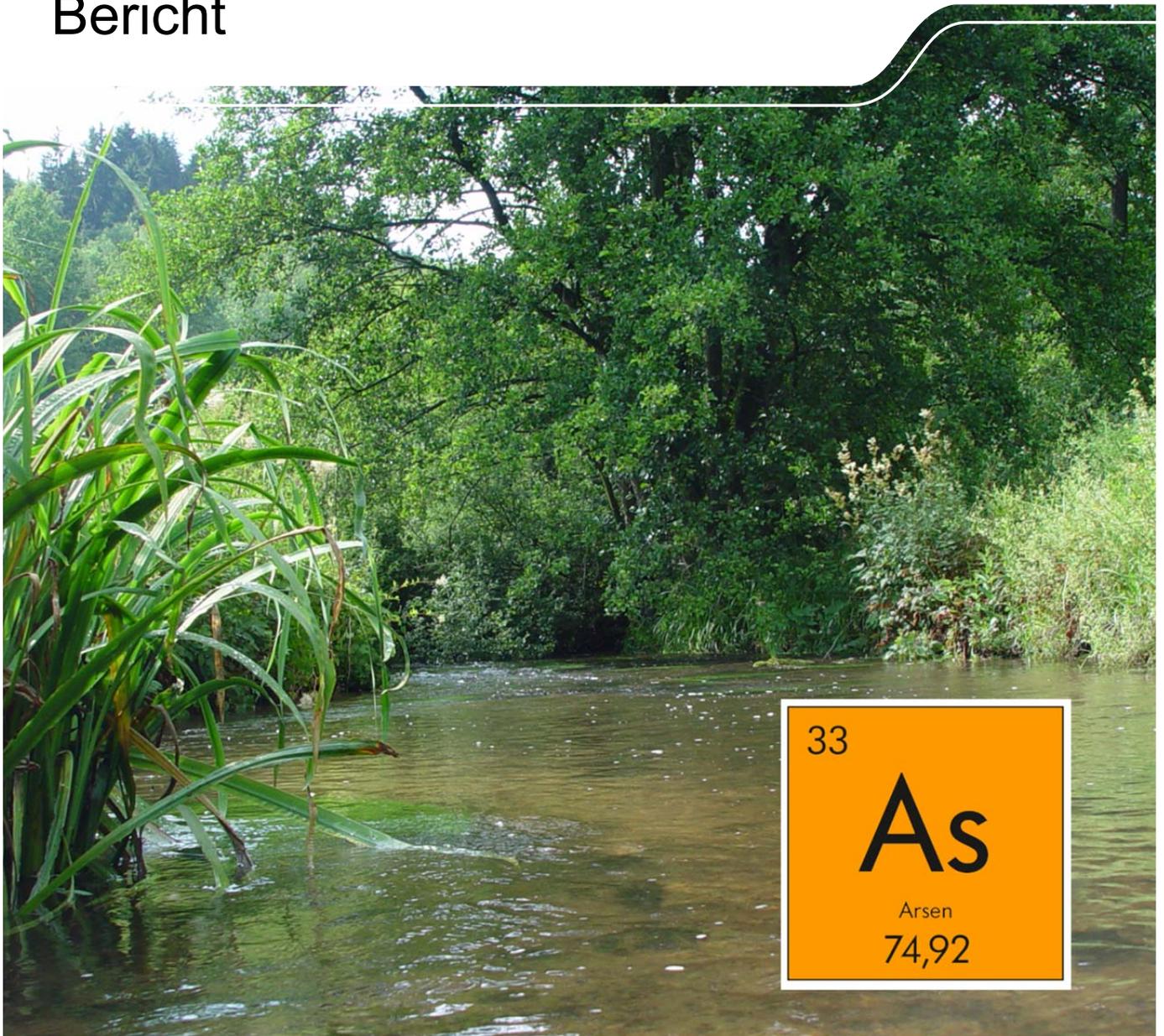




Arsen in Fließgewässern

Bericht



33

As

Arsen

74,92

Auswirkung von Arsenbelastungen auf den ökologischen Zustand/Potential und Abgleich der Ergebnisse mit derzeitigen Umweltqualitätsnormen

Andrea Sundermann, Denise Babitsch, Martin Halle, Andreas Müller, Karen Duis, Anja Coors

1	Hintergrund	14
2	Grundlegende Informationen zu Arsen in Fließgewässern.....	16
2.1	Eintragspfade von Arsen	16
2.1.1	Vorkommen von Arsen	16
2.1.2	Verwendung von Arsen	17
2.1.3	Eintragspfade von Arsen	17
2.2	Wechselwirkungen und Zusammenhänge mit abiotischen Parametern	18
2.2.1	Qualitative Betrachtungen	18
2.2.2	Analyse der Hydrogeochemischen Hintergrundwerte im Grundwasser.....	20
2.2.3	Analyse von Daten des chemischen Monitorings.....	21
2.2.3.1	Wertebereiche und Datenverteilungen	22
2.2.3.2	Korrelationen mit anderen Kenngrößen	26
2.2.4	Fazit	30
2.3	Effekte von Arsen auf biologische Qualitätskomponenten	32
2.3.1	Toxikologische Wirkmechanismen von Arsen.....	32
2.3.2	Beeinflussung der Ökotoxizität von Arsen durch Umweltfaktoren	33
2.3.3	Ökotoxizitätsdaten für aquatische Organismen.....	34
2.3.4	Vorgehensweise bei der Ableitung von Umweltqualitätsnormen für Oberflächengewässer	34
2.3.4.1	Übersicht über Umweltqualitätsnormen zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft	34
2.3.4.2	Generelle Vorgehensweise	35
2.3.4.3	Ableitung von Umweltqualitätsnormen für Metalle und Halbmetalle	36
2.3.5	Umweltqualitätsnormen für Arsen	39
2.3.5.1	Vorschläge für UQN für Großbritannien	41
2.3.5.2	Geltende UQN für Großbritannien.....	42
2.3.5.3	Vorschläge für UQN für Deutschland	42
2.3.5.4	Geltende UQN für Deutschland	45
2.3.5.5	Weitere UQN bzw. UQN-Vorschläge.....	45
2.3.6	Schlussfolgerungen	46
3	Einfluss von Arsen auf die Artengemeinschaften	47
3.1	Datengrundlage	47
3.1.1	Korrelation von Arsen mit anderen Parametern	51
3.1.2	Korrelation von Arsen _{gelöst} und Arsen _{gesamt} mit Schwebstoffwerten.....	53
3.1.3	Löslichkeit von Arsen.....	54
3.2	Zusammenhang zwischen Ökologischen Zustand und Arsengehalt	60
3.2.1	Zusammenhang zwischen Arsengehalten und der Bewertung des Makrozoobenthos mittels "Boxplot-Methode"	61
3.2.2	Zusammenhang zwischen Arsengehalten und der Bewertung der Diatomeen mittels "Boxplot-Methode"	65
3.3	Einfluss des Arsengehaltes auf einzelne Taxa.....	68
3.3.1	Verteilung der Makrozoobenthos-Taxa auf Konzentrationsklassen von Arsen.....	68
3.3.2	Verteilung der Diatomeen-Taxa auf Konzentrationsklassen von Arsen.....	91
3.3.3	Taxonspezifische Schwellenwerte für Makrozoobenthos Taxa und Diatomeen (TITAN-Verfahren).....	101
3.3.3.1	Erläuterung der methodischen Vorgehensweise.....	101

3.3.3.2	Verwendeter Datensatz aus Sachsen	102
3.3.3.3	Ergebnisse der berechneten Schwellenwerte für Makrozoobenthos-Taxa	102
3.3.3.4	Ergebnisse der berechneten Schwellenwerte für Diatomeen	107
3.3.4	Abgleich von Schwerpunktkonzentrationen und taxonspezifischen Schwellenwerten	108
3.3.5	Hinweise zur zulässigen Höchstkonzentration (ZHK) als Wert für die akute Toxizität von Arsen	109
3.4	Anwendung biozönotischer Kenngrößen zur Arsenbelastung auf Proben des Monitorings	112
3.4.1	Schwerpunktkonzentration einer Probe in Abhängigkeit vom Arsengehalt.....	112
3.4.2	Anzahl und Anteil von Decreasern und Increaseern in Abhängigkeit vom Arsengehalt.....	114
3.4.3	Vorhersage von Taxa-Verlust und Gewinn in Abhängigkeit der Arsenkonzentration	119
3.4.4	Ableitung von Effektkonzentrationen nach dem VODAMIN-Verfahren für Artengemeinschaften.....	123
4	Gebietskulisse der 52 Oberflächenwasserkörper	125
4.1	Charakterisierung der 52 Oberflächenwasserkörper.....	127
4.2	Zusammensetzung der Taxongemeinschaften in den OWK der Gebietskulisse	146
5	Zusammenfassung	155
	Literaturverzeichnis	160
	Anhang 1	169
	Anhang 2.....	231

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Mittlere Arsengehalte in den petrogeochemischen Einheiten des Freistaates Sachsen (aus: LfULG 1996)	18
Abbildung 2:	Arsengehalte in Bachsedimenten (aus: LfULG 2004)	19
Abbildung 3:	Kupfer-Gehalte in Bachsedimenten (aus: LfULG 2004)	19
Abbildung 4:	Quecksilber-Gehalte in Bachsedimenten (aus: LfULG 2004)	20
Abbildung 5:	Tabellenauszug der Daten zu Hydrogeochemischen Hintergrundwerte des Grundwassers (BGR 2014)	21
Abbildung 6:	Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Baden-Württembergs (Datengrundlage: LUBW)	22
Abbildung 7:	Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Hessens (Datengrundlage: HLNUG)	23
Abbildung 8:	Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Niedersachsens (Datengrundlage: NLWKN)	23
Abbildung 9:	Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Nordrhein-Westfalens (Datengrundlage: LANUV NRW)	24
Abbildung 10:	Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Sachsens (Datengrundlage: LfULG)	24
Abbildung 11:	Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Sachsens, unteres 95-Perzentil (Datengrundlage: LfULG)	25
Abbildung 12:	Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Sachsen-Anhalts (Datengrundlage: LHW)	25
Abbildung 13:	Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Schleswig-Holsteins (Datengrundlage: LLUR)	26
Abbildung 14:	Streudiagramm Arsen _{gesamt} und TP (alle Daten, Datengrundlage: LUBW)	27
Abbildung 15:	Streudiagramm Arsen _{gesamt} und TP (ohne As-Ausreißer, Datengrundlage: LUBW)	27
Abbildung 16:	Streudiagramm Arsen und Wassertemperatur (ohne As-Ausreißer, Datengrundlage: LfULG, 2016)	29
Abbildung 17:	Streudiagramm Arsen und Nitrat (alle Daten, Datengrundlage: LLUR)	30
Abbildung 18:	Übersicht über die grundlegende Vorgehensweise bei der Ableitung von Umweltqualitätsnormen (UQN) für Metalle (basierend auf EC 2011, vereinfacht). Zusätzliche Informationen zur Vorgehensweise: siehe Text.	37
Abbildung 19:	Verknüpfung von MZB-Taxafunden und Arsenmessdaten	47
Abbildung 20:	Verknüpfung von MZB-Bewertungsdaten (PERLODES) und Arsenmessdaten	48
Abbildung 21:	Maximalwerte der verknüpfbaren Arsenproben (Jahresmittelwerte) nach Bundesländern	48
Abbildung 22:	Verteilung der Arsengehalte der mit MZB-Bewertungen verknüpften Proben	49
Abbildung 23:	Zusammenhang der Einzelwerte für Arsen _{gelöst} und Arsen _{gesamt} , nur sächsische Daten	49
Abbildung 24:	Verteilung der Arsengehalte der nur mit MZB-Taxafunden verknüpften aber nicht bewerteten Proben	50
Abbildung 25:	Zusammenhang zwischen dem 3 Jahresmittel und dem 3Jahresmaximum der Arsenkonzentration einer Probestelle	51
Abbildung 26:	Arsen _{gesamt} und elektrische Leitfähigkeit, LAWA-Typ 5, sächsische Daten	51
Abbildung 27:	Arsen _{gesamt} und elektrische Leitfähigkeit, LAWA-Typ 5, sächsische Daten, Werte oberhalb des 98-Perzentils von Arsen _{gesamt}	52
Abbildung 28:	Arsen _{gelöst} aufgetragen gegen Arsen im Schwebstoff.	53

Abbildung 29:	Arsen _{gesamt} aufgetragen gegen Arsen im Schwebstoff.	54
Abbildung 30:	Streudiagramm Arsen _{gelöst} zu Arsen _{gesamt}	55
Abbildung 31:	Streudiagramm Arsen _{gelöst} zu Arsen _{gesamt}	56
Abbildung 32:	Verteilung der Verhältnisse von Arsen _{gelöst} zu Arsen _{gesamt} in karbonatischen und silikatischen Gewässern (Datengrundlage LfULG 2016).....	57
Abbildung 33:	Verteilung der Messwerte von Arsen _{gelöst} in karbonatischen und silikatischen Gewässern (logarithmierte Skala, Datengrundlage LfULG 2016).....	58
Abbildung 34:	Verteilung der Messwerte von Arsen _{gesamt} in karbonatischen und silikatischen Gewässern (logarithmierte Skala Datengrundlage LfULG 2016).....	59
Abbildung 35:	Multimetrischer Index in Abhängigkeit der Arsenkonzentration. Die jeweiligen Zustandsklassen sind nach dem offiziellen Farbcode entsprechend gekennzeichnet.....	60
Abbildung 36:	Diatomeenindex in Abhängigkeit der Arsenkonzentration. Die jeweiligen Zustandsklassen sind nach dem offiziellen Farbcode entsprechend gekennzeichnet.....	61
Abbildung 37:	Prinzipielles Vorgehen zur Ableitung von Schwellenwerten der Bewertungsstufe "gut"	62
Abbildung 38:	Boxplot der Verteilungen von Arsen _{gelöst} auf die Bewertungsstufen der Allgemeinen Degradation für Messstellen des LAWA-Typs 14.....	63
Abbildung 39:	Boxplot der Verteilungen von Arsen _{gesamt} auf die gruppierten Bewertungsstufen der Allgemeinen Degradation für Messstellen des LAWA-Typs 14.....	64
Abbildung 40:	Boxplots der Verteilungen von Arsen _{gelöst} auf die Bewertungsstufen der Diatomeen.....	66
Abbildung 41:	Boxplots der Verteilungen von Arsen _{gesamt} auf die Bewertungsstufen der Diatomeen.....	67
Abbildung 42:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Gammarus roeselii</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	69
Abbildung 43:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Gammarus pulex</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	70
Abbildung 44:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Asellus aquaticus</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	70
Abbildung 45:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Niphargus sp.</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	71
Abbildung 46:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Perla marginata</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	72
Abbildung 47:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Dinocras cephalotes</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	73
Abbildung 48:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Nemurella picteti</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	73
Abbildung 49:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Diura bicaudata</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	74
Abbildung 50:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Leuctra fusca-Gr.</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	74
Abbildung 51:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Leuctra hippopus-Gr.</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	75
Abbildung 52:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Ephemerella mucronata</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	76
Abbildung 53:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Baetis niger</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	77
Abbildung 54:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Rhitrogena semicolorata</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	78
Abbildung 55:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Potamanthus luteus</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	78

Abbildung 56:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Caenis pseudorivulorum</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	79
Abbildung 57:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Heptagenia coeruleans</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	79
Abbildung 58:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Baetis niger</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	80
Abbildung 59:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Baetis fuscatus</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	81
Abbildung 60:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Caenis rivulorum</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	82
Abbildung 61:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Caenis pseudorivulorum</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	82
Abbildung 62:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Hydropsyche dinarica</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	83
Abbildung 63:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Oecismus monedula monedula</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	84
Abbildung 64:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Silo piceus</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	85
Abbildung 65:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Cyrnus trimaculatus</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	85
Abbildung 66:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Potamophylax luctuosus luctuosus</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	86
Abbildung 67:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Oecetis notata</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	87
Abbildung 68:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Hydropsyche angustipennis angustipennis</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	88
Abbildung 69:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Hydropsyche bulbifera</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	88
Abbildung 70:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Hydropsyche siltalai</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	89
Abbildung 71:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Hydropsyche pellucidula</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	89
Abbildung 72:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Hydropsyche incognita</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	90
Abbildung 73:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Hydropsyche contubernalis contubernalis</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	90
Abbildung 74:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Karayevia suchlandtii</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gelöst}	92
Abbildung 75:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Fragilaria acidoclinata</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gelöst}	92
Abbildung 76:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Planothidium peragalli</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gelöst}	93
Abbildung 77:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Eolimna minima</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gelöst}	93
Abbildung 78:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Frustulia amphipleuroides</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gelöst}	94
Abbildung 79:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Frustulia saxonica</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gelöst}	95
Abbildung 80:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Geissleria cummerowi</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gelöst}	95

Abbildung 81:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Nitzschia abbreviata</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gelöst}	96
Abbildung 82:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Eunotia botuliformis</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	97
Abbildung 83:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Navicula integra</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	97
Abbildung 84:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Achnanthydium minutissimum</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	98
Abbildung 85:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Mayamaea atomus var. permitis</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	99
Abbildung 86:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Nitzschia solita</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	99
Abbildung 87:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Geissleria acceptata</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	100
Abbildung 88:	Gemittelte relative Abundanz des Taxon <i>Achnanthydium saprophilum</i> in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}	100
Abbildung 89:	Schema zur Erläuterung des methodischen Ansätze zur Identifizierung von taxonspezifischen Schellenwerten entlang von Umweltgradienten nach Baker und King (2010) (Threshold Indicator Taxa Analysis; TITAN).	101
Abbildung 90:	Schwellenwerte der Makrozoobenthos-Taxa für Arsen _{gesamt} und _{gelöst} , berechnet für die mittlere Arsenkonzentration.	103
Abbildung 91:	pH-Wert in Abhängigkeit der gelösten Arsenkonzentration, gezeigt für ACP-Referenzgewässer.	104
Abbildung 92:	Schwellenwerte der Diatomeen-Taxa für Arsen _{gesamt} und _{gelöst} , berechnet für die mittlere Arsenkonzentration	108
Abbildung 93:	Prozentualer Anteil der Proben, in denen jedes der 293 betrachteten Makrozoobenthos Taxa nachgewiesen werden konnte (relatives Vorkommen).	111
Abbildung 94:	Berechnete Schwerpunktkonzentration der Proben in Abhängigkeit der Arsenkonzentration.	113
Abbildung 95:	Wahrscheinlichkeitsdichte der Schwerpunktkonzentration von Diatomeen und Makrozoobenthostaxa.	113
Abbildung 96:	Wahrscheinlichkeitsdichte der Spezifitäten von Diatomeen und Makrozoobenthostaxa.	114
Abbildung 97:	Anzahl der De- und Increaser sowie Summe der Häufigkeitsklassen (HK) des Makrozoobenthos in Abhängigkeit der gemessenen Arsenkonzentration.	115
Abbildung 98:	Summe der Häufigkeitsklassen (HK) der De- und Increaser des Makrozoobenthos in unterschiedlichen Fließgewässertypengruppen in Abhängigkeit der gemessenen Arsenkonzentration.	116
Abbildung 99:	Anzahl der De- und Increaser der Diatomeen in Abhängigkeit der gemessenen Arsenkonzentration.	117
Abbildung 100:	Summe der relativen Abundanz der De- und Increaser der Diatomeen in Abhängigkeit der gemessenen Arsenkonzentration.	118
Abbildung 101:	Summe der relativen Abundanz der De- und Increaser der Diatomeen in unterschiedlichen Fließgewässertypengruppen in Abhängigkeit der gemessenen Arsenkonzentration.	119
Abbildung 102:	Abgeleitete Funktionen für Makrozoobenthos.	120
Abbildung 103:	Abgeleitete Funktionen für Diatomeen.	121

Abbildung 104:	Ausgewählte Metrics (biozönotisch Kenngrößen) der Qualitätskomponente Makrozoobenthos in Abhängigkeit der Arsenkonzentration (Arsen _{gelöst}).....	124
Abbildung 105:	Übersicht der ausgewählten 52 Oberflächenwasserkörper (OWK). Die Einfärbung der OWK dient lediglich zur besseren Abgrenzung.	125
Abbildung 106:	Anzahl der De- und Increaser in Proben der Gebietskulisse in Abhängigkeit der Arsenkonzentration.....	146
Abbildung 107:	Mittlere Anzahl der De- und Increaser des Makrozoobenthos in den OWK der Gebietskulisse.....	147
Abbildung 108:	Mittlere Anzahl der De- und Increaser der Diatomeen in den OWK der Gebietskulisse.....	148
Abbildung 109:	Anzahl der Decreaser (sensible Taxa) in Makrozoobenthosproben in Abhängigkeit der für die Proben gemessenen Arsenkonzentration (Mittelwert von Arsen _{gelöst} über einem Zeitraum von 3 Jahren vor den MZB-Probenahmen).....	150
Abbildung 110:	OWK Nr. 31 Biela (oben) und Nr. 34 Münzbach-1, Nr. 35 Ebisdorfer Wasser, Nr. 37 Münzbach-2 (unten).....	151
Abbildung 111:	OWK Nr. 7 Schlema (oben) und Nr. 21 Wilisch (unten)	153

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Arsengehalte in Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen und Kultursubstraten (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2008).....	17
Tabelle 2:	Messgrößen der Hydrogeochemischen Hintergrundwerte des Grundwassers (BGR 2014).....	20
Tabelle 3:	Gelieferte Daten der Bundesländer	22
Tabelle 4:	Charakterisierung der Datensätze der Länder – Probenzahl und Arsen-Gesamt-Gehalte	30
Tabelle 5:	Auffällige Zusammenhänge zwischen Arsengehalt und anderen Parametern.....	31
Tabelle 6:	Übersicht über Umweltqualitätsnormen (UQN) zum Schutz der aquatischen (pelagischen und benthischen) Lebensgemeinschaft und von Prädatoren an der Spitze der Nahrungskette (basierend auf EC 2011)	35
Tabelle 7:	Übersicht über Umweltqualitätsnormen (UQN), UQN-Vorschläge und ähnliche Qualitätsziele für limnische Oberflächengewässer.	40
Tabelle 8:	Schwellenwerte der Klasse "gut" der Allgemeinen Degradation für verschiedene Fließgewässertypen nach LAWA, Arsen gesamt.....	64
Tabelle 9:	Schwellenwerte der Klasse "gut" der Allgemeinen Degradation für verschiedene Fließgewässertypgruppen, Arsen gesamt	65
Tabelle 10:	Schwellenwerte der Klasse "gut" der Allgemeinen Degradation für Fließgewässer mit unterschiedlichem geochemischen Hintergrund, Arsen gesamt	65
Tabelle 11:	Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Crustaceen	69
Tabelle 12:	Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Plecopteren	71
Tabelle 13:	Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Ephemeroptera, Arsen-empfindliche Taxa	76
Tabelle 14:	Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Ephemeroptera, arsenintolerante bis präferierende Taxa	77
Tabelle 15:	Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Ephemeroptera, Baetidae.....	80
Tabelle 16:	Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Ephemeroptera, Caenidae	81
Tabelle 17:	Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Trichoptera, arsenempfindliche Taxa.....	83
Tabelle 18:	Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Trichoptera, arsenindifferente Taxa	84
Tabelle 19:	Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Trichoptera, arsenintolerante bis präferierende Taxa.....	86
Tabelle 20:	Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Trichoptera, Gattung Hydropsyche	87
Tabelle 21:	Anzahl der berechneten taxonspezifischen Schwellenwerte (SW) für Makrozoobenthostaxa, mit Angabe zu minimalen, maximalen und mittleren Schwellenwerten für Decreaser und Increaser, Arsen gesamt und gelöst [$\mu\text{g/l}$].....	103
Tabelle 22:	Abgeleitete Schwellenwerte in $\mu\text{g/l}$ auf der Grundlage von ACP-Referenzgewässern (ACP-Ref) und auf der Basis des landesweiten Datensatzes berechnet wurden (alle Gewässer). Fett: Decreaser. Kursiv: Increaser.....	105
Tabelle 23:	Anzahl der berechneten taxonspezifischen Schwellenwerte (SW) für Diatomeen, mit Angabe zu minimalen, maximalen und mittleren Schwellenwerten für Decreaser und Increaser, Arsen gesamt und gelöst [$\mu\text{g/l}$]	107
Tabelle 24:	Zusammenhang zwischen taxonspezifischer Schwerpunktkonzentration (SWP-K) und Schwellenwert in Abhängigkeit der Spezifität der Schwerpunktkonzentration. Rho: Gütemaß der Rangkorrelation nach Spearman	109
Tabelle 25:	Anzahl der Makrozoobenthos und Diatomeen Proben, deren maximale Arsengehalte auf die entsprechenden Konzentrationsgruppen entfallen, sowie Angaben des relativen Vorkommens von Taxa innerhalb der Gruppen.	111

Tabelle 26: Abgeleitete Funktionen für Makrozoobenthos und Diatomeen	122
Tabelle 27: Stammdaten der ausgewählten 52 Oberflächenwasserkörper (OWK)	126
Tabelle 28: Ökologische Zustandsklasse (ÖZK) der 52 ausgewählten Oberflächenwasserkörper	127
Tabelle 29: Arsenkonzentrationen von Arsen gelöst (AS gel), Arsen gesamt (AS ges) Arsen Sediment (As Sed) sowie allgemeine chemische und physikalisch-chemische Parameter.....	130
Tabelle 30: Ökologische Zustandsbewertung der biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Makrophyten + Phytobenthos, Phytoplankton aus den Jahren 2009 bis 2016 und Fische aus dem Jahr 2016	142
Tabelle 31: Zehn OWK der Gebietskulisse, deren Arsengehalt am höchsten war (Arsen gelöst; Mittelwert aus allen Messstellen im OWK)	149

Abkürzungsverzeichnis

ACP	allgemeine chemische und physikalisch-chemische Parameter
AS	Arsen
BLM	„biotic ligand model“
Cl-	Chlorid
EC ₁₀	10% Effekt Konzentration
EC ₅₀	mittlere effektive Konzentration (median effect concentration)
FG-Typ	Fließgewässertyp
HC ₅	“5% hazardous concentration”
HK	Häufigkeitsklassen
HLNUG	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
HMWB	heavily modified water body / stark veränderter Wasserkörper
JD	Jahresdurchschnitt
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LC ₅₀	mittlere letale Konzentration (median lethal concentration)
LF	Leitfähigkeit (25°C)
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Sachsen)
LHW	Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsenanhalt
LLUR	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (Schleswig-Holstein)
LOEC	„lowest observed effect concentration“
LUBW	Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
Max	Maximalwert
MGB	Mittelgebirgsbäche
MGF	Mittelgebirgsflüsse
Min	Minimalwert
MKZ	Messstellenkennzahl
MP	Makrophyten
MW	Mittelwert (arithmetisches Mittel)
MZB	Makrozoobenthos
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff
NOEC	“no observed effect concentration”
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
o-PO ₄ -P	ortho-Phosphat-Phosphor
OWK	Oberflächenwasserkörper
ÖZK	Ökologische Zustandsklasse
PB	Phytobenthos
PP	Phytoplankton
RB	Repräsentative biologische Messstelle
RC	Repräsentative chemische Messstelle
SCHER	Scientific Committee on Health and Environmental Risks
SSD	„species sensitivity distribution“

SW	Schwellenwert nach dem TITAN-Verfahren
SWP-K	Schwerpunktkonzentration
TGD f. EQS	“Technical guidance for deriving environmental quality standards”
TLB	Tiefenbäche
TLF	Tiefenflüsse
TP	total Phosphorus / Gesamtphosphor
TWa	Wassertemperatur
UQN	Umweltqualitätsnorm
UQN _{fw}	Umweltqualitätsnorm für limnische Oberflächengewässer (Freshwater)
WHO	Weltgesundheitsorganisation (World Health Organization)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZHK	Zulässige Höchstkonzentration

1 Hintergrund

Der jahrhundertlang in Sachsen betriebene Bergbau hat nachhaltige Folgen für die Gewässer. So sind in einer Vielzahl der Oberflächenwasserkörper (OWK) erhöhte Arsenkonzentrationen sowohl im Schwebstoff als auch im Wasser festzustellen. Da kosteneffiziente Maßnahmen zur Reduzierung der Arsenkonzentrationen nur eingeschränkt möglich sind, muss davon ausgegangen werden, dass sich die erhöhten Arsenkonzentrationen auch zukünftig nicht rückläufig entwickeln werden.

Der vorliegende Bericht aus dem Leitprojekt »Für saubere Gewässer in Sachsen« befasst sich mit den ökologischen Wirkungen von Arsen auf Lebewesen des Gewässergrunds und bietet somit eine Hilfestellung für die Ableitung belastbarer Umweltziele.

Es kann davon ausgegangen werden, dass mit dauerhaft erhöhten Arsenkonzentrationen eine Beeinträchtigung der Biozöosen in den Fließgewässern einhergeht. Nicht zuletzt deshalb gehört Arsen zu den flussgebietspezifischen Schadstoffen zur Beurteilung des ökologischen Zustandes und des ökologischen Potenzials nach Anlage 6 Oberflächengewässerverordnung (OGewV) vom 20. Juni 2016. Für Arsen_{gelöst} und Arsen_{gesamt} gibt es in der derzeitigen OGewV allerdings keine Umweltqualitätsnorm (UQN) für die zulässige Jahresdurchschnittskonzentration (JD-UQN) oder die zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN). Zwar wurden eine JD-UQN von 1,3 µg/l und eine ZHK-UQN von 24 µg/l in die mit den Ländern abgestimmte Fassung der OGewV vom 29.04.2015 aufgenommen, die von der Bundesregierung am 16.12.2015 beschlossene Fassung der OGewV enthielt jedoch eine JD-UQN von 2,9 µg/l und eine ZHK-UQN von 6,6 µg/l. Da eine fachlich nachvollziehbare Begründung für diese Änderungen fehlte, empfahlen die Ausschüsse, die bisherige UQN von 40 mg/kg Sediment- oder Schwebstofftrockengewicht bis zur fachlich eindeutigen Ableitung neuer UQN beizubehalten.

Da für Sachsen an deutlich mehr Messstellen Werte für Arsen_{gelöst, gesamt} vorliegen, als für das Sedimenttrockengewicht, wäre eine Plausibilisierung der Vorschlagswerte für die JD-UQN und die ZHK-UQN Arsen_{gelöst, gesamt} hilfreich. So könnte für eine deutlich höhere Anzahl von Messstellen die Belastungssituation für Arsen eingeschätzt werden. Es ist sicherlich unzweifelhaft, dass Arsen ab einer bestimmten Konzentration einen toxischen Effekt auf die aquatischen Organismen hat. Derartige mittels standardisierter ökotoxikologischer Labortests ermittelbare Grenzwerte können jedoch in völlig anderen Größenordnungen liegen, als die Schwellenwerte, oberhalb derer im Gewässer der gewässertypspezifische gute ökologische Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial nach den Vorgaben der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) nicht mehr erreichbar ist. Es stellt sich also die Frage, inwiefern Arsen die ökologische Zustandseinstufung direkt beeinflusst bzw. ob die biologischen Bewertungsverfahren überhaupt auf die Arsenbelastung reagieren, obwohl sie nicht im Hinblick auf diesen sehr speziellen Belastungsfaktor hin entwickelt und kalibriert worden sind. Unabhängig davon gilt, dass nach § 5 OGewV bei einer Überschreitung der Umweltqualitätsnorm (UQN) eines flussgebietspezifischen Schadstoffes der ökologische Zustand maximal als „mäßig“ einzustufen ist, auch wenn alle biologischen Qualitätskomponenten mit „gut“ oder besser bewertet sind. Nicht zuletzt deshalb ist eine Plausibilisierung der Vorschlagswerte für die JD-UQN und die ZHK-UQN Arsen_{gelöst, gesamt} wünschenswert.

Ab welcher Konzentration Arsen ursächlich zu einer Ab- oder Zunahme der Abundanz einzelner fließgewässertypischer Taxa führt, ist ebenfalls unbekannt. Kenntnisse über Toleranzspektren und taxonspezifische Schwellenwerte könnten helfen, eine durch erhöhte Arsenkonzentrationen verursachte Veränderung der gewässertypspezifischen Biozönose nachweisen zu können – unabhängig davon, ob sich diese im Ergebnis der ökologischen Zustandsklasse widerspiegelt oder nicht.

Vor diesem Hintergrund hat das Projekt im Wesentlichen folgende Ziele:

- Klärung des Zusammenhangs zwischen Arsengehalt und Ökologischer Zustandsbewertung und der Frage, ob Arsenbelastungen durch die biologischen Bewertungsverfahren abgebildet werden. Durchgeführt wurden alle Analysen für die Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Diatomeen
- Ableitung taxonspezifischer Toleranzspektren für Arsen und Berechnung von Arsen-Schwerpunktkonzentrationen für Fließgewässer bewohnende Taxa
- Ableitung taxonspezifischer Schwellenwerte für Arsen
- Abgleich der Ergebnisse mit den Vorschlagswerten für die JD-UQN und ZHK-UQN

Hierfür werden zur Verfügung gestellte Monitoringdaten des Landes Sachsen und weiterer Bundesländer ausgewertet. Es sei darauf hingewiesen, dass das Projekt nicht zum Ziel hat, mittels explorativer Verfahren (Analyse der Datensätze) eine (neue) UQN abzuleiten. Die Ergebnisse des Projektes sollen diesbezüglich lediglich dazu beitragen die Größenordnung einer vorgeschlagenen Arsen-UQN plausibilisieren (d. h. bestätigen oder verwerfen) zu können.

Zum besseren Verständnis wurden zu Beginn des Projektes folgende Ergebnisse zusammengestellt:

- Eintragungspfade von Arsen - Wechselwirkungen und Zusammenhänge mit abiotischen Parametern sowie
- aus der Literatur bekannte Effekte von Arsen auf biologische Qualitätskomponenten.

Abschließend werden für 52 ausgewählte Oberflächenwasserkörper (OWK) die Auswirkungen unterschiedlicher Arsenbelastungen der Wasser- bzw. Feststoffphase (Schwebstoff) auf die biologischen Qualitätskomponenten dargestellt und diskutiert.

2 Grundlegende Informationen zu Arsen in Fließgewässern

In diesem Kapitel sind die aus der Literatur bekannten Kenntnisse zu den verschiedenen Eintragungspfaden, den damit verbundenen chemischen bzw. ökotoxikologischen Eigenschaften sowie zur (Wechsel-)Wirkung von Arsen mit abiotischen Parametern und biologischen Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos, Makrophyten, Diatomeen, Fische) zusammengetragen und übersichtlich aufbereitet. Dies dient dem Verständnis der Wirkung von Arsen in der Umwelt und vereinfacht die Interpretation der in Kapitel 3 durchgeführten Analysen.

2.1 Eintragungspfade von Arsen

2.1.1 Vorkommen von Arsen

Arsen (As) ist geologisch ubiquitär und kommt in der Erdkruste in mittleren Konzentrationen von ca. 2 – 5 mg/kg vor. In natürlichen Böden liegen Arsengehalte meist zwischen 0,1 und 20 mg/kg, in Gebieten mit geogen erhöhten Arsenvorkommen, werden auch Gehalte über 100 mg/kg gefunden.

Arsen kommt in verschiedenen Mineralien, wie Arsenkies (FeAsS), und als Begleiter anderer Mineralien, wie Zinkblende oder Eisenkies (Schwefelkies), zuweilen gediegen als Scherbenkobalt vor. Arsen ist in seinen Verbindungen drei- oder fünfwertig. Bedeutsame Verbindungen des dreiwertigen As sind Arsentrioxid (Arsenik - As_2O_3 -) und die arsenige Säure (H_3AsO_3) mit ihren Salzen (Arsenite), des fünfwertigen As die Arsensäure (H_3AsO_4) und deren Salze, die Arsenate. Als Halbmetall kommt Arsen in der Natur sowohl kationisch (insbesondere als Sulfid und als Oxid) als auch anionisch (in Form von Metallarseniden) vor. Relevante Arsenminerale sind z.B. (HOLLEMAN et al. 2007):

- Arsenkies – FeAs_2 , FeS_2
- Rotnickelkies – NiAs
- Glanzkobalt – $\text{Co}[\text{AsS}]$
- Arsennickelkies – $\text{Ni}[\text{AsS}]$
- Realgar – As_4S_4
- Auripigment – As_2S_3
- Arsensilberblende – $3 \text{Ag}_2\text{S}$, As_2S_3
- Arsenolith (kubisch) und Claudetit (monoklin) – As_2O_3

Dies zeigt bereits, dass Arsen häufig mit anderen Metallen vergesellschaftet vorkommt.

Gemäß LfULG (1996) liegt der Clarke-Wert für Arsen bei 2,0 mg/kg. Gegenüber diesem Wert, der den mittleren Gehalt eines Elementes in der Lithosphäre beschreibt, sind die Arsengehalte in Sachsen mit 13 mg/kg stark erhöht (LfULG 1996). Dabei streuen die Gehalte stark zwischen den Hauptgesteinstypen mit Werten von 1,9 bis 44 mg/kg. Relativ hohe Gehalte (~20 mg/kg) in den Flussauen werden auf Abtragung arsenhaltiger Mineralisationen (Arsenopyrit, gediegenes Arsen) aus dem Erzgebirge, aber auch anthropogene Einflüsse zurückgeführt. Die höchsten Gehalte werden für die Jüngeren Granite des Ost- und Mittelerzgebirges und dem Granitporphyr von Altenberg-Frauenstein berichtet (> 25 mg/kg). Als Ursache werden disperse arsenführende Mineralisationen genannt (LfULG 1996).

2.1.2 Verwendung von Arsen

Arsen wird z.B. als Zusatz von Blei- oder Kupferlegierungen verwendet, um deren Festigkeit und Fließfähigkeit zu verbessern. Bleischrot enthält z.B. 1% Arsen (BRAUN et al. 1999).

Hochreines Arsen spielt in Verbindung mit Gallium als Gallium-Arsenid-Halbleiter in der Elektronik eine große Rolle. In Verbindung mit Indium wird es in Leuchtdioden sowie Laserdioden eingesetzt. Aufgrund der Bestrebungen zur Energiewende ist daher möglicherweise mit einer zunehmenden Bedeutung zu rechnen (MÜLLER et al. 2015). Arsen wurde als Fungizid, als Holzschutzmittel oder als Mittel zur Schädlingsbekämpfung im Weinbau eingesetzt. Derartige Anwendungen als Biozid sind in der EU nicht mehr zugelassen. Arsenhaltige Pestizide sind seit 1974 in der Bundesrepublik verboten. Aufgrund seines früheren Einsatzes in der Taxidermie ist – aufgrund der vorhandenen historischen Präparaten – in Museen der Kontakt nicht auszuschließen (MARTE et al. 2006). Bereits seit über 30 Jahren ist der Einsatz von Arbeitsstoffen, die mehr als 0,3 Gew.-% Arsen enthalten, durch das Gefahrstoffrecht erheblich eingeschränkt.

2.1.3 Eintragspfade von Arsen

Gemäß UMWELTBUNDESAMT (2003) sind die wichtigsten natürlichen Eintragspfade Vulkanausbrüche und Verwitterung. Anthropogene Emissionen entstünden *"hauptsächlich durch den Einsatz von fossilen Roh- und Brennstoffen (mit natürlichen Arsengehalten) in thermischen Prozessen, begünstigt durch die hohe Flüchtigkeit von Arsenoxiden. Wichtige Emittenten sind die Nichteisenmetallerzeugung (insbesondere die Verhüttung von Kupfer), Eisen- und Stahlerzeugung, Steine/Erden mit Glaserzeugung sowie Hausfeuerungsanlagen."* (UMWELTBUNDESAMT 2003). In Böden im Umfeld von Kupferhütten und ehemaligen Arsenproduktionsstätten wurden Arsengehalte von über 1.000 mg/kg festgestellt (MATSCHULLAT 2000).

