1–40%) im Untergrund zu einem gegebenen Zeitpunkt aktiv an den Stoffumsätzen beteiligt zu sein (z.B. Alfreider et al. 1997; Kieft & Phelps 1997; Ballweg und Gierig 1998, Griebler 2003; Griebler & Lueders 2009). Bedingt durch große methodische Schwierigkeiten, sind bisherige Erkenntnisse jedoch mit großer Vorsicht zu betrachten. Wir gehen davon aus, dass der Anteil aktiver Zellen sehr viel höher liegen kann. Die in Abbildung 51 dargestellten ATP-Werte zeigen vor der Präselektion ein sehr ähnliches Bild wie die Gesamtbakterienzahlen. ATP ist die Energiewährung der Zelle, und der ATP-Gehalt einer Zelle ist vor allem von der Zellgröße abhängig und weniger vom Aktivitätszustand, sieht man von schlafenden Zellen und Dauerformen ab. Mit steigender zell-spezifischer Aktivität erhöht sich in der Regel der ATP-Umsatz, nicht jedoch die intrazelluläre Konzentration. Inaktive und tote Zellen weisen, wie bereits angesprochen, nur wenig oder kein ATP auf. Ein ähnliches Muster für die Bakterielle Abundanz (BA) und ATP bedeutet somit, dass ein relativ konstanter Anteil der Gesamtbakterienbiomasse aktiv ist. Nach Ausschluss der anthropogen beeinflussten Messstellen waren die ATP-Obergrenzen für weitgehend ungestörte Grundwässer bei etwa 10 pM bis maximal 30 pM.

Der Zusammenhang zwischen Bakterienzahl und ATP-Konzentration ist für alle Proben in einem Scatterplot in Abbildung 52 dargestellt. Vergleichbare Untersuchungen aus Schweizer

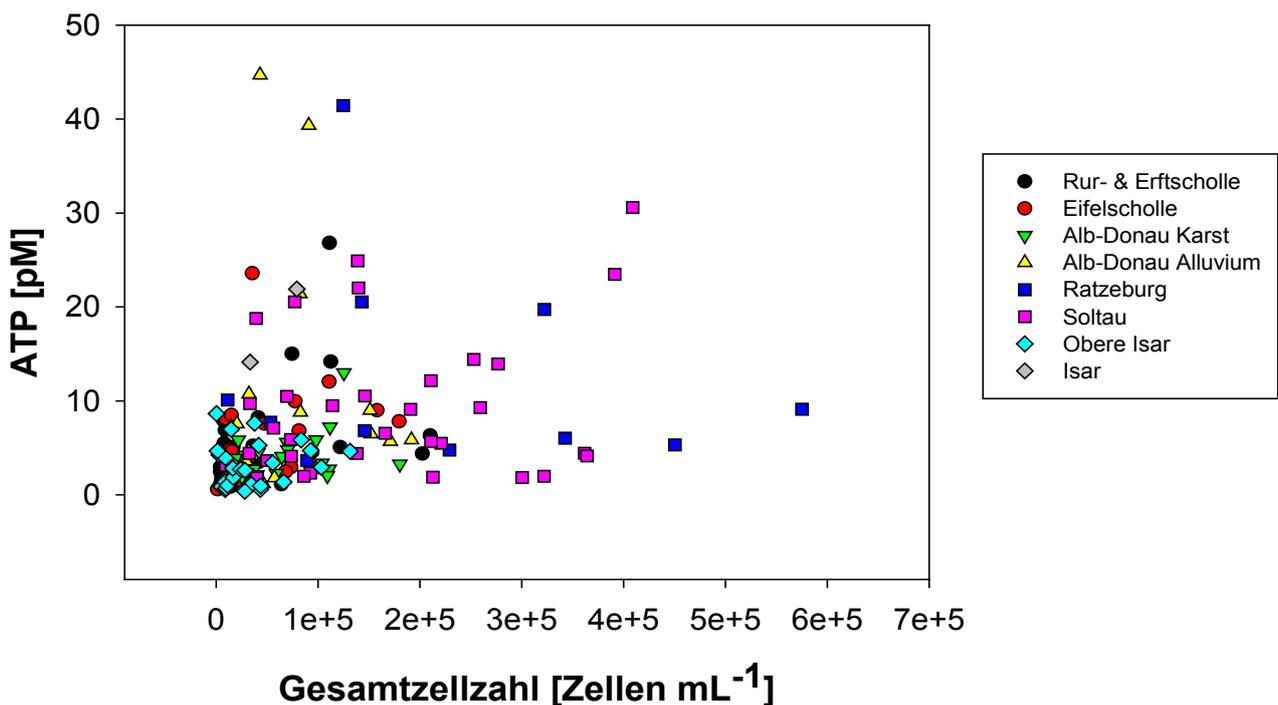


Abb. 52: Scatterplot für das Verhältnis zwischen Bakterienzahl und Gesamtkonzentration an ATP (n=170).

Grundwässern zeigten ATP Konzentrationen von 0,05 bis etwa 10 pM (Schweizer Bundesamt für Umwelt, M. Sinreich, pers. Mittl.). Die etwas höheren ATP Werte aus unseren Untersuchungen erklären sich dadurch, dass Gesamt-ATP bestimmt wurde, während man sich in den schweizer Untersuchungen ausschließlich auf die Konzentration des intrazellulären ATP konzentrierte. Der Anteil von intrazellulären ATP kann zwischen 3 bis 100% variieren (Hammes et al., 2010). In zukünftigen Untersuchungen sollte zugunsten einer besseren Spezifität und Vergleichbarkeit auch intrazelluläres ATP bestimmt werden.

Die bakterielle Kohlenstoffproduktion (BKP), als Messgröße für die Gesamtkonzentration der bakteriellen Gemeinschaft und deren Kohlenstoffumsatz, zeigte ein etwas anderes Bild als die BA- und ATP-Werte. Vor allem der Standort Obere Isar bei Mittenwald hob sich durch außerordentlich geringe Werte von den anderen Untersuchungsgebieten ab. Die Präselektion von Messstellen ändert am Gesamtbild für die unterschiedlichen Untersuchungsgebiete nur wenig. Eine Erklärung für die sehr ähnlichen Kohlenstoffproduktionswerte in den unterschiedlichen Grundwasserleitern ist, dass sich unter den ausgewählten Messstellen nur sehr wenige mit organischer Belastung befunden haben. Bei der geringen Verfügbarkeit von abbaubarem organischem Kohlenstoff kann keine hohe Kohlenstoffproduktion erwartet werden. Die Grundwässer aus Ratzeburg und Soltau, welche hohe DOC-Werte aufwiesen, zeigten ähnliche BKP-Werte wie die oxischen Grundwässer anderer Standorte, jedoch bei einer deutlich geringeren zellspezifischen Aktivität. Wie bereits zuvor erläutert und in Abbildung 51 gezeigt, fanden sich in den reduzierten Grundwässern meist deutlich erhöhte Bakteriengesamtzellzahlen. Die Erklärung liegt vermutlich in der Energieausbeute der Zellen. In Abwesenheit von Sauerstoff und Nitrat als energetisch sehr günstige Elektronenakzeptoren ist die Kohlenstoffassimilationseffizienz eisenreduzierender oder sulfatreduzierender Zellen deutlich geringer (Griebler 2003). Zusammenfassend lagen die BKP-Werte für die Grundwässer der meisten Untersuchungsgebiete unter $0,2 \text{ ng C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ und nur für die Wässer im Alb-Donau-Kreis unter $0,6 \text{ ng C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Abb. 51).

Als traditionelle mikrobiologische Messgröße wurde auch die Anzahl der Kolonien nach Bebrüten von Grundwasser auf einem nährstoffarmen Festmedium (R2A-Agar) für die Charakterisierung der untersuchten Grundwässer berücksichtigt. Wie aus Abbildung 51 ersichtlich, sind die Ergebnisse sehr unterschiedlich. Dies liegt in diesem Fall nicht an den Eigenschaften der beprobten Grundwässer, sondern an einem methodischen Problem. Um die KBEs (koloniebildende Einheiten) möglichst standardisiert zu erfassen, wurden die Analysen an Labore vergeben, die in der Nähe der jeweiligen Untersuchungsstandorte lagen. Trotz Absprache stellte sich nach Abschluss der Analysen heraus, dass unterschiedliche Protokolle zur Bestimmung der KBEs zur Anwendung kamen. Dazu kam, dass einzelne Proben aus logistischen Gründen erst nach 2–3 Tagen zur Analyse

abgegeben werden konnten. Obwohl diese durchgehend gekühlt wurden, muss eine mikrobiologische Veränderung der Proben in dieser Zeitspanne angenommen werden. Sauberes Grundwasser sollte unserer Erfahrung nach auf R2A-Agar keine KBE-Werte über 500 aufweisen (siehe dazu auch die Daten aus Freising; Abb. 51). Dies war bei den meisten Proben, in denen das vorgesehene Protokoll zum Einsatz kam, auch der Fall. Die in dieser Studie erhobenen KBE-Werte sind aus oben erläuterten Gründen für eine vergleichende Bewertung nur bedingt verwendbar.

Um die bakteriellen Gemeinschaften detaillierter in ihrer Zusammensetzung zu beschreiben, wurde mit Hilfe der molekularbiologischen Fingerprintingmethode die Shannon-Diversität, Evenness und Richness für alle Grundwasserproben im Jahr 2009 ermittelt. Es wird vorausgeschickt, dass für derartige Analysen mit namenlosen Taxa, den sogenannten operativen taxonomischen Einheiten (OTUs; engl. für operational taxonomic units) gearbeitet wird. Die Richness bzw. die Anzahl an OTUs in einer Probe ist nicht identisch mit der Gesamtzahl an Bakterienarten. Vielmehr entspricht sie der Anzahl dominanter Arten oder eng verwandter Gruppen in einer Probe unter Berücksichtigung des methodischen Auflösungsvermögens. Bei T-RFLP-Fingerprintinganalysen können etwa 300–400 Gruppen bzw. Arten in einer Probe (als OTUs) erfasst werden. Wie viele OTUs tatsächlich gefunden werden, hängt von der absoluten Abundanz der dominant vorhandenen Bakterienarten in der Probe ab.

Die Anzahl der OTUs in den Grundwasserproben variierte von etwa 20 bis 200 (Abb. 53). Die Grundwässer der Schwäbischen Alb zeigten im Durchschnitt eine geringere Richness als die Standorte in der Niederrheinischen Bucht und die norddeutschen Untersuchungsgebiete. Der Standort Obere Isar zeigte interessanterweise eine starke Saisonalität, was vor allem auf den Einfluss der Schneeschmelze in diesem Gebiet zurückzuführen sein dürfte. Die Evenness zeigt in erster Linie an, ob einzelne Proben durch eine geringe Anzahl dominanter OTUs (= geringe Evenness) charakterisiert sind. Dies ist oft ein Hinweis auf eine Störung oder auch auf natürliche stark selektive Lebensbedingungen.

Wie aus Abbildung 53 ersichtlich, zeigen einige Messstellen in der Schwäbischen Alb, aber auch jene bei Mittenwald (Obere Isar) und München (Freising) eine geringe Evenness. Eine mögliche Erklärung liegt im saisonalen Einfluss auf diese Grundwasserleiter. Die genannten Messstellen unterliegen einer ausgeprägten jahreszeitlichen Dynamik, erstere durch die Schmelzwässer aus den Bergen (Zhou et al., 2012), jene bei Freising durch den unweit entfernten Fluss (Isar) (Brielmann et al., 2009). Im Jahr 2007 wurde eine solche Dynamik auch für die Schwäbische Alb festgestellt. Die Veränderungen über das Jahr bieten nur ausgewählten Bakteriengruppen gute Lebensbedingungen zu den unterschiedlichen Zeitpunkten. Dies kann zu einer wiederholten Abfolge des Aufkommens und Verschwindens von wenigen dominanten Arten bzw. Gruppen führen. Lebensräume mit

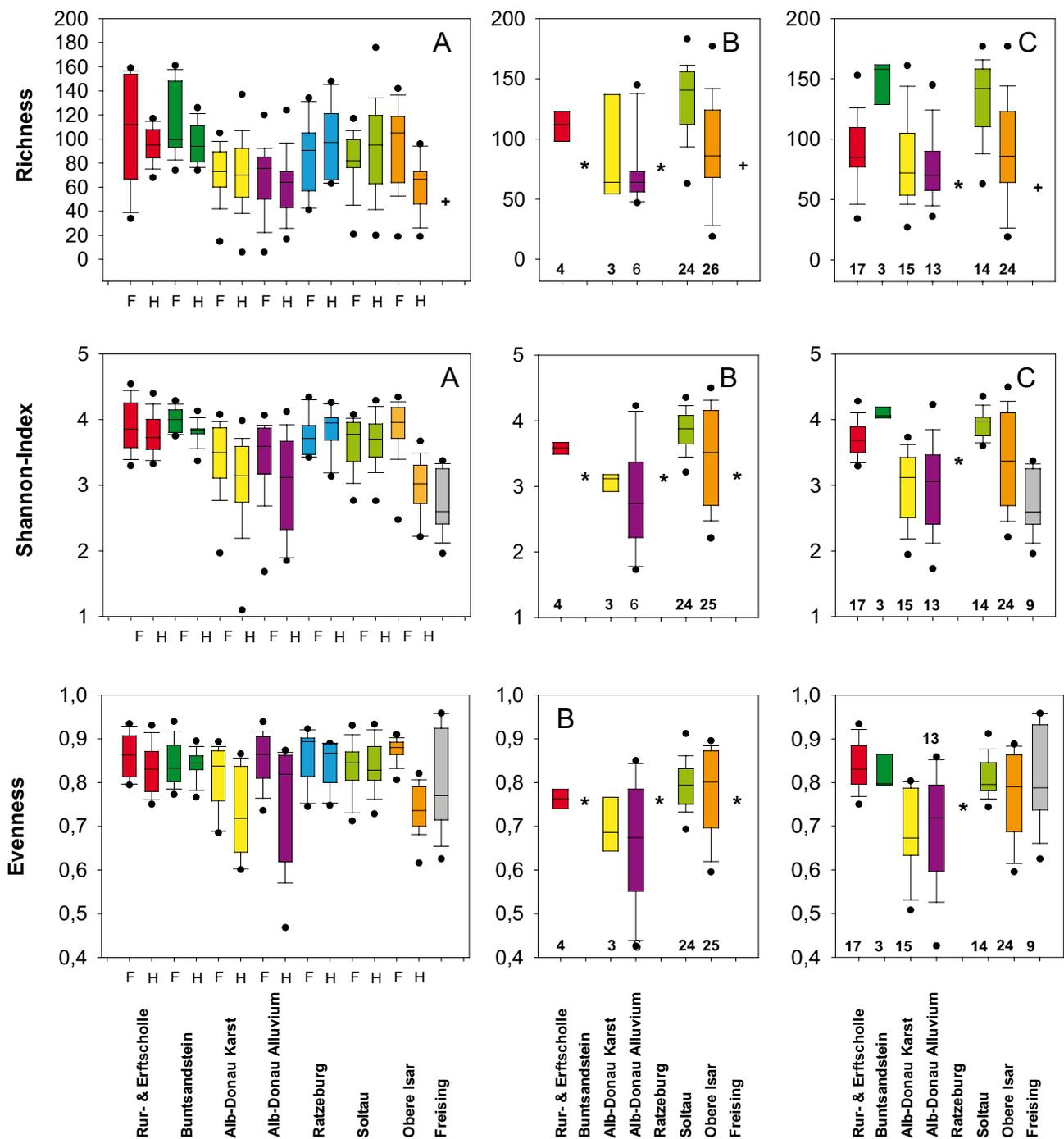


Abb. 53: Boxplots zur Richness (Anzahl an OTUs), Diversität (Shannon-Index) und Evenness (relative Abundanz von OTUs) vor (getrennt in Frühjahr und Herbst; links) und nach Präselektion (rechts). * durch Präselektion alle Messstellen ausgeschlossen; + keine Daten vorhanden. F = Frühjahrsbeprobung, H = Herbstbeprobung.

sehr konstanten Umweltbedingungen sind vielfach durch eine hohe Evenness gekennzeichnet.

Der Shannon-Index gilt als Maß für die Biodiversität und kombiniert die Richness und die Evenness. Zieht man in Betracht, dass die bakterielle Biodiversität im Grundwasser für gewöhnlich als sehr gering beschrieben wird, ist die Shannon-Diversität, wie wir sie für viele der untersuchten Grundwässer gefunden haben, überraschend hoch. Die Präselektion führte vor allem bei den Untersuchungsgebieten

Niederrheinische Bucht und Alb-Donau-Kreis zu niedrigeren Werten bei der Diversität. Dagegen änderten sich durch die Präselektion die anfänglichen Werte für die Standorte Freising und Soltau kaum (Abb. 53). Mittenwald (Obere Isar) zeigte die stärksten Unterschiede zwischen Frühjahr und Herbst, was zu einer großen Spannweite des abgeleiteten Hintergrundwertebereichs führt.

Im folgenden Abschnitt werden die ersten Werte bzw. Wertebereiche für die natürliche mikrobiologische Grundwas-

	Erftgebiet: Rur- & Erft- scholle	Östliche Eifel- Kluft	ADK-Karst	ADK-Alluvium	Ratzeburg	Soltau	Obere Isar	Freising
A								
KBEs ¹ [mL ⁻¹]	35–350	-	1120–4620	108–1660	-	5–2010	200–1920	-
BA ² [Zellen mL ⁻¹]	3,0 * 10 ⁴ – 1,3 * 10 ⁵	-	4,2 * 10 ³ – 1,1 * 10 ⁵	4,3 * 10 ³ – 3,1 * 10 ⁴	-	3,9 * 10 ⁴ – 3,1 * 10 ⁵	3,1 * 10 ³ – 9,3 * 10 ⁴	-
BKP ³ [ngC L ⁻¹ h ⁻¹]	0,05–0,08	-	-	0,02–0,34	-	0,02–0,26	0,004–0,04	-
ATP ⁴ [pM]	2,1–13,0	-	2,5–26,8	1,3–4,5	-	1,9–20,7	0,6–6,9	-
AOC ⁵ [µg C L ⁻¹]	-	-	-	5,9–35,0	-	3,0–73,4	2,3–13,5	-
Shannon-Index	3,4–3,8	-	2,9–3,2	1,8–4,2	-	3,5–4,2	2,5–4,3	-
Richness	93–125	-	51–161	48–138	-	94–161	28–142	-
Evenness	0,73–0,79	-	0,63–0,79	0,44–0,84	-	0,73–0,86	0,62–0,80	-
B								
KBEs ¹ [mL ⁻¹]	38–692	370–1600	120–4210	149–3640	-	5–3150	200–2000	47–304 ⁺ / 26–195 [*]
BA ² [Zellen mL ⁻¹]	1,7 * 10 ⁴ – 1,1 * 10 ⁵	1,4 * 10 ⁴ – 1,5 * 10 ⁵	5,6 * 10 ³ – 1,2 * 10 ⁵	0,9 * 10 ³ – 3,3 * 10 ⁴	-	3,7 * 10 ⁴ – 3,3 * 10 ⁵	2,7 * 10 ³ – 9,5 * 10 ⁴	8,7 * 10 ³ – 7,6 * 10 ⁴
BKP ³ [ngC L ⁻¹ h ⁻¹]	0,05–0,21	0,14–0,19	0,01–0,55	0,02–0,45	-	0,02–0,20	0,004– 0,046	-
ATP ⁴ [pM]	1,9–6,9	7,2–39,3	0,7–26,8	1,2–8,5	-	1,8–23,5	0,4–8,6	-
AOC ⁵ [µg C L ⁻¹]	3,8–39,4	-	2,7–26,5	4,0–35,0	-	1,5–113,0	2,0–16,3	-
Shannon-Index	3,3–4,1	4,0–4,2	2,2–3,6	2,1–3,9	-	3,7–4,2	2,5–4,3	2,1–3,3
Richness	46–126	119–163	46–144	45–124	-	88–166	26–144	-
Evenness	0,77–0,92	0,83–0,89	0,53–0,80	0,53–0,85	-	0,76–0,88	0,62–0,88	0,66–0,96

¹ Koloniebildende Einheiten ml⁻¹, ² Bakterielle Abundanz, ³ Bakterielle Kohlenstoffproduktion, ⁴ Adenosintriphosphat, ⁵ Assimilierbarer organischer Kohlenstoff, ⁺ 24 Stunden bei 27 ° C inkubiert, ^{*} 24 Stunden bei 20 ° C inkubiert.

Tab. 12: Natürliche Hintergrundwerte bzw. Wertebereiche für ausgewählte mikrobielle Messgrößen. Die Ermittlung der Werte erfolgte unter Berücksichtigung der 10. und 90. Perzentile aus der univariaten Analyse aller Messwerte nach hydrochemischer Präselektion (Werte aus der Rangstatistik (A) und Werte aus der Komponentenseparation (B) nach Kunkel et al. 2004) anthropogen beeinflusster Messstellen.

serbeschaffenheit aller untersuchten Standorte noch einmal kurz zusammengefasst (Tab. 12). Diese Zusammenstellung ist vorläufig und fern von einem vollständigen Zustandsbild. Aufgrund der geringen Anzahl an untersuchten Messstellen je Gebiet sind die abgeleiteten Richtwerte statistisch nur unzureichend abgesichert. Sie bilden dennoch eine erste Basis für die ökologische Zustandsbewertung von Grundwasserökosystemen. Wie eine solche Bewertung aussieht und auf welche Art und Weise die Grundwasserfauna dabei integriert werden kann, wird in den nachfolgenden Kapiteln erläutert.

4.3 Die natürliche Grundwasserbeschaffenheit - die Fauna im Grundwasser

Ähnlich wie für die mikrobiellen Gemeinschaften haben sich die kontinuierlichen, vorwiegend anthropogenen Veränderungen in den vergangenen Jahrhunderten auch auf die Grundwasserfauna ausgewirkt. Beispielhaft sei der Eintrag von Schadstoffen oder die Veränderung lokaler Temperaturverhältnisse im Untergrund genannt. Aus faunistischer Sicht ist im Zusammenhang mit einer ökologischen Bewertung und der Ableitung biologischer Referenzwerte vor allem der Einfluss von der Oberfläche für Grundwassersysteme von Bedeutung. Mit anderen Worten: Eine faunistische Bewertung hat vorwiegend das Ziel, den Oberflächeneinfluss, etwa aus der Infiltration von Oberflächengewässern oder der Grund-

wasserneubildung durch Sickerwasser, zu erfassen und zu bewerten.

Die Invertebratengemeinschaften unterliegen, wie dies auch für die Mikroorganismen und die chemische Grundwasserbeschaffenheit gilt, dem Einfluss oberirdischer Systeme und somit mehr oder weniger starken Veränderungen. Je stärker die Interaktionen zwischen der Oberfläche und dem Grundwasser sind, desto mehr organisches Material und Sauerstoff gelangen ins Grundwasser. Sauerstoff und das eingetragene organische Material bilden die Lebensgrundlage der dort vorkommenden Fauna und sind in den meisten natürlichen Grundwassersystemen limitierende Faktoren. Erhöhte Kohlenstoff- und Nährstoffkonzentrationen, bedingt durch erhöhte hydrologische Austauschprozesse, ermöglichen höhere Individuendichten im Grundwasserleiter sowie das Einwandern grundwasserfremder Arten (Nicht-Stygobionte).

Im Rahmen des Projektes wurde versucht, anhand ausgewählter faunistischer Messgrößen den Oberflächeneinfluss zu bewerten, d.h. die Grundwasserbeschaffenheit von nicht-oberflächenbeeinflussten und oberflächenbeeinflussten Proben auf Basis faunistischer Indikatoren zu vergleichen. Hierfür herangezogene Kriterien waren (1) der Grundwasserfaunaindex (GFI), (2) der Anteil an echten Grundwasserorganismen (Stygobionten) an der Gemeinschaft und (3) der Anteil an Oligochäten. Für die Referenz (= kein oder nur

geringer Oberflächeneinfluss) wurden folgende Grenzwerte festgelegt: (1) GFI ≤ 3 , (2) Stygobionte $> 50\%$, (3) Oligochäten $< 20\%$. Die ausgewählten Kriterien und deren Grenzwerte werden nachstehend kurz erläutert.

Faunistische Referenzkriterien

Indikatorgröße 1: Grundwasserfauna-Index (GFI)

Der Grundwasserfauna-Index (GFI) hat sich in vorangegangenen nationalen und internationalen Untersuchungen als ein Maß für den ökologisch relevanten Oberflächeneinfluss bewährt. Die Indexwerte werden aus dem Sauerstoffgehalt, der Detritusmenge sowie der Standardabweichung der Temperatur berechnet (Annex 1). Niedrige Indexwerte weisen auf keinen oder einen sehr geringen Oberflächeneinfluss hin und umgekehrt (Hahn 2006). Im Gegensatz zu Hahn (2006), der für weitgehend abgeschirmte Grundwassersysteme einen GFI von 0 bis 2 ermittelte, zeigen die aktuellen Daten für einen GFI-Bereich von 0 bis 3 stärkere Korrelationen mit den übrigen biotischen und abiotischen Messgrößen (Abb. 55A-D, 56A-D). Aus diesem Grund verwenden wir in den folgenden Auswertungen einen GFI-Grenzwert von 3.

Indikatorgröße 2: Stygobiontenanteil größer als 50 %

Während Oberflächengewässer ein breites Spektrum an Insektenarten mit aquatischen Stadien aufweisen, sind Grundwassersysteme vor allem von einer diversen Crustaceenfauna besiedelt (Stoch 1995). Innerhalb der im Grundwasser vorkommenden Crustaceen wird zwischen Arten unterschieden, die obligate Grundwasserbewohner sind (Stygobionte) und Arten, die bei ausreichenden Nahrungs- und Sauerstoffverhältnissen aktiv aus Oberflächengewässern ins Grundwasser einwandern (Stygophile). Eine weitere Kategorie sind obligate Oberflächenarten, die bei starken Oberflächen-Grundwasser-Interaktionen passiv mit dem Oberflächenwasser ins Grundwasser gelangen, im Grundwasser aber nicht dauerhaft überleben können (Stygoxene). Die letzten beiden Kategorien (Stygophile und Stygoxene) werden in dieser Auswertung als Nicht-Stygobionte zusammengefasst (siehe B-1, Box 2). An Grundwasserstandorten, die weitgehend von Oberflächeneinflüssen abgeschirmt und somit als Referenz geeignet sind, sollte das Verhältnis zwischen Stygobionten und Nicht-Stygobionten Invertebraten immer > 1 , d.h. der Anteil stygobionter Arten über 50% sein (Korbel und Hose 2011). Dies bestätigten unsere Ergebnisse weitestgehend. Unsere Untersuchungen zeigten, dass vor allem auch der Anteil von Crustaceen eine zuverlässige Messgröße ist. Dabei ließen sich Grundwässer mit einem Anteil von über 75% Crustaceen signifikant von anderen hinsichtlich ihrer chemisch-physikalischen Beschaffenheit trennen.

Indikatorgröße 3: Oligochätenanteil größer als 20 %

Hohe Individuendichten von Oligochäten im Grundwasser weisen für gewöhnlich auf eine Störung des Systems hin (Korbel & Hose 2011, Gibert et al 2000, Moldovan et al. 2001). Korbel und Hose (2011) schlagen für Australische Grundwasserleiter einen Oligochätenanteil von maximal 10% für unbelastete Grundwässer vor. Daten aus vorangehenden Studien in Deutschland und aus dem vorliegenden Projekt zeigen keine signifikanten Unterschiede in abiotischen und mikrobiologischen Variablen für Proben, die 10% oder 20% Oligochäten enthielten. Beobachtet wurden generell höhere Abundanzen von Oligochäten in Lockergesteinsaquiferen im Vergleich zu Karst- und Kluffleitern. Vergleichende, belastbare Daten zu Oligochätendichten verschiedener Grundwassersysteme fehlen jedoch bisher. Basierend auf unseren Ergebnissen wird für die folgenden Auswertungen die Grenze bei 20% Oligochäten gesetzt.

Die statistische Auswertung bezüglich der Stärke des Oberflächeneinflusses umfasste grundsätzlich den gesamten Datensatz. Für eine Fauna-basierte Bewertung müssen jedoch drei wesentliche Voraussetzungen erfüllt sein, um eine Probe für eine finale Auswertung zu berücksichtigen (siehe auch Schema B-6, Abb. 61):

1. Die Grundwasserprobe muss Invertebraten enthalten.
2. Die Sauerstoffkonzentration muss über 1 mg L^{-1} liegen, da dies die untere dauerhafte Toleranzgrenze für Invertebraten im Grundwasser ist (Hahn 2006).
3. Die Proben dürfen nur leicht verockert sein (relativer geschätzter Anteil < 2), da sich Ocker besiedlungsfeindlich auf die Fauna auswirkt (Hahn 1996).

Grundwasserproben, die diese Kriterien nicht erfüllten oder andere Datenlücken aufwiesen, wurden von den nachfolgenden Analysen ausgeschlossen. Dies waren in unserem Fall insgesamt ca. 60% (296) aller Proben, die vor allem Proben der sauerstoffarmen norddeutschen Gebiete Ratzeburg und Soltau betrafen. Nur 119 Proben erfüllten die oben genannten Voraussetzungen und wurden hinsichtlich ihres Referenzstatus getestet. Die Proben wurden je nach Unterschreiten oder Überschreiten der gesetzten faunistischen Richtwerte als Referenz bzw. Nicht-Referenz klassifiziert. Referenz- und Nicht-Referenzproben wurden anschließend bezüglich ihres hydrochemischen, faunistischen und mikrobiologischen Zustands verglichen.

Die Ergebnisse dieser Analysen zeigen, dass dieser Ansatz für das Festlegen von Referenzbedingungen grundsätzlich funktioniert. Sowohl die biotischen als auch abiotischen Verhältnisse der Referenz- und Nicht-Referenz-Gruppen unterschieden sich in den meisten Fällen deutlich voneinander (Abb. 55A-D und 56A-D).

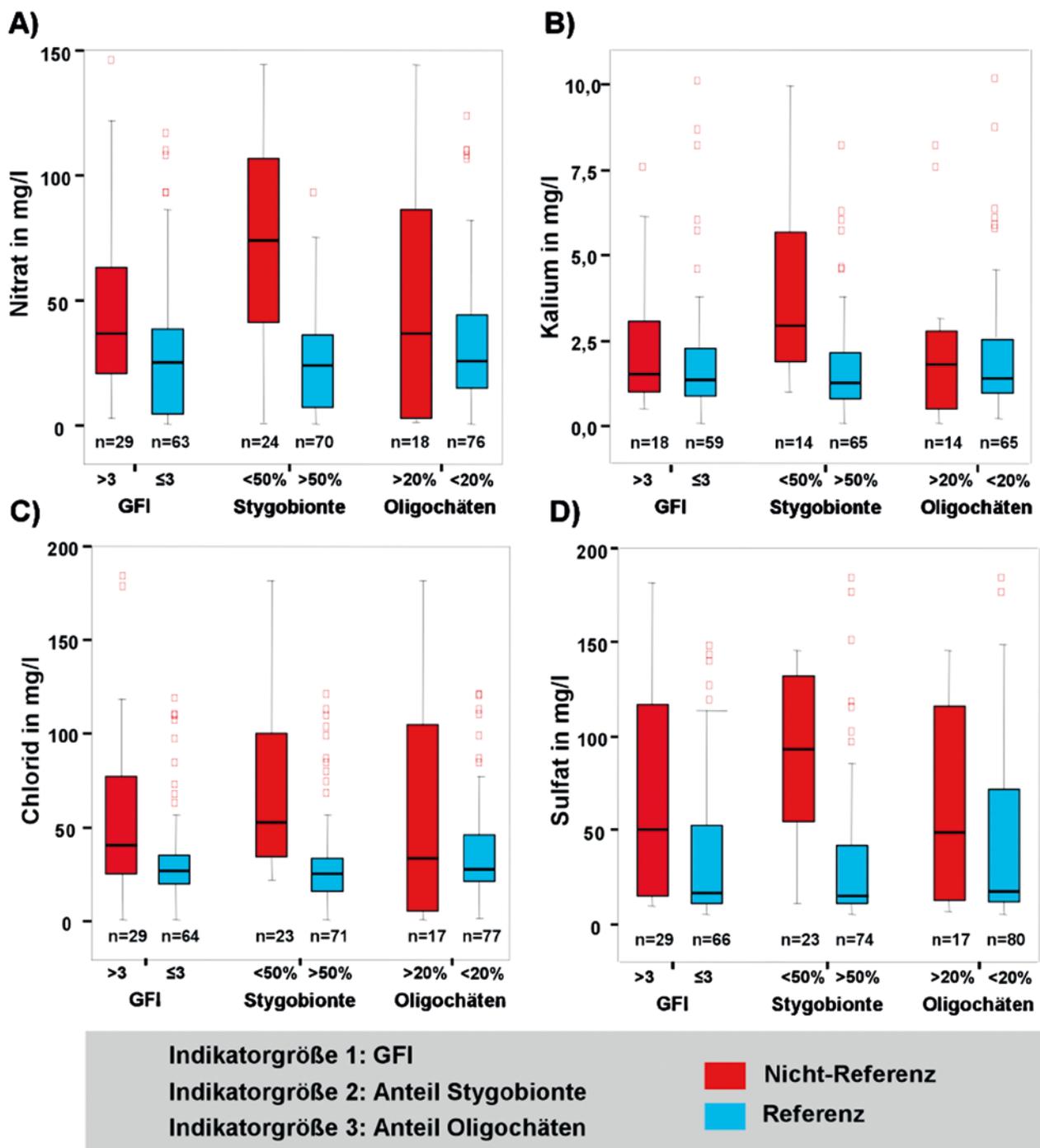


Abb. 54: Boxplots hydrochemischer Messgrößen für Referenz- und Nicht-Referenzproben. Die Unterscheidung erfolgte anhand von 3 faunistischen Kriterien (Indikator 1-3). Daten aller in den Jahren 2007 und 2009 untersuchten Standorte wurden, sofern dies möglich war, berücksichtigt. Für nähere Erläuterungen siehe Text.

Referenz und Nicht-Referenzbedingungen auf Basis faunistischer Kriterien

Hydrochemische Verhältnisse

Im Hinblick auf die hydrochemischen Verhältnisse wiesen die faunistisch als Referenzproben kategorisierten Grundwässer im Allgemeinen deutlich niedrigere Konzentrationen an Nitrat, Kalium, Chlorid und Sulfat auf als Proben aus der Gruppe der Nicht-Referenzproben (Abb. 54A-D). Erhöhte

Konzentrationen der dargestellten An- und Kationen sind Hinweis auf eine anthropogene Belastung des Grundwassers mit Abwasser, Dünger aus landwirtschaftlicher Nutzung, Streusalzen oder Grubenwässern (Kunkel et al. 2004), die im Zuge eines Oberflächeneinflusses ins Grundwasser gelangten.

Die natürliche, geogen verursachte Nitratkonzentration sauerstoffhaltiger, unbelasteter Grundwässer liegt in der Regel unter 10 mg L⁻¹. Aufgrund der starken Landnutzung sind die Nitratkonzentrationen in deutschen Grundwässern

heutzutage beinahe flächendeckend überprägt. Ein Wert von 10 mg L^{-1} wird daher auch in den Referenzproben deutlich überschritten (Abb. 54A). Im Gegensatz dazu liegen die Kaliumwerte der faunistisch als Referenz kategorisierten Proben unter 5 mg L^{-1} , was nach Kunkel et al. 2004 dem geogenen Hintergrund entspricht (Abb. 54B). Bei den Konzentrationen von Sulfat und Chlorid im Grundwasser sind regionale Unterschiede zu berücksichtigen, da diese zu einem maßgeblichen Anteil geologischen Ursprungs sein können. In der Fachliteratur werden für unbelastete Grundwässer $20\text{--}120 \text{ mg L}^{-1}$ Sulfat und $10\text{--}30 \text{ mg L}^{-1}$ Chlorid (Voigt 1990, DVWK 1994, LfU BW 1994, LUA BB 1996 in Kunkel et al. 2004) angegeben. Bei 50% der Referenzproben lagen die Sulfatkonzentrationen zwischen 20 und 70 mg L^{-1} , während Chlorid Werte zwischen 20 und 40 mg L^{-1} erreichte (Abb. 54C).

Insgesamt zeigten sich bei der Indikatorgröße 2 (Anteil Stygobionter $> 50\%$) die deutlichsten Konzentrationsunterschiede für die zuvor genannten Grundwasserinhaltsstoffe. Diese waren in den Referenzproben signifikant geringer als in Nicht-Referenzproben (Mann-Whitney: $p < 0,05$). Bei einer Kategorisierung auf Basis des GFI ≤ 3 (Indikatorgröße 1) waren die Unterschiede insgesamt weniger deutlich, aber auch hier waren die Konzentrationen in Referenzproben im Durchschnitt niedriger als in Nicht-Referenzproben.

Mit Ausnahme von Kalium (Mann-Whitney: $p = 0,4269$) waren diese Unterschiede auch signifikant (Mann-Whitney: $p < 0,05$). Im Gegensatz dazu ergaben sich bei Anwendung der Indikatorgröße 3 (Oligochätenanteil $< 20\%$) keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Gruppen Referenz- und Nicht-Referenzproben (Mann-Whitney: $p > 0,05$). Tendenziell wiesen aber auch hier die Referenzproben niedrigere Konzentrationen auf (Abb. 54A-D).

Organisches Material

Die Proben der Referenzgruppe enthielten deutlich geringere Mengen organischen Materials (TOC, DOC, TOM, relative Menge an Detritus) (Abb. 55A-D). Da organisches Material im Grundwasser großteils allochthonen Ursprungs ist, d.h. aus oberirdischen Systemen eingetragen wird, ist erwartungsgemäß die Konzentration an organischem Kohlenstoff in gut abgeschirmten Grundwassersystemen (= Referenz) gering. Die Kategorisierung auf Basis der Indikatorgrößen 1 und 2 zeigte deutlich niedrigere DOC-Werte ($< 3 \text{ mg L}^{-1}$) für die Gruppe der Referenzproben (Abb. 55B). Dies galt auch für TOC und Detritus (Abb. 55A & D). Die Befunde für TOM waren nicht eindeutig bzw. zum Teil konträr zu den anderen Messgrößen (Abb. 55C). Ein möglicher Grund für die stark schwankenden TOM-Mengen könnte methodischer Natur sein (Entnahmetechnik und/oder Analytik). Dies konnte jedoch bei derzeitiger Datenlage nicht abschließend geklärt werden.

Die Unterschiede in den Konzentrationen der vier Messgrößen für organisches Material waren am deutlichsten für Indikator-

größe 2 (Stygobiontenanteil $> 50\%$) (Mann-Whitney: $p < 0,05$). Für Indikatorgröße 1 (GFI) war die Trennung bereits weniger ausgeprägt und nur für DOC signifikant (Mann-Whitney: $p = 0,002$). Keine deutliche Trennung ergab eine Separation auf Basis von Indikatorgröße 3 (Oligochätenanteil $< 20\%$).

Vergleich grundwasserökologischer Daten mit dem Ansatz der hydrochemischen Präselektion nach Kunkel et al. 2004

Die in Abbildung 56 dargestellten Messgrößen wurden in Anlehnung an das Verfahren von Kunkel et al. 2004 (Rangstatistik nach hydrochemischer Präselektion) in die beiden Kategorien (1) Referenz (= unbeeinflusste Proben) und (2) Nicht-Referenz (anthropogen beeinflusste Proben) aufgetrennt (siehe B-4, Box3). Für die Präselektion wurden die von Kunkel et al. (2004) angegebenen Grenzwerte der entsprechenden Untersuchungsgebiete berücksichtigt. Die nach hydrochemischen Kriterien als Referenz gruppierten Proben zeigen sowohl niedrigere GFI-Werte als auch geringere Mengen an organischem Material (TOC, TOM) (Abb. 56A-C). Gleichfalls ist in den Referenzproben der Anteil stygobionter Organismen höher als in den als beeinflusst kategorisierten Proben (Abb. 56D).

Die Shannon-Diversität der Fauna ist in den Proben mit stärkerem Oberflächeneinfluss erhöht (Abb. 56E). Dies erklärt sich dadurch, dass sich durch den verstärkten Stoffeintrag neben den echten Grundwasserarten (Stygobionte) auch grundwasserfremde Arten (Nicht-Stygobionte) im Aquifer etablieren können. In Übereinstimmung mit den höchsten TOC- und TOM-Gehalten ist auch die bakterielle Kohlenstoffproduktion (BKP) in den beeinflussten Proben signifikant höher (Mann-Whitney: $p < 0,05$) (siehe dazu auch Abschnitt B2).

Zusammenfassend zeigt sich, dass die drei faunistischen Kriterien zur Referenzableitung sehr unterschiedliche Ergebnisse liefern. Indikatorgröße 2 (Anteil Stygobionter $> 50\%$) erwies sich anhand der aktuellen Untersuchungen am geeignetsten für eine faunistisch orientierte Bewertung von Grundwasserlebensräumen. Im Vergleich zu den weiteren Kriterien 1 und 3 reflektiert der Anteil Stygobionter am besten den ökologisch relevanten Oberflächeneinfluss. Es wurden deutliche Zusammenhänge zur Menge an organischem Material, den Konzentrationen von Nährstoffen im Grundwasser, gefunden. Indikatorgröße 1 (GFI ≤ 3) zeigte im Vergleich zu Indikatorgröße 2 ein geringeres Potenzial, die Kategorien Referenz und Nicht-Referenz für die Messgrößen „organisches Material“ und „Nährstoffe“ klar voneinander abzutrennen. Die Referenzproben wiesen dennoch durchschnittlich geringere Werte auf. Da der GFI unter anderem über die Standardabweichung der Temperatur berechnet wird, sollte eine höhere Datendichte diesen Indikator signifikant in seiner Aussagekraft stärken. Eine Frühjahrs- und eine Herbstprobe reichen dafür sichtlich nicht aus. Indikatorgröße 3 (Anteil Oligochäten $< 20\%$) lieferte im Vergleich zu den anderen beiden Indikatorgrö-

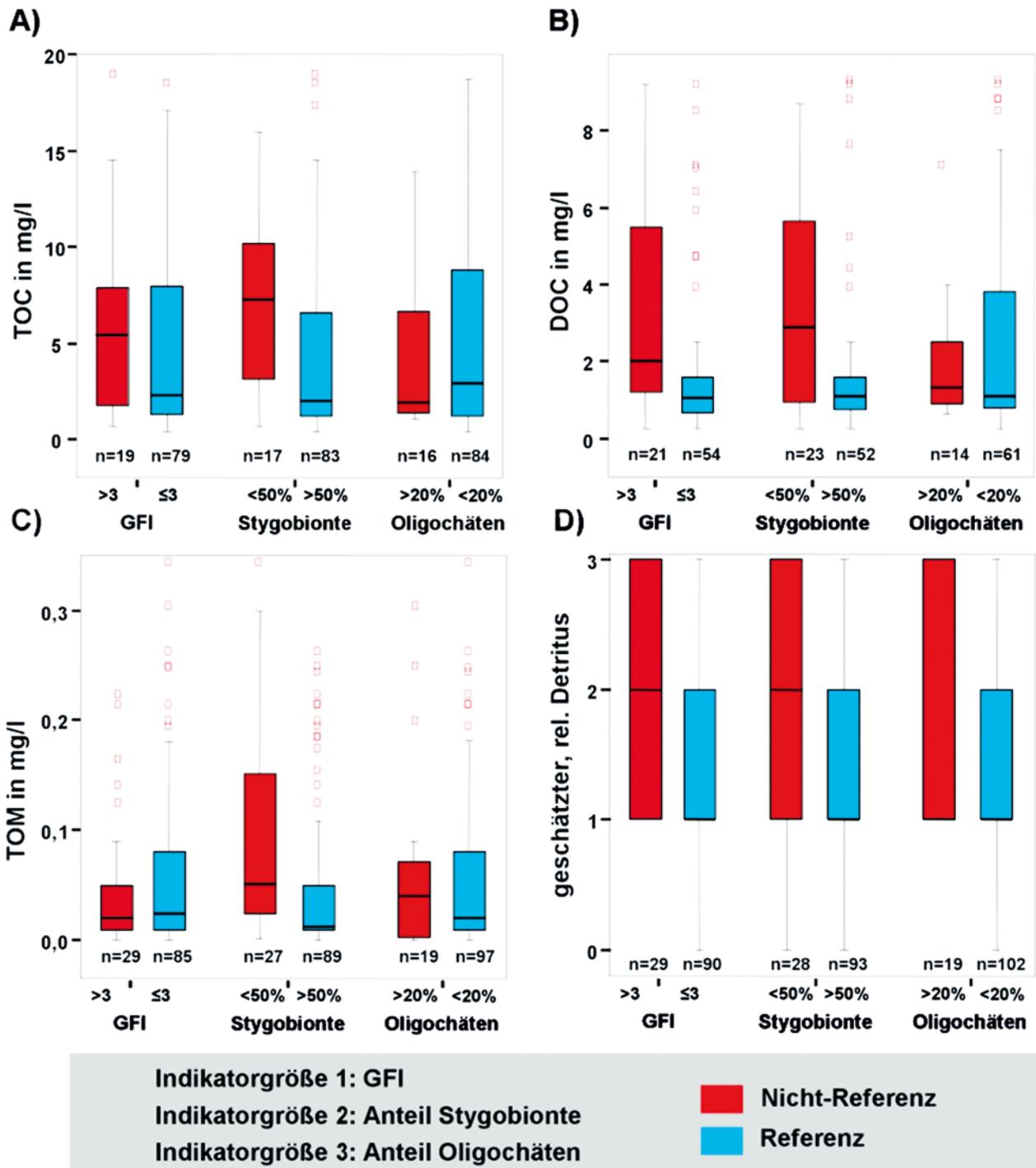


Abb. 55: Boxplots verschiedener Messgrößen zur Quantifizierung des organischen Materials, das in Grundwasserproben erfasst wurde. Die Boxplots sind vergleichend für die Indikatorgrößen 1-3 dargestellt und jeweils in Proben unterteilt, die oberhalb (Nicht-Referenz) oder unterhalb (Referenz) eines bestimmten Grenzwertes liegen. Daten aller in den Jahren 2007 und 2009 untersuchten Standorte wurden, sofern dies möglich war, berücksichtigt. Für nähere Erläuterungen siehe Text.

ßen keine sehr eindeutigen Ergebnisse in Hinblick auf die Grundwasserqualität bzw. das Ausmaß des Oberflächeneinflusses. Zum einen ist dies vermutlich auf die Affinität dieser Organismengruppe für sandiges, detritusreiches Substrat zurückzuführen, die in den aktuellen Untersuchungen nicht berücksichtigt wurde. Demzufolge müssen bei der Analyse des Oligochätenanteils hinsichtlich seiner Eignung als faunistische Indikatorgröße der Grundwasserleiterstyp und seine Charakteristika mit erfasst werden.

Zum anderen ist anzunehmen, dass eine Differenzierung der Oligochäten in stygobionte und nicht-stygobionte Arten, die zugegebenermaßen schwierig und zeitlich sehr aufwendig ist, präzisere Aussagen in Hinblick auf den Oberflächeneinfluss zulassen würde. Davon abgesehen deuten hohe Besiedlungsdichten von Oligochäten immer auf eine Störung des Grundwassersystems hin und sollten Anlass für weitere Untersuchungen sein.

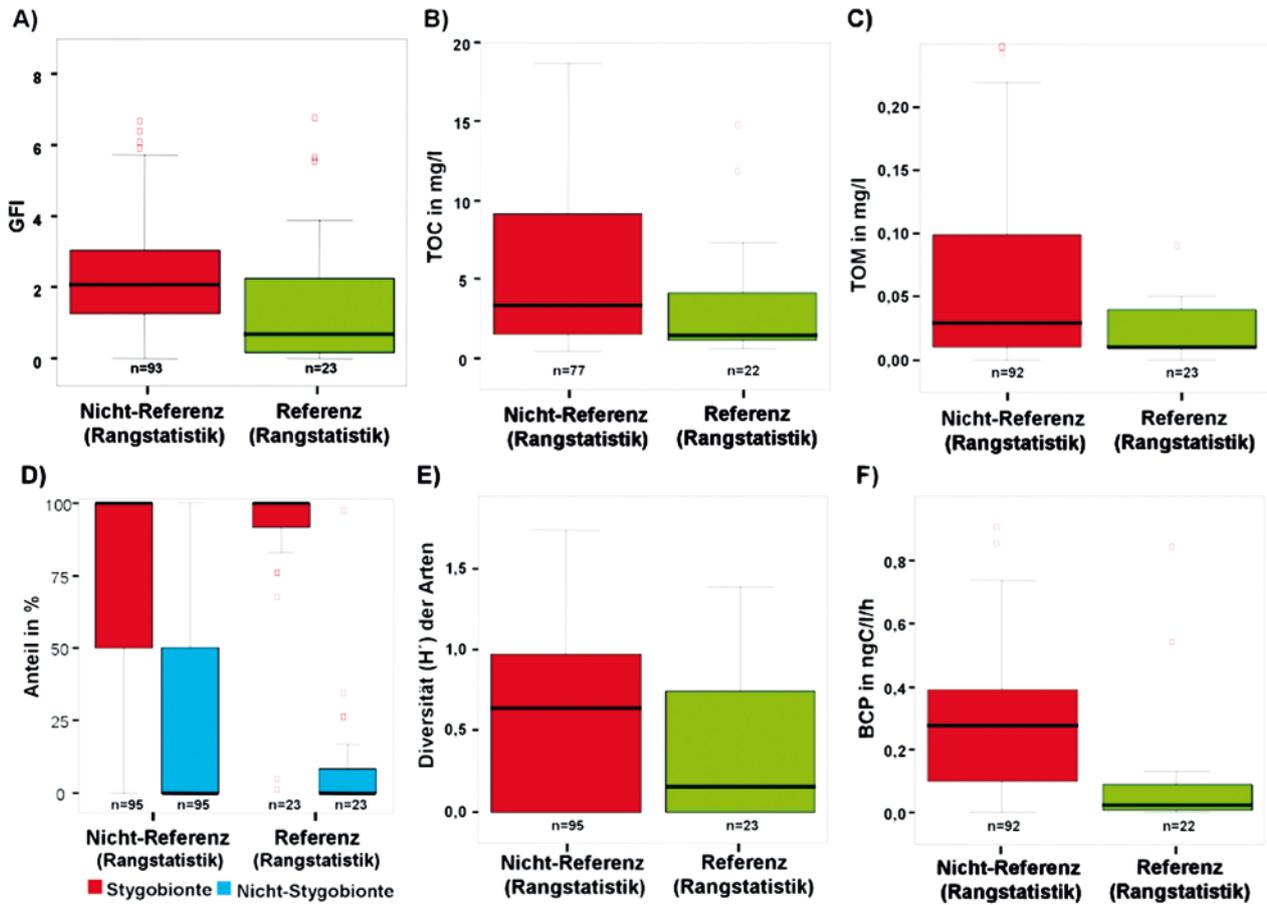


Abb. 56: Boxplots ausgewählter Messgrößen. Rot: Grundwasserproben liegen oberhalb (Nicht-Referenz) oder Grün: unterhalb (Referenz) definierter Grenzwerte (= Hintergrundwerte für hydrogeologische Bezugseinheiten nach Kunkel et al. (2004). Daten aller in den Jahren 2007 und 2009 untersuchten Standorte wurden berücksichtigt, sofern die Datensätze für das Präselektionsverfahren geeignet waren.

Eine Unterscheidung unbelasteter und anthropogen beeinflusster Proben bzw. Messstellen anhand hydrochemischer Kriterien, die in Anlehnung an Kunkel et al. (2004) durchgeführt wurde (siehe dazu Abschnitt B-4.2 und Tabelle 11), resultierte in niedrigeren GFI-Werten und geringeren Werten für TOC/TOM, faunistische Diversität und Bakterienaktivitäten sowie in höheren Anteilen an stygobionten Organismen. Diese Ergebnisse unterstreichen, dass beide Ansätze eine Kategorisierung beeinflusster und nicht beeinflusster Grundwässer auf Basis hydrochemischer und faunistischer Kriterien zu ähnlichen Ergebnissen führt bzw. dass sich beide Ansätze in ihrer Aussagekraft bestätigen.

Indikatoren für Veränderungen im Ökosystem. Interessanterweise zeichnete sich dieses Bild für Grundwasserökosysteme bisher nicht ganz so deutlich ab. Selten finden sich einfache und direkte Korrelationen zwischen Organismen und Umweltparametern. Ohne Zweifel ist auch die Biologie im Grundwasser eng an die Verfügbarkeit von Lebensraum (ausreichend Platz), die hydrologischen Verhältnisse und an Energie (organischer Kohlenstoff, Nährstoffe, Sauerstoff) gekoppelt und ist, wie auch in anderen Lebensräumen, in Nahrungsnetzen mit unterschiedlichen trophischen Ebenen und Interaktionen organisiert. Warum also wird dieses Bild der direkten Zusammenhänge und der Vernetzung in vielen Untersuchungen und Veröffentlichungen nicht deutlich? Dafür gibt es unserer Ansicht nach mehrere Gründe:

Schritt 5: Identifizierung von spezifischen und integrierenden Indikatoren

Das Phänomen der fehlenden, einfachen Korrelationen

Organismen und Gemeinschaften geben durch ihre Biomasse, Aktivität und vor allem durch ihre Biodiversität Auskunft über die abiotischen und biotischen Umweltbedingungen in ihrem Lebensraum. Aus diesem Grund sind sie potenzielle

1. Unzureichende räumlich-zeitliche Auflösung
2. Das Fehlen standardisierter Verfahren
3. Lückenhafte Datensätze
4. Äpfel werden mit Birnen verglichen – fehlender räumlicher Zusammenhang zwischen Organismen und Grundwasserbeschaffenheit
5. Auswahl teilweise ungeeigneter Messgrößen

Allen voran fehlt es bei Grundwasseruntersuchungen meist an einer angemessenen räumlichen und zeitlichen Auflösung. Oft wird die Wasserchemie von Einmalprobenahmen mit der angetroffenen Fauna korreliert. Dies bedeutet, es werden unterschiedliche Zeitskalen miteinander verglichen. Die Momentaufnahme der Grundwasserbeschaffenheit wird mit Organismen verglichen, die teilweise mehrere Jahre alt werden und Veränderungen über die Zeit integrieren. Des Weiteren ist die Wahrscheinlichkeit groß, dass seltene Arten oder Arten, die generell nur in sehr geringen Dichten vorkommen, nicht erfasst werden. Selten werden außerdem Messstellen mehrfach über das Jahr hinweg besammelt. In einer Studie in New South Wales (Australien) wurde eindrücklich gezeigt, dass die einmalige Besammlung einer Reihe von Messstellen in nur 30–74% der Arten resultierte, die im Zuge mehrmaliger Probenahmen erfasst wurden. Auch nach vier über eine Saison verteilten Besammlungen wurden in der Hälfte der Messstellen noch neue Arten entdeckt (Hancock & Boulton, 2009). Ebenso konnte unser Projekt vor allem durch die zeitliche Begrenzung unserer Forderung nach mehrjährigen wiederholten und räumlich entsprechend hoch aufgelösten Untersuchungen nicht gerecht werden.

