

**Universität Koblenz-Landau  
Campus Landau  
Abteilung Biologie**

**Untersuchungen zum Verhalten von Grundwasserfauna in  
Altlastflächen mit vorangegangenem Vergleich unterschiedlicher  
Sammeltechniken.**

**Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines  
Doktors der Naturwissenschaften,  
Fachbereich 7: Natur- und Umweltwissenschaften  
Abt. Biologie, Campus Landau**

vorgelegt von  
Diplom-Ökologe Dirk Matzke

**Tag der mündlichen Prüfung: 29. Juni 2006**

**Berichterstatter: Prof. Dr. E. Friedrich, Universität Koblenz-Landau**

**2. Berichterstatterin : Prof. Dr. A. Stipproweit, Universität Koblenz-Landau**

## Kurzfassung

Das Grundwasser unterliegt zahlreichen Nutzungen, gleichzeitig ist es Lebensraum einer artenreichen, hoch angepaßten Fauna. Verunreinigungen des Grundwassers mit Kontaminationen unterschiedlichsten Ursprungs stellen eine wachsende Problematik dar. Für das Monitoring von Altlastflächen werden bisher überwiegend physiko-chemische Methoden eingesetzt. Als weitere Möglichkeit bietet sich ein grundwasserfaunistisch begründetes Monitoring an. Da Freilanduntersuchungen über das Auftreten und die Verteilung von Grundwasserfauna in Altlastflächen bisher fehlen, widmet sich die vorliegende Dissertation dieser Thematik.

Ein grundsätzliches Problem grundwasserfaunistischer Untersuchungen ist das Fehlen standardisierter Sammelmethode. Daher erwies es sich als notwendig, die für die Untersuchung der Altlastflächen optimale Sammelmethode zu identifizieren. Insoweit liefert ein vorangehender Methodenvergleich die Grundlage für das Altlasten-Projekt.

Ziel des Methodenvergleichs war es herauszufinden, ob die in Kluftgrundwasserleitern im Vergleich mit Lockergesteinsleitern festgestellte Artenarmut und die meist niedrigen Abundanzen habitat- oder auch methodenbedingt sind. Unter Verwendung eines phreatobiologischen Netzsammlers, einer pneumatischen Kolbenhubpumpe (System NIEDERREITER) und eines Quellnetzes wurden im Naturraum Pfälzerwald 16 Grundwassermeßstellen (je 8 in den Kluftaquiferen des Buntsandsteins und den sandig-kiesigen Aquiferen der Talauen) und 8 Quellen, sowie 4 Grundwassermeßstellen in der pfälzischen Rheinebene hydrochemisch und faunistisch beprobt.

Die Grundwässer beider Naturräume unterschieden sich sowohl hydrochemisch wie auch in ihrer faunistischen Zusammensetzung signifikant voneinander. Aus methodischer Sicht zeigten alle Sammeltechniken, mit Ausnahme der Quellbeprobung, trotz gewisser Unterschiede, qualitativ vergleichbare Ergebnisse.

Ziel des Hauptteils der Arbeit – dem Altlasten-Projekt – war die Gewinnung erster empirischer Daten über das Vorkommen und die Verteilung von Grundwasserfauna in Abhängigkeit von Altlasten. Des weiteren sollten über die Korrelation der Grundwasserfauna mit hydrochemischen Parametern und den Koloniezahlen erste Ansätze für eine bioindikative Eignung gefunden werden.

Basierend auf den Ergebnissen des methodischen Teils wurden unter Verwendung des phreatobiologischen Netzsammlers fünf in der pfälzischen Rheinebene liegende Untersuchungsstandorte (sechs Einzelschäden), die Kontaminationen unterschiedlicher Art aufwiesen, untersucht. Dabei handelte es sich um drei militärische und zwei industrielle

Alllasten sowie eine Hausmülldeponie. Insgesamt wurden 91 Meßstellen, die sich im Zustrom, direkt im Schaden sowie im Abstrom befanden, zweimalig beprobt.

Trotz der ausgeprägten Heterogenität der untersuchten Alllaststandorte sowie geringer Arten- und Taxazahlen und Abundanzen weisen die Verteilungsmuster auf Sensitivitäten der Fauna gegenüber Grundwasserverunreinigungen hin. In bezug auf einzelne Schadstoffe (LCKW, PCE, AKW) deuten sich schadstoffspezifische Verteilungsmuster der Fauna an. Das abundanteste Taxon der Untersuchung - die Nematoda - traten an den LCKW / PCE-kontaminierten Standorten nur in geringsten Abundanzen auf, ebenso wie die Parastenocaridae (Crustacea). Oligochaeta und einzelne Cyclopoida-Arten (Crustacea) scheinen hingegen deutlich höhere Konzentrationen dieses Schadstoffs zu tolerieren. Eine gegensätzliche Faunenverteilung wurde an den AKW-kontaminierten Standorten beobachtet. Hier zeigten sich die Nematoda wesentlich toleranter als alle anderen Taxa, ebenso wie die Parastenocaridae. Hingegen traten die Oligochaeta und Cyclopoida oberhalb geringer Konzentrationen nur noch sporadisch auf. Die abundanteste Cyclopoida-Art der gesamten Untersuchung, *Diacyclops languidoides*, konnte in Anwesenheit von AKW nicht nachgewiesen werden.

## Abkürzungsverzeichnis

AKW	Summenparameter Aromatische Kohlenwasserstoffe
BIO-ENV	statistisches Verfahren, daß die Kombination von hydrochemischen und faunistischen Daten ermöglicht (CLARK & WARWICK 1994)
BTEX	Summenparameter (Abkürzung für <b>B</b> enzol, <b>T</b> oluol, <b>E</b> thylbenzol, <b>X</b> ylol)
cis-1,2-DCE	cis-1,2-Dichlorethen (LCKW)
Cop.	Copepodit/en
1,1-DCA	1,1-Dichlorethan (LCKW)
1,2-DCA	1,2-Dichlorethan (LCKW)
DCE	Dichlorethen (LCKW)
DOC	Dissolved Organic Carbon
DN	Innendurchmesser
GW	Grundwasser
HW / RW	Hochwert / Rechtswert
KZ20	Koloniezahl, 2 Tage / 20 °C
KZ36	Koloniezahl, 2 Tage / 36 °C
LCKW	Summenparameter Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
LUWG	Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, (ehemals LfUG)
M	Grundwassermeßstelle
min	Minuten
MDS	Multidimensionale Skalierung
MKW	Summenparameter Mineralöl-Kohlenwasserstoffe
N	Anzahl Fälle
oPW	orientierender Prüfwert, gemäß ALEX Merkblatt 02 des LUWG Rheinland-Pfalz
oSW	orientierender Sanierungszielwert, gemäß ALEX Merkblatt 02 des LUWG Rheinland-Pfalz
PAK	Summenparameter Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCE	Tetrachlorethen (LCKW)
Q	Quelle
SBV	Säurebindungsvermögen (Carbonathärte)
SK	Schadensklasse/n
TCA	Trichlorethan (LCKW)
TCE	Trichlorethen (LCKW)
TK	Topographische Karte
TS	Teilschaden
VC	Vinylchlorid (LCKW)

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>1</b>
1.1	Übersicht der zur Gewinnung von Grundwasserfauna verwendeten Methoden .....	4
1.1.1	Freeze Corer .....	5
1.1.2	Meßstellen oder Brunnen (die wie Fallen fungieren) .....	6
1.1.3	Pumpensysteme .....	7
1.1.4	Quellnetze .....	10
1.2	Grundwasserfaunistisches Biomonitoring / Stand der Forschung .....	10
<b>2</b>	<b>Untersuchungsgebiet</b> .....	<b>16</b>
2.1	Pfälzerwald .....	16
2.2	Pfälzische Rheinebene .....	17
2.3	Untersuchungsstandorte Methodenvergleich .....	18
2.4	Untersuchungsstandorte Altlasten-Projekt .....	21
2.4.1	Belastungsrelevante Schadstoffe im Altlasten-Projekt .....	22
2.4.2	Standort A (Hausmülldeponie) .....	25
2.4.3	Standort B (ehemaliges Kasernengelände) .....	27
2.4.4	Standort C (industrielle Altlastfläche) .....	31
2.4.5	Standort D (industrielle Altlastfläche) .....	33
2.4.6	Standort E (sich in Nutzung befindliche Militärliegenschaft) .....	35
<b>3</b>	<b>Material und Methoden</b> .....	<b>39</b>
3.1	Methodenvergleich .....	39
3.1.1	Beprobungszeitraum und Beprobungsrhythmus .....	39
3.1.2	Erfassung der hydrochemischen Parameter .....	39
3.1.3	Gewinnung der Faunenproben aus den Grundwassermeßstellen .....	41
3.1.4	Gewinnung der Faunenproben aus den Quellen .....	43
3.1.5	Aufarbeitung der faunistischen Proben .....	44
3.2	Altlasten-Projekt .....	45
3.2.1	Beprobungszeitraum und -umfang .....	45
3.2.2	Erfassung der hydrochemischen Parameter bzw. Übernahme von Datenmaterial .....	45
3.2.3	Gewinnung von Faunenproben aus den Grundwassermeßstellen .....	46
3.3	Statistische Datenanalyse .....	46
3.3.1	Nicht-parametrische Tests .....	46

3.3.2	Parametrische Tests .....	47
3.3.3	Korrelationsanalysen .....	47
3.3.4	Gemeinschaftsanalysen (MDS, SIMPER, BIO-ENV) .....	47
<b>4</b>	<b>Ergebnisse und Diskussion des Methodenvergleiches .....</b>	<b>50</b>
4.1	Ergebnisse .....	50
4.1.1	Vergleich der Probennahmezeiten im Gelände und der Sortierzeiten im Labor .....	50
4.1.2	Hydrochemische Ergebnisse .....	52
4.1.2.1	Naturraum Pfälzerwald .....	53
4.1.2.2	Naturraum Rheinebene .....	58
4.1.2.3	Zusammenfassung der hydrochemischen Ergebnisse .....	60
4.1.3	Faunistische Auswertung .....	61
4.1.3.1	Vergleich der Naturräume .....	62
4.1.3.1.1	Pfälzerwald .....	63
4.1.3.1.2	Rheinebene .....	68
4.1.3.2	Analysen der faunistischen Gemeinschaften .....	68
4.1.3.2.1	MDS-Analysen .....	68
4.1.3.2.2	SIMPER-Analysen .....	71
4.1.3.2.3	BIO-ENV-Analysen .....	73
4.1.3.3	Vergleich der Methoden .....	74
4.1.3.3.1	Besiedlungsdichte .....	74
4.1.3.3.2	Stetigkeit der Besiedlung .....	75
4.1.3.3.3	Arten- und Taxazahlen .....	76
4.1.3.3.4	Abundanzen und prozentuale Anteile der Arten und Taxa .....	77
4.2	Diskussion .....	81
4.2.1	Naturraum-bezogene Diskussion der hydrochemischen Ergebnisse .....	81
4.2.2	Methodik der hydrochemischen Probennahme .....	82
4.2.3	Naturraum-bezogene Diskussion der faunistische Ergebnisse .....	83
4.2.4	Diskussion der Methoden zur Erfassung der Grundwasserfauna unter angewandten Aspekten .....	84
4.2.4.1	Ist die Fauna der Quellen repräsentativ für den angeschlossenen Kluftgrundwasserleiter? .....	84
4.2.4.2	Ist die Fauna aus dem Inneren der Meßstelle repräsentativ für das umgebende Grundwasser? .....	86
4.2.4.3	Sind die mit dem Netzsammler und mit den Pumpmethoden aus den Meßstellen gewonnenen Proben qualitativ und quantitativ vergleichbar? .....	89
4.2.4.4	Probennahmezeiten im Gelände / Sortierzeiten im Labor .....	91
4.2.5	Kritische Beurteilung ausgewählter Methoden .....	92

4.2.5.1	Die pneumatische Kolbenhubpumpe mit Doppelpackern (System NIEDERREITER) .....	92
4.2.5.2	Der Netzsammler .....	94
<b>5</b>	<b>Ergebnisse und Diskussion des Altlasten-Projektes .....</b>	<b>95</b>
5.1	Ergebnisse .....	95
5.1.1	Gesamtübersicht .....	95
5.1.2	Standort A .....	100
5.1.2.1	Hydrochemische Ergebnisse und Koloniezahlen .....	101
5.1.2.2	Faunistische Auswertung .....	105
5.1.3	Standort B .....	110
5.1.3.1	Hydrochemische Ergebnisse und Koloniezahlen .....	110
5.1.3.2	Faunistische Auswertung .....	115
5.1.4	Standort C .....	122
5.1.4.1	Hydrochemische Ergebnisse und Koloniezahlen .....	122
5.1.4.2	Faunistische Auswertung .....	126
5.1.5	Standort D .....	129
5.1.5.1	Hydrochemische Ergebnisse und Koloniezahlen .....	129
5.1.5.2	Faunistische Auswertung .....	133
5.1.6	Teilstandort E-1 .....	136
5.1.6.1	Hydrochemische Ergebnisse und Koloniezahlen .....	136
5.1.6.2	Faunistische Auswertung .....	140
5.1.7	Teilstandort E-2 .....	144
5.1.7.1	Hydrochemische Ergebnisse und Koloniezahlen .....	144
5.1.7.2	Faunistische Auswertung .....	148
5.2	Diskussion .....	151
5.2.1	Heterogenität der Standorte und Meßstellen .....	151
5.2.2	Methodik der Probenahme .....	152
5.2.3	Hydrochemische Ergebnisse und Koloniezahlen .....	153
5.2.4	Faunistische Ergebnisse .....	155
5.2.4.1	Problematik unbesiedelter (Referenz-)meßstellen .....	155
5.2.4.2	Ausfall und Fehlen bzw. sporadisches Auftreten von Tiergruppen .....	157
5.2.4.3	Abundanzschwankungen zwischen Frühjahrs- und Herbstbeprobung .....	158
5.2.4.4	Einfluß der Hydrochemie auf die Zusammensetzung der Grundwasser- lebensgemeinschaften (BIO-ENV-Analysen) .....	158
5.2.4.5	Spezifische Verteilungsmuster ausgewählter Arten und Taxa und deren Eignung für eine Bioindikation .....	160
5.2.5	Standortbezogene Diskussion .....	165
5.2.5.1	Standort A .....	165

5.2.5.2	Standort B .....	168
5.2.5.3	Standort C .....	170
5.2.5.4	Standort D .....	172
5.2.5.5	Teilstandort E-1 .....	174
5.2.5.6	Teilstandort E-2 .....	176
5.2.6	Schlußfolgerungen / Ausblick .....	177
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>179</b>
<b>7</b>	<b>Danksagung .....</b>	<b>183</b>
<b>8</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>185</b>
<b>9</b>	<b>Anhang .....</b>	<b>198</b>



## Tabellenverzeichnis

<b>Tabelle 1.1:</b>	Übersicht über Untersuchungen zu <i>in-situ</i> Effekten von Stressoren auf Grundwassermetazoen (nach MÖSSLACHER & NOTENBOOM 1999, erweitert). .....	14
<b>Tabelle 2.1:</b>	Übersicht über die Meßstellen in Lockergesteins- und Klufftgrundwasserleitern im Pfälzerwald. ....	20
<b>Tabelle 2.2:</b>	Übersicht der untersuchten Quellstandorte im Pfälzerwald. ....	20
<b>Tabelle 2.3:</b>	Übersicht über die Meßstellen in der Rheinebene. ....	21
<b>Tabelle 2.4:</b>	Übersicht der Untersuchungsstandorte des Altlasten-Projektes. ....	21
<b>Tabelle 2.5:</b>	Orientierende Prüfwerte (oPW) bzw. orientierende Sanierungszielwerte (oSW) für Altlasten des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG, ehem. LfUG) Rheinland-Pfalz. ....	25
<b>Tabelle 2.6:</b>	Übersicht der untersuchten Grundwassermeßstellen am Standort A. ....	26
<b>Tabelle 2.7:</b>	Übersicht über die untersuchten Grundwassermeßstellen und die Hauptschadstoffe am Standort B. ....	29
<b>Tabelle 2.8:</b>	Übersicht über die Beeinträchtigungen bei den Probennahmen, die sich durch das fortschreitende Baugeschehen ergaben (Standort B). ....	30
<b>Tabelle 2.9:</b>	Übersicht über die untersuchten Grundwassermeßstellen und die Konzentrationen des Schadensverursachers LCKW am Standort C. ....	32
<b>Tabelle 2.10:</b>	Übersicht der untersuchten Grundwassermeßstellen und die Konzentrationen des Schadensverursachers LCKW am Standort D. ....	34
<b>Tabelle 2.11:</b>	Übersicht der untersuchten Grundwassermeßstellen und die Konzentrationen der Hauptschadensverursacher am Standort E. ....	37
<b>Tabelle 3.1:</b>	Anzahl der geplanten Probennahmen für die verschiedenen Naturräume und Sammelmethode. ....	39
<b>Tabelle 3.2:</b>	Übersicht der verwendeten Testverfahren für die chemischen Parameter. ....	40
<b>Tabelle 3.3:</b>	Klassifizierung der erfaßten Mengen an Sand, Feinsand, Detritus und Ocker. ....	40
<b>Tabelle 4.1:</b>	Einfluß von verschiedenen Faktoren auf die Sortierzeiten der Faunenproben aus den Grundwassermeßstellen und Quellen im Pfälzerwald. ....	52
<b>Tabelle 4.2:</b>	Die während der Untersuchung festgestellten Arten bzw. Taxa. ....	62
<b>Tabelle 4.3:</b>	Präsenz und Abundanz der Arten und Taxa in allen Meßstellen und Quellen und in den einzelnen hydrogeologischen Einheiten. ....	67
<b>Tabelle 4.4:</b>	Unterschiede in der Abundanz der durch die MDS separierten hydrogeologischen Einheiten, die durch H- bzw. U-Test ermittelt wurden. ....	70
<b>Tabelle 4.5:</b>	Charakteristische Arten und Taxa in den hydrogeologischen Einheiten. ...	72
<b>Tabelle 4.6:</b>	Trennende Arten und Taxa zwischen den Meßstellen der Klufftleiter und den Quellen des Pfälzerwaldes, sowie den Lockergesteinsmeßstellen des Pfälzerwaldes und der Rheinebene. ....	73
<b>Tabelle 4.7:</b>	Ergebnisse der BIO-ENV-Analysen zwischen den untersuchten hydrogeologischen Einheiten des Pfälzerwaldes und der Rheinebene. ....	74
<b>Tabelle 4.8:</b>	Vergleich der durchschnittlichen Individuenzahl pro m <sup>3</sup> Wasser in Abhängigkeit von der Methode. ....	75

<b>Tabelle 4.9:</b>	Übersicht der Stetigkeit der Fänge je Methode in den hydrogeologischen Einheiten des Pfälzerwaldes und der Naturräume. ....	76
<b>Tabelle 5.1:</b>	Höchstkonzentrationen bzw. kritische Konzentrationen (Vorschlag) des Auftretens der Taxa Cyclopoida, Parastenocaridae (Crustacea), Nematoda und Oligochaeta in Bezug auf die drei Schadstoffe AKW, LCKW und Tetrachlorethen (PCE) in µg/l. ....	100
<b>Tabelle 5.2:</b>	Statistische Unterschiede der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS getrennten Untersuchungsbereichen, die durch H- bzw. U-Tests ermittelt wurden (Standort A). ....	105
<b>Tabelle 5.3:</b>	Abundanzen der Arten und Taxa und deren Verteilung in den 19 Meßstellen des Standortes A. ....	106
<b>Tabelle 5.4:</b>	SIMPER-Analyse der untersuchten Bereiche (Standort A). ....	108
<b>Tabelle 5.5:</b>	Ergebnisse eines zur hydrochemischen Differenzierung der Teilschäden durchgeführten H-Tests (Standort B). ....	110
<b>Tabelle 5.6:</b>	Statistische Unterschiede der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS getrennten Untersuchungsbereichen, die durch H- bzw. U-Tests ermittelt wurden (Standort B). ....	115
<b>Tabelle 5.7:</b>	Abundanzen der Arten und Taxa und deren Verteilung in den 24 Meßstellen des Standortes B. ....	116
<b>Tabelle 5.8:</b>	SIMPER-Analyse der untersuchten Bereiche (Standort B). ....	118
<b>Tabelle 5.9:</b>	Statistische Unterschiede der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS getrennten Untersuchungsbereichen, die durch H- bzw. U-Tests ermittelt wurden (Standort C). ....	126
<b>Tabelle 5.10:</b>	Abundanzen der Arten und Taxa und deren Verteilung in den 10 Meßstellen des Standortes C. ....	127
<b>Tabelle 5.11:</b>	SIMPER-Analyse der untersuchten Bereiche (Standort C). ....	128
<b>Tabelle 5.12:</b>	Statistische Unterschiede der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS getrennten Untersuchungsbereichen, die durch H- bzw. U-Tests ermittelt wurden (Standort D). ....	133
<b>Tabelle 5.13:</b>	Abundanzen der Arten und Taxa und deren Verteilung in den 12 Meßstellen des Standortes D. ....	134
<b>Tabelle 5.14:</b>	SIMPER-Analyse der untersuchten Bereiche (Standort D). ....	135
<b>Tabelle 5.15:</b>	Statistische Unterschiede der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS getrennten Untersuchungsbereichen, die durch H- bzw. U-Tests ermittelt wurden (Teilstandort E-1). ....	140
<b>Tabelle 5.16:</b>	Abundanzen der Arten und Taxa und deren Verteilung in den 15 Meßstellen des Teilstandortes E-1. ....	141
<b>Tabelle 5.17:</b>	SIMPER-Analyse der untersuchten Bereiche (Teilstandort E-1). ....	142
<b>Tabelle 5.18:</b>	Statistische Unterschiede der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS getrennten Gruppen, die durch H- bzw. U-Tests ermittelt wurden (Teilstandort E-1). ....	144
<b>Tabelle 5.19:</b>	Statistische Unterschiede der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS getrennten Untersuchungsbereichen, die durch H- bzw. U-Tests ermittelt wurden (Teilstandort E-2). ....	148
<b>Tabelle 5.20:</b>	Abundanzen der Arten und Taxa und deren Verteilung in den 11 Meßstellen des Teilstandortes E-2. ....	149

## Tabellenverzeichnis Anhang

<b>Tabelle 9.1:</b>	Hydrochemische Meßwerte aller Meßstellen und Quellen der Naturräume Pfälzerwald und Rheinebene in Abhängigkeit von der Sammelmethode. ....	198
<b>Tabelle 9.2:</b>	Erfaßte Arten und Taxa aus den Meßstellen der Kluftaquifere des Pfälzerwaldes in Abhängigkeit von der Sammelmethode. ....	200
<b>Tabelle 9.3:</b>	Erfaßte Arten und Taxa aus den Quellen der Kluftaquifere des Pfälzerwaldes. ....	201
<b>Tabelle 9.4:</b>	Erfaßte Arten und Taxa aus den Meßstellen der Lockergesteinsaquifere des Pfälzerwaldes in Abhängigkeit von der Sammelmethode. ....	202
<b>Tabelle 9.5:</b>	Erfaßte Arten und Taxa aus den Meßstellen des Lockergesteinsaquifers der Rheinebene in Abhängigkeit von der Sammelmethode. ....	203
<b>Tabelle 9.6:</b>	Erhobene hydrochemische Meßwerte am Standort A. ....	204
<b>Tabelle 9.7:</b>	Durch Gutachterbüro bereitgestellte hydrochemische Meßwerte für den Standort A. ....	205
<b>Tabelle 9.8:</b>	Erhobene hydrochemische Meßwerte am Standort B. ....	206
<b>Tabelle 9.9:</b>	Durch Gutachterbüro bereitgestellte hydrochemische Meßwerte für den Standort B. ....	208
<b>Tabelle 9.10:</b>	Erhobene hydrochemische Meßwerte am Standort C. ....	209
<b>Tabelle 9.11:</b>	Durch Gutachterbüro bereitgestellte hydrochemische Meßwerte für den Standort C. ....	209
<b>Tabelle 9.12:</b>	Erhobene hydrochemische Meßwerte am Standort D. ....	210
<b>Tabelle 9.13:</b>	Durch Gutachterbüro bereitgestellte hydrochemische Meßwerte für den Standort D. ....	211
<b>Tabelle 9.14:</b>	Erhobene hydrochemische Meßwerte am Teilstandort E-1. ....	212
<b>Tabelle 9.15:</b>	Durch Gutachterbüro bereitgestellte hydrochemische Meßwerte für den Teilstandort E-1. ....	213
<b>Tabelle 9.16:</b>	Erhobene hydrochemische Meßwerte am Teilstandort E-2. ....	214
<b>Tabelle 9.17:</b>	Durch Gutachterbüro bereitgestellte hydrochemische Meßwerte für den Teilstandort E-2. ....	214

## Abbildungsverzeichnis

<b>Abbildung 2.1:</b>	Darstellung des Untersuchungsgebietes mit den beiden Naturräumen Pfälzerwald und der pfälzischen Rheinebene sowie den Untersuchungsstandorten des Methodenvergleichs. ....	18
<b>Abbildung 2.2:</b>	Objektskizze des Standortes A. ....	27
<b>Abbildung 2.3:</b>	Objektskizze des Standortes B. ....	30
<b>Abbildung 2.4:</b>	Objektskizze des Standortes C. ....	32
<b>Abbildung 2.5:</b>	Objektskizze des Standortes D. ....	35
<b>Abbildung 2.6:</b>	Objektskizze des Gesamtstandortes E mit den beiden Teilstandorten E-1 und E-2. ....	38
<b>Abbildung 3.1:</b>	Schematische Darstellung der pneumatischen Kolbenhubpumpe. ....	42
<b>Abbildungen 3.2 a, b:</b>	Systemskizzen des Netzsammlers. ....	43
<b>Abbildungen 3.3 a, b:</b>	Quellnetze. ....	44
<b>Abbildung 4.1:</b>	Vergleich der Probennahmezeiten im Gelände und der Sortierzeiten im Labor für die verschiedenen Methoden. ....	51
<b>Abbildung 4.2:</b>	Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Wassertemperaturen in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluft- und Lockergesteinsaquifer. ....	53
<b>Abbildungen 4.3 a, b:</b>	Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Werte des Sauerstoffgehaltes (A) und der Sauerstoffsättigung (B) in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluft- und Lockergesteinsaquifer. ....	54
<b>Abbildung 4.4:</b>	Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Werte der Leitfähigkeit in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluft- und Lockergesteinsaquifer. ....	55
<b>Abbildung 4.5:</b>	Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen pH-Werte in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluft- und Lockergesteinsaquifer. ....	55
<b>Abbildung 4.6:</b>	Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Werte der Gesamthärte in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluft- und Lockergesteinsaquifer. ....	56
<b>Abbildung 4.7:</b>	Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Werte des Säurebindungsvermögens (SBV) in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluft- und Lockergesteinsaquifer. ....	57
<b>Abbildung 4.8:</b>	Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Nitratwerte in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluft- und Lockergesteinsaquifer. ....	57
<b>Abbildung 4.9:</b>	Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Gesamteisenwerte in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluft- und Lockergesteinsaquifer. ....	58
<b>Abbildung 4.10:</b>	Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Werte der hydrochemischen Parameter in den Meßstellen der Rheinebene. ....	59
<b>Abbildung 4.11:</b>	MDS der hydrochemischen Verhältnisse zwischen den Naturräumen Pfälzerwald und Rheinebene. Einbezogen sind alle Quellen und Meßstellen. ....	61

<b>Abbildung 4.12:</b>	Durchschnittliche Anzahl an Arten bzw. höheren Taxa sowie die Abundanzen je Beprobung in den besiedelten Meßstellen und Quellen der Naturräume Pfälzerwald und Rheinebene. ....	63
<b>Abbildung 4.13:</b>	Diagramm der Abundanzen in den besiedelten Meßstellen der Klufftgrundwasserleiter des Pfälzerwaldes. ....	64
<b>Abbildung 4.14:</b>	Diagramm der Abundanzen in den besiedelten Meßstellen der Lockergesteinsgrundwasserleiter des Pfälzerwaldes. ....	65
<b>Abbildung 4.15:</b>	Diagramm der Abundanzen in den besiedelten Quellen der Klufftgrundwasserleiter des Pfälzerwaldes. ....	66
<b>Abbildung 4.16:</b>	Diagramm der Abundanzen in den besiedelten Meßstellen des Lockergesteinsgrundwasserleiters der Rheinebene. ....	68
<b>Abbildung 4.17:</b>	MDS der Fauna der Naturräume Pfälzerwald und Rheinebene. ....	69
<b>Abbildung 4.18:</b>	MDS der 25 abundantesten Arten und Taxa in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes und der Rheinebene. ....	71
<b>Abbildung 4.19:</b>	Anzahl der Arten und Taxa je Methode. ....	77
<b>Abbildung 4.20:</b>	Verteilung der Arten und Taxa (Abundanzen und prozentual) je Methode im Naturraum Rheinebene. ....	78
<b>Abbildung 4.21:</b>	Verteilung der Abundanzen je Methode im Naturraum Pfälzerwald. ....	80
<b>Abbildung 5.1:</b>	Streudiagramme zur Darstellung der Beziehung zwischen der LCKW- bzw. Tetrachlorethen-Belastung und den Cyclopoida, Parastenocaridae, Nematoda und Oligochaeta unter Berücksichtigung der Koloniezahl bei 20 °C. ....	97
<b>Abbildung 5.2:</b>	Streudiagramme zur Darstellung der Beziehung zwischen der AKW-Belastung und den Cyclopoida, Parastenocaridae, Nematoda und Oligochaeta unter Berücksichtigung der Koloniezahl bei 20 °C. ....	99
<b>Abbildung 5.3:</b>	Boxplots der hydrochemischen Parameter einschließlich der Koloniezahlen am Standort A. ....	103
<b>Abbildung 5.4:</b>	MDS der hydrochemischen Verhältnisse in den Meßstellen am Standort A. ....	104
<b>Abbildung 5.5:</b>	MDS der Fauna in den Meßstellen am Standort A unter Verwendung des Bray-Curtis Index. ....	109
<b>Abbildung 5.6:</b>	Boxplots der hydrochemischen Parameter einschließlich der Koloniezahlen am Standort B. ....	113
<b>Abbildung 5.7:</b>	MDS der hydrochemischen Verhältnisse in den Meßstellen am Standort B. ....	114
<b>Abbildung 5.8:</b>	MDS der Fauna in den Meßstellen am Standort B unter Verwendung des Bray-Curtis Index. ....	119
<b>Abbildung 5.9:</b>	Änderung des Artenspektrums und der Abundanzen der Crustacea im zeitlichen Verlauf am Standort B. ....	121
<b>Abbildung 5.10:</b>	Boxplots der hydrochemischen Parameter einschließlich der Koloniezahlen am Standort C. ....	124
<b>Abbildung 5.11:</b>	MDS der hydrochemischen Verhältnisse in den Meßstellen am Standort C. ....	125
<b>Abbildung 5.12:</b>	MDS der Fauna in den Meßstellen am Standort C unter Verwendung des Bray-Curtis Index. ....	129
<b>Abbildung 5.13:</b>	Boxplots der hydrochemischen Parameter einschließlich der Koloniezahlen am Standort D. ....	131

---

<b>Abbildung 5.14:</b>	MDS der hydrochemischen Verhältnisse in den Meßstellen am Standort D. ....	132
<b>Abbildung 5.15:</b>	MDS der Fauna in den Meßstellen am Standort D unter Verwendung des Bray-Curtis Index. ....	136
<b>Abbildung 5.16:</b>	Boxplots der hydrochemischen Parameter einschließlich der Koloniezahlen am Teilstandort E-1. ....	138
<b>Abbildung 5.17:</b>	MDS der hydrochemischen Verhältnisse in den Meßstellen am Teilstandort E-1. ....	139
<b>Abbildung 5.18:</b>	MDS der Fauna in den Meßstellen am Teilstandort E-1 unter Verwendung des Bray-Curtis Index. ....	143
<b>Abbildung 5.19:</b>	Boxplots der hydrochemischen Parameter einschließlich der Koloniezahlen am Teilstandort E-2. ....	146
<b>Abbildung 5.20:</b>	MDS der hydrochemischen Verhältnisse in den Meßstellen am Teilstandort E-2. ....	147
<b>Abbildung 5.21:</b>	MDS der Fauna in den Meßstellen am Teilstandort E-2 unter Verwendung des Bray-Curtis Index. ....	150

## **Erklärung**

Hiermit erkläre ich, daß ich die eingereichte Dissertation selbständig verfaßt habe und alle für die Arbeit benutzten Hilfsmittel in der Arbeit angegeben sowie die Anteile etwaig beteiligter Mitarbeiter sowie anderer Autoren klar gekennzeichnet habe.

Ich erkläre, daß ich die Dissertation oder Teile hiervon nicht als Prüfungsarbeit für eine staatliche oder andere wissenschaftliche Einrichtung eingereicht habe und daß ich die gleiche oder eine andere Abhandlung nicht in einem anderen Fachbereich oder einer anderen wissenschaftlichen Hochschule als Dissertation eingereicht habe.

## 1 Einleitung

Das Grundwasser unterliegt zahlreichen Nutzungen, gleichzeitig ist es Lebensraum einer artenreichen, hoch angepassten Fauna. In Mitteleuropa dürfte die Artenzahl durchaus mit derjenigen der Fließgewässer vergleichbar sein. RUMM & SCHMINKE (2000) nennen ca. 2.000 stygophile und stygobionte Arten.

Verunreinigungen des Grundwassers mit Kontaminationen unterschiedlichsten Ursprungs stellen innerhalb der EU eines der vordringlichsten Umweltprobleme dar (EEA 1999). Die Entdeckung gravierender Kontaminationsfälle in den letzten Jahrzehnten rückte die Altlastproblematik ins öffentliche Interesse, nicht nur in Deutschland.

Eine von FERGUSON et al. (1998) vorgelegte Studie, die im Rahmen des CARACAS-Programms<sup>1</sup> der Europäischen Kommission erstellt wurde, geht europaweit von derzeit rund 750.000 vorhandenen oder zu erwartenden Kontaminationen in Boden und Grundwasser aus. In Deutschland waren Ende 1998 exakt 304.093 Altablagerungen und -standorte erfasst, in Österreich, Stand Januar 2000, waren es 33.074 Altlasten. Hinzu kommt noch eine hohe Zahl von Verdachtsflächen (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003, basierend auf Angaben des Deutschen bzw. Österreichischen Umweltbundesamtes).

Für die USA gaben REINHARD & SEMADENI (1999) und SAMPAT (2000) eine Anzahl von 300.000 - 400.000 Schadensfällen an, die durch organische Schadstoffe verursacht wurden.

Der Ansatz festgestellte Kontaminationen flächendeckend und umgehend zu beseitigen, erwies sich jedoch als unrealistisch. Hauptgrund hierfür war die Erfahrung, daß es sich nicht nur um wenige Einzelfälle handelt, sondern um ein weitreichendes infrastrukturelles Problem. Aufgrund der Vielzahl an grundwassergefährdenden Substanzen standen und stehen bis heute angepasste Sanierungstechnologien oftmals nicht zur Verfügung. Als Konsequenz wurden Strategien der maximalen Risikokontrolle entwickelt, die unter anderem ein weitreichendes Monitoring beinhalten.

Für das Monitoring von Altlastflächen werden bisher überwiegend konventionelle chemisch-analytische Methoden eingesetzt. Diese Vorgehensweise ist sehr kostenaufwendig und spiegelt nur den momentanen Zustand wieder, zeitlich versetzte Veränderungen oder Effekte werden oftmals nicht, oder verzögert registriert (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). Als weitere Möglichkeit bietet sich ein grundwasserfaunistisch begründetes Monitoring an. Während chemisch-physikalische Methoden oftmals nur eine punktuelle Erfassung erlauben, bietet das Fauna-Monitoring die Möglichkeit längerfristige Wirkungen abzuschätzen, da die Fauna ihre Umweltbedingungen über die Lebenszeit integriert (HAHN & FRIEDRICH 1999).

<sup>1</sup> CARACAS – Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites in the European Union



Gelänge es, geeignete biologische Bewertungsmethoden zu finden und mittelfristig auch ergänzend anzuwenden, könnte dies auch eine deutliche Kostenreduzierung bedeuten. Die Kenntnis der bioindikativen Eignung einzelner Arten und Taxa ist jedoch nach wie vor gering, Freilandstudien - speziell unter Berücksichtigung von Altlastflächen - fehlen vollständig.

Bisherige Untersuchungen waren weitestgehend Laboruntersuchungen und verfolgten überwiegend das Ziel, bestimmte (Grundwasser-)Taxa auf ihre Toleranz oder Sensibilität gegenüber ausgewählten Stressoren zu testen. Die Ergebnisse dieser modellhaften Tests sind jedoch zum Teil widersprüchlich und nur bedingt auf das Freiland übertragbar.

Es sollte daher in einer Freilanduntersuchung die Arbeitshypothesen geprüft werden, daß

- a) die Fauna sensitiv auf Verunreinigungen des Grundwassers reagiert und in Folge dessen einer entsprechenden Verteilung unterliegt und
- b) es in den kontaminierten Bereichen zu einer Verarmung bzw. Verringerung der Faunenvielfalt kommt.

Die beiden bedeutsamsten Grundwasserlandschaften des Landes Rheinland-Pfalz, die Oberrheinebene und der Pfälzerwald, weisen eine Vielzahl von grundwassergefährdenden Altlasten militärischen und industriellen Ursprungs auf.

Fünf Untersuchungsstandorte (sechs Einzelschäden), die Kontaminationen unterschiedlicher Art aufwiesen, wurden ausgewählt. Dabei handelte es sich um drei militärische und zwei industrielle Altlasten sowie eine Hausmülldeponie. Insgesamt wurden 91 Meßstellen, die sich im Zustrom, direkt im Schaden, sowie im Abstrom befanden, im Zeitraum von Oktober - Dezember 2002 und März - Mai 2003 zweimalig beprobt.

Ziele dieses Altlasten-Projektes waren,

- a) die Gewinnung erster empirischer Daten über das Vorkommen und die Verteilung von Grundwasserfauna in Abhängigkeit von Altlasten, und
- b) über die Korrelation der Grundwasserfauna mit hydrochemischen Parametern und den Koloniezahlen erste Ansätze für eine bioindikative Eignung zu finden.

Ein grundsätzliches Problem grundwasserfaunistischer Untersuchungen ist das Fehlen standardisierter Sammelmethode. Zwar existieren zahlreiche Sammeltechniken, deren Einsatz oder Anwendbarkeit von mehreren Faktoren abhängt. Eine Übersicht wird unter Punkt 1.1 gegeben. Da es sich beim Altlasten-Projekt um die erste Freilanduntersuchung zu dieser Thematik handelt, stellte sich im Vorfeld die Frage nach der optimalen Sammeltechnik. Daher erwies es sich als notwendig, die für die Untersuchung der Altlastflächen optimale

Sammelmethode zu identifizieren. Insoweit liefert ein vorangehender Methodenvergleich zur Erfassung der Grundwasserfauna die Grundlage für das Altlasten-Projekt.

Grundsätzlich werden zwei Typen von Grundwasserleitern unterschieden. Zum einen die alluvialen Lockergesteinsaquifere, zum anderen die Festgesteinsleiter, die wiederum entsprechend ihrer Hydrogeologie in Kluft- bzw. Karstgrundwasserleiter unterteilt werden (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003).

Die faunistische Untersuchung des Grundwassers begann Ende des 19. Jahrhunderts (VEJDOVSKY 1882). Zunächst wurden - mit unterschiedlichen Techniken - Brunnen und Quellen in Lockergesteins- und in Kluftgrundwasserleitern gleichermaßen beprobt. Dabei zeigte sich, daß die Fauna alluvialer Lockergesteinsaquifere deutlich arten- und individuenreicher ist als die Tiergemeinschaften kluftiger Grundwasserleiter (HAINE 1945, NOLL & STAMMER 1953, HUSMANN 1956, STEENKEN 1998, MATZKE & HAHN 2002). Der Schwerpunkt der (wenigen) grundwasserfaunistischen Studien liegt deshalb heute eindeutig im Bereich des Lockergesteinsgrundwassers, während für Kluftgrundwasserleiter, mit Ausnahme einiger Karstlandschaften, kaum Daten verfügbar sind.

Es stellt sich jedoch die Frage, ob die für die Kluftgrundwasserleiter festgestellte Artenarmut und die meist niedrigen Abundanzen tatsächlich habitat- oder auch methodenbedingt sind. Während nämlich in alluvialen Lockergesteinsaquiferen in der Regel das Grundwasser mit den Tieren aus den Meßstellen bzw. dem umgebenden, wassergesättigten Sediment abgepumpt wird, geschieht die Besammlung des Kluftgrundwasser meist durch Ausfiltern der Trift (und damit selektiv) aus dem Wasser von Quellen (STEENKEN 1998, MALARD et al. 2004).

Zwei grundsätzlich verschiedene Methoden kommen bei der Besammlung der Lockergesteinsaquifere der Täler zur Anwendung: mit Netzsammlern wird ausschließlich das Innere (der „Sumpf“) der Grundwassermeßstellen besammelt, während die verschiedenen Pumpstechniken das Wasser der umgebenden Sedimente mit der darin lebenden Fauna gewinnen. Von Bedeutung ist hier insbesondere die Frage, inwieweit die Besiedlung der Meßstellen tatsächlich die Lebensgemeinschaften des umgebenden Grundwassers repräsentieren. Denn während beim Abpumpen die Tiere passiv aus dem Sediment „gesaugt“ werden, gelangen sie in die als Fallen fungierenden Meßstellen überwiegend durch aktive Bewegung (PANEK 1991). Durch Prädation, Absterben und die damit verbundenen Abbauprozesse, sowie durch Schreck- oder Lockwirkung kann die Lebensgemeinschaft in den Fallen verändert werden (BRETSCHKO & KLEMENS 1986, KOVARC 1990, HAHN 1996). Gegenüber solchen Überlegungen weisen die Untersuchungen von STEENKEN (1998) und HAHN & MATZKE (2005) darauf hin, daß die Artenzusammensetzung innerhalb der Meßstellen weitgehend derjenigen des umgebenden Grundwassers gleicht, jedoch die Besiedlungsdichte in den Meßstellen um ein Vielfaches größer ist.

Ziel dieses Methodenvergleichs war die Überprüfung der tierischen Besiedlung zweier Typen von Grundwasserleitern (a: Kluftgrundwasserleiter, b: Lockergesteinsgrundwasserleiter) innerhalb eines hydrogeologisch einheitlichen Naturraumes - des Pfälzerwaldes. Überprüft wurden die Ergebnisse, zumindest die des Lockergesteinsgrundwasserleiters, mit zusätzlichen Beprobungen von Meßstellen der pfälzischen Rheinebene.

Unter Verwendung dreier Sammelmethode(n) (a: Abpumpen des Rohrinne(n) [des „Sumpfes“] mit pneumatischer Kolbenhubpumpe; b: das Abpumpen des „freien Grundwassers“ mit pneumatischer Kolbenhubpumpe; c: Einsatz eines Netzsammlers) wurde geprüft, ob die im Vergleich zu alluvialen Lockergesteinsaquiferen vielfach angenommene, arten- und individuenarme Besiedlung von Kluftleitern der Felszonen tatsächlich ein Charakteristikum des Habitates darstellt oder ob (und inwiefern) diese Einschätzung methodisch bedingt ist. Neben diesen Fragestellungen soll weiterhin überprüft werden,

- a) inwieweit die Fauna im Inneren einer Grundwassermeßstelle repräsentativ für das umgebende Grundwasser ist,
- b) ob die mit dem Netzsammler und der pneumatischen Kolbenhubpumpe aus den Meßstellen gewonnenen Fänge qualitativ und quantitativ miteinander vergleichbar sind, und
- c) inwieweit die als Trift aus Quellen gewonnenen Tiere die Verhältnisse innerhalb des Grundwasserleiters widerspiegeln.

**Hinweis:** Alle untersuchten Altlaststandorte befinden sich nach wie vor in Nutzung. Bis auf eine Ausnahme sind alle Standorte bereits saniert bzw. werden zur Zeit saniert. Aufgrund der hohen Sensibilität gegenüber der Öffentlichkeit, sowie des militärischen Charakters von zwei Standorten, dürfen die Namen der Standorte und die geographischen Koordinaten nicht veröffentlicht werden. Die Standorte wurden daher mit Großbuchstaben benannt (A - D, E-1, E-2). Bei berechtigtem Interesse können Angaben erfragt werden, beim:

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz  
Referat 62 (Altlasten und Bodenschutz)  
Kaiser-Friedrich-Straße 7  
55116 Mainz

## 1.1 Übersicht der zur Gewinnung von Grundwasserfauna verwendeten Methoden

Zur Gewinnung von Grundwasserfauna werden verschiedene Methoden und Techniken verwendet, die sowohl Vorteile als auch Nachteile besitzen. Dabei handelt es sich vielfach um Methoden aus anderen Forschungszweigen, wie z.B. der Fließgewässer- und Seen-Ökologie, die weiterentwickelt und an die heterogenen Bedingungen der Grundwasserleiter adaptiert

wurden. Deshalb ist es nicht verwunderlich, daß auftretende methodische Probleme bei der Gewinnung der Grundwasserfauna oftmals derselben Natur sind, wie bei der Beprobung des hyporheischen Interstitials. Bis heute existieren jedoch keine standardisierten Methoden für die Grundwasserfauna, ebenso liegen kaum vergleichende methodische Untersuchungen vor. An dieser Stelle sollen nur die gebräuchlichsten Methoden vorgestellt werden, nicht aber auf die in Methodenvergleichen erzielten Ergebnisse eingegangen werden (dazu siehe entsprechenden Diskussionsteil unter Punkt 4.2). Umfangreichere bzw. ergänzende Informationen geben GRIEBLER & MÖSSLACHER (2003).

Hauptziele des Einsatzes einer bestimmten Methode sind es: a) Grundwasserfauna in einem möglichst unversehrten und b) in einer dem entnommenen Habitat repräsentativen (qualitativ, quantitativ) faunistischen Zusammensetzung zu gewinnen. Weitere Gründe können (wenn möglich) die gewünschte tiefendifferenzierte Beprobung sowie der zu erwartende Arbeitsaufwand und / oder die zu erwartende Höhe der Kosten sein.

Nach HAHN (2002) kommen prinzipiell vier Techniken zur Gewinnung von Grundwasserfauna zum Einsatz:

- a) Freeze Corer, zur Entnahme von Sediment zusammen mit der Fauna und dem Interstitialwasser,
- b) Meßstellen oder Brunnen, die wie Fallen fungieren, zur Entnahme der Grundwasserfauna (z.B. durch Netzsammler),
- c) das Abpumpen des Wassers zusammen mit der Grundwasserfauna und
- d) das Ausfiltern von Quellwasser.

Die für die vier Techniken zur Verfügung stehenden Methoden werden nachfolgend beschrieben. In der vorliegenden Untersuchung angewendete Methoden (pneumatische Kolbenhubpumpe mit / ohne Doppelpacker, Netzsammler und Quellnetz) werden nur kurz charakterisiert. Detaillierte Beschreibungen und weiterführende Erläuterungen werden im Methodenteil (Punkt 3.1) und in der Diskussion (Punkt 4.2) gegeben.

### **1.1.1 Freeze Corer**

Die Freeze Corer Methode (STOCKER & WILLIAMS 1972, DANIELOPOL 1983, POSPISIL 1992, GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003) eignet sich zum Einsatz in flachen Sedimentablagerungen. Dazu wird ein nach außen geschlossenes Metallrohr in die gewünschte Tiefe ins Sediment eingeschlagen. POSPISIL (1992) schlug vor, die durch das Einschlagen hervorgerufenen Veränderungen des Sedimentes durch eine mehrtägige Pause vor der Probennahme, teilweise zu kompensieren. Das Metallrohr wird danach mit einem flüssigen Kühlmittel (Stickstoff, Sauerstoff, Kohlendioxid) befüllt. Nach einer Reaktionszeit von ca. 10 - 15 min wird das Metallrohr mit dem angefrorenen Umgebungsmaterial aus dem Sediment gezogen und

kann weiter bearbeitet werden. Die im Kern (Radius ca. 10 cm, Länge ca. 30 cm) eingefrorenen Organismen können für die Untersuchung vertikaler Verteilungsmuster genutzt werden. Um die Fluchtreaktion mobilerer Spezies zu unterbinden, kann an das Metallrohr eine Gleichstromspannung angelegt werden, die eine Paralyse der Tiere bewirkt. In diesem Fall kann die gewonnene Probe als quantitativ betrachtet werden (BRETSCHKO & KLEMENS 1986). Der Qualität der Fänge steht jedoch ein enormer Arbeitsaufwand mit nicht minder hohen Kosten gegenüber.

### **1.1.2 Meßstellen oder Brunnen** (die wie Fallen fungieren)

Das Prinzip von Fallen beruht darauf, daß Tiere aktiv in sie einwandern oder passiv eingetragen werden. Grundsätzlich stellt sich jedoch die Frage, ob die aus Fallen gewonnenen Proben repräsentativ für das umgebende Habitat sind. Das Ergebnis von Fallensammlungen dürfte wohl entscheidend von der Aktivität der Organismen, der Anreicherung von Nahrungsressourcen (Detritus, DOC) bzw. von Lockeffekten abhängig sein (s.a. Einleitung, Punkt 1).

Brunnen, auch als Grundwassermeßstellen, Meßrohre, Meßstellen oder Pegel bezeichnet, sind heutzutage Standard in der Grundwasserüberwachung von Lockergesteins- wie in Kluftgesteinsaquiferen gleichermaßen. Sie müssen i.d.R. erbohrt werden, und besitzen entsprechend ihrer Bauweise unterschiedlich lange Filterstrecken, die von einer Verfilterung im Bodenbereich (wenige dm bis m) bis zu einer Vollverfilterung der gesamten Ausbaustrecke reichen kann. Ist eine tiefenabhängige Beprobung vorgesehen, werden ausgewählte Teilstrecken verfiltert, die von unverfilterten Strecken unterbrochen werden (Multi-Level-Brunnen). Detailliertere Angaben zu Brunnen geben DVWK (1997) und GRIEBLER & MÖSSLACHER (2003). Von der australischen Umweltbehörde werden Brunnen, respektive Meßstellen, als die geeignetste Methode für die Erfassung von Grundwasserfauna empfohlen (AU EPA 2003).

Brunnen fungieren als Fallen für die Grundwasserfauna. Untersuchungen von STEENKEN (1998) und HAHN & MATZKE (2005) wiesen nach, daß es zu einer Anreicherung der Fauna kommt.

### **Fallen**

Bisher wurden Fallen hauptsächlich im Hyporheos von Bächen und Flüssen eingesetzt. Nach einer definierten Expositionszeit werden die im Sediment vergrabenen Fallen wieder entnommen und der Inhalt kann auf die Anwesenheit von Organismen kontrolliert werden. Dabei fanden Fallen, die mit natürlichen (COLEMAN & HYNES 1970, TABACCHI 1990) oder künstlichen (BOISSON & PROST 1984) Substraten gefüllt waren, Anwendung. Kombinationen von Fallen erlaubten die vertikale Beprobung der Bachsedimente. Im Laufe der Zeit wurde eine Vielzahl von Adaptionen entsprechend der Fragestellung der Untersuchung

vorgenommen. HAHN (1996, 2003, 2004 accept.) ersetzte die mit Sediment befüllten Fallen durch unbefüllte Fallen, die vertikal im Bachsediment positioniert wurden und mit Schläuchen zum Absaugen des Inhaltes versehen waren, was eine Entnahme der Fallen aus dem Sediment überflüssig macht. WAGNER & FEIO (2001) entwickelten eine ähnliche Kombination von Fallen, die zur Entleerung einem fest im Bachbett installierten PVC-Rohr entnommen wird. Vorteil beider Systeme ist, daß der Inhalt der Fallen aus dem direkten Umfeld der Falle stammt und dieses System somit die kleinräumige, geschichtete Untersuchung der Sedimente ermöglicht.

HAHN (2003, 2004 accept.) modifizierte das System der vertikal geschichteten Fallen zum Einbau in standardisierte Brunnen mit einem Durchmesser von 100 mm, womit nun auch tiefere Grundwasserleiter beprobt werden können. Da die Saughöhe der zur Entleerung der Fallen eingesetzten Vakuumpumpe auf ca. 8 m begrenzt ist, dürfte die Einsatztiefe dieses Systems auch dadurch limitiert sein. Für die Beprobung eines Lockergesteinsleiters installierte HAHN die Fallen in einer Tiefe von 4,3 - 8 m. Da es sich je nach der geplanten Länge des Versuches um ein statisches System handelt, kann es zweckmäßig sein, hierfür neue Brunnen zu errichten, die sehr kostenintensiv sind. Fallensysteme allgemein erfordern einen geringen Aufwand bei der Herstellung und beim Einbau.

### **Netzsammler**

Eine einfache, aber effiziente Methode Grundwasserfauna aus Brunnen zu gewinnen, ist der Netzsammler. Da Brunnen wie Fallen funktionieren, gleicht der Einsatz eines Netzsammlers dem Entleeren einer Falle. Alle sich heute im Einsatz befindlichen „phreatobiologischen“ Netzsammler sind dem aus der Seen-Ökologie stammenden Cvetkov-Netz (CVETKOV 1968) entlehnt. Im Laufe der Jahre wurde dieser Typ mehrfach modifiziert (BOU 1974, SINTON 1984, HUMPHREYS 1994, DUMAS & FONTANINI 2001, SCHMIDT et al. 2004, FUCHS & HAHN, in Pröp.) und an einen Einsatz in Meßstellen oder Brunnen adaptiert.

### **1.1.3 Pumpensysteme**

Die nachfolgenden Beschreibungen sind größtenteils GRIEBLER & MÖSSLACHER (2003) entnommen, wo sich auch weiterreichende Erklärungen und systematische Darstellungen der einzelnen Pumpensysteme finden (s.a. MALARD et al. 1997, 2004).

Der Einsatz von Pumpensystemen dürfte die am weitesten verbreitete Methode zur Gewinnung von Grundwasserfauna sein. Entscheidender Vorteil von Pumpensystemen ist die Standardisierbarkeit der Proben über die Förderung einer definierten Wassermenge. Voraussetzung ist jedoch, mit Ausnahme der Bou-Rouch-Pumpe, das Vorhandensein von entsprechenden Brunnen. Neben der im gepumpten Wasser enthaltenen Fauna wird auch Sediment gefördert, was zu einer Veränderung der Sedimentstruktur im Saugbereich führen kann. Mehrfaches Pumpen kann zu einer nachhaltigen Veränderung der Sedimentstruktur

führen. Verschiedene Pumpentypen kommen zum Einsatz, die nachfolgend angesprochen werden sollen.

### **Bou-Rouch-Pumpe**

Der Einsatz dieses weit verbreiteten Systems (BOU & ROUCH 1967) ist auf flache Sedimentbereiche (bis ca. 1,8 m) des Interstitials oder flacher Lockergesteinsleiter beschränkt. Die Methode eignet sich sowohl zum zeitweiligen als auch für den Einsatz über längere Zeiträume (PALMER & STRAYER 1996).

Die Bou-Rouch-Pumpe stellt kein Pumpensystem im eigentlichen Sinne dar, sondern zunächst wird ein verzinktes Eisenrohr (verschiedene Innendurchmesser sind möglich), daß im Bereich der letzten 15 cm perforiert ist, in das Sediment eingeschlagen. Um den Anteil stygobionter Taxa zu erhöhen, empfahlen WARD et al. (1989) vor dem Einschlagen des Rohres ein entsprechend großes Loch zu graben. Da es, wie bereits beim Freeze Corer beschrieben, durch das Einschlagen zur Veränderungen der Sedimentstruktur sowie zu Fluchtreaktionen der Fauna kommt, sollte dieser Arbeitsgang einige Tage vor der eigentlichen Probennahme ausgeführt werden. Die durch die Öffnungen einwandernde Fauna wird mittels einer einfachen Kolbenpumpe - der eigentlichen Bou-Rouch-Pumpe -, die auf das Eisenrohr aufgesetzt wird, entnommen und gefiltert. Für die Untersuchung der vertikalen Faunenverteilung ist dieses System nicht geeignet, es sei denn, mehrere Rohre werden in Form eines Transsektes mit vertikal unterschiedlicher Tiefe eingeschlagen. Unterschiede in der Gesamtabundanz der Fauna wurden in Abhängigkeit vom Innendurchmesser und damit der entnommenen Wassermenge des Eisenrohres festgestellt (DANIELOPOL 1976, US EPA 1998).

### **Saugpumpen**

Dieser Pumpentyp wird vielfach für die Beprobung flacher Grundwasserleiter eingesetzt, wobei die Einsatztiefe technisch (Saughöhe) auf ca. 8 m begrenzt ist. Durch vorschaltbare Filtersysteme muß sichergestellt werden, daß beim Einsatz der Pumpe, die mit dem Wasser angesaugte Fauna nicht die Pumpenkammer passiert. Zudem kann es durch Entgasungserscheinungen zur Veränderung der hydrochemischen Eigenschaften des gepumpten Wassers kommen. Saugpumpen sind relativ preiswert und leicht zu handhaben, was die häufige Verwendung bei grundwasserökologischen Untersuchungen gefördert haben wird.

### **Tauchpumpen**

Beim Einsatz von Tauchpumpen, wie z.B. Kreiselpumpen, die auf den Grund des Brunnens abgesenkt werden, muß die Fauna die Pumpenkammer passieren. Da es hierbei zu Schädigungen der Fauna kommt, ist dieser Pumpentyp für die Gewinnung von

Grundwasserfauna ungeeignet. Mit zunehmendem Flurabstand (Saughöhe) werden leistungsstärkere Aggregate erforderlich, die entsprechend kostenintensiv sind.

Saug- und Tauchpumpen weisen für die Gewinnung von Grundwasserfauna aus Brunnen gravierende Nachteile auf. Lange Zeit waren Tauchpumpen, neben Netzsammlern und Quellnetzen, die einzige Möglichkeit tiefere Grundwasseraquifere zu beproben. Alternative Pumptechniken, wie die „Air-Lift-Pumpe“, die „Pneumatik-Pumpe“ und die „Inertial-Pumpe“ (Trägheitspumpe) wurden von MALARD et al. (1997) getestet. Entscheidender Vorteil dieser Pumpsysteme ist, daß sie sich für die Beprobung tiefer Grundwasserleiter eignen und die Fauna nicht oder kaum beschädigt wird.

### **Air-Lift-Pumpe**

Das Arbeitsprinzip der Air-Lift-Pumpe (MALARD et al. 1994 a) beruht darauf, daß Preßluft über eine Druckleitung in einen Sammelzylinder eingeblasen wird, der zuvor in den Brunnen eingeführt wurde. Innerhalb des Probenzylinders kommt es zu einer Mischung des Wassers mit der Pressluft. Da das Gemisch eine geringere relative Dichte besitzt als nur das Grundwasser allein, beginnt es in der an den Sammelzylinder angeschlossenen Probenleitung aufzusteigen. An der Basis des Sammelzylinders wird dadurch ein Sog erzeugt, der eine permanente Förderung des Grundwassers mit der Fauna und dem Sediment bewirkt. Aufgrund der Anreicherung des Grundwassers mit Preßluft ist eine gleichzeitige hydrochemische Probennahme nicht möglich. Für den effektiven Betrieb der Pumpe ist es notwendig, daß richtige Verhältnis der Preßluftzufuhr in Abhängigkeit von der Tiefe und dem Durchmesser des Brunnens sowie dem Wasserstand zu finden. Eine zu hohe Dosierung kann zum Entweichen der überschüssigen Preßluft führen und den Förderprozeß des Grundwasser-Luft-Gemisches beeinflussen. Verglichen mit anderen Pumpensystemen sind die Kosten für dieses System niedrig.

### **Pneumatische Pumpen**

Pneumatische Pumpen bestehen im wesentlichen aus einem Sammelzylinder mit Einlaßöffnungen, die durch Ventile gesteuert werden. Bei atmosphärischem Druck im Sammelzylinder öffnet sich das Einlaßventil und der Zylinder füllt sich. Über die Zufuhr von Preßluft wird das Einlaßventil geschlossen und das Auslaßventil geöffnet, das im Zylinder gesammelte Grundwasser wird über eine Druckleitung nach oben gefördert. Bei Druckabfall schließt sich das Auslaßventil und das Einlaßventil wird wieder geöffnet. Da es nicht zur Mischung der Preßluft mit dem Grundwasser kommt, kann das geförderte Grundwasser direkt für hydrochemische Untersuchungen genutzt werden.

In Verbindung mit den sogenannten Doppelpackern, einem System zur tiefendifferenzierten Entnahme von Grundwasserproben, stellt die pneumatische Pumpe ein effektives Verfahren dar (s.a. Methodenteil, Punkt 3.1.3).



### **Inertial Pumpe (Trägheitspumpe)**

Die Inertial-Pumpe besteht aus einem dünnen Probenahmerohr, daß am unteren Ende ein Einlaßventil besitzt. Die gesamte Pumpe wird, nachdem sie in den Brunnen auf die gewünschte Höhe abgesenkt wurde, über einen Motor (bei geringen Tiefen auch von Hand) auf und ab bewegt. Während der Abwärtsbewegung strömt das Grundwasser mit der Fauna in die Pumpe ein. In der Aufwärtsbewegung schließt sich das Ventil und das Grundwasser wird so kontinuierlich gefördert. Das geförderte Grundwasser kann für die Bestimmung hydrochemischer Parameter genutzt werden. Enthält die Probe viel Sediment, kann es dadurch zur Schädigung der Fauna kommen. Durch die schmale Bauweise ist die Pumpe besonders für den Einsatz in Brunnen mit geringen Innendurchmessern (ab 40 mm) geeignet, die Förderrate ist jedoch gering. Die Handhabung des Systems ist einfach, die Einsatzkosten liegen zwischen dem der Air-Lift-Pumpe und der pneumatischen Pumpe.

#### **1.1.4 Quellnetze**

Quellen sind Orte, wo das Grundwasser zu Tage tritt. Beim Fehlen von entsprechenden Brunnen sind Quellen in felsigen Gebieten die einzige Möglichkeit durch das Ausfiltern des Quellwassers Zugriff auf die Grundwasserfauna zu bekommen. Dazu werden Quellnetze über einen definierten Zeitraum direkt im Quellaustritt exponiert und die passiv eingeschwemmte Fauna in einem Sammelbehälter aufgefangen. Da i.d.R. auch die Schüttung der Quelle bestimmt werden kann, läßt sich diese Methode gut standardisieren. Fraglich ist jedoch, wie bereits in der Einleitung erwähnt, ob die erfaßte Fauna repräsentativ für den angeschlossenen Grundwasserleiter ist. Die Methode selbst ist preiswert und einfach zu handhaben, jedoch kann während der Beprobung viel autochtones Material eingeschwemmt werden, was das Sortieren der Proben im Labor verzögern kann.

### **1.2 Grundwasserfaunistisches Biomonitoring / Stand der Forschung**

Umfangreiche Ausführungen über das Wesen, die Methoden und die Notwendigkeit eines grundwasserfaunistischen Biomonitorings sowie die bisher vorliegenden Untersuchungsergebnisse wurden von HAHN & FRIEDRICH (1999), MÖSSLACHER & NOTENBOOM (1999), MÖSSLACHER et al. (2001), sowie GRIEBLER & MÖSSLACHER (2003) vorgelegt. Auf die Eignung der Grundwasserfauna als Biomonitor, relevante Stressoren sowie die Perspektiven für ein integriertes Wassermanagement wird ebenfalls eingegangen.

Das Grundwasser unterliegt heute vielfältigen Nutzungen. Neben der Trinkwassergewinnung entnehmen aber auch die Industrie und die Landwirtschaft große Mengen an Grundwasser für ihre Zwecke. Der Schutz der Grundwassersökosysteme sollte deshalb das Ziel eines nachhaltigen Managements sein. Eine permanent steigende Zahl an Schadstoffen und Stressoren bedroht mehr und mehr die Qualität des Grundwassers, sowie die natürliche Funktion und Struktur der Grundwasserökosysteme.

Als Reaktion auf die Zunahme grundwassergefährdender Stressoren sichern viele Länder die Qualität ihres Trink- und Brauchwassers über Monitoringprogramme ab. Dabei werden bisher meist kostenintensive physikalisch-chemische Monitoringmethoden angewendet, die Informationen über die Konzentration eines oder mehrerer Schadstoffe bzw. Stressoren im Grundwasser geben. Da Messungen oftmals punktuell und in zeitlich unregelmäßigen Abständen durchgeführt werden, stellen sie nur eine Momentaufnahme dar, zeitlich versetzte Veränderungen oder Effekte werden nicht, oder verzögert registriert.

Die andere Seite eines Ökosystems, die durch alle im und mit dem System lebenden und interagierenden Organismen repräsentiert wird, bleibt unbeachtet. (HAHN & FRIEDRICH 1999, GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003).

Beim Biomonitoring wird die Umweltqualität (der Zustand) eines Lebensraumes bzw. die Veränderung dieser Umweltqualität, ausgelöst durch Stressoren oder Schadstoffe, anhand von Zeigerorganismen erfaßt und bewertet.

Kluft- bzw. Lockergesteinsaquifere sowie das Hyporheos sind jeweils eigenständige Ökosysteme (MÖSSLACHER 2000 b), die sich durch eine Vielzahl von biotischen und abiotischen Faktoren charakterisieren lassen. Neben der Geologie ist vor allem die Herkunft (Grund- oder Oberflächenwasser) und die Hydraulik (Strömungsrichtung und -stärke) des Wassers von entscheidender Bedeutung für die tierische Besiedlung. Oftmals sind diese Faktoren wichtiger als die Hydrochemie des Wassers (DOLE-OLIVIER et al. 1993, STEENKEN 1998, MATZKE & HAHN 2002). Als weitere wesentliche und besiedlungsrelevante Faktoren müssen Körnung und Beständigkeit der Substrate gelten (DANIELOPOL 1989, 1991, MARMONIER & CREUZÉ DES CHÂTELLIERS 1991, HAHN 1996). In Abhängigkeit von der Hydrologie und der Geologie des Wasser-Grundwasser-Ökosystems unterliegen die hydrochemischen Parameter sowie die tierische Besiedlung in alluvialen Aquifereen mehr oder wenigen großen Schwankungen (GIBERT et al. 1990, 1997, DOLE-OLIVIER & MARMONIER 1992 a, b, VERVIER et al. 1992).

Um in solch heterogenen Habitaten mit wechselnden Bedingungen überleben zu können, mußte die Grundwasserfauna eine Vielzahl von Anpassungen entwickeln (GIBERT et al. 1994, GLATZEL 1994, DANIELOPOL et al. 1994, 2003, MALARD & HERVANT 1999, HAHN & FRIEDRICH 1999), die sie für ein Biomonitoring interessant machen. MALARD (2001) begründete die Eignung von Grundwasserinvertebraten als Biomonitoren durch:

- a) ihre strenge Gebundenheit an das sie umgebende Milieu und die engen Beziehungen untereinander,
- b) unterschiedliche Ernährertypen, z.B. Filtrierer, Weider, Carnivore, und
- c) unterschiedlich lange Lebens- und Entwicklungszyklen (z.B. mehrere Jahre für Amphipoda und Syncarida, wenige Monate für Ostracoda).

Eine Änderung der Umweltbedingungen wirkt sich direkt oder indirekt auf die Grundwasserfauna aus - diese assimiliert die Effekte von Kontaminationen über unterschiedlich lange Zeitperioden. Nach COMMITTEE (1991) wird jede Qualitätsveränderung der Umweltbedingungen, i.d.R. eine Verschlechterung, durch Biomonitoren angezeigt. Es entsteht also keine Momentaufnahme der Umweltbedingungen, sondern Rückschlüsse über einen längeren Zeitraum werden möglich.

Das Prinzip, benthische Makroinvertebraten für die biologische Wassergütebestimmung von Oberflächengewässern einzusetzen, hat sich seit mehreren Jahrzehnten bewährt (HELLAWELL 1989, HAHN & FRIEDRICH 1999). Über die Auswirkungen von Schwermetallen, besonders auf Crustacea, liegen zahlreiche Untersuchungen vor (z.B. MARTIN & HOLDICH 1986, MUSKO et al. 1990).

Im Gegensatz dazu ist der Einsatz von Grundwasserinvertebraten als Biomonitoren für die Überwachung der Grundwasserqualität ein relativ neuer Ansatz, der mit steigendem Interesse an der Grundwasserökologie an Bedeutung gewann (MALARD et al. 1996 a).

### **Der Einsatz von Grundwasserinvertebraten als Biomonitoren**

Grundwasserinvertebraten besitzen spezielle Anpassungen an ihren Lebensraum wie eine lange Entwicklungszeit sowie geringe Reproduktions- und Metabolisierungsraten. Die wenigen bis heute vorliegenden Untersuchungen zeigen zudem sehr heterogene zeitlich-räumliche Verteilungsmuster der Grundwassermetazoen (STRAYER 1994). Die aut- und synökologischen Kenntnisse vieler Arten und Taxa sind nach wie vor unzureichend, ebenso liegen kaum vergleichbare ökotoxikologische Daten vor, die auf eine klare Sensibilität gegenüber Stressoren schließen lassen (MÖSSLACHER 2000 b).

Bisher wurden im Labor zahlreiche Toxizitätsuntersuchungen mit unterschiedlichen Stressoren durchgeführt (Zusammenfassung der Ergebnisse in MÖSSLACHER & NOTENBOOM 1999). Teils zeigten die getesteten Grundwasserarten, meist Crustacea, deutlich ausgeprägtere Sensitivitäten im Vergleich zu epigäischen Spezies. MÖSSLACHER (2000 a) untersuchte die Sensibilität von im Grundwasser lebenden Crustacea (Isopoda, Cyclopoida, Ostracoda) im Vergleich zu Oberflächenarten in bezug auf die hauptsächlich in der landwirtschaftlichen Düngung verwendeten Salze Kaliumchlorid (KCl) und Kaliumnitrat (KNO<sub>3</sub>). Dabei erwiesen sich die stygobionten Arten als sensitiver gegenüber den chemischen Streßfaktoren, wobei für die Isopoda (*Proasellus slavus vindobonensis*, *Asellus aquaticus*) die höchste Sensitivität festgestellt werden konnte. Von den sieben getesteten Cyclopoida erwiesen sich die zwei stygobionten Arten und eine stygophile Art als am empfindlichsten gegenüber den KCl - und KNO<sub>3</sub> - Salzen.

In bezug auf die Metalle Zink und Kupfer erwiesen sich die stygoxenen / stygophilen Arten *Gammarus fossarum*, *Nitocra spinipes*, *Gammarus pulex*, *Allorchestes compressa* und *Lirceus alabamiae* sensitiver als die stygobionten Arten *Niphargus rhenorhodanensis*, *Parastenocaris*

*germanica*, *Niphargus aquilex*, *Proasellus cavaticus* und *Caecidotea bicrenata* (BOSNAK & MORGAN 1981, MEINEL & KRAUSE 1988, MEINEL et al. 1989, NOTENBOOM et al. 1992, PLÉNET 1999). Im Gegensatz dazu fanden CANIVET et al. (1997) eine geringere Sensitivität bei *G. fossarum* im Vergleich mit *N. rhenorhodanensis* gegenüber anderen Stressoren wie Kaliumdichromat ( $K_2Cr_2O_7$ ) oder Arsen.

SCHÄFERS et al. (2001) testeten die akute Toxizität von drei Pestiziden (je ein Fungizid, Insektizid, Herbizid) zwischen systematisch und physiologisch vergleichbaren Organismen (Crustacea) aus Grundwässern und Oberflächenwässern. Dabei zeigte sich, daß die Empfindlichkeit der Grundwasserlebensgemeinschaften vergleichbar derer der Oberflächengewässer ist.

Diese teils widersprüchlichen Ergebnisse machen deutlich, warum die Suche nach einzelnen (stygo-bionten) Indikatorspezies bisher nur bedingt erfolgreich war. Zu dieser Problematik stellte der DVWK (1988) fest: „Eine auf einzelne Arten von Grundwassertieren bezogene, ökologische Einordnung in bestimmte Artengruppen, die als Indikatoren für eindeutig festgelegte Beschaffenheitsgrade unterirdischer Gewässer dienen können, bedarf noch mannigfaltiger Untersuchungen über die jeweiligen Ansprüche an die Wasserbeschaffenheit.“ Diese Feststellung hat nach wie vor Gültigkeit. Andererseits kann hieraus auch der Bedarf an weiteren ökotoxikologischen Untersuchungen abgeleitet werden.

Erfolgversprechender scheint daher der Einsatz von Grundwasserlebensgemeinschaften anstatt von Einzelspezies als Indikatoren für die Charakterisierung von Veränderungen in Grundwasserökosystemen, z.B. der Hydrologie, der Geologie oder auch der Sauerstoff- und / oder Nährstoffverhältnisse (MALARD et al. 1996 a, b, 2002). Die Änderung des Verhältnisses stygo-bionter, stygo-philer und stygo-xener Taxa zueinander sowie deren Diversität, kann Auskunft über den Zutritt von Oberflächenwasser (und damit auch Stressoren) in ein Grundwasserökosystem geben. Darauf aufbauend empfiehlt MÖSSLACHER (1997) den Einsatz von Crustaceen zur zusätzlichen Qualitätsüberwachung von Grundwässern.

Die sichere Kenntnis der Indikationsleistung einzelner Arten und / oder Taxa in Kombination mit ökophysiologischen Untersuchungen (aus Labor und Freiland) und systematisch erhobenen hydrochemischen Parametern bilden die Grundlage für ökosystemare Untersuchungen. Sie liefern ein vollständiges und verlässliches Bild über den Zustand bzw. die Veränderungen in einem Ökosystem. Durch Stressoren (natürliche oder anthropogene) hervorgerufene Veränderungen können erkannt und überwacht werden. Des Weiteren bilden sie eine geeignete Grundlage für Risikomanagementmaßnahmen. Die Tatsache, daß die bis heute durchgeführte Anzahl an Ökosystemuntersuchungen noch gering ist, kann auf die fehlenden Indikatororganismen und definierte Standards zurück geführt werden. Wohl auch deshalb, sowie aufgrund der zu erwartenden Komplexität, wurden bisher kaum Versuche unternommen, Grundwasserfauna für das Monitoring von Altlastflächen einzusetzen. Die nachfolgend kurz erwähnten ökosystemaren Untersuchungen lassen die Vielfalt der

Einsatzmöglichkeiten erkennen. So konnten MALARD et al. (1998) die Effekte einer Flußregulierung auf die Funktion eines alluvialen Aquifers nachweisen. Basierend auf einer Reihe von Einzeluntersuchungen konnte MALARD (2001) den Einfluß von Schadstoffen auf die Wasserqualität und das Ökosystem in der ungesättigten und gesättigten Zone eines Karstaquifers belegen. DUMAS & LESCHER-MOUTOUÉ (2001) wiesen mit Grundwasser-crustaceen als natürlichen Indikatoren die Ausmaße der Beeinflussung des alluvialen Ariège Aquifers (französische Pyrenäen) durch landwirtschaftlichen Mineräldüngereinsatz nach. Mit Blick auf den zunehmenden Druck auf unsere Grundwasservorkommen ist die Notwendigkeit Konzepte für ein nachhaltiges Grundwassermanagement zu entwickeln, daß umfangreiche Monitoringmaßnahmen (integriertes Monitoring) einschließt, unerlässlich (DANIELOPOL et al. 2003). Ziel dabei ist die Erhaltung der strukturellen und funktionellen Integrität der Grundwasserökosysteme (NOTENBOOM 2001).

Die abschließend präsentierte Tabelle 1.1, entnommen aus MÖSSLACHER & NOTENBOOM (1999, aktualisiert), gibt einen Überblick über die *in-situ* Effekte einzelner Stressoren / Stressorengruppen auf Grundwassermetazoen durch organische Belastungen (Abwassertransport und -beseitigung) sowie Pestizide, Salze, Metalle anthropogenen Ursprungs (toxische Chemikalien). Es wird deutlich, daß Untersuchungen die sich mit der Infiltration organischer Stressoren befaßten, überwiegen.

**Tabelle 1.1:** Übersicht über Untersuchungen zu *in-situ* Effekten von Stressoren auf Grundwassermetazoen (nach MÖSSLACHER & NOTENBOOM 1999, aktualisiert).

Ökosystem	Stressor	Organismen	Referenz
Karst	organische Belastungen	Vertebraten	SKET (1973, 1993)
		Invertebraten	HOLSINGER (1966), REJIC (1973), SKET (1973, 1993), MATSUMOTO (1976), VANEK (1982), ILIFFE & JICKELLS (1984), CULVER et al. (1992), MALARD et al. (1994 a, b, 1996 a, b), SIMON & BUIKEMA (1997)
	toxische Chemikalien		KULHAVY (1982)
Locker-gestein	organische Belastungen		HUSMANN (1975), RONNENBERGER (1975), MATSUMOTO (1976), SEYED-REIHANI et al. (1982), PETROVA (1982), DANIELOPOL (1983), SINTON (1984), NOTENBOOM et al. (1995, 1996), BOULAL et al. (1997), YACOUBI-KHEBIZA et al. (1997)
	toxische Chemikalien	NOTENBOOM et al. (1997), DUMAS & LESCHER-MOUTOUÉ (2001), MATZKE et al. (2005)	
Hyporheos	organische Belastungen	MESTROV et al. (1976, 1981), SCHMIDT et al. (1991), PLÉNET & GIBERT (1994), GIBERT et al. (1995), PLÉNET et al. (1996)	
	toxische Chemikalien	OKUBO & MATSUMOTO (1983), HARVEY & GEORGE (1987), SINCLAIR (1990), PLÉNET et al. (1992 a), PLÉNET (1993, 1995), NOVARINO et al. (1994)	

Die Grundwasserfauna besitzt aufgrund vielfältiger Anpassungen das Potential in vielerlei Hinsicht als Biomonitor oder als Indikator für ein ökologisch begründetes Risikomanagement zu dienen. Jedoch sind die bisher vorliegenden Erkenntnisse über die Auswirkungen von Stressoren auf die Grundwasserfauna nach wie vor sehr gering (MÖSSLACHER 2000 b). Die meisten Erkenntnisse liegen über die Lebensgemeinschaften des hyporheischen Interstitials (Hyporheos) und die darin stattfindenden vielfältigen Interaktionen vor. Deutlich weniger Untersuchungen existieren für kluffige oder alluviale Grundwasserleiter, überwiegend wurde der Einfluß von organischen Stressoren untersucht. In Laboren durchgeführte Toxizitäts- oder Akkumulationstests mit verschiedenen Stressoren wie Metallen, Salzen oder Pestiziden führten teilweise zu widersprüchlichen Ergebnissen.

Untersuchungen mit ökosystemaren Hintergrund stehen noch aus, jedoch müssen die Voraussetzungen (sichere Indikatoren, definierte Standards) weitestgehend noch geschaffen werden. Basierend auf den vorliegenden Untersuchungen ist aber davon auszugehen, daß die Grundwasserfauna stark auf Altlasten reagiert.

## 2 Untersuchungsgebiet

Der Methodenvergleich wurde in zwei unterschiedlichen Naturräumen, dem Pfälzerwald und der pfälzischen Rheinebene, durchgeführt. Für das Altlasten-Projekt wurden aufgrund der überschaubaren Geologie ausschließlich Standorte in der pfälzischen Rheinebene ausgewählt. Nur der Standort B befindet sich im Übergangsbereich vom Haardtrand zur Rheinebene. Die Altlaststandorte sind unter Punkt 2.4 beschrieben, wobei neben den hydrologischen und geologischen auch die schadstoffspezifischen Bedingungen erläutert werden. Objektdarstellungen verdeutlichen die Charakteristik und geben die Lage der Meßstellen wieder. Die einzelnen Standorte wurden in der naturräumlichen Darstellung (Abb. 2.1) aus datenschutzrechtlichen Gründen nicht berücksichtigt.

### 2.1 Pfälzerwald

Der Naturpark Pfälzerwald ist mit einer Ausdehnung von 1.770 km<sup>2</sup> eine der größten geschlossenen Waldlandschaften Deutschlands (REH 1981). Er gliedert sich in zwei sehr unterschiedliche Naturräume. Dabei handelt es sich um den dünnbesiedelten Pfälzerwald im Westen des Gebietes, der ca. 90 % der Gesamtfläche umfaßt. Daran grenzt im Osten, im Bereich der westlichen Verwerfungszone des Oberrheingrabens der steil abfallende Haardtrand (auch als Gebiet der „Weinstraße“ bezeichnet, 120 - 200 m ü. NN) an, der sich als 3 - 10 km schmaler Streifen in Nord-Süd-Richtung erstreckt. Östlich des Haardtrandes schließt sich die ebenfalls in Nord-Süd-Richtung ausdehnende Oberrheinebene an.

Der Pfälzerwald wird von 260 bis 240 Millionen Jahre alten Sedimentgesteinsschichten des Rotliegenden (Raum Annweiler) und des Buntsandsteins aufgebaut, die Geologie ist überschaubar und klar gegliedert. In weiten Teilen des Gebietes dominieren die Schichten des mittleren Buntsandsteins. Es handelt sich um mittel- bis grobkörnige Sandsteine und Konglomerate mit vorwiegend kieseliger Bindung. Diese Dominanz quarzhaltigen Gesteins ist von entscheidender Bedeutung für den Landschaftswasserhaushalt des Gebietes, da auf solchen Gesteinen keine tiefgründige Bodenbildung stattfindet (LÜTHJE 2000). Durch tonige Zwischenlager an den Schichtgrenzen wird der Buntsandstein entsprechend seiner Felszonen in klar voneinander zu unterscheidende Aquifere getrennt. Hier finden sich häufig Quellhorizonte. Die Wässer des Buntsandsteins sind elektrolytarm (50 - 200 µS/cm), sehr weich (Gesamthärte < 4 °dH) und pufferarm (HEITELE et al. 1987).

Zwei Typen von Grundwasserleitern sind im Pfälzerwald zu unterscheiden: die Aquifere der Felszonen (Kluftgrundwasserleiter) und die Lockergesteinsgrundwasserleiter der Kastentäler. Die Aquifere der Felszonen weisen entsprechend der Geologie eine klare Schichtung auf. Vielfach sind die obersten Grundwasserleiter von Versauerung betroffen (TRILLING 1996, HAHN et al. 1998). In den Kastentälern, wo sich das Grundwasser in den sandig-kiesigen Talsedimenten bewegt, ist das sehr hoch anstehende Grundwasser gespannt und als

regionale Besonderheit, sehr sauerstoffreich. Überlagert werden diese Talsedimente oftmals von Gleyböden.

Die wenigen Siedlungen finden sich fast ausschließlich im Norden und Süden des Gebietes. Die extensive Landwirtschaft, überwiegend Grünlandnutzung, beschränkt sich, vor allem im Süden, auf die Bachtäler. Der Waldanteil im Gebiet liegt bei knapp 85 % (GEIGER et al. 1987). Eine ausführliche Beschreibung des Pfälzerwaldes aus naturräumlicher und geographischer Sicht gibt LIEDTKE (1968).

Innerhalb dieses Naturraumes befinden sich die insgesamt 16 Meßstellen und 8 Quellen. Bis auf eine Ausnahme (Quelle Berliner Brunnen) konzentrierten sich alle Untersuchungsstellen südlich oder südöstlich der Stadt Kaiserslautern (Abb. 2.1).

## **2.2 Pfälzische Rheinebene**

Die pfälzische Rheinebene ist Bestandteil des Oberrheinischen Tieflandes, welches sich mit einer Länge von ca. 300 km und einer Breite von etwa 35 km von Basel bis Mainz erstreckt. Der Naturraum wurde einerseits durch eine Grabeneinsenkung und andererseits durch die Ablagerungen des Rheins und seiner Seitengewässer geformt.

Die pfälzische Rheinebene dehnt sich zwischen dem Rhein im Osten, der Lauter im Süden und dem Eckbach im Norden aus. Im Westen geht sie in die Landschaft der Weinstraße (Haardtrand) über. Der Pfälzerwald begrenzt das Oberrheinische Tiefland im Westen.

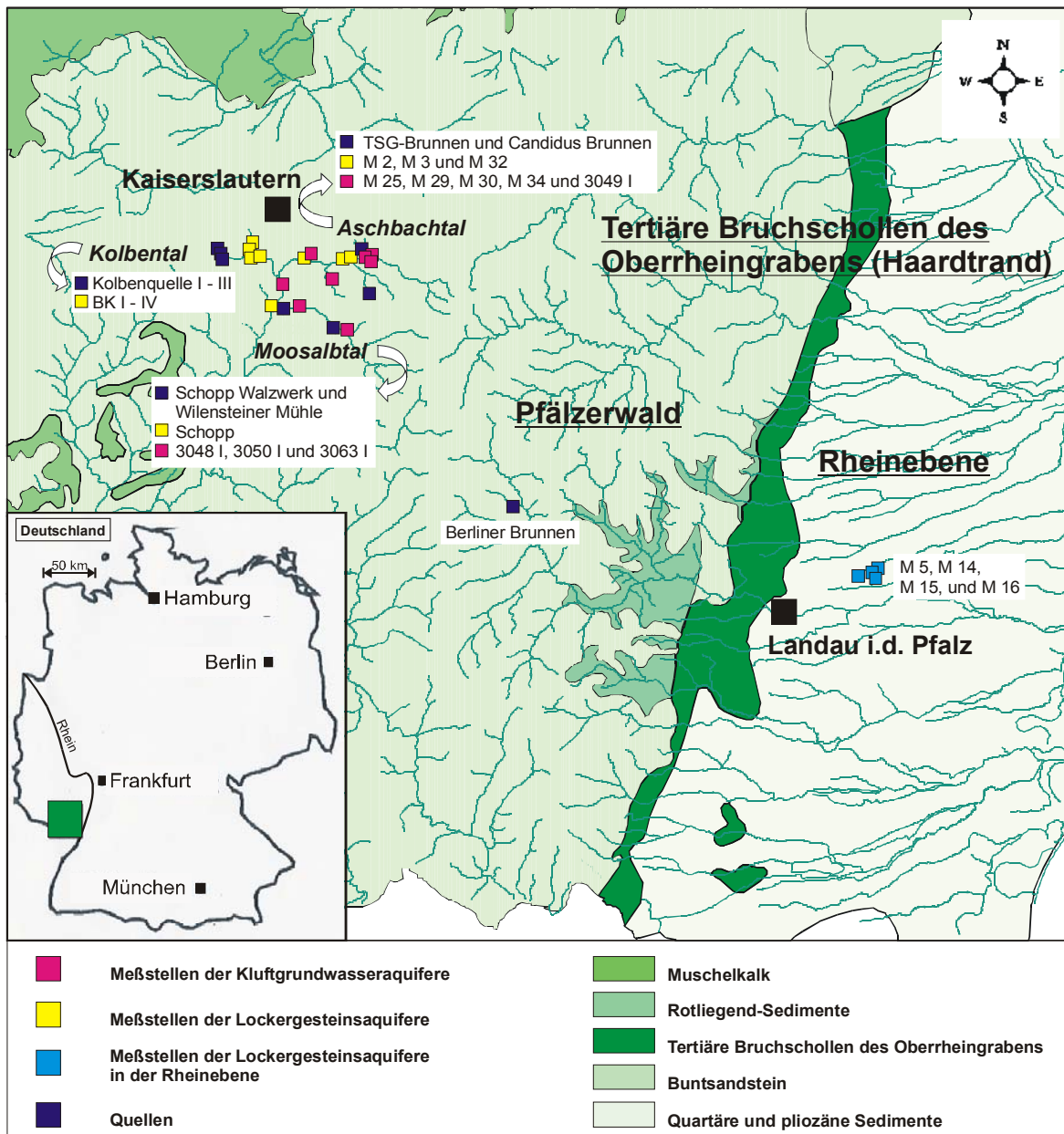
Die Geologie der Weinstraße ist vorwiegend durch tertiäre Karbonat-Sedimente (Ton, Mergel, Kalkgestein) geprägt. Diese tertiäre Bruchschollenlandschaft ist inhomogen aufgebaut und weist keine eindeutige Stockwerksgliederung auf. Die aus dem Pfälzerwald dem Rhein zufließenden Bäche haben breite deltaförmige Schwemmfächer aufgeschüttet, deren Sandböden dem Wald überlassen blieben oder in feuchten Lagen als Grünland genutzt werden. Zwischen den Schwemmfächern dehnen sich Lößplatten, die auch als Riedel bezeichnet werden, aus. Aufgrund ihres fruchtbaren Bodens wurden sie von jeher landwirtschaftlich genutzt. Die jährliche Gesamtniederschlagsmenge schwankt zwischen Werten unterhalb von 500 l/m<sup>2</sup> im Norden und um 800 l/m<sup>2</sup> im Süden. Die jährliche Verdunstungsrate kann bis zu 600 l/m<sup>2</sup> betragen (GEIGER 1987). Die Grundwasserneubildungsrate ist mit 50 - 60 mm/a gering (LÜTHJE 2000).

Dagegen wird die Geologie der Rheinebene durch Sande, Kiese und Tone quartären Ursprungs bestimmt.

Die Grundwässer der pfälzischen Rheinebene unterscheiden sich deutlich von denen des Pfälzerwaldes. Bedingt durch das karbonatische Ausgangsmaterial sind die oberflächennahen Grundwässer ionenreich (hart bis sehr hart) mit hohem Puffervermögen. Durch die anthropogene Überformung der Landschaft, speziell durch landwirtschaftliche Intensivkulturen (Wein, Gemüse), ist das Grundwasser mit Düngesalzen (Nitrat, Phosphat) angereichert (LÜTHJE 2000).



Innerhalb des Naturraumes der pfälzischen Rheinebene wurden im Zusammenhang mit dem Methodenvergleich 4 Meßstellen beprobt, die sich auf dem Gelände der Gruppenwasserwerke Bornheim oder in deren unmittelbarer Nähe befanden. Für das Altlasten-Projekt wurden 91 Meßstellen an 6 Standorten in die Untersuchung einbezogen.



**Abbildung 2.1:** Darstellung des Untersuchungsgebietes mit den beiden Naturräumen Pfälzerwald und der pfälzischen Rheinebene sowie den Untersuchungsstandorten des Methodenvergleichs. Die Standorte des Altlasten-Projektes sind aus datenschutzrechtlichen Gründen nicht dargestellt. Alle 6 Altlaststandorte befinden sich in der pfälzischen Rheinebene bzw. am Haardttrand.

### 2.3 Untersuchungsstandorte Methodenvergleich

Im Zuge der Untersuchung wurden folgende 20 Meßstellen und 8 Quellen beprobt, die den nachfolgenden Grundwasserleitern zugeordnet waren:

- 8 Meßstellen in Klufftgesteinsaquiferen im Pfälzerwald

- 8 Quellen als Austritte von Kluftgesteinsaquiferen im Pfälzerwald, davon je 4 gefaßte (Brunnen) und ungefaßte Quellen
- 8 Meßstellen in Lockergesteinsaquiferen im Pfälzerwald
- 4 Meßstellen in einem Lockergesteinsaquifer der Rheinebene

### **Pfälzerwald**

Die Meßstellen, sowohl der Lockergesteins- als auch der Kluftgesteinsleiter, sollten eine repräsentative Auswahl des jeweiligen Grundwasserleiters innerhalb einer naturräumlichen Einheit darstellen. Ein weiteres Ziel der Standortauswahl war es, die Meßstellen auf wenige Bachtäler zu konzentrieren. So sollte versucht werden, eine kleinräumige Verteilung der Grundwasserfauna abzubilden.

Aus Gründen der Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurden nur Meßstellen flacher als 26 m berücksichtigt. Alle ausgewählten Meßstellen besitzen Innendurchmesser zwischen 100 - 125 mm und bestehen aus PVC (teilweise mit verzinktem Stahl verlängert bis zur Öffnung). Alle Meßstellen dienen als Kontrollbrunnen für den Grundwasserstand und die Wassergüte. Mit entsprechenden Ausbauezeichnungen, die von den Betreibern zur Verfügung gestellt wurden, konnte die Eignung (Verfilterung, Schlitzweite, Lage im Kluft- oder Lockergesteinsaquifer) überprüft werden. Wo Ausbauezeichnungen nicht zur Verfügung gestellt werden konnten (z.B. Schopp Walzwerk, M 16, M 5), wurde die Tiefe der Meßstellen mittels Lichtlot gemessen. Fehlende Hoch- und Rechtswerte wurden mit einem GPS vom Typ Garmin GPS 12 ermittelt.

Die Quellen sollten möglichst Austritte desselben Grundwasserleiters wie die Meßstellen der Kluftgesteinsaquifere sein und am Hangfuß liegen. Dieses Kriterium konnten nur 6 Quellen erfüllen. Die Auswahl der Quellen erfolgte anhand topographischer Karten und durch Vorbeprobung im Gelände.

Dadurch ergaben sich drei geomorphologisch einheitliche Teiluntersuchungsgebiete im Pfälzerwald, die in Abbildung 2.1 dargestellt sind.

Im Aschbachtal / Mooswiesertal, daß am Ortsrand der Gemeinde Mölschbach (Stadt Kaiserslautern) beginnt und in westlicher Richtung zur Gemeinde Espensteig (Stadt Kaiserslautern) verläuft, lagen 6 Meßstellen und 1 Quelle. Direkt in der Talfüllung des Aschbachtals befanden sich die Meßstellen M 2, M 32 und M 3. Unweit des Weiherfelderhofes lagen am Rande des Mooswiesertales, direkt am Hangfuß, die Kluftgrundwassermeßstellen M 29, M 30 und M 34. In unmittelbarer Nähe zu den vorgenannten Kluftgrundwassermeßstellen befand sich die gefaßte Quelle TSG-Brunnen, die ebenfalls am Hangfuß liegt.

Einen weiteren Untersuchungsschwerpunkt stellte das Kolbental mit dem angrenzenden

Waldmühltal innerhalb des NSG „Gelterswoog“ dar. Im Kolbental befanden sich neben den Meßstellen BK I - BK IV (alle Lockergesteinsgrundwasserleiter), die sogenannten Kolbenquellen (Q 1, Q 2, Q 3). Die Quellen Q 1 und Q 2 sind als naturnah zu bezeichnen, bei der Quelle Q 3 handelte es sich um eine stark schüttende, gefaßte Quelle mit einem Kunststoffrohr als Auslauf.

Einen dritten Untersuchungsschwerpunkt stellten die Meßstellen und Quellen entlang der Moosalbe (Moosalbtal) dar. Dieser Abschnitt läuft parallel der Landstraße L 500 zwischen der Auffahrt zur B 270 (Höhe Schopp, ehemaliges Walzwerk) und Trippstadt. Hier konzentrierten sich 4 Meßstellen (3 Kluftgrundwassermeßstellen: 3050 I, 3048 I, 3063 I), 1 Lockergesteinsmeßstelle (Schopp Walzwerk) und 2 Quellen. Beide Quellen (Schopp und Wilensteiner Mühle) sind Rheokrenen (Talrandkluftquellen), wobei die Quelle Schopp als naturnah, mit einem quelltypischen Arteninventar ausgestattet, bezeichnet werden kann.

**Tabelle 2.1:** Übersicht über die Meßstellen in Lockergesteins- und Kluftgrundwasserleitern im Pfälzerwald.

EDV-Nr.	Bezeichnung	Gemeinde	TK	RW	HW	DN (mm)	Tiefe (m)
<b>Lockergesteinsleiter</b>							
2642120900	M 2	Trippstadt	6712	2627201	5474475	125	10,00
-	M 3	Kaiserslautern	6512	2625018	5474517	125	10,00
-	M 32	Kaiserslautern	6512	2627877	5474582	125	8,00
-	BK I	Kaiserslautern	6512	2622006	5475007	125	8,63
-	BK II	Kaiserslautern	6512	2621880	5475382	125	8,61
-	BK III	Kaiserslautern	6512	2622370	5474651	125	8,61
-	BK IV	Kaiserslautern	6512	2621601	5474871	125	8,31
-	Schopp	Schopp	6712	2623180	5471681	125	8,00
<b>Kluftgesteinsleiter</b>							
-	M 25	Kaiserslautern	6512	2625846	5477812	125	26,00
-	M 29	Kaiserslautern	6512	2629016	5474878	125	21,00
-	M 30	Kaiserslautern	6512	2628905	5474153	125	25,90
-	M 34	Kaiserslautern	6512	2628576	5474620	125	21,00
2642105000	3048 I	Stelzenberg	6712	2624662	5471651	100	6,50
2642107100	3049 I	Trippstadt	6712	2626627	5473321	125	10,56
2642109300	3050 I	Stelzenberg	6712	2623646	5473031	125	9,05
2642121000	3063 I	Trippstadt	6712	2627269	5470284	125	14,90

**Tabelle 2.2:** Übersicht der untersuchten Quellstandorte im Pfälzerwald.

Quellentyp	Gemeinde	Bezeichnung	TK	RW	HW
Gefaßter Brunnen (arthesisch)	Kaiserslautern	TSG-Brunnen (Aschbachtal / Mooswiesertal)	6512	2628318	5475080
Gefaßter Brunnen	Trippstadt	Candidus-Brunnen	6712	2628752	5472485
Gefaßter Brunnen	Annweiler	Berliner Brunnen	6712	2637420	5459972
Gefaßter Brunnen	Kaiserslautern	Kolbenquelle I (Kolbental)	6512	2619955	5474734
Rheokrene	Kaiserslautern	Kolbenquelle II (Kolbental)	6512	2619965	5474735
Rheokrene	Kaiserslautern	Kolbenquelle III (Kolbental)	6512	2619901	5474822
Rheokrene (Talrandkluftquelle)	Schopp	Schopp-Walzwerk (Moosalbtal)	6712	2623665	5471571
Rheokrene (Talrandkluftquelle)	Trippstadt	Wilensteiner Mühle (Moosalbtal)	6712	2626784	5470405

## Rheinebene

Parallel zu den Meßstellen des Pfälzerwaldes wurden 4 Meßstellen des Naturraumes Rheinebene einbezogen. Funktion und technische Parameter entsprachen den Meßstellen des Pfälzerwaldes. Zu diesem Zweck wurden vier Meßstellen (M 5, M 14, M 15, M 16) der Gruppenwasserwerke Bornheim ausgewählt. Die vier in die Untersuchung aufgenommenen Meßstellen befanden sich entweder auf dem Gelände des Gruppenwasserwerkes Bornheim (Nähe Landau) (M 5) oder in unmittelbarer Umgebung (M 14, M 15, M 16), ebenso wie zu landwirtschaftlich genutzten Flächen (Weizen, Raps).

**Tabelle 2.3:** Übersicht über die Meßstellen in der Rheinebene.

EDV-Nr.	Bezeichnung	Gemeinde	TK	RW	HW	DN (mm)	Tiefe (m)
-	M 5	Bornheim	6714	2658789	5455752	100	8,38
-	M 14	Bornheim	6714	2658048	5455640	125	9,20
-	M 15	Bornheim	6714	2659080	5455907	125	11,00
-	M 16	Bornheim	6714	2658904	5455659	125	3,95

## 2.4 Untersuchungsstandorte Altlasten-Projekt

An die Untersuchungsstandorte wurden folgende Anforderungen gestellt:

- das Vorhandensein eines deutlich lokalisierten Grundwasserschadens, der durch ein entsprechend ausgebautes Meßstellennetz abgebildet wird.
- eine möglichst homogene Verteilung der Meßstellen im Grundwasserzustrom als Referenzmeßstellen, in der Schadensfläche und im Abstrom des Schadens.
- Sauerstoffgehalte von mindestens 0,5 mg/l im Grundwasser.
- eine möglichst breite Datenbasis aus Voruntersuchungen (durch die Gutachterbüros, s.a. Methodenteil Punkt 3.2.2).

Nach umfangreicher Rechercharbeit konnten für die folgenden Standorte (Tab. 2.4) die Bereitschaft der Eigentümer und die der beauftragten Gutachterbüros für eine Mitarbeit gewonnen werden.

**Tabelle 2.4:** Übersicht der Untersuchungsstandorte des Altlasten-Projektes.

Standort	Charakter	Schadensverursacher	aktueller Status/Verfahren	Anzahl Meßstellen			
				Zustrom	Fläche	Abstrom	gesamt
A	Hausmülldeponie	Salze, Metalle	Sanierung abgeschlossen	8	6	5	19
B	militärische Altlast	TS 1: LCKW, AKW, Benzol TS 2: LCKW	teilsaniert, lokale Entnahme von kontaminierten Bodenmaterial unsaniert	6	9 4	3 2	24
C	industrielle Altlast	LCKW	in Sanierung, pump & treat	2	7	1	10
D	industrielle Altlast	LCKW	in Sanierung, reaktive Wand	2	4	6	12
E-1	militärische Altlast	MKW, AKW, BTEX	unsaniert	1	11	3	15
E-2	militärische Altlast	MKW, AKW, BTEX	unsaniert	-	9	2	11
				19	50	17	91

### 2.4.1 Belastungsrelevante Schadstoffe im Altlasten-Projekt

Vor der Einführung der Untersuchungsstandorte sollen die wichtigsten für die Untersuchung relevanten Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen an dieser Stelle charakterisiert werden. Dabei soll auf die spezifischen hydrochemischen Eigenschaften und den Wirkungspfad (ungesättigte Bodenzone-Grundwasser) des jeweiligen Schadstoffs eingegangen werden. Da für alle Untersuchungsstandorte die Daten für die Schadstoffe nicht selbst erhoben, sondern durch Gutachterbüros zur Verfügung gestellt wurden (s.a. Methodenteil, Punkt 3.2.2), konnte nicht auf alle Einzelkomponenten bestimmter Schadstoffe eingegangen werden. Wo durch die Gutachterbüros keine Daten für Einzelstoffe zur Verfügung gestellt werden konnten, wurden Summenparameter, wie LCKW, AKW, BTEX und MKW, verwendet.

Nach einer Studie von ARNETH et al. (1989) zählen die leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe (LCKW) zu den am häufigsten vorkommenden, organischen Schadstoffen im Grundwasserabstrom von Schadensfällen in Deutschland. Dabei gilt generell, daß von den aliphatischen (= geradkettigen) chlorierten Kohlenwasserstoffen Trichlorethen ( $C_2Cl_3H$ ) und Tetrachlorethen ( $C_2Cl_4$ ) in Deutschland die höchste Relevanz unter den organischen Schadstoffen haben (DIETER & KERNDORFF 1993, SCHIEDEK et al. 1997), s.a. nachfolgend LCKW.

Die nachfolgenden hydrochemischen Eigenschaften der beschriebenen Stoffe bzw. Stoffgruppen wurden den ALEX Merkblättern<sup>2</sup> 02 (Stand: Juli 1997) und 13 (Stand: September 2001) sowie GRIEBLER & MÖSSLACHER (2003) entnommen, jedoch handelt es sich nur um eine grobe Übersicht. Umfangreichere Ausführungen zum Verhalten von Schadstoffen im Boden und im Grundwasser und die dabei ablaufenden Prozesse sind bei SCHIEDEK et al. (1997) und GRIEBLER & MÖSSLACHER (2003) beschrieben.

Die beiden industriellen Altlaststandorte C und D sowie der Teilschaden 2 des Standortes B wiesen Kontaminationen durch LCKW auf. Dem gegenüber waren alle anderen Standorte (B - Teilschaden 1, E-1, E-2) durch eine Kombination mehrerer Schadstoffe / Schadstoffgruppen gekennzeichnet.