Landwirtschaftliche Dünger können je nach ihrer Herkunft Arsen in Spuren enthalten. Die Düngemittelverordnung (DüMV 2017) legt einen Grenzwert von 40 mg/kg fest. Ab 20 mg/kg besteht eine Kennzeichnungspflicht. Der Freistaat Sachsen führte vor ca. 10 Jahren ein Projekt mit dem Vorhabentitel „Bestimmung und Bewertung der Schwermetallgehalte von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen und Kultursubstraten“ durch, um Ableitungen für einen sachgerechten und effizienten Hoheitsvollzug in Sachsen treffen zu können. Die Ergebnisse wurden im Jahr 2008 veröffentlicht (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2008). Die folgende Tabelle 1 zeigt eine Zusammenfassung der Ergebnisse für Arsen. Einige der untersuchten Substrate wiesen also Arsengehalte auf, die deutlich über dem weltweiten geogen Hintergrundwert liegen (2,0 mg/kg). Nur sehr wenige liegen jedoch über dem mittleren Arsengehalt sächsischer Gesteine.

Tabelle 1: Arsengehalte in Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen und Kultursubstraten (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2008)

Untersuchungsmaterial	Arsengehalte	Mittelwerte [mg/kg TM]	Untersuchungsmaterial	Arsengehalte	Mittelwerte [mg/kg TM]
Stickstoffdünger	0,01 - 2,4		organ. N-Dünger	1,51	
Rohphosphate	1 - 35		organ. NP-Dünger	0,05	
Phosphatdünger	3,96 - 9,81		Klärschlamm	11,1	
Kalidünger	0,22 - 0,55		Klärschlammkompost	19,5	
Magnesiumdünger	3,25		Bioabfallkompost	12	
Kalke	0,63 - 6,22		organ. NPK-Dünger flüssig	0,59	
NP-Dünger	4,27 - 6,04		Kompost	1,6 - 6,51	
PK-Dünger	1,76 - 4,06		Rindenumus/-mulch	0,77 - 0,85	
NPK-Dünger	1,3 - 3,3		Kultursubstrate	2,02	

2.2 Wechselwirkungen und Zusammenhänge mit abiotischen Parametern

Aufgrund der Vielzahl der möglichen Eintragungspfade sind ebenso vielfältige Korrelationen von Arsen zu anderen – möglicherweise ebenfalls ökotoxikologisch relevanten – Stoffen möglich. Diese werden im Folgenden genauer untersucht. Für die weiteren Untersuchungen des Zusammenhangs zwischen Arsengehalten in Fließgewässern ist es von Relevanz, inwieweit eventuelle Kreuzbeziehungen zwischen Arsen und anderen, die Biozöosen beeinflussenden Parametern steht. Wenn beispielsweise hohe Arsenkonzentrationen regelmäßig mit höheren Konzentrationen eines anderen, toxischen Parameters einhergingen, würden Scheinkorrelationen das Ergebnis verfälschen. Aus diesem Grund wurden anhand verschiedener Datensätze Zusammenhänge zwischen Arsen und anderen abiotischen Parametern untersucht.

2.2.1 Qualitative Betrachtungen

Der "Geochemische Atlas des Freistaates Sachsen" beschreibt in Teil 1 "Spurenelementgehalte in Gesteinen" (LfULG 1996) und in Teil 2 "Spurenelementgehalte in Bachsedimenten" (LfULG 2004). Die beiden Karten in Abbildung 1 und Abbildung 2 bestätigen die obigen Beschreibungen bezüglich der räumlichen Verbreitung von Arsen. Ähnliche räumliche Zusammenhänge zeigen sich auch für Barium, Blei, Lithium, Mangan, Molybdän, Uran, Zink und Zinn (LfULG 2004). Vergleicht man die Karten in Abbildung 1 und Abbildung 2 mit denen für andere Elemente, so zeigen sich in einigen Fällen deutlich ähnliche Verteilungen. Die Abbildung 3 und Abbildung 4 bestätigen dies für Kupfer und Quecksilber.

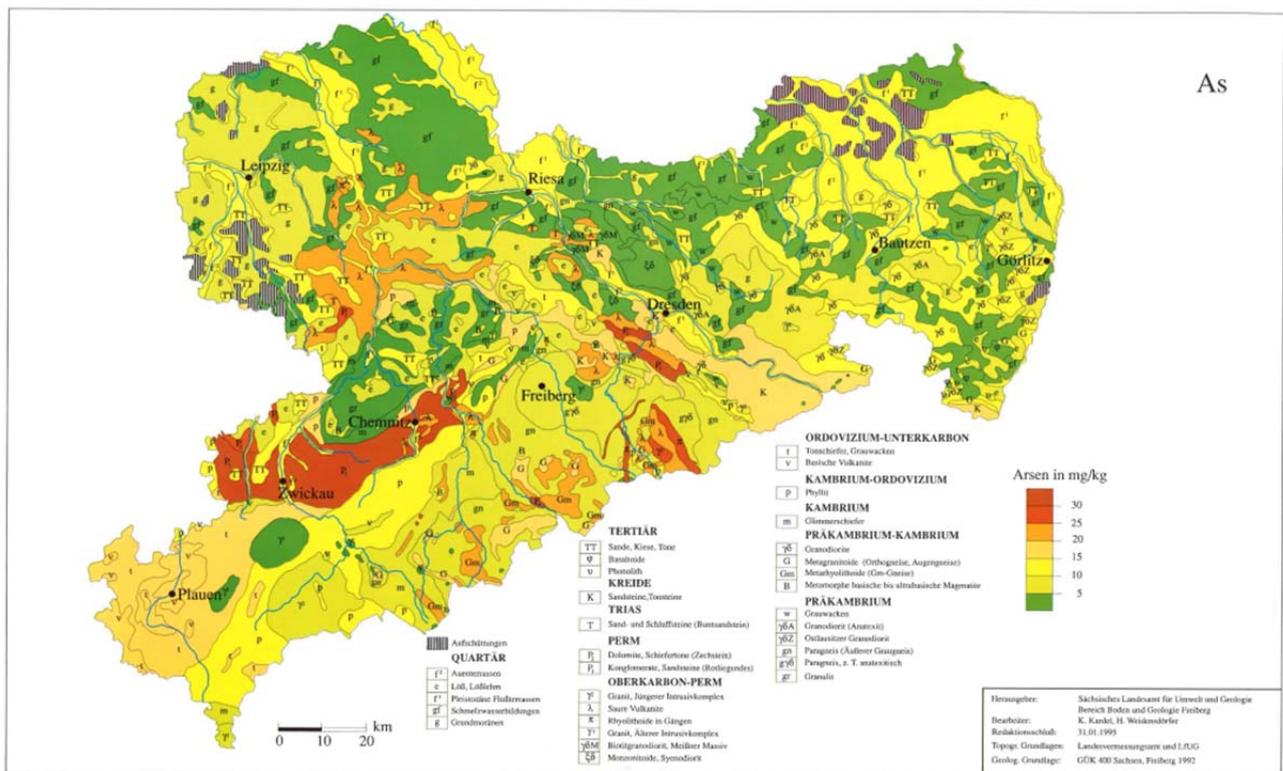


Abb. 2: Mittlere Arsengehalte in den petrogeochemischen Einheiten des Freistaates Sachsen

Abbildung 1: Mittlere Arsengehalte in den petrogeochemischen Einheiten des Freistaates Sachsen (aus: LfULG 1996)

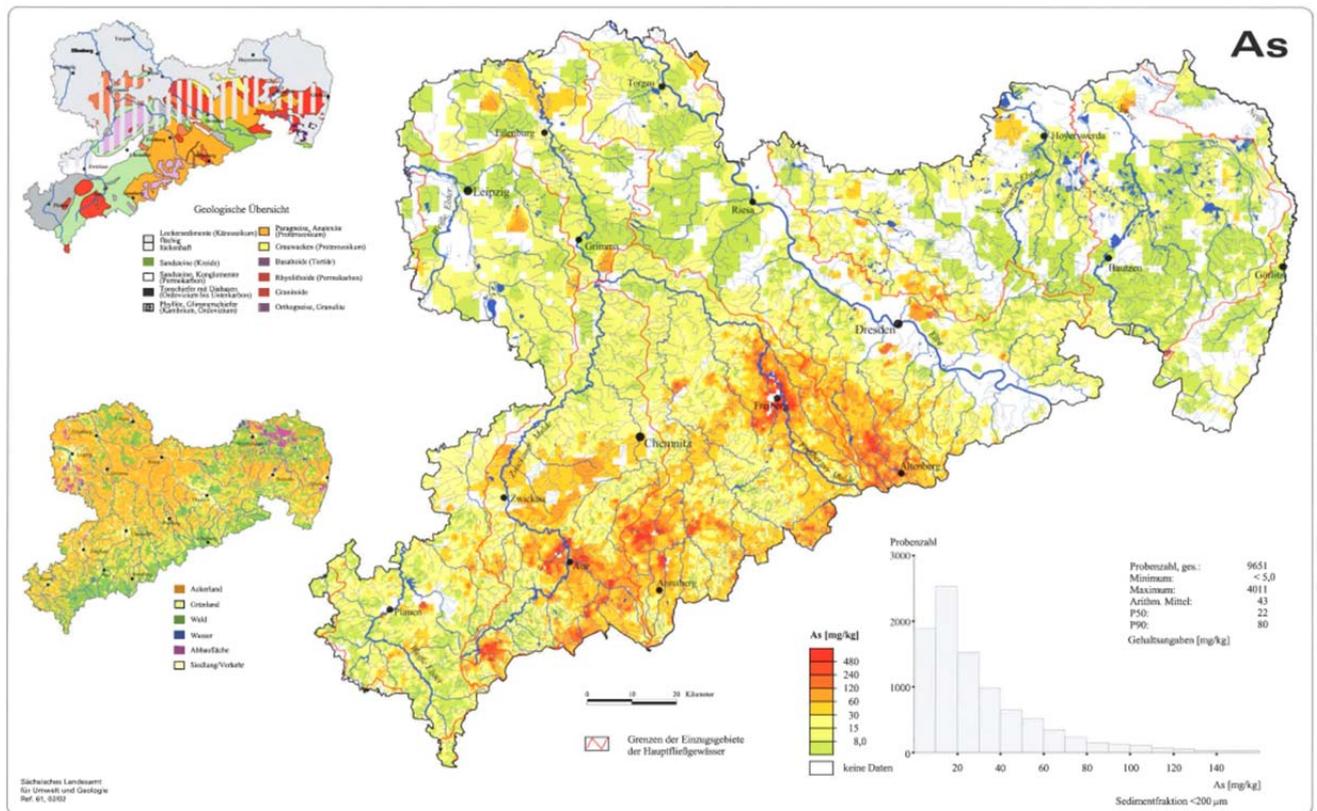


Abb. 4.11-2: Arsen in Bachsedimenten Sachsens

Abbildung 2: Arsengehalte in Bachsedimenten (aus: LfULG 2004)

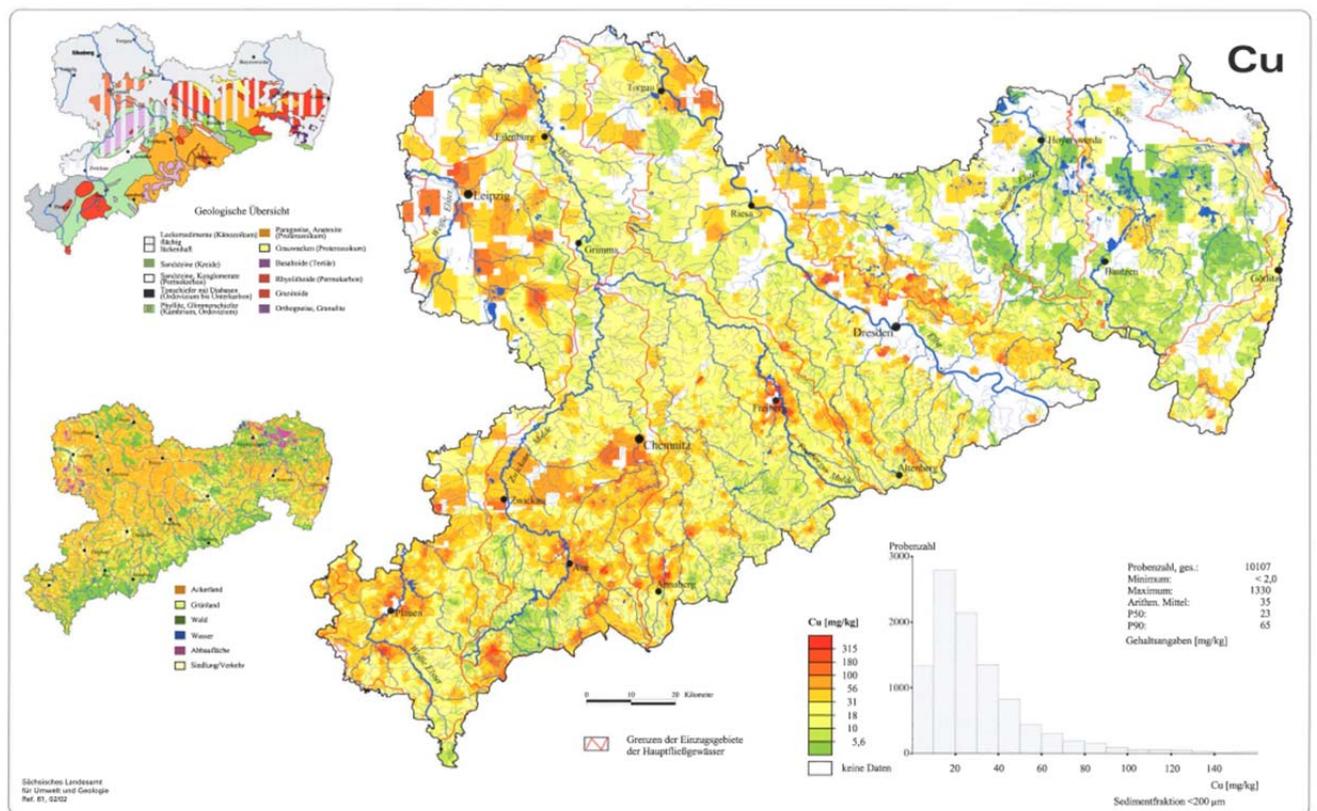


Abb. 4.17-2: Kupfer in Bachsedimenten Sachsens

Abbildung 3: Kupfer-Gehalte in Bachsedimenten (aus: LfULG 2004)

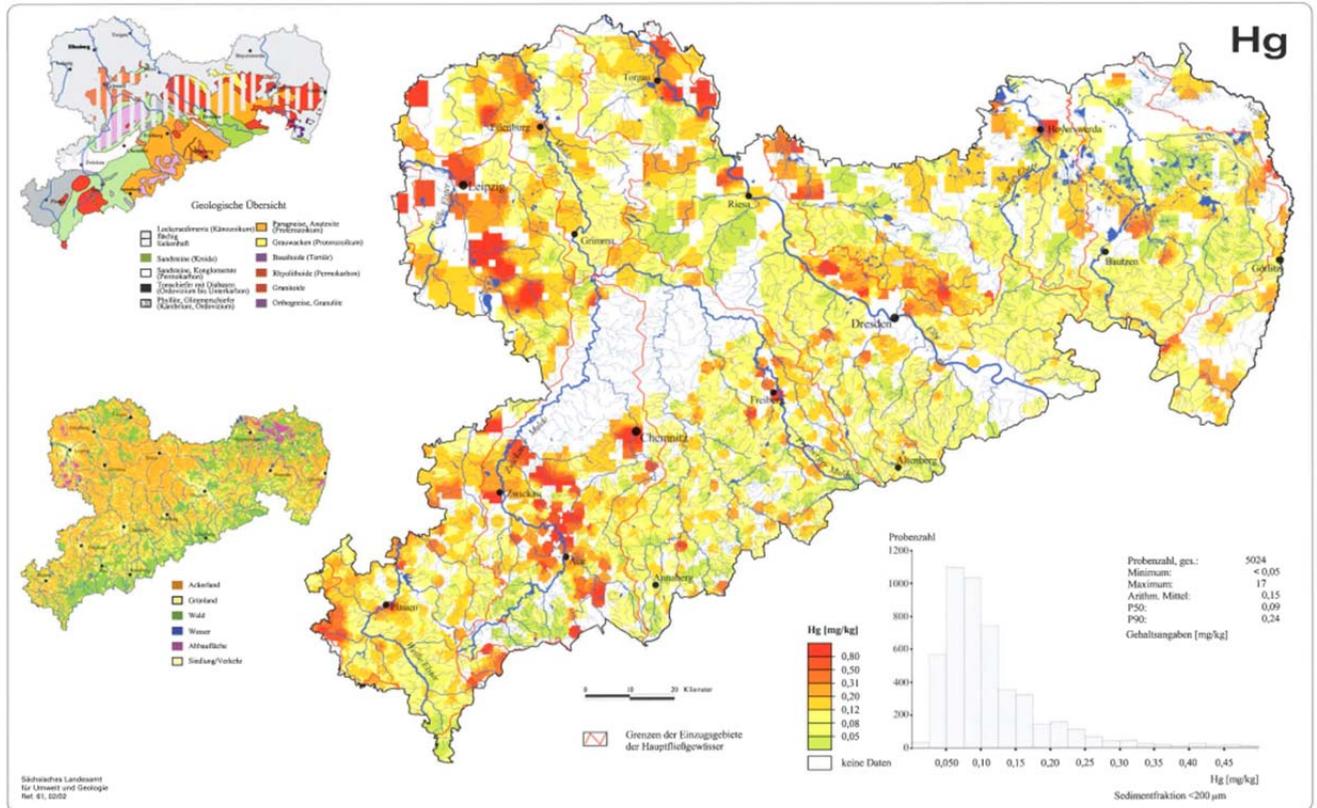


Abb. 4.1.8-2: Quecksilber in Bachsedimenten Sachsens

Abbildung 4: Quecksilber-Gehalte in Bachsedimenten (aus: LfULG 2004)

2.2.2 Analyse der Hydrogeochemischen Hintergrundwerte im Grundwasser

Der Bund-Länder-Ausschuss Bodenforschung und die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser haben gemeinsam die "Hydrogeochemischen Hintergrundwerte im Grundwasser" veröffentlicht (BLA-GEO und LAWA, 2015). Die Ergebnisse wurden von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Hannover erarbeitet und als Hydrogeologische Karte von Deutschland 1:200.000, Hintergrundwerte (HÜK200 HGW) veröffentlicht. Die der Karte zugrundeliegenden Daten wurden im Vektorformat auf der Website der BGR veröffentlicht (BGR 2014). Sie wurden in eine PostgreSQL-Geodatenbank übernommen und mittels R ausgewertet.

Der Datensatz umfasst Ergebnisse für 186 hydrogeochemische Einheiten (HGC, siehe Abbildung 5). Darin sind Werte für folgende Parameter enthalten (Tabelle 2).

Tabelle 2: Messgrößen der Hydrogeochemischen Hintergrundwerte des Grundwassers (BGR 2014)

Ag [µg/l]	Cd [µg/l]	HCO ₃ [mg/l]	NH ₄ [mg/l]	SiO ₂ [mg/l]
Al [mg/l]	Cl [mg/l]	Hg [µg/l]	Na [mg/l]	Sn [µg/l]
As [µg/l]	Co [µg/l]	K [mg/l]	Ni [µg/l]	Sr [mg/l]
B [mg/l]	Cr [µg/l]	Lf [µS/cm]	PO ₄ [mg/l]	Tl [µg/l]
Ba [mg/l]	Cu [µg/l]	Li [µg/l]	Pb [µg/l]	U [µg/l]
Bi [µg/l]	F [mg/l]	Mg [mg/l]	SO ₄ [mg/l]	V [µg/l]
Br [mg/l]	Fe [mg/l]	Mn [mg/l]	Sb [µg/l]	Zn [µg/l]
Ca [mg/l]	Gesamthärte [°dH]	Mo [µg/l]	Se [µg/l]	pH

hgc_id character varying(10)	hgc_name character varying(100)	Fläche [qm] double precision	as_uvl double precision	al_mgl double precision	bl_uvl double precision
01R11	Nordseeinseln und Watten	4103785731	0.62	0.621	0
01R12	Marschen	6577593725	1.54	0.0585	0
01R13a	Berlin-Brandenburgische Urstrom- und Nebentäler	7830251159	4.07	0	0
01R13b	Mitteldeutsche Urstrom- und Nebentäler	7913174094	5.3	0.243	0
01R13c	Nordwestdeutsche Flussniederung	4160210488	2.58	0.363	0
01R13d	Nordwestdeutsche Moorniederungen	4518134611	5.05	0.311	0
01R13e	Mittellelbe-Mulde-Niederung	2806797355	2.75	0.321	0
01R14a	Schleswig-Holsteinisches Jungpleistozän	6676438796	9.16	0.258	0
01R14b	Mecklenburg-Vorpommersches Jungpleistozän	22840971795	3.28	0	0
01R14c	Berlin-Brandenburger Jungpleistozän	11636547278	2.12	0	0
01R15a	Oldenburgisch-Ostfriesische Geest	2398197313	1.17	0	0
01R15b	Bederkesa-Zevener Geest	3643227669	0.585	0.38	0
01R15c	Nordwestdeutsche Geest	16225005478	2.82	0.443	0
01R15d	Nordostdeutsches Altmoränengebiet	13126551935	3.22	0.0203	0
01R15e	Mitteldeutsches Mittelpleistozän	3630415585	1.43	0.0873	0
01R16	Altmoränengeest	4097030486	3.83	0.338	0
01R17	Lausitzer Känozoikum	5768015157	1.1	0.0731	0
02M2	Unterkreide, silikatisch/karbonatisch	130276393	0	0	0
02M3	Oberkreide, silikatisch	483397015	2.86	0	0
02M4	Oberkreide, silikatisch/karbonatisch	4533145623	5.3	0.0734	0
02K1.2	quartäre Schluffe (Löss)	48486193	0	0	0
02K1.3	quartäre Sande, Kiese, Schluffe und Tone	10633611676	2.93	0.0705	0
02K2.1	tertiäre Feinsande, Tone und Schluffe (ohne Bk), östlicher Niederrhein	430456271	3.61	0	0
02K2.2	Braunkohlentertiär	65985650	0	0	0
02K2.3	tertiäre Sande, Schluffe und Tone (ohne Bk), restlicher Niederrhein	959104803	4.91	0	0
02K3	Quellkalk	1433268	0	0	0
02M1	Unterkreide, silikatisch	321234386	0	0	0
02M10	Muschelkalk, karbonatisch-klastisch	4432446	0	0	0
02M11	Mittlerer Muschelkalk, salinar	79307	0	0	0
02M12	Buntsandstein, tonig-salinar	925317	0	0	0

Abbildung 5: Tabellenauszug der Daten zu Hydrogeochemischen Hintergrundwerte des Grundwassers (BGR 2014)

Mittels R wurden paarweise Streudiagramme der Ergebnisse für Arsen und der übrigen Parameter erstellt und lokal gewichtete Glättungskurven (LOESS) berechnet und eingefügt, um Zusammenhänge zu erkennen. Wenn der Pearson-Korrelationskoeffizient der jeweiligen Korrelation über 0,3 lag (Bestimmtheitsmaß $R^2 > 0,09$) wurde für jedes Paar eine Lineare Regression berechnet und als Plot ausgegeben. Exemplarisch seien im Folgenden einige Ergebnisse genannt

Der für Lithium aufgrund der Sedimentgehalte festgestellte Zusammenhang mit Arsen_{gesamt} (LfULG 2004) kann anhand der hydrogeochemischen Hintergrundwerte im Grundwasser bestätigt werden ($R^2 = 0,294$, lineare Regression, N = 40, 90-Perzentile). Ähnliches gilt auch für Barium mit $R^2 = 0,171$ (lineare Regression, N = 40, 90-Perzentile). Zumindest im Bereich von 2 bis ca. 10 µg/l zeigt sich auch ein Zusammenhang mit Kupfer. Für Uran ist der Zusammenhang deutlich erkennbar mit $R^2 = 0,283$ (lineare Regression, N = 73, 90-Perzentile).

2.2.3 Analyse von Daten des chemischen Monitorings

Als Grundlage für die statistischen Auswertungen in diesem Projekt wurden durch den Freistaat Sachsen sowie einige andere Bundesländer Untersuchungsdaten des Monitorings von Fließgewässer-Wasserkörpern gemäß EG-WRRL zur Verfügung gestellt. Diese Daten werden hinsichtlich bestehender Zusammenhänge des Arsengehaltes mit anderen relevanten Inhaltsstoffen ausgewertet. Die Auswertungen erfolgen grundsätzlich nach typologischen Kriterien differenziert. Die gelieferten Daten sind in der folgenden Tabelle dargestellt (einschließlich Angaben zu Daten des biologischen Monitorings).

Tabelle 3: Gelieferte Daten der Bundesländer

	BW	HE	MV	NI	NW	SH	SN	ST
fiBS	x	x			x	x		
Fische		x			x	x		
Phylib	x	x		x	x	x		
Diatomeen		x	x	x	x	x		
Makrophyten	x	x	x	x	x	x		
PoD		x	x	x	x			
Perloides		x		x	x	x	x	
MZB		x	x	x	x	x	x	x
Phytofluss								
Plankton								
Schwermetalle		x	x	x	x	x	x	x

Die folgenden Untersuchungen wurden an Daten der Bundesländer Baden-Württemberg, Hessen, Niedersachsen, NRW, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein durchgeführt.

2.2.4 Wertebereiche und Datenverteilungen

Zunächst wurden die Verteilungen der Arsengehalte in den Bundesländern betrachtet. Dazu wurden mittels R jeweils die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion ausgegeben.

Es wird deutlich, dass in keinem der Bundesländer so hohe Arsengehalte gemessen wurden wie in Sachsen (Abbildung 10). Auch wenn man in die Auswertung der sächsischen Daten nur das untere 95-Perzentil einfließen lässt, also die obersten 5% als "Ausreißer" abschneidet (Abbildung 11), erstreckt sich die Verteilung der sächsischen Daten immer noch weiter als in allen anderen Bundesländern mit Ausnahme von Hessen (Abbildung 7) und Sachsen-Anhalt (Abbildung 12).

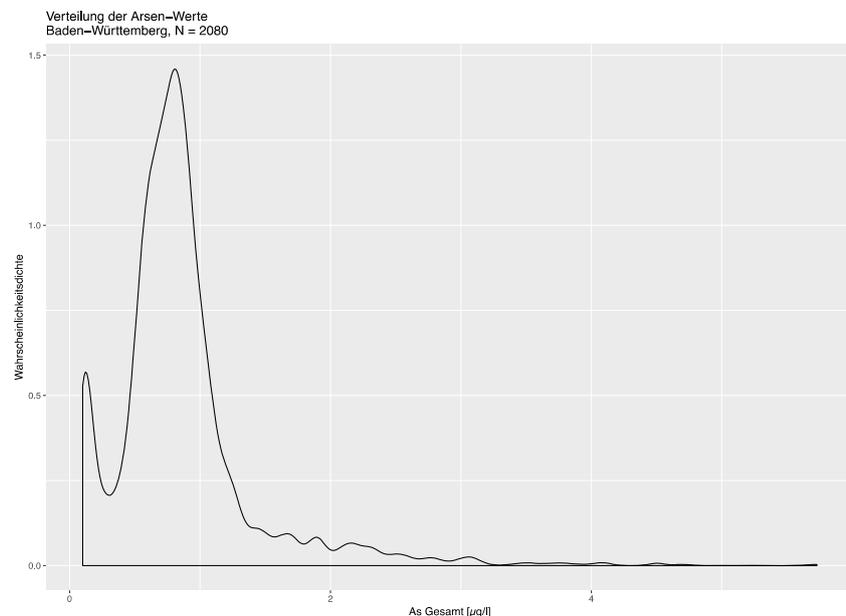


Abbildung 6: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Baden-Württembergs (Datengrundlage: LUBW)

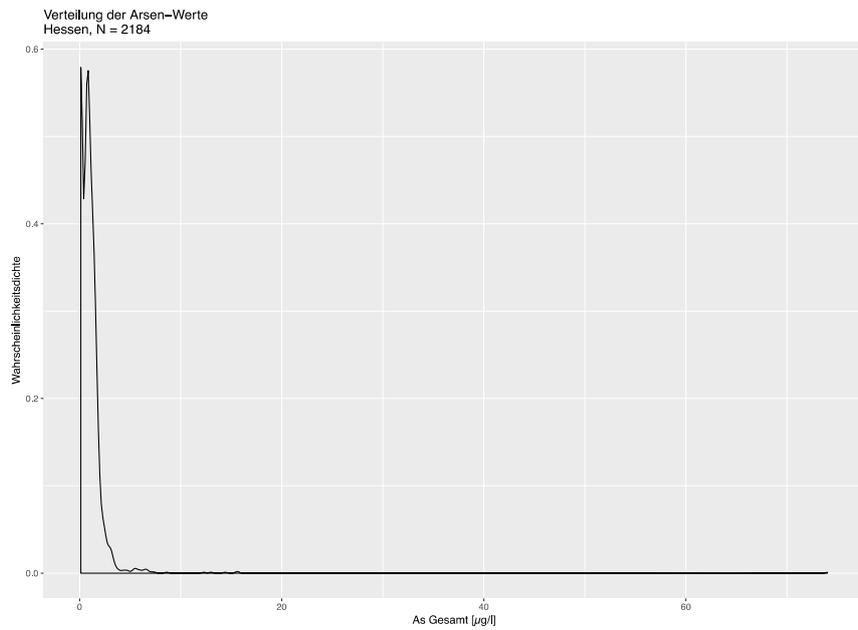


Abbildung 7: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Hessens (Datengrundlage: HLNUG)

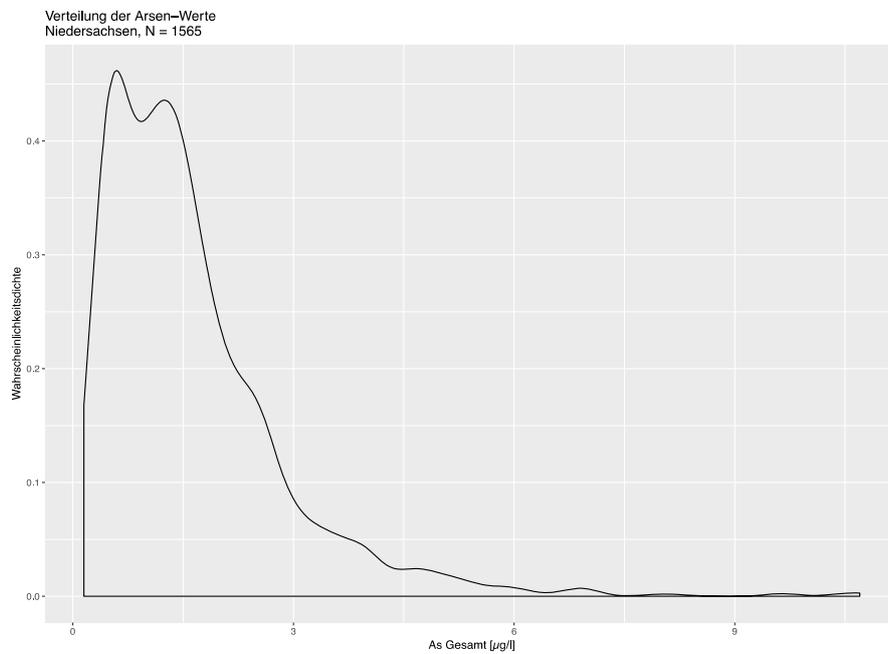


Abbildung 8: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Niedersachsens (Datengrundlage: NLWKN)

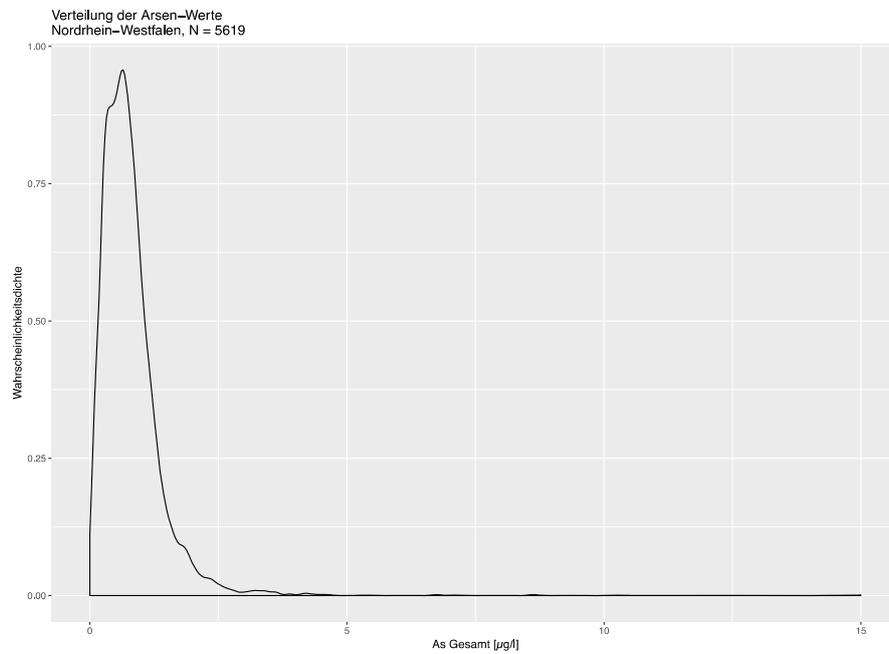


Abbildung 9: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Nordrhein-Westfalens (Datengrundlage: LANUV NRW)

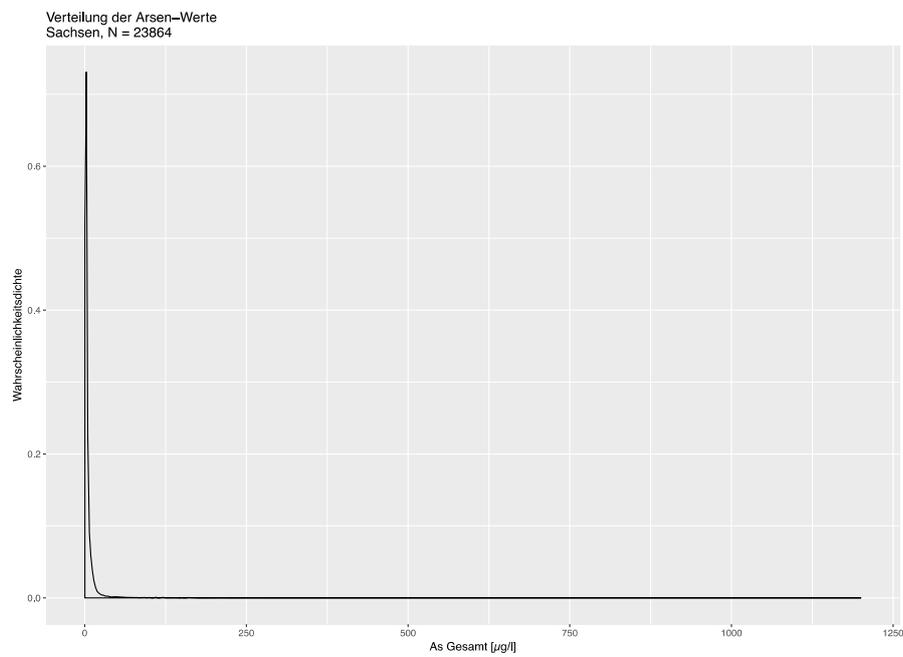


Abbildung 10: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Sachsens (Datengrundlage: LfULG)

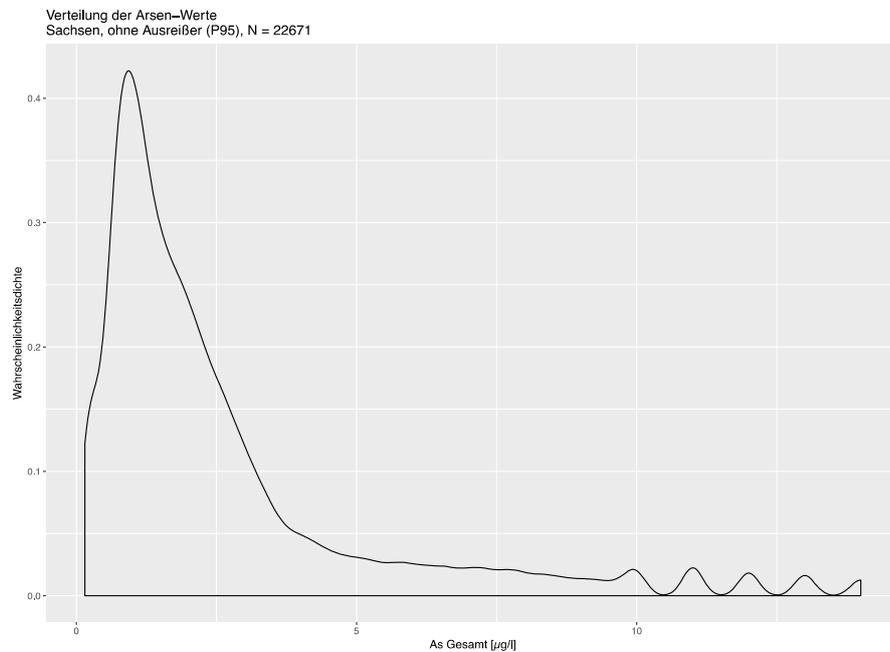


Abbildung 11: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Sachsens, unteres 95-Perzentil (Datengrundlage: LfULG)

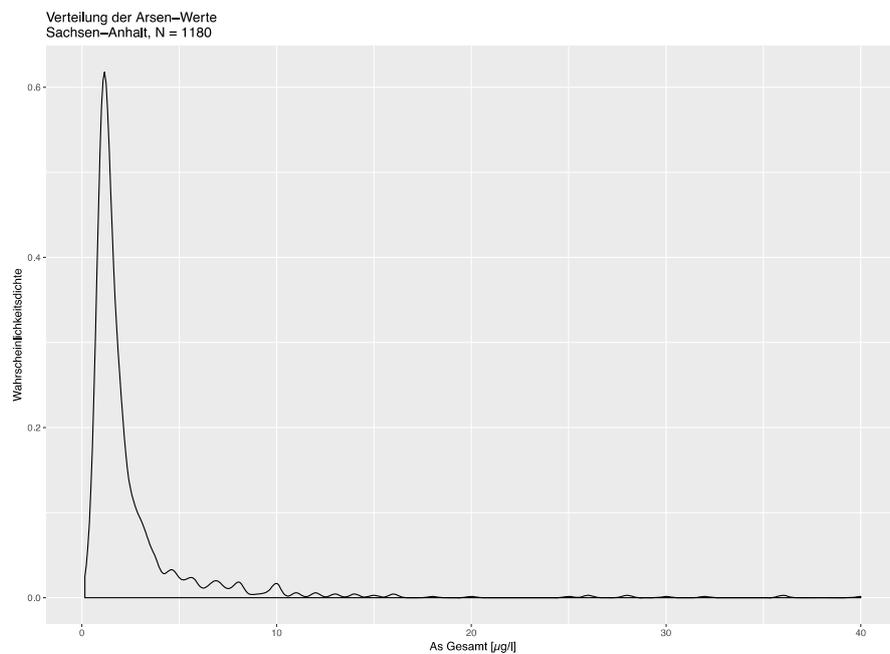


Abbildung 12: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Sachsen-Anhalts (Datengrundlage: LHW)

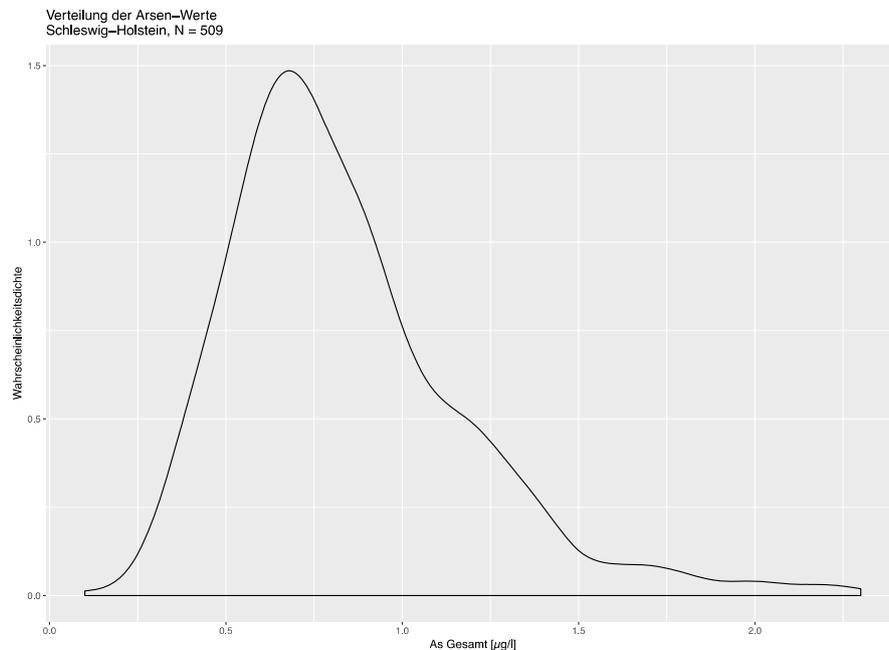


Abbildung 13: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der Arsengehalte in Fließgewässern Schleswig-Holsteins (Datengrundlage: LLUR)

2.2.5 Korrelationen mit anderen Kenngrößen

Analog dem Vorgehen in Kapitel 2.2.4 werden auch hier Streudiagramme erstellt und lokal gewichtete Glättungskurven (LOESS) sowie – bei ausreichend großem Korrelationskoeffizienten – lineare Regressionsmodelle erstellt. Der LOESS-Schätzer bietet den Vorteil, dass ohne Annahme über bestimmte funktionale Zusammenhänge Kurvenverläufe visualisiert werden, die

- den funktionalen Zusammenhang schätzen lassen (als Vorbereitung konkreter Regressionsmodelle) aber auch
- Bereiche mit unterschiedlichem Korrelationsverhalten erkennen lassen.