Da bisher keine standardisierten Verfahren für ökologisch orientierte Probenahmen im Grundwasserleiter inklusive der nachfolgenden Analyse etabliert sind, sind Ergebnisse aus verschiedenen Studien oft nicht direkt miteinander vergleichbare und gepoolte Datensätze nicht für Metaanalysen tauglich. Dies gilt eingeschränkt auch für die Ergebnisse aus standardisierten Messverfahren, wie diese zum Beispiel bei Nährstoff- und Kohlenstoffanalysen angewandt werden. Unsere Erfahrungen zeigten, dass trotz vorheriger Absprache und gleicher DIN-Verfahren, Proben in verschiedenen Labors oft unterschiedlich bearbeitet werden bzw. Analysen auf unterschiedlichen Nachweisgrenzen basieren. Derartige Unzulänglichkeiten in den Datensätzen können nur durch vorangehende Absprachen und Ringversuche minimiert bzw. ausgeschlossen werden.

Ein weiterer damit verbundener Nebenaspekt, der auch den Umfang von Datenbanken betrifft, ist die abschließende statistische Auswertung der Ergebnisse. Es ist unvermeidlich, dass bei großen Kampagnen, die fernab der eigenen Institution und bei jedem Wetter durchgeführt werden, längere Stand- bzw. Lagerzeiten für Proben in Kauf genommen werden müssen. Zudem kommt es immer wieder zu kleineren technischen Problemen, wie etwa dem Ausfall von Feldmessgeräten. Nur wenige statistische Analysemethoden akzeptieren Lücken in der Datenmatrix. Daher müssen in solchen Fällen oft lückenhafte Datenreihen von den Analysen ausgeschlossen oder die fehlenden Werte „generiert“ werden (Helsel, 2006; Antweiler & Taylor, 2008). Konfrontiert mit einer ohnehin sehr dünnen Datenlage ist dies besonders schmerzhaft. In allen Fällen werden die Aussagen dadurch weniger belastbar und zeigen ein undeutlicheres Bild.

Eine andere Erklärung für die fehlenden Korrelationen zwischen der Biozönose und abiotischen Umweltparametern (Verunreinigungen mit eingeschlossen) ist die große Heterogenität im Untergrund. Im Fall der Fauna beispielsweise werden, bedingt durch die geringen Individuendichten, oft große Volumina an Grundwasser gepumpt, um das Artenspektrum bestmöglich zu erfassen. Das auf diese Art gewonnene Wasser, und die damit gesammelten Tiere, stellt eine Mischprobe aus verschiedenen Bereichen des Aquifers dar. Aufgrund dessen ist es schwierig nachzuvollziehen, unter welchen Umweltbedingungen die einzelnen Organismen tatsächlich gelebt haben (Boulton, 2009). Dies trifft auch auf die in diesem Projekt eingesetzte Probenahmestrategie zu. Die Zusammensetzung der, aus dem Messstellensumpf entnommenen, Invertebratengemeinschaften wurde notwendigerweise mit der physikalisch-chemischen und mikrobiologischen Beschaffenheit des umliegenden Grundwassers oder des Standwassers in der Messstelle verglichen. Das Ausbleiben direkter Korrelationen zwischen einzelnen Messgrößen ist daher nicht immer überraschend. Ähnliche Überlegungen kann man für die Mikrobiologie im Grundwasser anstellen. Auch die mikrobiellen Organismen in einer Grundwasserprobe repräsentieren eine Mischgemeinschaft aus möglicherweise sehr unterschiedlichen Gemeinschaften aus verschiedenen Tiefen und Entfernungen im Aquifer.

Abschließend lohnt es, die Ursache für die oft fehlenden Zusammenhänge zwischen Organismen und offensichtlich steuernden Umweltgrößen (z.B. DOC und Schadstoffe) in der Auswahl und Art der Parameter zu suchen. Einige wenige Beispiele sollen diesen Punkt erläutern.

In verschiedenen Studien wurde kein Zusammenhang zwischen der Grundwasserfauna und dem gelösten organischen Kohlenstoff gefunden. Die Annahme, dass der DOC für die generelle Nährstoffverfügbarkeit im Aquifer steht, ist demzufolge schlichtweg nicht korrekt. Das gelöste organische Material spielt für die Grundwassertiere natürlich indirekt über den Umweg der mikrobiellen Biomasseproduktion und der Entstehung von Detritus eine Rolle. Wie in vorangegangenen Kapiteln betont, ist nur ein sehr geringer Teil (< 10%, siehe Abschnitt B-2 und B-4) des im Grundwasser gelösten organischen Kohlenstoffs für Bakterien assimilierbar. So verwundert es nicht, dass oftmals auch eine Korrelation zwischen DOC und Gesamtbakterienzahl bzw. bakterieller Biomasse fehlt. Neuere Untersuchungen zeigen jedoch, dass eine starke Korrelation zwischen der Zahl intakter (aktiver) Bakterien und dem assimilierbaren Anteil (AOC) am DOC auch für Grundwässer besteht. Ein anderes Beispiel ist die Toleranz von Grundwasserorganismen gegenüber Schadstoffen. Vertreter der Stygofauna zeigten sich generell toleranter gegenüber Schwermetallbelastungen als verwandte Oberflächenarten, wie dies beispielsweise für Cadmium, Zink und Kupfer gezeigt wurde (Bosnak & Morgan, 1981; Notenboom et al., 1994). Eine Erklärung für die teils höhere Toleranz von echten Grundwassertieren ist ihr stark herabgesetzter Basis-

stoffwechsel, eine Anpassung an die Nährstoffarmut und die konstant niedrigen Temperaturen. Anderen Schadstoffen gegenüber sind Grundwasserorganismen wiederum sensibler (z.B. verschiedene Salze; Mösslacher 2000). Für Herbizide konnte in einer UBA-Studie kein Unterschied in der Sensitivität bzw. Toleranz zwischen stygobionten Invertebraten und Oberflächenvertretern gefunden werden (Schäfers et al. 1999). Die richtige Wahl biologischer Kriterien ist demzufolge mit entscheidend.

5.1 Mikrobielle Messgrößen als Indikatoren für eine biologische Bewertung

Die mikrobiologische Charakterisierung der einzelnen Untersuchungsstandorte (siehe Abschnitt B-2) zeigt, dass die Korrelationen zwischen mikrobiellen und physikalisch-chemischen Messgrößen sehr unterschiedlich ausfallen. In manchen Gebieten gibt es einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Bakterienzahl und der Konzentration an DOC oder AOC. An manchen Standorten besteht eine Korrelation zwischen bakterieller Abundanz und der Konzentration an Nährstoffen. Ähnliches gilt für die Aktivität der Bakterien. Fehlende Korrelationen sind nicht notwendigerweise ein Hinweis auf fehlende Zusammenhänge. Wie bereits in der Einleitung dieses Abschnitts erläutert, sind Grundwasserlebensräume heterogene und komplexe Systeme. Ein wesentlicher Grund für fehlende (sichtbare) Zusammenhänge ist oftmals ein zu kleiner Datensatz. Es überrascht daher nicht, dass die statistische Analyse des Gesamtdatensatzes (alle Proben aus den Jahren 2007 und 2009) deutliche Zusammenhänge zwischen mikrobiellen und abiotischen Messgrößen belegt (Tab. 13). Einige ausgewählte

Zusammenhänge sind im Folgenden kurz hervorgehoben.

Für alle Standorte, die zumindest einzelne Proben mit geringer Sauerstoffkonzentration bzw. anoxischen Verhältnissen lieferten, fand sich ein signifikanter negativer Zusammenhang zwischen O₂ und der Gesamtbakterienzahl. Dies lässt sich durch die zunehmende Diversität an Prozessen erklären. Unter hypoxischen bzw. anoxischen Bedingungen treten neue Gruppen von Mikroorganismen in den Vordergrund, während die typischen Aerobier nach wie vor präsent sind. Die negative Korrelation bestand auch zur bakteriellen Shannon-Diversität und Richness (Tab. 13). Die Abundanz der Bakterien korrelierte zudem mit dem AOC und dem DOC als auch mit dem CSB. Dieser Zusammenhang untermauert, dass die Anzahl an Bakterien ein guter Indikator für eine organische Belastung ist. Mit einem erhöhten CSB ging auch eine erhöhte bakterielle Diversität einher. Die bakterielle Aktivität (BKP) und die aktive mikrobielle Biomasse (ATP) korrelierten mit der bakteriellen Diversität und der bakteriellen Richness. Ein weiterer Zusammenhang bestand zwischen der bakteriellen Kohlenstoffproduktion und der Temperatur (Tab. 13).

Zusammenfassend konnten für die Mikrobiologie im Rahmen dieses Vorhabens sensitive Indikatorgrößen identifiziert werden. Es sind dies vor allem die Bakteriengesamtzellzahl, die bakterielle Shannon-Diversität sowie die Konzentration an AOC und ATP.

Aussagekräftig waren auch noch weitere Parameter wie etwa die bakterielle Richness und Evenness. Schwierig scheint es im Moment jedoch noch, die Kenngrößen für bakterielle Gemeinschaften, i.e. die Shannon-Diversität,

	BKP	DIV	EVEN	RICH	AOC	DOC	CSB	O ₂	EH	Temp	pH	NO ₃ -
BA	0,21*	0,38**	0,23*	0,42**	0,53**	0,33*	0,71**	-0,54**	-0,47**			-0,28*
BKP		0,83**		0,82**					-0,24*	0,24*		
ATP		0,22*		0,33**								
DIV			0,83**	0,82**			0,26*	-0,46**				
EVEN							0,21*	-0,27*				
RICH								-0,50**	-0,33**	0,23*		
AOC						0,37*	0,61**					-0,30*
DOC							0,63**	-0,30**	-0,31**			-0,24*
CSB								-0,35**	-0,23*			0,25*

Nur statistisch signifikante Korrelationen sind zusammengefasst. Signifikanzlevel: * = p < 0,05; ** = p < 0,01; *** = p < 0,001; n = 290.

Tab. 13: 'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für den gesamten physikalisch-chemischen und mikrobiologischen Datensatz aus 2007 und 2009.

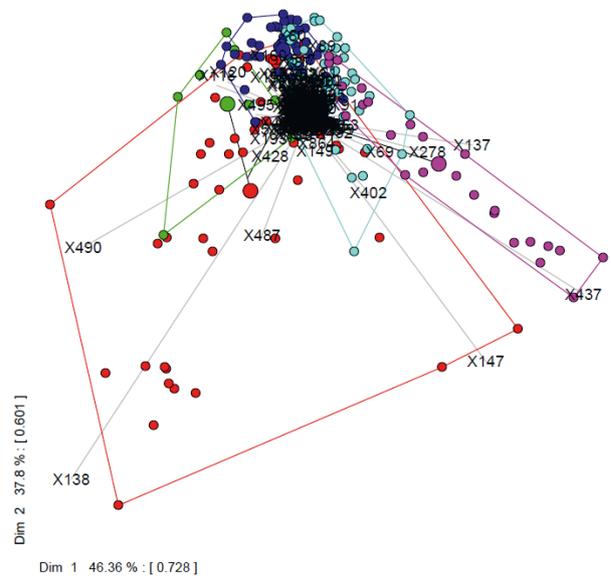
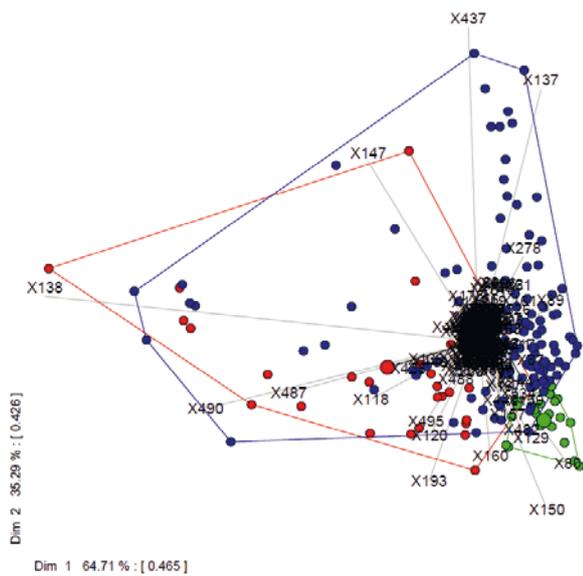
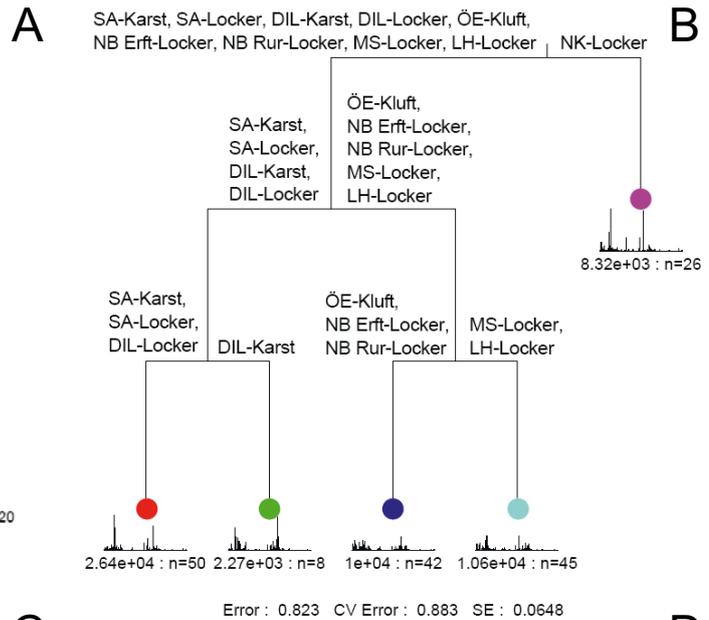
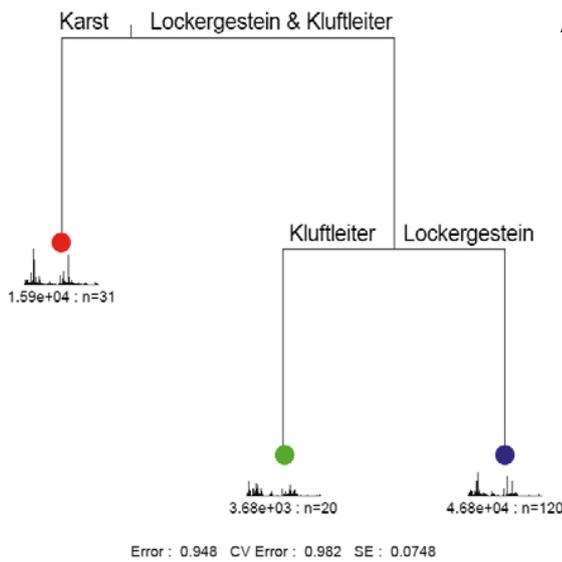


Abb. 57: Multivariate Regressionsbäume der standardisierten TRF-Daten für die Kategorien Aquifertyp (A) und GeoReg (B). Die Säulendiagramme repräsentieren die mittlere Zusammensetzung (OTUs) des jeweiligen Probenclusters, n = Anzahl der zugeordneten Proben. Zudem sind der relative Fehler (Error), der cross-validierte relative Fehler (CVRE) sowie der Standardfehler (SE) angegeben. Insbesondere der CVRE ist ein Maß für die Qualität der gewählten Wirkungsvariablen (Predictors, hier „GeoReg“ bzw. „Aquifer“) mit Werten von 0 bis 1 für eine perfekte bzw. schwache Zusammenstellung von Wirkungsvariablen. Die MRTs erklären jeweils 6% (A) bzw. 18% (B) der vorhandenen Varianz in den TRF-Daten. Hauptkomponenten-Biplot der Gruppenmittel und Artwerte (OTUs) der MRTs für die regionalen Aquifertyp (C) und Georegion (D). Einzelne OTUs tauchen in der Nähe der Probencluster auf, in denen sie hohe relative Abundanz zeigen. Die ersten beiden Dimensionen (Dim 1 und 2) geben 65% und 35% bzw. 46% und 38% der Summe der Quadrate zwischen den Gruppen wieder.

Richness und Evenness, als Indikatorgrößen zu etablieren, da zurzeit verschiedene Verfahren (z.B. T-RFLP, DGGE, SSCP, ARISA, Pyrosequenzierung; siehe Diskussion in Griebler et al. 2010) Anwendung finden. Diese Verfahren zeichnen sich durch eine sehr unterschiedliche Auflösung in der Analyse aus. Die unmittelbare Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus den verschiedenen Methoden ist nicht gegeben. Methodische Aspekte müssen auch bei Standardparametern wie der Gesamtbakterienzellzahl berücksichtigt werden. Wie bereits an anderer Stelle erwähnt (Abschnitt B-4), wird die Bakterienzellzahl im Wasser heute meist mittels Durchflusszytometrie und nicht mehr, wie noch bis vor

wenigen Jahren üblich, mikroskopisch ermittelt. Weitere molekularbiologische Analysen, die mit Grundwasser von ausgewählten Standorten (z.B. *Obere Isar*) durchgeführt wurden, i.e. Geo-Chip Micro Array-Analysen (zur Untersuchung der Diversität von funktionellen Genen innerhalb einer mikrobiellen Gemeinschaft auf DNA-Ebene) und Pyrosequenzierung (hoch auflösende phylogenetische Analyse der bakteriellen Gemeinschaft auf DNA-Basis), waren zum Zeitpunkt der Berichtstellung nicht vollständig ausgewertet. Das Potenzial dieser Methoden für ein Bewertungssystem kann daher im Moment noch nicht abgeschätzt werden. Der routinemäßige Einsatz scheint jedoch

wegen der sehr hohen Analysekosten fraglich (siehe auch Diskussion in Griebler et al. 2010). Die Koloniezahl von Bakterien (KBEs) auf (relativ) nähr- und kohlenstoffarmen Agarplatten, ein Parameter, der in der Routineanalytik von Grund- und Trinkwasser traditionell zum Einsatz kommt, konnte im Zuge unserer Untersuchungen nicht erfolgreich getestet werden. Die Anwendung unterschiedlicher Protokolle bei den Auftragslaboren führte zu nicht vergleichbaren Ergebnissen. Wird eine standardisierte Probenaufbereitung gewährleistet, steht unserer Meinung nach einem Einsatz dieser Methode nichts im Wege. Richtwerte für den natürlichen Hintergrund müssen in nachfolgenden Untersuchungen ermittelt werden. Als wenig zielführend erwies sich der BSB5 (Biologische Sauerstoffbedarf), da diese Messgröße für Grundwässer generell nicht sensitiv genug ist. Dennoch kam der BSB5 als Grenzwert für die Präselektion von Messstellen mit anthropogen ungestörtem bzw. nur wenig beeinflusstem Grundwasser zum Einsatz (Abschnitt B-4; Tab. 10). Die An- bzw. Abwesenheit von *E. coli* kam als weiterer Parameter für die Vorselektion zum Einsatz. Hier empfehlen wir für zukünftige Untersuchungen den Direktnachweis von pathogenen Mikroorganismen über molekularbiologische Methoden. Es gibt eine Reihe weiterer potenzieller Indikatorgrößen, die im Rahmen unserer Analysen nicht getestet, jedoch in anderen Grundwasseruntersuchungen bereits erfolgreich eingesetzt wurden. Zu diesen zählen die durchschnittliche Zellgröße und das Zellbiovolumen von Bakterienzellen (z.B. Marxsen 1982; Griebler et al. 2002), der Anteil an aktiven/lebenden Zellen (Preuss 2007), verschiedene Enzymaktivitäten (Hendel & Marxsen 1997; Lehmann & O'Connell 2002; Preuss 2007), das Substratverwertungsspektrum in BIOLOG Tests (Preuss 2007; Korbel und Hose 2011; Lee et al. 2010), der „cotton strip assay“ (Korbel und Hose 2011; Lategan et al. 2010), die DMSO-Reduktionsaktivität (Griebler und Slezak 2001) und die Zahl an Kolonien mesotropher Bakterien (M. Sinreich, BAFU, pers. Mittl.) als Zeiger für den Bakterieneintrag von der Oberfläche. Diese Liste erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Vielversprechend erscheint uns auch die Analyse zur Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft, z.B. das Verhältnis Protozoen:Bakterien:Viren und die Anteile verschiedener physiologischer Gruppen (z.B. Aerobier, Denitrifizierer, Eisenreduzierer, Sulfatreduzierer, Methanogene, Methan- und Sulfidoxidierer).

5.2 Vorhersage und Auffinden von Indikator taxa innerhalb der Bakterien

Mittels kanonischer Korrespondenzanalyse wurden Umweltgradienten mit Einfluss auf die bakterielle Artenzusammensetzung identifiziert. Eine noch weiterreichende Methode zur Bestimmung von bakteriellen Artengemeinschaften und ihren ökologischen Nischen bzw. Habitattypen sind Multivariate Regressionsbäume (MRTs). Dabei handelt es sich um eine Form der kanonischen Clusteranalyse, bei der Probensätze (-cluster) mit minimierter interner Varianz bestimmt werden. Jede Verzweigung im Regressionsbaum

wird zusätzlich entweder durch Grenzwerte oder den Status von Umweltvariablen definiert, was eine detaillierte Beschreibung der jeweiligen ökologischen Nische ermöglicht. Die potenzielle Vorhersagekraft von MRTs hängt dabei natürlich von der Qualität der Beziehungen zwischen Artenmatrix und gemessenen Umweltvariablen ab. Unter den vielen möglichen numerischen Lösungen für einen solchen Baum wird in der Regel jene mit der größten Vorhersagekraft beibehalten (Borcard et al. 2011).

Obwohl MRTs also theoretisch die Möglichkeit bieten, ökologische Nischen mit ihren physikalischen, chemischen und biologischen Charakteristika und ihrer Artenzusammensetzung en detail zu beschreiben, wurde für den vorliegenden Datensatz aus drei Gründen darauf verzichtet, alle zur Verfügung stehenden und insbesondere die quantitativen Umweltvariablen in die Berechnung der MRTs mit einzubeziehen. Hauptgrund ist, dass der vorliegende Datensatz nicht umfangreich genug ist, um auf standörtlicher Ebene Habitattypen bzw. Nischen mit ihren typischen Sauerstoff-, DOC- oder Nährstoffgehalten zu identifizieren. Für den vorliegenden Datensatz wurden beispielhaft MRTs für die regionale Kategorie „GeoReg“ bzw. die strukturbezogene Kategorie „Aquifertyp“ gerechnet, um typische bakterielle Gemeinschaften für diese Kategorien zu identifizieren.

Mittels IndVal-Analyse nach Dufrêne & Legendre (1997) konnten zudem Indikatorwerte für Arten innerhalb der ermittelten Probencluster bestimmt werden. Ein hoher Indikatorwert ergibt sich dabei aus der Kombination von hoher Abundanz in einer Gruppe (= Spezifität, specificity) und der Präsenz in den meisten Proben dieser Gruppe (= Treue, fidelity). Für die Kategorie „Aquifer“ wurden alle 3 möglichen Gruppen (Karst-, Kluft- und Lockergestein) erkannt und aufgetrennt. Es wurden alle Grundwasserproben den jeweiligen Clustern richtig zugeordnet (Abb. 57C). Die erklärte Gesamtvarianz allein auf Grundlage dieser Kategorie ist allerdings gering (Abb. 57A). Für die Kategorie „GeoReg“ konnten 5 Probencluster identifiziert werden (Abb. 57B). Die GeoRegs Schwäbische Alb-Karst, Schwäbische Alb-Locker, und Donau-Iller-Lechplatten-Locker, die GeoRegs Östliche Eifel-Kluft, Niederrheinische Bucht Erft-Locker und Niederrheinische Bucht Rur-Locker sowie die GeoRegs Mecklenburgische Seenplatte-Locker (Ratzeburg) und Lüneburger Heide-Locker (Soltau) waren in ihrer Zusammensetzung so ähnlich, dass keine weitere Unterteilung erfolgte (Abb. 57D). Auch in diesem Baum wurden alle Grundwasserproben den jeweiligen Clustern richtig zugeordnet.

Tabelle 14 zeigt die Ergebnisse der durchgeführten IndVal-Analyse, insbesondere die Anzahl der gefundenen Indikator taxa je Probencluster. Auf eine detaillierte Aufschlüsselung wurde an dieser Stelle verzichtet, da wie bereits erwähnt im Rahmen dieser Untersuchungen keine Identifizierung und phylogenetische Zuordnung der bakteriellen Taxa (OTUs) erfolgte. Bei weiterführenden Untersuchungen

Probencluster	Anzahl der Indikator taxa (OTUs)
Kategorie „GeoReg“	
Al_K, Al_L, Dn_L	4
Dn_K	47
Ef_K, Er_L, Rr_L	31
Rt_L, Sl_L	54
Mt_L	34
Kategorie „Aquifer“	
Karst	9
Kluft	79
Lockergestein	20

Tab. 14: Anzahl der Indikator taxa aus der IndVal-Analyse.

könnten auf diese Art und Weise Indikatorbakterien (so weit vorhanden) identifiziert werden.

5.3 Invertebraten als Zeiger für eine biologische Bewertung

Die Fauna im Grundwasser ist, wie in Abschnitt B-4 bereits dargestellt, hinsichtlich der strukturellen Zusammensetzung ihrer Lebensgemeinschaften für eine biologische Bewertung von Grundwasserökosystemen geeignet. Insbesondere eignen sich die Invertebratengemeinschaften, um die Stärke des ökologisch relevanten Oberflächeneinflusses zu erfassen. Dadurch lassen sich Rückschlüsse auf die Vulnerabilität eines Grundwasserleiters zu. Die alleinige Voraussetzung für die Berücksichtigung der Stygo fauna ist eine Sauerstoffkonzentration, die über dem für eine Besiedlung mit Invertebraten kritischen Wert von 1 mg L^{-1} liegt. Das heißt, für Grundwasserlebensräume mit natürlicherweise reduzierten Bedingungen fällt die Fauna als Bewertungskriterium aus.

Bewährt für eine Bewertung hat sich die autökologische Zuordnung der Tiere im Grundwasser in stygobionte und nicht-stygobionte (stygophile, stygoxene) Arten. Das Verhältnis von Stygobionten zu Nicht-Stygobionten ist ein sensitives Kriterium für den Oberflächeneinfluss. Laut Hahn (2006) und anderen vergleichenden Studien zeigen unbesiedelte bis schwach besiedelte Grundwassersysteme, die ausschließlich von echten Grundwassertieren (also Stygobionten) besiedelt sind, einen fehlenden bis schwachen Oberflächeneinfluss an. Systeme mit einem erhöhten aber moderaten Oberflächeneintrag beherbergen bereits Gemeinschaften mit einer deutlich höheren Individuenzahl und Artenvielfalt. Die Lebensgemeinschaften werden jedoch nach wie vor von stygobionten Arten dominiert (> 50%), da die vorhandenen Ressourcen für Oberflächenarten nicht ausreichen und diese daher im Grundwasser keine stabilen Populationen ausbilden können. Anders verhält es sich in Grundwassersystemen oder Bereichen von Grundwasserleitern, die einem hohen Nährstoff- und Kohlenstoffeintrag ausgesetzt sind. In solchen Fällen sind die Lebensgemeinschaften von Oberflächenarten dominiert, die aufgrund der besseren Nahrungssituation und höheren Reproduktionsraten konkurrenzstärker gegenüber den ech-

ten Grundwasserbewohnern sind und diese verdrängen. Der Vergleich stygobionter und nicht-stygobionter Arten wurde, abgesehen von dem hier dargestellten Projekt (siehe auch Griebler et al. 2010; Stein et al. 2010) bereits in verschiedenen grundwasserökologischen Untersuchungen erfolgreich angewandt (z.B. Korbel und Hose 2011).

Ebenso lassen sich anhand der Anzahl von Crustaceen und Oligochäten, die einen großen Anteil der Lebensgemeinschaften im Grundwasser ausmachen, Aussagen über die Nahrungsversorgung sowie eine mögliche Belastung mit gelöstem (DOC) oder partikulärem organischen Material (POC) treffen. Aktuell gibt es in der Literatur dazu noch wenige konkrete Angaben. Korbel und Hose (2011) definieren ein weitgehend unbelastetes Grundwasser mit einem Crustaceenanteil von über 50%. Unseren Daten zufolge liegt dieser Anteil noch höher, bei über 70% (Tab. 15A & B). Im Gegensatz dazu sollten die Anteile von Oligochäten gering sein. Hohe Individuendichten von Oligochäten im Grundwasser weisen für gewöhnlich auf eine Störung des Systems hin (Gibert et al 2000, Moldovan et al. 2001). Korbel und Hose (2011) schlagen einen Oligochätenanteil von maximal 10% für unbelastete Grundwässer vor. Im Rahmen unserer Untersuchungen wurden Anteile bis etwa 31% für die einzelnen Untersuchungsgebiete gefunden (Tab. 15A & B). Ein Oligochätenanteil unter 20% scheint für nährstoffarme, oxische Grundwässer sinnvoll (Kapitel 4.4.1). Des Weiteren bieten sich die Taxa- bzw. Artenzahl (Richness) und die Diversität (Shannon-Index) als Bewertungskriterien für Grundwassersysteme an. Die Diversität der Invertebratengemeinschaften in Systemen mit geringem Einfluss liegt deutlich niedriger ($H' \leq 0,5$) als in Grundwässern, die einen maßgeblichen Oberflächeneintrag erfahren (Abb. 56E). Bei einer sehr starken organischen Belastung bzw. im Zusammenhang mit anderen ausgeprägten Störungen nimmt die Diversität wieder ab. Dann allerdings dominieren einige wenige tolerante Arten.

Typische Arten für die einzelnen Untersuchungsstandorte, Gebiete und Stygo regionen sind bereits in den vorangehenden Abschnitten B-3 und B-4 detailliert beschrieben.

Schritt 6: Ein Baukastensystem als erstes Bewertungsschema

Als letzter Schritt zu einem Bewertungsverfahren steht das Bewertungsschema bzw. -modell selbst. Eine übliche Form eines Bewertungssystems ist die Berechnung eines Index, der als Ergebnis eine dimensionslose Zahl hat. Dies erlaubt bei entsprechender Anpassung den Vergleich der Ergebnisse aus verschiedenen Indices bzw. deren Kombination. Für Oberflächengewässer haben sich verschiedene Organismengruppen, i.e. Fische (Karr 1981; Hughes et al. 1998; Barbour et al. 1999), Makrozoobenthos (Barbour et al. 1999, Klemm et al. 2003; Böhmer et al. 2004; Ofenböck et al. 2004; Vlek et al. 2004), Phytoplankton bzw. -benthos (Kelly & Whitton 1995; Coesel 2001), Makrophyten (Schaumburg et al. 2004), und damit verbunden, verschiedene Indices für die ökologische Zustandsbewertung als geeignet erwiesen (EG-WRRL 2000). Darauf aufbauend geht der Trend zu sogenannten „multimetrischen Indices“, ein Ansatz, der erstmals von Karr (1981) vorgeschlagen wurde. Die Idee, die dahinter steht, ist einleuchtend. Die Kombination einzelner Charakteristika (z.B. Artenzahl, Diversität, sensitive vs. tolerante Arten, trophische Ebenen bzw. Ernährungstypen) zu einem gemeinsamen multimetrischen Index ergibt ein Plus an Information und ein zuverlässigeres Bewertungsergebnis, als es ein Einzelparameter leisten kann (Hering et al. 2006). Vor allem die geschickte Kombination von Indikatoren verschiedener Kategorien (vgl. mit den Ökosystemebenen, siehe Abschnitt B-1, Abb. 4 & 6) erlaubt es, den Status eines Ökosystems

umfassender abzubilden (Klemm et al. 2003; Hering et al. 2004; Ofenböck et al. 2004).

Indices, wie sie für Oberflächengewässer entwickelt wurden, sind aus mehreren Gründen nicht für Grundwasser-Ökosysteme anwendbar. In erster Linie fehlen viele der Indikatorgruppen schlichtweg im Grundwasser. Aus der Reihe der höheren Organismen kann einzig die Invertebratenfauna für eine Bewertung herangezogen werden – dies aber nur unter Berücksichtigung ausgeprägter biogeographischer Muster, der großen Anzahl endemischer und kryptischer Arten und der Einschränkungen in Grundwässern mit niedrigen Sauerstoffkonzentrationen bzw. anoxischen Verhältnissen. Zudem gibt es noch Wissenslücken zur Autökologie und Sensitivität individueller Arten.

6.1 Referenzwerte

Auf Basis der vorliegenden Ergebnisse und unter Berücksichtigung belastbarer Erkenntnisse aus der Literatur sowie wissenschaftlichen Erfahrungen der Autoren wurden die wichtigsten mikrobiologischen und faunistischen Charakteristika von natürlichen, ungestörten, ökologisch intakten Grundwasserökosystemen in den Tabellen 15–17 zusammengefasst. Ein ökologisch intakter Grundwasserleiter im Sinne des hier formulierten Leitbildes ist gegen Oberflächeneintrag gut abgeschirmt und führt in der Regel Grundwasser in Trinkwasserqualität. An dieser Stelle sei nochmals betont, dass es selbstverständlich auch natürliche und ökologisch intakte Grundwässer gibt, die erheblichen Oberflächeneinflüssen ausgesetzt sind, wie z.B. die Grundwasseroberfläche oder die Übergangszonen

	NRB: Rur- & Erftscholle	Östliche Eifel-Kluft	ADK-Karst	ADK-Alluvium	Ratzeburg	Sołtau	Obere Isar
Chemie							
Ammonium [mg L ⁻¹]	0,05–0,2	0,002–0,02	0,001–0,01	0,001–0,01	0,01–0,4	0,01–0,4	0,001–0,02
Nitrat [mg L ⁻¹]	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Kalium [mg L ⁻¹]	1,0–4,0	1,2–3,0	0,30–2,0	0,2–2,2	0,9–3,3	0,9–3,3	0,06–0,38
Schwermetalle	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV
Org. Fremdstoffe	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV
Fauna							
Taxazahl (MW)	3	-	1,56	3,38	-	0,79	1,5
Individuenzahl (MW)	35,75	-	21,22	12,63	-	2,96	2,12
Crustaceen-Anteil (%)	73,1	-	100	98,1	-	91,7	83,2
Oligochäten-Anteil (%)	26,9	-	0	1,9	-	8,3	16,8
Styg/Nicht-Styg* (%)	100/0	-	100/0	100/0	-	0/100	100/0
GFI (Min - Max)	0–1,81	-	0–2,64	0–6,62	-	0–2,56	0–5,52
Diversität _{Taxa} [H] (MW)	0,346	-	0,188	0,74	-	0,081	0,375
Mikrobiologie							
KBEs [mL ⁻¹]	35–350	-	1120–4620	108–1660	-	5–2010	200–1920
BA [Zellen mL ⁻¹]	3,0*10 ⁴ –1,3*10 ⁵	-	4,2*10 ³ –1,1*10 ⁵	4,3*10 ³ –3,1*10 ⁴	-	3,9*10 ⁴ –3,1*10 ⁵	3,1*10 ³ –9,3*10 ⁴
BKP [ng C L ⁻¹ h ⁻¹]	0,05–0,08	-	-	0,02–0,34	-	0,02–0,26	0,004–0,04
ATP [pM]	2,1–13,0	-	2,5–26,8	1,3–4,5	-	1,9–20,7	0,6–6,9
AOC [µg C L ⁻¹]	-	-	-	5,9–35,0	-	3,0–73,4	2,3–13,5
Shannon-Index [H']	3,4–3,8	-	2,9–3,2	1,8–4,2	-	3,5–4,2	2,5–4,3
Richness	93–125	-	51–161	48–138	-	94–161	28–142
Evenness	0,73–0,79	-	0,63–0,79	0,44–0,84	-	0,73–0,86	0,62–0,80

GFI = Grundwasserfaunaindex, Styg = Stygobionte, Crusta = Crustacea, * Verhältnis Styg/Nicht-Styg bezieht sich auf Crustacea, KBEs = koloniebildende Einheiten, BA = bakterielle Abundanz, BKP = bakterielle Kohlenstoffproduktion, AOC = assimilierbarer organischer Kohlenstoff.

Tab. 15: Referenzwerte(bereiche) für die untersuchten Grundwassersysteme nach Vorauswahl von Messstellen auf Basis hydrochemischer Präselektion (Rangstatistik; siehe Abschnitt B-4, Box 2).

	NRB: Rur- & Erftscholle	Östliche Eifel	ADK Karst	ADK Alluvium	Ratzburg	Soiltau	Obere Isar
Chemie							
Ammonium [mg L ⁻¹]	0,04–0,2	0,001–0,01	0,001–0,01	0,001–0,006	0,001–0,4	0,001–0,4	0,001–0,007
Nitrat [mg L ⁻¹]	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Kalium [mg L ⁻¹]	1,5–7,9	1,3–3,6	0,33–1,9	0,5–3,3	0,8–5,1	0,8–5,1	0,09–0,40
Schwermetalle	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV
Org. Fremdstoffe	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV	≤TrinkwV
Fauna							
Taxazahl (MW)	3,25	1,33	1,69	2,51	-	0,93	1,46
Individuenzahl (MW)	27,88	4,67	7,13	6,77	-	4,93	2,08
Crustaceen-Anteil (%)	71,9	100	98,1	86,6	-	68,8	84
Oligochaeten-Anteil (%)	28,1	0	1,9	13,4	-	31,2	16
Styg/Nicht-Styg (Crusta)	93/49	1/12	261/2	187/1	-	0/10	42/0
GFI (Min-Max)	0–5,65	0,16–3,74	0–4,65	0–6,62	-	0–2,56	0–5,52
Diversität _{taxa} (H')	0,639	0,137	0,356	0,62	-	0,045	0,351
Mikrobiologie							
KBEs [mL ⁻¹]	36–1022	370–1600	120–4210	149–3640	-	5–3150	200–2000
BA [Zellen mL ⁻¹]	2,7*10 ⁴ –1,2*10 ⁵	1,4*10 ⁴ –1,5*10 ⁵	5,6*10 ³ –1,2*10 ⁵	0,9*10 ³ –3,3*10 ⁴	-	3,7*10 ⁴ –3,3*10 ⁵	2,7*10 ³ –9,5*10 ⁴
BKP [ng C L ⁻¹ h ⁻¹]	0,05–0,40	0,14–0,19	0,01–0,55	0,02–0,45	-	0,02–0,20	0,004–0,046
ATP [pM]	1,2–13,0	7,2–39,3	0,7–26,8	1,2–8,5	-	1,8–23,5	0,4–8,6
AOC [µg C L ⁻¹]	2,4–17,1	-	2,7–26,5	4,0–35,0	-	1,5–113	2,0–16,3
Shannon-Index	3,5–4,2	4,0–4,2	2,2–3,6	2,1–3,9	-	3,7–4,2	2,5–4,3
Richness	93–163	119–163	46–144	45–124	-	88–166	26–144
Evenness	0,79–0,89	0,83–0,89	0,53–0,80	0,53–0,85	-	0,76–0,88	0,62–0,88

GFI = Grundwasserfaunaindex, Styg = Stygobionte, Crusta = Crustacea, * Verhältnis Styg/Nicht-Styg bezieht sich auf Crustacea, KBEs = koloniebildende Einheiten, BA = bakterielle Abundanz, BKP = bakterielle Kohlenstoffproduktion, AOC = assimilierbarer organischer Kohlenstoff.

Tab. 16: Referenzwerte(bereiche) für die untersuchten Grundwassersysteme nach Vorauswahl von Messstellen auf Basis hydrochemischer Präselektion (Komponentenseparation; siehe Abschnitt B-4, Box 2).

	Modell-Grundwasserleiter
Fauna	
Crustaceen-Anteil	≥ 70 %
Oligochaeten-Anteil	≥ 20 %
Stygobionten-Anteil (Crustaceen)	> 50 %
GFI ¹	≥ 3
Mikrobiologie	
KBEs [mL ⁻¹]	≤ 500
BA ² [Zellen mL ⁻¹]	Alluvium: ≤ 0,9 * 10 ³ bis 1,2 * 10 ⁵ Karst: 3 * 10 ³ bis 4 * 10 ⁵ Kluft: 4 * 10 ³ bis 1,5 * 10 ⁵
BKP [ng C L ⁻¹ h ⁻¹]	≤ 0,5
ATP gesamt ³ [pM]	≤ 30
ATP intrazellulär ⁴ [pM]	0,3–50
BSB ₅ [mg L ⁻¹]	≤ 1,5
E. coli [100mL]	0

Tab. 17: Mikrobiologische und faunistische Referenzwerte(bereiche) für einen hypothetischen unbelasteten Grundwasserleiter.

zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser (z.B. das Hyporheal von Fließgewässern). Für solche Standorte sind allerdings eigene Referenzbedingungen zu formulieren.

6.2 Berücksichtigung faunistischer Kriterien bei der ökologischen Bewertung

Die Berücksichtigung faunistischer Kriterien (z.B. Abundanz, Diversität, stygophile vs. stygoxene Arten) ist nicht in jedem

Fall sinnvoll und zielführend. So ist z.B. in weiten Gebieten Norddeutschlands selbst oberflächennahes Grundwasser meist sauerstofffrei und erlaubt daher kein dauerhaftes Vorkommen von Invertebraten im Grundwasser. Gleiches gilt für Lebensräume mit starken Verockerungen, die vielfach natürlicherweise auftreten und von den meisten Invertebraten gemieden werden. Die Abwesenheit von Tieren in solchen Grundwässern ist für sich betrachtet zunächst kein Zeichen für einen schlechten ökologischen Zustand.

Ein weiteres Beispiel sind energielimitierte nährstoffarme Einzugsgebiete, z.B. silikatische Waldlandschaften, oder gut abgedeckte (ausgeprägte Deckschicht, mächtige ungesättigte Zone), isolierte, sehr kohlenstoff- und nährstoffarme Grundwässer. Derartige Systeme sind natürlicherweise durch eine sehr geringe Individuendichte oder das vollständige Fehlen von Grundwassertieren charakterisiert. Auch in solchen Gebieten, deren Grundwasser sich durch sehr niedrige GFI-Werte auszeichnet, ist die zeitweilige oder auch dauerhafte Abwesenheit von Fauna kein Zeichen für einen schlechten ökologischen Zustand. Wurden daher bei einer Untersuchung Indikatorgrößen zur Grundwasserfauna (Tab. 15) berücksichtigt, muss noch vor Ermittlung der Güteklasse entschieden werden, ob diese Kriterien in die abschließende Bewertung mit einfließen sollen oder nicht. Diese Entscheidung kann sehr einfach mit dem Entscheidungsschlüssel in Abbildung 58 getroffen werden.

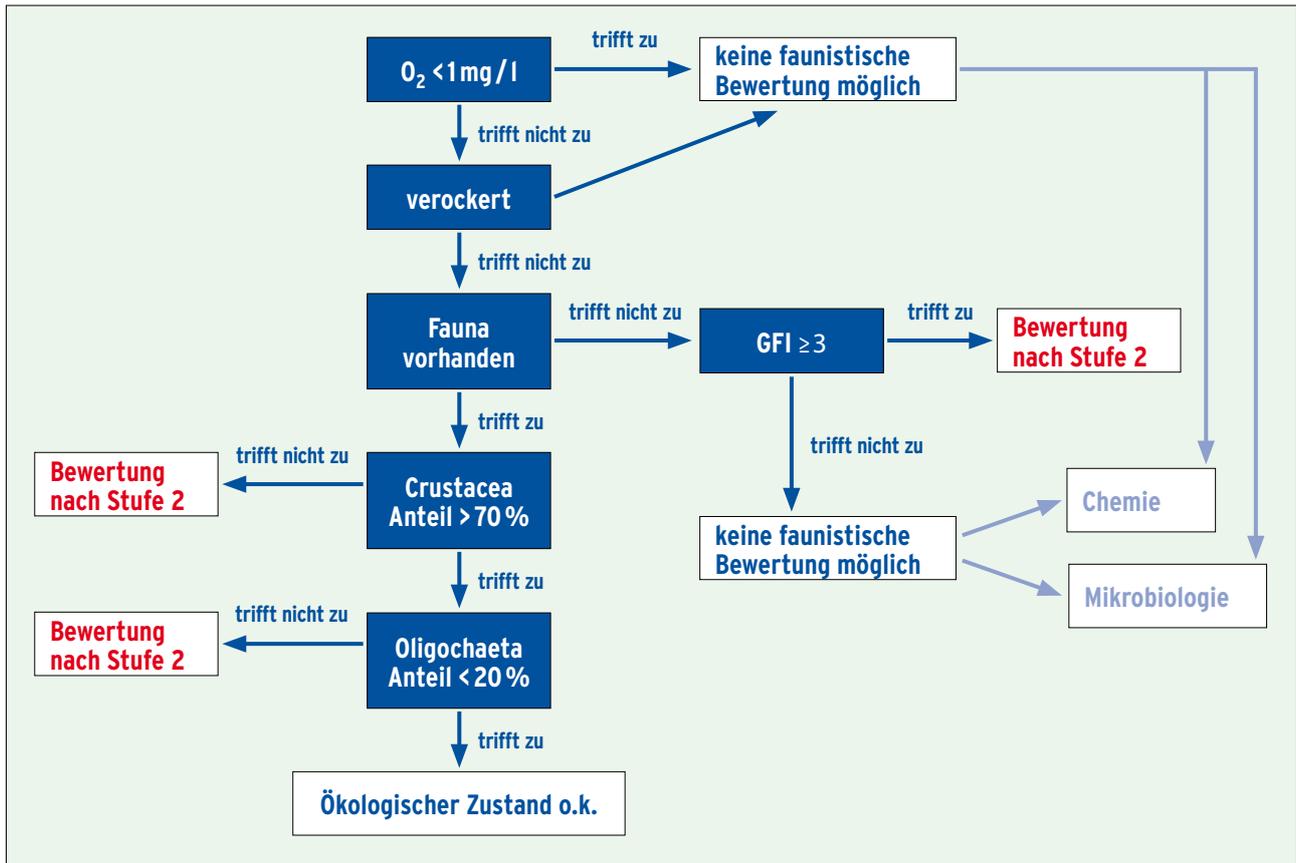


Abb. 58: Entscheidungsdiagramm zu Stufe 1 des abgestuften Bewertungsmodells für Grundwasserökosysteme (siehe Abb. 60): Ökologische Bewertung von Grundwassersystemen anhand der Fauna.

6.3 Ein erstes Bewertungskonzept

Das zunächst entwickelte Konzept sah vier Bewertungssäulen – einen physikalisch-chemischen Index und drei multimetrische ökologische Indices – vor. Die Ergebnisse aus diesen Säulen sollten in eine gemeinsame Bewertung einfließen (Abb. 59).

Dieses erste Konzept wurde jedoch im Zuge der Projektarbeiten zugunsten eines neuen zweistufigen Bewertungskonzepts, welches alle zuvor genannten vier Säulen berücksichtigt und in einem Index vereint (Abb. 60), verworfen.

Der zweistufige jetzt vorgeschlagene Ansatz trägt dem Umstand Rechnung, dass eine erste vergleichsweise einfache orientierende Bewertung (Stufe 1) dem z.B. Mitarbeiter eines technischen Büros oder Wasserwerks möglich sein soll, während für eine Bewertung nach Stufe 2 Fachleute benötigt werden.

In Stufe 1 des vorgeschlagenen Bewertungsschemas kann, wie zuvor angesprochen, der geschulte Laie – Voraussetzung sind Grundkenntnisse in Mikrobiologie und Zoologie – eine erste Bewertung des ökologischen Zustands durchführen. Dies geschieht auf Basis einer nur kleinen Anzahl an Messgrößen bzw. Kriterien, die zusammen mit den dafür typischen Richtwerten aus einer Tabelle ausgewählt werden können (Tab. 15–17). Diese erste Bewertungsstufe sieht insgesamt

fünf Kriterien vor, von denen zumindest drei biologische/ökologische Indikatorgrößen auszuwählen sind, um ein belastbares Ergebnis zu erhalten. Weicht das Ergebnis von einem sehr guten bzw. guten Zustand ab, das heißt, fällt ein biologischer/ökologischer Indikator deutlich aus dem Referenzbereich (Tab. 15–17), ist eine Bewertung nach Stufe 2 durchzuführen.

Für eine Bewertung nach Stufe 2 des Verfahrens ist die Zusammenarbeit mit Experten (Grundwasserökologen, Mikrobiologen) vorgesehen. Aus der Liste vorgeschlagener Indikatoren (Tab. 15 und 16) muss eine Mindestanzahl an Kriterien so ausgewählt werden, dass die drei Ökosystemebenen „Funktion“, „Organisation“ und „Stress“ (Abb. 6) bzw. Kriterien der drei Kategorien (1) physikalisch-chemische, (2) mikrobiologische und (3) faunistische Messgrößen (Tab. 15 und 16) gleichermaßen berücksichtigt werden. Empfohlen wird, zumindest zwei Kriterien einer jeden Kategorie auszuwählen. Im Unterschied zu Stufe 1, werden in Stufe 2 Referenzwerte für die einzelnen Kriterien an lokalen – sofern vorhanden – Referenzstandorten bzw. -messstellen ermittelt. Als Referenzen können zum Beispiel Messstellen der Gütemessnetze der Bundesländer dienen oder solche Messstellen, die fern einer bekannten und möglichen anthropogenen Störung liegen. Als Referenz ist hier Grundwasser definiert, das gut geschützt und höchstens einem schwachen Oberflächeneinfluss ausgesetzt ist. Es wird vorausgesetzt, dass Referenzproben die in Abschnitt B-4 zusammengefassten Referenzbedingungen

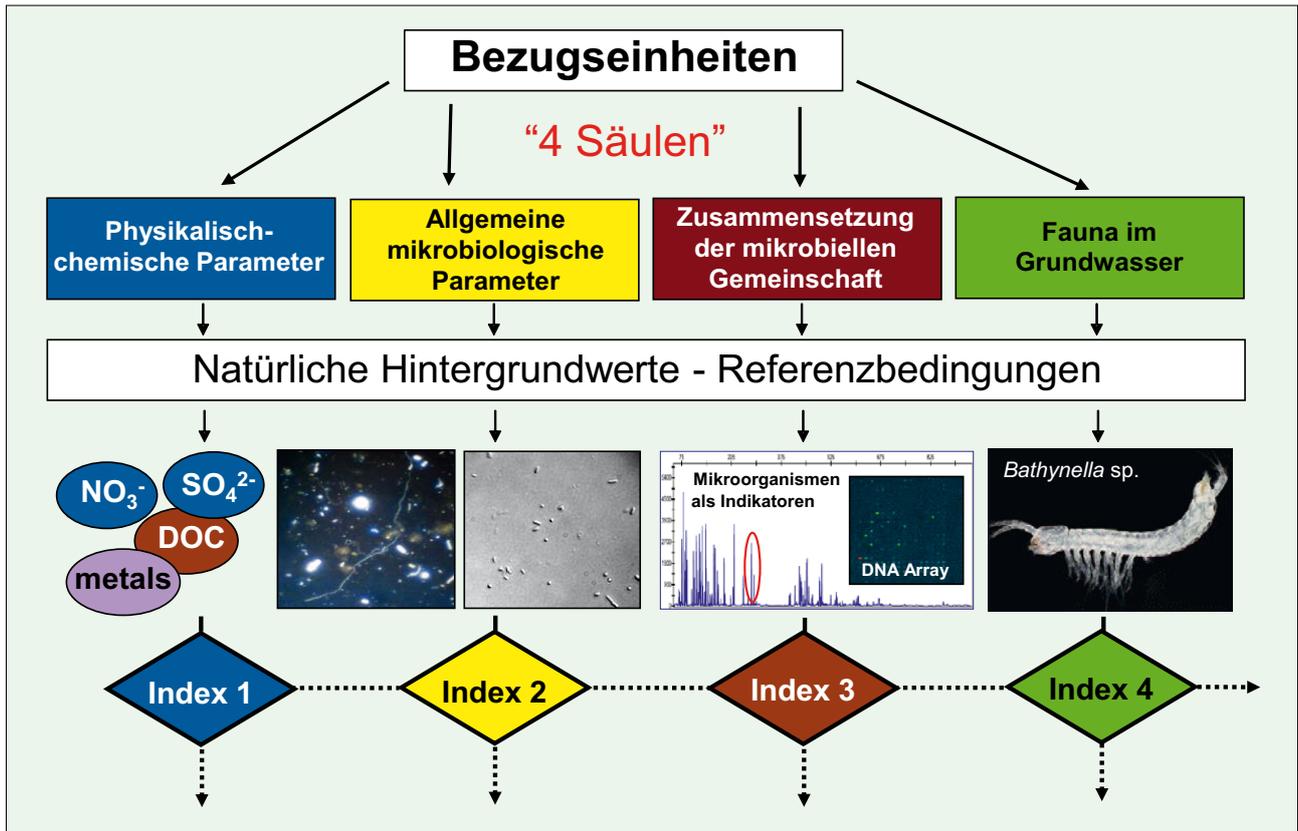


Abb. 59: Modell 1: Vier Säulen einer ökologischen Bewertung von Grundwasserökosystemen (verändert nach Steube et al. 2009).

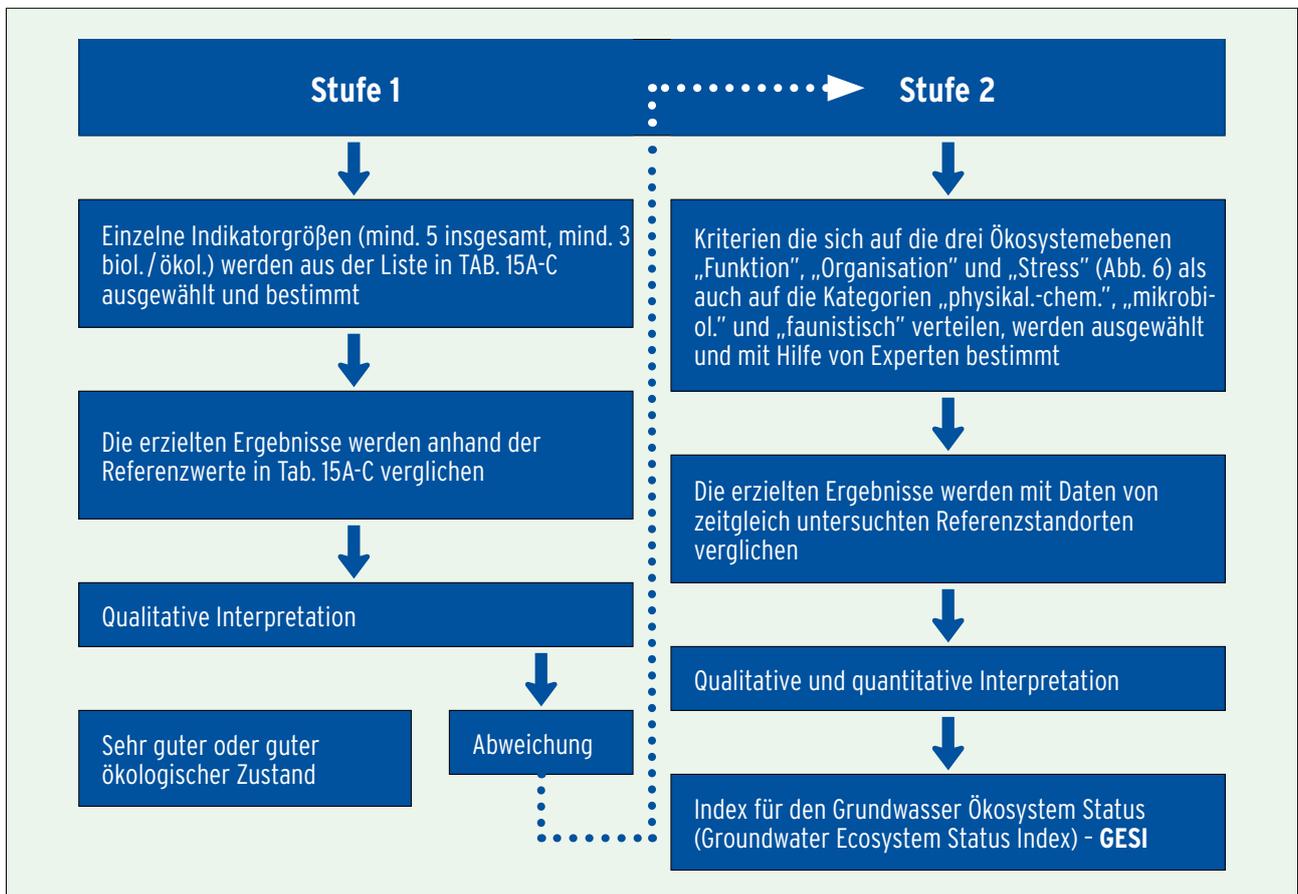


Abb. 60: Abgestuftes Bewertungsmodell für Grundwasserökosysteme (in Anlehnung an Korbelt & Hose 2011).