Eine gewisse Sonderstellung nahm der Untersuchungsstandort A (Hausmülldeponie) aufgrund des Fehlens eines speziellen organischen Schadstoffes ein. Zwar wurde durch das Gutachterbüro in regelmäßigen Abständen (vier mal jährlich) eine Vielzahl von Einzelparametern erfaßt, worunter sich auch LCKW, BTEX und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) befanden, jedoch zeigten diese Stoffe mit wenigen Ausnahmen keine Auffälligkeiten oder lagen zum größten Teil im Bereich der Nachweisgrenze. Statt dessen war das Grundwasser dieses Standortes mit Metall-Ionen bzw. Salzen angereichert.

<sup>2</sup> ALEX-Merkblätter: Merkblätter der Expertengruppe Altlasten des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG, ehemals LfUG) Rheinland-Pfalz

**LCKW – Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe**

LCKW, oftmals Bestandteil in Lösungs- und Entfettungsmitteln, sind im Boden sehr mobil und werden nur mäßig an organische Bodenbestandteile adsorbiert. Liegen LCKW in Phase vor, begünstigt die hohe Dichte (0,9 - 1,6 g/cm<sup>3</sup> bei 20 °C) und geringe Viskosität (0,5 - 1,7 mPa\*s) die rasche Versickerung und das Vordringen in tiefere Bodenschichten und Grundwasser. Aufgrund der guten bis mäßigen Wasserlöslichkeit (150 - 20.000 mg/l) können LCKW mit Sicker- und Grundwasser transportiert werden. Oftmals kommt es zur Ausbildung langer Schadstoffzonen im Abstrom von Kontaminationen. Sind LCKW als Phase bis in die gesättigte Zone vorgedrungen, können sie sich aufgrund ihrer hohen Dichte an der Sohle des Grundwasserkörpers anreichern. Die mikrobielle Abbaubarkeit ist mäßig. Höherchlorierte LCKW werden nur unter streng anaeroben Verhältnissen abgebaut, niederchlorierte LCKW dagegen bevorzugt unter aeroben Verhältnissen. Die Bildung hochtoxischer Abbauprodukte wie z.B. Vinylchlorid (VC) ist möglich.

Für die Untersuchung wurden, soweit Daten verfügbar waren, die folgenden Einzelstoffe einbezogen: Tetrachlorethen (PCE), Trichlorethen (TCE), Trichlorethan (TCA), (alle hochchlorierte Aliphaten); cis-1,2-Dichlorethen (cis-1,2-DCE), 1,1-Dichlorethan (1,1-DCA), 1,2-Dichlorethan (1,2-DCA) und Vinylchlorid (VC) (alle niederchlorierte Aliphaten).

**BTEX – Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol**

BTEX sind einkernige aromatische Verbindungen, die Bestandteile von Kraftstoffen und Mineralölen sind. Durch undichte Tanks, bei der Verarbeitung von Rohöl und Transportschäden gelangen diese Verbindungen in die Umwelt. Die Mobilität von aromatischen Kohlenwasserstoffen (AKW) im Untergrund ist hoch. Unter den BTEX weist Benzol die weitaus höchste Mobilität auf, gefolgt von Toluol. Trotz der hohen Mobilität bilden BTEX-Schäden im allgemeinen keine großen „Reaktionsräume“ (Transportweiten), da sie unter günstigen Randbedingungen relativ gut mikrobiell abbaubar sind. Es kommt zur Ausbildung eines statischen Zustandes, d.h. die Abbauraten stehen im Gleichgewicht zu den Freisetzungsraten im Schadensherd. Unter aeroben Bedingungen erfolgt eine Transformation zu Phenolen bzw. Brenzkatechin, dann die Ringöffnung, danach eine rasche Mineralisierung. Haben die BTEX die ungesättigte Bodenzone durchdrungen, können sie sich aufgrund der geringen Dichte (0,86 - 0,91 g/cm<sup>3</sup> bei 20 °C) im Kapillarsaum anreichern („aufschwimmende Phase“).

Neben den BTEX-Daten wurden auch die Gesamtsummen der AKW, soweit vorhanden, mit einbezogen. Für den Standort E wurden die Xylol-Daten als m+-p-Xylol und o-Xylol zur Verfügung gestellt.

**MKW – Mineralölkohlenwasserstoffe**

Aussagen zu Mineralölkohlenwasserstoffen, speziell zur Mobilität, hängen maßgeblich von der Kettenlänge der Komponenten ab. MKW traten nur beim Standort E als Schadensverursacher

auf. Hier wurden Boden und Grundwasser durch undichte Lagertanks mit Kerosin (Kettenlänge C<sub>10</sub>-C<sub>16</sub>) kontaminiert. MKW der genannten Kettenlänge sind wenig flüchtig und relativ viskos. Die Wasserlöslichkeit ist relativ gering, so daß der MKW-Austrag über das Sicker- bzw. Grundwasser ebenfalls gering ist. Die Mobilität ist mäßig, die Ausbreitung erfolgt i.d.R. als Ölphase. Wegen der geringen Dichte (ca. 0,7 - 0,9 g/cm<sup>3</sup> bei 20 °C) reichern sich diese MKW im Kapillarsaum an („aufschwimmende Phase“). Die Ausbreitungsdynamik von MKW-Schäden ist analog den zuvor beschriebenen BTEX-Verbindungen. Unter aeroben Bedingungen werden MKW über mehrere Zwischenstufen zu gut abbaubaren Fettsäuren oxidiert.

Alle Untersuchungsstandorte, mit Ausnahme von Standort E, befinden sich in Sanierung bzw. die Sanierung steht kurz vor Abschluß. Auf Bundesebene werden die Anforderungen für die Untersuchung und Bewertung von Altlasten (hier Wirkungspfad Boden-Grundwasser) durch die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBODSCHVO 1999) geregelt. Allerdings beinhaltet die Verordnung nur Sickerwasser-Prüfwerte (Sickerwasserprognose), nicht aber Sanierungswerte für das Grundwasser.

Für Grundwasserkontaminationen bzw. Sanierungsmaßnahmen können in Rheinland-Pfalz durch das Referat 62 (Altlasten und Bodenschutz) des LUWG Prüfwerte abgeleitet werden (ALEX Infoblatt 16, Stand November 2004). Diese sind als orientierende Prüfwerte (oPW) bzw. orientierende Sanierungszielwerte (oSZ) für Grundwasser im Merkblatt ALEX 02 (Stand Juli 1997) zusammengefaßt. Grundsätzlich ist jedoch eine Einzelfallbeurteilung notwendig. Der oPW wird im Rahmen der Orientierungsphase der Altlastenerkundung verwendet. Werden Prüfwerte überschritten, sind i.d.R. Detailuntersuchungen erforderlich. Nach deren Vorliegen kann entschieden werden, ob eine Altlastensanierung erforderlich ist. Wird eine Sanierung notwendig, gilt der oSZ. Im Falle einer erforderlichen Sanierung werden die Modalitäten in einem entsprechenden Sanierungsvertrag geregelt.

Für die vorliegende Untersuchung besitzen die relevanten Stoffe und Stoffgruppen nur vergleichenden Charakter und sind in der nachfolgenden Tabelle 2.5 zusammengefaßt.

Parameter	Einheit	oPW	oSW
Temperatur	°C	15	12
Leitfähigkeit	µS/cm	2.000	1.000
pH-Wert		< 6,5 > 9,5	6,5 - 8,5
DOC	mg/l	4	2
Sauerstoffgehalt		< 2	> 5
MKW	µg/l	100	100
LCKW		10	1
AKW		20	10
Benzol		0,5	0,1
Ethylbenzol		5	0,2
Toluol		5	0,2
Xylole		5	0,2
Ammonium		0,5	0,1
Calcium	mg/l	200	100
Chlorid		100	40
Kalium		5	3
Natrium		150	-
Magnesium		50	-
Nitrat		50	25
Nitrit		0,1	0,05
Phosphor, ges. als PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>		5	-
Sulfat		240	200

**Tabelle 2.5:**

Orientierende Prüfwerte (oPW) bzw. orientierende Sanierungszielwerte (oSW) für Altlasten des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG, ehemals LfUG) Rheinland-Pfalz.

#### 2.4.2 Standort A (Hausmülldeponie)

Die heutige Deponie wurde 1973 in einer aufgelassenen Kiesgrube eingerichtet. Bis in größere Tiefen stehen quartäre Sande und Kiese an. Die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers ist mit durchschnittlich 0,02 m/d (schriftl. Mitt. Gutachterbüro Zangl-Dzengel Partner Consult, Lustadt) sehr gering. Eine fehlende Basisabdichtung führte in der Folge zur Grundwasserverunreinigung. 1988 begann die Sanierung der Deponie mit dem Einbau einer Zwischenabdichtung. Die Sanierungsarbeiten wurden 1996 mit dem dritten und damit letzten Bauabschnitt abgeschlossen. Grundlage der Sanierungsarbeiten waren die Anforderungen aus der TA Siedlungsabfall. Seit 1999 wird Hausmüll nur noch geringfügig eingelagert, überwiegend kommt Aushub, der im Zuge von Baumaßnahmen anfällt, zur Ablagerung. Die Schadstoffgruppen PAK und LCKW, die im Grundwasser bisher nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden konnten, dienen als Kontrollparameter für die Wirksamkeit der Sanierungsarbeiten.

Auf dem Deponiegelände, sowie außerhalb des Geländes, befinden sich insgesamt 19 Meßstellen unterschiedlicher Tiefe, die sowohl im Zustrom (9), in der Fläche (5) und im Abstrom (5) liegen. Es wurden alle 19 Meßstellen beprobt.

Die der Kategorie „Fläche“ zugeordneten Meßstellen sind nicht in den Deponiekörper gebohrt worden, sondern in der Peripherie, d.h. mit mehreren Metern Abstand zum Deponiekörper, angeordnet. Durch die fortwährende Bautätigkeit im Laufe der Zeit (z.B. Anschüttung von Deckmaterial) kann heute nach Aussagen des Gutachterbüros nicht ausgeschlossen werden, daß einige Meßstellen stärker durch Sickerwasser beeinflusst sind als andere. Eine direkte Beeinflussung kann für die „Flächen“-Meßstellen 2 und 12 ausgeschlossen werden. Hingegen



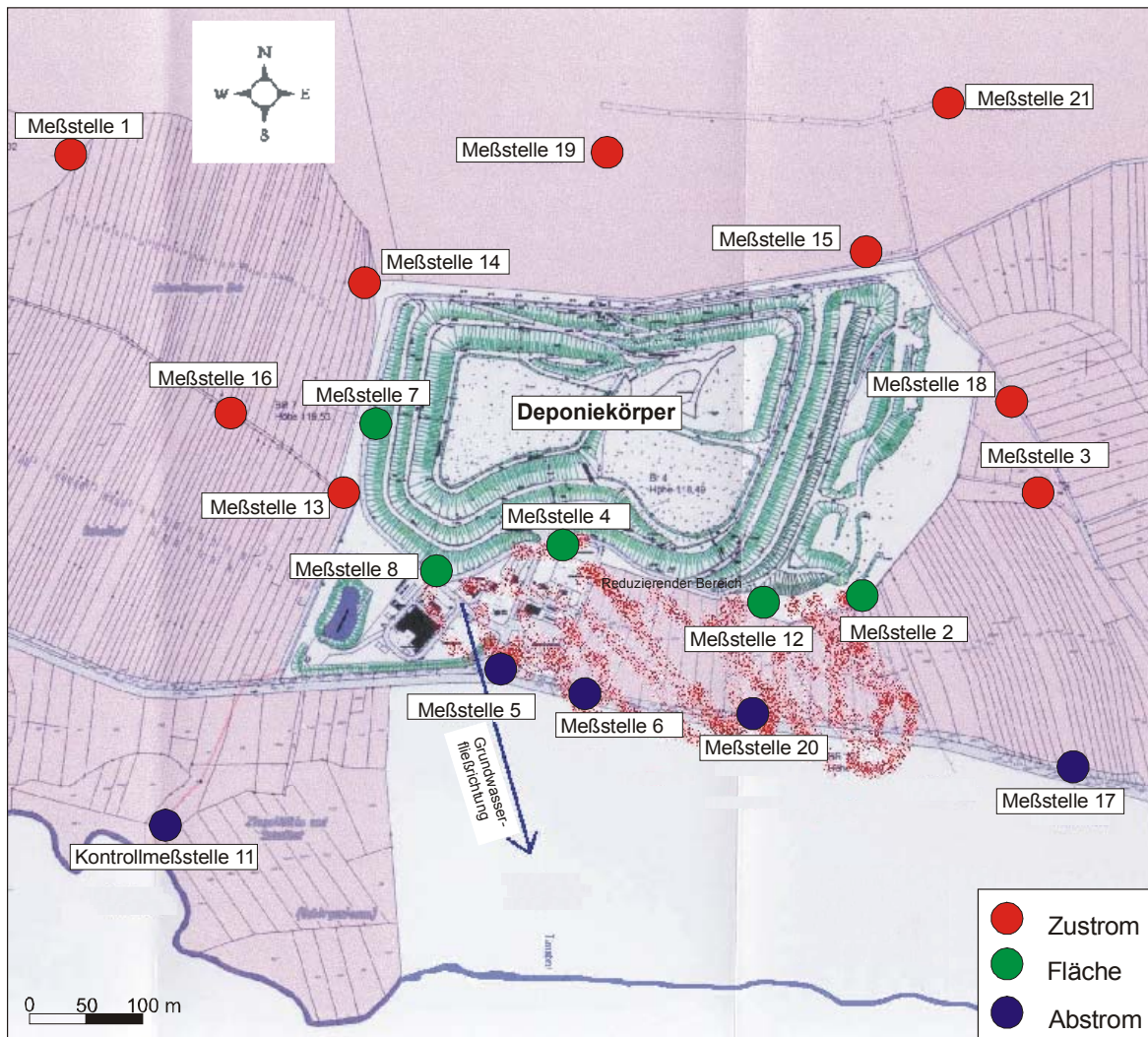
konnte für die Meßstellen 4, 7 und 8 eine Beeinflussung durch Deponiesickerwasser nicht ausgeschlossen werden. Aus diesem Grund wurden beide „Gruppen“ statistisch überprüft, wobei zwischen ihnen keine signifikanten Unterschiede (H-Test,  $p > 0,05$ ) gefunden wurden. Derzeit werden die Meßstellen durch das Gutachterbüro viermal jährlich hydrochemisch beprobt, dabei dient die westlich der Deponie liegende Meßstelle 16 als Referenzmeßstelle. Die Grundwasserfließrichtung ist von NW nach SO. Um die möglichen Auswirkungen bei Hochwassersituationen der Lauter auf den Grundwasserstand am Deponiekörper beurteilen zu können, wurde die ca. 500 m von der Deponie entfernte Meßstelle 11 eingerichtet.

Nach Einschätzung des Gutachterbüros ist die Belastungssituation seit 1997 rückläufig. Auffälligkeiten (Überschreitung des oPW bzw. oSW) sind noch bei den Parametern Ammonium (typischer Indikator für Deponiesickerwasser), Calcium, Chlorid (typischer Indikator für Bauschutt), Kalium und Nitrat an einigen Meßstellen zu beobachten. Nachteilig wirken sich lt. Gutachterbüro die geringe Fließgeschwindigkeit und die damit verbundenen Verdünnungseffekte aus.

Die Lage der Meßstellen ist aus Abbildung 2.2 ersichtlich. Tabelle 2.6 gibt einen Überblick über die Meßstellen. Eine Zusammenstellung aller erhobenen Meßwerte geben die Tabellen 9.6 und 9.7 im Anhang. Die Beprobung aller Meßstellen erfolgte am 28.10.2002 und am 28.04.2003.

**Tabelle 2.6:** Übersicht der untersuchten Grundwassermeßstellen am Standort A.

lfd. Nr.	Lage	Meßstelle	Tiefe (m)	Höhe ü. NN (m)	DN (mm)	Bemerkungen
1	Zustrom	1	13,63	121,02	200	
2		3	77,56	118,65	200	
3		13	12,20	118,46	100	
4		14	13,30	119,16	100	
5		15	18,00	123,23	100	
6		16	38,00	119,90	125	Referenzmeßstelle, Unterflur
7		18	17,40	117,01	125	
8		19	37,51	123,15	125	Unterflur
9		21	19,53	123,55	125	Unterflur
10	Fläche	2	14,54	118,25	200	
11		4	18,00	118,49	200	
12		7	12,70	119,53	200	
13		8	11,34	117,97	200	
14		12	13,20	118,80	100	
15	Abstrom	5	18,00	117,72	100	Unterflur
16		6	18,00	117,52	100	Unterflur
17		11	11,99	116,12	125	Kontrollmeßstelle an der Lauter
18		17	21,49	117,09	125	Unterflur
19		20	20,01	116,69	125	Unterflur



**Abbildung 2.2:** Objektskizze des Standortes A. Die sich in Nutzung befindliche Hausmülldeponie wies im Bereich des Deponiekörpers und im Grundwasserabstrom eine Anreicherung von gelösten Salzen und Metallen auf. Die farblich gekennzeichneten Messstellen wurden den Untersuchungsbereichen Zustrom - Fläche - Abstrom zugeordnet.

### 2.4.3 Standort B (ehemaliges Kasernengelände)

Der Standort B ist ein ehemaliges Kasernengelände von ca. 5 ha Größe, welches bis 1993 von den französischen Streitkräften genutzt wurde. Die Grundwasserfließrichtung ist überwiegend von SW nach NO, wobei eine genaue Determinierung, wahrscheinlich in Folge von lokalen Verwerfungen (mündl. Mitt. Gutachterbüro Alstom Consult, Kandel) nicht möglich ist. Das Gelände befindet sich heute im Zustand einer kompletten Umnutzung. Mehrere Gebäude wurden abgerissen, befestigte Betonflächen, z.B. Betankungs- und Parkflächen wurden entfernt. Der Eigentümer beabsichtigt, die Fläche in ein Gewerbegebiet umzunutzen. Auf dem Gelände wurden durch das beauftragte Gutachterbüro bei der analytischen Erstuntersuchung (April - August 2001, außer Messstellen 19 und 20) zwei Schadensherde lokalisiert: a) eine ehemalige Betankungsfläche und b) eine ehemalige Reparaturhalle. Beide Schäden wurden durch unterschiedliche Schadstoffe verursacht und hatten bereits den ca. 11 m tief liegenden Aquifer kontaminiert.

Die Betankungsfläche (im folgenden als Teilschaden 1 bezeichnet) mit der am südlichen Teil des Geländes liegenden Mineralölabscheideranlage wurde rückgebaut.

Die sich in diesem Bereich befindlichen Meßstellen 1 - 7 sowie 15 und 17 waren durch AKW, Benzol und LCKW belastet. Direkt im Schadenszentrum (Meßstellen 1 - 3) wurden im August 2002 ca. 2.700 m<sup>3</sup> kontaminierter Boden lokal abgetragen und einer mikrobiologischen Reinigung zugeführt. Zur Wiederverfüllung wurde unbelastetes Bodenmaterial verwendet. Begleitend wurde ab ca. Mitte August 2002 für 14 Tage eine Grundwasserabsenkung im Bereich des Kapillarsaumes betrieben. Weitere Sanierungsmaßnahmen sind nicht vorgesehen (mündl. Mitt. Gutachterbüro Alstom Consult GmbH, Kandel).

Der Abstrom dieses Teilschadens wird durch die Meßstellen 12, 13 und 14 repräsentiert.

Der zweite Schadensherd im Bereich der ehemaligen Reparaturhalle (im folgenden Teilschaden 2) wurde bisher nicht saniert. Die Meßstellen 8 - 11 sind hauptsächlich mit LCKW belastet. Aufgrund der spezifischen Eigenschaften der LCKW (lange Fahnenbildung, hohe Mobilität, s.a. Punkt 2.4.1) kommt für diesen Teilschaden eine lokale Teilsanierung (Entfernung des Schadensherdes), wie sie im Bereich der ehemaligen Betankungsfläche durchgeführt wurde, nicht in Frage. Abstromig sind die Meßstellen 19 und 20 angeordnet.

Im Zustrom und damit als unbelastet gelten die Meßstellen 16, 18, 21, 22, 23, 24, die sich westlich bzw. südlich am oder auf dem Gelände finden. Allerdings wurden in den Meßstellen 16 und 18 geringe LCKW-Konzentrationen (3,3 - 3,9 µg/l) zum Zeitpunkt der Ersterfassung der Schäden nachgewiesen, die vermutlich durch Undichtheiten an der Benzinabscheideranlage verursacht wurden. Im März 2003 wurden Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze gemessen.

Vom Gutachterbüro wurden Daten für die Belastungsparameter AKW, Benzol und LCKW (aufgegliedert in die Einzelstoffe PCE, TCE, TCA, DCE, cis-1,2-DCE, VC) übernommen.

Die erstmalige faunistische Untersuchung aller Meßstellen fand am 04. / 05.11.2002 statt. Es kann in Übereinstimmung mit dem Gutachterbüro davon ausgegangen werden, daß zu diesem Zeitpunkt die volle Schadenskonzentration im Grundwasser noch präsent war. Entsprechend wurden die Daten übernommen. Zum Zeitpunkt der zweiten Beprobung am 06.05.2003 waren die Schadstoffkonzentrationen mit Ausnahme von Meßstelle 8 (Teilschaden 2) deutlich gesunken, bei einigen Meßstellen bereits unter die oPW des LUWG.

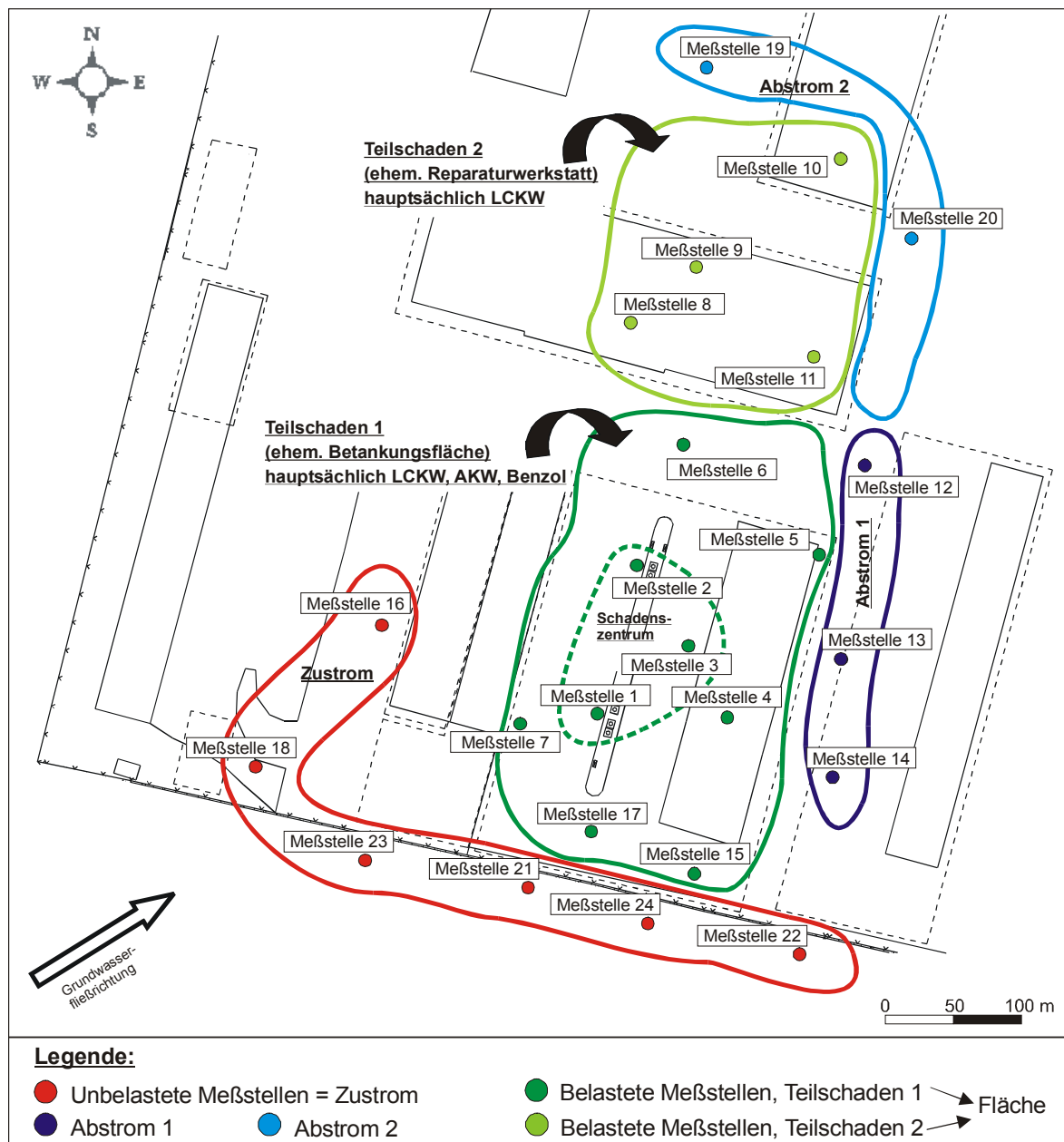
Einschränkungen bei den Probennahmen, die sich im wesentlichen aus dem fortschreitenden Baugeschehen ergaben (z.B. Beschädigungen, Zerstörungen von Meßstellen durch Baufahrzeuge, Lage der Meßstellen im geplanten Straßenbereich des neuen Gewerbegebietes), sind in nachfolgender Aufstellung (Tab. 2.8) wiedergegeben. Die Schadstoffbelastungen sind mit den allgemeinen Angaben zu den Meßstellen in Tabelle 2.7 zusammengefaßt, Abbildung 2.3 gibt eine Übersicht über die örtliche Situation. Zusammenfassende Tabellen (9.8 und 9.9) mit allen Meßdaten befinden sich im Anhang.

**Tabelle 2.7:** Übersicht über die untersuchten Grundwassermeßstellen und die Hauptschadstoffe am Standort B.

lfd. Nr.	Lage	Meßstelle	Beprobung Schadstoffe (Gutachter)	faunistische/ hydrochemische Beprobung	Tiefe (m)	Höhe ü NN (m)	DN (mm)	LCKW (µg/l)	AKW (µg/l)	Benzol (µg/l)	
1	Zustrom	16	13.09.2001 06.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	12,4	130,04	125	3,3 < 1	n.n. < 10	n.n. < 1	
2		18	13.09.2001 06.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	12,7	130,46	125	3,9 < 1	n.n. < 10	n.n. < 1	
3		21	02.04.2002	05.11.2002 06.05.2003	12,0	129,36	125	0,5	< 1	< 1	
4		22	02.04.2002	05.11.2002 06.05.2003	13,3	129,28	125	0,5	< 1	< 1	
5		23	02.04.2002	05.11.2002 06.05.2003	11,3	128,81	125	0,3	< 1	< 1	
6		24	02.04.2002	05.11.2002 06.05.2003	11,3	128,68	125	0,3	< 1	< 1	
<b>Teilschaden 1 (ehem. Betankungsfläche)</b>											
7	Fläche	1	11.04.2001 09.07.2001 13.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	13,0	130,82	125	92,0 232,0 1,0	30.842 16.487 3.300	17.000 7.400 1.500	
8		2	11.04.2001 09.07.2001 13.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	13,0	130,69	125	11,0 15,7 2,0	3.084 3.332 72	630 480 < 1	
9		3	11.04.2001 09.07.2001 13.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	13,0	130,81	125	16,0 6,2 9,0	3.083 2.621 < 10	1.000 1.200 < 1	
10		4	31.05.2001 09.07.2001 12.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	13,0	130,79	125	0,7 6,2 2,0	820 843 < 10	550 630 < 1	
11		5	31.05.2001 09.07.2001 12.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	13,0	130,66	125	2,5 8,0 1,0	< 1 1,1 < 10	< 1 1,1 < 1	
12		6	31.05.2001 09.07.2001 12.03.2003	05.11.2002 06.05.2003	12,2	129,95	125	3,6 6,8 63,0	1.414 624 < 5	180 140 < 1	
13		7	31.05.2001 09.07.2001 12.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	13,0	130,88	125	18,2 12,7 < 1	12 9 < 10	6 5 < 1	
14		15	24.09.2001	06.05.2003	12,1	130,20	125	291,5	18	6	
15		17	13.09.2001 11.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	12,9	130,41	125	24,2 < 1	n.n. < 10	n.n. < 1	
16		Abstrom	12	24.09.2001 11.03.2003	05.11.2002 06.05.2003	12,0	129,80	125 Unterflur	2,7 < 1	n.n. < 10	n.n. < 1
17			13	24.09.2001 11.03.2003	05.11.2002 06.05.2003	12,5	129,61	125 Unterflur	3,9 1,0	4,5 < 10	2 < 1
18			14	24.09.2001 06.03.2003	05.11.2002 06.05.2003	12,5	129,72	125 Unterflur	2,9 < 1	n.n. 58	n.n. < 1
<b>Teilschaden 2 (ehem. Reparaturhalle)</b>											
19		Fläche	8	17.05.2001 31.05.2001 04.10.2001 12.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	13,0	130,90	125	714,0 372,8 861,9 460,0	n.n. < 1 < 10 < 10	n.n. < 1 < 1 < 1
20	9		31.05.2001 12.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	13,0	130,41	125	408,1 19,0	6,4 < 10	1 < 1	
21	10		24.09.2001 11.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	13,0	130,44	125	3,4 4,0	n.n. < 10	n.n. < 1	
22	11		24.09.2001 11.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	13,0	130,77	125	50,2 2,0	n.n. < 10	n.n. < 1	
23	Abstrom	19	07.02.2002 11.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	12,6	131,24	125 Unterflur	40,0 3,0	< 1 < 10	< 1 < 1	
24		20	07.02.2002 11.03.2003	04.11.2002 06.05.2003	12,6	130,80	125 Unterflur	39,4 25,0	< 1 < 10	< 1 < 1	

**Tabelle 2.8:** Übersicht über die Beeinträchtigungen bei den Probenahmen, die sich durch das fortschreitende Baugeschehen ergaben.

Meßstelle	Lage	Bepr.-zyklus	Einschränkung	Grund
14	Abstrom TS 1	1 (05.11.02)	nur faun. Probe	Meßstelle verbogen, wahrscheinlich durch Anfahren, dadurch Einführen des Aquasamplers nicht möglich; Meßstelle <b>wurde über Winter ersetzt, direkt daneben</b>
15	Fläche TS 1	1 (04.11.02)	nicht beprobt	wahrscheinlich Fremdkörper in der Meßstelle; Meßstelle <b>wurde über Winter ersetzt, direkt daneben</b>
19	Abstrom TS 2	2 (06.05.03)	nicht beprobt	Meßstelle wurde rückgebaut, da direkt im Straßenbereich



**Abbildung 2.3:** Objektskizze des Standortes B, einem ehemaligen Kasernengelände, da sich in einer Umnutzung befindet. Gestrichelte Linien zeigen die Grundrisse ehemaliger Gebäude oder Anlagen, die abgerissen wurden. Die Untersuchungsbereiche mit den darin befindlichen Meßstellen sind mit farbigen Umrandungen gekennzeichnet.

#### 2.4.4 Standort C (industrielle Altlastfläche)

Auf dem Industriegelände (Abb. 2.4) wurden durch den Einsatz von Entfettungsmitteln lokal LCKW-Schäden verursacht, die breitflächig im Grundwasser nachweisbar sind. Die Grundwasserfließrichtung ist von NW nach SO. Seit mehreren Jahren befinden sich die Kontaminationen in Sanierung. Zu diesem Zweck wurden am westlichen und südlichen Rand des Industriegeländes insgesamt 5 Sanierungsbrunnen errichtet. Hier wird mittels Saugpumpen Grundwasser entnommen, über Aktivkohlefilter geleitet und anschließend wieder infiltriert (pump & treat-Verfahren). Aufgrund der seit längerer Zeit laufenden Sanierung sind heute nur noch Restschäden vorhanden. Die weitere Überwachung erfolgt über ein umfangreiches Netz von Meßstellen, die sich hauptsächlich östlich und südlich des Betriebsgeländes innerhalb einer Kleingartenanlage befinden. Aus dem vorhandenen Meßnetz wurden insgesamt 10 Meßstellen ausgewählt. Aufgrund des Fehlens entsprechender Meßstellen im Zustrom des Schadens, sowie der nicht eindeutigen Möglichkeit der Zuordnung (Fläche, Abstrom), wurden Schadensklassen (SK) wie folgt gebildet:

- SK I (Referenzmeßstellen): unbelastet; LCKW < 1 µg/l; Meßstellen 3 und 4
- SK II: gering belastet; LCKW 1-10 µg/l; Meßstellen 1, 1a, 2, 2a, 12, 18
- SK III: belastet; LCKW > 10 µg/l; Meßstellen 1b und 15

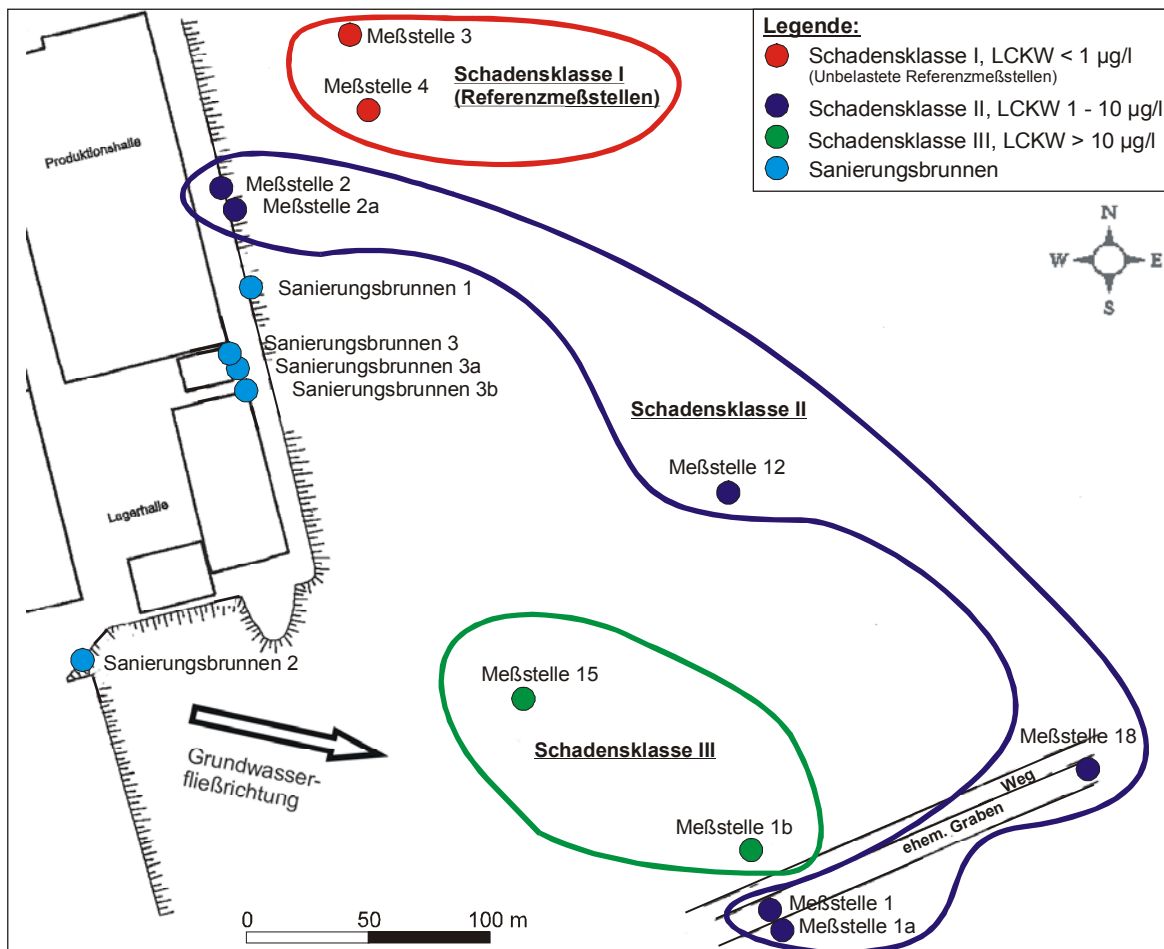
Grundlage der Klassifizierung sind die Untersuchungsergebnisse der Gesamtbelastung, die durch das Gutachterbüro Peschla & Rochmes GmbH, Kaiserslautern im September 2002 durchgeführt wurden. Einschränkend muß hinzu gefügt werden, daß die Referenzmeßstellen 3 und 4 aufgrund der bereits früher nachgewiesenen Belastungsfreiheit nicht mehr beprobt wurden, ebenso wie die Meßstellen 2 und 2a, die seit Oktober 2001 aufgrund einer minimalen LCKW-Restbelastung von der Beprobung ausgeschlossen worden sind.

Für die Meßstellen 12 und 18 (beide SK II) lag nur ein Datensatz (September 2002) vor. Neben den LCKW-Werten wurden auch die Werte für die Einzelstoffe PCE, TCE, TCA, cis-1,2-DCE und 1,1-DCA übernommen.

Bei der Auswahl geeigneter Meßstellen mußte beachtet werden, daß durch die Saugpumpen in den Sanierungsbrunnen Absenktrichter erzeugt werden, die die Fließrichtung des Grundwassers beeinflussen. Zudem standen die Meßstellen 1, 1a, 1b und 18 direkt am südlichen Rand des Industriegeländes und wurden vom direkt parallel zum Feldweg verlaufenden Versickerungsgraben beeinflusst. Tabelle 2.9 gibt einen Überblick über die beprobten Meßstellen, die Zuordnung der Meßstellen zur jeweiligen Schadensklasse und die Konzentrationen des Hauptschadensverursachers LCKW. Eine vollständige Aufstellung aller erhobenen Meßwerte geben die Tabellen 9.10 und 9.11 im Anhang. Die Beprobung der Meßstellen erfolgte am 02.12.2002 und am 24.03.2003.

**Tabelle 2.9:** Übersicht über die untersuchten Grundwassermeßstellen und die Konzentrationen des Schadensverursachers LCKW am Standort C.

lfd. Nr.	SK	Meßstelle	Beprobung Schadstoff (Gutachter)	faunistische/ hydrochemische Beprobung	Tiefe (m)	DN (mm)	Höhe ü. NN (m)	LCKW (µg/l)
1	I ( $< 1 \mu\text{g/l}$ )	3	bis 2001	02.12.2002 24.03.2003	2,84	50	98,33	-
2		4	bis 2001	02.12.2002 24.03.2003	2,85	50	98,09	-
3	II ( $1-10 \mu\text{g/l}$ )	1	09/2002 03/2003	02.12.2002 24.03.2003	10,00	125	99,35	4,7 8,2
4		1a	09/2002 03/2003	02.12.2002 24.03.2003	5,00	125	97,04	4,7 $< 1,0$
5		2	bis 2001	02.12.2002 24.03.2003	4,70	125	98,23	5,0 5,0
6		2a	bis 2001	02.12.2002 24.03.2003	11,00	125	99,91	2,0 2,0
7		12	09/2002	02.12.2002 24.03.2003	2,80	50	97,46	0,6
8		18	09/2002	02.12.2002 24.03.2003	2,81	50	96,99	2,4
9	III ( $> 10 \mu\text{g/l}$ )	1b	09/2002 03/2003	02.12.2002 24.03.2003	5,00	125	97,15	141,5 78,4
10		15	09/2002 03/2004	02.12.2002 24.03.2003	2,40	50	97,36	12,6 162,9



**Abbildung 2.4:** Objektskizze des Standortes C, einer industriellen Altlastfläche. Die durch den Einsatz von Entfettungsmitteln hervorgerufene LCKW-Kontamination des Grundwassers befindet sich seit mehreren Jahren in Sanierung. Farbige Umrandungen geben die nach Schadensklassen unterteilten Untersuchungsbereiche mit den darin befindlichen Meßstellen wieder.

#### 2.4.5 Standort D (industrielle Altlastfläche)

Auf dem ca. 12 ha großen Industriegelände wurde 1994 eine Untergrundverunreinigung durch LCKW festgestellt. Die Kontaminationen sind größtenteils auf die in der Vergangenheit im Produktionsprozeß an verschiedenen Stellen des Betriebes eingesetzten Lösungsmittel zurückzuführen. Das Betriebsgelände selbst wurde um ca. 3 m aufgeschüttet, darunter befindet sich eine ca. 4 m mächtige Schluffschicht. Unter dieser wiederum liegt der belastete Aquifer mit einer Mächtigkeit von ca. 7 m. Eine Kontamination des zweiten Aquifers wird durch starke Schluffablagerungen mit Toneinschlüssen verhindert.

Die ausgedehnte Grundwasserbelastung auf dem Industriegelände und auch im Abstrom, sowie die örtliche Situation, erwiesen sich gut geeignet für eine Sanierung durch ein „funnel & gate“-System. Bei diesem passiven Sanierungsverfahren wird das abströmende Grundwasser an einer künstlich in den Untergrund eingebrachten Barriere aufgestaut (Funnel) und fließt dann zwangsweise durch gezielt angeordnete Durchlässe, die Gates. Der Schadstoffabbau erfolgt *in-situ* beim Durchgang des Grundwassers durch die Gates, die im vorliegenden Fall mit Eisenspänen gefüllt sind. Durch eine Reaktion der LCKW mit dem null-wertigen Eisen, auch als reduktive Dehalogenierung bezeichnet, werden diese abgebaut. Das Gesamtsystem wurde im Jahre 2000 fertiggestellt. Während des Testbetriebes wurden bereits Abbauraten von über 98 % der LCKW und der Abbauprodukte ermittelt (mündl. Mitt. Gutachterbüro). Das Betriebsgelände wird unterirdisch durch eine ca. 400 m lange und 14 m tiefe Wand geteilt. Die hinter der reaktiven Wand liegenden LCKW-Belastungen stammen aus Zeiten bevor die Anlage in Betrieb ging.

In Zusammenarbeit mit dem Gutachterbüro wurden aus dem dichten Meßstellennetz insgesamt 12 Meßstellen ausgewählt (Abb. 2.5). Die unbelasteten Meßstellen 3 und 4 am westlichen Rand des Industriegeländes wurden als Referenzmeßstellen genutzt. Die jeweils am linken bzw. rechten Ende des funnel & gate-Systems angeordneten Meßstellen 62 und 16 dienen als Kontrollmeßstellen, um eine mögliche Änderung des kontaminierten Grundwasserstromes vorbei am System anzuzeigen. Bei der Auswahl der abstromigen Meßstellen, nach der Passage des funnel & gate-Systems, mußte beachtet werden, daß in unmittelbarer Nähe des Systems betriebsbedingt reduzierende Verhältnisse vorliegen, was ungünstig für eine tierische Besiedlung sein kann. Des weiteren kommt es zu einem Abfall des Geländes um ca. 3 - 4 m, was zu einer Verringerung des Grundwasserflurabstandes führt. Das Betriebsgelände geht rechts des Sanierungssystems (Abb. 2.5) in eine Kleingartenanlage bzw. unbewirtschaftete Wiesen über.

Aufgrund des besonderen Sanierungsverfahrens und der weiträumigen Ausdehnung der Kontamination erfolgte die Klassifizierung der Meßstellen in Zustrom - Fläche - Abstrom. Die der „Fläche“ zugeordneten Meßstellen dokumentieren die Belastungssituation vor der



reaktiven Wand, die abstromigen Meßstellen dagegen die Situation dahinter. Die bereits erwähnten Meßstellen 16 und 62 wurden aufgrund der geringen LCKW-Konzentration (< 5 bzw. < 12 µg/l) dem Abstrom zugeordnet.

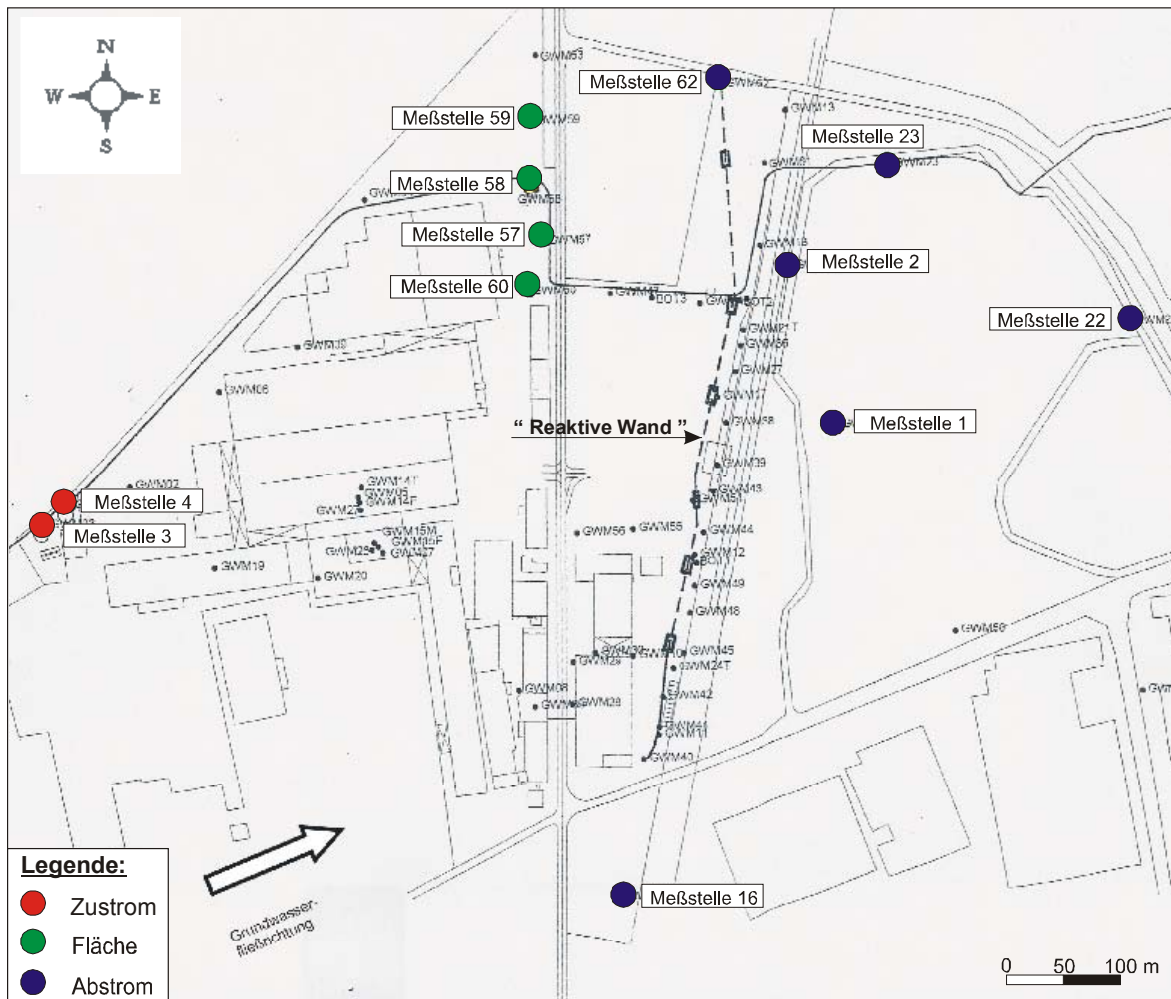
Durch die geringe Gesamtbelastung wurde die abstromige Meßstelle 23 seit 2001 nicht mehr beprobt. Eine latente Hintergrundbelastung war trotzdem gegeben, was auch durch das Gutachterbüro bestätigt wurde. Daher wurde der zuletzt erfaßte Meßwert der LCKW von 8 µg/l aufgerundet auf 10 µg/l und in die Auswertung übernommen.

Durch das Gutachterbüro wurden neben den LCKW-Werten auch die Meßwerte für die Einzelstoffe PCE, TCE, TCA, cis-1,2-DCE, 1,1-DCA, 1,2-DCA und VC zur Verfügung gestellt. Allerdings konnten diese Daten im Juni 2003 (Zeitpunkt der 2. faunistischen Beprobung) nicht vollständig erhoben werden, so daß teilweise nur ein Datensatz für die Schadstoffe zur Verfügung stand.

Die Beprobungstermine, die genaue Lage der Meßstellen sowie deren Ausbaudaten werden aus der Objektskizze (Abb. 2.5) und der nachfolgenden Tabelle 2.10 ersichtlich. Im Anhang befinden sich die Tabellen 9.12 und 9.13 mit allen erfaßten Meßdaten.

**Tabelle 2.10:** Übersicht der untersuchten Grundwassermeßstellen und die Konzentrationen des Schadensverursachers LCKW am Standort D.

lfd. Nr.	Lage	Meßstelle	Beprobung Schadstoff (Gutachter)	faunistische/ hydrochemische Beprobung	Tiefe (m)	DN (mm)	Höhe ü. NN (m)	LCKW (µg/l)
1	Zustrom	3	in 2001	25.11.2002	8,30	50	147,89	-
				31.03.2003				
2	Zustrom	4	in 2001	25.11.2002	7,88	50	147,67	-
				31.03.2003				
3	Fläche (vor Passage der reaktiven Wand)	57	05.11.2002	25.11.2002	12,29	125 Unterflur	143,32	2.090,2
			-	31.03.2003				
4	Fläche (vor Passage der reaktiven Wand)	58	05.11.2002	25.11.2002	10,36	125 Unterflur	143,24	476,5
			04.06.2003	31.03.2003				
5	Fläche (vor Passage der reaktiven Wand)	59	05.11.2002	25.11.2002	10,35	125 Unterflur	142,89	6,3
			-	31.03.2003				
6	Fläche (vor Passage der reaktiven Wand)	60	05.11.2002	25.11.2002	10,35	125 Unterflur	143,18	2.622,1
			04.06.2003	31.03.2003				
7	Abstrom (nach Passage der reaktiven Wand)	1	05.11.2002	25.11.2002	7,27	50	140,96	402,5
			04.06.2003	31.03.2003				
8	Abstrom (nach Passage der reaktiven Wand)	2	05.11.2002	25.11.2002	7,33	50	140,84	448,9
			04.06.2003	31.03.2003				
9	Abstrom (nach Passage der reaktiven Wand)	16	05.11.2002	25.11.2002	10,30	125 Unterflur	143,79	4,1
			04.06.2003	31.03.2003				
10	Abstrom (nach Passage der reaktiven Wand)	22	05.11.2002	25.11.2002	7,81	125 Unterflur	138,30	591,6
			04.06.2003	31.03.2003				
11	Abstrom (nach Passage der reaktiven Wand)	23	in 2001	25.11.2002	9,36	125 Unterflur	139,38	10,0
				31.03.2003				
12	Abstrom (nach Passage der reaktiven Wand)	62	05.11.2002	25.11.2002	10,90	125 Unterflur	142,34	4,0
			04.06.2003	31.03.2003				



**Abbildung 2.5:** Objektskizze des Standortes D. Die auf dem Betriebsgelände festgestellten, weiträumigen LCKW-Belastungen des Grundwassers werden seit 2000 mittels einer „reaktiven Wand“ saniert. Die farblich gekennzeichneten Meßstellen wurden den Auswertungseinheiten Zustrom - Fläche - Abstrom zugeordnet.

#### 2.4.6 Standort E (sich in Nutzung befindliche Militärliegenschaft)

Eingerichtet in den 50-er Jahren, dient der Standort heute ausschließlich der Lagerung von Kerosin. Am Standort liegen drei klar voneinander getrennte Einzelschäden vor, die durch ins Erdreich und damit ins Grundwasser gelangtes Kerosin und Schweröle verursacht wurden. Geschädigt ist der obere Grundwasserleiter (Tiefe ca. 15 m), Schäden im darunter liegenden Grundwasserleiter wurden bisher nicht festgestellt. Hydraulische Verbindungen zwischen den Einzelschäden bestehen nicht. Die Grundwasserfließrichtung ist von NW nach SO. Das Gesamtobjekt ist größtenteils bewaldet.

Jeder Einzelschaden ist mit einem separaten Netz von Meßstellen versehen. Die Hauptschadensverursacher waren AKW, BTEX und MKW, deren Konzentrationen vom Gutachterbüro (URS Deutschland GmbH, Dreieich) übernommen wurden. Neben den BTEX-Werten wurden auch die Einzelbestandteile Benzol, Toluol, Ethylbenzol, m-+p-Xylol und o-Xylol übernommen.

Zwei der drei Teilstandorte sind in die Untersuchung einbezogen worden. Dabei handelt es sich zum einen, um den Bereich der Betankungsfläche (Teilstandort E-1) in unmittelbarer

Nähe der Objektzufahrt mit 15 Meßstellen und zum anderen, den Bereich der ehemaligen Benzinabscheideranlage (Teilstandort E-2) mit 11 Meßstellen. Auf die Beprobung des dritten Teilstandortes wurde verzichtet, da er in einem militärischen Sicherheitsbereich liegt.

Eine systematische Sanierung fand bislang nicht statt, jedoch wurde bei Umbauarbeiten im Bereich der Betankungsfläche (Teilstandort E-1) eine undefinierte Menge an kontaminierten Bodenmaterial ausgetauscht.

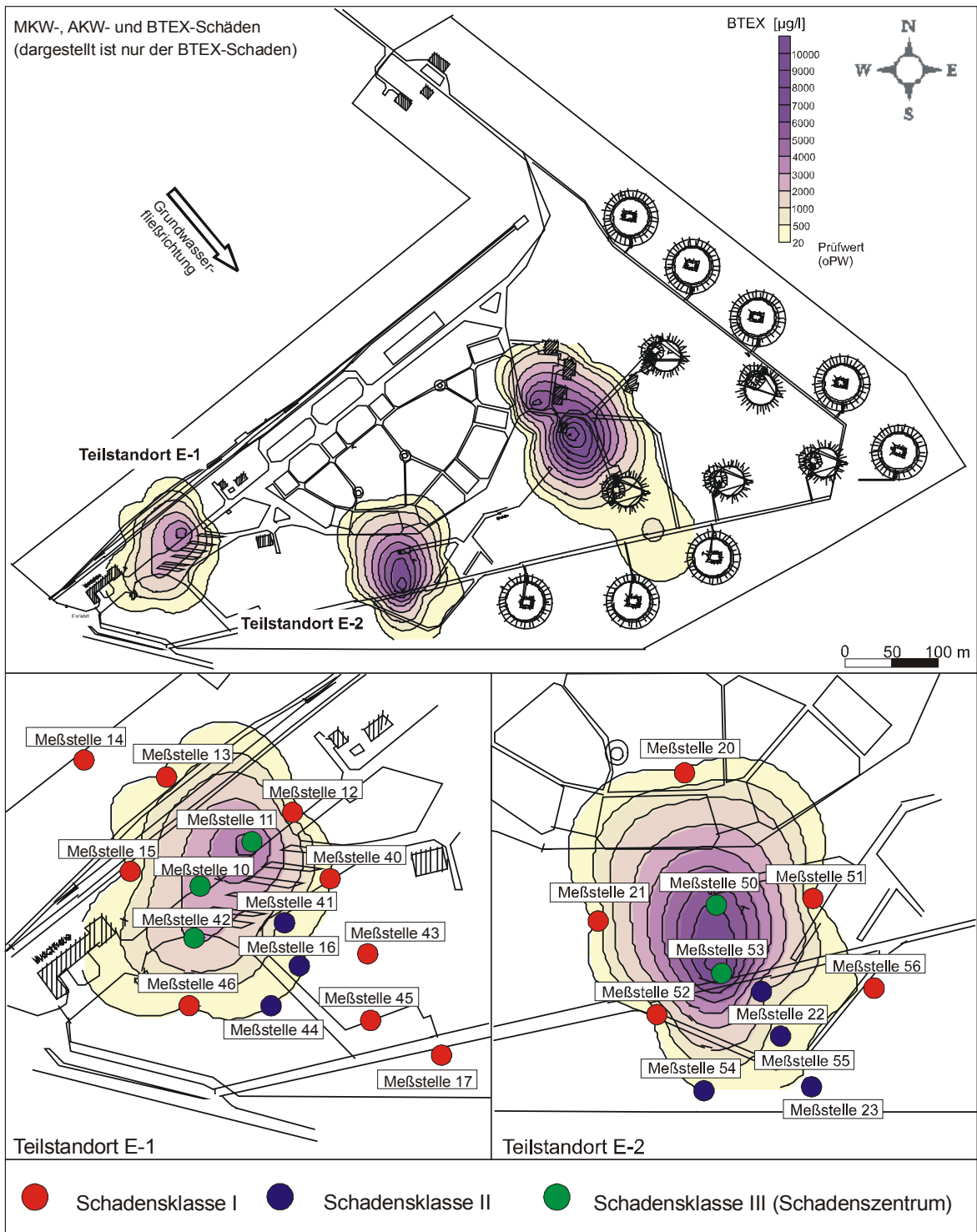
Durch die spezifischen Eigenschaften der Schadstoffe und die langsame Grundwasserfließgeschwindigkeit stellen sich beide Teilstandorte als relativ statisch dar. Um die Schadensherde haben sich die Schadstoffe wolkenförmig ausgebreitet. Entsprechend der vom Gutachterbüro zur Verfügung gestellten Daten wurden die Meßstellen drei Schadensklassen zugeordnet.

- Schadensklasse I (SK I): - gering belastet, Meßwerte der Schadstoffe weitestgehend unterhalb der oPW
- Schadensklasse II (SK II): - belastet, MKW < 300 µg/l, AKW < 1.050 µg/l, BTEX < 725 µg/l
- Schadensklasse III (SK III): - Schadenszentrum, MKW 300 - 2.200 µg/l, AKW > 1.050 µg/l, BTEX > 725 µg/l

Bei der Festlegung der Schadensklassen wurde die Gesamtschadenssituation zu Grunde gelegt. Die Objektskizze (Abb. 2.6, mit allen drei kontaminierten Teilstandorten) zeigt nur die durch BTEX verursachten Kontaminationen und dient daher nur der Charakterisierung des Standortes. Die faunistischen Proben wurden zeitnah, ca. 4 - 6 Wochen nach der jeweiligen Erhebung der Schadensparameter durch das Gutachterbüro, genommen. Die Tabelle 2.11 gibt einen Überblick über die Meßstellen in den beiden Teilstandorten, sowie deren Zuordnung zu den Schadensklassen und die Werte der Hauptschadensverursacher. Im Anhang befinden sich die Tabellen 9.14, 9.15 (E-1); 9.16, 9.17 (E-2) mit allen an diesem Standort erfaßten Daten. Die Beprobung aller Meßstellen in den jeweiligen Teilstandorten wurde am 10. / 11. / 17.12.2002 und am 07. / 08.04.2003 durchgeführt.

**Tabelle 2.11:** Übersicht der untersuchten Grundwassermeßstellen und die Konzentrationen der Hauptschadensverursacher am Standort E.

lfd. Nr.	SK	Meßstelle	Beprobung Schadstoffe (Gutachter)	faunistische/ hydrochemische Beprobung	Tiefe (m)	DN (mm)	Höhe ü. NN (m)	MKW (µg/l)	AKW (µg/l)	BTEX (µg/l)
<b>Teilstandort E-1</b>										
1	I	12	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	12,53	175	113,66	< 100 < 100	unter oPW	unter oPW
2		13	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	12,90	175	113,73	< 100 < 100		
3		14	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	14,50	175	113,92	< 100 < 100		
4		15	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	14,50	175	114,28	< 100 < 100		
5		17	Okt.2002 Mai 2003	17.12.02 07.04.03	16,00	175	114,23	< 100 < 100		
6		40	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	15,58	175	113,42	< 100 1.000		
7		43	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	15,59	175	113,43	< 100 < 100		
8		45	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	15,53	175	114,00	< 100 < 100		
9		46	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	15,71	175	113,76	< 100 < 100		
10	II	16	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	15,00	175	113,96	< 100 < 100	44 71	32 53
11		41	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	15,57	175	113,57	< 100 < 100	223 169	179 133
12		44	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	15,66	175	114,00	< 100 < 100	77 17	5 13
13	III	10	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	12,83	175	113,60	600 1.300	2.574 2.265	1.271 1.319
14		11	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	12,85	175	113,56	400 -	4.766 3.793	3.687 3.052
15		42	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	15,18	175	113,63	400 200	2.275 1.463	1.629 955
<b>Teilstandort E-2</b>										
1	I	20	Okt.2002 Mai 2003	17.12.02 07.04.03	16,50	175	113,83	< 100 < 100	unter oPW	unter oPW
2		21	Okt.2002 Mai 2003	17.12.02 07.04.03	15,00	175	113,31	100 50		
3		51	Okt.2002 Mai 2003	11.12.02 08.04.03	15,45	175	113,00	< 100 < 100		
4		52	Okt.2002 Mai 2003	10.12.02 07.04.03	15,54	175	113,27	< 100 < 100		
5		56	Okt.2002 Mai 2003	11.12.02 08.04.03	13,17	175	112,93	< 100 < 100		
6	II	22	Okt.2002 Mai 2003	17.12.02 07.04.03	16,00	175	113,14	300 300	1.032 779	724 533
7		23	Okt.2002 Mai 2003	11.12.02 07.04.03	16,00	175	113,25	< 100 < 100	unter oPW 6	unter oPW 5
8		54	Okt.2002 Mai 2003	11.12.02 08.04.03	13,29	175	113,08	< 100 < 100	52 34	38 25
9		55	Okt.2002 Mai 2003	11.12.02 08.04.03	13,30	175	113,03	100 100	263 208	199 156
10	III	50	Okt.2002 Mai 2003	11.12.02 07.04.03	15,48	175	113,08	1.300 1.000	6.288 4.623	4.380 3.188
11		53	Okt.2002 Mai 2003	11.12.02 08.04.03	15,70	175	112,90	2.200 1.400	8.215 6.885	5.497 4.658



**Abbildung 2.6:** Objektskizze des Gesamtstandortes E mit den beiden Teilstandorten E-1 und E-2. Die Kontaminationen wurden durch mehrere Schadstoffe (AKW, BTEX, MKW) verursacht, dargestellt sind nur die BTEX-Schäden. Beide Teilstandorte sind bisher unsaniert, die farblich gekennzeichneten Meßstellen wurden Schadensklassen zugeordnet. Der militärische Standort befindet sich nach wie vor in Nutzung.

### 3 Material und Methoden

#### 3.1 Methodenvergleich

##### 3.1.1 Beprobungszeitraum und Beprobungsrhythmus

Die Beprobungen im Pfälzerwald wurden zwischen dem 28.01.2002 und dem 20.03.2002 im 14-tägigen Rhythmus durchgeführt. Dabei wurde jede Grundwassermeßstelle abwechselnd mit dem Netzsammler oder der pneumatischen Kolbenhubpumpe (zuerst Rohrsumpf, dann freies Grundwasser) beprobt. Die Beprobung der Quellen erfolgte im wöchentlichen Wechsel mit den anderen Methoden. Insgesamt wurde so jede Grundwassermeßstelle zweimal mit jeder Methode beprobt. Die Quellstandorte wurden 4 mal beprobt.

Die Beprobung der Grundwassermeßstellen der Rheinebene erfolgte zwischen dem 04.04.2002 und dem 21.05.2002 im zweiwöchigen Wechsel zwischen Pumpmethoden und Netzsammler. Tabelle 3.1 gibt einen Überblick über die Verteilung der Beprobungen nach Probestellen und Methoden.

**Tabelle 3.1:** Anzahl der geplanten Probennahmen für die verschiedenen Naturräume und Sammelmethoden.

	Anzahl Probestellen	Probenzahl je Probestelle	Proben gesamt	Gesamtzahl der Proben je Habitat und Methode			
				Netzsammler	Pneumat. Kolbenhubpumpe		Quellnetz
					Rohrsumpf	freies Grundwasser	
<b>Lockergesteinsleiter</b>							
Pfälzerwald	8	4	48	16	16	16	-
Rheinebene	4	4	24	8	8	8	-
<b>Kluftleiter Pfälzerwald</b>	8	4	48	16	16	16	-
<b>Quellen Pfälzerwald</b>	8	4	32	0	0	0	32
<b>Gesamt</b>	28	-	152	40	40	40	32

##### 3.1.2 Erfassung der hydrochemischen Parameter

###### Grundwassermeßstellen

Vor der Entnahme der Wasserprobe wurde der Wasserstand in den Grundwassermeßstellen mit einem Kabellichtlot (HT Hydrotechnik GmbH, Typ 010) gemessen.

Beim Einsatz der pneumatischen Kolbenhubpumpe (Rohrsumpf oder freies Grundwasser) wurde nach Abpumpen der Faunenprobe (Rohrsumpf 3 l; freies Grundwasser 50 l) zusätzlich 1 l Wasser für die Analytik in einen separaten Meßbecher gefördert.

Da mit dem Netzsammler eine Entnahme von Wasserproben nicht möglich ist, wurde vor der Gewinnung der faunistischen Probe mit einem Aqua-Sampler (Fabrikat Otto Bürkle GmbH; Bestell-Nr. 5308-750), unter zur Hilfenahme einer handelsüblichen Angel, eine Wasserprobe (750 ml) vom Grund der Meßstelle entnommen. Anschließend erfolgte die Messung der Feldparameter Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung, Wassertemperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert mit einem Multifunktionsmeßgerät WTW 340 i (WTW GmbH, Weilheim) mit entsprechenden Sonden.

Nach der Ermittlung der Feldparameter wurden aus denselben Wasserproben die in Tabelle 3.2 aufgeführten chemischen Parameter vor Ort ermittelt.

**Tabelle 3.2:** Übersicht der verwendeten Testverfahren für die chemischen Parameter.

Parameter	Einheit	Meßbereich	Methode	Fabrikat	Material-Nr.
Nitrat <sup>1</sup>	mg/l	3 - 90	photometrisch	Merck Reflectroquant	1.169.950.001
Carbonat-Härte (SBV)	mmol/l	0,1 - 7,2	titrimetrisch	Aquamerck	1.080.480.001
Gesamthärte		0,1 - 3,6	titrimetrisch	Aquamerck	1.080.390.001
Gesamteisen <sup>2,3,4</sup>	mg/l	0,1 - 5	a) kolorimetrisch	Merck Microquant	1.147.590.001
		0,5 - 20	b) photometrisch	Merck Reflectroquant	1.169.820.001

<sup>1</sup> Meßwerte < 3 mg/l wurden als Wert 1,5 mg/l in die Auswertung übernommen.

<sup>2</sup> Zur Bestimmung des Gesamteisen wurde der zu untersuchenden Probe Ascorbinsäure zugefügt, die vorher in 10 ml angesäuerter Probelösung gelöst wurde.

<sup>3</sup> Eine photometrische Überprüfung der Meßwerte erfolgte nur, wenn ein eindeutiger Farbvergleich nicht möglich bzw. der kolorimetrische Meßwert überschritten war. Maßgeblich für die Auswertung war das Ergebnis des photometrischen Tests.

<sup>4</sup> Meßwerte von 0 beim kolorimetrischen Eisentest wurden übernommen.

Die photometrischen Messungen wurden mit einem Merck-Photometer vom Typ RQflex plus ausgeführt.

Die Menge des mitgeführten Sandes, Feinsandes, Detritus und Ocker wurde grob geschätzt. Die dabei verwendete Mengenklassifizierung ist in Tabelle 3.3 dargestellt. Als Sammelbehälter diente bei den Pump- bzw. Quellproben eine 1 l-Kunststoffflasche, für die Netzsamplerproben das angeschraubte, skalierte 50 ml-Proberöhrchen.

**Tabelle 3.3:** Klassifizierung der erfaßten Mengen an Sand, Feinsand, Detritus und Ocker.

Klasse	Beschreibung	Charakterisierung
0	fehlend	kein Sediment im Sammelbehälter
1	wenig	Boden des Sammelbehälters gering mit Sediment bedeckt
2	viel	Boden des Sammelbehälters mit einigen mm Sediment bedeckt
3	sehr viel	Boden des Sammelbehälters mit mehreren cm Sediment bedeckt

Eine statistische Auswertung der geschätzten Sedimentmengen erfolgte nur im Zusammenhang mit dem Einfluß dieser Faktoren auf die Sortierzeit der Fauna im Labor (Punkt 4.1.1). Im weiteren Fortgang des Ergebnisteils bzw. der Diskussion haben diese Faktoren nur deskriptiven Charakter.

### Quellstandorte

In den Quellen wurden die Messungen der Feldparameter direkt im Quellmund bzw. bei den gefaßten Quellen (Brunnen) im Sammelbecken durchgeführt. Für die Wasseranalytik wurde anschließend eine Menge von ca. 500 ml entnommen. Die Messung der Schüttung erfolgte nach der Zeit / Volumen- Methode an geeigneter Stelle unter Verwendung eines 2- bzw. 3-Liter-Meßzylinders. An der Quelle Wilensteiner Mühle mußte, aufgrund eines relativ flachen Quellaustrittes mit geringer Wassertiefe, ein Kunststoff sack verwendet werden. Bei der Quelle

Schopp wurde wegen der hohen Schutzwürdigkeit und des teilweise verdeckten Quellaustrittes auf eine Messung der Schüttung verzichtet. Die Ermittlung der hydrochemischen Parameter erfolgte wie zuvor bei den Grundwassermeßstellen beschrieben.

### **3.1.3 Gewinnung der Faunenproben aus den Grundwassermeßstellen**

#### **Pneumatische Kolbenhubpumpe**

Zur Erfassung der Grundwasserfauna aus Meßstellen wurde eine pneumatische Kolbenhubpumpe mit Doppelpackern nach DANIELOPOL & NIEDERREITER (1989) eingesetzt. Dieses Pumpensystem ermöglicht beim Einsatz mit Doppelpackern eine tiefendifferenzierte Beprobung von Grundwassermeßstellen. Die Einsetzbarkeit wird durch den Eigendurchmesser der Pumpe von 48 mm begrenzt. Als maximale technische Beprobungstiefe wurde von NIEDERREITER (mündl. Mitt. 2000) ca. 70 m angegeben. Für die vorliegende Untersuchung wurde die Beprobungstiefe auf 26 m begrenzt. In die Pumpe kann eine Meßsonde zur integrierten Erfassung hydrochemischer Parameter eingebaut werden. Für den Methodenvergleich wurde probeweise eine WTW-Sauerstoffsonde eingebaut, die aber nach wenigen Pumpungen wieder ausgebaut werden mußte. Die Gründe dafür, sowie die Erfahrungen mit dieser integrierten Meßmethode, werden unter Punkt 4.2.5.1 erläutert und diskutiert.

Die aus Teflon bestehende Pumpe erlaubt die Anwendung von zwei verschiedenen Methoden zur Erfassung der Grundwasserfauna, deren systematische Arbeitsweise in Abbildung 3.1 gezeigt wird:

- a) das Abpumpen des Rohrinneeren (des „Sumpfes“), indem die Pumpe ohne Doppelpacker, aber mit einem speziellen Saugkopf auf den Grund der Meßstelle abgesenkt wird. In diesem befinden sich Bohrungen von 2 mm Durchmesser.

Nach dem Absenken auf den Grund der Meßstelle wurde die Pumpe um 1 - 2 cm zurückgezogen und mittels einer Spannschraube an der Kabeltrommel fixiert, um ein besseres Anströmen des Saugkopfes zu ermöglichen. Gefördert wurden 3 l Wasser für die faunistische Untersuchung und zusätzlich 1 l Wasser in einen separaten Meßbehälter für die Wasseranalytik. Die Grundwasserfauna wurde unter Verwendung eines Filters mit einer Maschenweite von 74 µm konzentriert und in eine 1 l-Kunststoffflasche überführt. Anschließend erfolgte die Aufbewahrung der Proben bis zum Transport ins Labor in einer handelsüblichen Kühlbox.

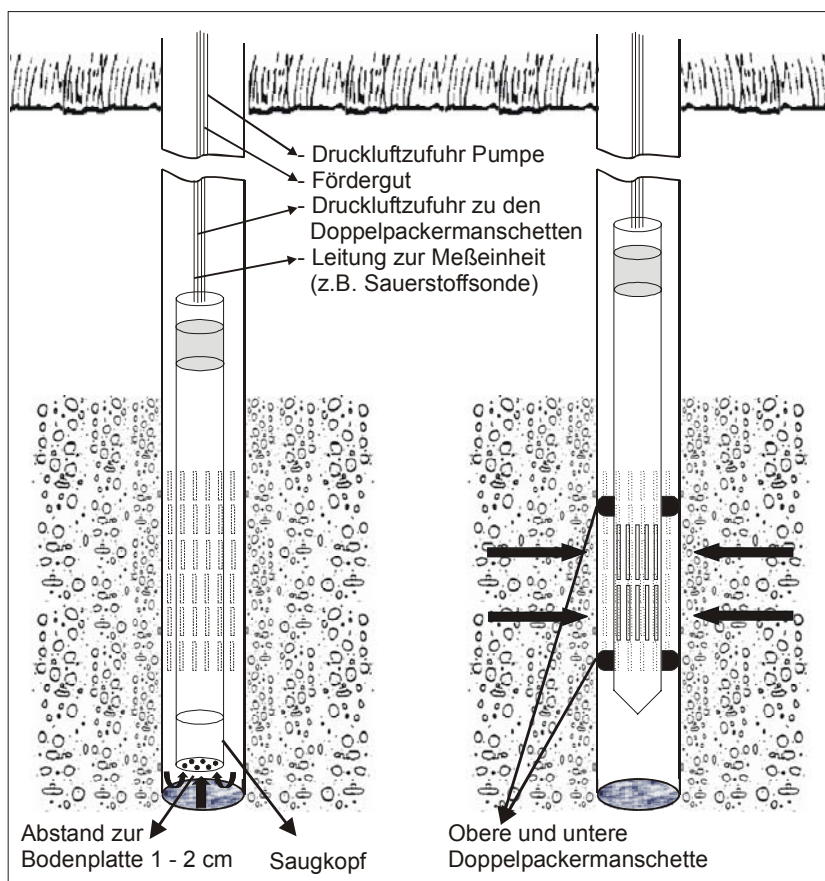
- b) das Abpumpen des „freien Grundwassers“, also des die Grundwassermeßstelle umgebenden Grundwassers. Dazu mußte die Pumpe umgebaut werden. Der Saugkopf



wurde abgeschraubt und durch die eigentlichen „Doppelpacker“ ersetzt. Dabei handelt es sich um zwei aufblasbare Manschetten.

Nach dem Absenken der Pumpe in den perforierten (geschlitzten) Bereich der Meßstelle wurden die beiden Manschetten mittels Preßluft aufgepumpt, die dadurch gegen die Rohrwand gepreßt werden. Ober- und unterhalb der Pumpe wird die Meßstelle abgedichtet, so daß das Abpumpen von Standwasser verhindert wird und ausschließlich freies Grundwasser gewonnen wird. Insgesamt wurden 50 l Grundwasser abgepumpt und sofort filtriert (vgl. Punkt a). Für die Analytik erfolgte die zusätzliche Entnahme von 1 l Grundwasser in einen separaten Meßbehälter.

Zwischen den einzelnen Pumpungen (Sumpf, freies Grundwasser) wurde das System und alle Leitungen mit mitgeführtem Leitungswasser gespült und anschließend wieder entleert.



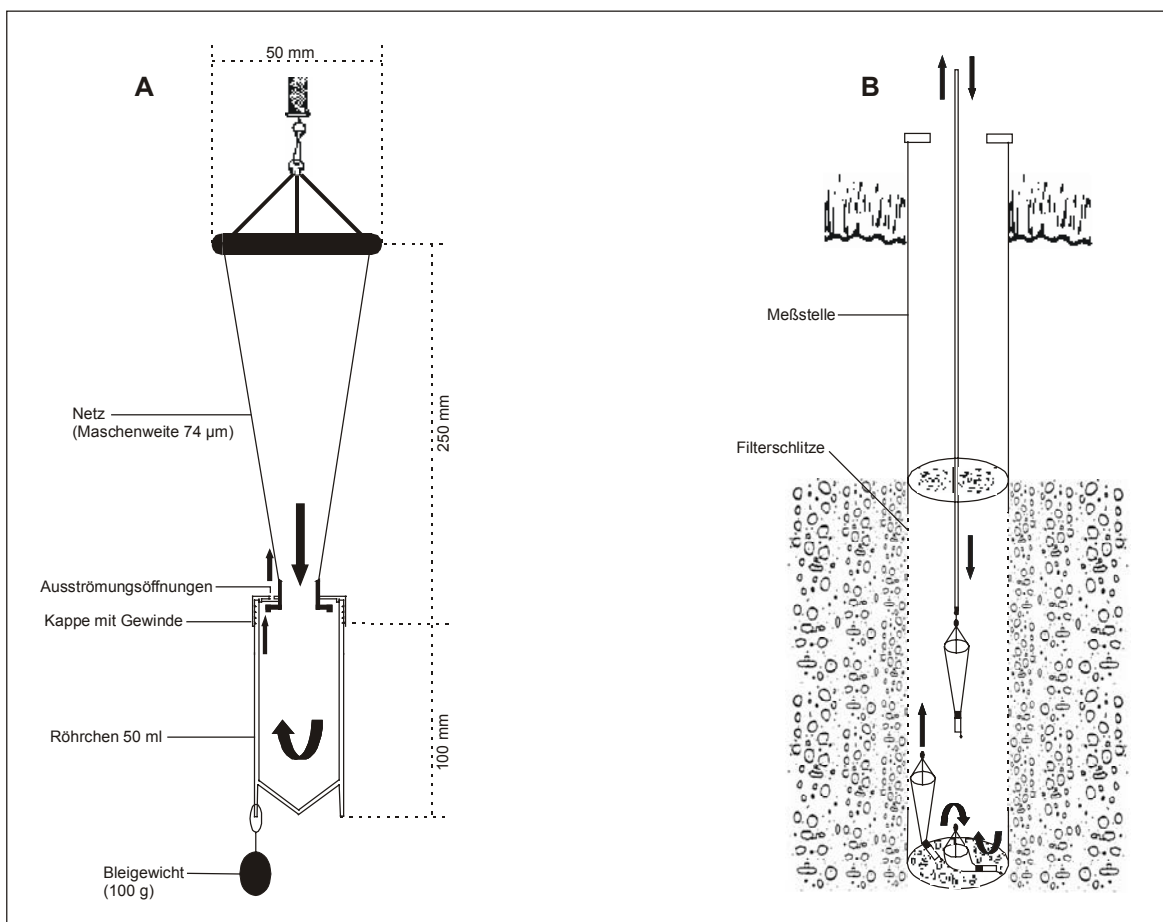
**Abbildung 3.1:** Schematische Darstellung der pneumatischen Kolbenhubpumpe. Dargestellt ist die Pumpe mit Saugkopf (linke Abb.) zum Auspumpen des Meßstellensumpfes. Für das Abpumpen des freien Grundwassers wurde der frontseitige Saugkopf durch die Doppelpackereinheit (durch Druckluft zu füllende Manschetten, rechte Abb.) ersetzt.

### Netzsammler

Parallel zu den zuvor beschriebenen Methoden mit Kolbenhubpumpe kam ein Netzsammler nach FUCHS & HAHN (in Präp.) mit einer Maschenweite von 74  $\mu\text{m}$  zum Einsatz (Abb. 3.2 a). Damit können alle Grundwassermeßstellen ab einem Innendurchmesser von 2" beprobt werden. Vor der eigentlichen Probennahme erfolgte mit einem aus Teflon bzw. Kunststoff bestehenden Aqua-Sampler der Fa. Bürkle die Entnahme einer Wasserprobe von 750 ml für

die hydrochemische Untersuchung. Nach der Wasseranalytik wurde das Grundwasser filtriert, um die sich darin befindende Fauna mit zu erfassen.

Ein am Netzsammler befestigtes Bleigewicht (100 g) beschleunigte das Absinken des an einer Angel befestigten Netzsammlers in der Meßstelle. Nach dem Absinken auf den Meßstellengrund wurde die Angel ruckartig 10 mal um jeweils ca. 1 m angehoben und wieder abgesenkt. Der funktionelle Ablauf der Probenahme ist in Abbildung 3.2 b dargestellt. Noch im Netz befindliche Fauna bzw. Detritus wurde nach dem Herausheben mit einer Spritzflasche in das angeschraubte Proberöhrchen gespült. Anschließend wurde das Proberöhrchen abgenommen und separat verschlossen. Die weitere Behandlung erfolgte wie zuvor beschrieben.



**Abbildungen 3.2 a, b:** Systemskizzen des Netzsammlers. Abbildung A zeigt den systematischen Aufbau und die Funktionsweise, Abbildung B deutet den funktionellen Ablauf während des 10-maligen Hebens und Senkens innerhalb der Meßstelle an. Beide Skizzen sind nicht maßstabsgerecht.

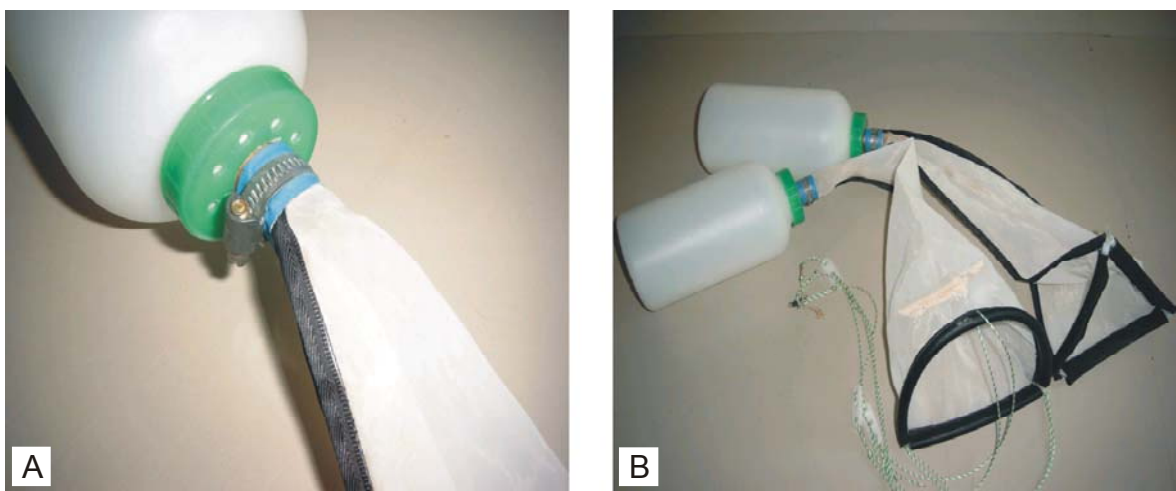
### 3.1.4 Gewinnung der Faunenproben aus den Quellen

Zur faunistischen Beprobung der Quellen wurde das Wasser der ausgewählten Quellen mit sogenannten Quellnetzen nach FUCHS & HAHN (unveröff.) (Abb. 3.3 a, b) filtriert.

Die Herstellung der Quellnetze mit einer Maschenweite von 74 µm erfolgte in zwei Ausführungen mit unterschiedlicher Grundfläche, um eine optimale Anpassung an den Quellaustritt zu ermöglichen. Eine dreieckige Grundfläche erlaubte eine bodenschlüssige

Fixierung in V-förmigen Quellaustritten, z.B. Kolbenquelle Q II. Quellnetze mit D-förmiger Grundfläche wurden in Quellen mit sandigem oder ebenem Quellaustritt eingesetzt. In allen Fällen mußten die Netze mit zusätzlichen Bändern gegen ein eventuelles Abtreiben gesichert werden.

Um gefaßte Quellen (Brunnen), die Eisen- bzw. Kunststoffrohre als Auslauf haben, beproben zu können, wurden die Quellnetze über den jeweiligen Austritt gezogen und mit einer Schlauchschelle befestigt (z.B. Berliner Brunnen, Candidus-Brunnen, TSG-Brunnen). Nach einer Expositionszeit von 19 - 24 h erfolgte die Entnahme der Quellnetze. Die sich an den Innenflächen befindliche Fauna und Detritus wurde in die Probeflasche gespritzt. Die weitere Behandlung der Proben folgte der bereits zuvor beschriebenen Verfahrensweise. Die Wasserprobe für die Analytik wurde geschöpft (Punkt 3.1.2).



Abbildungen 3.3 a, b: Quellnetze

### 3.1.5 Aufarbeitung der faunistischen Proben

Im Labor wurden die Tierproben unmittelbar nach der Rückkehr aus dem Gelände lebend aufgearbeitet und nach den verschiedenen systematischen Großgruppen vorsortiert. Proben, die große Mengen an Sand oder Detritus enthielten, wurden geteilt, die Individuenzahlen entsprechend dem Teilungsverhältnis aufmultipliziert. Die Aufbewahrung der faunistischen Proben erfolgte in verschraubbaren 2 ml-Reaktionsgefäßen in Ethanol (70 %).

Crustacea wurden bis zur Art bestimmt, unter Verwendung folgender Bestimmungsliteratur: Cyclopoida nach KIEFER (1960), EINSLE (1993, 1996) bzw. KARAYTUG (1999), Harpacticoida nach LANG (1948) bzw. JANETZKY et al. (1996), Ostracoda nach MEISCH (2000) und Amphipoda nach SCHELLENBERG (1942). Andere Taxa wurden auf höherem taxonomischem Niveau bestimmt.

## **3.2 Altlasten-Projekt**

### **3.2.1 Beprobungszeitraum und -umfang**

Die 91 Meßstellen in den 5 Untersuchungsstandorten (6 Einzelschäden) wurden zweimal beprobt. Auf Details wurde bereits bei der Beschreibung der Einzelstandorte (Punkte 2.4.2 - 2.4.6) eingegangen. Der erste Probennahmezyklus fand unmittelbar nach der Auswahl der Untersuchungsflächen und der Vorlage der entsprechenden Genehmigungen der Flächeneigner bzw. der mit den Überwachungsmaßnahmen beauftragten Gutachterbüros statt. Der erste Probennahmezyklus begann am 28.10.2002 und endete am 17.12.2002. Der zweite Probennahmezyklus erfolgte vom 24.03.2003 - 06.05.2003.

### **3.2.2 Erfassung der hydrochemischen Parameter bzw. Übernahme von Datenmaterial**

Für das Altlasten-Projekt wurde ein höherer Umfang an hydrochemischen Parametern erfaßt. Dazu wurden Daten selbst erhoben, die Daten für die eigentlichen Schadstoffe jedoch, von den zuständigen Gutachterbüros übernommen. Im Freiland erfolgte die Messung der Feldparameter Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung, Wassertemperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert.

Vor dem Einsatz des Netzsammlers wurde mit einem aus Teflon bzw. Kunststoff bestehenden Aqua-Sampler (Fabrikat Otto Bürkle GmbH; Bestell.-Nr. 5308-750), unter Zuhilfenahme einer handelsüblichen Angel, eine Wasserprobe (750 ml) vom Grund der Meßstelle entnommen. Die anschließende Teilung der Wasserprobe erfolgte mit Hilfe von zwei Bechergläsern ca. im Verhältnis 500 / 250 ml. Die größere Menge Grundwasser wurde in separat mitgeführte, sterilisierte Probennahmeflaschen wie folgt überführt:

- ca. 200 ml für DOC (dissolved organic carbon)
- ca. 200 ml für Koloniezahlen (2 d, 20 °C, 36 °C)
- ca. 100 ml für Nitrat, Nitrit, Ammonium, Gesamteisen, Phosphat, Säurebindungsvermögen (SBV), Gesamthärte

Parallel erfolgte durch eine zweite Person die Messung der Feldparameter aus der kleineren Teilprobe. Nach erfolgter Messung wurde das Wasser im Netzsammler gefiltert, um darin befindliche Fauna zu gewinnen. Die Aufbewahrung der Probennahmeflaschen erfolgte bis zum Transport ins Labor in einer Kühlbox. Unmittelbar nach Abschluß der Beprobung wurden die Wasserproben nach Karlsruhe gebracht. Im Technologiezentrum Wasser (TZW) erfolgte die Bestimmung des DOC (nach DIN 38409-H3) und der Koloniezahlen (nach TrinkwV 1990, Anlage 1). Die anderen Parameter wurden im werkseigenen Labor der Stadtwerke Karlsruhe (SWK) photometrisch bestimmt.

Die Menge an Sediment wurde durch Ablesen der Skale am 50 ml-Proberöhrchen erfaßt. Da eine eindeutige Trennung in die einzelnen Kompartimente Sand, Feinsand, Detritus und Ocker nicht möglich war, konnte nur die Gesamtmenge an Sediment (als Substrat in ml) statistisch ausgewertet werden. Die anderen Kompartimente haben in Anlehnung an Tabelle 3.3 nur deskriptiven Charakter.

Die Gutachterbüros stellten standortabhängig die spezifischen Daten der Schadstoffkonzentrationen zur Verfügung (z.B. LCKW, AKW, BTEX). Grundsätzlich wurde versucht Ergebnisse zu übernehmen, die möglichst zeitnah zu den jeweiligen faunistischen Probennahmen erhoben wurden. Nur für den Standort A wurden neben den Belastungsparametern (Salz- bzw. Metallionenkonzentrationen) auch Standardparameter übernommen. Da die Gutachterbüros zur Gewinnung von Wasserproben, entsprechend gesetzlicher Regelungen, den mehrfachen Gesamteinhalt der Meßstelle und damit auch die darin enthaltende (Grundwasser-)Fauna abpumpen, konnte die eigene hydrochemische und faunistische Beprobung erst nach einer Wiederbesiedlungszeit von ca. 3 - 4 Wochen bzw. vor einer geplanten Bestimmung der Schadstoffkonzentration/en entnommen werden. Im Anhang (Tab. 9.6 - 9.17) sind alle ausgewerteten Daten, getrennt nach selbst erhobenem und übernommenem Datenmaterial, zusammengefaßt.

### **3.2.3 Gewinnung der Faunenproben aus den Grundwassermeßstellen**

Die Gewinnung der Faunenproben erfolgte wie unter Punkt 3.1.3 beschrieben mit dem Netzsammler nach FUCHS & HAHN (in Präp.). Die Aufarbeitung der Proben erfolgte entsprechend Punkt 3.1.5.

## **3.3 Statistische Datenanalyse**

Die Datenanalyse erfolgte mit den Statistik-Programmen SPSS 11 und Primer v5, sowie dem Tabellen-Kalkulationsprogramm EXCEL 2000. Alle Daten wurden logarithmiert [ $\lg_{10}(x+1)$ ] und mit dem KOLMOGOROW-SMIRNOW-Anpassungstest (K-S-Test) auf das Vorliegen einer Normalverteilung überprüft. Eine Abweichung von der Normalverteilung wurde bei  $p < 0,05$  angenommen. Entsprechend der Datenverteilung kamen parametrische oder nicht-parametrische Tests (Rangtests) zur Anwendung. Die notwendige Datenaggregation (z.B. für die Erstellung von Multidimensionalen Skalierungen) der hydrochemischen Daten erfolgte, da die Daten überwiegend nicht normal verteilt waren, über den Median. Für die faunistischen Daten war der Median durch den hohen Anteil von 0-Werten nicht adäquat. Die Datenaggregation erfolgte hier über die Summe der Taxaabundanzen.

### **3.3.1 Nicht-parametrische Tests**

Da die Daten bis auf wenige Ausnahmen nicht normal verteilt waren, kam für den Vergleich mehrerer unabhängiger Stichproben der H-Test (KRUSKAL-WALLIS-Test), der dem Wesen nach

einer einfachen Varianzanalyse entspricht, zur Anwendung. Der H-Test dient - wie die Varianzanalyse - der Prüfung, ob die beobachteten Unterschiede zwischen den zu vergleichenden Stichproben als signifikant anzusehen sind. Wiesen die entsprechenden H-Tests signifikante Unterschiede aus, wurde der Vergleich zwischen zwei Gruppen mittels U-Test (MANN-WHITNEY-Test) vorgenommen, um diese Unterschiede zu differenzieren (LOZÁN et al. 1998, JANSSEN & LAATZ 2003).

Für die Überprüfung verbundener Variablen wurde der WILCOXON-Test eingesetzt. Da die Entnahme der Pumpenproben aus den Meßstellen (Pumpensumpf vs. freies Grundwasser) aus derselben Meßstelle und fast zur gleichen Zeit erfolgte, waren die daraus resultierenden Variablen als verbundene Stichproben anzusehen.

Bei diesem Test wird die Nullhypothese geprüft, daß die gebildeten Paardifferenzen aus den verbundenen Meßwerten symmetrisch um den Median gleich Null verteilt sind (LOZÁN et al. 1998).

Die Effizienz der genannten Tests im Vergleich mit den adäquaten parametrischen Verfahren (ANOVA, t-Test) geben LOZÁN et al. (1998) mit 95 % an.

### **3.3.2 Parametrische Tests**

Nur für die Größen „Probennahmezeiten im Gelände“ und der „Sortierzeiten im Labor“ (Punkt 4.1.1) waren die Voraussetzungen für die Anwendung parametrischer Tests gegeben. Für den Vergleich der Mittelwerte wurde eine einfaktorielle ANOVA durchgeführt. Die Überprüfung der notwendigen Homogenität der Varianzen erfolgte mit dem LEVENE-Test. Ergänzend wurde mittels einer univariaten Varianzanalyse überprüft, welche/r Faktor/en die Sortierzeit im Labor am stärksten beeinflusste/n.

### **3.3.3 Korrelationsanalysen**

Die Überprüfung der Daten auf vorliegende Korrelationen wurde unter Verwendung des SPEARMAN-Rangkorrelations-Test durchgeführt. Hauptgrund für die Verwendung dieses Korrelations-Tests war zum einen die Tatsache, daß dieser Test auch bei kleinen Stichprobenumfängen als exakt gilt und andererseits der Einfluß der Ausreißer gering ist (LOZÁN et al. 1998).

### **3.3.4 Gemeinschaftsanalysen (MDS, SIMPER, BIO-ENV)**

#### **MDS - Multidimensionale Skalierungen**

In jedem Fall wurde versucht, die Ergebnisse zu visualisieren. Neben Boxplots und Diagrammen wurden auch mehrere MDS-Diagramme (Multidimensionale Skalierungen) erstellt. Die Vorteile einer MDS gegenüber der Hauptkomponenten- und Faktorenanalyse liegen nach CLARKE & WARWICK (1994) u.a. darin, daß diese Methode besser Rohdatenmatrizen verarbeitet, welche vorwiegend 0 enthalten, wie dies typisch für Artabundanzmatrizen ist. Anforderungen an die Verteilung bzw. Linearität der Daten bestehen

nicht. Die MDS empfiehlt sich daher für Standort- und Probennahmestellen-Vergleiche (z.B. Abundanzen). Sie ist sehr gut geeignet, komplexe vielschichtige Zusammenhänge in 2- oder 3-dimensionaler Form abzubilden. Für die Berechnung der jeweiligen Abstandsmatrix der hydrochemischen Daten wurde der Euklidische Abstand verwendet.

Für die Darstellung der faunistischen Daten mittels MDS wurde das ökologische Abstandsmaß nach BRAY & CURTIS (1957) eingesetzt, daß die Ähnlichkeit bzw. die Distanz zwischen den Proben in bezug auf den / die angewendeten Parameter wiedergibt. Der Vorteil des BRAY-CURTIS-Abstandsmaßes gegenüber anderen Abstandsmaßen liegt darin, daß Nullwerte nicht als Ähnlichkeit berücksichtigt werden.

Die statistische Güte des errechneten MDS-Plots wird durch den Stress-Wert angegeben. Nach CLARKE & WARWICK (1994) entsprechen Stress-Werte  $< 0,1$  einer guten Ordination mit geringem Fehlinterpretationspotential. Werte  $< 0,2$  bieten moderate Interpretationsmöglichkeiten. Eine Auswertung von MDS-Plots mit Werten  $\geq 0,2$  sollte mit entsprechender Vorsicht erfolgen. JANSSEN & LAATZ (2003, basierend auf KRUSKAL) geben die Güte der Stress-Werte wie folgt an:  $0,05 \geq S \geq 0,025$  = hervorragende Übereinstimmung,  $0,1 \geq S \geq 0,05$  = gute Übereinstimmung,  $0,2 \geq S \geq 0,1$  = befriedigende Übereinstimmung.

Wurden mit Hilfe der MDS Gruppen (Meßstellen / Quellen oder Arten / Taxa) ermittelt, dann erfolgte die Überprüfung deren Plausibilität durch eine Diskriminanz-Analyse. Ziel der Diskriminanz-Analyse ist die maximale Trennung von zwei oder mehreren vorgegebenen Gruppen mehrdimensionaler Daten mit Hilfe von einer oder mehreren Diskriminanzfunktionen, das Aufdecken darin enthaltener Falschzuordnungen, womit die Möglichkeit zu einer Optimierung der Trennung der Gruppen gegeben ist (LOZÁN et al. 1998).

### **SIMPER-Analysen**

Die SIMPER-Analyse ermittelt, welche Arten / Taxa für die Unterschiede zwischen zwei zuvor definierten Gruppen verantwortlich sind. Die typischen (dominierenden) Arten / Taxa einer jeden Gruppe werden ebenfalls ermittelt (CLARKE & GORLEY 2001). Das Verfahren beruht auf der Ähnlichkeit zwischen Paaren von Arten / Taxa. Arten bzw. Taxa die häufiger zusammen auftreten, werden dabei als ähnlich betrachtet.

Nach CLARKE & WARWICK (1994) werden durch die SIMPER-Analyse jene Arten / Taxa identifiziert, die am stärksten zur durchschnittlichen Unähnlichkeit zwischen zwei Gruppen beitragen.

### **BIO-ENV-Analysen**

Das Verfahren der BIO-ENV-Analyse (CLARKE & WARWICK 1994) wird eingesetzt, um Korrelationen zwischen den Matrizen der faunistischen und hydrochemischen Daten zu finden. Es erlaubt damit Rückschlüsse auf den Einfluß der hydrochemischen Verhältnisse auf die Zusammensetzung der faunistischen Lebensgemeinschaften. Methodisch folgt das Verfahren dem Ansatz, daß die Umweltfaktoren, die für die Struktur der

Lebensgemeinschaften verantwortlich sind, ähnliche Werte aufweisen. Besteht diese Ähnlichkeit, kann angenommen werden, daß die faunistischen Lebensgemeinschaften ebenfalls ähnlich sind. Folglich müßte eine Ordination der abiotischen Daten zu einer ähnlichen Gruppierung der biotischen Daten führen. Unrelevante Variablen können ausgeschlossen werden. Zu diesem Zweck werden zwei (Un-)Ähnlichkeitsmatrizen, eine aus den abiotischen, eine weitere aus den biotischen Daten, erstellt. Das BIO-ENV-Verfahren sucht nach der oder den Kombination/en von abiotischen Variablen, deren Ordination die höchste Ähnlichkeit mit der biotischen Ordination aufweist. Für die Rangkorrelationen zwischen den Matrizen wurde der Koeffizient nach SPEARMAN verwendet.



## **4 Ergebnisse und Diskussion des Methodenvergleiches**

### **4.1 Ergebnisse**

#### **4.1.1 Vergleich der Probennahmezeiten im Gelände und der Sortierzeiten im Labor**

Die Effizienz einer Methode wird u.a. vom zeitlichen Aufwand für die Vorbereitung, der Einsatzzeit im Gelände und den Sortierzeiten im Labor bestimmt. Exakte Angaben in bezug auf den beprobten Grundwasserleiter und die verwendete Methode der Probennahme werden in der Literatur aber nur selten gemacht.

Die Probennahmezeiten im Gelände und die Sortierzeiten im Labor (auf dem Niveau von taxonomischen Großgruppen) wurden dokumentiert und ausgewertet (Abb. 4.1). Enthalten in der Auswertung ist auch der Zeitaufwand für die Erhebung der Feldparameter und der chemischen Parameter Nitrat, Gesamthärte, SBV und Gesamteisen. Nicht berücksichtigt wurde der Zeitaufwand für vorbereitende Aktivitäten, z.B. Füllen der Preßluftflaschen und die unerläßliche Funktionskontrolle der pneumatischen Kolbenhubpumpe. Die beim Einsatz der pneumatischen Kolbenhubpumpe anfallenden Zeiten für die Teilarbeitsgänge „Auspumpen des Meßstellensumpfes“ und „Abpumpen des freien Grundwassers“ wurden getrennt erfaßt. Die Zeiten für den notwendigen Umbau der Pumpe (Tausch des Saugkopfes gegen die Packermanschetten) wurden geteilt und je zur Hälfte jedem Teilarbeitsgang zugeschlagen, ebenso wie die Zeiten für den Auf- und Abbau des Systems. Unberücksichtigt bleibt auch der Umstand, daß durch die 19- bis 24-stündige Expositionszeit der Quellnetze eine zweite Anfahrt der Quellstandorte notwendig war.

Sowohl die Probennahmezeiten im Gelände als auch die Sortierzeiten im Labor unterlagen starken Schwankungen mit zahlreichen Ausreißern und Extremwerten, dennoch lag nach der Logarithmierung der Daten eine Normalverteilung vor (K-S-Test,  $p > 0,01$ ;  $N = 151$ ). Daher wurden für den Vergleich der Beprobungszeiten zwischen den verschiedenen Methoden parametrische statistische Tests verwendet.

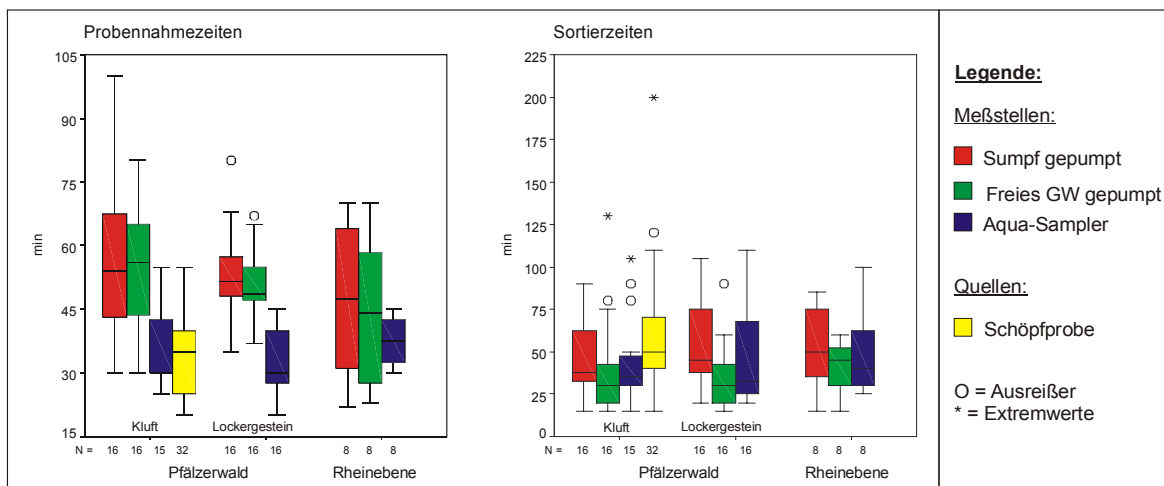
Für die Probennahmezeiten wurden im Pfälzerwald signifikante Unterschiede zwischen den Methoden festgestellt (ANOVA,  $p < 0,001$ ;  $N = 127$ ). Die Aufwandszeiten für den Netzsammler und das Quellnetz lagen im Kluffleiter und im Lockergesteinsleiter höchst signifikant niedriger (ANOVA,  $p < 0,001$ ;  $N = 63$  bzw.  $64$ ) als beim Einsatz der pneumatischen Kolbenhubpumpe. Die durchschnittliche Beprobungsdauer betrug innerhalb der Kluffleiter beim Einsatz der Kolbenhubpumpe 54 min für den Rohrsumpf und 56 min für das freie Grundwasser, hingegen für den Netzsammler 30 min und für das Quellnetz 35 min.

In den Meßstellen der Lockergesteinsleiter wurden für den Einsatz der Kolbenhubpumpe im Rohrsumpf durchschnittlich 52 min und für das freie Grundwasser 49 min benötigt. Hingegen betrug der durchschnittliche Zeitaufwand für den Netzsammler nur 30 min je Beprobung.