Dabei wurden jeweils Streudiagramme über die gesamten Arsen-Wertebereiche als auch über die unteren 95 Prozent der Arsen-Wertebereiche erstellt, um ggf. abweichendes Verhalten aufgrund von 'Ausreißern' identifizieren zu können.

Im Folgenden werden zunächst die auffälligen Ergebnisse für jedes Bundesland dargestellt. Anschließend werden die Ergebnisse zusammenfassend bewertet.

Daten aus Baden-Württemberg

Die baden-württembergischen Daten zeigen insbesondere folgende Zusammenhänge: Steigende Arsengehalte gehen mit steigenden Bleigehalten einher ($R^2 = 0,166$, lineare Regression, $N = 1970$). Steigende Arsengehalte korrelieren deutlich negativ mit Calciumgehalten ($R^2 = 0,171$, lineare Regression, $N = 1424$). Dies gilt auch für Arsen_{gelöst} ($R^2 = 0,149$, lineare Regression, $N = 311$). Arsen ist positiv mit Cadmium korreliert, wenn der gesamte Datenbestand betrachtet wird ($R^2 = 0,103$, lineare Regression, $N = 1969$). Schneidet man die oberen 5 % der Proben mit den höchsten As-Gehalten ab, ist dieser Zusammenhang erheblich schwächer. Arsen und Eisen sind positiv korreliert. Nach Abtrennung der Proben mit den höchsten As-Gehalten wird der Zusammenhang noch stärker ($R^2 = 0,0923$, lineare Regression, $N = 1346$, ohne Arsen-Ausreißer (P 95)).

Die Korrelation von Arsen und Gesamtphosphor (TP) ist bereichsweise unterschiedlich. Bei geringen As-Gehalten sind die beiden Parameter positiv korreliert, ab Arsengehalten von ca. 1 µg/l besteht eine negative Korrelation (wenn man Ausreißer unbeachtet lässt).

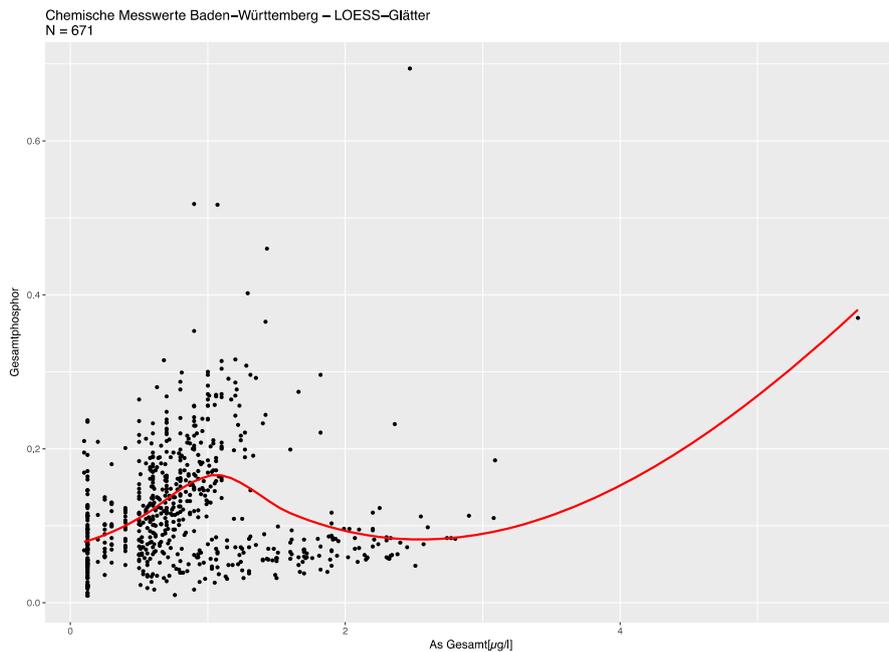


Abbildung 14: Streudiagramm Arsen_{gesamt} und TP (alle Daten, Datengrundlage: LUBW)

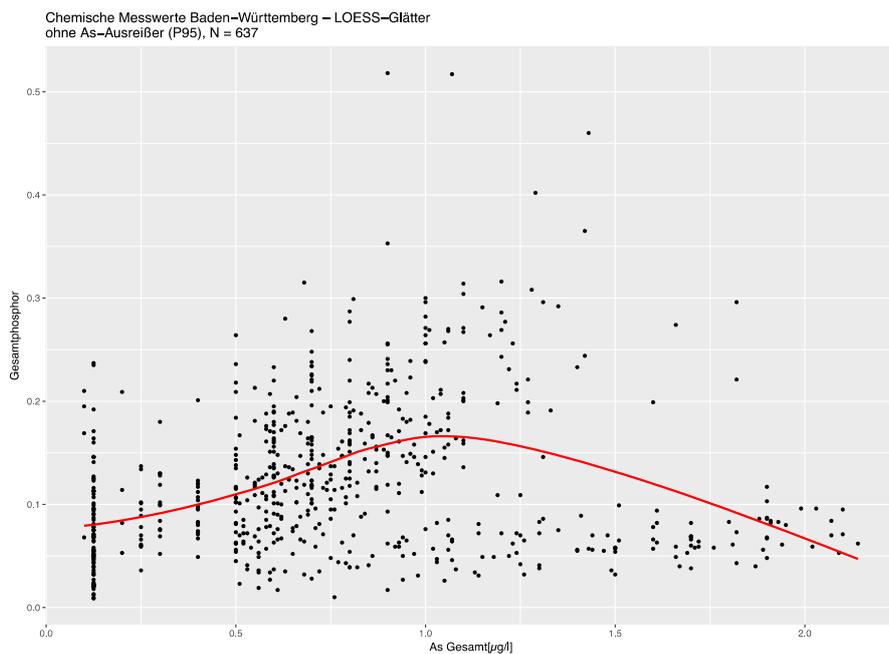


Abbildung 15: Streudiagramm Arsen_{gesamt} und TP (ohne As-Ausreißer, Datengrundlage: LUBW)

Die Korrelation von Arsen und Gesamtstickstoff (TN) ist bereichsweise unterschiedlich. Bei geringen Arsengehalten sind die beiden Parameter positiv korreliert, ab Arsengehalten von ca. 0,5 µg/l besteht eine negative Korrelation ($R^2 = 0,19$, lineare Regression, N = 670). Entsprechendes gilt auch für Arsen_(gelöst) ab ca. 0,8 µg/l ($R^2 = 0,13$, lineare Regression, N = 636). Arsen und Kupfer sind positiv korreliert ($R^2 = 0,101$, lineare Regression, N = 1871, ohne Ausreißer (P95)). Arsen und Mangan sind positiv korreliert ($R^2 = 0,1$, lineare Regression, N = 1822, ohne Ausreißer (P95)). Arsen und Nitrat sind negativ korreliert ($R^2 = 0,0926$, lineare Regression,

N = 1421). Arsen und elektrische Leitfähigkeit sind negativ korreliert ($R^2 = 0,103$, lineare Regression, N = 1422), allerdings wird der Zusammenhang schwächer, wenn man Proben mit den höchsten Arsengehalten abtrennt. Arsen und pH sind ebenfalls negativ korreliert ($R^2 = 0,116$, lineare Regression, N = 1416).

Daten aus Hessen

Die hessischen Daten weisen einen einzelnen Arsen-Gesamt-Messwert von 74 µg/l aus (Mst. 624, 30.1.2013). Der Wert erscheint plausibel, da für diese Probe auch ein Arsen_{gelöst}-Messwert von 19 µg/l ausgewiesen ist. Dennoch ist er nicht charakteristisch für die hessischen Daten, da der nächstkleinere Wert bei 15,6 µg/l liegt. Die folgenden Auswertungen wurden daher nur anhand des 95-Perzentils der Daten durchgeführt.

Es wurden folgende Beziehungen gefunden¹:

- Arsen korreliert schwach positiv mit Mangan.
- Arsen korreliert negativ mit Sauerstoff.
- Arsen korreliert schwach positiv mit Blei.
- Arsen korreliert schwach positiv mit der Wassertemperatur, dies gilt auch für Arsen_(gelöst).
- Arsen korreliert schwach negativ mit dem pH-Wert (ab ca. 0,8 µg/l).

Daten aus Niedersachsen

Für die niedersächsischen Daten wurden folgende Beziehungen gefunden¹:

- Arsen korreliert positiv mit Blei.
- Arsen korreliert positiv mit Kupfer.
- Arsen korreliert positiv mit Quecksilber.
- Arsen korreliert positiv mit Mangan.
- Arsen korreliert positiv mit TOC.

Daten aus NRW

Für die nordrhein-westfälischen Daten wurden folgende Beziehungen gefunden¹:

- Arsen korreliert positiv mit Calcium.
- Arsen korreliert positiv mit Chrom.
- Arsen korreliert positiv mit Kupfer.
- Arsen korreliert schwach positiv mit Eisen (ges.).
- Arsen korreliert sehr schwach positiv mit Mangan.
- Arsen korreliert sehr schwach positiv mit der Wassertemperatur.
- Bei Einbeziehung aller Datensätze zeigen sich auch positive Zusammenhänge zwischen Arsen und Nickel sowie Arsen und Zink.

¹ Auf Abbildungen wird an dieser Stelle verzichtet, da sie keine wesentlichen neuen Informationen liefern. Mit dem Schlussbericht werden alle graphischen Auswertungen als digitale Anlagen übergeben.

Daten aus Sachsen

Die Ergebnisse der sächsischen Daten sind im Folgenden beschrieben. Auch hier werden Zusammenhänge nur dann berücksichtigt, wenn sie auch für das untere 95-Perzentil der Arsengehalte bestätigt werden.

Bei Betrachtung des gesamten importierten Datenbestandes (Untersuchungszeitraum von 2006 bis 2016) sind – vermutlich aufgrund der extrem großen Fallzahlen und der Autokorrelationen – praktisch keine Zusammenhänge zu erkennen. Aus diesem Grund wurden die Untersuchungen mit einem reduzierten Datenbestand (Untersuchungszeitraum von 2012 bis 2016) wiederholt, der jedoch ebenfalls keine Zusammenhänge erkennen ließ. Daher wurde eine Untersuchung anhand der Daten des Jahres 2016 durchgeführt. Hier zeigten sich die folgenden Zusammenhänge:

- Arsen korreliert positiv mit Cadmium ($R^2 = 0,105$, lineare Regression, $N = 1845$, ohne As-Ausreißer (P95)).
- Arsen korreliert positiv mit Chrom ($R^2 = 0,133$, lineare Regression, $N = 1855$, ohne As-Ausreißer (P95)).
- Arsen korreliert positiv mit Kupfer ($R^2 = 0,11$, lineare Regression, $N = 1855$, ohne As-Ausreißer (P95)).
- Arsen korreliert schwach positiv mit der Wassertemperatur.

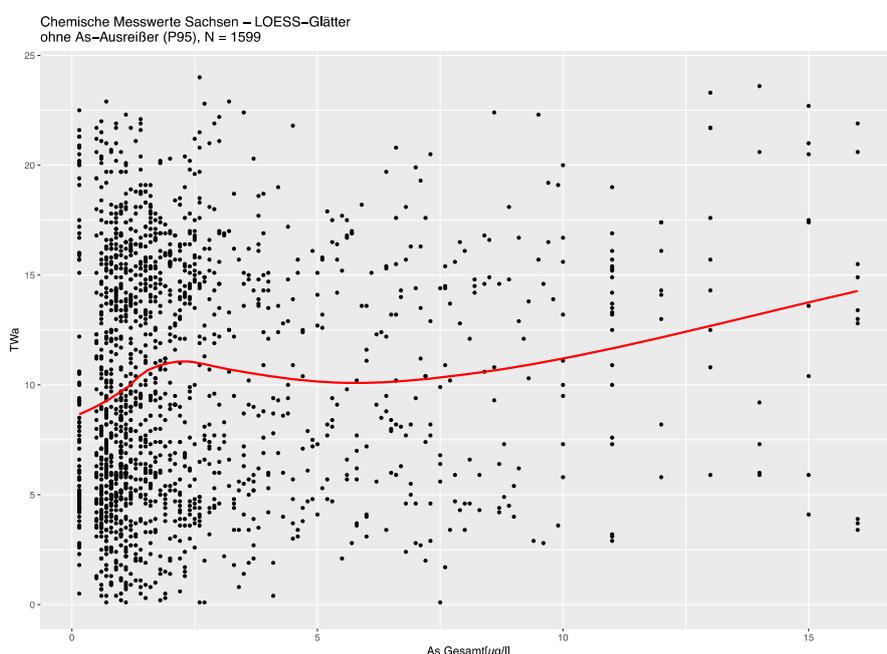


Abbildung 16: Streudiagramm Arsen und Wassertemperatur (ohne As-Ausreißer, Datengrundlage: LfULG, 2016)

Daten aus Sachsen-Anhalt

Für die Daten aus Sachsen-Anhalt konnten keine deutlichen Zusammenhänge ermittelt werden.

Daten aus Schleswig-Holstein

Die Daten aus Schleswig-Holstein zeigen folgende Zusammenhänge:

- Arsen korreliert negativ mit Ammonium ($R^2 = 0,095$, lineare Regression, $N = 254$).
- Arsen korreliert schwach negativ mit Nitrat (Abbildung 17).
- Arsen korreliert negativ mit Sauerstoff ($R^2 = 0,202$, lineare Regression, $N = 256$).

- Arsen korreliert positiv mit TOC ($R^2 = 0,211$, lineare Regression, $N = 257$).
- Arsen korreliert positiv mit der Wassertemperatur ($R^2 = 0,21$, lineare Regression, $N = 257$).
- Arsen korreliert negativ mit dem pH-Wert ($R^2 = 0,178$, lineare Regression, $N = 256$).

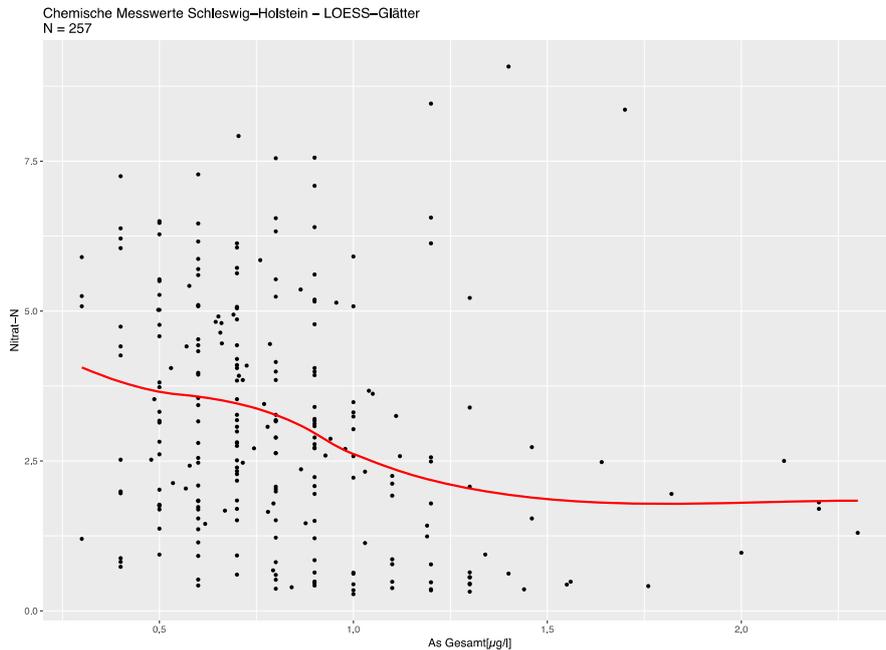


Abbildung 17: Streudiagramm Arsen und Nitrat (alle Daten, Datengrundlage: LLUR)

2.2.6 Fazit

Die Größen der Datensätze und auch die Wertebereiche der von den Bundesländern bisher bereitgestellten Daten sind – bezogen auf den Parameter Arsen – sehr unterschiedlich (Tabelle 4).

Tabelle 4: Charakterisierung der Datensätze der Länder – Probenzahl und Arsen-Gesamt-Gehalte

Bundesland	Zeitraum	Anzahl Proben	Minimum [µg/l]	Median [µg/l]	Maximum [µg/l]
Baden-Württemberg	2007 - 2015	2080	0,10	0,80	5,73
Hessen	2013 - 2016	2184	0,125	0,81	74,00
Niedersachsen	2009 - 2014	1565	0,15	1,30	10,70
Nordrhein-Westfalen	2015 - 2017	5616	0,10	0,68	15,00
Sachsen	2006 - 2016	23864	0,15	1,80	1200,00
Sachsen-Anhalt	2010 - 2016	1180	0,15	1,50	40,00
Schleswig-Holstein	2007 - 2016	509	0,10	0,80	2,30

Die getrennt nach Bundesländern durchgeführten Korrelationsanalysen haben einige Gemeinsamkeiten, aber auch einige Unterschiede erkennen lassen. In der folgenden Tabelle 5 ist zusammenfassend dargestellt, welche Zusammenhänge bei Betrachtung aller Daten gefunden wurden. Dies ist in den jeweiligen Spalten durch die Symbole "+" (Zunahme), "-" (Abnahme) und "0" (keine Aussage möglich) dargestellt.

Tabelle 5: Auffällige Zusammenhänge zwischen Arsengehalt und anderen Parametern

Parameter	BW	HE	NI	NW	SH	SN	ST	Zusammenhang bei steigendem As-Gehalt
Pb	+	+	+	0	+	+	+	Zunahme
Ca	—	0	0	+	0	0	0	Uneindeutig
Cd	+	0	+	0	0	+	0	Zunahme
Cr	+	0	+	+	+	+	0	Zunahme
Fe	+	+	0	+	0	+	0	Zunahme
Cu	+	0	+	+	0	+	+	Zunahme
Mn	+	+	+	+	0	0	0	Zunahme
Hg	0	0	+	+	0	0	0	(Zunahme)
Ni	0	0	+	+	0	+	+	Zunahme
Zn	+	0	0	+	0	0	+	Zunahme
NO ₃	—	0	+	0	—	0	—	Uneindeutig
NH ₄	0	0	0	0	—	0	—	(Abnahme)
TN	+	0	+	0	+	0	—	Uneindeutig
TP	—	0	0	0	—	—	—	Abnahme
LF	—	0	0	0	0	0	—	(Abnahme)
pH	—	—	+	0	—	0	0	Abnahme
O ₂	—	—	0	0	—	0	0	Abnahme
T	0	+	+	+	+	+	0	Zunahme
TOC	+	+	+	+	+	+	0	Zunahme

Die zusammenfassende Bewertung in Tabelle 5 wurde wie folgt vorgenommen:

- Wenn ein Zusammenhang in mindestens drei Datenbeständen gefunden wurde und in keinem anderen Datenbestand eine entgegengesetzte Tendenz erkennbar war, wurde dies insgesamt als Bestätigung aufgefasst.
- Wenn ein Zusammenhang in einem Datenbestand bestätigt wurde und in keinem anderen Datenbestand eine entgegengesetzte Tendenz erkennbar war, wurde dies insgesamt als schwache Bestätigung aufgefasst (Angabe in Klammern).
- Alle anderen Fälle wurden als "Uneindeutig" eingestuft, da hier zwar u.U. ein Zusammenhang in mindestens einem Datenbestand vorgefunden wurde, aber auch in mindestens einem anderen Datenbestand eine entgegengesetzte Tendenz erkennbar ist.

Folgende Feststellungen lassen sich treffen:

- Die mineralischen Vergesellschaftungen von Arsen mit Blei, Cadmium, Chrom, Eisen, Kupfer und Mangan spiegeln sich auch in der Wasserphase wider. Hierbei gilt jedoch zu beachten, dass der Zusammenhang, obwohl statistisch signifikant, relativ gering ist (in allen Fällen $R^2 \leq 0,133$).
- Eine eindeutige Aussage bezüglich einer höheren Affinität für silikatische Gewässer (also eine negative Korrelation mit Calcium) ist nicht feststellbar.

- Ein Zusammenhang mit Stickstoff oder Phosphor anzeigenden Parametern und damit einem Eintrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen ist nicht eindeutig zu belegen.
- Es ist deutlich zu erkennen, dass arsenhaltige Gewässer tendenziell sauerstoffärmer, kohlenstoffreicher, wärmer und saurer sind als arsenarme Gewässer. Diese Feststellung bezieht sich auf die gesamte Bandbreite der Arsenwerte, gleichzeitig zeigt sich, dass an Probestellen mit extrem hohen Arsengehalten wie z.B. im Erzgebirge, diese Parameter eher niedrige Werte aufweisen. Zudem ist zu beachten, dass der Zusammenhang, obwohl statistisch signifikant, relativ gering ist (niedrige Werte für R^2). Eine anthropogene Überprägung der Gewässer ist als Ursache für erhöhte Temperaturen und geringere Sauerstoffwerte wahrscheinlich.

2.3 Effekte von Arsen auf biologische Qualitätskomponenten

Das Ziel dieses Kapitels ist eine Beschreibung der (öko-)toxikologischen Wirkung von Arsen sowie die Zusammenstellung der in der Literatur bekannten akuten und chronischen Effekte von Arsen auf biologische Qualitätskomponenten (benthische und pelagische Invertebraten, Makrophyten, Süßwasseralgeln, Fische). Als Grundlage hierfür dienen öffentlich verfügbare Zusammenstellungen entsprechender Daten, die bereits teilweise im Hinblick auf die Ableitung von Umweltqualitätsnormen (UQN) geprüft wurden. Zusätzlich wurden weitere Belege aus der aktuellsten Literatur recherchiert und existierende UQN bzw. UQN-Vorschläge kritisch diskutiert. Eine eigene Qualitätsbewertung der vorliegenden Daten im Hinblick auf die Verwendung für eine UQN-Ableitung wurde im Rahmen dieser Studie nicht vorgenommen.

2.3.1 Toxikologische Wirkmechanismen von Arsen

Arsen und anorganische Arsenverbindungen sind durch die Weltgesundheitsorganisation (WHO) als kanzerogen für den Menschen eingestuft (WHO 1996) und zählen zu den 10 besorgniserregendsten Chemikalien für die Gesundheit der menschlichen Bevölkerung (WHO 2017). Der derzeitige, vorläufig von der WHO empfohlene Grenzwert für Arsen im Trinkwasser beträgt 10 µg/l, mit gebietsspezifischer Erhöhung auf 50 µg/l. Neben der gesicherten kanzerogenen Wirkung im Menschen (eingestuft als Karzinogen der Kategorie 1) ist die Genotoxizität, Reproduktionstoxizität, Neurotoxizität und kardiovaskuläre Toxizität von Arsen im Menschen und in Tieren gut belegt (Naujokas et al. 2013, MAK 2015).

Die dreiwertige Form des Arsens, As(III), zeigt eine hohe Reaktivität mit Thiol-Gruppen von Proteinen und führt dadurch zu einer Inaktivierung verschiedener, auch zentraler Enzyme im Stoffwechsel. Die fünfwertige Form des Arsens, As(V), ersetzt Phosphatgruppen in organischen Molekülen bei verschiedenen zentralen biochemischen Reaktionen und stört diese dadurch. Insbesondere der durch anorganisches Arsen ausgelöste oxidative Stress (Erzeugung reaktiver Sauerstoffspezies) und die Erhöhung der Aktivität von Protoonkogenen führen zur gentoxischen und kanzerogenen Wirkung von Arsen (WHO 2001, Ventura-Lima et al. 2010, MAK 2015, Sattar et al. 2016). As(III) zeigt die höchste Toxizität und Mobilität, gefolgt von As(V) und schließlich organischen Arsenverbindungen. Anorganisches Arsen wird im Menschen und in Säugetieren durch Methylierung in organische Verbindungen überführt. Dadurch wird sowohl die Toxizität verringert als auch die Ausscheidung aus dem Körper ermöglicht. Allerdings kann As(V) u.U. nur über die Reduktion zu As(III) als Zwischenschritt methyliert werden, wodurch zwischenzeitlich durch As(III) verursachte Toxizität auftreten kann. Die Ausscheidung von methyliertem Arsen erfolgt über den Urin. Die Fähigkeit zur Methylierung von Arsen ist aufgrund der Verfügbarkeit der verantwortlichen Enzyme (u.a. der Glutathion-S-Transferase) zwischen verschiedenen Säugetierspezies, aber auch innerhalb einer Spezies, genetisch bedingt stark unterschiedlich ausgeprägt (Ventura-Lima et al. 2010, Sattar et al. 2016). Die Erhöhung der Methylierungskapazität (z. B. über eine verstärkte Produktion der Glutathion-S-Transferase) ist bekannt als eine mögliche Anpassungsleistung an chronische Arsenbelastung.

Der toxische Wirkungsmechanismus von anorganischem Arsen betrifft mit der Inaktivierung von Enzymen und der Auslösung von oxidativem Stress grundlegende biologische Funktionen, die in allen lebenden Organismen essentiell sind. Es kann daher angenommen werden, dass die im Menschen gut belegte toxische Wirkungsweise von Arsen ebenso in anderen Organismen in der Umwelt, inklusive Wirbellosen und Primärproduzenten auftritt. Unterschiede in der Empfindlichkeit verschiedener Spezies gegenüber Arsen beruhen aufgrund des Wirkmechanismus vermutlich weniger auf einer artspezifischen Sensitivität oder einem artspezifischen Vorhandensein der geschädigten Zielstrukturen, sondern vielmehr auf genetisch oder adaptiv bedingten Unterschieden bei Aufnahme, Metabolisierung und Eliminierung der verschiedenen Formen des Arsens.

Eine aktuelle Übersichtsarbeit zur Toxizität und Metabolisierung von Arsen in einzelligen Algen (Wang et al. 2015) beschreibt prinzipiell gleiche Wirkungs- und Entgiftungsmechanismen, die bereits für den Menschen belegt sind. Über die Reduktion von aufgenommenem As(V) zu As(III) sowie anschließender Methylierung und Ausscheidung tragen Primärproduzenten zum Vorkommen von verschiedenen organischen Arsenverbindungen in Gewässern bei. Auch eine Aufnahme und Reduktion von As(V) zu As(III) mit anschließender aktiver Ausschleusung von As(III) ist bekannt. Bei der Toleranz von Primärproduzenten gegenüber Arsen spielt neben der Metabolisierung der toxischen anorganischen Formen die Vermeidung der Aufnahme von Arsen in die Zellen durch Adsorption an die Zellwände eine wesentliche Rolle. Die Bindung an Phytochelat und Speicherung in Vakuolen sowie Efflux-Pumpen stellen weitere genetisch regulierte Mechanismen dar, um intrazelluläre Arsenkonzentrationen aktiv zu verringern. Aufgrund der Aufnahme, Metabolisierung und Einlagerung von Arsen können interne Konzentrationen in aquatischen Organismen die externen Konzentrationen im Wasser z. T. deutlich überschreiten. Eine Anreicherung entlang der Nahrungskette findet allerdings weder im marinen noch im Süßwasserökosystem statt; maximale Arsenkonzentrationen werden nicht für Biota der obersten, sondern für die der mittleren trophischen Stufen, wie z.B. Zooplankton, beschrieben (Rahman et al. 2012).

2.3.2 Beeinflussung der Ökotoxizität von Arsen durch Umweltfaktoren

As(III) und As(V) stehen in einem dynamischen Redox-Gleichgewicht miteinander, d.h. sowohl in der Umwelt als auch in Organismen werden die beiden Formen leicht durch Oxidations- bzw. Reduktionsreaktionen ineinander umgewandelt. Unter aeroben Bedingungen liegt dabei überwiegend As(V) vor. Anorganisches Arsen wird bei einzelligen Algen über Ionenkanäle aufgenommen, die eigentlich der Aufnahme der Makronährstoffe Phosphat und Nitrat dienen (Wang et al. 2015). Auf eine Konkurrenz bei der Aufnahme durch diese Ionenkanäle wurde die abnehmende Arsen-Toxizität mit zunehmendem Phosphatgehalt bei verschiedenen einzelligen Algen zurückgeführt. Allerdings gibt es Untersuchungen, bei denen kein Einfluss der Phosphatkonzentration auf die Arsen-Toxizität in Algen gefunden wurde; dies wird mit der Fähigkeit dieser Algen erklärt, die beiden Ionen zu unterscheiden und die Arsenaufnahme damit unterbinden zu können. Insgesamt gilt der Einfluss externer Phosphat- und Nitratkonzentrationen auf die Aufnahme, den Metabolismus und die Toxizität von Algen als sehr komplex und in vielen Aspekten noch ungeklärt (Wang et al. 2015). In Gewässern liegt Arsen z. T. gelöst und z. T. an organische Substanzen gebunden vor (IKSR 2009). Bindung an gelöste oder partikuläre organische Substanzen kann die Bioverfügbarkeit von Arsen und damit die Toxizität für aquatische Organismen verringern. Andererseits kann partikulär gebundenes Arsen aber über die Nahrung aufgenommen werden. Die Spezierung und Sorptionsneigung des Arsens hängt außerdem vom pH-Wert ab.

Die verschiedenen o.g. Umweltfaktoren können, alleine und im Zusammenspiel, die Toxizität von Arsen beeinflussen und so z. B. Unterschiede zwischen der in Labortests bestimmten Ökotoxizität und den im Freiland beobachteten oder zu erwartenden Effekten verursachen. Allerdings ist der Einfluss dieser Faktoren hochgradig komplex, nicht zuletzt aufgrund der vielen verschiedenen Formen, in denen Arsen vorliegen kann. Quantitative Modelle, die die Abhängigkeit der Toxizität oder Bioverfügbarkeit von Arsen beschreiben, wie z. B. biotische Liganden-Modelle (BLM) liegen zurzeit nicht vor. Daher ist in Übereinstimmung mit der Schlussfolgerung von Lepper et al. (2007) und UK TAG (2008) eine Ableitung von Toxizitätsschwellenwerten für einzelne Formen des Arsens bzw. in Abhängigkeit von Umweltparametern nicht möglich.

2.3.3 Ökotoxizitätsdaten für aquatische Organismen

Es liegen akute und chronische Daten zur Toxizität von Arsen für aquatische Testorganismen verschiedener taxonomischer Gruppen vor (Cyanobakterien, Algen, höhere Wasserpflanzen, Protozoen, Krebse, Ringelwürmer, Insekten, Mollusken, Fische, Amphibien). Grundsätzlich ist darauf hinzuweisen, dass die Toxizitätsdaten in Laborstudien erhoben wurden, in denen i.d.R. anorganische Arsensalze eingesetzt wurden. Sofern eine analytische Verifikation der Testkonzentrationen durchgeführt wurde, bezog sich diese auf den gesamten gelösten Arsengehalt (Arsen_{gelöst}). Aufgrund der geforderten Bedingungen in derartigen Labortests ist davon auszugehen, dass überwiegend As(V) vorlag. Toxische Wirkungen von As(III) können aber aufgrund der möglicherweise im Organismus stattfindenden Reduktionsprozesse nicht ausgeschlossen werden (s. voriges Kapitel).

Die sehr umfangreichen Daten zur chronischen und akuten Toxizität für Süßwasserorganismen sind in den Tabellen A1 und A2 im Anhang zusammengestellt. Die Zusammenstellungen basieren im Wesentlichen auf Lepper et al. (2007), Wenzel (2014) und Zheng et al. (2017). Algen und Krebse zeigen nach Lepper et al. (2007) sowohl akut als auch chronisch die höchste Sensitivität gegenüber Arsen. Auch Wenzel (2014) und Wenzel et al. (2015) schlussfolgern, dass Algen und Krebse die empfindlichsten Artengruppen darstellen.

2.3.4 Vorgehensweise bei der Ableitung von Umweltqualitätsnormen für Oberflächengewässer

Die Vorgehensweise für die Ableitung von UQN für Oberflächengewässer in der EU ist in einem Leitfaden der Europäischen Kommission beschrieben („Technical guidance for deriving environmental quality standards“, TGD f. EQS, EC 2011). Dieser Leitfaden wird zurzeit überarbeitet (EC 2016). Der folgende Text basiert im Wesentlichen auf der derzeit gültigen Version des TGD f. EQS (EC 2011). Auf den aktuellen Entwurf (EC 2016) wird eingegangen, wenn dieser relevante Änderungen enthält.

UQN für prioritäre Schadstoffe werden durch die EU festgelegt, während UQN für flussgebietspezifische Schadstoffe wie Arsen durch die einzelnen Mitgliedstaaten bestimmt werden sollen.

2.3.5 Übersicht über Umweltqualitätsnormen zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft

Zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft werden nach Wasserrahmenrichtlinie die folgenden Umweltqualitätsnormen (UQN) abgeleitet:

- UQN zum Schutz pelagischer Organismen (UQN_{Wasser}) vor langfristiger Belastung (Jahresdurchschnitts-UQN, JD-UQN) und kurzfristiger Belastung (zulässige Höchstkonzentration-UQN, ZHK-UQN),
- UQN zum Schutz sedimentbewohnender (benthischer) Organismen vor langfristiger Belastung (UQN_{Sediment}),
- UQN zum Schutz von Prädatoren an der Spitze der Nahrungskette (Top-Prädatoren) vor langfristiger Belastung (UQN_{Biota})

Die UQN werden jeweils für Süß- und Salzwasser abgeleitet.

Tabelle 6 gibt einen Überblick über die UQN für die verschiedenen Schutzziele sowie Schwellenwerte für die Ableitung der UQN für Sediment und Biota.

2.3.6 Generelle Vorgehensweise

UQN für Wasser und ggf. Sediment können mit folgenden Methoden hergeleitet werden (EC 2011, S. 27-28 und 36):

- Sicherheitsfaktor-Methode: Die niedrigste valide (s.u.) chronische NOEC (no observed effect concentration) bzw. akute EC50 (median effect concentration) wird zur Bildung der JD-UQN bzw. ZHK-UQN durch einen Sicherheitsfaktor (assessment factor)² geteilt.
- SSD-Methode: Wenn valide Daten für alle relevanten taxonomischen Gruppen vorhanden sind (s. TGD f. EQS, S. 41-42), kann eine Arten-Sensitivitäts-Verteilung (species sensitivity distribution, SSD) erstellt werden. Aus dieser wird die Konzentration abgeleitet, die 95% der Arten schützt (HC5). Diese wird wiederum durch einen Sicherheitsfaktor geteilt, um die UQN zu erhalten. Für Substanzen mit einem spezifischen Wirkmechanismus soll eine SSD für alle taxonomischen Gruppen und zusätzlich eine SSD für besonders sensitive taxonomische Gruppen erstellt werden.
- Wenn entsprechende Daten vorliegen, können UQN aus Mikrokosmos-, Mesokosmos- und Feldstudien abgeleitet werden (auch hier unter Berücksichtigung von Sicherheitsfaktoren).

Tabelle 6: Übersicht über Umweltqualitätsnormen (UQN) zum Schutz der aquatischen (pelagischen und benthischen) Lebensgemeinschaft und von Prädatoren an der Spitze der Nahrungskette (basierend auf EC 2011)

Schutzziel	Schutz der pelagischen Lebensgemeinschaft	Schutz der benthischen Lebensgemeinschaft	Schutz von Top-Prädatoren vor Effekten durch sekundäre Intoxikation
Schutz vor langfristiger Belastung	UQN_{Wasser}: Jahresdurchschnitts-UQN (JD-UQN)	UQN_{Sediment} Ableitung, wenn die Substanz eine starke Tendenz hat, an Sediment bzw. organisches Material zu binden (log K _{oc} ≥ 3, log K _{ow} ≥ 3 oder Evidenz für Akkumulation im Sediment oder hohe Toxizität gegenüber Sedimentorganismen)	UQN_{Biota} Ableitung wenn die Substanz das Potenzial hat, sich in der Nahrungskette anzureichern (BMF > 1, BCF ≥ 100, K _{ow} ≥ 3 oder andere Evidenz für Bioakkumulationspotenzial)
Schutz vor kurzfristiger Belastung	UQN_{Wasser}: Zulässige Höchstkonzentration-UQN (ZHK-UQN)	– (Akute Exposition ist hier nicht relevant)	– (Akute Exposition ist hier nicht relevant)
Für alle UQN:	Ableitung separater UQN für Süßwasser und Salzwasser		

Für die Ableitung von UQN zum Schutz vor langfristiger Belastung werden chronische Ökotoxizitätsdaten (i. Allg. NOECs oder EC₁₀-Werte) verwendet, für die Ableitung von UQN zum Schutz vor kurzfristiger Belastung akute Ökotoxizitätsdaten (EC₅₀ oder LC₅₀-Werte). Im TGD f. EQS (S. 24-25) wird zwischen kritischen und unterstützenden Daten unterschieden. Als kritische Daten werden alle Daten bezeichnet, die die UQN bestimmen (die niedrigste valide NOEC bzw. Effektkonzentration bei Verwendung der Sicherheitsfaktor-Methode und bei der Ableitung einer UQN aus Mikrokosmos-, Mesokosmos- und Feldstudien) oder stark beeinflussen.

² Wie groß der zu verwendende Bewertungsfaktor (Sicherheitsfaktor) ist, hängt von Menge der vorliegenden Daten ab; das TGD f. EQS enthält dazu detaillierte Informationen (s. z.B. S. 38 und 50-51). Der Bewertungsfaktor soll u.a. die Unsicherheit bei der Übertragung von Labordaten auf die Freilandsituation abdecken (EC 2003).