Güteklasse	Ökologischer Zustand	Bemerkung
1	sehr gut	keine anthropogene Störung feststellbar, Übereinstimmung mit der Situation in Referenzmessstellen
$\geq 0,8 - < 1$	gut	die Abweichung vom Referenzzustand ist marginal und/oder nur zeitweilig gegeben
$\geq 0,6 - 0,8$	mäßig beeinträchtigt	die Abweichung vom Referenzzustand ist als gering einzuschätzen
$\geq 0,4 - 0,6$	beeinträchtigt	deutliche Abweichung von einer Referenzsituation
$\geq 0,2 - 0,4$	stark beeinträchtigt	starke anthropogene Störung feststellbar, Abweichung von der Referenzsituation in den meisten der ausgewählten Parametern
0-0,2	schlecht	starke anthropogene Störung feststellbar, Abweichung von einer Referenzsituation in allen oder beinahe allen ausgewählten Parametern

Tab. 18: Ökologische Güteklassen für Grundwasserökosysteme. Berechnung der Güteklassen mittels Groundwater Ecosystem Status Index (GESI).

erfüllen. Da sich Grundwässer in ihrer Beschaffenheit regional deutlich unterscheiden können, dürfen die Referenzwerte aus den Tabellen 15–17 bzw. Werte aus der Literatur nur in Ausnahmefällen für eine Bewertung herangezogen werden. Der hypothetische Grundwasserleiter dient allein zur Orientierung.

6.4 Güteklassen für Grundwasserökosysteme

In Tabelle 18 ist ein erster Vorschlag für sechs Güteklassen für Grundwasserökosysteme zusammengefasst. Die Güteklassen wurden in Anlehnung an die für Oberflächengewässer definierten Güteklassen festgelegt. Sie berechnen sich aus dem Groundwater Ecosystem Status Index (GESI), der in den folgenden Abschnitten beschrieben wird.

Wie ermittelt man den Grundwasserökosystem-Status?

Die Intention der Projektpartner war, einen Index zu entwickeln, der wesentliche abiotische (Stressoren) und biotische Indikatorgrößen kombiniert. Das zweistufige Verfahren sieht vor, dass in Stufe 1 eine erste qualitative Abschätzung vorgenommen und in Stufe 2 eine quantitative Bewertung in Form einer ökologischen Güteklasse (Tab.18) getroffen wird. Im Detail heißt das, falls es in Stufe 1 bei einem der ausgewählten biologischen / ökologischen Indikatoren oder bei den abiotischen Stressoren zu einer deutlichen Abweichung vom Referenzwert bzw. -wertebereich kommt, ist der sehr gute ökologische Zustand und potenziell auch der gute ökologische Zustand nicht gegeben. Dies ist eine rein qualitative Beurteilung, die konsequenterweise eine weitere Bewertung nach Stufe 2 nach sich ziehen muss.

Berechnung eines ökologischen Index (GESI-Index)

Während in Stufe 1 allgemeine Richtwerte abgefragt werden, bedarf es für Stufe 2 klar definierter, standörtlicher Referenzen. Solche Leitbilder sind für die chemischen Parameter zum Teil verfügbar (Kunkel et al. 2004; Wagner et al. 2011), müssen aber für Mikrobiologie und Fauna noch definiert werden. Im Rahmen dieses Vorhabens war dies nicht zu leisten. Die von uns ermittelten Referenzwerte können nur einen ersten Anhaltspunkt für die untersuchten Gebiete liefern. Wie bereits im vorangehenden Abschnitt

erläutert, müssen in Stufe 2 Kriterien (mind. je zwei) aus den drei Ökosystemebenen (Funktions-, Organisations- und Stressebene; Abb. 4 und 6) und gleichzeitig physikalisch-chemische, mikrobiologische und faunistische Kriterien ausgewählt werden. Insgesamt sind also mindestens sechs Kriterien zu berücksichtigen. Die Ergebnisse werden mit den Daten von Referenzstandorten verglichen. Die Auswertung in Stufe 2 erfolgt quantitativ über den von uns vorgeschlagenen Grundwasserökosystem Status Index (engl. Groundwater Ecosystem Status Index; GESI). Ausschlaggebend ist die Anzahl der Abweichungen. Gibt es keine Abweichung, d.h. spiegeln alle ausgewählten Kriterien die Referenzbedingungen wider, ergibt sich als Ergebnis automatisch eine 1 (= sehr guter ökologischer Zustand). Kommt es bei einem oder mehreren Indikatoren zu Abweichungen vom Referenzzustand, wird der ökologische Zustand wie folgt errechnet:

$$\text{GESI} = \text{Ppos} / \text{Ptot}$$

GESI = Groundwater Ecosystem Status Index

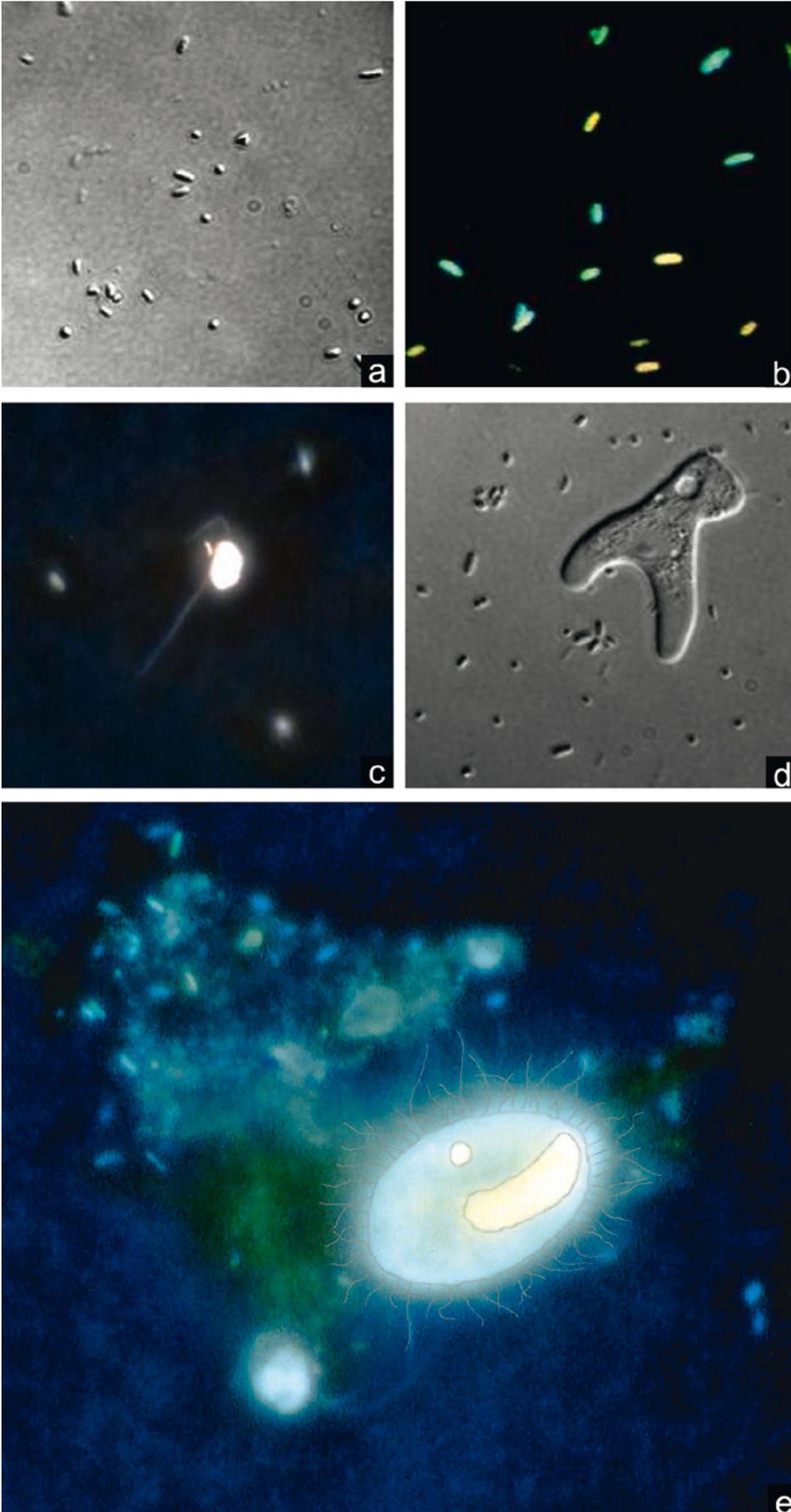
P = Parameter (=Messgröße)

pos = Anzahl referenzwertiger Parameter (engl. positive)

tot = Anzahl berücksichtigter Parameter gesamt (engl. total)

Die Anzahl der Messgrößen, die den Referenzwert treffen (Ppos), wird durch die Gesamtzahl an ausgewählten und bestimmten Messgrößen geteilt (Ptot). Der Quotient ergibt die Güteklasse (Tab.18).

Das in diesem Kapitel vorgestellte Bewertungsmodell ist zunächst nur ein erster Entwurf. Dieses Modell wird zukünftig an verschiedenen Standorten auf seine Anwendbarkeit geprüft und, falls notwendig, entsprechend modifiziert.



Die mikrobielle Gemeinschaft in Grundwasserökosystemen: (a, b) Bakterien (0,5-3 μm), (c) heterotropher Nanoflagellat (5 μm), (d) Amöbe (30 μm), (e) peritricher Ciliat (25 μm), der an einem Aggregat aus Bakterien weidet (a, d - Phasenkontrastaufnahmen; b, c, e - fluoreszenzmikroskopische Aufnahmen; e - graphisch nachbearbeitet; Fotos: C. Griebler und K. Euringer, Helmholtz Zentrum München, Institut für Grundwasserökologie).

C

MÖGLICHKEITEN UND GRENZEN EINER ÖKOLOGISCHEN BEWERTUNG

Es besteht heute kein Zweifel mehr über die Sinnhaftigkeit biologischer Kriterien bei der Bewertung von Oberflächengewässern. Für die Anwendung ähnlicher Konzepte für Grundwasserökosysteme fehlt es jedoch noch an Akzeptanz. Die Realisierbarkeit und breite Einsetzbarkeit eines solchen Ansatzes will zuerst demonstriert und die anfallenden Zusatzkosten eines ökologischen Monitorings durch einen klaren Mehrwert der neuen Information gerechtfertigt werden. Dies ist kein einfaches Unterfangen, da die Grundwasserökologie nach wie vor nicht auf demselben Wissensstand ist wie die Ökologie von Oberflächengewässern.

Die Bewertung des ökologischen Zustands von Oberflächengewässern (vor allem Fließgewässer) wie sie aktuell in Deutschland, Europa und auch weltweit durchgeführt wird, blickt

auf eine Entwicklung von über 100 Jahren zurück (Feld et al. 2005). Dieser Zeitraum war vor allem aber notwendig, um genügend Information über die Autökologie der Organismen und die Sensitivität potentieller Bioindikatoren, z.B. innerhalb des Makrozoobenthos und der Fische, zu sammeln. Heute beruht die Bewertung auf einem umfangreichen Arteninventar und einer geeigneten Typologie der Gewässer. Eine vergleichbare Typologie für Deutschlands oder Europas Grundwasserökosysteme zu etablieren, wird entsprechend Zeit in Anspruch nehmen.

1.1 Paradigmenwechsel in der Grundwasserökologie

Die Grundwasserökologie war lange Zeit eine Disziplin, die sich vorwiegend mit der Entdeckung und Beschreibung neuer „skurriler“ Lebensformen (z.B. Grottenolm in Europa) sowie deren Evolution und Verbreitung beschäftigte. Brehm (1908) bezeichnete diese Art Forschung einst treffend die „Forschung ungewöhnlicher Lebensbezirke“. Viele Arten, die beschrieben wurden, gehören alten phylogenetischen Abstammungslinien an, deren ehemalige Verwandte an der Oberfläche vor allem seit dem Eiszeitalter ausgestorben waren. Die Wissenschaft war daher besonders von Reliktformen und lebenden Fossilien fasziniert (Thienemann 1950). Erst in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden

erste Ökosystemkonzepte für Grundwasserlebensräume entworfen bzw. übernommen und ausgewählte Grundwassersysteme interdisziplinär in Zusammenarbeit mit Hydrogeologen untersucht. Dazu reihten sich in der Folge weitere Paradigmenwechsel innerhalb der Grundwasserökologie. Vor allem die Einbindung moderner ökologischer Konzepte mit Blick auf die Biodiversität und die Berücksichtigung sozioökonomischer Aspekte in der Forschung führten zu einer modernen Grundwasserökologie (Danielopol und Griebler 2008). Diese nimmt sich heute vieler angewandter Fragestellungen wie dem Schutz der Ressource Trinkwasser und der Umweltverträglichkeit moderner Technologien (z.B. Geothermie) an, um nur zwei Beispiele zu nennen. Aus Sicht der Grundwasserökologie ist also die Entwicklung, Etablierung und Implementierung eines ökologisch orientierten Bewertungskonzepts für Grundwassersysteme längst überfällig.

In den letzten zehn Jahren hat es einen enormen Wissenszuwachs zum Thema Grundwasserökologie gegeben. Insbesondere betrifft das die Biodiversität der Grundwasserinvertebraten (Stygofauna). Wegweisend war hier vor allem das EU-Projekt PASCALIS (Protocol for the Assessment and Conservation of Aquatic Life in the Subsurface). Im Rahmen von PASCALIS untersuchten Wissenschaftler aus Belgien, Frankreich, Italien, Portugal, Slowenien und Spanien die Verbreitung und Diversität der Grundwasserfauna in den genannten Ländern. Die wesentlichen Ergebnisse wurden in einem Sonderband der Zeitschrift *Freshwater Biology* veröffentlicht (Gibert & Culver, 2009). Dieses Projekt und andere aktuelle Arbeiten unterstreichen, dass Grundwassersysteme keine „biologischen Wüsten“ (Boulton, 2009) sind, sondern mancherorts eine enorme Biodiversität innerhalb der Stygofauna aufweisen (z.B. Culver & Sket, 2000; Danielopol et al., 2000; Danielopol & Pospisil, 2001; Eberhardt et al., 2009; Humphreys, 2009). Wie Boulton in seinem Editorial für die Zeitschrift „*Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*“ treffend bemerkt (Boulton, 2009), kann man eine allgemeine Abwehrhaltung gegenüber der Berücksichtigung ökologischer Parameter (gemeint ist in dem Artikel die Fauna) feststellen, da dies zusätzliche Kosten verursacht und Expertenhilfe verlangt. Nur im Rahmen wissenschaftlicher Projekte und dort wo es gesetzliche Auflagen verlangen (z.B. Umweltverträglichkeitsprüfungen in Australien; EPA, 2003) wird die Ökologie berücksichtigt. Ähnlich wie Boulton die Situation für Australien beschreibt, ist sie auch in Europa, wobei Deutschland zunehmend eine Sonderstellung einnimmt. Schon zwei Bundesländer ließen eine landesweite Erhebung der Grundwasserfauna durchführen, Baden-Württemberg und Sachsen-Anhalt (Fuchs 2007, Matzke et al. 2009). Sowohl Baden-Württemberg als auch Sachsen-Anhalt führen diese Aktivitäten in einem reduzierten Dauermonitoring fort. Im Fall von Baden-Württemberg werden aktuell auch erstmals einige mikrobiologische Parameter erhoben. Vor zwei Jahren hat auch das Bundesamt für Umwelt (BAFU) in der Schweiz damit begonnen, 50 Referenzmessstellen mikro-

biologisch zu charakterisieren (Pronk et al. 2010; BAFU, M. Sinreich, persönl. Mittl.).

Es besteht wissenschaftlich heute kein Zweifel mehr, dass man, ähnlich wie in Oberflächengewässern, Organismen aus dem Grundwasser für eine ökologische Bewertung heranziehen kann. Die großen Unsicherheiten und Einschränkungen für ein national bzw. international anwendbares Bewertungskonzept ergeben sich aus dem noch immer lückenhaften Wissen zur Autökologie der bisher bekannten Gruppen und Arten im Grundwasser, dem weitgehenden Fehlen ubiquitärer Arten und der vielerorts geringen Abundanz der Grundwasserinvertebraten. Die Frage, ob ein vergleichbarer Ansatz wie er für Oberflächengewässer verfolgt wird, fürs Grundwasser sinnvoll ist, ist daher zunächst berechtigt. Flächendeckende Informationen zur Zusammensetzung von Grundwassergemeinschaften fehlen größtenteils noch. Für Deutschland gab es zu Beginn der hier zusammengefassten Untersuchungen im Jahr 2007 nur aus den Bundesländern Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz umfangreiche, vergleichbare Informationen zur Grundwasserfauna (Steenken 1998; Matzke 2005, Fuchs 2007; Hahn 2005). Ähnlich dünn ist die Datenlage für die Mikrobiologie anthropogen gering oder nicht beeinflusster Grundwässer. Dennoch hat man nicht nur in Deutschland bereits seit längerem Überlegungen angestellt, die mikrobiellen Gemeinschaften im Grundwasser (Goldscheider et al. 2006; Griebler et al. 2006; Griebler und Lüders 2006; Hunkeler et al. 2006; Pronk et al. 2009; Griebler und Lueders 2009; Korbil und Hose 2011) und desgleichen in Oberflächengewässern (Pearl et al. 2003; Solé et al. 2008; Lear et al. 2009) für eine Bewertung der Wasserqualität und des Ökosystemzustands heranzuziehen. Diese modernen Bewertungsansätze gehen weit über den traditionellen bakteriologischen Nachweis von Fäkalbakterien und *E. coli* hinaus. Sie analysieren die Biomasse, Aktivität und Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften in Hinblick auf anthropogene Einflüsse und Störungen.

1.2 Das Konzept der Zeigerarten

Eine ökologische Bewertung erfolgt häufig auf Basis von Indikatorarten. Das Verhalten ausgewählter Indikatorarten wird in diesem Fall stellvertretend für die natürliche Gemeinschaft beobachtet. Voraussetzung ist entsprechendes Wissen über deren Autökologie und Sensitivität gegenüber spezifischen Störungen. In vielen Fällen sind Indikatorarten ohne Zweifel geeignet, um spezifische Störungen anzuzeigen. Nicht geeignet sind Indikatorarten jedoch, um auf das Schicksal aller anderen Arten zu schließen. Indikatorarten können sich aus Fokusarten (focal species), Schlüsselarten (keystone species), Schirmarten (umbrella species), Flaggschiffarten (flagship species), Exoten (exotic species) und besonderen Arten, die eine nur sehr eingeschränkte Verbreitung (z.B. endemische Arten) oder Nutzung von Ressourcen (resource-limited species) zeigen, rekrutieren. Für die Bewertung von Grundwasserökosystemen ist der

erfolgreiche Einsatz von individuellen Indikatorarten bisher nur eine Vision.

1.3 Gibt es Zeigerarten im Grundwasser?

Das Potenzial von Invertebraten im Grundwasser als ökologische Zeiger für anthropogene Einflüsse konnte in der Vergangenheit mehrfach demonstriert werden. Untersuchungen erfolgten in Zusammenhang mit dem Eintrag von Nährstoffen und ausgewählten Schadstoffen (Notenboom et al. 1995; Malard et al. 1996; Canivet et al. 2001; Scarsbrook & Fenwick 2003) als auch unter dem Aspekt veränderter Temperatur- und Sauerstoffbedingungen (Mösslacher 1998, 2000; Brielmann et al. 2009, 2011). Die Fauna konnte auch herangezogen werden, um Informationen zur Porosität und Sedimentstruktur in Grundwasserleitern zu gewinnen (Mösslacher 1998; Paran et al. 2004).

Eine Vision zu Beginn des Projektes, nämlich erste Zeigerarten innerhalb der Grundwasserfauna zu identifizieren, die ganz bestimmten Störungen zuzuordnen sind, konnte nicht in die Realität umgesetzt werden. Bei den Invertebraten hatte dies mehrere Ursachen. Wie bereits erwähnt, fehlt es an ubiquitär verbreiteten Arten. Die Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna sind durch erdgeschichtliche Ereignisse, geologische und biogeographische Besonderheiten sowie die geringe Ausbreitungspotenz geprägt. Die Vergletscherungen der letzten Eiszeiten haben zu einem ausgeprägten Endemismus bei vielen Grundwasserarten geführt. Während in weiten Bereichen Mitteleuropas die Grundwasserarten die Eiszeiten nicht überlebt haben, konnten in den eisfrei gebliebenen Mittelgebirgsregionen tertiäre Grundwasserinvertebraten überleben. Diese blieben aber auch aufgrund der geringen Ausbreitungstendenz sowie geographischer Barrieren nach den Vergletscherungen weitgehend isoliert. Zusammenfassend bedeutet das, dass es praktisch keine echten Grundwasserarten gibt, die großräumig verbreitet sind.

Hinzu kommt das Problem so genannter kryptischer Arten. Darunter versteht man Arten, die einander zwar morphologisch, d.h. im Körperbau, sehr ähnlich sind, deren Teilpopulationen sich genetisch aber so stark unterscheiden, dass man bereits von eigenen Arten sprechen muss – möglicherweise auch mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen. Letzteres heißt, dass es sich auch bei den scheinbar weit verbreiteten Arten in Wirklichkeit wahrscheinlich um mehrere Arten mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen handelt. Ein Beispiel dafür ist die Artengruppe *Diacyclops languidoides* – die einzige Artengruppe, die in dieser Studie deutschlandweit gefunden wurde.

Ein weiteres Problem stellt das fehlende Wissen um die Autökologie der bekannten Arten (vorwiegend Crustaceen) dar. Erste Hinweise, die sich aus der Evaluierung der Zusammenhänge zwischen einzelnen Arten und Stressoren mittels multivariater Statistik ergeben haben, konnten im

Rahmen dieses Projektes nicht weiter verfolgt werden. Aus anderen Studien weiß man um die Sensitivität einzelner Crustaceengruppen gegenüber Schadstoffeinflüssen, während Nematoden und Oligochäten toleranter scheinen, bzw. gerade bei organischen Verunreinigungen in ihrer relativen Abundanz zunehmen (z.B. Matzke et al. 2005). Die Identifizierung einzelner Indikatorgruppen bzw. -arten für spezifische Störungen scheint mittelfristig möglich. Als illusorisch erscheint es uns jedoch, Indikatorarten zu finden, die häufige Kontaminationen durch Nährstoffe wie Kalium, Nitrat und Phosphat anzeigen, da diese Stoffe in den im Grundwasser üblicherweise angetroffenen Konzentrationsbereichen keinen direkten Effekt auf die bisher getesteten Invertebraten zeigen. Allerdings können Invertebraten als indirekte Indikatoren genutzt werden, da der Eintrag von Kontaminanten ins Grundwasser stets über infiltrierendes Oberflächenwasser erfolgt, der durch nicht-stygobionte Arten angezeigt wird.

Ähnlich wie für die Fauna im Grundwasser konnte das große Potenzial mikrobieller Kenngrößen als Indikatoren für die Evaluierung anthropogener Einflüsse bereits wiederholt gezeigt werden (Pearl et al. 2003; Grandlic et al. 2006; Solé et al. 2008; Lear et al. 2009; Lear & Lewis 2009; Korbel & Hose 2011). Die Identifizierung von Zeigerarten innerhalb der Mikroorganismen im Grundwasser ist - sieht man von bekannten pathogenen Mikroorganismen ab - ebenso visionär wie für die Fauna. Vielen Schadstoffen, vor allem den Spurenschadstoffen aus der Landwirtschaft (z.B. Pestizide), können zum aktuellen Zeitpunkt keine sensitiven mikrobiellen Indikatorarten bzw. Kenngrößen zugeordnet werden. Durchaus konnten erste Indikatorandidaten innerhalb der Bakterien für verschiedene anthropogene Einflüsse identifiziert werden (siehe auch Stein et al. 2010). Diese waren jedoch von Untersuchungsgebiet zu Untersuchungsgebiet unterschiedlich. Im Jahr 2009 war nur ein einziges Taxon in allen Proben zu finden. Zudem erwies sich eine phylogenetische Identifizierung der bakteriellen Taxa (OTUs) im Rahmen dieses Projektes zeitlich nicht durchführbar und letztendlich auch nicht zielführend. Und obwohl uns heute alle notwendigen molekularbiologischen Werkzeuge zur Verfügung stehen, um die mikrobiellen Gemeinschaften detailliert zu analysieren, spricht die große genetische Vielfalt in der Umwelt im Zusammenspiel mit einer enormen funktionellen Redundanz eindeutig gegen das Konzept der Zeigerarten für Mikroorganismen. Es ist anzunehmen, dass es für jede Störgröße ortsspezifische Zeigerarten gibt, ein Umstand, der ein flächendeckendes Monitoring deutlich erschweren würde. Erfolgsversprechender scheint jedoch die Analyse von mikrobiellen Gemeinschaften auf dem Niveau funktioneller Gruppen (Stein et al. 2010). Für eukaryotische Mikroorganismen (Protozoen, Pilze) scheint eine ökologische Bewertung mittels Zeigerarten und -gruppen möglich (z.B. Berger et al. 1997; Foissner 1999). Vertreter dieser Gruppen im Grundwasser sind bisher jedoch wenig untersucht (Arndt 2012).

1.4 Integrierende Kriterien und Indikatoren

Wie dieser Bericht in verschiedenen Abschnitten erläutert, sind integrierende physikalisch-chemische (DOC, AOC, CSB) und mikrobiologische Kriterien (Gesamtbakterienzahl, ATP, bakterielle Diversität) bzw. mit Einschränkungen auch faunistische Kenngrößen (Anteil stygobionter Invertebraten, Anteil von Crustaceen und Oligochäten) sehr tauglich für eine ökologische Bewertung des Ökosystemzustands. Wichtig zu beachten bleibt jedoch, dass sich die meist energielimitierten Grundwasserlebensräume in vielerlei Hinsicht von Oberflächengewässern unterscheiden. Ihre Besonderheiten und die ihrer Bewohner sind bei der ökologischen Beprobung und Bewertung zu berücksichtigen.

Die Fauna im Grundwasser hat das Potenzial, vor allem die Stärke des Oberflächeneinflusses, sowohl durch die Verbindung zu einem Oberflächenwasser als auch durch den Einfluss von Niederschlag und Sickerwasser bzw. der Landnutzung, anzuzeigen. Steuernde Faktoren sind hier das Nährstoff- bzw. Kohlenstoffangebot und der Sauerstoff. Die chemische Zusammensetzung des Wassers (z.B. Gehalt an An- und Kationen bzw. verschiedenen Salzen) ist nach heutigem Wissen von nur geringem Einfluss auf die Zusammensetzung der Fauna im Grundwasser.

Ähnlich wie für die Fauna ist auch für Mikroorganismen die Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff und Nährstoffen sowie von geeigneten Elektronenakzeptoren ein steuernder Parameter. Zusätzlich reagieren viele Mikroorganismen empfindlich auf Veränderungen in der Wasserbeschaffenheit (Temperatur, pH, Salzgehalt, etc.). Ihre zusätzlichen Vorteile als Indikatoren liegen in ihrer ubiquitären Verbreitung und den vergleichsweise kurzen Generationszeiten. Störungen im System als auch dessen Erholung nach einer Störung werden demnach zeitnah angezeigt. Vielzellige Tiere können nur dort dauerhaft überleben, wo die Sauerstoffkonzentrationen dauerhaft über 1 mg L⁻¹ liegen. Damit eignet sich die Fauna nur in Systemen zur Bewertung, die natürlicherweise oxisch sind. In Gebieten wie der norddeutschen Tiefebene mit ihren weitestgehend sauerstofffreien Grundwässern entfällt meist eine faunistisch begründete Bewertung. Bakterien dagegen können überall als Zeiger angewandt werden.

Zahlreichen in den letzten zwei Jahrzehnten veröffentlichten wissenschaftlichen Beiträgen zur Verwendung von Grundwasserorganismen als Bioindikatoren folgten in den letzten Jahren auch erste Vorschläge für eine Typologie von Grundwasserökosystemen (Botoseanu 1986; Hahn 2006; Tomlinson und Boulton 2008; Hahn 2009; Griebler et al. 2010).

1.5 Auf welcher räumlichen Ebene soll eine Bewertung stattfinden?

Auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen (siehe Abschnitt B-3, Abb. 30) wirken unterschiedliche Umwelteinflüsse auf die Lebensgemeinschaften des Grundwassers. Entsprechend

sind bei der Ableitung von Referenzbedingungen und einer nachfolgenden ökologischen Bewertung die räumlichen Skalen zu berücksichtigen. Ein wesentliches Ergebnis der vorliegenden Untersuchungen war die Bestätigung, dass auf der überregionalen Skala, d.h. auf nationaler Ebene, aufgrund ausgeprägter biogeographischer Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna, eine neue Typologie für „Grundwasserlandschaften“ benötigt wird. Da die Organismengemeinschaften im Untergrund anderen Faktoren als dem Klima, der Position von Einzugsgebieten und Wasserscheiden etc. folgen, sind vorhandene Typologien, wie etwa die Bioregionen für die aquatische Fauna nach Illies (1978), die naturräumlichen Großlandschaften nach BfN (2008), oder die hydrogeologischen Bezugsflächen nach Kunkel et al. (2004) nicht tauglich. Basierend auf den Ergebnissen dieses Projekts wird die Ausweisung von vier Stygo-Regionen für die Grundwasserfauna in Deutschland vorgeschlagen. Eine Bewertung des ökologischen Zustands von Grundwasserlebensräumen kann auf dieser Ebene allerdings nicht erfolgen. Die Gliederungsebene der GeoRegs (Georegion = Kombination aus Grundwasserleitertyp und Naturraum) bzw. der Naturraumgruppe hat sich für manche der Untersuchungsgebiete bewährt. An einzelnen Standorten waren die gemeinsamen Charakteristika dieser Kategorien von den lokalen Gegebenheiten noch überlagert. Die eigentliche Bewertung muss also auf der standörtlichen Ebene (lokal) durchgeführt werden. Sowohl für die Fauna als auch für die Mikrobiologie sind standörtliche Verhältnisse, z.B. lokale Interaktionen mit Oberflächengewässern oder mit gewässerunabhängigem Sickerwasser entscheidend.

1.6 Natürliche Hintergrundwerte für ausgewählte mikrobiologische Parameter

In Anlehnung an die Ableitung von natürlichen Hintergrundwerten für die hydrochemische Grundwasserbeschaffenheit haben wir versucht, erste Hintergrundwerte bzw. Wertebereiche für biologische, vor allem mikrobiologische Kriterien, zu ermitteln. Diese müssen als Richtwerte („best-guess“; Boulton 2009) verstanden werden. Statistisch sind diese Werte aufgrund der vergleichsweise geringen Anzahl an untersuchten Standorten und Messstellen nur unzureichend abgesichert. Dennoch bestätigen die Ergebnisse größtenteils unsere bisherigen Erfahrungen, nämlich, dass mikrobielle Kenngrößen in ungestörten nährstoff- und produktionsarmen Grundwässern vergleichsweise ortsunabhängig sind und sich nur wenig unterscheiden. Die Unterschiede bewegen sich meist innerhalb einer Größenordnung (Tab. 15 und 16). Die vorhandenen Unterschiede scheinen durch eine Reihe von Faktoren bestimmt, wie etwa den Redoxbedingungen, dem Grundwasserleitertyp (Locker-Karst-Kluft) und der Mineralogie und sind vor allem von den naturräumlichen Gegebenheiten abhängig. Daher zeigten alle Untersuchungsstandorte ihre eigenen Charakteristika im Verhältnis von bakterieller Biomasse zu Aktivität und Diversität (Abschnitt B-4). Eine Verwendung der abgeleiteten Hintergrundwerte zur Bewertung des ökologischen

Zustands des Grundwassers an anderen Standorten ist nur eingeschränkt sinnvoll und setzt Kenntnisse in der Grundwassermikrobiologie bzw. -ökologie voraus.

1.7 Ein erstes Bewertungsschema

Schlussendlich entspringt dem Projekt ein erstes Bewertungsschema, welches an das von Korbelt und Hose (2011)

veröffentlichte zweistufige Bewertungskonzept angelehnt ist. Anders als bei Korbelt und Hose (2011) erlaubt unsere Bewertung nach Stufe 2 eine Güteklassezuordnung, wie sie auch für die Bewertungsansätze für Oberflächengewässer etabliert ist (Feld et al. 2005). Dieses erste Bewertungssystem ist definitiv ein Prototyp, der in Zukunft entsprechend getestet und weiter entwickelt werden muss.



Links: Assel (*Caecospheroma Burgundum*) und Rechts: Höhlenflohkrebs (*Niphargus aquilex*), Foto: Hans Jürgen Hahn, Universität Landau

Schlusswort

Unsere gemeinsame Vision, ein erstes umfassendes ökologisch orientiertes Bewertungskonzept für Grundwassersysteme auf den Weg zu bringen, lieferte aus Sicht der Grundwasserökologie nach vier Projektjahren viele neue wissenschaftliche Erkenntnisse. Aus Sicht der praktischen Anwendung eines solchen, längst überfälligen integrierenden Bewertungs- und Monitoringansatzes bilden die Ergebnisse ein wichtiges Etappenziel. Dem Interessierten wurde ein erstes Werkzeug in Form von geeigneten Sammelmethode, sensitiven Kenngrößen und Tabellen mit Richtwerten an die Hand gegeben. Darüber hinaus wurden Wissenslücken aufgezeigt und zukünftige Forschungsrichtungen angeregt. Die Zukunft wird zeigen, ob dieses neue Konzept dem Anspruch auf „Informationsmehrwert“ im Vergleich zu den heute etablierten, jedoch ausschließlich physikalisch-chemischen und quantitativen Kriterien gerecht wird. Aus Sicht der Ökologie ist eine anhaltende Ungleichbehandlung von Grundwasserlebensräumen im Vergleich zu Oberflächengewässern nicht nachvollziehbar. Ökologische Kriterien sind für das nachhaltige Grundwassermanagement, welches auch die ökologische Bewertung von Grundwasserlebensräumen umfassen sollte, definitiv sinnvoll und notwendig.

Danksagung

Die vorliegende Studie wurde im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) im Rahmen des Umweltforschungsplanes – Förderkennzeichen 206 23 200 & 3708 23 200 durchgeführt. Folgende Personen und Institutionen haben zum Erfolg des Projektes entscheidend beigetragen:

- Frau Simone Richter (UBA) initiierte und begleitete das Projekt. Ihrem Einsatz und ihrer Begeisterung für das Thema ist es zu verdanken, dass dieses Projekt über zwei Förderphasen hinweg wichtige erste Schritte in Richtung einer ökologisch orientierten Bewertung gehen konnte.
- Ein großer Dank geht auch an Jörg Rechenberg (UBA) und dem fachlichen Begleitkreis des Projekts. Hier sollen vor allem Herr Michael Gierig (LfU Bayern), Herr Klaus-Peter Barufke und Herr Burkhard Schneider (LUBW), Herr Michael Sinnreich (BAFU) und Herr Lutz Keppner (BMU) genannt werden. Die Diskussionen bei den regelmäßigen Projekttreffen waren sehr stimulierend.
- Herrn Gierig gilt spezieller Dank, da er in der zweiten Projektphase als LAWA Beauftragter wesentliche Anmerkungen zum finalen Projektbericht geliefert hat.
- Dank ergeht auch an Herrn Rene Schenk, der als verantwortlicher LAWA-Vertreter ein Zustandekommen des LAWA ‚Add-on‘ Projekts unterstützt hat.
- Für die Zurverfügungstellung von Messstellen im Erftgebiet und die praktische Unterstützung bei der Probenahme danken wir einzelnen Mitarbeitern beim Erftverband, hier vor allem Herrn Cremer, Herrn Wilhelms, Herrn Lack, Herrn Hömberg, Herrn Komonn, Herrn Kuenster sowie Herrn Trimborn und den Mitarbeitern im Labor des Erftverbands.
- Für den Zugang zu Messstellen im Donauried und in der Schwäbischen Alb danken wir dem Zweckverband Landeswasserversorgung Langenau. Hier gilt unser Dank vor allem Herrn Scheck, Herrn Heisele und Herrn Schmidt.
- Herr Focke der Stadtwerke Soltau.
- Frau Thulin von der Firma GeoInnova in Schweden danken wir für die durchgeführten Schwermetallanalysen.
- Dank ergeht auch an den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt und die Life-Science Stiftung. Beide Institutionen haben unter ihrer Förderung erhobene Daten für vergleichende Analysen zur Verfügung gestellt.
- Wir bedanken uns bei Dirk Matzke für die Zurverfügungstellung ausgewählter Datensätze.
- Bei Ralf Kunkel (Forschungszentrum Jülich) bedanken wir uns für sein Interesse an unserem Projekt und fruchtbare Diskussionen zum Thema der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit und Ableitung von Hintergrundwerten.
- Dank ergeht auch an Susanne Schmidt, die uns bei statistischen Fragen mit Rat und Tat zur Seite stand.

Literaturverzeichnis

- Abdo, Z., Schuette, U.M.E., Bent, S.J., Williams, C.J., Forney, L.J. & Joyce, P. (2006) Statistical methods for characterizing diversity of microbial communities by analysis of terminal restriction fragment length polymorphisms of 16S rRNA genes. *Environmental Microbiology* 8: 929-938.
- Alfreider, A., Krossbacher, M. & Psenner, R. (1997) Groundwater samples do not reflect bacterial densities and activity in subsurface systems. *Water Research* 31: 832-840.
- Anderson M.J., Gorley, R.N. & Clarke, K.R. (2008) PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.
- Anderson, M.J. (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Australian Ecology* 26: 32-46.
- Angermeier, P.L. & Karr, J.R. (1994) Biological integrity versus biological diversity as policy directives – protecting biotic resources. *BioScience* 44: 690-697.
- Anneser, B., Pilloni, G., Bayer, A., Griebler, C., Einsiedl, F. & Richters, L. (2010) High resolution analysis of contaminated aquifer sediments and groundwater – what can be learned in terms of natural attenuation. *Geomicrobiology Journal* 27: 130-142.
- Antweiler, R.C. & Taylor, H.E. (2008) Evaluation of statistical treatments of left censored environmental data using coincident uncensored data sets: I. summary statistics. *Environmental Science & Technology* 42: 3732-3738.
- Arndt, H. (2012) Protozoen im Grundwasser, In "Grundwasserbiologie – Grundlagen und Anwendungen" Thiem, A., Arndt, H., Bendinger, B., Gierig, M., Griebler, C., Guderitz, I., Hahn, H.J., Marxsen, J., Preuß, G., Richter, S. & Schlosser, D. (Hrsg.), Kapt. 6, DWA/DVGW Themenband, T 5 – S. 63 bis 70
- Ashby, M.N., Rine, J., Mongodin, E.F., Nelson, K.E. & Dimster-Denk, D. (2007) Serial analysis of rRNA genes and the unexpected dominance of rare members of microbial communities. *Applied and Environmental Microbiology* 73: 4532-4542.
- Avaniss-Aghajani, E., Jones, K., Chapman, D. & Brunk, C. (1994) A molecular technique for identification of bacteria using small subunit ribosomal RNA sequences. *Biotechniques* 17: 144-146, 148-149.
- Avramov, M., Schmidt, S.I., Griebler, C., Hahn, H.J., & Berkhoff, S. (2010) Dienstleistungen der Grundwasserökosysteme. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 3; Nr 2.
- Ayuso, S.V., Guerrero, M.C., Montes, C. & Lopez-Archilla, A.I. (2009) Spatiotemporal distribution of microbial communities in a coastal, sandy aquifer system (Donana, SW Spain). *Geobiology* 7: 66-81.
- Baas-Becking, L.G.M. (1934) *Geobiologie of inleiding tot de milieukunde*. W.P. Van Stockum & Zoon N.V, Den Haag, S. 263.
- Bakalowicz, M. (2005) Karst groundwater: a challenge for new resources. *Hydrogeology Journal* 13: 148-160.
- Ballweg, B. & Gierig, M. (1998) In Situ – Quantifizierung atmungsaktiver Bakterien in Grund- und Trinkwasser mit Hilfe fluoreszierender Marker und Rasterelektronenmikroskopie. In: *Neueste Entwicklungen in der in situ Charakterisierung mikrobieller Biozönosen in Abwasser, Oberflächen-gewässern, Grund- und Trinkwasser*. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wasserforschung München, Oldenbourg Verlag, S. 201-220.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D. & Stribling, J.B. (1999) *Rapid Bioassessment protocols for in streams and wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of water: Washington, D.C.
- Baur, W.H. (1997) *Gewässergüte bestimmen und beurteilen*. 3. Auflage. 209 S.
- Bayer, A., Drexel, R., Hörmann, K. & Griebler, C. (2012) Quantification and preservation of aquifer sediment prokaryotes – a multiple-assay comparison. *Aquatic Microbial Ecology*; eingereicht.
- Berger H., Foissner W. & Kohmann F. (1997) *Bestimmung und Ökologie der Mikrosaprobien nach DIN 38 410*. G. Fischer, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm. 291 Seiten.
- Berkhoff S.E., J. Bork & H.J. Hahn (2009) Grundwasserfauna als Indikator für Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen im Bereich einer Uferfiltrationsanlage. *Grundwasser* 14: 3-20.
- Böhlke, J.K. (2002) Groundwater recharge and agricultural contamination. *Hydrogeology Journal* 10: 153-179.
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C. & Zenker, A. (2004) Multimetric assessment of data provided from water managers: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. *Hydrobiologia* 516: 215-228.
- Bork, J., Berkhoff, S.E., Bork, S. & Hahn, H.J. (2009) Using subsurface metazoan fauna to indicate groundwater-surface water interactions in the Nakdong River floodplain, South Korea. *Hydrogeology Journal* 17: 61-75.
- Bosnak, A.D. & Morgan, E.L. (1981) Acute toxicity of cadmium, zinc, and total residual chlorine to epigeal and hypogeal isopods (Asclidae). *NSS Bull.* 43, 12-18.

- Botoaneanu L. (1986) *Stygofauna Mundi*. A faunistic, distributional and ecological synthesis of the world fauna inhabiting subterranean waters (including the marine interstitial). Brill, Backhuys, Leiden
- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. (2011) *Numerical ecology* with R. New York, Springer Verlag
- Boulton, A.J. (2009) Recent progress in the conservation of groundwaters and their dependent ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine & Freshwater Ecosystems* 19: 731-735.
- Boulton, A.J. (2005) Chances and challenges in the conservation of groundwaters and their dependent ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 319-323.
- Boulton, A.J., Fenwick, G.D., Hancock, P.J., and Harvey, M.S. (2008) Biodiversity, functional roles and ecosystem services of groundwater invertebrates. *Invertebrate Systematics* 22: 103-116.
- Braun-Blanquet J. (1964) *Pflanzensoziologie*. Wien.
- Bray J. R. & Curtis J. T. (1957) An ordination of the upland forest of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325-349.
- Brehm, V. (1908) Die geographische Verbreitung der Copepoden und ihre Beziehung zur Eiszeit. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, Bd 1, Leipzig.
- 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: 77-91.
- 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: 273-286.
- Bright, J., Bidwell, V., Robb, C. & Ward, J. (1998) Environmental performance indicators for groundwater, Technical Paper No.38 Freshwater. Ministry for the Environment, New Zealand. <http://researcharchive.lincoln.ac.nz/dspace/bitstream/10182/3358/1/tech-report-38-freshwater-may98.pdf>
- Brunke, M. & Gonser, T. (1999) Hyporheic Invertebrates: The Clinical Nature of Interstitial Communities Structured by Hydrological Exchange and Environmental Gradients. *Journal of the North American Benthological Society*. 18(3): 344-362
- Brunke, M., Hoehn, E. & Gonser, T. (2003) Patchiness of river-groundwater interactions within two floodplain landscapes and diversity of aquatic invertebrate communities. *Ecosystems* 6: 707-722.
- Bühl A. (2006) *SPSS 14-Einführung in die moderne Datenanalyse*. Pearson. 10. Aufl., München.
- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2008) *Daten zur Natur 2008*. – Münster (Landwirtschaftsverlag): 10-11.
- Burton Jr., G.A. & Greenberg, M.S. (2000) Proceedings of the UN-EPA Ground-Water/Surface-Water Interaction Workshop. In. Washington, pp. 31-34.
- Cairns Jr., J. & Niederlehner, B.R. (1993) Ecological function and resilience: neglected criteria for environmental impact assessment and ecological risk analysis. *The Environmental Professional* 15: 116-124.
- Cairns Jr., J., McCormick, P.V. & Niederlehner, B.R. (1993) A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* 263: 1-44.
- Canivet, V., Chambon, P. & Gibert, J. (2001) Toxicity and bioaccumulation of arsenic and chromium in epigeal and hypogean freshwater macroinvertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40: 345-354.
- Castellarini, F., Dole-Olivier, M.-J., Malard, F. & Gibert, J. (2005) Improving the assessment of groundwater biodiversity by exploring environmental heterogeneity at a regional. In *Processings of an International Symposium of World Subterranean Biodiversity*. Gibert, J. (ed). Villeurbanne: University of Lyon, pp. 83-88.
- Cho, J.C. & Kim, S.J. (2000) Increase in bacterial community diversity in subsurface aquifers receiving livestock wastewater input. *Applied and Environmental Microbiology* 66: 956-965.
- Claret, C., Marmonier, P., Dole-Olivier, M.J., Des Chatelliers, M.C., Boulton, A.J. & Castella, E. (1999) A functional classification of interstitial invertebrates: supplementing measures of biodiversity using species traits and habitat affinities. *Archiv für Hydrobiologie* 145: 385-403.
- Clarke K. R., Warwick R. M. (2001) *Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, 2nd edn. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke, K. R. & R. N. Gorley 2006 *Primer v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth
- Clarke, K.R. & Green, R.H. (1988) Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. *Biological effects of pollutants. Results of a practical workshop*. *Marine Ecology Progress Series* 46: 213-226.

- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. (1994) Similarity-based testing for community pattern: the two-way layout with no replication. *Marine Biology* 118: 167-176.
- Clement, B.G., Kehl, L.E., Debord, K.L. & Kitts, C.L. (1998) Terminal restriction fragment patterns (TRFPs), a rapid, PCR-based method for the comparison of complex bacterial communities. *Journal of Microbiological Methods* 31: 135-142.
- Coesel, P. (2001) A method for quantifying conservation value in lentic freshwater habitats using desmids as indicator organisms. *Biodiversity and Conservation* 10: 177-187, 2001.
- Coleman, M.L., Shepherd, T.J., Durham, J.J., Rouse, J.E. & Moore, G.R. (1982) Reduction of water with zinc for hydrogen isotope analysis. *Analytical Chemistry* 54: 993-995.
- Coplen, T.B. (1988) Normalization of oxygen and hydrogen isotope data. *Chemical Geology* 72: 293-297.
- Costanza, R., Norton, B. & Haskell, B.J. (1992) *Ecosystem health: new goals for environmental management*. Island Press, Washington, DC.
- Culver, D.C. & Sket, B. (2000) Hotspots of subterranean biodiversity in caves and wells. *Journal of Cave and Karst Studies* 62(1):11-17.
- Custodio, E. & Manzano, M. (2008) Groundwater quality background levels. In: Philippe Quevauviller (ed.) *Groundwater Science & Policy*. The Royal Society of Chemistry – RSC Publishing, London.
- Cvetkov, L. (1968) Un filet phreatobiologique. *Bull. Inst. Zool. Mus. Acad. Bulgare. Sci.* 27: 215-218.
- Daily, G.C. (1997) *Introduction: Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. What are ecosystem services?*, Island Press, Washington, D.C.
- Dale, V.H. & Beyeler, S.C. (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1: 3-10.
- Danielopol, D.L. & Pospisil, P. (2001) Hidden biodiversity in the groundwater of the Danube Flood Plain National Park (Austria). *Biodiversity and Conservation* 10: 1711-1721.
- Danielopol D, Griebler C, Gunatilaka A, Hahn H J., Gibert J, Mermillod-Blondin G, Messana G, Notenboom J, Sket B (2007) Incorporation of groundwater ecology in environmental policy. In: Philippe Quevauviller (ed.) *Groundwater Science & Policy*. The Royal Society of Chemistry – RSC Publishing, London, pp. 671-689
- Danielopol, D.L., Pospisil, P., Dreher, J., Mösslacher, F., Torreyter, P., Geiger-Kaiser, M. & Gunatilaka, A. (2000) A groundwater ecosystem in the Danube wetlands at Wien (Austria). In *Ecosystems of the World* 30, Wilkens H, Culver DC, Humphreys WF (eds). Elsevier: Amsterdam; 481-511.
- Danielopol, D., Gibert, J., Griebler, C., Gunatilaka, A., Hahn, H.J., Messana, G. et al. (2004) Incorporating ecological perspectives in European groundwater management policy. *Environmental Conservation* 31: 1-5.
- Danielopol, D., Griebler, C., Gunatilaka, A., Hahn, H.J., Gibert, J., Mermillod-Blondin, G. et al. (2008) In *Groundwater Science and Policy - An International Overview*. Quevauviller, P. (ed). London: RSC Publishing, The Royal Society of Chemistry pp. 671-689.
- Danielopol, D.L. & Griebler, C. (2008) Changing Paradigms in Groundwater Ecology - from the 'Living Fossils' Tradition to the 'New Groundwater Ecology'. *International Review of Hydrobiology* 93: 565-577.
- Danielopol, D.L., Griebler, C., Gunatilaka, A. & Notenboom, J. (2003) Present state and future prospects for groundwater ecosystems. *Environmental Conservation* 30: 104-130.
- Datry, T., Malard, F. & Gibert, J. (2005) Response of invertebrate assemblages to increased groundwater recharge rates in a phreatic aquifer. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 461-477.
- de Liphay, J.R., Johnsen, K., Albrechtsen, H.J., Rosenberg, P. & Aamand, J. (2004) Bacterial diversity and community structure of a sub-surface aquifer exposed to realistic low herbicide concentrations. *FEMS Microbiology Ecology* 49: 59-69.
- de Liphay, J.R., Tuxen, N., Johnsen, K., Hansen, L.H., Albrechtsen, H.J., Bjerg, P.L. & Aamand, J. (2003) In situ exposure to low herbicide concentrations affects microbial population composition and catabolic gene frequency in an aerobic shallow aquifer. *Applied and Environmental Microbiology* 69: 461-467.
- Deharveng, L., Stoch, F., Gibert, J., Bedos, A., Galassi, D., Zagmajster, M. et al. (2009) Groundwater biodiversity in Europe. *Freshwater Biology* 54: 709-726.
- Dôle-Olivier, M.-J. & Marmonier P. (1992) Patch distribution of interstitial communities: prevailing factors. *Freshwater Biology* 27: 177-191.
- Dole-Olivier M-J, Malard F, Martin D, Lefebure T & Gibert J (2009) Relationships between environmental variables and groundwater biodiversity at the regional scale. *Freshwater Biology* 54: 797-813.

- Dole-Olivier, M.J., Castellarini, F., Coineau, N., Galassi, D.M.P., Martin, P., Mori, N. et al. (2009) Towards an optimal sampling strategy to assess groundwater biodiversity: comparison across six European regions. *Freshwater Biology* 54: 777-796.
- Dreher J. E., Pospisil P. & Danielopol D. L. (1997) The role of hydrology in defining a groundwater ecosystem. In: *Groundwater / Surface Water Ecotones* (Eds. J. Gibert, J. Matthieu & F. Fournier), pp. 119-126. Cambridge: Cambridge Univ. Press.
- Dufrene, M. & Legendre P. (1997) Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Dumas, P. & Lescher-Moutoué, F. (2001) Cyclopid distribution in an agriculturally impacted alluvial aquifer. *Archiv für Hydrobiologie* 150: 511-528.
- Dumas, P., Bou, C. & Gibert, J. (2001) Groundwater macrocrustaceans as natural indicators of the Ariege alluvial aquifer. *International Review of Hydrobiology* 86: 619-633.
- DVWK (1997) Parameter und Methoden der biologischen Charakterisierung des Untergrunds – Feststoffe und Wasser. DVWK-Schriften Vol. 120, 260 S.
- DVWK (1994) Auswertung und Bewertung von Grundwasser-Untersuchungen. DVWK Materialien 1 / 94, 70 S. Bonn.
- Eberhard, S.M., Halse, S.A., Williams, M.R., Scanlon, M.D., Cocking, J. & Barron, H.J. (2009) Exploring the relationship between sampling efficiency and short-range endemism for groundwater fauna in the Pilbara region, Western Australia. *Freshwater Biology* 54: 885-901.
- Edmunds, M. & Shand, P. (2008) *Natural groundwater quality*. Blackwell publishing, Australia.
- EG-GWRL (2006) Grundwasser Richtlinie 2006 / 118 / EG Des Europäischen Parlaments und des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union L 372 (19).
- EG-WRRL (Wasserrahmenrichtlinie) (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. Official J. European Comm. Brüssel, Belgien. L327(1).
- Einsle U. (1993) *Crustacea: Copepoda: Calanoida und Cyclopoida*. Stuttgart: Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Band 8 / 4-1, Gustav Fischer Verlag.
- Enright, J. B. (2000): Historischer Artenbestandsvergleich und Populationsentwicklung der Grundwasserfauna der Umgebung von Aschaffenburg unter Berücksichtigung schadstoffbelasteter Brunnen. – Universität Oldenburg, Unveröffentl. Bericht für das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft.
- EPA (2003) *Guidance for the assessment of environmental factors: consideration of subterranean fauna in groundwater and caves during environmental impact assessment in Western Australia*. Environmental Protection Authority, Perth, Australia.
- Epstein, S. & Mayeda, T. (1953) Variation of O18 content of waters from natural sources. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 4: 213-224.
- Eydal, H.S.C. & Pedersen, K. (1997) Use of an ATP assay to determine viable microbial biomass in Fennoscandian Shield groundwater from depths of 3-1000 m. *Journal of Microbiological Methods* 70, 363-373.
- Farnleitner, A.H., Wilhartitz I., Ryzinska G., Kirschner, A.K.T., Stadler H., Burtscher M., Hornek R., Szewzyk, U., Herndl G. & Mach, R.L. (2005) Bacterial dynamics in spring water of alpine karst aquifers indicates the presence of stable autochthonous microbial endokarst communities. *Environmental Microbiology* 7: 1248-1259.
- Fazi, S., Amalfitano, S., Piccini, C., Zoppini, A., Puddu, A., and Pernthaler, J. (2008) Colonization of overlying water by bacteria from dry river sediments. *Environmental Microbiology* 10: 2760-2772.
- Feld, C.K., Rödiger, S., Sommerhäuser, M. & Friedrich, G. (2005) *Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässer: Stand der Forschung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie* (Classification, assessment and management of surface waters. Current status of research to put the European Water Framework Directive into practice). E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, pp. 243.
- Fischer, H., Kloep, F., Wilzcek, S., and Pusch, M.T. (2005) A river's liver – microbial processes within the hyporheic zone of a large lowland river. *Biogeochemistry* 76: 349-371.
- Fisher, M.M. & Triplett, E.W. (1999) Automated approach for ribosomal intergenic spacer analysis of microbial diversity and its application to freshwater bacterial communities. *Applied and Environmental Microbiology* 65: 4630-4636.
- Foissner, W. (1999) Soil protozoa as bioindicators: pros and cons, methods, diversity, representative examples. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 95-112.
- Fränze, O. (2003) Bioindicators and environmental stress assessment. In *Bioindicators and biomonitors*. Markert, B.A., Breuie, A.M., and Zechmeister, H.G. (eds): Elsevier Science Ltd, pp. 41-84.