In der Rheinebene sind zwar Unterschiede in den Methoden erkennbar, jedoch sind diese nicht signifikant. Die durchschnittlichen Aufwandszeiten betragen beim Einsatz der Kolbenhubpumpe 48 min für das Auspumpen des Rohrsumpfes, 44 min für das freie Grundwasser und 38 min für den Netzsammler. Ebenfalls keine signifikanten Unterschiede konnten zwischen den Naturräumen Pfälzerwald und Rheinebene festgestellt werden. (ANOVA,  $p > 0,05$ ;  $N = 151$ ).

Die in Abbildung 4.1 dargestellten Sortierzeiten für die faunistischen Großgruppen zeigen ebenfalls Unterschiede zwischen den angewandten Methoden. Das Sortieren der mit dem Quellnetz gewonnenen Proben dauerte durchschnittlich 50 min. Kürzere durchschnittliche Sortierzeiten wurden in den Klufftmeßstellen für die mit der Kolbenhubpumpe gewonnenen Proben (Rohrsumpf: 38 min; freies Grundwasser: 30 min) und Netzsammler (35 min) benötigt. Der einzige signifikante Unterschied bestand zwischen den Proben des freien Grundwassers der Klufftleiter und den Quellen (ANOVA,  $p < 0,05$ ;  $N = 48$ ).

Für die Proben der Rheinebene wurden etwas längere Sortierzeiten benötigt, allerdings ist diese Zunahme nicht signifikant (ANOVA,  $p > 0,05$ ;  $N = 151$ ). Der Zeitaufwand für die aus dem Sumpf der Meßstellen geförderten Proben betrug 50 min, für die aus dem freien Grundwasser stammenden Proben 45 min und für die Netzsammlerproben 40 min.



**Abbildung 4.1:** Vergleich der Probennahmezeiten im Gelände (inkl. hydrochemischer Beprobungen) und der Sortierzeiten im Labor für die verschiedenen Methoden.

Die Abbildung der Sortierzeiten weist mehrere Ausreißer und Extremwerte auf. Dabei handelt es sich um Proben, die einen erhöhten Anteil an Detritus, Ocker oder Feinsediment aufwiesen. Diese Proben wurden nach subjektivem Ermessen geteilt und die Taxa anschließend entsprechend hochgerechnet. Trotz dieser Teilung beeinträchtigte das

verbliebene Material in mehreren Fällen eine schnelle Entnahme der Taxa. Andererseits führte die Teilung von Proben, wie Tabelle 4.1 zeigt, zu einem sinkenden Einfluß dieser Faktoren auf die Sortierzeit. Statistisch hatten Ocker und Feinsediment keinen Einfluß auf die Entnahme des Faunenmaterials.

Von der Gesamtprobenzahl von 151 wurden 20 Proben geteilt, wovon die Quellproben (13 Stück) aufgrund des hohen Detritusanteils am häufigsten geteilt wurden.

Tabelle 4.1 gibt den Einfluß von verschiedenen Faktoren auf die Sortierzeiten wieder. Danach hat im Kluffgestein die angewandte Methode und das in die Proben gelangte Sediment einen höchst signifikanten Einfluß auf die Sortierzeiten. Die Gesamtabundanz beeinflusste ebenfalls die Sortierzeiten, ebenso wie mehrere Faktorenkombinationen.

In den Lockergesteinsleitern hatte hingegen nur eine Kombination aus Detritus und Sand signifikanten Einfluß auf die Sortierzeiten. Die Grundwassermeßstellen in der Rheinebene wurden in dieser Tabelle nicht berücksichtigt, da keiner der untersuchten Faktoren die Sortierzeiten signifikant beeinflusste.

**Tabelle 4.1:** Einfluß von verschiedenen Faktoren auf die Sortierzeiten der Faunenproben aus den Grundwassermeßstellen und Quellen im Pfälzerwald. \*, \*\* bzw. \*\*\* geben Signifikanzniveaus von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$  wieder.

Ifd. Nr.	Hauptfaktoren	Pfälzerwald			
		Kluffgesteinsleiter (N = 79)		Lockergesteinsleiter (N = 48)	
		F-Wert	p	F-Wert	p
1	Methode	11,86	0,001***	1,310	0,302
2	Sediment	11,77	0,001***	0,520	0,607
3	Abundanz	5,19	0,004**	0,830	0,609
4	Detritus	4,03	0,520	0,970	0,404
5	Abundanz+Methode	7,33	0,011*	0,164	0,971
6	Abundanz+Detritus	7,66	0,020*	1,090	0,364
7	Methode+Detritus	5,91	0,020*	0,530	0,602
8	Abundanz+Sediment	9,41	0,003**	-	-
9	Methode+Sediment	7,71	0,006**	5,930	0,030*
10	Detritus+Sediment	7,16	0,012*	-	-

#### 4.1.2 Hydrochemische Ergebnisse

Die Grundwässer der Naturräume Pfälzerwald und Rheinebene unterschieden sich aufgrund der hydrogeologischen Verhältnisse und der heutigen Nutzung klar voneinander. Keine signifikanten Unterschiede wurden lediglich bei der Sauerstoffsättigung und dem Gesamteisengehalt gefunden (H-Test,  $p > 0,05$ ; N = 146 bzw. 150).

In der Einzelbetrachtung der Naturräume zeigte sich, daß die angewandten Methoden nur geringen Einfluß auf die Meßergebnisse hatten. Zur Klärung der Frage, ob sich die gepumpten Proben (Sumpf vs. freies Grundwasser) signifikant unterschieden, wurden diese zusätzlich mit dem verteilungsabhängigen Wilcoxon-Test überprüft, da es sich hierbei um verbundene Stichproben handelt. Es zeigten sich methodische Unterschiede bei jeweils einem Parameter, sowohl im Pfälzerwald (Kluft und Lockergestein) wie auch in der Rheinebene.

Alle untersuchten Parameter werden nachfolgend, getrennt nach Naturräumen, kurz charakterisiert und mittels eines Boxplots visualisiert. Abschließend wurden die Daten beider Naturräume mittels einer multidimensionalen Skalierung (MDS) ausgewertet und dargestellt. Alle erhobenen hydrochemischen Meßwerte sind in Tabelle 9.1 (Anhang) zusammengefaßt.

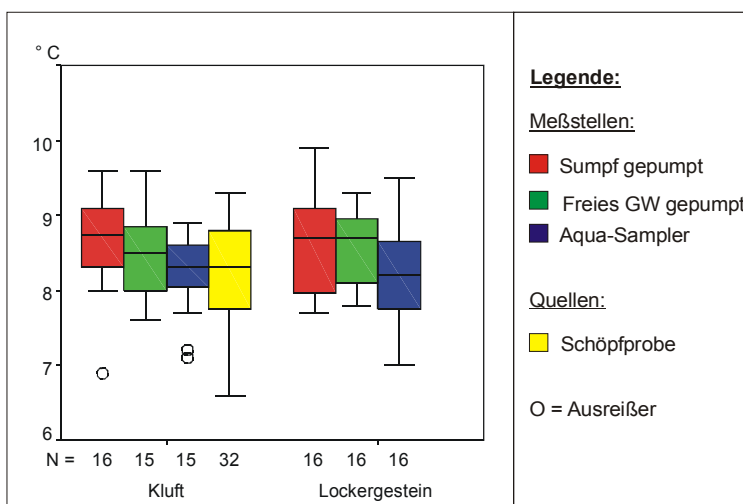
#### 4.1.2.1 Naturraum Pfälzerwald

Das Grundwasser des Pfälzerwaldes zeichnet sich durch Elektrolytarmut, niedrige pH-Werte und, als regionale Besonderheit, durch relativ hohe Sauerstoffgehalte aus (HEITELE et al. 1987, HAHN et al. 1998).

Im Grundwasser des Pfälzerwaldes waren in bezug auf die verwendeten H- bzw. U-Tests keine methodisch bedingten Unterschiede der hydrochemischen Meßwerte festzustellen. Jedoch unterschieden sich die Meßwerte der meisten der untersuchten Parameter in den Grundwassermeßstellen signifikant von den in den Quellen ermittelten Daten (H-Test,  $p < 0,05$ ;  $N > 120$ ). Der direkte Vergleich der gepumpten Proben zeigte jedoch für alle Meßstellen des Pfälzerwaldes signifikant höhere Leitfähigkeitswerte im Rohrsumpf verglichen mit dem freien Grundwasser (Wilcoxon-Test,  $p < 0,01$ ;  $N = 31$ ). Bezogen auf die Meßstellen des Lockergesteins wurden ähnliche Ergebnisse gefunden (Wilcoxon-Test,  $p < 0,05$ ;  $N = 16$ ). In den Kluffgrundwassermeßstellen war die Sauerstoffsättigung im Rohrsumpf signifikant erhöht (Wilcoxon-Test,  $p < 0,05$ ;  $N = 14$ ).

#### Wassertemperatur

Die in den Quellen und aus den Aqua-Samplerproben gemessenen Temperaturen waren zwar insgesamt niedriger als die mit der Kolbenhubpumpe aus dem freien Grundwasser und dem Rohrsumpf gewonnenen Werte, jedoch fanden sich weder innerhalb der Kluffleiter (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 79$ ) noch der Lockergesteinsleiter (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 48$ ) signifikante Unterschiede zwischen den angewandten Methoden (Abb. 4.2). Auch die Pumpproben unterschieden sich nicht (Wilcoxon-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 15$  bzw.  $16$ ). Ebenso gab es keine Unterschiede zwischen den untersuchten Grundwasserleitern (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 94$ ).



**Abbildung 4.2:**

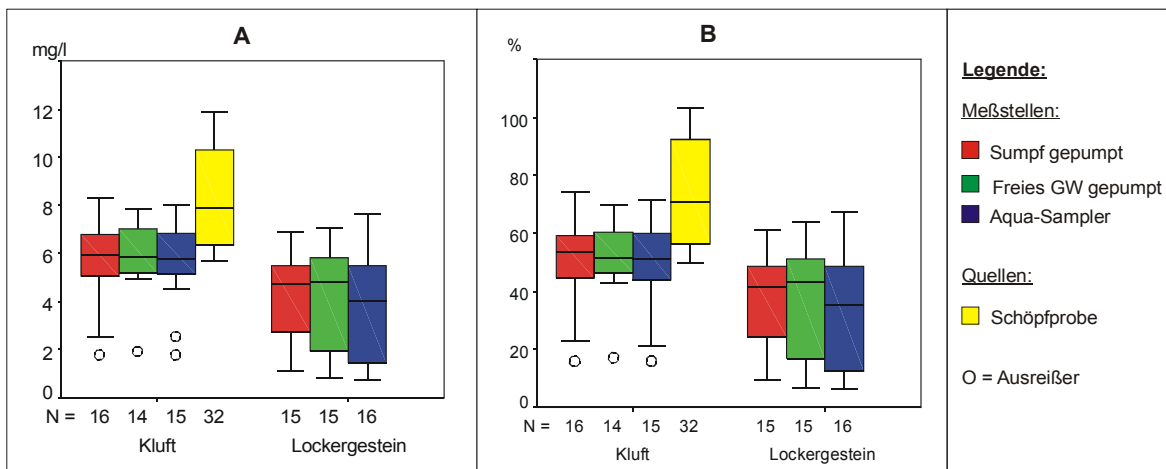
Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Wassertemperaturen in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluff- und Lockergesteins-aquifer.

Die beobachteten Ausreißer waren das Ergebnis von Lufttemperaturen im Bereich des Gefrierpunktes in den Vormittagsstunden des jeweiligen Probennahmetages.

### Sauerstoff

In den Meßstellen der Kluffgrundwasserleiter konnten keine Unterschiede in den Sauerstoffgehalten und -sättigungswerten zwischen den Methoden festgestellt werden (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 45$ ). Dagegen lagen die Sauerstoffwerte der Quellen höchst signifikant über denen, die mit den verschiedenen Methoden im Grundwasser ermittelten Daten (U-Test,  $p < 0,001$ ;  $N > 46$ ). Der direkte Vergleich der Pumpproben zeigte, daß die Sauerstoffsättigung in den Proben aus dem Pumpensumpf signifikant höher war, verglichen mit dem freien Grundwasser (Wilcoxon-Test,  $p < 0,05$ ;  $N = 14$ ).

Die in den Meßstellen der Lockergesteinsleiter ermittelten Sauerstoffgehalte und -sättigungen lagen signifikant niedriger als im Kluffgestein (U-Test,  $p < 0,001$ ;  $N = 91$ ). Unterschiede zwischen den verschiedenen Methoden konnten auch hier nicht festgestellt werden (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N > 44$ ), auch nicht zwischen den Pumpproben (Wilcoxon-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 15$ ). Bedingt durch starke Verockerungserscheinungen war die Kluffgrundwassermeßstelle 3049 I durch niedrige Sauerstoffwerte gekennzeichnet, die sich in den Abbildungen 4.3 a, b als Ausreißer darstellen.

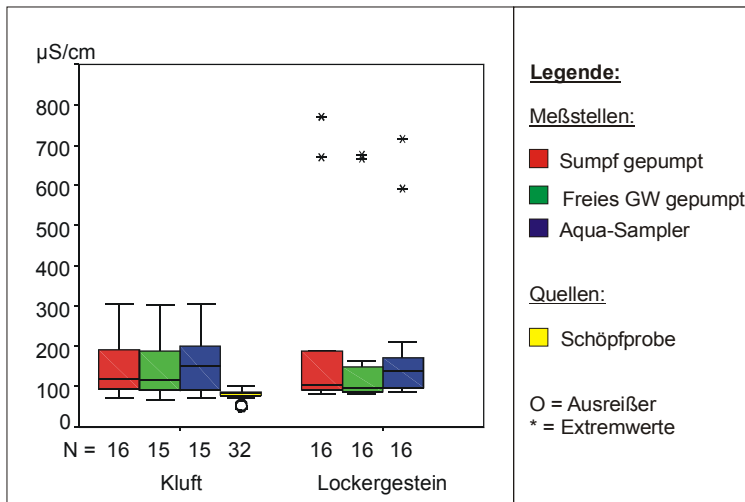


**Abbildungen 4.3 a, b:** Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Werte des Sauerstoffgehaltes (A) und der Sauerstoffsättigung (B) in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluff- und Lockergesteinsaquifer.

### Leitfähigkeit

Wie die Abbildung 4.4 zeigt, konnten bei den in den Meßstellen der Kluffleiter gemessenen Leitfähigkeitswerten keine Unterschiede zwischen den Methoden festgestellt werden (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 46$ ). Auch die Pumpproben unterschieden sich nicht im direkten Vergleich (Wilcoxon-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 16$ ). Dagegen lagen die Leitfähigkeitswerte der Quellen signifikant unter den mit den verschiedenen Methoden im Grundwasser ermittelten Daten (U-Test,  $p < 0,001$ ;  $N > 47$ ).

Die in den Meßstellen der Lockergesteinsleiter ermittelten Leitfähigkeitsdaten wiesen weder signifikante Unterschiede innerhalb der Methoden noch zu den Meßstellen der Kluffleiter auf (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N > 48$ , U-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 94$ ). Allerdings war die Leitfähigkeit in den aus dem Sumpf der Meßstellen kommenden Pumpproben signifikant höher als die des freien Grundwassers (Wilcoxon-Test,  $p < 0,05$ ;  $N = 16$ ). Die Extremwerte in Abbildung 4.4 stammen alle von der Meßstelle M 32, die als Unterflurmeßstelle ausgebaut ist. Bedingt durch die Lage direkt am Straßenrand und den Ausbautyp wies diese Meßstelle erhöhte Leitfähigkeitswerte auf, die wahrscheinlich durch den Einfluß von Streusalzen hervorgerufen wurden.

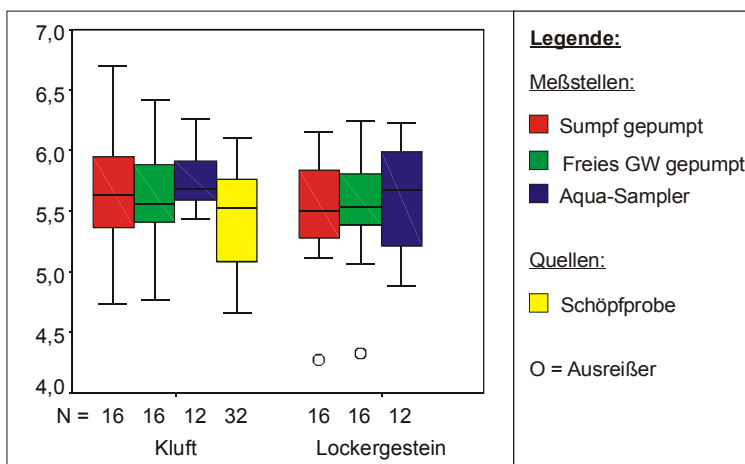


**Abbildung 4.4:**

Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Werte der Leitfähigkeit in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluff- und Lockergesteinsaquifer.

### pH-Wert

Der untersuchte Parameter pH-Wert wies keinerlei signifikante Unterschiede, weder methodenbedingt (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 76$  bzw.  $44$ ) noch zwischen den Grundwasserleitern, auf (U-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 88$ ). Ebenso wiesen die Quellen keine signifikanten Unterschiede zum Grundwasser auf. Bei der Probennahme mit der pneumatischen Kolbenhubpumpe am 29.01.2002 in der Lockergesteinsmeßstelle BK III wurden pH-Werte von 4,27 (Sumpf) bzw. 4,32 (freies Grundwasser) gemessen, die sich als Ausreißer in der Abbildung 4.5 darstellen. Trotz dieser Werte ließen sich zwischen den Pumpproben keine signifikanten Unterschiede feststellen (Wilcoxon-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 16$  bzw.  $16$ ).



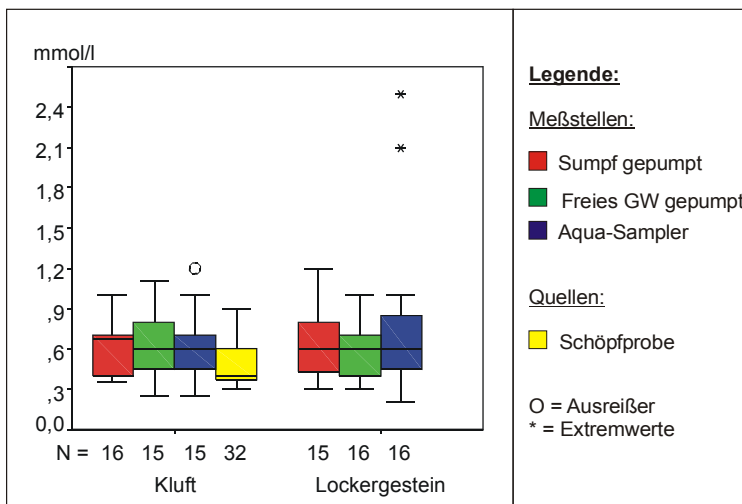
**Abbildung 4.5:**

Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen pH-Werte in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluff- und Lockergesteinsaquifer.

## Gesamthärte

In den Grundwassermeßstellen der Kluffleiter konnten keine Unterschiede zwischen den Methoden festgestellt werden (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 46$ ), auch nicht zwischen den Pumpproben (Wilcoxon-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 15$ ). Dagegen lag die Gesamthärte der Quellen signifikant unter den Werten der Pump- oder Aqua-Samplerproben (U-Test,  $p < 0,05$ ;  $N > 47$ ), was auf die intensiven Austauschprozesse am Quellmund (Einstellung des Kalk-Kohlensäuregleichgewichts,  $\text{CO}_2$ -Freisetzung) zurückzuführen sein dürfte.

Die in den Meßstellen der Lockergesteinsleiter ermittelten Gesamthärtewerte wiesen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Methoden auf. Auch zwischen den Kluff- und Lockergesteinsleitern konnten keine Unterschiede festgestellt werden (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N > 47$ , H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 93$ ). Die beiden Extremwerte in Abbildung 4.6 wurden in der Meßstelle M 32 (Lockergestein) gemessen (s.a. unter Leitfähigkeit).



**Abbildung 4.6:**

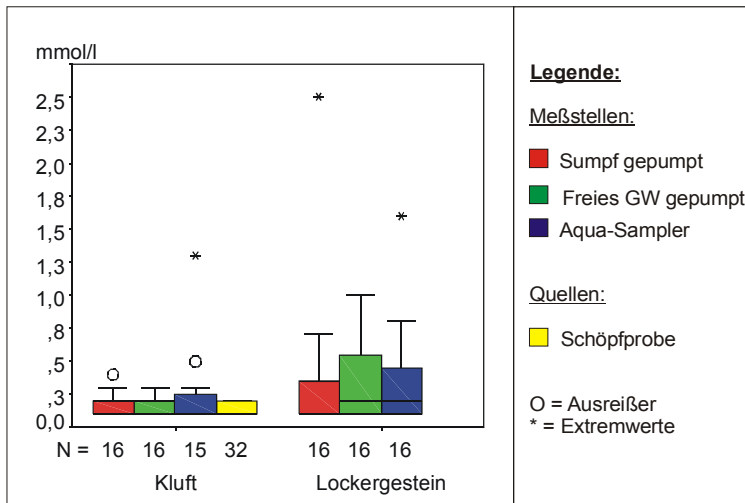
Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Werte der Gesamthärte in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluff- und Lockergesteinsaquifer.

## Säurebindungsvermögen

Hinsichtlich des Säurebindungsvermögens (SBV, Abb. 4.7) konnten in den Kluffgrundwassermeßstellen keine Unterschiede zwischen den Methoden festgestellt werden (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N > 47$ ). Zwischen Quellen und Aqua-Sampler zeigten sich keine Unterschiede (U-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 47$ ), jedoch lagen die Werte der Quellen signifikant unter den mit der Kolbenhubpumpe ermittelten Werten (U-Test,  $p < 0,05$ ;  $N = 48$ ). Auch hierfür dürften wie bei der Gesamthärte die Austauschprozesse am Quellmund verantwortlich sein.

Die in den Meßstellen der Lockergesteinsleiter ermittelten SBV-Werte wiesen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Methoden auf, auch zwischen den Meßstellen der Kluff- und Lockergesteinsleiter konnten keine Unterschiede festgestellt werden (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 48$ , H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 95$ ). Der vergleichende Wilcoxon-Test ( $p > 0,05$ ;  $N = 16$  bzw. 16) zwischen den Pumpproben führte ebenfalls zu keinen signifikanten Unterschieden. Die gemessenen Extremwerte innerhalb des Lockergesteinsleiters stammten auch hier von Meßstelle M 32. Am 28.01.2002 wurden in den ca. 200 m auseinander liegenden

Kluftgrundwassermeßstellen M 29 und M 30 mittels Aqua-Sampler Proben genommen, die erhöhte SBV-Werte aufwiesen.

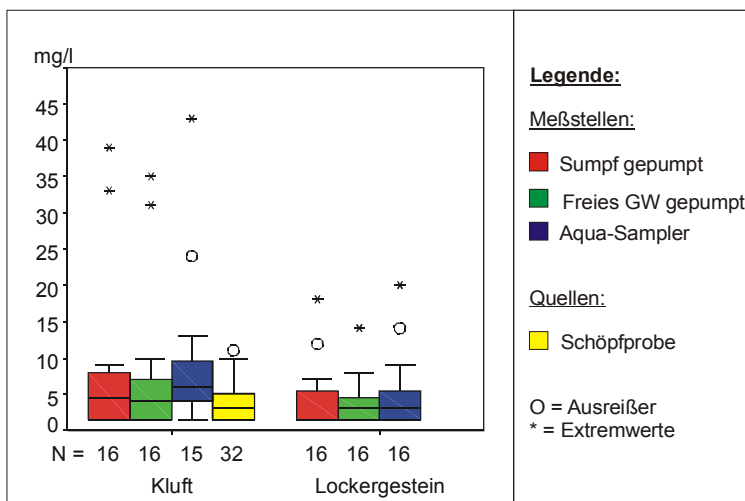


**Abbildung 4.7:**

Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Werte des Säurebindungsvermögens (SBV) in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluft- und Lockergesteinsaquifer.

### Nitrat

Die Nitratwerte (Abb. 4.8) zeigten weder innerhalb der Kluftleiter (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 79$ ) noch in den Lockergesteinsleitern (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 48$ ) methodisch bedingte Unterschiede, was auch für den direkten Vergleich der Pumpproben festgestellt werden konnte (Wilcoxon-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 16$  bzw.  $16$ ). Allerdings waren die Nitratwerte in den Lockergesteinsleitern signifikant niedriger (U-Test,  $p < 0,05$ ;  $N = 95$ ). Die Abbildung 4.8 weist eine Vielzahl von Ausreißern und Extremwerten auf. Hervorgerufen wurden diese Werte jeweils durch eine Meßstelle, 3063 I im Kluftleiter, M 3 im Lockergesteinsleiter. Im Falle der Meßstelle 3063 I kam es vermutlich zu einer Infiltration von organisch belasteten Oberflächenwasser, daß aus einer Siedlung kommend, in unmittelbarer Nähe der Meßstelle versickert. Die erhöhten Nitratwerte in der Meßstelle M 3 konnten nicht abschließend geklärt werden, naheliegend ist jedoch, daß diese Meßstelle mit dem ca. 20 m entfernt vorbei fließenden Aschbach in hydraulischem Zusammenhang steht, der ebenfalls erhöhte Nitratwerte aufwies.



**Abbildung 4.8:**

Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Nitratwerte in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluft- und Lockergesteinsaquifer.

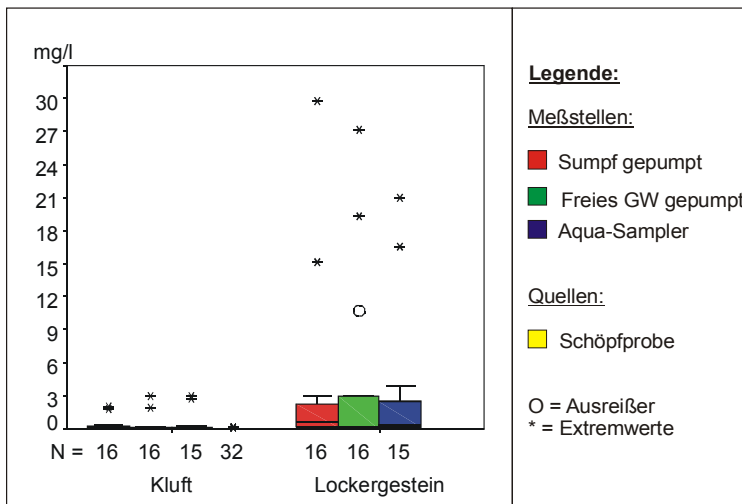


## Gesamteisen

In den Kluffleitern waren die Gesamteisenwerte insgesamt auf niedrigem Niveau (Abb. 4.9). Jedoch fanden sich Unterschiede zwischen dem Rohrsumpf und den Quellen (U-Test,  $p < 0,001$ ;  $N = 48$ ). Die gepumpten Proben aus dem Rohrsumpf waren signifikant höher. Zwischen den Pumpproben selbst konnten keine Unterschiede gefunden werden, was auch auf die Meßstellen im Lockergestein zutraf (Wilcoxon-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 16$  bzw.  $16$ ).

Weiterhin unterschieden sich die gemessenen Gesamteisenwerte höchst signifikant zwischen Kluffleiter und Lockergesteinsleiter. In den Lockergesteinsleitern waren die Gesamteisenwerte signifikant höher (H-Test,  $p < 0,001$ ;  $N = 94$ ). Innerhalb der Lockergesteinsleiter konnten keine methodisch bedingten Unterschiede festgestellt werden (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 47$ ).

Die Abbildung 4.9 weist eine Vielzahl von Ausreißern und Extremwerten, sowohl in den Kluffgrundwasserleitern als auch in den Lockergesteinsleitern, auf. Diese Werte beziehen sich aber, ähnlich wie beim Nitrat, auf wenige Meßstellen. Alle Meßstellen mit erhöhten Eisenwerten waren durch zum Teil massive Verockerungen (M 2, 3049 I) oder durch äußere Einflüsse (M 32, Streusalz) geprägt.



**Abbildung 4.9:**

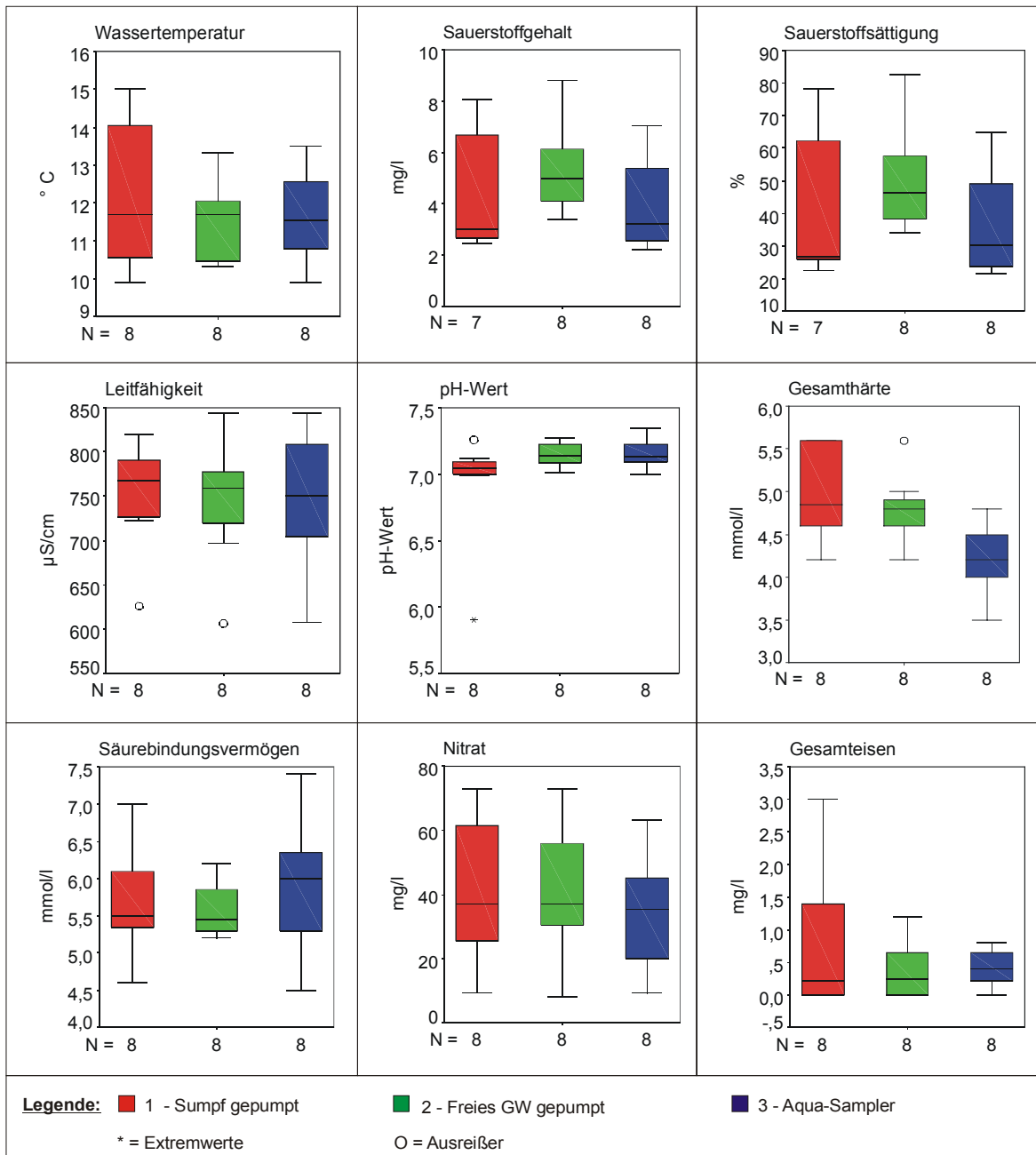
Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Gesamteisenwerte in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes, getrennt nach Kluff- und Lockergesteins-aquifer.

### 4.1.2.2 Naturraum Rheinebene

Das Grundwasser der Rheinebene, als landwirtschaftlich intensiv genutztem Naturraum, zeichnete sich durch hohe Nitratkonzentrationen, hohe Leitfähigkeitswerte sowie eine hohe Gesamthärte und sehr gutes Säurebindungsvermögen aus (Abb. 4.10).

Im Grundwasser der Rheinebene waren mit Ausnahme der Gesamthärte, die in den Aqua-Samplerproben niedriger war, keine methodenbedingten Unterschiede der hydrochemischen Meßwerte festzustellen (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 24$ ). Allerdings zeigte der direkte Vergleich der Pumpproben einen signifikanten Unterschied. Alle pH-Werte aus dem freien Grundwasser waren höher im Vergleich mit den Werten aus dem Rohrsumpf, was in der Folge diesen signifikanten Unterschied bedingte (Wilcoxon-Test,  $p < 0,05$ ;  $N = 8$ ).

Die insgesamt homogenen hydrochemischen Verhältnisse in der Rheinebene kommen auch durch die geringe Anzahl an Ausreißern und Extremwerten zum Ausdruck, wie Abbildung 4.10 zeigt.



**Abbildung 4.10:** Vergleich der mit verschiedenen Methoden gemessenen Werte der hydrochemischen Parameter in den Meßstellen der Rheinebene.

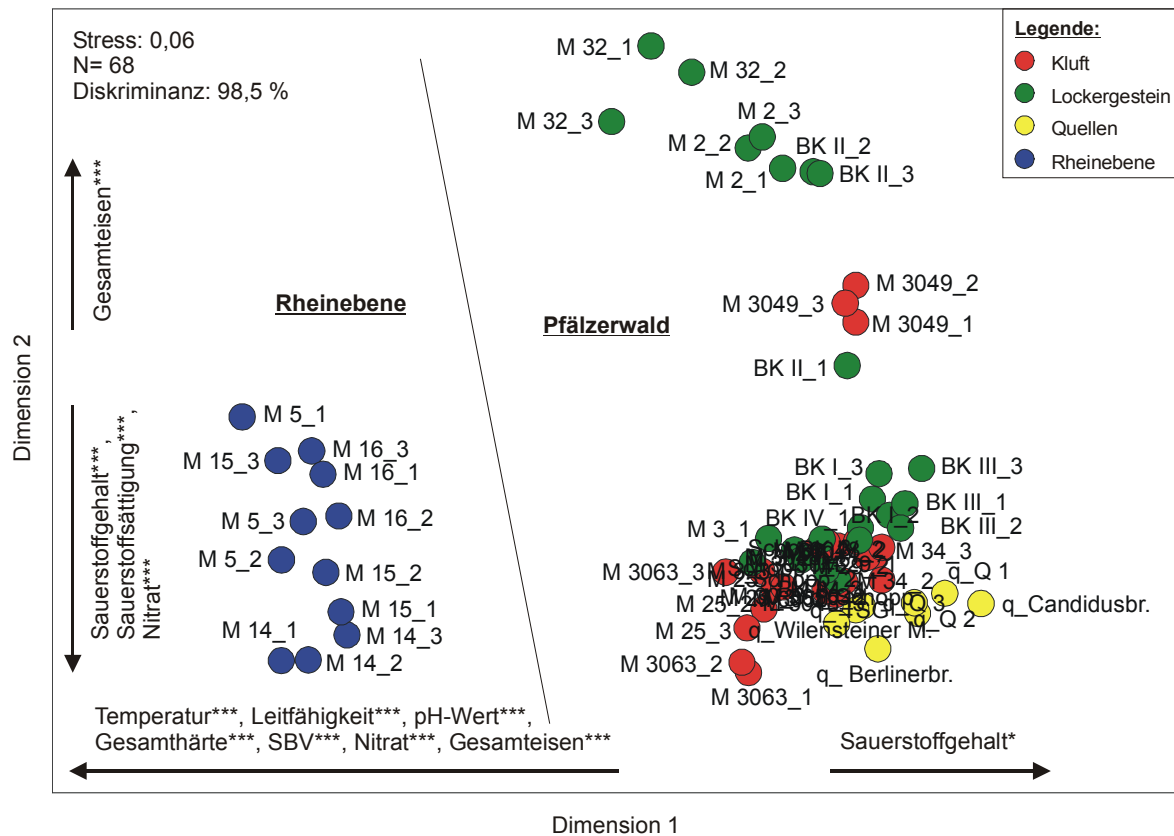
#### 4.1.2.3 Zusammenfassung der hydrochemischen Ergebnisse

Mittels einer MDS wurden die hydrochemischen und methodischen Ergebnisse ausgewertet und zusammengefaßt.

Die MDS (Abb. 4.11) trennt deutlich zwischen den Naturräumen Pfälzerwald und Rheinebene. Diese Trennung, basierend auf einer Spearman-Korrelationsanalyse, wird durch die sich höchst signifikant unterschiedlichen Parameter Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, SBV, Gesamthärte und Nitrat bedingt (Dimension 1). Das Grundwasser der Rheinebene war wärmer, basischer und ionenreicher im Vergleich zum Grundwasser des Pfälzerwaldes. Im Naturraum Pfälzerwald wurden die Quellen von den Grundwassermeßstellen abgetrennt, deren Hydrochemie sich bei einer Vielzahl der untersuchten Parameter signifikant von den Grundwassermeßstellen der hydrogeologischen Einheiten Kluft und Lockergestein unterschieden. Kluft- und Lockergesteinsmeßstellen wurden hingegen nur unscharf voneinander getrennt, jedoch lassen sich die verockerten Meßstellen klar unterscheiden (3049 - Kluft; BK II, M 2 - Lockergestein), was auch durch die höchst signifikante Zunahme des Gesamteisengehaltes entlang der Dimension 2 zum Ausdruck kommt. Auf die besondere hydrochemische Charakteristik der Meßstelle M 32 (Straßenrandlage) wurde mehrfach eingegangen.

Um die Eigenständigkeit der farblich abgesetzten Gruppen (Rheinebene, Quellen, Grundwassermeßstellen in Kluft / Lockergestein) festzustellen, wurde eine Diskriminanzanalyse durchgeführt. Danach entspricht die anhand der MDS vorgenommene Gruppeneinteilung zu 98,5 % der tatsächlichen Gruppenzugehörigkeit.

Bezogen auf die verwendeten Methoden der Probennahme wird deutlich, daß die entsprechenden Meßstellen geringe Distanzen aufweisen. Beispielhaft sollen die Meßstellen M 32\_1 - \_3 (Lockergestein) oder M 14\_1 - \_3 (Rheinebene) angeführt werden. Die geringen Distanzen zueinander lassen den Schluß zu, daß der Einfluß der Methoden auf die Wasserchemie gering war. Entscheidender schienen die tatsächlichen Bedingungen vor Ort zu sein.



**Abbildung 4.11:** MDS der hydrochemischen Verhältnisse zwischen den Naturräumen Pfälzerwald und Rheinebene. Einbezogen sind alle Quellen und Meßstellen. Abstandsmaß: Euklidischer Abstand, Streß: 0,06. Die Daten wurden vorher aggregiert und logarithmiert. Grundwassermeßstellen wurden entsprechend ihrer tatsächlichen Bezeichnung benannt (z.B. M 32). An die Grundwassermeßstellen wurden zur Charakterisierung der verwendeten Probennahmemethode folgende Zusätze angefügt: \_1 = Sumpf gepumpt; \_2 = freies Grundwasser gepumpt; \_3 = Aqua-Sampler. Die Quellen wurden mit dem Vorsatz q\_ und einem Namenskürzel benannt (z.B. q\_Candidusbr. = Quelle Candidus-Brunnen). Die schwarzen Pfeile geben die Zunahme des jeweiligen Parameters entlang der Dimension wieder. \* bzw. \*\*\* verweisen auf ein Signifikanzniveau von  $p < 0,05$  bzw.  $p < 0,001$ .

#### 4.1.3 Faunistische Auswertung

Die faunistische Auswertung erfolgt zunächst naturraumbezogen, um das Arteninventar zu charakterisieren. Hierbei stehen die Fragen im Mittelpunkt, ob sich die untersuchten Naturräume faunistisch unterscheiden und ob gefundene Unterschiede methodisch bedingt waren. Weiterhin soll auch die Hypothese überprüft werden, ob die durch das Ausfiltern von Quellwasser gewonnene Fauna die Verhältnisse des angeschlossenen Grundwasserleiters charakterisiert. Die nachstehende Tabelle 4.2 gibt einen Überblick über die nachgewiesenen Arten bzw. Taxa. Vollständige Tabellen mit allen Arten und Taxa unter Berücksichtigung des Naturraums und der Sammelmethode finden sich im Anhang (Tab. 9.2 - 9.5).

**Tabelle 4.2:** Die während der Untersuchung festgestellten Arten bzw. Taxa.

<b>Crustacea</b>	
<b>Cyclopoida</b>	<b>Harpacticoida</b>
<i>Eucyclops serrulatus</i> (FISCHER 1851)	<i>Bryocamptus (L) echinatus</i> (MRAZEK 1893)
<i>Paracyclops affinis</i> (SARS 1863)	<i>Bryocamptus (Rh) typhlops</i> (MRAZEK 1893)
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (FISCHER 1853)	<i>Bryocamptus (Rh) zschokkei</i> (SCHMEIL 1893)
<i>Paracyclops poppei</i> (REHBERG 1880)	<i>Bryocamptus (Rh) pygmaeus</i> (SARS 1863)
<i>Acanthocyclops venustus</i> (NORMAN & SCOTT 1906)	<i>Bryocamptus (Rh) weberi</i> (KESSLER 1914)
<i>Diacyclops languidoides</i> (LILLJEBORG 1901)	<i>Bryocamptus cf.</i> (CHAPPUIS 1929)
<i>Graeteriella unisetigera</i> (GRAETER 1908)	<i>Moraria varica</i> (GRAETER 1911)
<i>Cyclopoida Copepoditen</i>	<i>Moraria brevipes</i> (SARS 1863)
	<i>Maraenobiotus vej dovskyi</i> (MRAZEK 1893)
	<i>Parastenocaris germanica</i> (KIEFER 1936)
	<i>Parastenocaris fontinalis</i> (SCHNITTER & CHAPPUIS 1915)
	<i>Harpacticoida Copepoditen</i>
<b>Amphipoda</b>	<b>Ostracoda</b>
<i>Niphargus aquilex aquilex</i> (SCHIÖDTE 1855)	<i>Candona candida</i> (O.F. MÜLLER 1776)
<i>Crangonyx subterraneus</i> (BATE 1859)	<i>Cryptocandona reducta</i> (ALM 1914)
<i>Gammarus fossarum</i> (KÖCH 1835)	<i>Fabaeformiscandona brevicornis cf.</i> (KLIE 1925)
<b>Weitere Taxa</b>	
Acari	Mikroturbellaria
Ciliata	Naupliuslarven
Cladocera	Nematoda
Gastropoda	Oligochaeta
Insekta	Rotatoria
Makroturbellaria (ausschl. <i>Polycelis felina</i> )	Tardigrada

#### 4.1.3.1 Vergleich der Naturräume

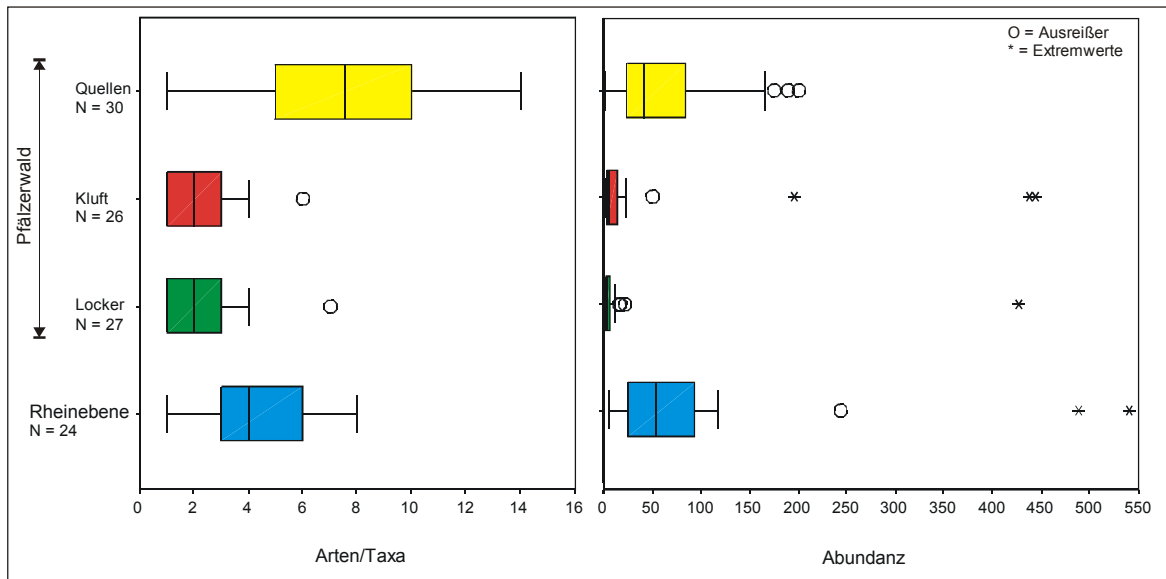
Während des Untersuchungszeitraums wurden mit 151 Beprobungen insgesamt 6.094 Individuen aus 24 Arten und 14 höheren Taxa erfaßt.

Diese Gesamtzahl verteilt sich mit 3.772 Individuen (N = 127) auf 23 Arten und 13 höhere Taxa auf den Naturraum Pfälzerwald und 2.322 Individuen (N = 24) in 2 Arten und 10 höhere Taxa auf den Naturraum Rheinebene. Im Pfälzerwald waren bei 127 Beprobungen 83 besiedelt, was einem Anteil von 65,4 % entspricht. In der Rheinebene wurden 24 Beprobungen durchgeführt, die alle besiedelt waren.

Die durchschnittliche Anzahl der Arten und höheren Taxa bzw. die Abundanz je Beprobung der besiedelten Meßstellen und Quellen in den untersuchten Naturräumen ist, ohne Berücksichtigung der Methode, in Abbildung 4.12 dargestellt. Beide Naturräume unterschieden sich signifikant voneinander (H-Test,  $p < 0,05 / 0,001$ ; N = 107).

Im Naturraum Pfälzerwald lag sowohl die Zahl der Arten und Taxa als auch die Abundanz der in den Quellen erfaßten Fauna signifikant höher im Vergleich zur Fauna der Kluff- und Lockergesteinsmeßstellen (U-Test,  $p < 0,001$ ; N = 56 bzw. 57). Große Unterschiede gab es auch in der Besiedlung der Lockergesteinsaquifere zwischen beiden Naturräumen. Während im Pfälzerwald die Arten- bzw. Taxazahl und die Abundanz sehr niedrig waren, zeigten die Meßstellen der Rheinebene signifikant höhere Abundanzen sowie höhere Arten- und Taxazahlen (U-Test,  $p < 0,001$ ; N = 51). In beiden Naturräumen wurden z.T. Einzelfänge mit

hohen Individuendichten gemacht, worauf die Vielzahl der Ausreißer und Extremwerte hinweist.



**Abbildung 4.12:** Durchschnittliche Anzahl an Arten bzw. höheren Taxa sowie die Abundanzen je Beprobung in den besiedelten Meßstellen und Quellen der Naturräume Pfälzerwald und Rheinebene. Die verwendeten Sammeltechniken (Methoden) wurden nicht berücksichtigt.

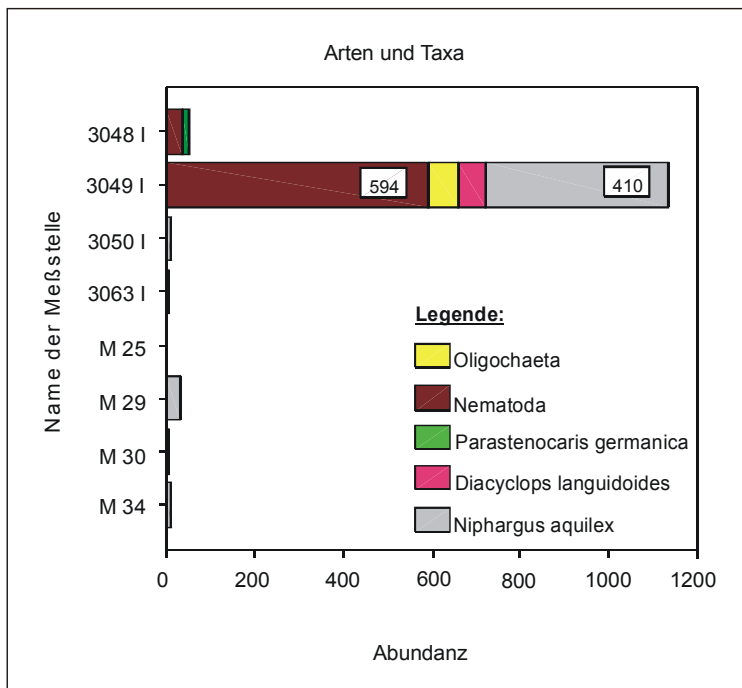
#### 4.1.3.1.1 Pfälzerwald

##### Meßstellen in den Kluftgrundwasserleitern

Die 8 Meßstellen in den Kluftgrundwasserleitern des Pfälzerwaldes zeigten eine sehr ungleichmäßige Besiedlung, im Untersuchungszeitraum waren bei 47 Einzelbeprobungen nur 26 besiedelt. Aus Abbildung 4.13 wird deutlich, daß die Meßstelle 3049 I sich klar von den anderen Meßstellen unterschied. Bei einer Gesamtzahl von 1.260 Tieren im Pfälzerwald, wurden 1.139 Tiere in dieser Meßstelle gefangen. Die Meßstelle selbst, wies im Rohr extreme Verockerungserscheinungen in Verbindung mit niedrigen Sauerstoffwerten auf, besaß aber trotzdem offensichtlich eine hohe Attraktivität für die Grundwasserfauna. Alle anderen Meßstellen waren dagegen nur spärlich besiedelt.

Abundantestes Taxon waren die Nematoda mit 635 Tieren. Zweithäufigstes Taxon war der für die Kluftgrundwässer des Pfälzerwaldes charakteristische Amphipode *Niphargus aquilex* mit 463 Tieren. Sowohl in den Meßstellen des Lockergesteins als auch in den Quellen trat diese Art nur in geringsten Häufigkeiten auf. Aufgrund der starken Konzentration der Fauna in der Meßstelle 3049 I wurden mit der Kolbenhubpumpe deutlich höhere Individuenfänge realisiert, die im Vergleich mit den anderen Meßstellen als Massenfänge zu bezeichnen waren. Als einziger Cyclopoida konnte *Diacyclops languidoides* mit 61 Tieren (alle aus Meßstelle 3049 I) erfaßt werden. Eine Art die nicht in der Meßstelle 3049 I gefunden wurde, war der stygobionte Parastenocaride *Parastenocaris germanica*. Der Schwerpunkt im Auftreten dieser Art lag mit 16 von 17 Tieren in der Meßstelle 3048 I. Das Auftreten der Oligochaeta war mit 66 von 69

Tieren wiederum weitestgehend auf Meßstelle 3049 I beschränkt. Acari, Insekta und Rotatoria traten als Einzelfunde auf, sporadisch war das Auftreten von Nauplien und Mikroturbellaria.



**Abbildung 4.13:**

Diagramm der Abundanzen in den besiedelten Meßstellen der Kluftgrundwasserleiter des Pfälzerwaldes. Dargestellt sind die Abundanzen der Arten und Taxa. Abundanzen < 1 % der Gesamtabundanz wurden vernachlässigt. Beschriftete Boxen in den Balken geben die Abundanz des jeweiligen Taxons wieder, N = 26.

#### Meßstellen in den Lockergesteinsleitern

Mit der Gesamtabundanz von 567 Individuen waren die Meßstellen der Lockergesteinsgrundwasserleiter am geringsten besiedelt. Ähnlich den Kluftleitern waren von 48 Gesamtbeprobungen nur 26 besiedelt. Als völlig unbesiedelt stellte sich die Meßstelle M 32 heraus, die sich, direkt am Straßenrand liegend, auch im Wasserchemismus signifikant von den anderen Meßstellen unterschied. Eine weitere Parallele zu den Kluftmeßstellen zeigte sich in der Besiedlungsstruktur der Lockergesteinsmeßstellen. Eine Meßstelle, in diesem Fall BK I, war wesentlich stärker besiedelt als die anderen Meßstellen, was Abbildung 4.14 deutlich zeigt. 470 Tiere, entsprechend 82,9 % der Gesamtabundanz im Lockergestein, wurden in dieser Meßstelle gefangen. Auch hier beruhte die Gesamtabundanz weitestgehend auf einer Probenahme mit der Kolbenhubpumpe.

Die relativ niedrige Gesamtabundanz verteilte sich auf die Nematoda mit 217 Tieren, sowie die Parastenocarida mit 281 Tieren. Unter diesen 281 Tieren dominierte mit 261 Tieren *Parastenocaris germanica*, die restlichen 20 Tiere waren *Parastenocaris fontinalis*. Beide Arten gelten als Charakterarten sandig-kiesiger Grundwasserleiter und weisen zahlreiche morphologische Anpassungen an diesen Lebensraumtyp auf.

Einzigere Cyclopoide war *Diacyclops languidoides*, der mit einer Abundanz von 12 Tieren in der Meßstelle BK III gefangen wurde. Zu erwähnen sind noch 12 Oligochaeta, 17 Mikroturbellaria und 7 *Niphargus aquilex* (Amphipoda).

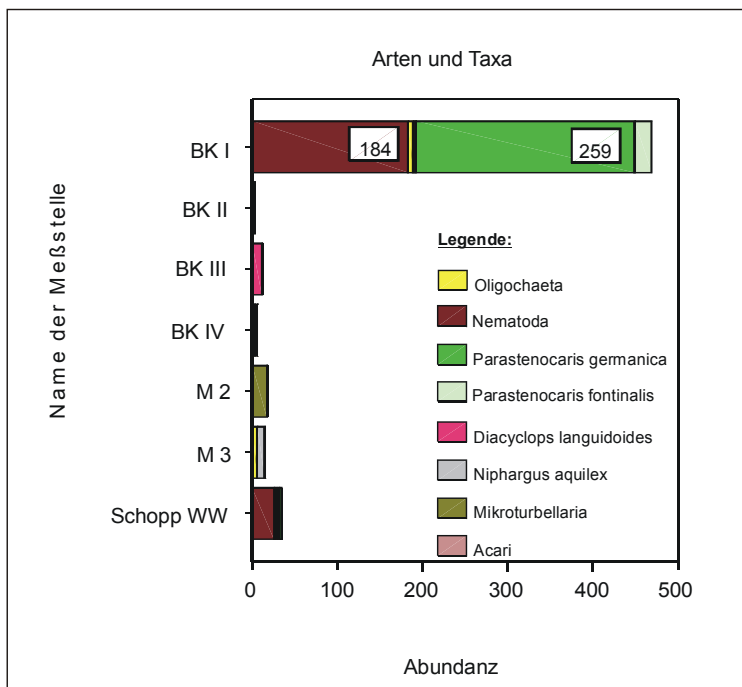
**Abbildung 4.14:**

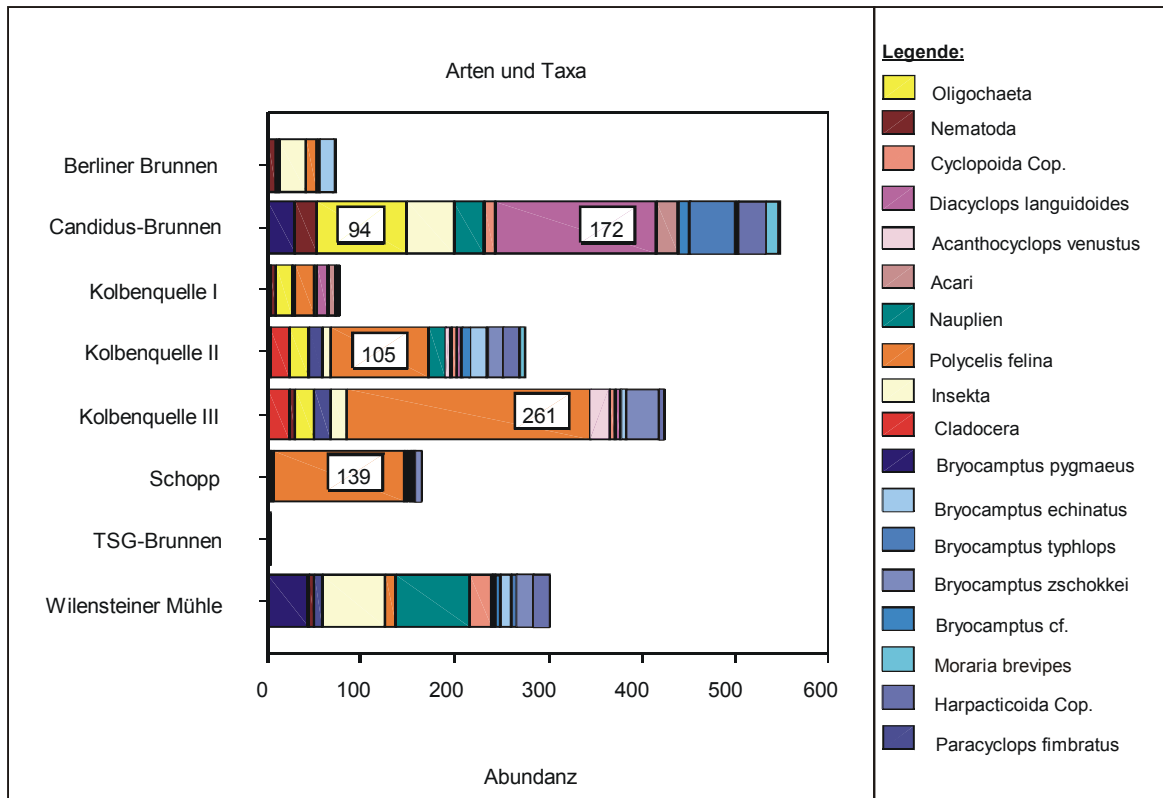
Diagramm der Abundanzen in den besiedelten Meßstellen der Lockergesteinsgrundwasserleiter des Pfälzerwaldes. Dargestellt sind die Abundanzen der Arten und Taxa. Abundanzen < 1 % der Gesamtabundanz wurden vernachlässigt. Beschriftete Boxen in den Balken geben die Abundanz des jeweiligen Taxons wieder, N = 27.

## Quellen

Die Quellen waren sehr stetig, abundant und divers besiedelt. Lediglich bei 2 Beprobungen des TSG-Brunnen wurde keine Besiedlung festgestellt (N = 30). In den Quellen wurden insgesamt 1.948 Individuen gefangen, die sich auf 20 Arten und 14 höhere Taxa verteilen. Darunter waren zahlreiche Arten und Taxa, die ausschließlich in Quellen mit zum Teil hohen Abundanzen nachgewiesen wurden. Wie Abbildung 4.15 zeigt, war die Besiedlungsstruktur in allen Quellen ähnlich. Ausnahmen bildeten hier nur der TSG-Brunnen und der Candidus-Brunnen. Der am Hangfuß stehende TSG-Brunnen wies eine geringe Gesamtabundanz auf und spiegelt damit die Verhältnisse in den Klüftmeßstellen M 29, M 30 und M 34 wieder, die nur in geringer Entfernung (100 - 200 m) von dieser Quelle stehen und ebenfalls nur sehr schwach besiedelt waren. Der Candidus-Brunnen wird von einem oberflächennah verlaufenden Grundwasserleiter gespeist. Bei Niederschlagsereignissen entsteht offensichtlich zeitverzögert eine hydraulische Verbindung zum Grundwasserleiter (Trübung des Wassers am Quellaustritt), die zusätzlich organisches Material in den Grundwasserleiter schwemmt und somit, zumindest zeitweilig, zu einer Verschiebung des Arteninventars führte.

Dominiert wurden die Quellen durch Makroturbellaria (ausschl. *Polycelis felina*), Insekta, Harpacticoida der Familie Canthocamptidae und Oligochaeta (s.a. SIMPER-Analyse, Tab. 4.5).





**Abbildung 4.15:** Diagramm der Abundanzen in den besiedelten Quellen der Klufftgrundwasserleiter des Pfälzerwaldes. Dargestellt sind die Abundanzen der Arten und Taxa. Abundanzen < 1 % der Gesamtabundanz wurden jeweils vernachlässigt. Beschriftete Boxen in den Balken geben die Abundanz des jeweiligen Taxons wieder, N = 30.

In Tabelle 4.3 wurden die Abundanz und die Präsenz der Arten und Taxa in den einzelnen Teillebensräumen überprüft und die charakteristischen Taxa hervorgehoben. Dabei unterschied sich die Faunenzusammensetzung der Quellen klar von den anderen hydrogeologischen Einheiten. Es wird deutlich, daß die Quellfauna, zumindest im Untersuchungsgebiet, für die Grundwasserfauna des anschließenden Klufftgrundwasserleiters nicht repräsentativ war. Die gefundenen Arten und Taxa charakterisieren einen eigenständigen Lebensraum, es überwogen stygoxene Taxa. Canthocamptida (Harpacticoida) sind offensichtlich typisch für die Meiofauna der Quellen - 95,8 % dieser Tiere wurden in Quellen gefunden.

**Tabelle 4.3:** Präsenz und Abundanz der Arten und Taxa in allen Meßstellen und Quellen und in den einzelnen hydrogeologischen Einheiten. Charakteristische Präsenzen und Abundanzen sind grau hinterlegt. Grün hinterlegte Art- oder Taxanamen weisen auf Arten bzw. Taxa hin, die ausschließlich in Quellen vorkamen.

**Präsenz** (Stetigkeit): - = fehlend (0), o = gering (1 - 24 %), + = medium (25 - 49 %), ++ = stetig (50 - 74 %), +++ = sehr stetig (> 74 %)

**Abundanz:** - = fehlend (0), o = einmal (1), + = selten (2 - 5), ++ = medium (6 - 10), +++ = viel (11 - 25), ++++ = sehr viel (> 25)

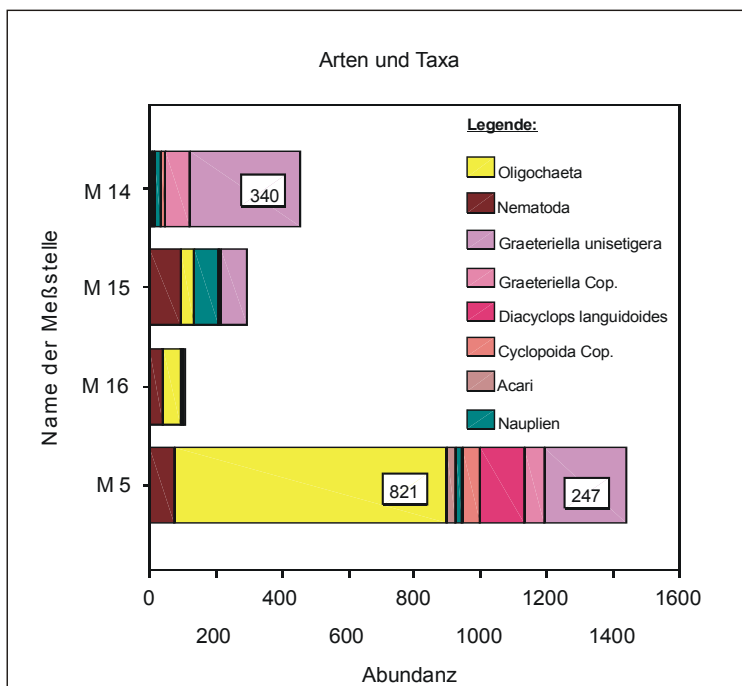
Taxon	alle Meßstellen und Quellen		Pfälzerwald						Rheinebene	
			Quellen		Kluftgestein		Lockergestein			
			Präsenz	Abundanz	Präsenz	Abundanz	Präsenz	Abundanz		
<b>Cyclopoida</b>	+	++++	+++	++++	o	++++	o	+++	+++	++++
<i>Cyclopoida</i> Cop.	+	++++	+++	++++	o	+	o	o	+++	++++
<i>Eucyclops serrulatus</i> (FISCHER 1851)	o	+	o	+	-	-	-	-	-	-
<i>Paracyclops affinis</i> (SARS 1863)	o	+	o	+	-	-	-	-	-	-
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (FISCHER 1853)	o	++++	+	++++	-	-	-	-	-	-
<i>Paracyclops poppei</i> (REHBERG 1880)	o	+	o	+	-	-	-	-	-	-
<i>Acanthocyclops venustus</i> (NORMAN & SCOTT 1906)	o	++++	+	++++	-	-	-	-	-	-
<i>Diacyclops languidoides</i> (LILLIEBORG 1901)	+	++++	+++	++++	o	++++	o	+++	++	++++
<i>Graeteriella unisetigera</i> (GRAETER 1908)	o	++++	-	-	-	-	-	-	+++	++++
<i>Graeteriella</i> Cop.	o	++++	-	-	-	-	-	-	+++	++++
<b>Amphipoda</b>	+	++++	+	+	+++	++++	o	++	-	-
<i>Niphargus aquilex aquilex</i> (SCHIÖDTE 1855)	+	++++	+	+	+++	++++	o	++	-	-
<i>Crangonyx subterraneus</i> (BATE 1859)	o	o	-	-	o	o	-	-	-	-
<b>Harpacticoida (Familie Canthocamptidae)</b>	+	++++	+++	++++	-	-	-	-	-	-
<i>Harpacticoida</i> Cop.	+	++++	+++	++++	-	-	-	-	-	-
<i>Bryocamptus</i> (L) <i>echinatus</i> (MRAZEK 1893)	o	++++	++	++++	-	-	-	-	-	-
<i>Bryocamptus</i> (Rh) <i>typhlops</i> (MRAZEK 1893)	o	++++	+	++++	-	-	-	-	-	-
<i>Bryocamptus</i> (Rh) <i>zschokkei</i> (SCHMEIL1893)	o	++++	++	++++	-	-	-	-	-	-
<i>Bryocamptus</i> (Rh) <i>pygmaeus</i> (SARS 1863)	o	++++	++	++++	-	-	-	-	-	-
<i>Bryocamptus</i> (Rh) <i>weberi</i> (KESSLER 1914)	o	+	o	+	-	-	-	-	-	-
<i>Bryocamptus</i> cf. (CHAPPUIS 1929)	o	++++	+++	++++	-	-	-	-	-	-
<i>Morarina varica</i> (GRAETER 1911)	o	+	o	+	-	-	-	-	-	-
<i>Morarina brevipes</i> (SARS 1863)	o	+++	+	+++	-	-	-	-	-	-
<i>Maraenobiotus vej dovskiy</i> (MRAZEK 1893)	o	o	o	o	-	-	-	-	-	-
<b>Parastenocaris</b>	o	++++	o	o	+	+++	+	++++	-	-
<i>Parastenocaris germanica</i> (KIEFER 1936)	o	++++	o	o	+	+++	+	++++	-	-
<i>Parastenocaris fontinalis</i> (SCHNITTER & CHAPPUIS 1915)	o	+++	-	-	-	-	+	+++	-	-
<b>Ostracoda</b>	o	+++	++	+++	-	-	-	-	-	-
<i>Candona candida</i> (O.F. MÜLLER 1776)	o	+	o	+	-	-	-	-	-	-
<i>Cryptocandona reducta</i> (ALM 1914)	o	+	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Fabaeformiscandona brevicornis</i> cf. (KLIE 1925)	o	+	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Ostracoda larvae</i>	o	++	+	++	-	-	-	-	-	-
<b>Nematoda</b>	++	++++	+++	++++	++	++++	+++	++++	+++	++++
<b>Oligochaeta</b>	++	++++	+++	++++	+	++++	+	+++	+++	++++
<b>Acari</b>	+	++++	++	++++	o	o	++	++	+++	++++
<b>Cladocera</b>	o	++++	+	++++	-	-	-	-	-	-
<b>Insekta</b>	+	++++	+++	++++	o	o	+	+	o	o
<b>Mikroturbellaria</b>	+	++++	+	+++	+	+	+	+++	+	+
<b>Makroturbellaria</b>	o	++++	+++	++++	-	-	-	-	-	-
<i>Polycelis felina</i>	o	++++	+++	++++	-	-	-	-	-	-
<b>Rotatoria</b>	+	++++	+	++	o	o	+	+	+++	+++
<b>Ciliata</b>	o	++	-	-	-	-	-	-	+	++
<b>Nauplien</b>	+	++++	++	++++	o	+	o	+	+++	++++
<b>Tardigrada</b>	o	++	o	++	-	-	o	+	-	-
<b>Gastropoda</b>	o	++	o	++	-	-	-	-	-	-
<b>Gammaridae</b>	o	+++	o	+++	-	-	-	-	-	-
<i>Gammarus fossarum</i>	o	+++	o	+++	-	-	-	-	-	-

#### 4.1.3.1.2 Rheinebene

Hinsichtlich der Besiedlung des Grundwassers unterschied sich der Naturraum Rheinebene klar vom Naturraum Pfälzerwald.

Die 4 Meßstellen der Rheinebene waren stetig besiedelt, jedoch wurden nur 2 Arten (beides Cyclopoida) und 9 höhere Taxa nachgewiesen (Abb. 4.16). Von den 24 Beprobungen in diesem Naturraum waren alle besiedelt. Die Gesamtabundanz betrug 2.322 Individuen, wovon auf die Ordnung Cyclopoida 1.016 Individuen entfielen. Innerhalb dieser Ordnung waren nur zwei Arten vertreten, wobei die stygobionte Art *Graeteriella unisetigera* mit 667 Individuen dominierte. Als zweite Art war auch in der Rheinebene *Diacyclops languidoides* mit 141 Individuen vertreten. Der Anteil der Copepoditen (Ordnung Cyclopoida und Gattung *Graeteriella*) war mit 208 Individuen relativ hoch.

Weitaus stärker als im Pfälzerwald waren die Oligochaeta mit 911 Individuen vertreten, die Nematoda hatten einen Anteil von 222 Tieren. Anders als im Pfälzerwald wurden die Gesamtindividuenzahlen nicht durch einzelne Massenfänge bestimmt.



**Abbildung 4.16:**

Diagramm der Abundanzen in den besiedelten Meßstellen des Lockergesteinsgrundwasserleiters der Rheinebene. Dargestellt sind die Abundanzen der Arten und Taxa. Abundanzen < 1 % der Gesamtabundanz wurden jeweils vernachlässigt. Beschriftete Boxen in den Balken geben die Abundanz des jeweiligen Taxons wieder, N = 24.

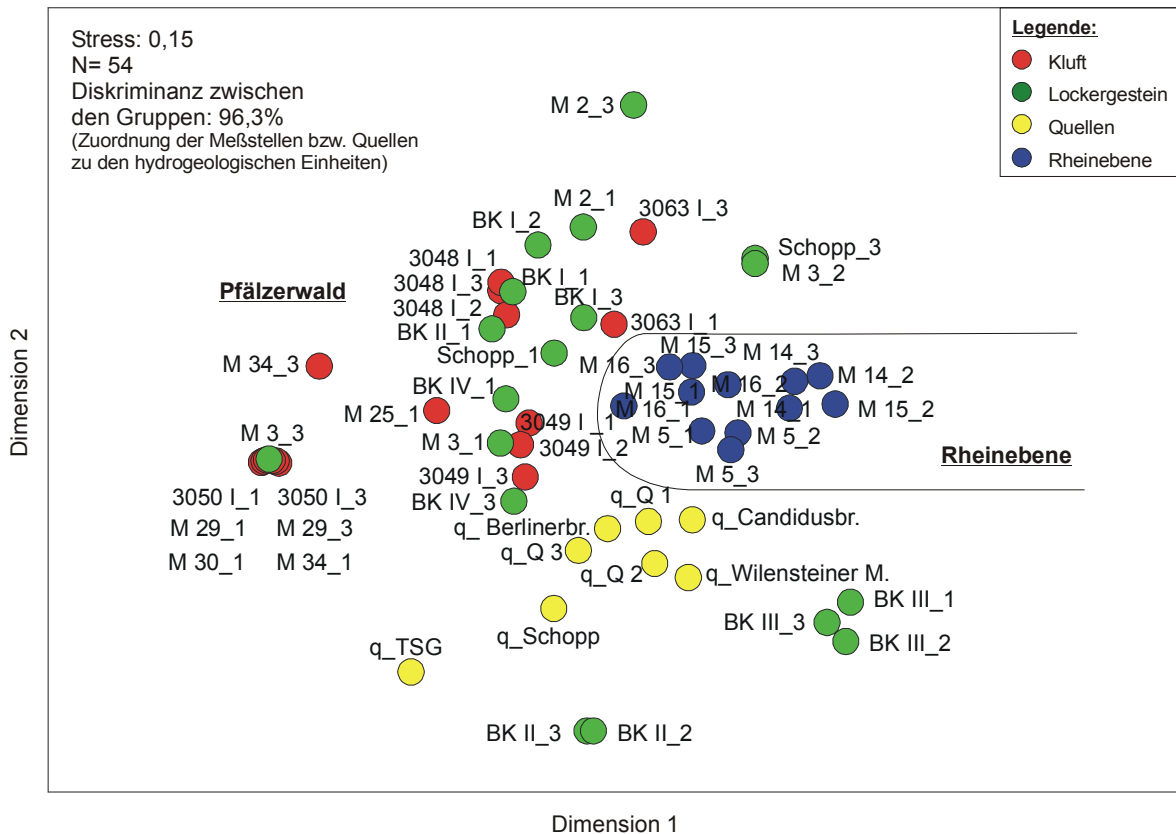
#### 4.1.3.2 Analysen der faunistischen Gemeinschaften

##### 4.1.3.2.1 MDS Analysen

Die Grundwasserlebensgemeinschaften des Pfälzerwaldes und der Rheinebene wurden anhand einer MDS untersucht und die separierten hydrogeologischen Einheiten verglichen.

Die MDS (Abb. 4.17), die unter Verwendung des Bray-Curtis Index erstellt wurde, separiert 3 eigenständige Gruppen. Die Fauna der Quellen des Pfälzerwaldes und die Fauna der Rheinebene wurden deutlich abgetrennt. Als dritte Gruppe wurde die Fauna der Kluft- bzw.

Lockergesteinsleiter des Pfälzerwaldes separiert. Bis auf die Meßstellen BK II und III (beide Meßstellen im Lockergestein) stellte sich auch diese hydrogeologische Einheit weitestgehend homogen dar. Die Eigenständigkeit der drei separierten Gruppen wurde durch eine Diskriminanzanalyse überprüft. Dabei wurden 96,3 % der Meßstellen und Quellstandorte richtig eingruppiert.



**Abbildung 4.17:** MDS der Fauna der Naturräume Pfälzerwald und Rheinebene. Einbezogen sind alle besiedelten Meßstellen und Quellen. Die Daten wurden vorher aggregiert und logarithmiert. Verwendetes Abstandsmaß ist der Bray-Curtis Index. Die separierten hydrogeologischen Einheiten sind farblich markiert. Grundwassermeßstellen wurden entsprechend ihrer tatsächlichen Bezeichnung benannt (z.B. M 3049 I). An die Grundwassermeßstellen wurden zur Charakterisierung der verwendeten Probennahmemethode folgende Zusätze angefügt: <sub>1</sub> = Sumpf gepumpt; <sub>2</sub> = freies Grundwasser gepumpt; <sub>3</sub> = Netzsammler. Die Quellen wurden mit dem Vorsatz q\_ und einem Namenskürzel benannt (z.B. q\_Candidusbr. = Quelle Candidus-Brunnen).

Durch H- bzw. U-Tests wurden die abgetrennten Gruppen miteinander verglichen. Arten und Taxa mit signifikant höheren Abundanzen sind in Tabelle 4.4 aufgeführt. Dieser Vergleich bestätigt zum einen die bereits zuvor beschriebenen Unterschiede zwischen den beiden Naturräumen und hydrogeologischen Einheiten, andererseits wird nochmals verdeutlicht, daß die in den Quellen gefundenen Arten und Taxa einen eigenständigen Lebensraum charakterisieren.

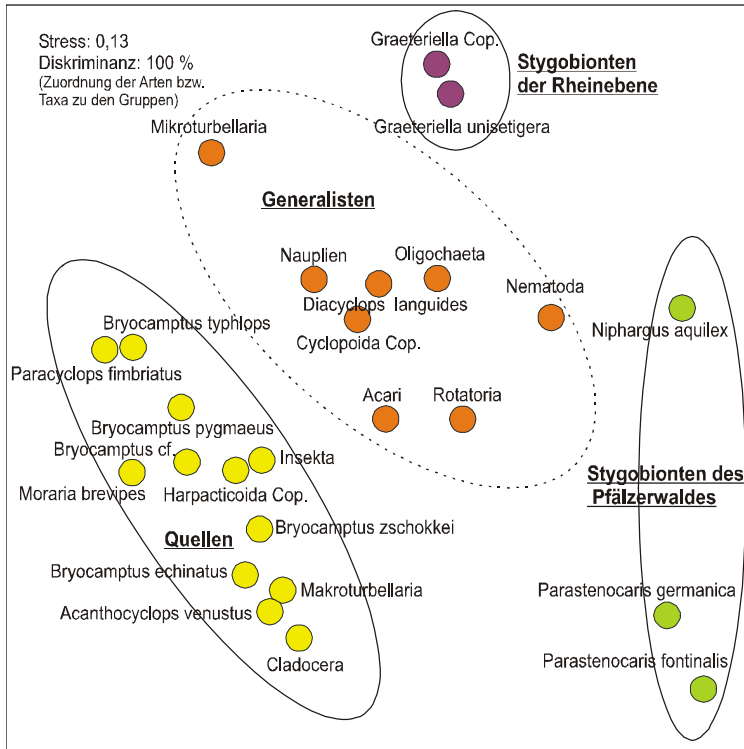
**Tabelle 4.4:** Unterschiede in der Abundanz der durch die MDS separierten hydro-geologischen Einheiten, die durch H- bzw. U-Test ermittelt wurden. In den Feldern aufgeführte Arten und Taxa kamen in einer signifikant höheren Abundanz vor. \*, \*\* bzw. \*\*\* geben das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  oder  $p < 0,001$  an.

Pfälzerwald		Pfälzerwald	Rheinebene (N= 12)	Pfälzerwald	Rheinebene (N= 12)
Kluft / Locker (N= 34)	Quellen (N= 8)	Kluft / Locker (N= 34)		Quellen (N= 8)	
	Oligochaeta**	Niphargus aquilex*	Nematoda**	Insekta***	Graeteriella Cop.**
	Insekta***		Oligochaeta***	Makroturbellaria**	Graeteriella unisetigera***
	Makroturbellaria***		Cilitata*	Bryocamptus cf.**	
	Nauplien*		Nauplien***	Bryocamptus echinatus*	
	Bryocamptus cf.***		Cyclopoida Cop.***	Bryocamptus pygmaeus*	
	Bryocamptus echinatus**		Graeteriella Cop.***	Bryocamptus zschokkei*	
	Bryocamptus pygmaeus**		Graeteriella unisetigera***	Harpacticoida Cop.***	
	Bryocamptus zschokkei**				
	Cyclopoida Cop.***				
	Diacyclops languidooides*				
	Harpacticoida Cop.***				

Unterstützend zur Tabelle 4.3 wurden die 25 abundantesten Arten und Taxa der Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes und der Rheinebene mittels einer MDS (Abb. 4.18), unter Verwendung des Bray-Curtis Index, ausgewertet. Im Ergebnis zeigt die MDS eine 100 %ige Abtrennung von 4 Gruppen, unter anderem der Quellen. Diese klare Trennung stellt nochmals heraus, daß die Quellfauna im Naturraum Pfälzerwald nicht geeignet ist, Grundwasserlebensgemeinschaften zu beschreiben bzw. Quellen nicht repräsentativ für das Grundwasser dieses Naturraums sind.

Der Cyclopoide *Graeteriella unisetigera* sowie dessen Copepoditen waren die dominierenden stygobionten Taxa des Grundwassers der Rheinebene. Als stygobionte Arten des Pfälzerwaldes erwiesen sich *Parastenocaris germanica*, *Parastenocaris fontinalis* (Crustacea, Harpacticoida) und *Niphargus aquilex* (Crustacea, Amphipoda), wobei erstgenannte Arten überwiegend in den Lockergesteinsgrundwassermeßstellen und *N. aquilex* überwiegend in den Kluftgrundwassermeßstellen vorkamen.

Vermittelnd zwischen den Arten und Taxa der Quellen und den stygobionten Arten stehen mit *Diacyclops languidooides*, den Nematoda, Oligochaeta, Rotatoria, Mikroturbellaria, Acari und weiteren, generalistische Arten bzw. Taxa, die in beiden Naturräumen präsent waren (gestrichelte Umrandung).

**Abbildung 4.18:**

MDS der 25 abundantesten Arten und Taxa in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes und der Rheinebene.

Charakteristische Gruppen sind umrandet und mit farblichen Symbolen gekennzeichnet. Verwendetes Abstandsmaß: Bray-Curtis Index.

#### 4.1.3.2.2 SIMPER-Analysen

Einen Überblick über die charakteristischen Arten und Taxa der verschiedenen hydrogeologischen Einheiten, zeigt die Tabelle 4.5. In den Meßstellen des Pfälzerwaldes (Kluft und Lockergestein) trugen nur wenige Arten und Taxa zur Zusammensetzung der Artengemeinschaft bei. Die mittlere Ähnlichkeit zwischen den Meßstellen einer Gruppe war mit Werten von 25,4 % (Kluft) und 13,9 % (Lockergestein) gering. Dominierende Art in den Kluftmeßstellen war *Niphargus aquilex* und trug mit einem Beitrag von 68,1 % zur Zusammensetzung der Grundwasserlebensgemeinschaft (Contrib. %), gefolgt von den Nematoda, bei. Wiederum die Nematoda waren das dominierende Taxon in den Lockergesteinsmeßstellen mit einem Beitrag von 36,7 %. Am Beispiel der Lockergesteinsleiter wird auch deutlich, daß Massenfänge bzw. lokale Konzentrationen einzelner Taxa nur eine geringe Bedeutung für die Faunenähnlichkeit innerhalb einer Gruppe haben. Das abundanteste Taxon der Lockergesteinsmeßstellen, die stygobionte Art *Parastenocaris germanica* (gesamt 281 Individuen, davon 278 in Meßstelle BK I), war nicht unter den ranghöchsten Arten und Taxa vertreten, die zu 90 % der Ähnlichkeit in der Gruppe beitrugen.

Eine höhere Faunenähnlichkeit untereinander besaßen die Quellen mit 37,3 %. Dominierende Arten waren hier die Insekta, Oligochaeta und die stygoxenen Makroturbellaria (*Polycelis felina*). Die Harpacticoida (z.B. *Bryocamptus echinatus*, *Bryocamptus zschokkei*), Cyclopoida (z.B. *Diacyclops languidoides*) und Nematoda zählten jeweils mit Anteilen (Contrib.%) zwischen 5 - 7 % zu den ranghöchsten Arten und Taxa in den Quellen.

Die deutlich höchste mittlere Faunenähnlichkeit wiesen die Meßstellen der Rheinebene mit 51,4 % auf. Zwar trugen nur wenige Arten und Taxa zu diesem vergleichsweise hohen Wert bei, jedoch war die Verteilung der Fauna in den einzelnen Meßstellen ausgeglichener.

**Tabelle 4.5:** Charakteristische Arten und Taxa in den hydrogeologischen Einheiten. Dargestellt sind die ranghöchsten Arten und Taxa, die zu insgesamt 90 % (> 10 % hellgrün, > 5 % grau) der Ähnlichkeit innerhalb der Gruppen beitrugen, mit mittlerer Abundanz (Av. Abund.), mittlerer Ähnlichkeit zwischen den Meßstellen oder Quellen (Av. Sim.), Standardabweichung der Ähnlichkeit (Sim. / SD), prozentualer Beitrag (Contrib. %), kumulativer Beitrag über die angezeigten Arten (Cum. %).

		Art / Taxa	Av. Abund.	Av. Sim.	Sim. / SD	Contrib. %	Cum. %
Pfälzerwald	Kluft Av. Sim.: 25,4	<i>Niphargus aquilex</i>	28,9	17,0	0,7	67,0	67,0
		Nematoda	39,7	4,8	0,5	18,7	85,7
		<i>Parastenocaris germanica</i>	1,1	2,2	0,3	8,5	94,2
	Locker Av. Sim.: 13,9	Nematoda	12,1	5,0	0,5	35,7	35,7
		Acari	0,3	3,3	0,3	24,0	59,7
		Oligochaeta	0,7	2,1	0,3	15,2	74,9
		<i>Diacyclops languidoides</i>	0,7	1,2	0,1	8,3	83,1
		Mikroturbellaria	0,9	1,2	0,2	8,3	91,4
	Quellen Av. Sim.: 37,3	Insekta	22,6	6,3	2,7	16,8	16,8
		<i>Polycelis felina</i>	69,0	5,7	1,0	15,3	32,1
		Oligochaeta	20,3	4,0	1,3	10,7	42,8
		Harpacticoida Cop.	9,0	2,7	1,4	7,3	50,1
		Nematoda	6,1	2,4	0,9	6,5	56,7
		<i>Diacyclops languidoides</i>	25,1	2,3	1,0	6,2	62,9
		<i>Bryocamptus echinatus</i>	6,4	2,3	0,7	6,1	69,0
		Cyclopoida Cop.	6,1	2,2	1,0	5,9	74,9
		<i>Bryocamptus zschokkei</i>	10,9	2,0	0,7	5,4	80,3
		<i>Bryocamptus</i> cf.	3,8	1,9	0,9	5,0	85,3
		Nauplien	16,5	1,2	0,5	3,1	88,4
<i>Bryocamptus pygmaeus</i>	9,8	1,1	0,6	2,8	91,2		
Rheinebene Av. Sim.: 51,4	<i>Graeteriella unisetigera</i>	55,6	13,6	1,4	26,5	26,5	
	Oligochaeta	75,9	11,6	1,5	22,6	49,2	
	Nematoda	18,5	9,6	1,3	18,7	67,9	
	Nauplien	9,4	6,4	1,2	12,5	80,4	
	<i>Graeteriella</i> Cop.	11,4	5,3	0,9	10,4	90,8	

Die Tabelle 4.6 zeigt die zwischen den hydrogeologischen Einheiten trennenden Taxa. Im ersten Teil der Tabelle wurde die Fauna der Kluftmeßstellen und der Quellen verglichen. Die ermittelte Unähnlichkeit (Av. Dissim.) zwischen beiden hydrogeologischen Einheiten betrug 92,6 %. Zusätzlich wird anhand der mittleren Abundanzen (Av. Abund.) der Arten und Taxa herausgestellt, daß die in den Quellen gefundene Fauna nicht das charakteristische Arteninventar des angeschlossenen Kluftaquifers repräsentierte.

Im zweiten Teil der Tabelle wurde die Zusammensetzung des Arteninventars der Lockergesteinsmeßstellen des Pfälzerwaldes und der Rheinebene verglichen. Während die Lockergesteinsmeßstellen des Pfälzerwaldes nur sehr schwach besiedelt waren, zeigten sich die Meßstellen der Rheinebene als abundant und stetig besiedelt. Beide hydrogeologischen Einheiten waren aber durch die Präsenz weniger Arten und Taxa geprägt. Trotz der

Anwesenheit von gemeinsamen Taxa wie Nematoda, *Diacyclops languidoides* oder Mikroturbellaria (in Abb. 4.18 als Generalisten bezeichnet), betrug die Unähnlichkeit des Arteninventars 87,3 %. Die Rheinebene wurde durch den stygobionten Cyclopoida *Graeteriella unisetigera* (19,8 %) und die Oligochaeta (16,0 %) dominiert, die in den Lockergesteinsmeßstellen des Pfälzerwaldes nicht oder nur in geringer Abundanz und Stetigkeit vorkamen. Der Einfluß der eingesetzten Methoden zur Gewinnung der Fauna wurde unter Punkt 4.1.3.3 untersucht.

**Tabelle 4.6:** Trennende Arten und Taxa zwischen den Meßstellen der Kluffleiter und den Quellen des Pfälzerwaldes, sowie den Lockergesteinsmeßstellen des Pfälzerwaldes und der Rheinebene. Dargestellt sind die ranghöchsten Arten und Taxa, die zu insgesamt 90 % (> 10 % hellgrün, > 5 % grau) der Ähnlichkeit innerhalb der Gruppen beitrugen, mit mittlerer Abundanz (Av. Abund.), mittlerer Unähnlichkeit zwischen den Meßstellen oder Quellen (Av. Dissim.), Standardabweichung der Unähnlichkeit (Dissim. / SD), prozentualer Beitrag (Contrib. %), kumulativer Beitrag über die angezeigten Arten (Cum. %).

	Art / Taxa	Av. Abund.	Av. Abund.	Av. Dissim.	Dissim. / SD	Contrib. %	Cum. %
Kluffleiter - Quellen Av. Dissim.: 92,6	Insekta	0,1	22,6	9,1	1,7	9,8	9,8
	<i>Polycelis felina</i>	0,0	69,0	9,1	1,4	9,8	19,6
	<i>Niphargus aquilex</i>	28,9	0,4	6,8	0,6	7,4	27,0
	Nematoda	39,7	6,1	6,1	0,8	6,5	33,5
	Oligochaeta	4,3	20,3	6,0	1,5	6,5	40,0
	<i>Diacyclops languidoides</i>	3,8	25,1	4,8	1,1	5,2	45,2
	Bryocamptus cf.	0,0	3,8	4,5	0,8	4,9	50,1
	<i>Bryocamptus echinatus</i>	0,0	6,4	4,5	1,0	4,9	55,0
	Harpacticoida Cop.	0,0	9,0	4,2	2,1	4,6	59,5
	<i>Bryocamptus zschokkei</i>	0,0	10,9	4,0	1,1	4,4	63,9
	Cyclopoida Cop.	0,3	6,1	3,6	1,5	3,9	67,7
	Nauplien	0,1	16,5	3,4	1,0	3,7	71,4
	<i>Bryocamptus pygmaeus</i>	0,0	9,8	2,9	1,0	3,1	74,5
	Acari	0,1	5,0	2,5	0,9	2,7	77,2
	Cladocera	0,0	5,6	2,3	0,7	2,4	79,6
	<i>Parastenocaris germanica</i>	1,1	0,1	2,0	0,4	2,2	81,8
	<i>Paracyclops fimbriatus</i>	0,0	4,0	1,9	0,6	2,1	83,8
	<i>Acanthocyclops venustus</i>	0,0	3,4	1,6	0,6	1,7	85,6
	<i>Bryocamptus typhlops</i>	0,0	6,9	1,6	0,7	1,7	87,3
Mikroturbellaria	0,3	1,4	1,5	0,5	1,6	88,9	
Rotatoria	0,1	1,0	1,4	0,6	1,5	90,4	
Lockergesteinsleiter des Pfälzerwaldes - Lockergesteinsleiter der Rheinebene Av. Dissim.: 87,3	<i>Graeteriella unisetigera</i>	0,0	55,6	17,3	1,8	19,8	19,8
	Oligochaeta	0,7	75,9	13,9	1,7	16,0	35,8
	Nematoda	12,1	18,5	11,8	1,2	13,5	49,3
	Nauplien	0,2	9,4	9,5	1,3	10,9	60,1
	Graeteriella Cop.	0,0	11,4	9,2	1,2	10,5	70,6
	Cyclopoida Cop.	0,1	5,9	6,0	1,1	6,9	77,5
	<i>Diacyclops languidoides</i>	0,7	11,8	5,0	0,8	5,7	83,1
	Acari	0,3	2,8	3,4	1,0	3,9	87,0
	Mikroturbellaria	0,9	0,3	2,5	0,5	2,8	89,9
	<i>Parastenocaris germanica</i>	14,6	0,0	2,3	0,4	2,6	92,4

#### 4.1.3.2.3 BIO-ENV-Analysen

Bei der BIO-ENV-Analyse werden die Arten und Taxa mit den hydrochemischen Parametern korreliert, um somit den Einfluß der Abiotik beurteilen zu können. Im Vorfeld wurden mit der



SIMPER-Analyse die charakteristischen Arten und Taxa in den untersuchten hydrogeologischen Einheiten bestimmt.

Bezogen auf die Untersuchungseinheiten wurden, mit Ausnahme der Meßstellen in der Rheinebene, nur moderate Korrelationen der Hydrochemie mit der Fauna gefunden. Tabelle 4.7 faßt die Faktorenkombinationen mit den jeweils höchsten Korrelationskoeffizienten (nach Spearman) zusammen. Der höchste Einfluß der Hydrochemie auf die Zusammensetzung der Faunengemeinschaft wurde für die Meßstellen der Rheinebene ermittelt. Der Korrelationskoeffizient betrug hier  $r = 0,83$ . Von den 9 in die Auswertung einbezogenen hydrochemischen Parameter hatten der pH-Wert und das SBV offensichtlich den stärksten Einfluß auf die Fauna.

Der ermittelte Einfluß der Hydrochemie war in den Meßstellen und Quellen des Pfälzerwaldes deutlich geringer. Der Korrelationskoeffizient für die Meßstellen der Kluft- und Lockergesteinsaquifere war mit  $r = 0,78$  bzw.  $0,74$  ähnlich hoch. Während in den Meßstellen der Kluft eine Faktorenkombination aus Temperatur, Sauerstoffgehalt und pH-Wert den stärksten Einfluß auf die Fauna hatte, wurde für die Meßstellen der Lockergesteinsleiter der Gesamteisengehalt als hydrochemischer Faktor mit der höchsten Bedeutung ermittelt. Für die Quellen wurde eine Faktorenkombination aus Gesamteisen und SBV ermittelt, jedoch lag der Korrelationskoeffizient mit  $r = 0,59$  auf niedrigem Niveau.

Die Ergebnisse der BIO-ENV-Analyse zeigten, daß ein Einfluß der Hydrochemie auf die Zusammensetzung der Faunengemeinschaften vorhanden war. Die Annahme, daß die Hydrochemie entscheidenden Einfluß auf die Zusammensetzung der Faunengemeinschaften hat, kann jedoch weder befürwortet noch abgelehnt werden.

**Tabelle 4.7:** Ergebnisse der BIO-ENV-Analysen zwischen den untersuchten hydrogeologischen Einheiten des Pfälzerwaldes und der Rheinebene. Dargestellt ist jeweils die Kombination hydrochemischer Faktoren mit dem höchsten Korrelationskoeffizienten ( $r$ ).

Naturraum	Hydrogeologische Einheit	Korrelationskoeffizient $r^1$	Beste Kombination hydrochemischer Faktoren
Pfälzerwald	Kluftleiter	0,78	Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert
	Lockergesteinsleiter	0,74	Gesamteisen
	Quellen	0,59	Gesamteisen, SBV
Rheinebene	Lockergesteinsleiter	0,83	pH-Wert, SBV

<sup>1</sup> – Korrelationskoeffizient nach Spearman

### 4.1.3.3 Vergleich der Methoden

#### 4.1.3.3.1 Besiedlungsdichte

Neben der qualitativen Beprobung der Meßstellen und Quellen stellt die Individuenhäufigkeit ein wichtiges Kriterium für die Charakterisierung einer Methode dar. Dabei wiesen die hier angewendeten Methoden hinsichtlich der Individuenzahl bezogen auf einen  $m^3$  gefilterten / geförderten Wassers große Unterschiede auf. Bei diesem Vergleich wurde der Netzsammler

nicht berücksichtigt, da die gefilterte Wassermenge im Verhältnis zum Durchmesser der Meßstelle schwer zu quantifizieren war und im Gegensatz zu den Pumpproben die gesamte Wassersäule der Meßstelle mitgefiltert wurde. Ebenfalls unberücksichtigt blieb die Quelle Schopp, da dort wegen der Schutzwürdigkeit auf die Messung der Schüttung verzichtet wurde. Tabelle 4.8 zeigt, daß es im Rohrsumpf der Meßstellen zu einer Konzentration der Fauna, unabhängig vom untersuchten Naturraum, kam. In den Meßstellen des Naturraumes Pfälzerwald war die Konzentration der Fauna im Pumpensumpf 14,5-fach (Kluft) bzw. 491-fach (Lockergestein) höher im Vergleich zu den Pumpproben aus dem freien Grundwasser. Aus der Trift der Quellen wurden mit einer Anzahl von 1.777 (ohne Quelle Schopp) die meisten Tiere gefiltert. Berücksichtigt man aber die lange Dispositionszeit der Netze in den Quellen, dann war die Effektivität dieser Methode in den Quellen des Pfälzerwaldes mit 0,57 Individuen/m<sup>3</sup> gefilterten Wassers gering. Auf die Problematik der Repräsentativität des Arteninventars der Quellen wurde bereits unter Punkt 4.1.3.1.1 eingegangen.

**Tabelle 4.8:** Vergleich der durchschnittlichen Individuenzahl pro m<sup>3</sup> Wasser in Abhängigkeit von der Methode. Der Netzsammler wurde aus methodischen Gründen nicht berücksichtigt. Ebenfalls unberücksichtigt blieben die Fänge aus der Quelle Schopp, da aufgrund der hohen Schutzwürdigkeit auf die Messung der Schüttung verzichtet wurde.

Methode	Pfälzerwald		Naturraum Pfälzerwald	Naturraum Rheinebene
	Kluftgestein	Lockergestein		
Meßstelle, Sumpf gepumpt	11.938	10.646	11.292	37.000
Meßstelle, freies GW gepumpt	823	18	420	2.530
Quellnetz	-	-	0,57	-

#### 4.1.3.3.2 Stetigkeit der Besiedlung

Bei der vergleichenden Auswertung der Stetigkeit der Methoden fällt zunächst auf, daß beachtliche Unterschiede zwischen den Methoden insgesamt, aber auch zwischen den Naturräumen bestanden.

Naturraumbezogen stellte sich die Stetigkeit der Methoden als völlig unterschiedlich dar, wie Tabelle 4.9 zeigt. Im Naturraum Rheinebene waren alle entnommenen Proben, unabhängig von der Methode, besiedelt. Im Naturraum Pfälzerwald erwies sich der Einsatz des Quellnetzes mit 93,8 % am effektivsten. Aus den Meßstellen der Kluft- und Lockergesteinsaquifere wurden die meisten besiedelten Pumpproben aus dem Sumpf der Meßstellen gewonnen, gefolgt vom Netzsammler. Die geringste Effektivität hatten die methodisch aufwendigsten Pumpproben aus dem freien Grundwasser. Im Kluftgrundwasser erwies sich mit dieser Methode nur jede vierte Probe (25 %) als besiedelt, in den alluvialen Aquiferen nur ca. jede dritte (37,5 %).

Unter Vernachlässigung der naturräumlichen Verhältnisse wurde beim Abpumpen des freien Grundwassers lediglich bei 45 % der Proben eine Besiedlung festgestellt. Dieses Verhältnis

stellte sich beim Rohrsumpf (82,5 %) sowie beim Netzsammler (66,7 %) und beim Quellnetz (93,8 %) wesentlich günstiger dar.

**Tabelle 4.9:** Übersicht der Stetigkeit der Fänge je Methode in den hydrogeologischen Einheiten des Pfälzerwaldes und der Naturräume. Gegenübergestellt wurde die Anzahl der Gesamtproben je Einheit oder Naturraum (N) im Verhältnis zu den besiedelten Proben ( $N_{bes}$ ).

Methode	Pfälzerwald									Naturraum Pfälzerwald			Naturraum Rheinebene		
	Kluftgestein			Lockergestein			Quellen			N	$N_{bes}$	%	N	$N_{bes}$	%
	N	$N_{bes}$	%	N	$N_{bes}$	%	N	$N_{bes}$	%						
Meßstelle, Sumpf gepumpt	16	14	87,5	16	11	68,8	-	-	-	32	25	78,1	8	8	100
Meßstelle, freies GW gepumpt	16	4	25,0	16	6	37,5	-	-	-	32	10	31,3	8	8	100
Netzsammler	15	8	53,3	16	10	62,5	-	-	-	31	18	58,1	8	8	100
Quellnetz	-	-	-	-	-	-	32	30	93,8	32	30	93,8	-	-	-
<b>gesamt</b>	<b>47</b>	<b>26</b>	<b>55,3</b>	<b>48</b>	<b>27</b>	<b>56,3</b>	<b>32</b>	<b>30</b>	<b>93,8</b>	<b>127</b>	<b>83</b>	<b>65,3</b>	<b>24</b>	<b>24</b>	<b>100</b>

#### 4.1.3.3.3 Arten- und Taxazahlen

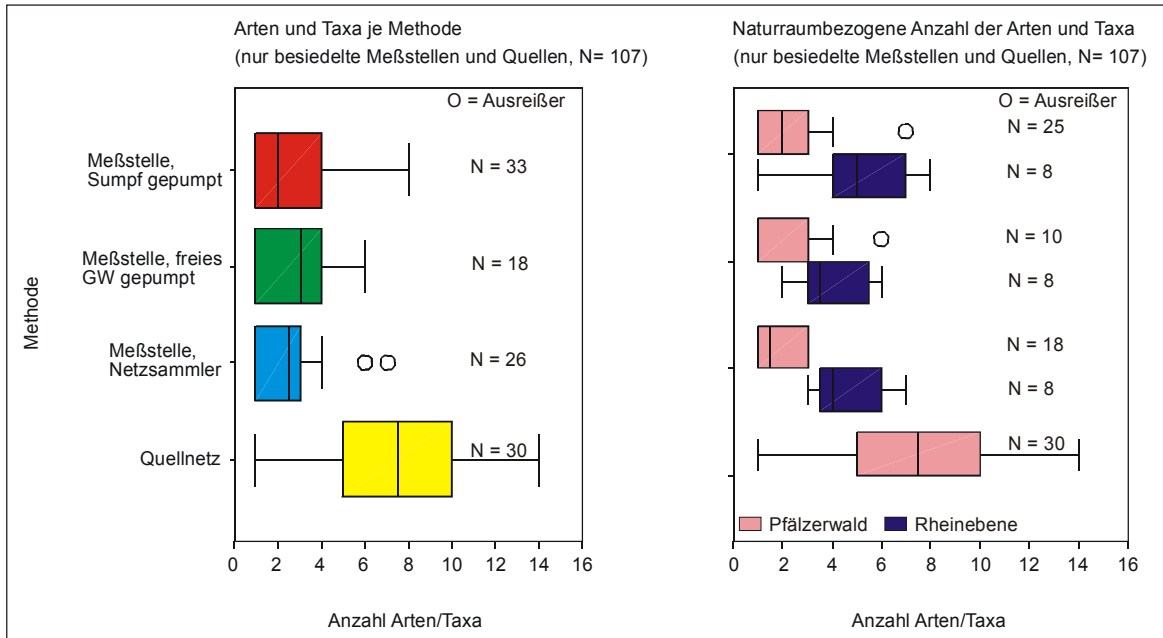
Unter diesem Punkt soll untersucht werden, ob und inwieweit die Effektivität (Stetigkeit der Besiedlung) der Methoden Einfluß auf die Zahl der Arten und Taxa hatte. Die Auswertung wurde einerseits unter Einbeziehung aller besiedelten Meßstellen, andererseits naturraumbezogen, ebenfalls unter Einbeziehung aller besiedelten Meßstellen, durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 4.19 dargestellt.

Unter Einbeziehung aller Meßstellen zeigte sich, daß die Anzahl der Arten und Taxa im Quellnetz signifikant höher im Vergleich zu den anderen Methoden lag (H-Test,  $p < 0,001$ ;  $N = 107$ ; U-Tests,  $p < 0,001$ ;  $N = 63, 48, 56$ ). Zwischen den Pumpproben und dem Netzsammler deuten sich zwar Unterschiede in der Arten- bzw. Taxazahl an, diese waren jedoch nicht signifikant.