Wird die SSD-Methode verwendet, sind alle in die Arten-Sensitivitäts-Verteilung eingehenden Daten als kritische Daten anzusehen.

Die Qualität aller zur Verfügung stehenden Ökotoxizitätsdaten muss geprüft werden (EC 2011, S. 23-25 und 34). Dazu wird im TGD f. EQS (S. 133-134) ein von Klimisch et al. (1997) entwickeltes Schema empfohlen. Nur valide Daten, d.h. Daten mit einer ausreichenden Qualität, dürfen als kritische Daten verwendet werden.

2.3.7 Ableitung von Umweltqualitätsnormen für Metalle und Halbmetalle

Im Abschnitt 3.5 des TGD f. EQS (EC 2011) wird die Vorgehensweise für die Ableitung von UQN für Metalle dargestellt mit dem Hinweis, dass sich viele der genannten Punkte auf andere natürlich vorkommende Substanzen (einschließlich Halbmetalle wie z.B. Arsen) übertragen lassen. Zum Teil werden Halbmetalle bei der Beschreibung der Vorgehensweise explizit erwähnt. Für die Ableitung von UQN für Metalle und Halbmetalle sind folgende Aspekte relevant (EC 2011, Kleihauer et al. 2012):

- Metalle und Halbmetalle kommen auch natürlicherweise in der Umwelt vor (d.h. in Gewässern liegen Hintergrundkonzentrationen vor). Sie werden nicht abgebaut, sondern nur in andere Verbindungen umgewandelt.
- Bioverfügbarkeit und Toxizität von Metallen und Halbmetallen können stark von Faktoren wie pH-Wert, Wasserhärte und der Konzentration gelöster organischer Substanzen im Wasser abhängen.

Wie bei der Ableitung einer UQN für ein Metall oder Halbmetall vorgegangen wird, hängt vom Verhalten des Metalls/Halbmetalls in der Umwelt (v.a. von den Interaktionen zwischen dem Metall/Halbmetall und Umweltfaktoren) und der Verfügbarkeit entsprechender Daten und Modelle ab. Im Leitfaden der Europäischen Kommission wird die in Abbildung 18 dargestellte Vorgehensweise empfohlen (EC 2011, Abschnitt 3.5):

Zunächst werden die verfügbaren Daten zur Ökotoxizität gesammelt und ausgewertet. Zusätzlich zur Beurteilung der Datenqualität soll dabei folgender Punkt berücksichtigt werden:

- Effektkonzentrationen sollten möglichst auf Basis der gelösten Konzentration des Metalls ermittelt werden, wobei die gelöste Fraktion als die Fraktion definiert ist, die einen Filter mit 45 µm Porengröße passiert. In den meisten Labortestsystemen ist das Verhältnis der gelösten zur gesamten Metallkonzentration sehr hoch (typischerweise $\geq 0,95$). Das ist v.a. der Fall, wenn definierte, künstliche Testmedien verwendet werden und die in dem betreffenden Testsystem vorliegenden organischen Partikel (z.B. Fäzes, Futterpartikel) keinen signifikanten Effekt auf die Konzentration des gelösten Metalls haben (z.B. bei Exposition im Durchfluss oder bei semistatischer Exposition mit häufigem Wechsel des Testmediums).

Aus den als valide eingestufteten Daten wird eine sog. generische UQN abgeleitet, insbesondere basierend auf den Ökotoxizitätstests mit einer (angenommenen) hohen Bioverfügbarkeit des Metalls (reasonable worst-case approach).

Im nächsten Schritt wird der Einfluss der wichtigsten abiotischen Faktoren (z. B. pH-Wert, Wasserhärte, Konzentration gelösten organischen Kohlenstoffs) auf die Bioverfügbarkeit und Toxizität des betreffenden Metalls überprüft und – wenn möglich – quantifiziert. Dazu können unterschiedlich komplexe Modelle verwendet werden: Speziationsmodelle, einfache Regressionsmodelle (z.B. zur Darstellung des Einflusses der Wasserhärte auf die Toxizität von Cadmium) und komplexe biotische Ligand-Modelle (biotic ligand models, BLMs). Stehen validierte Modelle für das betreffende Metall/Halbmetall, die relevanten hydrochemischen Bedingungen und – bei BLMs – die relevanten taxonomischen Gruppen (Algen, aquatische Invertebraten, Fische) zur Verfügung, sollen sie für die Ableitung der UQN genutzt werden. Mittels der o.g. Modelle können die in Ökotoxizitätstests abgeleiteten NOECs bzw. Effektkonzentrationen auf Basis der bioverfügbaren Metallkonzentration angegeben werden. Bei Speziationsmodellen ist das die Konzentration freier Metallionen, bei Regressionsmodellen und BLMs die normalisierte gelöste Metallkonzentration. Bei der Überprüfung der Einhaltung der abgeleiteten UQN müssen die relevanten abiotischen Faktoren dann ebenfalls berücksichtigt werden. Im Falle von Arsen stehen derzeit keine validierten Modelle zur Berücksichtigung der Bioverfügbarkeit zur Verfügung und eine Entwick-

lung derartiger Modelle (z. B. basierend auf Publikationen zu nicht-validierten Modellen) ist ebenfalls nicht in Sicht.

Wenn abiotische Faktoren keinen Einfluss auf die Toxizität des Metalls haben oder wenn keine Modelle zur Verfügung stehen, mit denen dieser Einfluss quantitativ ausgewertet werden kann, wird die zuvor abgeleitete generische UQN beibehalten.

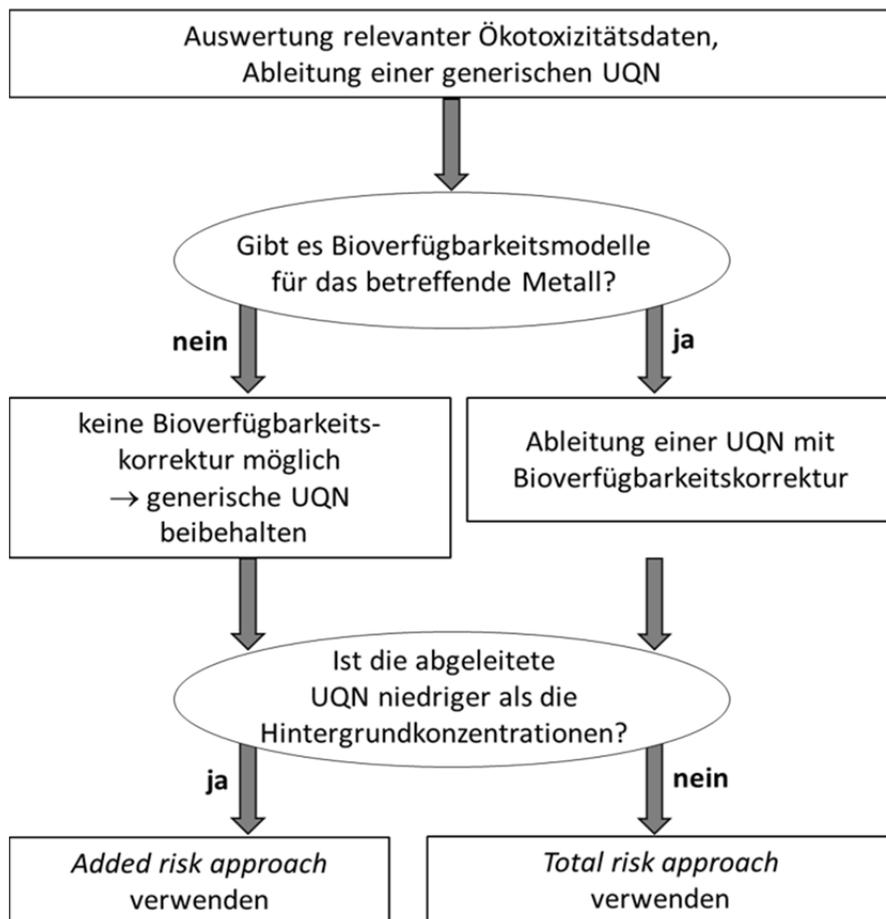


Abbildung 18: Übersicht über die grundlegende Vorgehensweise bei der Ableitung von Umweltqualitätsnormen (UQN) für Metalle (basierend auf EC 2011, vereinfacht). Zusätzliche Informationen zur Vorgehensweise: siehe Text.

Im Hinblick auf die Berücksichtigung von Hintergrundkonzentrationen werden im TGD f. EQS (EC 2011) zwei Ansätze dargestellt:

- Im *total risk approach* wird die abgeleitete UQN mit der gesamten gelösten Konzentration des Metalls im Gewässer verglichen, d.h. es wird nicht zwischen der natürlichen Hintergrundkonzentration und den anthropogenen Einträgen unterschieden.
- Im *added risk approach* wird die natürliche Hintergrundkonzentration des Metalls im Gewässer explizit berücksichtigt. Die abgeleitete UQN legt die maximal zulässige zusätzliche Belastung (*maximum permissible addition*) fest, die das Gewässer zusätzlich zum natürlichen Hintergrundwert enthalten darf.

UQN für Metalle sollen möglichst auf dem *total risk approach* basieren (EC 2011, p. 60). Wenn eine generische UQN unter der natürlichen Hintergrundkonzentration liegt, ist zu prüfen,

- (1) ob bei der Ableitung der UQN aufgrund von Unsicherheiten (bedingt durch zu wenige valide Daten) ein sehr hoher Sicherheitsfaktor (*assessment factor*) verwendet wurde³ oder
- (2) ob die UQN auf Ökotoxizitätstests mit Testorganismen basiert, die bei niedrigen Metallgehalten gehalten und getestet wurden, während in Oberflächengewässern (ggf. lokal) höhere Hintergrundkonzentrationen des Metalls vorliegen, an die sich die Organismen adaptiert haben können.

Im TGD f. EQS (EC 2011, p. 61) wird darauf hingewiesen, dass eine UQN, die unter der natürlichen Hintergrundkonzentration liegt, aus wissenschaftlicher und regulatorischer Sicht wenig sinnvoll ist. Eine solche UQN würde in vielen Wasserkörpern nicht eingehalten werden ohne dass ein unakzeptables Risiko für die Umwelt besteht. Wenn eine UQN unter der natürlichen Hintergrundkonzentration liegt, sollte überprüft werden,

- ob Unsicherheiten in der Bewertung und damit auch der Sicherheitsfaktor reduziert werden können und/oder
- ob der *added risk approach* verwendet werden kann.

Um zu überprüfen, ob der *added risk approach* verwendet werden sollte, wird die abgeleitete UQN mit dem 90 %-Perzentil der Hintergrundkonzentration des betreffenden Metalls bzw. Halbmetalls in der EU verglichen, z.B. basierend auf den Werten der FOREGS-Datenbank⁴. Wenn das 90 %-Perzentil der Hintergrundkonzentrationen in einem ähnlichen Bereich liegt wie die UQN oder höher ist als diese, sollte möglichst der *added risk approach* verwendet werden.

Wie oben erwähnt, wird im *added risk approach* die maximal zulässige zusätzliche Konzentration (*maximum permissible addition*) des Metalls bzw. Halbmetalls festgelegt, die das Gewässer zusätzlich zur Hintergrundkonzentration enthalten darf. Diese maximal zulässige zusätzliche Konzentration ist die maximale Konzentration des Metalls/Halbmetalls, die dem Gewässer zusätzlich zur lokalen Hintergrundkonzentration zugefügt werden kann, ohne dass Auswirkungen auf das Ökosystem zu erwarten sind. Um zu überprüfen, ob die UQN eingehalten wird, wird die in einem Wasserkörper gemessene gesamte gelöste Konzentration des Metalls/Halbmetalls mit der Summe aus *maximum permissible addition* und ermittelter Hintergrundkonzentration verglichen.

Im TGD f. EQS (EC 2011, S. 61) wird betont, dass die korrekte Ermittlung der Hintergrundkonzentration ein entscheidender Punkt im *added risk approach* ist und dass es schwierig sein kann, diese Hintergrundkonzentration auf regionaler oder lokaler Ebene zu ermitteln. Hintergrundkonzentrationen werden oft auf der Basis von relativ kleinen Datensätzen ermittelt. Wenn neue Monitoring-Daten zur Verfügung stehen, sollten diese berücksichtigt werden, d.h. die Ermittlung der Hintergrundkonzentration sollte ein iterativer Prozess sein.

Im TGD f. EQS wird explizit erwähnt (S. 61-62), dass lokale Hintergrundkonzentration eines Metalls bzw. Halbmetalls unter bestimmten Umständen stark schwanken und deutlich höher sein können als die regionale Hintergrundkonzentration. Ob die abgeleitete UQN in solchen Fällen angewandt werden kann, sei eine politische Entscheidung. In diesem Zusammenhang wird auch angemerkt, dass das Prinzip des *added risk approach* nicht beliebig ausgedehnt werden sollte. Wenn möglich sollte eine obere Grenze für die Summe aus *maximum permissible addition* und ermittelter Hintergrundkonzentration festgelegt werden. Diese kann auf der höchsten Konzentration basieren, bei der keine Effekte durch sekundäre Intoxikation oder auf die menschliche Gesundheit erwartet werden. Dieser obere Grenzwert dient dem Schutz von Organismen vor langfristiger Belastung.

Im *added risk approach* wird die UQN aus Ökotoxizitätsdaten (NOECs bzw. Effektkonzentrationen) abgeleitet, die auf der dem Testmedium zugegebenen Konzentration des Metalls/Halbmetalls basieren. Wenn die NOECs bzw. Effektkonzentrationen auf der gemessenen gesamten gelösten Konzentration des Metalls im

³ Siehe dazu Vorgaben des TDG f. EQS (EC 2011) zur Auswahl der Sicherheitsfaktoren für die Ableitung von UQN (S. 38-39, 43, 45, 50-51, 53).

⁴ Aktueller Link: <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/>

Testmedium beruhen, muss von dieser eine ggf. vorliegende Hintergrundkonzentration des Metalls bzw. Halbmetalls im Testmedium abgezogen werden. Das bedeutet, dass die Ökotoxizitätsdaten ggf. neu ausgewertet werden müssen (EC 2011, S. 61). Anders als für Organismen essentielle Metalle und Halbmetalle liegt Arsen in Testmedien i. Allg. nur in Spuren vor. Daher ist diese Neuauswertung für Arsen nicht relevant.

Im Entwurf des überarbeiteten Leitfadens der Europäischen Kommission (EC 2016, S. 67-68) wird primär auf den *total risk approach* eingegangen. Es wird jedoch erwähnt, dass Hintergrundkonzentrationen bei der Überprüfung der Einhaltung von UQN für Metalle ggf. berücksichtigt werden müssen.

Wie im TGD f. EQS dargelegt (EC 2011, S. 36), unterscheiden sich Süßwasser- und Salzwasserorganismen oft in ihrer Sensitivität gegenüber Metallen. Das liegt daran, dass die Ionenzusammensetzung des Wassers die Spezierung und damit auch Bioverfügbarkeit und Toxizität von Metallen beeinflussen kann. Außerdem unterscheiden sich die osmoregulatorischen Mechanismen von Süßwasser- und Salzwasserorganismen. Wenn Toxizitätsdaten für limnische und marine Arten vorliegen, muss daher sorgfältig (bei ausreichender Datenmenge mit statistischen Verfahren) geprüft werden, ob Sensitivitätsunterschiede vorliegen (EC 2011, S. 35). Wird die Bioverfügbarkeit eines Metalls bei der Ableitung einer UQN berücksichtigt, dürfen die Datensätze für limnische und marine Arten generell nicht zusammengeführt werden.

Wird eine UQN basierend auf der gesamten gelösten Konzentration des Metalls (d. h. ohne Bioverfügbarkeitskorrektur, s. Abbildung 18) abgeleitet und unterscheiden sich Süßwasser- und Salzwasserorganismen nicht signifikant in ihrer Sensitivität gegenüber dem betreffenden Metall, können die beiden Datensätze für die Ableitung der UQN zusammengeführt werden (EC 2011, S. 36). Eine Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm zum Schutz der pelagischen Lebensgemeinschaft in limnischen Oberflächengewässern würde dann auf der Basis von chronischen Toxizitätsdaten für limnische und marine Organismen abgeleitet werden. Der Entwurf des überarbeiteten Leitfadens (EC 2016, S. 163) sieht dagegen vor, dass die Datensätze für limnische und marine Arten für Metalle generell nicht zusammengeführt werden dürfen.

2.3.8 Umweltqualitätsnormen für Arsen

Arsen und Arsenverbindungen sind im Anhang VIII der Wasserrahmenrichtlinie („Nicht-erschöpfendes Verzeichnis der wichtigsten Schadstoffe“; EG 2000) und in der Anlage 2 der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) aufgeführt.

Geltende und vorgeschlagene UQN für Arsen in limnischen Oberflächengewässern wurden auf Basis des Informationssystems Ökotoxikologie und Umweltqualitätsziele (ETOX) des Umweltbundesamts⁵ und einer ergänzenden Internetrecherche zusammengestellt. In Tabelle 7 wird ein Überblick über die UQN gegeben, in den folgenden Abschnitten wird detaillierter auf die für das vorliegende Vorhaben relevanten UQN eingegangen.

⁵ <https://webetox.uba.de/webETOX/index.do>

Tabelle 7: Übersicht über Umweltqualitätsnormen (UQN), UQN-Vorschläge und ähnliche Qualitätsziele für limnische Oberflächengewässer.

UQN / UQN-Vorschlag für		JD-UQN _{fw}	ZHK-UQN _{fw}	UQN _{Sediment}	Referenz
Mitgliedsstaaten der Europäischen Union					
Arsen _{gelöst}	UQN-Vorschläge, Großbritannien	Hintergrundkonzentration ^a + 0,5 µg/l	Hintergrundkonzentration ^a + 8,0 µg/l	–	Lepper et al. 2007
Arsen _{gelöst}	UQN, Großbritannien	50 µg/l	–	–	NRA 1994, UK TAG 2008, Department for Environment, Food and Rural Affairs & Welsh Government 2014, SEPA 2015
Arsen _{gelöst}	UQN-Vorschläge, Deutschland	1,3 µg/l	6,6 µg/l	8,59 mg/kg dw	Wenzel 2014, Wenzel et al. 2015
Arsen _{gesamt}	UQN, Deutschland	40 mg/kg Schwebstoff (dw)	–	40 mg/kg dw	OGewV 2016
Arsen _{gelöst}	Zulässige Höchstkonzentrationen, Niederlande		25 µg/l	–	VROM 1999
Arsen _{gesamt}			32 µg/l	–	VROM 1999
k.A.	UQN-Vorschläge, Slowenien	7 µg/l	–	–	Kos Durjava et al. 2013
k.A.	UQN-Vorschläge, Frankreich	Hintergrundkonzentration + 1,37 µg/l	Hintergrundkonzentration + 1,37 µg/l		INERIS 2015
Arsen _{gelöst}	UQN-Vorschläge, Rhein	Hintergrundkonzentration ^b + 0,5 µg/l	Hintergrundkonzentration ^b + 8,0 µg/l	–	IKSR 2009
Andere europäische Staaten					
Arsen _{gelöst}	Entwurf für Qualitätsstandard, Schweiz		10 µg/l	–	Behra et al. 1994
Außereuropäische Staaten					
Arsen _{gelöst}	Qualitätskriterium, Japan		10 µg/l	–	Environment Agency, Government of Japan 1993
k.A.	Freshwater aquatic life criteria, USA	150 µg/l	340 µg/l	–	US EPA 1995
Arsen _{gesamt}	Qualitätskriterium, Kanada		5,0 µg/l	–	CCME 2001

Abkürzungen: dw: Trockengewicht (dry weight), JD-UQN_{fw}: UQN zum Vergleich mit Jahresdurchschnittskonzentration für limnische Oberflächengewässer, ZHK-UQN_{fw}: zulässige Höchstkonzentrations-UQN zum Vergleich mit Einzelmesswerten für limnische Oberflächengewässer.

^a Lepper et al. (2007) weisen darauf hin, dass bei der Überprüfung der Einhaltung der UQN regionale bzw. ggf. lokale Hintergrundkonzentrationen berücksichtigt werden müssten.

^b Laut FOREGS (2005) liegt der Mittelwert der Konzentration gesamten, gelösten Arsens in Fließgewässern bei 1,24 µg/l. Auf der Basis dieses Werts wurde die Hintergrundkonzentration für den Rhein und seine Nebenflüsse vorläufig auf 1 µg/l festgelegt.

2.3.9 Vorschläge für UQN für Großbritannien (Lepper et al. 2007)

Lepper et al. (2007) erarbeiteten Vorschläge für UQN für Arsen in Süßwasser und Salzwasser, die sich auf die Konzentration des gesamten, gelösten Arsens (Arsen_{gesamt, gelöst}) beziehen. Die Ableitung entspricht weitgehend dem aktuellen TGD f. EQS (EC 2011), obwohl sie deutlich vor dessen Veröffentlichung erfolgte. Es wurde der von Crommentuijn et al. (1997) und Strujs et al. (1997) beschriebene *added risk approach* verwendet. Lepper et al. (2007; S. 36) weisen darauf hin, dass bei der Überprüfung der Einhaltung der UQN regionale bzw. ggf. lokale Hintergrundkonzentrationen berücksichtigt werden müssten. Weiterhin sei es wünschenswert, den Einfluss von Wasserqualitätsparametern auf die Bioverfügbarkeit und Toxizität von Arsen bei der Ableitung der UQN zu berücksichtigen. Allerdings sei das vorliegende Wissen nicht ausreichend, um diese Aspekte quantitativ zu beschreiben. Sowohl die JD-UQN_{fw} als auch die ZHK-UQN_{fw} wurde mit der Sicherheitsfaktor-Methode abgeleitet. Die als valide eingestuft Ökotoxizitätsdaten reichten nicht aus, um UQN mit der SSD-Methode abzuleiten. Daten aus Mesokosmen oder Feldversuchen lagen Lepper et al. (2007) nicht vor.

UQN_{Wasser}: Jahresdurchschnitts-UQN_{fw}

Es lagen chronische Toxizitätsdaten für Algen, höhere Pflanzen, Krebse, Mollusken und Fische vor (vgl. Tabelle A2). Die niedrigste Effektkonzentration ist eine LOEC (lowest observed effect concentration) von 5 µg/l für das Wachstum der Alge *Stichogloea doederleinii* (Hörnström 1990). Da Angaben zu experimentellen Details fehlen, wurde dieser Wert von Lepper et al. (2007) als „nicht bewertbar“ (K4) eingestuft⁶. Die nächstniedrigsten Effektkonzentrationen sind zwei LOEC-Werte von 10 µg/l für (a) das Wachstum der Alge *Ankistrodesmus falcatus* (Vocke et al. 1980) und (b) die Reproduktion des Wasserfloh *Daphnia pulex* (Chen et al. 1999). Die LOEC für die Alge *A. falcatus* wurde aufgrund der zu langen Testdauer (14 Tage) als nicht valide angesehen. Die LOEC für *D. pulex* wurde als jedoch „mit Einschränkungen verlässlich“ (K2) bewertet. Bei dieser LOEC trat ein Effekt von ca. 20% auf die Reproduktion von *D. pulex* auf, daher wurde aus ihr mittels Division durch 2 eine NOEC von 5 µg/l abgeleitet⁷. Da valide Daten für Algen, Krebse und Fische (d.h. die laut TGD f. EQS geforderten Gruppen) vorlagen, wurde mit einem Sicherheitsfaktor von 10 ein JD-UQN_{fw} von 0,5 µg/l (Arsen_{gesamt, gelöst}) abgeleitet⁸.

UQN_{Wasser}: Zulässige Höchstkonzentration-UQN_{fw}

Akute Toxizitätsdaten lagen für Algen, Protozoen, Krebse, Insekten, Fische und Amphibien vor (s. Tabelle A2). Mit EC₅₀-Werten zwischen 79 und 690 µg/l waren Algen die sensitivste taxonomische Gruppe. Die niedrigste EC₅₀ (79 µg/l) für die Populationsentwicklung der Alge *Scenedesmus obliquus* (Chen et al. 1994) wurde als K2 (mit Einschränkungen verlässlich) klassifiziert und für die Ableitung der ZHK-UQN herangezogen. Lepper et al. (2007) verwendeten einen Sicherheitsfaktor von 10, da der Datensatz Effektkonzentration für die chronisch sensitivste taxonomische Gruppe (Algen) enthielt. Damit wurde eine ZHK-UQN von 8 µg/l (Arsen_{gesamt, gelöst}) abgeleitet⁹.

UQN_{Sediment}

Da keine validen Toxizitätsdaten für Sedimentorganismen vorlagen, leiteten Lepper et al. (2007) keine Umweltqualitätsnorm zum Schutz der benthischen Lebensgemeinschaft ab¹⁰.

6 In den Anmerkungen zu Tabellen A1 und A2 ist erläutert, wie die Verlässlichkeit der Daten beurteilt wurde.

7 Diese Vorgehensweise entspricht den Vorgaben des TGD f. EQS (EC 2011, S. 143).

8 Auch hier entspricht die Vorgehensweise dem TGD f. EQS (EC 2011, S. 38).

9 Laut TGD f. EQS (EC 2011, S. 50-51) kann der für die Ableitung des ZHK-UQN verwendete Bewertungsfaktor von 100 auf 10 reduziert werden, wenn entweder (a) die Standardabweichung aller logarithmierten validen akuten EC₅₀- und LC₅₀-Werte < 0,5 ist oder (b) die sensitivste taxonomische Gruppe im Datensatz vertreten ist. Letzteres ist bei den von Lepper et al. (2007) als K1 oder K2 eingestuft Daten der Fall.

10 Wenn geeignete Toxizitätsdaten für Sedimentorganismen fehlen, kann laut TGD f. EQS (EC 2011, S. 96) die Gleichgewichtsverteilungsmethode (equilibrium partitioning method) eingesetzt werden, um aus der JD-UQN_{fw} für pelagische Organismen und dem gemesse-

UQN_{Biota}

Laut Lepper et al. (2007) gibt es keine Hinweise auf eine signifikante Biomagnifikation von Arsen in der aquatischen Nahrungskette (s. auch WHO 2001). Die in dem Bericht (S. 6) aufgeführten Biokonzentrations- bzw. Bioakkumulationsfaktoren liegen zwischen 4 (für den Sonnenbarsch *Lepomis macrochirus*, Barrows et al. 1980) und 3.688 (für ästuarine Phytoplanktonarten; Lindsay & Sanders 1990), wobei die meisten hohen Werte mit Algen bzw. höheren Wasserpflanzen und/oder ästuarinen bzw. marinen Arten ermittelt wurden (vgl. WHO 2001). Lepper et al. (2007) schließen, dass das Risiko einer sekundären Intoxikation durch Anreicherung in der Nahrungskette gering ist und dass demzufolge keine UQN_{Biota} abgeleitet werden muss.

2.3.10 Geltende UQN für Großbritannien

Von der UK Technical Advisory Group (UK TAG 2008) wurden die britischen UQN für Arsen und andere im Anhang VIII der Wasserrahmenrichtlinie aufgeführte Schadstoffe überprüft und ggf. Aktualisierungen vorgeschlagen. Dabei wurde der von Lepper et al. (2007) erstellte Bericht berücksichtigt (vgl. Abschnitt 2.3.5.1).

Für Arsen empfahl die UK TAG (2008; S. 34-35), die vorliegende JD-UQN_{fw} von 50 µg/l (NRA 1994) beizubehalten. Die von Lepper et al. (2007) abgeleiteten UQN-Vorschläge wurden also nicht berücksichtigt. Diese Empfehlung wird damit begründet, dass weitere Studien erforderlich seien, um

- (1) die Auswirkungen der lokalen Wasserqualität auf die Spezierung der Halbmetalle und Metalle und die Toxizität der verschiedenen (Halb-) Metallspezies zu verstehen und
- (2) besser zu untersuchen, wie natürliche Hintergrundkonzentrationen berücksichtigt werden können (z.B. im added risk approach), und mit ausreichender wissenschaftlicher Sicherheit schließen zu können, dass tatsächlich ein Problem in der Umwelt vorliegt.

Daher wurde vorgeschlagen, die zu dem Zeitpunkt geltende JD-UQN von 50 µg/l (Arsen_{gesamt, gelöst}) für limnische Oberflächengewässer beizubehalten. Dieser Wert wurde laut UK TAG (2008; S. 56) aus einer LC₁₀ von 140 µg/L, die in einer 16-wöchigen Studie mit dem Sonnenbarsch *Lepomis macrochirus* bestimmt wurde, mittels Division durch einen Sicherheitsfaktor von 2 abgeleitet.

Die JD-UQN_{fw} von 50 µg/l (Arsen_{gesamt, gelöst}) ist in Großbritannien noch immer gültig (Department for Environment, Food and Rural Affairs & Welsh Government 2014, SEPA 2015).

2.3.11 Vorschläge für UQN für Deutschland (Wenzel 2014, Wenzel et al. 2015)

In einem Projekt für das Umweltbundesamt wurden Vorschläge für die Aktualisierung der deutschen UQN für Arsen als flussgebietsspezifischem Schadstoff im Rahmen der Oberflächengewässerverordnung erarbeitet (Wenzel 2014, Wenzel et al. 2015). Dabei wurden die von Lepper et al. (2007) zusammengestellten Daten als Ausgangspunkt verwendet und durch weitere Daten – v.a. aus der ETOX-Datenbank des Umweltbundesamts und der ECOTOX-Datenbank der US EPA – ergänzt.

Die Einstufung der Validität der verwendeten Daten erfolgte in Abstimmung mit dem UBA. Die Gründe für die jeweilige Einstufung sind nicht in den beiden o.g. Berichten dokumentiert. Daten aus der ECOTOX-Datenbank des US EPA wurden ohne weitere Prüfung als vergleichbar mit K2 oder K4 angesehen. Für die Ableitung von UQN mit der SSD-Methode verwendete Wenzel (2014) alle recherchierten Daten, unabhängig von ihrer Validitätseinstufung.

nen Feststoff/Wasser-Verteilungskoeffizienten (K_d) für Sedimente oder Schwebstoffe eine UQN_{Sediment} zu ermitteln. Dabei sollten bevorzugt im Freiland gemessene K_d -Werte verwendet werden. Diese können jedoch – abhängig von den lokalen hydrochemischen Bedingungen – sehr stark variieren (Lepper 2005, EC 2011). Lepper et al. (2007) verzichteten daher auf die Ableitung einer UQN_{Sediment} mittels Gleichgewichtsverteilungsmethode.

Für die Ableitung aller UQN-Werte wurden in den meisten Fällen (s.u.) die Datensätze für limnische und marine Arten zusammengeführt, da keine Unterschiede in der Sensitivität gefunden wurden (Wenzel 2014, S. 24). Die o.g. Berichte enthalten keine Dokumentation einer statistischen Prüfung eventueller Unterschiede. Es wurden keine Anhaltspunkte für einen konsistenten Unterschied in der Ökotoxizität von As(V) und As(III) gefunden (Wenzel 2014, S. 20). Die UQN-Vorschläge wurden ohne Bioverfügbarkeitskorrektur abgeleitet und beziehen sich auf die Konzentration des gesamten, gelösten Arsens (Arsen_{gesamt, gelöst}). Anders als Lepper et al. (2007) verwendete Wenzel (2014) in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt den *total risk approach*.

UQN_{Wasser}: Jahresdurchschnitts-UQN_{fw}

Der Datensatz für Süßwasserorganismen umfasste NOECs bzw. Effektkonzentrationen für Bakterien, Algen, höhere Pflanzen, Krebse, Mollusken, Fische und Amphibien (s. Tabelle A1). Die bereits im Datensatz von Lepper et al. (2007) enthaltene LOEC von 5 µg/l für das Wachstum der Alge *S. doederleinii* (Hörnström 1990) war auch hier der niedrigste Wert. Obwohl die Validität dieser LOEC nicht überprüft werden kann, ging Wenzel (2014; S. 7) – anders als Lepper et al. (2007; s. Abschnitt 2.3.5.1) – davon aus, dass der Algentest nach den entsprechenden Testrichtlinien durchgeführt wurde und die Validitätskriterien erfüllte. Die LOEC wurde mit einer EC₁₀ gleichgesetzt und für die Ableitung der JD-UQN_{fw} verwendet¹¹. Mit der Sicherheitsfaktor-Methode wurde durch Division der LOEC für *S. doederleinii* (5 µg/l) durch einen Sicherheitsfaktor von 10 eine JD-UQN_{fw} von 0,5 µg/l (Arsen_{gesamt, gelöst}) für limnische Oberflächengewässer abgeleitet.

Wenzel (2014) verwendete außerdem die SSD-Methode, um eine JD-UQN_{fw} abzuleiten. Eine Arten-Sensitivitäts-Verteilung (SSD) wurde auf Basis des kombinierten Datensatzes (Süß- und Salzwasserorganismen) für alle taxonomischen Gruppen erstellt. Dazu wurden alle Effektkonzentrationen verwendet, auch die von Lepper et al. (2007) als „nicht für UQN-Ableitung geeignet“ (Birge et al. 1978, 1979) oder „nicht bewertbar“ eingestuft Daten. Laut TGD für EQS sollen jedoch nur qualitätsgeprüfte, valide Daten für eine SSD verwendet werden (EC 2011, S. 24-25 und 41, s. auch Abschnitt 2.3.4.2).

Wenn mehrere Daten für eine Art vorlagen, wurden von Wenzel (2014) i. Allg. geometrische Mittelwerte gebildet und für die SSD verwendet¹². In diese geometrischen Mittelwerte gingen auch nicht exakte NOEC-Werte ein, wie z.B. die NOEC von ≥ 961 µg/l aus der Studie von Spehar et al. (1980) mit Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*), bei der bis zur höchsten getesteten Konzentration kein Effekt auftrat (s. Tabelle A1). Zum Teil wurden geometrische Mittel aus verschiedenen Arten von Effektkonzentrationen (z.B. NOEC-, MATC- und EC₅₀-Werte für die Dickkopfelritze *Pimephales promelas*) für verschiedene Endpunkte (vgl. Wenzel et al. 2014, S. 43) gebildet. Aus der SSD für die damit vorliegenden 43 Effektkonzentrationen für 8 taxonomische Gruppen wurde ein HC₅-Wert von 6,62 µg/l errechnet, aus dem sich mittels Division durch einen Sicherheitsfaktor von 5 ein JD-UQN_{fw} von 1,3 µg/l (Arsen_{gesamt, gelöst}) ergibt.

Aus der SSD für alle taxonomischen Gruppen (Wenzel 2014, S. 25) ergeben sich keine klaren Hinweise auf besonders empfindliche taxonomische Gruppen. Eine SSD für besonders sensitive taxonomische Gruppen wurde nicht erstellt.

Als JD-UQN_{fw} wurde der mit der SSD-Methode abgeleitete Wert von 1,3 µg/l (Arsen_{gesamt, gelöst}) vorgeschlagen (Wenzel 2014, S. 14), der höher ist als der mit der Sicherheitsfaktormethode abgeleitete Wert (0,5 µg/l)¹³.

Wie Wenzel (2014) feststellt, liegt die JD-UQN_{fw} von 1,3 µg/l (Arsen_{gesamt, gelöst}) etwa um den Faktor 2 über dem Medianwert von 0,63 µg/l für die Arsenkonzentration in Oberflächengewässern laut FOREGS (2005). Sie ist jedoch niedriger als der 90% Perzentilwert (2,45 µg/l; FOREGS 2005), mit dem UQN-Werte laut TGD f. EQS verglichen werden sollen (s. Abschnitt 1.4.3).

¹¹ Eine Information zur Größe des Effekts, der durch die Konzentration von 5 µg/l (d.h. die LOEC) verursacht wurde, fehlt jedoch.

¹² In einigen Fällen wurde auch der sensitivste Wert verwendet.

¹³ Laut TGD f. EQS (EC 2011, S. 36-37) sind mit der SSD-Methode abgeleitete UQN i. Allg. robuster als mit der Sicherheitsfaktormethode abgeleitete Werte und sollten deshalb vorgezogen werden.

UQN_{Wasser}: Zulässige Höchstkonzentration-UQN_{fw}

Der kombinierte (Süß- und Salzwasserorganismen) Datensatz enthält Effektkonzentrationen für Bakterien, Protozoen, Algen, höhere Pflanzen, Krebse, Insekten, Fische und Amphibien (s. Tabelle A2).

Für die Ableitung der ZHK-UQN_{fw} wurde zunächst die Sicherheitsfaktormethode eingesetzt. Eine EC₅₀ von 11 µg/l für den marinen Copepoden *Tigriopus brevicornis* (Forget et al. 1998) wurde als niedrigster geeigneter Wert des kombinierten Datensatzes identifiziert¹⁴. Für marine und limnische Algen liegen EC₅₀-Werte in derselben Größenordnung vor (14 bzw. 15 µg/l; s. Tabelle A2). Die EC₅₀ von 11 µg/l ist um einen Faktor von 7 niedriger als die von Lepper et al. (2007) für die Ableitung der ZHK-UQN_{fw} verwendete EC₅₀ für die Alge *S. obliquus* (79 µg/l; Abschnitt 2.3.5.1). Mit der Sicherheitsfaktor-Methode leitete Wenzel (2014, S. 27) aus der EC₅₀ von 11 µg/l durch Division mit einem Sicherheitsfaktor von 10 eine ZHK-UQN von 1,1 µg/l (Arsen_{gesamt, gelöst}) für limnische Oberflächengewässer ab¹⁵.

Zusätzlich wurde anhand des kombinierten Datensatzes für alle taxonomischen Gruppen eine ZHK-UQN_{fw} mit der SSD-Methode ermittelt. Dazu wurden auch die von Lepper et al. (2007) als „nicht für UQN-Ableitung geeignet“ oder „nicht bewertbar“ eingestuft Daten verwendet. Wie im vorigen Abschnitt angemerkt, sollten laut TGD für EQS jedoch nur valide Daten für eine SSD herangezogen werden (vgl. Abschnitt 2.3.4.2). Bei Vorliegen von mehreren Daten für eine Art wurden i. Allg. geometrische Mittelwerte für die SSD verwendet (vgl. Fußnote 12). Damit lagen 69 EC₅₀- bzw. LC₅₀-Werte für 11 taxonomische Gruppen vor. Aus der SSD errechnete Wenzel (2014) einen HC₅-Wert von 66,6 µg/l und aus diesem mittels Division durch einen Sicherheitsfaktor von 10 eine ZHK-UQN_{fw} von 6,6 µg/l (Arsen_{gesamt, gelöst})¹⁶.

Als ZHK-UQN_{fw} wurde auch hier der mit der SSD-Methode abgeleitete Wert (6,6 µg/l, Arsen_{gesamt, gelöst}) vorgeschlagen (Wenzel 2014, S. 14), der über dem mit der Sicherheitsfaktormethode abgeleiteten Wert (1,41 µg/l) liegt¹⁷. Die vorgeschlagene ZHK-UQN_{fw} von 6,6 µg/l liegt 2,7-fach über dem 90% Perzentil (2,45 µg/l) der Arsenkonzentration in Oberflächengewässern nach FOREGS (2005).

UQN_{Sediment}

Es lag nur eine akute Studie zu Effekten von Arsen auf Sedimentorganismen, den Krebs *Hyalella azteca* und Larven der Zuckmücke *Chironomus dilutus*, vor (Liber et al. 2011). Für *H. azteca* wurde eine LC₅₀ von 532 und eine NOEC von 462 mg/kg Sedimenttrockengewicht ermittelt, für *C. dilutus* eine LC₅₀ von 642 sowie eine NOEC von < 39 mg/kg Sedimenttrockengewicht. Chronische Toxizitätsdaten für Sedimentorganismen, die für die Ableitung der UQN_{Sediment} benötigt werden (Abschnitt 2.3.4) fehlen.