- Fuchs, A. (2007) Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg. In Natur- und Umweltwissenschaften. Landau: Universität Koblenz-Landau.
- Galassi, D.M.P., Stoch, F., Fiasca, B., Di Lorenzo, T. & Gattone, E. (2009) Groundwater biodiversity patterns in the Lessinian Massif of northern Italy. *Freshwater Biology* 54: 830-847.
- Gauch Jr., H.G. (1992) Statistical analysis of regional yield trials: AMMI Analysis of factorial designs. Amsterdam: Elsevier.
- Geyer, O.F. & Gwinner, M.P. (1984) Geologie von Baden-Württemberg. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Ghiorse, W.C. & Wilson, J.T. (1988) Microbial ecology of the terrestrial subsurface. *Advances in Applied Microbiology* 33: 107-172.
- Gibert, J., Malard F., Turquin, M.-J. & Laurent R. (2000) Karst ecosystems in the Rhone River basin. In: *Subterranean Ecosystems – Ecosystems of the World* (Eds H. Wilkens, D.C. Culver & W.F. Humphreys), pp. 533-558. Elsevier, Amsterdam.
- Gibert, J., Matthieu, J., Fournier, F., (Hrsg.) (1997) *Groundwater/Surface water ecotones: Biological and hydrological interactions and management options*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Gibert, J. (2001) Basic attributes of groundwater ecosystems. - In Griebler, C., Danielopol, D., Gibert, J., Nachtnebel, H. P. & Notenboom, J. (Hrsg.): *Groundwater ecology, a tool for management of water resources*. Office for Official Publications of the European community, Luxemburg, 39-52.
- Gibert, J. & Deharveng, L. (2002) Subterranean ecosystems: a truncated functional biodiversity. *Bio Science* 52: 473-481.
- Gibert, J., Culver, D.C., Dole-Olivier, M.J., Malard, F., Christman, M.C., and Deharveng, L. (2009) Assessing and conserving groundwater biodiversity: synthesis and perspectives. *Freshwater Biology* 54: 930-941.
- Gibert, J., Danielopol, D.L. & Stanford, J.A. (1994) *Groundwater Ecology (Aquatic Ecology)*. San Diego: Academic Press, pp. 8-42.
- Giere, O. (2009) *Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments*. 2. Auflage. Springer Berlin, Heidelberg
- Glavac V. (1996) *Vegetationsökologie*. Fischer Verlag, Jena.
- Goldscheider, N., Hunkeler, D. & Rossi, P. (2006) Review: Microbial biocenoses in pristine aquifers and an assessment of investigative methods. *Hydrogeology Journal* 14: 926-941.
- Grandlic, C.J., Geib, I., Pilon, R. & Sandrin, T.R. (2006) Lead pollution in a large, prairie-pothole lake (Rush Lake, WI, USA): Effects on abundance and community structure of indigenous sediment bacteria. *Environmental Pollution* 144: 119-126.
- Griebler, C. & Lüders, T. (2006) Biologische Bewertungsansätze für Grundwasserökosysteme. In: *Möglichkeiten und Grenzen biologischer Bewertungsansätze für das Ökosystem Grundwasser* (Rumm, P., Hahn, H.J. & Richter, S.). Ergebnisbericht zum Fachgespräch am UBA in Dessau am 19.01.2006, S. 46-49.
- Griebler, C. & Slezak, D. (2001) Microbial activity in aquatic environments measured by dimethyl sulfoxide reduction and intercomparison with commonly used methods. *Applied Environmental Microbiology*. 67: 100-109.
- Griebler, C. (2003) Mikroorganismen in Grundwasser-Ökosystemen. In: Griebler C. und Mösslacher, F. (eds.) *Grundwasser-Ökologie*, UTB-Facultas Verlag, S. 75-157.
- Griebler, C. (2012) Bakterien in Grundwasserökosystemen, In "Grundwasserbiologie – Grundlagen und Anwendungen" Thiem, A., Arndt, H., Bendinger, B., Gierig, M., Griebler, C., Guderitz, I., Hahn, H.J., Marxsen, J., Preuß, G., Richter, S. & Schlosser, D. (Hrsg.), Kapt. 4, DWA/DVGW Themenband, T5- S.39 b is 49
- Griebler, C. Lüders, T. & Liebich, J. (2006) Development of an Aquifer DNA Microarray for the biological assessment of groundwater ecosystems. *European Groundwater Conference*, Vienna 22-23 June 2006, pp. 130-131.
- Griebler, C. & Lueders, T. (2009) Microbial biodiversity in groundwater ecosystems. *Freshwater Biology* 54: 649-677.
- Griebler, C. & Mösslacher, F. (2003) Grundwasser-eine ökosystemare Betrachtung. In *Grundwasserökologie*. Griebler, C., and Mösslacher, F. (eds). Wien: UTB-Facultas-Verlag, pp. 253-310.
- Griebler, C. & Mösslacher, F. (2003) *Grundwasser-Ökologie*. Wien: Facultas Universitätsverlag.
- Griebler, C., Mindl, B. & Slezak, D. (2001) Combining DAPI and SYBR Green II for the Enumeration of Total Bacterial Numbers in Aquatic Sediments. *International Review of Hydrobiology* 86: 453-465.
- Griebler, C., Mindl, B., Slezak, D. & Geiger-Kaiser, M. (2002) Distribution patterns of attached and suspended bacteria in pristine and contaminated shallow aquifers studied with an in situ sediment exposure microcosm. *Aquatic Microbial Ecology* 28: 117-129.

- Griebler, C., Stein, H., Kellermann, C., Berkhoff, S., Briemann, H., Schmidt, S.I., Selesi, D., Steube, C., Fuchs & A., Hahn, H.J. (2010) Ecological assessment of groundwater ecosystems – Vision or illusion? *Ecological Engineering* 36: 1174-1190.
- Griebler, C., Stein, H., Kellermann, C., Steube, C., Fuchs, A. & Hahn, H.-J. (2008) Entwicklung biologischer Bewertungsmethoden und -kriterien für Grundwasserökosysteme, Zwischenbericht, UFOPLAN Projekt FKZ 206 23 200.
- GrwV (2010) Verordnung zum Schutz des Grundwassers Vom 9. November 2010
- GSchV (1998) Gewässerschutzverordnung (Swiss Water Ordinance) 814.201. Der Schweizer Bundesrat, Bern, Switzerland.
- Guderitz, I. & Hahn, H.J. (2012) Probenahme für mikrobiologische, molekularbiologische und faunistische Untersuchungen, In "Grundwasserbiologie – Grundlagen und Anwendungen" Thiem, A., Arndt, H., Bendinger, B., Gierig, M., Griebler, C., Guderitz, I., Hahn, H.J., Marxsen, J., Preuß, G., Richter, S. & Schlosser, D. (Hrsg.), Kapt. 15, DWA / DVGW Themenband, T5- S. 179 bis 191
- Gushin, D.Y., Mobarry, B.K., Proudnikov, D., Stahl, D.A., Rittmann, B.E., and Mirzabekov, A.D. (1997) Oligonucleotide microchips as genosensors for determinative and environmental studies in microbiology. *Applied and Environmental Microbiology* 63: 2397-2402.
- Haack, S.K. & Bekins, B.A. (2000) Microbial populations in contaminant plumes. *Hydrogeology Journal* 8(1): 63-76.
- Haakh, F. (2002) Die Kartierung der Realnutzung als Grundlage für Flächenmanagement im Wasserschutzgebiet. *LW-Schriftenreihe* 21: 34-46.
- Haakh, F., Eisele, W., and Kopp, A. (2004) BMBF-Forschungsvorhaben „Optimierung des Gebietswasserhaushalts in Wassergewinnungsgebieten“: Endbericht [Computerdatei] März 2001-Juni 2004. In: Stuttgart: Zweckverband Landeswasserversorgung.
- Haglund, A.L., Tornblom, E., Bostrom, B., and Tranvik, L. (2002) Large differences in the fraction of active bacteria in plankton, sediments, and biofilm. *Microbial Ecology* 43: 232-241.
- Hahn, H. J. & Preuß, G. (1996) Eine Hyporheische Verockerungszone als Teil des Oberflächenwasser-Grundwasser-Boden-Ökoton der Wieslauter – *Mitt. d. Pollichia*. 83, 209-242.
- Hahn, H. J. (1996) Die Ökologie der Sedimente eines Buntsandsteinbaches im Pfälzerwald – unter besonderer Berücksichtigung der Ostracoden und Harpacticiden. – *Edition Wissenschaft, Reihe Biologie* Bd. 62, TectumVerlag, Marburg.
- Hahn, H.J. & Friedrich, E. (1999) Brauchen wir ein faunistisch begründetes Grundwassermonitoring, und was kann es leisten? *Grundwasser* 4: 147-154.
- Hahn, H.J. & Preuß, G. (2005) Anwendungsmöglichkeiten grundwasserökologischer Forschung. *GWF Wasser-Abwasser* 146: 568-572.
- Hahn, H.J. (2006) The GW-Fauna-Index: A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats. *Limnologica* 36: 119-137.
- Hahn, H.J. (2009) A proposal for an extended typology of groundwater habitats. *Hydrogeology Journal* 17, 77-81.
- Hahn, H.J. & Fuchs, A. (2009) Distribution patterns of groundwater communities across aquifer types in south-western Germany. *Freshwater Biology* 54: 848-860.
- Hahn, H.J. & Matzke, D. (2005) A comparison of stygofauna communities inside and outside groundwater bores. *Limnologica* 35: 31-44.
- Hahn, H. J. (2005) Unbaited traps – A new method of sampling stygofauna. – *Limnologica* 35: 248-261.
- Hammes, F., Goldschmidt, F., Vital, M., Wang, Y.Y., and Egli, T. (2010) Measurement and interpretation of microbial adenosine tri-phosphate (ATP) in aquatic environments. *Water Research* 44: 3915-3923.
- Hammes, F.A., Berney, M., Yingying, W., Vital, M., Köster, O. & Egli, T. (2008) Flowcytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. *Water Research* 42, 269-277.
- Hammes, F.H. & Egli, T. (2005) New method for assimilable organic carbon determination using flow-cytometric enumeration and a natural microbial consortium as inoculum. *Environmental Science and Technology* 39, 3289-3294.
- Hancock, P.J. (2002) Human Impacts on the Stream-Groundwater Exchange Zone. *Environmental Management* 29: 763-781.
- Hancock, P.J. & Boulton, A.J. (2009) Sampling groundwater fauna: efficiency of rapid assessment methods tested in bores in eastern Australia. *Freshwater Biology* 54: 902-917.
- Hancock, P.J., Boulton, A.J. & Humphreys, W.F. (2005) Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater. *Hydrogeology Journal* 13: 98-111.
- He, Z., Gentry, T.J., Schadt, C.W., Wu, L., Liebich, J., Chong, S.C. et al. (2007) GeoChip: a comprehensive microarray for investigating biogeochemical, ecological and environmental processes. *ISME J* 1: 67-77.

- Hendel, B. & Marxsen, J. (1997) Measurement of low-level extracellular enzyme activity in natural waters using fluorogenic model substrates. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 25: 253-258.
- Henningsen, D. & Katzung, G. (1992) Einführung in die Geologie von Deutschland, Spektrum Akademischer Verlag.
- Henrion, A., Henrion, R. & Henrion, G. (1987) Hauptkomponenten Analyse als Methode zur multivariaten Datenanalyse und Mustererkennung. *Acta hydrochim, hydrobiol.* 15, 129-142.
- Hering, D., Böhmer, J., Meier, C., Biss, R., Rawer-Jost, C., Feld, C.K. & Zenker, A. (2004) Development of a multimetric invertebrate based assessment system for German rivers. *Limnologica* 34: 398-415.
- Hering, D., Feld, C.K., Moog, O. & Ofenböck, T. (2006) Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566: 311-324.
- Herman, J.S., Culver, D.C. & Salzmann, J. (2001) Groundwater ecosystems and the service of water purification, *Stanford Environ. Law J.*, 2001, 20, 479-495.
- Hesel, D.R. (2006) Fabricating data: How substituting values for nondetects can ruin results, and what can be done about it. *Chemosphere* 65: 2434-2439.
- Hill, T.C.J., Walsh, K.A., Harris, J.A. & Moffett, B.F. (2003) Using ecological diversity measures with bacterial communities. *Fems Microbiology Ecology* 43: 1-11.
- Hinsby, K. & Rasmussen, E.S. (2008) The Miocene sand aquifers, Jutland, Denmark. In: Edmunds and Shand (Eds.), *Natural Groundwater Quality*.
- Hinsby, K., Condesso de Melo, M.T. & Dahl, M. (2008) European case studies supporting the derivation of natural background levels and groundwater threshold values for the protection of dependent ecosystems and human health. *Science of the Total Environment* 401, 1-20.
- Hölting B. & Coldewey W. G. (2005) *Hydrogeologie-Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie*. 6. Aufl. Elsevier GmbH, München.
- Hose C.G., Murray,B.R.: & Eamus,D: (2004) Water quality guidelines to protect groundwater-dependent ecosystems, *Ecol. Manag. Restor.*, 2004, 5(1), 78-80.
- Hose, G.C. (2005) Assessing the need for groundwater quality guidelines for pesticides using the species sensitivity distribution approach. *Human and Ecological Risk Assessment* 11: 951-966.
- Hose, G.C., Murray, B.R. & Eamus, D. (2004) Water quality guidelines to protect groundwater-dependent ecosystems. *Ecological Management & Restoration* 5: 78-80.
- <http://www.klimadiagramme.de/>
- 12-10-11 Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Herlihy, A.T., Kincaid, T.M., Reynolds, L. & Larsen, D.P.(1998) A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1618-1631.
- Humphreys, W.F. (2000) First in, last out: should aquifer ecosystems be at the vanguard of remediation assessment? Contaminated site remediation conference; Melbourne, 4.-8. Dezember 2000.
- Humphreys, W.F. (2006) Aquifers: the ultimate groundwater-dependent ecosystems. *Australian Journal of Botany* 54: 115-132.
- Humphreys, W.F. (2009) Hydrogeology and groundwater ecology: Does each inform the other? *Hydrogeology Journal* 17: 5-21.
- Hunkeler, D., Goldscheider, N., Rossi, P. & Burn, C. (2006) *Biozönosen im Grundwasser - Grundlagen und Methoden der Charakterisierung von mikrobiellen Gemeinschaften*. In: Bern: Bundesamt für Umwelt, p. 113
- Illies, J. (1978) *Limnofauna europaea*. - 2. Aufl., 532 S., G. Fischer Verlag Stuttgart.
- Innis, S.A., Naiman, R.J. & Elliot, S.R. (2000) Indicators and assessment methods for measuring the ecological integrity of semi-aquatic terrestrial environments *Hydrobiologia* 422 / 423: 111-131.
- Janetzky, W., Enderle, R., and Noodt, W. (1996) *Crustacea, Copepoda, Gelyelloida und Harpacticoida. Süßwasserfauna von Mitteleuropa*. Stuttgart, Jena, New York: Gustav Fischer Verlag.
- Janssen, J. & Laatz, W. (2005) *Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows*. Berlin, Heidelberg, New York Clarke & Gorley 2006
- Job, C.A. & Simons, J.J. (1994) Ecological basis for management of groundwater in the United States: statuses, regulations, and a strategic plan. In "Groundwater Ecology" Gibert, J., Danielopol, D.L. & Stanford, J.A. (Eds.), Academic Press, San Diego, pp. 523-540.

- Johnson, A., Llewellyn, N., Smith, J., van der Gast, C., Lilley, A., Singer, A. & Thompson, I. (2004) The role of microbial community composition and groundwater chemistry in determining isotoproturon degradation potential in UK aquifers. *Fems Microbiology Ecology* 49: 71-82.
- Jongman, R. H. G., ter Braak, C. J. F. & van Tongeren, O. E. R. (1987) Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen.
- Karaman, G.S. & Ruffo, S. (1989) Two new taxa of Niphargus Schiödte from the Italian Alps (Amphipoda, Niphargidae), Studi trentini di scienze naturali. *Acta Biologica*.(65) 123-136.
- Karaman, S. L. (1952) Über einen neuen Asellus aus dem Grundwasser Südwest-Deutschlands. – Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Museums der Stadt Aschaffenburg 34: 59-69 u. VII-XI.
- Karl, D.M. (1993) Total microbial biomass estimation derived from the measurement of particulate adenosine-5'-triphosphate. In: Kemp P.F., Sherr B. F., Cole J. J., (eds) Handbook of methods in aquatic microbial ecology. Lewis Publishers, Boca Raton, 359-367.
- Karr, J. R. (1999) Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41: 221-234.
- Karr, J.R. & Dudley, D.R. (1981) Ecological perspective on water quality goals. *Environ. Manage.* 5: 55-68.
- Kelly, M.G. & Whitton, B.A. (1995) The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.
- Kelly, J.R. & Harwell, M.A. (1990) Indicators of ecosystem recovery. *Environmental Management* 14: 527-545.
- Keppner, L. (2005) Der Lebensraum Grundwasser braucht eine Lobby. *GWF Wasser Abwasser* 146: 527.
- Kieft, T.L. & Phelps, T.J. (1997) Life in the slow lane: activities of microorganisms in the subsurface. In *The microbiology of the terrestrial deep subsurface*. Amy, P.S., and Haldeman, D.L. (eds). Boca Raton: Lewis Publishers, pp. 137-163.
- Kienzl, K., Riss, A., Vogel, W., Hackl, J. & Götz, B. (2003) Bioindicators and biomonitors for policy, legislation and administration. In *Bioindicators and biomonitors*. Markert, B.A., Breuie, A.M., and Zechmeister, H.G. (eds): Elsevier Science Ltd, pp. 85-122.
- Kirchman, D.L. (1993) Leucine incorporation as a measure of biomass production by heterotrophic bacteria. In: Kemp P. F., Sherr B. F., Sher E. B., Cole J. J. (eds) Handbook of methods in aquatic microbial ecology Lewis Publishers, Boca Raton, 359-367.
- Klemm, D.J., Blocksom, K.A., Fulk, F.A., Herlihy, A.T., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Peck, D.V., Stoddard, J.L., Thoeny, W.T., Griffith, M.B. & Wayne, S.D. (2003) Development and Evaluation of a Macroinvertebrate Biotic Integrity Index (MBII) for Regionally Assessing Mid-Atlantic Highlands Streams. *Environmental Management* 31: 0656-0669.
- Köck, W. (2005) Schutz des Ökosystems Grundwasser im deutschen Recht. *GWF Wasser Abwasser* 146: 555-559.
- Kolokotronis, V., Plum, H, Prestel R & Scholz, W. (2002) Hydrogeologische Karte von Baden-Württemberg: Ostalb – Erläuterungen. Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg, Freiburg i. Br., Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Korbel, K.L. und Hose, G.C. (2011) A tiered framework for assessing groundwater ecosystem health. *Hydrobiologia* 661: 329-349.
- Kunkel, R., F. Wendland, H.-J. Voigt, & S. Hannappel (2004) Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. Schriften des Forschungszentrums Jülich Reihe Umwelt/ Environment Band/ Volume 47.
- Kysela, D.T., Palacios, D. & Sogin, M.L. (2005) Serial analysis of V6 ribosomal sequence tags (SARST-V6): a method for efficient, high-throughput analysis of microbial community composition. *Environmental Microbiology* 7: 356-364.
- Lampert, W. & Sommer, U (1999) *Limnoökologie*. 2. Aufl. Stuttgart, New York.
- Lear, G. & Lewis, G.D. (2009) Impact of catchment land use on bacterial communities within stream biofilms. *Ecological Indicators* 9: 848-855.
- Lear, G., Boothroyd, I.K.G., Turner, S.J., Roberts, K. & Lewis, G.D. (2009) A comparison of bacteria and benthic invertebrates as indicators of ecological health in streams. *Freshwater Biology* 54: 1532-1543.
- Lee, D.H., Zo, Y.G. & Kim, S.J. (1996) Nonradioactive method to study genetic profiles of natural bacterial communities by PCR-single-strand-conformation polymorphism. *Applied and Environmental Microbiology* 62: 3112-3120.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998) *Numerical Ecology*. Amsterdam: Elsevier Science BV.
- Lehman, R.M. & O'Connell, S.P. (2002) Comparison of extracellular enzyme activities and community composition of attached and free-living bacteria in porous medium columns. *Applied and Environmental Microbiology* 68: 1569-1575.
- Leyer, I. & Wesche, K. (2007) *Multivariate Statistik in der Ökologie – Eine Einführung*. Berlin, Heidelberg

- LFU BW (1994) Grundwasserüberwachungsprogramm, Geogen geprägte Hintergrundbeschaffenheit. Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Lopez-Archilla, A.I., Moreira, D., Velasco, S. & Lopez-Garcia, P. (2007) Archaeal and bacterial community composition of a pristine coastal aquifer in Donana National Park, Spain. *Aquatic Microbial Ecology* 47: 123-139.
- LUA BB (1996) Basisbericht zur Grundwassergüte des Landes Brandenburg. Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Titelreihe Nr. 15, 57 S., Potsdam.
- Lucena, F., Ribas, F., Duran, A.E., Skrabber, S., Gantzer, C., Campos, C. et al. (2006) Occurrence of bacterial indicators and bacteriophages infecting enteric bacteria in groundwater in different geographical areas. *Journal of Applied Microbiology* 101: 96-102.
- Lueders, T. & Friedrich, M.W. (2003) Evaluation of PCR amplification bias by terminal restriction fragment length polymorphism analysis of small-subunit rRNA and mcrA genes by using defined template mixtures of methanogenic pure cultures and soil DNA extracts. *Applied Environmental Microbiology* 69: 320-326.
- Madsen, E.L. & Ghiorse, W.C. (1993) Groundwater microbiology: subsurface ecosystem processes. In: *Aquatic Microbiology – An Ecological Approach* (Ed. T.E. Ford), pp. 167–213. Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Malard, F., Tockner, K. & Ward, J.V. (1999) Shifting dominance of subcatchment water sources and flow paths in a glacial flood plain (Val Roseg, Switzerland). *Arct Antarct Alp Res* 31: 135-150.
- Malard, F., Plenet, S. & Gibert, J. (1996) The use of invertebrates in ground water monitoring: A rising research field. *Ground Water Monitoring and Remediation* 16: 103-113.
- Malard, F., Reygrobelle, J.-L., Mathieu, J. & Lafont, M. (1994) The use of invertebrate communities to describe groundwater flow and contaminant transport in a fractured rock aquifer. *Archiv für Hydrobiologie* 131: 93-110.
- Mantel, N. & Valand, R.S. (1970) A technique of nonparametric multivariate analysis. *Biometrics* 26: 547-555.
- Marcinek, J. & Schmidt, K.-H. (1995) A. III. Gewässer und Grundwasser. In: Liedke, H. & Marcinek, J. (Hrsg.). *Physische Geographie Deutschlands*. Gotha.
- Margraf, C. & Rumm, P. (2005) Arten- und Biotopschutz im Ökosystem Grundwasser – GWF Wasser– Abwasser 146 (7/8), S. 573-576, München
- Marmonier, P., Fontvieille, D., Gibert, J. & Vanek v. (1995) Distribution of Dissolved Organic Carbon and Bacteria at the Interface between the Rhône River and Its Alluvial Aquifer. *Journal of the North American Benthological Society*. 14(3), 382-392.
- Martin, P., De Broyer, C., Fiers, F., Michel, G., Sablon, R. & Wouters, K. (2009) Biodiversity of Belgian groundwater fauna in relation to environmental conditions. *Freshwater Biology* 54: 814-829.
- Marxsen, J. (1982) Ein neues Verfahren zur Untersuchung der bakteriellen Besiedlung grundwasserführender sandiger Sedimente. *Archiv für Hydrobiologie* 95: 221-233.
- Matzke, D. (2006) Untersuchungen zum Verhalten von Grundwasserfauna in Altlastflächen mit vorangegangenem Vergleich unterschiedlicher Sammeltechniken. – Dissertation, Universität Koblenz-Landau.
- Matzke, D., Hahn, H.J., Ramstöck, A. & Rother, K. (2005) Bewertung von Altlasten im Grundwasser anhand der Meiofaunagemeinschaften-erste Ergebnisse. *Grundwasser* 10: 25-34.
- Mauclaire, L., Gibert, J. & Claret, C. (2000) Do bacteria and nutrients control faunal assemblages in alluvial aquifers? *Archiv Fur Hydrobiologie* 148: 85-98.
- McGarigal, K., Cushman, S. & Stafford, S. (2000) *Multivariate statistics for wildlife and ecology research*. Springer, New York.
- Meisch, C. (2000) *Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe*. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag
- Meyer, W. (1994) *Geologie der Eifel*, 3.Aufl., 614 S., Stuttgart
- Meynen, E., Schmithüsen, J., Gellert, J., Neef, E., Müller-Miny, H. & Schultze, H.J. (1962) *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Remagen: Selbstverlag der Bundesanstalt für Landeskunde.
- Moldovan, M., Rauch, S., Gomez, S., Palacios, M.A., Morrison, M.M. (2001) Bioaccumulation of palladium, platinum and rhodium from urban particulates and sediments by the freshwater isopod *Asellus aquaticus*. *Water Res.* 35: 4175-4183.
- Mösslacher, F. (2003) Evolution, Adaption und Verbreitung. -In: Griebler, C. und Mösslacher, F. (2003) *Grundwasser – eine ökosystemare Betrachtung*. In *Grundwasserökologie*. Griebler, C., and Mösslacher, F. (eds). Wien: UTB-Facultas-Verlag, pp. 253-310.

- Mösslacher, F. (1998) Subsurface dwelling crustaceans as indicators of hydrological conditions, oxygen concentrations, and sediment structure in an alluvial aquifer. *International Review of Hydrobiology* 83: 349-364.
- Mösslacher, F. (2000) Sensitivity of groundwater and surface water crustaceans to chemical pollutants and hypoxia: implications for pollution management. *Archiv für Hydrobiologie* 149: 51-66.
- Mösslacher, F., Griebler, C. & Notenboom, J. (2001) Biomonitoring of groundwater systems: methods, applications and possible indicators among the groundwater biota. In: *Groundwater ecology. a tool for management of water resources* (Griebler, C., Danielopol, D.L., Gibert, J., Nachtnebel, H.-P. & Notenboom, J., eds.). Official Publication of the European Communities, 173-182.
- Mösslacher, F., Pospisil, P. & Dreher, J. (1996) A groundwater ecosystem in the „Lobau“ wetland (Vienna), reflecting the interactions between surface water and groundwater. *Archiv für Hydrobiologie – Supplement* 10: 451-455.
- Müller, D., Blum, A., Hart, A., Hookey, J., Kunkel, R., Scheidleder, A. et al. (2006) Final proposal for a methodology to set up groundwater threshold values in Europe. Deliverable 18 of the BRIDGE project. In: www.wfd-bridge.net, pp. 1-63.
- Murphy, J. & Riley, J.P. (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31-36.
- Muyzer, G., Dewaal, E.C. & Uitterlinden, A.G. (1993) Profiling of complex microbial-populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes-coding for 16S ribosomal-RNA. *Applied and Environmental Microbiology* 59: 695-700.
- Neufeld, J.D., Yu, Z., Lam, W. & Mohn, W.W. (2004) Serial analysis of ribosomal sequence tags (SARST): a high-throughput method for profiling complex microbial communities. *Environmental Microbiology* 6: 131-144.
- Niemi, G.J. & McDonald, M.E. (2004) Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35: 89-111.
- Niemi, G.J., Brady, V.J., Brown, T.N., Ciborowski, J.J.H., Danz, N.P., Ghioca, D.M. et al. (2009) Development of ecological indicators for the US Great Lakes coastal region - A summary of applications in Lake Huron. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 12: 77-89.
- Noll, W. & Stammer, H.J. (1953) Die Grundwasserfauna des Untermaingebietes von Hanau bis Würzburg mit Einschluss des Spessarts.-Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Museums der Stadt Aschaffenburg 6: 1-77
- Notenboom, J., Plénet, S. & Turquin, M.-J. (1994): Groundwater contamination and its impact on groundwater animals and ecosystems.- In: Gibert, J., Danielopol, D., Stanford, J.A. (eds.): *Groundwater Ecology*: 477-504.
- Notenboom, Serrano, R., Morell, I. & Hernández, F. (1995) The phreatic aquifer of the 'Plana de Castellón' (Spain): relationships between animal assemblages and groundwater pollution. *Hydrobiologia* 297: 1573-5117.
- NSW-SGDEP (2002) The NSW State Groundwater Dependent Ecosystems Policy. Department of Land and Water Conservation, NSW Government.
- Ofenböck, T., Moog, O., Gerritsen, J. & Barbour, M. T. (2004) A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. *Hydrobiologia* 516: 253-270.
- Oksanen, J. (2008) Multivariate analysis of ecological communities, in R: vegan tutorial. <http://cc.oulu.fi/jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>
- Paerl, H.W., Dyble, J., Moisander, P.H., Noble, R.T., Piehler, M.F., Pinckney, J.L. et al. (2003) Microbial indicators of aquatic ecosystem change: current applications to eutrophication studies. *FEMS Microbiology Ecology* 46: 233-246.
- Paran, F., Malard, F., Mathieu, J., Lafont, M., Galassi, D.M.P. & Marmonier, P. (2004) Distribution of groundwater invertebrates along an environmental gradient in a shallow water table aquifer. In *World Subterranean Biodiversity*. Gibert, J. (ed), Villeurbanne, pp. 100-106.
- PASCALIS (2001) Protocols for the ASsessment and Conservation of Aquatic Life In the Subsurface. <http://www.pascalis-project.com/>
- Pedersen, K. (2000) Exploration of deep intraterrestrial microbial life: current perspectives. *Fems Microbiology Letters* 185: 9-16.
- Plénet, S., Gibert, J. & Marmonier, P. (1995) Biotic and abiotic interactions between surface and interstitial systems in rivers. *Ecography* 18: 296-309.
- Preuß, G. & Schminke, H.K. (2004) Ein globales Ökosystem – Grundwasser lebt!. *Chemie unserer Zeit* 38: 340-347.
- Preuß, G. (2007) Konzepterstellung für die Analyse des ökologisch-mikrobiologischen Zustands von Grundwasser und seiner Veränderungen durch anthropogene Einflüsse. Band 1: Literaturstudie zu mikrobiologischen Untersuchungsmethoden und Parametern. *Dortmunder Beiträge zur Wasserforschung* Nr. 67-1, Dortmund.

- Pronk, M., Goldscheider, N. & Zopfi, J. (2009) Microbial communities in karst groundwater and their potential use for biomonitoring. *Hydrogeology Journal* 17: 37-48.
- Pronk, M., Sinreich, M., Guhl, F., Egli, T., Felleisen, R., Koch, M., Köster, O., Raetz, E., Ramseier, C., Rossi, P. & Schürch N. (2010) Auftreten von Mikroorganismen im Grundwasser – Ein erster landesweiter Überblick. *GWA* 12.1059-1071.
- Quevauviller, P. (2005) Groundwater monitoring in the context of EU legislation: reality and integration needs. *Journal of Environmental Monitoring* 7: 89-102.
- Ramette, A. (2007) Multivariate analyses in microbial ecology. *FEMS Microbiology Ecology* 62: 142-160.
- Rath, S. (2003) Die Erforschungsgeschichte der Eifel. Dissertation. Fakultät für Georessourcen und Materialtechnik der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen
- Rechenberg, J. (2005) Das Ökosystem Grundwasser im geltenden und künftigen EG-Recht. *GWF Wasser-Abwasser* 146: 552-554.
- Reid, M.A. & Brooks, J.J. (2000) Detecting effects of environmental water allocations in wetlands of the Murray-Darling Basin, Australia. *Regulated Rivers-Research & Management* 16: 479-496.
- Rhee, S.K., Liu, X., Wu, L., Chong, S.C., Wan, X. & Zhou, J. (2004) Detection of genes involved in biodegradation and biotransformation in microbial communities by using 50-mer oligonucleotide microarrays. *Applied and Environmental Microbiology* 70: 4303-4317.
- Ronneberger, D. (1975) Zur Kenntnis der Grundwasserfauna des Saale-Einzugsgebietes (Thüringen). *Limnologica* 9: 323-419.
- Rumm, P. & Hahn, H.J. (2005) Aktion Zukunft: Grundwasser. Zusammenfassung der Podiumsdiskussion der Grundwassertagung in Landau. *GWF Wasser-Abwasser* 146: 577-580.
- Saffigna, P.G. & Keeney, D.R. (2006) Nitrate and Chloride in Ground Water Under Irrigated Agriculture in Central Wisconsin. *Ground Water Monitoring & Remediation* 15: 170-177.
- Scarsbrook, M.R. & Fenwick, G.D. (2003) Preliminary assessment of crustacean distribution patterns in New Zealand groundwater aquifers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37: 405-413.
- Schäfers, C., Egert, E., Lukow, T., Sehr, I. & Wenzel, A. (1999) Ökotoxikologische Prüfung von Pflanzenschutzmitteln hinsichtlich ihres Potentials zur Grundwassergefährdung. UBA-Bericht FKZ 298 28 415, Berlin.
- Schallenberg, M. & Kalf, J. (1993) The ecology of sediment bacteria in lakes and comparisons with other aquatic ecosystems. *Ecology* 74: 919-934.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Foerster, J., Gutowski, A., Hofmann, G., Meilinger, P., Schneider, S. & Schmedtje, U. (2004) Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 283-301.
- Schellenberg, A. (1942 b) Krebstiere oder Crustacea, IV.: Flohkrebse oder Amphipoda. – In: Dahl, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und ihrer Lebensweise. – 40. Teil: 250 S., G. Fischer, Jena.
- Schlimm, W. & Thiermann, A. (1988) Das Perm der Niederrheinischen Bucht. Krefeld: Geologisches Landesamt.
- Schmidt, S.I. & Hahn, H.J. (2012) What is groundwater and what does this mean to fauna?. *Limnologica* 42: 1-6.
- Schmidt, S.I., Hahn, H.J., Hatton, T.J., and Humphreys, W.F. (2007) Do faunal assemblages reflect the exchange intensity in groundwater zones? *Hydrobiologia* 583: 1-19.
- Schminke, K. & Gad G. (ed) (2006) Grundwasserfauna Deutschlands – Ein Bestimmungswerk. DWA-Themen
- Schneck, A. (2006) Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes. Dissertation. Eigenverlag des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart
- Schneck, A., Haakh, F. & Lang, U. (2004) Multikriterielle Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung - dargestellt am Beispiel des Wassergewinnungsgebiets Donauried: Eigenverlag des Zweckverbandes Landeswasserversorgung.
- Sinreich, M., Pronk, M. & Kozel, R. (2011) Microbiological spring water quality monitoring across Switzerland. 9th Conference on Limestone Hydrogeology, Besancon, France, pp. 447-450.
- Sket, B. (1999) The nature of biodiversity in hypogean waters and how it is endangered. - *Biodiversity and Conservation* 8, 1319-1338.
- Sket, B. (2005) Biodiversität im Ökosystem Grundwasser oder was lebt denn so im Grundwasser. *GWF Wasser-Abwasser* 146: 564-567.

- Smith, C.J., Danilowicz, B.S., Clear, A.K., Costello, F.J., Wilson, B. & Meijer, W.G. (2005) T-Align, a web-based tool for comparison of multiple terminal restriction fragment length polymorphism profiles. *Fems Microbiology Ecology* 54: 375-380.
- Solé, M., Fetzner, I., Wennrich, R., Sridhar, K.R., Harms, H. & Krauss, G. (2008) Aquatic hyphomycete communities as potential bioindicators for assessing anthropogenic stress. *Science of the Total Environment* 389: 557-565.
- Ssymank, A. (1994) Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz: Das Schutzgebietssystem Natura 2000 und die FFH-Richtlinie der EU. – *Natur und Landschaft* 69 (Heft 9): 395-406.
- Steenken, B. (1998) Die Grundwasserfauna: Ein Vergleich zweier Grundwasserlandschaften in Baden-Württemberg. – *Ecomed-Verlag, Landsberg*.
- Stein, H., Kellermann, C., Schmidt, S.I., Briemann, H., Steube, C., Fuchs, A., Hahn, H.J., Thulin, B. & Griebler, C. (2010) The potential use of fauna and bacteria as ecological indicators for the assessment of groundwater ecosystems. *J. Environ. Monit.* 12: 242-254.
- Steube, C., Richter, S. & Griebler, C. (2009) First attempts towards an integrative concept for the ecological assessment of groundwater ecosystems. *Hydrogeology Journal* 17: 23-35.
- Stoch, F. (1995) The Ecological and historical determinants of crustacean diversity in Groundwaters, or why are there so many species? *Mémoires de Biospéologie*, Tome XXII. 139-160.
- Stoch, F. & Galassi, M.P. (2010) Stygobiotic crustacean species richness: a question of numbers, a matter of scale. *Hydrobiologia*. 653(1), 217-234.
- Strayer, D.L. (1994) Limits to biological distributions in groundwater. In *Groundwater Ecology*. Gibert, J., Danielpol, D.L., and Stanford, J.A. (eds). Academic Press, New York, pp. 287-310.
- Strayer, D.L., May, S.E., Nielsen, P., Wollheim, W. & Hausam, S. (1997) Oxygen, organic matter, and sediment granulometry as controls on hyporheic animal communities. *Archiv für Hydrobiologie* 140: 131-144.
- Strebel, O., Duynisveld, W.H.M. & Böttcher, J. (1989) Nitrate pollution of groundwater in Western Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 26: 189-214.
- Tao, W.D., Hall, K.J. & Ramey, W. (2007) Effects of influent strength on microorganisms in surface flow mesocosm wetlands. *Water Research* 41: 4557-4565.
- ter Braak, C.J.F. (1987) The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69: 69-77.
- Thienemann, A. (1950) Die Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. Versuch einer historischen Tiergeographie. *Die Binnengewässer* 18, XVI, 1-809.
- Thulin, B. & Hahn, H.J. (2008) Ecology and living conditions of groundwater fauna. Technical Report (TR-08-06) of the Svensk Kärnbränslehantering (SKB) Stockholm.
- Tomlinson, M. & Boulton, A.J. (2009) Subsurface groundwater dependent ecosystems: a review of their biodiversity, ecological processes and ecosystem services. In: Commission, N.W. (ed). Canberra: Waterlines Occasional Paper No 8, National Water Commission.
- Tomlinson, M., Boulton, A.J., Hancock, P.J. & Cook, P.G. (2007) Deliberate omission or unfortunate oversight: Should stygofaunal surveys be included in routine groundwater monitoring programs? *Hydrogeology Journal* 15: 1317-1320.
- Untersteiner, H. (2005) *Biostatistik-Datenauswertung mit Excel und SPSS: für Naturwissenschaftler/innen und Mediziner/innen*. Fakultas Universitätsverlag. Wien.
- Villinger, E. (1997) Der Oberjura-Aquifer der Schwäbischen Alb und des baden-württembergischen Molassebeckens (SW-Deutschland) – Aquifersysteme Südwestdeutschlands – eine Vorlesungsreihe an der Universität Tübingen.
- Vlek, H. E., Verdonschot, P. F. M. & Nijboer, R. C. (2004) Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516: 175-191.
- Voigt, H.J. (1990) *Hydrogeochemie, Eine Einführung in die Beschaffenheitsentwicklung des Grundwassers*. 310 S., Springer, Berlin.
- Wagner, B., Walter, T., Himmelsbach, T., Clos, P., Beer, A., Budziak, D., Dreher, T., Fritsche, H.-G., Hübschmann, M., Marczinek, S., Peters, A., Poeser, H., Schuster, H., Steinel, A., Wagner, F. & Wirsing, G. (2011) Hydrogeochemische Hintergrundwerte der Grundwässer Deutschlands als Web Map Service. *Grundwasser* – DOI 10.1007/s00767-011-0161-1.
- Wagner, M., Smidt, H., Loy, A. & Zhou, J. (2007) Unravelling microbial communities with DNA-Microarrays: challenges and future directions. *Microbial Ecology* 53: 498-506.
- Ward, J.V. & Palmer, M.A. (1994) Distribution patterns of interstitial freshwater meiofauna over a range of spatial scales, with emphasis on alluvial river-aquifer systems. *Hydrobiologia* 287: 147-156.

Wendland, F., Hannapel, S., Kunkel, R., Schenk, R., Voigt, H.J. & Wolter, R. (2005) A procedure to define natural groundwater conditions of groundwater bodies in Germany. *Water Science & Technology* 51: 249-257.

Wetzel, R.G (2001) *Limnology: Lake and River Ecosystems*, 3rd Edition, Academic Press, 1006 pp.

Wilhartitz, I.C., Kirschner, A.K.T., Stadler, H., Herndl, G.J., Mach, R.L. & Farnleitner, A.H. (2009) Heterotrophic prokaryotic production in ultra-oligotrophic alpine karst aquifers and ecological implications. *FEMS Microbiology Ecology* 68: 287-299.

Wille, A., Sonntag, B., Sattler, B. & Psenner, R. (1999) Abundance, biomass and size structure of the microbial assemblage in the high mountain lake Gossenköllesee (Tyrol, Austria) during the ice-free period. *Journal of Limnology* 58: 117-126.

Williams, J.G.K., Kubelik, A.R., Livak, K.J., Rafalski, J.A. & Tingey, S.V. (1990) DNA polymorphisms amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers. *Nucleic Acids Research* 18: 6531-6535.

Winderl, C., Anneser, B., Griebler, C., Meckenstock, R.U. & Lueders, T. (2008) Depth-resolved quantification of anaerobic toluene degraders and aquifer microbial community patterns in distinct redox zones of a tar oil contaminant plume. *Applied and Environmental Microbiology* 74: 792-801.

Wrede, V. & Hilden, H.D. (1988) Geologische Entwicklung. – In: HILDEN, H. D. (Hrsg.): *Geologie am Niederrhein*: 7-14; Krefeld

Yu, Z., Yu, M. & Morrison, M. (2006) Improved serial analysis of V1 ribosomal sequence tags (SARST-V1) provides a rapid, comprehensive, sequence-based characterization of bacterial diversity and community composition. *Environmental Microbiology* 8: 603-611.

Zepp, H. (2008) *Geomorphologie – Eine Einführung*. 4. Aufl. Ferdinand Schöningh, Paderborn. S.385.

Zhou, J. (2003) Microarrays for bacterial detection and microbial community analysis. *Current Opinion in Microbiology* 6: 288-294.

Zhou, Y., Kellermann, C. & Griebler, C. (2012) Spatio-temporal patterns of microbial communities in a hydrologically dynamic pristine aquifer. *FEMS Microbiology Ecology* 81: 230-240.



Assel (*Caecospheroma Burgundum*), Foto: Karsten Grabow und Andreas Fuchs, Universität Koblenz-Landau

Annex 1: Probennahme, Messgrößen und Analysemethoden

1.1 Die ökologisch orientierte Probenahme in Grundwassersystemen

Die repräsentative Probenahme in Grundwasserökosystemen ist mit vielerlei Schwierigkeiten behaftet. Allen voran, konzentrieren sich Untersuchungen beinahe ausschließlich auf das Grundwasser selbst, welches vergleichsweise einfach aus Messstellen gefördert werden kann. Nur in Ausnahmefällen wird auch die Matrix (das Sediment bzw. Festgestein) besammelt, da dies zeit- und kostenintensive Bohrungen benötigt. Gerade aus Sicht der Mikrobiologie stellt dies eine enorme Einschränkung dar, da der Großteil aller Mikroorganismen an den Oberflächen der Matrix festsitzend lebt (Alfreider et al., 1997; Griebler et al., 2001). Solche Untersu-

D

ANNEX

chungen sind dennoch sinnvoll, da die Ergebnisse Zustände im Aquifer widerspiegeln und einen zeitlichen bzw. auch räumlichen Vergleich zulassen. Ein weiteres Problem stellt die teils fehlende Standardisierung dar. Während es für die Entnahme von Wasserproben zur nachfolgenden chemischen Analyse etablierte Vorschriften und Regelwerke gibt, ist die Probenahme der Biologie kaum standardisiert. DIN-Vorschriften und Regelwerke enthalten lediglich Vorgaben für die Entnahme von Proben zur Bestimmung hygienisch relevanter Keime (z.B. DIN 38402-A14, DIN 38411-K1). Bei der Gewinnung von Wasser- und Feststoffproben für mikrobiologische Untersuchungen sind, im Vergleich zu einer Probenahme für physikalisch-chemischen Untersuchungen, zusätzliche Anforderungen zu berücksichtigen, vor allem eine hohe Anforderung an Sauberkeit (z.T. Sterilität) aller verwendeten Geräte und Materialien (Guderitz & Hahn, 2012). Davon abgesehen, kann eine Untersuchung von Grundwasser hinsichtlich seiner chemischen und mikrobiologischen Eigenschaften gut kombiniert werden, da für die Entnahme des Wassers aus dem Untergrund dieselben Anforderungen gelten.

Für die Besammlung der Fauna gibt es bis dato kein standardisiertes Verfahren. Verschiedene internationale Arbeitsgruppen schwören auf ihre „Hausmethode“. Im Wesentlichen kann werden Verfahren zur Probenahme unterscheiden. (1) Das Fördern von Grundwasser mit geeigneten Pumpen (z.B. Kolbenhubpumpe), die eine mechanische Beschädigung der Tiere vermeiden. (2) Das Besammeln des Messstellensumpfes mittels Netzsammler und (3) Fallen, die gelegentlich

zum Einsatz kommen, wenn wiederholte Probenahmen und eine hohe räumliche Auflösung gefragt sind. Im hier vorgestellten Projekt kam ausschließlich der Grundwasser- netzsammler als kostengünstige und zeitsparende Methode zum Einsatz.

Weitere Hinweise für die Probenahme

Zu Beginn einer jeden Probenahme wurde an den Grundwasser- messstellen mit einem Lichtlot der Grundwasserstand (Tiefe des Grundwasserspiegels) – bezogen auf die Pegeloberkante – gemessen. Anschließend wurde mit Hilfe eines Schöpfers (Aquasampler, 750 ml, Bürkle GmbH; Abb. A-1-1) Pegelwasser für chemisch-physikalische Untersuchungen entnommen. Um Verunreinigungen oder Verschleppungen zwischen den Probenahmen zu vermeiden, wurde der Aquasampler nach jeder Beprobung in einem Köcher mit 3 % Wasserstoffperoxid-Lösung (H₂O₂) zwischengelagert. Unmittelbar vor der nächsten Probenahme wurde er mit destilliertem Wasser gespült. Die Wasserproben wurden knapp über Grund der Messstelle entnommen.

1.1.1 Probenahme für die Fauna

Die Grundwassertiere wurden mit dem Netzsammler ent- nommen (Abb. A-1-1). Dabei wurde das Netz, das an dem

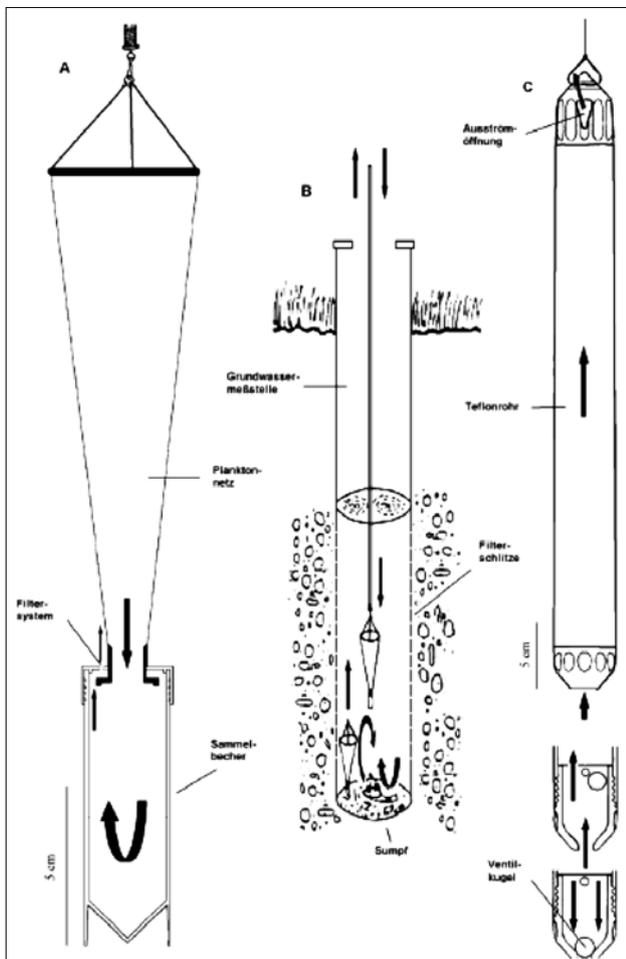


Abb. A-1-1: Schematischer Aufbau des Netzsammlers (A), der Gebrauch des Netzsammlers (B) und des Aquasamplers (C).

daran befindlichen, austauschbaren 50 ml Probengefäß mit Bleigewichten beschwert war, auf den Grund der Mess- stelle abgesenkt (Abb. A-1-1). Durch schnelles, ruckartiges Hochziehen wurde das Netz zehnmal auf und ab bewegt und dabei das vom Boden in die Wassersäule verwirbelte Sediment mit den darin lebenden Tieren im Netz gefan- gen. Nach dem Heraufziehen wurde das Netz mit Wasser gespült, um im Netz hängende Tiere in das Probengefäß zu überführen. Das Gefäß wurde anschließend verschlos- sen und durch ein neues Probenröhrchen ersetzt, mit dem die nächste Messstelle beprobt werden konnte. Die Faunaproben wurden noch am gleichen Tag unter dem Stereomikroskop lebend nach taxonomischen Großgrup- pen separiert und für die spätere Auswertung in 70%igem Ethanol konserviert. Sehr reich besiedelte Proben wurden zum späteren Aussortieren mit 4 % Formaldehyd fixiert und mit Bengalrosa angefärbt.

Nach erfolgter faunistischer Probenahme wurde, ebenfalls mit dem Netzsammler und mit gleicher Technik, Sediment und darin befindlicher Detritus vom Boden der Messstelle entnommen, um die Nährstoffsituation der Messstellen (TOM und C/N Verhältnis) zu untersuchen.

Zur Probenahme mit dem Aquasampler und dem Netz- sammler wurde eine, ursprünglich aus der Seenforschung stammende, Handwinde mit 200 m Schnur verwendet. Die beiden zur Fixierung der Seilwinde verwendeten Konstru- tionen für Überflur- und Unterflurmessstellen (Abb. A-1-2) sind Spezialkonstruktionen der Firma UWITEC (Mondsee, Österreich).



Abb. A-1-2: Für die Probenahme verwendete Seilwinde mit zwei verschiedenen Halterungskonstruktionen.

1.1.2 Probenahme für die Grundwassermikrobiologie und -chemie

Im Anschluss an die Probenahme im Standrohr wurde mit Hilfe einer Tauchpumpe (MP1, Grundfos) das umlie- gende Grundwasser gefördert, wobei das Standwasser zuerst entsprechend ausgetauscht wurde, durch Pumpen des 2–3 fachen Pegelvolumen (DIN 38402-A 13). Anschlie- ßend wurden die verschiedenen Gefäße für nachfolgende chemische und mikrobiologische Untersuchungen konta- minationsfrei abgefüllt.

1.2 Analyse ausgewählter abiotischer und biotischer Messgrößen und abgeleitete Maßzahlen

Die physikalisch-chemische, mikrobiologische und faunistische Analyse der Grundwasserproben unterschied sich in mancherlei Hinsicht. In Projektphase 1 wurden physikalisch-chemische Untersuchungen von Grundwasserproben am Helmholtz Zentrum München durchgeführt. In Projektphase 2 wurde diese Analyse wegen des hohen Probenaufkommens an verschiedene Labore in Nähe der Untersuchungsstandorte vergeben. Dies galt auch für die biologischen Messgrößen BSB₅, KBE und *E. coli*. Davon abgesehen wurden alle mikrobiologische Analysen am Helmholtz Zentrum München durchgeführt. Zur weiteren Charakterisierung der Bakteriengemeinschaften, wurde auf Basis ihrer Zusammensetzung (Anzahl [Richness] und relative Abundanz von; Operational Taxonomical Units[OTUs]) die Maßzahlen Shannon Diversität und Evenness abgeleitet.

Ähnliches gilt für die Fauna. Die Tiere wurden unter dem Stereomikroskop sortiert und bestimmt. Die Artenzahl (Richness) und die relative Häufigkeit einzelner Arten (Evenness) diente als Basis zur Berechnung der Shannon Diversität als wichtige ökologische Maßzahl. Alle Faunaproben wurden an der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau ausgewertet.

Alle im Grundwasser erfassten abiotischen und biotischen Messgrößen sind zur Übersicht in Tabelle A-1-1 aufgelistet. Neben der prioritären Untersuchung des „echten“ Grundwassers (Aquiferwasser), welches mittels einer Tauchpumpe (MP1, Grundfos) gefördert wurde (DIN Norm 38402-A 13, 1985), wurden ausgewählte Messgrößen auch im Standwasser der Messstellen (Pegelwasser) bestimmt (Tab. A-1-1). Diese Untersuchungen erlaubten Rückschlüsse auf die Lebensbedingungen der Invertebraten, die aus dem Pegelsumpf gesammelt wurden.

1.2.1 Mikrobiologie

Gesamtzellzahl (Bakterielle Abundanz)

Die Anzahl der Bakterien in einer unbelasteten Grundwasserprobe ist generell um 1–2 Größenordnungen geringer als in einer Probe gleichen Volumens aus einem Oberflächengewässer. Daher ist dieser mikrobiologische Parameter ein wichtiger Zeiger für mögliche organische Belastungen und Einflüsse aus anderen Systemen. Die Gesamtzellzahl ist zugleich ein Maß für die gesamte bakterielle Biomasse, da Bakterien in Grundwasserökosystemen morphologisch meist sehr einheitlich und von ähnlicher Größe sind (Griebler 2003). Eine Zelle entspricht in etwa 15-50 fg Kohlenstoff (Griebler 2012). Bei der Bestimmung der Gesamtzellzahl in einer Wasserprobe werden alle Bakterien erfasst, die DNA enthalten, d.h. lebende (aktive und schlafende), geschädigte und auch zum Teil auch tote Zellen. Innerhalb dieses Projektes wurde die Gesamtzellzahl in Phase 1 zunächst

erfasste Messgrößen	Standwasser	Grundwasser
Temperatur [°C]	x	x
gelöster Sauerstoff [mg L ⁻¹]	x	x
Redox [mV]		x
pH-Wert	x	x
Leitfähigkeit [µS/cm]	x	x
gelöst. reakt. Phosphat [mg L ⁻¹]	x	x
Sulfat [mg L ⁻¹]	x	x
Chlorid [mg L ⁻¹]	x	x
Nitrat [mg L ⁻¹]	x	x
Ammonium [mg L ⁻¹]	x	x
Eisen gesamt [mg L ⁻¹]	x	x
Säurekapazität (pH 4.3)	x	x
Kalzium [mg L ⁻¹]	x	x
Magnesium [mg L ⁻¹]	x	x
Natrium [mg L ⁻¹]	x	x
Kalium [mg L ⁻¹]	x	x
Karbonathärte	x	x
DOC [mg L ⁻¹]	x	x
TOC [mg L ⁻¹]	x	x
TOM [mg L ⁻¹]	x	x
KBE [x 10 ⁷ l ⁻¹]	x	x
Coliforme Keime [1/100ml]	x	x
<i>E. coli</i>	x	x
BSP [mg O ₂ L ⁻¹ h ⁻¹]		x
BA [Zellen x 10 ⁴ mL ⁻¹]		x
BCP [ng C L ⁻¹ h ⁻¹]		x
TRFLP		x
Invertebraten	x	
Cadmium [mg L ⁻¹]		x
Blei [mg L ⁻¹]		x
Kupfer [mg L ⁻¹]		x
Zink [mg L ⁻¹]		x
Nickel [mg L ⁻¹]		x
Chrom [mg L ⁻¹]		x
Arsen [mg L ⁻¹]		x
Aluminium [mg L ⁻¹]		x
Kobalt [mg L ⁻¹]		x
Mangan gesamt [mg L ⁻¹]		x

Tab. A-1-1: Zusammenstellung aller Messgrößen, die im Rahmen des Projekts im Grundwasser, im Messstellen-Standwasser und oder im Sediment des Pegelsumpfes erfasst wurden.