Beim Vergleich der Methoden zwischen den Naturräumen (U-Tests) war festzustellen, daß in der Rheinebene die Arten- bzw. Taxazahl beim Auspumpen des Sumpfes ( $p < 0,001$ ;  $N = 33$ ) und beim Einsatz des Netzsammlers ( $p < 0,001$ ;  $N = 26$ ) signifikant höher war. Für das Abpumpen des freien Grundwassers konnten keine signifikanten Unterschiede beobachtet werden ( $p > 0,05$ ;  $N = 18$ ).

Die separate Betrachtung der Naturräume führte für den Pfälzerwald zu signifikanten Unterschieden. Die Anzahl der mit dem Quellnetz erfaßten Arten und Taxa lag signifikant höher im Vergleich mit den anderen Methoden (H-Test,  $p < 0,001$ ;  $N = 83$ ; U-Tests,  $p < 0,001$ ;  $N = 55, 40, 48$ ). Keine signifikanten Unterschiede wurden zwischen den Pumpproben (Sumpf und freies Grundwasser) und dem Netzsammler festgestellt. Die alleinige Betrachtung der Pumpproben mittels Wilcoxon-Test führte jedoch zu signifikanten Unterschieden. Aufgrund des höheren Anteils besiedelter Proben aus dem Rohrsumpf der Meßstellen (vgl. Tab. 4.9), erwies sich auch die Arten- bzw. Taxazahl als signifikant höher (Wilcoxon-Test,  $p < 0,001$ ;  $N = 32$ ).

In der Rheinebene konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Methoden in bezug auf die Höhe der Anzahl der Arten und Taxa festgestellt werden (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 24$ ). Auch die separate paarweise Überprüfung der Pumpproben führte zu diesem Ergebnis (Wilcoxon-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 8$ ).



**Abbildung 4.19:** Anzahl der Arten und Taxa je Methode. In die linke Abbildung wurden alle besiedelten Meßstellen und Quellen einbezogen, die rechte Abbildung berücksichtigt zusätzlich die Naturräume,  $N = 107$ .

#### 4.1.3.3.4 Abundanzen und prozentuale Anteile der Arten und Taxa

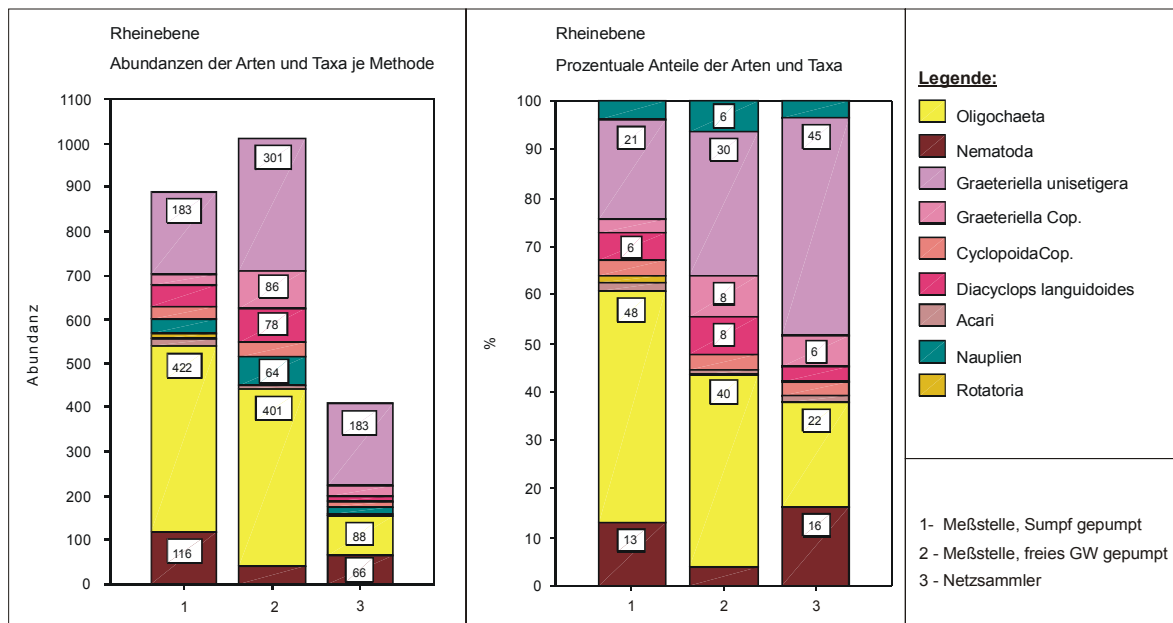
Abschließend soll überprüft werden, ob methodisch bedingte Unterschiede in den Abundanzen der einzelnen Arten und Taxa bestanden. Unter Punkt 4.1.3.3.1 konnte gezeigt werden, daß es zu einer Anreicherung der Fauna im Sumpf der Meßstellen kam. Hierbei stellt sich auch die Frage, inwieweit die Mobilität einzelner Taxa durch die Methoden wiedergespiegelt wird. Sich überwiegend schwimmend bewegende Taxa wie die Cyclopoida (Crustacea) könnten in der freien Wassersäule überrepräsentiert sein. Demzufolge könnten andere Taxa, deren Schwimmfähigkeit weniger ausgeprägt ist, oder die aufgrund ihres Ernährertypus (Weider, Grazer) auf einen engen Kontakt zum Sediment angewiesen sind, im Pumpensumpf überrepräsentiert sein.

#### Naturraum Rheinebene

Im Naturraum Rheinebene wurden mit einer Anzahl von 1.012 die meisten Tiere aus dem freien Grundwasser gepumpt, gefolgt vom Rohrsumpf, in dem 888 Tiere erfaßt wurden. Die wenigsten Tiere wurden in diesem Naturraum mit einer Anzahl von 422 mit dem Netzsammler gefangen (Abb. 4.20). Die statistische Auswertung ergab, daß weder bei der Gesamtzahl der Individuen (Gesamtabundanz) noch bei den prozentualen Anteilen der Arten bzw. Taxa

signifikante Unterschiede zwischen den getesteten Methoden bestanden (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 24$ ; Wilcoxon-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 8$  für den Vergleich der Pumpproben).

In bezug auf die Fängigkeit der getesteten Methoden gegenüber einzelnen Arten und Taxa zeigten sich ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen den Methoden (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 24$ ). Die direkte Überprüfung der Pumpproben (Rohrsumpf - freies Grundwasser) kam zum selben Ergebnis (Wilcoxon-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 8$ ).



**Abbildung 4.20:** Verteilung der Arten und Taxa (Abundanzen und prozentual) je Methode im Naturraum Rheinebene. Taxa mit einer Abundanz  $< 1\%$  der Gesamtabundanz der Methode wurden nicht einbezogen.

### Naturraum Pfälzerwald

Für den Naturraum Pfälzerwald stellt sich der methodische Vergleich differenzierter dar. Hier wurden die meisten Tiere (1.945) in den Quellen gefangen, wobei sich die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften signifikant von den Meßstellen der Kluft- und Lockergesteinsmeßstellen unterschied (s.a. Tab. 4.3, Abb. 4.18). Aus diesem Grund werden die Quellen zwar in der Abbildung 4.21 mit dargestellt, ausgewertet wurden aber nur die drei Methoden, mit denen Proben aus Meßstellen entnommen wurden.

Anders als in der Rheinebene wurden mit der Kolbenhubpumpe aus dem Sumpf der Meßstellen mehr Individuen (1.084) gefangen als im freien Grundwasser (672). Die niedrigsten Fangergebnisse wies aber der Netzsammler mit 71 Individuen auf. Trotz der deutlichen numerischen Differenzen zwischen den Individuenzahlen je Methode, war dieser Unterschied nicht signifikant (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 53$ ). Anders stellt sich jedoch der direkte paarweise Vergleich der Pumpproben dar. Im Vergleich zum freien Grundwasser wurden aus dem Rohrsumpf der Meßstellen signifikant mehr Individuen entnommen (Wilcoxon-Test,  $p < 0,001$ ;  $N = 32$ ).

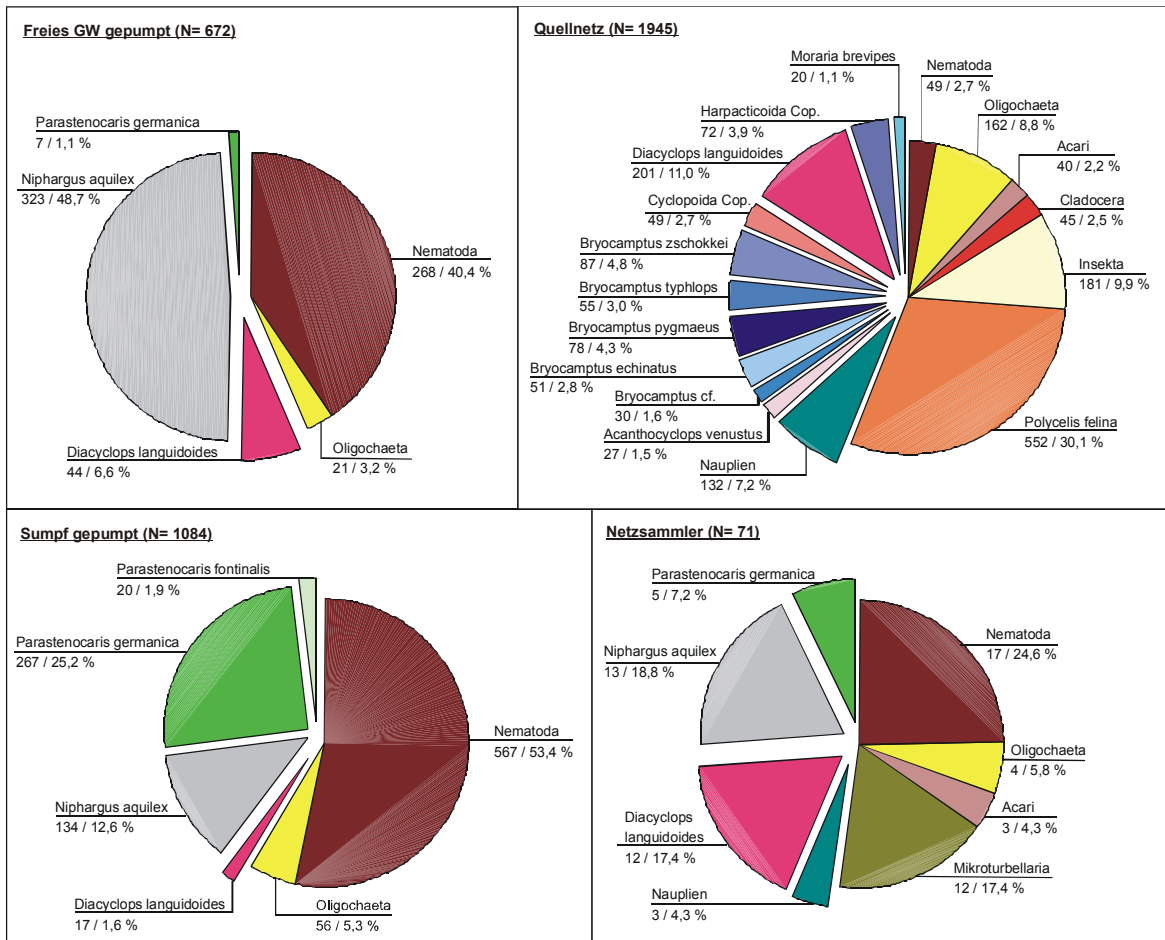
Die gesamt naturräumliche Überprüfung (Meßstellen in Kluft und im Lockergestein) der Fängigkeit der einzelnen Methoden führte ebenfalls zu unterschiedlichen Ergebnissen bei Verwendung der beiden statistischen Auswerteverfahren (H- bzw. U-Tests vs. Wilcoxon-Test). Während der H-Test zu keinen signifikanten methodischen Unterschieden in bezug auf einzelne Arten und Taxa führte (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 53$ ), zeigte der direkte Vergleich der Pumpproben Unterschiede. Im Ergebnis wurden aus dem Rohrsumpf der Meßstellen mehr Nematoda und *Niphargus aquilex* (Amphipoda) gepumpt als aus dem freien Grundwasser (Wilcoxon-Test,  $p < 0,05$ ;  $N = 32$ ).

Differenziert man den Naturraum Pfälzerwald in die hydrogeologischen Einheiten Kluft- und Lockergesteinsleiter, werden methodische Unterschiede bei einem Taxon - den Nematoda -, sichtbar (H-Test,  $p < 0,05$ ;  $N = 26$  bzw. 27).

Aus dem freien Grundwasser der Kluftaquifere wurden signifikant mehr Nematoda gewonnen im Vergleich zum Netzsammler (U-Test,  $p < 0,01$ ;  $N = 12$ ). Keine Unterschiede wurden zwischen dem Sumpf der Meßstellen und dem Netzsammler (U-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 22$ ), sowie zwischen dem freien Grundwasser und dem Rohrsumpf (Wilcoxon-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 16$ ), beobachtet. Allerdings muß dieses Ergebnis im Zusammenhang mit der insgesamt geringen Stetigkeit der Methode (freies GW gepumpt, s.a. Tab. 4.9), sowie mit den Massenfängen, speziell aus Meßstelle 3049 I, gesehen werden.

Dem gegenüber wurden aus dem Sumpf der Lockergesteinsmeßstellen signifikant mehr Nematoda gepumpt im Vergleich zum freien Grundwasser (Wilcoxon-Test,  $p < 0,05$ ;  $N = 16$ ). Weitere Unterschiede wurden nicht beobachtet.

Die nachfolgenden Kreisdiagramme in Abbildung 4.21, die auf dem Niveau der Arten und Taxa für jede Methode erstellt wurden, zeigen, daß die faunistische Zusammensetzung und die prozentuale Verteilung der Fauna je Methode trotz stark differierender Gesamtzahlen je Methode ähnlich waren. Nur die Quellen unterschieden sich sowohl in der Gesamtzahl der mit dem Quellnetz gefangenen Individuen als auch in der Zusammensetzung des Arteninventars.



**Abbildung 4.21:** Verteilung der Abundanzen je Methode im Naturraum Pfälzerwald. Die Kreisdiagramme analysieren die faunistische Zusammensetzung der mit der jeweiligen Methode gewonnenen Fauna auf Niveau von Arten und Taxa, wobei Taxa mit einer Abundanz < 1 % der Gesamtabundanz der Methode unberücksichtigt blieben. Unter der Taxabezeichnung sind dessen Abundanz und der prozentuale Anteil an der Methode angegeben. Ausgerückte Segmente stellen die Arten und Taxa der Crustacea dar.

## 4.2 Diskussion

### 4.2.1 Naturraum-bezogene Diskussion der hydrochemischen Ergebnisse

Beide Naturräume, der Pfälzerwald und die Rheinebene, unterschieden sich geogen, hinsichtlich der Landnutzung und in ihren hydrochemischen Verhältnissen erheblich. Während die Hydrochemie der Rheinebene insgesamt sehr homogen war, unterschieden sich die hydrogeologischen Untersuchungseinheiten des Pfälzerwaldes - Kluftgrundwasserleiter, Lockergesteinsgrundwasserleiter und Quellen - signifikant voneinander. Besonders die Quellen waren durch einen eigenen Wasserchemismus geprägt.

#### Naturraum Pfälzerwald

Während die Beprobung der Grundwassermeßstellen der Kluft- und Lockergesteinsaquifere, unabhängig von der Sammelmethode, recht einheitliche Werte erbrachte, hoben sich die in den Quellen ermittelten Werte deutlich davon ab.

Das Quellwasser war sauerstoffreicher und wies eine geringere Leitfähigkeit, Gesamthärte und ein geringeres Säurebindungsvermögen auf. Diese Unterschiede dürften in einer komplexen Kombination von Faktoren begründet sein. OSTER (1997) wies nach, daß am Abfluß der Quellen des Pfälzerwaldes neben dem Grundwasser auch Anteile oberflächennahen Wassers beteiligt sind. Zutretendes Regenwasser passiert die geringmächtigen Bodenschichten schnell und führt aufgrund der nur kurzen Verweilzeit zu einer kurzfristigen Änderung des Abflußregimes. Dieser Vorgang ließ sich gut am Candidus-Brunnen beobachten, dessen Schüttung nach vorangegangenen Regenereignissen innerhalb eines Tages (Zeitspanne zwischen dem Anbringen und dem Einholen des Netzsammlers an das Auslaufrohr) anstieg. Die Versauerung des oberflächennahen Grundwassers im Pfälzerwald (TRILLING 1996, HAHN et al. 1998) bewirkt im Buntsandstein eine Verringerung der Pufferkapazität und der damit korrelierten Parameter Leitfähigkeit und Gesamthärte, oft schon, bevor es zu einer Absenkung des pH-Wertes kommt (QUADFLIEG 1989). Tatsächlich unterschieden sich die in den Quellen gemessenen pH-Werte nicht von denen des Grundwassers.

Wegen der am Abfluß der Quellen beteiligten Wässer unterschiedlicher Herkunft sind Quellen, zumindest im Naturraum Pfälzerwald, daher nur sehr bedingt zur Charakterisierung des Grundwasserchemismus geeignet.

Einige wenige signifikante Unterschiede wurden zwischen dem Chemismus der Kluft- und der Lockergesteinsaquifere festgestellt. Die Sauerstoffwerte und die Nitratwerte der Lockergesteinswässer waren, bei gleichzeitig erhöhten Gesamteisenwerten, gegenüber dem Kluftwasser deutlich niedriger. Verantwortlich dafür dürfte die vermutlich geringere Fließgeschwindigkeit und die damit längere Verweildauer in Verbindung mit mikrobiellen Aktivitäten, speziell der Kontakt mit den reduzierenden Gleyböden der Täler, sein. Als sichtbares Ergebnis dieser Bedingungen wiesen mehrere Meßstellen z.T. ausgeprägte



Verockerungen auf (M 2, BK II). Mobiles Eisen ist vor allem in schlecht durchlüfteten Böden, die reich an organischem Material sind, zu finden. Als freie Ionen bleiben  $\text{Fe}^{2+}$  und  $\text{Fe}^{3+}$ -Ionen nur im reduzierenden Medium in Lösung, unter oxidierenden Bedingungen fallen sie schnell als Ocker aus (GLATHE & OTTOW 1972, HAHN & PREUß 1996).

### **Naturraum Rheinebene**

Die einerseits geogen bedingten, andererseits nutzungsabhängigen Unterschiede in der hydrochemischen Zusammensetzung der Grundwässer der Rheinebene im Vergleich zum Pfälzerwald konnten durch die vorliegende Untersuchung bestätigt werden. Da bis auf den pH-Wert keine Unterschiede zwischen den verwendeten Methoden festgestellt werden konnten (siehe nachfolgenden Punkt), soll auf eine weiterführende Diskussion verzichtet werden.

#### **4.2.2 Methodik der hydrochemischen Probennahme**

Es konnte gezeigt werden, daß sich der Wasserchemismus der Quellen des Pfälzerwaldes geogen bedingt vom Grundwasser der Kluft- und Lockergesteinsmeßstellen unterschied. Für den Vergleich methodischer Aspekte sind die Quellen (bzw. das Quellnetz) daher irrelevant und sollen nicht weiter berücksichtigt werden.

Bei den aus den Meßstellen mit der pneumatischen Kolbenhubpumpe bzw. dem Aqua-Sampler entnommenen Wasserproben, wurde nur in bezug auf die Gesamthärte ein methodischer Unterschied festgestellt. Im Naturraum Rheinebene war die Gesamthärte der Netzsammlerproben signifikant niedriger im Vergleich mit den Pumpproben. Eine Erklärung für diese Beobachtung kann momentan nicht gegeben werden.

Die Gegenüberstellung der aus den Meßstellen entnommenen Pumpproben (Rohrsumpf vs. freies Grundwasser) führte bei den meisten untersuchten hydrochemischen Parametern ebenfalls zu keinen methodisch bedingten signifikanten Unterschieden.

Signifikante Unterschiede wurden im Pfälzerwald bei den Parametern Sauerstoffsättigung (Kluftgestein) und Leitfähigkeit (Lockergesteinsleiter) gefunden, die im Rohrsumpf erhöht waren. Vergleichende Untersuchungen von HAHN & MATZKE (2005) im Pfälzerwald zur Beschaffenheit des Grundwassers innerhalb von Meßstellen im Vergleich zum freien Grundwasser, zeigten eine positive Korrelation zwischen der Leitfähigkeit und der relativen Detritusmenge im Rohrsumpf. Für das freie Grundwasser wurden keine Korrelationen nachgewiesen. Diese Beobachtung läßt die Vermutung zu, daß die erhöhten Leitfähigkeitswerte auf eine erhöhte mikrobielle Abbautätigkeit zurückzuführen sind.

Im Naturraum Rheinebene waren im freien Grundwasser die pH-Werte geringfügig, aber signifikant erhöht ( $p < 0,05$ ). Aufgrund fehlender vergleichender Untersuchungen kann hier keine schlüssige Begründung angeführt werden.

Trotz der geringen Unterschiede zwischen den Pumpproben kann die Hydrochemie des Rohrsumpfes als vergleichbar und repräsentativ für das freie Grundwasser angesehen werden. Zu dieser Einschätzung kommen auch SCHMIDT et al. (2004), die Proben vom Grund von Bachsedimentröhren, die im Aufbau Grundwassermeßstellen entsprachen, mit Proben aus dem umgebenden Interstitial verglichen. Diese Beobachtungen decken sich nicht mit der Empfehlung der Wasserwirtschaft, die nahelegt, zur Gewinnung einer „repräsentativen, d.h. möglichst unverfälschten Grundwasserprobe“, das Standwasser abzupumpen (z.B. Grundwasserüberwachungsprogramm, Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1996).

Zusammenfassend läßt sich einschätzen, daß der Einfluß der Methoden auf die Hydrochemie gering war. Die Hydrochemie der untersuchten Naturräume wurde durch die lokalen Gegebenheiten bzw. die spezifischen Verhältnisse in den Meßstellen bestimmt.

#### **4.2.3 Naturraum-bezogene Diskussion der faunistische Ergebnisse**

Die großen naturräumlichen Unterschiede in der Besiedlung werden im folgenden anhand der in der Einleitung formulierten Fragestellungen diskutiert. Insoweit folgt die Diskussion nicht strikt dem Ergebnisteil. Neben den methodisch bedingten Unterschieden wird auch auf naturräumlich begründete Unterschiede (Geologie, Nutzung, Eigenschaften der Grundwasserhabitate) eingegangen. Zur Vermeidung von Überschneidungen wurde daher die Diskussion der Naturräume selbst stark eingeschränkt. Abschließend wurden die pneumatische Kolbenhubpumpe und der Netzsammler einer kritischen Beurteilung unterworfen.

##### **Naturraum Pfälzerwald**

Der Naturraum Pfälzerwald war durch geringe Abundanzen und Stetigkeiten gekennzeichnet. Die Besiedlung der jeweils acht Kluft- und Lockergesteinsmeßstellen war sehr unstat, erhöhte Abundanzen in einzelnen Meßstellen (3049 I, BK I) wurden teilweise durch Massenfänge gewonnen. Ein Vergleich der Fauna und der Methoden ist aus diesen Gründen kritisch zu sehen.

Die Gesamtabundanz der acht ebenfalls untersuchten Quellen erscheint dagegen hoch. Betrachtet man aber die Gesamtabundanz im Verhältnis zur gefilterten Wassermenge wird deutlich, daß im Vergleich zu den anderen Methoden die Besiedlungsdichte in den Quellnetzen pro 1 m<sup>3</sup> Wasser am niedrigsten war. Das Arteninventar der Quellen war charakterisiert durch stygophile und stygoxene Taxa - stygobionte Spezies konnten nicht nachgewiesen werden (vgl. Punkt 4.1.3.1.1).

Die höheren Abundanzen in den Meßstellen der Kluftleiter gegenüber den Lockergesteinsleitern decken sich nicht mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen, wonach Lockergesteinsleiter bevorzugt besiedelt werden (HUSMANN 1974). Dennoch ließen

sich für ausgewählte Taxa klare Besiedlungsmuster herausarbeiten. So wurde *Niphargus aquilex* - ein typischer Bewohner der Kluffteiler - mit 97,9 % aller Tiere in den Meßstellen der Kluffgesteinsleiter gefunden und war damit die dominierende Art. Ähnlich verhielt es sich mit *Parastenocaris germanica*, der als stygobionte Art feinsandiger Lockergesteinsgrundwasserleiter gilt. 93,6 % aller Tiere dieser Art wurden in den Meßstellen der Lockergesteinsleiter gefunden. Da aber die überwiegende Anzahl dieser Art aus einem Massenfang stammte, erwiesen sich die homogener verteilten Nematoda, Acari und Oligochaeta als dominierende Taxa. Andere Crustacea spielten nur eine untergeordnete Rolle.

### **Naturraum Rheinebene**

Die vier Meßstellen in der Rheinebene waren im Vergleich zu den Meßstellen im Naturraum Pfälzerwald stetig besiedelt. Sie besaßen signifikant höhere Gesamtabundanzen sowie höhere Arten- und Taxazahlen. Allerdings wurden auch hier einzelne Fänge mit hohen Individuendichten gemacht. Dominierende Taxa in der Rheinebene waren der stygobionte Cyclopoide *Graeteriella unisetigera*, die Nematoda und Oligochaeta.

#### **4.2.4 Diskussion der Methoden zur Erfassung der Grundwasserfauna unter angewandten Aspekten**

##### **4.2.4.1 Ist die Fauna der Quellen repräsentativ für den angeschlossenen Kluffgrundwasserleiter?**

Wo keine andere Möglichkeit besteht, Zugriff auf die Fauna der Kluftaquifere zu bekommen, wird dem Ausfiltern von Quellwasser Priorität eingeräumt. MALARD et al. (2004) bezeichnen Quellen als „access points“ für die Erfassung von Grundwasserfauna. Dieselben Autoren führen aus, daß bei entsprechender Positionierung des Quellnetzes im bzw. am Quellaustritt davon ausgegangen werden kann, daß die gesammelte Fauna weitestgehend die Fauna des angeschlossenen Aquifers repräsentiert.

Quellen stellen aber ebenfalls Ökotope dar (GIBERT et al. 1990, CHAFIQ et al. 1992, PLÉNET et al. 1992 b, VAN DER KAMP 1995, VANEK 1997), die neben quelltypischen (krenobionten) auch durch stygoxene und epigäische Taxa besiedelt werden.

Gegenüber der Auffassung von MALARD et al. (2004) zeigen die Ergebnisse der Quellbeprobung im Pfälzerwald ein gegensätzliches Bild. Die vier beprobten ungefaßten Quellen, wie auch die vier beprobten Brunnen, wurden überwiegend von stygoxenen und stygophilen Taxa besiedelt. Dominierende Taxa waren Insekta, *Polycelis felina*, Oligochaeta und Harpacticoida der Familie Canthocamptidae. Stygobionte Taxa, wie *Niphargus aquilex* oder *Parastenocaris germanica*, die die Meßstellen der Kluftaquifere dominierten, wurden nur sporadisch (3 *N. aquilex*, 1 *P. germanica*) in den Quellen gefunden.

Auch STEENKEN (1998) fand bei der Untersuchung von baden-württembergischen Quellen des Kristallins hohe Anteile stygoxener Taxa (bis zu 56 %). Entgegen den vorliegenden Untersuchungen wurden viele dieser stygoxenen Taxa von ihr auch in den angeschlossenen Karst-Aquiferen nachgewiesen. Beispielhaft sei hier der Harpacticoide *Bryocamptus echinatus* angeführt, den STEENKEN aufgrund seiner Abundanz und Verteilung als eindeutig dominierende Art des Kristallins bezeichnete (hoher biologischer Index von 87 von max. 100). Dieselbe Art wurde auch im Pfälzerwald nachgewiesen, jedoch ausschließlich in den Quellen, sowie weitere 20 Arten und Taxa auch (vgl. Tab. 4.3).

Im Falle der untersuchten Quellen mit geringerer Schüttung und flachem Auslauf (Kolbenquelle I, 0,83 - 1,8 l/s) stand die Überlegung nahe, daß eine aktive Einwanderung mobiler Taxa das Ergebnis zu Gunsten benthischer oder krenobionter und krenophiler Taxa beeinflusst hat. Für die untersuchten Brunnen, die keinen Quellmund bzw. Quelltopf besitzen, war ein aktives Einwandern von Tieren unmöglich. In ihren Proben dürften sich nur direkt aus dem Auslaufrohr und damit aus dem Aquifer gespülte Tiere befinden. Im Endeffekt wurden aber, mit Ausnahme des schwach besiedelten TSG-Brunnens, keine signifikanten Unterschiede in der Besiedlungsstruktur gefunden.

NOTENBOOM et al. (1996) beobachteten eine Zunahme stygobionter Taxa (*Niphargus*, *Parastenocaridae*) bei vergleichbar stark schüttenden, rheokrenen Quellen (0,36 l/s), allerdings bei einem alluvialen Aquifer (Central Plateau, südlicher Teil der Niederlande), deren Austritt frei lag oder durch Sande und Kiese gebildet wurde. Des weiteren fanden die genannten Autoren eine Dominanz der Meiofauna (hier definiert mit einer Körpergröße von 31 - 1.000 µm) gegenüber den Makroinvertebraten (> 1 mm). Diese Untersuchung scheint sich mit den eingangs von MALARD et al. (2004) gemachten Ausführungen zu decken. Auf die Verhältnisse im Pfälzerwald ist sie jedoch nicht übertragbar.

Die Stärke der Schüttung und damit das Volumen des gefilterten Wassers hatte offensichtlich Einfluß auf die Gesamtzahl ausgespülter Tiere. Die vier am stärksten schüttenden Quellen bzw. Brunnen Kolbenquelle II (1,13 - 1,95 l/s), Wilensteiner Mühle (2,2 - 4,53 l/s), Candidus-Brunnen (0,26 - 1,92 l/s) und Kolbenquelle III (2,03 - 2,73 l/s), besaßen die höchste Gesamtzahl an Tieren. Auf den Anteil stygobionter Taxa hatte das aber keinen Einfluß.

An dieser Stelle stellt sich natürlich die Frage, warum der Anteil grundwassertypischer Arten und Taxa in den Quellnetzen so gering war. Zur Beantwortung dieser Frage kann in wesentlichen Teilen die Argumentation herangezogen werden, die der Erklärung der signifikant höheren Abundanzen der Fauna innerhalb von Meßstellen im Vergleich zum freien Grundwasser im Pfälzerwald dient (siehe dazu Punkt 4.2.4.2). Nach HAHN (2004) scheinen die von einer sandigen, unfruchtbaren Bodenschicht überlagerten Buntsandsteinfelsen des Pfälzerwaldes ein grundwasserfaunistisch schwach besiedeltes Gebiet zu sein. Verantwortlich

dafür dürften neben dem Detritus als limitierendem Faktor im Grundwasser auch die geologischen Eigenarten des Pfälzerwaldes selbst sein. Die Sandsteinaquifere sind klüftig mit lotischen und lenitischen Bereichen. Um unter diesen Bedingungen existieren zu können, versucht die Fauna, den lotischen Bereichen auszuweichen, um sich so dem Grundwasserstrom (in Richtung der Quellen) zu entziehen. Ähnliche Vermutungen äußerte auch STEENKEN (1998), die ebenfalls steigende Abundanzen bei zunehmender Schüttung fand (s.o.). Weiterhin kann angenommen werden, daß es in lenitischen, verwirbelungsarmen oder -freien Bereichen zu einer partiellen Anreicherung von Detritus kommt. Derartig heterogene Biotope besitzen wahrscheinlich eine ungleichmäßige Verteilung der Fauna (HAKENKAMP & PALMER 1992, GIBERT 2001). Der Austrag aus diesen Aquiferen ist entsprechend gering. In der Tat lag die Zahl der durchschnittlich pro m<sup>3</sup> Wasser ausgespülten Tiere bei 0,57, im Vergleich dazu waren es bei STEENKEN (1998) 0,12 - 12,6. Dagegen fanden NOTENBOOM et al. (1996) in den alluvialen Quellen des südniederländischen Central Plateaus Häufigkeiten von 110 - 240 Tieren/m<sup>3</sup>.

Für die Erfassung und Beschreibung der Grundwasserlebensgemeinschaften der angeschlossenen Klüftleiter im Pfälzerwald scheint der Einsatz von Quellnetzen keine geeignete Methode zu sein. Im gefilterten Quell- bzw. Brunnenwasser wurden kaum stygobionte Taxa gefunden, oder wenn, nur in geringen Anzahlen. Die Hauptgründe hierfür liegen wahrscheinlich in den geomorphologischen Eigenheiten des Untersuchungsgebietes.

Schlußfolgernd sollte, trotz seiner einfachen Handhabung und dem geringen Kostenaufwand, soweit nicht andere Argumente dagegen sprechen, anderen Methoden anstatt des Quellnetzes zur Beschreibung der Grundwasserlebensgemeinschaften des Pfälzerwaldes der Vorzug gegeben werden. Hier erscheint es in Abhängigkeit vom Untersuchungsziel sinnvoller auf Meßstellen zurück zu greifen, wie es MALARD et al. (2004) für Quellen sandig-kiesiger Grundwasserleiter empfehlen.

#### **4.2.4.2 Ist die Fauna aus dem Inneren der Meßstelle repräsentativ für das umgebende Grundwasser?**

Während im Hyporheal und in flachen Zonen alluvialer Grundwasserleiter die Bou-Rouch-Methode gute Ergebnisse über die zeitlich-räumliche Verteilung der Fauna liefert (BRETSCHKO & KLEMENS 1986, FRAZER & WILLIAMS 1997, BOULTON et al. 2004), hängen die Informationen über die räumliche Verteilung der Fauna aus Meßstellen vom konstruktiven Aufbau der Meßstelle und der eingesetzten Sammelmethode ab (Pumpensysteme, Netzsammler).

Die größten Nachteile aller zum Extrahieren der Fauna aus Meßstellen eingesetzten Pumpensysteme ist, daß weder eine tiefenendifferenzierte Beprobung noch eine Trennung der Anteile an Standwasser (innerhalb der Meßstelle) und dem freien Grundwasser (außerhalb der Meßstelle) möglich ist. Einzige Ausnahme bildet hier die pneumatische Kolbenhubpumpe mit Doppelpackern (DANIELOPOL & NIEDERREITER 1989). Die Frage nach der

Vergleichbarkeit und Repräsentativität der mit der Kolbenhubpumpe gewonnenen faunistischen Proben hat, zumindest für den Pfälzerwald, an zusätzlicher Bedeutung gewonnen, da das Ausfiltern von Quellwasser kluftiger Grundwasserleiter offensichtlich keine Alternative darstellt (siehe vorherigen Punkt). Auf die Unterschiede in der Hydrochemie wurde bereits unter Punkt 4.2.1 eingegangen.

Studien über die optimale Besammlingsfrequenz für das Grundwasser liegen bisher nicht vor. Für das Hyporheos führten wöchentliche Besammlungen (HAHN 2003) bzw. weniger als eine Woche (BRETSCHKO & KLEMENS 1986) offensichtlich zu keinen signifikanten Veränderungen in der Zusammensetzung der hyporheischen Lebensgemeinschaften. Unter Betrachtung der Fauna, der Hydrochemie und der relativen Menge an Sediment (HAHN & MATZKE 2005) scheint eine Besammlingsfrequenz von einem Monat, wie für die vorliegende Arbeit angewendet, sowohl für den Rohrsumpf als auch das freie Grundwasser adäquat zu sein. Darüber hinaus scheint eine Fördermenge von 50 l aus dem freien Grundwasser zu keinen substantiellen Veränderungen der die Meßstelle umgebenden Sedimentstruktur zu führen. MAUCLAIRE et al. (1998) schlugen eine Fördermenge von 50 l für die Exploration von Fauna aus Meßstellen vor. Die Autoren vermuten, daß durch den während der Entnahme einsetzenden Grundwasserstrom die entnommene Sedimentmenge am Meßstellengrund innerhalb eines Monats ersetzt werden kann.

In bezug auf die Gesamtzahl an Individuen, hochgerechnet pro m<sup>3</sup> gepumpten Wassers, zeigte sich eine deutlich höhere Konzentration an Individuen im Meßstellensumpf, sowohl im Pfälzerwald als auch in der Rheinebene. Die Konzentration der Individuen im Pumpensumpf schwankte im Pfälzerwald zwischen dem 14,5-fachen in den Meßstellen der Kluftleiter, dem 591,4-fachen in den Meßstellen der Lockergesteinsleiter und dem 14,6-fachen in den Meßstellen der Rheinebene. Grundsätzlich muß aber die Verfahrensweise des Hochrechnens von Individuendichten auf Volumeneinheiten (m<sup>3</sup> oder l) als kritisch angesehen werden. Es scheint, daß die Individuendichte bei der kurz aufeinander folgenden Entnahme von Pumpproben signifikant variiert im Vergleich mit kumulativen Pumpproben (HUNT & STANLEY 2000). Diese Beobachtung wurde auch von BOULTON et al. (2003) im Hyporheos der Rhône gemacht. Aktuelle Untersuchungen, wiederum von BOULTON et al. (2004), lassen vermuten, daß die zuvor beschriebenen Beobachtungen wahrscheinlich auch auf das Grundwasser übertragbar sind. Die Individuenzahl der ersten Probe von 10 Teilproben (je 1 l mittels Bou-Rouch-Pumpe) unterschied sich signifikant von den nachfolgenden Proben, jedoch nahm die Individuendichte von der zweiten bis zur zehnten Probe langsamer ab, verglichen mit den Proben des Hyporheals. Hieraus leitet sich die Frage nach den Ursachen für die höheren Individuenzahlen in den ersten Litern von Proben aus dem Pumpensumpf ab. Auch HAKENKAMP & PALMER (1992) und STEENKEN (1998) fanden höhere Konzentration der Fauna in den ersten Litern aus dem Pumpensumpf der beprobten Meßstellen und argumentierten,

daß Meßstellen bevorzugt besiedelt werden. STEENKEN (1998) führt die erhöhte Faunenkonzentration auf die Anreicherung von Detritus am Grund der Meßstellen zurück. Da die Beziehungen zwischen der Fauna und dem Detritus innerhalb der vorliegenden Arbeit nur in bezug auf andere Fragestellungen bearbeitet wurde, kann dieser Argumentation nichts hinzugefügt werden. Weiterführende Untersuchungen von HAHN & MATZKE (2005) zeigten jedoch eine, wenn auch schwache, Korrelation der Gesamtindividuenzahl/l im freien Grundwasser mit der relativen Detritusmenge. Bei diesen Untersuchungen wurden die Meßstellen beider Naturräume zusammengefaßt. Signifikante Korrelationen wurden jedoch nicht für die Pumpensümpfe der Meßstellen gefunden. Diese Ergebnisse legen nahe, daß Detritus im freien Grundwasser der limitierende Faktor zu sein scheint. Für das Innere der Meßstellen kann angenommen werden, daß es bei ausreichender Detritusmenge zu einer Überlagerung der Effekte durch andere Faktoren kommt.

Die Diskussion der Anzahl der Arten und Taxa, deren prozentualer Anteile an der Gesamtabundanz sowie der Unterschiede bei einzelnen Spezies soll unter dem Eindruck der geringen Gesamtabundanz, der unsteten Verteilung innerhalb der Meßstellen und der vereinzelt Massenfänge im Pfälzerwald, unter Vernachlässigung der Einzelergebnisse der hydrogeologischen Einheiten (Kluft- bzw. Lockergesteinsaquifere), geführt werden.

Im Pfälzerwald wurden keine Unterschiede in der Anzahl an Arten und Taxa gefunden. Allerdings war der Anteil der Nematoda und Amphipoda (*N. aquilex*) aus dem Sumpf der Meßstellen signifikant erhöht.

Eine Erklärung der höheren Amphipodenanteile in den Rohrsümpfen der Meßstellen liegt wahrscheinlich in der Charakteristik des Naturraums Pfälzerwald begründet. Da bereits in der Diskussion der Repräsentativität der aus den Quellen im Vergleich zu den angeschlossenen Kluftaquiferen gewonnenen Fauna auf diese Problematik eingegangen wurde, soll sie hier nur kurz gestreift und ergänzt werden. Ausdruck der offensichtlich ungünstigen Habitatbedingungen des Pfälzerwaldes (ausgeprägte Heterogenität, limitiertes Nahrungsangebot) war die deutlich niedrigere Anzahl an besiedelten Pumpproben aus dem freien Grundwasser. Ein weiterer Grund, zumindest für die alluvialen Lockergesteinsleiter, kann in einem von FRASER & WILLIAMS (1997) und BOULTON et al. (2004) beschriebenen Filtereffekt des Sediments gegenüber größeren Spezies, wie Amphipoda, liegen. Die durchschnittliche Korngröße des Substrats wird von HAHN & MATZKE (2005) geringer als 250 µm angegeben. Derartige Sedimentgrößen können, wenn nicht Fließkanäle, Rinnen o.ä. bestehen von Spezies mit größeren Körpern nicht passiert werden (GIERE 1993). Es bleibt daher fraglich, ob a) die Saugkraft eingesetzter Pumpen ausreicht, unter (vermutlicher) Veränderung der Sedimentstruktur solche Spezies anzusaugen und b) ob in unsted besiedelten Habitaten eine Pumpmenge von 50 l ausreichend für eine repräsentative Besammlung ist. In der Konsequenz

schlagen HAHN & MATZKE (2005) für derartige Habitate eine Pumpmenge von mehreren hundert Litern vor.

Im Gegensatz dazu stellt das Rohrinne von Meßstellen ein Habitat mit großem Platzangebot, geringer und / oder gerichteter Strömung sowie ausreichendem Nahrungsangebot dar. In heterogenen, dünn besiedelten Aquiferen fungieren Meßstellen als bevorzugte Habitate, was eine Anreicherung der Fauna begründet. Als Schlußfolgerung liegt nahe, daß unter Berücksichtigung des Meßstellendurchmessers (4 - 6“) eine quantitative und vor allem repräsentative Entnahme der Fauna aus dem Pumpensumpf mit der pneumatischen Kolbenhubpumpe möglich ist (s.a. nachfolgenden Punkt).

Die höheren Anteile der Nematoden im Inneren der Meßstellen decken sich mit den Beobachtungen von BOULTON et al. (2004), die Nematoda überwiegend in den ersten Proben in einer Reihe von Teilproben erfaßten. Die Abnahme in den folgenden Teilproben wurde auf den bereits zuvor angesprochenen Filtereffekt der Sedimentstruktur zurückgeführt. Allerdings steht die Argumentation, daß Nematoda leicht und auch aus größeren Entfernungen zum Sammelrohr (Bou-Rouch-Methode wurde verwendet) zu erfassen wären, zunächst im Widerspruch zu den in diesen Untersuchungen erzielten Ergebnissen. Diese Aussage würde bedeuten, daß die aus dem freien Grundwasser entnommenen Proben eine gleiche oder annähernd gleiche Anzahl an Nematoda enthalten müßten im Vergleich mit den Proben aus dem Rohrsumpf. Eine Erklärung dieses Widerspruchs könnte auch hier, wie für die Amphipoda, darin liegen, daß die Nematoda vollständig (quantitativ) mit dem signifikant höheren Anteil an Sediment aus dem Rohrsumpf der Meßstellen gepumpt wurden.

Im Gegensatz zu den Ergebnissen des Naturraums Pfälzerwald wurden hingegen im Naturraum Rheinebene keine signifikanten Unterschiede, weder in der Anzahl der Arten und Taxa, deren prozentualen Anteilen noch in der Gesamtabundanz jeder Methode gefunden.

Die Ergebnisse zeigen, daß trotz gewisser Unterschiede im Naturraum Pfälzerwald, Proben aus dem Rohrinne mit Proben aus dem freien Grundwasser vergleichbar sind, sowohl in bezug auf die faunistischen Untersuchungsparameter, wie auch der hydrochemischen Zusammensetzung. Auch ist zu vermuten, daß je abundanter und diverser das freie Grundwasser besiedelt ist, desto ähnlicher sich die Grundwasserlebensgemeinschaften innerhalb und außerhalb von Meßstellen darstellen.

#### **4.2.4.3 Sind die mit dem Netzsammler und mit den Pumpmethoden aus den Meßstellen gewonnenen Proben qualitativ und quantitativ vergleichbar?**

Wurde unter dem vorherigen Punkt die direkte Vergleichbarkeit faunistischer Proben aus dem Inneren von Meßstellen (Rohrsumpf) mit aus dem freien Grundwasser gewonnenen Proben diskutiert, so soll an dieser Stelle die Repräsentativität von Netzsammlerproben in qualitativen und quantitativen Bezug zu den Pumpproben gestellt werden.



Wie auch schon bei der Diskussion anderer Fragestellungen zuvor, muß die Diskussion auch hier für jeden Naturraum separat geführt werden.

In bezug auf die Meßstellen der sandig-kiesigen Lockergesteinsleiter der Rheinebene konnten keine signifikanten Unterschiede weder bei der Gesamtindividuenzahl, der Anzahl der Arten und Taxa noch deren prozentualer Anteil im Vergleich zu den Pumpproben festgestellt werden. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von DUMAS & FONTANINI (2001), die ebenfalls nur geringe Unterschiede zwischen dem von ihnen verwendeten Netzsammler und einer Zentrifugalpumpe fanden.

Zwischen den Pumpproben ergab sich bezogen auf Individuen/m<sup>3</sup> eine höhere Konzentration der Fauna im Sumpf der Meßstellen gegenüber dem freien Grundwasser (siehe Punkt zuvor). Aus methodischen Gründen wurde der Netzsammler in diese Berechnung nicht einbezogen.

Betrachtet man aber die absolute Individuenhäufigkeit, so zeigt sich, daß aus dem freien Grundwasser die meisten Tiere (1.012), aus dem Rohrsumpf 888 Tiere und mit dem Netzsammler 422 Tiere gefangen wurden. Da die Netzsammlerproben keine signifikanten Unterschiede (s.o.) im Vergleich zu den Pumpproben aufwiesen, kann die Qualität der Ergebnisse der Netzsammlerproben in der Rheinebene als semi-quantitativ charakterisiert werden (s.a. DUMAS & FONTANINI 2001).

Die Hauptgründe hierfür sind vermutlich in der Homogenität des Standortes zu suchen. Die Tiefe der vier in der Rheinebene beprobten Meßstellen schwankte zwischen 3,95 - 11 m. Aktuelle Ergebnisse von HAHN (unveröff.) in diesem Gebiet weisen darauf hin, daß es in flachen Meßstellen (Tiefe < 2,5 m) zur Ausbildung starker Vertikalgradienten kommt. Mit zunehmender Tiefe nimmt jedoch das Nahrungsangebot und die Besiedlung ab. Oberflächennahe Grundwässer werden daher stetig und abundant besiedelt. Ähnliche Beobachtungen beschreiben SÄRKKÄ & MÄKELÄ (1999) und SÄRKKÄ et al. (1998) aus gleichfalls silikatischen Grundwässern Finnlands, sowie BRUNO & PERRY (2004). Als ein weiterer Effekt der die Ausgeglichenheit zwischen den Sammelmethode gefördert haben könnte, kann das Ablassen des Netzsammlers bis auf den Meßstellengrund und die anschließenden Verwirbelungserscheinungen bei der Entnahme angesehen werden. Dieser Vorgang, in Verbindung mit dem Ausfiltern der gesamten Wassersäule, führte bei MATZKE & HAHN (2002) und SCHMIDT et al. (2004) zu höheren Taxazahlen in den Netzsammlerproben im Vergleich mit der jeweils anderen Methode (unbeköderte Falle, pneumatische Kolbenhubpumpe).

Im Naturraum Pfälzerwald (Kluft- und Lockergestein) wurden, bei deutlich höherer Meßstellen- bzw. Probenanzahl, mit dem Netzsammler lediglich 71 Tiere gefangen, gegenüber 1.084 aus dem Rohrsumpf und 672 aus dem freien Grundwasser (Quellenfauna blieb unberücksichtigt). Zieht man allerdings in Betracht, daß die vergleichsweise hohen Abundanzen im Rohrsumpf bzw. dem freien Grundwasser z.T. durch hohe Einzelfänge verursacht wurden, relativiert sich diese Beobachtung. Dennoch gab es keine signifikanten Unterschiede in der Zahl der Arten

und Taxa, der Gesamtindividuenzahl und der prozentualen Verteilung der Taxa. Die aus dem Rohrsumpf der Meßstellen gefangene Anzahl an Nematoda und *Niphargus aquilex* war allerdings signifikant höher im Vergleich zum freien Grundwasser. Insoweit decken sich die Ergebnisse weitestgehend mit den Beobachtungen aus der Rheinebene. Aber unter Berücksichtigung der geringen Anzahl besiedelter Proben im Pfälzerwald (78,1 % Rohrsumpf, 31,3 % freies Grundwasser, 58,1 % Netzsammler) und der niedrigen Gesamtabundanz, ist die Interpretation der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften als kritisch anzusehen. Dazu DUMAS & FONTANINI (2001): „The greatest care must be taken in interpreting the small-sized samples, or those collected from sparsely populated aquifers.“

Zusammenfassend läßt sich einschätzen, daß in bezug auf den Naturraum Rheinebene alle angewandten Methoden vergleichbare und repräsentative Ergebnisse brachten. Dies scheint auch auf den Naturraum Pfälzerwald zuzutreffen, allerdings müssen die Ergebnisse hier unter Berücksichtigung der insgesamt sehr schwachen Gesamtbesiedlung gesehen werden.

#### 4.2.4.4 Probennahmezeiten im Gelände / Sortierzeiten im Labor

Die Anzahl an Methodenvergleichen zur Erfassung von Grundwasserfauna ist bis heute gering. Untersuchungen die gleichzeitig die Effizienz und somit der Wirtschaftlichkeit einer Methode berücksichtigen sind kaum zu finden (z.B. MALARD et al. 1997). Nur allzu oft schien es ausreichend, deskriptive Attribute, wie „leicht zu handhaben“, „kostengünstig“, „zeitaufwendig“ etc. in bezug auf die Methode, zu verwenden.

Die Ergebnisse der hydrochemischen und der faunistischen Beprobungen führten in beiden Naturräumen zu vergleichbaren Ergebnissen. Nur die mit dem Quellnetz im Pfälzerwald gewonnene Fauna zeigte mehrere signifikante Abweichungen (s.a. nachfolgende Diskussion). Damit rücken weitere vergleichende Kriterien wie z.B. die Probennahmezeiten im Gelände in den Blickpunkt. Im Pfälzerwald (Kluft- und Lockergesteinsleiter) zeigte sich der Netzsammler als höchst effizient, seine Einsatzzeit lag signifikant unter den Einsatzzeiten der Kolbenhubpumpe. Die große Spannbreite der benötigten Zeiten, vor allen beim Auspumpen des Sumpfes der Kluftmeßstellen des Pfälzerwaldes, dürfte einerseits auf die große Anzahl tieferer Meßstellen (über 15 m) zurück zu führen sein. Andererseits besaß die Pumpe hohe Ausfallzeiten.

In der Rheinebene war die Einsatzzeit des Netzsammlers ebenfalls am geringsten, jedoch waren hier die Unterschiede nicht signifikant. Die benötigten durchschnittlichen Zeiten, einschließlich der Erhebung der hydrochemischen Parameter für den Netzsammler, schwankten zwischen 30 min pro Meßstelle im Pfälzerwald und 38 min in der Rheinebene. FUCHS & HAHN (in Pröp.) geben für ihre Untersuchungen, unter Verwendung desselben Netzsammlertyps, eine durchschnittliche Einsatzzeit von ca. 20 min je Meßstelle an.

Angesichts der wenigen bisherigen Methodenvergleiche im tieferen Grundwasser und der vielfach eingeschränkten Verfügbarkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse (MAUCLAIRE et al. 1998) wäre es sinnvoll, die Standardisierung von Methoden für den Einsatz in Meßstellen, einschließlich der Erarbeitung eines einheitlichen Sammelprotokolls (s.a. MALARD et al. 2004), voran zu treiben. Am ehesten geeignet dafür scheinen der Netzsammler, die pneumatische Kolbenhubpumpe mit Doppelpackern und unbeködete Fallensysteme (HAHN 2003) zu sein. Neben der tiefenunabhängigen Beprobung erlauben die beiden zuletzt genannten Systeme eine differenziertere vertikale Auflösung der Fänge. Die Verwendung von 4 - 6“-Meßstellen oder Multi-Level-Brunnen bietet hierfür eine gute Grundlage. Zwar ist die Errichtung neuer Meßstellen kosten- und arbeitsaufwendig, vielerorts dienen standardisierte Meßstellen Behörden oder Wasserversorgern bereits zur Überwachung bzw. Qualitätskontrolle von Grundwässern.

Im Zuge der Erfassung der methodenbedingten Probennahmezeiten im Gelände wurden auch die Sortierzeiten im Labor und die sie beeinflussenden Faktoren (Tab. 4.1) untersucht. Während in der Rheinebene weder zwischen den Methoden Unterschiede noch die Sortierzeit signifikant beeinflussende Faktoren identifiziert werden konnten, zeigte sich für den Pfälzerwald ein auf den ersten Blick widersprüchliches Bild. In den Meßstellen der Lockergesteinsleiter war der Einfluß der untersuchten Faktoren bzw. Faktorenkombinationen auf die Sortierzeit gering. Die Sortierzeiten für die Kluffleiter wurden hingegen klar durch die Beschaffenheit der Quellproben beeinflusst. Durch die hohen Abundanzen, sowie dem erhöhten Anteil an Detritus und Sediment im Vergleich mit den aus den Meßstellen stammenden Proben, mußten die Quellproben überwiegend geteilt werden. Dennoch führte die Teilung der Quellproben zu längeren Sortierzeiten. Die unverhältnismäßig hohen Aufwendungen für das Teilen und Sortieren der Quellproben, in Verbindung mit der für die angeschlossenen Kluftaquifere nicht-repräsentativen Fauna, unterstreichen nachhaltig die unter Punkt 4.2.4.1 gemachte Aussage, zukünftig Quellnetze im Pfälzerwald nur noch dann einzusetzen, wenn keine andere Möglichkeit besteht, auf den Aquifer zuzugreifen.

## **4.2.5 Kritische Beurteilung ausgewählter Methoden**

### **4.2.5.1 Die pneumatische Kolbenhubpumpe mit Doppelpackern (System NIEDERREITER)**

Beide eingesetzten Systeme zur Erfassung der Grundwasserfauna sollen abschließend, neben den bereits besprochenen Punkten, einer kritischen subjektiven Bewertung hinsichtlich ihrer Handhabung sowie ihrer Vor- und Nachteile behandelt werden.

Trotz teilweise hoher Substratanteile im Rohrsumpf der Meßstellen und großer Förderhöhen (bis zu 26 m), war der Anteil beschädigter oder gequetschter Fauna relativ gering. Lediglich bei Amphipoda der Gattung *Niphargus* kam es vereinzelt zum Verlust einzelner Extremitäten,

in jedem Fall war aber eine Bestimmung auf Artniveau möglich. Der Anteil geschädigter Amphipoda wird auf < 5 % geschätzt. Da diese Schädigungen auch in den durch Abpumpen des freien Grundwassers gewonnenen Proben auftraten, die nur geringe Substratanteile enthielten, liegt nahe, daß diese Schädigungen durch das Pumpensystem selbst verursacht wurden. Hingegen stellte MALARD et al. (1997) beim Einsatz diverser Pumpensysteme, mit Ausnahme einer Inertial-Pumpe (Trägheitspumpe), keine Schädigungen der Fauna fest.

Beim Einsatz der pneumatischen Kolbenhubpumpe im Sumpf von Meßstellen mit hohem Substratgehalt, kam es wiederholt zu Verstopfungen, die nur durch teilweise Demontage der Pumpe beseitigt werden konnten. Es ist anzunehmen, daß das erneute Absenken der Kolbenhubpumpe in die Meßstelle zu zusätzlichen Verwirbelungen führte.

Um den Sauerstoffgehalt und die -sättigung direkt in der Meßstelle erfassen zu können, wurde die Pumpe in Vorversuchen mit einer Sauerstoffelektrode ausgestattet. Nach POSPISIL (1992) können somit durch Entgasungserscheinungen hervor gerufene Meßungenauigkeiten vermieden werden. Diese Elektrode war in einem separaten Bauteil direkt nach dem Saugkopf bzw. den Doppelpackern angeordnet. Besonders die hohen Substratanteile aus den Rohrsümpfen der Meßstellen des Pfälzerwaldes führten zu einer starken mechanischen Belastung (Abschleifen) der Elektrode. Die angezeigten Meßwerte waren instabil und oft wenig plausibel, was durch herkömmliche Messungen überprüft wurde. Beim Abpumpen von freiem Grundwasser arbeitete die Elektrode weitgehend normal, allerdings dauerte es mehrere Minuten bis sich die Meßwerte stabilisierten. In der Folge wäre es notwendig gewesen, für den Einsatz der Kolbenhubpumpe im Rohrsumpf, das Bauteil mit der Sauerstoffelektrode auszubauen und durch ein Blindstück zu ersetzen. Da dieser Umbau wiederum nur durch eine teilweise Zerlegung der Kolbenhubpumpe möglich gewesen wäre, was den Zeitaufwand im Gelände weiter erhöht hätte, wurde nach einer Versuchsphase auf diese simultane Sauerstoffmessung verzichtet. Dabei wurde auch berücksichtigt, daß der Einsatz der Kolbenhubpumpe im Gelände durch eine Person realisiert wurde. Beabsichtigt man tiefere Meßstellen als in dieser Studie zu beproben (max. 26 m), wäre es sinnvoll, mit zwei Personen im Gelände zu arbeiten, was aber die ohnehin hohen Kosten für dieses System sowie den Zeitaufwand nochmals deutlich steigern würde.

In Übereinstimmung mit MALARD et al. (1997) und HAHN (2002) kann zusammenfassend eingeschätzt werden, daß der Einsatz der pneumatischen Kolbenhubpumpe gute Ergebnisse bei der Erfassung der Grundwasserfauna ermöglicht. Wegen des hohen Kosten- und Arbeitsaufwandes sowie der Anfälligkeit des Systems sind Kolbenhubpumpen mit Doppelpacker aber nur dann zu empfehlen, wenn eine tiefenabhängige Untersuchung der Grundwasserfauna bestehender Meßstellen notwendig ist. Hierin besteht der einzige Vorteil gegen-

über dem Einsatz von Netzsammlern. Dem gegenüber sind die Kosten und der Zeitaufwand für den Einsatz und den Betrieb der Kolbenhubpumpe sehr hoch.

#### **4.2.5.2 Der Netzsammler**

Mehrere Autoren, darunter DUMAS & FONTANINI (2001), HAHN (2002) und SCHMIDT et al. (2004), beschreiben Netzsammler als eine adäquate Methode zur Gewinnung von Grundwasserfauna. Die entscheidenden Vorteile dieser Methode sind u.a. die leichte Handhabung und die Möglichkeit innerhalb eines kurzen Zeitraums eine hohe Anzahl von Beprobungen zu realisieren. Bei großen Tiefen (bis 200 m und darüber) ist diese Methode derzeit die einzig praktikable Technik, was jüngste Untersuchungen von FUCHS (in Pröp.) belegen.

In bezug auf die Ergebnisse der vorliegenden Studie muß klar zwischen den beiden untersuchten Naturräumen differenziert werden.

Aus den Ergebnissen läßt sich ableiten, daß sich der Einsatz des Netzsammlers sehr gut für die qualitative und semi-quantitative Erfassung der Grundwasserfauna eignet, insbesondere für biogeographische Studien. Hier könnten mit dem Netzsammler qualitativ gleichwertige Ergebnisse im Vergleich zur Kolbenhubpumpe erreicht werden. Es ist jedoch anzunehmen, daß bei Massenvorkommen einer Art in einer Meßstelle der Netzsammler hinter der Kolbenhubpumpe zurück bleibt.

Neben der bereits erwähnten Möglichkeit zur Beprobung sehr tiefer Meßstellen, kann mit dem Netzsammler eine hohe Probenzahl bei geringem Zeit- und Kostenaufwand realisiert werden. Untersuchungen zur vertikalen Verteilung der Grundwasserfauna sind aber nur in Meßstellen mit Filterausbau in definierter Tiefe möglich. Allerdings sind bei biogeographischen Untersuchungen Fragen zur Vertikalverteilung der Fauna im allgemeinen nachrangig.

Da er ausschließlich aus handelsüblichen Materialien gefertigt wird, belaufen sich seine Herstellungskosten auf ca. 50 € (FUCHS, mündl. Mitt.).

Durch den Methodenvergleich konnte die Eignung des Netzsammlers zur Beschreibung grundwasserfaunistischer Lebensgemeinschaften alluvialer Aquifere nachgewiesen werden. Zusammen mit dem Aqua-Sampler zur Entnahme von Grundwasserproben aus Meßstellen stellt der Netzsammler eine effektive Sammeltechnik dar. Es war naheliegend, die Vorteile dieses Systems in eine weitere biogeographische Untersuchung einzubinden. Unter Verwendung der genannten Kombination wurden erste Untersuchungen zum Verhalten von Grundwasserfauna in 5 durch Altlasten kontaminierten alluvialen Aquiferen durchgeführt.

## 5 Ergebnisse und Diskussion des Altlasten-Projektes

### 5.1 Ergebnisse

#### 5.1.1 Gesamtübersicht

Der objektbezogenen Auswertung der Einzelstandorte soll zunächst eine schadstoff-spezifische Betrachtung vorangestellt werden. Das Auftreten ausgewählter Grundwasserfauna wurde dabei in Bezug zur Konzentration der drei bedeutendsten Schadstoffgruppen / Schadstoffe AKW, LCKW und Tetrachlorethen (PCE) gesetzt. Diese Vorgehensweise erschien notwendig, da aufgrund der hohen Komplexität und Heterogenität der Einzelstandorte übergreifende Zusammenhänge nur bedingt darstellbar waren. Andererseits sollte diese Auswertung bereits hier erste Erkenntnisse über mögliche Sensitivitäten der Grundwasserfauna oder kritische Konzentrationen gegenüber den ausgewählten Schadstoffen zeigen.

Es wurden 181 Einzelbeprobungen an 6 Standorten vorgenommen, wobei insgesamt 2.112 Tiere gefangen wurden. Von den 181 Einzelbeprobungen waren 118 besiedelt, was einem Anteil von 65,2 % entsprach. Der Anteil der Crustacea (adult und juvenil) betrug 36,6 % (772 Tiere). Abundantestes Taxon waren die Nematoda mit 677 Tieren (32,1 %). Jedoch kam es standortabhängig zu starken Schwankungen in der faunistischen Zusammensetzung.

Für die nachfolgende Auswertung wurden die vier abundantesten Taxa Cyclopoida, Parastencaridae (beide Crustacea) sowie die Nematoda und Oligochaeta unter Verwendung von Streudiagrammen (Abb. 5.1, 5.2) in Bezug zu einem der erwähnten Schadstoffe gesetzt. Einbezogen wurden die besiedelten Meßstellen der Standorte, die mit dem ausgewählten Schadstoff kontaminiert waren. Dabei konnten jedoch Überlagerungen mit anderen Schadstoffen nicht ausgeschlossen werden.

Mögliche Überlagerungseffekte rühren vom Standort B her, dessen Teilschäden (TS 1 und 2) neben LCKW-Belastungen auch AKW-Belastungen aufwiesen. Ebenso handelt es sich bei den hauptsächlich AKW-belasteten Standorten (E-1, E-2) nicht um ausschließliche AKW-Belastungen. Als frei von Überlagerungseffekten können die Standorte C und D (LCKW-Schäden) angesehen werden. Zusätzlich wurde auch die Koloniezahl 20 °C (KZ20) als ein möglicher Einflußfaktor der Besiedlung mit einbezogen. Andere hydrochemische Parameter wurden an dieser Stelle nicht berücksichtigt und werden erst im Zuge der Auswertung der Einzelstandorte betrachtet. Zusätzlich wurde versucht, die Konzentration des jeweiligen Schadstoffes mit der Faunenabundanz durch eine Anpassungslinie (lineare Regression) zu konkretisieren. Diese Regressionen erwiesen sich aber, wahrscheinlich aufgrund der starken Streuung der verwendeten Daten, als nicht signifikant.

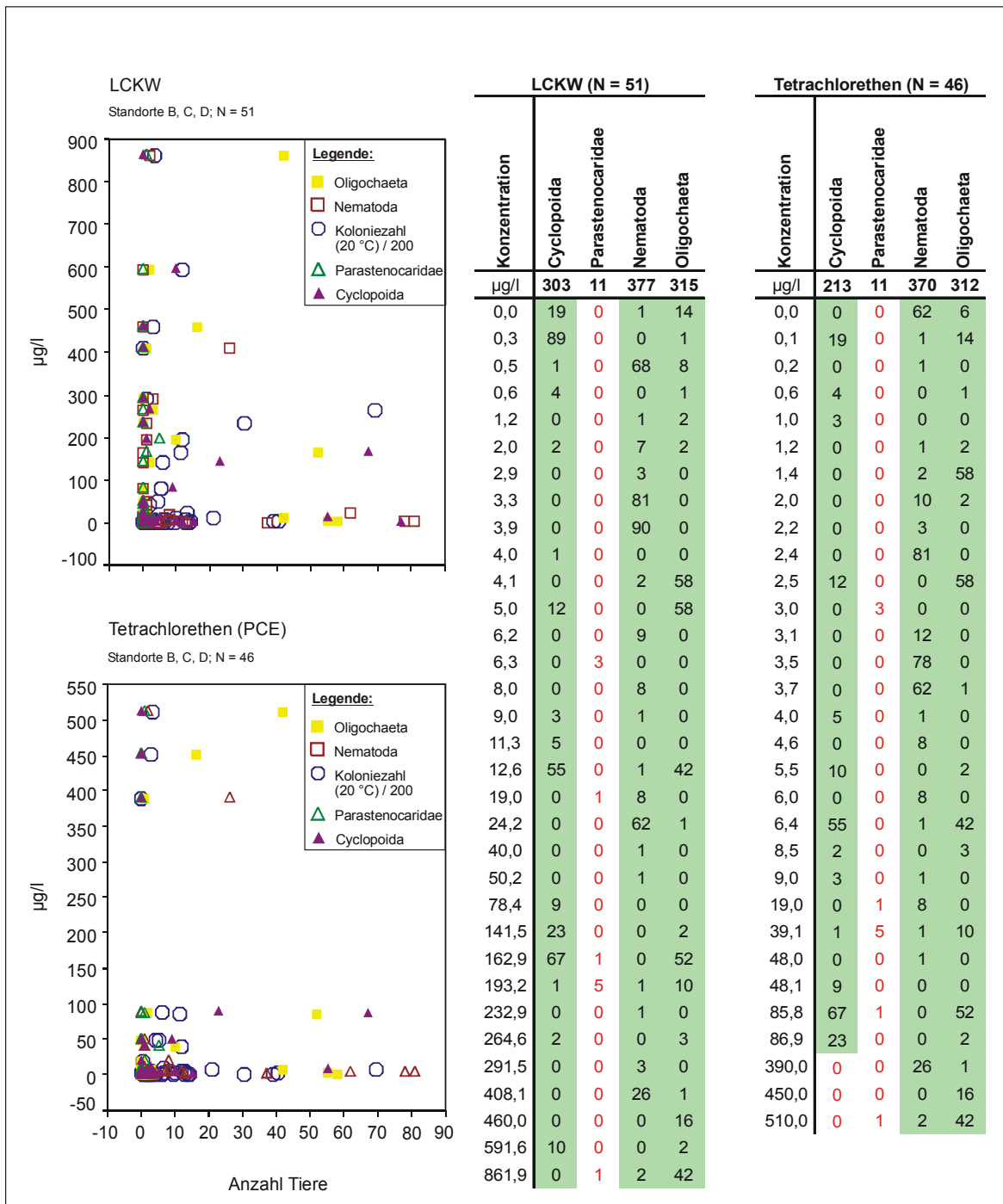
**LCKW (Standorte B, C, D):** Die Abbildung 5.1 macht deutlich, daß oberhalb einer LCKW-Gesamtbelastung von 861,9 µg/l keine Tiere mehr gefangen wurden, obwohl einige Meßstellen des Standortes D höhere Konzentrationen aufwiesen. Bis zu einer LCKW-Konzentration von ca. 250 µg/l stiegen die Koloniezahlen kontinuierlich an, darüber kam es zu einem drastischen Rückgang. Ebenso auffällig ist das Auftreten der Parastenocaridae, deren geringe Gesamtabundanz (11 Individuen) in den LCKW-belasteten Meßstellen ein Indiz auf eine mögliche Sensitivität sein könnte. Jedoch wurden Parastenocaridae-Fänge erst oberhalb einer Konzentration von 6,2 µg/l gemacht. Dem gegenüber traten die anderen Taxa stetig und abundant auf, dennoch gab es nachfolgend beschriebene, konzentrationsabhängige Unterschiede in den Abundanzen.

42,2 % der Cyclopoida traten unterhalb einer Belastung von 5 µg/l auf, 63 % unterhalb einer Konzentration von 12,6 µg/l. Jedoch wurden höhere Abundanzen auch noch im Bereich von 140 - 165 µg/l festgestellt. Die Abundanz der Nematoda konzentrierte sich mit 67,2 % unterhalb einer Konzentration von 5 µg/l. Oberhalb dieses Wertes traten die Nematoda bei zunehmender Schadstoffkonzentration sowohl als Einzelfunde als auch in höheren Abundanzen auf. Höhere Abundanzen bei zunehmenden LCKW-Konzentrationen wiesen die Oligochaeta auf. Ähnlich den Cyclopoida wurden 45,7 % der Oligochaeta bei einer Konzentration bis 5 µg/l gefunden. Auffällig ist aber die hohe Konzentration dieses Taxons oberhalb einer LCKW-Belastung von 160 µg/l (40 %).

Die Aussage darüber, ob kritischen Grenzen für die Fauna existieren, wurde aber dadurch eingeschränkt, daß für die Bereiche zwischen ca. 300 - 400 µg/l, ca. 600 - 850 µg/l und zwischen ca. 1.000 - 2.000 µg/l LCKW keine Meßdaten vorlagen.

**Tetrachlorethen (PCE, Standorte B, C, D):** ein Einzelstoff der LCKW, trat in Konzentrationen bis 510 µg/l auf, allerdings fehlten Meßwerte im Bereich zwischen ca. 100 - 300 µg/l. Aus den vorliegenden Daten geht hervor, daß die Parastenocaridae, ähnlich wie bei den LCKW selbst zwar nur in geringsten Abundanzen auftraten, jedoch erst oberhalb einer Konzentration von 2,5 µg/l. (Abb. 5.1).

Die Mehrheit der Cyclopoida (53,1 %) traten bei Konzentrationen bis zu 9 µg/l PCE auf, der verbleibende Rest tolerierte Konzentrationen zwischen 39,1 und 86,9 µg/l. Oberhalb dieser Konzentration wurden keine weiteren Cyclopoida erfaßt, was jedoch auch auf die angesprochenen, fehlenden Meßwerte zurück geführt werden kann. Das Auftreten der Nematoda konzentrierte sich deutlich unterhalb einer PCE-Konzentration von 5 µg/l. 87 % der Nematoda wurde unterhalb dieser Konzentration gefunden. Dem gegenüber zeigten die Oligochaeta eine stetige Verteilung, die auf eine hohe Toleranz gegenüber PCE schließen läßt. Mit steigender PCE-Konzentration kam es zu einem kontinuierlichen Rückgang der Koloniezahlen.



**Abbildung 5.1:** Streudiagramme zur Darstellung der Beziehung zwischen der LCKW- bzw. Tetrachlorethen-Belastung und den Cyclopoida, Parastenocaridae, Nematoda und Oligochaeta, sowie der Koloniezahl bei 20 °C. Aus Gründen der besseren Darstellbarkeit wurden die Koloniezahlen durch 200 dividiert. Ergänzend wurde tabellarisch die Taxaverteilung in den Meßstellen aufgeführt. Einbezogen in die Auswertung sind die besiedelten Einzelbeprobungen der Standorte B, C und D. Faunenproben, denen aufgrund einer nur einmaligen Beprobung durch das jeweilige Gutachterbüro kein schadstoffspezifischer Datensatz zugeordnet ist, blieben unberücksichtigt; N = 51 bzw. 46.



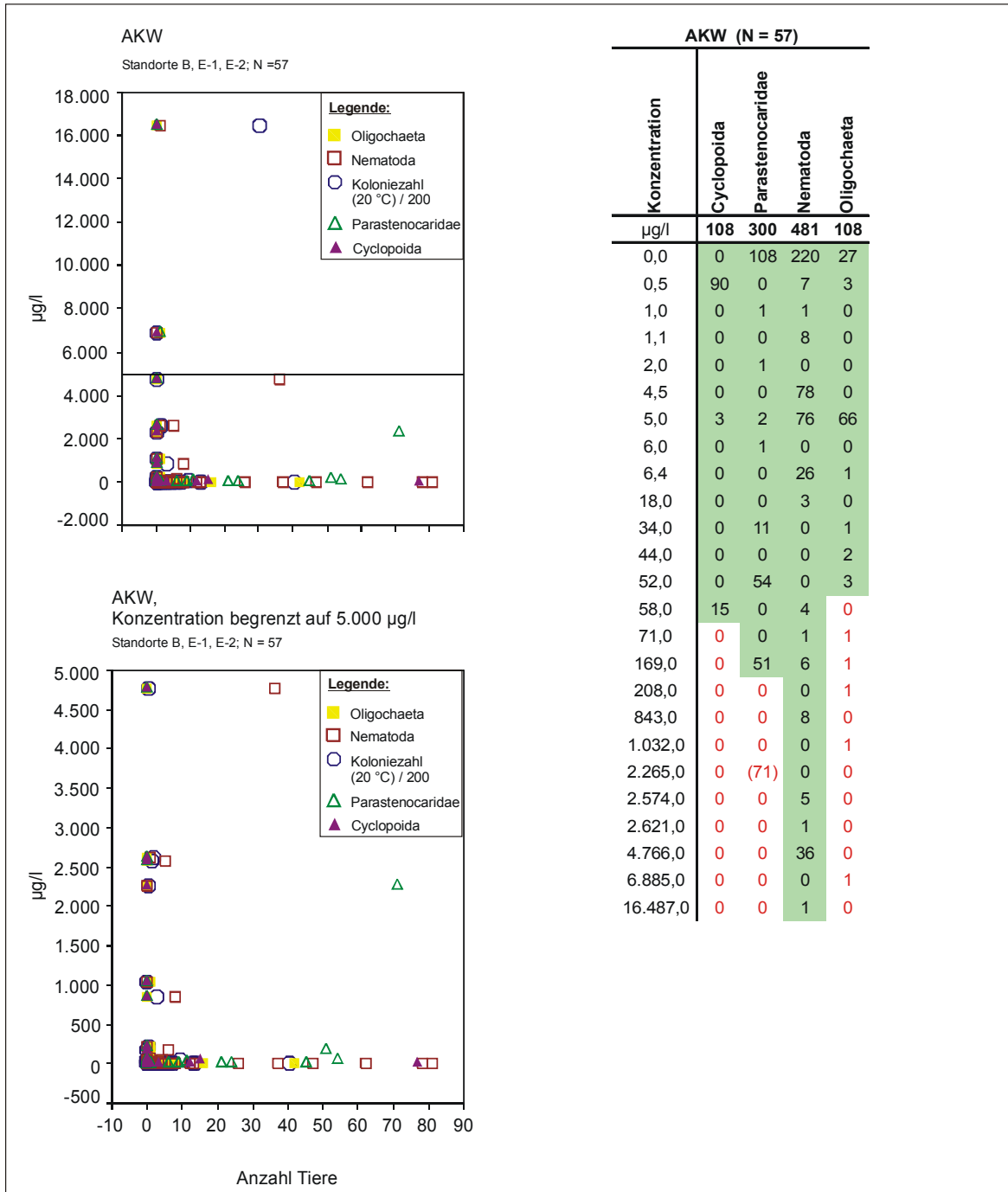
**AKW (Standorte B, E-1, E-2):** Entgegen den Beobachtungen zur möglichen Sensitivität der untersuchten Taxa in bezug auf die Schadstoffe LCKW und PCE, zeigten sich für die AKW ausgeprägtere Verteilungsmuster, die auf kritische Konzentrationen gegenüber diesem Schadstoff schließen lassen (Abb. 5.2). Die höchste AKW-Konzentration bei der eine Besiedlung (Einzelfund Nematoda) vorlag, wurde mit 16.487 µg/l festgestellt. Alle anderen besiedelten Beprobungen lagen weit unterhalb dieses Wertes. Aus diesem Grund wurde ein zweites Streudiagramm erstellt, daß diesem Umstand Rechnung trägt. Die Schadstoffbelastung wurde hier auf 5.000 µg/l begrenzt (unteres Streudiagramm).

Im Gegensatz zu den mit LCKW bzw. PCE kontaminierten Aquiferen traten die Parastenocaridae an AKW-Standorten in deutlich höheren Abundanzen (300 Individuen) auf. Dem gegenüber wurden die Cyclopoida (108 Individuen) nur bis zu einer Konzentration von 58 µg/l gefangen. 83,8 % dieses Taxons traten sogar nur bis zu einer AKW-Konzentration von 0,5 µg/l auf.

Mit einem Anteil von 35,9 % wurden die Parastenocaridae in den unbelasteten Meßstellen erfaßt. Bei Konzentrationen von 34 µg/l bis 169 µg/l wurden einzelne, aber abundante Fänge gemacht. Oberhalb dieser Konzentration scheint eine kritische Grenze zu existieren. In der Tabelle 5.1 ist zwar noch ein weiterer Fund von 71 Tieren erfaßt, der aber in Klammern gesetzt wurde. Grund dafür ist der Umstand, daß diese Parastenocaridae bereits verendet und teilweise mit schwarzen, öligen Substrat überzogen waren. Auf die genauen Umstände wird bei der Auswertung des Teilstandortes E-1, (Punkt 5.1.6.2), sowie in der Diskussion eingegangen (Punkt 5.2.5.5).

Wenn auch der überwiegende Anteil der Nematoda aus den unbelasteten Meßstellen stammte (45,7 %), so zeigt die weitere Verteilung dieses Taxons doch eine hohe Toleranz gegenüber den AKW. Das Auftreten von 36 Nematoda bei einer AKW-Konzentration von 4.766 µg/l unterstreicht diese offensichtliche Toleranz. Bei Anwesenheit der Schadstoffe LCKW und PCE zeigten sich die Oligochaeta als das offensichtlich unempfindlichste Taxon. In bezug auf die AKW scheint aber eine kritische Grenze zu bestehen. Oberhalb einer Konzentration von 52 µg/l wurden nur noch Einzelfunde gemacht.

Meßwerte für AKW-Konzentrationen standen für die Bereiche zwischen 210 - 840 µg/l sowie für den gesamten Bereich oberhalb 845 µg/l nicht zur Verfügung. Bis auf vereinzelte Ausnahmen war die Koloniezahl 20 niedrig, unterlag aber starken Schwankungen.



**Abbildung 5.2:** Streudiagramme zur Darstellung der Beziehung zwischen der AKW-Belastung und den Cyclopoida, Parastenocaridae, Nematoda und Oligochaeta, sowie der Koloniezahl bei 20 °C. Aus Gründen der besseren Darstellbarkeit wurden die Koloniezahlen durch 200 dividiert. Da oberhalb einer AKW-Belastung von 5.000 µg/l nur noch ein vereinzelt Auftreten der untersuchten Taxa beobachtet werden konnte (angedeutet durch die Bezugslinie), wurde das untere Streudiagramm zur Präzisierung der Ergebnisse auf Basis der o.g. AKW-Konzentration erstellt. Ergänzt wurde tabellarisch die Taxaverteilung aufgeführt. Einbezogen in die Auswertung sind die besiedelten Einzelproben der Standorte B, E-1 und E-2. Faunenproben, denen aufgrund einer nur einmaligen Beprobung durch das jeweilige Gutachterbüro kein schadstoffspezifischer Datensatz zugeordnet ist, blieben unberücksichtigt; N = 57.

Trotz ihrer Vorläufigkeit und der bewußten Ausblendung weiterer hydrochemischer Faktoren soll in der nachfolgenden Tabelle 5.1 versucht werden, die Ergebnisse zusammenzufassen. Darüber hinaus werden kritische Grenzen für das Auftreten der Fauna in bezug auf die Schadstoffe vorgeschlagen. Da es sich bei diesem Altlasten-Projekt um die erste Untersuchung dieser Art handelt, können diese Vorschläge als erste, wenn auch grobe Basis dienen.

**Tabelle 5.1:** Höchstkonzentrationen bzw. kritische Konzentrationen (Vorschlag) des Auftretens der Taxa Cyclopoida, Parastenocaridae (Crustacea), Nematoda und Oligochaeta in bezug auf die drei Schadstoffe AKW, LCKW und Tetrachlorethen (PCE) in µg/l. Zusätzlich wurden die Bereiche aufgeführt, wo keine Meßwerte zur Verfügung standen.

Schadstoff	AKW	LCKW	PCE	AKW	LCKW	PCE
	µg/l					
<b>Taxa</b>	<b>Cyclopoida</b>			<b>Parastenocaridae</b>		
Höchst-Konzentration	58	591,6	86,9	(2.265)	861,9 (Einzelfund)	510 (Einzelfund)
kritische Konzentration	58	591,6	86,9	169	193,2	39,1
<b>Taxa</b>	<b>Nematoda</b>			<b>Oligochaeta</b>		
Höchst-Konzentration	16.487 (Einzelfund)	861,9	510	6.885 (Einzelfund)	861,9	510
kritische Konzentration	4.770	460	510	52	861,9	> 500
fehlende Meßwerte im Bereich von:	210 - 840 > 845	300 - 400 600 - 850 > 1.000	100 - 380 > 510	210 - 840 > 845	300 - 400 600 - 850 > 1.000	100 - 380 > 510

### 5.1.2 Standort A

Zur Auswertung des Standortes wurden die folgenden durch das Gutachterbüro ermittelten Parameter übernommen: Natrium-, Kalium-, Calcium-, Magnesium-, Sulfat-, Chlorid-Ionen. Mit partiell hohen Konzentrationen trugen diese Parameter zu einer Mineralisierung (Konzentrationszunahme von Salz- und Metallionen) und damit zu einer Verunreinigung des Grundwassers bei. Aufgrund der Unzugänglichkeit bzw. Nichtbefahrbarkeit einiger Meßstellen wurden diese durch das Gutachterbüro nicht überall (Meßstellen 1, 15, 13, alle Zustrom und Meßstelle 11, Kontrollmeßstelle an der Lauter) oder nur einmalig (Meßstellen 3, 14, Zustrom und Meßstelle 2, Fläche) auf die genannten Parameter überprüft. Um auch diese seltener beprobten Meßstellen mit in die statistische Auswertung einschließen zu können, wurden hier Schadstoffkonzentrationen in Höhe der Durchschnittskonzentration des Zustrombereichs angenommen. Da bei der Bestimmung der Schadstoffkonzentrationen durch das Gutachterbüro auch Standardparameter (Sauerstoff, Leitfähigkeit, Nitrat und weitere) bestimmt wurden, sind diese ebenfalls übernommen worden. Insoweit nimmt der Standort A im Vergleich zu den anderen Standorten in zweierlei Hinsicht eine gesonderte Stellung ein. Erstens handelt es sich bei den „Schadensverursachern“ nicht um organische Kontaminanten (LCKW, AKW, usw.), sondern um einen erhöhten Salzgehalt des Grundwassers. Und zweitens wurden bei keinem anderen Standort zusätzlich durch Gutachterbüros erhobene Standardparameter

übernommen. Eine vollständige Übersicht aller erhobenen hydrochemischen Parameter, einschließlich der Koloniezahlen, geben die Tabellen 9.6 und 9.7 im Anhang.

### 5.1.2.1 Hydrochemische Ergebnisse und Koloniezahlen

Die hydrochemischen Ergebnisse zeigten für den Gesamtstandort, wie auch für die einzelnen Untersuchungsbereiche (Zustrom - Fläche - Abstrom) ein sehr unausgeglichenes Bild. Trotz der teilweise extremen Schwankungen einzelner Parameter, ließen sich die Untersuchungsbereiche Zustrom - Fläche - Abstrom klar voneinander trennen, was durch die Boxplots (Abb. 5.3) und die MDS (Abb. 5.4.) deutlich wird.

**Zustrombereich:** Eine Vielzahl von Parametern unterlagen sehr starken Schwankungen, die nicht ausschließlich jahreszeitlich bedingt waren. Auf eine Aufzählung einzelner Meßstellen oder Meßwerte soll aber weitestgehend verzichtet werden (siehe dazu oben erwähnte Tabellen). Besonders betroffen von den Schwankungen waren die Stickstoffverbindungen (Nitrat, Nitrit, Ammonium), Gesamteisen, Sauerstoff und auch die Koloniezahl 20. Bei den Stickstoffwerten, DOC, und Magnesium wurden in Einzelfällen die orientierenden Prüfwerte (oPW) des LUWG (Tab. 2.5) überschritten. Zwar unterlagen alle Meßstellen in einem oder mehreren Parametern diesen Schwankungen, jedoch ist keine Meßstelle als „auffällig“ zu bezeichnen. Bei den Unterflurmeßstellen 18 und 19 kann am 28.10.2002 trotz verschlossenem Deckel, ein Zutritt von Oberflächenwasser nicht ausgeschlossen werden. Nach Regenfällen an den Vortagen wurden an diesem Termin erhöhte Koloniezahlen (KZ20) und DOC-Werte festgestellt.

**Bereich des Deponiekörpers (Fläche):** In den um den Deponiekörper angeordneten Meßstellen kam es zu einem deutlichen Konzentrationsanstieg der „Belastungsparameter“. Der oPW für Kalium (5 mg/l) wurde bis auf einen Meßwert (Meßstelle 2, 25.03.2003, 1,2 mg/l) permanent überschritten. Vermutlich bedingt durch die Umsetzungsprozesse im Deponiekörper (erhöhte Ionenfreisetzung) waren die Gesamthärte, SBV und Leitfähigkeit deutlich erhöht, jedoch auch starken Schwankungen unterworfen. Ein weiteres Charakteristikum der Meßstellen in der Fläche war die deutliche Erwärmung des Grundwassers - die Temperatur schwankte zwischen 11,3 und 16,1 °C. Die erhöhten Temperaturen gingen einher mit einem deutlichen Absinken der Sauerstoffwerte. Jedoch wurden immer Sauerstoffkonzentrationen oberhalb 0,6 mg/l gemessen. Als insgesamt besonders auffällig zeigten sich die Meßstellen 4, 8 und 12. In allen drei Meßstellen war u.a. der oPW für DOC an beiden Beprobungsterminen mit Werten zwischen 5,4 – 22,0 mg/l überschritten, zahlreiche andere Parameter waren ebenfalls erhöht.

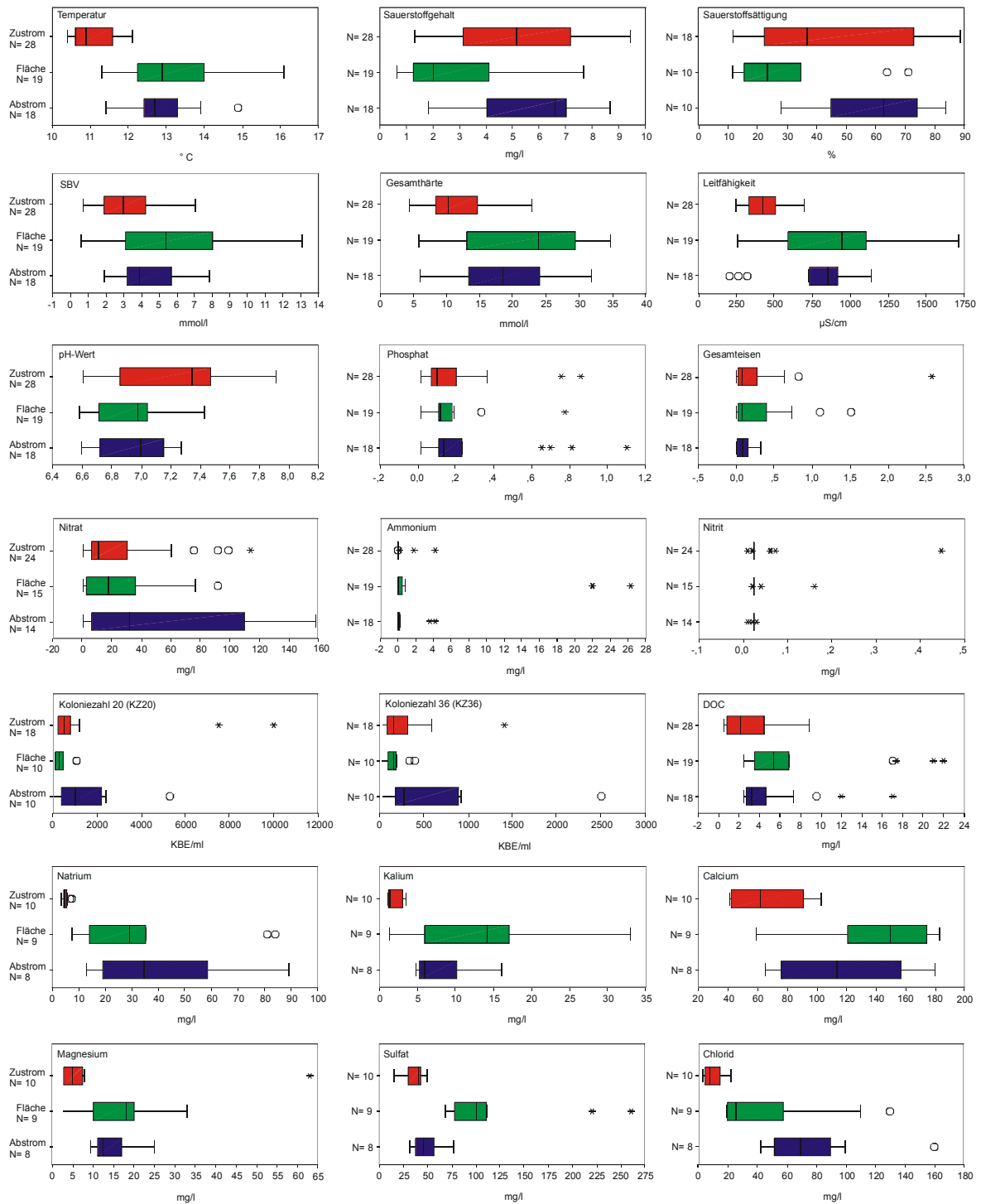
**Abstrombereich:** Trotz eines Abstandes von ca. 50 m des Deponiekörpers zu den abstromigen Meßstellen waren diese alle, mit Ausnahme der Meßstelle 11 (Lautermeßstelle),

deutlich belastet. Trotz der Bodenpassage kam es, mit Ausnahme von Sulfat, zu keiner signifikanten Reduzierung der Belastungsparameter. Natrium- und Chloridkonzentration zeigten im Vergleich zu den Meßstellen der Fläche eine steigende Tendenz. Die Sauerstoffwerte aller Meßstellen schwankten zwischen 1,8 und 8,14 mg/l, die Grundwassertemperatur war noch erhöht. Als besonders auffällig zeigten sich die Meßstellen 17 und 20. In beiden Meßstellen wurde am 28.10.2002 der Zutritt von Oberflächenwasser festgestellt (s.a. Zustrombereich), was in der Folge zu erhöhten Koloniezahlen und DOC-Gehalten führte. In Meßstelle 20 wurden auch die höchsten Nitratkonzentrationen des Standortes gemessen (140 - 158 mg/l). Das Grundwasser aus Meßstelle 6 wies am selben Datum einen fauligen Geruch auf. Beide Meßstellen (17 und 20) hatten am 28.04.2003 einen ausgeprägten H<sub>2</sub>S-Geruch, trotz hoher Sauerstoffkonzentrationen.

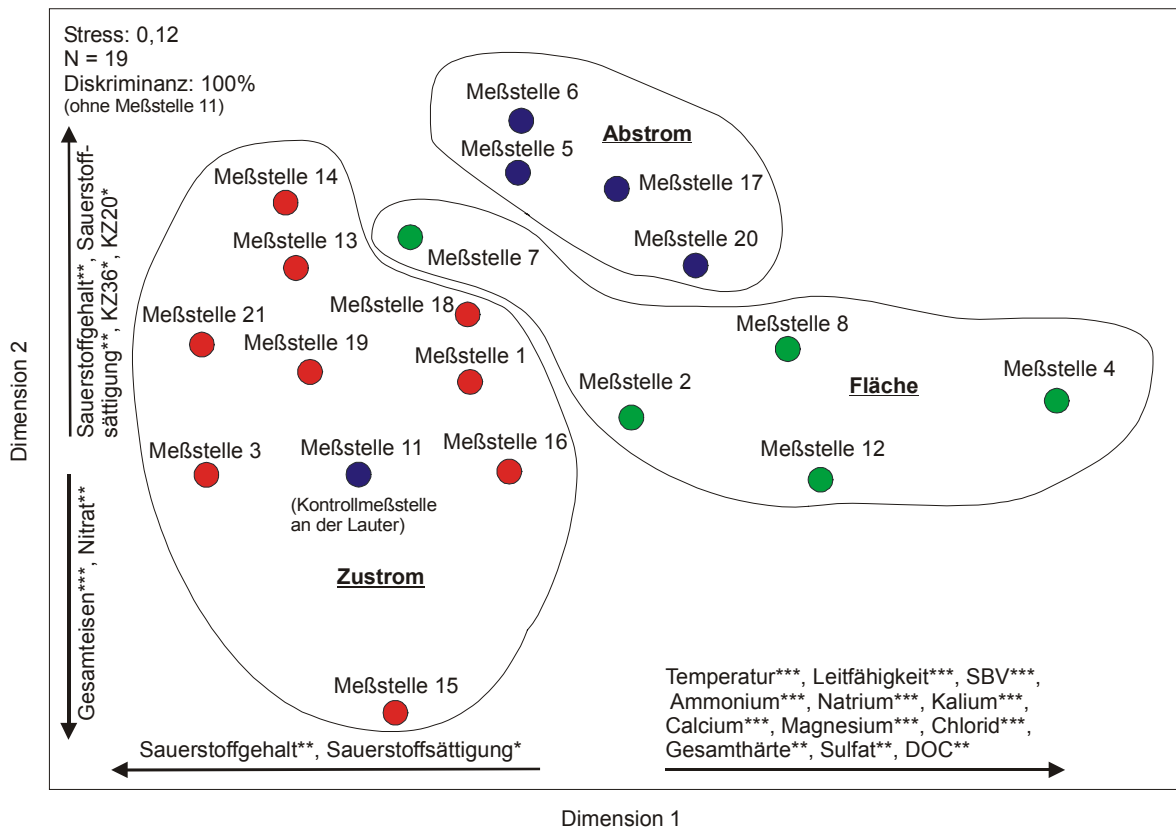
Die nachfolgenden Boxplots (Abb. 5.3) dokumentieren die hydrochemischen Unterschiede zwischen den Untersuchungsbereichen. Andererseits stellen sie nochmals die hohen Schwankungsbreiten einzelner Parameter innerhalb der verschiedenen Deponie-Bereiche heraus.

Die MDS (Abb. 5.4) verdeutlicht graphisch die signifikante Trennung der einzelnen Bereiche, die mittels Diskriminanzanalyse überprüft wurden. Ausgehend vom Zustrombereich kam es entlang der Dimension 1 zu einer höchst signifikanten Grundwassererwärmung und einer Aufkonzentration der Schadparameter. Die abhängigen Parameter Gesamthärte, SBV und Leitfähigkeit stiegen gleichzeitig an. Der DOC-Gehalt nahm ebenfalls signifikant zu. Als besonders auffällig zeigten sich wie einleitend beschrieben die „Flächen“-Meßstellen 4, 8 und 12.

Zwar wurden die untersuchten Bereiche klar voneinander getrennt, jedoch zeigt die Verteilung der Meßstellen innerhalb der abgegrenzten Bereiche die weite Streuung der Parameter. Meßstelle 11 wurde offensichtlich hydrochemisch von der Lauter beeinflusst. Der fehlende Einfluß der Belastungsparameter führte zur Anordnung dieser Meßstelle beim Zustrombereich.



**Abbildung 5.3:** Boxplots der hydrochemischen Parameter einschließlich der Koloniezahlen am Standort A. (o-Ausreißer, \*-Extremwert)



**Abbildung 5.4:** MDS der hydrochemischen Verhältnisse in den Meßstellen am Standort A. Die Daten wurden aggregiert und logarithmiert. Abstandsmaß: Euklidische Distanz. Die schwarzen Pfeile geben die Richtung der Parameter entlang der jeweiligen Dimension an. \*, \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ .

Die Unterschiede der durch die MDS separierten Gruppen wurden mittels H- bzw. U-Tests ermittelt und sind in Tabelle 5.2 zusammengefaßt. Das Grundwasser im Zustrombereich war kälter, sauerstoffreicher und weniger mineralisiert im Vergleich mit den Meßstellen der Deponiefläche. Dieselben Parameter separieren auch den Zustrombereich vom Abstrombereich. Während der Bodenpassage des Grundwassers vom Deponiekörper zu den abstromigen Meßstellen kam es zu einer Sauerstoffanreicherung, dagegen blieben die Schadstoffkonzentrationen unvermindert hoch. Kaum signifikante Unterschiede wurden zwischen den Meßstellen der Deponiefläche und des Abstroms gefunden. Das Grundwasser dieser Bereiche war deutlich erwärmt und mineralienreich. Lediglich die Sulfatkonzentration sank signifikant im Abstrombereich, gleichzeitig nahmen die Koloniezahlen (KZ20 und 36) zu.

**Tabelle 5.2:** Statistische Unterschiede der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS getrennten Untersuchungsbereichen, die durch H- bzw. U-Tests ermittelt wurden. \*, \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ . Meßstelle 11 (Lautermeßstelle, Abstrom) wurde aufgrund ihrer durch die Lauter beeinflussten Hydrochemie nicht in die Auswertung einbezogen.

H-Test		U-Tests					
alle Meßstellen		Zustrom - Fläche		Zustrom - Abstrom		Fläche - Abstrom	
N		N		N		N	
63	Temperatur*** pH-Wert** Leitfähigkeit*** Sauerstoffgehalt*** SBV** Gesamthärte*** Ammonium** DOC***	47	pH-Wert**  Sauerstoffgehalt**	44	pH-Wert*  Leitfähigkeit*** SBV** Gesamthärte*** Ammonium* DOC*	35	Sauerstoffgehalt***     DOC*
36	Sauerstoffsättigung* KZ36* KZ20*			26	KZ36* KZ20*	18	Sauerstoffsättigung** KZ36* KZ20**
27	Natrium*** Kalium*** Calcium** Magnesium* Sulfat*** Chlorid***	19		18	Natrium*** Kalium*** Calcium* Magnesium*  Chlorid***	17	Sulfat***

### 5.1.2.2 Faunistische Auswertung

Aus den 19 zweifach beprobten Meßstellen des Standortes A konnten insgesamt 498 Tiere gewonnen werden. Die Abundanz der gefangenen Tiere schwankte aber deutlich an den beiden Untersuchungsterminen. Wurden bei der Herbstbeprobung (28.10.2002) insgesamt 400 Tiere gefangen, so waren es bei der Frühjahrsbeprobung (28.04.2003) nur 98 Tiere. Als völlig unbesiedelt erwies sich die zustromige Meßstelle 3, die mit 78 m auch die tiefste war. Trotz der großen Abundanz-Unterschiede wurden ausgeprägte Verteilungsmuster der Fauna festgestellt. Während die Crustacea in höheren Abundanzen und mit mehreren Arten nur im Abstrombereich sowie der Meßstelle 1 des Zustrombereiches auftraten, wiesen die Nematoda, Mikroturbellaria und Oligochaeta in allen Untersuchungsbereichen eine stetige Abundanz auf. Tabelle 5.3 gibt einen Überblick über die Abundanzen und die Verteilung der Arten und Taxa an den jeweiligen Beprobungsterminen.



**Tabelle 5.3:** Abundanzen der Arten und Taxa und deren Verteilung in den 19 Meßstellen des Standortes A. Die grau hinterlegten Felder heben die besiedelten Meßstellen vor.

Meßstelle	Datum	Crustacea								Andere				Tiere ges.
		Ordnung Cyclopoida				Familie Parastenocaridae			Ordnung Ostracoda	Nematoda	Oligochaeta	Acari	Mikroturbellaria	
		<i>Acanthocyclops rheinanus</i>	<i>Acanthocyclops robustus</i>	Cyclopoida Cop.	Nauplien	<i>Parastenocaris fontinalis</i>	<i>Parastenocaris germanica</i>	<i>Parastenocaris</i> Cop.	<i>Candona candida</i>					
<b>Zustrom</b>														
Meßstelle 1	28.10.2002	0	0	0	0	6	8	5	0	27	2	0	3	51
	28.04.2003	0	0	0	0	14	4	3	0	0	0	0	0	21
Meßstelle 3	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meßstelle 13	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	9	3	0	0	12
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	3	7
Meßstelle 14	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	3
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4
Meßstelle 15	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Meßstelle 16	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meßstelle 18	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meßstelle 19	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	4
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	11
Meßstelle 21	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5
<b>Summe</b>		<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>20</b>	<b>12</b>	<b>8</b>	<b>0</b>	<b>47</b>	<b>7</b>	<b>0</b>	<b>31</b>	<b>125</b>
<b>Fläche</b>														
Meßstelle 2	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	62	65
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
Meßstelle 4	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	3
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meßstelle 7	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	11	11	2	0	24
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	0	5
Meßstelle 8	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	1	6
Meßstelle 12	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	4
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	2	6
<b>Summe</b>		<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>25</b>	<b>14</b>	<b>5</b>	<b>75</b>	<b>120</b>
<b>Abstrom</b>														
Meßstelle 5	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	1	45	0	0	46
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	1	7	0	1	9
Meßstelle 6	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	23	3	0	17	43
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meßstelle 11	28.10.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	84	1	0	0	85
	28.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meßstelle 17	28.10.2002	1	15	11	15	0	0	0	0	0	0	0	1	43
	28.04.2003	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	6
Meßstelle 20	28.10.2002	0	1	0	0	0	3	0	0	2	2	0	0	8
	28.04.2003	2	0	1	2	0	3	1	0	0	3	0	1	13
<b>Summe</b>		<b>5</b>	<b>16</b>	<b>12</b>	<b>17</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>111</b>	<b>61</b>	<b>0</b>	<b>21</b>	<b>253</b>
<b>total</b>		<b>5</b>	<b>16</b>	<b>12</b>	<b>17</b>	<b>23</b>	<b>18</b>	<b>9</b>	<b>1</b>	<b>183</b>	<b>82</b>	<b>5</b>	<b>127</b>	<b>498</b>
<b>%</b>		<b>1,0</b>	<b>3,2</b>	<b>2,4</b>	<b>3,4</b>	<b>4,6</b>	<b>3,6</b>	<b>1,8</b>	<b>0,2</b>	<b>36,7</b>	<b>16,5</b>	<b>1,0</b>	<b>25,5</b>	<b>100</b>

**Zustrombereich:** Die unbelasteten Meßstellen des Zustrombereichs waren mit 125 Tieren bezogen auf die Anzahl der Meßstellen der am schwächsten besiedelte Bereich, jedoch unterlag dieser Bereich den geringsten Abundanzschwankungen (75 im Herbst 2002, 50 im Frühjahr 2003). Die Crustacea wurden nur durch die Familie *Parastenocaridae* repräsentiert, die aber nur in Meßstelle 1 gefangen wurden. Bei den *Parastenocaridae* handelte es sich um die stygobionten Arten *Parastenocaris germanica* (12) und *Parastenocaris fontinalis* (20), sowie deren Copepoditen. Im Herbst wurden in der Meßstelle 1 neben den erwähnten *Parastenocaridae* auch 27 Nematoda gefangen, die aber im Frühjahr nicht mehr präsent waren. Erwähnenswert ist die Zunahme der Mikroturbellaria bei der Frühjahrsbeprobung in den Meßstellen 19 und 21. Andere Taxa wie die Oligochaeta spielten im Zustrombereich nur eine untergeordnete Rolle. Aufgrund der hohen Stetigkeit der Mikroturbellaria und der Nematoda trugen diese beiden Taxa mit 97 % zur Zusammensetzung der Faunengemeinschaft bei (SIMPER-Analyse, Tab. 5.4).