Wenzel (2014, S. 31) setzte daher die Gleichgewichtsverteilungsmethode zur Ableitung einer UQN_{Sediment} ein (s. Fußnote 10 im Abschnitt 2.3.5.1). Dabei wurden die vorgeschlagene JD-UQN_{fw} von 1,3 µg/l, ein abgeschätzter Sediment/Wasser-Verteilungskoeffizienten von 6607 l/kg, ein abgeschätzter Schwebstoff/Wasser-Verteilungskoeffizient von 10.000 l/kg sowie der höchste, in natürlichem Sediment bestimmte Sediment/Wasser-Verteilungskoeffizient (450 l/kg) verwendet. Eine UQN_{Sediment} von 8,59–263 mg/kg Sedimenttrockengewicht wurde ermittelt. Der niedrigste Wert, 8,59 mg/kg Sedimenttrockengewicht, wurde als UQN_{Sediment}

¹⁴ Der kombinierte Datensatz enthält noch einen niedrigeren Wert, eine LC₅₀ von 3 µg/l für den marinen Krebs *Penaeus chinensis* (Chen & Chen 1990). Der Wert stammt aus einem englischsprachigen Abstract einer chinesischsprachigen Publikation. Da die Validität dieser LC₅₀ nicht bewertet werden konnte, wurde sie nicht als kritischer Wert für die Ableitung der ZHK-UQN_{fw} verwendet.

¹⁵ In der deutschen Zusammenfassung des EQS-Vorschlags von Wenzel (2014; S. 8) und in Wenzel et al. (2015; S. 28) ist eine etwas abweichende Vorgehensweise beschrieben, die Ableitung der ZHK-UQN_{fw} aus der EC₅₀ von 14,1 µg/l für die Wachstumsrate der limnischen Alge *Chlamydomonas reinhardtii* (Wang et al. 2013) als niedrigstem Wert für Süßwasserorganismen. Mit der Sicherheitsfaktor-Methode wurde durch Division dieser EC₅₀ durch einen Sicherheitsfaktor von 10 eine ZHK-UQN_{fw} von 1,41 µg/l abgeleitet.

¹⁶ Laut TGD f. EQS (EC 2011, S. 50-51) kann der für die Ableitung des ZHK-UQN verwendete Bewertungsfaktor von 100 auf 10 reduziert werden, wenn (a) die Standardabweichung aller logarithmierten validen akuten EC₅₀- und LC₅₀-Werte < 0,5 ist oder (b) die sensitivste taxonomische Gruppe im Datensatz vertreten ist. Als in akuten Tests sensitivste taxonomische Gruppen wurden Algen (Lepper et al. 2007), Algen und Krebse (Wenzel 2014) und Krebse (Zheng et al. 2017) identifiziert. Daten zu beiden taxonomischen Gruppen sind im Datensatz vorhanden.

¹⁷ Laut TGD f. EQS (EC 2011, S. 36-37) sind mit der SSD-Methode abgeleitete UQN i. Allg. robuster als mit der Sicherheitsfaktormethode abgeleitete Werte und sollten deshalb bevorzugt werden.

vorgeschlagen (Wenzel et al. 2015, S. 15). Wie im TGD f. EQS (EC 2011, S. 100) betont wird, ist die Unsicherheit von UQN_{Sediment} , die mit der Gleichgewichtsverteilungsmethode angeleitet werden, sehr hoch (vgl. auch Fußnote 10 im Abschnitt 2.3.5.1).

UQN_{Biota}

Basierend auf Lepper et al. (2007) schließt Wenzel (2014), dass das Risiko einer sekundären Intoxikation durch Anreicherung in der Nahrungskette gering ist, so dass keine UQN_{Biota} abgeleitet werden muss.

2.3.12 Geltende UQN für Deutschland

Wie in den Empfehlungen der Ausschüsse (Bundesrat 2016, S. 11-12 und 21) zusammengefasst, wurden eine JD- UQN_{fw} von 1 $\mu\text{g/l}$ und eine ZHK- UQN_{fw} von 24 $\mu\text{g/l}$ in die mit den Ländern abgestimmte Fassung der OGewV vom 29.04.2015 aufgenommen. Diese Werte wurden mit dem Stoffdatenblatt des Umweltbundesamts (Stand: März 2014) begründet¹⁸. Die von der Bundesregierung am 16.12.2015 beschlossene Fassung der OGewV enthielt jedoch eine JD- UQN_{fw} von 2,9 $\mu\text{g/l}$ und eine ZHK- UQN_{fw} von 6,6 $\mu\text{g/l}$ ¹⁹. Eine fachlich nachvollziehbare Begründung für diese Änderungen fehlte. Aus diesem Grund empfahlen die Ausschüsse, die bisherige UQN von 40 mg/kg Sediment- oder Schwebstofftrockengewicht bis zur fachlich eindeutigen Ableitung neuer UQN beizubehalten. Die aktuelle Fassung der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) enthält diesen Wert (s. Tabelle 2).

2.3.13 Weitere UQN bzw. UQN-Vorschläge

Wie auch für andere flussgebietsspezifische Schadstoffe (vgl. z.B. Vorkamp & Sanderson 2016) unterscheiden sich die UQN-Werte bzw. -Vorschläge für verschiedene Länder stark voneinander (s. Tabelle 7).

In den Niederlanden gelten laut VROM (1999, zitiert in ETOX 2017) zulässige Höchstkonzentrationen (maximum permissible concentrations) von 25 $\mu\text{g/l}$ für Arsen_{gesamt, gelöst} und 32 $\mu\text{g/l}$ für Arsen_{gesamt}. Für Slowenien wurde eine JD- UQN_{fw} von 7 $\mu\text{g/l}$ vorgeschlagen (Kos Durjava et al. 2013).

Für Frankreich wurden vom INERIS (2015) UQN-Vorschläge erarbeitet. Die JD- UQN_{fw} und die ZHK- UQN_{fw} liegen beide bei 1,37 $\mu\text{g/l}$, d.h. unter dem 90% Perzentil der natürlichen Hintergrundkonzentrationen (2,45 $\mu\text{g/l}$, FOREGS 2005). Daher müssten Hintergrundkonzentrationen bei der Umsetzung und Überwachung der Einhaltung der UQN berücksichtigt werden. Für Sediment wurde eine UQN von 0,6 mg/kg Trockengewicht vorgeschlagen (INERIS 2015).

Von der IKSR (2009) wurden die von Lepper et al. (2007) abgeleiteten Werte (die JD- UQN_{fw} von 0,5 $\mu\text{g/l}$ und die ZHK- UQN_{fw} von 8,0 $\mu\text{g/l}$) und die Herangehensweise (*added risk approach*) übernommen. Ausgehend vom Mittelwert der Konzentration des gesamten, gelösten Arsens in Fließgewässern (1,24 $\mu\text{g/l}$, FOREGS 2005) wurde die Hintergrundkonzentration für den Rhein und seine Nebenflüsse vorläufig auf 1 $\mu\text{g/l}$ festgelegt. Die Vorschläge der IKSR sind rechtlich nicht bindend; ihr Status entspricht dem der IKSR-Zielvorgaben.

Für die Schweiz liegt ein Vorschlag für einen Qualitätsstandard zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft von 10 $\mu\text{g/l}$ vor (Arsen_{gesamt, gelöst}, Behra et al. 1994). Dieser Wert ist identisch mit dem in Japan geltenden Qualitätsstandard für das Schutzgut Umwelt (Environment Agency, Government of Japan 1993). Das Qualitätskriterium für Kanada ist mit 5,0 $\mu\text{g/l}$ (Arsen_{gesamt}) etwas niedriger. Für die USA gelten hingegen deutlich höhere Werte: eine JD- UQN_{fw} von 150 $\mu\text{g/l}$ und eine ZHK- UQN_{fw} von 340 $\mu\text{g/l}$ (Arsen_{gesamt, gelöst}, US EPA 1995).

¹⁸ Die JD- UQN_{fw} von 1 $\mu\text{g/l}$ scheint auf den von Wenzel (2014) und Wenzel et al. (2015) abgeleiteten Werten zu basieren. Eine ZHK- UQN_{fw} von 24 $\mu\text{g/l}$ wird jedoch in den uns vorliegenden UQN-Vorschlägen von Wenzel (2014; Stand: Mai 2014) und Wenzel et al. (2015) nicht genannt (siehe Abschnitt 2.3.5.3).

¹⁹ Hier entspricht die ZHK- UQN_{fw} dem Vorschlag von Wenzel (2014) und Wenzel et al. (2015), während die uns vorliegenden Dokumente keine JD- UQN_{fw} von 2,9 $\mu\text{g/l}$ enthalten.

2.3.14 Schlussfolgerungen

Der toxische Wirkungsmechanismus von Arsen betrifft grundlegende biologische Funktionen und wird nicht durch spezielle, artspezifische Rezeptoren vermittelt. Daher treten keine großen Unterschiede in der Empfindlichkeit verschiedener taxonomischer Gruppen auf – die niedrigsten chronischen NOEC-Werte für Algen, Kleinkrebse und Fische liegen meist im zweistelligen µg/l-Bereich. In diesem Rahmen sind Algen etwas empfindlicher als andere taxonomische Gruppen, was möglicherweise mit geringerer Metabolisierungskapazität und Kontrollmöglichkeit der Aufnahme und Ausscheidung bei diesen einzelligen Organismen zusammenhängt.

Wie bei anderen Metallen und Halbmetallen hängt die Spezierung von Arsen (elementar, dreiwertig, fünfwertig) und damit auch die Bioverfügbarkeit und Toxizität von Umweltfaktoren wie z.B. Redoxpotential, pH-Wert und Gehalt an gelöstem oder partikulärem organischen Verbindungen ab. Für einige Metalle liegen inzwischen Modelle vor, mit denen die Toxizität in Abhängigkeit von derartigen Parametern dargestellt werden kann. Diese Modelle wurden in aufwendigen Forschungsprojekten entwickelt, anhand umfangreicher Datensätze validiert und von verschiedenen Expertengruppen begutachtet, bevor sie für die Ableitung von UQN als geeignet angesehen wurden. Für Arsen steht die Entwicklung derartiger Modelle noch ganz am Anfang, wie die vorliegenden insgesamt recht spärlichen und unsystematischen Daten zur Abhängigkeit der aquatischen Toxizität von Umweltfaktoren belegen. Damit besteht keine Möglichkeit, eine UQN mit Bioverfügbarkeitskorrektur abzuleiten, die einer Überprüfung durch Expertengremien standhalten würde.

Ein zentraler Punkt bei der Ableitung einer UQN ist die Validitätsprüfung der verfügbaren Daten, da nur anerkannt valide Daten für die Ableitung einer UQN verwendet werden dürfen. Für anorganisches Arsen ist der Datensatz zur aquatischen Toxizität umfangreich und erstreckt sich über mehrere taxonomische Gruppen und trophische Ebenen. Allerdings stammen viele dieser Daten aus älteren Publikationen, die den heutigen Ansprüchen an Dokumentation und experimentellen Methoden nicht immer genügen. Lepper et al. (2007) hat viele der vorliegenden Daten im Hinblick auf die Validität bewertet, während Wenzel (2014) bzw. Wenzel et al. (2015) keine nachvollziehbare eigene Prüfung durchgeführt haben, sondern sich auf andere bezogen haben bzw. Daten aus bestimmten Quellen prinzipiell als valide eingestuft hat. So verwenden Wenzel (2014) bzw. Wenzel et al. (2015) dann auch Daten, die von Lepper et al. (2007) als nicht ausreichend valide eingestuft wurden. Unterschiede in der Einschätzung der Validität einzelner Daten sowie unterschiedliche Vorgehensweisen bei Ableiten trugen zu den unterschiedlichen UQN und UQN-Vorschlägen bei, die in diesem Bericht zusammengestellt wurden. Insbesondere das Zusammenführen oder getrennte Verwenden von Daten für marine und limnische Organismen sowie die Verwendung des *total risk approach* im Unterschied zum *added risk approach* (inklusive der Ermittlung von Hintergrundkonzentrationen) sind entscheidende Fragen beim Vorgehen der Ableitung einer UQN für anorganisches Arsen in limnischen Oberflächengewässern. Nach derzeitigem Stand erscheint ein *added risk approach* unter ausschließlicher Verwendung von Toxizitätsdaten für limnische Organismen der sinnvollste Ansatz zu sein.

Grundsätzlich sollte sowohl die Validitätsprüfung von Daten für die Ableitung einer UQN als auch das Vorgehen bei der UQN-Ableitung transparent sein und einer Begutachtung und Diskussion durch ein Expertengremium unterliegen. Auf der Ebene der EU unterliegt diese Aufgabe, neben einer öffentlichen Konsultation, dem Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER).

3 Einfluss von Arsen auf die Artengemeinschaften

3.1 Datengrundlage

Wie bereits beschrieben, liegen für die durchzuführenden Auswertungen Datensätze zu verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten vor (vgl. Tabelle 3). Aufgrund der guten Verfügbarkeit und — in der Regel — hohen Aussagekraft der Komponenten Makrozoobenthos und Diatomeen wurden die Auswertungen auf Basis dieser Komponenten durchgeführt.

Die von den Bundesländern gelieferten chemischen und biologischen Untersuchungsdaten wurden anhand der Messstellen und des Untersuchungszeitraumes verknüpft. Die nutzbaren Datensatzkombinationen waren je nach Bundesland sehr unterschiedlich. Dies soll im Folgenden am Beispiel der Qualitätskomponenten Makrozoobenthos erläutert werden.

Die Abbildungen zeigen, dass für einige Bundesländer deutlich mehr Verknüpfungen von Arsenmessdaten zu Taxafunden als zu Bewertungsergebnissen vorliegen. Aus NRW liegen wie beschrieben nur Daten zu Arsen gesamt vor. Verknüpfungen zwischen MZB-Daten und Arsen gelöst sind für dieses Bundesland daher nicht möglich. Die Heterogenität zwischen den Bundesländern zeigt sich auch in den Wertebereichen der für die Auswertungen nutzbaren Daten (Abbildung 21). Auch hier liegen die sächsischen Werte (Jahresmittelwerte) deutlich über denen der anderen Bundesländer. Ähnlich verhielt es sich mit Daten für die Qualitätskomponente Diatomeen, auf deren explizite Darstellung der Datengrundlage im Bericht allerdings verzichtet wurde.

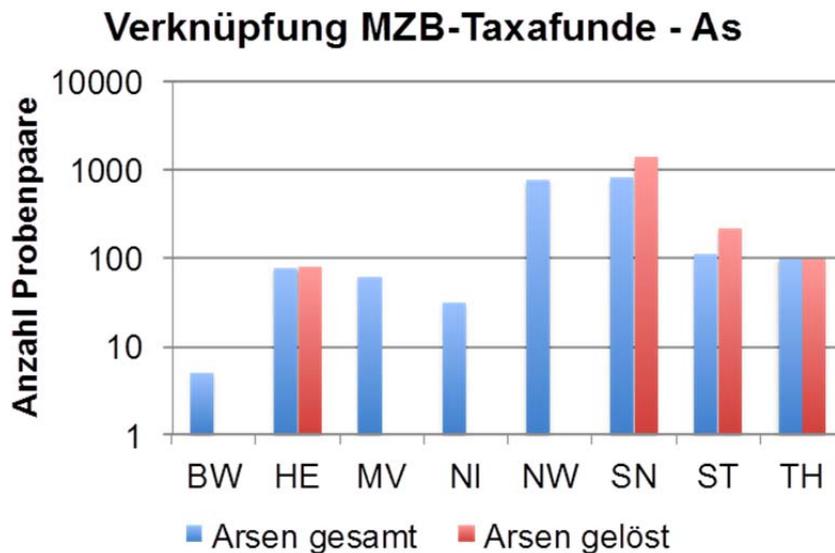


Abbildung 19: Verknüpfung von MZB-Taxafunden und Arsenmessdaten

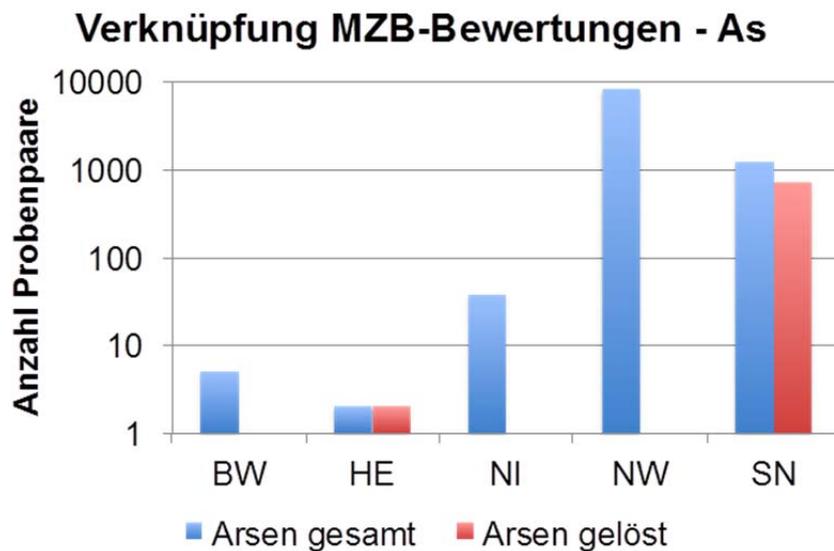


Abbildung 20: Verknüpfung von MZB-Bewertungsdaten (PERLODES) und Arsenmessdaten

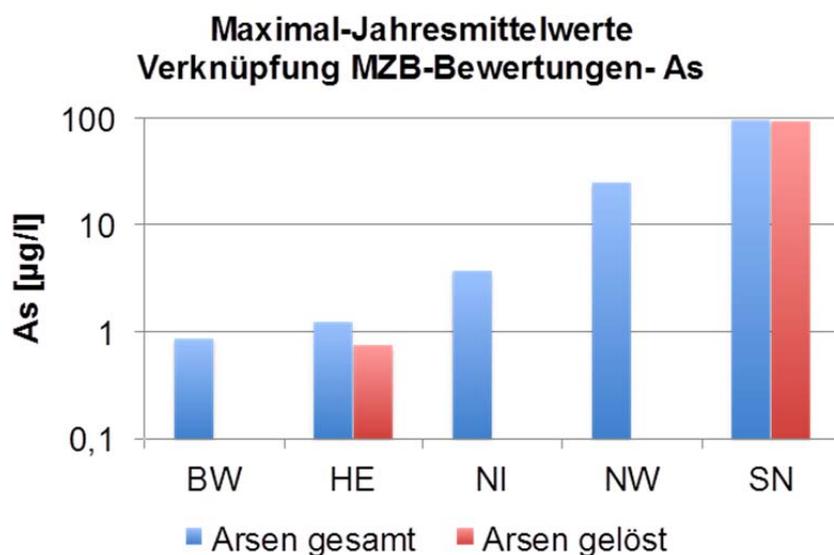


Abbildung 21: Maximalwerte der verknüpfbaren Arsenproben (Jahresmittelwerte) nach Bundesländern

Da aus NRW einerseits sehr viele Daten zu Arsen_{gesamt} und zu MZB vorliegen, dieses Bundesland aber keine Daten zu Arsen_{gelöst} vorliegen hat, führt dies zu einem starken Ungleichgewicht der Fallzahlen zwischen den beiden Parametern (Abbildung 22). So liegen für Arsen_{gelöst} 1.215 mit MZB-Bewertungen verknüpfte Proben vor, während dies im Falle von Arsen_{gesamt} 8.870 Proben sind. Da die Daten des Landes Sachsen tendenziell mehr höher belastete Arsenproben enthalten, im Datensatz zu Arsen_{gesamt} aber Daten aus NRW dominieren, liegen Verteilungskennwerte wie unterer Whisker, 25-, 50-, 75-Perzentil und oberer Whisker für Arsen_{gelöst} erkennbar über denjenigen für Arsen_{gesamt}. Natürlich ist in jedem einzelnen Datenpaar Arsen_{gesamt} / gelöst derselben Probe der Wert für Arsen_{gesamt} höher als der für Arsen_{gelöst}. Die Verzerrung resultiert aus den prinzipiellen Unterschieden der Datensätze.

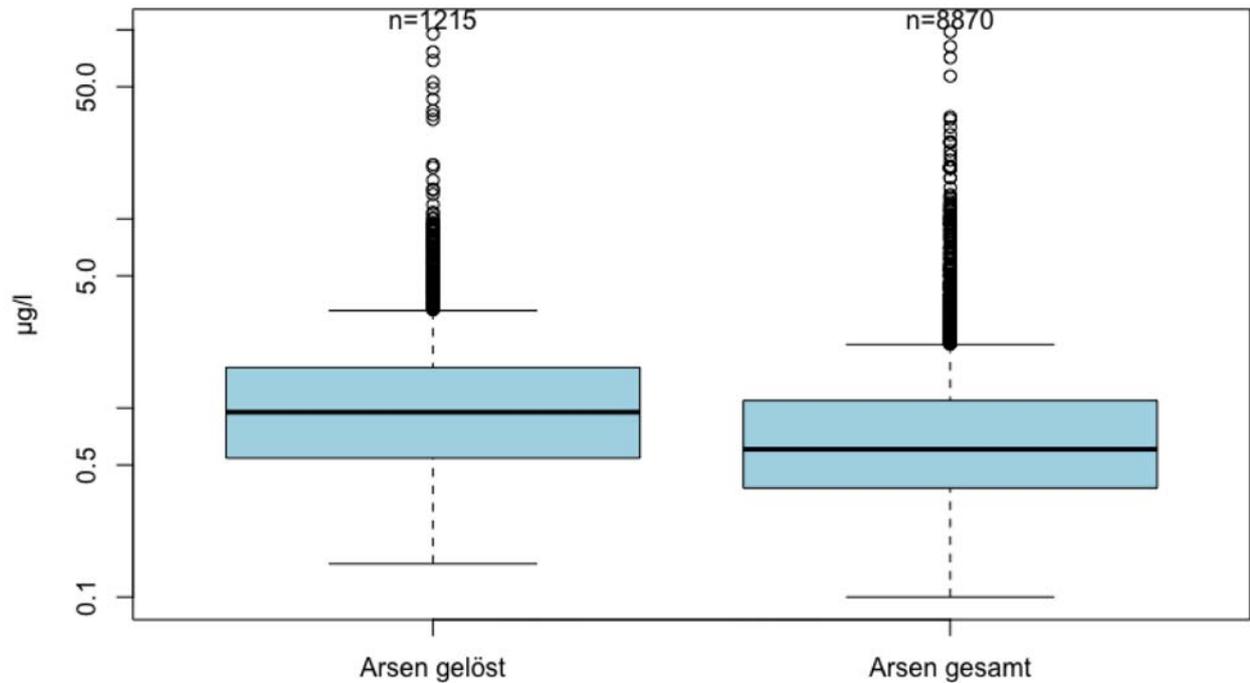


Abbildung 22: Verteilung der Arsengehalte der mit MZB-Bewertungen verknüpften Proben

Dies wird klar, wenn man z.B. anhand der sächsischen Daten (Einzelwerte) den Zusammenhang zwischen $\text{Arsen}_{\text{gelöst}}$ und $\text{Arsen}_{\text{gesamt}}$ darstellt (Abbildung 23). Alle Werte für $\text{Arsen}_{\text{gesamt}}$ liegen oberhalb derjenigen für $\text{Arsen}_{\text{gelöst}}$, daher liegen alle aus den Wertepaaren gebildeten Punkte nur oberhalb der Winkelhalbierenden.

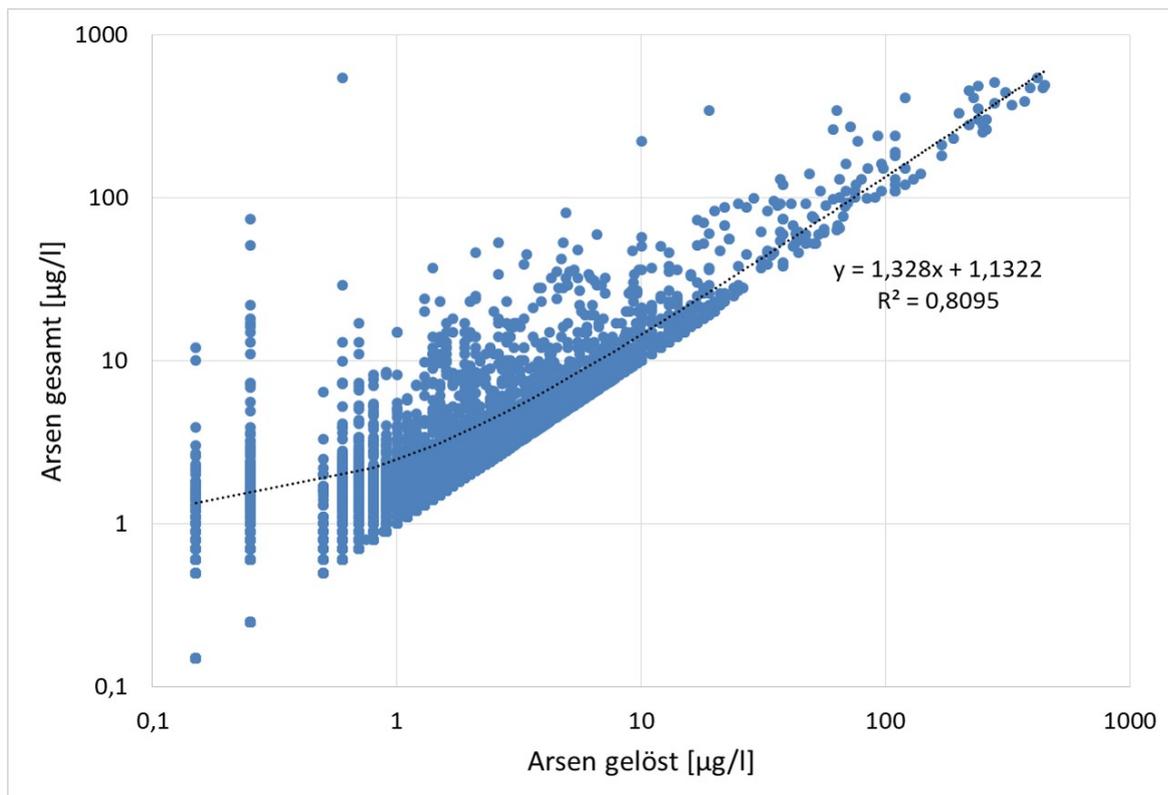


Abbildung 23: Zusammenhang der Einzelwerte für $\text{Arsen}_{\text{gelöst}}$ und $\text{Arsen}_{\text{gesamt}}$, nur sächsische Daten, N = 6.210

Betrachtet man nun die Proben, bei denen Arsenmessdaten nur mit MZB-Taxafunden aber nicht mit MZB-Bewertungen verknüpft werden konnten, zeigt sich ein etwas anderes Bild (Abbildung 24). Da für diese Verknüpfung deutlich weniger Datensätze aus NRW vorliegen, kommt die oben beschriebene Verzerrung hier nicht zum Tragen. Die Werteverteilungen von Arsen_{gesamt} und Arsen_{gelöst} sind sich sehr viel ähnlicher.

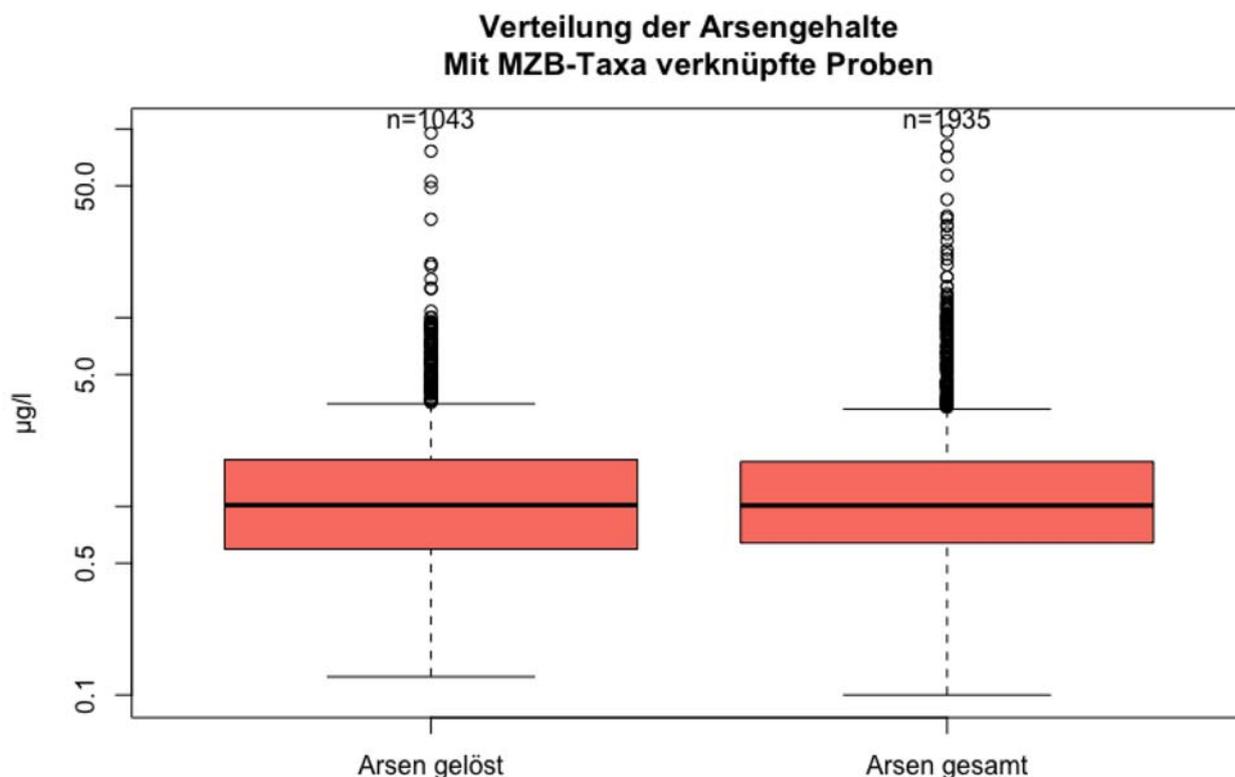


Abbildung 24: Verteilung der Arsengehalte der nur mit MZB-Taxafunden verknüpften aber nicht bewerteten Proben

Prinzipiell könnten die im Jahresverlauf gemessenen mittleren und maximalen Arsenkonzentrationen unterschiedliche Effekte auf die Organismen haben. Dies wäre allerdings nur dann sichtbar, wenn beide Kenngrößen nicht stark miteinander korrelieren. Korrelieren sie hingegen miteinander, sollten Effekte auf die Biozöosen oder Taxa für beide Kenngrößen gleichermaßen sichtbar sein. Aus diesem Grund wurde überprüft, wie hoch der Zusammenhang zwischen beiden Kenngrößen ist. Zuvor wurde jedoch noch, in Anlehnung an die Vorgehensweise in Halle & Müller (2014), für jede Probestelle die Arsenkonzentration – jeweils um das Jahr einer betrachteten biologischen Untersuchung herum – ein Dreijahresmittel bzw. Dreijahresmaximum gebildet. Für Arsen_{gelöst} korrelieren beide Kenngrößen mit $R^2 = 0,94$ sehr hoch miteinander. Für Arsen_{gesamt} ist der Zusammenhang weniger hoch ($R^2 = 0,42$) (Abbildung 25), aber dennoch gegeben. Aufgrund der hohen Korrelation beider Kenngrößen bei Arsen_{gelöst}, wurden alle weiteren Auswertungen im Projekt, insofern nicht anders erwähnt, auf der Basis des Dreijahresmittelwertes durchgeführt.

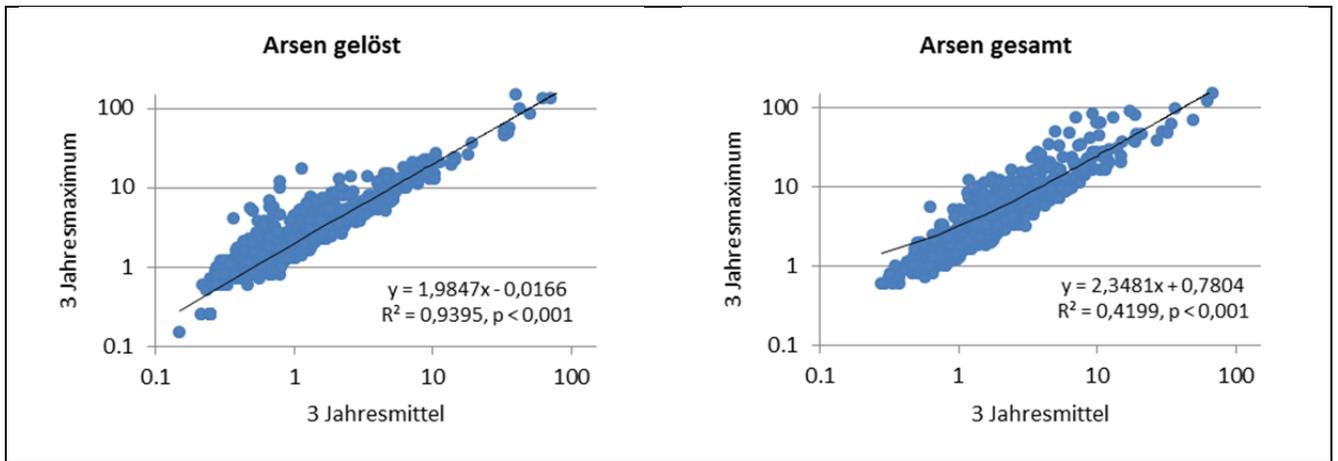


Abbildung 25: Zusammenhang zwischen dem 3 Jahresmittel und dem 3Jahresmaximum der Arsenkonzentration einer Probestelle.

3.1.1 Korrelation von Arsen mit anderen Parametern

Um auszuschließen, dass bei der Ermittlung von Schwellenwerten für Arsen nur "scheinbare" Zusammenhänge erkannt werden, weil in Wirklichkeit andere Parameter die wirksamen Einflüsse zeigen, wurden umfangreiche Korrelationsanalysen zwischen Arsen und anderen chemischen Kenngrößen durchgeführt. Im Folgenden sind exemplarisch Streudiagramme für Arsen_{gesamt} und die elektrische Leitfähigkeit als Summenparameter dargestellt.

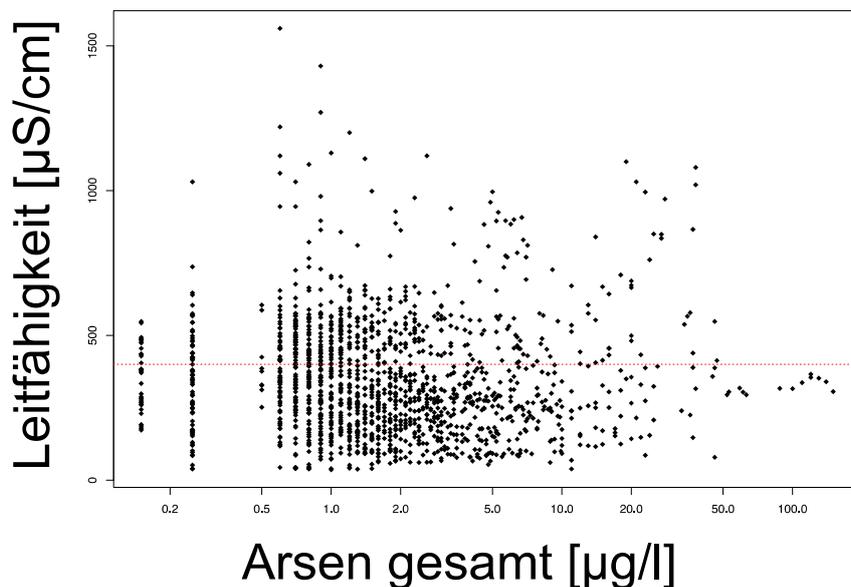


Abbildung 26: Arsen_{gesamt} und elektrische Leitfähigkeit, LAWA-Typ 5, sächsische Daten, N = 1.538; rot gepunktete Linie = oberer Leitfähigkeitsschwellenwert des Gewässertyps

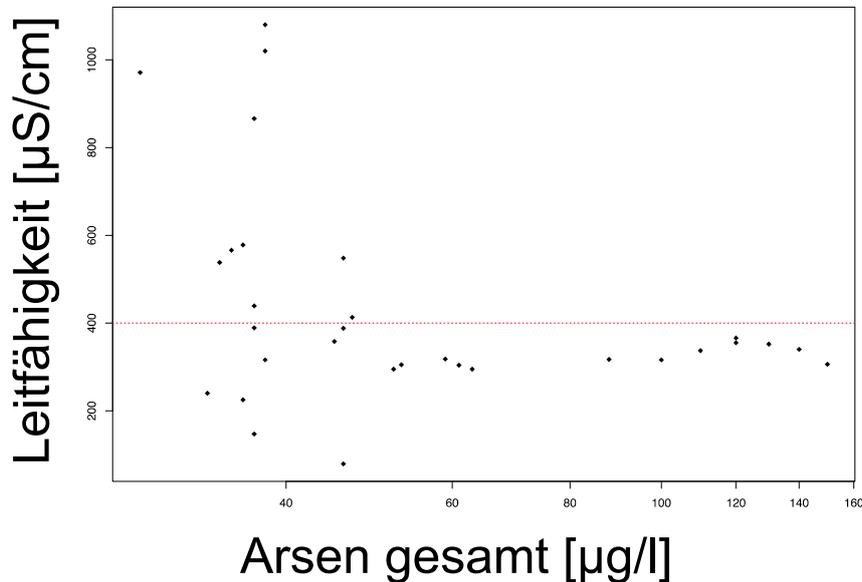


Abbildung 27: Arsen_{gesamt} und elektrische Leitfähigkeit, LAWA-Typ 5, sächsische Daten, Werte oberhalb des 98-Perzentils von Arsen_{gesamt}, N = 31; rot gepunktete Linie = oberer Leitfähigkeitsschwellenwert des Gewässertyps

Die Abbildungen zeigen, dass zwar kein korrelativer Zusammenhang zwischen der Arsenkonzentration und der Leitfähigkeit besteht, dass aber sowohl bei sehr niedrigen als auch bei sehr hohen Arsenkonzentrationen die Leitfähigkeiten im typgemäßen niedrigen Wertebereich liegen.

Auf gleiche Art wurden mögliche Zusammenhänge mit allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern (ACP) sowie mit den wichtigsten Metallen geprüft (Lf, Cl⁻, SO₄²⁻, K, Na, Ca, Mg, TP, oPO₄³⁻, TN, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄, AFS, BSB₅, O₂, Temp., DOC, TOC, pH, Pb_{gesamt}, Pb_{gelöst}, Cd_{gesamt}, Cd_{gelöst}, Cr_{gesamt}, Cr_{gelöst}, Fe_{gesamt}, Cu_{gesamt}, Cu_{gelöst}, Mn_{gesamt}, Mn_{gelöst}, Ni_{gesamt}, Ni_{gelöst}, Hg_{gesamt}, Zn_{gesamt}, Zn_{gelöst}).

Für praktisch alle betrachteten Fälle galt:

- Es konnten keine deutlichen Korrelationen zwischen Arsen und anderen chemischen Kenngrößen festgestellt werden.
- An Messstellen mit sehr hohen und sehr niedrigen Arsenwerten weisen andere Parameter nur geringe bis sehr geringe Werte auf.