über Direktzählung im Fluoreszenzmikroskop bestimmt (Steube et al. 2009). Da diese Methode sehr zeitaufwendig ist, wurde in Projektphase II zur Quantifizierung mittels Durchflusszytometrie wie von Hammes et. al (2008) beschrieben, übergegangen (für weitere Details siehe Bayer et al., 2012). In beiden Fällen wurden 50 mL Wasserproben vor Ort mit Glutardialdehyd fixiert (2,5% Endkonzentration) und anschließend bis zur weiteren Verarbeitung bei 4 ° C im Dunkeln gelagert.

Bakterielle Kohlenstoffproduktion (BKP)

Da die meisten Bakterien in der Lage sind, exogenes Leucin (essentielle Aminosäure zum Aufbau von Zellproteinen) in neu gebildete Zellbiomasse einzubauen, kann über die

Aufnahme und den Einbau von radioaktiv markiertem Leucin die bakterielle Kohlenstoffproduktion (BKP) in einer Wasserprobe bestimmt werden (z.B. Kirchman 1993; Tao et al. 2007; Fazi et al. 2008). Wasserproben müssen dazu frisch in Triplikaten und einer inaktivierten Kontrolle (bei sehr gering aktiven Wässern empfehlen sich 5 Parallelen und 2–3 Kontrollen) angesetzt und über einen Zeitraum von mehreren Stunden (hier 6–12 h) inkubiert werden. Unter Verwendung geeigneter Umrechnungsfaktoren wird das eingebaute Leucin in neu gebildete bakterielle Biomasse oder Zellen umgerechnet. Zusammen mit der Gesamtzellzahl erlaubt dies eine erste Abschätzung der Verdopplungszeit einer Bakteriengemeinschaft. Die 3H-Leucin Methode führt in der Regel zu einer Überschätzung der Biomasseproduktion. Als Protokoll für die Probenverarbeitung wurde eine etwas modifizierte Version von Kirchman (1993) verwendet.

Adenosintriphosphat (ATP)

Es ist bekannt, dass nur ein Teil der in der Umwelt vorkommenden Mikroorganismen zum Zeitpunkt einer Untersuchung aktiv an Stoffumsätzen beteiligt ist (Haglund et al., 2002; Kieft & Phelps, 1997). Vor allem in unbelasteten Grundwässern ist die Zahl der wirklich aktiven Zellen wahrscheinlich vergleichsweise gering (Griebler 2012). Es ist daher sehr aufschlussreich, neben der gesamten mikrobiellen Biomasse (z.B. Gesamtzellzahl) die aktive Biomasse zu ermitteln. Ein gutes Maß dafür ist die intrazelluläre ATP-Konzentration (Hammes et al. 2010). ATP ist die Energiewährung in allen Zellen. Aktive Zellen zeichnen sich durch einen hohen und relativ konstanten ATP-Gehalt aus, während die ATP-Konzentration in inaktiven oder sterbenden Zellen rasch abnimmt. Die ATP-Bestimmung anhand von Biolumineszenz ist eine etablierte Methode (z.B. Karl 1993) und auch für Grundwasser nach entsprechender Optimierung einsetzbar (Eydal & Pedersen 2007; Hammes et al. 2010). Aus der ATP-Konzentration kann der Zellkohlenstoff der aktiven Zellen berechnet werden. Zur ATP-Bestimmung im Rahmen dieses Projekts wurde der BacTiter-Glo™ Microbial Cell Viability Assay von Promega nach leicht modifizierter Anleitung des Herstellers verwendet.

Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaft

Um einen ersten Aufschluss über die Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaften in den entnommenen Grundwässern zu erhalten, wurde die sogenannte T-RFLP (16S rDNA) Fingerprintingmethode eingesetzt. Mit dieser Methode wird ein Fingerabdruck einer Gemeinschaft gewonnen, jedoch keine Identifizierung der einzelnen Arten bzw. Gruppen durchgeführt. Die T-RFLP (Terminale RestriktionsFragment-LängenPolymorphismus) Analyse basiert auf der Detektion von mit Fluoreszenzfarbstoff markierten DNA Fragmenten, die anhand von Kapillarelektrophorese aufgetrennt werden und dabei ein charakteristisches Elektropherogramm produzieren (Avaniss-Aghajani et al., 1994; Clement et al., 1998). Die Auftrennung basiert auf den Fragmentlängen (angegeben in

Basenpaaren), die spezifisch für einzelne Arten bzw. Gruppen sind. Da jedoch bei dieser Analyse keine Sequenzinformation der vervielfachten DNA Abschnitte gewonnen wird, können den einzelnen Peaks (T-RFs) keine Art- oder Gattungsnamen zugewiesen werden. Sie sind somit operative taxonomische Einheiten (OTUs). T-RFs bzw. Peaks im Elektropherogramm repräsentieren im besten Falle eine Art oder auch mehrere Arten einer Gattung oder nah verwandten Gruppe.

Für die Extraktion der genomischen DNA wurden je 2,5 L Grundwasserwasser (in Doppelproben) in autoklavierten und vorher mit Säure gewaschenen Schottflaschen abgefüllt. Anschließend wurden die Proben kalt gestellt und innerhalb weniger Stunden filtriert (0,22µm Neolab, sterile Einmal-Filtrationseinheiten). Die Filter wurden auf Trockeneis gefroren und bei –20° C gelagert. Zur Extraktion wurden die Filter aufgetaut und mit Hilfe einer sterilen Schere in kleine Stücke geschnitten, die dann in ein ‚Bead Beating Cup‘ überführt wurden. Die weiteren Schritte der DNA Extraktion erfolgten nach einem Protokoll von Winderl et al. (2008). Nach Extraktion und Ausfällung der DNA wurden die Pellets in 15–25µL in EB Puffer resuspendiert und erneut bei –20° C gelagert. Weitere Analyse-schritte sind bei Stein et al. (2010) detailliert beschrieben.

Für die Erstanalyse der Elektropherogramme wurde die GeneMapper 5.1 Software (Applied Biosystems) verwendet. Die relative Abundanz einzelner Bakterienarten bzw. Gruppen (T-RFs = Fragmente) wurde von deren Peakhöhe abgeleitet. Peaks unter einem Schwellenwert von 100 Fluoreszenzeinheiten und Peaks, die mit ihrer Fläche weniger als 0,5% zur Gesamtpeakfläche beitragen, wurden als so genanntes „Hintergrundrauschen“ definiert und von den weiteren Analysen ausgeschlossen (Lueders & Friedrich 2003). Für das automatisierte Peak-Alignment wurde die Software T-REX eingesetzt (Smith et al. 2005). Dabei wurde als Clustering-Grenzwert der Wert von ±1 bp verwendet, um Peaks zu einem gemeinsamen T-RF zu gruppieren.

Die Rohdaten aus den T-RFLP Analysen wurden herangezogen, um die Richness (Gesamtzahl an TRFs), Biodiversität (Shannon-Wiener Index), und die Evenness (relative Abundanz einzelner T-RFs) zu berechnen. Der Shannon-Wiener Index ist eine mathematische Formel zur Berechnung der Diversität (siehe Hill et al. 2003). Dieser hat sich bewährt, um die Biodiversität verschiedener Standorte bzw. Ökosysteme miteinander zu vergleichen. Die Evenness ist ein Maß für die relative Abundanz der verschiedenen T-RFs. Hierbei wird die Gleichmäßigkeit der Verteilung in Bezug auf deren Häufigkeit berücksichtigt. Eine Gemeinschaft, die von wenigen T-RFs dominiert wird, hat eine geringe Evenness (<0,5). Steigt die Richness und die Evenness an, so erhöht sich auch die Diversität.

Koloniebildende Einheiten (KBES)

Um neben den „modernen“ mikrobiologischen und molekularen Parametern auch „traditionelle“ und in der wasserwirtschaftlichen Praxis etablierte Messgrößen zu berücksich-

tigen, wurden von Grundwasser- und Pegelwasserproben Plattentests zur Bestimmung der Kolonienbildenden Einheiten (KBEs) auf R2A Agar durchgeführt. Obwohl bekannt ist, dass dieses Verfahren die tatsächliche Lebendkeimzahl signifikant unterschätzt (Untersuchungen am Standort in Mittenwald ergaben beispielsweise im Jahr 2010 einen Anteil von 0,1 bis 5,6 % der KBEs an der Gesamtzellzahl; Yuxiang Zhou, unveröffentlichte Daten), erlaubt es in vielen Fällen einen ersten mikrobiologischen Vergleich zwischen Standorten.

Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB5)

Der Biologische Sauerstoffverbrauch ist eine Maßzahl für die Summe des im Wasser gelösten, rasch abbaubaren, organischen Kohlenstoffs. Der biologische Sauerstoffbedarf wird in der Regel als BSB5 bestimmt. Dabei wird die nach 5 Tagen bei 20 ° C verbrauchte Menge an Sauerstoff in Milligramm pro Liter bestimmt. Der BSB5 wird vor allem bei der Überwachung von Abwasser (Kläranlagen) und Oberflächengewässer eingesetzt. Er dient zur Bewertung einer organischen Belastung. Für unbelastete Grundwässer ist der BSB5 im Normalfall zu wenig sensitiv, und die Werte sind selten höher als 1 mg L⁻¹. Da es sich aber um eine etablierte und häufig in der Wasserwirtschaft eingesetzte Messgröße handelt, wurde der BSB5 für alle Grundwasserproben in Projektphase 2 bestimmt. Zusätzlich wollten wir testen, ob es Korrelationen zwischen der Fauna, der Sauerstoffmenge, der Konzentration an organischem Material und dem BSB5 gibt. Der Biologische Sauerstoffbedarf wurde nach DIN EN 1899-1 bestimmt.

Escherichia coli (E. coli) und coliforme Keime

Die Anwesenheit von *Escherichia coli* (≥ 1 Kolonie je 100 mL) ist eine etablierte Indikatorgröße für die potentiell fäkale Verunreinigung von Wasser. Eine fäkale Verunreinigung birgt die Gefahr der Anwesenheit pathogener Keime und somit ein Risiko für die menschliche Gesundheit. Ein weiteres jedoch weniger aussagekräftiges Maß ist die Anzahl (Kolonien) an coliformen Keimen. *E. coli* und coliforme Keime wurden nach DIN ISO 9308-1 bestimmt.

1.2.2 Fauna

Die faunistische Auswertung erfolgte durch Vorsortieren und Zählen der Lebendproben und dem anschließenden taxonomischen Bestimmen fixierter und präparierter Tiere unter dem Stereomikroskop. Crustaceen, Polychäten, Oligochäten und Gastropoden wurden auf Artniveau bestimmt. Die restlichen Tiere wurden folgenden taxonomischen Großgruppen zugeordnet: Nematoden, Acari und Turbellarien.

Diversität, Richness, Abundanz und Evenness

Gleichermaßen wie für die mikrobiellen Gemeinschaften, liefern die Summenparameter der Fauna, i.e. die Richness

(Taxa- bzw. Artenzahlen) und die Abundanz (Individuenzahlen), die Basis für die Berechnung der Diversität (Shannon-Index). Diese Maßzahlen liefern wichtige Erkenntnisse zum Status des Ökosystems indem sie Rückschlüsse auf den Oberflächeneinfluss, die Nahrungssituation sowie den Sauerstoffgehalt im Aquifer zulassen.

Autökologische Zuordnung - Stygobionte, Stygophile und Stygoxene

Das Verhältnis zwischen stygobionten und nicht-stygobionten Arten liefert wertvolle Informationen zur Gemeinschaftsstruktur und lässt Rückschlüsse auf die Versorgung mit organischem Material und somit den standörtlichen Einfluss der Oberfläche zu. Die Tiere, die bis auf Artniveau identifiziert werden konnten (Crustaceen, Oligochäten, Polychäten, Gastropoden), wurden je nach ihrer ökologischen Präferenz/Einnischung in echte Grundwasserbewohner (Stygobionte) und Oberflächenarten (Stygoxene) bzw. nicht obligate Grundwasserbewohner (Stygophile und Euryöke) unterteilt. Eine Unterscheidung von Stygoxenen, Stygophilen und Euryöken ist bei aktuellem Wissensstand nicht immer eindeutig möglich. Aus diesem Grunde wurden in den aktuellen Auswertungen diese Tiere zu Nicht-Stygobionten zusammengefasst, die den Stygobionten gegenüber stehen.

Der Grundwasserfaunaindex (GFI)

Dieser Index wurde von Hahn (2006) als eine Maßzahl zur Charakterisierung von Grundwasserökosystemen vorgeschlagen. Der GFI zeigt die Stärke des ökologisch relevanten, hydrologischen Austauschs mit der Oberfläche an. Anhand des GFI können drei Gruppen von Habitaten innerhalb eines Grundwasserleiters unterschieden werden: (1) Zonen mit schwachem, (2) mittlerem und (3) starkem hydrologischen Austausch. In Bezug auf die Nahrungsversorgung werden diese als oligo-, meso- und eualimonisch (Alimonium = Nahrung, Versorgung) bezeichnet und sind durch unterschiedliche Faunengemeinschaften geprägt (Hahn 2006). Der GFI wird aus folgender Formel berechnet:

$$\text{GW-Fauna-Index} = \sqrt{\text{gelöster O}_2 \text{ (mg/l)}} \times \sqrt{\text{relative Detritusmenge}} \times \text{SD Temperatur O}_2$$

O₂: Sauerstoff
SD: Standardabweichung (standard deviation)

Die Stärke des Oberflächeneinflusses lässt sich anhand der Temperaturamplitude beschreiben. Je geringer die Amplitude, desto geringer ist auch der Oberflächeneinfluss und umgekehrt. Weiterhin sind die Sauerstoffkonzentration und die Detritusmenge in der Formel des GFI enthalten. Beide Messgrößen stellen Schlüsselparameter für die Invertebratenbesiedlung im Grundwasser dar, und zeigen die Stärke des ökologisch relevanten Oberflächeneinflusses an.

1.2.3 Ausgewählte Messgrößen für die Hydrochemie

Allgemeine physikalisch-chemische Parameter wie Tempe-

ratur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, gelöster Sauerstoff und Redoxpotential wurden mittels Feldsensoren (WTW-Multiline) vor Ort im Gelände gemessen. Die Elektroden wurden dazu entweder in die vorsichtig entleerten Wassers schöpferproben mit Pegelwasser getaucht oder in eine Durchflusszelle integriert, um im gepumpten Grundwasser vor Atmosphärenkontakt zu messen. Für weitere Analysen im Labor wurden Wasserproben in entsprechend vorbehandelte Glas- oder Kunststoffgefäße gefüllt. Für die Bestimmung des Phosphatgehalts wurden Wasserproben an Ort und Stelle filtriert und für die Bestimmung des DOC (TOC)-Gehalts zusätzlich fixiert (Zugabe von HCL bis pH \leq 2). Alle Proben wurden bis zur weiteren Verarbeitung gekühlt und im Dunkeln gelagert.

Ausgewählte Parameter, die das Potenzial besitzen systemfremde bzw. anthropogene Einflüsse anzuzeigen, werden im Folgenden kurz erläutert.

Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit steht für die Summe der im Wasser gelösten Ionen (Salzgehalt) bzw. kann als Messung der Summe der Ionenaktivität aufgefasst werden. Diese können natürlichen Ursprungs sein (z.B. durch Verwitterung von Gesteinen) oder aber menschlicher Herkunft (z.B. aus Streusalz, Abwasser). Eine hohe Leitfähigkeit kann daher einen ersten Hinweis auf einen anthropogenen Einfluss geben bzw. zeigt sie einen hohen Mineralisierungsgrad des Wassers an. Die Leitfähigkeit ist ein stabiler Parameter, und kann deshalb als Tracer für die Herkunft eines Wassers genutzt werden.

Redoxpotential

Das Redoxpotential steht hier für das Reduktions-/Oxidationspotential einer Wasserprobe, welches im Vergleich zu einem Standardredoxpotential bestimmt wird. In biologischen Systemen ist das Standardredoxpotential bei pH 7,0 und einem von Wasserstoffpartialdruck von einem 1 bar gegen eine Standard-Wasserstoffelektrode definiert. Das Redoxpotential ist eine in der Umwelt nicht verlässlich bestimmbare Größe (Fehler von \pm 50mV). Die Grenze zwischen oxidischen und anoxischen Bedingungen liegt bei +50 mV. Das Redoxpotential des Grundwassers liegt im Allgemeinen zwischen -400 (stark reduziert) und +800 mV (stark oxidiert). Die Kenntnis des Redoxpotentials ist vor allem deshalb wichtig, weil einzelne mikrobiologische Prozesse vorwiegend innerhalb eines bestimmten Redoxbereichs ablaufen und das Redoxpotential einen großen Einfluss auf die Löslichkeit von Metallen hat.

Gelöster Sauerstoff

Grundwasser ist meist sauerstoffuntersättigt. Die Konzentration des im Grundwasser gelösten Sauerstoffs liegt in der Regel zwischen 0 und 8 mg L⁻¹. Sauerstoffgesättigtes Wasser

enthält bei 8 bis 10 ° C (= typische Grundwassertemperaturen) etwa 9,5 bis 12 mg L⁻¹. Sauerstoff wird ausschließlich über die Grundwasserneubildung in das Grundwasser eingetragen. Der Sauerstoffgehalt des Grundwassers ist von biochemischen Umsetzungsprozessen abhängig. Vor allem eine ausgeprägte biologische Aktivität sowie die Anwesenheit von reduzierten chemischen Verbindungen können zu einer raschen Zehrung und unter Umständen zu einem vollständigen Verbrauch des gelösten Sauerstoffs führen. Typische Merkmale reduzierter Grundwässer sind erhöhte DOC-, Phosphat-, Eisen- und Mangankonzentrationen sowie das Auftreten von Nitrit und Ammonium bei gleichzeitigem Fehlen von Nitrat (Hütter 1994, Kunkel et al. 2004).

Kalium

Bei Kalium handelt es sich um ein Alkalimetall, das aufgrund seiner starken Adsorption an Tonminerale im Grundwasser i. d. R. nur in sehr geringen Konzentrationen, unter 5 mg L⁻¹, vorkommt. Da Kalium aber ein wichtiger Pflanzennährstoff ist, findet man in Regionen mit intensiver Landwirtschaft (Kalidünger) vor allem in Kombination mit sorptionsschwachen Böden anthropogen erhöhte Kaliumkonzentrationen im Grundwasser. Zusätzlich können Salzlagerstätten, aufsteigende Tiefenwässer, Abwässer und Deponien zu erhöhten Kaliumgehalten im Grundwasser führen (Kunkel et al. 2004).

Nitrat und Ammonium

Nitrat und Ammonium kommen im unbelasteten Grundwasser nur in geringen Konzentrationen vor (meist < 10 mg L⁻¹). Nitratsalze sind sehr gut wasserlöslich, daher gibt es kaum Nitratgesteine. Festgelegtes Ammonium ist nicht austauschbar in Silikatgitter eingebaut und wird nur in sehr geringen Mengen durch Verwitterung freigesetzt. Erhöhte Nitratgehalte – und in reduzierten Grundwässern erhöhte Ammoniumgehalte – sind daher ein deutlicher Hinweis auf Einträge, meist aus der landwirtschaftlichen Düngung (Kunkel et al. 2004). In reduzierten Grundwässern wird Nitrat, sofern ausreichend organischer Kohlenstoff verfügbar ist, mikrobiell sehr rasch über Nitrit zu N₂O und N₂ umgesetzt. Möglich ist auch eine mikrobielle Umsetzung von Nitrat zu Ammonium (Nitratammonifikation).

(Ortho-)Phosphat

Phosphatgehalte < 0,05 mg L⁻¹ sind meist geogenen Ursprungs. Phosphat ist allerdings ein wichtiger Pflanzennährstoff und gelangt daher regelmäßig über Düngemittel aus der Landwirtschaft ins Grundwasser. Unter oxidischen Bedingungen komplexiert Phosphat überwiegend mit Eisenphasen oder Kalzium. Diese Komplexe werden unter reduzierten Bedingungen instabil und Phosphat remobilisiert. Vor allem in reduzierten Grundwässern kommt es daher nicht selten zu erhöhten Phosphatkonzentrationen.

Organischer Kohlenstoff (DOC, AOC und TOC)

Der DOC-Wert ist ein Summenparameter für den Kohlenstoff aller im Grundwasser gelösten organischen Verbindungen. Als gelösten organischen Kohlenstoff (dissolved organic carbon: DOC) bezeichnet man jene Fraktion, die einen 0,45µm Filter passiert. In reduzierten Grundwässern können die DOC-Konzentrationen 5 mg L⁻¹ und mehr betragen, in oxidierten, unbelasteten Grundwässern sind DOC-Werte deutlich geringer. Die DOC Fraktion kann noch weiter in den rasch biologisch umsetzbaren (biodegradable) DOC (= BDOC) und in den von Bakterien assimilierbaren DOC (= AOC) unterschieden werden. Diese Unterscheidung ist vor allem aus mikrobiologischer Sicht sinnvoll, da nur der zeitnah biologisch umsetzbare Anteil Basis für die aktuelle mikrobielle Aktivität sein kann. Typische BDOC Werte im oberflächennahen Grundwasser liegen bei 20% des DOC Gehalts (Mindl et al., 2000). AOC Werte sind entsprechend geringer, da nur der assimilierte Anteil gemessen wird. Die Assimilationseffizienz von einzelnen Bakterien beim Abbau von organischen Verbindungen kann in Abhängigkeit der Redoxbedingungen sehr unterschiedlich sein und wenige Prozent bis 70% betragen. AOC Werte bewegen sich daher meist im Bereich von 10-100µg L⁻¹ (Griebler 2012). Werden zusätzlich zum DOC auch kleinere Partikel (≤500µm) im Wasser erfasst, spricht man vom TOC (total organic carbon). DOC Messungen wurden an einem TOC-Analyser durchgeführt. Für den AOC wurden drei Parallelproben von 45 ml in säuregewaschene Glasflaschen sterilfiltriert, mit 5 mL der natürlichen Bakteriengemeinschaft angeimpft (5 ml unfiltriertes Grundwasser) und dann für 30 Tage bei *in situ* Temperatur im Dunkeln inkubiert. Zu Beginn und zu Ende der Inkubationszeit wurde die Bakteriengesamtzellzahl bestimmt. Die Zunahme an Zellen bzw. bakterieller Biomasse (= assimilierter organischer Kohlenstoff) wurde später in Kohlenstoff umgerechnet (Hammes et al. 2005).

Organischer Anteil im Sediment (TOM) und C/N Verhältnis

Die aus dem Messstellensumpf entnommenen Sedimentproben wurden auf ihren organischen Gehalt und das Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis untersucht. Der gesamte organische Anteil in einer Festprobe (TOM, total organic matter) wird vereinfacht durch den Glühverlust einer getrockneten Sedimentprobe bei 400 ° C in 5h ermittelt. Das C/N-Verhältnis gibt weitere Auskunft über die Qualität des organischen Materials im Pegelschlamm (Schallenberg & Kalff 1993). Je mehr Stickstoff vorhanden ist desto frischer und für Mikroorganismen verwertbarer ist das organische Material. Umgekehrt deutet ein hohes C/N Verhältnis auf einen großen Anteil refraktärer, also schwer abbaubarer organischer Verbindungen wie Huminstoffe hin (Wetzel 2001). Für die Behandlung und Konservierung der Proben wurde nach AQS-Mekblatt P / 15 „Sedimentuntersuchung“ der LAWA vorgegangen (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, 2008). Die Bestimmungen erfolgten nach DIN EN 12880 (Trockenmasse und Wassergehalt), DIN 38406 T3

(Bestimmung des TOC) und nach DIN 38409 T11 (Bestimmung des Gesamtstickstoffs nach Kjeldahl).

Wasserisotope (³H, ²H/¹H, ¹⁸O/¹⁶O)

Das Verhältnis von ¹⁸O/¹⁶O und ²H/¹H im Wasser kann den Einfluss von Oberflächenwasser bzw. starke Verdunstung anzeigen. Im Idealfall können die Mischungsanteile von Oberflächenwasser und Grundwasser in einer Probe abgeschätzt werden. Die Tritiumkonzentration (³H) im Wasser wird zur Altersdatierung verwendet. Da das meiste Tritium im Wasser aus den Atombombenversuchen der 1950er und 60er Jahre stammt und stetig abnimmt, kann man heute bei alleiniger Bestimmung der Tritiumkonzentration Wasser kleiner 20 Jahre und größer 90 Jahre kaum voneinander unterscheiden.

1.2.4 Strukturmerkmale

Tiefe der Messstelle

Die Ausbautiefe der Messstellen wurde in den statistischen Analysen mit berücksichtigt, da in einer Reihe von tiefenorientierten ökologischen Untersuchungen ein Zusammenhang zwischen der Tiefe unter Bodenoberkante und dem Auftreten einzelner Vertreter der Grundwasserfauna und deren Abundanz gefunden wurde. Allerdings prägt in der Regel nicht die absolute Tiefe einer Messstelle, sondern die Stärke des hydrologischen Austausches mit der Oberfläche als auch die Heterogenität des Untergrunds die Gemeinschaften. Da sich im Messstellensumpf (Pegelboden) – je nach der Länge der Verfilterung – Tiere aus allen Tiefen sammeln können, ist der Einfluss der Pegeltiefe mit Vorsicht zu betrachten. Auch für Mikroorganismen wurde gezeigt, dass diese sich ungleichmäßig zur Tiefe hin verteilen. Ähnlich wie für die Fauna spielen Faktoren wie Sedimentstruktur, Verfügbarkeit von Nährstoffen eine wesentlich wichtigere Rolle als die absolute Sedimenttiefe.

Distanz zum nächsten Oberflächengewässer

Um den möglichen direkten Einfluss von Oberflächengewässern (Bächen, Flüssen, großen Teichen und Seen) auf einzelne Messstellen zu berücksichtigen, wurde die nächste Entfernung zu einem Oberflächengewässer erfasst. Die Abschätzung der Entfernung erfolgte bei nahen Gewässern vor Ort, in allen anderen Fällen unter Zuhilfenahme von Google Maps. Als Konsequenz daraus wurden in größerer Entfernung auch nur größere Gewässer erfasst.

Annex 2: Kurzbeschreibung weiterer Untersuchungsgebiete die im Rahmen vorangegangener Projekte untersucht wurden

2.1 Sachsen-Anhalt

In Sachsen-Anhalt wurden in den Jahren 2008 und 2009 insgesamt 78 Grundwassermessstellen wiederholt faunistisch und chemisch-physikalisch untersucht. Die Messstellen verteilen sich über das gesamte Bundesland auf insgesamt sieben unterschiedliche hydrogeologische Bezugseinheiten und umfassen Karst-, Kluft- und quartäre Lockergesteinsleiter (Abb. A-2-1).

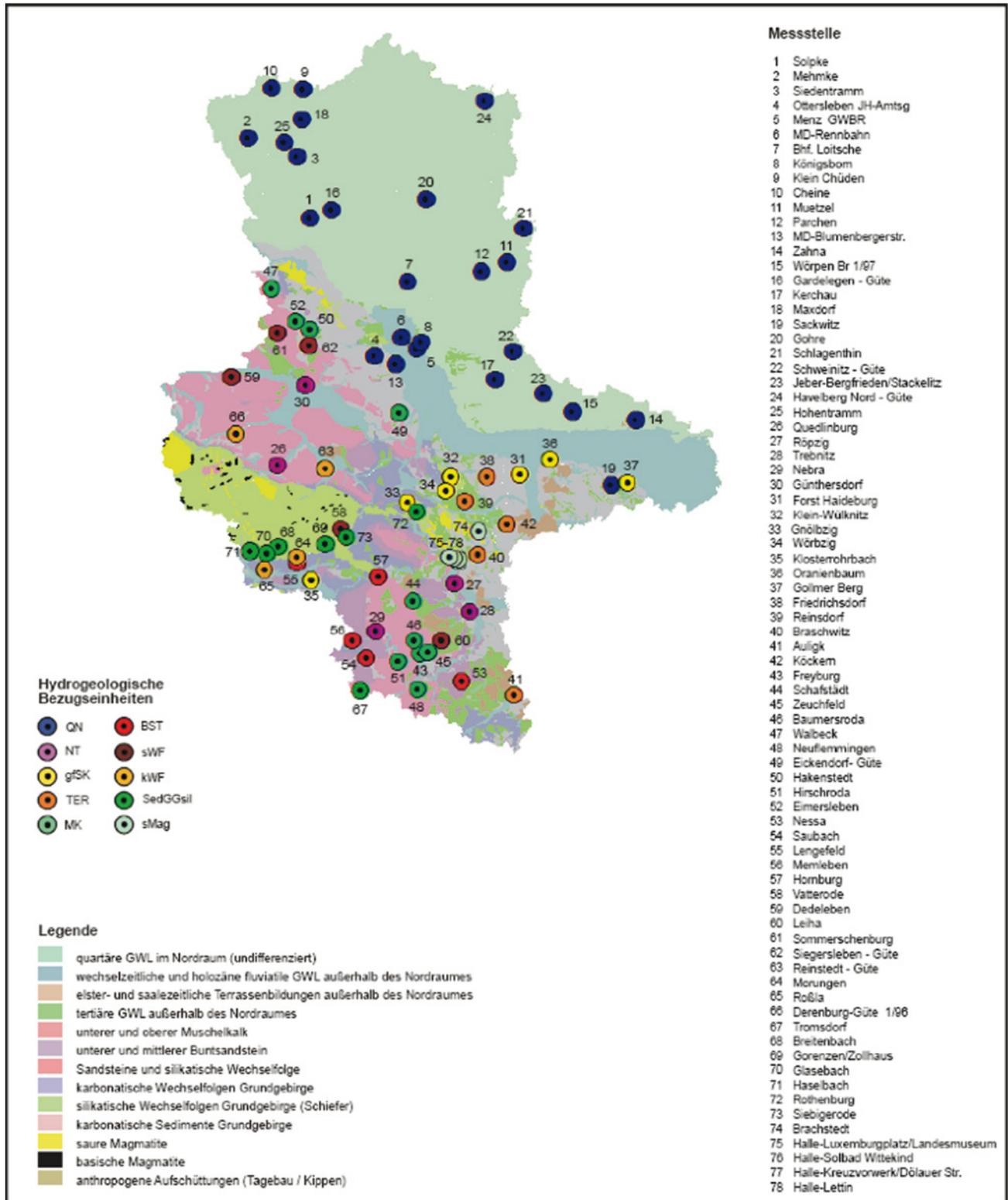


Abb. A-2-1: Verteilung der 78, in die aktuellen Untersuchungen einbezogenen, Grundwassermessstellen in den hydrogeologischen Bezugseinheiten des Landes Sachsen-Anhalt (Matzke et al. 2009).

Die in Sachsen-Anhalt erhobenen faunistischen Daten sind mit dem Faunadatensatz des UBA-Projektes vergleichbar, da hier ebenfalls die Tiere mit der Netzsammelermethode aus dem Messstellenrohr entnommen wurden. Eine detaillierte Beschreibung der Untersuchungsgebiete sowie angewandter Methoden ist Matzke et al. (2008 und 2009 unveröffentl. Berichte, Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft SA) zu entnehmen.

2.2 Münchner Schotterebene - Freising

Der Untersuchungsstandort Freising ist in die Münchner Schotterebene eingebettet. Die grundwasserreiche Schotterdecke erreicht im Süden Münchens bis 100m Mächtigkeit die kontinuierlich nach Norden hin abnimmt. Ähnliches gilt für den Grundwasserspiegel, der sich im Süden, in Abhängigkeit zur Topologie in Tiefen ≥ 10 m unter GOK befindet und am Nordrand der Schotterebene die Geländeoberkante erreicht. Die Münchner Schotterebene ist ein sogenannter Sander, ein breiter flacher Schwemmkegel, der über mehrere Eiszeiten hinweg entstanden ist.

Die Isar ist heute das wichtigste Fließgewässer im Gebiet und teilt die Ebene von Südwest nach Nordost in zwei Hälften. Die Untersuchungen konzentrierten sich auf ein Gebiet



Abb. A-2-2: Lage der 4 Messstellen im Untersuchungsgebiet Freising. Grundwasser wurde 5x verteilt über eine hydrologische Saison entnommen. Nähere Informationen zum Standort finden sich bei Brielmann et al. (2009).

am östlichen Stadtrand von Freising (Abb. A-2-2); die Stadt Freising liegt etwa 20 km im Nordosten von München am nördlichen Rand der Münchner Schotterebene. Besammelt wurde der oberflächennahe quartäre Lockergesteinsleiter, der in diesem Gebiet eine Mächtigkeit von etwa 8 bis 15m aufweist und den tertiären Schottern und Sanden aufliegt. Die mittlere Grundwassertemperatur beträgt hier $10,5^{\circ}\text{C}$. Die jährliche Niederschlagsmenge im Untersuchungsjahr 2007 betrug etwa 860 mm.



Gliederwurm (*Oligochaeta*), Foto: Günter Teichmann, Helmholtz Zentrum München

Annex 3: Rohdaten und Korrelationstabellen

MSt	JZ	GW-SP m	MSiT m	Temp °C	pH	LF mV cm ⁻¹	O ₂ mg L ⁻¹	Na ⁺ mg L ⁻¹	K ⁺ mg L ⁻¹	Ca ²⁺ mg L ⁻¹	Mg ²⁺ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mg L ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	NO ₃ mg L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg L ⁻¹
4785	F	14,71	28,75	10,1	7	853	0	14	1,1	180	6,6	35	0,870	0,5	24
	H	14,84	28,65	9,7	7	850	0	13	1,1	150	6,2	33	0,860	1,4	27
4783	F	12,7	23,74	9,5	7,5	703	0,8	19	1,5	130	8,1	30	≤0,005	10	90
	H	12,95	23,85	9,3	7,6	710	0,8	19	1,5	120	7,8	30	0,010	11	97
4732	F	16,33	23,42	10,1	7,3	727	0,1	10	1,7	150	8,6	39	0,820	0,5	57
	H	16,42	23,41	10,1	7,2	730	0,2	10	1,7	120	7,9	40	0,840	0,5	61
4790	F	13,96	26,6	9	7,3	761	8,4	18	1,0	140	12	31	≤0,005	46	58
	H	14,14	26,6	8,9	7,4	765	8,4	17	1,1	120	11	31	≤0,005	46	61
4796	F	7,2	13,8	9,9	5,8	110	0	5,4	1,6	11	1,8	12	1,100	1,4	1,5
	H	7,8	13,87	9,6	5,5	132	0,2	6,3	2,1	12	1,9	11	1,500	0,5	0,5
4797	F	16,75	23,8	9,8	7,3	405	0,2	6,9	0,9	73	2,9	13	0,460	0,5	0,5
	H	16,92	23,8	9,7	7,3	391	0,4	7,4	0,9	67	2,6	13	0,440	0,5	0,5
472	F	5,25	23,94	9,6	7,1	431	0,2	9	2,1	69	7,2	46	≤0,005	0,5	42
	H	5,75	23,95	9,4	6,7	439	0,4	9,8	2,8	62	6,2	47	0,210	0,5	50
646	F	8,12	17,86	10,3	7,3	473	0,1	8,3	1,0	89	4,6	23	≤0,005	0,5	52
	H	8,73	17,86	9,9	7,4	485	0,3	9,2	1,1	88	4,1	26	0,020	0,5	57
631	F	6,26	18	9,7	7,7	456	0,2	11	1,2	87	4,2	27	≤0,005	0,5	61
	H	7,1	17,98	9,5	7,6	448	0,2	11	1,2	80	3,9	26	0,010	0,5	61
362	F	4,77	26,9	10	7,5	470	0,5	8,2	1,8	91	6	22	0,040	0,5	50
	H	5,5	26,89	9,8	7,5	466	0,1	8	1,6	83	5,5	21	0,270	0,5	52
50	F	1,7	23,89	11,8	7,6	440	0,4	12	1,0	90	3,3	14	≤0,005	0,5	23
	H	2,26	23,97	9,7	7,5	430	0,3	10	0,8	78	2,8	15	0,020	0,5	26
29	F	6,87	15,9	10,6	5,5	366	0,1	15	3,7	41	6,5	32	≤0,005	0,5	92
	H	7,3	15,86	10	5,4	314	0,2	11	4,0	32	5,1	26	0,050	0,5	85
28	F	10,01	24,8	10,3	7,4	344	0,2	6	0,9	70	3,7	9,3	≤0,005	0,5	11
	H	10,46	24,82	10	7,4	351	0,5	6,3	1,1	61	3	11	≤0,005	0,5	12
62	F	7,31	18,85	10,3	5,3	268	0,2	15	1,5	21	5,1	40	≤0,005	0,5	45
	H	7,7	18,84	9,9	5,2	286	0,2	17	2,0	21	4,5	40	≤0,005	0,5	55
92	F	8	17,67	10,1	6,1	211	0,9	8,2	1,1	29	2,6	18	≤0,005	0,5	34
	H	8,38	18,7	9,9	6,2	224	0,4	9,1	1,4	27	2,2	19	≤0,005	0,5	39
371	F	9,2	29,78	10	7,5	438	0,1	6,9	1,0	91	3,2	16	≤0,005	0,5	68
	H	10,43	29,73	9,8	7,6	434	0,1	6,5	1,2	75	2,4	17	≤0,005	0,5	67
521	F	8,23	12	10,2	7	504	0,3	12	1,8	97	7,2	37	≤0,005	0,5	72
	H	8,76	11,96	10,1	7,3	541	0,4	11	1,7	87	5,3	40	≤0,005	0,5	86
392	F	8,76	29,65	9,3	6	95	0,3	7,7	0,4	4,1	1,7	7,6	≤0,005	0,5	15
	H	9,2	29,65	9,1	5,7	97	0,3	8,9	1,3	5,2	2,1	8,6	≤0,005	0,5	18
60	F	10,7	29,75	10,9	7,6	569	0,4	12	0,4	82	3,5	44	≤0,005	0,5	100
	H	11,68	29,71	10,1	7,6	578	0,2	14	1,3	94	4	44	0,050	1,5	110
591	F	11,1	24,3	11,3	7,5	606	0,4	13	0,6	90	4,5	40	≤0,005	0,5	81
	H	11,87	24,3	10,4	7,4	622	1	16	1,4	98	4,7	40	≤0,005	0,5	88
531	F	11,23	29,7	9,8	7,6	499	0,2	7,8	0,4	74	3,5	32	≤0,005	0,5	94
	H	11,81	29,7	9,5	7,6	498	0,3	8,4	1,1	78	3,6	30	≤0,005	0,5	95
12	F	10,47	16,4	9,9	5,5	422	7,3	19	2,7	32	10	43	≤0,005	46	72
	H	10,69	16,41	9,7	5,4	412	5,6	20	3,8	34	11	41	≤0,005	46	72
581	F	8,22	27,84	9,3	7,5	418	0,2	4,8	0,5	68	2,1	14	≤0,005	0,5	45

Tab. A-3-1(1): Messdaten Ratzeburg & Soltau (Frühjahr und Herbst 2009).

MSt	JZ	PO ₄ ³⁻ mg L ⁻¹	¹⁸ O-W ‰	² H-W ‰	DOC mg L ⁻¹	BA *10 ⁴	BKP ng C L ⁻¹ h ⁻¹	EVEN <i>E</i>	RICH# OTUs	DIV <i>H'</i>	BSB ₅ mg O ₂ L ⁻¹	CSB mg O ₂ L ⁻¹
4785	F	0,300	-7,73	-53,45	10	3,08	0,050	0,80	163	4,07	≤1,5	27
	H	0,430	-7,87	-55,00	10	22,91	0,160	0,79	171	4,08	≤1,5	24
4783	F	0,015	-8,78	-58,70	1,4	57,51	0,020	0,85	166	4,36	≤1,5	≤7,5
	H	0,160	-8,73	-60,20	2	14,57	0,090	0,84	144	4,17	≤1,5	≤7,5
4732	F	0,640	-8,37	-56,30	7,7	8,93	0,150	0,74	136	3,63	≤1,5	21
	H	0,870	-8,27	-56,65	7,1	45,05	0,260	0,72	152	3,59	≤1,5	18
4790	F	0,130	-8,65	-57,45	1,3	1,12	0,030	0,79	125	3,83	≤1,5	≤7,5
	H	0,015	-8,56	-56,60	1,4	5,32	0,050	0,84	191	4,43	≤1,5	≤7,5
4796	F	0,110	-6,65	-46,90	38	12,48	0,420	0,86	112	4,04	≤1,5	94
	H	0,150	-6,47	-47,00	32	32,22	0,350	0,85	125	4,12	≤1,5	72
4797	F	0,260	-5,67	-42,80	18	14,30	0,340	0,86	116	4,09	≤1,5	41
	H	0,310	-5,66	-41,25	15	34,26	0,370	0,80	144	3,95	≤1,5	33
472	F	0,070	-7,99	-52,40	0,6	19,07	0,020	0,77	114	3,66	≤1,5	≤7,5
	H	0,140	-7,91	-50,60	0,8	21,26	0,100	0,83	157	4,20	≤1,5	≤7,5
646	F	0,015	-8,22	-53,30	0,9	11,42	0,010	0,84	146	4,19	≤1,5	≤7,5
	H	0,070	-8,05	-53,25	1	22,07	0,080	0,86	158	4,36	≤1,5	≤7,5
631	F	0,580	-8,00	-50,80	3,2	36,17	0,070	0,80	202	4,27	≤1,5	≤7,5
	H	0,070	-7,83	-50,80	2,9	21,08	0,240	0,83	141	4,11	≤1,5	≤7,5
362	F	0,880	-8,25	-54,50	3,6	40,88	4,460	0,79	137	3,87	≤1,5	≤7,5
	H	0,015	-8,13	-53,25	4,1	39,13	0,190	0,80	155	4,01	≤1,5	≤7,5
50	F	0,240	-8,17	-53,55	1,3	25,92	1,490	0,77	90	3,45	≤1,5	≤7,5
	H	0,015	-7,93	-51,85	1,5	7,36	0,200	0,74	142	3,69	≤1,5	≤7,5
29	F	0,015	-8,15	-53,15	1,7	9,23	0,060	0,81	159	4,11	≤1,5	≤7,5
	H	0,015	-7,93	-51,55	1,9	32,19	0,100	0,77	177	3,97	≤1,5	≤7,5
28	F	0,320	-8,00	-52,85	0,8	3,31	0,020	0,80	110	3,77	≤1,5	≤7,5
	H	0,330	-7,93	-52,35	1	7,32	0,340	0,71	114	3,38	≤1,5	≤7,5
62	F	0,060	-7,99	-50,95	0,8	4,02	0,020	0,87	99	3,99	≤1,5	≤7,5
	H	0,090	-7,56	-49,20	1	30,04	0,100	0,91	63	3,78	≤1,5	≤7,5
92	F	0,090	-8,23	-53,15	0,9	0,96	0,020	0,82	128	3,98	≤1,5	≤7,5
	H	0,100	-8,18	-52,95	1,2	5,61	0,150	0,79	94	3,60	≤1,5	≤7,5
371	F	0,360	-8,40	-54,55	0,7	6,94	0,020	0,69	104	3,22	≤1,5	≤7,5
	H	0,370	-8,34	-54,35	1,1	7,70	0,060	0,74	140	3,63	≤1,5	≤7,5
521	F	0,015	-7,86	-51,45	2	21,07	0,110	0,79	163	4,01	≤1,5	≤7,5
	H	0,040	-7,74	-51,45	2,2	13,97	0,110	0,78	159	3,97	≤1,5	≤7,5
392	F	0,140	-8,25	-54,80	1,5	36,41	0,020	0,76	145	3,76	≤1,5	≤7,5
	H	0,200	-8,24	-54,55	1,5	8,61	0,220	0,75	115	3,54	≤1,5	≤7,5
60	F	0,340	-8,10	-53,70	1,2	27,68	0,220	0,83	131	4,05	≤1,5	≤7,5
	H	0,420	-8,01	-53,40	1,3	4,99	0,420	0,87	92	3,92	≤1,5	≤7,5
591	F	0,170	-8,32	-53,75	0,9	25,28	0,070	0,82	183	4,26	≤1,5	≤7,5
	H	0,150	-8,08	-53,10	1,2	3,25	0,710	0,84	150	4,23	≤1,5	≤7,5
531	F	0,130	-7,97	-52,75	0,9	16,59	0,030	0,74	161	3,76	≤1,5	≤7,5
	H	0,180	-8,04	-52,45	1	13,80	0,050	0,80	110	3,77	≤1,5	≤7,5
12	F	0,015	-8,05	-51,90	1,4	3,91	0,110	0,90	89	4,02	≤1,5	≤7,5
	H	0,015	-7,90	-52,40	1,5	13,89	0,050	0,81	224	4,37	≤1,5	≤7,5
581	F	0,660	-8,13	-51,70	1,2	14,60	0,030	0,83	113	3,94	≤1,5	≤7,5

Tab. A-3-1(2): Messdaten Ratzeburg & Soltau (Frühjahr und Herbst 2009).

	BKP	EVEN	RICH	AOC	DOC	CSB	EH	Na	Ca	Mg	¹⁸ O-W
BA	0,52*										
BKP				0,44*							
ATP					0,51*	0,49*					
DIV		0,77***	0,57**					0,51*			
EVEN											
RICH									0,49*	0,54**	
AOC							-0,47*				0,67***
DOC						0,99***					

Statistisch signifikante Korrelationen sind zusammengefasst. Signifikanzlevel: * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$; n=45.

Tab. A-3-2: 'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die gepoolten Daten der beiden Standorte Ratzeburg und Soltau unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen.

MSt	JZ	GW-SP m	MStT m	Temp °C	pH	LF mV cm ⁻¹	O ₂ mg L ⁻¹	Na ⁺ mg L ⁻¹	K ⁺ mg L ⁻¹	Ca ²⁺ mg L ⁻¹	Mg ²⁺ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mg L ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	NO ₃ mg L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg L ⁻¹
340251	F	6,2	25,9	12,0	6,6	743	7,4	28	5,1	87	14	79	≤0,025	55	114
	H	6,1	25,85	15,0	6,7	688	7,2	29	5,3	84	14	77	≤0,025	54	117
340202	F	7,5	23,6	10,7	6,4	638	5,5	23	5,3	66	16	60	≤0,025	46	85
	H	7,7	23,82	12,1	6,8	605	5,5	25	5,6	65	16	63	≤0,025	44	90
340242	F	7,9	24,4	10,4	6,4	692	6,9	23	6,8	73	17	69	≤0,025	52	97
	H	8	24,7	12,0	6,8	688	7,4	22	6,5	87	17	71	≤0,025	70	100
340212	F	7,8	25,3	10,8	6,4	822	9,7	23	7,8	100	19	98	≤0,025	74	128
	H	7,8	25,65	13,5	6,7	784	9,5	19	7,0	100	20	97	≤0,025	74	136
340261	F	4,9	21,2	10,6	6,4	738	9,5	21	6,6	83	21	100	≤0,025	42	116
	H	4,8	21,37	12,4	6,7	708	9,5	14	4,3	84	22	100	≤0,025	41	117
947551	F	3,6	11	10,9	6,9	848	9,7	26	2,4	119	18	106	0,280	72	89
	H	3,5	10,01	13,0	6,9	854	9,9	26	2,3	119	19	109	≤0,025	75	93
842211	F	8,3	13,7	10,6	7,0	834	9,1	18	2,6	128	21	82	≤0,025	53	68
	H	8,3	13,7	11,0	7,1	845	9,5	20	2,5	126	21	84	≤0,025	56	70
997701	F	9,4	13,9	11,2	6,9	923	7,3	19	3,2	157	22	117	1,160	73	143
	H	9,4	13,62	12,1	7,1	944	9,5	20	2,6	154	20	117	≤0,025	67	130
690072	F	10,2	28,1	12,2	6,9	1014	2,8	35	12,7	149	38	45	≤0,025	41	289
	H	10	28,15	12,9	7,2	1090	2,6	38	13,2	154	41	48	≤0,025	40	289
390051	F	1,8	5,4	11,2	7,2	1690	2,5	212	5,7	167	43	254	≤0,025	43	145
	H	1,6	5,45	13,8	7,1	1714	0,4	202	5,9	182	46	193	≤0,025	34	143
997641	F	2,2	8,7	10,1	7,2	894		27	2,3	125	39	71	0,040	51	109
	H	1,6	8,7	13,0	7,3	956		30	2,2	131	40	70	≤0,025	45	125
842151	F	4,1	20	10,7	6,4	947	8,6	41	3,5	115	25	145	0,060	104	111
340482	F	5,2	6,8	11,2	6,6	762	1,9	15	19,0	75	30	64	0,330	64	81
	H	5,7	31,61	11,5	6,6	712	1,2	16	19,9	75	29	64	0,080	68	82
948221	F	11,5	15,6	11,2	6,8	1267	5,4	52	4,2	210	23	184	≤0,025	151	146
	H	11,6	15,71	13,0	6,9	1304	6	49	6,4	205	21	192	≤0,025	142	141
997581	F	7,9	14,9	10,9	7,0	1201	9,6	28	2,6	260	21	202	≤0,025	61	269
	H	8	14,9		7,0	1357	9,5	29	2,2	265	21	193	≤0,025	59	263
948621	F	3,6	9,6	11,6	7,1	1062	1,6	36	5,4	180	27	111	0,120	60	183
	H	3,5	9,6	14,6	7,5	1081	0,8	36	5,8	176	27	101	≤0,025	47	176
281085	F	2,4	5	10,3	7,2	1024	0,4	48	8,8	118	51	70	0,760	0	125
	H	2,4	5,04	14,2	7,6	974	0,1	45	9,4	112	47	63	0,760	0	122
600353	F	4,5	10	11,8	7,4	799	3,3	34	3,7	96	23	78	≤0,025	12	68
	H	4,6	10	13,7	7,4	778	4	37	3,8	99	23	70	≤0,025	11	70
997391	F	3,2	31,8	10,8	6,8	416	0,2	7	2,2	56	12	13	0,100	0	37
	H	2,8	32,9	12,9	7,1	367	0,1	8	2,0	52	10	12	≤0,025	0	37
997591	F	9	9	11,2	6,8	877	8,9	24	1,4	146	21	71	≤0,025	115	146
	H	9,1	12,45	11,3	7,0	922	9	24	1,4	148	20	71	≤0,025	120	146

Tab. A-3-3(1): Messdaten Niederrheinische Bucht (Frühjahr und Herbst 2007).

MSt	JZ	PO ₄ ³⁻ mg L ⁻¹	¹⁸ O-W ‰	² H-W ‰	DOC mg L ⁻¹	BA *10 ⁴	BKP ng C L ⁻¹ h ⁻¹	EVEN <i>E</i>	RICH # OTUs	DIV <i>H'</i>	BSB ₅ mg O ₂ L ⁻¹	CSB mg O ₂ L ⁻¹
340251	F	0,010						0,86	94	3,93		
	H	0,029						0,87	172	4,46		
340202	F	0,010						0,89	176	4,61		
	H	0,027						0,87	190	4,55		
340242	F	0,010						0,85	177	4,39		
	H	0,021						0,82	120	3,94		
340212	F	0,010						0,88	122	4,21		
	H	0,027						0,89	183	4,65		
340261	F	0,010						0,84	186	4,37		
	H	0,027						0,88	180	4,59		
947551	F	0,010						0,74	126	3,59		
	H	0,025						0,69	119	3,28		
842211	F	0,010						0,77	120	3,67		
	H	0,044						0,80	149	4,02		
997701	F	0,010						0,91	171	4,68		
	H	0,027						0,81	204	4,29		
690072	F	0,010						0,87	133	4,27		
	H	0,034						0,84	142	4,16		
390051	F	0,010						0,90	176	4,67		
	H	0,007						0,86	136	4,25		
997641	F	0,010						0,92	119	4,42		
	H	0,011						0,83	128	4,02		
842151	F	0,010						0,78	110	3,65		
340482	F	0,060						0,77	100	3,54		
	H	0,041						0,77	160	3,89		
948221	F	0,120						0,85	125	4,08		
	H	0,140						0,89	193	4,69		
997581	F	0,090						0,63	71	2,69		
	H	0,083						0,88	144	4,35		
948621	F	0,180						0,86	123	4,13		
	H	0,112						0,85	187	4,44		
281085	F	0,010						0,89	140	4,39		
	H	0,011						0,89	201	4,70		
600353	F	0,010						0,84	149	4,21		
	H	0,012						0,82	160	4,19		
997391	F	0,010						0,64	68	2,71		
	H	0,015						0,67	111	3,17		
997591	F	0,090						0,84	176	4,33		
	H	0,018						0,77	129	3,76		

Tab. A-3-3(2): Messdaten Niederrheinische Bucht (Frühjahr und Herbst 2007).