**Bereich des Deponiekörpers (Fläche):** Innerhalb der Fläche kam es zu einer deutlichen Verschiebung des Taxaspektrums. Mit 120 Tieren war die Gesamtabundanz bezogen auf die Anzahl der Meßstellen höher als im Zustrombereich. Crustacea fehlten mit einer Ausnahme (Meßstelle 2, 1 *Candona candida*) in diesem Bereich vollständig. Alle anderen Taxa nahmen in ihrer Abundanz zu, häufigstes Taxon waren die Mikroturbellaria mit 75 Individuen. Die höchste Attraktivität für die Fauna wies die Meßstelle 2 mit 65 Individuen (54,2 % der Gesamtabundanz der Meßstellen in der Fläche) auf. Ein Taxon das nur in den Meßstellen der Fläche vorkam, waren die Acari mit 5 Individuen. Diese wurden ausschließlich während der Herbstbeprobung erfaßt. Insgesamt unterlag die Fläche stärkeren Abundanzschwankungen, 100 der 120 Individuen wurden im Herbst gefangen. Dominierende Taxa waren die Mikroturbellaria und die Nematoda (wie im Zustrombereich), sowie die Acari (Tab. 5.4).

**Abstrombereich:** Der Abstrombereich mit 5 Meßstellen, war insgesamt der am stärksten besiedelte Bereich. Hier wurden 253 Tiere gefangen, aber auch hier waren, wie in der Fläche, die Unterschiede zwischen Herbst- und Frühjahrsbeprobung sehr ausgeprägt (225 Tiere im Herbst 2002, 28 Tiere im Frühjahr 2003). Neben den bereits im Zustrombereich gefundenen *Parastenocaridae*-Arten *P. germanica* und *P. fontinalis* konnten in den Meßstellen 17 und 20 auch Cyclopoida gefunden werden. Dabei handelte es sich um die Arten *Acanthocyclops robustus* und *Acanthocyclops rhenanus*, sowie deren Jugendstadien (Copepoditen und Nauplien). Die höchste Abundanz wiesen jedoch die Nematoda mit 111 Tieren auf, wobei im Frühjahr 2003 lediglich ein Tier gefunden werden konnte. 84 der 111 Nematoda stammten aus der an der Lauter stehenden Meßstelle 11, dessen hydrochemische Verhältnisse ohnehin verändert waren. Unter Berücksichtigung der Fauna der Meßstelle 11 wiesen die Nematoda folglich die höchste Dominanz in diesem Bereich auf, gefolgt von den Oligochaeta und Mikro-

turbellaria. Unter Ausschluß von Meßstelle 11 (Tab. 5.4), würden die Nematoda nur noch 16,1 % zur Zusammensetzung der Faunengemeinschaft beitragen, die Oligochaeta aber 42,1 %.

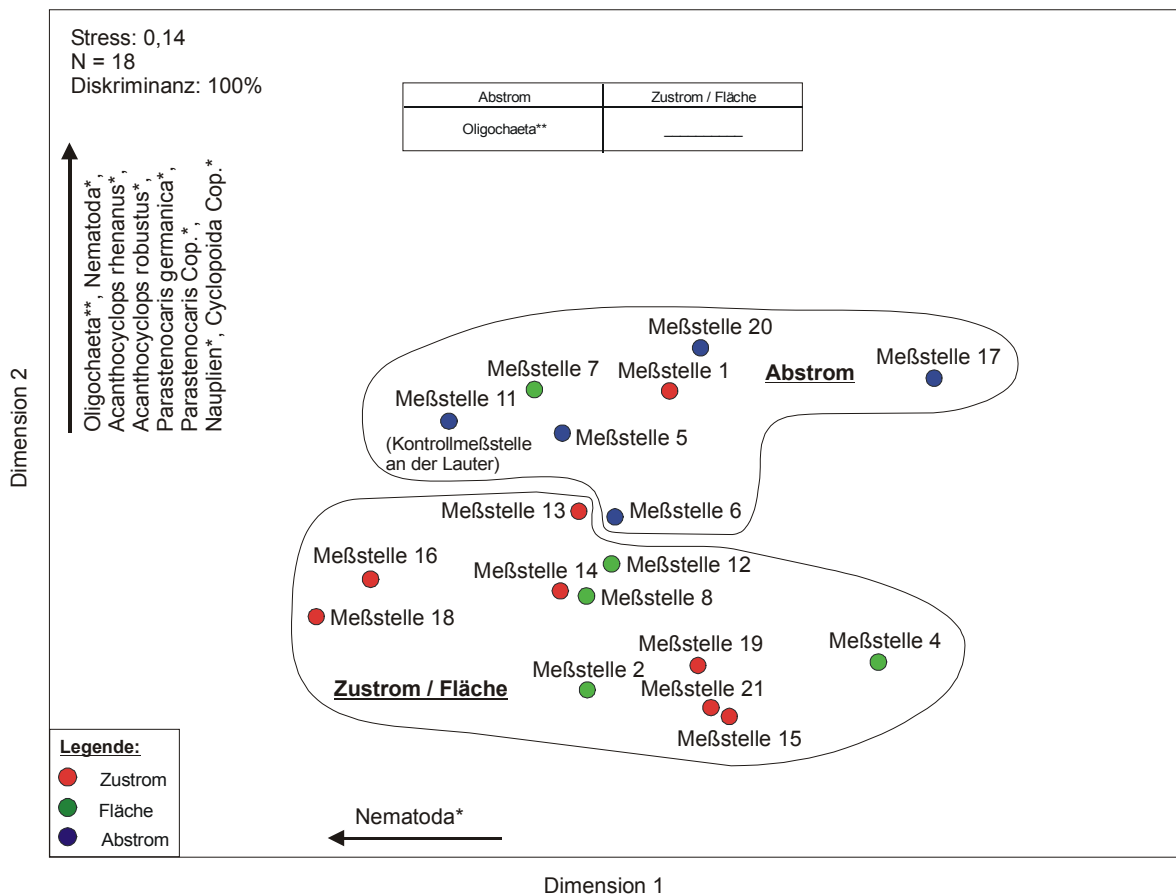
**Tabelle 5.4:** SIMPER-Analyse der untersuchten Bereiche. Dargestellt sind die ranghöchsten Arten und Taxa, die zu insgesamt 90 % (> 10 % hellgrün, > 5 % grau) der Ähnlichkeit beitragen, mit mittlerer Abundanz (Av. Abund.), mittlerer Ähnlichkeit zwischen den Meßstellen (Av. Sim.), Standardabweichung der Ähnlichkeit (Sim / SD), prozentualer Beitrag (Contrib. %), kumulativer Beitrag über die angezeigten Arten (Cum. %). Der Abstrombereich wurde aufgrund der veränderten Hydrochemie der Meßstelle 11 (Lautermeßstelle) zweimal berechnet.

Lage	Art / Taxa	Av. Abund.	Av. Sim.	Sim. / SD	Contrib. %	Cum. %
<b>Zustrom</b> Av. Sim.: 33,8	Mikroturbellaria	1,9	18,6	0,8	55,0	55,0
	Nematoda	3,1	14,2	0,6	42,0	97,0
<b>Fläche</b> Av. Sim.: 40,0	Mikroturbellaria	7,6	18,7	1,1	46,6	46,6
	Nematoda	2,5	15,5	1,0	38,7	85,3
	Acari	0,7	4,8	0,6	12,1	97,4
<b>Abstrom</b> Av. Sim.: 28,4	Nematoda	21,8	11,2	0,7	39,4	39,4
	Oligochaeta	6,5	10,3	1,1	36,1	75,5
	Mikroturbellaria	3,8	4,1	1,1	14,3	89,7
	Nauplien	1,7	0,9	0,3	3,3	93,0
<b>Abstrom ohne Meßstelle 11</b> Av. Sim.: 12,3	Oligochaeta	7,9	5,2	0,9	42,1	42,1
	Mikroturbellaria	4,8	2,3	3,6	18,6	60,7
	Nematoda	6,3	2,0	0,9	16,1	76,7
	Nauplien	2,1	1,0	0,4	7,8	84,5
	<i>Acanthocyclops rhenanus</i>	0,6	1,0	0,4	7,8	92,2

Die graphische Darstellung der Faunenverteilung mittels einer MDS (Abb. 5.5) führte zur Ausbildung von zwei „Gruppen“, wobei die eine Gruppe vollständig den Abstrombereich wiedergibt. Separiert wurde diese Gruppe durch die signifikante Zunahme mehrerer Crustacea, der Oligochaeta und Nematoda entlang der Dimension 2. Aufgrund der Präsenz der Parastenocarida *P. germanica* und *P. fontinalis* wurde die Meßstelle 1 (Zustrom) unmittelbar in dieser Gruppe angeordnet.

Die zweite separierte Gruppe faßt die Meßstellen des Zustroms und der Deponiefläche zusammen, die sich in ihrer faunistischen Zusammensetzung wenig unterschieden. Dominierende Taxa beider Bereiche waren die Mikroturbellaria und die Nematoda. Die Trennung der beiden Gruppen wurde auch durch einen H-Test (N = 18) bestätigt, dessen Ergebnis als Tabelle innerhalb der MDS dargestellt ist. Die beiden Gruppen unterschieden sich durch signifikant mehr Oligochaeta ( $p < 0,01$ ) im Abstrom.

Die Zugehörigkeit der Meßstellen zur jeweiligen Gruppe wurde mittels Diskriminanzanalyse untersucht und bestätigt (100 %).



**Abbildung 5.5:** MDS der Fauna in den Meßstellen am Standort A unter Verwendung des Bray-Curtis Index. Die Daten wurden aggregiert und logarithmiert. Die schwarzen Pfeile geben die Zunahme der Taxa entlang der jeweiligen Dimension an. Die eingefügte Tabelle dokumentiert das Ergebnis eines H-Tests zwischen den separierten Gruppen. \* bzw. \*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$  bzw.  $p < 0,01$ .

Um den Einfluß der hydrochemischen Verhältnisse auf die Grundwasserlebensgemeinschaften untersuchen zu können, wurde eine BIO-ENV-Analyse durchgeführt, deren Ergebnisse nachfolgend erläutert werden sollen.

Unter Einbeziehung aller Meßstellen zeigte sich ein sehr geringer Einfluß der hydrochemischen Parameter. Die beste Kombination wurde für die Parameter pH-Wert, Gesamteisen, Phosphat und Nitrit ermittelt, jedoch betrug der Korrelationskoeffizient nur  $r = 0,35$ . Aufgrund dieses niedrigen Korrelationskoeffizienten und dem offensichtlichen Fehlen des Einflusses der eigentlichen Belastungsparameter wurde auf eine weitere Differenzierung des Ergebnisses verzichtet. Ein Vergleich der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS (Abb. 5.4) separierten Gruppen (Abstrom - Fläche / Zustrom) scheint dieses Ergebnis zu bestätigen. Der durchgeführte H-Test ( $p > 0,05$ ;  $N = 18$ ) führte zu keinen signifikanten Unterschieden in der Hydrochemie der beiden Gruppen.

### 5.1.3 Standort B

Der Untersuchungsstandort B war durch zwei unabhängige Teilschäden charakterisiert, die sich signifikant voneinander unterschieden. Als weitere Besonderheit wurde die Grundwasser-Verunreinigung des TS 1 (ehemalige Betankungsfläche) während des Untersuchungszeitraums teilsaniert, was zu einer drastischen Reduzierung der Schadstoffe führte.

#### 5.1.3.1 Hydrochemische Ergebnisse und Koloniezahlen

**Zustrombereich:** Die belastungsfreien Meßstellen des Zustrombereichs zeigten insgesamt kaum Auffälligkeiten, wenn auch einzelne Parameter zwischen den beiden Beprobungsterminen Schwankungen unterworfen waren. Lediglich die Meßstellen 16 und 18 wiesen im September 2001 geringe LCKW (PCE, TCE-)Konzentrationen zwischen 3 - 4 µg/l bzw. im März 2003 geringe AKW-Konzentrationen von 5 µg/l auf. Meßstelle 23 wies im Mai 2003 erhöhte Nitrit-, Ammonium- und Gesamteisenwerte auf. Der DOC-Gehalt lag im November 2002 mit Werten zwischen 7 - 12 mg/l in allen Meßstellen höher als im Mai 2003 (1,8 - 5,5 mg/l) und überschritt damit den oPW von 4 mg/l durchgängig. Alle Meßstellen wiesen eine gute Sauerstoffversorgung zwischen 2,66 - 7,76 mg/l auf und die Wassertemperatur schwankte zwischen 11,8 - 12,5 °C. Die Koloniezahlen lagen zwischen 74 - 1.500 (KZ20) bzw. 45 - 960 (KZ36). In den belasteten Bereichen wurden zwar deutlich höhere Einzelwerte gemessen, bezogen auf die Gesamtheit der Daten war der Unterschied allerdings nicht signifikant. Alle erfaßten Parameter sind als Boxplots in Abbildung 5.6 dargestellt. Eine vollständige Zusammenstellung aller hydrochemischen Meßwerte geben die Tabellen 9.8 und 9.9 im Anhang.

**Fläche (TS 1 und 2):** Innerhalb des kontaminierten Bereiches zeigten die beiden Teilschäden ein den Charakteristika der Schadensverursacher entsprechend zweigeteiltes Bild. Ein zur Differenzierung der Teilschäden durchgeführter H-Test (Tab. 5.5) zeigte, daß neben den signifikanten Unterschieden bei den Kontaminanten, der TS 2 höhere Sauerstoff-, Leitfähigkeits- und pH-Werte, sowie eine höhere Nitratkonzentration und Gesamthärte aufwies. Signifikante Unterschiede bei den Koloniezahlen und dem DOC bestanden hingegen nicht. Aufgrund der signifikanten Unterschiede werden die beiden Teilschäden separat charakterisiert.

**Tabelle 5.5:** Ergebnisse eines zur hydrochemischen Differenzierung der Teilschäden durchgeführten H-Tests. \*, \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ .

TS 1	N	TS 2	N
Meßstellen 1 - 7, 15, 17		Meßstellen 8 - 11	
AKW**, Benzol**	34	LCKW*	34
Gesamteisen**	25	PCE**, TCE**, DCE*	25
		Sauerstoffgehalt***, Sauerstoffsättigung***, Nitrat***, Leitfähigkeit**, pH-Wert**, Gesamthärte**	25

**Teilschaden 1 (ehemalige Betankungsfläche):** Grundsätzlich stand die Hydrochemie des Teilschadens 1 unter dem Einfluß der Sanierungsarbeiten (lokaler Bodenaustausch), die zwischen August und Oktober 2002 durchgeführt wurden. Im Vergleich zu den vor der Sanierung gemessenen Werten, ergaben die im März 2003, also kurz vor dem zweiten Beprobungszyklus gemessenen Belastungswerte, eine deutliche Reduzierung. Lediglich Meßstelle 1 zeigte im März 2003 noch erhöhte Schadstoffkonzentrationen (AKW: 3.300 µg/l, Benzol: 1.500 µg/l) in Verbindung mit sensorischen Veränderungen (Ölgeruch) der Grundwasserproben an beiden Beprobungsterminen.

Vermutlich als Folge der Metabolisierungsprozesse im Bereich des gesamten TS 1 waren die Sauerstoffwerte niedrig (1,6 - 3,89 mg/l). Jedoch waren die Sauerstoffwerte im Mai 2003, wahrscheinlich bedingt durch den Bodenaustausch, in allen Meßstellen mit Ausnahme von Meßstelle 17 (nicht im sanierten Bereich) höher als im November 2002. Suboxische bzw. reduzierende Verhältnisse konnten nicht beobachtet werden. Erhöhte Gesamteisenwerte (0,01 - 2,8 mg/l) wurden in fast allen Meßstellen beobachtet. Die Proben aller Meßstellen, außer 1 und 15, wiesen zumindest an einem Beprobungstermin starke Verockerungserscheinungen auf. Die DOC-Konzentration aller Meßstellen schwankte im November 2002 zwischen 13 - 34 mg/l und lag damit deutlich über den im Mai 2003 gemessenen Werten (4 - 7,5 mg/l). Dieselbe Beobachtung konnte auch bei den Phosphatwerten gemacht werden. Lagen die Werte im November 2002 noch zwischen 0,14 - 0,31 mg/l, waren es im darauf folgenden Mai 2003 nur noch Werte zwischen 0,036 - 0,087 mg/l. Großen Schwankungen waren auch die Koloniezahlen unterworfen. Die Höchstwerte wurden im November 2002 in den Meßstellen 1 und 2 (Schadenszentrum) mit 6.100 bzw. 13.000 Kolonien/ml (KZ20) gemessen.

**Abstrom des TS 1:** Die abstromigen Meßstellen 12, 13 und 14 wiesen durchgängig Schadstoffkonzentrationen unterhalb des oPW auf. Nur Meßstelle 14 wies im März 2003 eine Überschreitung der AKW-Gesamtkonzentration von 58 µg/l (oPW: 20 µg/l) auf. Verglichen mit den Meßstellen des TS 1 wiesen alle anderen Parameter geringere Schwankungen auf.

**Teilschaden 2 (ehemalige Reparaturhalle):** Beim TS 2 fielen sofort die deutlich erhöhten Leitfähigkeitswerte zwischen 554 - 1.283 µS/cm und die teilweise extrem hohen Nitratwerte zwischen 38,7 und 160 mg/l auf. Besonders Meßstelle 8 wies zudem erhöhte Nitrit- und Ammoniumwerte (2,18; 2,6 bzw. 0,08; 0,21 mg/l) auf. Bei den anderen Meßstellen lagen diese Werte im Bereich der Nachweisgrenze. Ebenso erhöht waren das SBV (Höchstwert 12,3 mmol/l in Meßstelle 11) und die Gesamthärte. Hier wurde nur bei einer Messung ein Wert von 10 °dH gemessen, alle anderen Meßwerte lagen über 20 °dH, in vier Fällen wurden mehr als 30 °dH (Höchstwert 39,6 °dH, Meßstelle 11) gemessen. Die Koloniezahlen ließen kein spezielles Verteilungsmuster erkennen, jedoch fielen die hohen Konzentrationen (KZ20 und

KZ36) in Meßstelle 10 mit den jeweils höchsten Werten an beiden Beprobungsterminen auf. Unauffällig dagegen waren die Sauerstoffwerte und der pH-Wert.

Das Spektrum der Belastungen im Bereich des TS 2 wurde nur durch LCKW und speziell die Einzelstoffe PCE und TCE repräsentiert. Da in diesem Bereich keine Sanierungsarbeiten durchgeführt wurden, waren auch im März 2003 noch teilweise hohe Schadstoffkonzentrationen vorhanden, die sich speziell im Bereich der Meßstelle 8 konzentrierten (12.03.2003, LCKW: 460 µg/l, davon PCE: 450 µg/l). Die anderen Meßstellen (9 - 11) wiesen dagegen noch Konzentrationen zwischen 2 und 19 µg/l LCKW (PCE) auf.

**Abstrom des TS 2:** Wenn auch die abstromige Meßstelle 19 nur einmal beprobt wurde, spiegelt diese sie zusammen mit Meßstelle 20 die hydrochemischen Verhältnisse des TS 2 wieder. Signifikante Unterschiede zu den Meßstellen des TS 2 wurden nicht beobachtet. Meßstelle 19 wies die höchste Leitfähigkeit (1.797 µS/cm), einen extrem hohen Nitratwert mit 159 mg/l sowie mit 47,5 °dH den höchsten Gesamthärtewert an diesem Standort auf. Die LCKW-Konzentrationen schwankten zwischen 3 und 40 µg/l.

Die hydrochemischen Verhältnisse am Standort B werden durch die MDS (Abb. 5.7) wiedergegeben. Die Korrelation der hydrochemischen Werte in den Meßstellen entlang den Dimensionen 1 und 2 unterstreicht, daß die Abtrennung der Teilschäden 1 und 2 hauptsächlich auf die Art und Konzentration der jeweiligen Schadstoffe zurückzuführen war. Zusätzlich trugen die signifikante Zunahme des Sauerstoffgehaltes, der Leitfähigkeit und der Nitratkonzentration zur Abtrennung des Teilschadens 2 bei. Entscheidend für die Separierung der zustromigen Meßstellen waren neben der Belastungsfreiheit die zunehmenden Sauerstoffwerte. Die niedrigen Schadstoffkonzentrationen der abstromigen Meßstellen des Teilschadens 1 führte zur intermittierenden Stellung zwischen dem Zustrombereich und dem TS 1, jedoch wurde die Eigenständigkeit dieses Bereichs wie auch der anderen Bereiche mit einer Diskriminanzanalyse überprüft und bestätigt. Durch die Diskriminanzanalyse wurde ebenfalls bestätigt, daß es in der hydrochemischen Beschaffenheit des Grundwassers keine signifikanten Unterschiede zwischen den abstromigen Meßstellen des TS 2 und dem Teilschaden selbst gab. Im Ergebnis dieser Analyse wurden diese Meßstellen zu einer „Gruppe“ zusammengefaßt.

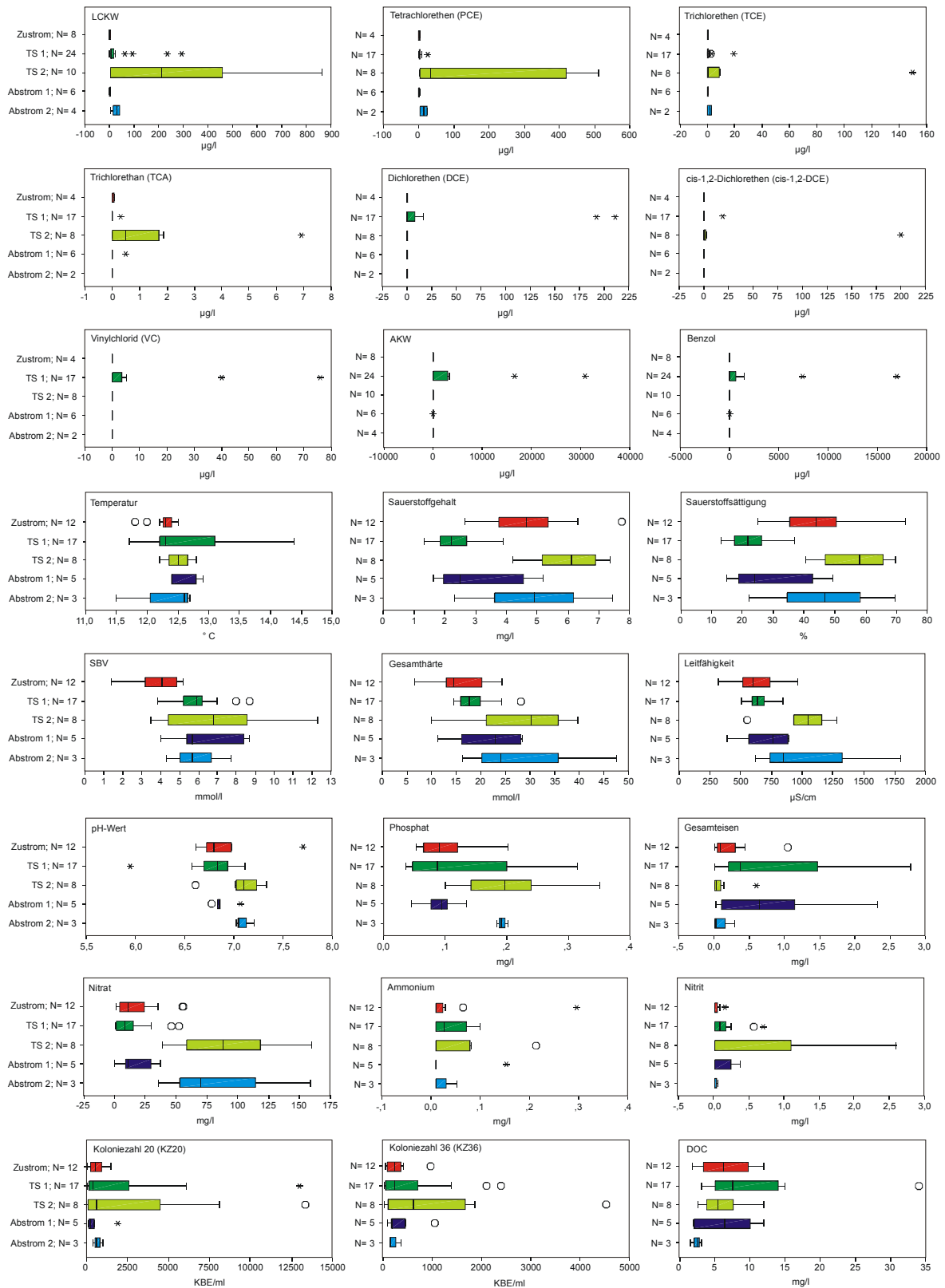
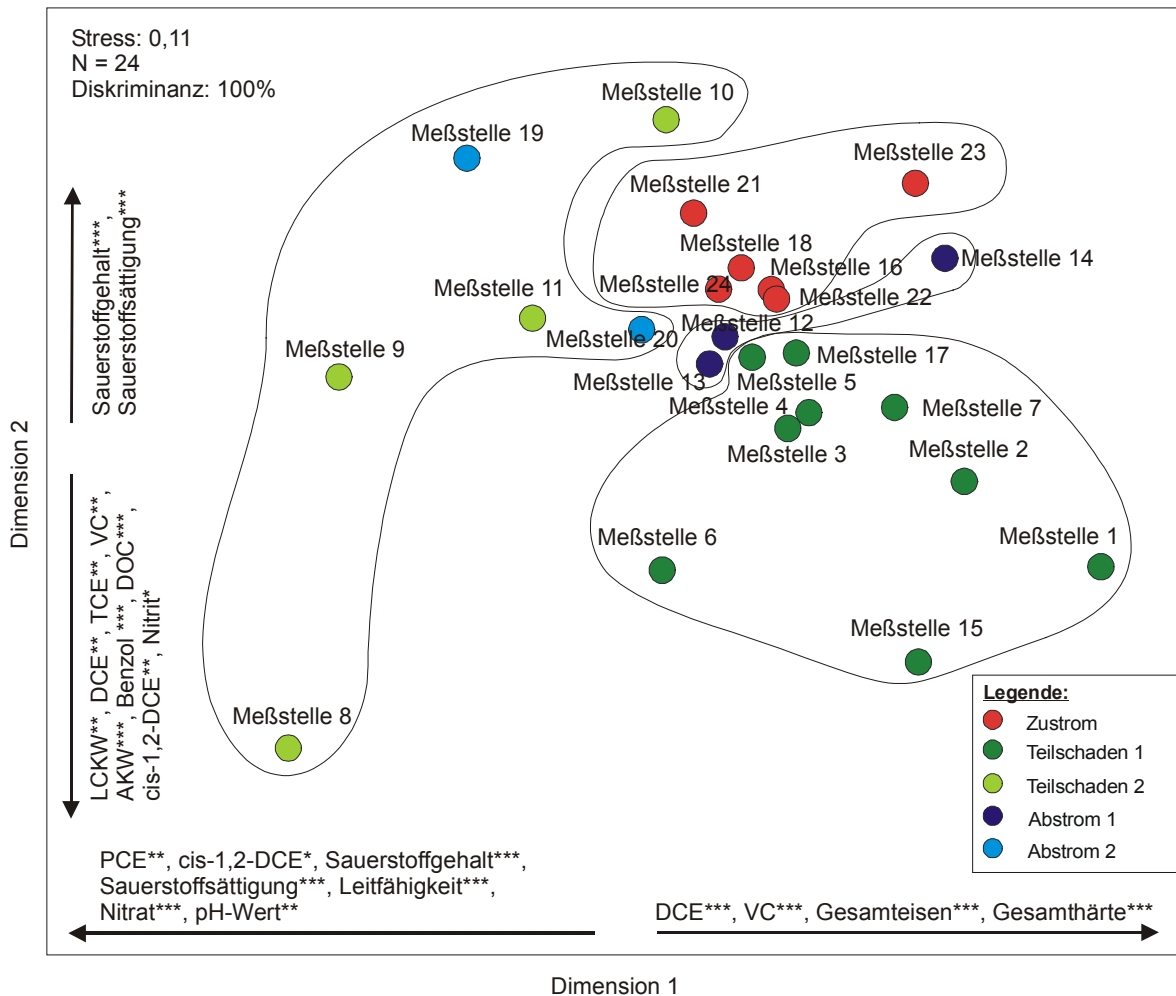


Abbildung 5.6: Boxplots der hydrochemischen Parameter einschließlich der Koloniezahlen am Standort B. (o-Ausreißer, \*-Extremwert)





**Abbildung 5.7:** MDS der hydrochemischen Verhältnisse in den Meßstellen am Standort B. Die Daten wurden aggregiert und logarithmiert. Abstandsmaß: Euklidische Distanz. Die schwarzen Pfeile geben die Zunahme der Parameter entlang der jeweiligen Dimension an. \*, \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ .

Die durch die MDS (Abb. 5.7) ermittelten Gruppen wurden unter Verwendung von H- bzw. U-Tests gegeneinander getestet. Die Ergebnisse dieser Tests sind in Tabelle 5.6 dargestellt. Interessanterweise trugen weder die Koloniezahlen noch der DOC-Gehalt im direkten Vergleich der separierten Gruppen zu einer signifikanten Trennung bei.

**Tabelle 5.6:** Statistische Unterschiede der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS getrennten Untersuchungsbereichen, die durch H- bzw. U-Tests ermittelt wurden. \*, \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ . Aufgrund der fehlenden signifikanten Unterschiede zwischen den Meßstellen des TS 2 und den abstromigen Meßstellen des TS 2 wurden diese zu einer Gruppe zusammengefaßt.

H-Test		U-Tests						
alle Meßstellen		Zustrom	-	TS 1	Zustrom	-	TS 2	
N		N			N			
52	AKW*** Benzol*** LCKW***	32		AKW*** Benzol** LCKW***	22		LCKW***	
37	PCE** DCE** VC*				14	DCE*	PCE*	
45	Sauerstoffgehalt*** Sauerstoffsättigung*** Leitfähigkeit** pH-Wert* Nitrat*** Gesamteisen** Phosphat* SBV** Gesamthärte**	29	Sauerstoffgehalt*** Sauerstoffsättigung***	Gesamteisen* SBV***	23		Leitfähigkeit** pH-Wert** Nitrat*** Phosphat*** SBV** Gesamthärte**	
<b>U-Tests</b>								
		<b>TS 1</b>		<b>-</b>	<b>TS 2</b>		<b>-</b>	<b>Abstrom 1</b>
		N			N			
38	AKW*** Benzol***				30	AKW* Benzol* LCKW*		
27	DCE** VC*			LCKW* PCE**	23	DCE*		
28	Gesamteisen**			Sauerstoffgehalt*** Sauerstoffsättigung*** Leitfähigkeit*** pH-Wert** Nitrat*** Gesamthärte**				

### 5.1.3.2 Faunistische Auswertung

Von den an Standort B durchgeführten 46 faunistischen Einzelbeprobungen waren 33 besiedelt, was einem Anteil von 71,7 % entspricht. Als völlig unbesiedelt erwiesen sich die Meßstellen 2, 6, 7 (Fläche) und 20 (Abstrom). Einzelfunde (je nur 1 Nematoda) konnten in den Meßstellen 1 und 19 gemacht werden. Ebenso wie beim Standort A gab es auch hier große Unterschiede in den Abundanzen zwischen der Herbst- und Frühjahrsbeprobung. Insgesamt wurden 617 Tiere gefangen, davon 452 im November 2002 und 165 im Mai 2003. Zwischen den einzelnen Bereichen bzw. Teilschäden gab es auch am Standort B interessante Verteilungsmuster der Fauna. Der Anteil der Crustacea an der Gesamtabundanz betrug im Herbst 2002 20,5 % und im Frühjahr 2003 25,4 %. Abundantestes Taxon waren die Nematoda mit 382 Individuen (61,9 %). Eine Übersicht über die gefangenen Taxa und Arten sowie deren Abundanzen, ist in der folgenden Tabelle 5.7 zusammengefaßt.

**Tabelle 5.7:** Abundanzen der Arten und Taxa und deren Verteilung in den 24 Meßstellen des Standortes B. Die grau hinterlegten Felder heben die besiedelten Meßstellen vor.

Lage	Meßstelle	Datum	Crustacea								Andere				Tiere ges.
			Ordnung Cyclopoida								Nematoda	Oligochaeta	Mikroturbellaria	Rotatoria	
			<i>Graetziella uniseigera</i>	<i>Dicyclops bissetosus</i>	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	<i>Acanthocyclops robustus</i>	<i>Paracyclops fimbriatus</i>	Cyclopoida Cop.	Nauplien	<i>Parasternocaris fontinalis</i> *1					
Zustrom	Meßstelle 16	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	81	0	0	0	81
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	37	1	0	0	38
	Meßstelle 18	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	1	0	13
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4
	Meßstelle 21	05.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	4	3	10
		06.05.2003	7	0	0	0	0	0	2	0	4	2	0	0	15
	Meßstelle 22	05.11.2002	1	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	7
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	10	2	0	0	12
	Meßstelle 23	05.11.2002	0	6	0	0	4	2	2	0	0	0	1	0	15
		06.05.2003	0	0	0	4	5	0	3	0	0	3	0	0	15
Meßstelle 24	05.11.2002	0	39	37	0	0	1	0	0	0	1	0	0	78	
	06.05.2003	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	3	
<b>Summe</b>			<b>9</b>	<b>45</b>	<b>37</b>	<b>5</b>	<b>9</b>	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>0</b>	<b>155</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>291</b>
<b>Teilschaden 1 (ehem. Betankungsfläche)</b>															
Fläche	Meßstelle 1	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Meßstelle 2	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Meßstelle 3	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	5	0	6
		06.05.2003	1	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	4
	Meßstelle 4	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	8
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
	Meßstelle 5	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	8
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Meßstelle 6	05.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Meßstelle 7	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meßstelle 15	06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	
	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	62	1	0	0	63	
Meßstelle 17	06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	13	4	0	0	17	
	<b>Summe</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>97</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>0</b>	<b>111</b>	
Abstrom	Meßstelle 12	05.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	5
	Meßstelle 13	05.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	78	0	0	0	78
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Meßstelle 14	05.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3
		06.05.2003	0	0	0	9	6	0	0	0	0	0	0	0	15
<b>Summe</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>9</b>	<b>6</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>85</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>101</b>	
<b>Teilschaden 2 (ehem. Reparaturwerkstatt)</b>															
Fläche	Meßstelle 8	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	1	2	42	4	0	49
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	16
	Meßstelle 9	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	26	1	0	0	27
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	1	8	0	0	9
	Meßstelle 10	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meßstelle 11	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2	
	06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	7	1	0	0	8	
<b>Summe</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>44</b>	<b>60</b>	<b>7</b>	<b>0</b>	<b>113</b>	
Abstrom	Meßstelle 19	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Meßstelle 20	04.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		06.05.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Summe</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	
<b>Total</b>			<b>10</b>	<b>45</b>	<b>37</b>	<b>16</b>	<b>15</b>	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>382</b>	<b>78</b>	<b>19</b>	<b>3</b>	<b>617</b>
<b>%</b>			<b>1,62</b>	<b>7,29</b>	<b>6,0</b>	<b>2,59</b>	<b>2,43</b>	<b>0,49</b>	<b>1,13</b>	<b>0,32</b>	<b>61,91</b>	<b>12,64</b>	<b>3,08</b>	<b>0,49</b>	<b>100</b>

**Zustrom:** Alle sechs Meßstellen des Zustrombereiches waren sowohl im Herbst 2002 als auch im Frühjahr 2003 stetig besiedelt, auch die Gesamtabundanz des Bereiches war mit 204 von 452 Tieren im Herbst 2002 und mit 87 von 165 Tieren im Frühjahr 2003 am höchsten. Abundantestes Taxon waren die Nematoda mit 155 Individuen. In Tabelle 5.7 fällt auf, daß neben den abundant und stetig auftretenden Nematoda und Oligochaeta die Crustacea im unbelasteten Zustrombereich ebenfalls, mit Ausnahme der Meßstellen 16 und 18, vermehrt auftraten. In den Meßstellen 16 und 18, die im Herbst 2002 noch eine geringe LCKW-Belastung aufwiesen, lag der Anteil der Nematoda, besonders in Meßstelle 16 mit 118 Nematoda sehr hoch. Andere Taxa wie die Rotatoria spielten im Zustrombereich nur eine untergeordnete Rolle.

Zwischen den beiden Beprobungszyklen im November 2002 und Mai 2003 konnte übergreifend über den Zustrombereich, den TS 1 und der abstromigen Meßstelle 14 eine Verschiebung der Besiedlungsstruktur, speziell der Crustacea, beobachtet werden. Diese Artenverschiebung ist in Abbildung 5.9 detailliert dargestellt. Daher soll an dieser Stelle auf eine ausführliche Beschreibung der gefundenen Crustacea verzichtet werden.

Die SIMPER-Analyse in Tabelle 5.8 stellt heraus, daß trotz des signifikant höheren Crustaceaanteils im Zustrombereich, verglichen mit den anderen Untersuchungsbereichen die Nematoda, Oligochaeta und Mikroturbellaria aufgrund ihrer gleichmäßigeren Verteilungsstruktur, am stärksten zur Zusammensetzung der Grundwasserlebensgemeinschaft beitragen.

**Teilschaden 1:** Ein völlig anderes Besiedlungsmuster, im Vergleich mit dem Zustrombereich wiesen die Meßstellen des TS 1 auf. Dominierendes Taxon waren die Nematoda mit 97 Individuen, bei einer Gesamtabundanz von 111 Individuen. Von den 97 Nematoda wurden 75 in der Meßstelle 17 gefangen. Andere Taxa spielten in diesem Bereich eine untergeordnete Rolle, so wurden nur 5 Mikroturbellaria und 6 Oligochaeta erfaßt. In den Meßstellen des Schadenszentrum (Meßstelle 1 - 3) wurden im Herbst 2002 nur 7 Tiere (5 Mikroturbellaria und 2 Nematoda) gefunden, im Frühjahr 2003 sogar nur noch 4 Tiere, darunter 3 Cyclopoida (Meßstelle 3). Die Bestimmung auf Artniveau ergab, daß es sich bei letzteren um 2 *Acanthocyclops robustus* und 1 *Graeteriella unisetigera* handelte. Beide Arten wurden auch im belastungsfreien Zustrombereich gefunden.

**Abstrom TS 1:** Die drei Meßstellen des Abstrombereichs (Meßstellen 12 - 14) wiesen eine Gesamtabundanz von 101 Individuen auf, wovon 85 Nematoda waren. Im November 2002 wurden ausschließlich Nematoda gefangen. Im darauf folgenden März, nach der Teilsanierung des Schadens, kam es zum Auftreten von Crustacea in Meßstelle 14, auf die in Zusammenhang mit Abbildung 5.9 eingegangen werden soll. Das weitgehende Fehlen anderer Arten und Taxa sowie die stete Verteilung der Nematoda führten zu einer 100 %igen Dominanz dieses Taxons (SIMPER-Analyse, Tab. 5.8).

**Teilschaden 2 und Abstrom TS 2:** Da sich die abstromige Meßstelle 20 als unbesiedelt herausstellte, wurde die einzige andere Meßstelle des Abstrombereichs (M 19) dem eigentlichen TS 2 zugeordnet. Diese Vorgehensweise ist auch dadurch gerechtfertigt, da keine signifikanten Unterschiede zwischen den hydrochemischen Parametern beider Untersuchungsbereiche gefunden wurden (Abb. 5.7).

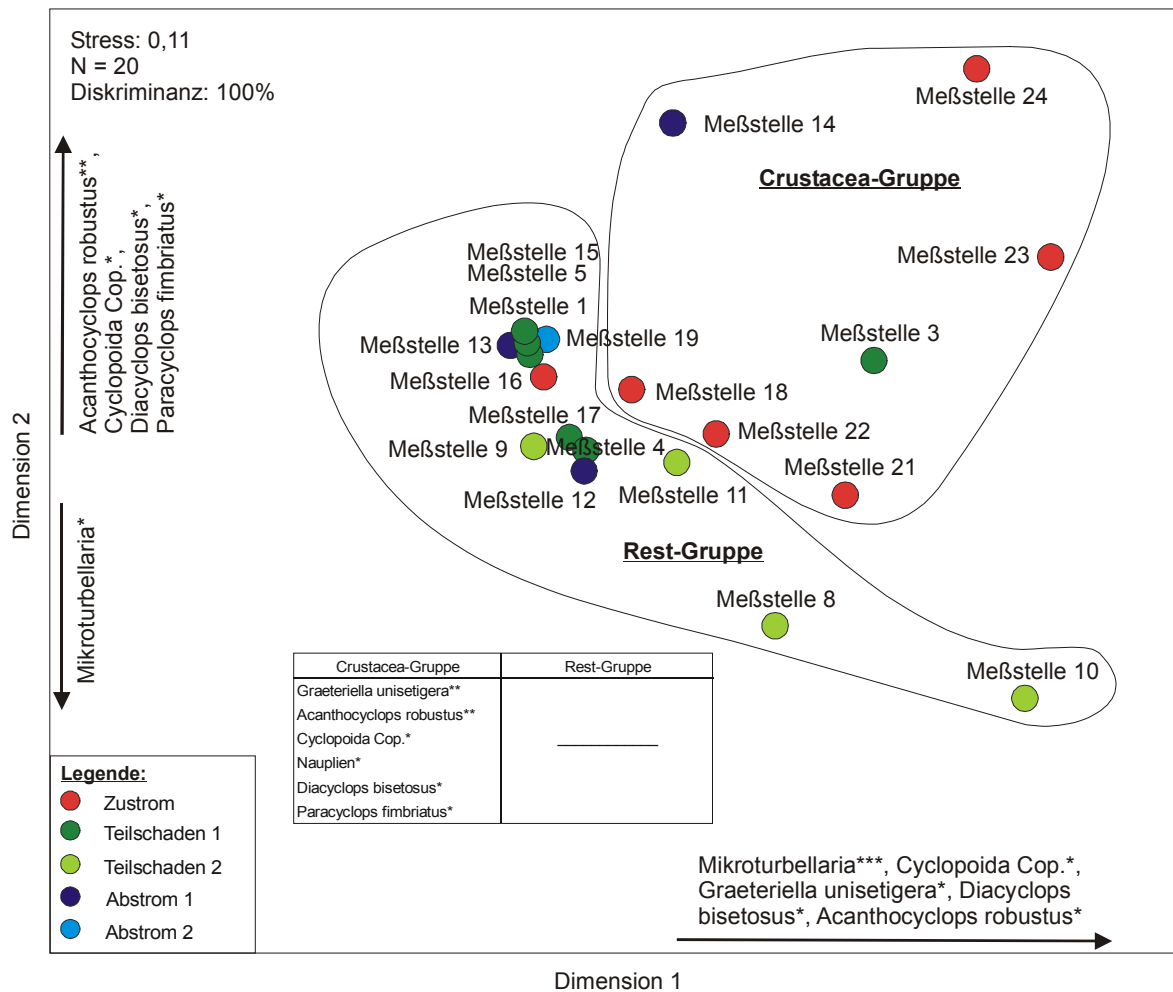
Wie auch in den Meßstellen des TS 1 und den abstromigen Meßstellen wurden in den unsanierten, durch LCKW belasteten Meßstellen des TS 2, bis auf zwei Ausnahmen (Meßstelle 8 und 9, je 1 *Parastenocaris fontinalis*), keine Crustacea gefunden. Die Gesamtabundanz betrug 114 Individuen. Abundantestes Taxon waren die Oligochaeta mit 60 Tieren. Besondere Attraktivität für die Grundwasserfauna wies Meßstelle 8 auf, aus der neben anderen Taxa 58 der 60 Oligochaeta stammten. Da jedoch die Nematoda (45 Individuen) und die Mikroturbellaria (7 Individuen) stetiger verteilt waren, trugen sie entscheidend zur Zusammensetzung der Faunengemeinschaft bei (SIMPER-Analyse, Tab. 5.8).

**Tabelle 5.8:** SIMPER-Analyse der untersuchten Bereiche. Dargestellt sind die ranghöchsten Arten und Taxa, die zu insgesamt 90 % (> 10 % hellgrün, > 5 % grau) der Ähnlichkeit beitragen, mit mittlerer Abundanz (Av. Abund.), mittlerer Ähnlichkeit zwischen den Meßstellen (Av. Sim.), Standardabweichung der Ähnlichkeit (Sim / SD), prozentualer Beitrag (Contrib. %), kumulativer Beitrag über die angezeigten Arten (Cum. %). Aufgrund der hydrochemischen Beschaffenheit wurde die besiedelte Meßstelle 19 (Abstrom von TS 2, Meßstelle 20 war unbesiedelt) dem Teilschaden 2 zugeordnet.

Lage	Art / Taxa	Av. Abund.	Av. Sim.	Sim. / SD	Contrib. %	Cum. %
<b>Zustrom</b> Av. Sim.: 19,0	Nematoda	12,9	12,6	0,6	66,3	66,3
	Oligochaeta	0,9	2,6	0,7	13,7	80,0
	Mikroturbellaria	0,6	1,8	0,8	9,4	89,4
	<i>Diacyclops bisetosus</i>	3,8	0,7	0,3	3,8	93,2
<b>TS 1</b> Av. Sim.: 31,9	Nematoda	9,1	31,8	1,5	99,5	99,5
<b>Abstrom 1</b> Av. Sim.: 11,5	Nematoda	27,8	11,5	1,3	100,0	100,0
<b>TS 2 und Abstrom 2</b> Av. Sim.: 13,3	Nematoda	4,6	9,4	0,7	70,4	70,4
	Mikroturbellaria	0,9	2,9	0,5	21,4	91,8

Die Auswertung der zuvor beschriebenen Daten mittels einer MDS (Abb. 5.8) trennt die Meßstellen in zwei Gruppen. Die erste Gruppe, als Crustacea-Gruppe bezeichnet, setzt sich überwiegend aus Meßstellen des unbelasteten Zustroms zusammen. Diese Gruppe, deren Meßstellen durch signifikant niedrigere Schadstoffgehalte gekennzeichnet waren, ist überwiegend mit Crustacea besiedelt, was einerseits durch die signifikante Zunahme entlang der Dimensionen 1 und 2 (*Graeteriella unisetigera*, *Acanthocyclops robustus*, *Diacyclops bisetosus*, *Paracyclops fimbriatus*, Cyclopoida Cop. u.a.) zum Ausdruck kommt. Andererseits zeigt auch der direkte Vergleich beider Gruppen (H-Test, N = 20; als Tabelle in der MDS dargestellt) die signifikant höhere Abundanz, speziell der Cyclopoida, in dieser Gruppe.

Die als „Rest“-Gruppe bezeichnete Gruppe faßt die Meßstellen mit den offensichtlich toleranteren Nematoda, Oligochaeta und Mikroturbellaria zusammen. Die Eigenständigkeit der separierten Gruppen wurde mittels Diskriminanzanalyse überprüft und bestätigt (100 %).



**Abbildung 5.8:** MDS der Fauna in den Meßstellen am Standort B unter Verwendung des Bray-Curtis Index. Die Daten wurden aggregiert und logarithmiert. Die schwarzen Pfeile geben die Zunahme der Taxa entlang der jeweiligen Dimension an. Die eingefügte Tabelle dokumentiert das Ergebnis eines H-Tests zwischen den separierten Gruppen. \*, \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ .

Die erste faunistische Beprobung fand ca. 3 Wochen nach Abschluß der Sanierungsarbeiten des Teilschadens 1 (Oktober 2002, Bodenaustausch) statt. Es kann davon ausgegangen werden, daß zu diesem Zeitpunkt die volle Schadenskonzentration in der gesättigten Zone noch vorhanden war, was durch das Gutachterbüro auf mündliche Nachfrage bestätigt wurde. Im Ergebnis zeigte die erste Faunenbeprobung eine erhöhte Konzentration von Crustacea in den unbelasteten Zustrommeßstellen 21 - 24. Im Bereich des TS 1 wurden hingegen keine Crustacea gefangen. Diese Ausgangssituation wird im oberen Teil der Abbildung 5.9 dargestellt.

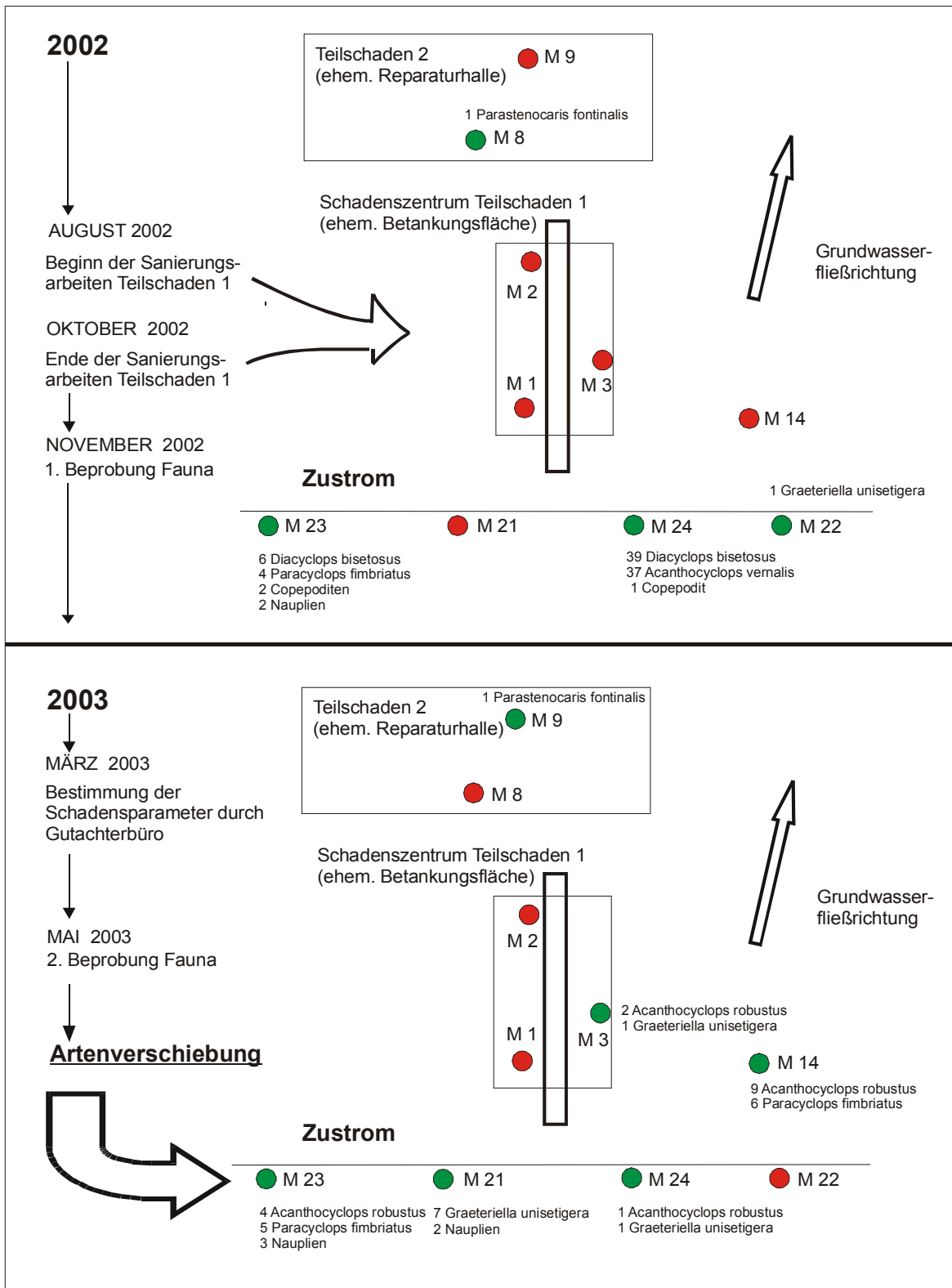
Die Wirksamkeit dieser Sanierungsmaßnahme wurde durch das Gutachterbüro am 12. / 13. März 2003 überprüft und eine drastische Reduzierung der Schadstoffkonzentrationen

festgestellt. Die zweite faunistische Beprobung erfolgte am 06.05.2003, wobei eine Verschiebung der Artenzusammensetzung im Bereich des Zustroms und die Besiedlung je einer Meßstelle im Teilschaden 1 sowie im Abstrom des TS 1 mit Crustacea festgestellt wurde.

Im unsanierten TS 2 wurde an beiden Beprobungsterminen je nur 1 Parastenocarida gefangen (s.a. TS 2 und Abstrom TS 2). Die Veränderungen in der Besiedlungsstruktur sind in Abbildung 5.9 dargestellt und werden im folgenden näher erläutert.

Crustacea wurden im Herbst 2002 nur im Zustrombereich gefangen. Im Mai 2003 wurden dann auch Crustacea (bis auf eine Ausnahme alles Cyclopoida) in den Meßstellen 3 (TS 1) und 14 (Abstrom 1) gefunden. Dabei handelte es sich um *Acanthocyclops robustus* und *Graeteriella unisetigera* in Meßstelle 3 und ebenfalls *Acanthocyclops robustus* sowie *Paracyclops fimbriatus* in Meßstelle 14. Zum Zeitpunkt der Probennahme durch das Gutachterbüro wies Meßstelle 3 (13.03.2003) noch eine Belastung von 9 µg/l LCKW (= 9 µg/l PCE), Meßstelle 14 (06.03.2003) von 58 µg/l AKW auf, die anderen Schadstoffkonzentrationen lagen unterhalb des oPW.

Die höchsten Abundanzen der Cyclopoida lagen jedoch in den zustromigen Meßstellen 21 - 24. In Meßstelle 24 wurden im November 2002 77 Cyclopoida gefangen (39 *Diacyclops bisetosus* und 37 *Acanthocyclops vernalis* und ein Copepodit). Interessanterweise wurden in derselben Meßstelle im Mai 2003 nur noch 2 Cyclopoida gefangen, wovon 1 Tier der Art *Graeteriella unisetigera* angehörte, die als typische Grundwasserart gilt. Beim anderen handelte es sich um *Acanthocyclops robustus*. Ebenso wie Meßstelle 24 konnte in Meßstelle 23 eine Artverschiebung zwischen der Herbst- und Frühjahrsbeprobung beobachtet werden. Im November 2002 wurden 12 Cyclopoida erfaßt (6 *Diacyclops bisetosus*, 4 *Paracyclops fimbriatus* und 2 Copepoditen). Im Mai 2003 hingegen wurden 9 Cyclopoida gefunden, 4 *Acanthocyclops robustus* (wie Meßstelle 24) und 5 *Paracyclops fimbriatus*. Die Meßstellen 21 und 22 waren jeweils nur bei einer Beprobung besiedelt. Hier wurden 8 Cyclopoida gefangen, die ausschließlich der Art *Graeteriella unisetigera* angehörten.



**Abbildung 5.9:** Änderung des Artenspektrums und der Abundanzen der Crustacea im zeitlichen Verlauf am Standort B. Dargestellt sind die Hauptschadensbereiche mit den relevanten Meßstellen (Grün - besiedelt; Rot - unbesiedelt). Die Abbildung ist nicht maßstabsgerecht.

Zur Bewertung des Einflusses der hydrochemischen Verhältnisse auf die Zusammensetzung der Faunengemeinschaften wurden BIO-ENV-Analysen durchgeführt. Unter Einbeziehung aller besiedelten Meßstellen wurde ähnlich wie beim Standort A ein sehr niedriger



Korrelationskoeffizient von  $r = 0,37$  errechnet. Die dabei beobachtete beste Faktorenkombination wurde durch die Parameter pH-Wert, Gesamteisen, Phosphat und Nitrit gebildet. Auch am Standort B hatten somit die eigentlichen Schadstoffe offensichtlich nur einen untergeordneten Einfluß auf die Zusammensetzung der Grundwasserlebensgemeinschaften. Entgegen diesem Ergebnis zeigte jedoch der basierend auf den durch die MDS (Abb. 5.8) separierten Crustacea- bzw. Rest-Gruppen durchgeführte H-Test der Hydrochemie ein anderes Bild. Demnach war die Hydrochemie der Meßstellen der Crustacea-Gruppe durch signifikant niedrigere Konzentrationen der Schadstoffe LCKW und PCE ( $p < 0,01$  bzw.  $0,05$ ;  $N = 20$ ), sowie SBV- und Gesamthärtewerte ( $p < 0,01$  bzw.  $0,05$ ;  $N = 20$ ), gekennzeichnet.

#### 5.1.4 Standort C

Da sich die Grundwasserkontaminationen des Standortes C seit mehreren Jahren in Sanierung befinden, waren nur noch relativ geringe Restkonzentrationen an LCKW im Bereich von  $0 - 141,5 \mu\text{g/l}$  (Stand: März 2003) in den Meßstellen nachzuweisen. Die LCKW-Kontaminationen waren weiträumig, auch über das Betriebsgelände hinaus, verteilt. Eine eindeutige Zuordnung der belasteten Meßstellen zu den Bereichen „Fläche“ und „Abstrom“ war nicht möglich, da die Meßstellen 15 und 1b deutlich höhere Schadstoffkonzentrationen aufwiesen. Aus diesem Grund wurden die Meßstellen entsprechend ihrer Schadstoffbelastung in drei Schadensklassen eingeteilt. Der gesamte Standort war durch einen sehr niedrigen Grundwasserflurabstand gekennzeichnet, der zwischen  $0,09$  und  $1,21$  m schwankte. Der oPW für DOC wurde fast durchgängig, auch in den unbelasteten Referenzmeßstellen, überschritten.

##### 5.1.4.1 Hydrochemische Ergebnisse und Koloniezahlen

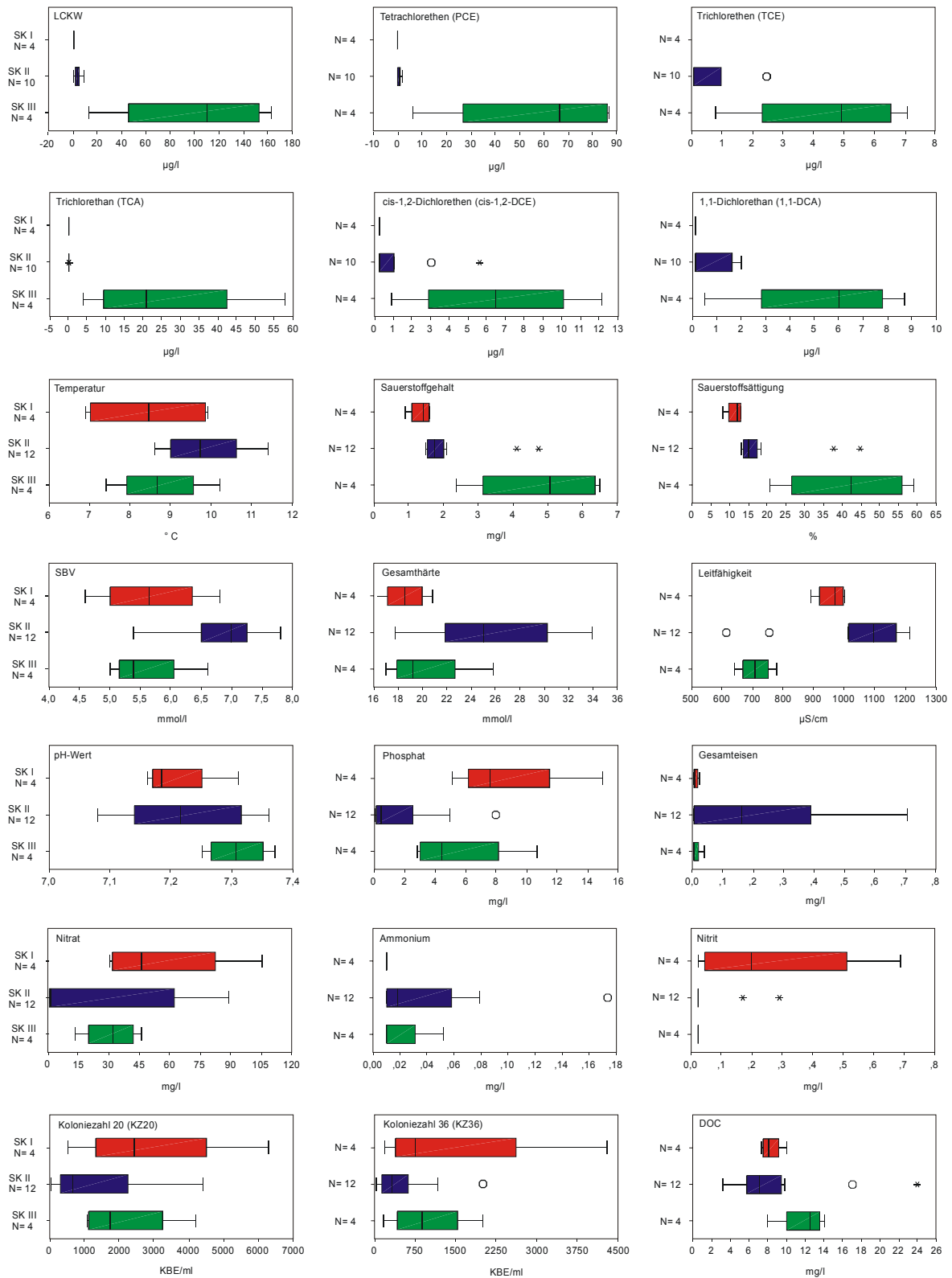
**Schadensklasse I** (unbelastete Referenzmeßstellen): Die Meßstellen 3 und 4 standen nur wenige Meter voneinander entfernt, trotzdem unterschieden sich ihre hydrochemischen Parameter stark. Die Proben der Meßstelle 4 zeigten eine starke Verschlämzung, der Geruch war teilweise faulig (kein  $\text{H}_2\text{S}$ ). Bei der zweiten Beprobung im März 2003 wurde diese Meßstelle zudem unverschraubt vorgefunden. Die Sauerstoffwerte beider Meßstellen lagen auf niedrigem Niveau (zwischen  $0,88 - 1,56 \text{ mg/l}$ ). Kaum Auffälligkeiten zeigten die Parameter Leitfähigkeit, pH-Wert, Gesamteisen, Gesamthärte, SBV und Ammonium. In beiden Meßstellen wurden extrem hohe Phosphatkonzentrationen gemessen. Die Werte schwankten zwischen  $5,1$  und  $15 \text{ mg/l}$  (Überschreitung des oPW von  $5 \text{ mg/l}$ ). Teils beachtliche Unterschiede wurden zwischen beiden Meßstellen bei den Parametern Nitrat (Spitzenwert  $105 \text{ mg/l}$ ), Nitrit und den Koloniezahlen gemessen. Die Wassertemperatur unterlag starken Schwankungen zwischen beiden Beprobungsterminen. Im März 2003 war die gemessene Temperatur in den flachen Meßstellen ( $2,85$  m bzw.  $2,84$  m; beide DN 50) um  $2,7$  bzw.  $3 \text{ °C}$  kälter als bei der Messung Anfang Dezember 2002, was durch den geringen Grundwasserflurabstand ( $18 - 60 \text{ cm}$ ) begünstigt wurde. Alle erfaßten hydrochemischen

Parameter einschließlich der Koloniezahlen wurden in den Tabellen 9.10 und 9.11 (Anhang) zusammengefaßt und sind graphisch in Boxplots dargestellt (Abb. 5.10).

**Schadensklasse II:** Die 6 Meßstellen dieser Schadensklasse mit einer LCKW-Gesamtbelastung bis 10 µg/l ließen sich, bezogen auf die restlichen hydrochemischen Parameter, in zwei Untergruppen teilen. Die erste Gruppe, bestehend aus den Meßstellen 2, 2a und 12 stand, ähnlich wie die Meßstellen der SK I, hydrochemisch unter dem Einfluß der (kleingärtnerischen) Flächennutzung. Alle drei Meßstellen wiesen erhöhte Nitrat- und Phosphatwerte auf, die im Bereich zwischen 0,5 - 89,2 mg/l bzw. 1,8 - 7,9 mg/l schwankten. Dagegen stand die zweite Untergruppe bestehend aus den Meßstellen 1, 1a und 18 unter dem Einfluß des am südlichen Ende des Betriebsgeländes bzw. der Kleingartenanlage verlaufenden Versickerungsgraben. Die Nitratwerte bewegten sich in diesen Meßstellen im Bereich der Nachweisgrenze. Nitrit-, Ammonium- und Phosphatwerte waren niedrig. Die Meßstellen 1 und 1a wiesen starke Verockerungserscheinungen auf, die durch leicht erhöhte Gesamteisenkonzentrationen (0,32 - 0,72 mg/l) begleitet wurden. Die Probe der Meßstelle 18 wies am 24.03.2003 fauligen Geruch auf und wurde zudem unverschlossen vorgefunden. Alle anderen hydrochemischen Parameter zeigten keine großen Unterschiede zwischen den Beprobungsterminen. Der unterschiedliche hydrochemische Charakter der Grundwässer beider Untergruppen wirkte sich offensichtlich auch auf die faunistische Besiedlung aus. Während die Untergruppe bestehend aus den Meßstellen 2, 2a und 12 besiedelt war, erwiesen sich die Meßstellen 1, 1a und 18 als unbesiedelt.

**Schadensklasse III:** Die beiden Meßstellen der SK III (1b und 15) zeigten hinsichtlich ihrer LCKW-Konzentration unterschiedliche Tendenzen. Während die Konzentration in Meßstelle 15 von 12,6 µg/l im September 2002 auf 162,9 µg/l im März 2003 anstieg, nahm die Konzentration in Meßstelle 1b im selben Zeitraum von 141,5 auf 78,4 µg/l ab. Die Phosphatwerte waren durchgängig hoch und schwankten zwischen 2,8 - 10,65 mg/l. Alle anderen Parameter waren unauffällig und unterlagen keinen größeren Schwankungen.

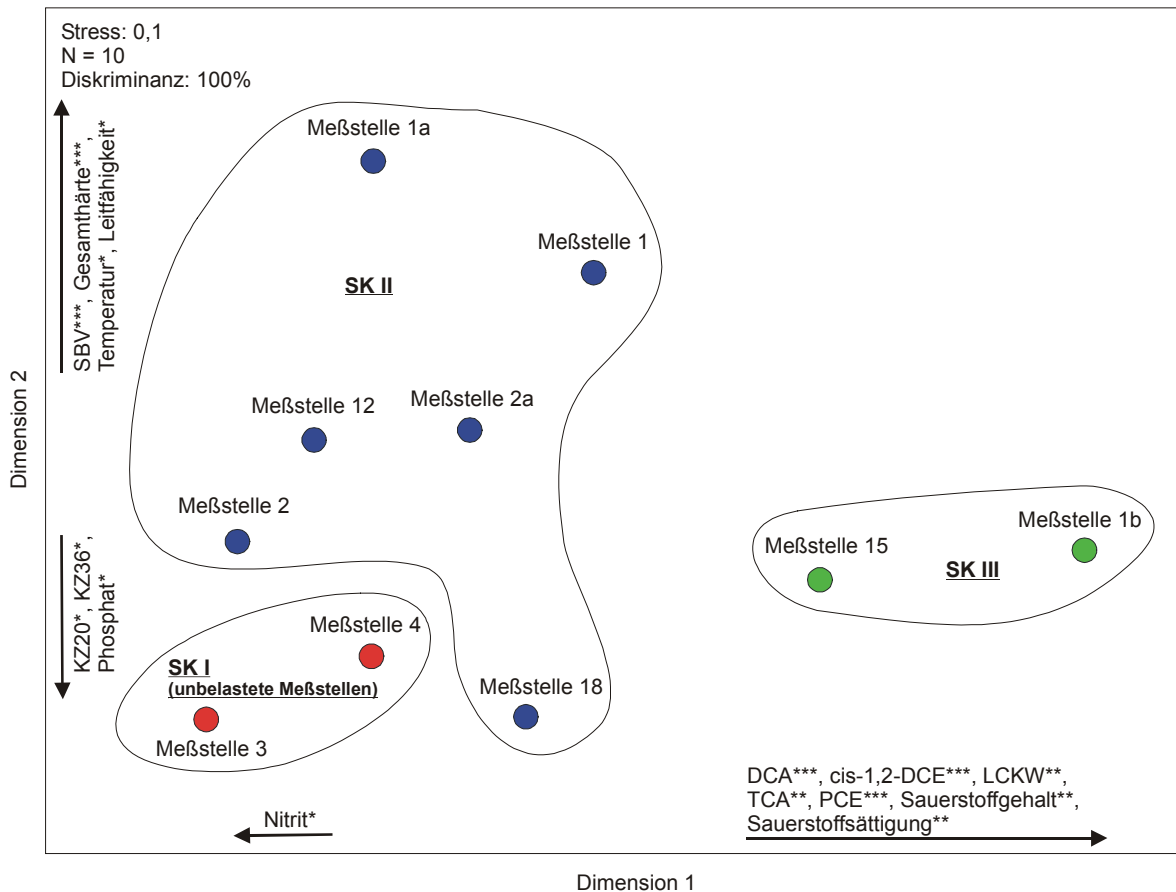
Die Boxplots (Abb. 5.10), erstellt auf Basis der Schadensklassen, geben einen unterstützenden Überblick auf die heterogenen hydrochemischen Verhältnisse am Standort C.



**Abbildung 5.10:** Boxplots der hydrochemischen Parameter einschließlich der Koloniezahlen am Standort C. (o-Ausreißer, \*-Extremwert)

Die MDS (Abb. 5.11) faßt die zuvor beschriebenen, hydrochemischen Verhältnisse am Standort C zusammen. Die drei separierten Gruppen entsprechen exakt den Schadensklassen, was die hydrochemische Differenzierung unterstreicht. Dennoch werden Unterschiede sichtbar. Die Korrelation der Parameter entlang den Dimensionen 1 und 2 zeigt,

daß die Meßstellen der SK III (belastete Meßstellen) hauptsächlich aufgrund der erhöhten Schadstoff- und Sauerstoffkonzentrationen separiert wurden. Für die Trennung der SK I (unbelastete Meßstellen) von der SK II (gering belastete Meßstellen) waren dagegen signifikante Unterschiede zwischen den Parametern Phosphat, den Koloniezahlen, Gesamthärte, SBV, Leitfähigkeit und der Temperatur (Dimension 2) verantwortlich. Die beschriebenen Unterschiede innerhalb der SK II wurden durch die hydrochemische Gesamtcharakteristik dieses Bereiches überlagert und führten nicht zur Zuordnung einzelner Meßstellen zu einer anderen Gruppe.



**Abbildung 5.11:** MDS der hydrochemischen Verhältnisse in den Meßstellen am Standort C. Die Daten wurden aggregiert und logarithmiert. Abstandsmaß: Euklidische Distanz. Die schwarzen Pfeile geben die Zunahme der Parameter entlang der jeweiligen Dimension an. \*, \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ .

Gegenüber den Ergebnissen der MDS, wonach die Schadstoffe hauptsächlich für die Abtrennung der SK III verantwortlich waren, zeigt der direkte Vergleich der separierten Gruppen untereinander ein verändertes Bild (Tab. 5.9). Die Vergleiche wurden mittels H- bzw. U-Tests durchgeführt, jedoch diente aufgrund der geringen Meßstellenanzahl und den daraus resultierenden Gruppengrößen (SK I, SK III - je nur 2 Meßstellen) nicht die aggregierte Ausgangsmatrix als Berechnungsbasis, sondern die nicht aggregierte Rohmatrix.

Es wird deutlich, daß die Schadstoffe maßgeblich für die Separierung der Schadensklassen waren. Weiterhin zeigt der Vergleich, daß es zu einem signifikanten Anstieg der Sauerstoffwerte kam und die höchsten (Durchschnitts-)Konzentrationen in den am stärksten mit Schadstoffen belasteten Meßstellen der SK III gefunden wurden. Die Koloniezahlen sowie der DOC trugen dagegen nicht zur Separierung der Schadensklassen bei.

**Tabelle 5.9:** Statistische Unterschiede der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS getrennten Untersuchungsbereichen, die durch H- bzw. U-Tests ermittelt wurden. In den Feldern stehende Parameter weisen auf eine steigende Konzentration hin. \*, \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ .

H-Test		U-Tests					
alle Meßstellen		SK I	SK II	SK I	SK III	SK II	SK III
N		N		N		N	
18	LCKW*** PCE** TCE** TCA** cis-1,2-DCE* 1,1-DCA*	14	LCKW** PCE* TCE*	8	LCKW* PCE* TCE* TCA* cis-1,2-DCE* 1,1-DCA*	14	LCKW** PCE** TCE* TCA** cis-1,2-DCE* 1,1-DCA*
20	Sauerstoffgehalt** Sauerstoffsättigung** Leitfähigkeit* Nitrit* Phosphat** SBV* Gesamthärte*	16	Nitrit* Phosphat** SBV* Gesamthärte*	8	Leitfähigkeit* Nitrit*	16	Leitfähigkeit* SBV* Phosphat*

#### 5.1.4.2 Faunistische Auswertung

Von den 10 Meßstellen des Standortes C waren 4 unbesiedelt, wovon Meßstelle 3 der SK I (unbelastet) angehörte, die Meßstellen 1, 1a und 18 der gering belasteten SK II. Die verbleibenden Meßstellen waren an beiden Beprobungsterminen besiedelt. Es wurden insgesamt 368 Tiere gewonnen. Alle besiedelten Meßstellen waren stetig besiedelt, wobei die Abundanzen in der SK III am höchsten waren. Die Abundanzschwankungen zwischen der Herbst- und der Frühjahrsbeprobung waren gering. Im Dezember 2002 wurden 194 Tiere gefangen, im März 2003 174 Tiere. Die Crustacea dominierten mit einem Anteil von 54,9 % an der Gesamtabundanz, wovon der Anteil der Cyclopoida 51,6 % betrug. Die Oligochaeta waren mit einem Anteil von 43,5 % das zweit-häufigste Taxon. Alle anderen Taxa (Nematoda, Acari, Mikroturbellaria) hatten jeweils einen Anteil von unter 1 % an der Gesamtabundanz, was aus der nachfolgenden Tabelle zu ersehen ist.

**Tabelle 5.10:** Abundanzen der Arten und Taxa und deren Verteilung in den 10 Meßstellen des Standortes C. Die grau hinterlegten Felder heben die besiedelten Meßstellen hervor.

SK	Meßstelle	Datum	Crustacea								Andere				Tiere ges.
			Ordnung Cyclopoida				*1	Ostracoda			Nematoda	Oligochaeta	Mikroturbellaria	Acari	
			<i>Graeteriella unisetigera</i>	<i>Diacyclops languidoides</i>	<i>Diacyclops Cop.</i>	Nauplien	<i>Parastenocaris fontinalis</i>	<i>Candona candida</i>	<i>Cryptocandona reducta</i>	Ostracoda Larven					
I	Meßstelle 3	02.12.2002	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	4
		24.03.2003	0	0	0	1	0	0	0	0	1	3	0	0	5
	Meßstelle 4	02.12.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		24.03.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Summe</b>			<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>9</b>
II	Meßstelle 1	02.12.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		24.03.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Meßstelle 1a	02.12.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		24.03.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Meßstelle 2	02.12.2002	0	2	0	0	0	0	0	0	0	55	0	0	57
		24.03.2003	1	6	3	0	0	0	0	0	0	3	1	0	14
	Meßstelle 2a	02.12.2002	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		24.03.2003	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Meßstelle 12	02.12.2002	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	5
		24.03.2003	0	7	9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	17
Meßstelle 18	02.12.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	24.03.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<b>Summe</b>			<b>1</b>	<b>20</b>	<b>13</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>59</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>95</b>	
III	Meßstelle 1b	02.12.2002	23	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	27
		24.03.2003	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9
	Meßstelle 15	02.12.2002	0	55	0	0	0	0	0	2	1	42	0	0	100
		24.03.2003	0	67	0	0	1	2	1	2	0	52	0	3	128
<b>Summe</b>			<b>32</b>	<b>122</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>96</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>264</b>
<b>Total</b>			<b>33</b>	<b>144</b>	<b>13</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>160</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>368</b>
<b>%</b>			<b>8,97</b>	<b>39,13</b>	<b>3,53</b>	<b>1,09</b>	<b>0,27</b>	<b>0,54</b>	<b>0,27</b>	<b>1,09</b>	<b>0,54</b>	<b>43,48</b>	<b>0,27</b>	<b>0,82</b>	<b>100</b>

\*1 – Familie Parastenocaridae

**Schadensklasse I:** Von den beiden Meßstellen dieser Schadensklasse erwies sich die Meßstelle 4 als unbesiedelt. Aus Meßstelle 3 wurden insgesamt 9 Tiere gewonnen, von denen die Oligochaeta mit 5 Tieren am häufigsten waren. Bei den 2 Cyclopoida handelte es sich um die Art *Diacyclops languidoides* und einen Copepoditen. Weiterhin wurden eine Nauplie und eine Nematode gefangen. Aufgrund der Tatsache, daß in dieser Schadensklasse nur eine besiedelte Meßstelle vorhanden war, konnte keine SIMPER-Analyse durchgeführt werden.

**Schadensklasse II:** Auf die besonderen hydrochemischen Verhältnisse der Meßstellen 1, 1a und 18 wurde bereits unter Punkt 5.1.4.1 hingewiesen. Alle drei Meßstellen erwiesen sich in der Folge als unbesiedelt. Aus den restlichen 3 Meßstellen wurden 95 Tiere gefangen, wovon die Gruppe der Oligochaeta mit 59 Tieren das abundanteste Taxon war. 58 der 59 Oligochaeta wurden in Meßstelle 2 gefunden. Aufgrund der gleichmäßigeren Verteilung lieferte aber der Cyclopoide *Diacyclops languidoides* von dem 20 Individuen gefangen wurden, sowie die Copepoditen der Gattung *Diacyclops* mit 13 Individuen, einen höheren Beitrag zur Zusammensetzung der Faunengemeinschaft der SK II (SIMPER-Analyse, Tab. 5.11). Einzelfunde wurden vom Cyclopoide *Graeteriella unisetigera*, den Mikroturbellaria und den Nauplien gemacht.

**Schadensklasse III:** Trotz Zuordnung der Meßstellen 1b und 15 zur höchsten Schadensklasse (LCKW > 10 µg/l) waren diese Meßstellen am abundantesten besiedelt. Da nur 2 besiedelte Meßstellen in dieser Schadensklasse waren, wurden durch die SIMPER-Analyse bedingt durch die stetigere Verteilung, die Oligochaeta mit einer Dominanz von 100 % ermittelt. Die höchste Abundanz besaß der Cyclopoide *Diacyclops languidoides* mit 122 Tieren. Der kam allerdings nur in Meßstelle 15 vor. Hingegen wurde der Grundwassercyclopoide *Graeteriella unisetigera* mit 32 Tieren ausschließlich in Meßstelle 1b gefunden. Die offensichtliche Attraktivität von Meßstelle 15 für die Grundwasserfauna wird durch die einzigen Ostracoda- und Acari-Funde an diesem Standort dokumentiert, wenn diese auch weniger als 2 % der Gesamtabundanz ausmachten.

**Tabelle 5.11:** SIMPER-Analyse der untersuchten Bereiche. Dargestellt sind die ranghöchsten Arten und Taxa, die zu insgesamt 90 % (> 10 % hellgrün) der Ähnlichkeit beitragen, mit mittlerer Abundanz (Av. Abund.), mittlerer Ähnlichkeit zwischen den Meßstellen (Av. Sim.), Standardabweichung der Ähnlichkeit (Sim / SD), prozentualer Beitrag (Contrib. %), kumulativer Beitrag über die angezeigten Arten (Cum. %).

Lage	Art / Taxa	Av. Abund.	Av. Sim.	Sim. / SD	Contrib. %	Cum. %
<b>SK I</b>	-	keine Analyse möglich, da nur 1 besiedelte Meßstelle				
<b>SK II</b>	<i>Diacyclops languidoides</i>	3,3	18,4	2,0	52,5	52,5
Av. Sim.: 35,1	<i>Diacyclops Cop.</i>	2,2	14,3	4,6	40,6	93,1
<b>SK III</b>	Oligochaeta	24,0	8,6	-	100,0	100,0
Av. Sim.: -						

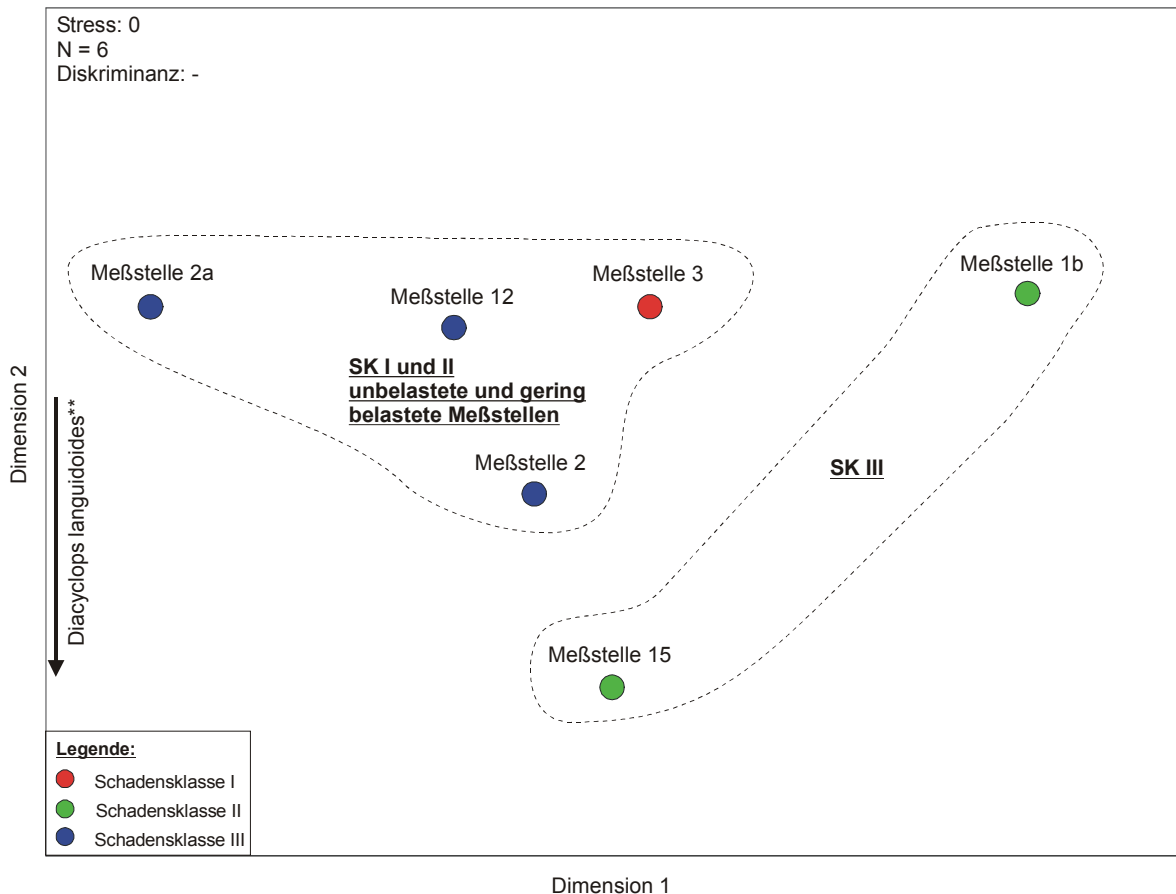
Die faunistischen Verhältnisse am Standort C ließen sich zwar graphisch darstellen (MDS, Abb. 5.12), eine weitergehende statistische Auswertung scheiterte aber an der geringen Anzahl besiedelter Meßstellen bzw. der sich daraus ergebenden Gruppengröße. In der MDS wurden die Meßstellen tendenziell entsprechend ihrer Schadensklassen separiert, was sich mit der MDS der Hydrochemie deckt. Da sich aber dieser subjektive Eindruck nicht durch eine Diskriminanzanalyse statistisch absichern ließ, wurden die Gruppen gestrichelt umrandet. Ein H-Test ( $p > 0,05$ ;  $N = 12$ ) zwischen den beiden Gruppen zeigte keine signifikanten Unterschiede der Fauna in den Meßstellen der verschiedenen Schadensklassen.

Eine BIO-ENV-Analyse zur Untersuchung des Einflusses der hydrochemischen Verhältnisse auf die Zusammensetzung der Faunengemeinschaften wurde unter Einbeziehung aller 6 besiedelten Meßstellen durchgeführt.

Für den gesamten Standort wurde ein Korrelationskoeffizient von  $r = 0,75$  errechnet. Die beste Faktorenkombination setzt sich aus dem Schadstoff 1,1-DCA, sowie den Parametern pH-Wert, Ammonium, Phosphat und Gesamthärte zusammen.

Entgegen diesem Ergebnis zeigte jedoch der basierend auf den durch die MDS (Abb. 5.12) separierten Gruppen durchgeführte H-Test der Hydrochemie ein anderes Bild. Demnach war die Hydrochemie der Meßstellen der SK III durch signifikant höhere Schadstoffkonzentrationen (LCKW, PCE, TCE, TCA, cis-1,2-DCE, 1,1-DCA;  $p < 0,01$ ;  $N = 11$ ),

Sauerstoffwerte und DOC-Gehalte ( $p < 0,05$ ;  $N = 12$ ) gekennzeichnet. Die Leitfähigkeitswerte waren signifikant niedriger ( $p < 0,01$ ;  $N = 12$ ) im Vergleich mit den Meßstellen der SK I und II. Auf die Verteilung der Fauna hatte das jedoch offensichtlich keinen Einfluß.



**Abbildung 5.12:** MDS der Fauna in den Meßstellen am Standort C unter Verwendung des Bray-Curtis Index. Die Daten wurden aggregiert und logarithmiert. Der schwarze Pfeil gibt die Zunahme des Taxon entlang der jeweiligen Dimension an. \*\* zeigen das Signifikanzniveau  $p < 0,01$ . Die Umrandung der Gruppen dient nur der visuellen Unterstützung der Ergebnisse. Eine statistische Überprüfung der Eigenständigkeit der Gruppen durch eine Diskriminanzanalyse konnte aufgrund der geringen Anzahl von Meßstellen nicht durchgeführt werden.

## 5.1.5 Standort D

### 5.1.5.1 Hydrochemische Ergebnisse und Koloniezahlen

**Zustrom:** Trotz der nachgewiesenen Belastungsfreiheit zeigten die zustromigen Meßstellen 3 und 4 zahlreiche hydrochemische Auffälligkeiten. Der niedrige Sauerstoffgehalt (1,29 - 2,05 mg/l) war begleitet durch erhöhte Gesamteisenkonzentrationen (0,40 - 2,30 mg/l). Die Proben waren stark verockert. Die Gesamthärte war sehr hoch und schwankte zwischen 27,8 - 45,4 °dH, was den höchsten gemessenen Wert des Standortes darstellte. Ebenso erhöht waren die Leitfähigkeitswerte (963 - 1.505  $\mu\text{S/cm}$ ). Alle hydrochemischen Parameter wurden graphisch mittels Boxplots (Abb. 5.13) dargestellt.



**Fläche:** Die hydrochemischen Verhältnisse der Meßstellen 57 - 60 wurden deutlich durch die massiven LCKW-Konzentrationen charakterisiert, die im März 2003 zwischen 193,2 - 2.486,7 µg/l schwankten. Nur Meßstelle 59 unterschied sich hinsichtlich der Schadstoffkonzentration, allerdings wurde im März 2003 durch das Gutachterbüro keine Probe entnommen, so daß nur ein Datensatz vorlag. Der im November 2002 gemessene LCKW-Wert war mit 6,3 µg/l sehr niedrig, jedoch wurde an beiden Beprobungsterminen der Zutritt von Oberflächenwasser festgestellt. Auf den Proben der Meßstelle 60 wurde außerdem jeweils ein Ölfilm beobachtet. Die übrigen Parameter stellten sich trotz einiger erhöhter Einzelwerte homogener dar als im Zustrombereich. Insgesamt kam es zu einer deutlichen Erwärmung des Grundwassers (10,9 - 14,3 °C) gegenüber den anderen Bereichen. Die Sauerstoffkonzentration war verglichen mit dem Zustrombereich signifikant höher (1,41 - 6,03 mg/l), ebenso die Koloniezahl 36 (Tab. 5.12). Unverändert hoch zeigte sich die Leitfähigkeit, die zwischen 777 - 1.550 µS/cm schwankte.

**Abstrom:** Die 6 außerhalb des Betriebsgeländes stehenden Meßstellen des Abstrombereichs wiesen einen deutlich geringeren Grundwasserflurabstand auf, da nur das Betriebsgelände selbst aufgeschüttet wurde. Das Grundwasser des Abstrombereichs war signifikant kälter im Vergleich zu den Meßstellen der Fläche (Tab. 5.12). Verantwortlich könnte die nutzungsbedingte Lage der Meßstellen (Gärten, Wiese) sein. Auch wenn die LCKW-Konzentrationen deutlich niedriger als die der Flächen-Meßstellen lagen, waren die gemessenen Werte noch erheblich (1,2 - 954,2 µg/l). Die Meßstelle 22 wies bei der Beprobung im November 2002 CKW- bzw. H<sub>2</sub>S-Geruch auf, Meßstelle 23 nur H<sub>2</sub>S-Geruch. Rückläufig waren auch die Leitfähigkeit und die Gesamthärte im Vergleich zu den beiden anderen Bereichen, wie Tabelle 5.12 zeigt.

Ergänzend wurden die hydrochemischen Daten mittels einer MDS (Abb. 5.14) ausgewertet. Es wurden drei Gruppen separiert die, mit Ausnahme der Meßstelle 59, den Untersuchungseinheiten Zustrom - Fläche - Abstrom entsprachen. Die herausragende Bedeutung des Schadstoffs LCKW und seiner Einzelstoffe wird durch die Anordnung entlang der Dimension 1 sichtbar. Die drei Untersuchungseinheiten wurden mit zunehmender LCKW-Konzentration angeordnet, weshalb der Abstrombereich zwischen dem Zustrom und der Fläche steht. Im selben Kontext steht auch die Zuordnung von Meßstelle 59 zum Abstrombereich. Die durch Oberflächenwasser beeinflusste Hydrochemie dieser Meßstelle entsprach statistisch eher diesem Bereich im Vergleich zu den massiven Schadstoffkonzentrationen in den Meßstellen 58 - 60. Die korrekte Zuordnung der Meßstellen zu den entsprechenden Gruppen wurde mittels Diskriminanzanalyse überprüft und bestätigt.

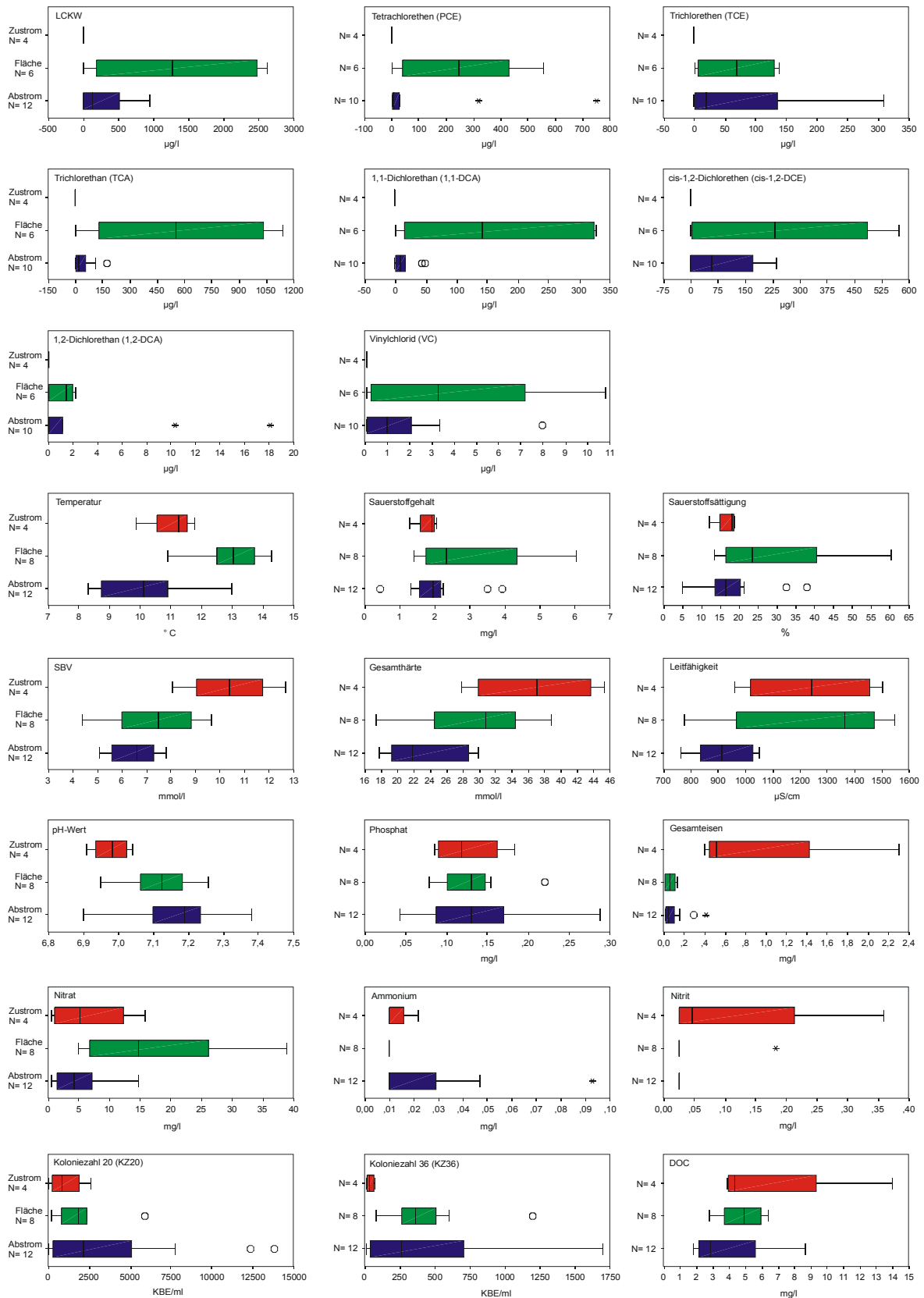
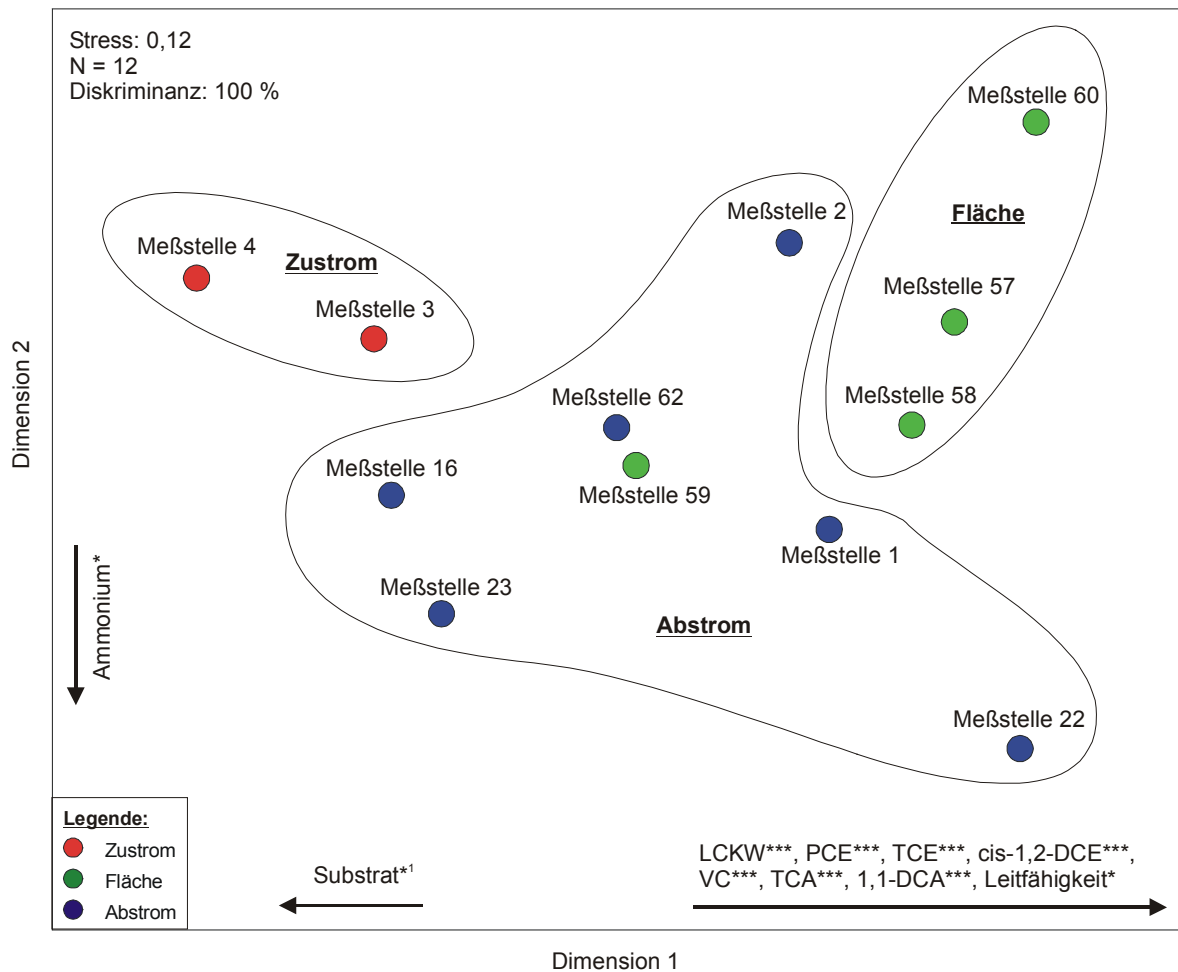


Abbildung 5.13: Boxplots der hydrochemischen Parameter einschließlich der Koloniezahlen am Standort D. (o-Ausreißer, \*-Extremwert)



**Abbildung 5.14:** MDS der hydrochemischen Verhältnisse in den Meßstellen am Standort D. Die Daten wurden aggregiert und logarithmiert. Abstandsmaß: Euklidische Distanz. Die schwarzen Pfeile geben die Zunahme der Parameter entlang der jeweiligen Dimension an. \* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$  bzw.  $p < 0,001$ .

<sup>1</sup>-Menge an Substrat im Proberöhrchen des Netzsammlers in ml

Erst der direkte Vergleich der Gruppen untereinander zeigt, daß neben den LCKW auch andere Parameter zur hydrochemischen Differenzierung am Standort D beitragen (Tab. 5.12). Für die mit H- bzw. U-Tests ermittelten Ergebnisse wurden aufgrund der geringen Meßstellenanzahl im Zustrombereich, zur Vermeidung von Datenverlusten durch die Aggregation der Daten, die logarithmierten Rohdaten verwendet. Insgesamt wird auch durch diese Tests die Bedeutung der LCKW für den Standort D unterstrichen.

**Tabelle 5.12:** Statistische Unterschiede der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS getrennten Untersuchungsbereichen, die durch H- bzw. U-Tests ermittelt wurden. \*, \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ,  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ .

H-Test		U-Tests						
alle Meßstellen		Zustrom		Fläche		Abstrom		
N		N		N		N		
22	LCKW***			17		18	LCKW*	
20	PCE**	9		15		16	PCE*	
	TCE*						TCE**	
	VC*							
	TCA***						TCA**	TCA**
	cis-1,2-DCE*						cis-1,2-DCE*	1,1-DCA*
	1,1-DCA**							
24	KZ36*	10		18		20		
	Temperatur**						Temperatur**	
	Leitfähigkeit*						Leitfähigkeit*	
	pH-Wert*						pH-Wert*	
	Nitrit*							
	Gesamteisen*		Gesamteisen*					
	SBV**						SBV**	
Gesamthärte**			Gesamthärte*					

### 5.1.5.2 Faunistische Auswertung

Die Analyse der hydrochemischen Daten führte unter dem starken Einfluß der Belastungsparameter zu einer klaren Abtrennung entsprechend der Untersuchungseinheiten. Dieses Bild wurde durch die Faunen-Gemeinschaften nicht wiedergespiegelt.

Die 12 Meßstellen des Standortes D, gruppiert in die Untersuchungsbereiche Zustrom - Fläche - Abstrom, wiesen mit lediglich 169 gefangenen Tieren bei 24 Einzelbeprobungen eine schwache Besiedlung auf. Völlig unbesiedelt waren die drei Meßstellen 1, 2 (Abstrom) und 60 (Fläche). Von den 24 Einzelbeprobungen waren 14 besiedelt, was 58,3 % entsprach. Bei der Herbstbeprobung im November 2002 wurden 99 Tiere gefangen, 70 bei der Frühjahrsbeprobung im März 2003.

Abundantestes Taxon waren die Oligochaeta mit 84 Tieren (49,7 %), allerdings stammten 70 Oligochaeta aus der Beprobung der abstromigen Meßstelle 16 am 25.11.2002. Mit einem Anteil von 40,3 % waren die Crustacea vertreten, die Ordnung der Cyclopoida davon mit 26,6 %. Alle anderen Taxa, die in Tabelle 5.13 zusammengefaßt sind, wiesen deutlich niedrigere Abundanzen zwischen 0,6 und 5,9 % auf.

**Zustrom:** Während die Meßstelle 3 stetig besiedelt war, wurden aus der Meßstelle 4 lediglich 2 Oligochaeta gefangen. Abundantestes Taxon war der in der Rheinebene häufig vorkommende Cyclopoide *Diacyclops languidoides* mit 17 von 29 Tieren. Neben dem Cyclopoiden *D. languidoides* wurden als weitere Crustacea auch 2 Ostracoda der Art *Candona candida* erfaßt, die ausschließlich im Zustrombereich vorkamen. Obwohl die Oligochaeta nicht das abundanteste Taxon waren, wurden sie durch die SIMPER-Analyse (Tab. 5.14) aufgrund des stetigeren Vorkommens als Taxon ermittelt, daß am stärksten zur Ähnlichkeit zwischen den Meßstellen dieses Bereichs beitrug.

**Tabelle 5.13:** Abundanzen der Arten und Taxa und deren Verteilung in den 12 Meßstellen des Standortes D. Die grau hinterlegten Felder heben die besiedelten Meßstellen hervor.