Das bedeutet,

- dass im Bereich sehr hoher Arsenkonzentrationen auftretende Veränderungen der Biozönose mit hoher Wahrscheinlichkeit auch durch Arsen verursacht sind, während
- bei Messstellen mit mittleren Arsenkonzentrationen der relative Einfluss von Arsen auf die Biozönose, gegenüber anderen chemischen Belastungen zurücktritt, was bei physiologisch Arsen-toleranten Taxa dazu führen kann, dass sie ihre Maximalvorkommen sowohl bei sehr geringen, als auch bei sehr hohen Arsenkonzentrationen haben, weil hier die übrigen Belastungen gering sind.

3.1.2 Korrelation von Arsen_{gelöst} und Arsen_{gesamt} mit Schwebstoffwerten

Im Folgenden wurde überprüft, inwiefern ein Zusammenhang zwischen Arsen_{gelöst}, Arsen_{gesamt} und den entsprechenden Schwebstoffwerten besteht. Hierfür wurde die Schwebstoff-Fraktion mit einer Korngröße < 0,063 mm berücksichtigt und gegen die Konzentration von Arsen_{gelöst}, Arsen_{gesamt} grafisch aufgetragen (Abbildung 28 und Abbildung 29). Der Zusammenhang zwischen Arsen_{gelöst}, Arsen_{gesamt} und dem Arsengehalt im den Schwebstoffen kann am besten durch eine lineare Regression über ein doppelt logarithmiertes Modell beschrieben werden. Die Güte des Modells beträgt für Arsen_{gelöst} $R^2 = 0,44$ und Arsen_{gesamt} $R^2 = 0,43$. Zieht man nun die jeweiligen Modellformeln heran (siehe Formeln in Abbildung 28 und Abbildung 29) kann durch Einsetzen der UQN von 1,3 µg/l (als y) ein Wert für Arsen im Schwebstoff (x) berechnet werden. Bei Verwendung des Modells für Arsen_{gelöst} würde sich ein Schwebstoffgehalt von $y = 38$ mg/kg ergeben, anhand des Modells für Arsen_{gesamt} ein Schwebstoffgehalt von $y = 33$ mg/kg. Dies passt in der Größenordnung sehr gut zu der in der OGewV genannten UQN_{Sediment} von 40 mg/kg (vgl. Tabelle 7).

Arsen gelöst gegen Arsen Schwebstoff (< 0.063 mm), N = 263

$$R^2 = 0,444, \log_{10}(y) = 0,697 * \log_{10}(x) + 1,5$$

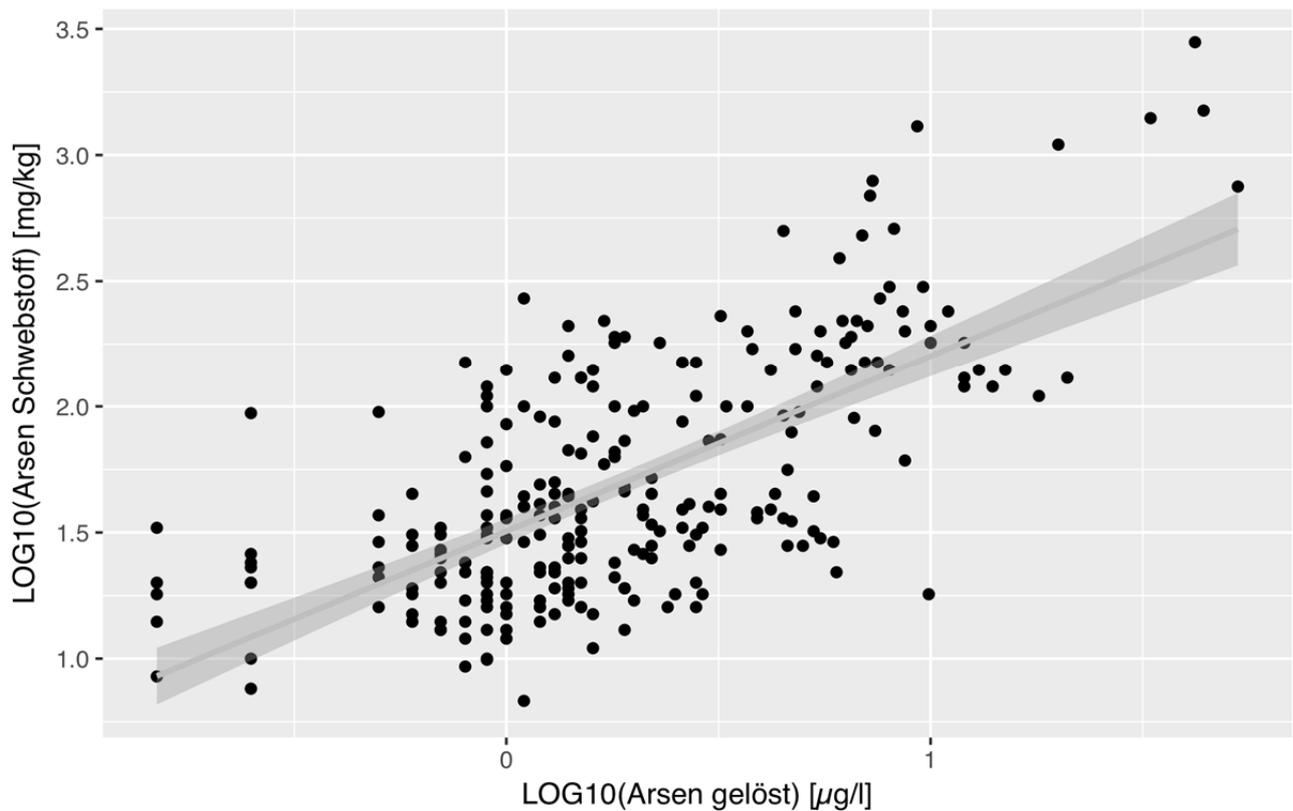


Abbildung 28: Arsen_{gelöst} aufgetragen gegen Arsen im Schwebstoff.

Arsen gesamt gegen Arsen Schwebstoff (< 0.063 mm), N = 108

$R^2 = 0,43$, $\log_{10}(y) = 0,656 * \log_{10}(x) + 1,44$

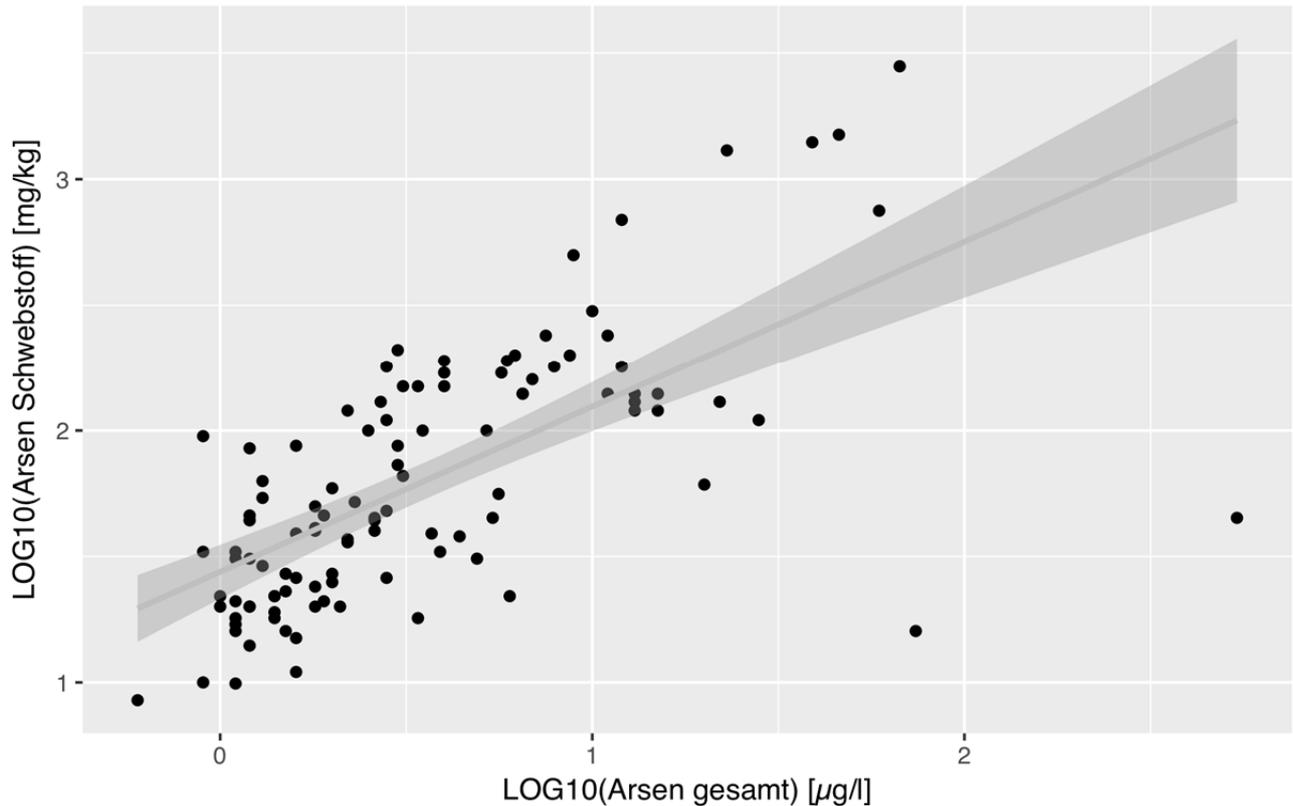


Abbildung 29: Arsen_{gesamt} aufgetragen gegen Arsen im Schwebstoff.

3.1.3 Löslichkeit von Arsen

Die Wirkung von Metallen auf Organismen hängt insbesondere von ihrer Verfügbarkeit ab. In aquatischen Ökosystemen ist somit die Löslichkeit der jeweiligen Metallverbindungen von besonderer Bedeutung. Am Beispiel der sächsischen Daten wurden daher einige Auswertungen bezüglich des Verhältnisses von Arsen_{gelöst} zu Arsen_{gesamt} durchgeführt. Die folgende Abbildung 30 zeigt das Verhältnis von Arsen_{gelöst} zu Arsen_{gesamt} für sämtliche, aus Sachsen vorliegenden Einzelmessungen.

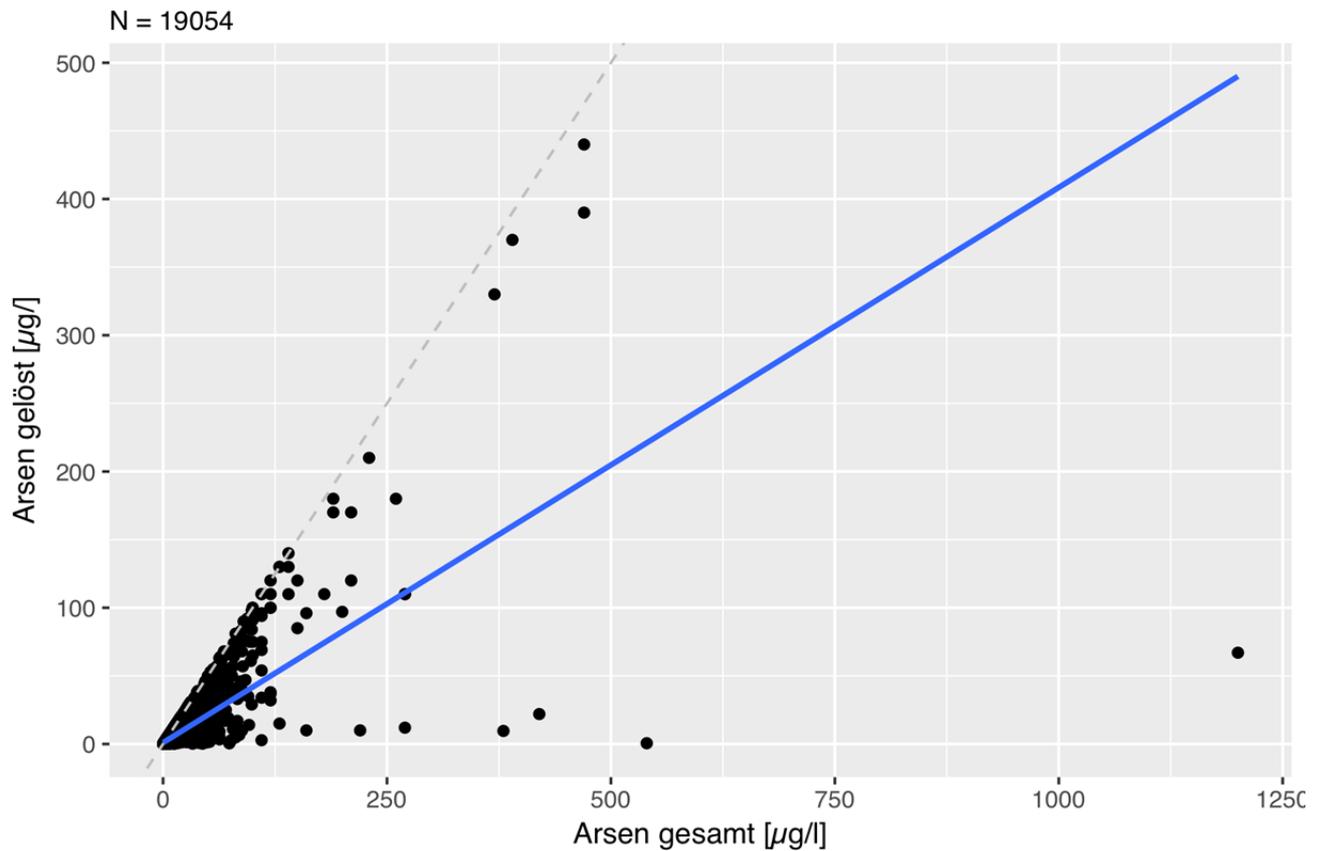


Abbildung 30: Streudiagramm Arsen_{gelöst} zu Arsen_{gesamt} (Datengrundlage: LfULG, 2016)

Die gestrichelte Gerade beschreibt das Verhältnis 1 : 1, die blaue Gerade stellt die errechnete Regressionsgerade dar. Sie weist zwar ein Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,52$ auf, aufgrund der Empfindlichkeit linearer Regressionsmodelle gegenüber "Ausreißern" ist dieses jedoch stark von den Fällen mit hohen Konzentrationen (> 25 µg/l) geprägt. Dies zeigt die Detailansicht in Abbildung 31, in der nur der Bereich < 25 µg/l dargestellt ist.

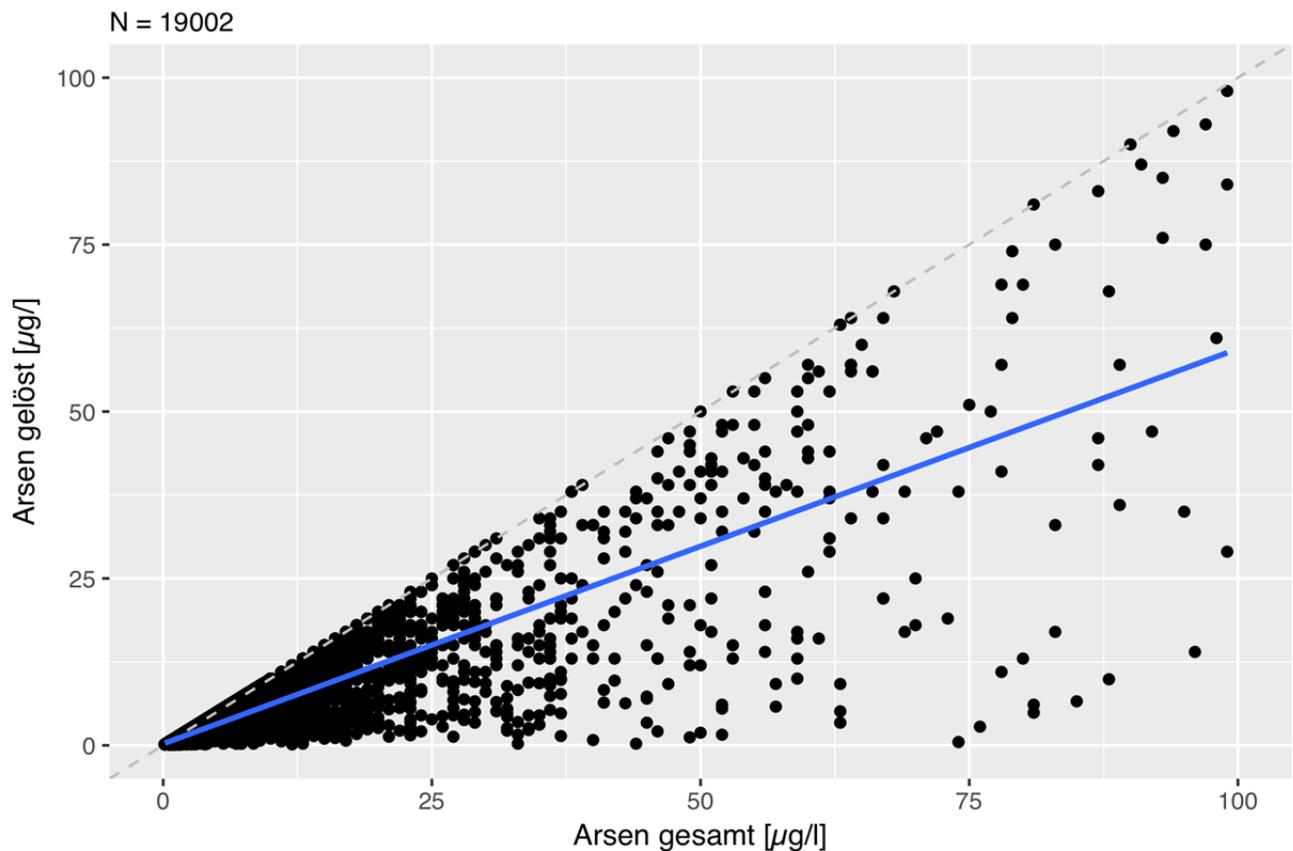


Abbildung 31: Streudiagramm Arsen_{gelöst} zu Arsen_{gesamt} (Detailansicht: Konzentration < 100 µg/l, Datengrundlage: LfULG, 2016)

Es lassen sich somit grob drei Gruppen identifizieren:

- Das Gros der Datensätze liegt bei Werten von Arsen_{gesamt} < 25 µg/l. Hier zeigt sich ein deutlicher rechnerischer Zusammenhang zwischen Arsen_{gesamt} und Arsen_{gelöst} ($R^2 = 0,75$, Arsen_{gelöst} zu Arsen_{gesamt} = 0,94), den man rein visuell nicht vermuten würde.
- Eine geringe Menge von Datensätzen im Konzentrationsbereich von Arsen_{gesamt} zwischen 100 und 500 µg/l weist eine hohe, fast vollständige Löslichkeit auf – die Punkte liegen nah an der 1 : 1 - Geraden.
- Eine sehr geringe Teilmenge im Konzentrationsbereich von Arsen_{gesamt} zwischen 100 und 1.200 µg/l zeigt praktisch keine Löslichkeit – die Punkte liegen nah an der x-Achse.

Als Begründung für diese Verteilung können folgende Überlegungen herangezogen werden:

- Arsen tritt in einer Vielzahl von Verbindungen auf, die unterschiedliche starke Löslichkeiten aufweisen.
- Generell wird die Löslichkeit von Metall- und Halbmetallverbindungen insbesondere vom pH beeinflusst - ein niedriger pH erhöht die Löslichkeit. Aus diesem Grund sollte insbesondere in silikatischen/basenarmen Gewässern das Verhältnis Arsen_{gelöst} zu Arsen_{gesamt} tendenziell größer sein als in karbonatischen/basenreichen Gewässern.
- Die vererzten Regionen mit hohen geogenen und anthropogenen Einträgen von Arsen weisen weitgehend silikatische Gewässer auf.

■ Allerdings tritt hier Arsen auch in besonders schwerlöslicher Form auf. Ein in silikatischen Gewässern tendenziell geringerer pH trägt daher nicht signifikant zur Verbesserung der Löslichkeit gegenüber der in karbonatischen Gewässern bei (wo diese schwerlöslichen Arsen-Verbindungen allerdings gar nicht vorkommen).

Dies bestätigen auch die folgenden Darstellungen.

In Abbildung 37 ist die Verteilung der Verhältnisse von Arsen_{gesamt} zu Arsen_{gelöst} als Box-Whisker-Plots nach geochemischen Einstufungen der jeweiligen Gewässer dargestellt. Abbildung 38 und Abbildung 39 zeigen die Verteilungen der Messwerte von Arsen_{gelöst} bzw. Arsen_{gesamt} auf die Gruppen der karbonatischen bzw. silikatischen Gewässer.



Abbildung 32: Verteilung der Verhältnisse von Arsen gelöst zu Arsen gesamt in karbonatischen und silikatischen Gewässern (Datengrundlage LfULG 2016)

Die Löslichkeit von Arsenverbindungen ist in silikatischen Gewässern tendenziell etwas höher (erkennbar an der Verschiebung der Boxen nach oben). Allerdings zeigen sich nur bei den silikatischen Gewässern Ausreißer nach unten (rote Punkte unterhalb des Whiskers). Diese Werte stammen von Messstellen, an denen sehr schwer lösliche Arsenverbindungen detektiert wurden. Vergleichbare Fälle treten in karbonatischen Gewässern nicht auf.

Die Arsengehalte (gelöst ebenso wie gesamt) in silikatischen und karbonatischen Gewässern unterscheiden sich für die unteren 50% der jeweiligen Teildatensätze praktisch nicht (siehe Abbildung 33 und Abbildung 34). Das 75-Perzentil (obere Grenze der Boxen), die Whisker und insbesondere die Ausreißer liegen bei silikatischen Gewässern jedoch deutlich höher, was durch die Erzvorkommen in diesen Regionen begründet ist.

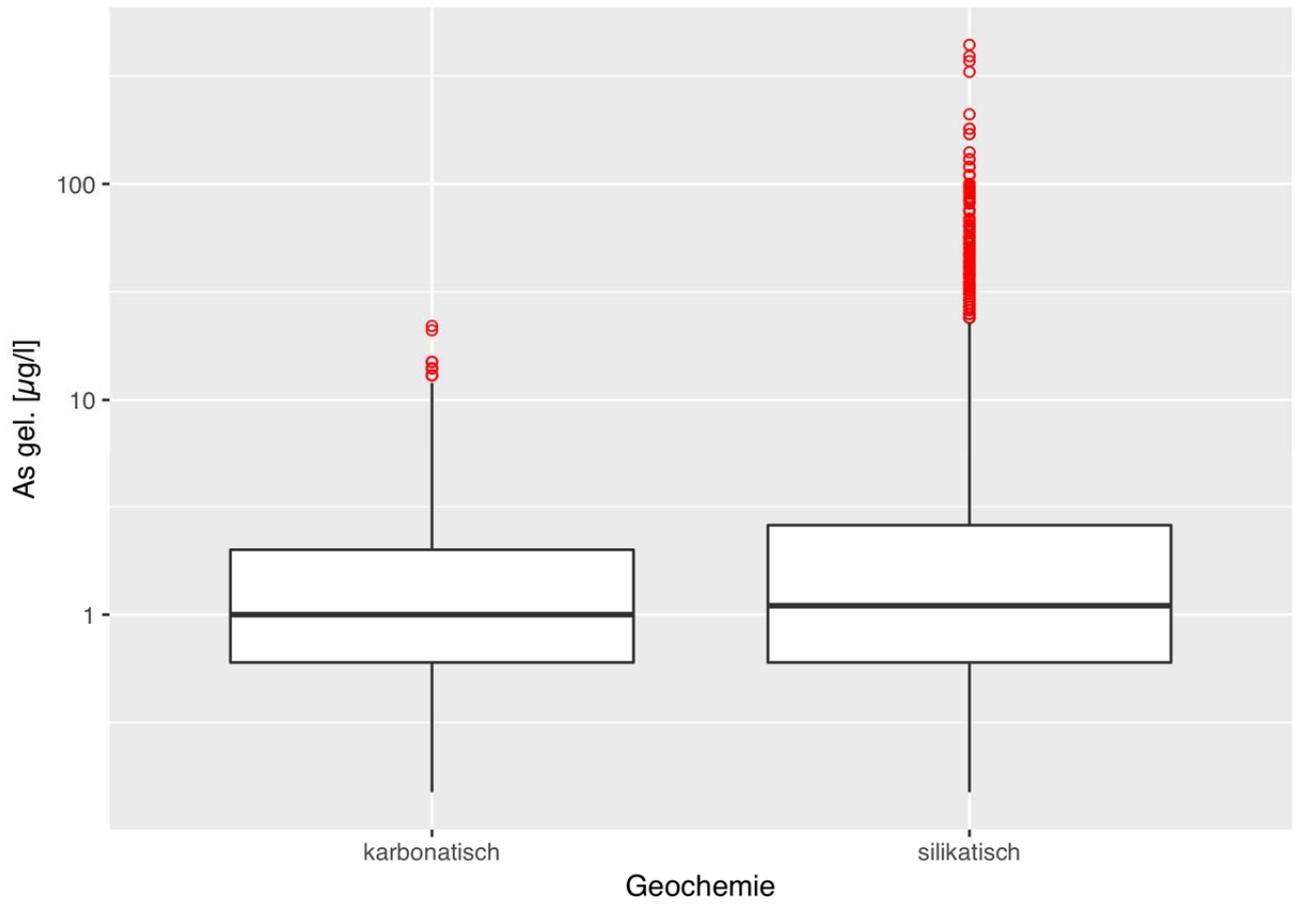


Abbildung 33: Verteilung der Messwerte von Arsen gelöst in karbonatischen und silikatischen Gewässern (logarithmierte Skala, Datengrundlage LfULG 2016)

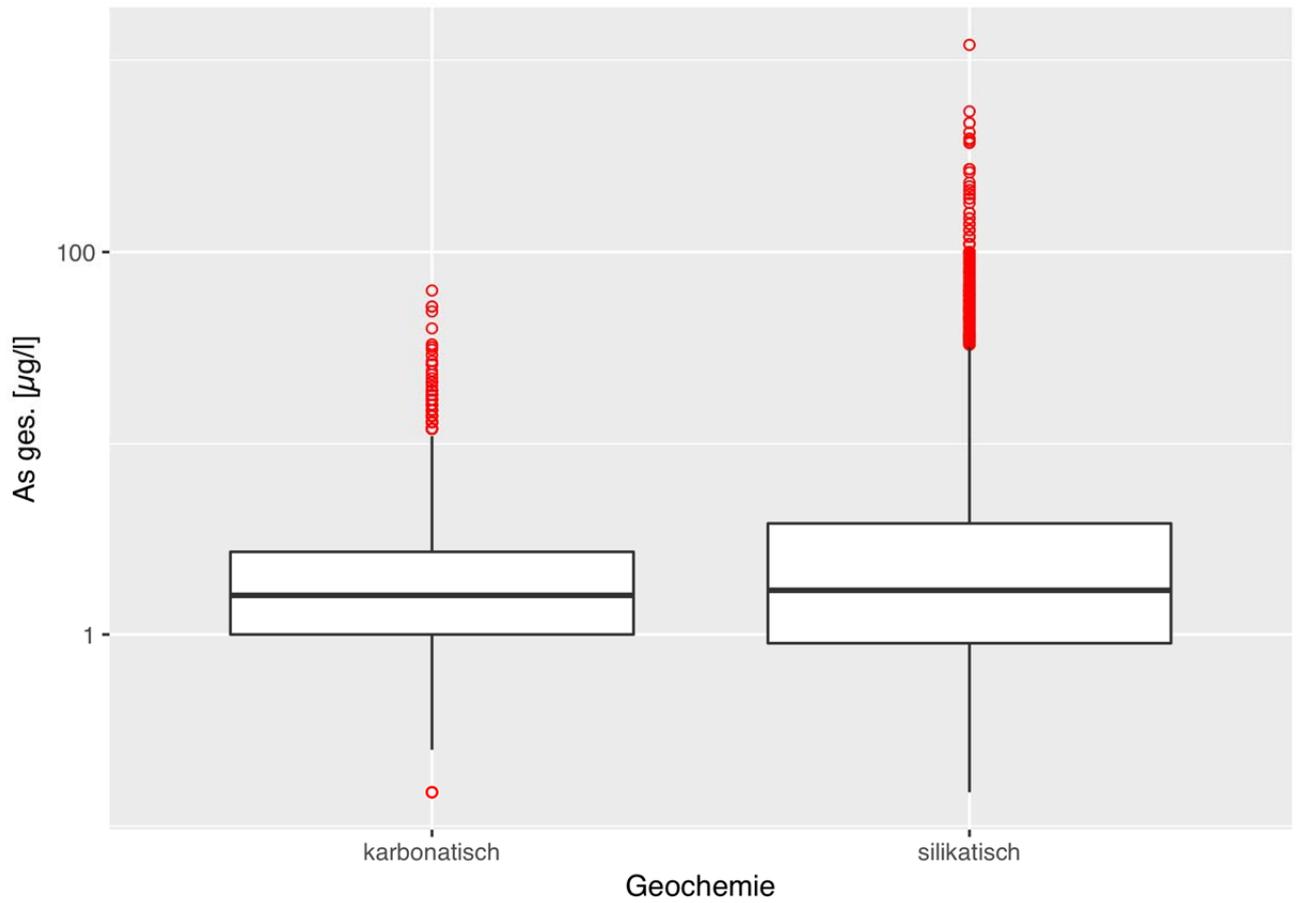


Abbildung 34: Verteilung der Messwerte von Arsen gesamt in karbonatischen und silikatischen Gewässern (logarithmierte Skala Datengrundlage LfULG 2016)

3.2 Zusammenhang zwischen Ökologischen Zustand und Arsengehalt

Es wurde überprüft, inwiefern ein Zusammenhang zwischen dem Arsengehalt eines Gewässers und der ökologischen Zustandsklasse für Makrozoobenthos und Diatomeen besteht. Hierfür wurden zunächst für die in Sachsen verfügbaren Proben, der Multimetriche Index (MMI) für Makrozoobenthos, der Diatomeenindex und der gelöste und gesamte Arsengehalt in $\mu\text{g/l}$ ermittelt. Der Arsengehalt wurde hierbei, in Anlehnung an die Vorgehensweise in Halle & Müller (2014), für jede Probestelle zu Jahresmittelwerten, und -maxima aggregiert und dann – jeweils um das Jahr der betrachteten biologischen Untersuchung herum – ein Dreijahresmittel bzw. Dreijahresmaximum gebildet. Der Einfachheit halber wird beides im Folgenden lediglich als Mittelwert oder Maximum bezeichnet. Je nach Datenverfügbarkeit ergibt sich für die Teildatensätze eine unterschiedlich hohe Stichprobengröße.

Aus der grafischen Darstellung der Daten wird ersichtlich, dass sowohl beim Makrozoobenthos (Abbildung 35) als auch bei den Diatomeen (Abbildung 36) zunächst kein offensichtlicher Zusammenhang zwischen der ökologischen Zustandsklasse und der Arsenkonzentration besteht. Auch bei vergleichsweise hohen Arsenkonzentrationen – selbst bei mehr als $10 \mu\text{g/l}$ Arsen_{gelöst} oder Arsen_{gesamt} - werden gute und sehr gute Bewertungsergebnisse erzielt.

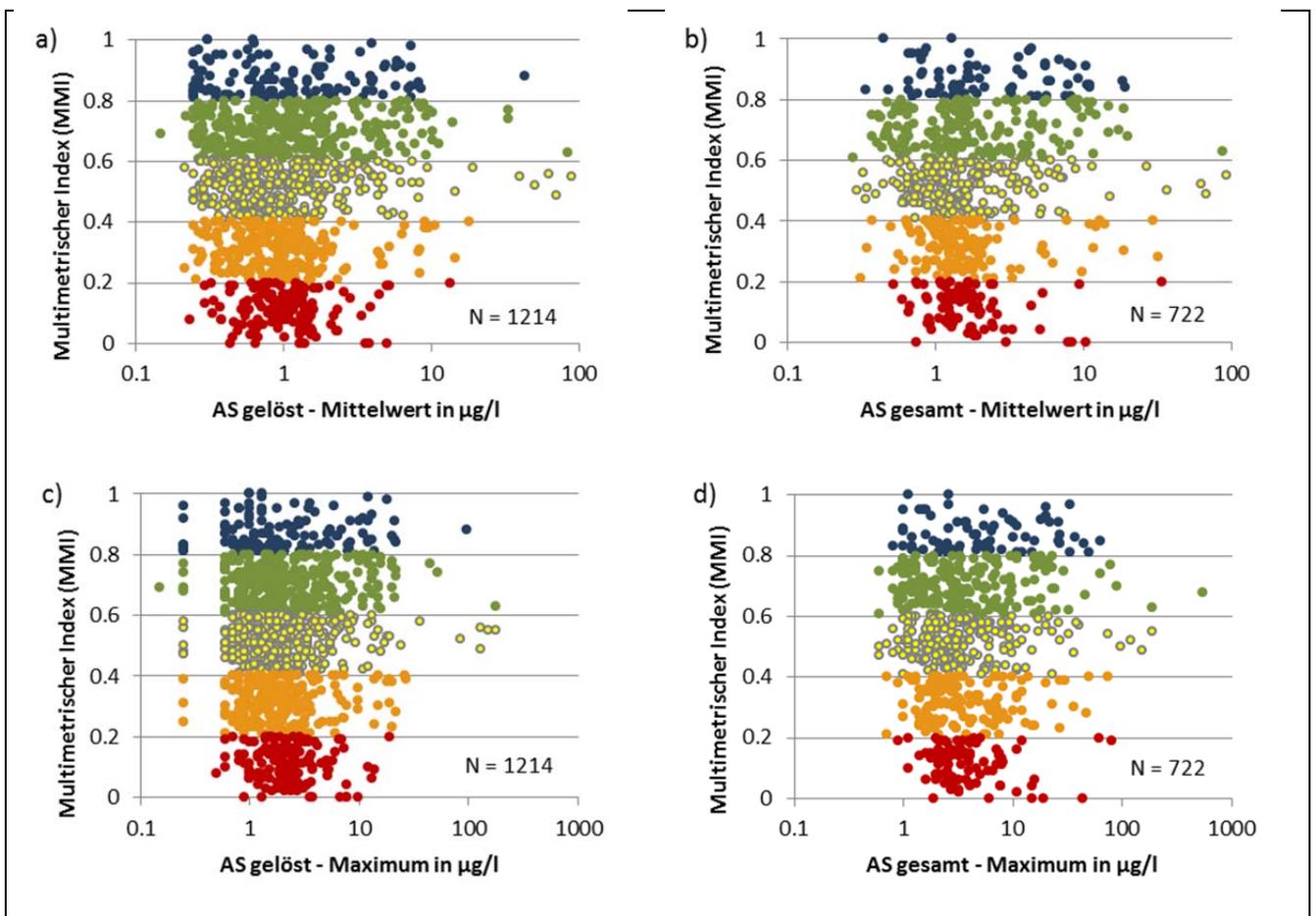


Abbildung 35: Multimetrischer Index in Abhängigkeit der Arsenkonzentration. Die jeweiligen Zustandsklassen sind nach dem offiziellen Farbcode entsprechend gekennzeichnet.

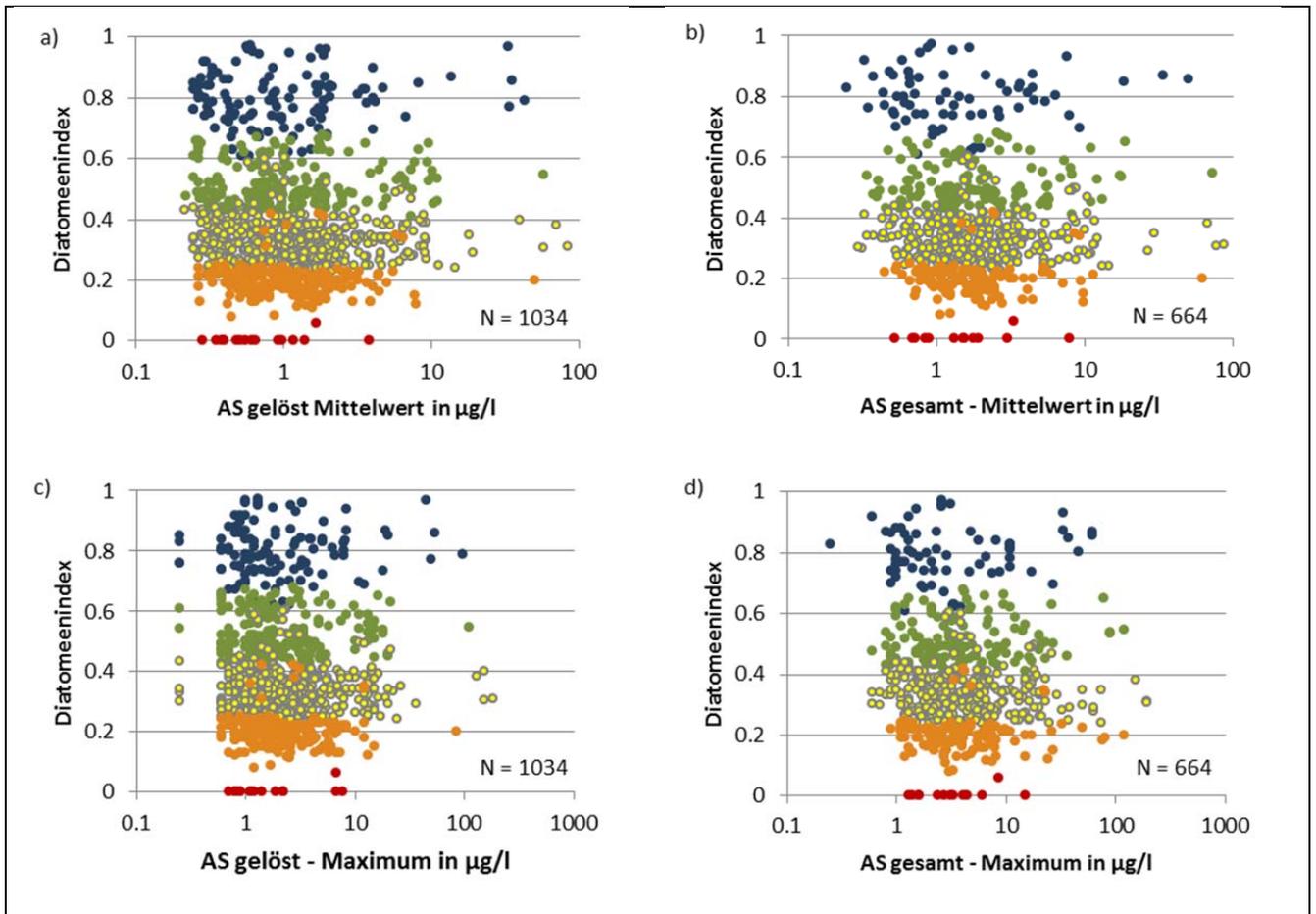


Abbildung 36: Diatomeenindex in Abhängigkeit der Arsenkonzentration. Die jeweiligen Zustandsklassen sind nach dem offiziellen Farbcode entsprechend gekennzeichnet.

3.2.1 Zusammenhang zwischen Arsengehalten und der Bewertung des Makrozoobenthos mittels "Boxplot-Methode"

Um den Zusammenhang zwischen Arsengehalten und der Bewertung des Makrozoobenthos weitergehend zu analysieren, wurde die bereits in verschiedenen LAWA- und Länderprojekten angewendete "Boxplot-Methode" herangezogen (MÜLLER et al., 2017).

Dabei wird betrachtet,

- wie sich die Messwerte der relevanten Kenngröße (in diesem Fall der Arsengehalt als Jahresmittelwert) auf die verschiedenen Bewertungsklassen (von "sehr gut" bis "schlecht") verteilen
- ob signifikante Unterschiede in den Verteilungen erkennbar sind und
- ob von "sehr gut" nach "schlecht" ein fachlich begründbarer Trend zu erkennen ist.