MSt	JZ	GW-SP m	MStT m	Temp °C	pH	LF mV cm ⁻¹	O ₂ mg L ⁻¹	Na ⁺ mg L ⁻¹	K ⁺ mg L ⁻¹	Ca ²⁺ mg L ⁻¹	Mg ²⁺ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mg L ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	NO ₃ mg L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg L ⁻¹
340251	F	5,75	25,9	11,5	6,4	702	7,1	27,5	4,7	79,8	14,5	76,9	≤0,025	52,7	111
	H	5,75	25,9	12	6,4	703	7,1	27,3	5,2	78,4	14,5	78,2	≤0,025	54,5	110
340202	F	7,11	23,6	10,2	6,4	664	6,4	23,9	5,7	71,8	18	68,7	≤0,025	47,4	101
	H	7,06	23,6	10,9	6,5	673	7	23,5	5,8	71,4	17,9	70,5	≤0,025	49,6	106
340242	F	7,52	24,35	8,4	6,8	970	9,7	20,3	7,7	132	19,9	62,2	≤0,025	185,5	93,1
	H	7,55	24,3	10,7	6,5	657	6,2	21,5	7	68,6	16,9	68,2	≤0,025	54,5	93,6
340212	F	7,38	25,35	7,7	6,4	880	9,8	24	7,7	106	21,3	104	≤0,025	78,4	141
	H	7,38	25	11,1	6,5	871	9,7	23	7,6	101	20,2	104	≤0,025	79,2	140
340261	F	4,38	21,15	9,7	6,4	777	8,8	21,2	6,7	85	21,8	104	≤0,025	42,1	116
	H	4,47	21,08	10,6	6,5	764	9,4	20	7,5	85,8	21,7	98,3	≤0,025	39,6	116
947551	F	3,15	10,85	8,1	6,7	917	8,6	26,2	2,4	119	18,9	109	0,08	75,7	99,1
	H	3,25	10,65	11,6	6,8	928	9,5	26,6	2,5	119	19,4	111	≤0,025	74,4	108
842211	F	8,17	13,55	10	6,9	912	5,4	19,3	2,5	127	21,2	87,6	≤0,025	51,8	74,7
	H	8,03	13,55	10,8	7	912	9,5	19,8	2,7	126	21,5	90,6	≤0,025	54,9	77,4
997701	F	9,34	13,65	11,3	6,9	1052	8,9	19,3	3,0	152	21	117	≤0,025	82,8	138
	H	9,36	13,45	10,9	6,9	998	10,5	18,4	3,5	140	20,9	110	≤0,025	76,6	127
690072	F	9,55	28,1	12,8	6,7	1195	1,6	36,2	9	157	38,4	43,6	≤0,025	39,8	293
	H	10,36	28,1	12,6	6,7	1233	2,6	35,6	10,2	168	41	41,8	≤0,025	38,6	311
390051	F	1,31	5,45	9,7	6,9	1553		115	4,2	161	38,8	137	≤0,025	46,9	116
	H	2,28	5,4	14,3	6,9	1753	1,2	118	5,9	191	45,3	170	≤0,025	69,9	122
997641	F	1,9	8,7	9,7	7,1	1086	5,3	32,8	1,5	144	41,3	82	≤0,025	24,3	109
	H	2,27	8,65	12,9	7,1	1014	1,7	26,9	2,8	127	41,3	59,9	≤0,025	18,1	122
40680	F	36,71	46,3	9,9	7,1	625	4,9	5,66	2,4	75,4	39,7	22,6	≤0,025	34	21,7
	H	36,58	46,3	10,9	7,4	651	5	5,5	2,2	73,5	38,3	22,6	≤0,025	26,7	18,4
40081	F	6,57	19,85	9,6	7,3	563	0,2	4,6	2,6	71,7	35	14,9	≤0,025	4,3	11,7
	H	8,42	19,6	10,6	7,5	595	0,3	4,89	2,5	71	34,2	14,9	≤0,025	4,6	12,2
40076	F	4,92	29,3	9	7,1	481	1,1	4,32	1,8	58,9	29,2	16,1	≤0,025	10,9	13,4
	H	5,72	29,6	10,5	7,1	428	0,8	4,49	1,3	47,5	23,4	12,3	≤0,025	9,6	11,1
40087	F	19,56	35	10,2	7,1	781	8,5	8,69	2,2	92,3	47,8	45,2	≤0,025	76,1	35,7
	H	20,59	35	10,6	7,3	831	7	8,63	2,2	92,2	46,1	44,4	≤0,025	77	36,1
40096	F	22,09	32,05	10,6	7	1073	9,7	27,2	2,1	113	63,8	107	≤0,025	88,1	68
	H	22,13	32,1	11,2	7,2	1127	9,6	24,2	2,1	113	60,3	105	≤0,025	90,3	74,5
40099	F	16,49	41	10,3	7,2	686	7,8	8,35	2,1	79,5	40,2	38	≤0,025	62,4	25,3
	H	18,23	41	10,7	7,4	719	7,2	8,59	2,1	77,2	39,3	39,3	≤0,025	61,5	25,5
997881	F	20,61	47,6	9,7	7,2	874	3	7,1	6,8	102	57,1	57,9	0,63	62,9	63,4
	H	28,64	47,65	10,6	7,3	927	3,1	7,67	4,9	106	52,1	56,2	0,46	58,4	67,9
40100	F	15,98	60,72	9,8	7,5	773	2,7	7,52	3,5	101	46,1	31,2	≤0,025	12,5	18,9
	H	17,97	60,7	10,5	7,3	833	0,5	7,45	3,7	103	45,8	30,8	≤0,025	6,02	19
40093	F	33,49	49,1	10	7,6	668	6,6	9,09	2	73,8	36,7	44,9	≤0,025	88,5	26,8
	H	35,55	49,1	10,4	7,4	702	9	9,44	2	73,6	36	45,4	≤0,025	87,7	27,1
40095	F	5,96	60,45	10,4	6,9	222	0,2	2,71	1,1	25,9	12	4,8	≤0,025	0,1	12,5
	H	5,92	60,4	10,8	6,7	233	0,1	5,19	1	24,9	11,3	6,3	≤0,025	0,1	14

Tab. A-3-4(I): Messdaten Niederrheinische Bucht und Östliche Eifel (Frühjahr und Herbst 2009).

MSt	JZ	PO ₄ ³⁻ mg L ⁻¹	¹⁸ O-W ‰	² H-W ‰	DOC mg L ⁻¹	BA *10 ⁴	BKP ng C L ⁻¹ h ⁻¹	EVEN E	RICH # OTUs	DIV H'	BSB ₅ mg O ₂ L ⁻¹	CSB mg O ₂ L ⁻¹
340251	F	≤0,01	-7,9	-53,8	0,7	1,7	0,04	0,9	69	3,6	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-8,2	-55,0	0,3	10,4	0,08	0,8	95	3,6	≤1,5	≤7,5
340202	F	≤0,01	-7,8	-53,6	0,7	4,1	0,21	0,8	36	2,9	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-7,8	-54,4	0,3	4,0	0,18	0,7	113	3,5	≤1,5	≤7,5
340242	F	≤0,01	-6,9	-46,9	3,4	6,9	0,27	0,8	182	4,3	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-7,7	-53,1	0,5	7,0	0,52	0,9	129	4,1	≤1,5	≤7,5
340212	F	≤0,01	-8,1	-55,3	0,8	2,8	0,08	0,8	143	3,8	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-7,9	-55,0	0,3	2,5	0,05	0,8	145	4,1	≤1,5	≤7,5
340261	F	≤0,01	-8,0	-54,3	0,3	1,9	0,05	0,9	67	3,7	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-7,7	-52,1	0,6	11,2	0,15	0,9	103	4,0	≤1,5	≤7,5
947551	F	≤0,01	-8,0	-54,1	0,8	12,5	0,09	0,7	125	3,6	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-7,9	-52,6	0,6	10,9	0,11	0,8	121	3,7	≤1,5	≤7,5
842211	F	≤0,01	-7,9	-54,4	0,7	4,1	0,05	0,8	93	3,6	≤1,5	≤7,5
	H	0,09	-8,0	-53,8	0,5	3,0	0,07	0,7	103	3,4	≤1,5	≤7,5
997701	F	≤0,01	-7,3	-49,2	0,7	11,1	0,05	0,9	94	4,1	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-7,0	-46,2	0,6	1,6	0,14	0,8	130	3,7	≤1,5	≤7,5
690072	F	≤0,01	-7,9	-54,7	1,5	6,5	0,05	0,8	178	4,0	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-7,6	-51,2	1,5	5,9	0,11	0,8	121	4,0	≤1,5	≤7,5
390051	F	≤0,01	-7,9	-54,3	1,5	9,8	0,10	0,9	176	4,5	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-7,8	-52,1	1,7	18,0	0,84	0,9	186	4,7	≤1,5	19
997641	F	≤0,01	-7,7	-51,7	1,0	3,7	0,15	0,8	177	4,2	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-7,7	-50,2	0,6	2,2	0,51	0,8	109	3,7	≤1,5	≤7,5
40680	F	≤0,01	-8,5	-57,2	0,5	2,0	0,18	0,9	109	4,1	≤1,5	17
	H	≤0,01	-8,4	-55,0	0,3	1,4	0,19	0,8	158	4,0	≤1,5	≤7,5
40081	F	≤0,01	-8,7	-57,9	0,3	8,2	0,42	0,9	120	4,4	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-8,7	-56,5	0,3	8,3	0,17	0,9	146	4,3	≤1,5	≤7,5
40076	F	≤0,01	-8,7	-57,5	0,3	17,1	0,20	0,7	191	3,9	≤1,5	21
	H	≤0,01	-8,7	-56,0	0,3	15,2	0,15	0,8	143	4,0	≤1,5	22
40087	F	≤0,01	-8,6	-57,1	0,6	1,4	0,03	0,8	167	4,1	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-7,9	-54,5	0,3	2,6	0,11	0,8	138	4,0	≤1,5	≤7,5
40096	F	≤0,01	-8,4	-55,7	1,0	4,6	0,00	0,8	165	4,0	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-8,4	-55,5	0,6	3,2	0,31	0,8	141	4,1	≤1,5	≤7,5
40099	F	≤0,01	-8,7	-57,8	0,3	9,1	0,19	0,8	163	4,1	≤1,5	16
	H	≤0,01	-8,6	-56,6	0,3	3,2	2,00	0,8	138	4,1	≤1,5	≤7,5
997881	F	≤0,01	-8,0	-53,2	1,2	5,7	2,61	0,7	184	3,6	≤1,5	26
	H	≤0,01	-7,9	-52,3	1,0	4,3	2,97	0,8	140	4,1	≤1,5	≤7,5
40100	F	≤0,01	-8,6	-57,7	0,3	19,2	0,10	0,8	145	4,0	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-8,7	-58,3	0,3	5,7	0,06	0,8	207	4,1	≤1,5	≤7,5
40093	F	≤0,01	-8,7	-57,7	0,3	15,1	0,14	0,9	119	4,2	≤1,5	≤7,5
	H	≤0,01	-8,7	-57,8	0,3	3,2	1,67	0,8	148	4,0	≤1,5	≤7,5
40095	F	≤0,01	-8,4	-56,5	0,3	2,9	0,08	0,9	95	4,0	≤1,5	21
	H	≤0,01	-8,5	-55,4	0,3	3,5	0,85	0,8	112	3,6	≤1,5	≤7,5

Tab. A-3-4(2): Messdaten Niederrheinische Bucht und Östliche Eifel (Frühjahr und Herbst 2009).

	ATP	EVEN	RICH	CSB	O ₂	EH	pH	LF	NO ₃ ⁻	GW-Dyn
BKP	0,94***			0,46*		-0,52*				0,91***
ATP				0,45*		-0,55*				0,93***
DIV		0,65**	0,74***				0,47*			
RICH							0,55**			
DOC								0,67***	0,46*	
CSB					-0,54*	-0,70**				
O ₂						0,63**			0,78***	
EH						-				0,57**

Statistisch signifikante Korrelationen sind zusammengefasst. Signifikanzlevel: * = p < 0,05; ** = p < 0,01; *** = p < 0,001; n = 84.

Tab. A-3-5: 'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die gepoolten Daten aller Messstellen des Erftgebiets (Niederrheinische Bucht und Östliche Eifel) unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen.

	BKP	EVEN	DOC	Temp	pH	LF	NO ₃ ⁻	GW-Dyn	GW-SP
BA				-0,76*					
BKP			0,66*					0,91***	
ATP	0,95***		0,75*					0,94***	
DIV		0,75*			0,75*				
DOC						0,64*		0,65*	
O ₂						0,66*	0,93***		-0,63*

Statistisch signifikante Korrelationen sind zusammengefasst. Signifikanzlevel: * = p < 0,05; ** = p < 0,01; *** = p < 0,001; n = 22.

Tab. A-3-6: 'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die Daten der Östlichen Eifel unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen.

MSt	JZ	GW-SP m	MStT m	Temp °C	pH	LF mV cm ⁻¹	O ₂ mg L ⁻¹	Na ⁺ mg L ⁻¹	K ⁺ mg L ⁻¹	Ca ²⁺ mg L ⁻¹	Mg ²⁺ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mg L ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	NO ₃ mg L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg L ⁻¹
8535	F	2,68	49,72	-	7,2	667	-	13	0,9	120	4	31	≤0,005	20	10
	H	2,34	49,71	10,2	7,6	684	4,6	5	4,3	106	8	29	≤0,005	25	13
8526	F	4,66	50,3	9,9	6,9	709	9,7	5	1,2	114	8	26	0,100	23	12
	H	2,82	50,2	10,4	7,3	730	4,5	10	1,2	115	11	17	≤0,005	25	16
8509	F	2,74	27,09	10,7	6,7	717	8,0	8	0,8	120	4	29	≤0,005	27	11
	H	2	26,95	10,0	7,2	705	4,6	12	1,1	115	9	6	0,990	28	13
8511	F	3,72	36,6	10,8	7,2	662	8,9	9	1,0	120	10	22	≤0,005	23	15
	H	2,61	36,57	10,3	7,3	676	4,3	6	2,2	115	8	16	≤0,005	11	14
8536	F	14,43	48,4		7,0	670	-	4	0,4	118	3	12	≤0,005	0	53
	H	13,56	48,35	10,5	7,5	677	4,5	5	0,7	118	4	24	≤0,005	43	11
8518	F	5,53	10,07	10,4	7,1	669	8,2	6	1,4	117	8	27	≤0,005	22	12
	H	4,67	10,11	12,3	7,0	776	2,1	6	1,6	125	7	-	≤0,005		15
8514	F	1,49	44,66	10,3	7,4	663	-	5	1,0	117	8	24	≤0,005	20	12
	H	1,1	44,67	9,7	7,2	658	5,4	7	0,8	116	4	28	≤0,005	44	12
7929	F	12,55	41,54	11,6	7,1	671	9,6	5	0,8	123	5	24	≤0,005	38	11
	H	10,85	41,23	9,6	7,4	700	5,6	5	0,9	123	5	25	≤0,005	43	13
7939	F	8,59	30,22	11,1	6,9	792	7,3	9	1,5	127	12	39	≤0,005	28	24
	H	8,39	30,2	10,4	7,1	805	4,7	9	-	122	10	-	≤0,005		18
7104	F	8,14	14,83	12,5	7,2	668	6,7	11	1,8	122	4	36	≤0,005	22	9
	H	7,17	14,85	9,7	7,1	722	5,1	-	-	-	-	-	≤0,005	-	-
7941	F	19,09	39,43	11,3	7,1	813	7,9	16	6,0	142	5	38	1,600	29	22
	H	18,53	37,91	10,9	6,9	863	3,4	-	-	163	6	-	≤0,005	28	39
7933	F	23,96	39	11,9	6,9	1372	4,3	-	1,6	-	5	-	≤0,005	34	18
7301	F	3,33	80,41	11,7	7,1	677	6,1	6	0,9	123	8	30	≤0,005	35	9
	H	3,06	80,29	10,0	7,3	709	5,3	5	1,0	116	7	30	≤0,005	56	10
8510	F	2,83	11,46	11,2	7,7	688	6,1	9	1,7	118	5	27	0,370	0	19
	H	1,9	11,31	11,7	7,1	699	3,8	6	1,0	121	9	27	≤0,005	19	14
8505	F	2,67	15,15	10,7	6,9	637	8,9	10	0,9	119	4	33	≤0,005	26	10
	H	1,82	15,07	10,2	7,4	641	5,3	8	0,9	110	4	25	≤0,005	23	14
8506	F	3,06	16,96	11,0	7,0	648	6,5	5	1,3	119	8	23	≤0,005	17	14

MSt	JZ	GW-SP m	MStT m	Temp °C	pH	LF mV cm ⁻¹	O ₂ mg L ⁻¹	Na ⁺ mg L ⁻¹	K ⁺ mg L ⁻¹	Ca ²⁺ mg L ⁻¹	Mg ²⁺ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mg L ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	NO ₃ mg L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg L ⁻¹
	H	2,12	16,86	10,4	7,2	670	4,4	5	1,0	116	9	14	≤0,005	22	13
8504	F	1,92	10,53	10,5	7,1	668	-	7	0,9	118	4	28	≤0,005	26	11
	H	1,57	10,47	9,4	7,2	662	5,3	6	0,9	117	4	26	≤0,005	41	12
8517	F	2,62	16,19	-	6,8	783	-	10	0,8	124	10	31	0,170	19	12
	H	1,8	16,15	11,3	6,8	864	1,7	5	6,1	160	13	3	1,450	1	42
8507	F	2,5	6,48	10,1	7,1	685	8,9	6	0,7	120	6	26	≤0,005	26	11
	H	1,75	6,53	10,9	7,3	689	5,2	8	0,8	122	5	15	≤0,005	27	13
8530	F	3,06	6,14	10,7	7,3	681	5,9	6	0,9	117	4	26	≤0,005	26	9
	H	2,15	6,01	10,7	7,3	685	4,4	5	1,0	114	7	28	≤0,005	47	10
7116	F	2,32	8,6	-	7,1	655	-	7	2,0	107	9	30	0,180	34	16
	H	2,08	8,06	11,6	7,0	723	3,9	14	5,1	125	4	8	1,000	25	12
8516	F	2,6	9,78	10,4	6,8	772	9,0	6	1,5	121	8	27	≤0,005	16	13
	H	1,74	6,69	13,9	7,0	714	1,8	7	1,0	120	4	26	≤0,005	-	13
6051	F	5,16	8,14	-	-	763	-	7	0,7	129	16	30	≤0,005	26	35
	H	4,47	8,02	11,1	7,1	795	5,4	6	1,9	115	9	28	≤0,005	55	17
6034	F	4,58	7,55	11,9	6,9	881	3,6	18	1,8	112	13	31	≤0,005	23	49
	H	3,93	7,65	12,9	6,9	879	4,0	17	2,1	137	15	29	≤0,005	38	48
6120	F	4,86	7,94	-	6,9	807	-	5	1,1	119	7	32	≤0,005	36	12
	H	4,15	7,92	11,9	6,9	784	5,4	7	1,2	124	16	28	≤0,005	35	43
1311	F	5,54	13,5	11,3	6,9	717	10,8	5	1,5	126	10	32	≤0,005	36	17
	H	4,73	13,58	11,1	6,9	719	5,2	3	1,7	122	10	21	0,350	37	17
4301	F	5,44	14,57	11,1	6,9	710	9,1	5	1,3	125	11	33	≤0,005	36	18
	H	4,7	14,55	10,7	7,5	797	4,9	5	1,6	122	10	21	0,470	36	19
5305	H	4,65	7,79	11,5	7,0	1077	3,5	19	7,1	172	23	19	≤0,005	62	95
2304	F	2,11	9	10,9	7,0	855	9,8	8	1,5	120	15	29	≤0,005	3	51
	H	2,02	8,96	10,4	7,0	904	2,3	8	1,5	145	16	26	≤0,005	-	63
2036	F	5,12	9,72	11,9	7,0	690	3,9	5	1,0	121	9	32	≤0,005	38	13
	H	4,81	9,78	10,0	7,1	669	5,4	5	1,2	111	8	31	≤0,005	41	15
5194	F	5,38	10,6	12,1	7,0	1210	6,2	40	3,9	-	19	-	≤0,005	40	88
5303	H	8,02	18,02	12,6	7,1	962	5,9	21	3,6	131	7	-	≤0,005	40	30
5309	H	8,23	10,95	10,7	6,8	1130	5,2	-	0,9	116	8	24	≤0,005	29	14
3109	F	4,99	6,99	11,7	7,2	668	7,4	0	0,0	105	8	19	≤0,005	28	13
3301	F	2,33	11,92	-	7,0	750	-	6	1,1	129	8	33	≤0,005	33	13
	H	2,34	11,83	11,4	7,6	720	5,0	6	1,3	120	8	22	0,200	33	12
1303	F	6,32	12,88	11,7	7,2	681	8,9	5	1,4	121	10	31	≤0,005	35	16
	H	5,34	12,99	11,6	7,1	686	5,3	5	1,6	116	10	16	≤0,005	37	17
6044	F	3,73	8,83	-	7,1	680	-	9	3,4	122	11	34	≤0,005	38	23
	H	3,03	8,67	11,6	7,0	841	5,4	9	4,6	119	10	24	0,520	38	26
7309	F	10,39	21,22	11,2	7,0	659	8,3	10	1,0	119	10	39	≤0,005	34	10
	H	9,75	21,16	10,4	7,0	668	5,2	5	1,6	115	10	30	4,750	56	17
2043	F	4,22	80,75	11,7	7,0	683	-	5	1,1	119	9	31	≤0,005	34	10
	H	4	80,99	-	7,3	646	5,6	4	1,8	110	9	31	≤0,005	38	11
5319	F	3,82	25,76	-	7,4	-	-	11	0,9	108	10	21	≤0,005	31	10
	H	3,61	59	11,1	7,2	695	5,1	6	1,3	108	8	18	≤0,005	37	13

Tab. A-3-7(1): Messdaten Alb-Donau-Kreis (Frühjahr und Herbst 2007).

MSt	JZ	PO ₄ ³⁻ mg L ⁻¹	¹⁸ O-W ‰	² H-W ‰	DOC mg L ⁻¹	BA *10 ⁴	BKP ng C L ⁻¹ h ⁻¹	EVEN E	RICH # OTUs	DIV H'	BSB ₅ mg O ₂ L ⁻¹	CSB mg O ₂ L ⁻¹
8535	F	0,020						0,62	32	2,16		
	H	0,037						0,64	51	2,53		
8526	F	0,036						0,67	32	2,31		
	H	0,033						0,51	13	1,32		
8509	F	0,017						0,58	138	2,88		
	H	0,040						0,79	73	3,41		
8511	F	0,099						0,82	43	3,08		
	H	0,056						0,77	82	3,39		
8536	F	0,007						0,70	25	2,25		
	H	0,034						0,63	64	2,60		
8518	F	0,027						0,73	135	3,60		
	H	0,062						0,83	84	3,69		
8514	F	0,029						0,87	148	4,37		
	H	0,027						0,86	16	2,39		
7929	F	0,008						0,48	9	1,05		
	H	0,032						0,79	71	3,38		
7939	F	0,024						0,42	12	1,05		
	H	0,019						0,65	69	2,74		
7104	F	0,006						0,67	23	2,09		
	H	0,018						0,81	119	3,86		
7941	F	0,034						0,38	27	1,24		
	H	0,042						0,77	78	3,35		
7933	F	0,010						0,72	106	3,36		
7301	F	0,035						0,82	145	4,06		
	H	0,024						0,71	63	2,93		
8510	F	0,035						0,81	153	4,05		
	H	0,056						0,66	67	2,77		
8505	F	0,036						0,76	51	2,98		
	H	0,052						0,71	92	3,20		
8506	F	0,018						0,69	82	3,05		
	H	0,042						0,69	64	2,88		
8504	F	0,035						0,61	65	2,55		
	H	0,023						0,84	38	3,07		
8517	F	0,095						0,76	129	3,68		
	H	0,013						0,76	104	3,55		
8507	F	0,030						0,64	51	2,53		
	H	0,041						0,83	124	3,99		
8530	F	0,031						0,80	52	3,15		
	H	0,049						0,78	143	3,87		
7116	F	0,036						0,74	104	3,44		
	H	0,027						0,82	92	3,69		
8516	F	0,014						0,73	55	2,94		
	H	0,045						0,88	113	4,14		
6051	F	0,007						0,84	65	3,52		
	H	0,027						0,81	103	3,75		
6034	F	0,144						0,73	132	3,57		
	H	0,038						0,79	120	3,79		
6120	F	0,011						0,68	73	2,92		
	H	0,018						0,82	98	3,77		
1311	F	0,019						0,67	107	3,12		
	H	0,030						0,80	95	3,65		
4301	F	0,006						0,70	34	2,46		
	H	0,025						0,83	97	3,79		
5305	H	0,017						0,83	77	3,61		

MSt	JZ	PO ₄ ³⁻ mg L ⁻¹	¹⁸ O-W ‰	² H-W ‰	DOC mg L ⁻¹	BA *10 ⁴	BKP ng C L ⁻¹ h ⁻¹	EVEN E	RICH # OTUs	DIV H'	BSB ₅ mg O ₂ L ⁻¹	CSB mg O ₂ L ⁻¹
2304	F	0,019						0,70	92	3,15		
	H	0,021						0,93	107	4,35		
2036	F	0,103						0,80	121	3,85		
	H	0,032						0,82	95	3,72		
5194	F	0,009						0,82	119	3,93		
5303	H	0,019						0,74	41	2,76		
5309	H	0,065						0,81	104	3,76		
3109	F	0,025						0,67	52	2,66		
3301	F	0,010						0,70	49	2,73		
	H	0,037						0,87	111	4,09		
1303	F	0,090						0,61	34	2,16		
	H	0,023						0,81	96	3,70		
6044	F	0,140						0,73	53	2,92		
	H	0,031						0,87	107	4,05		
7309	F	0,102						0,68	51	2,67		
	H	0,018						0,66	60	2,71		
2043	F	0,032						0,63	55	2,54		
	H	0,021						0,80	92	3,62		
5319	F	0,011						0,80	158	4,07		
	H	0,026						0,88	53	3,51		

Tab. A-3-7(2): Messdaten Alb-Donau-Kreis (Frühjahr und Herbst 2007).

MSt	JZ	GW-SP m	MStT m	Temp °C	pH	LF mV cm ⁻¹	O ₂ mg L ⁻¹	Na ⁺ mg L ⁻¹	K ⁺ mg L ⁻¹	Ca ²⁺ mg L ⁻¹	Mg ²⁺ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mg L ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	NO ₃ mg L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg L ⁻¹
8535	F	2,15	51,7	10,3	7,2	667	6,8	5,3	1,3	111	7,9	23	≤0,005	23,4	12
	H	2,37	49,62	10,7	6,8	663	6,3	5,6	1,4	123	8,2	24	≤0,005	23,6	13
8526	F	3,6	50,13	10,3	7,1	723	6,8	9	0,9	117	10	35	≤0,005	22,4	14
	H	3,93	50,19	10,7	7,1	721	6	8,4	0,7	133	9,9	34	≤0,005	21,9	15
8509	F	1,84	26,99	14,7	6,9	712	7,2	10	0,8	117	9,5	40	0,02	25,5	13
8511	F	2,4	36,52	10,5	7,1	664	6,6	4,9	1	113	7,9	23	≤0,005	23,5	12
	H	2,8	36,53	10,5	7,2	645	8,4	4,9	0,9	121	5,9	22	0,01	27,2	11
8536	F	13,37	48,37	10,5	7	670	6,8	5,1	1,4	114	8,1	23	0,01	23,9	13
	H	13,66	48,32	10,7	7,1	668	6,1	5,4	1,3	126	8,6	24	≤0,005	23	13
8518	F	4,5	10,09	8,6	7	703	1,6	5,3	0,6	131	4,8	18	0,03	5,8	12
	H	4,78	10,09	11,2	7,2	715	1,1	5,6	0,8	143	5,8	20	0,06	6,3	12
8514	F	1,03	44,6	9,8	7,2	671	8,5	8,2	0,8	118	4,1	27	0,01	26,9	12
	H	1,17	44,6	10,3	7,1	669	8	8,6	0,8	125	4,4	27	≤0,005	26,9	12
8540	F	1,7	85,65	11,2	7,1	689	3,9	4,6	0,9	113	12	26	≤0,005	32,1	12
	H	1,7	85,65	11,5	7,2	688	4,8	5,2	1	124	12	27	≤0,005	31,1	16
8533	F	25,97	72	10,5	7,1	734	5,9	10	0,9	122	9,8	42	≤0,005	27,9	16
	H	26,31	72,05	10,1	7,2	739	5,1	11	1	126	11	43	≤0,005	26,2	15
7929	F	6,12	41,18	10,1	7,1	684	9,6	5	0,9	124	4,6	23	≤0,005	38,5	13
	H	9,02	41,22	9,9	7,1	682	8,7	6,5	1,1	128	4,8	24	≤0,005	39,5	13
7939	F	6,95	30,15	11,1	7	837	6,4	6,7	0,5	140	13	33	0,01	34,3	36
	H	7,95	30,2	10,5	7,1	770	6,8	7,9	0,7	139	12	34	≤0,005	33,1	25
7104	F	3,37	14,75	10,6	7	680	8,4	9,5	0,9	122	3,7	31	≤0,005	25,9	10
	H	4,45	14,79	10,9	7,2	684	7,2	11	1	122	4,1	30	0,01	26,4	11
8517	F	1,63	16,25	9,4	6,9	783	0,3	3,2	0,2	159	2,2	5,7	0,13	1,4	34
	H	1,95	16,88	11,3	6,9	772	0,3	3,8	0,2	162	2,4	9,8	0,13	0,8	27
8508	F	1,78	10,53	9,1	7,2	657	3,5	4,7	0,4	132	7	7,5	0,01	8,1	13
	H	2,22	10,55	12	7	650	4	4,5	0,5	125	7	8,8	≤0,005	9,8	13
8512	F	1,61	8,69	10,1	7	803	1,1	12	5,2	129	8,9	44	0,1	25,6	35
	H	2,01	8,67	11,8	7	800	2,1	12	2,9	138	10	46	0,02	27	33
8513	F	1,49	7,5	10,3	7,1	672	7,7	6	0,9	120	5,8	25	≤0,005	25,5	12
	H	1,57	7,5	10,8	7,1	670	11,4	6,9	0,9	122	6,8	25	≤0,005	25,6	12
8507	F	1,59	6,47	9,5	7,2	680	7,4	4,9	0,6	121	4,8	23	≤0,005	22,7	12
	H	1,87	6,5	10,8	7,1	670	6,5	6,4	0,7	128	5,1	24	≤0,005	22,8	11
8530	F	1,96	5,93	9,5	7,1	671	7,1	4,8	1	122	8,1	22	≤0,005	21,4	14
6051	F	4,11	7,94	9,2	7	763	8,5	8,6	3,3	127	10	32	≤0,005	38,8	27
	H	4,38	7,96	10,5	7,2	762	8,2	9,7	3,7	130	11	34	≤0,005	40,7	26
6034	F	3,72	7,56	9,6	7	894	2,8	18	1,9	146	14	28	0,03	19,9	47
	H	4,16	7,55	11,8	7,1	887	3,1	20	2,1	151	15	25	0,19	23	41
6120	F	3,89	7,91	9,3	6,9	807	5,8	6	1,1	139	16	24	≤0,005	30,2	43
	H	4,25	7,6	10,1	7,2	805	6,6	6,8	1,2	137	17	24	0,01	30,7	43
1311	F	4,27	13,51	10,5	7,1	727	6,9	5	1,6	133	9,3	31	0,01	35,2	17
	H	5,14	13,52	10,1	7,1	699	7,6	5,6	1,8	128	9,7	31	≤0,005	34,5	18
4301	F	4,17	14,58	10,4	7	723	7	4,6	1,5	127	9,9	32	0,005	35,2	20
	H	5,01	14,61	10,2	7,1	724	6,6	5,2	1,7	126	10	31	≤0,005	34,5	19
5305	F	3,76	7,71	9,1	7,1	1019	8,2	16	3,9	157	20	43	0,02	72,5	55
	H	3,09	7,71	10,6	7	919	7,9	20	4,4	143	19	42	0,01	46,2	36
2304	F	1,97	8,92	10,6	7	918	0,1	7,6	1,7	161	16	26	0,03	2,3	57
	H	1,97	8,92	11,9	7,1	848	0,5	7,3	1,7	154	17	24	0,02	5,5	55
2036	F	4,28	9,69	10,7	7,1	717	7,9	4,4	1,1	135	8,1	29	≤0,005	34,5	15
	H	4,76	9,7	10,3	7,1	703	8,7	5	1,2	129	8,8	30	≤0,005	38,4	14
7309	F	9,45	21,15	10,7	7,2	673	7,5	3,8	0,9	119	8,3	20	0,02	33,7	17
	H	9,8	21,2	10,4	7,1	673	8	4,9	1	123	8,7	21	0,02	34,7	17
2043	F	3,48	80,81	10,6	7,3	696	8,8	4,4	1,1	125	8,4	30	≤0,005	36,2	12
	H	3,58	80,6	11,1	7,3	623	6,4	5,8	4,8	109	9,2	28	0,01	27,7	11

MSt	JZ	GW- SP m	MStT m	Temp ° C	pH	LF mV cm ⁻¹	O ₂ mg L ⁻¹	Na ⁺ mg L ⁻¹	K ⁺ mg L ⁻¹	Ca ²⁺ mg L ⁻¹	Mg ²⁺ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mg L ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	NO ₃ mg L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg L ⁻¹
2042	F	4,96	81,13	10,7	7,1	681	8,4	3,9	0,9	115	8,3	30	≤0,005	34	11
	H	7,35	81,17	11,2	7,2	672	8,3	4,4	1	122	8,9	29	≤0,005	32,4	10
7112	F	57,67	83,28	12	7,3	587	7,8	1,9	0,7	103	7,1	12	0,01	21,5	8,9
	H	59,26	83,45	11,6	7,2	588	7,7	2,5	0,8	109	8	12	≤0,005	20,2	8,6

Tab. A-3-8(1): Messdaten Alb-Donau-Kreis (Frühjahr und Herbst 2009).

MSt	JZ	PO ₄ ³⁻ mg L ⁻¹	¹⁸ O-W ‰	² H-W ‰	DOC mg L ⁻¹	BA *10 ⁴	BKP ng C L ⁻¹ h ⁻¹	EVEN <i>E</i>	RICH # OTUs	DIV <i>H'</i>	BSB ₅ mg O ₂ L ⁻¹	CSB mg O ₂ L ⁻¹
8535	F	0,04	-9,93	-69,4	0,4	1,41	0,01	0,80	69	3,39	0,2	≤2,5
	H	0,04	-9,865	-68,15	0,3	0,69	0,01	0,62	50	2,42	0,6	≤2,5
8526	F	0,03	-9,91	-69,65	0,5	0,73	0	0,89	104	4,12	0,5	≤2,5
	H	0,05	-9,755	-67,6	0,4	1,03	0,02	0,57	52	2,26	≤0,025	≤2,5
8509	F	0,03	-9,77	-68,8	0,5	0,44	0,31	0,81	107	3,79	0,25	24
8511	F	0,06	-9,86	-69,15	0,5	1,03	0,02	0,67	27	2,19	0,9	≤2,5
	H	0,06	-10,21	-69,5	0,3	0,42	0,13	0,79	51	3,12	0,6	≤2,5
8536	F	0,04	-9,82	-68,8	0,4	0,57	0,08	0,77	110	3,62	1,1	≤2,5
	H	0,04	-9,88	-68,7	0,4	1,31	0,27	0,80	72	3,44	≤0,025	≤2,5
8518	F	0,06	-9,61	-66,7	2	0,78	0,02	0,85	111	3,99	0,25	≤2,5
	H	0,07	-9,72	-68,25	2,1	7,44	0,08	0,84	77	3,65	0,7	6
8514	F	0,04	-9,71	-68	0,4	0,86	0,01	0,53	61	2,18	0,25	≤2,5
	H	0,04	-9,82	-69,7	0,3	1,01	0,02	0,51	46	1,95	0,5	≤2,5
8540	F	0,03	-9,57	-67,75	0,5	1,20	0,23	0,85	116	4,05	1,3	≤2,5
	H	0,02	-9,67	-68,4	0,4	3,60	0,28	0,64	72	2,76	≤0,025	≤2,5
8533	F	0,07	-9,74	-67,45	0,5	0,41	0,07	0,87	103	4,02	0,7	6
	H	0,05	-9,85	-69,05	0,6	1,59	0,13	0,85	95	3,87	0,7	≤2,5
7929	F	0,08	-9,89	-68,75	0,4	0,54	0,26	0,73	74	3,14	1,9	≤2,5
	H	0,06	-9,84	-68	0,4	0,88	0,86	0,60	76	2,59	-	≤2,5
7939	F	0,03	-9,22	-65,2	0,8	6,40	0,19	0,84	133	4,11	2	≤2,5
	H	0,02	-9,4	-65,8	0,6	1,67	0,37	0,74	119	3,53	≤0,025	≤2,5
7104	F	0,02	-10,16	-70,3	0,4	0,66	0,08	0,75	103	3,47	1,8	≤2,5
	H	0,01	-9,67	-66,9	0,4	4,15	0,29	0,67	105	3,13	0,8	≤2,5
8517	F	0,005	-9,13	-65,25	4,9	17,97	0,51	0,82	139	4,03	0,7	67
	H	0,02	-9,455	-64,8	4,6	149,51	0,41	0,85	121	4,06	≤0,025	180
8508	F	0,03	-9,6	-68,15	0,5	1,67	0,08	0,85	145	4,23	0,1	≤2,5
	H	0,04	-9,435	-67	0,4	3,25	0,36	0,43	58	1,73	≤0,025	≤2,5
8512	F	0,34	-9,64	-68,05	2,5	3,55	2,29	0,81	156	4,11	0,25	≤2,5
	H	0,17	-9,64	-68,4	1,5	11,09	1,1	0,86	100	3,94	≤0,025	≤2,5
8513	F	0,05	-9,84	-68,2	0,4	1,42	0,02	0,55	56	2,22	0,25	≤2,5
	H	0,04	-9,86	-68,6	0,4	0,34	0,02	0,63	47	2,42	0,8	≤2,5
8507	F	0,08	-9,87	-67,8	0,5	1,14	0,14	0,70	90	3,15	0,25	≤2,5
	H	0,08	-9,875	-68,75	0,4	1,28	0,09	0,79	73	3,37	≤0,025	≤2,5
8530	F	0,09	-9,84	-68,85	0,5	1,37	0,09	0,72	70	3,06	0,25	≤2,5
6051	F	0,04	-9,57	-65,5	0,5	1,04	0,07	0,81	36	2,90	0,7	5
	H	0,04	-9,39	-66,6	0,5	0,13	0,06	0,68	19	2,00	0,6	≤2,5
6034	F	0,05	-9,16	-62,1	1,1	0,96	0,02	0,77	113	3,63	3,6	≤2,5
	H	0,07	-9,265	-64,65	1,1	7,75	0,13	0,85	78	3,68	≤0,025	≤2,5
6120	F	0,14	-9,2	-62,35	0,7	7,33	0,27	0,77	109	3,59	1,6	23
	H	0,02	-9,17	-64,55	0,6	2,06	0,08	0,79	69	3,34	≤0,025	≤2,5
1311	F	0,06	-9,6	-66,6	0,5	4,75	0,27	0,87	105	4,07	1,7	≤2,5
	H	0,04	-9,59	-68,45	0,5	1,57	0,59	0,86	79	3,75	0,9	≤2,5
4301	F	0,04	-9,62	-66,7	0,5	1,49	0,09	0,79	119	3,76	0,6	≤2,5
	H	0,03	-9,57	-67,6	0,4	2,09	0,19	0,60	90	2,72	0,6	≤2,5
5305	F	0,17	-9,26	-65,4	1,3	1,43	0,14	0,84	115	3,97	1,5	7
	H	0,01	-9,34	-65,4	1	6,82	0,34	0,66	61	2,71	1,1	≤2,5
2304	F	0,005	-9,64	-67,15	3,2	15,80	0,03	0,87	178	4,50	1,4	10
	H	0,005	-9,54	-67,1	2,5	10,11	0,09	0,84	145	4,19	≤0,025	≤2,5
2036	F	0,08	-9,77	-68,05	0,5	8,13	0,13	0,79	132	3,87	1,7	≤2,5
	H	0,05	-9,72	-66,4	0,4	3,47	0,41	0,57	63	2,37	0,7	≤2,5
7309	F	0,04	-9,71	-67,95	0,6	1,65	0,33	0,84	108	3,95	1,1	5
	H	0,03	-9,625	-67,85	0,5	4,13	0,67	0,84	117	4,00	≤0,025	≤2,5
2043	F	0,04	-9,78	-67,65	0,4	9,40	0,44	0,67	92	3,02	0,25	≤2,5
	H	0,005	-9,8	-68,7	0,4	20,25	2,85	0,69	158	3,51	0,6	≤2,5

MSt	JZ	PO ₄ ³⁻ mg L ⁻¹	¹⁸ O-W ‰	² H-W ‰	DOC mg L ⁻¹	BA *10 ⁴	BKP ng C L ⁻¹ h ⁻¹	EVEN E	RICH # OTUs	DIV H'	BSB ₅ mg O ₂ L ⁻¹	CSB mg O ₂ L ⁻¹
2042	F	0,01	-9,93	-68,5	0,4	12,18	0,83	0,73	144	3,62	0,9	6
	H	0,02	-8,38	-63,05	0,4	21,02	1,44	0,80	105	3,73	≤0,025	≤2,5
7112	F	0,04	-9,94	-70,3	0,6	11,12	1,37	0,63	161	3,20	1,1	5
	H	0,04	-9,74	-70,5	0,4	11,24	0,48	0,69	64	2,85	0,6	≤2,5

Tab. A-3-8(2): Messdaten Alb-Donau-Kreis (Frühjahr und Herbst 2009).

	ATP	DIV	EVEN	RICH	AOC	DOC	CSB	O ₂	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺
BA	0,47**			0,42*	0,68**	0,82***	0,94***	-0,47**			0,69***
BKP	0,52**			0,49**					0,36*		
ATP		0,37*		0,44**		0,53*		-0,46*	0,39*		0,55**
DIV			0,89***	0,81**		0,53*		-0,62***			0,43*
EVEN				0,47**		0,46*		-0,54**			0,40*
RICH						0,48**		-0,52**			
AOC						0,59**	0,76***	-0,42*			
DOC										-0,55**	
CSB										-0,41*	

Statistisch signifikante Korrelationen sind zusammengefasst. Signifikanzlevel: * = p < 0,05; ** = p < 0,01; *** = p < 0,001; n=154.

Tab. A-3-9: 'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die Daten aller Messstellen des Alb-Donau-Kreis unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen.

	ATP	DIV	EVEN	RICH	AOC	DOC	CSB	O ₂	pH	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
BA	0,57*				0,77***	0,92***	0,98***	-0,58*	-0,56*		-0,60**	0,55*
BKP	0,72***			0,55*						0,80***		0,71***
ATP		0,57*	0,54*	0,52*		0,81***	0,48*	-0,75***		0,64**		0,72***
DIV			0,94***	0,87***				-0,68**	-0,49*			0,59*
EVEN				0,65**								
RICH						0,55*			-0,53*			0,71**
AOC						0,61*	0,80***					
DOC							0,87***	-0,78***	-0,57*		-0,67**	0,65**
CSB								-0,51*	-0,64**		-0,58*	0,47*

Statistisch signifikante Korrelationen sind zusammengefasst. Signifikanzlevel: * = p < 0,05; ** = p < 0,01; *** = p < 0,001; n=90.

Tab. A-3-10: 'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die Daten aller Messstellen der Lonetal-Flächenalb unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen.

	BKP	EVEN	RICH	AOC	O ₂	pH	LF	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	GW-Sp
BA	0,73**		0,71**					-0,58*			0,70**
BKP				-0,59*		0,91***	0,64*			-0,66*	
ATP											-0,91***
DIV		0,76**	0,73**		0,60*						
EVEN											
RICH									-0,59*		
AOC					-0,63*						
DOC					-0,87***		0,64*			0,79**	
CSB											

Statistisch signifikante Korrelationen sind zusammengefasst. Signifikanzlevel: * = p < 0,05; ** = p < 0,01; *** = p < 0,001; n=64.

Tab. A-3-11: 'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die Daten des Donaurieds unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen.

	ATP	AOC	DOC	CSB	O ₂	pH	Temp	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	GW-Sp
BA	0,55*	0,87***	0,89***	0,99***	-0,57*	-0,83***				
BKP	0,78***								0,83***	
ATP			0,67**		-0,67**	-0,73**				
DIV	0,65*		0,67**		-0,78**	-0,57*				
EVEN	0,56*		0,56*							
RICH	0,57*		0,67**		-0,82***	-0,56*	0,66*			
AOC			0,73**	0,87***		-0,56*		0,63*		
DOC				0,83***	-0,80***	-0,87***		-0,56*		
CSB						-0,80***				
NO ₃ ⁻										-0,61*

Statistisch signifikante Korrelationen sind zusammengefasst. Signifikanzlevel: * = p < 0,05; ** = p < 0,01; *** = p < 0,001; n = 74.

Tab. A-3-12: 'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die Daten aller Alluvium-Messstellen des Alb-Donau-Kreis unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen.

	BKP	EVEN	AOC	O ₂	pH	NO ₃ ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	GW-Sp
BA	0,89***				0,61*		-0,51*					
BKP			-0,52*		0,60*			0,63**				
ATP					0,50*		-0,51*				-0,55*	-0,84***
DIV		0,92***								0,53*		
EVEN				-0,52*								
RICH												
AOC							0,66**				0,55**	
DOC						-0,69**			0,60*			
CSB				-0,80***	-0,59*							

Statistisch signifikante Korrelationen sind zusammengefasst. Signifikanzlevel: * = p < 0,05; ** = p < 0,01; *** = p < 0,001; n = 80.

Tab. A-3-13: 'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die Daten aller Alluvium-Messstellen des Alb-Donau-Kreis unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen.

MSt	JZ	GW- SP m	MSiT m	Temp ° C	pH	LF mV cm ⁻¹	O ₂ mg L ⁻¹	Na ⁺ mg L ⁻¹	K ⁺ mg L ⁻¹	Ca ²⁺ mg L ⁻¹	Mg ²⁺ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mg L ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	NO ₃ mg L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg L ⁻¹
6	F	4,23	20,42	7,7	7,7	364	9,8	1,7	0,3	44	12	2,7	0,039	2,3	9,9
	H	4,5	20,49	8,3	7,9	242	10,2	0,6	0,2	36	9,9	0,9	≤0,007	1,9	6,6
35	F	4,11	10,48	6,3	7,7	381	9,5	1,8	0,3	45	12	3,5	≤0,007	2,4	11
	H	4,78	10,46	7,8	7,7	254	9,9	0,9	0,2	37	11	1,3	≤0,007	2	7,3
37	F	5,3	15,17	5,4	7,8	367	9,8	5,9	0,2	42	9,4	7,1	≤0,007	2,2	5
	H	7,76	15,16	9,2	8,1	284	9,4	4,1	0,2	43	9,2	3,3	≤0,007	1,9	5,9
39	F	3,85	14,4	7,1	7,6	424	10,0	2,6	0,4	52	12	5,2	0,013	3	18
	H	4,06	14,4	7,9	8,1	333	10,3	1,7	0,3	53	11	2	≤0,007	2,7	16
38	F	4,35	19,32	6,3	7,7	416	10,5	3,3	0,3	46	15	6,6	≤0,007	3	16
	H	4,53	19,38	7,1	8,1	354	11,0	0,4	0,3	47	16	6,3	≤0,007	3,1	18
36	F	3,32	10,52	7,1	7,7	394	10,1	1	0,3	49	13	1,5	≤0,007	2,8	11
	H	3,69	10,55	8	7,8	241	9,7	0,3	0,2	37	9,2	0,4	≤0,007	2	6,7
51	F	11,1	30,72	7,2	7,8	322	10,7	2	0,2	39	10	2,7	≤0,007	2,5	5,6
	H	13,58	30,71	7,7	8,1	378	12,0	4,4	0,4	47	19	11	≤0,007	3,7	15
45	F	4,9	25,55	7	7,6	378	11,1	1,2	0,3	45	14	1,7	≤0,007	2,8	9,9
	H	6,61	25,55	7,2	7,7	317	11,7	1,3	0,3	45	14	2	≤0,007	3,1	6,4
46	F	5,35	25,78	7,4	7,7	365	10,5	0,8	0,3	45	12	1,1	≤0,007	3,1	7,2
	H	7,15	25,82	7	7,7	310	11,8	1	0,2	46	13	1,6	≤0,007	3,2	6,1
47	F	6,46	25,78	6,6	7,6	286	10,8	0,6	0,1	45	10	0,9	≤0,007	3,2	5,3
52	F	9,25	22,1	6,4	7,6	406	10,7	1,1	0,3	49	14	1,8	≤0,007	3,3	5,9
	H	11,82	22,1	7,7	7,7	301	10,7	1	0,2	43	13	1,4	≤0,007	2,8	6,6
53	F	12,15	32,87	7,1	7,3	474	10,3	2,5	0,5	53	18	3,9	0,013	3,6	12
	H	14,96	32,87	7,6	8	345	10,1	2	0,4	47	17	3,9	≤0,007	3,2	11
1	F	9,4	51,02	7,2	7,9	285	9,9	0,7	0,2	35	9,1	0,8	≤0,007	2,1	4,9
	H	11,43	50,98	7,5	8	438	9,8	5,5	0,5	55	23	8,7	≤0,007	3,3	37
49	F	7,38	25,49	5	7,9	326	10,2	1,5	0,2	36	11	1,8	≤0,007	2,4	5,1
	H	9,2	25,49	7,4	8,1	302	11,4	2,8	0,2	43	12	5,2	≤0,007	2,7	7,5

Tab. A-3-14(1): Messdaten Obere Isar (Frühjahr und Herbst 2009).

MSt	JZ	PO ₄ ³⁻ mg L ⁻¹	¹⁸ O-W ‰	² H-W ‰	DOC mg L ⁻¹	BA *10 ⁴	BKP ng C L ⁻¹ h ⁻¹	EVEN E	RICH # OTUs	DIV H'	BSB ₅ mg O ₂ L ⁻¹	CSB mg O ₂ L ⁻¹
6	F	0,020	-12,99	-92,25	1,1	0,50	0,020	0,92	87	4,09	≤0,5	≤2,5
	H	≤0,010	-12,71	-90,10	0,7	1,64	0,001	0,75	27	2,48	≤0,5	≤2,5
35	F	0,034	-13,02	-92,50	1,3	4,33	0,020	0,88	125	4,26	≤0,5	≤2,5
	H	0,025	-12,88	-90,30	1	5,55	0,060	0,65	77	2,82	≤0,5	≤2,5
37	F	0,020	-13,20	-93,60	1,1	0,88	0,030	0,84	116	4,00	≤0,5	≤2,5
	H	≤0,010	-12,67	-89,90	0,9	2,40	0,011	0,70	83	3,08	≤0,5	≤2,5
39	F	0,107	-12,80	-90,75	1,2	1,80	0,020	0,90	124	4,32	≤0,5	≤2,5
	H	≤0,010	-12,51	-89,85	1	4,18	0,004	0,68	54	2,71	≤0,5	≤2,5
38	F	0,020	-12,91	-91,55	1,1	0,87	0,010	0,84	19	2,48	≤0,5	≤2,5
	H	0,021	-12,63	-90,30	0,9	4,37	0,008	0,60	89	2,67	≤0,5	≤2,5
36	F	0,055	-12,65	-89,00	1,1	3,44	1,160	0,88	154	4,43	≤0,5	≤2,5
	H	≤0,010	-12,79	-90,85	0,8	1,45	0,008	0,75	19	2,21	≤0,5	≤2,5
51	F	0,037	-13,22	-93,75	1	2,80	0,020	0,87	177	4,50	≤0,5	≤2,5
	H	0,031	-12,84	-90,85	1,3	2,82	0,015	0,62	77	2,68	≤0,5	≤2,5
45	F	≤0,010	-12,46	-89,85	1,8	0,98	0,040	0,89	96	4,05	≤0,5	≤2,5
	H	≤0,010	-12,73	-90,30	1	3,77	0,003	0,77	81	3,38	≤0,5	≤2,5
46	F	≤0,010	-12,71	-89,55	1,2	8,35	0,010	0,86	130	4,17	≤0,5	≤2,5
	H	≤0,010	-12,63	-89,10	1,6	0,31	0,005	0,82	60	3,36	≤0,5	≤2,5
47	F	≤0,010	-12,21	-85,90	0,9	9,27	0,009	0,79	68	3,34	≤0,5	≤2,5
52	F	0,043	-12,91	-92,10	1,7	10,32	0,020	0,88	120	4,22	≤0,5	≤2,5
	H	0,033	-12,42	-89,75	1	13,15	0,011	0,79	121	3,78	≤0,5	≤2,5
53	F	0,028	-12,71	-90,00	2	1,68	0,010	0,87	69	3,69	≤0,5	≤2,5
	H	0,031	-12,62	-90,30	1	0,04	0,009	0,61	38	2,21	≤0,5	≤2,5
1	F	0,034	-13,32	-94,40	0,8	6,63	0,070	0,81	143	4,02	≤0,5	≤2,5
	H	≤0,010	-12,71	-91,30	1,6	0,91	0,007	0,76	126	3,65	≤0,5	≤2,5
49	F	≤0,010	-13,27	-94,00	1,1		0,010	0,88	110	4,15	≤0,5	≤2,5
	H	≤0,010	-12,75	-91,25	0,9	0,12	0,006	0,67	79	2,91	≤0,5	≤2,5

Tab. A-3-14(2): Messdaten Obere Isar (Frühjahr und Herbst 2009).

	EVEN	RICH	AOC	DOC	pH	NO ₃ ⁻
BA					-0,57*	
ATP				0,66*	-0,59*	
DIV	0,61*	0,81***	-0,70*			
AOC						0,68*
DOC						0,56*
O ₂						0,68**

Statistisch signifikante Korrelationen sind zusammengefasst.
Signifikanzlevel: * = p<0,05; ** = p<0,01; *** = p<0,001; n=28.

Tab. A-3-15: 'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die Daten der Oberen Isar Messstellen unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen.

	BKP	DIV	EVEN	RICH	AOC	DOC	CSB	O ₂	EH	Temp	pH	NO ₃ ⁻
BA	0,21*	0,38***	0,23*	0,42***	0,53***	0,33**	0,71***	-0,54***	-0,47***			-0,28**
BKP		0,83***		0,82***					-0,24*	0,24*		
ATP		0,22*		0,33**								
DIV			0,83***	0,82***			0,26*	-0,46***				
EVEN							0,21*	-0,27*				
RICH								-0,50***	-0,33**	0,23*		
AOC						0,37**	0,61***				-0,30*	
DOC							0,63***	-0,30**	-0,31**		-0,24*	
CSB								-0,35***	-0,23*		0,25*	

Statistisch signifikante Korrelationen sind zusammengefasst. Signifikanzlevel: * = p<0,05; ** = p<0,01; *** = p<0,001; n=290.

Tab. A-3-16: 'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für den gesamten Datensatz (Jahr 2007 und 2009) unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen.

Annex 4: Bestehende räumliche Gliederungssysteme

4.1 Naturräumliche Gliederung (Großregionen Deutschlands)

Biogeographisch kann Deutschland grob in drei Regionen aufgeteilt werden: das Norddeutsche Tiefland, die Mittelgebirge und die Alpen. Der gesamte Norden Deutschlands ist stark vom Inlandeis der pleistozänen Eiszeiten geprägt und geformt, so dass sich durch die Nivellierung des Eises nur ein sanft gegliedertes Relief vorhanden ist. Folge der Eiszeiten im Norddeutschen Tiefland sind bis zu 500 m mächtige Decken quartärer Lockersedimente, deren Dicke mit Annäherung zu den Mittelgebirgen meist abnimmt (Henningsen & Katzung 1992).

Der mittlere und südliche Teil Deutschlands ist durch die Mittelgebirge geprägt. Sie stammen aus dem Paläozoikum (z.B. Rheinisches Schiefergebirge, Harz, Kristallingebiete, wie Schwarzwald, Erzgebirge, Bayerischer Wald) oder Mesozoikum (Buntsandsteingebiete: Pfälzer Bergland, Spessart,



Abb. A-4-1: Karte der Naturräumlichen Haupteinheiten (Naturraumgruppen) Deutschlands nach dem Bundesamt für Naturschutz (Stand: 2008). Die Lage der Untersuchungsgebiete ist rot markiert. (Quelle und Legende für die einzelnen Naturräumlichen Haupteinheiten siehe http://www.bfn.de/0503_karten.html).

Odenwald; Süddeutsches Schichtstufenland; Muschelkalk-Kreide: Kraichgau, Schwäbische Alb, Fränkische Alb). Die deutschen Alpen als Teil der Nördlichen Kalkalpen mit Gesteinen v.a. aus der Trias oder dem Paläozoikum sind Teil des Alpenhochgebirges. Das nördlich gelegene Alpenvorland wurde, wie das Norddeutsche Tiefland, durch die glaziale Serie während der pleistozänen Eiszeiten stark beeinflusst.