Lage	Meßstelle	Datum	Crustacea							Andere					Tiere ges.	
			Ordnung Cyclopoida					*1		Ostracoda	Nematoda	Oligochaeta	Mikroturbellaria	Acari		Insecta
			<i>Diacyclops languidoides</i>	<i>Diacyclops bisetosus</i>	<i>Paracyclops fimbriatus</i>	Cyclopoida Cop.	Nauplien	<i>Parastenocaris fontinalis</i>	<i>Parastenocaris psammica</i>							
Zustrom	Meßstelle 3	25.11.2002	2	0	0	0	0	0	0	2	0	3	0	1	0	8
		31.03.2003	15	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	19
	Meßstelle 4	25.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
		31.03.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Summe</b>			<b>17</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>9</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>29</b>	
Fläche	Meßstelle 57	25.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		31.03.2003	2	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
	Meßstelle 58	25.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		31.03.2003	0	0	1	0	0	5	0	0	1	10	3	0	0	20
	Meßstelle 59	25.11.2002	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	7	0	0	10
		31.03.2003	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	10
	Meßstelle 60	25.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		31.03.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Summe</b>			<b>2</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>0</b>	<b>15</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>48</b>
Abstrom	Meßstelle 1	25.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		31.03.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Meßstelle 2	25.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		31.03.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Meßstelle 16	25.11.2002	0	0	0	0	0	0	0	0	2	58	0	0	0	60
		31.03.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	3
	Meßstelle 22	25.11.2002	5	4	0	1	3	0	0	0	0	2	0	0	0	15
		31.03.2003	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3	0	0	0	5
	Meßstelle 23	25.11.2002	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3
		31.03.2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Meßstelle 62	25.11.2002	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		31.03.2003	2	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<b>Summe</b>			<b>8</b>	<b>5</b>	<b>0</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>65</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>92</b>
<b>total</b>			<b>27</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>12</b>	<b>3</b>	<b>15</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>84</b>	<b>10</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>169</b>
<b>%</b>			<b>16,0</b>	<b>3,0</b>	<b>0,6</b>	<b>7,1</b>	<b>1,8</b>	<b>8,9</b>	<b>1,8</b>	<b>1,2</b>	<b>2,4</b>	<b>49,7</b>	<b>5,9</b>	<b>0,6</b>	<b>1,2</b>	<b>100</b>

\*1 – Familie Parastenocaridae

**Fläche:** Trotz des geringes Abstandes von ca. 10 m zueinander, waren die Meßstellen 57 - 59 sehr unterschiedlich besiedelt bzw. Meßstelle 60 unbesiedelt. Die Meßstellen 58 und 59 waren mit jeweils 20 Tieren, von insgesamt 48, am abundantesten besiedelt. Häufigstes Taxon war *Parastenocaris fontinalis* mit 15 Tieren, daß neben den Mikroturbellaria am stärksten zur Charakterisierung der Grundwasserlebensgemeinschaft beitrug (SIMPER-Analyse, Tab. 5.14). Als weiterer Parastenocarida wurde *P. psammica* in Meßstelle 59 am 25.11.2002 nachgewiesen. Beide Parastenocaridae-Arten, die Mikroturbellaria und *Paracyclops fimbriatus* (Einzelfund) wurden ausschließlich im am stärksten belasteten Untersuchungsbereich gefunden. Neben den genannten Arten und Taxa traten, wenn auch in geringeren Abundanzen, die Oligochaeta und *Diacyclops languidoides* auf.

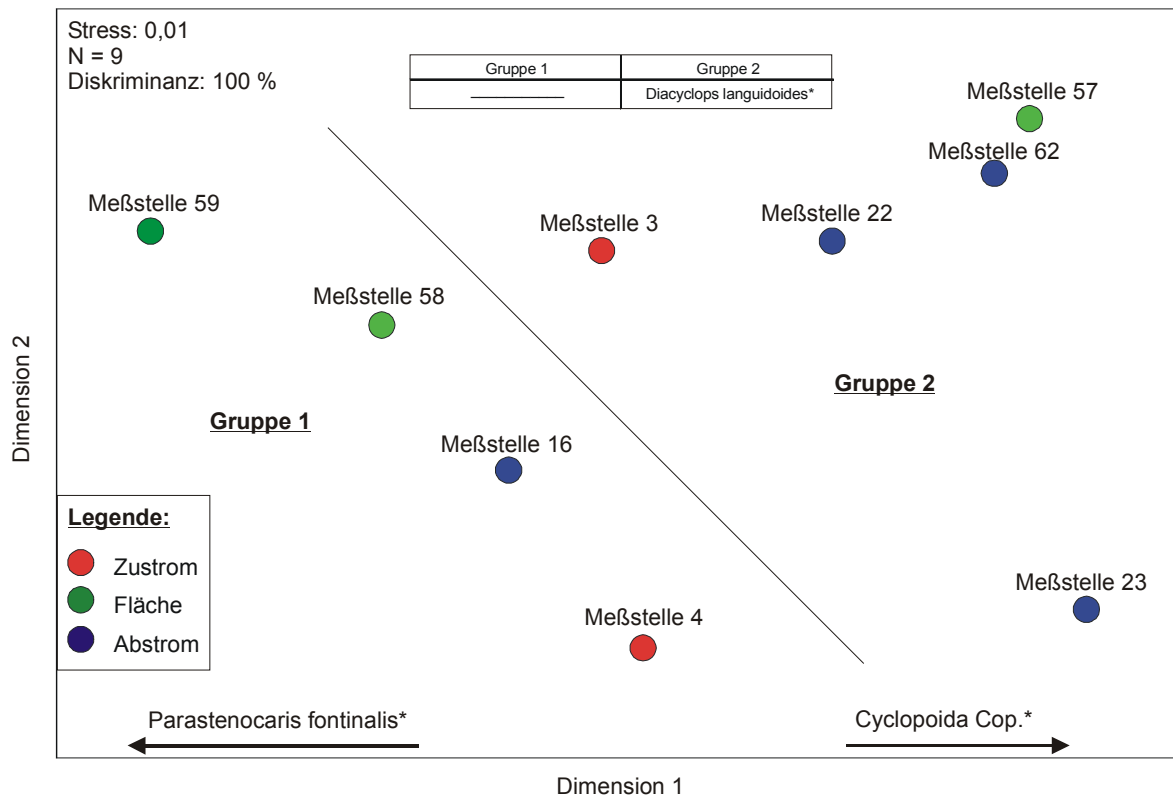
**Abstrom:** Die beiden unmittelbar nach der reaktiven Wand angeordneten Meßstellen 1 und 2 erwiesen sich als unbesiedelt. Dem gegenüber besaß die Meßstelle 16 offensichtlich eine hohe Attraktivität für die Fauna, 63 aller 92 in diesem Untersuchungsbereich gefangenen Tiere stammten aus dieser Meßstelle. Auf den Massenfund von 58 Oligochaeta am 25.11.2002 wurde bereits hingewiesen. Wie auch in den beiden zuvor beschriebenen Untersuchungsbereichen traten Oligochaeta und *Diacyclops languidooides* mehrfach auf und stellen somit das verbindende Element zwischen den Meßstellen dar. Andererseits trat mit dem ubiquitären Cyclopoiden *Diacyclops bisetosus* ein ausschließlich in diesem Untersuchungsbereich vorkommendes Taxon auf.

**Tabelle 5.14:** SIMPER-Analyse der untersuchten Bereiche. Dargestellt sind die ranghöchsten Arten und Taxa, die zu insgesamt 90 % (> 10 % hellgrün) der Ähnlichkeit beitragen, mit mittlerer Abundanz (Av. Abund.), mittlerer Ähnlichkeit zwischen den Meßstellen (Av. Sim.), Standardabweichung der Ähnlichkeit (Sim. / SD), prozentualer Beitrag (Contrib. %), kumulativer Beitrag über die angezeigten Arten (Cum. %).

Lage	Art / Taxa	Av. Abund.	Av. Sim.	Sim. / SD	Contrib. %	Cum. %
<b>Zustrom</b> Av. Sim.: 28,0	Oligochaeta	4,5	28,0	-	100,0	100,0
<b>Fläche</b> Av. Sim.: 16,5	<i>Parastenocaris fontinalis</i>	5,0	9,3	0,6	56,4	56,4
	Mikroturbellaria	3,3	7,2	0,6	43,6	100,0
<b>Abstrom</b> Av. Sim.: 15,4	Oligochaeta	16,3	4,4	0,4	28,8	28,8
	Cyclopoida Cop.	1,5	4,3	0,4	27,9	56,7
	<i>Diacyclops languidooides</i>	2,0	4,3	0,4	27,9	84,6
	<i>Diacyclops bisetosus</i>	1,3	2,4	0,4	15,4	100,0

Das gemeinsame Auftreten der beiden abundantesten Taxa des Standortes D, den Oligochaeta und des Cyclopoiden *Diacyclops languidooides* in allen Untersuchungsbereichen, beeinflusste maßgeblich die nachfolgende MDS, dargestellt in Abbildung 5.15. Die Meßstellen wurden, offenbar unabhängig von der Schadstoffbelastung, in zwei Gruppen getrennt (Überprüfung durch Diskriminanzanalyse), die durch die diagonal durch die Abbildung verlaufende schräge Linie angedeutet sind. In beiden Gruppen finden sich unbelastete zustromige Meßstellen, belastete Flächenmeßstellen, sowie abstromige Meßstellen. Das ausschließliche Vorkommen einzelner Arten und Taxa in den Untersuchungsbereichen Zustrom - Fläche - Abstrom führte nicht zur Separierung entsprechender Gruppen. Die Korrelation der beiden Gruppen mit den Dimensionen 1 und 2 deutet zwar auf eine Zunahme von *Parastenocaris fontinalis* bzw. der Cyclopoida Copepoditen in den entsprechenden Meßstellen hin, jedoch auf einem schwachen Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ . Auch der direkte Vergleich der Gruppen mittels eines H-Tests (als Tabelle in der MDS), zeigte ein ähnliches Ergebnis. In der Gruppe 2 (Meßstellen rechts der Trennlinie) war die Anzahl von *Diacyclops languidooides* signifikant höher, ebenfalls aber nur auf schwachen Niveau ( $p < 0,05$ ;  $N = 9$ ).

Welchen Einfluß die Schadstoffe bzw. andere hydrochemische Parameter auf die Zusammensetzung der Faunengemeinschaft hatten, wurde mittels BIO-ENV-Analyse ermittelt. Der errechnete Korrelationskoeffizient von  $r = 0,56$  weist dabei zunächst auf einen moderaten



**Abbildung 5.15:** MDS der Fauna in den Meßstellen am Standort D unter Verwendung des Bray-Curtis Index. Die Daten wurden aggregiert und logarithmiert. Die schwarzen Pfeile geben die Zunahme der Taxa entlang der jeweiligen Dimension an. \* zeigt das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ . Die beiden signifikant unterschiedlichen Gruppen werden durch die diagonal verlaufende Linie in den Bildmitte getrennt. Die statistische Überprüfung der Eigenständigkeit der Gruppen erfolgte durch eine Diskriminanzanalyse.

Einfluß der Hydrochemie hin. Die Schadstoffe spielten offensichtlich trotz der hohen Konzentrationen in der Fläche und im Abstrom eine untergeordnete Rolle. Wichtiger schienen die Sauerstoffwerte, der pH-Wert und Gesamteisen zu sein, die die beste Faktorkombination bildeten.

Der Test der beiden durch die schräge Linie innerhalb der MDS (Abb. 5.14) getrennten Gruppen führte hingegen zu einer signifikant höheren KZ20 in der Gruppe 2 (H-Test,  $p < 0,05$ ;  $N = 14$ ).

## 5.1.6 Teilstandort E-1

### 5.1.6.1 Hydrochemische Ergebnisse und Koloniezahlen

**Schadensklasse I (gering belastete Meßstellen):** Die 9 in der Peripherie zum Schadenszentrum angeordneten Meßstellen 12 - 15, 17, 40, 43, 45 und 46 wiesen Schadstoffkonzentrationen, mit Ausnahme der Meßstelle 40, unterhalb der orientierenden Prüfwerte (oPW) auf. In Meßstelle 40 lagen ebenfalls fast alle Schadstoffkonzentrationen unterhalb der oPW. Ausnahme war die MKW-Konzentration, die im April 2003 (zweiter Beprobungszyklus)

1.000 µg/l erreichte (oPW: 100 µg/l). Dennoch wiesen alle Meßstellen der SK I zumindest an einem der beiden Beprobungstermine Mineralölgeruch auf. Trotz guter Sauerstoffversorgung mit Werten zwischen 1,92 - 10,55 mg/l wiesen einige Meßstellen z.T. starke Verockerungen auf. Die DOC-Konzentrationen lagen mit Werten von 3,8 - 35 mg/l nahezu durchgängig oberhalb des oPW. Die verbleibenden hydrochemischen Parameter zeigten kaum Auffälligkeiten, was die Zusammenstellung aller Meßdaten in den Tabellen 9.14 und 9.15 (Anhang) bzw. den Boxplots in Abbildung 5.16 zeigen.

**Schadensklasse II (belastete Meßstellen):** Anschließend an das Schadenszentrum lagen in Grundwasserfließrichtung die drei Meßstellen 16, 41 und 44 im direkten Abstrom. Diese drei Meßstellen befanden sich bereits in oder an bewaldeten Zonen und waren durch moderate BTEX- und AKW-Werte (BTEX: 5 - 179 µg/l; AKW: 17 - 223 µg/l) gekennzeichnet. MKW konnten nur unterhalb des oPW von 100 µg/l nachgewiesen werden. Allerdings gingen diese Schadstoffbelastungen mit extrem hohen DOC-Werten einher, die zwischen 8,4 - 82 mg/l schwankten. Der höchste DOC-Wert von 82 mg/l wurde am 07.04.2003 in Meßstelle 44 gemessen. An diesem Tag wies diese Meßstelle eine Vielzahl von veränderten Werten (Nitrit, Ammonium, Gesamteisen) im Vergleich mit den beiden anderen Meßstellen auf, u.a. auch eine Koloniezahl (KZ20) von 72.090 Kolonien/ml. Zudem wurde in Meßstelle 44 an beiden Beprobungsterminen eine starke Verockerung festgestellt, bei Meßstelle 41 nur am ersten Beprobungstermin (10.12.2002). Vergleichbar den Bedingungen mit der zuvor beschriebenen SK I zeigten die Meßstellen 16 und 41 bezogen auf die anderen hydrochemischen Parameter wenige Auffälligkeiten.

**Schadensklasse III (Schadenszentrum):** Von den insgesamt 15 Meßstellen wiesen die drei direkt im Schadenszentrum stehenden Meßstellen 10, 11 und 42 MKW-Belastungen zwischen 200 - 1.300 µg/l, BTEX-Belastungen zwischen 955 - 3.687 µg/l und AKW-Belastungen zwischen 1.463 - 4.766 µg/l auf, die eine abnehmende Tendenz zwischen beiden Beprobungsterminen aufwiesen. Diese Schadstoffkonzentrationen waren begleitet von niedrigen Sauerstoffwerten, die sich im Bereich von 1,08 - 5,24 mg/l bewegten. Die Gesamteisenwerte waren erhöht. Die DOC-Werte waren dagegen vergleichsweise niedrig (5,3 - 9 mg/l). Mehrere untersuchte Parameter zeigten zumindest an einem Beprobungstermin erhöhte Werte (z.B. Meßstelle 11; 2,8 mg/l Nitrit, 07.04.2003 oder Meßstelle 42, KZ20, 11.100 Kolonien/ml, 10.12.2002). Bei den drei genannten Meßstellen war teilweise starker Mineralölgeruch festzustellen. Zusammenfassend lassen sich die Meßstellen 10, 11 und 42 als das BTEX - AKW - MKW - Schadenszentrum charakterisieren, dessen hydrochemische Verhältnisse klar durch die hohen Schadstoffkonzentrationen beeinflusst wurde.

Die nachfolgenden Boxplots (Abb. 5.16) unterstreichen die herausragende Bedeutung der Schadstoffe für diesen Standort. Besonders im Schadenszentrum unterlagen viele



hydrochemische Parameter einer hohen Dynamik, die im wesentlichen in den Abbauprodukten begründet sein dürften.

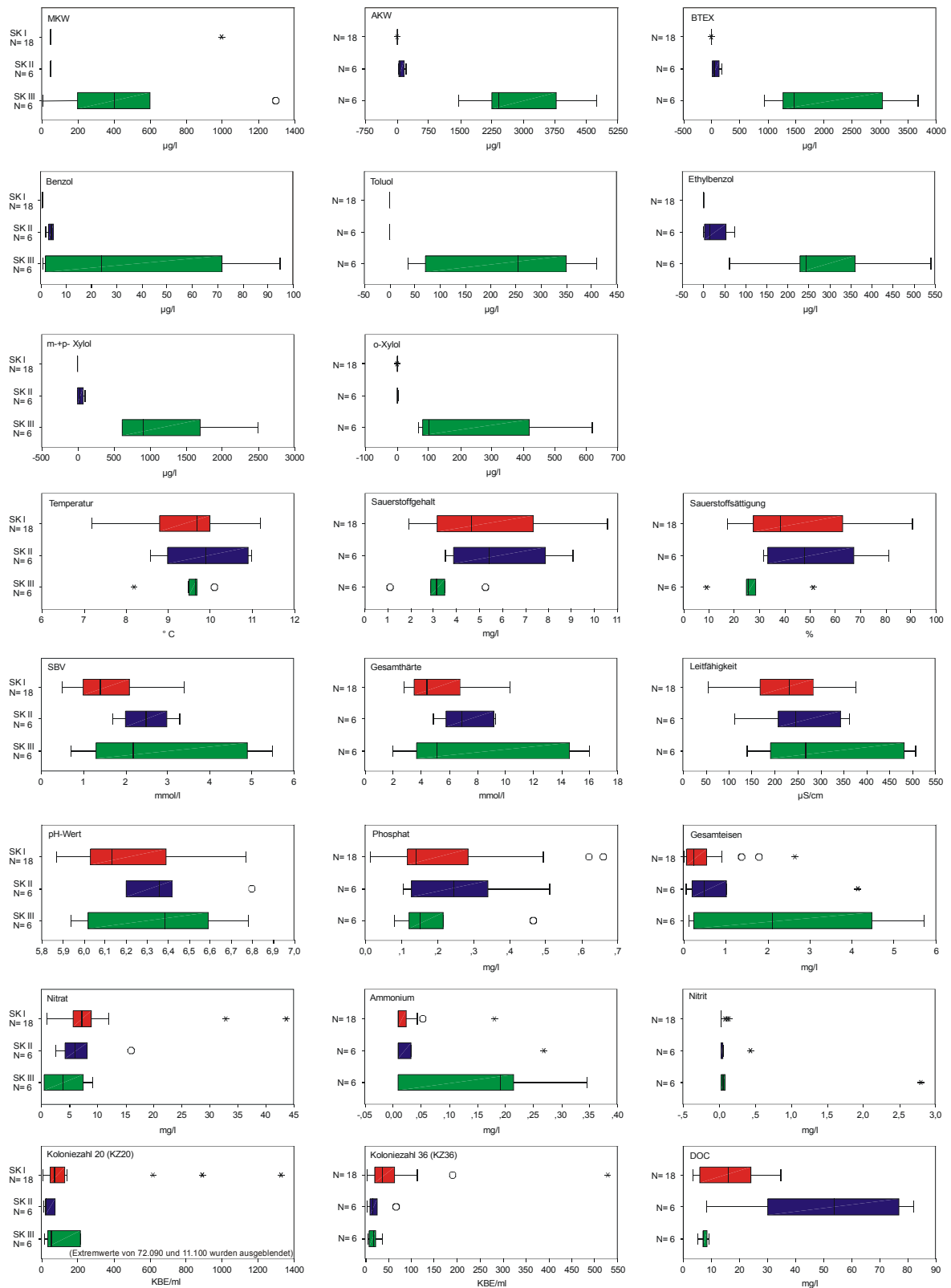
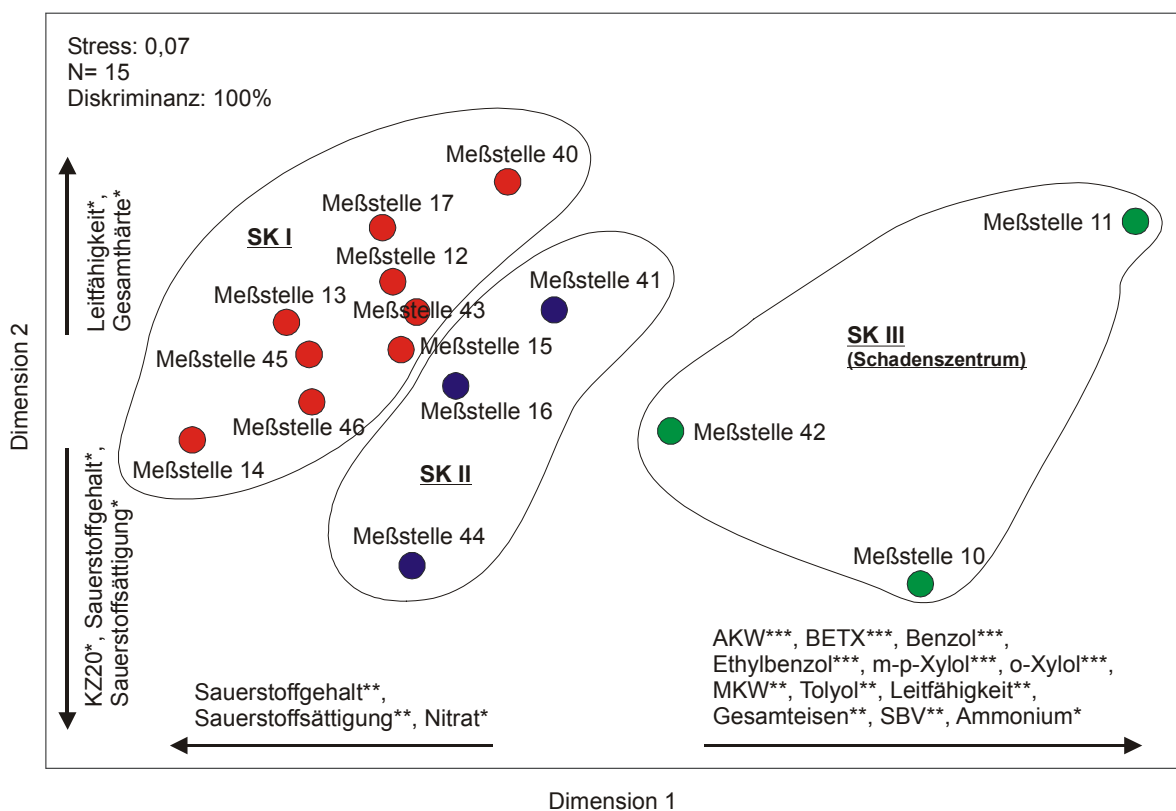


Abbildung 5.16: Boxplots der hydrochemischen Parameter einschließlich der Koloniezahlen am Teilstandort E-1. (o-Ausreißer, \*-Extremwert)

Die MDS (Abb. 5.17) der hydrochemischen Verhältnisse gibt ein exaktes Bild der zunehmenden Schadstoffkonzentrationen in den Meßstellen der Schadensklassen wieder. Entlang der Dimension 1 kam es zu einem signifikanten Anstieg aller erfaßten Belastungsparameter in Richtung des Schadenszentrums, sowie einiger weiterer Parameter. Die Metabolisierung der Schadstoffe erfolgt zunächst unter aeroben Verhältnissen. Erst wenn der im Grundwasser gelöste Sauerstoff verbraucht ist, können alternativ andere Substanzen wie Nitrat, III-wertiges Eisen (Verockerung!) oder Sulfat als Elektronenakzeptor fungieren. Der Sauerstoffverbrauch war im Schadenszentrum am größten, was durch eine entgegengesetzt gerichtete Korrelation der Sauerstoffwerte und der Nitratkonzentrationen mit der Dimension 1 zum Ausdruck kommt.



**Abbildung 5.17:** MDS der hydrochemischen Verhältnisse in den Meßstellen am Teilstandort E-1. Die Daten wurden aggregiert und logarithmiert. Abstandsmaß: Euklidische Distanz. Die schwarzen Pfeile geben die Zunahme der Parameter entlang der jeweiligen Dimension an. \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ .

Auch der direkte Vergleich der durch die MDS separierten Schadensklassen zeigt, daß die signifikante Trennung überwiegend durch die Schadstoffe verursacht wurde (Tab. 5.15). Die mittels H- bzw. U-Tests ermittelten Ergebnisse zeigen aber auch, daß es in der SK II im Vergleich mit den gering belasteten Meßstellen (SK I) bzw. den am stärksten belasteten Meßstellen der SK III zu einem Anstieg der DOC-Konzentration kam, worauf auch schon einleitend hingewiesen wurde.

**Tabelle 5.15:** Statistische Unterschiede der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS getrennten Untersuchungsbereichen, die durch H- bzw. U-Tests ermittelt wurden. \*, \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ .

H-Test		U-Tests							
alle Meßstellen		SK I		SK II		SK I		SK III	
N		N		N		N		N	
30	MKW** Benzol*** Toluol*** Ethylbenzol*** m-+p-Xylol*** o-Xylol*** BTEX*** AKW*** DOC** Sauerstoffsättigung*	24		24	Benzol***  Ethylbenzol*** m-+p-Xylol*** o-Xylol* BTEX*** AKW*** DOC**	12		12	MKW** Benzol*** Toluol*** Ethylbenzol*** m-+p-Xylol*** o-Xylol*** BTEX*** AKW***  DOC** Sauerstoffsättigung*
									MKW*  Toluol** Ethylbenzol** m-+p-Xylol** o-Xylol** BTEX** AKW**

### 5.1.6.2 Faunistische Auswertung

Aus den Meßstellen des Teilstandortes E-1 wurden insgesamt 381 Tiere gefangen, die aber nur 2 Arten und 4 höheren Taxa angehörten. Auch an diesem Standort gab es deutliche Unterschiede in den Gesamtabundanz der beiden Beprobungstermine, jedoch erwies sich an diesem Standort die Frühjahrsbeprobung als ergiebiger. Wurden am 07.04.2003 insgesamt 289 Tiere gefangen, waren es bei der Herbstbeprobung des voran gegangenen Jahres nur 92 Tiere. Die Crustacea waren mit einem Gesamtanteil von 63,4 % die dominierende Tiergruppe, jedoch konnten nur zwei Arten der Familie Parastenocaridae (Crustacea, Harpacticoida) und einige Nauplien gefangen werden. Die Cyclopida fehlten vollständig.

Als weiteres dominierendes Taxon waren die Nematoda mit einem Anteil von 29,6 % an der Gesamtabundanz vertreten. Andere Taxa wie die Oligochaeta und die Mikroturbellaria spielten eine untergeordnete Rolle.

Von den 30 Einzeluntersuchungen erwiesen sich 19 Proben als besiedelt, was 63,3 % entspricht. Die Meßstelle 42 im Schadenszentrum war an beiden Beprobungsterminen unbesiedelt, ebenso Meßstelle 44 im angrenzenden Schadensgebiet (SK II).

Angesichts der starken Schadstoffbelastungen war die Gesamtabundanz überraschend hoch, allerdings fiel auch an diesem Standort die unetwiegliche Besiedlung der Schadensklassen auf. In jeder Schadensklasse war zumindest eine Meßstelle deutlich höher besiedelt als die anderen. Die nachfolgende Tabelle 5.16 gibt eine Übersicht über die am Standort gefangenen Arten und Taxa innerhalb der jeweiligen Schadensklasse.

**Schadensklasse I (gering belastete Meßstellen):** Die 9 Meßstellen der SK I waren stetig besiedelt. Insgesamt wurden 204 Tiere gefangen, wobei der Anteil der Crustacea zu den „anderen“ Taxa. (Nicht-Crustacea) sehr ausgeglichen war. Meßstelle 15 war mit 137 Tieren die Meßstelle mit der höchsten Gesamtabundanz in dieser Schadensklasse, gefolgt von Meßstelle 17 mit 31 Tieren. Abundanteste Taxa waren die Nematoda mit 62 Tieren, die Oligochaeta, sowie die Parastenocaridae *P. germanica* und *P. fontinalis*. Wie die SIMPER-Analyse in Tabelle 5.17 zeigt, lieferten alle genannten Taxa auch den höchsten Beitrag zur

Zusammensetzung der Faunengemeinschaft. Das gemeinsame Auftreten dieser beiden Parastenocaridae-Arten wurde auch schon am Standort A beobachtet.

**Tabelle 5.16:** Abundanzen der Arten und Taxa und deren Verteilung in den 15 Meßstellen des Teilstandortes E-1. Die grau hinterlegten Felder heben die besiedelten Meßstellen hervor.

SK	Meßstelle	Datum	Crustacea			Andere			Tiere ges.
			Familie Parastenocaridae		Nauplien	Nematoda	Oligochaeta	Mikro-turbellaria	
			<i>Parastenocaris fontinalis</i>	<i>Parastenocaris germanica</i>					
I	Meßstelle 12	10.12.2002	0	0	0	3	0	0	3
		07.04.2003	1	0	0	2	0	0	3
	Meßstelle 13	10.12.2002	0	0	0	0	0	0	0
		07.04.2003	0	0	0	0	6	1	7
	Meßstelle 14	10.12.2002	0	0	0	0	2	0	2
		07.04.2003	0	0	0	0	0	0	0
	Meßstelle 15	10.12.2002	4	20	0	3	5	0	32
		07.04.2003	8	37	5	47	8	0	105
	Meßstelle 17	17.12.2002	6	0	0	0	1	0	7
		07.04.2003	21	0	0	1	0	2	24
	Meßstelle 40	10.12.2002	0	0	0	0	0	0	0
		07.04.2003	0	1	0	1	0	0	2
	Meßstelle 43	10.12.2002	0	0	0	1	1	0	2
		07.04.2003	9	0	0	2	0	1	12
	Meßstelle 45	10.12.2002	0	0	0	0	0	0	0
07.04.2003		0	1	0	1	1	0	3	
Meßstelle 46	10.12.2002	0	1	0	1	0	0	2	
	07.04.2003	0	0	0	0	0	0	0	
<b>Summe</b>			<b>49</b>	<b>60</b>	<b>5</b>	<b>62</b>	<b>24</b>	<b>4</b>	<b>204</b>
II	Meßstelle 16	10.12.2002	0	0	0	0	2	1	3
		07.04.2003	0	0	0	1	1	2	4
	Meßstelle 41	10.12.2002	0	0	0	0	0	0	0
		07.04.2003	35	16	0	6	1	0	58
	Meßstelle 44	10.12.2002	0	0	0	0	0	0	0
07.04.2003		0	0	0	0	0	0	0	
<b>Summe</b>			<b>35</b>	<b>16</b>	<b>0</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>65</b>
III	Meßstelle 10	10.12.2002	0	0	0	5	0	0	5
		07.04.2003	71	0	0	0	0	0	71
	Meßstelle 11	10.12.2002	0	0	0	36	0	0	36
		07.04.2003	0	0	0	0	0	0	0
	Meßstelle 42	10.12.2002	0	0	0	0	0	0	0
07.04.2003		0	0	0	0	0	0	0	
<b>Summe</b>			<b>71</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>41</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>112</b>
<b>Total</b>			<b>155</b>	<b>76</b>	<b>5</b>	<b>110</b>	<b>28</b>	<b>7</b>	<b>381</b>
<b>%</b>			<b>40,68</b>	<b>19,95</b>	<b>1,31</b>	<b>28,87</b>	<b>7,35</b>	<b>1,84</b>	<b>100</b>

**Schadensklasse II (belastete Meßstellen):** Von den 3 Meßstellen dieser Schadensklasse war die Meßstelle 44 unbesiedelt. Aus den verbleibenden Meßstellen 16 und 41 wurden 65 Tiere gefangen, wovon 58 Tiere allein aus Meßstelle 41 stammten (07.04.2003). Zwar wurden insgesamt 51 Parastenocaridae (35 *P. germanica*, 16 *P. fontinalis*) gefangen, dabei handelte es sich aber um einen einmaligen Fang aus Meßstelle 41 am 07.04.2003. Dem gegenüber wurden deutlich weniger Nematoda, Oligochaeta und Mikroturbellaria erfaßt. Diese waren aber stetiger verteilt. Diese höhere Stetigkeit schlug sich in der Folge auch in der SIMPER-Analyse nieder. Während der Einzelfund der Parastenocaridae nicht deutlich wurde, lieferten die Nematoda und Oligochaeta jeweils einen Anteil von 50 % zur Zusammensetzung der Faunengemeinschaft der SK II.

**Schadensklasse III (Schadenszentrum):** In den Meßstellen 10 und 11 wurden insgesamt 112 Tiere gefangen. Damit wurden mehr Tiere als in der SK II gefangen, jedoch handelte es sich nur um zwei Taxa, die Nematoda und *Parastenocaris fontinalis*. Die dritte Meßstelle dieser Schadensklasse, Meßstelle 42, war unbesiedelt. Die Problematik der aus Meßstelle 10 am 07.04.2003 stammenden 71 Tiere der Art *Parastenocaris fontinalis* (Parastenocaridae) wurde bereits unter Punkt 5.1.1 angedeutet. Beim Aussortieren der Probe im Labor stellte sich heraus, daß die Tiere bereits tot und mit schwarzen, öligen Substrat behaftet waren. Neben diesen Parastenocaridae wurden noch 41 Nematoda gefunden (alle am 10.12.2002; 5 Tiere aus Meßstelle 10; 36 Tiere aus Meßstelle 11), die die SK III zu 100 % dominierten, was aus der nachfolgenden Tabelle 5.17 (SIMPER-Analyse) hervor geht.

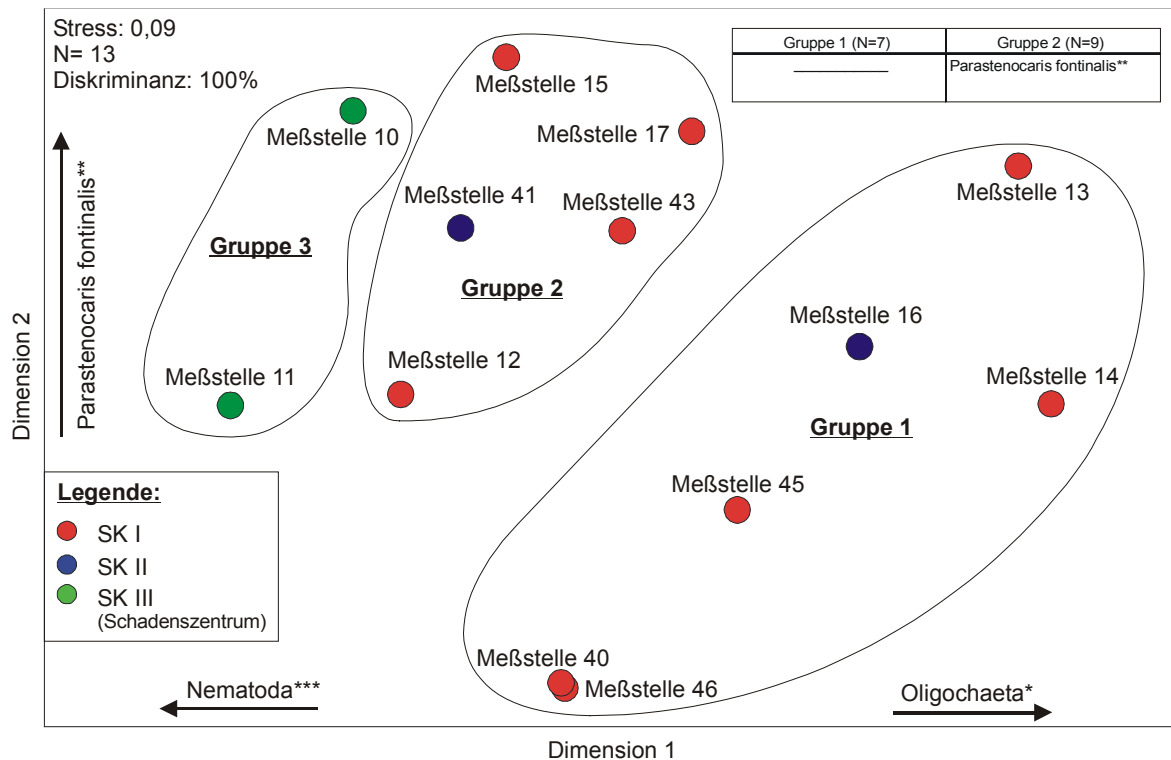
**Tabelle 5.17:** SIMPER-Analyse der untersuchten Bereiche. Dargestellt sind die ranghöchsten Arten und Taxa, die zu insgesamt 90 % (> 10 % hellgrün) der Ähnlichkeit beitrugen, mit mittlerer Abundanz (Av. Abund.), mittlerer Ähnlichkeit zwischen den Meßstellen (Av. Sim.), Standardabweichung der Ähnlichkeit (Sim. / SD), prozentualer Beitrag (Contrib. %), kumulativer Beitrag über die angezeigten Arten (Cum. %).

Lage	Art / Taxa	Av. Abund.	Av. Sim.	Sim. / SD	Contrib. %	Cum. %
<b>SK I</b> Av. Sim.: 31,5	Nematoda	6,9	13,4	0,9	42,6	42,6
	Oligochaeta	2,7	8,8	0,6	27,9	70,4
	<i>Parastenocaris germanica</i>	6,7	4,3	0,4	13,7	84,1
	<i>Parastenocaris fontinalis</i>	5,4	3,7	0,4	11,7	95,8
<b>SK II</b> Av. Sim.: 22,1	Nematoda	3,5	11,1	-	50,0	50,0
	Oligochaeta	2,0	11,1	-	50,0	100,0
<b>SK III</b> Av. Sim.: 37,0	Nematoda	20,5	37,0	-	100,0	100,0

Die Auswertung der faunistischen Besiedlung mittels einer MDS (Abb. 5.18) führte zur Separierung von drei Gruppen, die durch eine Diskriminanzanalyse bestätigt wurden. Die Gruppe 3 ist dabei identisch mit der Schadensklasse III (Schadenszentrum). In Richtung des Schadenszentrums (Dimension 1) kam es zu einer höchst signifikanten Zunahme der Nematoda. In den anderen Gruppen sind die Meßstellen der SK I und II zusammengefaßt. Die Oligochaeta traten überwiegend in den gering belasteten Meßstellen der SK I auf, in der SK III fehlten sie vollständig. Deshalb kam es zu einer signifikanten Zunahme entlang der Dimension 1.

Für die Überprüfung der Gruppen untereinander mit H- bzw. U-Tests wurden die nicht-aggregierten Rohdaten verwendet. Diese Tests ergaben eine signifikante Zunahme von *Parastenocaris fontinalis* (U-Test,  $p < 0,01$ ;  $N = 16$ ) in der Gruppe 2 im Vergleich zur Gruppe 1 (siehe Tabelle in der MDS). Weitere Unterschiede wurden nicht gefunden.

Mit der MDS konnten signifikante Unterschiede in der faunistischen Besiedlung der abgetrennten Gruppen aufgezeigt werden. Eine zusätzliche Überprüfung unter Verwendung der Klassifizierung SK I - SK II - SK III führte dagegen zu keine signifikanten Unterschieden (H-Test,  $p > 0,05$ ;  $N = 19$ ).



**Abbildung 5.18:** MDS der Fauna in den Meistellen am Teilstandort E-1 unter Verwendung des Bray-Curtis Index. Die Daten wurden aggregiert und logarithmiert. Die schwarzen Pfeile geben die Zunahme der Taxa entlang der jeweiligen Dimension an. \*, \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ . Der statistische Vergleich der Gruppen untereinander wurde mittels U-Test durchgeführt und ist als Tabelle innerhalb der MDS dargestellt. Für diesen Vergleich wurden die nicht-aggregierten Rohdaten verwendet. Die statistische Überprüfung der Eigenständigkeit der Gruppen erfolgte durch eine Diskriminanzanalyse.

Eine Auswertung zum Einfluß der hydrochemischen Verhältnisse auf die Zusammensetzung der Faunengemeinschaften (BIO-ENV-Analyse) wurde unter Einbeziehung aller besiedelten Meistellen durchgeführt. Der errechnete Korrelationskoeffizient von  $r = 0,31$  war der niedrigste von allen Standorten. Die beste Faktorenkombination setzte sich neben dem Schadstoff MKW aus den Parametern DOC, Koloniezahl 36, Nitrat und SBV zusammen.

Dem geringen Korrelationskoeffizienten der BIO-ENV-Analyse bzw. der ermittelten Faktorenkombination sollen die Ergebnisse der H- bzw. U-Tests der hydrochemischen Verhältnisse der durch die MDS der Fauna (Abb. 5.18) ermittelten Gruppen (1 - 3) gegenüber gestellt werden. Die Bedeutung der Schadstoffe sowie der Sauerstoffwerte werden dabei hervor gehoben.

**Tabelle 5.18:** Statistische Unterschiede der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS getrennten Gruppen, die durch H- bzw. U-Tests ermittelt wurden. \*, \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ .

H-Test		U-Tests					
alle Meßstellen		Gruppe 1 - Gruppe 2		Gruppe 1 - Gruppe 3		Gruppe 2 - Gruppe 3	
N	N			N	N	N	N
Benzol***					Benzol***		Benzol**
Toluol***					Toluol***		Toluol***
Ethylbenzol***					Ethylbenzol***		Ethylbenzol**
m-+p-Xylol***					m-+p-Xylol***		m-+p-Xylol**
o-Xylol***					o-Xylol***		o-Xylol***
26 BTEX**	22			16	BTEX**	14	BTEX**
AKW***					AKW***		AKW**
Sauerstoffgehalt**	Sauerstoffgehalt**			Sauerstoffgehalt*		Sauerstoffgehalt*	
Sauerstoffsättigung**	Sauerstoffsättigung**			Sauerstoffsättigung*		Sauerstoffsättigung**	
Ammonium***					Ammonium***		Ammonium**
Gesamteisen***			Gesamteisen**		Gesamteisen**		Gesamteisen*

### 5.1.7 Teilstandort E-2

Ebenso wie beim Teilstandort E-1 kam es am Teilstandort E-2 zur Ausbildung eines Schadenszentrums und peripheren Zonen. Die Schadstoffkonzentrationen (AKW, BTEX, MKW) waren an diesem Teilobjekt jedoch höher. Verglichen mit dem Teilstandort E-1 ging die Anzahl der Arten und Taxa auf vier (2 Arten, 2 Taxa) zurück. Die Gesamtabundanz betrug lediglich 79 Tiere, wovon 70 aus der Meßstelle 54 stammten. Alle anderen Fänge waren Einzelfunde (je nur ein Tier in der Probe).

Aufgrund dieser geringen Gesamtabundanz und der Verteilung der Fauna beschränkt sich die Auswertung auf wenige, weitgehend deskriptive Analysen. Eine Zusammenfassung aller hydrochemischen Meßwerte wird in den Tabellen 9.16 und 9.17 (Anhang) gegeben.

#### 5.1.7.1 Hydrochemische Ergebnisse und Koloniezahlen

**Schadensklasse I (gering belastete Meßstellen):** Die 5 Meßstellen (20, 21, 51, 52 und 56) wiesen entweder keine oder nur geringe Schadstoffbelastungen unterhalb des oPW auf. Im gesamten Bereich der Schadensklasse I kam es zu einer fast durchgängigen Überschreitung des oPW für DOC (4 mg/l), die Meßwerte schwankten zwischen 3 und 29 mg/l. Trotz der Überschreitung des DOC-Wertes war die SK I in hydrochemischer Hinsicht als homogen zu bezeichnen. Vereinzelt wurden Überschreitungen des oPW für Nitrit (0,1 mg/l) und Ammonium (0,5 mg/l), sowie erhöhte Gesamteisenwerte beobachtet. Die Meßstellen 20 und 21 waren teils verockert. Das Substrat aus Meßstelle 56 war schwarz und von flockiger Konsistenz.

**Schadensklasse II (belastete Meßstellen):** Die direkt im Abstrom des Schadenszentrum (SK III) stehenden Meßstellen 22, 23, 55, und 56 wiesen im April 2003 MKW-Werte zwischen < 100 - 300 µg/l, BTEX-Konzentrationen zwischen 6 - 533 µg/l und AKW-Konzentrationen zwischen 6 - 779 µg/l auf. Zwischen beiden Beprobungsterminen (Dezember 2002 - April 2003) kam es zu einer deutlichen Reduzierung aller Schadstoffkonzentrationen. Begleitet wurden diese abnehmenden Schadstoffkonzentrationen durch teilweise sehr hohe und stark schwankende DOC-Konzentrationen (3 - 66 mg/l), Gesamteisenwerte (0,12 - 28,8 mg/l), sowie das vereinzelt Überschreiten des oPW für Nitrit. Sowohl in der SK I wie der SK II wurde ein

Sauerstoffgehalt des Grundwassers von 2 mg/l nicht unterschritten. Das Substrat von Meßstelle 22 war schwarz, ölig und durch starken Mineralölgeruch gekennzeichnet. Die anderen Meßstellen waren teilweise extrem verockert und wiesen ebenfalls Mineralölgeruch auf.

**Schadensklasse III (Schadenszentrum):** Direkt im Schadenszentrum waren die beiden Meßstellen 50 und 53 angeordnet. Auch in der SK III kam es, wie bereits für die SK II beschrieben, zu einer deutlichen Reduzierung aller Schadstoffkonzentrationen. Exemplarisch sollen hier die BTEX- und AKW-Werte angeführt werden. Die Belastung der Meßstelle 50 mit BTEX bzw. AKW sank von Dezember 2002 bis April 2003 von 4.380 auf 3.188 µg/l bzw. von 6.288 auf 4.623 µg/l. In Meßstelle 53 sank die Belastung von 5.497 auf 4.658 µg/l bzw. von 8.215 auf 6.885 µg/l.

Beide Meßstellen wiesen dabei niedrige Sauerstoffkonzentrationen auf, die zwischen 1,98 und 2,27 mg/l schwankten. Die Gesamteisenkonzentrationen waren dagegen sehr hoch. Die gemessenen Werte schwankten zwischen 1,48 und 13,6 mg/l in Meßstelle 50 und zwischen 5,32 und 12,6 mg/l in Meßstelle 53. Das bei der faunistischen Probennahme im Netzsammler mitgeführte Substrat aus beiden Meßstellen wies eine flockig-ölige (Meßstelle 50) oder körnig-ölige (Meßstelle 53) Struktur auf und war von schwarzer Farbe. Die Proben der Meßstelle 50 wiesen zudem einen starken Mineralölgeruch auf. Im Gegensatz zum anderen Teilstandort E-1, waren die DOC-Konzentrationen auch im Schadenszentrum sehr hoch und erreichten Werte zwischen 4,2 - 56 mg/l.

Die ergänzenden Boxplots (Abb. 5.19) zeigen, übereinstimmend mit dem Teilstandort E-1, den herausragenden Einfluß der Schadstoffe und deren Konzentrationen. Ebenso werden die starken Schwankungsbreiten einzelner hydrochemischer Parameter deutlich.

Die MDS (Abb. 5.20) der hydrochemischen Verhältnisse führte zur klaren Separierung der Schadensklassen voneinander. Die Gruppenzugehörigkeit der Meßstellen zu den jeweiligen Gruppen (Schadensklassen) wurde durch eine Diskriminanzanalyse überprüft.

Verantwortlich für die Separierung der Schadensklassen waren in erster Linie die Schadstoffe, deren Konzentrationen zum Schadenszentrum (Dimension 1) teilweise höchst signifikant zunahmen. Neben den Schadstoffen waren aber auch weitere hydrochemische Parameter an der Separierung der Schadensklassen, wie z.B. die Koloniezahl 36 oder die Sauerstoffwerte beteiligt (Dimension 2).



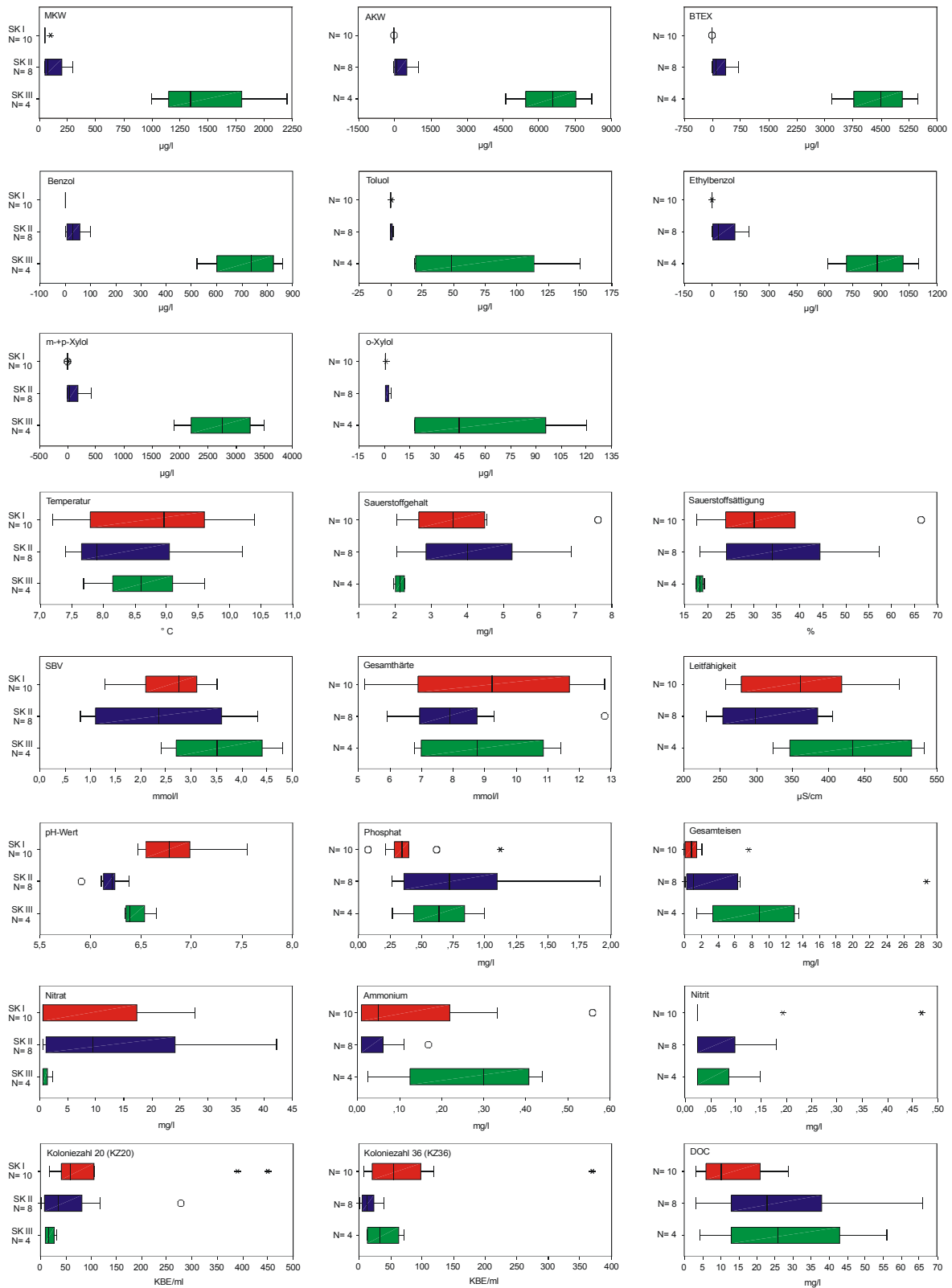
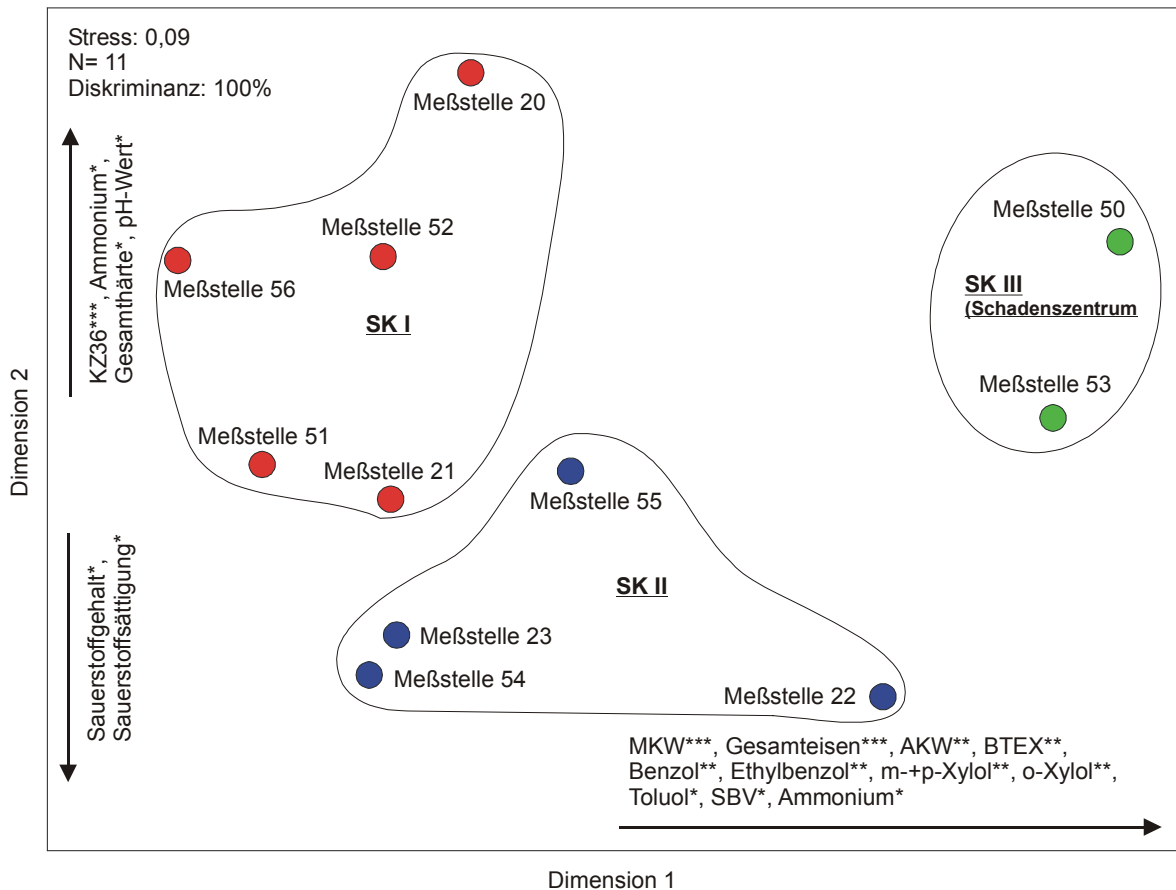


Abbildung 5.19: Boxplots der hydrochemischen Parameter einschließlich der Koloniezahlen am Teilstandort E-2. (o-Ausreißer, \*-Extremwert)



**Abbildung 5.20:** MDS der hydrochemischen Verhaltnisse in den Meistellen am Teilstandort E-2. Die Daten wurden aggregiert und logarithmiert. Abstandsmaß: Euklidische Distanz. Die schwarzen Pfeile geben die Zunahme der Parameter entlang der jeweiligen Dimension an. \*, \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ .

Erst der differenzierende Vergleich der durch die MDS separierten Schadensklassen untereinander (Tab. 5.19) macht neben den Schadstoffen die Bedeutung der Koloniezahlen, des pH-Wertes und der Sauerstoffwerte fur den Teilstandort E-2 transparenter. Die einzelnen Schadensklassen wurden mittels H- bzw. U-Tests gegeneinander ausgewertet.

**Tabelle 5.19:** Statistische Unterschiede der hydrochemischen Parameter zwischen den durch die MDS getrennten Untersuchungsbereichen, die durch H- bzw. U-Tests ermittelt wurden. \*, \*\* bzw. \*\*\* zeigen das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ ;  $p < 0,01$  bzw.  $p < 0,001$ .

H-Test		U-Tests							
alle Meßstellen		SK I		SK II		SK I		SK III	
N		N		N		N		N	
22	MKW*** Benzol*** Toluol*** Ethylbenzol*** m-+p-Xylol*** o-Xylol*** BTEX*** AKW*** KZ36* KZ20* Sauerstoffgehalt* Sauerstoffsättigung* pH-Wert*** Ammonium*	18	KZ36**	14		12		12	
					Benzol*** Ethylbenzol*** m-+p-Xylol* o-Xylol* BTEX** AKW**				MKW*** Benzol*** Toluol*** Ethylbenzol*** m-+p-Xylol** o-Xylol*** BTEX** AKW**
									MKW** Benzol** Toluol** Ethylbenzol** m-+p-Xylol** o-Xylol** BTEX** AKW**
									Sauerstoffgehalt* Sauerstoffsättigung* pH-Wert* Ammonium*

### 5.1.7.2 Faunistische Auswertung

Der Teilstandort E-2 war der mit Abstand von allen Standorten am schwächsten besiedelte. Bei einer zweimaligen Beprobung aller Meßstellen (22 Einzelbeprobungen, davon nur 10 besiedelt, entsprechend 45,5 %) wurden lediglich 79 Tiere gefangen: 60 bei der Frühjahrsbeprobung (April 2003) und 19 Tiere im Dezember 2002. Von den 11 beprobten Meßstellen waren die Meßstellen 50 (Schadenszentrum) und 21 (SK I) völlig unbesiedelt. Neben der insgesamt schwachen Gesamtabundanz war die Anzahl der gefangenen Arten und Taxa sehr gering. Die Crustacea waren, wie auch beim Teilstandort E-1, nur durch die Familie Parastenocaridae (*P. fontinalis*, *P. germanica*) vertreten, die gleichzeitig auch die häufigsten Taxa waren. Wiederum wurden keine Cyclopoida gefangen, beachtlicherweise aber auch keine Nematoda, die in anderen Untersuchungsgebieten mit AKW- bzw.- BTEX-Belastung stetig auftraten. An Nicht-Crustacea („Andere“) wurden lediglich 9 Oligochaeta und 2 Mikroturbellaria erfaßt. In 5 Meßstellen wurden Einzelfunde gemacht. Tabelle 5.20 gibt einen Überblick über die gefangenen Arten und Taxa und deren Abundanzen.

Auf eine weiterführende Beschreibung der **SK I**, wo nur 5 Tiere gefunden wurden (alles Einzelfunde), soll unter Hinweis auf Tabelle 5.20 verzichtet werden.

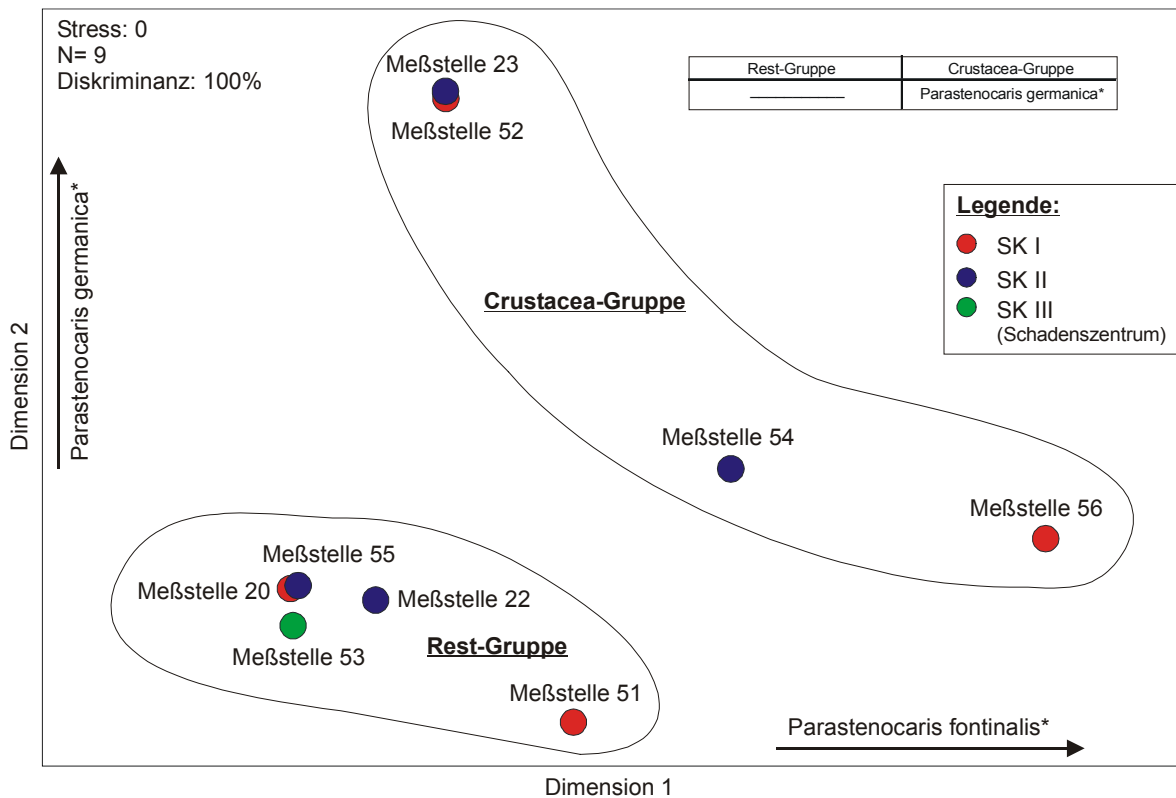
**Schadensklasse II (belastete Meßstellen):** Die einzige Meßstelle mit einer nennenswerten Besiedlung war die Meßstelle 54, trotz einer Anreicherung mit Eisenocker. Hier wurden 70 der insgesamt 79 Tiere gefangen. Dominierend in dieser Meßstelle waren die Parastenocaridae mit den beiden Arten *Parastenocaris fontinalis* (36 Tiere) und *Parastenocaris germanica* (29 Tiere). Alle anderen Meßstellen waren zumindest an einem der beiden Beprobungstermine unbesiedelt.

**Tabelle 5.20:** Abundanzen der Arten und Taxa und deren Verteilung in den 11 Meßstellen des Teilstandortes E-2. Die grau hinterlegten Felder heben die besiedelten Meßstellen hervor.

SK	Meßstelle	Datum	Crustacea		Andere		Tiere ges.
			Familie Parastenocaridae		Oligochaeta	Mikro-turbellaria	
			<i>Parastenocaris fontinalis</i>	<i>Parastenocaris germanica</i>			
I	Meßstelle 20	17.12.2002	0	0	1	0	1
		07.04.2003	0	0	0	0	0
	Meßstelle 21	17.12.2002	0	0	0	0	0
		07.04.2003	0	0	0	0	0
	Meßstelle 51	11.12.2002	0	0	0	0	0
		08.04.2003	0	0	1	1	2
	Meßstelle 52	10.12.2002	0	1	0	0	1
		07.04.2003	0	0	0	0	0
Meßstelle 56	11.12.2002	0	0	0	0	0	
	08.04.2003	1	0	0	0	1	
<b>Summe</b>			<b>1</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>5</b>
II	Meßstelle 22	17.12.2002	0	0	1	0	1
		07.04.2003	0	0	0	0	0
	Meßstelle 23	11.12.2002	0	0	0	0	0
		07.04.2003	0	1	0	0	1
	Meßstelle 54	11.12.2002	28	26	3	0	57
		08.04.2003	8	3	1	1	13
	Meßstelle 55	11.12.2002	0	0	0	0	0
		08.04.2003	0	0	1	0	1
<b>Summe</b>			<b>36</b>	<b>30</b>	<b>6</b>	<b>1</b>	<b>73</b>
III	Meßstelle 50	11.12.2002	0	0	0	0	0
		07.04.2003	0	0	0	0	0
	Meßstelle 53	11.12.2002	0	0	0	0	0
		08.04.2003	0	0	1	0	1
<b>Summe</b>			<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>
<b>Total</b>			<b>37</b>	<b>31</b>	<b>9</b>	<b>2</b>	<b>79</b>
<b>%</b>			<b>46,84</b>	<b>39,24</b>	<b>11,39</b>	<b>2,53</b>	<b>100</b>

**Schadensklasse III (Schadenszentrum):** Von den beiden Meßstellen dieser SK war die Meßstelle 50 unbesiedelt. In Meßstelle 53 wurde nur 1 Oligochaeta gefangen.

Trotz der vorliegenden Besiedlungsstruktur der Fauna ließ sich eine statistische Auswertung mittels MDS durchführen. Wie Abbildung 5.21 zeigt, wurden die Meßstellen in zwei eigenständige Gruppen, einer Crustacea-Gruppe und eine Rest-Gruppe, getrennt. Wesentlicher Trennungsfaktor war offensichtlich die Anwesenheit von Crustacea (hier nur Parastenocaridae) in den Meßstellen. Dem entsprechend kam es entlang der Dimensionen zu einer, wenn auch schwachen, Korrelation mit den Arten *P. germanica* und *P. fontinalis*. Auch der Vergleich der Gruppen untereinander (als Tabelle in der MDS dargestellt) zeigte, daß die Crustacea-Gruppe durch eine signifikant höhere Anzahl an *P. germanica* gekennzeichnet war (H-Test,  $p < 0,05$ ;  $N = 10$ ).



**Abbildung 5.21:** MDS der Fauna in den Meßstellen am Teilstandort E-2 unter Verwendung des Bray-Curtis Index. Die Daten wurden aggregiert und logarithmiert. Die schwarzen Pfeile geben die Zunahme der Taxa entlang der jeweiligen Dimension an. \* zeigt das Signifikanzniveau von  $p < 0,05$ . Der statistische Vergleich der Gruppen untereinander wurde mittels H-Test durchgeführt und ist als Tabelle innerhalb der MDS dargestellt. Für diesen Vergleich wurden die nicht-aggregierten Rohdaten verwendet. Die statistische Überprüfung der Eigenständigkeit der Gruppen erfolgte durch eine Diskriminanzanalyse.

Zur Bewertung des Einflusses der hydrochemischen Verhältnisse auf die Zusammensetzung der Faunengemeinschaften wurde eine BIO-ENV-Analyse durchgeführt. Unter Einbeziehung aller besiedelten Meßstellen wurde, ähnlich wie beim Teilstandort E-1, ein niedriger Korrelationskoeffizient von  $r = 0,42$  errechnet. Die dabei beobachtete beste Faktorkombination wurde allein durch das Parameter DOC gebildet. Am Teilstandort E-2 hatten somit die eigentlichen Schadstoffe, trotz der hohen Konzentrationen, offensichtlich nur einen untergeordneten Einfluß auf die Zusammensetzung der Grundwasserlebensgemeinschaften. Entgegen diesem Ergebnis zeigte der basierend auf den durch die MDS (Abb. 5.21) separierten Gruppen (Crustacea, Rest) durchgeführte H-Test der Hydrochemie ein anderes Bild. Demnach war die Hydrochemie der Meßstellen der Rest-Gruppe durch signifikant höhere SBV-Werte ( $p < 0,05$ ;  $N = 10$ ) gekennzeichnet.

Auf weitere Auswertungsschritte wurde aufgrund der geringen Gesamtabundanz, der Verteilung der Fauna sowie der hohen Anzahl an Einzelfunden verzichtet.

## 5.2 Diskussion

Die beobachteten Verteilungsmuster der Grundwasserfauna in den Altlastflächen weisen auf Sensitivitäten bzw. Toleranzen gegenüber Grundwasserverunreinigungen hin. In bezug auf einzelne Schadstoffe (LCKW, PCE, AKW) deuten sich schadstoffspezifische Verteilungsmuster der Fauna an. Mit diesen grundsätzlichen Aussagen wird die eingangs formulierte Arbeitshypothese unterstützt.

Kritisch muß eingeschätzt werden, daß aufgrund fehlender Vergleichsstudien unser Wissen über die Faktoren und Bedingungen, die das Auftreten der Grundwasserfauna beeinflussen, nach wie vor gering sind. Einleitend wurde unter Punkt 1.2 eine zusammenfassende Übersicht bisheriger Veröffentlichungen, die sich thematisch mit dem Einsatz von Grundwassermetazoen für Monitoringzwecke beschäftigten, gegeben. Im Rahmen dieser Dissertation wird die erste Freilanduntersuchung, die die Verteilung von Grundwasserfauna in Altlastflächen untersuchte, vorgelegt. Unter dem Eindruck der zuvor kurz skizzierten Ausgangssituation wurde die Studie so konzipiert, daß in einem überschaubaren Zeitraum eine möglichst große Datenmenge gesammelt und ausgewertet werden konnte.

### 5.2.1 Heterogenität der Standorte und Meßstellen

Alle sechs untersuchten Altlaststandorte, mit Ausnahme des Standortes B, befinden sich in der pfälzischen Rheinebene. Die untersuchten Lockergesteinsaquifere besitzen somit, zumindest prinzipiell, einen ähnlichen hydrogeologischen Schichtenaufbau. Da durch die Gutachterbüros entsprechende Ausbaupläne der Meßstellen nicht zur Verfügung gestellt wurden, konnte eine detailliertere Auswertung unter Einbeziehung hydrogeologischer Parameter nicht durchgeführt werden. Den heterogenen Verhältnissen innerhalb und zwischen den Standorten konnte deshalb nur bedingt entsprochen werden. Eine objektive Beurteilung der Verhältnisse vor Ort anhand einer eingeschränkten Anzahl untersuchter Parameter vorzunehmen, wird den tatsächlichen Bedingungen nicht gerecht. SCHMIDT et al. (1991) führten aus, daß es grundsätzlich schwierig ist, beobachtete Effekte eindeutig einem oder mehreren Stressoren oder einer typologischen Charakteristik des Untersuchungsstandortes zuzuweisen. Das trifft auf die untersuchten Schadstoffe, deren Datenmaterial von den Gutachterbüros bereitgestellt wurde, ebenso wie auf die begleitenden Feld- und Laborparameter zu.

Maßgeblich verantwortlich für die Heterogenität der Standorte dürfte die Art, räumliche Verteilung und Konzentration der Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen selbst gewesen sein. Grundsätzliche Informationen zur Abbaubarkeit der Schadstoffe und die dabei zonal ablaufenden Prozesse werden im Zusammenhang mit der Hydrochemie unter Punkt 5.2.3 diskutiert. Ein weiterer Faktor, dessen Effekte Einfluß auf die Heterogenität hatten, waren die bereits abgeschlossenen (Standorte A und B, hier nur TS 1) oder noch laufenden (Standorte

C und D) Sanierungsarbeiten. Für den Standort B dürften zusätzlich die fortschreitenden Baumaßnahmen im Zuge der Umnutzung des Objektes ein weiteres Kriterium gewesen sein.

Ebenso wie die zuvor beschriebenen Faktoren dürften nutzungsbedingte Einflüsse Auswirkungen auf Teiluntersuchungsgebiete oder den gesamten Standort gehabt haben. Soweit diese Faktoren beurteilt werden können, fließen diese in die Diskussion der Einzelstandorte (Punkt 5.2.5) mit ein.

## **5.2.2 Methodik der Probenahme**

### **Hydrochemie / Übernahme von Datenmaterial**

Die Ergebnisse des Methodenvergleichs haben, speziell für den Naturraum Rheinebene, zu keinen nennenswerten, methodisch bedingten Unterschieden zwischen den Pumpproben und den Aqua-Samplerproben geführt. Gestützt auf diese Ergebnisse wurde der Aqua-Sampler auch im Altlasten-Projekt zur Gewinnung der hydrochemischen Proben eingesetzt. Dagegen wurden die eigentlichen Schadensdaten durch die Gutachterbüros zur Verfügung gestellt. Insofern stellt sich das Gesamtverfahren der hydrochemischen Datenermittlung bzw. Datenerfassung, da unter arbeitstechnischen und ökonomischen Gesichtspunkten nicht anders praktikierbar, als notwendiger Kompromiß zwischen einem repräsentativen Datenumfang einerseits und der methodischen Exaktheit andererseits, dar.

Da eine direkte Messung hydrochemischer Parameter im Aqua-Sampler nicht durchführbar ist, mußte die Gesamtwasserprobe aus der Meßstelle (750 ml) zur vor-Ort-Messung der Feldparameter Sauerstoff, Leitfähigkeit, Wassertemperatur und pH-Wert, sowie zur Feststellung von sensorischen Veränderungen (Geruch, Trübung, Ausbildung von Ölfilmen) in Bechergläser überführt werden. Eine Beeinflussung, zumindest stark ungesättigter Sauerstoffproben, ist daher nicht auszuschließen. Andererseits war die Teilung der Gesamtprobe ohnehin notwendig, um die Teilwassermenge für die im Labor zu untersuchenden Parameter zu erhalten.

Die Ermittlung der Schadstoffkonzentrationen durch die Gutachterbüros erfolgte zeitlich versetzt zur Datenerfassung der restlichen hydrochemischen Parameter. Für diese Untersuchung war es nicht anders lösbar, da die Beprobung der Meßstellen durch die Gutachterbüros entsprechend der DIN-Normen und Richtlinien mittels Pumpen erfolgte, die einen mehrfachen Austausch des Standwassers vorgeben, bevor die eigentliche Wasserprobe genommen wird. Enthaltene Grundwasserfauna geht dabei verloren. Bevor die faunistische (und gleichzeitig hydrochemische) Untersuchung des Bearbeiters der Untersuchung durchgeführt werden konnte, mußte eine entsprechende Zeit abgewartet werden, um eine Wiederbesiedlung der Meßstellen zu ermöglichen. Dieser Zeitraum wurde auf mindestens 3 Wochen festgelegt. Die Problematik der optimalen Beprobungsfrequenz wurde bereits im Methodenteil (Punkt 4.2.4.2) diskutiert. Durch diese Verfahrensweise entstand somit ein

gewisser zeitlicher Abstand zwischen den hydrochemischen / faunistischen Daten des Bearbeiters der Untersuchung und der hydrochemischen Datenerfassung (v.a. Schadstoffkonzentrationen) der Gutachterbüros.

Die sich ergebenden Konsequenzen und mögliche Alternativen werden unter dem Punkt 5.2.6 (Schlussfolgerungen / Ausblick) aufgezeigt.

### **Fauna**

Der zur Erfassung der Fauna aus den Meßstellen eingesetzte, modifizierte Netzsammler nach FUCHS & HAHN (in Pröp.) erwies sich für die vorliegende Untersuchung als effiziente, zeitsparende und daher kostengünstige Variante. Dem Ansatz der Untersuchung folgend eine hohe Probenzahl zu gewinnen, die sowohl qualitativ als auch möglichst quantitativ die Arten und Taxa in den Meßstellen repräsentiert, wurde damit entsprochen. Der Einsatz von Pumpensystemen wäre mit einer Reihe von technischen und methodischen Nachteilen verbunden gewesen.

Viele der 91 beprobten Meßstellen besaßen Grundwasserspiegel von mehreren Metern Tiefe, was den Einsatz herkömmlicher Saugpumpen ausschließt. Der Einsatz pneumatischer Pumpen, z.B. System NIEDERREITER, hätte dagegen einen wesentlich höheren Aufwand bei der Vorbereitung und Durchführung bedeutet. Hinzu käme möglicherweise das Problem, daß zumindest an den Standorten mit hohen Mineralöl - KW - Schadstoffbelastungen, wie z.B. am unsanierten Teilstandort E-1, eine Beschädigung des Pumpensystems nicht ausgeschlossen werden könnte. Mineralölrreste, die an die Bodenmatrix gebunden sind, könnten zu einem Verkleben von wasserführenden Teilen der Pumpe führen. Inwieweit der Transport des Wassers (mit der Fauna) im Pumpensystem zu einer Änderung der Hydrochemie (z.B. Entmischungen, Ausgasungen) beiträgt, bleibt dahingestellt.

### **5.2.3 Hydrochemische Ergebnisse und Koloniezahlen**

Hydrochemisch standen alle untersuchten Standorte primär unter dem Einfluß der Schadstoffe und ihrer Konzentrationen. Trotz der teilweise schwankenden Werte und sensorischen Veränderungen (Verockerung, Geruch, Trübung) erwies sich die Hydrochemie als eindeutiger als die faunistischen Daten. Für alle Untersuchungsstandorte gelang es die erhobenen Daten, entweder nach einer hydrogeologischen Klassifizierung (Zustrom - Fläche - Abstrom) oder nach Schadensklassen, entsprechend der Schwere des Schadens, auszuwerten. Ausdruck dessen ist die in allen Fällen mittels MDS erzielte exakte Abbildung des Standortes entsprechend der vorgenommenen Einteilung der Meßstellen.

Dennoch war die Interpretation der gewonnenen Daten problematisch. Hauptgrund hierfür waren die teilweise sehr stark streuenden Daten, die an beiden Untersuchungsterminen erfaßt wurden und die geringe Anzahl an Datensätzen. Ein weiterer Grund war die Beeinflussung der Standorte durch entsprechende Nutzungen auf den Flächen der Standorte selbst (Standorte A, B, C) oder durch angrenzende Nutzungen z.B. aus der Landwirtschaft.



Eine separate Diskussion der Hydrochemie der Einzelstandorte erfolgt unter Punkt 5.2.5.

Zuvor sollen aber noch einige grundsätzliche Ausführungen zu den projektrelevanten organischen Schadstoffen (betrifft alle Standorte mit Ausnahme des Standortes A) in bezug auf die Sauerstoffwerte, den Koloniezahlen und den DOC-Werten vorangestellt werden.

Die Abbaubarkeit organischer Schadstoffe steht im direkten Zusammenhang mit dem gelösten Sauerstoff im Grundwasser bzw. den verfügbaren alternativen Sauerstoffquellen. Auch das Auftreten von Grundwasserfauna scheint an das Parameter Sauerstoff gebunden zu sein, auch wenn einige Taxa unter sehr niedrigen Konzentrationen existieren können (DANIELOPOL et al. 1994, MALARD & HERVANT 1999). Es stellt sich in diesem Zusammenhang die Frage, ob die Sensitivität von Grundwasserfauna gegenüber Schadstoffen durch niedrige Sauerstoffwerte beeinflusst wird. NOTENBOOM et al. (1992) konnten in einem Labortest zeigen, daß Sauerstoffkonzentrationen zwischen 0,1 - 10,5 mg/l zu keinen signifikanten Unterschieden in der Sensitivität des Harpacticoiden *Parastenocaris germanica* (trat in Standort A, E-1, und E-2 auf, weitere Parastenocaridenarten wurden in den anderen Standorten gefunden) gegenüber Chlorphenolen und den Metallen Zink und Cadmium führten.

Grundsätzlich lassen sich die für das Altlasten-Projekt relevanten Schadstoffe unter aeroben Bedingungen durch Mikroorganismen abbauen. Ein Ausnahme bilden die hochchlorierten LCKW (PCE, TCA und TCE), deren Abbau überwiegend unter anaeroben Verhältnissen erfolgt, während der Abbau der niederchlorierten LCKW (DCA, DCE, cis-1,2-DCE, VC) überwiegend unter aeroben Verhältnissen abläuft (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003).

Beim aeroben Schadstoffabbau fungiert Sauerstoff als Co-Substrat für die Abbaureaktionen und als Elektronenakzeptor (aerobe Respiration). Organischer Kohlenstoff ist im Übermaß vorhanden, jedoch ist der für die Mineralisierung benötigte Sauerstoff oftmals der limitierende Faktor. Die Folge können zeitweilige oder dauernde anoxische Verhältnisse sein (BREH 1997, GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). Zwar wurden zu keinem Zeitpunkt anoxische Verhältnisse festgestellt (niedrigster gemessener Wert: 0,45 mg/l, Standort D, Meßstelle 23; 25.11.2002), jedoch können zeitweilig suboxische oder reduzierende Verhältnisse nicht ausgeschlossen werden. Alternativ fungieren andere Substanzen wie Nitrat, III-wertiges Eisen oder Sulfat als Elektronenakzeptor. In der Folge kommt es im Umfeld der Schadstoffquelle zu zonal ablaufenden, verschiedenartigen Redoxreaktionen (Denitrifikation, Methanogenese, Reduktion von Sulfat, Mangan [IV], Eisen [III]). In Abhängigkeit von Alter und Dimension des Schadens können diese Redoxreaktionen auch zeitweilig nebeneinander ablaufen. Da natürliche Sedimente oft eine erhebliche Menge an Eisen (III) enthalten, kann es durch Elektronenakzeptor-reduzierende Prozesse bei gleichzeitiger Anwesenheit eisenfällender Mikroorganismen zu einer Ausfällung von Eisenoxyd kommen, wie es bei einzelnen Meßstellen an jedem Untersuchungsstandort beobachtet wurde.

In welcher „Phase“ sich einzelne Untersuchungsstandorte oder deren Teilschäden zum Zeitpunkt der Probenahme befanden und welche Redox-Bedingungen gerade vorherrschten, ließ sich in dieser Untersuchung nicht klären. Aus diesem Grund ist es nachvollziehbar, daß beobachtete sensorische Veränderungen oder die Schwankungen einzelner Parameter nur bedingt geklärt werden konnten.

Entsprechend den Milieubedingungen kommt es zu einer zonalen Abfolge ökophysiologisch unterschiedlicher Mikroorganismengruppen. Numerischer Ausdruck der mikrobiellen Aktivität ist die Anzahl der nachgewiesenen Lebendbakterienzahlen als koloniebildende Einheiten (KBE/ml). In oberflächennahen Grundwässern kommt den Bakterien die bedeutendste Rolle beim Abbau gelöster organischer Kohlenstoffverbindungen zu. Dennoch muß sich keine zwangsläufige Korrelation zwischen der Anzahl der Mikroorganismen und dem Gehalt an organischen Kohlenstoffverbindungen ergeben, deren Nahrungsgrundlage sie sind (PREUß & SCHMINKE 2004). Gleichzeitig dienen Bakterien und andere Mikroorganismen den Grundwassermetazoa als Nahrungsgrundlage. Auch hier zeigten sich, mit wenigen Ausnahmen, keine direkten Korrelationen zwischen den beobachteten Verteilungsmustern der Fauna und den Koloniezahlen. Neben den bereits erwähnten Gründen (stark streuende Daten, geringe Anzahl an Datensätzen) könnten aber auch weitere Gründe eine Rolle gespielt haben. Die Mikroorganismen besiedeln als Aufwuchs die Oberflächen der festen Bodenmatrix. Nach PREUß & SCHMINKE (2004) werden hier 10 - 100-fach höhere Bakterienzahlen gefunden als im freien Grundwasser. Für die vorliegende Arbeit wurden die Proben jedoch aus dem freien Grundwasser mittels Aqua-Sampler entnommen. Ein weiterer Grund könnte in der von vor genannten Autoren erwähnten Selektivität der im Labor verwendeten Kultivierungsmethoden liegen. Andererseits ist die direkte Messung der mikrobiellen Aktivität im Grundwasser nach wie vor mit Problemen verbunden (GRIEBLER 2001).

## **5.2.4 Faunistische Ergebnisse**

### **5.2.4.1 Problematik unbesiedelter (Referenz-)meßstellen**

Auf die Interpretation der Ergebnisse wirkte sich der hohe Anteil unbesiedelter Meßstellen, darunter auch zahlreicher zustromiger, unbelasteter Referenzmeßstellen, äußerst nachteilig aus. Im Gesamtmaßstab der Untersuchung waren von den 91 untersuchten Meßstellen 16 unbesiedelt. Einzelstandort C war mit 4 von 10 unbesiedelten Meßstellen am stärksten betroffen.

Das Auftreten von Grundwasserfauna ist durch kleinräumige („patchy“) Verteilungsmuster gekennzeichnet, die zeitlich und räumlich stark variieren (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). Als Extrem treten immer wieder Situationen auf, wo dicht nebeneinander stehende Meßstellen mit gleichen Charakteristika (Tiefe, Bauform, Perforation) eine völlig andere Zusammensetzung

der Grundwasserlebensgemeinschaft aufwiesen. Diese Dynamik ist Ausdruck der ausgeprägten Heterogenität von Grundwasserhabitaten (z.B. GIBERT 2001, HAHN 2004, HAHN & MATZKE 2005). Nach Erfahrungen von HAHN (2005, subm.) beläuft sich der Anteil unbesiedelter Grundwasserproben auf ca. 30 %. Für die vorliegende Untersuchung betrug der Anteil 34,8 % und bestätigt damit den Erfahrungswert von HAHN. Die Besiedlung einer Meßstelle ist derzeit also kaum vorhersagbar.

Hydrochemische Parameter besitzen insgesamt nur einen schwachen Einfluß auf die Grundwasserfauna (PLÉNET 1995, DUMAS & LESCHER-MOUTOUÉ 2001), was auch die BIO-ENV-Analysen gezeigt haben (s.a. Punkt 5.2.4.4). Nur der Sauerstoff scheint eine Ausnahme zu bilden, allerdings sind die Aussagen über die tatsächliche Bedeutung widersprüchlich (vgl. MALARD & HERVANT 1999, STRAYER et al. 1997, HAKENKAMP & PALMER 2000, HAHN 2005, subm.).

Eine mögliche Erklärung für die fehlende Besiedlung vieler Meßstellen könnte die ungünstige Energieversorgung (Nahrung und Sauerstoff) vieler Grundwasserstandorte sein. Grundwässer sind als heterotrophe Habitate anzusehen. Die Nahrungsversorgung in Form von Detritus bzw. die Sauerstoffversorgung hängen maßgeblich vom hydrologischen Austausch ab. Der hydrologische Austausch nimmt offensichtlich eine Schlüsselrolle für die Zusammensetzung der meisten Grundwasserlebensgemeinschaften ein. (z.B. DOLE-OLIVIER & MARMONIER 1992 a, HAHN & FRIEDRICH 1999).

Jüngste Untersuchungen von HAHN (2005, subm.) zur Problematik der „schlechten Vorhersagbarkeit“ deuten in der Tat darauf hin, daß die Trophie als Konsequenz des hydrologischen Austauschs von entscheidender Bedeutung ist. HAHN (2005, subm.) beschreibt drei trophische Typen von Grundwasserhabitaten, von denen der oligotrophe Typ I sich durch eine meist fehlende, sonst aber sehr dünne Besiedlung auszeichnet. Es ist anzunehmen, daß viele der unbelasteten Grundwässer im Zustrombereich der untersuchten Altlasten diesem oligotrophen Typ I zuzuordnen sind. Dies würde natürlich bedeuten, daß sie als Referenzen ungeeignet sind.

Mit Blick auf das Altlasten-Projekt und dem hohen Anteil unbesiedelter Meßstellen bzw. Proben war aus methodischen Gründen eine Berücksichtigung der Trophie nicht möglich. Für zukünftige Untersuchungen, könnte dies aber dazu beitragen, potenziell ungeeignete Standorte oder Meßstellen im Vorfeld einer (geplanten) Untersuchung schnell und kostengünstig auszuschließen.

#### 5.2.4.2 Ausfall und Fehlen bzw. sporadisches Auftreten von Tiergruppen

Grundsätzlich war die Zahl der gefundenen Arten und Taxa an allen Untersuchungsstandorten gering. Bezogen auf die Gesamtuntersuchung fiel das vollständige Fehlen von einigen Tiergruppen bzw. Taxa, hauptsächlich Crustacea, auf. So fehlten die Niphargen, Isopoda und Syncarida vollständig. Die Harpacticoida waren ausschließlich durch die Familie Parastenocaridae vertreten. Andere Tiergruppen wie die Ostracoda traten nur sporadisch auf. Diese Beobachtungen decken sich sehr gut mit den eigenen grundwasserfaunistischen Untersuchungen an unbelasteten Standorten des Naturraumes (vgl. Ergebnisse Methodenvergleich), sowie mit den Ergebnissen anderer grundwasserfaunistischer Untersuchungen (SCHENK 2003, HAHN, FUCHS, mündl. Mitt.).

Die Harpacticoida fehlten, mit Ausnahme der Familie der Parastenocaridae, Gattung Parastenocaris, vollständig. Die stygobionten Parastenocaridae ihrerseits traten, wenn auch nur in geringen Abundanzen (Standorte B und C), an allen sechs Untersuchungsstandorten auf, insgesamt wurden 3 Arten (*P. germanica*, *P. fontinalis*, *P. psammica*) nachgewiesen. Weitergehende, standortbezogene Auswertungsergebnisse werden unter Punkt 5.2.5 diskutiert.

Ostracoda traten im Verlauf der Untersuchung an drei Standorten auf. Aufgrund ihrer geringen Individuenhäufigkeit (6 Adulte, 4 Larven) ist ihr Auftreten jedoch als sporadisch zu bezeichnen. Mehrere Untersuchungen zeigten in der Vergangenheit, daß die Ostracoda offensichtlich eine hohe Toleranz gegenüber Stressoren unterschiedlicher Herkunft besitzen: MÖSSLACHER (2000 a, Düngesalze KCl, KNO<sub>3</sub>), NOTENBOOM et al. (1995, Salinität), sowie SCHMIDT et al. (1991, Metalle, organische Stressoren). Diese Ergebnisse lassen zwar keinen Rückschluß auf die gesamte taxonomische Gruppe der Ostracoda zu, trotzdem scheinen die aktuellen Untersuchungsergebnisse die zuvor beschriebene Toleranz zu unterstützen. 4 der 6 adulten Ostracoda (3 *Candona candida*, 1 *Cryptocandona reducta*) und die 4 Larven wurden in den jeweils am stärksten belasteten Bereichen ihrer Untersuchungsstandorte (A, C) gefunden. MÖSSLACHER (2000 a) verwendete den Begriff der „behavioural compensation“ (sensu HERREID 1980) und beschrieb damit die Fähigkeit der Ostracoda sich bei höheren Konzentrationen des Stressors an die Situation zu adaptieren (Herabsetzung der Bewegungsaktivität, Schließen der Schalen). Ob durch diese Fähigkeit zur Adaption für die vorliegende Untersuchung eine höhere Abundanz zu erwarten gewesen wäre, bleibt dahingestellt.

Das Fehlen der genannten Tiergruppen bzw. ihr sporadisches Auftreten darf allerdings nicht als Ausdruck einer Sensitivität oder Toleranz gegenüber einem Schadstoff oder Schadstoffgruppe verstanden werden. Nur weiterführende Untersuchungen können hier weiteren Aufschluß über die möglichen Ursachen bringen.

### **5.2.4.3 Abundanzschwankungen zwischen Frühjahrs- und Herbstbeprobung**

Jeder Untersuchungsstandort wurde im Herbst 2002 und im darauf folgenden Frühjahr 2003 beprobt. Im Ergebnis der zweimaligen Beprobung jedes Standortes wurden z.T. starke Schwankungen in der Gesamtabundanz der Fauna festgestellt. Den geringsten Schwankungen unterlagen die LCKW-kontaminierten Standorte C und D mit 194 bzw. 99 Tieren im Herbst 2002 und 174 bzw. 70 Tieren im Frühjahr 2003.

Wesentlich ausgeprägter waren die Abundanzschwankungen an den Standorten A, B, E-1 und E-2, wobei an den Standorten A, B und E-2 die Gesamtabundanz im Herbst 2002 deutlich höher war als im darauf folgenden Frühjahr (A: 400 – 98 Tiere, B: 452 – 165 Tiere, E-2: 60 – 19 Tiere). Die besondere Ausprägung zugunsten der Herbstuntersuchung kommt speziell für die Standorte A und B auch dadurch zum Ausdruck, daß die Abundanzen der Teiluntersuchungsgebiete (Zustrom – Fläche - Abstrom) im Herbst immer höher waren als im Frühjahr. Nur am Teilstandort E-1 zeigte sich eine entgegengesetzte Entwicklung (E-1: 92 – 289 Tiere).

Über saisonale Effekte auf die Grundwasserfauna, speziell in Abhängigkeit vom Grundwasserflurabstand, liegen für Altlastflächen bisher keine Erkenntnisse vor. In der aktuellen Untersuchung unterlagen die Wasserstände in den Meßstellen aller Untersuchungsstandorte nur geringen Schwankungen, woraus sich kein Zusammenhang auf einen saisonal bedingten Effekt ableiten läßt.

Vielmehr weisen Untersuchungen von NOTENBOOM et al. (1995) darauf hin, daß die beobachteten Abundanzschwankungen das Ergebnis einer zu geringen Beprobungshäufigkeit sind. Bei einer viermaligen Beprobung (Frühling, Sommer, Herbst, Winter) eines durch organische Belastungen, hohen Salzgehalten und z.T. Meerwasserintrusion kontaminierten Aquifers der spanischen „Plana de Castellon“-Region fanden sie keine saisonal bedingten Effekte. Weder die Gesamtabundanz noch die faunistische Zusammensetzung der Grundwasserlebensgemeinschaften der untersuchten Meßstellen waren verändert. Jedoch schwankten die Abundanzen in einzelnen Meßstellen zwischen Herbst- und Frühjahrsbeprobung beträchtlich.

### **5.2.4.4 Einfluß der Hydrochemie auf die Zusammensetzung der Grundwasserlebensgemeinschaften (BIO-ENV-Analysen)**

Der Einfluß der Hydrochemie auf die Zusammensetzung der Grundwasserlebensgemeinschaften war gering. Diese Aussage ist nicht überraschend, zeigen doch Untersuchungen von MÖSSLACHER (2000 a), HAHN (1996), HAKENKAMP et al. (1994) und STRAYER (1994), daß Grundwasserfauna tolerant gegenüber chemischen Parametern zu sein scheint.

Die errechneten Korrelationskoeffizienten schwankten zwischen  $r = 0,31 - 0,42$  an den Standorten mit mehreren Kontaminanten (A, B, E-1, E-2) und zwischen  $r = 0,56 - 0,75$  an den LCKW-kontaminierten Standorten C und D.

Für die Standorte A - D war die Faunen-Matrix am besten korreliert mit der Matrix der Hydrochemie durch die Parameter pH-Wert (A, C, D), Phosphat (A, B, C), Gesamteisen (A, D), Ammonium (B, C), sowie weitere Einzelparameter wie DOC, Nitrit, SBV und die Sauerstoffwerte.

Abweichend von den zuvor genannten Standorten zeigten die Faunen-Matrix der MKW-AKW-BTEX-belasteten Teilstandorte E-1 und E-2 die beste Korrelation mit dem Parameter DOC, sowie den Einzelparametern Koloniezahl 36, Nitrat und SBV (nur Teilstandort E-1).

Ein direkter Einfluß eines Schadstoffes konnte nur für den Standort C mit dem Parameter 1,1-DCA und den Teilstandort E-1 mit dem Schadstoff MKW festgestellt werden.

Im Gegensatz zu den BIO-ENV-Analysen dieser Arbeit zeigten Untersuchungen von SCHMIDT (2004) höhere Korrelationen mit hydrologischen und geologischen Faktoren. Die Korrelationen mit den hydrochemischen Parametern waren ebenfalls niedrig. Da für die vorliegende Arbeit hydrologisches und geologisches Datenmaterial nicht zur Verfügung stand, ist ein Vergleich an dieser Stelle nicht möglich.

In unbeeinflussten, einheitlichen Habitaten innerhalb eines Einzugsgebietes (catchment-scale), wie der oberpfälzischen Rheinebene, unterliegen die hydrochemischen Parameter einer geringen Variabilität und besitzen somit offensichtlich einen geringen Einfluß auf die Grundwasserfauna (PLÉNET et al. 1996). Die untersuchten Altlastflächen dagegen unterlagen einer permanenten hydrochemischen Dynamik, dennoch schien der Einfluß der Hydrochemie kaum Bedeutung zu haben.

Den Ergebnissen der BIO-ENV-Analysen und dem daraus resultierenden offensichtlich schwachen Einfluß der Hydrochemie stehen, zumindest für die Standorte A und B, ausgeprägte Verteilungsmuster der Fauna gegenüber. Sichtbare, wenn auch weniger ausgeprägte, Verteilungsmuster zeigte die Fauna der unsanierten Teilstandorte E-1 und E-2. Eine mögliche Erklärung für diesen Widerspruch liegt in den Verteilungsmustern der Fauna selbst. Beobachtete (vermutliche) Sensitivitäten beziehen sich auf die Präsenz bzw. Abwesenheit taxonomischer Gruppen, wie z.B. der Crustacea in Untersuchungsteilgebieten oder Schadensklassen der untersuchten Standorte. Derart klar ausgeprägte Muster ließen sich für die Standorte A und B zeigen, wo die Crustacea nahezu ausschließlich im Abstrombereich (Standort A) bzw. im belastungsfreien Zustrombereich (Standort B) gefunden wurden. Andere Tiergruppen (Nicht-Crustacea) wie die Nematoda, Oligochaeta und Mikroturbellaria traten hingegen flächendeckend auf. Zudem war ihr Auftreten deutlich

abundanter und stetiger im Vergleich mit den Crustacea. Allerdings lassen sich mit diesen Überlegungen die insgesamt niedrigen Korrelationskoeffizienten der BIO-ENV-Analysen nicht vollständig erklären.

Eine weitere Erklärung der geringen Bedeutung der eigentlichen Schadstoffe könnte, speziell für die Standorte mit weniger ausgeprägten Verteilungsmustern der Fauna (C, D, E-1, E-2), in der vorgenommenen Klassifizierung der Meßstellen liegen. Die Bildung von Schadensklassen im Vergleich zur hydrogeologischen Klassifizierung Zustrom - Fläche - Abstom wurde dann vorgenommen, wenn Meßstellen im Zustrom nicht ausreichend vorhanden waren, wie im Fall der Teilstandorte E-1 und E-2. Das Fehlen von Meßstellen im Zustrom und die resultierende Zuordnung dieser Meßstellen zur Schadensklasse I bedeutete jedoch eine, wenn auch geringe, Konzentration von Schadstoffen, die sich möglicherweise statistisch niederschlug.

Die Fauna aller Standorte wurde mittels einer MDS ausgewertet. An allen Standorten führte die Präsenz der Crustacea entweder zur Separierung eigenständiger Gruppen (Standorte B, E-2) oder zumindest zur Separierung von Gruppen, deren Meßstellen überwiegend mit Crustacea besiedelt waren (A, C, D, E-1). Für die Standorte B, C und E-1 ergaben sich hieraus Ergebnisse, die auf differenzierte Toleranzen gegenüber den jeweiligen Schadstoffen hinweisen und damit die Erkenntnisse der BIO-ENV-Analysen in Frage stellen.

#### **5.2.4.5 Spezifische Verteilungsmuster ausgewählter Arten und Taxa und deren Eignung für eine Bioindikation**

Unter Punkt 5.1.1 wurde das Auftreten der Nematoda, Oligochaeta, Cyclopoida und Parastenocaridae in Bezug zu den drei Schadstoffen AKW, LCKW und PCE untersucht. Resultierend daraus, gibt Tabelle 5.1 die beobachteten Höchstkonzentrationen für das Auftreten der genannten Taxa wieder; kritische Schadstoffkonzentrationen für das Auftreten der Taxa wurden vorgeschlagen. Einschränkend muß hinzu gefügt werden, daß diese Ergebnisse nur Tendenzen zeigen können. Grund hierfür ist, daß für einige Bereiche durch die Gutachterbüros keine Meßwerte der Schadstoffkonzentrationen zur Verfügung gestellt werden konnten. Ebenso wurde der mögliche Einfluß weiterer Faktoren bewußt ausgeblendet. Zusammenfassend stützen die Ergebnisse die Hypothese, daß die Grundwasserfauna sensitiv auf Schadstoffe reagiert.

An dieser Stelle sollen die spezifischen Verteilungsmuster der Fauna aufgegriffen und, soweit vorhanden, bisher publizierte Ergebnisse zum Auftreten der genannten Taxa in Anwesenheit der relevanten Schadstoffe diskutiert werden. Soweit möglich, soll für die Cyclopoida und Parastenocaridae die Diskussion auf dem Niveau ausgewählter Arten geführt werden. Ziel ist es, die mögliche Eignung der Taxa für eine Bioindikation zu präzisieren.

## Nematoda

Nematoda sind in benthischen Ökosystemen die am abundantesten und artenreichsten auftretende metazoische Tiergruppe (TRAUNSPURGER 1991, 1996 a, b) und besitzen damit eine überragende ökologische Bedeutung (GIERE 1993). Mehrere Bioassays unter Verwendung benthischer Nematodenarten wurden für ökotoxikologische Tests von Sedimenten entwickelt (Review in TRAUNSPURGER & DREWS 1996). Durch die Stimulierung der mikrobiellen Aktivität tragen die Nematoda wesentlich zur Erhöhung der Kohlenstoffumsatzrate bei (TRAUNSPURGER et al. 1997).

Aufgrund von technischen und methodischen Problemen ist über im Grundwasser lebende Nematoda bisher wenig bekannt. Nur wenige Informationen stehen über die Lebenszyklen und die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften zur Verfügung. Schwierig ist nach wie vor die Determination auf Artniveau (AU EPA 2003). Die Ernährungsweise scheint in Abhängigkeit zur Sedimentstruktur zu stehen. Während in Feinsedimenten bakterivore und detritovore Formen dominieren, nehmen in gröberen Sedimenten räuberische Formen zu (TRAUNSPURGER 2000).

Die Erkenntnisse zur bioindikatorischen Eignung der Nematoda beschränken sich bisher auf wenige Untersuchungen. HUSMANN (1978) und DANIELOPOL (1983) berichteten über eine Massenentwicklung von Nematoda und Oligochaeta in mit organischer Substanz verunreinigten Grundwässern.

Für die vorliegende Untersuchung erwiesen sich die Nematoda in bezug auf die Gesamtabundanz aller Standorte als das abundanteste Taxon. Dennoch zeigten sie klare Verteilungsmuster, die auf eine schadstoffabhängige Sensitivität gegenüber der Schadstoffgruppe der LCKW bzw. den Einzelstoff PCE hindeuten.

In den LCKW / PCE-kontaminierten Standorten B, C, und D war das Auftreten der Nematoda deutlich auf eine Konzentration unterhalb von 5 µg/l LCKW (67,2 %) bzw. PCE (87 %) beschränkt. Dieses Ergebnis darf jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, daß die Nematoda in den Standorten C und D nur in geringsten Abundanzen von 2 bzw. 4 Tieren vorkamen. Insofern nehmen die in Tabelle 5.1 gemachten Angaben zu Höchst- bzw. kritischen Konzentrationen Bezug auf den Standort B, der allerdings (besonders TS 1) auch durch AKW-Kontaminationen belastet war. Trotz des flächendeckenden Auftretens wurde auch am Standort B der überwiegende Teil der Nematoda in den unbelasteten Meßstellen des Zustroms gefunden. Dennoch waren die Nematoda lt. SIMPER-Analyse in allen Untersuchungsbereichen des Standortes B das Taxon mit dem höchsten Beitrag zur Zusammensetzung der Faunengemeinschaft, während sie an den Standorten C und D keinen Beitrag lieferten.

In bezug auf die Schadstoffgruppe der AKW zeigten sich die Nematoda wesentlich toleranter als alle anderen Taxa. Trotz des Fehlens im am stärksten kontaminierten Teilstandort E-2 zeigt das stetige Auftreten sowohl in unbelasteten Meßstellen / Bereichen wie auch bei AKW-



Konzentrationen bis zu 4.766 µg/l (Einzelfund bei 16.487 µg/l) die offensichtlich hohe Toleranz gegenüber dieser Schadstoffgruppe.

Gegenüber Konzentrationsanreicherungen von Salzen bzw. Metallionen wie sie am Standort A vorlagen, scheinen die Nematoda unempfindlich zu sein.

### **Oligochaeta**

Aufgrund ihre Lebensweise, dem engen Kontakt mit dem Sediment und der differenzierten Reaktionen einiger Arten gegenüber Stressoren bzw. Stressorengruppen sind aquatische (benthische) Oligochaeta eine attraktive Tiergruppe, sowohl für Sedimenttoxizitätstests wie auch für Freilanduntersuchungen (Reviews in TRAUNSPURGER & DREWS 1996 bzw. CHAPMAN & BRINKHURST 1984; LEPPÄNEN & KUKKONEN 2000 a, b). Die Oligochaeta besitzen außerdem die Fähigkeit längere Phasen unter anoxischen Bedingungen zu tolerieren (REYNOLDSOON 1987). Jüngere Untersuchungen von DATRY et al. (2003) zeigten, daß *Tubifex tubifex* längere Zeiten unter suboxischen Bedingungen (Sauerstoffgehalt < 0,3 mg/l) in Sedimenten eines temporär durch verschiedene Stressoren (PAH, PCB, hohe Nährstoffgehalte) kontaminierten Regenüberlaufbeckens toleriert. MERMILLOD-BLONDIN et al. (2000, 2001) beobachteten in Labortests mit Tieren der Gattungen *Limnodrilus* und *Tubificidae* eine Stimulation der mikrobiellen Aktivität und eine damit verbundene Verbesserung der Kohlenstoff- bzw. Nährstoffumsatzleistung.