Die folgende Abbildung 37 zeigt dies an einem fiktiven Beispiel.

- Die Messwerte der betrachteten Kenngrößen zeigen einen ansteigenden Trend von "sehr gut" bis "gut".
- Die Oberen Whisker der jeweiligen Klassen zeigen an, wie hoch maximal die "typischen" Werte für eine Klasse werden können (Werte oberhalb der Whisker sind als Ausreißer anzusehen).

- Der ansteigende Trend der Oberen Whisker ist so einheitlich, dass eine Regressionsgerade mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 > 0,8$ angenähert werden kann.
- Die Schwelle "gut" – "mäßig" wird an der Regressionsgerade bei der Klasse "gut" abgelesen.

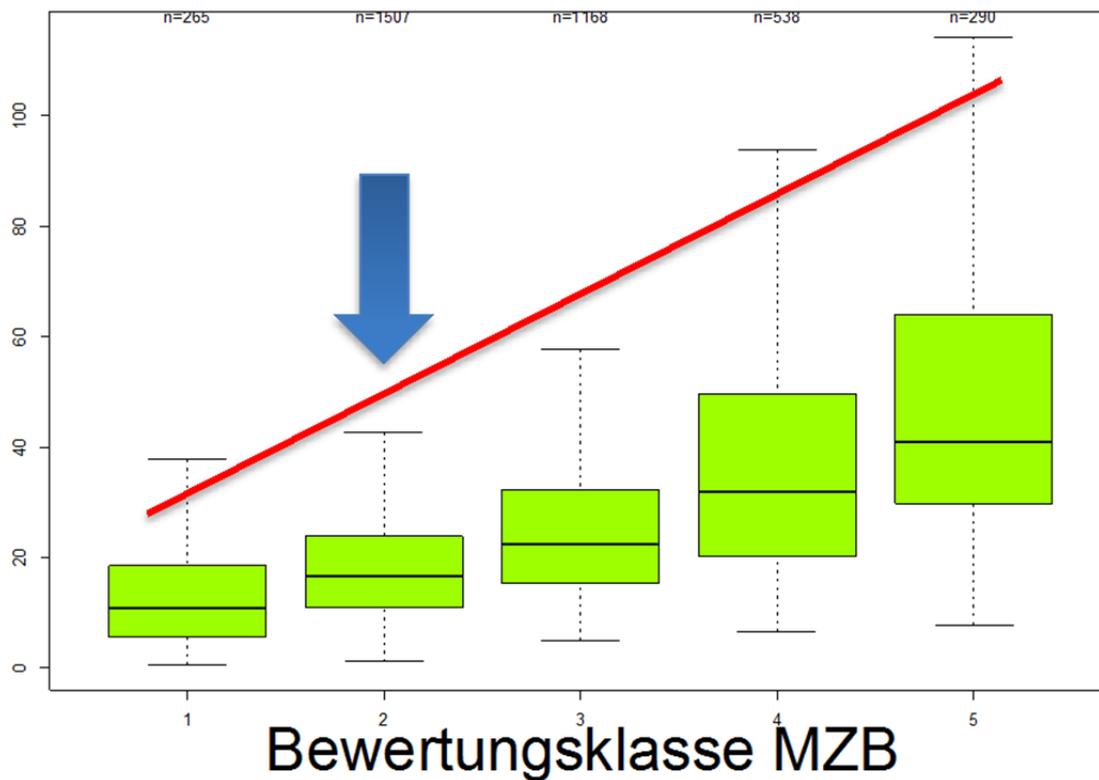


Abbildung 37: Prinzipielles Vorgehen zur Ableitung von Schwellenwerten der Bewertungsklasse "gut"

Liegen nicht für alle Bewertungsklassen Daten vor oder ist der beschriebene Trend nicht signifikant, wird stattdessen ein Box-Whisker-Plot erstellt, in dem die Bewertungsklassen "sehr gut" und "gut" bzw. "mäßig" bis "schlecht" zu zwei Gruppen zusammengefasst werden.

Um die Signifikanz des Ergebnisses zu prüfen, wird ein Wilcoxon-Test der beiden Verteilungen durchgeführt. Zeigt dieser Test an, dass die beiden Verteilungen sich signifikant (auf dem 95-Prozent-Niveau) unterscheiden und die Abfolge der Verteilungen erscheint fachlich plausibel, wird der Schwellenwert am oberen Whisker der Gruppe "sehr gut" / "gut" abgelesen. Ist eine der beiden Bedingungen nicht erfüllt, kann kein Schwellenwert ermittelt werden.

Die folgende Abbildung 38 zeigt exemplarisch einen Boxplot der Verteilungen von $Arsen_{gelöst}$ auf die Bewertungsklassen der Allgemeinen Degradation für Messstellen des LAWA-Typs 14. Dieser ist repräsentativ für sämtliche entsprechenden Auswertungen, sowohl für $Arsen_{gelöst}$ als auch für $Arsen_{gesamt}$. Es ist kein klarer Trend der oberen Whisker zu erkennen, somit können aus derartigen Auswertungen keine Schwellenwerte abgeleitet werden.

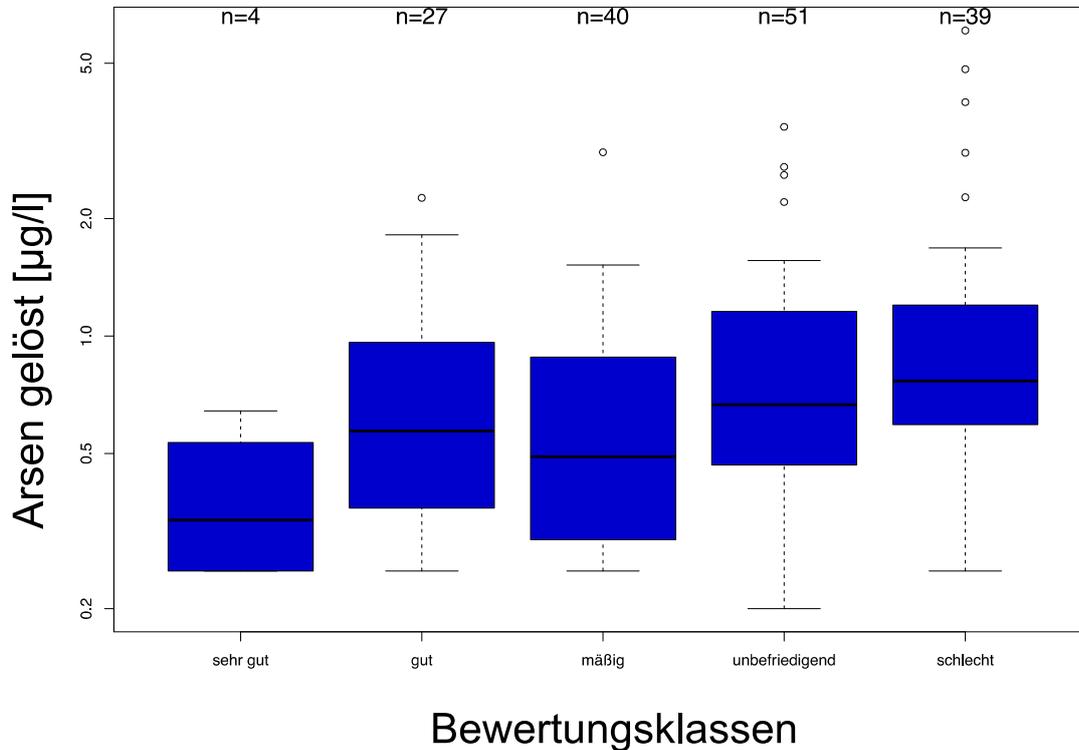


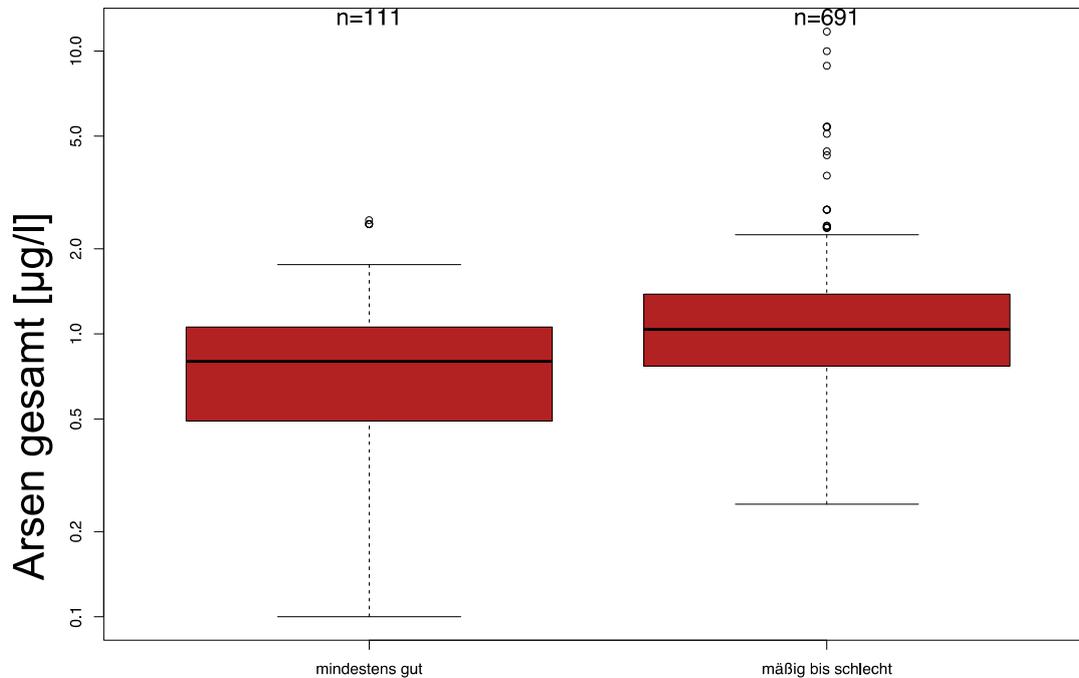
Abbildung 38: Boxplot der Verteilungen von Arsen_{gelöst} auf die Bewertungsklassen der Allgemeinen Degradation für Messstellen des LAWA-Typs 14, N = 162

Die alternative Methode, bei der jeweils die Klassen "sehr gut" und "gut" sowie "mäßig" bis "schlecht" zu Gruppen zusammengefasst werden, liefert dagegen durchaus plausible Ergebnisse, allerdings nur für Arsen_{gesamt}. Als Beispiel ist in Abbildung 39 ein entsprechender Boxplot, ebenfalls für den LAWA-Typ 14, jedoch diesmal für Arsen_{gesamt}, dargestellt. Die o.g. Bedingungen für eine Schwellenwertableitung sind beide erfüllt:

- Der Wilcoxon-Test zeigt mit einem p-Wert von 5×10^{-7} an, dass die Nullhypothese (beide Teilmengen stammen aus der gleichen Verteilung) verworfen werden kann.
- Der obere Whisker der Gruppe "mindestens gut" liegt unterhalb desjenigen der Gruppe "mäßig bis schlecht", was der fachlichen Erwartung entspricht, dass Arsen einen schädigenden Einfluss auf das Makrozoobenthos hat.

Die auf diese Weise ermittelten Schwellenwerte für Arsen_{gesamt} der Bewertungsklasse "gut" sind in Tabelle 8 bis Tabelle 10 dargestellt. Datengrundlage sind jeweils die entsprechenden von den Ländern gelieferten Daten.

Für die Analysen bezüglich Arsen_{gelöst} konnte in den meisten Fällen die Nullhypothese (beide Teilmengen stammen aus der gleichen Verteilung) nicht auf dem 95-Prozent-Niveau abgelehnt werden. Für die verbleibenden Fälle zeigten die Verteilungen ein unplausibles Verhalten — die oberen Whisker der Gruppe "mindestens gut" lagen höher als die für die Gruppe "mäßig bis schlecht".



Bewertungsgruppen

Abbildung 39: Boxplot der Verteilungen von Arsen_{gesamt} auf die gruppierten Bewertungsklassen der Allgemeinen Degradation für Messstellen des LAWA-Typs 14, N = 803

Tabelle 8: Schwellenwerte der Klasse "gut" der Allgemeinen Degradation für verschiedene Fließgewässertypen nach LAWA, Arsen_{gesamt}

LAWA-Typ	Oberer Whisker "mindestens gut"	Fallzahl
Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	1,1 µg/l	3025
Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	0,25 µg/l	39
Typ 6: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	0,69 µg/l	335
Typ 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	0,80 µg/l	302
Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	1,9 µg/l	652
Typ 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	0,46 µg/l	118
Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche	1,76 µg/l	803
Typ 16: Kiesgeprägte Tieflandbäche	0,74 µg/l	351

Tabelle 9: Schwellenwerte der Klasse "gut" der Allgemeinen Degradation für verschiedene Fließgewässertypgruppen, Arsen_{gesamt}

Typgruppe	Oberer Whisker "mindestens gut"	Fallzahl
2.1.1: Karbonatische Bäche des Mittelgebirges	0,80 µg/l	636
2.1.2: Karbonatische kleine bis mittelgroße Flüsse des Mittelgebirges	0,46 µg/l	118
2.2.1: Silikatische oder basenarme Bäche des Mittelgebirges	1,0 µg/l	3088
2.2.2: Silikatische oder basenarme kleine bis mittelgroße Flüsse des Mittelgebirges	1,9 µg/l	652
3.1.3: Karbonatische große Flüsse und Ströme des norddeutschen Tieflands	1,4 µg/l	135
3.2.1: Silikatische und karbonatische sand- und kiesgepr. Bäche des norddeutschen Tieflands	1,8 µg/l	1151

Tabelle 10: Schwellenwerte der Klasse "gut" der Allgemeinen Degradation für Fließgewässer mit unterschiedlichem geochemischen Hintergrund, Arsen_{gesamt}

Typgruppe	Oberer Whisker "mindestens gut"	Fallzahl
Karbonatische Bäche oder basenreiche Gewässer	2,4 µg/l	3493
Silikatische oder basenarme Gewässer	1,2 µg/l	4675

3.2.2 Zusammenhang zwischen Arsengehalten und der Bewertung der Diatomeen mittels "Boxplot-Methode"

Die folgende Abbildung 40 zeigt Boxplots der Verteilungen von Arsen_{gelöst} auf die Bewertungsklassen der Diatomeen. Hierfür wurden vier ausgewählte stark aggregierte Gewässertypgruppen unterschieden (Fließgewässer des Mittelgebirges, Fließgewässer des Tieflands, Karbonatische Fließgewässer und Silikatische Fließgewässer). Zudem ist in den Grafiken der jeweilige p-Wert des Wilcoxon-Tests angegeben. Signifikante Unterschiede zwischen beiden Gruppen bestehen bei $p < 0,05$. Es zeigt sich, dass die ökologischen Zustandsbewertungen der benthischen Diatomeen vieler Fließgewässertypen des Tieflands, bzw. der karbonatischen Fließgewässer offenbar bei Konzentrationen von Arsen_{gelöst} oberhalb von 1,7 bzw. 1,1 µg/l bereits keinen guten ökologischen Zustand mehr erreichen können. Dagegen scheinen die Bewertungsergebnisse der Fließgewässertypen des Mittelgebirges bzw. der silikatischen Fließgewässertypen relativ unbeeinflusst von der Gelöstarsenkonzentration zu sein.

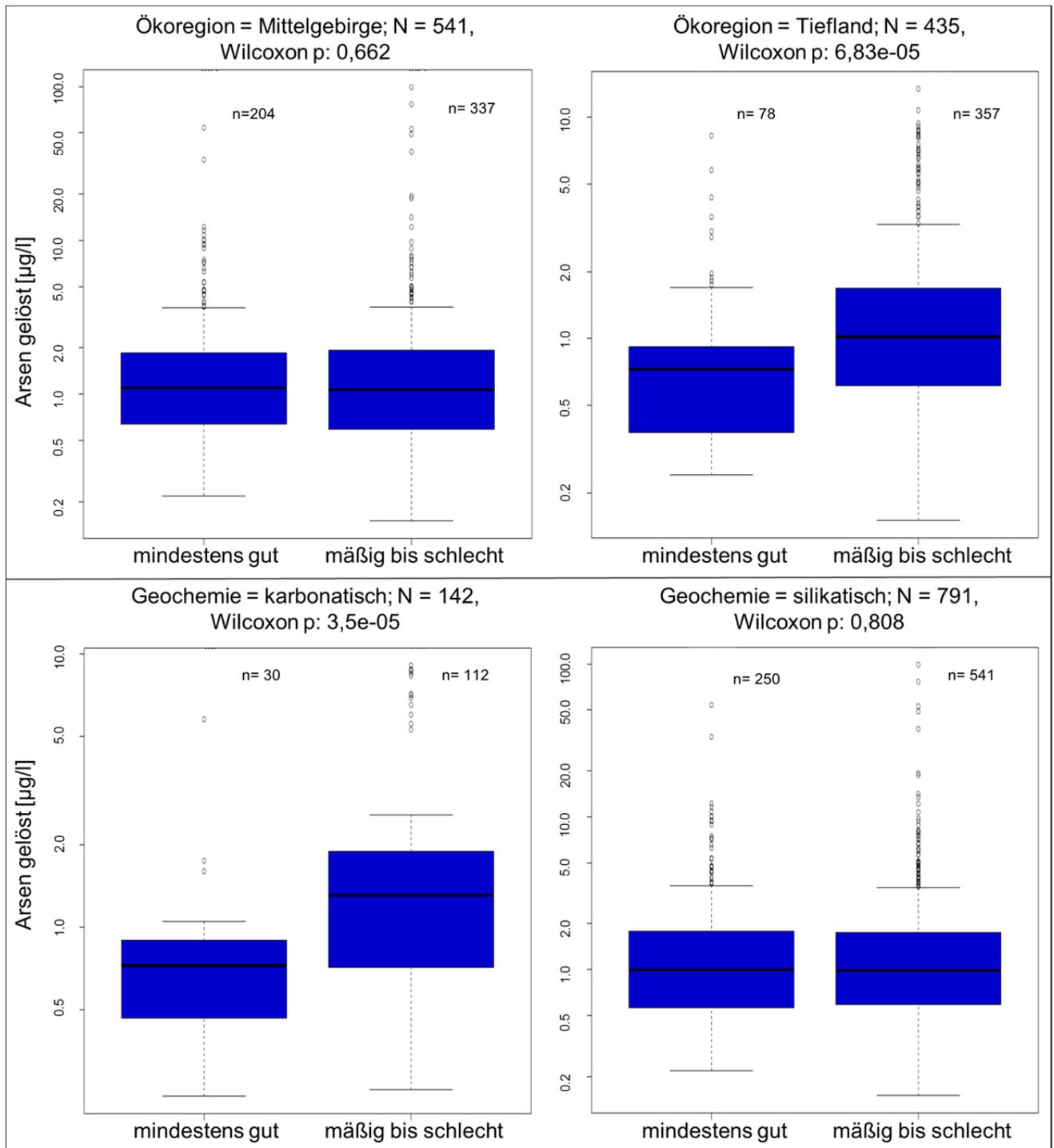


Abbildung 40: Boxplots der Verteilungen von Arsen_{gelöst} auf die Bewertungsklassen der Diatomeen

In der folgenden Abbildung 41 sind die Boxplots zur Verteilung von Arsen_{gesamt} auf die Bewertungsklassen der Diatomeen dargestellt. Hier zeigt sich, dass die ökologischen Zustandsbewertungen der benthischen Diatomeen vieler Fließgewässertypen des Tieflands, bzw. der karbonatischen Fließgewässer offenbar bei Konzentrationen von Arsen_{gesamt} oberhalb von 2,5 µg/l bereits keinen guten ökologischen Zustand mehr erreichen können. Dagegen scheinen die Bewertungsergebnisse der Fließgewässertypen des Mittelgebirges bzw. der silikatischen Fließgewässertypen relativ unbeeinflusst von der Gesamtarsenkonzentration zu sein.

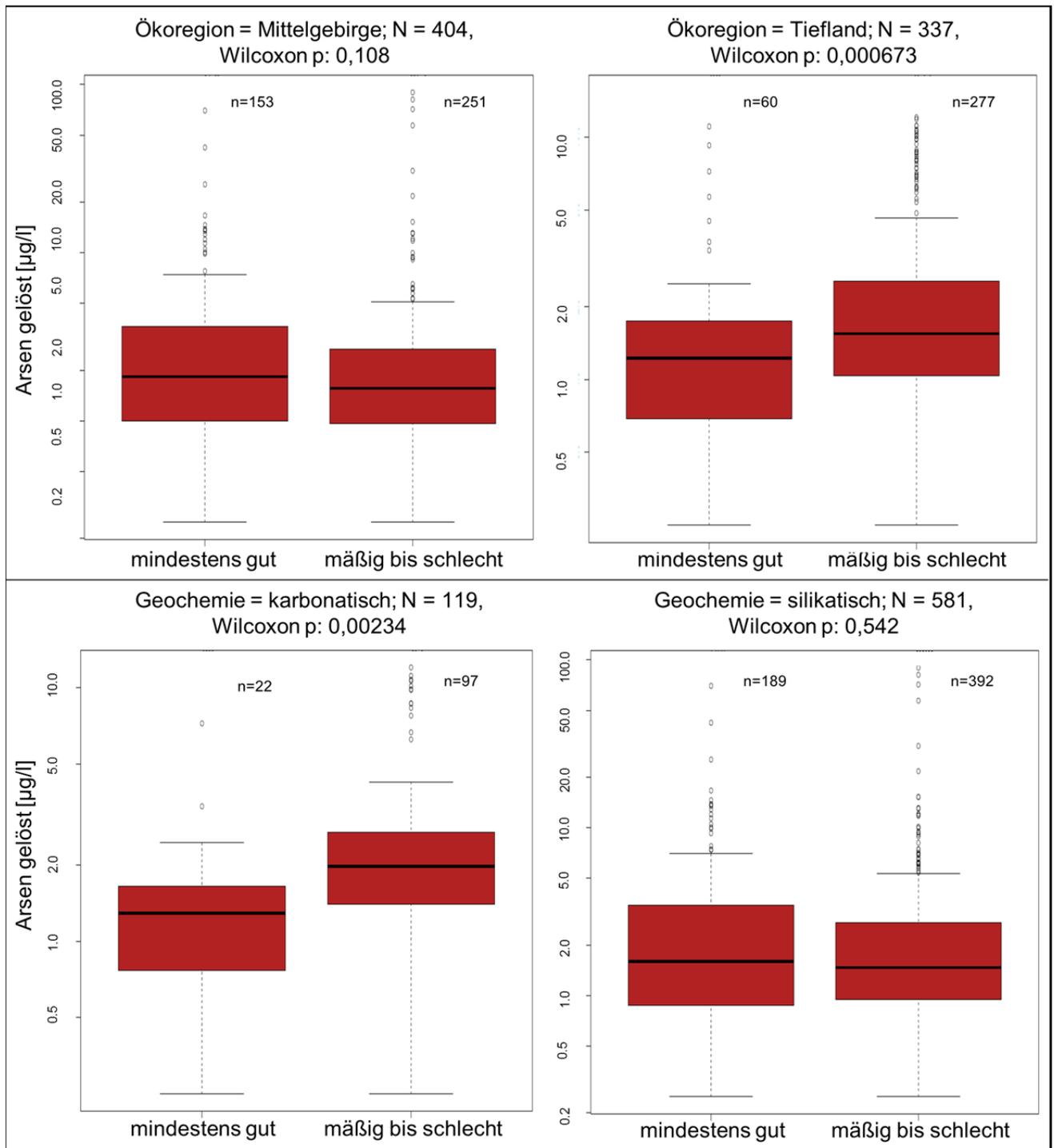


Abbildung 41: Boxplots der Verteilungen von Arsen_{gesamt} auf die Bewertungsklassen der Diatomeen

3.3 Einfluss des Arsengehaltes auf einzelne Taxa

Unabhängig davon, ob der Einfluss von Arsen sich in den Bewertungsergebnisse nach WRRL widerspiegelt oder nicht, bleibt zu überprüfen, inwiefern einzelne Taxa auf gewisse Arsenkonzentrationen reagieren. Wie und ob dies der Fall ist, soll im Folgenden überprüft werden.

3.3.1 Verteilung der Makrozoobenthos-Taxa auf Konzentrationsklassen von Arsen

Die Analyse der Verteilung der Makrozoobenthos-Taxa auf Konzentrationsklassen von Arsen soll insbesondere Aufschluss darüber liefern, ob bestimmte Arten oder Artengruppen besonders empfindlich oder unempfindlich auf höhere Arsengehalte reagieren. Dazu wurde die im Rahmen verschiedener Projekte der LAWA, aber auch des LfULG entwickelte Methodik zur Ableitung von Taxa-Präferenzspektren angewendet (siehe z.B. LAWA 2015 oder LfULG 2015).

Dazu werden zunächst anhand vorgegebener Perzentile (5-, 10-, 20-, ..., 90-, 95-Perzentil) 11 Konzentrationsklassen des betrachteten Parameters (in diesem Fall Arsen_{gesamt} oder Arsen_{gelöst}) gebildet.

Für jedes Taxon wird anhand der normierten Abundanzklassensummen ermittelt, wie häufig es in der jeweiligen Konzentrationsklasse vorkommt. Dies wird durch entsprechende Umrechnung als relativer Anteil auf einer Skala von 0 bis 10 ausgedrückt, d.h. für jedes Taxon ergibt die Summe seiner relativen Anteile genau 10.

Diese Skalierung entspricht der üblichen Vorgehensweise, wie sie auch bei anderen autökologischen Informationen (z.B. der Präferenz für bestimmte Strömungsverhältnisse oder bestimmter Fließgewässerzonen) angewendet wird. Aus der Verteilung der relativen Abundanzklassensummen eines Taxons über die Konzentrationsklassen lässt sich außerdem eine Spezifität (zwischen 0 und 10) berechnen. Dabei entspricht der Wert 0 einer Gleichverteilung über alle Konzentrationsklassen, während der Wert 10 dann auftritt, wenn ein Taxon ausschließlich in einer der Konzentrationsklassen auftritt.

Nach Zuordnung einer mittleren Konzentration zu jeder Konzentrationsklasse (durch Interpolation) lässt sich für jedes Taxon eine sogenannte Schwerpunktkonzentration (SWP-K) berechnen. Sie entspricht einem mit den relativen Abundanzmittelwerten je Konzentrationsklasse gewichteten Mittelwert der mittleren Konzentrationen aller 11 Konzentrationsklassen und beschreibt für jedes Taxon denjenigen Wert, unterhalb und oberhalb dessen jeweils die Hälfte der relativen Gesamtabundanz des Taxons bezogen auf alle ausgewerteten Proben liegt. Sie ist somit ein Attribut des Taxons hinsichtlich seiner unter synökologischen Bedingungen bevorzugten Konzentration des betreffenden Stoffs im Gewässer. Durch Mittelwertbildung über die SWP-K von Einzeltaxa können Schwerpunktkonzentration für Gruppen von Taxa (z. B. Weidegänger oder auch Familien etc.) angegeben werden.

Im Folgenden werden die Ergebnisse für verschiedene besonders bewertungsrelevante Taxagruppen dargestellt und interpretiert. Aufgrund der größeren Fallzahlen wurden die Analysen zunächst für Arsen_{gesamt} durchgeführt. Die Ergebnisse sind jeweils in Form eines Tabellenauszugs mit den Daten der jeweils betrachteten Taxagruppe sowie Graphiken der Konzentrationsverteilungen ausgewählter Vertreter der Gruppe dargestellt.

Crustaceae

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Auswertungen zur Taxagruppe der Krebstiere dargestellt.

Nach einer tabellarischen Übersicht sind die Konzentrationsverteilungen der heimischen Arten *Gammarus roeselii*, *G. pulex*, *Asellus aquaticus* und *Niphargus sp.* in der Reihenfolge ihrer abgeleiteten SWP-K dargestellt.

Tabelle 11: Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Crustaceen

ID_AR	Taxonname (original)	taxagroup	family	subfamily	Spezifiz	SWP_K [µg]
5292	Gammarus roeselii	Crustacea	GAMMARIDAE	[Fam:GAMMARIDAE]	1,3421	1,150447706
5288	Gammarus fossarum	Crustacea	GAMMARIDAE	[Fam:GAMMARIDAE]	1,8308	1,298043466
5293	Gammarus sp.	Crustacea	GAMMARIDAE	[Fam:GAMMARIDAE]	0,6735	1,461241627
5291	Gammarus pulex	Crustacea	GAMMARIDAE	[Fam:GAMMARIDAE]	0,5736	1,64980723
10663	Asellidae Gen. sp.	Crustacea	ASELLIDAE	[Fam:ASELLIDAE]	2,0133	1,676414413
8691	Asellus aquaticus	Crustacea	ASELLIDAE	[Fam:ASELLIDAE]	0,6886	1,879608297
5290	Gammarus lacustris	Crustacea	GAMMARIDAE	[Fam:GAMMARIDAE]	3,1402	1,976196581
6127	Niphargus sp.	Crustacea	GAMMARIDAE	[Fam:GAMMARIDAE]	3,2355	2,352191377

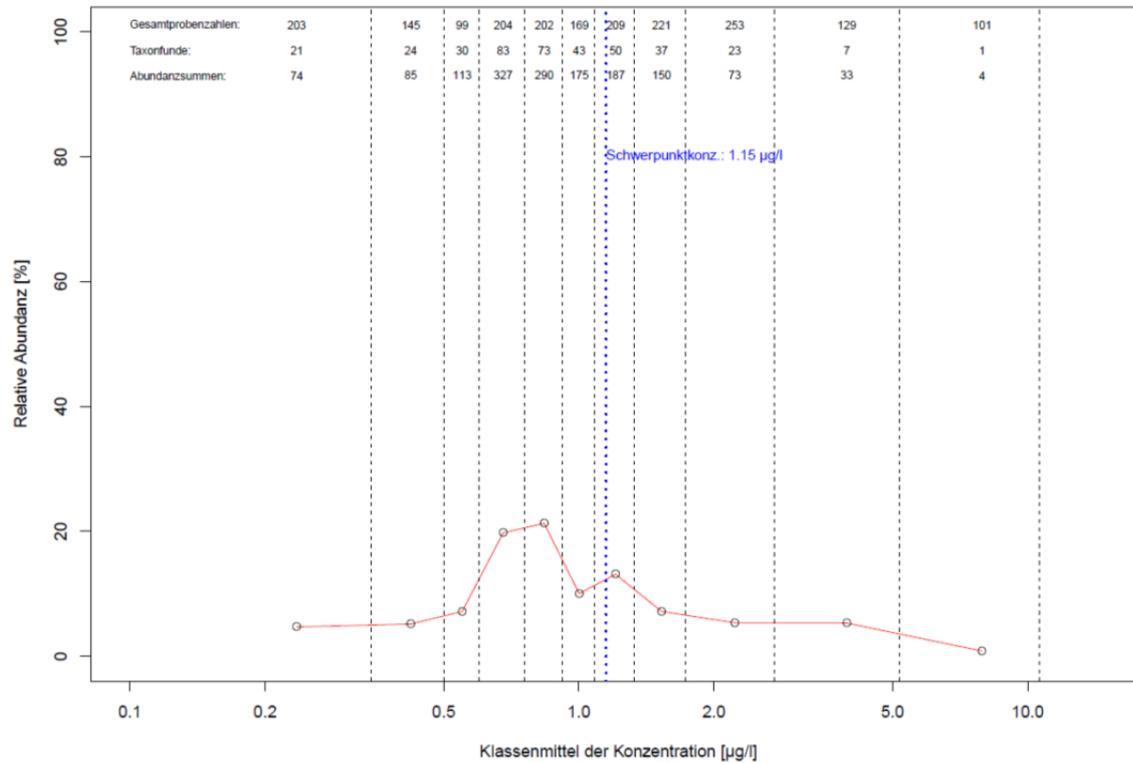


Abbildung 42: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Gammarus roeselii* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

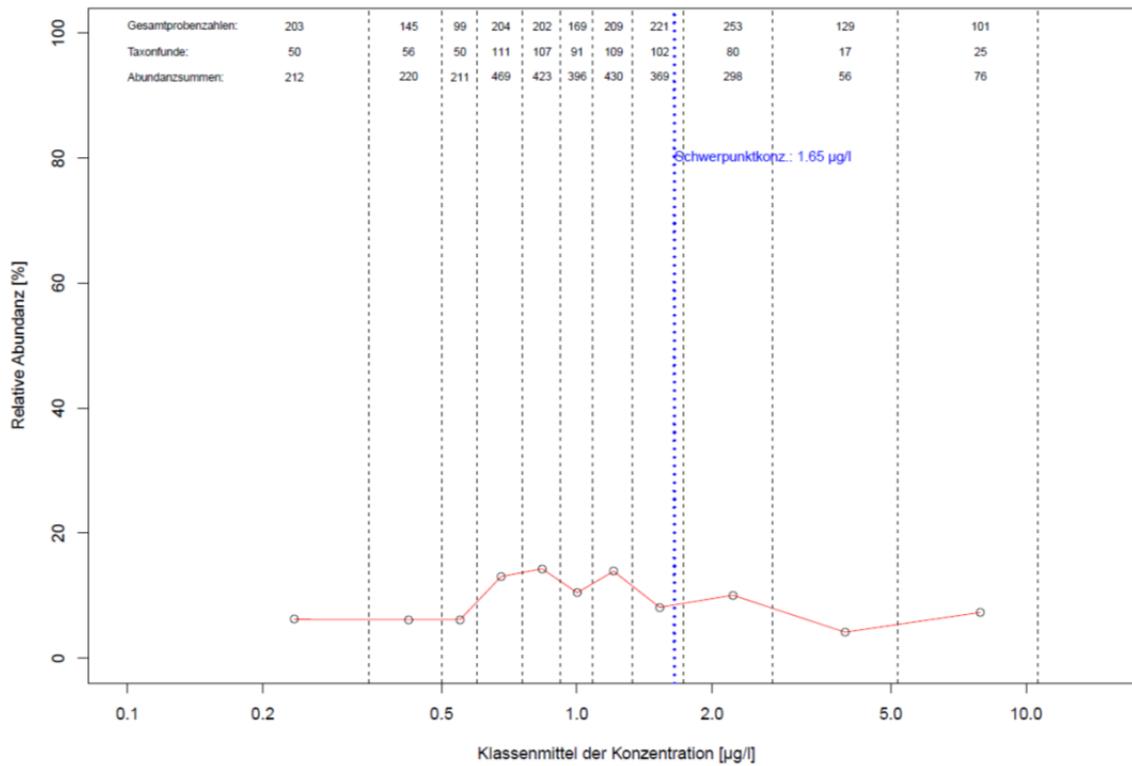


Abbildung 43: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Gammarus pulex* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

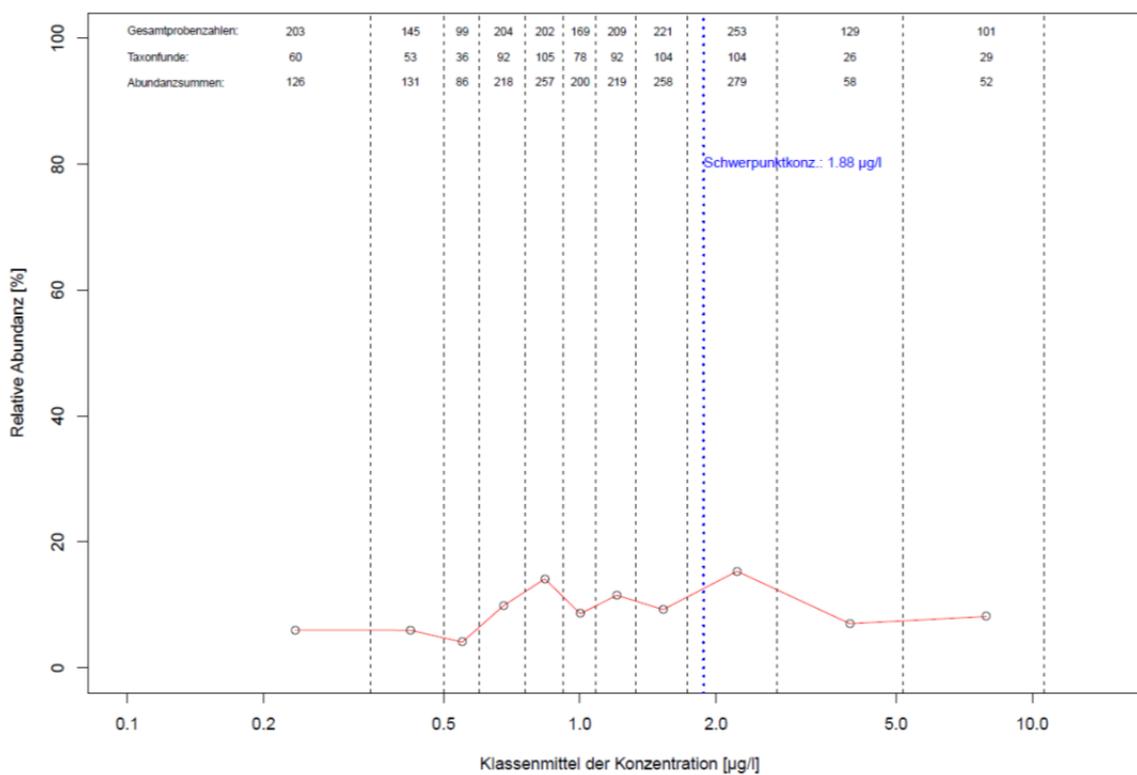


Abbildung 44: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Asellus aquaticus* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

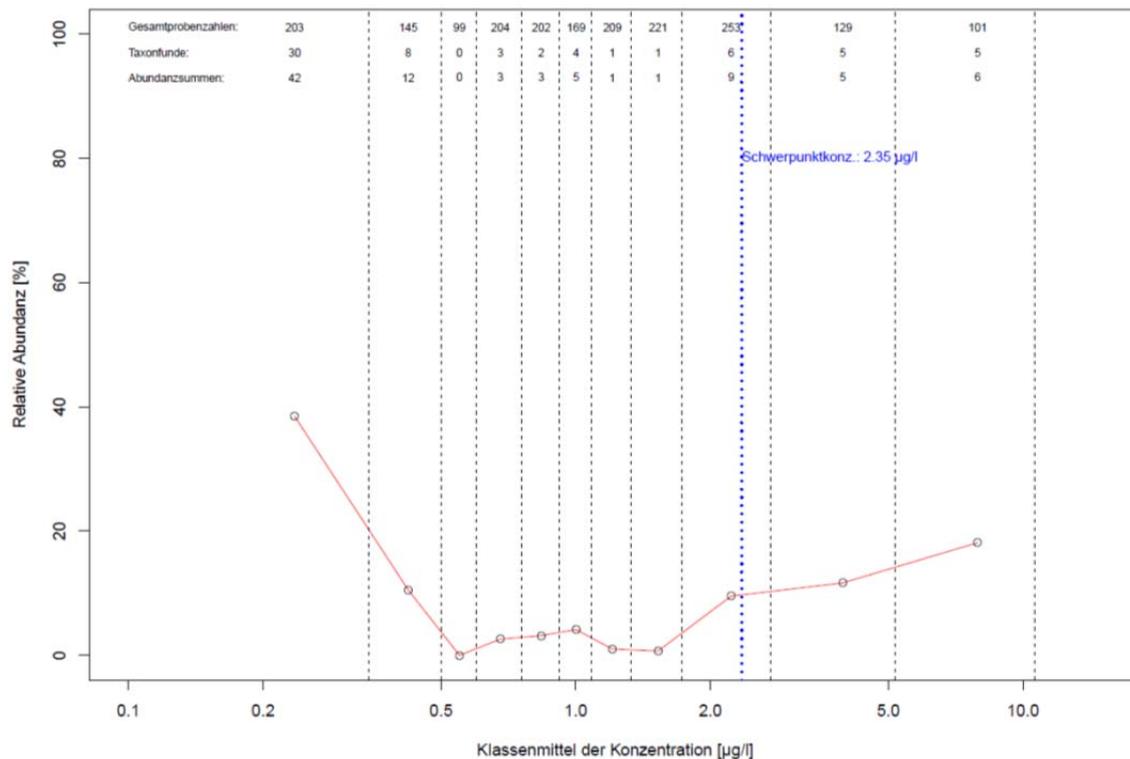


Abbildung 45: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Niphargus sp.* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

- Die heimischen Gammariden *G. roeselii* und *G. pulex* zeigen ähnliche Optimumsspektren in relativ niedrigen Konzentrationsbereichen.
- Ähnlich sieht der Verlauf auch bei *Asellus aquaticus* aus, allerdings mit etwas höherer Schwerpunktkonzentration.
- Die relative Abundanzverteilung der Grundwasser- und Quellart *Niphargus sp.* ist U-förmig, d.h. hier besteht offenbar weder eine durchgehend positive noch negative Abhängigkeit von der Arsen-Konzentration. Die höchsten relativen Abundanzen im unteren sowie im oberen Konzentrationsbereich von Arsen setzen eine weitgehende physiologische Arsen-Toleranz voraus und könnten eventuell durch die in diesen Bereichen geringen sonstigen chemischen Belastungen bedingt sein.