Ein umfassendes, bekanntes Konzept ist die Gliederung Deutschlands nach Naturräumen, die sowohl auf abiotischen wie biotischen Aspekten beruht. Die wichtigsten Faktoren sind hierbei Klima, Geologie, Geomorphologie, Böden, Hydrologie, Flora und Fauna. Die naturräumliche Gliederung Deutschlands wurde von der Bundesanstalt für Landeskunde zwischen 1953-1962 herausgegeben (Meynen & Schmithüsen 1962) und durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Ssymank 1994) überarbeitet. Nach aktuellem Stand (BfN 2008) werden die Naturräume aufgrund ihrer Ähnlichkeiten zu Naturräumlichen Haupteinheiten (NHE) bzw. Naturraumgruppen zusammengefasst. Deutschland besitzt nach diesem Konzept 69 Naturraumgruppen, welche zu fünf Großlandschaften zusammengefasst werden (Abb. A-4-1). Die fünf Großlandschaften Deutschlands sind das Norddeutsche Tiefland, die Zentralen Mittelgebirge, die Südwestlichen Mittelgebirge und Stufenland, das Alpenvorland und die Alpen. Das Norddeutsche Tiefland und die Mittelgebirge werden noch einmal in Ost und West aufgeteilt (Nordwest- und Nordostdeutsches Tiefland, bzw. Westliches und Östliches Mittelgebirge). Da diese Aufteilung v.a. aufgrund klimatischer Unterschiede vorgenommen wird (atlantisches vs. kontinentales Klima), scheint sie für die Grundwasserfauna nur eine geringe Bedeutung zu haben, weshalb sie in den Auswertungen unberücksichtigt bleibt. In Tabelle 1 (S. 19) sind die Zugehörigkeit der einzelnen Untersuchungsgebiete zu den Großlandschaften und Naturraumgruppen zusammengefasst.

4.2 Biogeographische Ebene

4.2.1. Bioregionen nach Illies (1978)

Die von Illies (1978) in der „Limnofauna europaea“ publizierten zoogeographischen Regionen – in diesem Bericht als Bioregionen bezeichnet – sind die Ergebnisse von zahlreichen v.a. faunistischen Untersuchungen von Oberflächengewässern. Auf Basis dieser Ergebnisse unterteilt Illies Europa in 25 zoogeographische Areale, von denen vier Regionen auch in Deutschland liegen (Abb. A-4-2). Diese Regionen sind im Einzelnen:

- Gebiet 4: Alpen. Das Gebiet umfasst den gesamten Alpenanteil Deutschlands inklusive Bodensee. Der Grenzlinie dieses Areals ist die 1.00 e Tiefland. Der Rhein ist die westliche, die Weichsel die östliche Grenze.
- Gebiet 8: Westliches Mittelgebirge. In diesem Areal sind die Mittelgebirge westlich des Rheins zugeordnet. Somit gehören die Pfalz und die Eifel zu diesem Teilgebiet.

- Gebiet 9: Zentrales Mittelgebirge. Dieses Gebiet umfasst die restlichen deutschen Mittelgebirge, wie Harz, Wesergebirge, Erzgebirge, Rheinisches Schiefergebirge, schwäbische Alb, schwäbisches Alpenvorland.

- Gebiet 14: Zentrales Flachland. Dieses Gebiet umfasst das gesamte Norddeutsche Tiefland. Der Rhein ist die westliche, die Weichsel die östliche Grenze.

Die einzelnen Untersuchungsgebiete wurden den entsprechenden Bioregionen zugeordnet (Tab. 1). Allerdings muss bei diesem Konzept berücksichtigt werden, dass die von Illies (1978) festgelegten Grenzen relativ skizzenhaft sind.

4.2.2 Hydrogeologische Bezugseinheiten (HBE) nach KUNKEL et al. (2004)

Auf Landschaftsebene könnten sich Verteilungsmuster der Fauna im Grundwasser hypothetisch an den hydrogeologischen Bezugseinheiten orientieren. Die hydrogeologischen Bezugseinheiten (HBE, engl. hydrogeological units; siehe auch Wendtland et al. 2005) basieren auf einer Untergliederung v.a. der oberflächennahen Grundwasservorkommen Deutschlands hinsichtlich ihrer Geologie und Hydrochemie (Kunkel et al. 2004). Dabei werden 17 hydrogeologische bzw. hydrogeochemische Bezugseinheiten unterschieden (Abb. A-4-3). Die Zuordnung der Untersuchungsstandorte zu den entspre-

chenden HBEs ist aus Tabelle 1 (S. 19) ersichtlich und in der Beschreibung der Untersuchungsstandorte näher erläutert.

4.2.3 Grundwasserleitertypen (Kluft-, Lockergesteins-, Karstleiter)

- Die geologische Beschaffenheit des Untergrundes ist für die Struktur der Hohlräume und somit die Durchlässigkeit eines Grundwassersystems (hydraulische Leitfähigkeit) ausschlaggebend. Die Grundwasserleiter werden aufgrund ihrer Struktur und ihres Lückenraumes in drei Haupttypen unterschieden:

- Poren-, Lockergesteinsgrundwasserleiter bestehen aus Lockergesteinen (z.B. Sande, Kiese, Schotter), dessen Poren einen zusammenhängenden Raum ausbilden, der von Grundwasser durchflossen wird. Sie weisen ein hohes Speichervermögen und gute Filtereigenschaften aus und werden daher häufig zur Trinkwassergewinnung genutzt. Lockergesteinsleiter sind typisch für glazial und fluviatil geprägte Bereiche, in denen die Lockergesteine abgelagert wurden.

- Kluftgrundwasserleiter bestehen aus nicht verkarstem Festgestein. Das Grundwasser wird durch Trennflächen (Klüfte, Störungen; Verwerfungen) geleitet, die sich durch tektonische oder Verwitterungsprozesse gebildet haben.

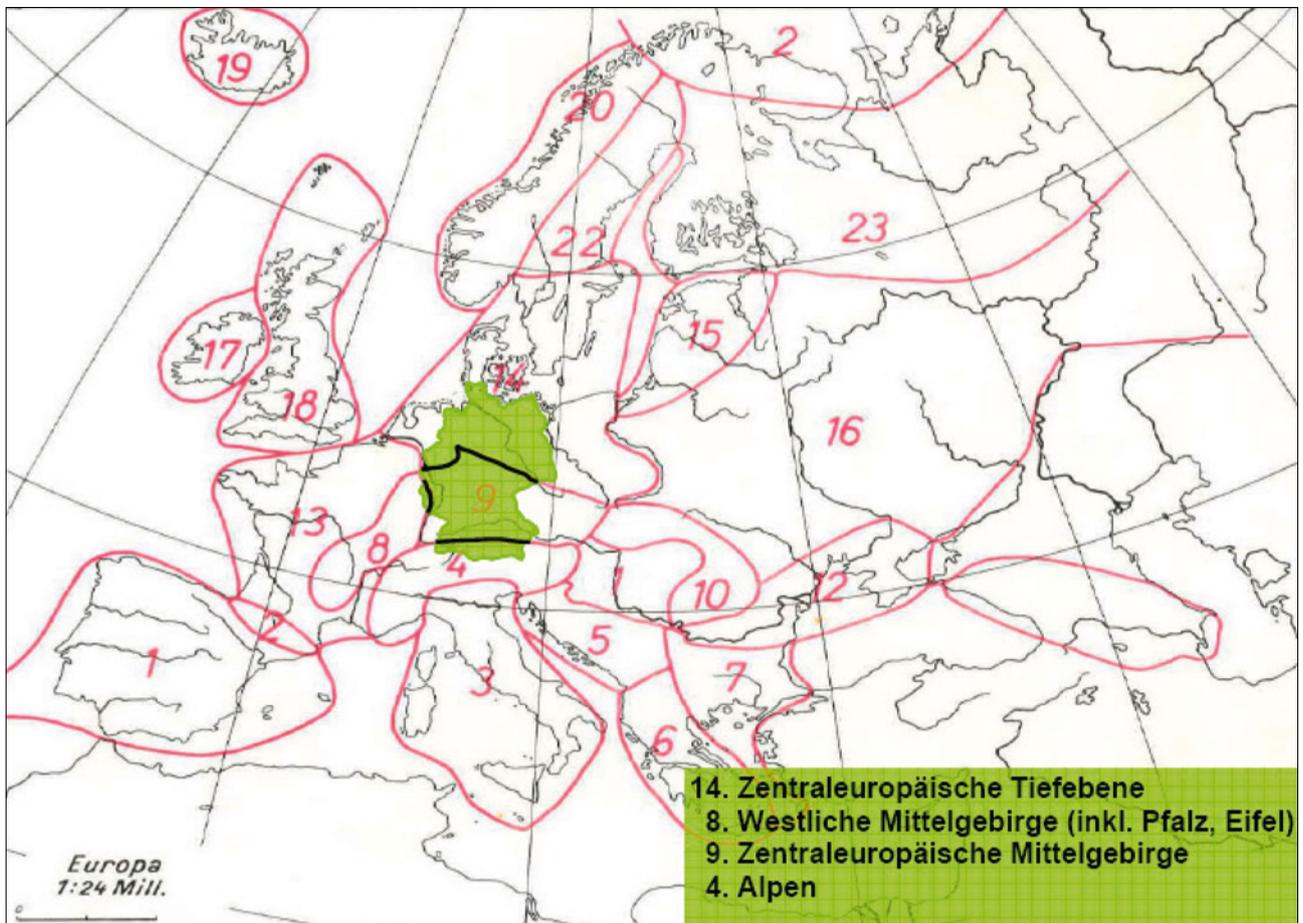


Abb. A-4-2: Bioregionen Europas nach Illies (1978). Datengrundlage sind ca. 8000 limnische Tierarten aus Oberflächengewässern. Deutschland ist in vier Bioregionen aufgeteilt (Quelle: Illies 1978).

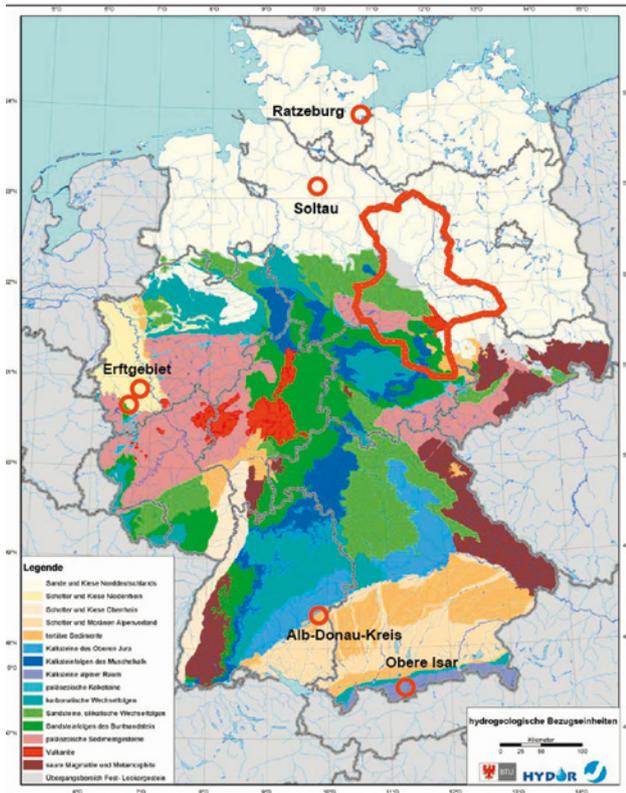


Abb. A-4-3: Die Untersuchungsgebiete und ihre Zugehörigkeit zu den von Kunkel et al. (2004) für Deutschland ausgewiesenen hydrogeologischen Bezugseinheiten für Grundwassersysteme. Die Untersuchungsgebiete sind rot markiert (auch die landesweite grundwasserfaunistische Untersuchung von Sachsen-Anhalt) (Quelle: Kunkel et al. 2004).

- Karstgrundwasserleiter sind verkarstete Karbonatgesteinskörper. Durch in der Regel relativ große Lösungshohlräume weisen Karstleiter hohe Transmissivitäten und schnelle Abflüsse auf. Dies führt zu einer geringen Selbstreinigungswirkung des Grundwasserleiters.

Da die hydraulische Leitfähigkeit und der Lückenraum innerhalb der Grundwasserleiter eine entscheidende Rolle für die Fauna im Grundwasser spielt (Hahn & Fuchs 2009; Gibert et al. 1997), geht man davon aus, dass die Aquifertypen auf landschaftlicher Ebene die Verbreitung und Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften im Grundwasser entscheidend beeinflussen. Die aktuellen Grundwasseruntersuchungen erfolgten in allen drei Haupttypen von Grundwasserleitern, wobei der Großteil Lockergesteinsleiter umfasste (Tab. 1).

4.2.4 Regionale Geologie: GeoRegs (Kombination aus Naturraumgruppe und Aquifertyp)

Als „GeoRegs“ bezeichnen Hahn und Fuchs (2009) geologische Einheiten innerhalb einer bestimmten Naturraumgruppe. Das bedeutet, innerhalb einer Naturraumgruppe werden weitere Teilgebiete („GeoRegs“) nach ihrer Zugehörigkeit zum Grundwasserleitertyp unterschieden. Die Unterteilung in „GeoRegs“ hat sich als geeignet für grundwasserökologische Untersuchungen erwiesen, da beide landschaftlichen Kriterien eine prägende Rolle für die Besiedlung von

Grundwasserlebensräumen einnehmen (Hahn und Fuchs 2009). Darüber hinaus überlagern sich naturräumliche und hydrogeologische Einflussfaktoren im Grundwasser und die zusätzliche Untergliederung in Naturräume und Grundwasserleitertypen liefert meist eine höhere Auflösung auf Landschaftsebene sowie stärkere Korrelationen zwischen den Lebensgemeinschaften und Umweltparametern.

Annex 5: Allgemeine Einführung in statistische Methoden

5.1 Allgemeine Vorbehandlung der Daten (Transformationen)

Bevor statistische Analysen durchgeführt werden können, müssen die meisten Daten durch Transformationen einer Normalverteilung angepasst werden, die von vielen statistischen Verfahren vorausgesetzt wird. Allerdings zeigen die meisten ökologischen Datensätze auch nach Transformationen keine Normalverteilung, so dass überwiegend nicht-parametrische bzw. semi-parametrische Verfahren für die Analysen solcher Daten benutzt werden müssen.

Transformationen werden bei multivariaten Daten aber oft genutzt, um den Einfluss dominanter Arten zu reduzieren und die heterogenen Daten vergleichbar zu machen. Bei der Transformationsart gibt es die folgende Hierarchie: keine <2. Wurzel <4. Wurzel <log(x+1) <binär. Eine mittlere Transformation, das bedeutet die zweite oder vierte Quadratwurzel, wird empfohlen, um den Einfluss hoch frequenter Arten im Verhältnis zu seltenen Arten zu reduzieren. Hydrochemische Datensätze werden meist durch log(x+1) transformiert, um Extremwerte zu reduzieren. Bei manchen Methoden (z.B. Hauptkomponentenanalyse) müssen die Daten normalisiert oder standardisiert werden, um die verschiedenen Skalenniveaus der Daten besser vergleichen zu können (Leyer & Wesche 2007, Clarke & Gorley 2006).

5.2 Exploration und Beschreibung

Taxa-Standort-Matrix

Eine so genannte Taxa-Standort-Matrix ist eine sehr hilfreiche Methode, um sich einen Überblick über faunistische Verbreitungsmuster hinsichtlich des Taxa- oder Artspektrums, der Abundanzen oder der autökologischen Zuordnung zu verschaffen. Je nach Fragestellung werden die Arten und ihre Abundanzen einer Probe bzw. einer Messstelle oder Messstellengruppe aufgelistet und können beliebig geordnet werden. Auf diese Weise können beispielsweise Messstellen auffallen, in denen vor allem Oberflächenarten vorkommen oder umgekehrt.

Ordinationsverfahren

Bei den folgenden multivariaten Analysen handelt es sich meistens um so genannte Ordinationsverfahren. Ordination ist das Ordnen von Daten mit Hilfe von verschiedenen Variablen im Euklidischen Raum bzw. auf Basis einer beliebigen Distanzmatrix (z.B. Bray-Curtis). Hauptziel ist die Reduktion der Dimensionalität der multivariaten Datenwolke, um Muster und Strukturen zu erkennen (Anderson et al. 2008).

Nicht-metrische Multidimensionale Skalierung (NMDS)

Das MDS-Verfahren wird für Gemeinschaftsanalysen verwendet und ist ein geeignetes Mittel zur Gruppenfindung in multivariaten Daten. Die MDS ist eine Ordinationsmethode, mit der auf Basis von Abstandsmatrizen Ähnlichkeiten oder Unähnlichkeiten zwischen den Proben berechnet werden, diese nach Rängen geordnet und abgebildet werden. Die Muster n-dimensionaler Daten werden dabei auf zwei- bis drei Dimensionen reduziert. Dabei werden die Objekte räumlich so angeordnet, dass die Abstände zwischen den Objekten im Raum möglichst exakt den berechneten Un-/Ähnlichkeiten entsprechen. Bei der Interpretation des MDS-Graphen gilt demnach, je näher zwei Datenpunkte in der Abbildung zusammen liegen, desto ähnlicher sind ihre Ausprägungen, wie z.B. ihre Besiedlung (Leyer & Wesche 2007). Die statistische Güte der MDS wird durch den „Stresswert“ angegeben. Werte unter 0,1 entsprechen einer guten Ordination mit geringem Fehlinterpretationspotenzial und die getroffene Gruppeneinteilung ist belastbar. Werte unter 0,2 geben immer noch brauchbare Interpretationsergebnisse, während Ergebnisse mit Werten über 0,2 vorsichtig zu interpretieren sind (Clarke & Warwick 2001). Steigt die Güte über einen Stresswert von 0,35 ist die Darstellung der MDS rein zufällig (Leyer & Wesche 2007). Der Stresswert ist bei einer dreidimensionalen MDS geringer, da die Datenwolke nicht auf nur zwei Dimensionen reduziert werden muss.

Distanzmaße

Als Grundlage für die Ähnlichkeitsmatrix können verschiedene Distanzmaße z.B. Sörensen, euklidische Distanz, Bray-Curtis etc. verwendet werden. Die Wahl des Distanzmaßes hängt von der Beschaffenheit der Daten sowie der Fragestellung ab. Die Ähnlichkeitsmatrizen für die Faunadaten wurden beispielsweise mit dem Bray-Curtis-Unähnlichkeitskoeffizienten berechnet. Der Vorteil dieses Koeffizienten liegt darin, dass er Nullwerte, die vor allem in faunistischen Daten häufig auftreten, nicht als Ähnlichkeiten berechnet (Bray & Curtis 1957, Clarke & Warwick 2001).

Clusteranalyse

Die Clusteranalyse ist eine multivariate Methode, um Strukturen in den Daten zu finden. Bei diesem hierarchisch-agglomerativen Klassifikationsverfahren werden Objekte aufgrund ihrer Ähnlichkeiten, z.B. ihrer biologischen

oder hydrochemischen Zusammensetzung, zu möglichst homogenen Gruppen („clusters“) zusammengefasst (Janssen und Laatz 2005). Die Gruppen sind a-priori unbekannt und werden durch Distanzen bzw. Ähnlichkeiten berechnet. Das Ergebnis der Clusteranalyse ist ein Dendrogramm, bei dem die Länge der Äste die Unähnlichkeit zwischen den Objekten anzeigt. Als Cluster-Algorithmus wird das Complete linkage-Verfahren vorgeschlagen, das die Ähnlichkeit zwischen zwei Clustern als den Abstand zwischen den beiden entferntesten Objekten in den Clustern definiert (Leyer und Wesche 2007). Diese Methode verhindert Treppenbildungen in den Dendrogrammen und führt zu klaren Clusterstrukturen (Leyer und Wesche 2007).

Principal CoOrdinates Analysis (PCO)

Die PCO ist eine Methode zur „Hauptkoordinatenanalyse“ auf der Basis von Ähnlichkeitsmatrizen. Das Verfahren ähnelt dem einer Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis/PCA) bei dem die Datenpunkte so auf Achsen projiziert werden, dass die Variation der Residuen minimiert wird. Im Unterschied zur PCA basiert die PCO aber auf einer beliebigen Distanzmatrix, analog zur MDS. Im Vergleich zur MDS führt die PCO zu einer Skalierung, die sich auf das gewählte Ähnlichkeitsmaß bezieht. Obwohl sich eine MDS meist besser zur 2-dimensionalen Datendarstellung eignet, kann eine PCO zusätzliche Informationen liefern, da diese die Ähnlichkeiten direkt abbildet, die bei der MDS durch die Rangbildung verloren geht.

5.3 Prüfen der Gruppen

ANOSIM (Analysis Of SIMilarities)

Die one-way-ANOSIM entspricht einer nicht-parametrischen multivariaten Varianzanalyse (ANOVA/Analysis of Variance) mit der die Nullhypothese – keine Unterschiede zwischen a-priori-Gruppen hinsichtlich eines spezifischen Faktors – getestet wird (Clarke & Gorley 2006). Ausgehend von einer beliebigen Distanzmatrix, werden bei diesem Test die Ähnlichkeiten innerhalb und zwischen den zu überprüfenden Gruppen anhand ihrer Ränge verglichen. Der maximale Wert von „R“ = 1 wird erreicht, wenn alle in einer Gruppe befindlichen Objekte zueinander ähnlicher sind als zu den Objekten anderer Gruppen. Werte über 0,75 zeigen eine gute Trennung der Gruppen an, Werte bis 0,5 deuten noch auf eine gute Unterscheidbarkeit hin, wobei es hier jedoch zu Überlappungen der Gruppen kommt. Werte unter 0,25 zeigen an, dass es kaum Unterschiede zwischen den Gruppen gibt, d.h. die Ähnlichkeiten innerhalb und zwischen den Gruppen sind zufällig (Clarke & Warwick 2001). Das ANOSIM-Verfahren ist flexibel hinsichtlich jeder Art von Transformation, Standardisierung sowie dem verwendeten Unähnlichkeitsmaß. ANOSIM-R-Werte aus verschiedenen Analysen und Datensätzen können deshalb miteinander verglichen werden. Weiterhin ist die ANOSIM im Gegensatz zur ANOVA robust gegenüber nicht normalverteilten Daten, da die Analyse auf Rängen beruht.

PERMANOVA (Permutational MANOVA)

Das PERMANOVA-Verfahren ist eine Kombination aus einer multifaktoriellen Varianzanalyse (MANOVA) und einem anschließenden Signifikanztest (post-hoc Test), das für die Analyse der Variabilität in multivariaten, nicht normalverteilten Datensätzen geeignet ist. Der Unterschied zur traditionellen MANOVA ist, dass für die Zerlegung und Berechnung der Varianz eine beliebige Distanzmatrix wählbar ist und die erklärende Varianz aus den echten (Un-) Ähnlichkeitswerten berechnet wird. Das bedeutet aber gleichzeitig, dass die Wahl der Transformation, Distanzmatrix und Variablenanzahl die Ergebnisse beeinflussen können. Das heißt, dass die Ergebnisse unterschiedlicher Analysen bzw. Datensätze nur bei gleichen Voraussetzungen direkt vergleichbar sind. (Zentroide innerhalb der Gruppen und zwischen den Gruppen werden sowohl bei MANOVA als auch bei PERMANOVA berechnet.)

Nach der Aufteilung der Variabilität wird die Nullhypothese – keine Unterschiede in der Varianz zwischen den Gruppen – in Anlehnung an Fisher's F, als Pseudo-F getestet. Die sogenannte Pseudo-F-Statistik wird angewandt, weil die Verteilung von F bei zutreffender Nullhypothese nicht bekannt ist und keine traditionellen F-Tabellen verwendet werden können, um p-Werte zu erhalten. Die Verteilung von Pseudo-F unter der wahren Nullhypothese wird durch Permutationen (zufällige Stichprobenwahl; „Permutational MANOVA“) auf Basis der Distanzen über die „expected mean squares“ (EMS) berechnet, da der F-Test nur bei Normalverteilung und Homoskedastizität (Varianzhomogenität) angewendet werden kann. Je größer Pseudo-F, desto kleiner wird die Wahrscheinlichkeit, dass die Nullhypothese zutrifft. Die p-Werte werden also durch Permutation berechnet (Anderson et al. 2008).

Zeigt die PERMANOVA signifikante Unterschiede an, kann ein Paartest, analog zum univariaten t-Test durchgeführt werden, um zu klären, welche Gruppen sich in ihrer Variabilität unterscheiden. Dabei wird wie bei der univariaten t-Statistik vorgegangen, d.h. Pseudo-F² entspricht Pseudo-t. Allgemein gilt: Je größer die F- bzw. T-Statistik, desto größer ist der Beweis gegen die Nullhypothese (Anderson et al. 2008). Der Vorteil von Permutationstests gegenüber dem ANOSIM-Verfahren oder nicht-parametrischen Tests wie Friedman und Kruskal-Wallis ist, dass die ursprünglichen Daten (Distanzen) verwendet werden und nicht deren Ränge, wodurch stets Informationsverlust auftritt. Die PERMANOVA ist demnach eine semi-parametrische Methode bei der Varianzen und Prüfgrößen berechnet werden. Bei einer Anzahl von 9999 Permutationen ist der Typ I Fehler (α) 1%.

Die statistische Güte der beschriebenen Tests hängt allerdings von der Anzahl der Freiheitsgrade (degrees of freedom/df) ab, die nur bei Verwendung des gleichen Abstandsmaßes und der gleichen Variablenanzahl gleich ist. Ein Pseudo-F von 2.0 bei 98 df ist demnach aussagekräftiger als ein 2.0 bei 5 df. Je nach experimentellem Design und Datenbasis

können verschiedene Einstellungen für die Berechnung verwendet werden, die bei Anderson et al. (2008) ausführlich beschrieben sind.

Diskriminanzanalyse (DA)

Eine Diskriminanzanalyse eignet sich um mögliche Beziehungen zwischen z.B. faunistischen a priori-Gruppen und Umweltparametern zu ermitteln. Dabei wird geprüft, welche abiotischen Faktoren die Faunagruppen, die sich anhand von vorgeschalteten Klassifikationsmethoden wie beispielsweise einer Clusteranalyse ergeben haben, am besten diskriminieren (Leyer & Wesche 2007) und ob sich die Gruppen hinsichtlich ihrer Merkmale signifikant unterscheiden lassen (McGarigal et al. 2000). Dies geschieht durch die Berechnung von Gradienten (kanonische Diskriminanzfunktionen), welche die maximalen Unterschiede zwischen den Gruppen und die minimalen Differenzen innerhalb der Gruppen beschreiben (Leyer & Wesche 2007). Dabei werden die Gradienten bzw. Hauptkoordinaten genutzt, um die Zugehörigkeit der einzelnen Stichproben zu einer bestimmten Gruppe vorherzusagen. Das für die faunistische Datenauswertungen verwendete CAP-Verfahren (Canonical Analysis of Principal coordinates) arbeitet analog zu einer traditionellen DA. Der Unterschied besteht darin, dass die CAP die Hauptkomponenten (principal coordinates) aus einer beliebig wählbaren Distanzmatrix berechnet, während eine traditionelle DA immer auf der Euklidischen Distanz basiert. Weiterhin basieren die zur Hypothesenüberprüfung durchgeführten kanonischen Tests, hinsichtlich der Korrelationen bzw. der Unterschiede zwischen den Gruppen, auf Permutationen weshalb keine Normalverteilung wie bei der traditionellen DA vorliegen muss.

Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA; Canonical correspondence analysis)

Die CCA dient dazu, die Stärke von Beziehungen zwischen Umweltparametern und der Struktur von Lebensgemeinschaften zu berechnen. Diese Methode ist eine multivariate direkte Gradientenanalyse, bei der das Verfahren der indirekten Ordination (Korrespondenzanalyse) mit der Regression verbunden wird (Ter Braak 1987, Glavac 1996). Die Ordinationsachsen sind dabei Linearkombinationen derjenigen Umweltparameter, die die Variation der Artenpunkte maximieren (= Eigenvektor). Die Linearkombinationen der biotischen und abiotischen Datensätze werden so rotiert, dass ihre Korrelation (die kanonische Korrelation) maximal wird. Durch die Achsen wird derjenige Anteil der Variation beschrieben, der am besten durch die erfassten Umweltparameter erklärt wird (Jongman et al 1987, Ter Braak 1987).

Die grafische Darstellung erfolgt in einem zweidimensionalen Ordinationsdiagramm in dem die Umweltparameter durch Vektoren und die Organismengemeinschaften der Messstellen als Punkte dargestellt werden. Dabei bildet jeder Vektor eine Ordinationsachse im multidimensionalen Raum,

die abhängig von ihren Eigenwerten und Intraset-Korrelationen ist. Je länger ein Vektorpfeil, desto stärker ist die Korrelation zu den Ordinationsachsen. Die Artzusammensetzung der Messstellen, die in Pfeilrichtung liegt, ist positiv mit dem jeweiligen Vektor korreliert, die entgegengesetzt zur Pfeilrichtung liegenden Datenpunkte sind negativ korreliert (Ter Braak 1987). Die statistische Güte der Ordinationsachsen kann an den kanonischen Koeffizienten und den Intraset-Korrelationen abgelesen werden (Ter Braak 1987).

Die kanonische Korrelationsanalyse im CAP-Menü (PRIMER) erfolgt nach demselben Prinzip, d.h. sie berechnet Korrelationen zwischen zwei verschiedenen Datensätzen (z.B. Faunadaten und Umweltdaten). Der Unterschied zur traditionellen CCA ist, dass von einer beliebigen Ähnlichkeitsmatrix der Faunadaten PCO-Achsen berechnet werden. Diese PCO-Achsen (Fauna-Un-/Ähnlichkeitsmatrix) werden gleichzeitig gegen eine Matrix aus X-Variablen (Umweltparametern) rotiert, um Achsen maximaler Interkorrelation zu finden (Anderson et al. 2008). CAP sucht simultan nach Linearkombinationen von PCO-Achsen, die maximal mit Linearkombinationen von X-Variablen korreliert sind. Dabei nehmen weder die PCO-Achsen noch die X-Variablen eine spezielle Rolle in der Analyse ein. Demnach wird keine der Datenmatrizen genutzt, um die andere zu erklären, d.h. es gibt keine Prädiktor- und Antwortrolle bei beiden Datensätzen. Die Methode ist rein explorativ, um Beziehungen zwischen beiden Variablensets zu finden und kann v.a. zur Hypothesenfindung dienen (Anderson et al. 2008). Die Verteilung der X-Variablen und PCO-Achsen sollten symmetrisch und homogen sein, redundante Variablen sollten vorher eliminiert werden.

5.4 Charakterisieren

Hauptkomponentenanalyse / Principal Components Analysis (PCA)

Eine Hauptkomponentenanalyse gehört ebenfalls zu den multivariaten Ordinationsverfahren, d.h. sie reduziert multivariate Datensätze auf zwei bis drei Dimensionen, um darin besser Strukturen und Muster erkennen zu können (Leyer & Wesche 2007). Bei der Auswertung ökologischer Datensätze kann sie ein geeignetes Mittel zur Charakterisierung von z.B. faunistischen Gruppen sein. Das Verfahren ermittelt die wichtigsten (Umwelt-)Gradienten und stellt diese als entsprechende Gradientachsen dar, an denen Objekte ähnlicher Ausprägungen entsprechend nahe beieinander liegen (Leyer & Wesche 2007). Das bedeutet z.B., dass Messstellen mit ähnlichen hydrochemischen Eigenschaften näher beieinander liegen als solche in denen andere chemische Verhältnisse gemessen wurden. Anschließend können, entsprechend der zu überprüfenden Gruppen, die Symbole auf den PCA-Graphen projiziert werden um beispielsweise hydrochemische Muster mit biologischen zu vergleichen. Eine PCA berechnet „künstliche“ Achsen, von denen die ersten zwei bis drei Achsen möglichst viel der im Datensatz

vorhandenen Gesamtvarianz erklären sollten (Henrion et al. 1987). Die Güte der Ordination wird über den Prozentsatz der erklärten Varianz und über die Eigenwerte der einzelnen Parameter ermittelt. Je höher die Eigenwerte und die erklärte Varianz bei den ersten drei Achsen, desto erfolgreicher war die Dimensionsreduktion und desto größer ist ihre statistische Kraft (Renscher 2002). Laut Clarke & Warwick (2001) zeigen 66% erklärende Varianz für die ersten drei PCA-Achsen ein recht zuverlässiges Ergebnis an. Im PCA-Graphen wird die Höhe der Eigenwerte der einzelnen Parameter als Vektoren dargestellt. Dabei zeigen die Vektorlänge und Richtung die Korrelationsstärke mit der jeweiligen Achse an. Das bedeutet also, je länger die Vektorenlänge eines Parameters, desto gewichtiger ist dieser für die Verteilung der Objekte in der PCA. Dabei sollten nur Eigenvektoren über 0,3 berücksichtigt werden (Clarke & Gorley 2006).

Multivariate Regression

In der multivariaten Regression wird wie in jeder Regressionsmodellierung versucht, Variabilität einer abhängigen Größe durch Einflussgrößen, so genannte Prädiktor-Variablen zu erklären. Multivariate Regressionsmodellierung ist immer dann angebracht, wenn für Einflussgrößen (xi) eine Reihe von Messungen vorliegen, die als abhängig zu betrachten sind und von denen zu erwarten ist, dass sie korreliert sind.

Distance-based linear models (DISTLM)

Dieses Verfahren dient zum Analysieren und Modellieren von Beziehungen zwischen multivariaten Daten und ein bis mehreren Prädiktor-Variablen. Es ist eine geeignete Methode um z.B. Zusammenhänge zwischen Organismendaten und Umweltparametern zu analysieren. Die Berechnungen basieren auf einer beliebig wählbaren Distanzmatrix (z.B. Faunadaten), in die Prädiktor-Variablen (Umweltparameter) angepasst werden. Dabei ist die Analyse der DISTLM gerichtet und die Variablen-Sets X und Y spielen besondere Rollen. Die Variablen in X werden genutzt, um die Variabilität der Datenwolke, die durch die Y-Abstandsmatrix beschrieben wird zu erklären, zu modellieren, und vorherzusagen. Im DISTLM-Verfahren werden Permutationen durchgeführt, um auf Korrelationen zwischen Y (Fauna) und X (Umweltparameter) zu testen. Die Nullhypothese besagt, dass es keine Korrelationen gibt. Die Irrtumswahrscheinlichkeit „p“ wird durch Permutationen berechnet, wodurch keine Normalverteilung angenommen werden muss. Die DISTLM-Methode ist ein quantitatives Maß, das die Variation testet, die von den Prädiktor-Variablen erklärt wird. Dabei wird die Variation gemäß eines (multiplen) Regressions-Modells aufgeteilt. Die verwendeten Prädiktor-Variablen sind im Allgemeinen quantitativ und kontinuierlich.

Im Vergleich dazu wird bei dem PERMANOVA-Verfahren die Variation einer Ähnlichkeitsmatrix gemäß einem ANOVA-Modell aufgeteilt und die Prädiktor-Variablen sind kategorisch, d.h. als Level oder Faktoren definiert.

Korrelationstests

Zur weiteren Charakterisierung der zu prüfenden Gruppen können einfache, bivariate Korrelationsanalysen von Umwelt- und biotischen Daten durchgeführt werden. Korrelationsanalysen sind weiterhin ein geeignetes Mittel, um Zusammenhänge einzelner Parameter zu untersuchen. Da bei den meisten ökologischen Datensätzen auch nach Transformation keine Normalverteilung vorliegt, wird der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman empfohlen (Untersteiner 2005). Bei Normalverteilung der Daten empfiehlt sich die Rangkorrelationsanalyse nach Pearson (Janssen & Laatz 2005). Die Werte des Koeffizienten lassen Aussagen über die Stärke der Korrelationen zwischen zwei Merkmalen zu. Dabei sprechen Werte zwischen 0,7-1 für sehr hohe, zwischen 0,5-0,7 für mittlere und zwischen 0,2-0,5 für geringe Korrelationen (Untersteiner 2005).

Boxplots

Zur vergleichenden grafischen Darstellung von Gruppen und den ihnen zugeordneten Werten können Boxplots (Box-and-Whisker-Plot) verwendet werden. Ein Boxplot fasst robuste Streuungs- und Lagemaße zusammen (Janssen & Laatz 2005). Die Box umfasst dabei stets den Bereich in dem die mittleren 50% der Daten liegen. Die Linie innerhalb der Box gibt die Lage des Medians an. Dieser teilt das gesamte Diagramm in zwei Hälften, in denen jeweils 50% der Daten liegen. Die Lage des Medians innerhalb der Box zeigt demnach auch die Schiefe der Verteilung an (Janssen & Laatz 2005). Die Boxbegrenzungen sind das obere und untere Quartil (je 25%), die Länge der Box, der Interquartilabstand, zeigt die Streuung an. Die Linien am oberen und unteren Boxende (Whiskers) zeigen die 10er- und 90iger-Perzentile an. Ausreißer sind als Kreise im Diagramm dargestellt und liegen bei Werten die zwischen 1,5 und drei Boxenlängen vom oberen bzw. unteren Quartilswert abweichen. Extremwerte sind als Sternchen gekennzeichnet und weichen mehr als drei Boxlängen von den Quartilswerten ab (Janssen & Laatz 2005).

Signifikanztests

Um die z.B. in den Boxplots dargestellten Unterschiede zwischen den Gruppen auf Signifikanz zu prüfen, können die nicht-parametrischen Tests von Kruskal-Wallis (H-Test) sowie von Mann und Whitney (U-Test) verwendet werden. Beide Tests setzen keine Normalverteilung der Daten voraus, da sie diese vorher in Ränge überführen (Janssen & Laatz 2005). Beim H-Test handelt es sich um eine einfaktorielle Varianzanalyse, die testet, ob die Gruppen sich signifikant unterscheiden. Anschließend kann man anhand eines U-Tests, der die Mittelwerte von Verteilungen vergleicht, die Abweichungen zwischen den einzelnen Gruppen auf ihre Signifikanz zu überprüfen (Untersteiner 2005). Zu jedem Test gehört die Irrtumswahrscheinlichkeit „p“. Je geringer der p-Wert ist, desto unwahrscheinlicher ist die Nullhypothese (keine Unterschiede) (Bühl 2006).

Stetige Arten

Stetige Arten zeichnen sich durch die räumliche Konstanz des Auftretens aus. Das bedeutet, dass diese Arten ein relativ großes Verbreitungsareal aufweisen, in dem sie häufig vorkommen. Die Stetigkeit von Arten ist beispielsweise für die Untersuchung geeigneter Bioindikatoren ein wichtiges Kriterium, da für vergleichende, flächendeckende Untersuchungen nur Arten geeignet sind, die praktisch überall auftreten. Die Stetigkeit wird mit der Formel von Braun-Blanquet (1964) berechnet:

$$S (\%) = \frac{\text{Auftreten einer Art}}{\text{Anzahl der Proben}} \times 100$$

SIMPER-Analyse (Similarity Percentages)

Die SIMPER-Analyse wird genutzt, um den Beitrag bestimmter Arten an der durchschnittlichen Ähnlichkeit innerhalb der Gruppen oder Unähnlichkeit zwischen verschiedenen Gruppen zu analysieren. Dadurch wird ersichtlich welche Arten für die Gruppenunterschiede hinsichtlich ihrer Besiedlung ausschlaggebend sind (Clarke & Gorley 2006).

5.5 Statistische Datenanalysen am Fallbeispiel des Erftgebiets (Niederrheinische Bucht [Rurscholle, Erftscholle] und Östliche Eifel)

Die zuvor erläuterten statistischen Methoden werden im Folgenden am Beispiel der Daten des Erftgebiets durchgespielt.

Auswahl der Datensätze

Nicht alle Messstellen eines Untersuchungsgebietes entsprechen den Anforderungen der jeweiligen Untersuchung. Im Rahmen dieser Studie sollten ausschließlich Messstellen des ersten Grundwasserstockwerkes berücksichtigt werden. Für Messstellen tieferer Grundwasserstockwerke wird angenommen, dass sie, im Fall der Fauna, eine verarmte, keinesfalls jedoch repräsentative Gemeinschaft aufweisen. Diese Hypothese soll in einem ersten Auswertungsschritt auf Landschaftsebene überprüft werden. Im nächsten Schritt der Analyse wird für die verbliebenen Standorte geprüft, welche Umweltfaktoren auf standörtlicher Ebene die Besiedlung beeinflussen. Als Hypothese wird angenommen, dass dies vor allem jene Faktoren sind, die die Stärke des Oberflächeneinflusses auf das Grundwasser widerspiegeln.

Um die Vorgehensweise exemplarisch zu erläutern, wurde das Erftgebiet als mit seinen Datensätzen als Beispiel ausgewählt. Die Landschaftsebene wurde anhand beider Gebiete untersucht. Sie gehören zwei unterschiedlichen naturräumlichen Haupteinheiten (NHE) an, nämlich der Niederrheinischen Bucht und der Östlichen Eifel (Tab. 1). Das Untersuchungsgebiet Niederrheinische Bucht umfasste ausschließlich

Messstellen im quartären Lockergesteinsleiter, die sich jedoch über zwei unterschiedliche geologische Schollen verteilen. Die beiden Schollen Erft- und Rurscholle sind hydrologisch weitgehend voneinander getrennt (siehe Abschnitt B-2). Der Untersuchungsstandort Östliche Eifel liegt etwa 15 km südwestlich der niederrheinischen Bucht und umfasst ausschließlich Messstellen die im Buntsandstein (Kluftleiter) liegen. Diese Messstellen liegen im zweiten Grundwasserstockwerk und sind durchschnittlich 42m tief.

Untersuchungen auf Landschaftsebene

Hypothese: Die Fauna der Eifelmessstellen unterscheidet sich deutlich von der Fauna der Erft- und Rurscholle, da (1) die Grundwassermessstellen in das zweite Grundwasserstockwerk abteufen und mit durchschnittlich 42 m sehr tief sind. Aufgrund der Tiefe sind die Eifelmessstellen faunistisch verarmt und nicht repräsentativ für die aktuellen Untersuchungen. (2) Die Eifel gehört zu einer anderen NHE (Östliche Eifel) als das Erftgebiet (Niederrheinische Bucht)

wodurch auch biogeografisch bedingte Unterschiede in den Faunengemeinschaften auftreten.

Exploration und Beschreibung

Die faunistischen Funde sind in einer Taxa-Standort-Matrix, geordnet nach Messstellen und ihrer Zugehörigkeit zur jeweiligen NHE (Niederrheinische Bucht, Östliche Eifel) sowie geologischen Scholle aufgelistet (Erft, Rur) (Tab. A-5-1). Die Tiere sind entsprechend ihrer ökologischen Präferenz in autökologische Gruppen – Stygobionte und Nicht-Stygobionte – unterteilt. Dabei umfasst der Terminus Nicht-Stygobionte sowohl stygophile (fakultative Grundwasserbewohner) und stygoxene (grundwasserfremde) Metazoen. Nematoden und Mikroturbellarien, die nicht auf Artniveau bestimmt wurden, sind unter der Rubrik „Höhere Taxa“ aufgelistet (Tab. A-5-1).

Die Messstellen der Östlichen Eifel waren sehr dünn besiedelt und unterschieden sich bezüglich ihres Artspektrums und der Besiedlungsdichte deutlich von den Messstellen der

NHE	Niederrheinische Bucht										Östliche Eifel																						
GeoReg	Erft-Locker					Rur-Locker					Eifel-Kluft																						
Grundwasserleitertyp	Lockergestein										Kluftgestein																						
Mst.-nummer	948621	340212	947551	340242	842211	948221	340261	842151	340251	340202	997641	340482	390051	997591	690072	997701	997391	997581	281085	600353	40093	40096	40099	40680	40081	40087	997881	40076	40095	40100			
Mst.-Tiefe	9,6	25,33	10,63	24,44	13,63	15,66	21,2	19,81	25,89	23,66	8,69	19,21	5,43	10,73	28,11	13,66	32,35	14,9	5,02	10	49,1	32,08	41	46,3	19,73	35	47,63	29,45	60,43	60,71			
Anzahl der Proben	2	4	4	4	4	2	4	2	4	4	4	2	4	2	4	4	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
Stygobionte																																	
<i>Niphargus aquilex</i>	2	2	1																														
<i>Bryocampus typhlops</i>						2																											
<i>Fabaeformiscandona breuili</i>						3																											
<i>Pseudantrobathynella husmanni</i>							1																										
<i>Schellencandona belgica</i>			1																														
<i>Crangonyx subterraneus</i>	7										8																						
<i>Niphargellus nollii</i>	10										11																						
<i>Diacyclops languidoides</i>		1	99	6	201						3	89	64		2																		
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>											80																						
<i>Bathynella freiburgensis</i>													3	8																			
<i>Troglochaetus beranecki</i>											12																						
<i>Microniphargus leruthi</i>											14																						
<i>Graeteriella unisetigera</i>																						2	14	1	1								
Nicht-Stygobionte																																	
<i>Pseudocandona albicans</i>						1																											
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>		11																															
<i>Diacyclops languidus</i>			1								24		1																				
<i>Paracyclops fimbriatus</i>							1						143	31																			
<i>Dorydrilus michaelsoni</i>			1	92							1				1																		
<i>Amphichaeta leydigi</i>						1								11																			
<i>Cernovsvitoviella atrata</i>						1	33	5						1																			
<i>Diacyclops bisetosus</i>		1		47	251							1	5									10			7								
<i>Marionina riparia</i>			4										20	8									18										
<i>Marionina argentea</i>							2						5		8								3										
<i>Haplotaxis gordioides</i>														9																			
<i>Mesenchytraeus armatus</i>														7																			
Höhere Taxa																																	
Nematoda		2	21	2																		6	1	4	3								
Mikroturbellaria	1	5		1	3						2	1																					

Tab. A-5-1: Taxa-Standort-Matrix faunistischer Daten, die 2007 und 2009 in Grundwassermessstellen der Niederrheinischen Bucht (GeoReg: Erft- und Rurscholle, Lockergestein) und der Östlichen Eifel (GeoReg: Eifelscholle, Kluftgestein) erfasst wurden.

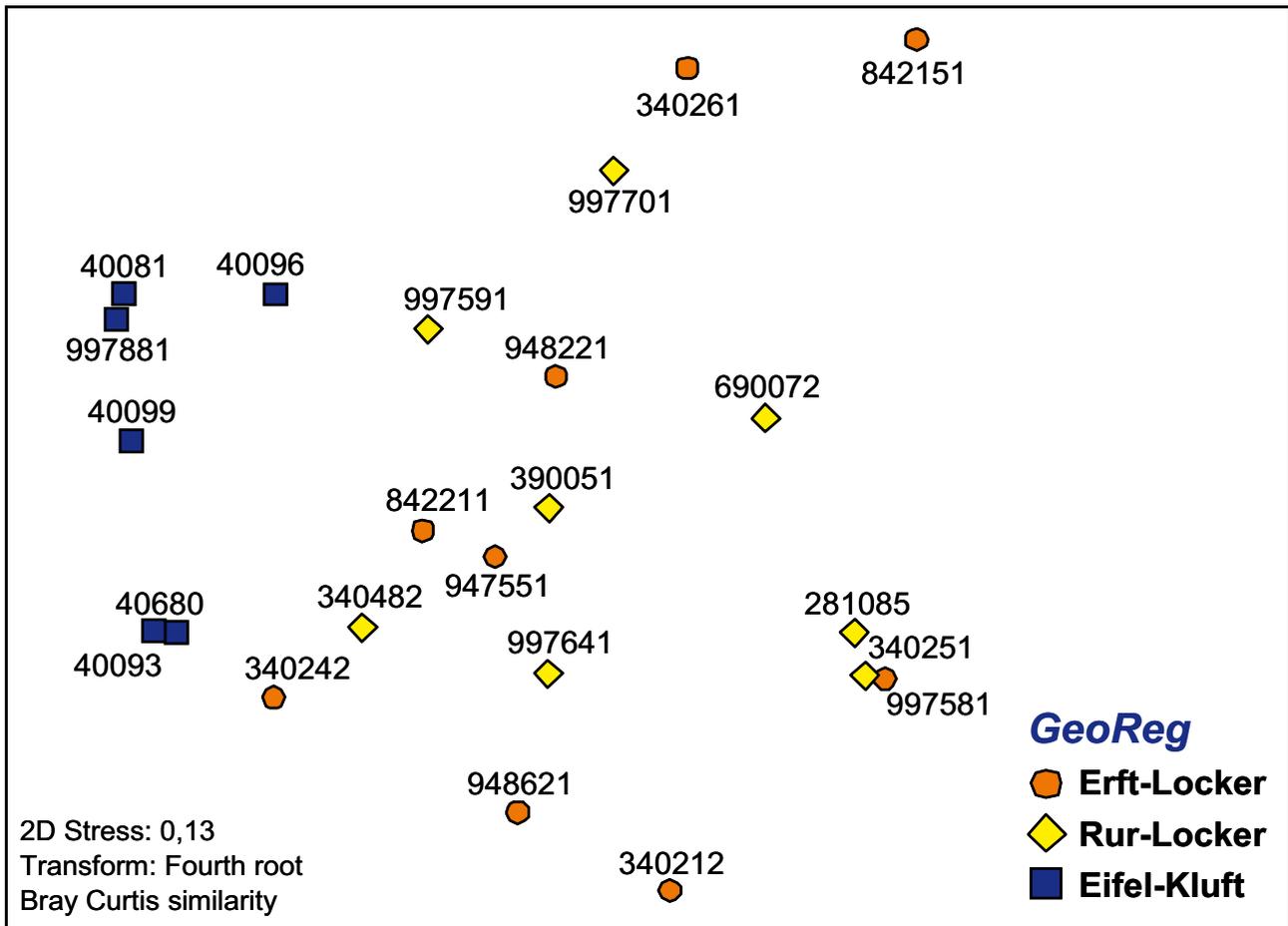


Abb. A-5-1: NMDS-Analyse faunistischer Daten, die 2007 und 2009 in Grundwassermessstellen des Erftgebiets (GeoReg: Erft- und Rurscholle, Lockergestein) und der Eifel (GeoReg: Eifelscholle, Kluftgestein) erfasst wurden. Die Faunadaten beinhalten: Crustacea, Polychaeta, Gastropoda, Oligochaeta, Nematoda, Mikroturbellaria. Sie sind für jede Messstelle über den Mittelwert zusammen gefasst.

Niederrheinischen Bucht. Insgesamt wurden in der Eifel 72 Tiere gefunden, die sich aus drei Crustaceen- und drei Oligochaetenarten zusammensetzen. Die Shannon-Diversität (H') der Eifelmessstellen war mit 1,64 nur halb so hoch wie in der Niederrheinischen Bucht ($H'=3,0$). Der stygobionte Höhlenflohkrebs *Microniphargus leruthi* war die häufigste Art in der Östlichen Eifel und wurde bis auf eine Ausnahme ausschließlich in diesem Gebiet gefunden. Der Cyclopoide *Graeteriella unisetigera* wurde nur in einer einzigen Eifel-messstelle gefunden. Häufiger erfasst wurden Mikroturbellarien, während Nematoden in den untersuchten Eifelstandorten fehlten (Tab. A-5-1). Von insgesamt zehn untersuchten Messstellen waren vier im Zeitraum der Untersuchungen unbesiedelt.

Im Vergleich dazu waren die Messstellen der Niederrheinischen Bucht mit insgesamt 1399 Tieren deutlich stärker besiedelt. Von insgesamt 20 untersuchten Grundwassermessstellen wurden in zwei Messstellen keine Metazoen gefunden. Auffällig war der hohe Anteil nicht-stygobionter Arten. Von insgesamt 731 Tieren, die auf Artniveau bestimmt werden konnten, betrug der Anteil Nicht-Stygobionter 54% (57% Erft-scholle, 48% Rurscholle). 12 Oberflächenarten standen 13 echte Grundwasserarten gegenüber. Von den Nicht-Stygobionten wurden sieben Oligochäten- und fünf Crustaceenarten erfasst.

Die faunistischen Unterschiede zwischen der Erft- und der Rurscholle waren gegenüber den Eifel-messstellen vergleichsweise gering. Die erfasste Shannon-Diversität war in beiden Schollen gleich ($H'=2,74$). Davon abgesehen, wurden für die Erft- und Rurscholle 11 gemeinsame und 15 eigene Taxa gefunden. Die Unterschiede im Artspektrum waren vor allem unter den stygobionten Arten zu verzeichnen, bei denen es nur in drei Arten Überschneidungen gab (*Crangonyx subterraneus*, *Niphargellus nolli*, *Diacyclops languidoides*), während acht nicht-stygobionte Arten (drei Crustaceen und fünf Oligochäten) in beiden Schollen gefunden wurden. Außerdem wurden in den Messstellen der Rurscholle keine Nematoden gefunden (Tab. A-5-1).

Die Funde der Einzelbeprobungen wurden für jede Messstelle aufsummiert. GeoReg = hier Kombination aus geol. Scholle und Grundwasserleitertyp.

Die NMDS-Analyse spiegelt das Muster der Taxamatrix wider. Die Messstellen der Niederrheinischen Bucht und der Eifel trennen sich deutlich anhand ihrer Fauna auf (Abb. A-5-1). Innerhalb der Niederrheinischen Bucht dagegen ergab die Analyse (PERMANOVA siehe unten) keine deutliche Trennung zwischen der Fauna der Erft- und Rurscholle.

Überprüfen von Mustern und Gruppen

Signifikanztest (PERMANOVA)

Um zu überprüfen, ob sich die Östliche Eifel und die beiden Schollen der Niederrheinischen Bucht hinsichtlich der Grundwasserfauna unterscheiden, wurden zunächst die beiden Hauptgruppen (Niederrheinische Bucht und Östliche Eifel) mit einer nicht-parametrischen, multivariaten Varianzanalyse (PERMANOVA) auf Signifikanz getestet. Die Unterschiede in der Invertebratenbesiedlung waren beim Vergleich der Östlichen Eifel und der Niederrheinischen Bucht hoch signifikant (PERMANOVA: $p_{\text{perm}}=0,0001$, $df=1$). Dagegen unterschied sich in einem weiteren Test die Fauna der Erft- nicht signifikant von der Rurscholle (PERMANOVA: $p_{\text{perm}}=0,6184$, $df=1$).

Diskriminanzanalyse (DA-CAP)

Ein von der Vorgehensweise gänzlich anderes statistisches Verfahren ist die Diskriminanzanalyse (DA). Mit Hilfe einer DA lässt sich die Zugehörigkeit jeder Messstelle zu einer vorgegebenen Gruppe nicht nur überprüfen, sondern auch vorhersagen. Darüber hinaus wird auch die Signifikanz der Gruppentrennung überprüft. Liefern die DA und die PERMANOVA vergleichbare Ergebnisse, ist von der Belastbarkeit dieser Befunde auszugehen. Die nicht-parametrische Diskriminanzanalyse (DA-CAP) bestätigt die Ergebnisse der NMDS-Analyse (Abb. A-5-1) und der PERMANOVA. Die Einzelmessstellen der Östlichen Eifel konnten anhand ihrer Arten zu 100% richtig zugeordnet werden. Die Trennung der Erft- und Rurscholle anhand ihrer Fauna war nicht erkennbar. Dieses Ergebnis wird im DA-Grafen deutlich (Abb. A-5-2). Der Zuordnungserfolg lag für die Messstellen der Erftscholle bei 66% und für die Rurscholle bei nur 50%. Die Gruppentrennung war signifikant (Trace: $p=0,0037$; $2d^1$: $p=0,0002$, CAP-1: $r=0,9333$, CAP-2: $r=0,0804$).

Charakterisierung der ermittelten Gruppen

Zur chemischen Charakterisierung der Messstellengruppen, die zuvor anhand der Fauna definiert wurden, wurden die abiotischen Daten mit verschiedenen multivariaten, statistischen Verfahren analysiert.