Für das Grundwasser liegen bisher nur wenige Laboruntersuchungen zur Toleranz / Sensitivität gegenüber Stressoren vor. Eine Zusammenfassung unter Berücksichtigung stygophiler bzw. stygobionter Arten geben MÖSSLACHER & NOTENBOOM (1999), Freilanduntersuchungen fehlen allerdings fast vollständig. MALARD et al. (1996 b) berichten von einem signifikanten Anstieg der Oligochaeta-Abundanz in einem durch Abwässer kontaminierten Karstaquifer.

Die Beobachtungen der vorliegenden Untersuchung deuten jedoch darauf hin, daß die für benthische Arten festgestellte bioindikative Eignung auch auf grundwasserlebende Arten übertragbar ist.

Für die Oligochaeta zeichnet sich in Bezug zu den Schadstoffen LCKW / PCE bzw. AKW ein diametrales Bild im Auftreten im Vergleich zu den Nematoda ab. Gegenüber den Schadstoffen LCKW und PCE scheinen die Oligochaeta äußerst tolerant zu sein. Diese Beobachtung wird dadurch gestützt, daß die Oligochaeta an den ausschließlich durch LCKW / PCE-kontaminierten Standorten C und D, wo die Nematoda nahezu vollständig ausfielen, mit Anteilen von 43,5 bzw. 49,7 % an der Gesamtabundanz das jeweils abundanteste Taxon (am Standort C zusammen mit *Diacyclops languidoides*, 39,1 %) waren. Auch durch den Standort B wird diese Aussage gestützt. In den Meßstellen des TS 2, der durch höhere LCKW / PCE-Konzentrationen gekennzeichnet war, traten die Oligochaeta abundanter auf als die

Nematoda. Hingegen zeigte sich beim TS 1, mit höheren AKW-Belastungen, eine deutlich höhere Abundanz und Stetigkeit der Nematoda. Bezogen auf alle Standorte (B, C, D) bleibt festzuhalten, daß 40 % der Oligochaeta bei LCKW-Konzentrationen über 160 µg/l auftraten. Gegenüber den AKW scheint hingegen eine ausgeprägte Sensitivität zu bestehen. Oberhalb einer Konzentration von 58 µg/l AKW traten die Oligochaeta nur noch sporadisch und als Einzelfunde auf.

### **Cyclopoida**

Mit Blick auf die Gesamtuntersuchung war die Anzahl der nachgewiesenen Cyclopoida-Arten mit 7 nur sehr gering. Trotzdem zeigten die Verteilungsmuster der Arten deutliche Unterschiede in bezug auf die untersuchten Schadstoffe. Die stygophile Art *Acanthocyclops vernalis* trat ausschließlich in unbelasteten Meßstellen auf, jedoch wurde sie auch nur am Standort B nachgewiesen.

In bezug auf die kontaminierten Bereiche der einzelnen Standorte weisen die Ergebnisse darauf hin, daß die Cyclopoida offensichtlich sensitiv auf die Schadstoffgruppe der AKW reagieren. An den stark kontaminierten Teilstandorten E-1 und E-2 kam es zum Totalausfall dieser Tiergruppe. Am Standort B traten die Arten *Graeteriella unisetigera*, *Diacyclops bisetosus* und *Acanthocyclops vernalis* überwiegend in den belastungsfreien Meßstellen des Zustroms auf. Nur die ubiquitären Arten *Acanthocyclops robustus* und *Paracyclops fimbriatus* wurden bei einer leicht erhöhten AKW-Konzentration von 58 µg/l nachgewiesen. Die abundanteste Cyclopoiden-Art der gesamten Untersuchung, *Diacyclops languidooides*, trat bei Anwesenheit von AKW nicht auf.

Ein völlig anderes Bild zeigte sich jedoch für die LCKW / PCE-kontaminierten Untersuchungsstandorte. Hier trat *Diacyclops languidooides* unabhängig von der Schwere der Kontamination an den einzelnen Standorten auf und tolerierte dabei LCKW-Konzentrationen von bis zu 591,6 µg/l. *Diacyclops bisetosus* wurde überwiegend in den unbelasteten Bereichen nachgewiesen, in einem Fall aber auch bei der zuvor genannten LCKW-Konzentration, vergesellschaftet mit *D. languidooides*. Ungeachtet der zuvor beschriebenen Toleranz dieser Art gegenüber der Schadstoffgruppe der LCKW scheint diese Art auch deutlich robuster gegenüber anderen hydrochemischen Parametern zu sein als bisher angenommen. Beispielhaft sei hier auszugsweise das abundanteste Auftreten der Art während des Untersuchungszeitraumes angeführt (Standort C, Meßstelle 15, 122 *D. languidooides*). Für die genannte Meßstelle wurden an den beiden Untersuchungsterminen folgende hydrochemische Meßdaten erfaßt: LCKW 12,6 - 162,9 µg/l; DOC 8 - 14 mg/l; Nitrat 13,2 - 26,1 mg/l; Phosphat 2,8 - 10,7 mg/l; Leitfähigkeit 721 - 780 µS/cm; Gesamthärte 19,6 - 25,8 °dH. In anderen Meßstellen wurden z.T. deutlich höhere Einzelwerte festgestellt, die z.T. auch stärkeren Schwankungen (z.B.

Nitrat) unterlagen. Mit Hinweis auf den Ergebnisteil bzw. die relevanten Tabellen im Anhang soll auf eine weitere Aufzählung verzichtet werden.

Der Status von *D. languidoides* in Hinblick auf eine mögliche bioindikative Eignung ist bisher unklar. Die weite Verbreitung der Art, in Verbindung mit einer breiten ökologischen Valenz gegenüber Stressoren scheinen diese jedoch einzuschränken.

Auch die stygobionte *Graeteriella unisetigera* scheint über eine gewisse Robustheit gegenüber Stressoren zu verfügen. Frühere Untersuchungen zeigten, daß diese Art unempfindlich gegen Schwankungen der Temperatur, dem pH-Wert, dem DOC, erhöhten Nitratkonzentrationen (STEENKEN 1998) sowie niedrigen Sauerstoffkonzentrationen (WEGELIN 1966) ist. Der dem Altlasten-Projekt vorangestellte Methodenvergleich bestätigte diese Ergebnisse. In den oberflächennahen Grundwässern des intensiv landwirtschaftlich genutzten Naturraums der Rheinebene war *G. unisetigera* die dominierende Cyclopoiden-Art. Am Untersuchungsstandort C des Altlasten-Projektes wurde *G. unisetigera* bei Konzentrationen bis zu 141,5 µg/l LCKW bzw. 86,9 µg/l PCE gefunden.

#### **Harpacticoida (Parastenocaridae)**

Eine ähnlich diametrale Verteilung wie sie für die Nematoda und Oligochaeta gezeigt werden konnte, scheint auch für die Cyclopida und Parastenocaridae zu existieren. Während die Cyclopoida offensichtlich äußerst sensitiv auf AKW reagieren, wurden für die Harpacticoida Verteilungsmuster beobachtet, die auf eine ausgeprägte Toleranz hindeuten. Bei Anwesenheit von LCKW / PCE fielen sie aber nahezu komplett aus.

Für die LCKW / PCE- kontaminierten Standorte B, C, und D wurde bei den drei nachgewiesenen Parastenocaris-Arten *P. germanica*, *P. fontinalis* und *P. psammica* lediglich eine Gesamtabundanz von 11 Tieren festgestellt. Ein Einzelfund (*P. fontinalis*) wurde bei einer Konzentration von 861,9 µg/l LCKW bzw. 510,0 µg/l PCE (Standort B, Meßstelle 8, 04.11.2002), ein weiterer Fund mit 5 Tieren derselben Art bei einer Konzentration von 193,2 µg/l LCKW bzw. 39,1 µg/l PCE gemacht. Es muß allerdings hinzu gefügt werden, daß ein weiterer Fund von 10 *P. fontinalis* am Standort D (Meßstelle 59, 31.03.2003) gemacht wurde. Da für diesen Fund kein aktueller Schadstoff-Datensatz seitens des Gutachterbüros zugeordnet werden konnte, wurde er aus der Auswertung (Punkt 5.1.1) ausgeschlossen. Zum Zeitpunkt der letztmaligen Beprobung durch das Gutachterbüro (05.11.2002), wies diese Meßstelle allerdings eine äußerst geringe LCKW / PCE-Belastung von 6,3 bzw. 3,0 µg/l auf.

NOTENBOOM et al. (1994) untersuchten in einem Labortest die akute Toxizität von *Parastenocaris germanica* gegenüber den Schadstoffen PCE und TCE. Die aus einer Freilandpopulation stammenden und in Grundwasser aus dem Habitat gehälterten Tiere wurden den Schadstoffen 96 h ausgesetzt und folgende Ergebnisse gemessen:

PCE: LC<sub>50</sub>: 4.700 (3.800 – 5.900) µg/l, EC<sub>50</sub>: 2.600 (2.000 -3.300) µg/l

TCE: EC<sub>50</sub>: 21.300 (9.000 – 50.900) µg/l

Natürlich besitzen akute Toxizitätstests nur eine geringe Aussagekraft in bezug auf Freilandpopulationen. Dieses Testergebnis läßt aber im Vergleich mit den eigenen Ergebnissen die Vermutung zu, daß nicht ausschließlich die LCKW / PCE-Konzentrationen an den Standorten verantwortlich für die weitgehende Abwesenheit der Parastenocaridae waren, sondern andere Faktoren wie Fraßdruck oder Fluchtreaktionen die Besiedlungsstruktur entscheidend beeinflußt haben könnten. Für diese Vermutung spricht auch die Besiedlungsstruktur der AKW-kontaminierten Standorte.

Bemerkenswert war der Fund von 71 toten *P. fontinalis* im Schadenszentrum des Teilstandortes E-1. Unter der Annahme daß die Tiere aktiv in die Meßstelle eingewandert sind, würde das bedeuten, daß diese Art, zumindest zeitweilig, eine AKW-Konzentration von 2.265 µg/l toleriert haben müßte. Cyclopoida kamen, wie bereits erwähnt, an den AKW-kontaminierten Standorten (E-1, E-2) nicht vor. Sowohl weitere eigene wie auch fremde (HAHN, FUCHS) bisher unveröffentlichte Untersuchungsergebnisse deuten darauf hin, daß die Parastenocaridae äußerst robust gegenüber Stressoren sind. In Anwesenheit organischer Stressoren (Standorte B, C, D, E-1 und E-2) traten sie nur selten in Meßstellen gemeinsam mit Cyclopoida auf.

### **5.2.5 Standortbezogene Diskussion**

Derzeitig ist es noch nicht möglich, einzelne Arten als Zeiger im Sinne einer Bioindikation heranzuziehen. Bezogen auf die einzelnen Untersuchungsstandorte bedeutet dies, daß nicht das Vorkommen bzw. Fehlen einzelner Arten oder Taxa beurteilt werden sollte, sondern v.a. das „Gesamtbild“ der Fauna in Verbindung mit den hydrochemischen Verhältnissen und den Standortfaktoren. Der Einfluß eines oder mehrerer Stressoren auf eine Lebensgemeinschaft kann nicht durch Toxizitätsstudien an Einzelspezies ersetzt werden. Deshalb stellt die Analyse der Zusammensetzung, Funktion und Struktur der Gesamtlebensgemeinschaft im Freiland ein aus wissenschaftlicher und ökologischer Sicht notwendigen Ansatz dar.

#### **5.2.5.1 Standort A**

##### **Hydrochemische Bedingungen und Koloniezahlen**

Die Hydrochemie des Standortes war geprägt durch den Grad der Versalzung innerhalb der Bereiche (Zustrom, Fläche, Abstrom), sowie durch die Sauerstoffwerte und die Wassertemperatur. Bei den Parametern DOC, den Stickstoffwerten, Phosphat, den Koloniezahlen, aber auch den Gesamteisenwerten wurden zahlreiche Spitzen- und Extremwerte gemessenen. Ausdruck der Heterogenität waren ebenfalls die zahlreichen Überschreitungen der orientierenden Prüfwerte (oPW, gemäß Merkblatt ALEX 02, Stand Juli 1997).

In den um den Deponiekörper angeordneten Meßstellen kam es zum Anstieg aller vom Gutachterbüro übernommenen Parameter (Na, K, Ca, Mg, SO<sub>4</sub>, Cl), die das Ergebnis der Umsetzungsprozesse im Deponiekörper sein dürften. In der Folge kam es zum Anstieg der Gesamthärte, des SBV, sowie der Leitfähigkeit. Hingegen stiegen die Nitratwerte nur geringfügig an. Die erhöhten Grundwassertemperaturen sind wahrscheinlich das Ergebnis anhaltender mikrobieller Abbautätigkeit. Das entstehende Deponiegas (z.Zt. 130 m<sup>3</sup>/h mit 40 % Methan-Anteil; mündl. Mitt. Gutachterbüro) wird gesammelt und verstromt. Würde das entstehende Deponiegas nicht entnommen, wäre die Eigenerwärmung im Deponiekörper und demzufolge im umgebenden Grundwasser vermutlich noch höher. Diese verstärkten aeroben mikrobiellen Abbauprozesse führten zu einem deutlichen Absinken der Sauerstoffwerte. Dabei kann nicht ausgeschlossen werden, daß es zeitweilig zur Ausbildung reduzierender Verhältnisse kam.

Im Abstrombereich, nach Passage einer Strecke von ca. 50 m, waren die Sauerstoffwerte wieder deutlich über das Niveau des Zustrombereichs angestiegen. Aufgrund der stark sauerstoffzehrenden Verhältnisse in der „Fläche“ wäre naheliegend, daß im Bereich zwischen Deponiekörper und Abstrommeßstellen zeitweilig reduzierende Verhältnisse vorherrschten. Unterstützt wird diese Vermutung durch den Fakt, daß in zwei Meßstellen H<sub>2</sub>S-Geruch festgestellt wurde. Andererseits wurden die Abstrommeßstellen teilweise unverschlossen vorgefunden, wodurch ein intensiverer Sauerstoffaustausch der Luft mit der Wassersäule in den Meßstellen stattgefunden haben dürfte. Der zeitweilige Zustrom von sauerstoffreichem Oberflächenwasser dürfte ebenfalls begünstigend gewirkt haben. Zwar sanken die meisten Parameter auf ein niedrigeres Niveau (K, Ca, Mg, Sulfat, SBV, Gesamthärte, DOC, Leitfähigkeit), jedoch zeugte die unvermindert hohe Wassertemperatur vom nachhaltigen Verlauf der Abbauaktivität und dem nach wie vor hohen Grad der Mineralisierung. Natrium- und Chlorid-Gehalt zeigten hingegen eine steigende Tendenz, jedoch wurde der oPW für Natrium nicht, der oPW für Chlorid nur einmal überschritten. Nach HÜTTER (1994) erfolgt die Bodenpassage der Chloridionen in das Grundwasser weitestgehend unbeeinflusst. Die Gründe für diese Aufkonzentrierung sind allerdings unklar. Vor allem in den Meßstellen 17 und 20 kam es zu einem weiteren Anstieg der Nitratwerte. Das hohe Sauerstoffangebot in Verbindung mit gleichzeitig hohen Nitratwerten dürfte zumindest mitverantwortlich für den signifikanten Anstieg der Koloniezahlen im Abstrombereich gewesen sein.

### **Fauna**

Trotz der heterogenen hydrochemischen Verhältnisse am Standort wies die Fauna klare Verteilungsmuster auf, wobei es deutliche Unterschiede zwischen den Crustacea und den restlichen Taxa (Nematoda, Oligochaeta, Mikroturbellaria) gab. Die Crustacea waren überwiegend im Abstrombereich zu finden. Dem gegenüber wiesen die Nematoda, Oligochaeta und Mikroturbellaria eine stetige Besiedlung in allen Bereichen auf. Da keine

klaren Korrelationen zwischen der Fauna und einzelnen hydrochemischen Parametern einschließlich der Schadstoffe gefunden wurden, bleibt die Bedeutung der Hydrochemie, insbesondere auf die Rolle der Schadstoffe, klärungsbedürftig.

Die Interpretation der faunistischen Ergebnisse ist insofern schwierig, da die Besiedlung der Meßstellen an den beiden Untersuchungsterminen (Herbst- und Frühjahrsbeprobung) stark schwankte (s.a. Punkt 5.2.4.3).

In Meßstelle 1 des Zustrombereiches wurden die einzigen Crustacea dieses Bereiches gefunden. Beide gefundenen Crustacea-Arten, *Parastenocaris germanica* und *Parastenocaris fontinalis*, gelten als stygobionte Bewohner sandig-kiesiger Lockergesteinsgrundwasserleiter und wurden häufig in früheren Untersuchungen vergleichbarer Aquifere nachgewiesen. Jedoch waren die anderen Fundorte dieser Arten im Gebiet (Pfälzerwald, Rheinebene) deutlich „ärmer“ in bezug auf die Nährstoffversorgung. Das wiederholte Auftreten der beiden Arten im Abstrombereich bei deutlich gesteigerter Mineralisierungsrate kann zumindest als Indiz für die Robustheit gegenüber anorganischen Schadstoffen gewertet werden. Für das Fehlen weiterer Crustaceafunde vor allem im Zustrombereich kann momentan keine Erklärung gegeben werden.

Im Abstrom kam es zu einer Zunahme der Artenzahl der Crustacea, was in erster Linie auf den Einfluß zutretenden Oberflächenwassers zurück zu führen sein dürfte. Eine mit dem Oberflächenwasserzutritt in Verbindung stehende Erhöhung des DOC führte auch bei Untersuchungen von STEENKEN (1998) zu einer Erhöhung der Diversität, jedoch auf Kosten der Grundwasserfauna. Gestützt wird diese Beobachtung durch das verstärkte Auftreten von *Acanthocyclops robustus*, einer typischen Oberflächenart mit weiter Verbreitung. Daneben wurde aber mit dem Auftreten von *Acanthocyclops rhenanus* eine überwiegend im Grundwasser (stygobiont) lebende Art nachgewiesen. Das gemeinsame Auftreten von Arten mit unterschiedlichen Habitatansprüchen ist nicht ungewöhnlich. Aufgrund des Fehlens vergleichender Literatur soll die Interpretation der Crustaceafunde an dieser Stelle nicht fortgeführt werden.

Anders stellte sich die Verteilung der restlichen Taxa (Nematoda, Oligochaeta, Mikroturbellaria und Acari) dar. Sieht man von den hohen Abundanzen jeweils einer Meßstelle pro Bereich ab, sind die Abundanzen zwar niedrig, aber stetig. Hieraus eine höhere Sensitivität oder Toleranz dieser Taxa gegenüber erhöhten Ionen-Konzentrationen abzuleiten, wäre aber verfrüht.

NOTENBOOM et al. (1995) fanden ebenfalls kaum Beziehungen zwischen den biotischen und abiotischen Faktoren bei der Untersuchung eines hydrogeologisch vergleichbar aufgebauten Aquifers eines intensiv industriell und landwirtschaftlich genutzten Untersuchungsgebietes.

Die von ihnen gefundenen Werte für die Parameter Stickstoff, Sulfat, Kalium, Natrium, Magnesium, Calcium, Chlorid u.a. lagen z.T. deutlich über denen des Standortes A. Neben dem Eintrag von sulfat- und chloridreichem Wasser vom Ablauf einer Kläranlage über Beregnungslandwirtschaft, wurde auch organische Substanz in das Grundwasser eingetragen.

Trotzdem, bis auf die am dichtesten am Meer stehenden Meßstellen (Versalzung) waren alle untersuchten Meßstellen abundant besiedelt. Die am stärksten von Meerwasserintrusion betroffene Meßstelle war ausschließlich mit Ostracoda besiedelt. In diesem Zusammenhang wies NOTENBOOM (1991) darauf hin, daß mehrere stygobionte Taxa (Vertreter der *Salentinella*, *Bogidiella*, *Microcharon*; alle Amphipoda) eine starke Euryhalinität aufweisen. NOTENBOOM postulierte, daß das weitgehende Fehlen der Fauna in der versalzene Meßstelle nicht allein auf die erhöhte Salinität zurückgeführt werden könne, sondern auch im Zusammenhang mit erhöhter Zufuhr organischen Materials (hier angegeben als COD / BOD<sub>5</sub>-ratio) stehen könnte. Eine moderate Zufuhr von organischem Material führte zu einem Anstieg der Faunenabundanz bzw. Biomasse, höhere Konzentrationen zu einer erhöhten Mortalitätsrate (HUSMANN 1975, SINTON 1984, DVWK 1988).

Folgt man diesen Überlegungen, dann ist die Zunahme der Crustacea im Abstrombereich (v.a. Meßstellen 17 und 20) auf den zeitweiligen Zutritt von Oberflächenwasser (Erhöhung der Koloniezahlen und DOC) zurückzuführen. Für die zuströmigen Meßstellen 18 und 19 wurde ebenfalls der zeitweilige Zutritt von Oberflächenwasser mit ähnlichen Effekten beobachtet, dennoch wurden keine Crustacea gefunden. Unklar bleibt ebenso der nahezu vollständige Ausfall der Crustacea im Bereich der Deponiefläche.

#### **5.2.5.2 Standort B**

##### **Hydrochemische Bedingungen und Koloniezahlen**

Die insgesamt unauffälligen Meßstellen im Zustrom des Untersuchungsgebietes wiesen teilweise unwesentlich erhöhte Konzentrationen verschiedener Parameter auf. Diese Erhöhungen dürften in Zusammenhang mit dem Einfluß der direkt angrenzenden Nutzung (Weinbau) stehen und insofern nachrangig sein. Die geringen LCKW- bzw. AKW-Belastungen von 3 - 5 µg/l in den Meßstellen 16 und 18 sind möglicherweise auf Abrißarbeiten an einer Mineralölabscheideranlage im näheren Umfeld der Meßstellen zurück zu führen, lagen aber deutlich unterhalb der oPW.

Die niedrigen Sauerstoffgehalte im Bereich des TS 1 dürften zum einen durch die Umsetzungsprozesse der Schadstoffe selbst verursacht worden sein. Gestützt wird diese Annahme durch die niedrigen Stickstoffwerte (Nitrat, Nitrit, Ammonium) aber auch die hohen Gesamteisenkonzentrationen in Verbindung mit den mehrfach beobachteten Ocker-ausfällungen. Jedoch kam es nach dem Austausch des Bodenmaterials im Bereich des

Schadenszentrums (Meßstellen 1 - 3), und der damit verbundenen Entfernung von Schadstoffen, zu einem Anstieg der Sauerstoffkonzentrationen in allen Meßstellen des TS 1 (mit Ausnahme von Meßstelle 17), wenn auch nur auf niedrigem Niveau. Da ortsfremdes Bodenmaterial eingebaut wurde, ist eine Beurteilung der anderen Parameter nicht möglich. Diese „positive“ Entwicklung der Sauerstoffgehalte überlagert insofern die anderen Parameter. Es wird angenommen (detaillierte Untersuchungen fehlen noch), daß ein solches Umfeld, mit zumindest teilweise reduzierenden Bedingungen, für Crustacea besiedlungsfeindlich ist. Um so interessanter ist der Fakt, daß bei der zweiten faunistischen Beprobung in den Meßstellen 3 (Schadenszentrum) und 14 Crustacea (Cyclopoida) gefunden wurden.

Vergleichend dazu wies der TS 2 eine gute Sauerstoffversorgung auf, trotz der Anwesenheit des Schadensverursachers LCKW und dessen Einzelstoffen. Die Herkunft der hohen Stickstoffkonzentrationen kann zu diesem Zeitpunkt nicht geklärt werden. Wegen der deutlich niedrigeren Werte im Bereich des Zustroms scheint ein ausschließlicher Eintrag über den Grundwasserpfad unwahrscheinlich. Eine diffuse Stickstoff-Nachlieferung aus der Vornutzung kann daher nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Die abstromigen Meßstellen des TS 1 wiesen, wahrscheinlich bedingt durch die angesprochenen Sanierungsarbeiten, sinkende Schadstoffkonzentrationen während des Untersuchungszeitraumes auf. Dagegen unterschied sich die Hydrochemie der abstromigen Meßstellen des TS 2 nicht von der Hydrochemie des TS 2 selbst. Auf die faunistische Besiedlung hatte das jedoch, mit Ausnahme der Meßstelle 14, keinen Einfluß.

Die Koloniezahlen und der DOC-Gehalt unterlagen in allen untersuchten Bereichen großen Schwankungen. Trotz deutlich höherer Koloniezahlen in den Meßstellen der Teilschäden trugen sie, ebenso wie der DOC-Gehalt, in keinem direkten Vergleich (MDS, H-Tests, U-Tests) zu einer signifikanten Trennung bei. Beide Parameter schienen keinen Einfluß auf die tierische Besiedlung zu haben.

### **Fauna**

Das Verteilungsmuster der Fauna am Standort B zeigte ein sehr eindeutiges Gesamtbild. Das Auftreten der Crustacea war hauptsächlich auf den unbelasteten Zustrombereich beschränkt. Hier wiesen die Crustacea ihre höchste Gesamtabundanz wie auch die höchste Diversität auf. Die durch die Fauna-MDS separierte Crustacea-Gruppe war durch signifikant niedrigere LCKW- bzw. PCE- Konzentrationen im Vergleich mit der Rest-Gruppe gekennzeichnet.

Vergleichbar mit dem Standort A waren die Nematoda das abundanteste Taxon. Nematoda und zum Teil auch Oligochaeta und Mikroturbellaria traten in beiden Teilschäden abundant und stetig auf.



Ein grundsätzliches Problem das die Interpretation der faunistischen Daten erschwerte, war die schwankende Besiedlung zwischen der Herbst- und Frühjahrsbeprobung, v.a. der Meßstellen in der Fläche (TS 1 und 2, s.a. Punkt 5.2.4.3). Hinzu kam, daß einzelne Meßstellen deutlich höhere Abundanzen aufwiesen als andere. Vor diesem Hintergrund ist nicht zu klären, ob die Crustacea-Funde im Bereich des TS 1 bei der Frühjahrsbeprobung 2003 (nach der Sanierung) ein möglicher Effekt der Sanierungsarbeiten waren, oder es sich lediglich um eine natürliche Fluktuation handelte. Da aber dieselben Arten in den „neu“ besiedelten Meßstellen 3 (TS 1; *Acanthocyclops robustus*, *Graeteriella unisetigera*) und 14 (Abstrom TS 1; *Acanthocyclops robustus*, *Paracyclops fimbriatus*) wie im Zustrom festgestellt wurden, liegt nahe, daß die Besiedlung aus diesem Bereich erfolgte.

Die vereinzelt Crustacea-Funde im TS 2 und im Abstrom waren dagegen eher sporadisch.

Im Gegensatz dazu wies der Zustrombereich eine stetige Besiedlung auf. Das vermehrte Auftreten der Crustacea war dabei mit einer abnehmenden Schadstoffkonzentration (LCKW, PCE) korreliert. Neben den als ubiquitär geltenden Cyclopoida-Arten *Paracyclops fimbriatus* und *Acanthocyclops robustus*, wurden aber auch die stygophile Art *Acanthocyclops vernalis* sowie die Grundwasserart *Graeteriella unisetigera* im Zustrombereich gefunden. Jedoch gab es hinsichtlich der Vergesellschaftung der Arten deutliche Unterschiede zwischen der Herbst- und Frühjahrsbeprobung. Im Herbst 2002 wurden die Crustacea in den Meßstellen durch *Diacyclopos bisetosus* bestimmt. Bei der darauf folgenden Beprobung im März 2003 war diese Spezies verdrängt und durch die ebenfalls allgemein vorkommende Art *Acanthocyclops robustus* ersetzt. *D. bisetosus* konnte nicht mehr nachgewiesen werden.

Trotz des vermehrten Auftretens der Crustacea im Zustrombereich waren die Nematoda in allen untersuchten Teilgebieten das dominierende Taxon.

### 5.2.5.3 Standort C

#### Hydrochemische Bedingungen und Koloniezahlen

Der Standort war hydrochemisch aufgrund der seit mehreren Jahren laufenden Sanierungsarbeiten durch moderate LCKW-Konzentrationen geprägt. Diese Restschadstoffkonzentrationen wurden andererseits durch die kleingärtnerische Nutzung des Standortes bzw. die Einflüsse des südlich des Betriebsgeländes verlaufenden Versickerungsgrabens überlagert.

Die Meßstellen 3 und 4 (SK I) waren zwar unbelastet von LCKW, jedoch durch ihre Nähe zu einer Kleintierhaltung stark durch Phosphat und Nitrat beeinflusst. Begünstigend auf den hohen Nährstoffeintrag dürfte sich auch die geringe Tiefe (ca. 2,5 m) und der Durchmesser (beide DN 50) sowie der hohe Grundwasserstand ausgewirkt haben. Die zusätzliche Verschlämzung der Meßstelle 4 könnte auf ein direktes Einschwemmen von Partikeln mit dem Grundwasser zurückzuführen sein. Wahrscheinlicher ist aber, daß Material von oben in die Meßstelle

gefallen ist, was auch dadurch unterstützt wird, daß sie an einem Beprobungstermin unverschlossen vorgefunden wurde. Einsetzende bakterielle Abbautätigkeit dürfte in der Folge zu niedrigen Sauerstoffgehalten geführt haben.

Die der SK II angehörenden Meßstellen ließen sich faktisch in zwei Untergruppen teilen. Eine davon stand deutlich unter dem Einfluß der (landwirtschaftlichen) Nutzung. Diese Gruppe von Meßstellen (2, 2a, 12) war im wesentlichen durch dieselben Bedingungen gekennzeichnet, wie sie für die Meßstellen der SK I beschrieben wurden. Die zweite Untergruppe, bestehend aus den Meßstellen 1, 1a und 18, wies äußerst niedrige Nährstoffkonzentrationen auf und stand hydrogeologisch unter dem Einfluß des Versickerungsgrabens am südlichen Rand des Industriegeländes. Die erhöhten Gesamteisenwerte führten in den Meßstellen 1 und 1a zu starken Verockerungen.

Die Meßstellen der SK III (1b und 15) standen wiederum unter dem Einfluß der kleingärtnerischen Nutzung, was durch die hohen Nitrat- und Phosphatwerte dokumentiert wurde. Beide Meßstellen wiesen trotz der höchsten LCKW-Belastung eine höhere Sauerstoffversorgung im Vergleich mit den Meßstellen der SK II und den unbelasteten Meßstellen auf.

Die in allen SK stark schwankenden Koloniezahlen sowie die gleichmäßig hohen DOC-Gehalte, trugen wie auch beim Standort B nicht zur signifikanten Trennung der Hydrochemie bei.

### **Fauna**

Abweichend von den Ergebnissen der Standorte A und B, welche Verteilungsmuster in Abhängigkeit von der Schadenskonzentration und teilweise von der Art des Schadensverursachers zeigten, wurden solche ausgeprägten Muster am Standort C nicht gefunden. Das Auftreten und die Verteilung wurden stärker durch die nutzungsabhängigen hydrochemischen Verhältnisse vor Ort bestimmt. Mögliche Effekte moderater LCKW-Konzentrationen wurden damit, zumindest teilweise, überlagert.

Auch die Zusammensetzung der Faunengemeinschaften sowie deren Verteilungsmuster unterschieden sich maßgeblich von den beiden anderen Standorten. Nematoda traten nur sporadisch auf. Abundanteste Taxa waren die Oligochaeta und der Cyclopoide *Diacyclops languidoides*, die in allen Schadensklassen auftraten und somit LCKW-Konzentrationen bis 162,9 µg/l tolerierten. Statistische Tests führten aufgrund der gleichmäßigen Verteilung der Fauna nicht zu signifikanten Unterschieden zwischen den Schadensklassen. Grundsätzlich konnten statistische Tests aufgrund der geringen Anzahl besiedelter Meßstellen (6 von 10) aber nur bedingt durchgeführt werden (MDS, SIMPER-Analyse, BIO-ENV-Analyse).

Die Meßstellen 1b und 15, die der höchsten Schadensklasse (SK III) angehörten, erwiesen sich als stetig besiedelt. Trotzdem fiel auf, daß in jeder Meßstelle jeweils nur eine Cyclopoiden-Art auftrat. In Meßstelle 15 handelte es sich um die Grundwasserart *Graeteriella unisetigera*, in Meßstelle 1b um *Diacyclops languidoides*. Diese Art kommt sowohl im Grundwasser als auch in Quellen vor. Ob das örtlich getrennte Auftreten dieser beiden Arten ökologisch begründet war, ließ sich nicht klären.

Das Auftreten weiterer Crustacea wie der Ostracoda *Candona candida* und *Cryptocandona reducta*, die beide hauptsächlich im Grundwasser und in Quellen vorkommen sowie des ebenfalls an anderen Standorten gefundenen stygobionten Parastenocariden *Parastenocaris fontinalis* zeigen, daß trotz der LCKW-Belastung stygobionte und stygophile Arten überwiegend vorkamen.

Die Meßstellen der SK II wurden, wie beschrieben, hydrochemisch in zwei Untergruppen geteilt. Die Untergruppe bestehend aus den Meßstellen 1, 1a und 18, hydrochemisch dominiert durch den Einfluß des Versickerungsgrabens, mit kaum nachweisbaren Nitratgehalten, aber hohen Gesamteisenkonzentrationen, die zu teilweise massiven Ockerausfällungen führten, erwiesen sich in der Folge als unbesiedelt. Dies verdeutlicht, daß neben geringen LCKW-Konzentrationen ( $< 8,2 \mu\text{g/l}$ ), hohen DOC-Gehalten und Koloniezahlen (Nahrungssituation) trotzdem offensichtlich ein besiedlungsfeindliches Milieu vorherrschte. Dagegen spiegelt die andere Untergruppe (geringe LCKW-Konzentration - hohe Nitrat- und Phosphatwerte), die faunistische Zusammensetzung der SK III wieder, allerdings weit weniger ausgeprägt.

#### **5.2.5.4 Standort D**

##### **Hydrochemische Bedingungen und Koloniezahlen**

Hydrochemisch stand der Standort D unter dem starken Einfluß des Schadstoffes LCKW und dessen Einzelstoffen. Durch die laufende Sanierung kam es zu einer Reduzierung der Schadstoffkonzentration im Abstrombereich, jedoch wurden die möglichen Effekte durch Belastungen aus Zeiten vor Beginn der Sanierungsmaßnahmen überlagert. Die nutzungsbedingten Einflüsse waren hingegen von geringer Bedeutung.

Die hohen Gesamteisenkonzentrationen in Verbindung mit niedrigen Sauerstoffwerten führten in den zustromigen, LCKW-freien Meßstellen 3 und 4 zur starken Ockerausfällungen - eine Beobachtung, die auch schon an weiteren Standorten gemacht wurde. Da die zustromigen Meßstellen aber frei von LCKW waren, ist unklar, ob die hohen Gesamteisenkonzentrationen durch im Boden vorhandenes Eisen verursacht wurden, oder eine anthropogene Beeinflussung (Betriebsgelände) vorlag.

Die auf dem kontaminierten Betriebsgelände angeordneten Meßstellen der Fläche waren deutlich erwärmt, was neben der mikrobiellen Abbautätigkeit, auch auf betriebsbedingte

Ursachen (z.B. Versorgungsleitungen im Erdreich) zurück geführt werden könnte. Die Leitfähigkeitswerte waren erhöht, ebenso stieg die Koloniezahl (KZ36) signifikant an. Der Einfluß der hohen LCKW-Konzentrationen überlagerte jedoch die hydrochemischen Verhältnisse dieses Bereiches. Die vom Gutachterbüro für die Meßstelle 59 übernommene LCKW-Konzentration war sehr gering (6,3 µg/l). Die nur in geringem Abstand (jeweils ca. 10 m) stehenden benachbarten Meßstellen 57, 58 und 60 wiesen dagegen deutlich höhere LCKW-Konzentrationen auf. Es kann daher angenommen werden, daß der in Meßstelle 59 an beiden Beprobungsterminen beobachtete Zutritt von Oberflächenwasser zu einer Verminderung der Schadstoffkonzentration führte. Die anderen hydrochemischen Parameter wurden aber nicht signifikant verändert. Wie auch bereits für einige Meßstellen des Standortes A erwähnt, wiederholt sich hier die bereits angesprochene Problematik mit Unterflurmeßstellen.

Auch die Meßstellen des Abstrombereichs waren durch die z.T. noch hohen Schadstoffkonzentrationen geprägt, die noch aus der Zeit vor der Errichtung der reaktiven Wand herrühren dürften.

Andere Parameter änderten sich wahrscheinlich nutzungsbedingt (Kleingartenanlage). So war die Grundwassertemperatur niedriger als in der Fläche. Auffällig waren hier die starken Schwankungen der Koloniezahlen.

### **Fauna**

Hinsichtlich der Fauna und deren Verteilungsmuster zeigten sich Parallelen zum Standort C. An beiden Standorten konnten keine klaren Verteilungsmuster gefunden werden.

Der Einfluß der hydrochemischen Verhältnisse auf die Zusammensetzung der Grundwasserlebensgemeinschaften war allerdings gering. Die Fauna wies in allen Schadensklassen eine gleichmäßige Verteilung auf, was diese Aussage unterstützt. Es wurden keine signifikanten Unterschiede in der Besiedlung der untersuchten Bereiche gefunden.

Grundsätzlich war die Zusammensetzung der Grundwasserlebensgemeinschaften an den beiden Standorten C und D sehr ähnlich. Der Anteil ubiquitärer Arten (*Paracyclops fimbriatus*) bzw. von typischen Oberflächenarten (*Diacyclops bisetosus*) war aber am Standort D ausgeprägter. An beiden Standorten waren die Oligochaeta das häufigste Taxon, die Nematoda wiesen dagegen nur geringe Abundanzen auf. Eine weitere Gemeinsamkeit war das Auftreten des Cyclopoida *Diacyclopos languidoides* in allen Untersuchungsbereichen. Neben der höheren Gesamtabundanz am Standort C unterlag dieser Standort auch nicht so hohen Abundanzschwankungen zwischen Herbst- und Frühjahrsbeprobung.

Dagegen wurde ein ausschließliches Auftreten der Parastenocariden *P. fontinalis* und *P. psammica* in den Meßstellen der Fläche festgestellt. Besiedelt wurden allerdings nur die Meßstellen 58 und 59 mit geringen LCKW / PCE-Konzentrationen. Insofern stehen diese Funde nicht im Widerspruch zu den unter Punkt 5.2.4.5 geäußerten Vermutungen, daß die Parastenocaridae sensitiv auf LCKW / PCE-Belastungen reagieren. Inwieweit der an beiden Beprobungsterminen beobachtete Zutritt von Oberflächenwasser in Meßstelle 59 Einfluß auf das Auftreten dieser Art hatte ist ungewiß.

Abschließend soll noch kurz auf den Fund des Parastenocariden *Parastenocaris psammica* eingegangen werden. Der einzige bisher dokumentierte Nachweis stammte aus Lothringen, Frankreich (SONGEUR 1961). Neben den 3 Tieren von *P. psammica* wurde in derselben Meßstelle (59), wenn auch zu einem anderen Beprobungstermin (31.03.2003) *P. fontinalis* gefunden, der innerhalb der Untersuchung mehrfach nachgewiesen wurde und offensichtlich tolerant gegenüber Belastungen zu sein scheint. Nach dem Fund von *P. psammica* wurde diese Art auch bei Untersuchungen von HAHN und von FUCHS (mündl. Mitt., beide bisher unveröffentlicht) in der Rheinebene nachgewiesen.

Zur Überprüfung der faunistischen Ergebnisse wurden die Meßstellen in vier Schadensklassen (SK I, < 1 µg/l; SK II, 1 - 50 µg/l; SK III, 51 - 1.000 µg/l; SK IV, > 1.000 µg/l LCKW), unabhängig von der Sanierungsmaßnahme (Anordnung der Meßstellen vor oder hinter der reaktiven Wand) und der Flächennutzung unterteilt. Aber auch dieser Ansatz führte zu keinen signifikanten Änderungen.

#### **5.2.5.5 Teilstandort E-1**

##### **Hydrochemische Bedingungen und Koloniezahlen**

Aufgrund der spezifischen Eigenschaften der relevanten Schadstoffe und der Geologie des Standortes stellte sich der Gesamtschaden als relativ statisch dar. Erwartungsgemäß wurde die Hydrochemie des Teilstandortes aufgrund der hohen Schadstoffkonzentrationen durch diese dominiert.

In der SK I lagen die Werte der Schadstoffkonzentrationen, mit Ausnahme der Meßstelle 40, unterhalb der oPW. Die Zunahme der MKW-Konzentration in Meßstelle 40 kann jedoch als Indiz für eine Ausbreitung der Schadstoffe gewertet werden. Dabei muß es sich nicht zwangsläufig um eine flächige Extension der Schadstoffe handeln, sondern auch eine Aufkonzentrierung in Richtung der peripheren Schadenszonen ist in Betracht zu ziehen.

In Kombination mit den am ganzen Standort nahezu durchgängig oberhalb des oPW liegenden DOC-Konzentrationen ist dies ein Hinweis auf die Wirkung des Schadstoffabbaus in den Meßstellen. Der mikrobielle Abbau in den Randzonen steht dabei im Gleichgewicht mit der Nachlieferungsrate aus dem Schadensherd, weshalb der Schaden relativ statisch war

(ALEX-Merkblatt 13 2001, GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). Kohlenstoff steht also im Überfluß zur Verfügung. Limitierender Faktor dürfte daher eher der Sauerstoff sein.

Ob der Sauerstoff tatsächlich als limitierender Faktor gewirkt hat, bleibt unklar, da alle Meßstellen des Standortes, unabhängig von der Schadensklasse, moderate bis hohe Sauerstoffkonzentrationen aufwiesen. Jedoch kam es mit zunehmender Schadstoffkonzentration zu einer durchgängigen Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen. Zum Teil massive Verockerungen der Proben sowie niedrige Nitrat- und Phosphatwerte deuten aber nicht nur für die Meßstellen der SK III, sondern für den gesamten Standort, auf zeitweilig reduzierende Verhältnisse hin. Ebenso die durchgängig niedrigen pH-Werte (teilweise unter pH 6) im Ergebnis einer mikrobiellen Sulfatreduktion, die aber wiederum zunächst eine Eliminierung des Nitrats voraussetzt (HÜTTER 1994).

Den zuvor beschriebenen Beobachtungen stehen allerdings keine signifikant erhöhten Koloniezahlen in einem der Bereiche gegenüber. Insgesamt waren die Koloniezahlen am Gesamtstandort im Vergleich mit den zuvor beschriebenen Standorten sehr niedrig, jedoch auch durch einige Ausreißer gekennzeichnet.

### **Fauna**

Die insgesamt hohe Gesamtabundanz von 381 Tieren am Teilstandort E-1 war durch die Präsenz weniger Arten und Taxa geprägt. Die Cyclopoida fehlten vollständig. Dennoch konnten durch die MDS drei Gruppen getrennt werden. Die Verteilung der Fauna war durch die Anwesenheit hoher Schadstoffkonzentrationen geprägt, obwohl durch die BIO-ENV-Analyse ein sehr geringer Korrelationskoeffizient ermittelt wurde.

Der Fund von 71 *Parastenocaris fontinalis* in Meßstelle 10 des Schadenszentrums wurde bereits erwähnt. Im Labor wurde festgestellt, daß die Tiere bereits tot und teilweise verschmutzt waren. Bei der Verschmutzung könnte es sich um Bodenmatrix, Detritus oder auch Mineralölreste gehandelt haben. Unter der Annahme, daß diese Tiere aktiv in die Meßstelle gelangt sind, würde das bedeuten, daß sie AKW-Konzentrationen von 2.265 µg/l und BTEX-Konzentrationen von 1.319 µg/l ausgesetzt gewesen wären oder zumindest zeitweilig toleriert hätten. Wahrscheinlicher erscheint jedoch, daß die Tiere passiv in die Meßstelle gelangten und dort verendeten. Dieses könnte durch eine der regelmäßigen Beprobungen der Meßstellen (vor der zweiten faunistischen Beprobung) durch das Gutachterbüro verursacht worden sein. Bei diesen Probenahmen zur Feststellung der Schadstoffkonzentration und weiterer hydrochemischer Parameter wird der Inhalt der Meßstelle durch Abpumpen mehrfach ausgetauscht. Das nachströmende Grundwasser könnte dabei die Tiere mit in die Meßstelle transportiert haben. In jedem Fall müssen diese Tiere auch im weiteren Umfeld der Meßstelle beträchtlichen Schadstoffkonzentrationen ausgesetzt gewesen sein.

Höhere Schadstoffkonzentrationen (SK II und III) konnten offensichtlich neben den Nematoda nur noch die Parastenocaridae (*P. fontinalis*, *P. germanica*) tolerieren. Diese traten in der SK II und III zwar noch in hohen Individuenzahlen, aber nur noch jeweils an einem Termin und in einer Meßstelle auf.

Wie auch an den Standorten A und B zeigten sich die Nematoda aufgrund ihres abundanten Auftretens in allen Schadensklassen am tolerantesten. Sieht man vom Auftreten der bereits toten 71 *P. fontinalis* ab, dann waren die Nematoda das einzige Taxon, daß die hohen Schadstoffkonzentrationen in der SK I tolerierte. In allen Schadensklassen waren die Nematoda lt. SIMPER-Analyse die ranghöchste Art, die den höchsten Beitrag zur Ähnlichkeit zwischen den Meßstellen beitrug. Weitere Taxa wurden in dieser SK I nicht gefunden.

#### **5.2.5.6 Teilstandort E-2**

##### **Hydrochemische Bedingungen und Koloniezahlen**

Wie zu erwarten war, wies der Teilstandort E-2 ähnliche hydrochemische Charakteristika auf wie der Teilstandort E-1.

Die Zunahme der Schadstoffkonzentration in Richtung des Schadenszentrums war begleitet von einer signifikanten Abnahme der Sauerstoffwerte. Werte unterhalb von 2 mg/l wurden allerdings auch im Schadenszentrum nicht gemessen. Neben sensorischen Veränderungen der Proben wie Mineralölgeruch oder Verockerungserscheinungen, war die Konzentrationszunahme der Schadstoffe durch eine Verfärbung und Konsistenzveränderungen des Substrates im Probenröhrchen des Netzsammlers begleitet.

Die Konzentrationen der Parameter Nitrat und Phosphat lagen ebenso wie beim Teilstandort E-1 niedrig, so daß die Frage nach zeitweilig reduzierenden Verhältnissen nicht abschließend beantwortet werden kann. Die DOC-Konzentrationen wiederum überschritten durchgängig den oPW.

Abweichend vom Teilstandort E-1 wurden am Teilstandort E-2 deutlich höhere Gesamteisenkonzentrationen gemessen, die auch stärkeren Schwankungen unterlagen. Die geringeren Schadstoffkonzentration in der SK I und II waren mit den Koloniezahlen (KZ36 in der SK I, KZ20 in der SK II) korreliert, eine Beobachtung die für den Teilstandort E-1 nicht zutraf.

##### **Fauna**

Die geringe Gesamtabundanz von lediglich 79 Tieren am Standort ist wahrscheinlich eine Folge der hohen Schadstoffbelastung. Im Vergleich zum Teilstandort E-1, wo die Nematoda noch stetig vorkamen, wurden am Teilstandort E-2 keine Nematoda mehr gefunden. Trotzdem wurde durch die MDS eine Crustacea-Gruppe und eine Rest-Gruppe abgetrennt.

Nicht erklärbar ist der Fakt, daß die Nematoda am kompletten Standort ausfielen und nicht nur in den Meßstellen der höher belasteten Schadensklassen II und III. Parallelen gab es

wiederum im gemeinsamen Auftreten von *P. fontinalis* und *P. germanica* in Meßstelle 54. Trotz starker Verockerungen und sensorischen Veränderungen (Mineralölgeruch) besaß diese Meßstelle offensichtlich eine hohe Attraktivität - 70 Tiere der Gesamtabundanz von 79 Tieren wurde in dieser Meßstelle gefunden. Auf eine weitergehende Interpretation der Ergebnisse soll mit Hinweis auf die geringe Gesamtabundanz verzichtet werden.

### **5.2.6      Schlußfolgerungen / Ausblick**

Aufgrund des bisherigen Fehlens wissenschaftlicher (Freiland-)Untersuchungen zur Thematik wurde diese Arbeit auf die Gewinnung erster Ergebnisse ausgerichtet. Die Ergebnisse der Untersuchung weisen auf einen engen Zusammenhang zwischen der / den Belastung/en und der tierischen Besiedlung hin.

Eine Weiterführung der Untersuchung erscheint vielversprechend, jedoch legen die vorliegenden Ergebnisse nahe, daß dafür

- eine wesentlich höhere zeitliche und räumliche Auflösung der Probenahme erforderlich ist, und in Verbindung mit
- einem Abgleich der grundwasserfaunistischen Daten mit unterschiedlichen und teilweise für Oberflächengewässer bereits eingeführten Bewertungsmethoden und
- in Verbindung mit ökotoxikologischen Tests

präzisere Aussagen zum bioindikatorischen Status von Grundwasserarten und -lebensgemeinschaften zu erwarten sind.

Die Frage nach der geeigneten Methodik sollte sich nach der konzeptionellen Gestaltung und deren Umfang richten. Für die faunistische Beprobung ist eine Methode zu wählen, die eine tiefenabhängige Beprobung von Meßstellen erlaubt, wozu der Netzsammler nicht geeignet ist. Hier wäre der Einsatz des bereits erwähnten pneumatischen Pumpensystems oder alternativ der Einsatz unbeköderter Fallen möglich. Letztgenanntes System schließt allerdings eine gemeinsame Beprobung der Meßstellen durch mehrere Parteien (Gutachterbüro, Universität, Wasserwirtschaftsämter, etc.) aufgrund der Festinstallation der Fallen aus. Angestrebt werden sollte ebenso die zeitgleiche Entnahme der hydrochemischen und der faunistischen Probe. Beide vorgenannten Systeme erfüllen diese Anforderung.

Langfristige Zielsetzung weiterer Untersuchungen sollten die Entwicklung von Ansätzen zur Verfolgung und Bewertung von Altlasten im Grundwasser sowie die Beurteilung der Fortschritte von Sanierungsmaßnahmen mit biologischen Indikatoren sein. Da die Fauna die Gesamtheit der Umweltfaktoren während ihrer Lebensdauer integriert, eignen sich darauf aufgebaute Bewertungsverfahren sowohl für ein rasches und kostengünstiges Screening als



auch als „Vorwarnsysteme“ für plötzliche Veränderungen. Im Gegensatz zu den konventionellen, chemisch-analytischen Methoden entfällt hierbei zunächst die Suche nach und die Analyse von zahlreichen potentiellen Schadstoffen und deren Metaboliten. Dies wäre dann erst der zweite Schritt, falls die biologischen Daten Defizite (d.h. Belastungen) vermuten lassen.

Es wird daher empfohlen, neben der Fauna auch mikrobiologische und ökotoxikologische Aspekte zu berücksichtigen, deren Ergebnisse dann zusammenzuführen wären.

## 6 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit gliedert sich in zwei thematisch verbundene Teiluntersuchungen. Das Altlasten-Projekt diente der Gewinnung von Daten über die Verteilung von Grundwasserfauna in kontaminierten Altlaststandorten. Ziel war es zu prüfen, ob Zusammenhänge zwischen der Verteilung der Grundwasserfauna und der Art bzw. der Schwere der Schadstoffbelastung bestehen bzw. erste Ansätze für eine bioindikatorische Eignung von Grundwasserfauna zu finden. Aufgrund des Fehlens standardisierter Sammeltechniken für die Erfassung von Grundwasserfauna erwies es sich im Vorfeld des Altlasten-Projektes als notwendig, die optimale Sammeltechnik zu identifizieren. Insoweit lieferte ein vorangehender Methodenvergleich die Grundlage für das Altlasten-Projekt.

Ziel des Methodenvergleichs war die Durchführung grundwasserfaunistischer Untersuchungen in zwei unterschiedlichen Naturräumen, dem Pfälzerwald und der pfälzischen Rheinebene, mit verschiedenen Sammelmethoden. Unter Verwendung eines phreatobiologischen Netzsammlers, einer pneumatischen Kolbenhubpumpe (System NIEDERREITER) und einem Quellnetz wurde überprüft, ob die in Kluftgrundwasserleitern im Vergleich mit Lockergesteinsleitern festgestellte Artenarmut und die meist niedrigen Abundanzen habitat- oder auch methodenbedingt sind.

### Methodenvergleich

Zu Klärung der Fragestellungen wurden 16 Grundwassermeßstellen (je 8 in den Kluftaquiferen des Buntsandsteins und den sandig-kiesigen Aquiferen der Talauen) und 8 Quellen im Naturraum Pfälzerwald sowie 4 Grundwassermeßstellen in der pfälzischen Rheinebene hydrochemisch und faunistisch beprobt.

Im Ergebnis wies die Hydrochemie des Grundwassers nur geringfügige Unterschiede zwischen den angewendeten Methoden sowie zwischen dem Standwasser im Rohrsumpf und dem freien Grundwasser auf. Die Hydrochemie der Quellen dagegen, unterschied sich signifikant von den Grundwassermeßstellen im Naturraum Pfälzerwald. Quellwasser eignet sich daher nicht zur Charakterisierung der hydrochemischen Verhältnisse des angeschlossenen Grundwasserleiters.

Im Pfälzerwald konnten 23 Arten und 13 höhere Taxa nachgewiesen werden, in der Rheinebene 2 Arten und 10 höhere Taxa. Dabei zeigte sich in den Quellen eine eigenständige, für die angeschlossenen Kluftaquifere nicht repräsentative Fauna, die v.a. durch Insekten, *Polycelis felina*, Oligochaeta und Harpacticoida der Familie Canthocamptidae charakterisiert wurde.

Die Grundwassermeßstellen des Pfälzerwaldes waren sehr unstat besiedelt, hinsichtlich der Abundanzen und Taxazahlen gab es keine Unterschiede zwischen Kluft- und Lockergesteinsleitern. Typische stygobionte Art des Kluftgrundwassers war *Niphargus aquilex*, des Lockergesteinsgrundwassers *Parastenocaris germanica*.

In der Rheinebene zeichneten sich die Grundwassermeßstellen durch eine stete Besiedlung aus und wurden durch den stygobionten Cyclopoiden *Graeteriella unisetigera*, Nematoda und Oligochaeta charakterisiert.

Grundwassermeßstellen fungieren wie Fallen, es kommt in ihnen zu einer Anreicherung der Fauna. Im Rohrsumpf der Meßstellen war die Besiedlungsdichte um ein Vielfaches höher als im freien Grundwasser. Keine Unterschiede zwischen Rohrsumpf und freiem Grundwasser wurden in der taxonomischen Zusammensetzung in den Meßstellen der Rheinebene gefunden, im Pfälzerwald nur geringe. Die Fauna des Rohrsumpfes scheint repräsentativ für das freie Grundwasser zu sein.

Alle Methoden, mit Ausnahme der Quellbeprobung, lieferten qualitativ vergleichbare Ergebnisse. Zwischen den verschiedenen Methoden wurden in der Rheinebene keine Unterschiede, weder in der Taxazahl noch in den Abundanzen gefunden, im Pfälzerwald wiederum nur geringe. Im Gegensatz zum Abpumpen des Rohrsumpfes bzw. des freien Grundwassers konnten mit dem Netzsammler keine Massenvorkommen bestimmter Arten zufriedenstellend erfaßt werden.

Die durchschnittliche Besiedlungsdichte pro m<sup>3</sup> Wasser war in den Quellen sehr viel niedriger als im Rohrsumpf und im freien Grundwasser. Da die Quellfauna nicht repräsentativ für die Fauna der benachbarten Kluftgrundwasserleiter war, eignet sich die Beprobung von Quellen nicht zur Charakterisierung der Grundwasserfauna.

Gegenüber den üblichen Pumpmethoden ist der Netzsammler hinsichtlich der Kosten deutlich günstiger bei vergleichbaren Ergebnissen. Beim Einsatz in Meßstellen können semi-quantitative Ergebnisse erwartet werden. Er ist überall dort zu empfehlen, wo eine hohe Beprobungszahl verlangt wird und wo Fragen nach der Vertikalverteilung der Fauna nachrangig sind. Dagegen empfiehlt sich der Einsatz der Kolbenhubpumpe mit Doppelpackern überall dort, wo bestehende Grundwassermeßstellen in definierter Tiefe beprobt werden müssen.

Aufgrund der nachgewiesenen Vorteile wurde der Netzsammler in Verbindung mit einem Aqua-Sampler auch im Altlasten-Projekt eingesetzt.

## Altlasten-Projekt

Grundwasservorkommen unterliegen heute zahlreichen Nutzungen, mehr denn je ist das Grundwasser von Kontaminationen vielfältigster Herkunft bedroht. Faunistisch begründete Monitoringverfahren, die sich seit Jahrzehnten in Oberflächengewässern bewährt haben, bieten zahlreiche Vorteile. Im Grundwasser allerdings werden auf Grundwassermetazoen basierende Biomonitoringverfahren bisher nicht eingesetzt. Die Kenntnis der bioindikativen Eignung einzelner Arten und Taxa ist nach wie vor gering, Freilandstudien - speziell unter Berücksichtigung von Altlastflächen - fehlen vollständig. Bisherige Untersuchungen waren weitestgehend Laboruntersuchungen und verfolgten überwiegend das Ziel, bestimmte Taxa auf ihre Toleranz oder Sensibilität gegenüber ausgewählten Stressoren zu testen. Resultierend aus der beschriebenen Ausgangssituation wurden fünf in der pfälzischen Rheinebene (mit einer Ausnahme) liegende Altlaststandorte (sechs Einzelstandorte) auf die Verteilung der Grundwasserfauna in Abhängigkeit von der Art und Schwere der Kontamination untersucht.

Insgesamt wurden 91 Meßstellen im Zeitraum von Oktober - Dezember 2002 und März - Mai 2003 zweifach hydrochemisch und faunistisch beprobt. Die Meßwerte für die eigentlichen Schadstoffe wie z.B. LCKW, AKW, BTEX, MKW wurden von den für die kontaminierten Flächen zuständigen Gutachterbüros übernommen.

Die ausgewählten Untersuchungsstandorte und Meßstellen erwiesen sich trotz einer prinzipiell einheitlichen Geologie als äußerst heterogen und dynamisch. Hydrochemisch standen alle Untersuchungsstandorte trotz laufender (Standorte C und D) bzw. bereits abgeschlossener Sanierungsarbeiten (Standort A) unter dem Einfluß der z.T. starken Schadstoffkonzentrationen. Die Hydrochemie zeigte sich aber eindeutiger im Vergleich zu den faunistischen Daten, auch wenn die Meßwerte der Proben teilweise stark streuten und / oder sensorische Veränderungen (Verockerungen, Geruch, Trübung) aufwiesen.

Insgesamt zeigte sich aber der Einfluß der hydrochemischen Verhältnisse auf die faunistische Besiedlung als gering. Die durch BIO-ENV-Analysen errechneten Korrelationskoeffizienten schwankten zwischen  $r = 0,31 - 0,42$  an den Standorten mit mehreren Kontaminanten (A, B, E-1, E-2) und zwischen  $r = 0,56 - 0,75$  an den LCKW-kontaminierten Standorten C und D. Auch der Einfluß der Koloniezahlen war ebenfalls gering.

Die beobachteten Verteilungsmuster der Grundwasserfauna in den Altlastflächen weisen auf Sensitivitäten bzw. Toleranzen gegenüber Grundwasserverunreinigungen hin.

Die Standorte A und B zeigten die ausgeprägtesten Verteilungsmuster. Während die Crustacea fast ausschließlich im Abstrombereich (Standort A) bzw. in den belastungsfreien

Meßstellen des Zustroms (Standort B) gefunden wurden, traten die Nematoda, Oligochaeta und Mikroturbellaria nahezu flächendeckend in allen Untersuchungsbereichen auf. Am Standort B war das Auftreten der Crustacea im Zustrombereich direkt mit der geringeren Konzentration der Schadstoffe LCKW und PCE korreliert.

Grundsätzlich war die Anzahl der gefundenen Arten und Taxa gering. Im Verlauf der Untersuchung wurden nur sieben Cyclopoida-Arten, drei Parastenocaridae-Arten und zwei Ostracoda-Arten (alle Crustacea) sowie fünf höhere Taxa (Nematoda, Oligochaeta, Mikroturbellaria, Acari, Rotatoria) gefunden. Abundantestes Einzeltaxon waren die Nematoda mit einem Anteil von 32,1 % an der Gesamtabundanz von 2.112 Tieren. Vollständig fehlten hingegen die Harpacticoida (außer Gattung Parastenocaris), die Amphipoda, die Isopoda und die Syncarida.

Erschwert wurde die Interpretation der faunistischen Daten durch starke Abundanzschwankungen zwischen der Herbst- und der Frühjahrsbeprobung. Zudem wiesen standortbezogen einzelne Meßstellen offensichtlich eine höhere Attraktivität auf die Fauna aus als andere Meßstellen.

In bezug auf einzelne Schadstoffe / Schadstoffgruppen zeigten sich interessante Verteilungsmuster. Die Nematoda waren zwar das abundanteste Taxon, an den LCKW / PCE-kontaminierten Standorten traten sie jedoch nur in geringsten Abundanzen auf, ebenso wie die Parastenocarida. Bei z.T. deutlich höheren Konzentrationen wurden hingegen die Oligochaeta und einzelne Cyclopoida-Arten wie *Diacyclops languidoides*, *Diacyclops bisetosus* und auch *Graeteriella unisetigera* gefunden.

Ein gegensätzliches Verteilungsmuster zeigte sich für die AKW-kontaminierten Standorte. Hier zeigten sich die Nematoda wesentlich toleranter als alle anderen Taxa, ebenso wie die Parastenocaridae. Hingegen traten die Oligochaeta und Cyclopoida oberhalb geringer Konzentrationen nur noch sporadisch auf. Die abundanteste Cyclopoiden-Art der gesamten Untersuchung, *Diacyclops languidoides*, konnte in Anwesenheit von AKW nicht nachgewiesen werden.

Aufgrund des methodischen Designs und der geringen Anzahl an Datensätzen können die Ergebnisse nur erste Tendenzen zeigen. Weiterführende Untersuchungen sollten daher einen höheren zeitlich-räumlichen Beprobungsmodus besitzen.

## 7 Danksagung

Die in dieser Arbeit vorgestellten Forschungsergebnisse des Methodenvergleiches wurden im Rahmen eines Projektes der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) gewonnen. Das Altlasten-Projekt wurde durch das Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (LUWG, ehem. LfUG) gefördert. Ohne die tatkräftige Unterstützung der Projektpartner, meiner Arbeitskollegen und zahlreicher Freunde hätte diese Arbeit nie erfolgreich abgeschlossen werden können.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Dr. Hans Jürgen Hahn für die Vergabe des Themas, für seine fachliche Anleitung, aber auch für die große Freiheit, die ich bei meiner Arbeit hatte.

Herr Prof. Dr. E. Friedrich begleitete die Arbeit in jeder Phase. Frau Prof. Dr. A. Stippowitz übernahm das Koreferat. Beiden danke ich für das Interesse, daß sie meiner Arbeit entgegenbrachten.

Beide durchgeführten Projekte wurden erst durch die enge und vertrauensvolle Kooperation mit zahlreichen Partnern ermöglicht.

Die regionalen Wasserversorgungsunternehmen Technische Werke Kaiserslautern (TWK), Zweckverband „Westpfalz“ Weilerbach und die Gruppenwasserwerke Bornheim stellten die erforderlichen Meßstellen für den Methodenvergleich zur Verfügung. Darüber hinaus wurde mir eine umfangreiche logistische Hilfe gewährt, für die ich mich bei allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern bedanken möchte.

Bei der Durchführung des Altlasten-Projektes war ich auf die Bereitschaft der Flächeneigner und der zuständigen Gutachterbüros angewiesen, mir nicht nur die Beprobung der kontaminierten Flächen zu genehmigen, sondern darüber hinaus auch zusätzliches Datenmaterial zur Verfügung zu stellen. Für das mir entgegen gebrachte Vertrauen möchte ich mich bei Herrn Dr. Peter Littmann und Herrn Dr. Peter Martus (URS Deutschland GmbH, Dreieich), Herrn Dipl.-Ing. Manfred Dzengele (Zangl - Dzengele Partner Consult, Lustadt), Herrn Dipl.-Geogr. Theo Woll (Pechla & Rochmes GmbH, Kaiserslautern) und Herrn Dipl.-Geogr. Joachim Trautnitz (Alstom Consult, Kandel) recht herzlich bedanken.

Für die fachliche Betreuung durch das LUWG standen mir Frau Dr. Anja Ramstöck und Herr Dr. Karlheinz Rother hilfreich zur Seite.

Alle Kollegen und Kolleginnen der Arbeitsgruppe Grundwasserökologie am Institut für Biologie des Fachbereiches Natur- und Umweltwissenschaften haben auf die eine oder andere Art zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen, wofür ich mich herzlich bedanke. Mein besonderer Dank gilt hierbei Herrn Mag. Andreas Fuchs, der mich in die „Kunst“ der Präparation und Bestimmung zahlreicher grundwasserbewohnender Tiergruppen einführte. Frau Dipl.-Biol.

Sandra Diederichs und Frau Dr. Susanne Schmidt haben unzählige Seiten gelesen und kritisch kommentiert. Herrn Dipl.-Geogr. Sven Berkhoff und Herrn Dipl.-Geogr. Jörg Bork danke ich für ihre Unterstützung bei den Geländearbeiten.

Bei aller fachlicher Unterstützung wäre diese Arbeit aber nie ohne den großen Rückhalt durch meine Frau Alexandra zustande gekommen. Trotz der langen Zeit der Trennung hat sie nicht nur jederzeit zu mir gehalten, sondern mich aktiv unterstützt und dabei ihre eigenen Interessen zurückgestellt. Ihr und meiner gesamten Familie gebührt ein besonderes Dankeschön.

## 8 Literatur

- ALEX - Merkblatt 02 (1997): Orientierungswerte für die abfall- und wasserwirtschaftliche Beurteilung. – LfUG und LfW Rheinland-Pfalz, 9 S.
- ALEX - Merkblatt 13 (2001): Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser; Sickerwasserprognose. - LfUG und LfW Rheinland-Pfalz, 86 S.
- ALEX – Informationsblatt 16 (2004): Bewertungsgrundlagen für Schadstoffe in Altlasten. – LUWG Rheinland-Pfalz, 12 S.
- ARNETH, J.D., MILDE, G., KERNDORFF, H. & R. SCHLEYER (1989): Waste deposit influences on groundwater quality as a tool for waste type and site selection for final storage quality. – in: BACCINI, P. (ed.): *The Landfill.- Lecture notes in Earth Sciences*, Vol. 20, Springer-Verlag Berlin
- AU EPA (2003): Guidance for the Assessment of Environmental Factors No. 54. - Consideration of subterranean fauna in groundwater and caves during environmental impact assessment in Western Australia., 1-12 pp
- BOISSON, J.C. & F.P. PROST (1984): Technique de prélèvement des sédiments de cours d'eau: utilisation de substrats artificiels. – *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* **22**: 1.735-1.738
- BOSNAK, A.D. & E.L. MORGAN (1981): Acute toxicity of Cadmium, Zinc and total residual Chlorine to epigeal and hypogean Isopods (Asellidae). – *NSS Bulletin* **43**: 12-18
- BOU, C. (1974): Les méthodes de récolte dans les eaux souterraines interstitielles. – *Annales de Spéléologie*. **29 (4)**: 611-619
- BOU, C. & R. ROUCH (1967): Un nouveau champ de recherches sur la faune aquatique souterraine. – *Comptes Rendus d'Académie des Sciences Paris* **256**: 369-370
- BOULTON, A.J., DOLE-OLIVIER, M.-J. & P. MARMONIER (2003): Optimizing a sampling strategy for assessing hyporheic invertebrate diversity using the Bou-Rouch method: Within-site replication and sampling volume. – *Archiv für Hydrobiologie* **156 (4)**: 431-456
- BOULTON, A.J., DOLE-OLIVIER, M.-J. & P. MARMONIER (2004): Effects of sample volume and taxonomic resolution on assessment of hyporheic assemblage composition sampled using a Bou-Rouch-pump. – *Archiv für Hydrobiologie* **159 (3)**: 327-355
- BOULAL, M., TOUYER, A., MESSOULI, M., YACOUBI-KHEBIZA, M. & Y. AIT ICHOU (1997): Impact de la pollution sur la faune aquatique des puits de la region d'agadir. – XIII. Int. Symposium of Biospleology, Abstracts, 27
- BRAY, J.R. & J.T. CURTIS (1957): An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. - *Ecological Monographs* **27 (3)**: 325-349
- BREH, W. (1997): Erkundung und Sanierung kontaminierter geringmächtiger Grundwasserleiter. – Dissertation der Universität Karlsruhe, 170 S.
- BRETSCHKO, G. & W.E. KLEMENS (1986): Quantitative methods and aspects in the study of the interstitial fauna of running waters - *Stygologia* **2, 4**: 297–316
- BRUNO, M.C. & S.A. PERRY (2004): Exchanges of copepod fauna between surface- and ground-water in the Rocky Glades of Everglades National Park (Florida, U.S.A.). – *Archiv für Hydrobiologie* **159**: 489-510



- BUNDESBODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG (BBODSCHVO) (1999): veröffentl. im Bundesanzeiger Nr. 161 a vom 28. August 1999
- CANIVET, V., GIBERT, J. & P. CHAMBON (1997): Assessment of Arsenic, Mercury, and Lead Toxicity on a Macroinvertebrate Community: Laboratory experiments. – XIII. International Symposium of Biospeleology, Marrakesh, Maroc
- CHAFIQ, M., GIBERT, J., MARMONIER, P., DOLE-OLIVIER, M.-J. & J. JUGET (1992): Spring ecotone and gradient study of interstitial fauna along two floodplain tributaries of the river Rhône, France. – *Regulated Rivers: Research & Management* **7**: 103-115
- CHAPMAN, P.M. & R.O. BRINKHURST (1984): Lethal and sublethal tolerances of aquatic oligochaetes with reference to their use as a biotic index of pollution. – *Hydrobiologia* **115**: 139-144
- CLARKE, K.R. & R.M. WARWICK (1994): Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation. – Natural Environment Research Council, UK, 144 pp.
- CLARKE, K.R. & R.N. GORLEY (2001): Primer v5: User manual / tutorial. – Plymouth, Primer-E., 91 pp.
- COLEMAN, M.J. & H.B.M. HYNES (1970): The vertical distribution of the invertebrate fauna in the bed of a stream. – *Limnology and Oceanography*. **15**: 31-40
- COMMITTEE on Animals as Monitors of Environmental Hazards of the U.S. National Research Council (1991). Animals as sentinals of environmental health hazards. – Washington D.C., National Academy Press
- CULVER, D.C., JONES, W.K. & J.R. HOLSINGER (1992): Biological and hydrological investigation of the cedars, Lee County, Virginia, and ecologically significant and threatened karst area. – In: STANFORD, J.A. & J.J. SIMONS (eds.): Proceedings of the First International Conference on Groundwater Ecology. – American Water Resource Association, Bethesda, MD
- CVETKOV, L. (1968): Un filet phréatobiologique. – Bulletin de l'Institut Zoologie et Musee Academie Bulgare des sciences, Sofia. **27**: 215-218
- DANIELOPOL, D.L. (1976): The distribution of the fauna in the interstitial habitats of riverine sediments of the Danube and the Pisting (Austria). – *International Journal of Speleology* **8**: 23-51
- DANIELOPOL, D.L. (1983): Der Einfluß organischer Verschmutzung auf das Grundwasser-Ökosystem der Donau im Raum Wien und Niederösterreich. – Beiträge Gewässerökologie, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz **5**: 155 S.
- DANIELOPOL, D.L. (1989): Groundwater fauna associated with riverine aquifers. – *Journal of North American Benthological Society* **8**: 18-35
- DANIELOPOL, D.L. (1991): Spatial distribution and dispersal of interstitial Crustacea in alluvial sediments of a backwater of the Danube at Vienna. – *Stygologia* **6**: 97-110
- DANIELOPOL, D.L. & R. NIEDERREITER (1989): A sampling device for groundwater organism and oxygen measurement in multi-level monitoring wells. – *Stygologia* **3**: 252-263

- DANIELOPOL, D.L., CREUZÉ DES CHÂTELLIERS, M., MÖSSLACHER, F., POSPISIL, P. & R. POPA (1994): Adaptation of Crustacea to Interstitial Habitats: A Practical Agenda for Ecological Studies. – In: GIBERT, J., DANIELOPOL, D.L. & J.A. STANFORD (eds.): Groundwater Ecology. Academic Press San Diego, pp. 217-243
- DANIELOPOL, D.L., GRIEBLER, C., GUNATILAKA, A. & J. NOTENBOOM (2003): Present state and future prospects for groundwater ecosystems. – *Environmental Conservation* **30** (2): 104-130
- DATRY, T., HERVANT, F., MALARD, F., VITRY, L. & J. GIBERT (2003): Dynamics and adaptive responses of invertebrates to suboxia in contaminated sediments of a stormwater infiltration basin. – *Archiv für Hydrobiologie* **156**: 339-359
- DIETER, H.H. & H. KERNDORFF (1993): Presence and importance of organochlorine solvents and other compounds in Germany's groundwater and drinking water. – *Annali dell' Istituto Superiore Sanità* **29** (2): 263-277
- DOLE-OLIVIER, M.-J. & P. MARMONIER (1992 a): Patch distribution and interstitial communities: prevailing factors. – *Freshwater Biology* **27**: 177-191
- DOLE-OLIVIER, M.-J. & P. MARMONIER (1992 b): Effects of spates on the vertical distribution of the interstitial community. – *Hydrobiologia* **230**: 49-61
- DOLE-OLIVIER, M.-J., CREUZÉ DES CHÂTELLIERS, M. & P. MARMONIER (1993): Repeated gradients in subterranean landscapes – Example of the stygofauna in the alluvial floodplain of the Rhône River (France). – *Archiv für Hydrobiologie* **127** (4): 151-171
- DUMAS, P. & F. LESCHER-MOUTOUÉ (2001): Cyclopoid distribution in an agriculturally impacted alluvial aquifer. – *Archiv für Hydrobiologie* **150**: 511-528
- DUMAS, P. & G. FONTANINI (2001): Sampling fauna in aquifers: a comparison of net-sampling and pumping. – *Archiv für Hydrobiologie* **150**: 661-676
- DVWK Deutscher Verband für Wasser und Kulturbau (1997): Parameter und Methoden der biologischen Charakterisierung des Untergrundes-Feststoffe und Wasser. – DVWK-Schriften **120**, 260 S.
- DVWK Deutscher Verband für Wasser und Kulturbau (1988): Bedeutung biologischer Vorgänge für die Beschaffenheit des Grundwassers. – DVWK-Schriften **80**, Parey Verlag, Hamburg, 322 S.
- EEA (1999): Environment in the European Union at the Turn of the Century. – Environment Assessment Report No. 2., Copenhagen, Denmark: European Environment Agency
- EINSLE, U. (1993): Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Band 8/ 4-1 Crustacea: Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. - Gustav Fischer Verlag Stuttgart - Jena - New York
- EINSLE, U. (1996): Copepoda: Cyclopoida, Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops. – SPA Academic Publishing bv, Amsterdam, 82 S.
- FERGUSON, C., DARMENDRAIL, D., FREIER, K., JENSEN, B.K., JENSEN, J., KASAMAS, H., URZELAI, A., VEGTER, J. (eds.) (1998): Risk assessment for contaminated sites in Europe – Volume 1, Scientific Basis, LQM Press, Nottingham, ISBN 0 9533090
- FRASER, B.G. & D.D. WILLIAMS (1997): Accuracy and precision in sampling hyporheic fauna. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**: 1135-1141
- FUCHS, A. & H.J. HAHN (in Pröp.): The net sampler, a semi-quantitative method for the sampling of groundwater fauna.

- GEIGER, M. (1987): Der Pfälzerwald im geographischen Überblick – In: GEIGER, M., PREUß, G., ROTHENBERGER, K.-H.: Der Pfälzerwald – Porträt einer Landschaft, Verlag Pfälzische Landeskunde, Landau in der Pfalz, S. 9-58
- GEIGER, M., PREUß, G., ROTHENBERGER, K.-H. (Hrsg.) (1991): Der Rhein und die Pfälzische Rheinebene – Verlag Pfälzische Landeskunde, Landau in der Pfalz, 10-43
- GIBERT, J. (2001): Basic attributes of groundwater ecosystems. - In: GRIEBLER, C., DANIELOPOL, D.L., GIBERT, J., NACHTNEBEL, H.P. & J. NOTENBOOM (eds.) – Groundwater ecology - A tool for management of water resources. - Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, pp. 39-52
- GIBERT, J., DOLE-OLIVIER, M.-J., MARMONIER, P. & P. VERVIER (1990): Surface water - Groundwater ecotones. – In: NAIMAN, R.J. & H. DECHAMPS (eds.): Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones. – Man and the Biosphere Series, UNESCO, Paris and Parthenon Publishing Carnforth, pp. 199-225
- GIBERT, J., STANFORD, J.A., DOLE-OLIVIER, M.-J. & J.V. WARD (1994): Basic attributes of groundwater ecosystems and prospects for research. - In: GIBERT, J., DANIELOPOL, D.L. & J.A. STANFORD (eds.): Groundwater Ecology. Academic Press San Diego, pp. 7-40
- GIBERT, J., MARMONIER, P., VANEK, V. & S. PLÉNET (1995): Hydrological exchange and sediment characteristics in a riverbank: relationship between heavy metals and invertebrate community structure. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **52**: 2.084-2.097
- GIBERT, J., MATHIEU, J. & F. FOURNIER (eds.) (1997): Groundwater / Surface Water Ecotones: Biological and Hydrological Interactions and Management Options. – University Press Cambridge
- GIERE, O. (1993): Meiobenthology. – Springer Verlag, Berlin, 328 S.
- GLATHE, H. & J.C.G. OTTOW (1972): Ökologische und physiologische Aspekte zum Mechanismus der Eisenoxidation und Ockerbildung. Eine Übersicht. – Zoologische Blätter Bakteriologie, Parasitenkunde, Infektionskrankheiten und Hygiene, Abt. II, 127: 749-769
- GLATZEL, T. (1994): Bioindikation im Grundwasser. – In: GUNKEL, G. (Hrsg.): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen., G. Fischer Verlag, Jena, 540 S.
- GRIEBLER, C. (2001): Microbial Ecology of Subsurface Ecosystems. – In: GRIEBLER, C., DANIELOPOL, D.L., GIBERT, J., NACHTNEBEL, H.P. & J. NOTENBOOM (eds.): Groundwater ecology. A Tool for Management of Water Resources. – Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, pp. 81-108
- GRIEBLER, C. & F. MÖSSLACHER (2003): Grundwasserökologie. – Facultas Verlagsbuchhandlung AG, Wien, 495 S.
- HAHN, H.J. (1996): Die Ökologie der Sedimente eines Buntsandsteinbaches im Pfälzerwald - unter besonderer Berücksichtigung der Ostracoden und Harpacticiden. - Dissertation der Universität Gießen, 264 S.; Gießen.
- HAHN, H.J. (2002): Methods and difficulties of sampling stygofauna. – In: BREH, W., GOTTLIEB, J., HÖTZL, J., KERN, F., LIESCH, T. & R. NIESSNER (eds.): Proceedings of the second International Conference and Industrial Exhibition "Field Screening Europe, May, 14-16, 2001", Karlsruhe, pp. 201-206
- HAHN, H.J. (2003): Eignen sich Fallen zur repräsentativen Erfassung aquatischer Meiofauna im hyporheischen Interstitial und im Grundwasser. – Limnologica **33**: 138-146

- HAHN, H.J. (2004): Grundwasser, ein bisher verkannter Lebensraum. – In: OTT, J. (Hrsg.): Biodiversität im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald. – Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Landesverband Rheinland-Pfalz e.V., Mainz
- HAHN, H.J. (2004, accept.): Unbaited, phreatic traps: a new method of sampling stygofauna. – *Limnologia*
- HAHN, H.J. (2005, subm.): A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats: The GW-Fauna-Index. - *Limnologia*
- HAHN, H.J. & G. PREUß (1996): Eine hyporheische Verockerungszone als Teil des Oberflächenwasser-Grundwasser-Boden-Ökotoons der Wieslauter (Pfalz). – *Mitteilungen der Pollichia* **83**: 209-242
- HAHN, H.J., BAUER, A. & E. FRIEDRICH (1998): Wie sauer ist das Wasser im Pfälzerwald tatsächlich? Betrachtungen zum Versauerungsgeschehen im Pfälzerwald. – *Mitteilungen der Pollichia* **85**: 19-34
- HAHN, H.J. & E. FRIEDRICH (1999): Brauchen wir ein grundwasserfaunistisches Monitoring und was kann es leisten? – *Grundwasser* **4**: 147-154
- HAHN, H.J. & D. MATZKE (2005): A comparison of stygofauna communities inside and outside groundwater bores. – *Limnologia* **35**: 31-44
- HAINE, E. (1945): Die Fauna des Grundwassers von Bonn mit besonderer Berücksichtigung der Crustaceen. - Dissertation der Universität Bonn, 143 S.; Bonn.
- HAKENKAMP, C.C. & M.A. PALMER (1992): Problems associated with quantitative sampling of shallow groundwater invertebrates. – First International Conference on Groundwater Ecology, American Water Resource Association, Bethesda, MD
- HAKENKAMP, C.C., PALMER, M.A. & B.R. JAMES (1994): Metazoans from a sandy aquifer: Dynamics across a physically and chemically heterogeneous groundwater system. *Hydrobiologia* **287**: 195-206.
- HAKENKAMP, C.C. & M.A. PALMER (2000): The ecology of hyporheic meiofauna. – In: JONES, J.B. & P.G. MULHOLLAND (Eds.): *Streams and Ground Waters*. – Academic Press, San Diego, pp. 307-336
- HARVEY, R.W. & L. GEORGE (1987): Growth determination for unattached bacteria in a contaminated aquifer. – *Applied and Environmental Microbiology* **53**: 2.992-2.996
- HEITEL, H., KOTTKE, D., FISCHER, H. (1987): Das Grundwasser und seine Nutzung – In: GEIGER, M., PREUß, G., ROTHENBERGER, K-H.: *Der Pfälzerwald – Porträt einer Landschaft*, Verlag Pfälzische Landeskunde, Landau in der Pfalz, S. 253-262
- HELLAWELL, J.M. (1989): Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. – In: MELLANBY, K. (ed.): *Pollution Monitoring Series*, Elsevier Science Publishers, London, 546 pp.
- HERREID, C.F. (1980): Hypoxia in Invertebrates. – *Comparative Biochemistry and Physiology* **67 A**: 311-320
- HOLSINGER, J.R. (1966): A preliminary study on the effects of organic pollution of Banners Corner Cave, Virginia. – *International Journal of Speleology* **2**: 75-89
- HUMPHREYS, W.F. (1994): The subterranean fauna in the Cape Range coastal plain, northwestern Australia. Report to the Australian Heritage Commission and the Western Australian Heritage Committee, 202 pp.

- HUNT, G.W. & E.H. STANLEY (2000): An evaluation of alternative procedures using the Bou-Rouch method for sampling hyporheic invertebrates. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **57**: 1.545-1.550
- HUSMANN, S. (1956): Die Besiedlung des Grundwassers im südlichen Niedersachsen. – Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens **104**: 87-96
- HUSMANN, S. (1974): Versuche zur Erfassung der vertikalen Verteilung von Organismen und chemischen Substanzen im Grundwasser von Talauen und Terrassen; Methoden und erste Befunde. – International Journal of Speleology **6**: 271-302
- HUSMANN, S. (1975): The boreoalpine distribution of groundwater organisms in Europe. – Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie **19**: 2.983-2.988
- HUSMANN, S. (1978): Die Bedeutung der Grundwasser-Fauna für biologische Reinigungsvorgänge im Interstitial von Lockergesteinen. – Wasser und Abwasser **119**: 293-302
- HÜTTER, L.A. (1994): Wasser und Wasseruntersuchung. – 6. Aufl., Verlage Salle und Sauerländer, 515 S.
- ILIFFE, T.M. & T.D. JICKELLS (1984): Organic Pollution of an Inland Marine Cave from Bermuda. – Marine Environmental Research **12**: 173-189
- JANETZKY, W., ENDERLE, R. & W. NOODT (1996): Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Band 8/4-2 Crustacea: Copepoda: Gelyelloida und Harpacticoida, Gustav Fischer Verlag Stuttgart – Jena – New York
- JANSSEN, J. & W. LAATZ (2003): Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows. – 4. erw. Aufl., Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 722 S.
- KARAYTUG, S. (1999): Copepoda: Cyclopoida, Genera Paracyclops, Ochridacyclops, and Key to the Eucyclopinæ. – Backhuys Publishers, Leiden, 215 S.
- KIEFER, F. (1960): Ruderfußkrebse (Copepoden). - Franckh'sche Verlagshandlung, W. Keller & Co., Stuttgart, Verlagsnummer 3010 GI
- KOVARC, V.A. (1990): Zeitlich-räumliche Verteilungsmuster und Produktionsbiologie der Harpacticiden (Copepoda, Crustacea) in einem Gebirgsbach. - Dissertation der Universität Wien, 283 S.
- KULHAVY, V. (1982): Einfluß der Desinfektion auf die chemischen und biologischen Eigenschaften von Grundwasser. – Polski Archiwum Hydrobiologii **29**: 519-526
- LANDESANSTALT für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1996): Grundwasserüberwachungsprogramm, 3. Aufl.: 9-18
- LANG, K. (1948): Monographie der Harpacticiden, Band I und II - Otto Koeltz Science Publishers, Koenigstein
- LEPPÄNEN, M.T. & J.V.K. KUKKONEN (2000 a): Fate of sediment-associated pyrene and benzo[a]pyrene in the freshwater oligochaete Lumbriculus variegatus (Müller). – Aquatic Toxicology **49**: 199-212
- LEPPÄNEN, M.T. & J.V.K. KUKKONEN (2000 b): Effect of sediment-chemical contact time on availability of sediment-associated pyrene and benzo[a]pyrene to oligochaete worms and semi-permeable membrane devices. - Aquatic Toxicology **49**: 227-241

- LIEDTKE, H. (1968): Die geomorphologische Entwicklung der Oberflächenformen des Pfälzer Waldes und seiner Randgebiete. – Arbeiten aus dem Geographischen Institut der Universität des Saarlandes.
- LOZÁN, J.L. & H. KAUSCH (1998): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. – Parey Buchverlag Berlin, 2. Aufl., 287 S.
- LÜTHJE, S. (2000): Landschaftswasserhaushalt im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald. – In: HAHN, H.J., BAUER, A. & E. FRIEDRICH (Hrsg.): Wasser im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald, WARDA Druck GmbH, Münchweiler a. d. Rodalb, S. 39-56
- MALARD, F. (2001): Groundwater Contamination and Ecological Monitoring in a Mediterranean Karst Ecosystem in Southern France. – In: GRIEBLER, C., DANIELOPOL, D.L., GIBERT, J., NACHTNEBEL, H.P. & J. NOTENBOOM (eds.) – Groundwater ecology - A tool for management of water resources. - Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, pp. 183-194
- MALARD, F., REYGRABELLET, J.-L., MATHIEU, F. & M. LAFONT (1994 a): The use of invertebrate communities to describe groundwater flow and contaminant transport in a fractured rock aquifer. – Archiv für Hydrobiologie **131**: 93-110
- MALARD, F., REYGRABELLET, J.-L., GIBERT, J., CHAPUIS, R., DROGUE, C., WINIARSKY, T. & Y. BOUVET (1994 b): Sensitivity of underground karst ecosystems to human perturbation – Conceptual and methodological framework applied to the experimental site of Terrieu (Herault – France). - Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie **25**: 1.414-1.419
- MALARD, F., PLÉNET, S. & J. GIBERT (1996 a): The Use of Invertebrates in Ground Water Monitoring: A Rising Research Field. – Groundwater Monitoring and Remediation **16**: 103-113
- MALARD, F., MATHIEU, J., REYGRABELLET, J.-L. & M. LAFONT (1996 b): Biomonitoring groundwater contamination: Application to a karst area in Southern France. – Aquatic Sciences **58/2**: 158-187
- MALARD, F., REYGRABELLET, J.-L., LAURENT, R. & J. MATHIEU (1997): Developments in sampling the fauna of deep water-table aquifers. – Archiv für Hydrobiologie **138**: 401-432
- MALARD, F., REYGRABELLET, J.-L. & R. LAURENT (1998): Spatial distribution of hypogean invertebrates in an alluvial aquifer polluted by iron and manganese, Rhône River, France. – Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie **26**: 1.590-1.594
- MALARD, F. & F. HERVANT (1999): Oxygen supply and the adaptations of animals in groundwater. – Freshwater Biology **41**: 1-30
- MALARD, F., TOCKNER, K., DOLE-OLIVIER, M.-J. & J.V. WARD (2002): A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. – Freshwater Biology **47**: 621-640
- MALARD, F., DOLE-OLIVIER, M.-J., MATHIEU, J. & F. STOCH (eds.) (2004): European Project PASCALIS - Sampling Manual for the Assessment of Regional Groundwater Biodiversity., [www.pascalis-project.org](http://www.pascalis-project.org)
- MARMONIER, P. & M. CREUZÉ DES CHÂTELLIERS (1991): Effects of spates on interstitial assemblages of the Upper Rhône River. Importance of spatial heterogeneity. – Hydrobiologica **210**: 243-251

- MARTIN, T.R. & D.M. HOLDICH (1986): The acute lethal toxicity of heavy metals to peracarid Crustaceans (with particular reference to fresh-water Asselids and Gammarids). – *Water Research* **20** (9): 1.137-1.147
- MATSUMOTO, K. (1976): An introduction to the Japanese groundwater animals with reference to their ecology and hygienic significance. – *International Journal of Speleology* **8**: 141-155
- MATZKE, D. & H.J. HAHN (2002): Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und in Kluftgrundwasserleitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken. – Unveröff. Bericht an die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Projekt Az HA 3214/ 1-1
- MATZKE, D., HAHN, H.J., RAMSTÖCK, A. & K. ROTHER (2005): Bewertung von Altlasten im Grundwasser anhand der Meiofaunagemeinschaften – erste Ergebnisse. – *Grundwasser* **1**: 25-34
- MAUCLAIRE, P., MARMONIER, P. & J. GIBERT (1998): Sampling water and sediment in interstitial habitats: a comparison of coring and pumping techniques. – *Archiv für Hydrobiologie* **142** (1): 111-123
- MEINEL, W. & R. KRAUSE (1988): Zur Korrelation zwischen Zink und verschiedenen pH-Werten in ihrer toxischen Wirkung auf einige Grundwasser-Organismen. – *Zeitschrift für angewandte Zoologie* **75**: 159-182
- MEINEL, W., KRAUSE, R. & J. MUSKO (1989): Experimente zur pH-Wert-abhängigen Toxizität von Kadmium bei einigen Grundwasserorganismen. – *Zeitschrift für angewandte Zoologie* **76**: 101-125
- MEISCH, C. (2000): Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Band 8/ 3 Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe. - Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg – Berlin
- MERMILLOD-BLONDIN, F., CREUZÉ DES CHÂTELLIERS, M., GÉRINO, M. & J.-P. GAUDET (2000): Testing the effect of *Limnodrilus* sp. (Oligochaeta, Tubificidae) on organic matter and nutrient processing in the hyporheic zone. – *Archiv für Hydrobiologie* **149**: 467-487
- MERMILLOD-BLONDIN, F., GÉRINO, M., DEGRANGE, V., LENSI, R., CHASSÉ, J.-L., RARD, M. & M. CREUZÉ DES CHÂTELLIERS (2001): Testing the functional redundancy of *Limnodrilus* and *Tubifex* (Oligochaeta, Tubificidae) in hyporheic sediments: an experimental study in microcosms. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**: 1.747-1.759
- MESTROV, M., LATTINGER-PENKO, R. & V. TAVCAR (1976): La dynamique de population de l'Isopode *Proasellus slavus* spp.n. et les larves de chironomides dans l'hyporheique de la Drave du point de vue de la pollution. – *International Journal of Speleology* **8**: 157-166
- MESTROV, M. & R. LATTINGER-PENKO (1981): Investigation of the mutual influence between a polluted river and its hyporheic.- *International Journal of Speleology* **11**: 159-171
- MÖSSLACHER, F. (1997): Ein Vorschlag für die zusätzliche Verwendung von Crustaceen zur Qualitätskontrolle von Grundwässern. – 32. IAD Tagung, DOKULIL, M. (ed.), Wien, Band 1: 449-452
- MÖSSLACHER, F. (2000 a): Sensitivity of groundwater and surface water crustaceans to chemical pollutants and hypoxia: implications for pollution management. – *Archiv für Hydrobiologie* **149**: 51-66
- MÖSSLACHER, F. (2000 b): Advantages and disadvantages of groundwater organisms for biomonitoring. – *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* **27**: 2.725-2.728

- MÖSSLACHER, F. & J. NOTENBOOM (1999): Groundwater Biomonitoring. – In: GERHARDT, A.: Biomonitoring of Polluted Water. – Environmental Research Forum Vol. 9, Trans Tech Publications Ueticon-Zürich, pp. 119-139
- MÖSSLACHER, F., GRIEBLER, C. & J. NOTENBOOM (2001): Biomonitoring of Groundwater-systems: Methods, Applications and possible Indicators among the Groundwater Biota. – In: GRIEBLER, C., DANIELOPOL, D.L., GIBERT, J., NACHTNEBEL, H.P. & J. NOTENBOOM (eds.): Groundwater ecology. A Tool for Management of Water Resources. – Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, pp. 173-182
- MUSKO, I.B., MEINEL, W., KRAUSE, R. & M. BARLAS (1990): The impact of Cd and different pH on the Amphipod *Gammarus fossarum* Koch (Crustacea: Amphipoda). – Comparative Biochemistry and Physiology **96**, 11
- NOLL, W. & H.J. STAMMER, (1953): Die Grundwasserfauna des Unterraingebietes von Hanau bis Würzburg unter Berücksichtigung des Spessarts – Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Museums Aschaffenburg **6**, 1-77
- NOTENBOOM, J. (1991): Marine regressions and the evolution of groundwater dwelling amphipods (Crustacea). – Journal of Biogeography **18**: 437-454
- NOTENBOOM, J. (2001): Managing ecological risks of groundwater pollution. – In: GRIEBLER, C., DANIELOPOL, D.L., GIBERT, J., NACHTNEBEL, H.P. & J. NOTENBOOM (eds.): Groundwater ecology. A Tool for Management of Water Resources. – Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, pp. 248-262
- NOTENBOOM, J., CRUYS, K., HOEKSTA, J. & P. VAN BEELEN (1992): Effects of Ambient Oxygen Concentration upon the Acute Toxicity of Chlorophenols and Heavy Metals to the Groundwater Copepod *Parastenocaris germanica* (Crustacea). – Ecotoxicology and Environmental Safety **24**: 131-143
- NOTENBOOM, J., VAN BEELEN, P. & J.-J. BOESSEKOOLO (1994): Development of ecotoxicological tests with groundwater animals. – National Institute of Public Health and Environmental Protection, Laboratory of Ecotoxicology, Final Report, Projekt B8/8962
- NOTENBOOM, J., SERRANO, R., MORELL, I. & F. HERNANDEZ (1995): The phreatic aquifer of the “Plana de castellon” (Spain): relationships between animal assemblages and groundwater pollution. – Hydrobiologia **297**: 241-249
- NOTENBOOM, J., HENDRIX, W. & A.-J. FOLKERTS (1996): Meiofauna assemblages discharged by springs from a phreatic aquifer system in the Netherlands. – Netherlands Journal of Aquatic Ecology **30**: 1-13
- NOTENBOOM, J., FOLKERTS, A.-J., DE ZWART, D. & A. STERKENBURG (1997): The shallow groundwater ecosystem below four dairy farm on sandy soil in relation to soil use. – RIVM Report 67276002, Bilthoven, The Netherlands
- NOVARINO, G., WARREN, A., KINNER, N.E. & R.W. HARVEY (1994): Protists from a sewage-contaminated aquifer on Cape Cod, Massachusetts, USA.- In: STANFORD, J.A. & H.M. VALETT: Proceedings of the Second International Conference on Groundwater Ecology, American Water Resource Association, Atlanta
- OKUBO, T. & K. MATSUMOTO (1983): Biological clogging of sand and changes of organic constituents during artificial recharge. – Water Research **17**: 813-821
- OSTER, H. (1997): Spurenstoff- und Isotopenuntersuchungen an Quellen bei Merzalben. – Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Trippstadt, 1-18



- PALMER, M.A. & D.S. STRAYER (1996): Meiofauna. – In: HAUER, F.R. & G.A. LAMBERTI (eds.): *Methods in stream ecology*. – Academic Press, New York: 315-337
- PANEK, K. (1991): *Dispersionsdynamik des Zoobenthos in den Bettsedimenten eines Gebirgsbaches* - Dissertation der Universität Wien, 188 S.
- PETROVA, A. (1982): *Pollution organique et autopurification des eaux alluviales et proluviales*. – *Polskie Archiwum Hydrobiologii* **29**: 513-517
- PLÉNET, S. (1993): *Sensibilité et rôle des invertébrés vis à vis d'un stress métallique à l'interface eau superficielle / eau souterraine*. – Ph.D. Thesis, Univ. Lyon
- PLÉNET, S. (1995): *Freshwater amphipods as biomonitors of metal pollution in surface and interstitial aquatic systems*. – *Freshwater Biology* **33**: 127-137
- PLÉNET, S. (1999): *Metal Accumulation by an Epigeic and a Hypogean Freshwater Amphipod: Considerations for Water Quality Assessment*. – *Water Environment Research* **71** (7): 1-12
- PLÉNET, S., MARMONIER, P., GIBERT, J., STANFORD, J.A., BODERGAT, A.-M. & C.M. SCHMIDT (1992 a): *Groundwater Hazard Evaluation: A Perspective for the Use of Interstitial and Benthic Invertebrates as Sentinels of Aquifer Metallic Contamination*. – In: STANFORD, J.A. & J.J. SIMONS: *Proceedings of the First International Conference on Groundwater Ecology*. – American Water Resource Association, Bethesda, MD
- PLÉNET, S., GIBERT, J. & P. VERVIER (1992 b): *A floodplain spring: an ecotone between surface water and groundwater*. – *Regulated Rivers: Research & Management* **7**: 93-102
- PLÉNET, S. & J. GIBERT (1994): *Invertebrate community response to physical and chemical factors at the river / aquifer interaction zone I. Upstream from the city of Lyon*. – *Archiv für Hydrobiologie* **132**: 165-189
- PLÉNET, S., HUGUENY, H. & J. GIBERT (1996): *Invertebrate community response to physical and chemical factors at the river / aquifer interaction zone I. Downstream from the city of Lyon*. – *Archiv für Hydrobiologie* **136**: 65-88
- POSPISIL, P. (1992): *Methods for describing and sampling the subterranean environment*. – In: CAMACHO, A.I. (ed.): *The natural history of biospeleology*. – *Monografias Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid*: 107-134
- PREUß, G. & H.K. SCHMINKE (2004): *Grundwasser lebt!* – *Chemie in unserer Zeit* **38**: 340-347
- QUADFLIEG, A. (1989): *Zum Nachweis einer immissionsbedingten Versauerung des ost- und nordhessischen Buntsandsteingebirges*. In: *Immissionsbelastungen des Waldes und seiner Böden - Gefahr für die Gewässer*, DVWK Mitteilungen **17**: 239-243
- REH, K. (1981): *Der Pfälzerwald in forstwirtschaftsgeographischer Betrachtung*. – *Pfälzische Landeskunde, Beiträge zur Geographie, Biologie, Volkskunde und Geschichte* **1**
- REINHARD, M. & M. SEMADENI (1999): *Fallbeispiele USA: „Natürliche Attenuation“ von Organischen Schadstoffen im Grundwasser*. - Tagungsband "Natural Attenuation: Möglichkeiten und Grenzen naturnaher Sanierungsstrategien", Symposium vom 27. und 28. Oktober 1999, DECHEMA-Haus, Frankfurt am Main
- REJIC, M. (1973): *Biological pollution indicators in underground waters*. – *Bioloski Vestnik Ljubljana* **21** (1): 11-15
- REYNOLDSON, T.B. (1987): *The role of environmental factors in ecology of tubificid oligochaetes – An experimental study*. – *Holarctic Ecology* **10**: 241-248

- RONNEBERGER, D. (1975): Zur Kenntnis der Grundwasserfauna des Saale-Einzugsgebietes (Thüringen). – *Limnologica* **9**: 323-419
- RUMM, P. & H.K. SCHMINKE (2000): Bestimmungswerk für die deutsche Grundwasser-Fauna – Veranlassung und vorläufige Ergebnisse. – *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* **47**: 1.658-1.664
- SAMPAT, P. (2000): Deep Trouble – The Hidden Threat of Groundwater Pollution. – *World Watch Paper 154*, Washington DC, USA: World Watch Institute
- SÄRKKÄ, J., LEVONEN, L. & J. MÄKELÄ (1998): Harpacticoid and cyclopoid fauna of groundwater and springs in southern Finland. – *Journal of Marine Systems* **15**: 155-161
- SÄRKKÄ, J. & J. MÄKELÄ (1999): Meiofauna of esker groundwaters in Finland. – *Hydrobiologia* **405**: 25-37
- SCHÄFERS, C., WENZEL, A., LUKOW, T. & I. SEHR (2001): Ökotoxikologische Prüfung von Pflanzenschutzmitteln hinsichtlich ihres Potentials zur Grundwassergefährdung. – *UBA-Texte 76/01*, Umweltbundesamt, Berlin
- SHELLENBERG, A. (1942): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile, 40. Teil Krebstiere oder Crustacea (IV: Flohkrebse oder Amphipoda). - Gustav Fischer Verlag Jena
- SCHENK, R. (2003): Untersuchungen zur Grundwasserfauna der vorderpfälzischen Rheinebene und des Bienwaldes. – Unveröff. Examensarbeit an der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau
- SCHIEDEK, T., GRATHWOHL, P. & G. TEUTSCH (1997): Literaturstudie zum natürlichen Rückhalt / Abbau von Schadstoffen im Grundwasser. – *Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung 35/97*, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Karlsruhe, 51 S.
- SCHMIDT, C.M., MARMONIER, P., PLÉNET, S., CREUZÉ DES CHÂTELLIERS, M. & J. GIBERT (1991): Bank filtration and interstitial communities. Example of the Rhône River in a polluted sector (downstream of Lyon, Grand Gravier, France). – *Hydrogeologie* **3**: 217-223
- SCHMIDT, S.I., HAHN, H.J., WATSON, G.D., WOODBURY, R.J. & T.J. HATTON (2004): Sampling Fauna in Stream Sediments as well as Groundwater Using One Net Sampler. – *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* **32 (2)**: 131-137
- SCHMIDT, S. (2004): Surface water / groundwater interactions and their association with sediment fauna in a Western Australian catchment. – Dissertation der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, 166 S.
- SEYED-REIHANI, A., GIBERT, J. & R. GINET (1982): Structure et fonctionnement des écosystèmes du Haut-Rhône Français. XXIII: Ecologie de deux stations interstitielles, influence de la pluviosité sur leur peuplement. – *Polski Archiwum Hydrobiologii* **29**: 501-511
- SIMON, K.S. & A.L. BUIKEMA (1997): Effects of organic pollution on an Appalachian Cave: Changes in macroinvertebrate populations and food supplies. – *The American Midland Naturalist* **138**: 387-401
- SINCLAIR, J.L. (1990): Eukaryotic microorganisms in subsurface environments. – In: FLIERMANS, C.B. & T.C. HAZEN: *Microbiology of deep subsurface*. – WSRC, Information Service, South Carolina

- SINTON, L.W. (1984): The macroinvertebrates in a sewage-polluted aquifer. – *Hydrobiologia* **119**: 161-169
- SKET, B. (1973): Gegenseitige Beeinflussung der Wasserpolution und des Höhlenmilieus. – 5th International Congress on Speleology, 253-262
- SKET, B. (1993): Cave fauna and speleobiology in Slovenia. – *Nase jame / Our caves* **35 (1)**: 35-45
- SONGEUR, M. (1961): Un nouveau Copépode psammique de Lorraine. – *Vie Milieu* **12 (3)**: 483-496
- STEENKEN, B. (1998): Die Grundwasserfauna Baden-Württembergs. Ein Vergleich zweier Grundwasserlandschaften in Baden-Württemberg. – Ecomed-Verlag, Landsberg am Lech, 160 S.
- STOCKER, Z. & D.D. WILLIAMS (1972): A freezing core method for describing the vertical distribution of sediments in a streambed. – *Limnology and Oceanography* **36**: 21-29
- STRAYER, D.L. (1994): Limits to biological distributions in groundwater. – In: GIBERT, J., DANIELOPOL, D.L. & J.A. STANFORD (eds.): *Groundwater Ecology*, Academic Press San Diego, pp. 287-310
- STRAYER, D.L., MAY, S.E., NIELSEN, P., WOHLHEIM, W. & S. HAUSAM (1997): Oxygen, organic matter and sediment granulometry as control on hyporheic animal communities. – *Archiv für Hydrobiologie* **140**: 131-144
- TABACCHI, E. (1990): A sampler for interstitial fauna in alluvial rivers. – *Regulated Rivers: Research & Management* **5**: 177-182
- TRAUNSPURGER, W. (1991): Das Meiobenthos des Königsees. Systematische und ökologische Untersuchungen unter besonderer Berücksichtigung der Nematoda. Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 22, 121 S.
- TRAUNSPURGER, W. (1996 a): Distribution of benthic nematodes in the littoral of an oligotrophic lake (Königsee, National Park Berchtesgaden, FRG). – *Archiv für Hydrobiologie* **135**: 393-412
- TRAUNSPURGER, W. (1996 b): Distribution of benthic nematodes in the littoral profundal and profundal of an oligotrophic lake (Königsee, National Park Berchtesgaden, FRG). – *Archiv für Hydrobiologie* **135**: 555-575
- TRAUNSPURGER, W. (2000): The biology and ecology of lotic nematodes. – *Freshwater Biology* **44**: 29-45
- TRAUNSPURGER, W. & C. DREWS (1996): Toxicity analysis of freshwater and marine sediments with meio- and macrobenthic organisms: a review. – *Hydrobiologia* **328**: 215-261
- TRAUNSPURGER, W., BERGTOLD, M. & W. GOEDKOOP (1997): The effects of nematodes on bacterial activity and abundance in a freshwater sediment. – *Oecologia* **112**: 118-122
- TRILLING, B. (1996): Grundwasserversauerung im Pfälzerwald. – Gemeinsamer Abschlußbericht zum Forschungsprojekt "Grundwasserqualitätsänderungen aufgrund von Bodenversauerung durch atmosphärische Einträge im Pfälzerwald" der Professur für Hydrologie und des Instituts für Forstökonomie im Auftrage des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Freiburg
- US EPA - United States Environmental Protection Agency (1998): Biological Indicators of Ground Water-Surface Water Interaction: Update. – Report Nr. 816-R-98-018, 33 pp.