Zunächst wurde geprüft, ob es zwischen den Hauptgruppen signifikante Unterschiede bezüglich der hydrochemischen Verhältnisse gibt. Dazu diente eine Hauptkomponentenanalyse (PCA). Neben den deutlichen hydrochemischen Unterschieden zwischen den Messstellen der Östlichen Eifel und jenen der Niederrheinischen Bucht zeigen sich im PCA-Graphen auch moderate Unterschiede zwischen der Erft- und Rurscholle (Abb. A-5-3).

Insgesamt erklären die ersten drei Achsen der PCA knapp 66% der Variation. Davon erklärt die erste Achse 36%, die 2. 19% und die 3. Achse 11%. Auf der ersten Achse sind vor allem die Pegeltiefe, Leitfähigkeit, Sulfat, Chlorid und der GFI (Grundwasserfauna Index) trennende Parameter ($r \geq 0,308$). Auf der 2. Achse trennen Sauerstoff, Temperatur, Kalium, DOC, TOC und die bakterielle Kohlenstoffproduktion, die beiden Untersuchungsgebiete voneinander ($r \geq 0,325$). Die dritte Achse zeigt einen starken Effekt von Glühverlust (TOM, $r=0,609$) und Nitrat ($r=0,331$). Das Grundwasser der untersuchten Standorte in der Eifel ist vor allem durch die Tiefe geprägt, da die Eifelmessstellen im zweiten Grundwasserstockwerk liegen. Das Wasser unterscheidet sich hydrochemisch deutlich vom oberflächennahen Grundwasser der Niederrheinischen Bucht (erstes Grundwasserstockwerk) und ist durch geringere Leitfähigkeiten und Sauerstoffwerte charakterisiert. Die Tiefe erklärt auch die schlechte Besiedlung der Eifelmessstellen. Generell scheint das Grundwasser aus den Messstellen der Erft- und Rurscholle stärker anthropogen beeinflusst zu

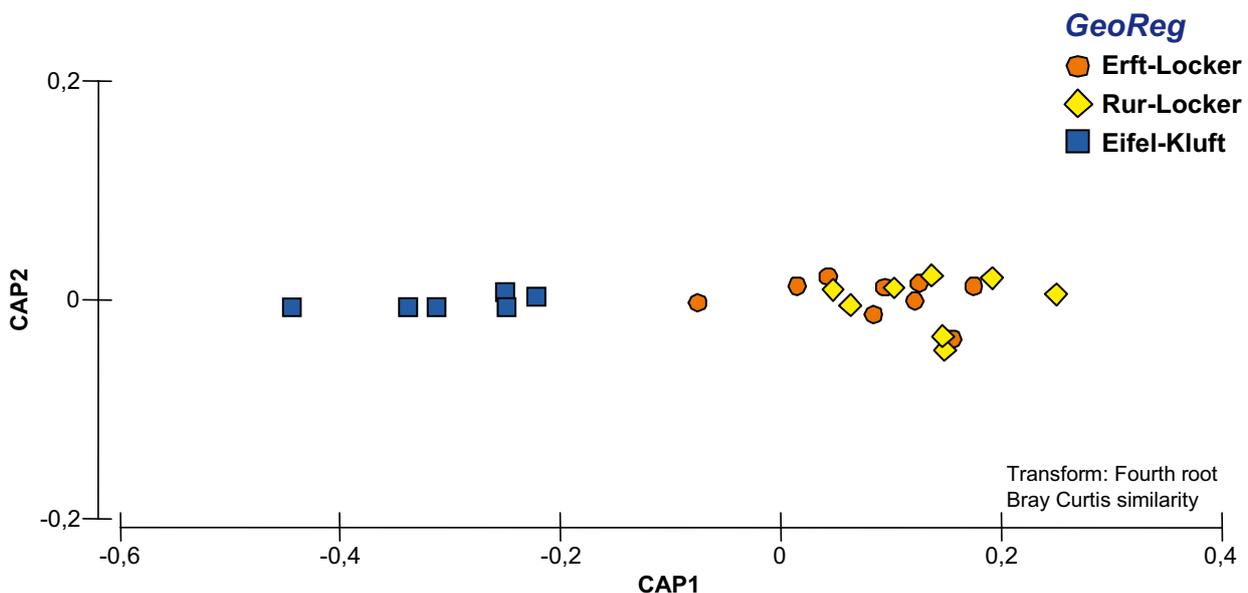


Abb. A-5-2: DA-CAP-Analyse faunistischer Daten, die 2007 und 2009 in Grundwassermessstellen der Niederrheinischen Bucht (GeoReg: Erft- und Rurscholle, Lockergestein) und der Östlichen Eifel (GeoReg: Eifelscholle, Kluftgestein) erfasst wurden. Die Faunadaten beinhalten: Crustacea, Polychaeta, Gastropoda, Oligochaeta, Nematoda, Mikroturbellaria. Sie sind für jede Messstelle über den Mittelwert zusammen gefasst.

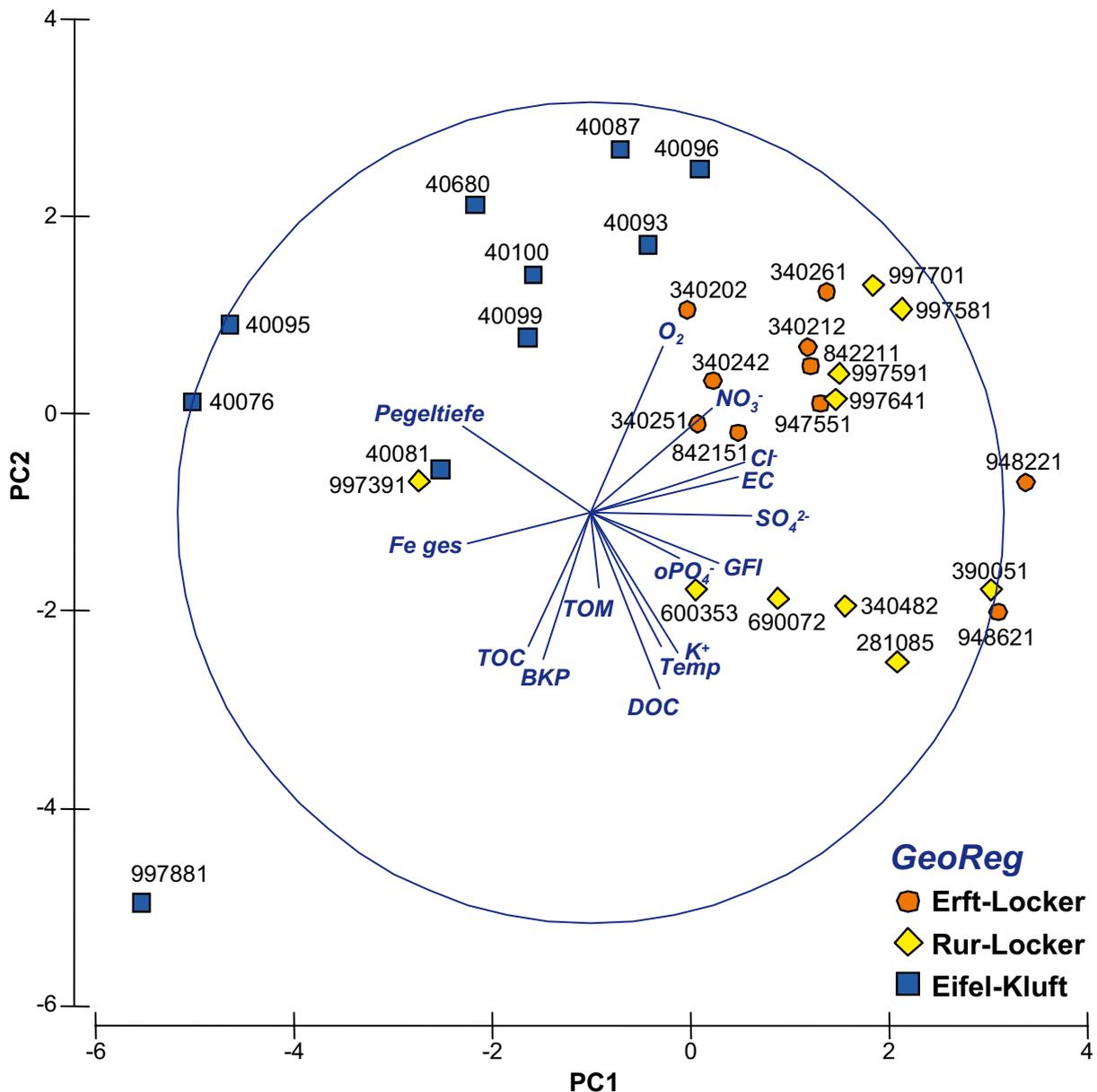


Abb. A-5-3: PCA-Analyse ausgewählter Umweltparameter, die zwischen 2007 und 2009 in Grundwassermessstellen der Niederrheinischen Bucht (GeoReg: Erfst- und Rurscholle, Lockergestein) und der Eifel (GeoReg: Eifelscholle, Klufftgestein) erfasst wurden. Die Daten wurden für jede Grundwassermessstelle über den Mittelwert zusammengefasst.

sein, was sich in höheren Werten von Nitrat, Chlorid sowie im GFI widerspiegelt. Die Messstellen, die im rechten, unteren Teil des PCA-Graphen zu liegen kommen, scheinen einem stärkeren Oberflächeneinfluss ausgesetzt, was durch die Richtung der Vektoren von GFI, DOC, TOC und BKP angezeigt wird. Diese Messstellen liegen hauptsächlich auf der Rurscholle (Abb. A-5-3).

Die nicht-parametrische Diskriminanzanalyse (DA-CAP) der chemischen Daten bestätigt die faunistischen Ergebnisse und zeigt eine signifikante Gruppenzugehörigkeit der Einzelmessstellen zu der jeweiligen NHE und der Rur- bzw. Erfstscholle (trace: $p=0,0002$, δd 1: $p=0,0001$, CAP-1: $r=0,9682$, CAP-2: $r=0,805$). Anhand der chemischen Bedingungen wurden insgesamt 80% (24/30) der Messstellen der richtigen Gruppe zugeordnet. Dabei variieren die chemischen Bedin-

gungen auf der Rurscholle am stärksten, aber es wurden immer noch 70% (7/10) der Messstellen korrekt zugeordnet. Auf der Erfstscholle war die Zuordnung zu 80% (8/10) korrekt und in der Eifel zu 90% (9/10).

Korrelationen zwischen Fauna und Chemie - DISTLM

Um Zusammenhänge zwischen der faunistischen Verteilung und Umweltparametern zu untersuchen, wurde eine nicht-parametrische multivariate Regressionsanalyse (DISTLM) durchgeführt. Die DISTLM zeigte signifikante Korrelationen zwischen der faunistischen Verteilung und den Parametern Pegeltiefe Chlorid, Sulfat, DOC und dem Glühverlust an. Dabei hat die Pegeltiefe den größten Einfluss auf die Besiedlung der Eifelmessstellen und wirkt sich gleichzeitig auf weitere chemische Verhältnisse aus. Im Gegensatz zur Niederrheini-

schen Bucht sind in den tiefen Messstellen der Östlichen Eifel nur geringe Mengen organischen Materials vorhanden (DOC, TOM). Entsprechend dünn ist die Besiedlung. Die im Vergleich zur Eifel höheren Konzentrationen von Chlorid und Sulfat im Grundwasser der Niederrheinischen Bucht sind v.a. auf geogene Unterschiede zurückzuführen (Kunkel et al. 2004). Die Sulfat-Konzentrationen sind allerdings im Vergleich zu den von Kunkel et al. (2004) ausgewiesenen Hintergrundwerten erhöht. Die erhöhten Chlorid- und Sulfatwerte im Grundwasser der Erft- und Rurscholle weisen auf einen stärkeren Oberflächeneinfluss hin, da Chlorid und Sulfat durch flächenhafte anthropogene Einträge (z.B. Abwasser, Streusalz und Dünger) ins Grundwasser eingetragen werden (Kunkel et al. 2004).

Ökologische Informationen - Boxplots

Die Boxplots ausgewählter Parameter (Abb. A-5-4) verdeutlichen die abiotischen und biotischen Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten der Eifel und der Niederrheinischen Bucht. Diese Unterschiede wurden mit einem nicht-parametrischen Test, dem Kruskal-Wallis-Test, auf Signifikanz geprüft.

Aufgrund der größeren Messstellentiefe weisen die Pegel der Östlichen Eifel etwas geringere Sauerstoffkonzentrationen (Median $< 5 \text{ mg L}^{-1}$) im Vergleich zu den Schollen der Niederrheinischen Bucht auf. In den meisten Messstellen lagen

die Sauerstoffkonzentrationen aber nicht unter dem für eine Metazoenbesiedlung kritischen Wert von 1 mg L^{-1} . Die Unterschiede im Sauerstoff waren nicht signifikant ($p > 0,05$). Deutlich geringer war die Menge des organischen Materials in den tiefen Messstellen der Östlichen Eifel im Vergleich zur Niederrheinischen Bucht ($p = 0,000$). Die Gehalte des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) lagen in den Eifelmessstellen unter $2,5 \text{ mg L}^{-1}$ während sie in der Niederrheinischen Bucht meist bei 5 mg L^{-1} lagen. Die TOC-Gehalte schwanken stärker, lagen aber bei 75% der Proben unter 10 mg L^{-1} während in der Niederrheinischen Bucht in den meisten Proben mehr als 10 mg L^{-1} TOC gemessen wurde. Die Unterschiede im DOC ($p = 0,000$) und TOC ($p = 0,002$) waren signifikant. Dies entspricht der Abnahme des organischen Materials mit zunehmender Tiefe aufgrund der abnehmenden Stärke des Oberflächeneinflusses.

Dieses Ergebnis bestätigen auch die niedrigen GFI-Werte (< 2) in 75% der Eifelmessstellen, während sie im stärker oberflächenbeeinflussten Erftgebiet meist höher waren (> 2) ($p = 0,000$). Entsprechend dem schlechten Nahrungsangebot und geringerem Oberflächenaustausch waren in der Östlichen Eifel die Taxazahl und Abundanz der Invertebratengemeinschaften geringer als in den Messstellen der Niederrheinischen Bucht. Dabei waren nur die Unterschiede in der Besiedlungsdichte signifikant (Taxazahl: $p = 0,072$, Abundanz: $p = 0,011$).

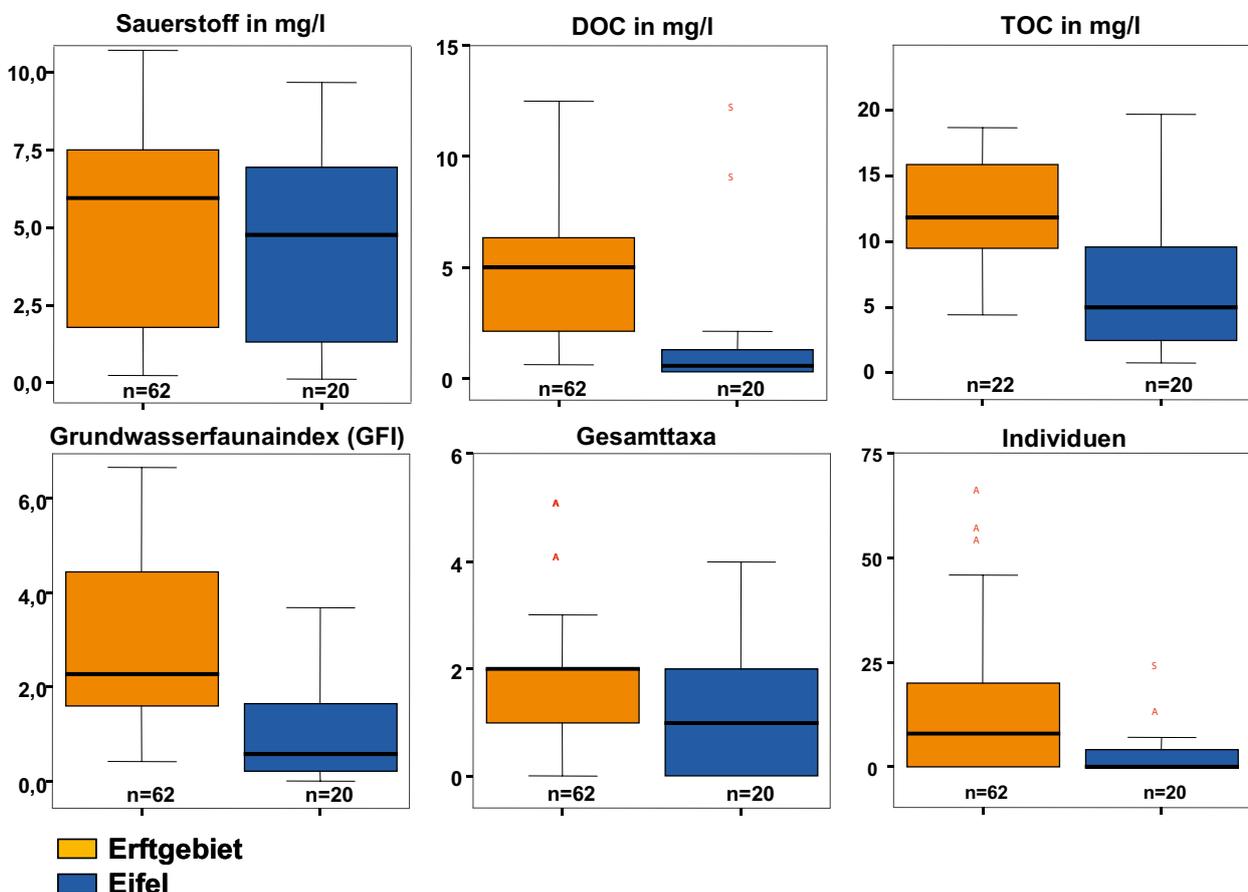


Abb. A-5-4: Boxplots ausgewählter abiotischer und biotischer Parameter, die zwischen 2007 und 2009 in Grundwassermessstellen der Niederrheinischen Bucht (GeoReg: Erft- und Rurscholle, Lockergestein) und der Östlichen Eifel (GeoReg: Eifelscholle, Kluffgestein) erfasst wurden. Die Daten wurden für jede Grundwassermessstelle über den Mittelwert zusammengefasst.

Zusammengefasst liefern die Grundwasseruntersuchungen in der Niederrheinischen Bucht und in der Östlichen Eifel folgende Ergebnisse:

Die Verarmung der Fauna in den Grundwassermessstellen ist durch die große Messstellentiefe und den damit im Zusammenhang geringeren Oberflächeneinfluß bestimmt. Zusätzlich zur Messstellentiefe konnte auch ein naturräumlicher Effekt (Niederrheinische Bucht vs. Eifel) bzw. ein Effekt des Grundwasserleitertyps (Lockergestein vs. Kluffgestein) festgestellt werden: Bestimmte Arten wie z.B. *Microniphargus leruthi* scheinen typisch für die Östliche Eifel zu sein, und traten in der Niederrheinischen Bucht nur in einer einzigen Messstelle auf. Ob es sich dabei um strukturelle Unterschiede der Grundwasserleiter handelt oder um die Zugehörigkeit zu unterschiedlichen Naturräumen, lässt sich anhand unserer Untersuchungen nicht sagen. Die anfangs aufgestellte Hypothese, dass die untersuchten Eifelmessstellen stark von den Messstellen der Rur- und Erftscholle unterscheiden konnte sowohl faunistisch als auch hydrochemisch bestätigt werden.

Annex 6: Einfluss häufiger Kontaminationsformen auf die Zusammensetzung und Aktivität einer gesunden mikrobiellen Gemeinschaft im Grundwasserleiter - ein Batchexperiment

Da im Rahmen des durchgeführten Projekts die Bewertung von Beeinträchtigungen des sehr guten und guten ökologischen Zustands von Grundwasserökosystemen mittels biologischer Kriterien im Mittelpunkt stand, stellte sich wiederholt die Frage, was unter einer Beeinträchtigung bzw. Belastung zu verstehen ist und wie sich Einflüsse durch häufige Schadstoffe unmittelbar auf die mikrobiellen Gemeinschaften auswirken. Diese Fragen wurden in kleinem Umfang durch ein Batchexperiment untersucht. Konkret untersuchte das Experiment den Einfluß verschiedener Stressoren auf die Zusammensetzung (bakterielle Diversität, Evenness und Richness) und Aktivität (ATP als Maßstab für die aktive Biomasse) einer Aquifer-Referenzmikroorganismengemeinschaft. Als Stressoren wurden Vertreter für häufig auftretende Kontaminanten, wie organische Verbindungen und Nährstoffe, Nitrat, Pestizide und Schwermetalle (Tab. A-6-1), ausgewählt und in realistischen Konzentrationen den Versuchsansätzen zugegeben.

Stoff(gruppe)	Eingesetzte Konzentration
Acetat	5 mM
Nitrat	50 mg L ⁻¹
DOC	5 mg L ⁻¹
Zink	5 mg L ⁻¹
Toluol & Naphthalin	100 µg L ⁻¹ & 10 µg L ⁻¹
Isoproturon	0,5 µg L ⁻¹

Tab. A-6-1: Stressoren

Da sich der überwiegende Teil der mikrobiellen Biomasse für gewöhnlich am Sediment befindet (Alfreider et al., 1997; Griebler et al., 2002; Griebler 2011) konzentrierten sich die mikrobiologischen Untersuchungen in den Versuchen ausschließlich auf die Sedimentfraktion.

Quartärer Sand (≤ 4 mm) aus einer Schottergrube im Raum München wurde für einige Monate mit quartärem natürlichem (unbehandeltem) Grundwasser, welches am Campus des Helmholtz Zentrums München gefördert wird, durchströmt. Für den Versuch wurden sterile 100 mL Glasflaschen mit ~ 30 mL Sediment und ~ 20 mL Grundwasser gefüllt (Abb. A-6-1). Nach Zugabe des jeweiligen Stressors (Tab. A-6-1) wurden die Flaschen verschlossen und bei 12 ° C im Dunklen für 2 bzw. 10 Wochen inkubiert. Für jeden Ansatz bzw. Stressor wurden vier Parallelen vorbereitet, wobei 2 Flaschen nach 2 Wochen und zwei weitere nach 10 Wochen terminiert und untersucht wurden. Als Marker für Zellwachstum bzw. für die aktive mikrobielle Biomasse wurde ATP gemessen, die Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaft wurde anhand von 16S rDNA-Fingerprinting (T-RFLP) analysiert, wie dies bereits im Material und Methodenteil (Annex-1) erläutert wurde.

Alle Messgrößen wurden zu den Zeitpunkten T₀ (Referenz), T₁ und T₂ jeweils im Sediment gemessen. Als Referenz für die Ausgangsbedingungen diente Sediment, das zum Zeitpunkt des Versuchsstart (T₀) untersucht wurde, und als Kontrolle für den Versuchverlauf je zwei Ansätze (T₁ und T₂) ohne Zugabe eines Stressors. Die Konzentration der Stressoren über den Versuchszeitraum wurde nicht berücksichtigt.

In Abhängigkeit des zugegebenen Stressors, zeigten sich zum Teil sehr deutliche Auswirkungen bzw. Veränderungen für die aktive Biomasse und die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften. Wie aus den ATP Daten ersichtlich ist, führte die Zugabe einer leichtverwertbaren Kohlenstoffquelle (Acetat) und einer Kombination aus gut verwertbaren Kohlenstoffverbindungen und Nährstoffen (R2A-Medium) rasch zu einer Zunahme der aktiven mikrobiellen Biomasse nach 2 Wochen (Abb. A-6-2). Nach erfolgtem Umsatz der C-Quellen gingen die Biomassewerte wieder zurück auf etwa die Ausgangskonzentration. Es kann angenommen werden, dass der Kohlenstoff vollständig umgesetzt wurde, dies wurde jedoch nicht analytisch geprüft. Eine geringe temporäre Zunahme von ATP konnte auch im Referenzansatz (Kontrolle) beobachtet werden. Die beobachteten Veränderungen in den ATP Konzentrationen aller Ansätze waren jedoch zu T₁ im Vergleich zu T₀ in keinem Fall signifikant. Vergleicht man die verschiedenen Stressoren zum Zeitpunkt 1 (2 Wochen) mit der Kontrolle zu T₁, zeigten nur die Zugabe von Nitrat (P=0,033, t-Test) und Zink (P=0,029, Mann-Whitney Rank Test) einen signifikanten Unterschied. Zum zweiten Probenahmezeitpunkt nach 10 Wochen zeigten dann doch mehr als die Hälfte aller Ansätze deutliche Unterschiede zur Ausgangssituation. Die Zugabe von Nitrat (P=0,004, t-Test), Zink (P=0,009, t-Test),

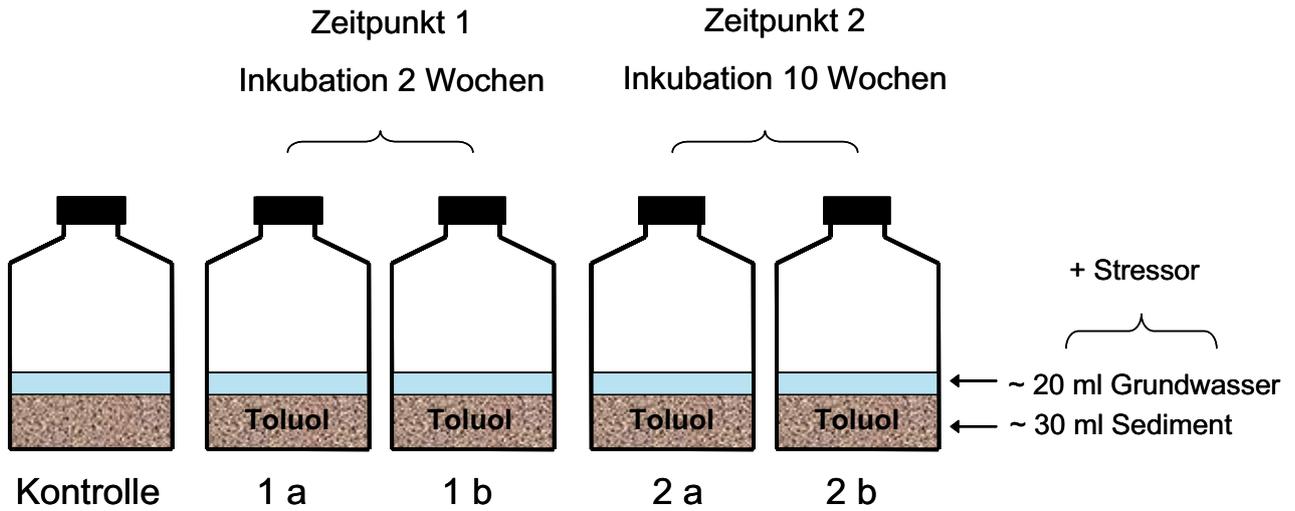


Abb. A-6-1: Experimentelles Design für den Batchversuch am Beispiel von Toluol.

Toluol/Naphthalin ($P=0,013$, t-Test) und Isoproturon ($P=0,002$, t-Test) resultierten in signifikant niedrigeren ATP Werten (Abb. A-6-2) als zu T_0 . Dasselbe gilt für den Vergleich zur Kontrolle zum Zeitpunkt T_2 .

Die Veränderungen der bakteriellen Gemeinschaften in ihrer Zusammensetzung wurden anhand der Summenparameter Richness (Anzahl der Fragmente bzw. OTUs), Shannon- und Evenness Index ausgewertet. Zudem wurden die

Elektropherogramme der T-RFLP Analysen visuell verglichen (Abb. A-6-3). Die bakterielle Richness in den Batchansätzen zeigte ein sehr einheitliches Bild. In einem überwiegenden Teil der Ansätze kam es zu einer Verringerung der Peakzahl (Arten bzw. Gruppen von eng verwandten Bakterien), so auch bei der Kontrolle. Ausgenommen ist eine Probe nach Acetat-zugabe zu T_1 , die eine deutliche Zunahme der Richness zeigte. Zu Ende des Versuchs lag die bakterielle Richness jedoch in allen Ansätzen über dem Ausgangswert (Abb. A-6-2).

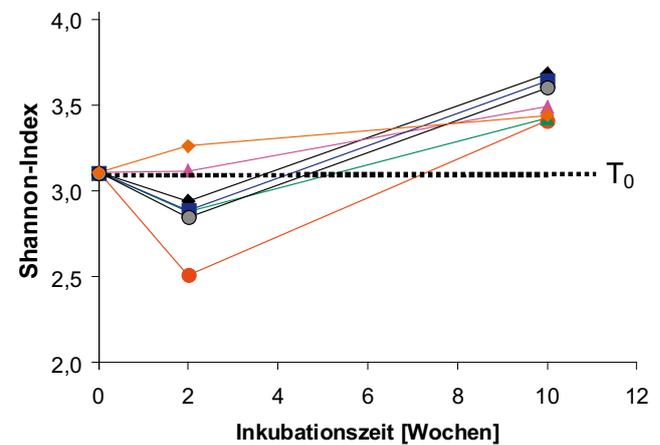
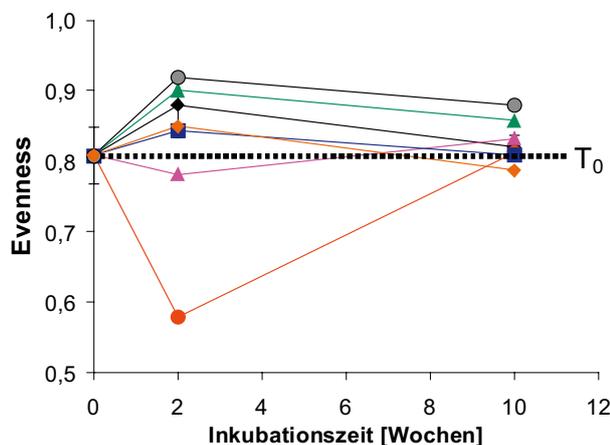
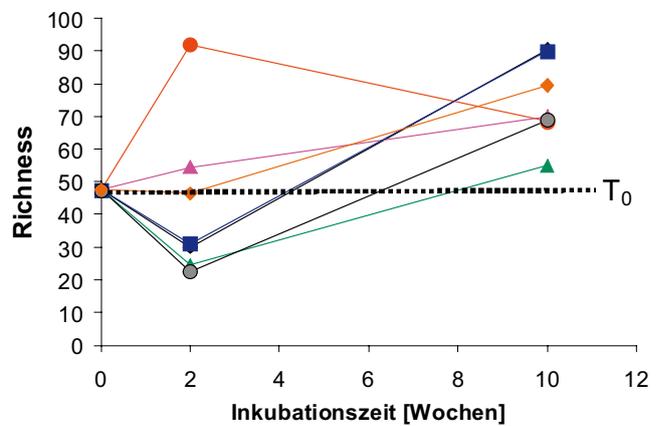
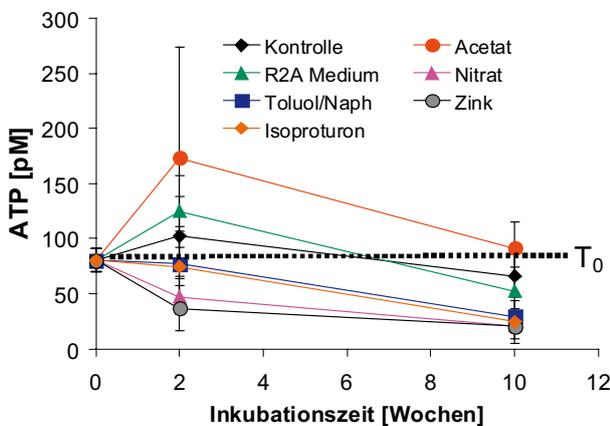


Abb. A-6-2: Entwicklung der ATP Werte (4 Parallelmessungen \pm Standardabweichung) und der Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaft (Mittelwert von Duplikaten) in Folge der Zugabe ausgewählter Stressoren über den Verlauf eines Batchexperiments.

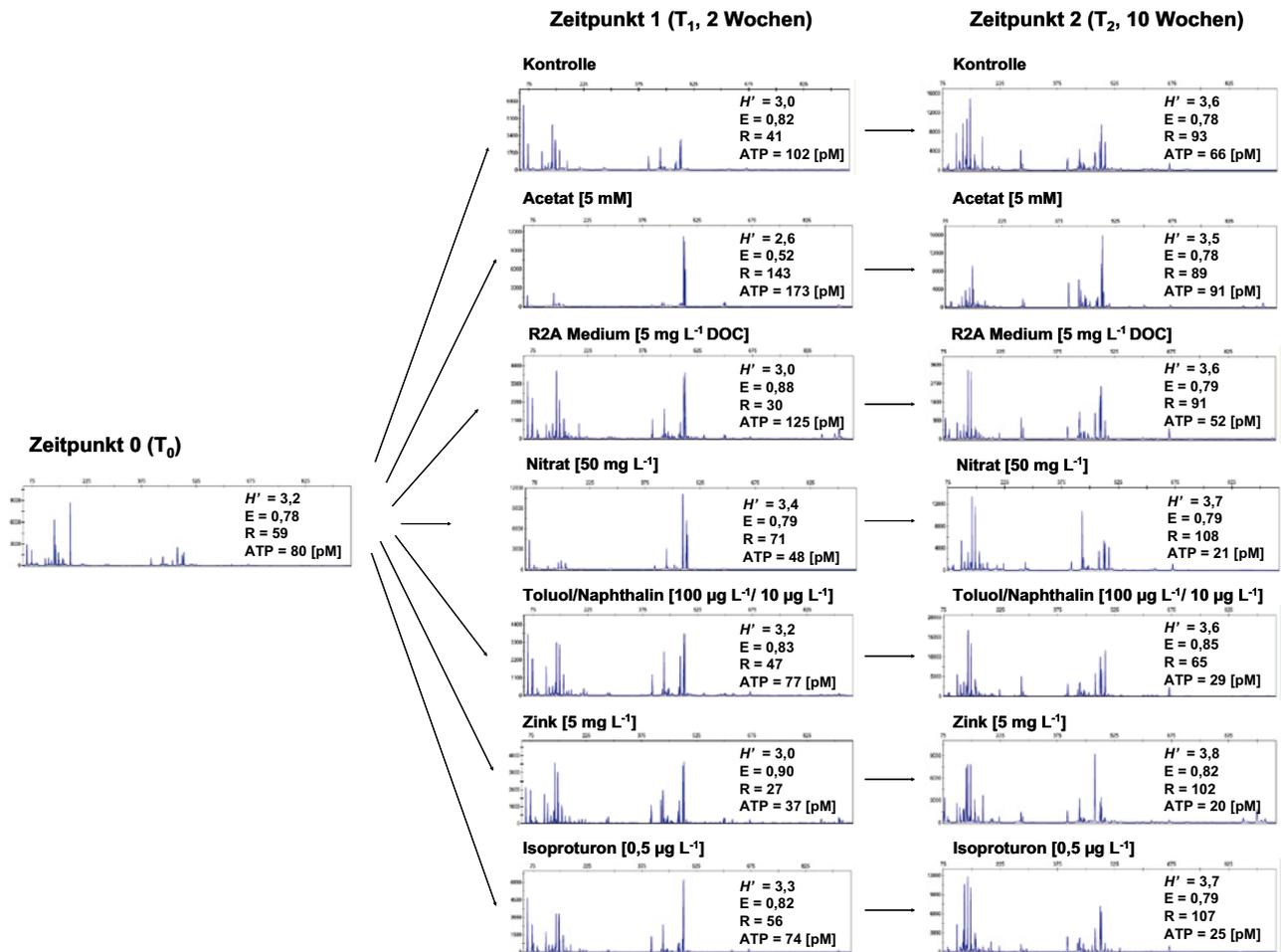


Abb. A-6-3: Elektropherogramme von T-RFLP Fingerprintinganalysen. Je nur eine Abbildung aus den Parallellproben ist dargestellt.

Ähnliches gilt für den Shannon-Index. Einer leichten Abnahme zu T₁ folgten eine Zunahme und schlussendlich etwas höhere Werte zu T₂ im Vergleich zur Ausgangsgemeinschaft. Der bereits erwähnte Acetatansatz zeigte die deutlichste Abnahme nach zwei Wochen (Abb. A-6-2). Die Evenness der bakteriellen Gemeinschaften stieg nach zwei Wochen in allen Ansätzen, mit Ausnahme nach Acetatzugabe, etwas an und lag auch noch nach 10 Wochen über dem Ausgangswert. Die beobachteten Unterschiede für die bakterielle Richness, Evenness und Diversität (Shannon-Index) im Vergleich zu T₀ und den Kontrollen zum jeweiligen Probenahmezeitpunkt waren statistisch jedoch nicht signifikant.

Die unmittelbare Auswirkung einzelner Stressoren auf die Aktivität (aktive Biomasse) und Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaft ist sehr unterschiedlich. Am schnellsten reagierten die Versuchsansätze mit Acetat. Die kurzfristige Verfügbarkeit einer leicht verwertbaren Kohlenstoffquelle führte zu einem vorübergehenden Anstieg der aktiven Biomasse und der Richness um etwa einen Faktor 2. Gleichzeitig zeigte die Evenness, dass einige wenige Bakterienarten rasch auf die Acetatzugabe reagierten und ihre relative Häufigkeit steigerten; in Abb. D-4-3 sind bei Acetat zum Zeitpunkt T₁ nur wenige dominante Peaks sichtbar. Dies wirkte sich auch negativ auf die Diversität aus. Es kann jedoch davon ausgegangen

werden, dass es durch die Zugabe von Acetat nicht unmittelbar zu einem Verschwinden einzelner Arten gekommen ist. Die quantitative Zunahme einiger weniger Arten wirkte sich aber direkt auf die Auflösung der Fingerprintingmethode aus, sprich mit einer geringer werdenden relativen Abundanz verschwinden manche ‚nicht dominanten‘ Arten im Hintergrundrauschen. Letzendlich kam es in allen Ansätzen zu einer Zunahme der bakteriellen Richness und Diversität. Dies ist zu einem gewissen Grad ganz sicher auf die sehr artifizialen Bedingungen im Batchversuch zurückzuführen, zum Teil sehen wir eine Zunahme der bakteriellen Diversität bei ‚gemäßigten‘ Störungen auch in den Freilanduntersuchungen (Griebler et al., 2010; Stein et al., 2010). Eine Ausnahme bildet die Zugabe von 5 mg L⁻¹ Acetat (deutliche Störung) die kurzfristig zu einer Erniedrigung der Diversität führte, eine Störung die jedoch nach Umsatz des Acetats relativ rasch wieder abklang. Interessant ist auch die Auswirkung von Zink, Isoproturon, den aromatischen Kohlenwasserstoffen und Nitrat auf die bakterielle Aktivität, die sich kurz- und mittelfristig verringerte. Zusammenfassend zeigt dieser reduktionistische Batchversuch, trotz der geringen Anzahl an Replikaten und fehlender statistischer Absicherung, dass ATP und bakterielle Diversität bzw. Richness und Evenness Potential als integrierende Indikatorgrößen haben. Sie zeigen Veränderungen bzw. Störungen in natürlichen mikrobiellen Gemeinschaften rasch und sensitiv an.



Höhlenwasserrassel (*Proasellus cavaticus*), Foto: Günter Teichmann, Helmholtz Zentrum München

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Der Lebensraum Grundwasser	5
Abb. 2:	Faunistische Gliederung von Grundwasserökosystemen unter Berücksichtigung verschiedener räumlicher Ebenen	8
Abb. 3:	Verteilung der untersuchten Messstellen auf verschiedene Gebiete, Naturräume und hydrogeologische Bezugseinheiten	13
Abb. 4:	Die Schlüsselebenen eines Ökosystems	15
Abb. 5:	Ausgewählte biologische und physikalisch-chemische Messgrößen	16
Abb. 6:	Zuordnung ausgewählter Bewertungskriterien zu den assoziierten Ökosystemebenen	17
Abb. 7:	Räumliches und zeitliches Bewertungspotenzial verschiedener Kriterien in Grundwasserökosystemen	17
Abb. 8:	Deutschland mit den Untersuchungsgebieten	18
Abb. 9:	Lage der sechs Grundwassermessstellen im Untersuchungsgebiet Ratzeburg	19
Abb. 10:	Lage der Grundwassermessstellen RZ16, RZ18/F1 und RZ18/F2 im Naturschutzgebiet Salemer Moor bei Ratzeburg	20
Abb. 11:	Grundwassermessstellen im Untersuchungsgebiet Soltau	20
Abb. 12:	Kiefernforste (A) und landwirtschaftlich genutzte Flächen (B) prägen neben den Heidelandschaften das Landschaftsbild im Untersuchungsgebiet Soltau	20
Abb. 13:	Ausgewählte physikalisch-chemische Parameter für die Standorte Ratzeburg und Soltau	21
Abb. 14:	Ausgewählte mikrobiologische Messgrößen der Standorte Ratzeburg und Soltau	22
Abb. 15:	Die Grundwassermessstellen des Erftgebietes	23
Abb. 16:	Tektonische Bruchschollen des Erftgebietes	24
Abb. 17:	Intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen im Erftgebiet	24
Abb. 18:	Ausgewählte physikalisch-chemische Parameter für die Niederrheinische Bucht (Erftscholle und Rurscholle) sowie die Östliche Eifel	25
Abb. 19:	Nitrat und Sauerstoffwerte für die Grundwässer der Erft- und Rurscholle in den Jahren 2007 und 2009	26
Abb. 20:	Ausgewählte mikrobiologische Messgrößen an den unterschiedlichen Standorten im Erftgebiet	27
Abb. 21:	Grundwassermessstellen im Alb-Donau-Kreis bei Langenau	28
Abb. 22:	(A) Kalkfelsen aus Massenkalken des Weißen Jura am Rande des Lonetals bei Burgberg in der Schwäbischen Alb; (B) Ausschnitt des nördlichen Donaurieds bei Langenau	28
Abb. 23:	Ausgewählte physikalisch-chemische Parameter im Karst und im Alluvium von Lonetal-Flächenalb und Donauried im Jahr 2009	29
Abb. 24:	Nitratwerte für die Karstwässer und die alluvialen Grundwässer der Lonetal-Flächenalb und des Donaurieds in den Jahren 2007 und 2009	30
Abb. 25:	Ausgewählte mikrobiologische Messgrößen an den unterschiedlichen Standorten und Grundwasserleitertypen im Alb-Donau-Kreis	32
Abb. 26:	Die Grundwassermessstellen im alluvialen Lockergestein der Oberen Isar	33
Abb. 27:	Standorte an der Oberen Isar bei Mittenwald. (A) Das Ried, ein Naturschutzgebiet südlich der Stadt. (B) Die Isar, etwa 2 km südlich von Mittenwald mit Blickrichtung Süden	33
Abb. 28:	Ausgewählte physikalisch-chemische Parameter am Untersuchungsstandort Obere Isar	34
Abb. 29:	Mikrobiologische Grundwasserbeschaffenheit am Standort Obere Isar	35
Abb. 30:	Hierarchische Untergliederung von Grundwasserökosystemen	36
Abb. 31:	Schema zur Darstellungs- und Vorgehensweise statistischer Analysen für die Bearbeitung komplexer ökologischer Datensätze	37
Abb. 32:	Anzahl Taxa (OTUs)/Probe (A) und mittlere relative Häufigkeit vs. Häufigkeit des Auftretens (B)	38
Abb. 33:	NMDS-Analyse der Bakteriengemeinschaften (TRFs, 3. Dimension nicht gezeigt) auf der Grundlage von Bray-Curtis-Distanzen	39
Abb. 34:	Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) der Bakteriengemeinschaften mit Umweltparametern (A) Standorte, (B) Biplot der Umweltvariablen, (C) Arten aus der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) des TRF-Datensatzes	42

Abb. 35:	Überprüfung der Zugehörigkeit faunistischer Daten mit einer NMDS-Analyse	43
Abb. 36:	Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) grundwasserfaunistischer Daten (Crustacea, Polychaeta, Gastropoda) und ausgewählter Umweltparameter	46
Abb. 37:	Boxplots ausgewählter Parameter pro Stygoregion	47
Abb. 38:	NMDS-Analyse grundwasserfaunistischer Daten, die 2007 und 2009 im Erftgebiet (Niederrheinische Bucht, Rur- und Erftscholle) erfasst wurden	49
Abb. 39:	Hauptkomponentenanalyse (PCA) abiotischer Daten, die 2007 und 2009 im Erftgebiet der Niederrheinischen Bucht (Erft- und Rurscholle) erfasst wurden	50
Abb. 40:	Boxplots ausgewählter Parameter, dargestellt für die autökologischen Gruppen (Stygobionte A, Stygobionte B, Nicht-Stygobionte)	51
Abb. 41:	NMDS-Analyse faunistischer Daten, die zwischen 2007 und 2009 bei Grundwasseruntersuchungen im Alb-Donau-Kreis erhoben wurden	54
Abb. 42:	MDS-Analyse grundwasserfaunistischer Untersuchungen, die zwischen 2007 und 2009 im Alb-Donau-Kreis bei Ulm durchgeführt wurden	54
Abb. 43:	Boxplots ausgewählter Parameter für die drei autökologischen Hauptgruppen der Fauna, die bei Grundwasseruntersuchungen im Alb-Donau-Kreis (2007-2009) erfasst wurde	55
Abb. 44:	Geologischer Schnitt durch das Untersuchungsgebiet (nach LW-Baden-Württemberg 2003)	56
Abb. 45:	NMDS-Analyse faunistischer Daten, die 2009 in Grundwasseruntersuchungen an der Oberen Isar (Mittenwald) erfasst wurden	58
Abb. 46:	PCA hydrochemischer und mikrobiologischer Parameter, die in Grundwasseruntersuchungen an der Oberen Isar (Mittenwald) 2009 erfasst wurden	59
Abb. 47:	Boxplots ausgewählter physikalisch-chemischer Messgrößen vor (getrennt in Frühjahr [F] und Herbst [H]; A) und nach Ausschluss anthropogen beeinflusster Messstellen (B, C)	62
Abb. 48:	Boxplots für gelösten Sauerstoff und gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) vor und nach Ausschluss anthropogen beeinflusster Messstellen	63
Abb. 49:	Boxplots für den assimilierbaren organischen Kohlenstoff (AOC) für die Herbstproben 2009	64
Abb. 50:	Scatterplot für das Verhältnis zwischen DOC und AOC für die Herbstproben 2009	64
Abb. 51:	Boxplots ausgewählter mikrobiologischer Messgrößen vor und nach Präselektion	65
Abb. 52:	Scatterplot für das Verhältnis zwischen Bakterienzahl und Gesamtkonzentration an ATP	66
Abb. 53:	Boxplots zur Richness, Diversität und Evenness vor und nach Präselektion	68
Abb. 54:	Boxplots hydrochemischer Messgrößen für Referenz- und Nicht-Referenzproben.	71
Abb. 55:	Boxplots verschiedener Messgrößen zur Quantifizierung des organischen Materials, das in Grundwasserproben erfasst wurde	73
Abb. 56:	Boxplots ausgewählter Messgrößen	74
Abb. 57:	Multivariate Regressionsbäume der standardisierten TRF-Daten für die Kategorien Aquifertyp und GeoReg	77
Abb. 58:	Entscheidungsdiagramm zu Stufe 1 des abgestuften Bewertungsmodells für Grundwasserökosysteme	82
Abb. 59:	Modell 1: Vier Säulen einer ökologischen Bewertung von Grundwasserökosystemen	83
Abb. 60:	Abgestuftes Bewertungsmodell für Grundwasserökosysteme	83
Abb. A-1-1:	Schematischer Aufbau des Netzsammlers (A), der Gebrauch des Netzsammlers (B) und des Aquasamplers (C)	107
Abb. A-1-2:	Für die Probenahme verwendete Seilwinde mit zwei verschiedenen Halterungskonstruktionen	107
Abb. A-2-1:	Verteilung der 78, in die aktuellen Untersuchungen einbezogenen, Grundwassermessstellen in den hydrogeologischen Bezugseinheiten des Landes Sachsen-Anhalt	113
Abb. A-2-2:	Lage der 4 Messstellen im Untersuchungsgebiet Freising	114
Abb. A-4-1:	Karte der Naturräumlichen Haupteinheiten (Naturraumgruppen) Deutschlands nach dem Bundesamt für Naturschutz (Stand: 2008)	133

Abb. A-4-2:	Bioregionen Europas nach Illies (1978)	134
Abb. A-4-3:	Die Untersuchungsgebiete und ihre Zugehörigkeit zu den von Kunkel et al. (2004) für Deutschland ausgewiesenen hydrogeologischen Bezugseinheiten für Grundwassersysteme	135
Abb. A-5-1:	NMDS-Analyse faunistischer Daten, die 2007 und 2009 in Grundwassermessstellen des Erftgebiets (GeoReg: Erft- und Rurscholle, Lockergestein) und der Eifel (GeoReg: Eifelscholle, Kluffgestein) erfasst wurden.	141
Abb. A-5-2:	DA-CAP-Analyse faunistischer Daten, die 2007 und 2009 in Grundwassermessstellen der Niederrheinischen Bucht (GeoReg: Erft- und Rurscholle, Lockergestein) und der Östlichen Eifel (GeoReg: Eifelscholle, Kluffgestein) erfasst wurden.	142
Abb. A-5-3:	PCA-Analyse ausgewählter Umweltparameter, die zwischen 2007 und 2009 in Grundwassermessstellen der Niederrheinischen Bucht (GeoReg: Erft- und Rurscholle, Lockergestein) und der Eifel (GeoReg: Eifelscholle, Kluffgestein) erfasst wurden.	143
Abb. A-5-4:	Boxplots ausgewählter abiotischer und biotischer Parameter, die zwischen 2007 und 2009 in Grundwassermessstellen der Niederrheinischen Bucht (GeoReg: Erft- und Rurscholle, Lockergestein) und der Östlichen Eifel (GeoReg: Eifelscholle, Kluffgestein) erfasst wurden.	144
Abb. A-6-1:	Experimentelles Design für den Batchversuch am Beispiel von Toluol.	146
Abb. A-6-2:	Entwicklung der ATP Werte (4 Parallelmessungen \pm Standardabweichung) und der Zusammensetzung der bakteriellen Gemeinschaft (Mittelwert von Duplikaten) in Folge der Zugabe ausgewählter Stressoren über den Verlauf eines Batchexperiments.	146
Abb. A-6-3:	Elektropherogramme von T-RFLP Fingerprintinganalysen. Je nur eine Abbildung aus den Parallellproben ist dargestellt.	147

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Gliederungsübersicht der Untersuchungsstandorte unter Berücksichtigung verschiedener hydrogeologischer, biogeographischer und landschaftlicher Ebenen	19
Tab. 2:	Shannon-Diversität, Evenness und Richness für die bakteriellen Gemeinschaften des Alb-Donau-Kreises	31
Tab. 3:	Teststatistiken der nicht-parametrischen MANOVA	40
Tab. 4:	Rangordnung der Umweltvariablen entsprechend ihres Einflusses auf die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften	41
Tab. 5:	Taxamatrix grundwasserfaunistischer Untersuchungen	45
Tab. 6:	Stetige Arten [%]: Häufigkeiten von Invertebraten, die in Grundwasserproben erfasst und für jede Stygoregion berechnet wurden	46
Tab. 7:	Taxa-Proben-Matrix der Invertebraten, die bei Grundwasseruntersuchungen 2007 und 2009 in der Niederrheinischen Bucht (Erft- und Rurscholle) erfasst wurden	49
Tab. 8:	Taxa-Standort-Matrix mit autökologisch charakterisierten Messstellengruppen (Hauptgruppe 1–3), die nach faunistischen Ähnlichkeiten der Invertebratengemeinschaften aus Grundwasseruntersuchungen zusammengefasst wurden	53
Tab. 9:	Taxa-Standort-Matrix faunistischer Daten, die bei Grundwasseruntersuchungen im Gebiet „Obere Isar“ bei Mittenwald im Frühjahr und Herbst 2009 erhoben wurden	57
Tab. 10:	Ausgewählte Leitkriterien, wie sie für die Präselektion anthropogen beeinflusster Messstellen bzw. Messwerte herangezogen wurden	60
Tab. 11:	Verbleibender Datensatz nach erfolgter Präselektion	61
Tab. 12:	Natürliche Hintergrundwerte bzw. Wertebereiche für ausgewählte mikrobielle Messgrößen	69
Tab. 13:	'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für den gesamten Datensatz aus 2007 und 2009	76

Tab. 14:	Anzahl der Indikatortaxa aus der IndVal-Analyse	79
Tab. 15:	Referenzwerte(bereiche) für die untersuchten Grundwassersysteme nach Vorauswahl von Messstellen auf Basis hydrochemischer Präselektion (Rangstatistik)	80
Tab. 16:	Referenzwerte(bereiche) für die untersuchten Grundwassersysteme nach Vorauswahl von Messstellen auf Basis hydrochemischer Präselektion (Komponentenseparation)	81
Tab. 17:	Mikrobiologische und faunistische Referenzwerte(bereiche) für einen hypothetischen unbelasteten Grundwasserleiter	81
Tab. 18:	Ökologische Güteklassen für Grundwasserökosysteme	84
Tab. A-1-1:	Zusammenstellung aller Messgrößen, die im Rahmen des Projekts im Grundwasser, im Messstellen-Standwasser und oder im Sediment des Pegelsumpfes erfasst wurden	108
Tab. A-3-1:	Messdaten Ratzeburg & Soltau (Frühjahr und Herbst 2009)	115
Tab. A-3-2:	'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die gepoolten Daten der beiden Standorte Ratzeburg und Soltau unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen	117
Tab. A-3-3:	Messdaten Niederrheinische Bucht (Frühjahr und Herbst 2007)	118
Tab. A-3-4:	Messdaten Niederrheinische Bucht und Östliche (Frühjahr und Herbst 2009)	120
Tab. A-3-5:	'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die gepoolten Daten aller Messstellen des Erftgebiets (Niederrheinische Bucht und Östliche Eifel) unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen	122
Tab. A-3-6:	'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die Daten der Östlichen Eifel unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen	122
Tab. A-3-7:	Messdaten Alb-Donau-Kreis (Frühjahr und Herbst 2007)	122
Tab. A-3-8:	Messdaten Alb-Donau-Kreis (Frühjahr und Herbst 2009)	126
Tab. A-3-9:	'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die Daten aller Messstellen des Alb-Donau-Kreis unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen	128
Tab. A-3-10:	'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die Daten aller Messstellen der Lonetal-Flächenalb unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen	129
Tab. A-3-11:	'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die Daten des Donaurieds unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen	129
Tab. A-3-12:	'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die Daten aller Alluvium-Messstellen des Alb-Donau-Kreis unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen	130
Tab. A-3-13:	'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die Daten aller Karstmessstellen des Alb-Donau-Kreis unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen	130
Tab. A-3-14:	Messdaten Obere Isar (Frühjahr und Herbst 2009)	131
Tab. A-3-15:	'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für die Daten der Oberen Isar Messstellen unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen	132
Tab. A-3-16:	'Pearson Product Moment' Korrelations-Matrix Analyse für den gesamten Datensatz (Jahr 2007 und 2009) unter Berücksichtigung ausgewählter physikalisch-chemischer und mikrobiologischer Messgrößen	132
Tab. A-5-1:	Taxa-Standort-Matrix faunistischer Daten, die 2007 und 2009 in Grundwassermessstellen der Niederrheinischen Bucht (GeoReg: Erft- und Rurscholle, Lockergestein) und der Östlichen Eifel (GeoReg: Eifelscholle, Kluffgestein) erfasst wurden	140
Tab. A-6-1:	Stressoren	145



Grundwasserassel (*Proasellus slavus*), Foto: Karsten Grabow und Heide Stein, Universität Koblenz-Landau



► **Diese Broschüre als Download**
www.uba.de

 www.facebook.com/umweltbundesamt.de
 www.twitter.com/umweltbundesamt