- VAN DER KAMP, G. (1995): The hydrogeology of springs in relation to the biodiversity of spring fauna: a review. – *Journal of the Kansas Entomological Society* **68** (2): 4-14
- VANEK, V. (1982): Fauna of groundwaters of Bohemian karst (Barrandium). Methodology and preliminary results. – *Polskie Archiwum Hydrobiologii* **29**: 415-424
- VANEK, V. (1997): Heterogeneity of groundwater-surface water ecotones. – In: GIBERT, J., MATHIEU, J. & F. FOURNIER (eds.): *Groundwater / Surface Water Ecotones: Biological and Hydrological Interactions and Management Options*. - Cambridge University Press, Cambridge, pp. 151-161
- VEIJDOSKI, F. (1882): Thierische Organismen in den Brunnengewässern von Prag. – Selbstverlag, in Kommission von Franz Rivnac, Prag
- VERVIER, P., GIBERT, J., MARMONIER, P. & M.-J. DOLE-OLIVIER (1992): A perspective on the permeability of the surface freshwater-groundwater ecotone. – *Journal of North American Benthological Society*. **11**: 93-102
- WAGNER, F.H. & M.J. FEIO (2001): Abundance versus activity of invertebrates in the hyporheic zone-two hypotheses. - In: GRIEBLER, C., DANIELOPOL, D.L., GIBERT, J., NACHTNEBEL, H.P. & J. NOTENBOOM (eds.): *Groundwater ecology. A Tool for Management of Water Resources*. – Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, pp. 363-367
- WARD, J., VOELZ, N. & J. HARVEY (1989): Groundwater faunas as indicators of groundwater quality: the South Platte River system. – Colorado Water Resources Research Institute, 33 pp.
- WEGELIN, R. (1966): Beitrag zur Kenntnis der Grundwasserfauna des Saale-Elbe-Einzugsgebietes. – *Zool. Jb. Syst.* **93**: 1-117
- YACOUBI-KHEZIBA, M., DE BOVEE, F., COINEAU, N. & C. BOUTIN (1997): Mesoscale ecology of aquatic interstitial communities in sediments of the Marrakesh High Atlas valleys. – XIII. International Symposium of Biospeleology, Marrakesh, Maroc

# 9 Anhang

## Tabelle 9.1: Hydrochemische Meßwerte aller Meßstellen und Quellen der Naturräume Pfälzerwald und Rheinebene in Abhängigkeit von der Sammelmethode.

Meßstelle / Quelle	Datum	Methode	°C Temperatur	mg/l Sauerstoffgehalt	% Sauerstoffsättigung	µS/cm Leitfähigkeit	pH-Wert	mmol/l Gesamthärte	mmol/l SBV	mg/l Nitrat	mg/l Gesamteisen	m GW-Stand	Sand	Feinsand	Ocker	Detritus	Schluff	min. Einsatzzeit	min. Sortierzeit	min. Dispositionszeit	l/s Quellschüttung
<b>Pfälzerwald, Kluffgesteinsgrundwasser</b>																					
M 25	15.02.02	1	8,0	5,05	43,70	304	6,15	1,00	0,2	4,0	0,30	11,90	2	1	0	1	0	80	35	-	-
	19.02.02	2	7,9	-	-	301	6,42	0,80	0,3	4,0	0,00	11,90	1	0	0	0	0	65	20	-	-
	25.02.02	3	8,8	7,98	71,40	307	6,26	1,00	0,3	4,0	0,00	11,06	1	1	0	0	0	30	35	-	-
	11.03.02	1	8,3	7,86	65,20	297	6,31	0,65	0,3	1,5	0,00	10,36	3	1	0	1	0	58	65	-	-
	11.03.02	2	8,9	7,01	62,10	273	6,17	0,70	0,2	4,0	0,00	10,36	1	0	0	1	0	57	20	-	-
M 29	28.01.02	3	8,9	5,77	51,30	227	-	1,20	1,3	6,0	0,00	9,90	2	0	0	1	0	55	80	-	-
	11.02.02	1	8,4	5,38	47,90	153	5,67	0,90	0,2	1,5	0,10	9,76	2	1	0	1	0	53	45	-	-
	11.02.02	2	8,5	5,40	48,00	145	5,74	0,95	0,1	1,5	0,00	9,76	1	1	0	0	0	52	30	-	-
	25.02.02	3	8,4	7,83	69,90	152	6,02	0,60	0,1	5,0	0,00	9,19	1	1	0	0	0	40	30	-	-
	11.03.02	1	6,9	7,14	60,10	179	6,07	0,60	0,1	1,5	0,20	8,22	1	1	0	1	0	63	35	-	-
11.03.02	2	7,6	7,05	60,60	183	5,69	0,45	0,1	1,5	0,00	8,22	1	1	1	0	0	62	20	-	-	
M 30	28.01.02	3	8,7	5,45	48,00	238	-	0,80	0,5	6,0	0,00	7,87	2	0	0	1	0	45	90	-	-
	14.02.02	1	8,2	4,98	43,40	115	5,79	0,40	0,2	1,5	0,10	7,66	2	1	0	1	0	65	20	-	-
	14.02.02	2	7,7	5,10	44,20	116	5,92	0,60	0,2	1,5	0,10	7,66	1	1	0	0	0	65	15	-	-
	25.02.02	3	8,3	7,63	69,20	172	6,08	0,70	0,1	5,0	0,00	7,16	1	1	0	0	0	30	30	-	-
	11.03.02	1	8,9	6,46	57,80	127	5,72	0,40	0,2	6,0	0,10	6,38	2	1	0	1	0	30	30	-	-
13.03.02	2	9,2	6,05	54,50	158	5,84	0,40	0,2	6,0	0,00	6,38	1	0	0	1	0	80	45	-	-	
M 34	29.01.02	1	9,1	5,85	51,00	73	4,84	0,70	0,1	5,0	0,20	7,33	3	1	1	1	0	80	90	-	-
	29.01.02	2	8,4	5,72	49,80	69	4,83	0,60	0,2	4,0	0,00	7,33	2	0	0	1	0	80	30	-	-
	15.02.02	3	7,2	5,17	43,80	71	5,82	0,60	0,2	4,0	0,00	7,11	1	1	0	0	0	45	30	-	-
	27.02.02	1	8,3	8,31	74,20	129	6,70	0,70	0,3	1,5	0,10	6,51	1	3	0	1	0	55	35	-	-
	27.02.02	2	8,1	7,83	69,50	77	6,06	1,10	0,2	1,5	0,00	6,51	0	1	0	1	0	55	25	-	-
15.03.02	3	8,3	6,18	54,50	80	5,78	0,40	0,2	1,5	0,00	5,63	2	0	0	1	0	30	40	-	-	
3048 I	28.01.02	3	8,5	5,88	51,70	99	-	0,50	0,1	11,0	0,00	2,83	1	2	0	1	0	50	105	-	-
	13.02.02	1	9,0	5,05	45,20	85	5,52	0,70	0,2	9,0	0,10	2,77	3	1	0	1	0	100	60	-	-
	14.02.02	2	7,9	4,95	43,00	91	5,55	0,60	0,2	4,0	0,10	2,77	1	1	0	1	0	60	40	-	-
	25.02.02	3	7,9	7,34	64,40	87	5,65	0,60	0,2	8,0	0,00	2,46	0	1	0	0	0	30	15	-	-
	13.03.02	1	9,6	6,03	57,90	91	5,43	0,35	0,4	6,0	0,20	-	1	0	0	1	0	30	90	-	-
13.03.02	2	8,8	6,00	53,60	87	5,54	0,25	0,1	4,0	0,00	-	2	0	1	1	0	30	35	-	-	
3049 I	01.02.02	1	9,1	1,77	15,90	92	5,21	0,60	0,2	1,5	2,00	3,95	1	0	3	1	0	40	60	-	-
	01.02.02	2	-	-	-	-	5,30	-	0,2	1,5	3,00	3,95	1	0	3	1	0	40	130	-	-
	15.02.02	3	7,1	2,55	21,60	88	5,58	0,40	0,1	3,0	3,00	3,84	1	0	2	0	0	30	25	-	-
	01.03.02	1	8,8	2,56	23,00	94	5,30	0,40	0,1	1,5	1,80	2,77	1	0	3	0	0	70	15	-	-
	04.03.02	2	8,5	1,92	17,00	91	5,54	0,35	0,1	1,5	1,90	2,77	1	0	2	0	0	80	80	-	-
15.03.02	3	8,9	1,76	15,80	94	5,73	0,25	0,3	1,5	2,70	3,05	0	0	1	0	0	25	30	-	-	
3050 I	01.02.02	1	8,7	6,38	56,60	108	5,83	0,70	0,2	8,0	0,30	1,99	2	1	0	2	0	48	35	-	-
	01.02.02	2	8,7	5,66	49,70	102	5,35	0,60	0,2	10,0	0,10	1,99	1	0	1	1	0	47	30	-	-
	15.02.02	3	8,3	5,10	44,40	104	5,51	0,60	0,1	13,0	0,20	1,86	2	0	0	0	0	35	35	-	-
	01.03.02	1	8,4	7,62	67,30	116	5,60	0,40	0,1	8,0	0,00	1,36	1	0	0	1	0	43	40	-	-
	01.03.02	2	8,3	7,57	66,80	106	5,57	0,45	0,1	8,0	0,00	1,36	1	1	0	1	0	42	35	-	-
15.03.02	3	8,2	6,33	55,60	184	5,61	0,30	0,1	7,0	0,10	1,32	1	0	0	1	0	30	50	-	-	
3063 I	29.01.02	1	9,2	5,04	50,10	202	4,74	0,90	0,1	39,0	0,00	3,77	2	0	0	1	0	45	90	-	-
	29.01.02	2	9,6	5,19	46,70	197	4,77	0,90	0,3	35,0	0,00	3,77	3	0	0	1	0	45	75	-	-
	15.02.02	3	7,7	4,51	38,70	201	5,44	0,70	0,1	43,0	0,00	3,67	1	0	0	1	0	30	15	-	-
	27.02.02	1	9,1	6,18	56,10	202	5,45	0,70	0,1	33,0	0,00	3,38	0	2	0	1	0	43	25	-	-
	27.02.02	2	9,0	6,42	58,20	196	5,47	0,80	0,1	31,0	0,00	3,38	0	2	0	0	0	42	20	-	-
15.03.02	3	8,3	5,26	46,60	199	5,61	0,70	0,1	24,0	0,10	3,47	1	0	0	1	0	40	45	-	-	
<b>Pfälzerwald, Lockergesteinsgrundwasser</b>																					
M 2	29.01.02	1	9,1	1,58	14,10	189	5,12	-	0,7	1,5	1,20	2,60	2	1	3	2	0	60	90	-	-
	29.01.02	2	9,2	1,19	10,10	163	5,38	1,00	0,7	3,0	2,00	2,60	0	1	0	1	0	60	30	-	-
	15.02.02	3	7,9	1,43	12,20	150	6,16	0,60	0,4	1,5	2,00	2,52	1	1	1	1	0	45	35	-	-
	27.02.02	1	8,0	1,39	12,20	140	6,16	0,45	0,4	1,5	15,10	2,45	1	1	1	2	0	50	45	-	-
	27.02.02	2	8,4	1,66	14,80	146	6,24	0,60	0,6	1,5	19,30	2,45	0	1	0	1	0	50	20	-	-
15.03.02	3	8,8	1,28	11,50	157	6,23	0,60	0,8	1,5	16,50	2,47	1	0	1	1	0	25	30	-	-	
M 3	28.01.02	3	9,1	5,12	45,70	211	-	1,00	0,2	20,0	1,20	1,41	1	0	0	1	0	45	95	-	-
	11.02.02	1	8,7	4,95	43,90	188	5,33	0,90	0,1	12,0	0,80	1,41	2	0	0	1	0	48	45	-	-
	11.02.02	2	8,8	4,82	43,10	150	5,55	0,90	0,1	8,0	0,20	1,41	1	0	0	1	0	47	30	-	-
	25.02.02	3	8,5	7,18	64,00	169	5,60	0,90	0,2	14,0	0,00	1,43	1	1	0	1	0	30	25	-	-
	11.03.02	1	9,3	6,15	55,40	186	5,34	0,60	0,1	18,0	0,30	1,45	1	0	0	2	0	55	45	-	-
11.03.02	2	9,1	6,03	54,00	145	5,42	0,50	0,1	14,0	0,00	1,45	1	0	0	1	0	55	20	-	-	
BK I	01.02.02	1	8,7	3,90	34,30	92	5,57	0,60	0,2	1,5	0,50	1,26	2	1	0	1	0	48	105	-	-
	01.02.02	2	8,8	4,01	35,30	91	5,06	0,60	0,2	3,0	0,00	1,26	1	0	1	1	0	47	60	-	-
	15.02.02	3	8,2	4,15	36,20	92	5,19	0,40	0,1	3,0	1,20	1,									

Mefstelle / Quelle	Datum	Methode	Temperatur °C	Sauerstoff- gehalt mg/l	Sauerstoff- sättigung %	Leitfähigkeit µS/cm	pH-Wert	Gesamthärte mmol/l	SBV mmol/l	Nitrat mg/l	Gesamteisen mg/l	GW-Stand m	Sand	Feinsand	Ocker	Detritus	Schluff	Einsatzzeit min.	Sortierzeit min.	Dispositionszeit min.	Quellschüttung l/s
<b>Pfälzerwald, Lockergesteinsgrundwasser (Fortsetzung)</b>																					
BK III	29.01.02	1	9,0	4,51	39,40	99	4,27	0,90	0,1	5,0	0,00	1,57	1	0	0	2	0	65	60	-	-
	29.01.02	2	8,6	4,68	41,60	100	4,32	0,70	0,1	4,0	0,00	1,57	1	0	0	1	0	65	20	-	-
	15.02.02	3	7,9	3,64	31,30	98	4,93	0,50	0,1	5,0	0,00	1,61	1	0	0	1	0	30	25	-	-
	27.02.02	1	8,0	4,72	41,50	107	5,28	0,45	0,1	4,0	0,00	1,55	1	0	0	1	0	48	20	-	-
	27.02.02	2	8,4	5,76	51,30	98	5,52	0,30	0,1	3,0	0,00	1,55	1	0	0	1	0	47	15	-	-
15.03.02	3	7,2	3,97	34,10	105	4,88	0,20	0,1	1,5	0,10	1,61	1	0	0	1	0	20	45	-	-	-
BK IV	28.01.02	3	8,7	5,84	51,60	108	-	0,80	0,2	6,0	0,10	2,59	2	0	0	2	0	25	100	-	-
	14.02.02	1	7,7	5,02	43,10	88	5,46	0,40	0,1	1,5	0,10	2,56	1	0	0	1	0	48	40	-	-
	14.02.02	2	8,2	5,06	44,40	83	5,39	0,40	0,1	3,0	0,10	2,56	1	0	0	0	0	47	20	-	-
	25.02.02	3	7,9	7,66	67,30	95	5,75	0,60	0,1	5,0	0,00	1,57	1	1	0	1	0	30	20	-	-
	11.03.02	1	9,8	6,20	56,40	82	5,21	0,40	0,1	7,0	0,80	2,57	1	0	0	1	0	80	40	-	-
13.03.02	2	8,8	6,03	54,00	81	5,48	0,35	0,1	7,0	0,20	2,57	1	0	0	1	0	45	90	-	-	-
M 32	28.01.02	3	9,5	0,72	6,50	714	-	2,10	1,6	3,0	3,00	1,89	0	0	0	1	0	45	110	-	-
	15.02.02	1	7,9	-	-	771	6,05	1,20	2,5	1,5	2,00	1,90	0	1	0	2	0	48	35	-	-
	15.02.02	2	7,8	-	-	666	5,68	0,70	0,9	1,5	3,00	1,90	0	1	0	1	0	47	20	-	-
	25.02.02	3	8,2	2,28	20,20	590	5,81	2,50	0,8	1,5	21,00	1,80	0	1	0	2	0	35	25	-	-
	11.03.02	1	9,1	1,09	9,70	668	5,54	0,90	0,7	1,5	29,80	1,86	1	0	1	1	0	55	25	-	-
13.03.02	2	9,3	1,28	11,70	675	5,61	0,60	1,0	1,5	27,20	1,86	1	0	1	1	0	50	15	-	-	-
Schopp WW	01.02.02	1	9,9	5,27	47,70	129	5,89	0,70	0,1	6,0	0,50	2,19	2	1	0	1	1	68	90	-	-
	01.02.02	2	9,2	5,12	45,50	93	5,74	1,00	0,3	5,0	0,00	2,19	1	1	0	1	0	67	35	-	-
	15.02.02	3	8,3	4,97	43,30	98	6,14	0,60	0,4	9,0	0,30	2,17	2	0	0	0	0	35	25	-	-
	01.03.02	1	8,7	6,88	61,40	97	5,97	0,60	0,1	5,0	0,20	2,08	3	1	0	1	0	53	90	-	-
	01.03.02	2	8,8	7,09	63,60	80	5,94	0,40	0,2	4,0	0,00	2,08	1	1	0	1	0	52	40	-	-
15.03.02	3	8,6	6,04	53,60	150	5,60	0,25	0,1	1,5	0,10	2,16	1	1	0	1	0	30	25	-	-	-
<b>Pfälzerwald, Quellen</b>																					
Kolbenquelle I	05.02.02	4	8,0	10,55	92,50	92	5,13	0,90	0,1	1,5	0,10	-	1	0	0	2	0	45	200	1470	0,83
	19.02.02	4	7,8	8,37	73,70	94	4,81	0,60	0,1	1,5	0,00	-	1	0	0	3	0	30	50	1225	0,87
	04.03.02	4	7,4	7,15	61,60	90	4,91	0,50	0,1	1,5	0,00	-	1	0	1	2	1	35	50	1380	1,22
	18.03.02	4	8,0	5,69	50,10	93	4,79	0,30	0,1	3,0	0,00	-	2	0	0	3	0	35	40	1200	1,18
Kolbenquelle II	05.02.02	4	8,4	10,85	94,80	52	5,60	0,60	0,1	1,5	0,00	-	1	0	0	1	0	25	120	1410	1,13
	19.02.02	4	8,3	8,76	78,20	53	5,25	0,80	0,2	1,5	0,00	-	1	0	0	3	0	25	45	1160	1,18
	04.03.02	4	8,3	7,36	67,90	55	5,44	0,40	0,1	1,5	0,10	-	1	0	0	2	0	38	80	1320	1,95
18.03.02	4	8,3	5,87	52,20	54	5,61	0,35	0,1	3,0	0,00	-	1	0	0	2	0	40	50	1275	1,71	
Kolbenquelle III	05.02.02	4	8,4	11,14	98,70	74	5,28	0,40	0,1	1,5	0,00	-	1	0	0	2	0	20	110	1410	2,03
	19.02.02	4	8,3	8,88	78,90	77	4,98	0,60	0,2	3,0	0,00	-	0	0	0	3	0	25	85	1160	2,26
	04.03.02	4	8,2	7,23	63,60	85	5,05	0,50	0,1	1,5	0,10	-	1	0	0	2	0	37	70	1320	2,56
	18.03.02	4	8,3	5,99	53,10	84	5,17	0,30	0,1	4,0	0,00	-	1	0	0	2	0	40	85	1275	2,73
TSG-Brunnen	05.02.02	4	9,3	10,18	92,20	101	6,01	0,50	0,2	1,5	0,00	-	1	0	0	0	0	35	15	1395	0,29
	19.02.02	4	8,8	8,38	76,20	82	5,97	0,50	0,2	4,0	0,00	-	1	0	0	1	0	25	15	1315	0,3
	04.03.02	4	8,8	6,62	59,30	81	5,81	0,30	0,1	1,5	0,00	-	1	0	1	1	0	25	15	1140	0,3
	18.03.02	4	7,9	5,89	51,30	87	5,75	0,30	0,1	5,0	0,00	-	1	0	0	1	0	20	15	1365	0,26
Candidus-Brunnen	05.02.02	4	7,2	10,75	93,10	86	5,12	0,40	0,1	1,5	0,00	-	1	0	0	1	0	35	60	1365	0,26
	19.02.02	4	6,6	9,11	77,20	70	4,97	0,50	0,1	1,5	0,00	-	1	0	0	3	0	50	35	1330	0,91
	04.03.02	4	7,0	7,01	60,80	83	4,66	0,40	0,1	1,5	0,00	-	1	1	0	3	0	30	60	1110	1,92
	18.03.02	4	7,0	6,02	52,10	86	4,77	0,40	0,1	4,0	0,00	-	1	0	0	2	0	25	50	1380	0,83
Berliner Brunnen	05.02.02	4	8,0	11,41	99,90	93	5,57	0,60	0,1	5,0	0,00	-	0	0	0	2	0	35	45	1270	0,44
	19.02.02	4	7,4	11,87	103,20	91	6,10	0,60	0,1	7,0	0,00	-	1	0	0	1	0	50	60	1370	0,41
	04.03.02	4	7,5	7,37	63,60	87	5,31	0,40	0,1	3,0	0,00	-	1	0	0	1	0	25	30	1080	0,42
	18.03.02	4	7,7	6,10	53,00	75	5,95	0,30	0,1	6,0	0,00	-	1	0	0	1	0	35	25	1420	0,4
Schopp	05.02.02	4	8,9	10,42	93,10	76	5,79	0,50	0,2	5,0	0,00	-	2	0	0	1	0	55	60	1390	-
	19.02.02	4	8,8	8,41	75,60	77	5,61	0,60	0,2	4,0	0,00	-	1	0	0	2	0	35	60	1250	-
	04.03.02	4	8,7	6,99	62,10	77	5,58	0,40	0,2	5,0	0,10	-	2	0	0	1	0	25	45	1355	-
	18.03.02	4	8,8	5,80	51,90	86	5,70	0,40	0,2	10,0	0,00	-	1	0	0	1	0	30	45	1305	-
Wilensteiner Mühle	05.02.02	4	9,2	10,45	94,20	88	5,86	0,35	0,1	7,0	0,00	-	2	0	0	2	0	45	105	1355	2,27
	19.02.02	4	8,9	8,66	78,00	88	5,48	0,80	0,2	10,0	0,00	-	1	0	0	2	0	40	40	1280	2,2
	04.03.02	4	9,0	6,93	62,10	86	5,66	0,40	0,1	6,0	0,10	-	1	0	0	2	0	25	55	1270	4,53
	18.03.02	4	9,0	5,90	53,20	83	5,78	0,35	0,1	11,0	0,00	-	1	0	0	2	0	50	70	1320	4,2
<b>Rheinebene</b>																					
M 5	04.04.02	3	12,5	3,48	33,00	838	7,10	4,00	6,1	41,0	0,50	2,95	1	0	0	2	0	45	100	-	-
	19.04.02	1	11,3	2,45	22,40	778	7,06	4,80	5,9	38,0	2,00	1,48	1	0	0	2	0	68	80	-	-
	19.04.02	2	11,7	4,36	39,90	777	7,13	4,80	5,6	36,0	0,80	-	2	0	0	2	0	67	60	-	-
	07.05.02	3	11,9	4,12	38,60	779	7,10	4,60	6,0	14,0	0,30	1,15	1	0	0	2	0	35	55	-	-
	21.05.02	1	15,0	2,50	25,10	820	6,99	5,60	5,6	53,0	3,00	-	1	0	0	2	0	37	50	-	-
	21.05.02	2	13,3	5,55	53,60	773	7,04	5,60	5,3	53,0	1,20	-	1	0	0	2	0				

**Tabelle 9.2:** Erfasste Arten und Taxa aus den Meßstellen der Kluftaquifere des Pfälzerwaldes in Abhängigkeit von der Sammelmethode.

Meßstelle	Datum	Methode	Acarl	Crangonyx subterraneus	Cyclopoida Cop.	Diacyclops languidoides	Insekta	Mikrotubellaria	Nauplien	Nematoda	Niphargus aquilex	Oligochaeta	Parastenocaris germanica	Rotatoria	gesamt	Anzahl Taxa
M 25	15.02.02	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	3	3
	19.02.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	25.02.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	11.03.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	11.03.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M 29	28.01.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	7	1
	11.02.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	6	1
	11.02.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	25.02.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
	11.03.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	15	1
	11.03.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M 30	28.01.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	14.02.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	14.02.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	25.02.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	11.03.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	1
	13.03.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M 34	29.01.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	1
	29.01.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15.02.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	27.02.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4	1
	27.02.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15.03.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2	2
3048 I	28.01.02	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	4	2
	13.02.02	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	4	2
	14.02.02	2	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	19	1
	25.02.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	13.03.02	1	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	11	0	22	2
	13.03.02	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	1	5	3
3049 I	01.02.02	1	0	0	0	0	0	0	0	30	20	0	0	0	50	2
	01.02.02	2	0	0	4	26	0	0	2	81	315	10	0	0	438	6
	15.02.02	3	0	0	0	7	0	0	0	1	1	0	0	0	9	3
	01.03.02	1	0	0	0	12	0	0	0	318	66	48	0	0	444	4
	04.03.02	2	0	0	0	16	0	0	0	164	8	8	0	0	196	4
15.03.02	3	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	2	
3050 I	01.02.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	6	1
	01.02.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15.02.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	01.03.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	5	1
	01.03.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15.03.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
3063 I	29.01.02	1	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	4	3
	29.01.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15.02.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	27.02.02	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	4	2
	27.02.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15.03.02	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	3	3
Methode:		1 = Meßstelle, Sumpf gepumpt 2 = Meßstelle, freies GW gepumpt 3 = Netzsammler														

**Tabelle 9.3:** Erfasste Arten und Taxa aus den Quellen der Kluftaquifere des Pfälzerwaldes.

Quelle	Datum	Acanthocyclops venustus	Acari	Bryocampus cf.	Bryocampus echinatus	Bryocampus pygmaeus	Bryocampus typhlops	Bryocampus weberi	Bryocampus zschokkei	Candona Candida	Cladocera	Cyclopoida Cop.	Cryptocandona reducta	Diacyclops languidoides	Euycyclops serrulatus	Fabaeformiscandona brevipes	Gammarus fossarum	Gastropoda	Harpacticoida Cop.	Insekta
Kolbenquelle I	05.02.02	0	0	1	0	1	0	0	0	0	2	0	1	7	0	1	0	0	1	2
	19.02.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0
	04.03.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
	18.03.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kolbenquelle II	05.02.02	0	2	2	6	0	0	0	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	4	3
	19.02.02	0	0	1	0	0	0	0	2	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	2
	04.03.02	6	2	4	11	2	0	0	9	2	16	4	0	0	0	0	0	0	10	4
	18.03.02	0	11	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	1
Kolbenquelle III	05.02.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3
	19.02.02	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0
	04.03.02	0	9	0	0	0	0	0	0	0	2	0	5	0	0	0	0	0	0	1
	18.03.02	20	0	0	4	0	0	0	36	0	24	2	0	0	0	0	0	0	6	14
Berliner Brunnen	05.02.02	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14
	19.02.02	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
	04.03.02	0	0	1	5	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	5
	18.03.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Candidus-Brunnen	05.02.02	0	0	0	0	8	0	0	2	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0	36
	19.02.02	0	2	0	0	18	0	0	0	0	4	0	52	0	0	0	0	0	0	6
	04.03.02	0	0	2	0	2	0	0	2	0	4	2	86	0	0	0	0	0	0	6
	18.03.02	0	0	10	0	0	50	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	30	0
Schopp	05.02.02	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1	0	1
	19.02.02	0	0	0	2	0	0	0	5	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	2
	04.03.02	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	2
	18.03.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
TSG-Brunnen	05.02.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	19.02.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	04.03.02	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	18.03.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wilensteiner Mühle	05.02.02	0	0	0	2	12	0	2	0	0	0	6	0	2	0	0	0	0	0	6
	19.02.02	1	0	0	0	2	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	12
	04.03.02	0	0	0	9	7	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4	4
	18.03.02	0	8	8	0	24	0	0	20	0	0	12	0	0	4	0	0	0	12	46

Fortsetzung

Quelle	Datum	Marenzelleria vejvodski	Mikrotubellaria	Moraria brevipes	Moraria varica	Nauplien	Nematoda	Niphargus aquilex	Oligochaeta	Ostracoda Larvae	Paracyclops affinis	Paracyclops fimbriatus	Parastenocaris germanica	Paracyclops poppei	Polycelis felina	Rotatoria	Tardigrada	gesamt	Anzahl Taxa
Kolbenquelle I	05.02.02	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	21	0	0	39	10
	19.02.02	0	0	0	0	0	0	9	0	0	9	0	0	0	0	0	0	24	4
	04.03.02	0	0	0	0	4	0	6	0	0	0	0	0	0	4	0	0	18	5
	18.03.02	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2
Kolbenquelle II	05.02.02	0	0	8	0	5	2	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	43	11
	19.02.02	0	0	0	0	4	0	0	2	0	0	0	0	14	0	0	0	29	9
	04.03.02	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	4	2	0	0	84	14
	18.03.02	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	83	0	0	0	124	7
Kolbenquelle III	05.02.02	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	176	0	0	0	190	4
	19.02.02	0	0	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0	42	0	0	0	57	6
	04.03.02	0	1	0	0	0	3	6	1	0	0	1	0	15	0	0	0	44	10
	18.03.02	0	0	0	0	0	2	4	0	0	0	0	0	28	0	0	0	140	10
Berliner Brunnen	05.02.02	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	5	0	0	0	24	5
	19.02.02	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	16	5
	04.03.02	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	22	9
	18.03.02	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	10	3
Candidus-Brunnen	05.02.02	0	0	0	0	0	2	0	8	0	2	2	0	0	0	0	0	68	9
	19.02.02	0	0	12	0	4	18	0	18	0	4	0	4	0	0	0	0	142	11
	04.03.02	0	0	0	0	0	6	0	38	0	16	0	0	0	2	0	0	166	11
	18.03.02	0	10	0	0	30	0	30	0	0	0	0	0	0	0	10	0	200	8
Schopp	05.02.02	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	49	0	0	0	62	7
	19.02.02	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	28	8
	04.03.02	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	34	7
	18.03.02	0	0	0	2	0	0	1	1	0	0	0	0	55	0	0	0	62	5
TSG-Brunnen	05.02.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	19.02.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	04.03.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	18.03.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wilensteiner Mühle	05.02.02	0	0	0	0	20	2	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	62	9
	19.02.02	0	0	0	0	8	2	0	2	0	1	0	0	2	0	0	0	35	10
	04.03.02	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	7
	18.03.02	0	0	0	0	38	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	176	10



**Tabelle 9.4:** Erfasste Arten und Taxa aus den Meßstellen der Lockergesteinsaquifere des Pfälzerwaldes in Abhängigkeit von der Sammelmethode.

Meßstelle	Datum	Methode														gesamt	Anzahl Taxa				
			Acari	Cyclopoida Cop.	Diacyclops languidoides	Insekta	Mikroturbellaria	Nauplien	Nematoda	Niphargus aquilex	Oligochaeta	Parastenocaris fontinalis	Parastenocaris germanica	Rotatoria	Tardigrada						
M 2	29.01.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	29.01.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15.02.02	3	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1
	27.02.02	1	0	0	0	0	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	2
	27.02.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15.03.02	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1
M 3	28.01.02	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
	11.02.02	1	1	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	6	3
	11.02.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1
	25.02.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	11.03.02	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
	11.03.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M 32	28.01.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15.02.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15.02.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	25.02.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	11.03.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	13.03.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BK I	01.02.02	1	0	0	0	0	0	0	156	0	0	18	252	0	0	0	0	0	0	426	3
	01.02.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	6	1
	15.02.02	3	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	11	3
	01.03.02	1	0	0	0	1	0	0	14	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	18	4
	01.03.02	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
	15.03.02	3	0	0	0	0	1	0	4	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	7	3
BK II	28.01.02	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	11.02.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	11.02.02	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	25.02.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	11.03.02	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	4	2
	13.03.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BK III	29.01.02	1	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2
	29.01.02	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	15.02.02	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	27.02.02	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	27.02.02	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
	15.03.02	3	0	0	4	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	2
BK IV	28.01.02	3	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
	14.02.02	1	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2
	14.02.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	25.02.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	11.03.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	13.03.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Schopp WW	01.02.02	1	0	0	0	0	0	0	15	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	16	2
	01.02.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15.02.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	01.03.02	1	1	0	0	0	0	0	11	0	1	1	3	2	3	0	0	0	0	22	6
	01.03.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	15.03.02	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Methode:			1 = Meßstelle, Sumpf gepumpt 2 = Meßstelle, freies GW gepumpt 3 = Netzsammler																		

**Tabelle 9.5:** Erfasste Arten und Taxa aus den Meßstellen des Lockergesteinsaquifers der Rheinebene in Abhängigkeit von der Sammelmethode.

Meßstelle	Datum	Methode													gesamt	Anzahl Taxa
			Acari	Ciliata	Cyclopoida Cop.	Diacyclops languidoides	Graeteriella Cop.	Graeteriella unisetigera	Insekta	Mikroturbellaria	Nauplien	Nematoda	Oligochaeta	Rotatoria		
M 5	04.04.02	3	5	0	6	8	0	13	1	0	2	0	12	0	47	7
	19.04.02	1	0	0	12	17	3	7	0	0	5	5	20	0	69	7
	19.04.02	2	0	0	30	8	54	92	0	0	10	16	34	0	244	7
	07.05.02	3	0	0	3	4	2	21	0	0	0	2	29	0	61	6
	21.05.02	1	16	0	0	32	0	24	0	0	0	32	376	8	488	6
21.05.02	2	10	0	0	70	0	90	0	0	0	20	350	0	540	6	
M 14	04.04.02	3	0	0	3	0	0	31	0	0	3	2	0	0	39	4
	19.04.02	1	0	0	12	0	0	73	0	0	0	1	5	0	91	4
	25.04.02	2	0	0	0	0	12	66	0	0	3	0	0	0	81	3
	07.05.02	3	0	0	0	0	24	81	0	4	5	2	1	0	117	6
	21.05.02	1	0	1	1	0	20	61	0	0	8	1	1	2	95	8
21.05.02	2	0	0	0	0	12	28	0	0	0	2	0	0	42	3	
M 15	04.04.02	3	0	0	0	0	0	34	0	0	5	52	7	0	98	4
	19.04.02	1	0	0	0	0	0	3	0	0	20	6	7	0	36	4
	19.04.02	2	0	0	0	0	6	21	0	0	50	0	4	0	81	4
	07.05.02	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	6	0	8	3
	21.05.02	1	1	0	0	0	2	15	0	0	1	37	9	2	67	7
21.05.02	2	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2	0	5	2	
M 16	04.04.02	3	1	9	0	0	0	0	0	0	0	3	29	0	42	4
	19.04.02	1	0	0	2	2	0	0	0	0	0	28	4	0	36	4
	25.04.02	2	0	0	2	0	2	1	0	0	0	1	7	0	13	5
	07.05.02	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4	4	0	10	3
	21.05.02	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	6	1
21.05.02	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	4	0	6	3	
Methode:			1 = Meßstelle, Sumpf gepumpt 2 = Meßstelle, freies GW gepumpt 3 = Netzsammler													

Tabelle 9.6: Erhobene hydrochemische Meßwerte am Standort A.

Lage	Meßstelle	Datum	GW_Stand m	Temp °c	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> _Sätt %	Leitf µS/cm	pH	NO <sub>3</sub> mg/l	NO <sub>2</sub> mg/l	NH <sub>4</sub> mg/l	Fe mg/l
Zustrom	Meßstelle 1	28.10.02	8,27	10,6	1,93	17,2	600	7,27	60,60	0,025	0,010	0,01
		28.4.03	7,49	12,1	3,52	33,2	597	7,18	1,46	0,025	0,257	0,35
	Meßstelle 3	28.10.02	6,94	11,1	4,09	37,3	411	7,55	92,10	0,025	0,010	0,01
		28.4.03	6,83	12,0	3,55	33,7	362	7,57	0,50	0,025	0,010	0,83
	Meßstelle 13	28.10.02	7,63	11,3	9,01	82,1	258	6,90	6,44	0,025	0,010	0,10
		28.4.03	7,97	12,1	9,42	88,8	263	6,73	33,60	0,025	0,010	0,02
	Meßstelle 14	28.10.02	7,53	10,5	9,13	81,3	344	6,65	8,74	0,025	0,010	0,01
		28.4.03	7,36	10,7	7,94	72,8	445	7,49	75,60	0,025	0,010	0,05
	Meßstelle 15	28.10.02	12,16	10,5	4,09	36,4	695	6,98	6,84	0,447	1,790	2,58
		28.4.03	12,32	11,7	5,54	52,0	635	7,07	10,80	0,025	0,010	0,02
	Meßstelle 16	28.10.02	8,70	10,8	1,54	13,8	446	7,44	6,95	0,025	0,010	0,05
		28.4.03	8,65	11,1	1,95	18,0	508	7,34	4,15	0,025	0,027	0,46
Meßstelle 18	28.10.02	6,74	11,0	1,29	11,7	465	7,42	14,70	0,025	0,010	0,10	
	28.4.03	6,93	11,9	3,40	32,0	509	7,39	19,50	0,025	0,010	0,03	
Meßstelle 19	28.10.02	11,77	10,4	5,03	45,2	325	7,45	114,00	0,025	0,010	0,12	
	28.4.03	11,84	11,3	6,98	65,0	339	7,92	11,30	0,025	0,020	0,20	
Meßstelle 21	28.10.02	12,38	10,6	2,48	22,4	362	6,82	25,00	0,063	4,250	0,46	
	28.4.03	12,52	11,7	8,27	77,8	244	6,81	12,80	0,072	0,037	0,33	
Fläche	Meßstelle 2	28.10.02	6,20	12,4	1,79	16,6	801	7,04	36,60	0,025	0,051	0,01
		28.4.03	6,56	12,7	3,60	34,5	933	7,05	36,90	0,025	0,089	0,15
	Meßstelle 4	28.10.02	7,15	15,1	1,56	15,3	1.715	6,75	6,11	0,025	0,010	0,01
		28.4.03	7,33	15,7	2,70	27,6	1.548	6,72	1,29	0,025	0,778	0,57
	Meßstelle 7	28.10.02	8,06	11,5	6,99	63,9	436	6,58	7,90	0,025	0,159	1,51
		28.4.03	7,90	11,3	7,65	71,0	406	6,71	77,20	0,025	0,010	0,01
	Meßstelle 8	28.10.02	6,15	13,3	1,44	13,8	993	6,99	1,24	0,025	0,088	0,73
		28.4.03	6,38	12,9	3,34	32,1	1.072	6,98	0,50	0,025	0,010	0,02
	Meßstelle 12	28.10.02	7,44	12,1	1,24	11,5	786	7,20	32,20	0,025	0,024	0,23
		28.4.03	7,31	12,4	2,06	19,6	618	7,43	1,35	0,025	22,000	0,02
Abstrom	Meßstelle 5	28.10.02	7,05	12,4	7,80	74,1	883	6,70	6,22	0,025	3,640	0,01
		28.4.03	7,30	12,5	8,14	77,7	319	6,72	0,50	0,025	0,010	0,01
	Meßstelle 6	28.10.02	6,62	12,8	6,94	65,8	921	6,98	14,80	0,025	0,029	0,17
		28.4.03	6,49	12,4	8,63	83,7	726	7,02	25,50	0,025	0,334	0,01
	Meßstelle 11	28.10.02	4,26	12,5	3,03	28,1	202	7,00	0,50	0,025	0,026	0,32
		28.4.03	4,22	12,6	5,26	49,1	266	6,62	0,50	0,025	0,010	0,15
	Meßstelle 17	28.10.02	6,27	11,9	6,44	59,2	814	7,27	10,60	0,025	0,234	0,24
		28.4.03	6,29	12,2	7,36	69,8	818	7,24	97,70	0,025	0,010	0,02
Meßstelle 20	28.10.02	5,95	13,1	3,92	37,5	1.057	7,15	148,00	0,025	0,053	0,11	
	28.4.03	6,04	13,3	4,63	45,0	933	7,26	158,00	0,025	0,010	0,02	

Fortsetzung

Lage	Meßstelle	Datum	PO <sub>4</sub> mg/l	SBV mmol/l	Härte °dH	DOC mg/l	KZ36 KBE/ml	KZ20 KBE/ml	Substrat ml	Bemerkungen
Zustrom	Meßstelle 1	28.10.02	0,143	3,2	15,0	6,5	109	475	17	
		28.4.03	0,202	4,7	16,6	3,1	400	810	5	
	Meßstelle 3	28.10.02	0,210	0,7	8,8	8,9	79	427	9	
		28.4.03	0,261	3,1	10,5	3,0	580	530	27	
	Meßstelle 13	28.10.02	0,308	1,3	4,3	5,2	44	112	1	
		28.4.03	0,098	1,4	5,5	3,7	510	790	1	
	Meßstelle 14	28.10.02	0,083	2,3	8,8	1,7	33	85	5	
		28.4.03	0,134	2,0	11,7	2,4	310	540	50	
	Meßstelle 15	28.10.02	0,362	2,8	8,9	8,5	218	403	5	
		28.4.03	0,101	6,2	19,3	1,1	111	209	3	
	Meßstelle 16	28.10.02	0,073	7,1	22,8	2,2	201	7.500	3	leichter H <sub>2</sub> S-Geruch
		28.4.03	0,202	3,6	14,5	1,4	154	770	1	
Meßstelle 18	28.10.02	0,080	3,1	9,9	8,9	1.400	10.000	2	Oberflächenwasser	
	28.4.03	0,071	4,3	13,8	3,7	211	232	1		
Meßstelle 19	28.10.02	0,753	4,6	21,3	7,0	71	1.200	1	Oberflächenwasser	
	28.4.03	0,070	2,1	7,9	1,4	130	860	1		
Meßstelle 21	28.10.02	0,857	4,1	13,0	7,4	140	300	1		
	28.4.03	0,122	1,7	6,2	1,3	39	135	1		
Fläche	Meßstelle 2	28.10.02	0,170	5,1	23,8	3,7	129	500	7	
		28.4.03	0,776	8,2	27,6	3,4	89	55	1	
	Meßstelle 4	28.10.02	0,190	0,6	7,3	22,0	168	222	2	
		28.4.03	0,121	10,8	29,4	21,0	131	116	1	
	Meßstelle 7	28.10.02	0,181	13,1	34,6	3,3	179	1.100	2	
		28.4.03	0,180	0,8	8,7	3,5	330	400	1	
	Meßstelle 8	28.10.02	0,335	4,8	18,5	6,7	390	1.100	5	
		28.4.03	0,104	5,5	28,8	5,4	184	190	3	
Meßstelle 12	28.10.02	0,190	1,4	5,7	6,9	22	24	2		
	28.4.03	0,092	5,0	12,9	6,0	57	335	1		
Abstrom	Meßstelle 5	28.10.02	0,108	6,4	20,7	3,4	915	2.400	2	
		28.4.03	0,110	3,6	16,4	3,5	880	1.040	1	
	Meßstelle 6	28.10.02	0,128	7,9	24,0	17,0	2.500	5.300	3	fauliger Geruch, aber kein H <sub>2</sub> S
		28.4.03	0,229	3,0	8,6	4,6	470	400	1	H <sub>2</sub> S-Geruch
	Meßstelle 11	28.10.02	0,158	3,9	13,7	7,3	27	100	3	
		28.4.03	1,100	1,9	5,9	2,7	230	207	1	
	Meßstelle 17	28.10.02	0,144	3,9	13,2	12,0	179	2.200	3	Oberflächenwasser
		28.4.03	0,700	4,4	20,5	3,9	172	680	1	H <sub>2</sub> S-Geruch
Meßstelle 20	28.10.02	0,071	5,7	31,7	9,6	143	1.400	3	Oberflächenwasser	
	28.4.03	0,103	3,5	24,8	2,4	315	1.030	1	Ölfilm	

**Tabelle 9.7:** Durch Gutachterbüro bereitgestellte hydrochemische Meßwerte für den Standort A.

Lage	Meßstelle	Datum	GW_Stand m	Temp °c	O <sub>2</sub> mg/l	Leitf µS/cm	pH	NO <sub>3</sub> mg/l	NO <sub>2</sub> mg/l	NH <sub>4</sub> mg/l	Fe mg/l	PO <sub>4</sub> mg/l
Zustrom	Meßstelle 3	25.3.03	7,34	10,9	2,83	256	7,60	0,5	0,020	0,02	0,22	0,015
	Meßstelle 14	25.3.03	7,49	11,9	6,50	442	6,65	99,0	0,020	0,02	0,09	0,090
	Meßstelle 16	17.9.02	8,50	10,9	2,00	501	7,35	-	-	0,02	0,03	0,080
		25.3.03	8,32	10,7	7,00	530	7,39	0,5	0,010	0,02	0,64	0,130
	Meßstelle 18	17.9.02	6,45	11,5	4,10	509	7,40	-	-	0,02	0,03	0,100
		25.3.03	6,38	10,9	5,20	523	7,32	27,0	0,020	0,02	0,11	0,030
	Meßstelle 19	17.9.02	11,65	10,5	5,40	373	7,67	-	-	0,02	0,03	0,060
		25.3.03	11,60	10,4	5,30	382	7,56	9,0	0,010	0,02	0,06	0,015
Meßstelle 21	17.9.02	11,98	10,4	8,10	287	6,67	-	-	0,02	0,03	0,100	
	25.3.03	11,88	10,6	7,30	279	6,61	10,0	0,060	0,02	0,06	0,015	
Fläche	Meßstelle 2	25.3.03	7,03	13,1	0,92	256	6,98	35,0	0,040	0,04	0,28	0,030
	Meßstelle 4	17.9.02	7,30	15,7	0,60	1.606	6,76	-	-	26,30	0,52	0,110
		25.3.03	7,17	16,1	4,58	1.478	6,68	18,0	0,160	22,00	1,10	0,120
	Meßstelle 7	17.9.02	8,16	11,8	5,60	564	6,62	-	-	0,02	0,03	0,120
		25.3.03	9,02	12,1	6,64	478	6,64	92,0	0,040	0,02	0,06	0,110
	Meßstelle 8	17.9.02	6,82	14,1	2,00	1.025	6,98	-	-	0,06	0,03	0,150
		25.3.03	6,63	13,9	1,25	1.111	6,82	29,0	0,020	0,02	0,12	0,120
	Meßstelle 12	17.9.02	7,67	13,1	1,00	1.107	7,14	-	-	0,33	0,03	0,080
25.3.03		7,58	12,7	0,80	949	7,11	5,0	0,020	22,00	0,07	0,015	
Abstrom	Meßstelle 5	17.9.02	6,63	13,2	7,00	730	6,61	-	-	0,02	0,03	0,110
		25.3.03	9,30	13,1	6,80	854	6,60	67,0	0,030	0,02	0,11	0,090
	Meßstelle 6	17.9.02	6,48	14,9	6,70	918	6,91	-	-	0,02	0,03	0,230
		25.3.03	9,20	12,4	6,70	826	7,00	39,0	0,010	0,02	0,08	0,150
	Meßstelle 17	17.9.02	6,09	13,3	4,00	896	7,14	-	-	0,02	0,03	0,810
		25.3.03	6,00	11,4	4,10	853	7,27	110,0	0,020	0,02	0,09	0,650
	Meßstelle 20	17.9.02	5,68	13,9	1,80	1.133	6,91	-	-	4,20	0,30	0,110
		25.3.03	5,60	13,3	2,40	1.128	6,99	140,0	0,015	3,60	0,08	0,015

## Fortsetzung

Lage	Meßstelle	Datum	SBV mmol/l	Härte °dH	DOC mg/l	Na mg/l	K mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	SO <sub>4</sub> mg/l	Cl mg/l
Zustrom	Meßstelle 3	25.3.03	2,1	6,4	0,5	3,5	1,0	41	2,7	15	4
	Meßstelle 14	25.3.03	1,0	9,4	1,4	4,4	2,9	58	5,5	37	22
	Meßstelle 16	17.9.02	4,3	14,0	0,5	5,1	1,5	91	63,0	39	12
		25.3.03	4,4	15,8	0,5	4,2	1,5	103	5,7	49	9
	Meßstelle 18	17.9.02	4,0	14,0	2,0	5,3	2,9	84	7,9	29	18
		25.3.03	4,2	14,7	2,5	4,7	3,4	93	7,4	20	15
	Meßstelle 19	17.9.02	2,8	9,6	0,5	4,8	0,9	61	4,4	41	7
		25.3.03	2,8	9,7	0,5	4,5	1,1	62	4,4	44	5
Meßstelle 21	17.9.02	1,8	6,7	0,5	7,4	1,0	42	2,9	42	5	
	25.3.03	1,8	6,4	0,5	6,7	1,0	41	2,6	42	3	
Fläche	Meßstelle 2	25.3.03	7,9	29,2	3,2	14,0	1,2	183	2,7	74	20
	Meßstelle 4	17.9.02	11,6	31,5	17,4	84,0	33,0	170	33,0	100	130
		25.3.03	10,3	30,4	17,0	81,0	25,0	175	25,0	77	110
	Meßstelle 7	17.9.02	1,4	13,0	2,5	7,9	5,9	73	10,0	88	25
		25.3.03	1,0	10,2	2,4	7,3	5,1	59	8,2	68	19
	Meßstelle 8	17.9.02	5,1	25,0	5,2	35,0	16,0	150	18,0	220	27
		25.3.03	5,4	29,4	5,2	29,0	17,0	177	20,0	260	19
	Meßstelle 12	17.9.02	6,0	22,0	6,9	22,0	14,0	130	18,0	100	58
25.3.03		6,5	20,2	6,2	29,0	12,0	121	14,0	110	24	
Abstrom	Meßstelle 5	17.9.02	3,2	13,0	2,5	45,0	6,2	75	11,0	50	80
		25.3.03	3,1	15,2	2,6	41,0	5,5	90	11,0	47	77
	Meßstelle 6	17.9.02	3,2	14,0	2,6	89,0	6,0	77	12,0	31	160
		25.3.03	3,1	11,3	3,0	72,0	4,8	65	9,4	31	100
	Meßstelle 17	17.9.02	4,5	23,0	3,1	16,0	16,0	140	14,0	43	52
		25.3.03	4,7	22,2	3,3	13,0	14,0	138	13,0	44	43
	Meßstelle 20	17.9.02	7,0	31,0	3,1	28,0	5,6	180	25,0	62	62
		25.3.03	6,2	29,2	3,2	22,0	4,7	175	20,0	76	51

**Tabelle 9.8:** Erhobene hydrochemische Meßwerte am Standort B.

Lage	Meßstelle	Datum	GW_Stand m	Temp °c	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> _Sätt %	Leitf µS/cm	pH	NO <sub>3</sub> mg/l	NO <sub>2</sub> mg/l	NH <sub>4</sub> mg/l	Fe mg/l	PO <sub>4</sub> mg/l	SBV mmol/l
Zustrom	Meßstelle 16	04.11.2002	7,26	12,3	3,79	35,9	534	6,67	9,75	0,025	0,010	0,02	0,121	4,3
		06.05.2003	6,39	12,2	4,08	38,5	503	6,78	11,50	0,025	0,010	0,24	0,062	4,1
	Meßstelle 18	04.11.2002	6,89	12,5	5,81	55,4	645	6,78	3,64	0,025	0,010	0,01	0,120	4,1
		06.05.2003	5,63	12,4	6,32	59,8	633	6,96	3,59	0,025	0,010	0,07	0,068	4,7
	Meßstelle 21	05.11.2002	5,55	12,4	7,76	73,1	563	7,71	4,76	0,025	0,010	0,06	0,203	1,4
		06.05.2003	5,33	12,3	4,72	44,7	861	6,98	34,70	0,025	0,021	0,08	0,088	5,0
	Meßstelle 22	05.11.2002	5,60	12,3	2,66	24,9	643	6,65	11,80	0,025	0,010	0,07	0,094	5,0
		06.05.2003	5,59	11,8	3,40	31,9	566	6,85	12,80	0,077	0,065	0,12	0,055	5,2
Meßstelle 23	05.11.2002	6,00	12,3	4,88	45,8	316	6,81	1,18	0,025	0,010	0,44	0,120	1,9	
	06.05.2003	5,77	12,0	3,70	34,8	505	6,98	6,16	0,158	0,297	1,05	0,052	2,3	
Meßstelle 24	05.11.2002	5,90	12,3	4,57	43,1	968	6,62	55,30	0,025	0,010	0,02	0,139	4,1	
	06.05.2003	5,66	12,4	4,74	45,3	829	6,80	55,90	0,087	0,029	0,36	0,078	4,1	
<b>Teilschaden 1 (ehem. Betankungsfläche)</b>														
Fläche	Meßstelle 1	04.11.2002	6,75	14,4	1,74	17,1	591	5,95	2,41	0,025	0,026	1,06	0,314	5,6
		06.05.2003	5,60	12,1	1,91	18,0	670	7,11	0,50	0,025	0,037	2,80	0,039	7,0
	Meßstelle 2	04.11.2002	6,80	14,3	1,32	13,1	776	6,86	2,63	0,575	0,090	0,35	0,276	4,3
		06.05.2003	5,75	12,1	1,84	17,4	697	7,08	1,40	0,254	0,090	1,76	0,051	6,1
	Meßstelle 3	04.11.2002	6,75	12,7	2,70	26,1	583	6,58	12,20	0,061	0,010	0,12	0,209	5,1
		06.05.2003	6,55	11,7	2,86	26,7	597	6,81	15,10	0,025	0,010	0,20	0,047	6,2
	Meßstelle 4	04.11.2002	6,72	13,1	2,80	27,0	605	6,61	10,50	0,025	0,010	0,09	0,182	6,1
		06.05.2003	6,50	12,0	2,96	27,8	642	6,84	7,84	0,177	0,100	1,71	0,044	7,0
	Meßstelle 5	04.11.2002	6,65	13,2	2,20	21,8	683	6,67	45,80	0,139	0,010	0,01	0,194	5,9
		06.05.2003	6,44	12,2	2,67	25,3	692	6,83	51,90	0,088	0,027	0,37	0,040	5,8
	Meßstelle 6	05.11.2002	7,09	12,3	1,60	14,9	842	6,92	29,50	0,025	0,010	0,02	0,135	8,7
		06.05.2003	6,84	12,3	2,12	20,1	834	7,11	27,90	0,710	0,072	1,47	0,087	8,0
Meßstelle 7	04.11.2002	6,76	13,1	1,35	12,9	542	6,70	1,40	0,055	0,010	0,28	0,200	5,2	
	06.05.2003	6,54	12,3	2,11	20,0	544	6,97	2,13	0,233	0,044	1,57	0,072	3,8	
Meßstelle 15	06.05.2003	6,38	13,0	2,30	22,1	617	6,89	1,01	0,096	0,082	0,52	0,036	5,9	
	04.11.2002	7,01	12,4	3,89	37,0	502	6,81	1,40	0,105	0,010	0,25	0,215	4,6	
Meßstelle 17	06.05.2003	6,73	12,3	2,43	23,0	636	6,94	14,30	0,139	0,052	1,25	0,066	5,2	
	05.11.2002	6,75	12,4	1,62	15,0	565	6,78	0,05	0,025	0,010	2,33	0,104	5,4	
Abstrom	Meßstelle 12	06.05.2003	6,73	12,4	5,18	49,3	882	7,07	36,90	0,025	0,010	0,11	0,077	8,4
		05.11.2002	7,15	12,4	4,55	42,7	889	6,86	29,50	0,025	0,010	0,02	0,135	8,7
	Meßstelle 13	06.05.2003	6,74	12,8	1,96	18,8	757	6,84	11,10	0,380	0,010	0,65	0,045	5,7
		05.11.2002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Meßstelle 14	06.05.2003	6,93	12,9	2,49	23,9	386	6,85	8,68	0,246	0,154	1,14	0,094	4,0	
	05.11.2002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Teilschaden 2 (ehem. Reparaturwerkstatt)</b>														
Fläche	Meßstelle 8	04.11.2002	6,85	12,5	4,21	40,5	930	7,02	120,00	2,180	0,083	0,01	0,137	4,6
		06.05.2003	6,62	12,2	4,44	41,9	1.071	7,22	160,00	2,600	0,213	0,01	0,101	4,2
	Meßstelle 9	04.11.2002	6,32	12,6	7,37	69,9	1.170	7,03	92,60	0,025	0,010	0,02	0,228	8,1
		06.05.2003	6,15	12,5	6,72	63,9	1.152	7,25	83,10	0,025	0,010	0,04	0,181	7,2
	Meßstelle 10	04.11.2002	7,59	12,4	7,10	67,3	554	6,61	38,70	0,025	0,010	0,14	0,352	3,5
		06.05.2003	7,33	12,8	6,23	60,4	938	7,13	44,90	0,025	0,010	0,04	0,253	9,0
Meßstelle 11	04.11.2002	6,80	12,7	6,03	52,1	1.022	7,07	71,50	0,025	0,010	0,01	0,214	6,3	
	06.05.2003	6,59	12,3	5,88	55,7	1.283	7,34	117,00	0,025	0,075	0,60	0,147	12,3	
Abstrom	Meßstelle 19	04.11.2002	7,38	11,5	7,44	69,6	1.797	7,05	159,00	0,025	0,010	0,01	0,202	7,7
		06.05.2003	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Meßstelle 20	04.11.2002	6,95	12,6	2,33	22,2	622	7,03	36,00	0,025	0,010	0,01	0,183	4,3
		06.05.2003	6,79	12,7	4,91	47,0	848	7,21	70,00	0,066	0,053	0,29	0,192	5,7

## Fortsetzung

Lage	Meßstelle	Datum	Härte °dH	DOC mg/l	KZ36 KBE/ml	KZ20 KBE/ml	Substrat ml	Bemerkungen
Zustrom	Meßstelle 16	04.11.2002	12,5	7,0	45	74	2	
		06.05.2003	13,2	2,0	79	1.240	1	
	Meßstelle 18	04.11.2002	14,6	7,5	159	364	3	
		06.05.2003	14,5	1,8	390	480	1	
	Meßstelle 21	05.11.2002	13,5	12,0	419	1.500	3	
		06.05.2003	24,2	4,0	109	312	2	
	Meßstelle 22	05.11.2002	15,8	9,9	331	1.000	3	
		06.05.2003	16,4	3,1	325	660	1	
Meßstelle 23	05.11.2002	6,6	12,0	75	104	3		
	06.05.2003	11,6	5,5	960	850	5		
Meßstelle 24	05.11.2002	24,3	9,7	310	800	2		
	06.05.2003	24,0	3,7	106	228	1		
<b>Teilschaden 1 (ehem. Betankungsfläche)</b>								
Fläche	Meßstelle 1	04.11.2002	15,9	15,0	2.100	6.100	1	Ölgeruch
		06.05.2003	18,6	7,5	248	392	1	Ölgeruch, Meßstelle neu, DN 150
	Meßstelle 2	04.11.2002	20,9	15,0	1.400	13.000	7	Ölgeruch, Ölfilm, Probe verockert
		06.05.2003	19,9	5,7	375	420	1	
	Meßstelle 3	04.11.2002	14,5	13,0	144	339	25	Probe verockert
		06.05.2003	14,8	5,5	279	1.300	10	Meßstelle neu, DN 150
	Meßstelle 4	04.11.2002	16,8	13,0	378	590	15	Probe verockert
		06.05.2003	18,7	5,1	38	34	4	Probe verockert
	Meßstelle 5	04.11.2002	19,3	13,0	2.400	2.600	6	Probe verockert
		06.05.2003	20,5	4,0	710	800	5	Probe verockert
	Meßstelle 6	05.11.2002	28,1	34,0	121	162	30	Probe verockert
		06.05.2003	24,2	4,0	45	33	6	Probe verockert
	Meßstelle 7	04.11.2002	14,9	15,0	26	4.900	17	Probe verockert
		06.05.2003	16,2	5,0	21	91	8	Probe verockert
Meßstelle 15	06.05.2003	17,6	3,1	56	203	3	Meßstelle neu, DN 150	
	04.11.2002	14,6	14,0	1.300	2.700	5	Probe verockert	
Meßstelle 17	06.05.2003	17,6	5,2	53	72	5	Probe verockert	
	05.11.2002	16,0	12,0	442	479	3	leichter Ölgeruch	
Abstrom	Meßstelle 12	06.05.2003	28,5	1,9	94	91	1	
		05.11.2002	28,1	10,0	190	265	3	
	Meßstelle 13	06.05.2003	22,9	6,4	175	159	2	
		05.11.2002	-	-	-	-	4	Probe verockert, Rohr verbogen, nur Faunenprobe
Meßstelle 14	06.05.2003	11,2	2,1	1.050	1.890	3		
<b>Teilschaden 2 (ehem. Reparaturwerkstatt)</b>								
Fläche	Meßstelle 8	04.11.2002	21,8	12,0	305	700	3	
		06.05.2003	20,1	7,9	160	580	4	
	Meßstelle 9	04.11.2002	36,2	6,2	17	17	5	
		06.05.2003	35,3	4,7	47	88	1	
	Meßstelle 10	04.11.2002	10,0	2,7	1.860	8.100	2	
		06.05.2003	29,1	3,0	4.540	13.360	1	
Meßstelle 11	04.11.2002	31,4	7,4	1.500	867	1		
	06.05.2003	39,6	4,7	950	107	1		
Abstrom	Meßstelle 19	04.11.2002	47,5	2,5	140	412	2	
		06.05.2003	-	-	-	-	0	
	Meßstelle 20	04.11.2002	16,2	3,1	150	970	5	
		06.05.2003	24,0	1,6	362	640	1	

**Tabelle 9.9:** Durch Gutachterbüro bereitgestellte hydrochemische Meßwerte für den Standort B.

Lage	Meßstelle	Datum	AKW µg/l	Benzol µg/l	LCKW µg/l	PCE µg/l	TCE µg/l	TCA µg/l	DCE µg/l	cis-1,2-DCE µg/l	VC µg/l
Zustrom	Meßstelle 16	13.09.2001	0,0	0,0	3,3	2,4	0,4	0,1	0,2	0,0	0,0
		06.03.2003	5,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Meßstelle 18	13.09.2001	0,0	0,0	3,9	3,1	0,5	0,0	0,3	0,0	0,0
		06.03.2003	5,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Meßstelle 21	02.04.2002	0,5	0,5	0,5	-	-	-	-	-	-
	Meßstelle 22	02.04.2002	0,5	0,5	0,5	-	-	-	-	-	-
	Meßstelle 23	02.04.2002	0,5	0,5	0,3	-	-	-	-	-	-
Meßstelle 24	02.04.2002	0,5	0,5	0,3	-	-	-	-	-	-	
<b>Teilschaden 1 (ehem. Betankungsfläche)</b>											
Fläche	Meßstelle 1	11.04.2001	30.842,0	17.000,0	92,0	-	-	-	-	-	-
		09.07.2001	16.487,0	7.400,0	232,9	0,2	0,1	0,0	192,6	0,0	40,0
		13.03.2003	3.300,0	1.500,0	1,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Meßstelle 2	11.04.2001	3.084,0	630,0	11,0	-	-	-	-	-	-
		09.07.2001	3.332,0	480,0	15,7	0,8	0,7	0,0	9,0	0,0	5,2
		13.03.2003	72,0	0,5	2,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Meßstelle 3	11.04.2001	3.083,0	1.000,0	16,0	-	-	-	-	-	-
		09.07.2001	2.621,0	1.200,0	6,2	4,0	0,6	0,0	1,3	0,0	0,3
		13.03.2003	5,0	0,5	9,0	9,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Meßstelle 4	31.05.2001	820,0	550,0	0,7	-	-	-	-	-	-
		09.07.2001	843,0	630,0	6,2	6,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
		12.03.2003	5,0	0,5	2,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Meßstelle 5	31.05.2001	0,5	0,5	2,5	-	-	-	-	-	-
		09.07.2001	1,1	1,1	8,0	4,6	3,0	0,0	0,4	0,0	0,0
		12.03.2003	5,0	0,5	1,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Meßstelle 6	31.05.2001	1.414,0	180,0	3,6	-	-	-	-	-	-
		09.07.2001	624,0	140,0	6,8	5,1	0,6	0,0	1,1	0,0	0,0
		12.03.2003	5,0	0,5	63,0	25,0	19,0	0,0	0,0	19,0	0,0
	Meßstelle 7	31.05.2001	12,0	6,2	18,2	-	-	-	-	-	-
09.07.2001		9,0	4,9	12,7	0,5	0,1	0,0	7,9	0,0	4,2	
11.03.2003		5,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Meßstelle 15	24.09.2001	18,0	5,6	291,5	2,0	2,3	0,0	211,2	0,0	76,0	
Meßstelle 17	13.09.2001	0,0	0,0	24,2	3,7	0,8	0,3	16,0	0,0	3,3	
	11.03.2003	5,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Abstrom	Meßstelle 12	24.09.2001	0,0	0,0	2,7	2,5	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
		11.03.2003	5,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Meßstelle 13	24.09.2001	4,5	2,1	3,9	3,5	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
		11.03.2003	5,0	0,5	1,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Meßstelle 14	24.09.2001	0,0	0,0	2,9	2,2	0,2	0,5	0,0	0,0	0,0
		06.03.2003	58,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Teilschaden 2 (ehem. Reparaturwerkstatt)</b>											
Fläche	Meßstelle 8	17.05.2001	0,0	0,0	714,0	-	-	-	-	-	-
		31.05.2001	0,5	0,5	372,8	-	-	-	-	-	-
		04.10.2001	5,0	0,5	861,9	510,0	150,0	1,9	0,0	200,0	0,0
		12.03.2003	5,0	0,5	460,0	450,0	9,0	1,0	0,0	0,0	0,0
	Meßstelle 9	31.05.2001	6,4	1,0	408,1	390,0	8,3	6,9	0,0	2,9	0,0
		12.03.2003	5,0	0,5	19,0	19,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Meßstelle 10	24.09.2001	0,0	0,0	3,4	3,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
		11.03.2003	5,0	0,5	4,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Meßstelle 11	24.09.2001	0,0	0,0	50,2	48,0	0,7	1,5	0,0	0,0	0,0
		11.03.2003	5,0	0,5	2,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Abstrom	Meßstelle 19	07.02.2002	0,5	0,5	40,0	-	-	-	-	-	-
		11.03.2003	5,0	0,5	3,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Meßstelle 20	07.02.2002	0,5	0,5	39,4	-	-	-	-	-	-
		11.03.2003	5,0	0,5	25,0	22,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0

**Tabelle 9.10:** Erhobene hydrochemische Meßwerte am Standort C.

SK	Lage	Meßstelle	Datum	GW_Stand m	Temp °C	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> _Sätt %	Leitf µS/cm	pH	NO <sub>3</sub> mg/l	NO <sub>2</sub> mg/l	NH <sub>4</sub> mg/l	Fe mg/l	
I	Zustrom	Meßstelle 3	02.12.2002	0,30	9,8	0,88	8,0	948	7,19	59,30	0,688	0,010	0,005	
			24.03.2003	0,60	7,1	1,56	12,9	992	7,16	105,00	0,025	0,010	0,024	
		Meßstelle 4	02.12.2002	0,18	9,9	1,25	11,3	1.002	7,31	30,30	0,063	0,010	0,013	
			24.03.2003	0,54	6,9	1,56	12,8	892	7,18	32,40	0,335	0,010	0,005	
II	Fläche	Meßstelle 1	02.12.2002	0,46	10,8	4,08	37,7	1.079	7,32	0,50	0,025	0,026	0,318	
			24.03.2003	0,65	9,7	2,08	18,3	1.013	7,12	0,50	0,025	0,010	0,520	
		Meßstelle 1a	02.12.2002	1,06	9,7	1,72	15,2	1.212	7,19	0,50	0,025	0,072	0,460	
			24.03.2003	1,21	9,1	1,74	15,1	1.140	7,08	0,50	0,025	0,044	0,708	
		Meßstelle 2	02.12.2002	0,47	10,5	1,54	14,1	1.120	7,17	89,20	0,292	0,010	0,005	
			24.03.2003	0,76	10,6	1,51	13,1	1.217	7,10	87,20	0,170	0,032	0,005	
		Meßstelle 2a	02.12.2002	0,95	11,4	4,71	44,8	1.034	7,36	35,50	0,025	0,010	0,169	
			24.03.2003	1,10	10,6	1,46	13,4	1.019	7,16	0,50	0,025	0,010	0,153	
		Meßstelle 12	02.12.2002	0,20	8,9	1,82	16,1	1.114	7,36	58,20	0,025	0,010	0,005	
			24.03.2003	0,64	8,6	1,88	15,7	1.203	7,31	66,00	0,025	0,010	0,005	
		Abstrom	Meßstelle 18	02.12.2002	1,09	9,1	1,50	13,1	754	7,30	1,12	0,025	0,173	0,184
				24.03.2003	1,14	8,7	1,60	13,7	615	7,24	0,50	0,025	0,079	0,137
	III	Fläche	Meßstelle 1b	02.12.2002	0,93	10,2	6,48	59,1	692	7,37	46,00	0,025	0,010	0,005
				24.03.2003	1,12	8,4	6,19	52,7	642	7,33	37,50	0,025	0,010	0,005
Meßstelle 15			02.12.2002	0,61	8,9	2,35	20,8	780	7,28	13,20	0,025	0,010	0,038	
			24.03.2003	0,09	7,4	3,87	32,2	721	7,25	26,10	0,025	0,052	0,005	

Fortsetzung

SK	Lage	Meßstelle	Datum	PO <sub>4</sub> mg/l	SBV mmol/l	Härte ° dH	DOC mg/l	KZ36 KBE/ml	KZ20 KBE/ml	Substrat ml	Bemerkungen
I	Zustrom	Meßstelle 3	02.12.2002	15,000	5,4	16,3	7,7	185	524	1	
			24.03.2003	7,200	4,6	18,0	10,0	590	2.720	1	
		Meßstelle 4	02.12.2002	8,030	6,8	20,8	7,3	4.300	6.300	10	Probe schlammig
			24.03.2003	5,100	5,9	19,1	8,4	910	2.160	12	Meßstelle offen, fauliger Geruch
II	Fläche	Meßstelle 1	02.12.2002	0,077	7,2	30,3	24,0	700	1.600	15	Probe verockert
			24.03.2003	0,134	6,7	26,6	9,8	367	680	19	Probe verockert
		Meßstelle 1a	02.12.2002	0,082	7,8	33,9	17,0	120	238	10	Probe verockert
			24.03.2003	0,143	7,1	30,6	9,0	36	56	12	Probe verockert
		Meßstelle 2	02.12.2002	4,980	6,4	22,1	5,4	275	540	1	Probe trüb
			24.03.2003	3,200	6,6	19,9	4,3	354	660	2	
		Meßstelle 2a	02.12.2002	0,709	7,1	25,5	6,2	560	2.900	5	
			24.03.2003	0,171	6,9	30,2	3,2	136	870	4	
		Meßstelle 12	02.12.2002	7,960	7,3	24,5	8,7	66	174	2	
			24.03.2003	1,800	7,4	23,7	7,0	142	386	1	
	Abstrom	Meßstelle 18	02.12.2002	0,477	5,7	21,6	6,1	2.000	4.400	7	fauliger Geruch
			24.03.2003	0,317	5,4	17,7	7,2	1.170	4.400	5	Meßstelle offen
III	Fläche	Meßstelle 1b	02.12.2002	5,690	5,3	18,8	14,0	163	1.200	2	
			24.03.2003	3,200	5,0	17,0	12,0	670	1.080	1	
		Meßstelle 15	02.12.2002	10,650	6,6	25,8	13,0	2.000	4.200	2	
			24.03.2003	2,800	5,5	19,6	8,0	1.070	2.280	3	

**Tabelle 9.11:** Durch Gutachterbüro bereitgestellte hydrochemische Meßwerte für den Standort C.

SK	Lage	Meßstelle	Datum	LCKW µg/l	PCE µg/l	TCE µg/l	TCA µg/l	cis-DCE µg/l	1,1-DCA µg/l
I	Zustrom	Meßstelle 3	bis 2001	0,0	0,1	0,1	0,1	0,25	0,1
			bis 2001	0,0	0,1	0,1	0,1	0,25	0,1
		Meßstelle 4	bis 2001	0,0	0,1	0,1	0,1	0,25	0,1
			bis 2001	0,0	0,1	0,1	0,1	0,25	0,1
II	Fläche	Meßstelle 1	09/2002	4,7	0,2	0,2	0,1	3,00	1,3
			03/2003	8,2	0,4	0,4	0,2	5,60	1,6
		Meßstelle 1a	09/2002	4,7	1,3	0,2	0,2	1,00	2,0
			03/2003	0,0	0,1	0,1	0,1	0,25	0,1
		Meßstelle 2	bis 2001	5,0	2,5	2,5	0,1	0,25	0,1
			bis 2001	5,0	2,5	2,5	0,1	0,25	0,1
		Meßstelle 2a	bis 2001	2,0	1,0	1,0	0,1	0,25	0,1
			bis 2001	2,0	1,0	1,0	0,1	0,25	0,1
	Meßstelle 12	09/2002	0,6	0,6	0,1	0,1	0,25	0,1	
		09/2002	0,6	0,6	0,1	0,1	0,25	0,1	
Abstrom	Meßstelle 18	09/2002	2,4	0,1	0,1	0,1	0,50	1,9	
		09/2002	2,4	0,1	0,1	0,1	0,50	1,9	
III	Fläche	Meßstelle 1b	09/2002	141,5	86,9	7,1	26,7	12,10	8,7
			03/2003	78,4	48,1	3,9	14,7	4,80	6,9
		Meßstelle 15	09/2002	12,6	6,4	0,8	4,0	0,90	0,5
			03/2003	162,9	85,8	6,0	57,9	8,10	5,1



**Tabelle 9.12:** Erhobene hydrochemische Meßwerte am Standort D.

Lage	Meßstelle	Datum	GW_Stand m	Temp °C	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> _Sätt %	Leitf µS/cm	pH	NO <sub>3</sub> mg/l	NO <sub>2</sub> mg/l	NH <sub>4</sub> mg/l	Fe mg/l
Zustrom	Meßstelle 3	25.11.2002	3,51	11,2	1,91	17,9	1.074	7,04	8,74	0,360	0,010	0,489
		31.03.2003	2,78	11,3	2,05	19,0	963	7,01	15,80	0,025	0,022	0,404
	Meßstelle 4	25.11.2002	3,08	11,8	1,92	18,6	1.413	6,96	0,50	0,025	0,010	2,300
		31.03.2003	2,46	9,9	1,29	12,1	1.505	6,91	1,68	0,068	0,010	0,557
Fläche	Meßstelle 57	25.11.2002	2,49	13,7	2,37	24,0	1.437	7,12	7,84	0,025	0,010	0,050
		31.03.2003	2,51	12,3	1,69	16,1	1.497	7,13	13,60	0,025	0,010	0,018
	Meßstelle 58	25.11.2002	2,61	14,3	6,03	60,4	777	7,26	18,20	0,025	0,010	0,072
		31.03.2003	2,67	13,2	1,80	17,1	1.296	7,10	38,90	0,025	0,010	0,135
	Meßstelle 59	25.11.2002	2,65	12,7	4,37	42,1	818	7,20	16,20	0,025	0,010	0,093
		31.03.2003	2,81	10,9	4,34	39,4	1.117	7,17	34,20	0,025	0,010	0,014
	Meßstelle 60	25.11.2002	2,37	13,8	2,33	23,1	1.448	7,03	5,88	0,183	0,010	0,021
		31.03.2003	2,52	12,9	1,41	13,5	1.550	6,95	4,93	0,025	0,010	0,140
Abstrom	Meßstelle 1	25.11.2002	0,70	11,0	3,51	32,6	764	7,38	2,52	0,025	0,010	0,050
		31.03.2003	0,84	8,3	1,92	16,5	862	7,21	5,44	0,025	0,010	0,017
	Meßstelle 2	25.11.2002	0,71	10,3	1,30	12,3	907	7,21	0,50	0,025	0,010	0,050
		31.03.2003	1,00	8,5	1,97	17,7	1.025	7,16	3,08	0,025	0,010	0,020
	Meßstelle 16	25.11.2002	2,38	13,0	2,10	21,5	902	6,92	0,50	0,025	0,037	0,300
		31.03.2003	2,75	9,9	1,50	13,4	810	6,90	0,50	0,025	0,047	0,416
	Meßstelle 22	25.11.2002	0,49	9,5	2,06	16,5	795	7,26	2,97	0,025	0,010	0,050
		31.03.2003	0,74	8,3	2,24	19,3	919	7,07	6,50	0,025	0,093	0,163
	Meßstelle 23	25.11.2002	1,12	10,6	0,45	5,10	1.032	7,21	7,17	0,025	0,010	0,039
		31.03.2003	1,42	9,0	1,64	14,2	1.031	7,17	7,40	0,025	0,021	0,015
	Meßstelle 62	25.11.2002	2,80	12,9	3,93	38,1	1.024	7,32	14,80	0,025	0,010	0,032
		31.03.2003	2,92	10,8	1,63	14,8	1.051	7,13	13,90	0,025	0,010	0,050

## Fortsetzung

Lage	Meßstelle	Datum	PO <sub>4</sub> mg/l	SBV mmol/l	Härte °dH	DOC mg/l	KZ36 KBE/ml	KZ20 KBE/ml	Substrat ml	Bemerkungen
Zustrom	Meßstelle 3	25.11.2002	0,085	10,0	32,1	3,9	52	1.250	7	Probe verockert
		31.03.2003	0,184	8,1	27,8	14,0	72	2.590	7	Probe verockert
	Meßstelle 4	25.11.2002	0,142	12,7	42,0	4,0	14	450	5	Probe verockert
		31.03.2003	0,095	10,8	45,4	4,7	16	46	3	Probe verockert
Fläche	Meßstelle 57	25.11.2002	0,079	8,9	31,3	3,2	600	1.700	3	
		31.03.2003	0,135	8,6	31,8	4,2	285	2.320	2	
	Meßstelle 58	25.11.2002	0,139	4,4	17,4	6,2	1.200	5.900	3	
		31.03.2003	0,125	6,4	30,4	4,7	422	2.350	1	
	Meßstelle 59	25.11.2002	0,097	5,6	20,3	2,8	369	1.300	3	Oberflächenwasser
		31.03.2003	0,105	6,4	28,8	5,7	82	196	2	Oberflächenwasser
Meßstelle 60	25.11.2002	0,155	8,8	37,1	5,1	360	2.000	2	Ölfilm	
	31.03.2003	0,221	9,7	38,9	6,4	244	317	1	leichter Ölfilm	
Abstrom	Meßstelle 1	25.11.2002	0,043	6,7	19,3	2,3	50	2.400	3	
		31.03.2003	0,082	7,5	22,2	2,0	10	229	1	
	Meßstelle 2	25.11.2002	0,109	5,1	18,9	1,8	36	65	1	
		31.03.2003	0,149	5,4	21,4	2,2	19	147	2	
	Meßstelle 16	25.11.2002	0,152	6,4	19,3	6,4	273	417	3	Verschlußkappe offen
		31.03.2003	0,190	5,8	17,8	8,7	255	755	6	
	Meßstelle 22	25.11.2002	0,245	5,2	21,3	3,4	1.700	2.400	4	Öl- und H <sub>2</sub> S-Geruch
		31.03.2003	0,289	6,6	25,4	7,4	850	13.860	2	
	Meßstelle 23	25.11.2002	0,080	7,8	29,9	2,4	378	2.300	5	H <sub>2</sub> S-Geruch
		31.03.2003	0,129	7,7	29,3	4,8	1.130	12.370	10	
Meßstelle 62	25.11.2002	0,092	6,8	28,6	4,2	232	7.800	1		
	31.03.2003	0,132	7,1	28,9	2,1	570	2.020	3		

**Tabelle 9.13:** Durch Gutachterbüro bereitgestellte hydrochemische Meßwerte für den Standort D.

Lage	Meßstelle	Datum	LCKW µg/l	PCE µg/l	TCE µg/l	TCA µg/l	cis-DCE µg/l	VC µg/l	1,1-DCA µg/l	1,2-DCA µg/l
Zustrom	Meßstelle 3	in 2001	0,0	0,1	0,1	0,1	0,25	0,1	0,1	0,1
		in 2001	0,0	0,1	0,1	0,1	0,25	0,1	0,1	0,1
	Meßstelle 4	in 2001	0,0	0,1	0,1	0,1	0,25	0,1	0,1	0,1
		in 2001	0,0	0,1	0,1	0,1	0,25	0,1	0,1	0,1
Fläche	Meßstelle 57	05.11.2002	2.090,2	429,0	130,6	792,0	487,00	5,6	244,0	2,0
	Meßstelle 58	05.11.2002	476,5	68,8	29,8	316,0	21,60	1,0	38,2	1,1
		04.06.2003	193,2	39,1	5,7	128,4	4,10	0,3	15,6	0,1
	Meßstelle 59	05.11.2002	6,3	3,0	0,5	2,5	0,25	0,1	0,3	0,1
	Meßstelle 60	05.11.2002	2.622,1	425,0	138,6	1.147,0	573,00	7,2	329,0	2,3
04.06.2003		2.486,7	556,6	108,7	1.039,4	444,70	10,8	324,5	2,0	
Abstrom	Meßstelle 1	05.11.2002	402,5	11,9	94,5	113,4	171,90	0,5	9,1	1,2
		04.06.2003	594,5	27,9	142,1	174,9	237,10	2,1	9,7	0,1
	Meßstelle 2	05.11.2002	448,9	319,4	15,4	24,8	37,20	1,9	49,2	1,0
		04.06.2003	954,2	750,8	23,3	38,5	97,00	1,5	43,1	0,1
	Meßstelle 16	05.11.2002	4,1	1,4	0,2	2,5	0,25	0,1	0,1	0,1
		04.06.2003	1,2	1,2	0,1	0,1	0,25	0,1	0,1	0,1
	Meßstelle 22	05.11.2002	591,6	5,5	310,0	58,5	174,00	8,0	17,5	18,1
		04.06.2003	264,6	8,5	136,2	17,6	81,10	3,4	7,4	10,4
Meßstelle 23	in 2001	10,0	-	-	-	-	-	-	-	
	in 2001	10,0	-	-	-	-	-	-	-	
Meßstelle 62	05.11.2002	4,0	1,0	0,8	0,9	0,50	0,1	0,8	0,1	
	04.06.2003	11,3	4,0	0,9	2,9	2,20	0,1	1,3	0,1	

**Tabelle 9.14:** Erhobene hydrochemische Meßwerte am Teilstandort E-1.

SK	Meßstelle	Datum	GW_Stand m	Temp °C	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> _Sätt %	Leitf µS/cm	pH	NO <sub>3</sub> mg/l	NO <sub>2</sub> mg/l	NH <sub>4</sub> mg/l	Fe mg/l	PO <sub>4</sub> mg/l
I	Meßstelle 12	10.12.2002	6,71	9,6	4,96	39,7	255	6,06	7,56	0,025	0,010	0,543	0,155
		07.04.2003	6,57	9,8	3,03	26,7	289	5,87	7,17	0,145	0,182	1,380	0,284
	Meßstelle 13	10.12.2002	6,65	8,8	6,59	55,6	149	6,15	8,63	0,025	0,010	0,176	0,134
		07.04.2003	6,51	9,0	7,03	60,7	170	6,03	32,90	0,025	0,010	0,220	0,144
	Meßstelle 14	10.12.2002	6,53	8,6	10,18	87,5	56	6,77	43,70	0,025	0,010	0,011	0,492
		07.04.2003	6,39	8,8	10,55	90,8	235	6,60	5,72	0,025	0,010	0,077	0,137
	Meßstelle 15	10.12.2002	6,89	9,4	3,85	34,1	347	6,21	7,17	0,025	0,043	0,931	0,621
		07.04.2003	6,39	9,8	4,24	37,5	229	6,12	8,12	0,083	0,024	1,790	0,424
	Meßstelle 17	17.12.2002	7,59	11,2	2,94	27,0	176	5,97	6,78	0,025	0,010	0,033	0,106
		07.04.2003	7,46	10,3	3,59	32,2	169	5,95	1,01	0,025	0,010	0,303	0,118
	Meßstelle 40	10.12.2002	6,54	9,8	2,15	18,9	305	6,31	12,10	0,025	0,020	0,271	0,020
		07.04.2003	6,60	10,8	1,92	17,3	378	6,10	3,64	0,025	0,010	0,337	0,154
	Meßstelle 43	10.12.2002	6,90	8,9	3,89	33,8	285	6,39	3,81	0,025	0,010	0,450	0,146
		07.04.2003	6,76	10,0	3,12	27,7	264	6,05	6,61	0,121	0,053	2,650	0,661
	Meßstelle 45	10.12.2002	7,58	8,7	7,31	63,0	170	6,40	4,71	0,025	0,010	0,029	0,121
		07.04.2003	7,44	10,3	6,84	61,2	144	5,91	9,00	0,025	0,010	0,050	0,105
Meßstelle 46	10.12.2002	7,09	7,2	7,85	65,4	278	6,48	11,00	0,025	0,025	0,068	0,015	
	07.04.2003	6,95	10,0	7,42	66,0	157	6,24	6,30	0,025	0,010	0,193	0,127	
II	Meßstelle 16	10.12.2002	7,00	9,8	5,85	51,7	249	6,42	16,10	0,025	0,010	0,085	0,107
		07.04.2003	6,86	10,0	4,96	44,0	245	6,20	4,20	0,050	0,010	0,494	0,236
	Meßstelle 41	10.12.2002	6,81	9,0	3,86	33,4	344	6,37	8,18	0,025	0,032	0,492	0,127
		07.04.2003	6,76	11,0	3,50	31,8	363	6,20	5,55	0,025	0,010	1,030	0,339
	Meßstelle 44	10.12.2002	7,53	8,6	7,85	67,5	208	6,80	6,33	0,025	0,010	0,203	0,254
07.04.2003		7,38	10,9	9,07	81,3	112	6,35	2,52	0,434	0,269	4,150	0,511	
III	Meßstelle 10	10.12.2002	6,71	8,2	3,48	25,8	140	6,02	0,50	0,025	0,216	5,710	0,216
		07.04.2003	6,54	9,5	1,08	9,1	191	5,94	7,51	0,075	0,214	4,490	0,465
	Meßstelle 11	10.12.2002	6,47	9,7	2,92	24,9	506	6,59	1,35	0,025	0,346	3,450	0,079
		07.04.2003	6,35	9,6	2,86	25,1	482	6,78	9,24	2,800	0,171	0,800	0,134
	Meßstelle 42	10.12.2002	6,88	10,1	3,24	28,8	306	6,40	6,27	0,080	0,010	0,135	0,122
		07.04.2003	6,74	9,7	5,24	51,5	230	6,37	0,50	0,025	0,010	0,248	0,169

## Fortsetzung

SK	Meßstelle	Datum	SBV mmol/l	Härte °dH	DOC mg/l	KZ36 KBE/ml	KZ20 KBE/ml	Substrat ml	Bezeichnungen
I	Meßstelle 12	10.12.2002	2,0	6,5	8,3	11	09	1	
		07.04.2003	2,5	9,5	16,0	530	620	1	Ölgeruch
	Meßstelle 13	10.12.2002	1,1	3,4	4,5	22	28	1	
		07.04.2003	1,4	3,9	6,1	34	74	3	Substrat in der Probe schwarz
	Meßstelle 14	10.12.2002	0,9	5,0	3,8	05	890	2	Probe verockert
		07.04.2003	1,4	5,2	5,3	27	58	7	Ölgeruch
	Meßstelle 15	10.12.2002	1,4	3,8	17,0	20	40	3	
		07.04.2003	2,0	5,6	24,0	42	68	6	Ölgeruch, Probe verockert
	Meßstelle 17	17.12.2002	0,5	3,7	16,0	23	50	1	
		07.04.2003	2,1	3,5	4,8	04	09	3	Ölgeruch
	Meßstelle 40	10.12.2002	2,9	10,4	18,0	108	142	2	Probe verockert
		07.04.2003	3,4	9,5	33,0	65	127	5	Ölgeruch, Probe verockert
	Meßstelle 43	10.12.2002	2,1	6,8	22,0	63	73	3	Probe stark verockert
		07.04.2003	2,2	6,9	30,0	114	119	5	Ölgeruch, Probe verockert
	Meßstelle 45	10.12.2002	1,0	3,6	8,2	46	67	3	Probe stark verockert
		07.04.2003	0,7	2,8	32,0	20	59	7	Ölgeruch, Probe verockert
Meßstelle 46	10.12.2002	1,1	3,4	35,0	45	73	2		
	07.04.2003	1,0	3,1	16,0	191	1.330	2	Ölgeruch	
II	Meßstelle 16	10.12.2002	2,0	6,0	8,4	05	21	2	
		07.04.2003	2,2	5,8	30,0	14	75	6	Ölgeruch
	Meßstelle 41	10.12.2002	2,8	7,8	39,0	18	24	5	leichter Ölgeruch, Probe verockert
		07.04.2003	3,3	9,2	69,0	26	26	4	Ölgeruch, Probe stark verockert
	Meßstelle 44	10.12.2002	1,7	4,9	77,0	11	14	6	Probe stark verockert
07.04.2003		3,0	9,3	82,0	68	72.090	5	Ölgeruch	
III	Meßstelle 10	10.12.2002	0,7	2,0	7,1	19	217	1	starker Ölgeruch
		07.04.2003	2,4	4,8	9,0	20	48	2	starker Ölgeruch, Substrat in der Probe schwarz
	Meßstelle 11	10.12.2002	4,9	14,6	8,4	39	37	1	
		07.04.2003	5,5	16,0	5,3	09	19	3	Ölgeruch
	Meßstelle 42	10.12.2002	1,3	3,7	7,3	07	11.100	5	leichter Ölgeruch
		07.04.2003	2,0	5,5	7,3	23	54	6	Ölgeruch

**Tabelle 9.15:** Durch Gutachterbüro bereitgestellte hydrochemische Meßwerte für den Teilstandort E-1.

SK	Meßstelle	Datum	MKW	AKW	BTEX	Benzol	Toluol	Ethylbenzol	m+-p-Xylol	o-Xylol
			µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
I	Meßstelle 12	10/2002	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
		05/2003	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Meßstelle 13	10/2002	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
		05/2003	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Meßstelle 14	10/2002	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
		05/2003	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Meßstelle 15	10/2002	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
		05/2003	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Meßstelle 17	10/2002	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
		05/2003	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Meßstelle 40	10/2002	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
		05/2003	1.000	1	1,0	0,5	0,5	0,5	0,5	1,0
	Meßstelle 43	10/2002	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
		05/2003	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Meßstelle 45	10/2002	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
	05/2003	50	0	1,0	0,5	0,5	0,5	0,5	1,0	
Meßstelle 46	10/2002	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
	05/2003	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
II	Meßstelle 16	10/2002	50	44	32,0	3,0	0,5	0,5	27,0	2,0
		05/2003	50	71	53,0	3,0	0,5	27,0	23,0	0,5
	Meßstelle 41	10/2002	50	223	179,0	5,0	0,5	74,0	97,0	3,0
		05/2003	50	169	133,0	5,0	0,5	54,0	74,0	0,5
	Meßstelle 44	10/2002	50	77	5,0	2,0	0,5	3,0	0,5	0,5
		05/2003	50	17	13,0	5,0	0,5	7,0	0,5	1,0
III	Meßstelle 10	10/2002	600	2.574	1.271,0	29,0	190,0	250,0	720,0	82,0
		05/2003	1.300	2.265	1.319,0	19,0	350,0	230,0	610,0	110,0
	Meßstelle 11	10/2002	400	4.766	3.687,0	95,0	410,0	62,0	2.500,0	620,0
		05/2003	-	3.793	3.052,0	72,0	320,0	540,0	1.700,0	420,0
	Meßstelle 42	10/2002	400	2.275	1.629,0	2,0	72,0	360,0	1.100,0	95,0
		05/2003	200	1.463	955,0	1,0	36,0	240,0	610,0	68,0

**Tabelle 9.16:** Erhobene hydrochemische Meßwerte am Teilstandort E-2.

SK	Meßstellen	Datum	GW_Stand m	Temp °c	O <sub>2</sub> mg/l	O <sub>2</sub> -Sätt %	Leitf µS/cm	pH	NO <sub>3</sub> mg/l	NO <sub>2</sub> mg/l	NH <sub>4</sub> mg/l	Fe mg/l	PO <sub>4</sub> mg/l
I	Meßstelle 20	17.12.2002	6,96	10,0	2,75	24,5	419	6,98	1,52	0,025	0,333	0,923	0,213
		07.04.2003	6,82	9,3	4,49	39,2	288	6,55	0,50	0,469	0,559	7,660	1,120
	Meßstelle 21	17.12.2002	6,45	10,4	2,66	24,0	356	6,72	0,50	0,025	0,087	2,070	0,379
		07.04.2003	6,32	9,3	7,62	66,5	266	6,47	0,50	0,025	0,010	0,782	0,291
	Meßstelle 51	11.12.2002	6,80	7,8	4,30	36,1	279	6,69	18,60	0,025	0,010	0,005	0,618
		08.04.2003	6,65	8,6	4,55	39,1	258	6,89	17,30	0,025	0,010	0,060	0,075
	Meßstelle 52	10.12.2002	7,02	7,9	4,11	34,6	367	6,83	0,50	0,025	0,219	1,510	0,285
		07.04.2003	6,89	9,6	2,07	18,2	372	6,50	0,50	0,025	0,177	0,121	0,368
Meßstelle 56	11.12.2002	6,78	7,2	3,12	26,0	473	7,49	27,70	0,194	0,010	0,005	0,397	
	08.04.2003	6,63	7,8	2,08	17,6	498	7,55	0,50	0,025	0,010	1,120	0,320	
II	Meßstelle 22	17.12.2002	6,62	10,2	2,06	18,4	394	6,38	0,50	0,025	0,112	28,800	1,910
		07.04.2003	6,53	9,0	5,34	46,2	231	6,19	0,50	0,181	0,169	6,090	1,130
	Meßstelle 23	11.12.2002	6,89	7,6	5,12	42,9	296	6,11	42,10	0,025	0,010	0,117	0,266
		07.04.2003	6,73	9,1	4,55	39,5	303	6,15	19,20	0,025	0,010	6,660	0,753
	Meßstelle 54	11.12.2002	6,91	7,9	3,06	26,0	407	6,24	9,92	0,025	0,010	0,261	0,389
		08.04.2003	6,75	7,7	6,88	57,5	378	5,91	9,02	0,025	0,010	0,321	1,070
	Meßstelle 55	11.12.2002	6,81	7,9	2,66	22,3	272	6,25	1,85	0,025	0,010	1,360	0,327
		08.04.2003	6,66	7,4	3,44	28,6	237	6,24	29,00	0,175	0,010	0,839	0,688
III	Meßstelle 50	11.12.2002	6,65	8,6	2,27	19,3	498	6,65	0,50	0,025	0,227	1,480	0,272
		07.04.2003	6,52	9,6	2,04	17,9	533	6,41	0,50	0,150	0,440	13,600	1,000
	Meßstelle 53	11.12.2002	6,60	8,6	1,98	17,4	370	6,37	2,41	0,025	0,372	12,600	0,598
		08.04.2003	6,43	7,7	2,24	18,8	324	6,34	0,50	0,025	0,024	5,320	0,681

Fortsetzung

SK	Meßstellen	Datum	SBV mmol/l	Härte °dH	DOC mg/l	KZ36 KBE/ml	KZ20 KBE/ml	Substrat ml	Bemerkungen
I	Meßstelle 20	17.12.2002	3,1	11,6	19,0	119	390	10	leichter Ölgeruch, Probe verockert
		07.04.2003	3,0	11,7	29,0	58	44	8	Probe verockert
	Meßstelle 21	17.12.2002	2,8	9,5	22,0	22	74	10	leichter Ölgeruch, Probe verockert
		07.04.2003	2,5	7,1	9,1	7	18	3	Ölgeruch, Probe verockert
	Meßstelle 51	11.12.2002	2,1	6,9	21,0	98	105	2	
		08.04.2003	1,6	5,9	3,4	46	41	1	
	Meßstelle 52	10.12.2002	2,7	9,0	11,0	370	450	2	
		07.04.2003	3,3	11,9	7,4	88	99	3	
Meßstelle 56	11.12.2002	3,5	12,8	6,0	54	44	3	Substrat in der Probe schwarz, flockig	
	08.04.2003	1,3	5,2	3,0	19	36	5		
II	Meßstelle 22	17.12.2002	4,3	7,5	24,0	5	8	15	starker Ölgeruch, Substrat in der Probe schwarz, ölig
		07.04.2003	3,6	7,9	12,0	1	2	8	starker Ölgeruch, Substrat in der Probe schwarz
	Meßstelle 23	11.12.2002	1,1	6,4	14,0	16	119	35	Probe stark verockert
		07.04.2003	3,0	9,3	66,0	6	7	6	Probe verockert
	Meßstelle 54	11.12.2002	1,1	8,2	30,0	40	28	32	Probe stark verockert
		08.04.2003	0,8	7,9	46,0	11	277	5	Ölgeruch
Meßstelle 55	11.12.2002	1,7	5,9	3,0	31	44	10		
	08.04.2003	3,6	12,8	22,0	17	40	7	Ölgeruch, Probe verockert	
III	Meßstelle 50	11.12.2002	4,0	11,4	4,2	72	9	15	Substrat in der Probe schwarz, flockig, ölig
		07.04.2003	4,8	10,3	30,0	15	23	15	starker Ölgeruch, Substrat in der Probe schwarz
	Meßstelle 53	11.12.2002	2,4	6,8	56,0	54	10	8	
08.04.2003		3,0	7,2	22,0	12	32	1	Ölgeruch, Substrat in der Probe schwarz, körnig	

**Tabelle 9.17:** Durch Gutachterbüro bereitgestellte hydrochemische Meßwerte für den Teilstandort E-2.

SK	Meßstellen	Datum	MKW µg/l	AKW µg/l	BTEX µg/l	Benzol µg/l	Toluol µg/l	Ethylbenzol µg/l	m+-p-Xylol µg/l	o-Xylol µg/l
I	Meßstelle 20	10/2002	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
		05/2003	50	1	0,5	0,5	0,5	0,5	1,0	0,5
	Meßstelle 21	10/2002	100	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
		05/2003	50	3	3,0	0,5	1,0	0,5	2,0	0,5
	Meßstelle 51	10/2002	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
		05/2003	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Meßstelle 52	10/2002	50	2	2,0	0,5	0,5	0,5	1,0	1,0
		05/2003	50	5	5,0	0,5	0,5	1,0	4,0	0,5
Meßstelle 56	10/2002	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
	05/2003	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
II	Meßstelle 22	10/2002	300	1.032	724,0	98,0	2,0	200,0	420,0	4,0
		05/2003	300	779	533,0	68,0	2,0	170,0	290,0	3,0
	Meßstelle 23	10/2002	50	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
		05/2003	50	6	6,0	5,0	0,5	1,0	0,5	0,5
	Meßstelle 54	10/2002	50	52	38,0	20,0	0,5	11,0	7,0	0,5
		05/2003	50	34	25,0	12,0	0,5	8,0	5,0	0,5
Meßstelle 55	10/2002	100	263	199,0	47,0	0,5	74,0	76,0	2,0	
	05/2003	100	208	156,0	37,0	0,5	59,0	59,0	1,0	
III	Meßstelle 50	10/2002	1.300	6.288	4.380,0	790,0	150,0	820,0	2.500,0	120,0
		05/2003	1.000	4.623	3.188,0	520,0	77,0	620,0	1.900,0	71,0
	Meßstelle 53	10/2002	2.200	8.215	5.497,0	860,0	19,0	1.100,0	3.500,0	18,0
		05/2003	1.400	6.885	4.658,0	680,0	20,0	940,0	3.000,0	18,0