Plecoptera

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Auswertungen zur Taxagruppe der Steinfliegen dargestellt. Nach einer tabellarischen Übersicht folgen die Konzentrationsverteilungen jeweils zweier Taxa mit geringen, mittleren und hohen SWP-K. Konkret handelt es sich um die Taxa *Perla marginata*, *Dinocras cephalotes*, *Nemurella picteti*, *Diura bicaudata*, *Leuctra fusca-Gr.* sowie *Leuctra hippopus-Gr.*

Tabelle 12: Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Plecopteren

ID_AR	Taxonname (original)	taxagroup	family	subfamily	Spezifiz	SWP_K [µg]
8422	Nemouridae Gen. sp.	Plecoptera	NEMOURIDAE	[Fam:NEMOURIDAE]	2,8425	1,465454609
6370	Perla marginata	Plecoptera	PERLIDAE	[Fam:PERLIDAE]	4,5104	1,671353081
4978	Dinocras cephalotes	Plecoptera	PERLIDAE	[Fam:PERLIDAE]	2,2118	1,831454258
6095	Nemoura cinerea cinerea	Plecoptera	NEMOURIDAE	[Fam:NEMOURIDAE]	0,876	2,534006134
5790	Leuctra sp.	Plecoptera	LEUCTRIDAE	[Fam:LEUCTRIDAE]	1,8062	2,550413025
6867	Siphonoperla sp.	Plecoptera	CHLOROPERLIDAE	[Fam:CHLOROPERLIDAE]	2,5225	2,577514462
4487	Brachyptera risi	Plecoptera	TAENIOPTERYGIDAE	[Fam:TAENIOPTERYGIDAE]	1,4697	2,601405987
6108	Nemoura sp.	Plecoptera	NEMOURIDAE	[Fam:NEMOURIDAE]	1,4757	2,638797842
6616	Protonemura sp.	Plecoptera	NEMOURIDAE	[Fam:NEMOURIDAE]	2,094	2,912788746
5237	Leuctra geniculata	Plecoptera	LEUCTRIDAE	[Fam:LEUCTRIDAE]	1,6274	3,006404281
6377	Perlodes sp.	Plecoptera	PERLODIDAE	[Fam:PERLODIDAE]	5,0546	3,287524594
6113	Nemurella pictetii	Plecoptera	NEMOURIDAE	[Fam:NEMOURIDAE]	2,3774	3,299913086
5673	Isoperla sp.	Plecoptera	PERLODIDAE	[Fam:PERLODIDAE]	1,8915	3,371311794
4988	Diura bicaudata	Plecoptera	PERLODIDAE	[Fam:PERLODIDAE]	2,1652	3,409780852
5779	Leuctra nigra	Plecoptera	LEUCTRIDAE	[Fam:LEUCTRIDAE]	2,5882	3,504489848
6376	Perlodes microcephalus	Plecoptera	PERLODIDAE	[Fam:PERLODIDAE]	2,0556	3,613123093
4293	Amphinemura sp.	Plecoptera	NEMOURIDAE	[Fam:NEMOURIDAE]	2,471	3,692229639
4488	Brachyptera seticornis	Plecoptera	TAENIOPTERYGIDAE	[Fam:TAENIOPTERYGIDAE]	3,3779	4,42778065
20151	Leuctra fusca-Gr.	Plecoptera	LEUCTRIDAE	[Fam:LEUCTRIDAE]	3,8828	5,07841216
6869	Siphonoperla torrentium torrentium	Plecoptera	CHLOROPERLIDAE	[Fam:CHLOROPERLIDAE]	5,6477	5,127276562
6610	Protonemura meyeri	Plecoptera	NEMOURIDAE	[Fam:NEMOURIDAE]	5,5746	5,855058489
20152	Leuctra hippopus-Gr.	Plecoptera	LEUCTRIDAE	[Fam:LEUCTRIDAE]	6,4871	6,351069829

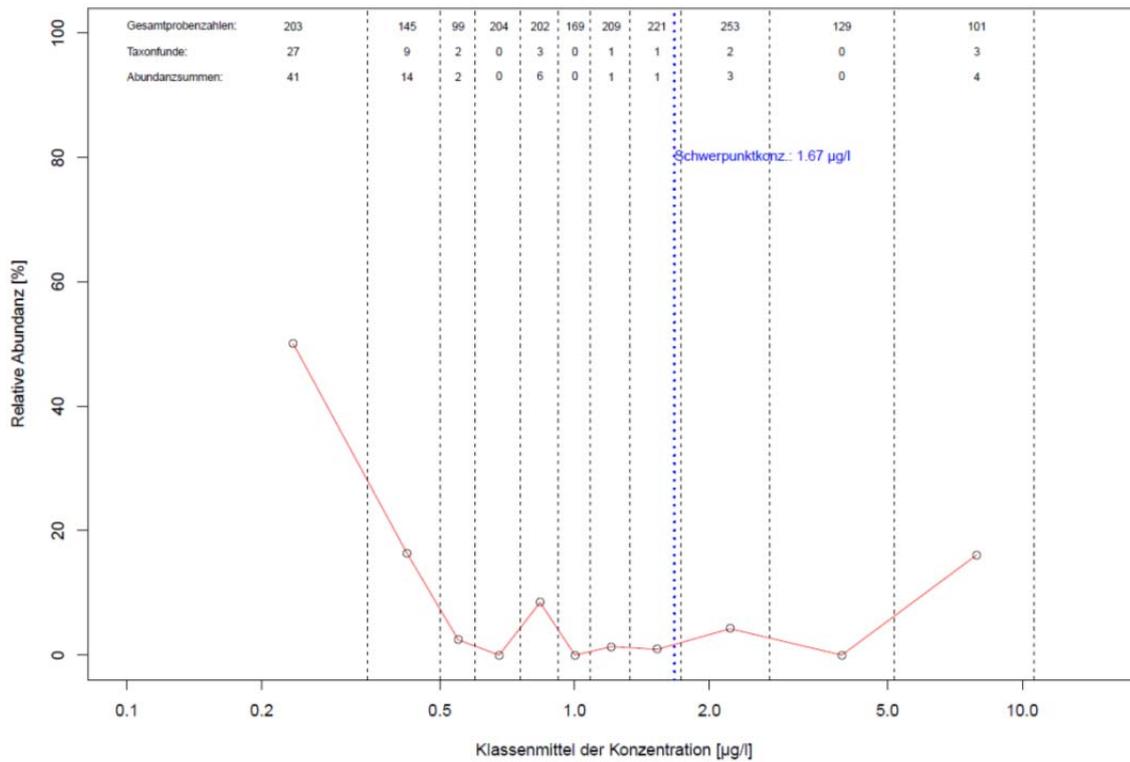


Abbildung 46: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Perla marginata* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

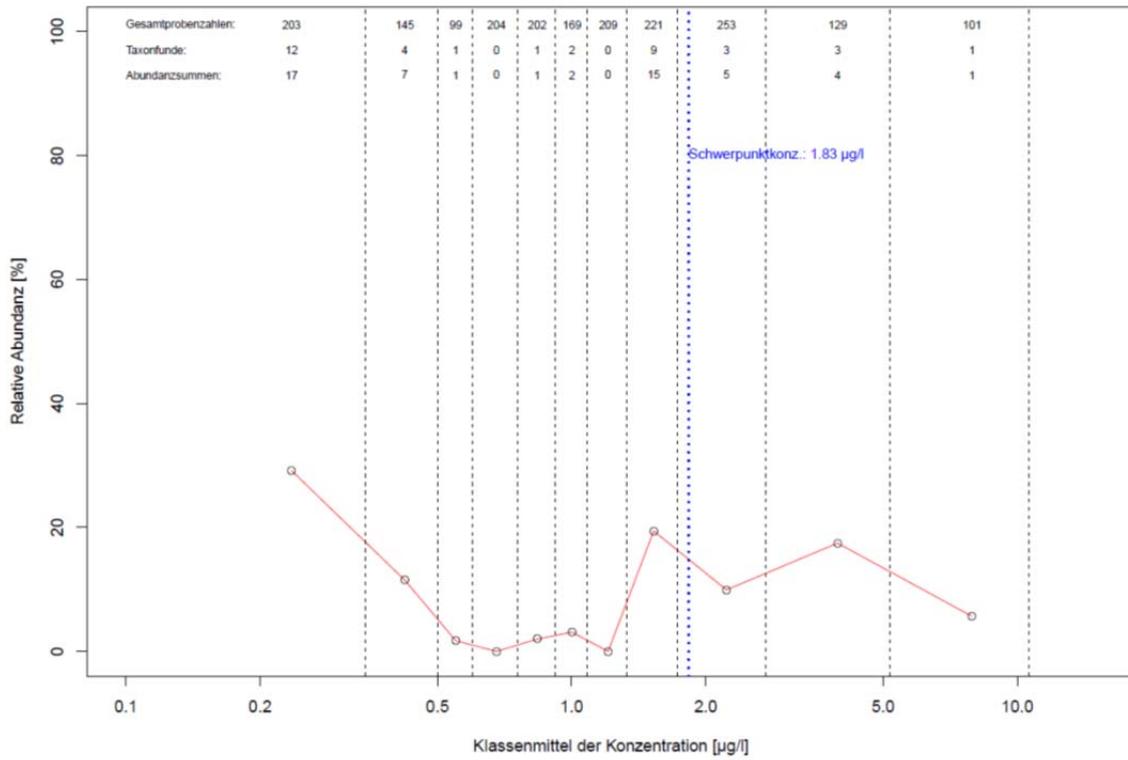


Abbildung 47: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Dinocras cephalotes* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

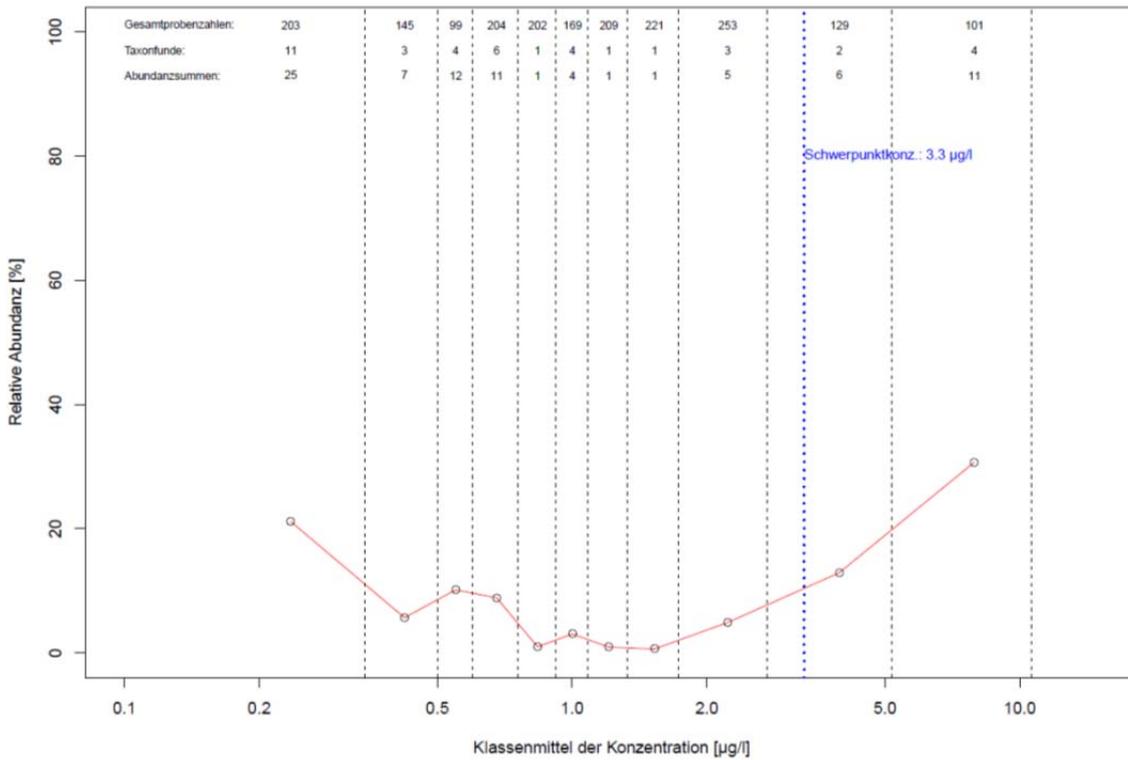


Abbildung 48: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Nemurella picteti* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

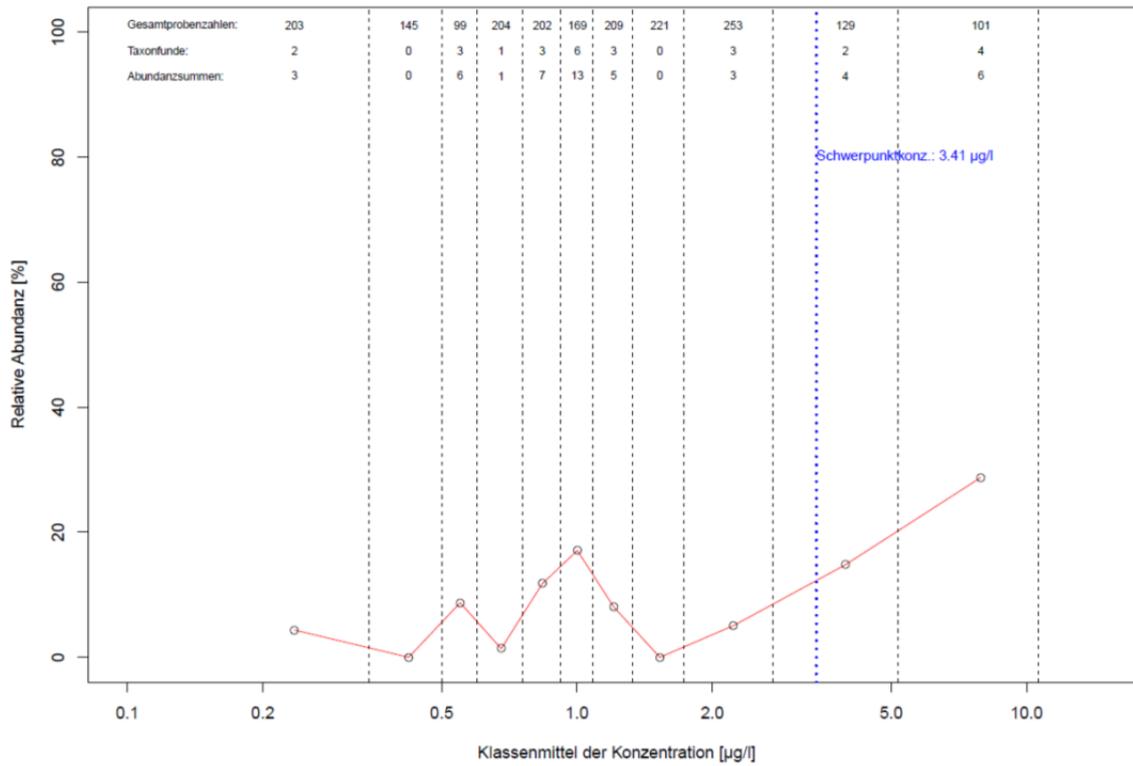


Abbildung 49: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Diura bicaudata* in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}

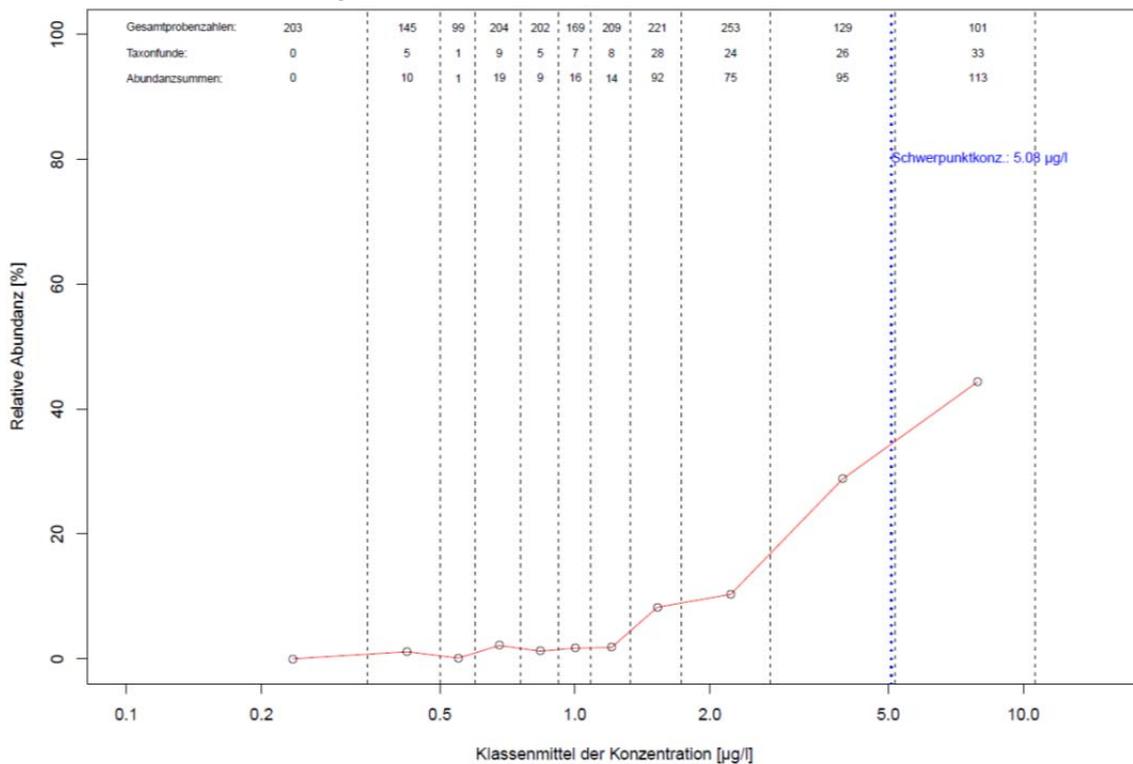


Abbildung 50: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Leuctra fusca-Gr* in Abhängigkeit von Arsen _{gesamt}

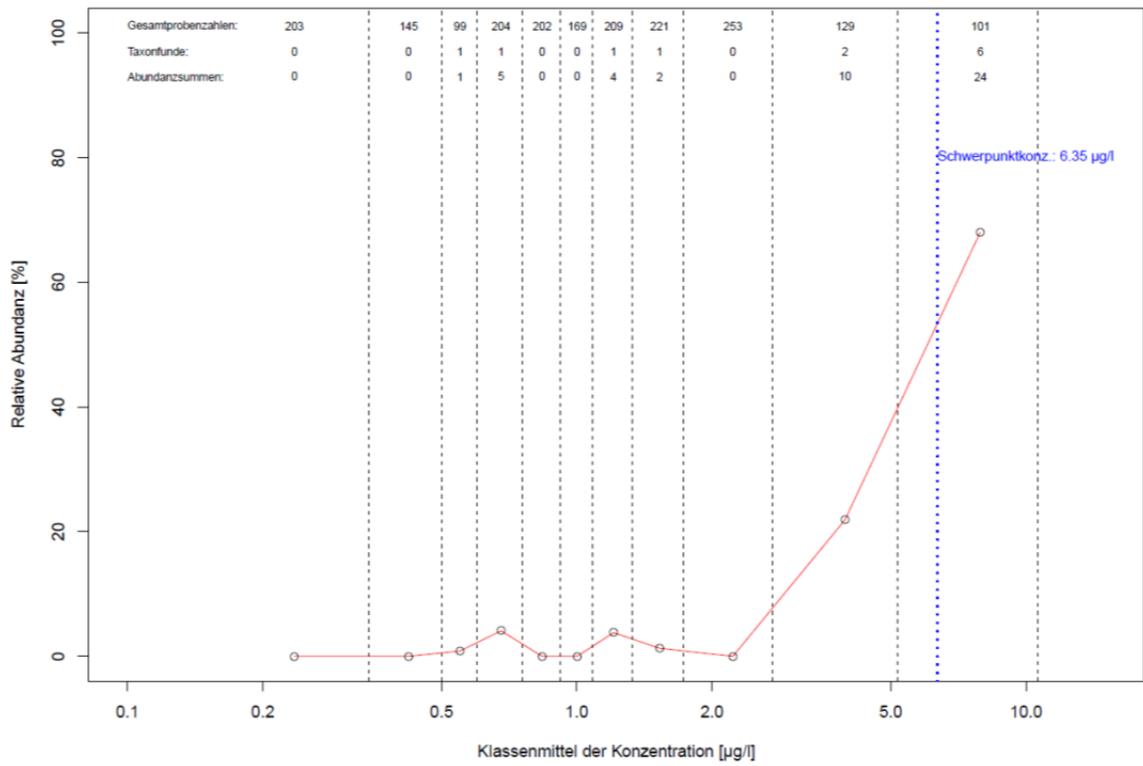


Abbildung 51: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Leuctra hippopus-Gr.* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

- Die Plecoptera zeigen entweder U-förmige relative Abundanzverteilungen über die Arsen-Konzentration (d.h. physiologisch Arsen-tolerant und eventuell durch andere chemische Belastungen im mittleren Arsen-Konzentrationsbereich vermindert vertreten) oder
- Ihre relativen Abundanzen nehmen mit steigenden Arsen-Konzentrationen zu, was sie als ökosystemare Profiteure kennzeichnet.
- Die Plecopteren scheinen also zumindest weit überwiegend physiologisch relativ unempfindlich gegenüber Arsen (gesamt) zu sein.

Ephemeroptera

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Auswertungen zur Taxagruppe der Eintagsfliegen zunächst nur für die Arsen-empfindlichen Taxa dargestellt.

Nach einer tabellarischen Übersicht sind die Konzentrationsverteilungen der Arten *Ephemerella mucronata*, *Baetis niger*, *Rhitrogena semicolorata*, *Potamanthus luteus*, *Caenis pseudorivulorum* und *Heptagenia coeruleans* in der Reihenfolge ihrer SWP-K dargestellt.

Tabelle 13: Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Ephemeroptera, Arsen-empfindliche Taxa

ID_AR	Taxonname (original)	taxagroup	family	subfamily	Spezifiz	SWP_K [µg]
5135	Ephemerella mucronata	Ephemeroptera	EPHEMERELLIDAE	EPHEMERELLINAE	4,7031	0,497751649
4526	Caenis rivulorum	Ephemeroptera	CAENIDAE	CAENINAE	4,8089	0,529502001
6859	Siphonurus aestivalis	Ephemeroptera	SIPHONURIDAE	SIPHONURINAE	3,91	0,531216181
4410	Baetis niger	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	4,183	0,559866184
9686	Baetis lutheri/vardarensis	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	4,1269	0,605420122

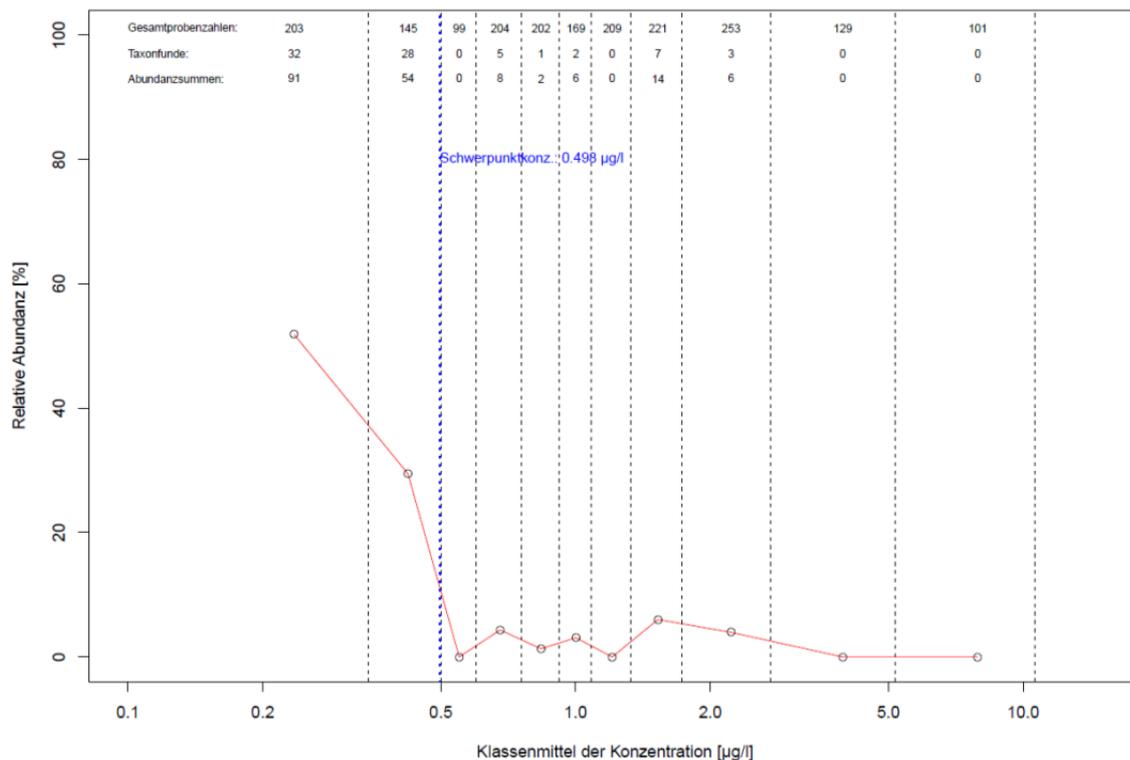


Abbildung 52: Gemittelte relative Abundanz des Taxon Ephemerella mucronata in Abhängigkeit von Arsen gesamt

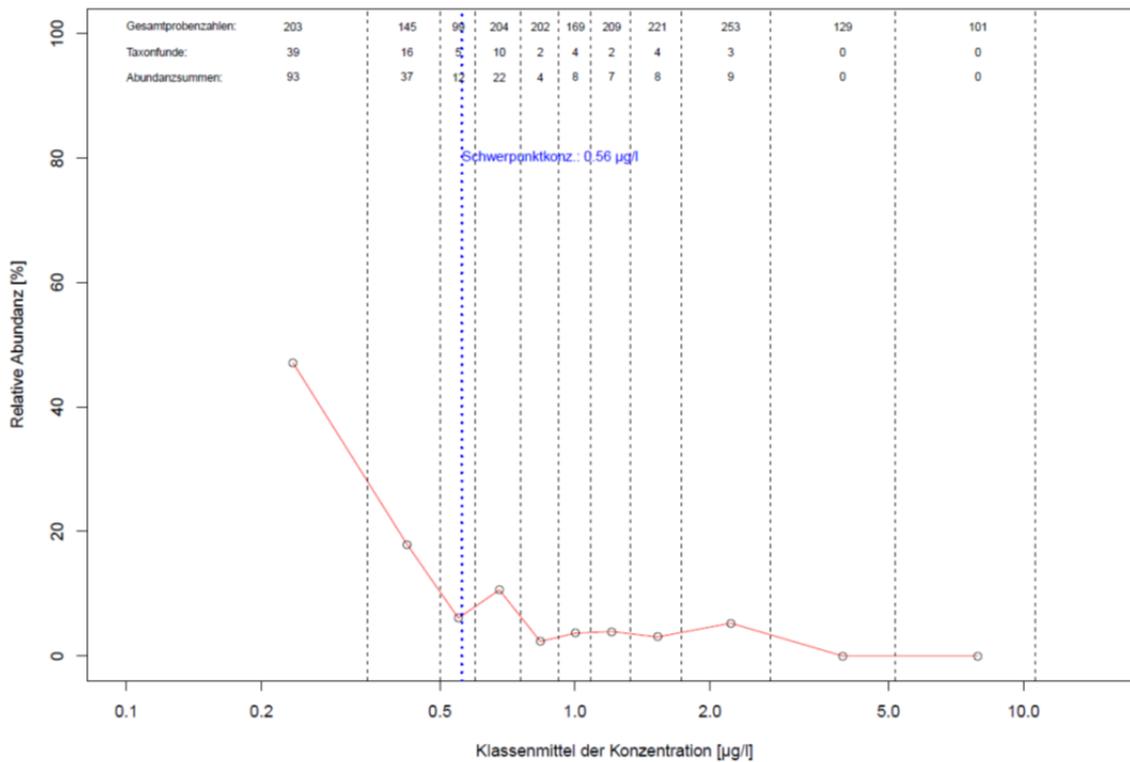


Abbildung 53: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Baetis niger* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Auswertungen zur Taxagruppe der Eintagsfliegen für die Arsen-toleranten bis -präferierenden Taxa dargestellt.

Nach einer tabellarischen Übersicht sind die Konzentrationsverteilungen der Arten *Rhithrogena semicolorata*, *Potamanthus luteus*, *Caenis pseudorivulorum* und *Heptagenia coeruleans* in der Reihenfolge ihrer SWP-K dargestellt.

Tabelle 14: Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der *Ephemeroptera*, arsen-tolerante bis präferierende Taxa

ID_AR	Taxonname (original)	taxagroup	family	subfamily	Spezifizi	SWP_K [µg/l]
6744	Rhithrogena semicolorata	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	HEPTAGENIINAE	2,5996	4,138460976
4397	Baetis fuscatus	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	3,3121	4,190318348
6747	Rhithrogena sp.	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	HEPTAGENIINAE	4,0339	4,476285899
6510	Potamanthus luteus	Ephemeroptera	POTAMANTHIDAE	[Fam:POTAMANTHIDAE]	4,1947	4,885342887
4524	Caenis pseudorivulorum	Ephemeroptera	CAENIDAE	CAENINAE	3,7452	5,050809864
4517	Caenis beskidensis	Ephemeroptera	CAENIDAE	CAENINAE	3,4777	5,075857996
5449	Heptagenia coeruleans	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	HEPTAGENIINAE	4,1496	5,32644323

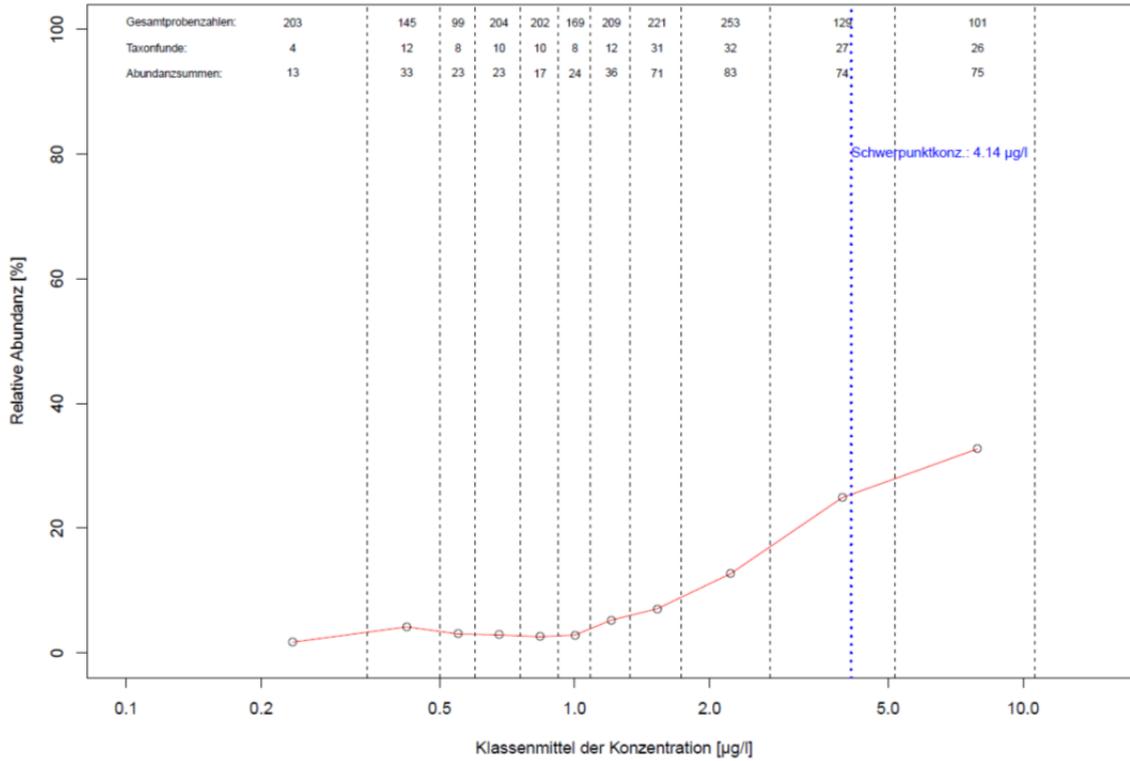


Abbildung 54: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Rhitrogena semicolorata* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

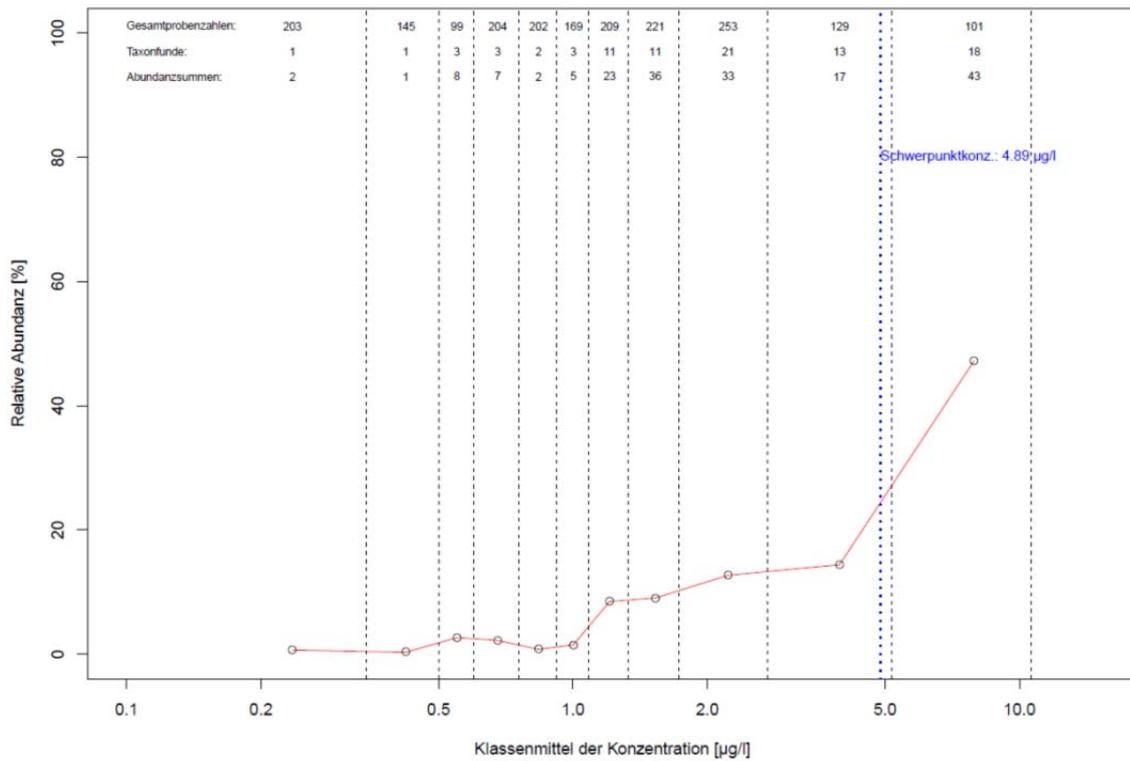


Abbildung 55: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Potamanthus luteus* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

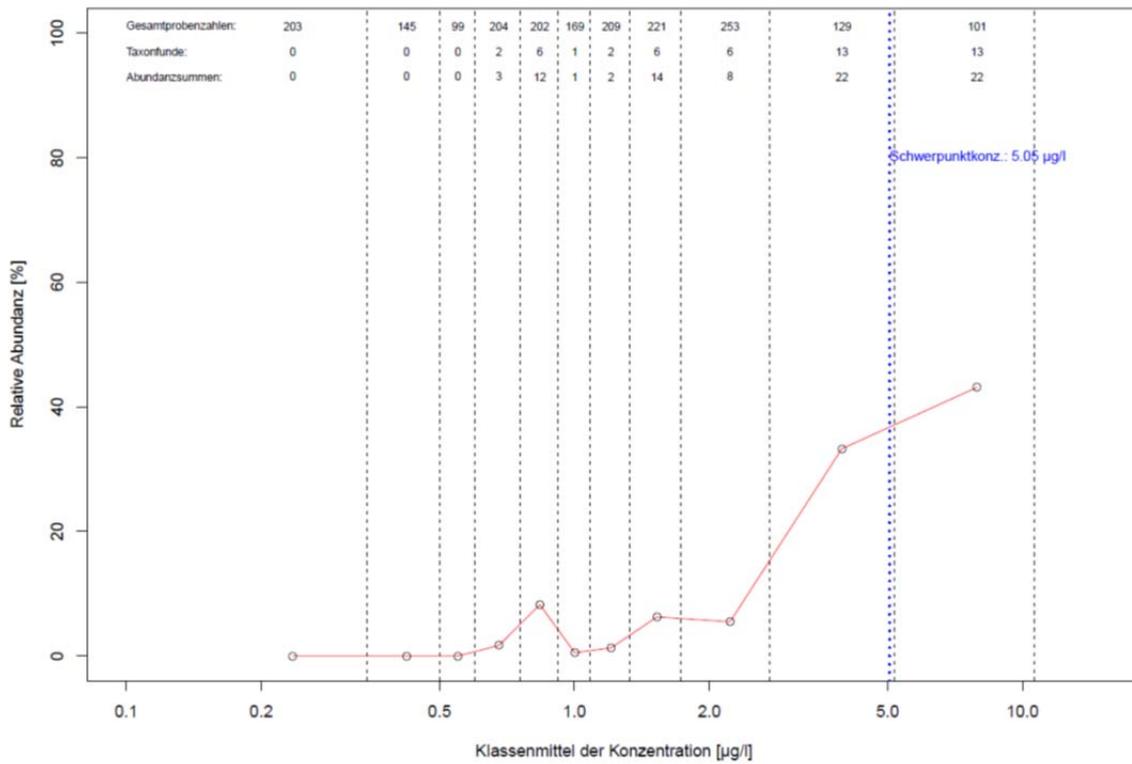


Abbildung 56: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Caenis pseudovivulorum* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

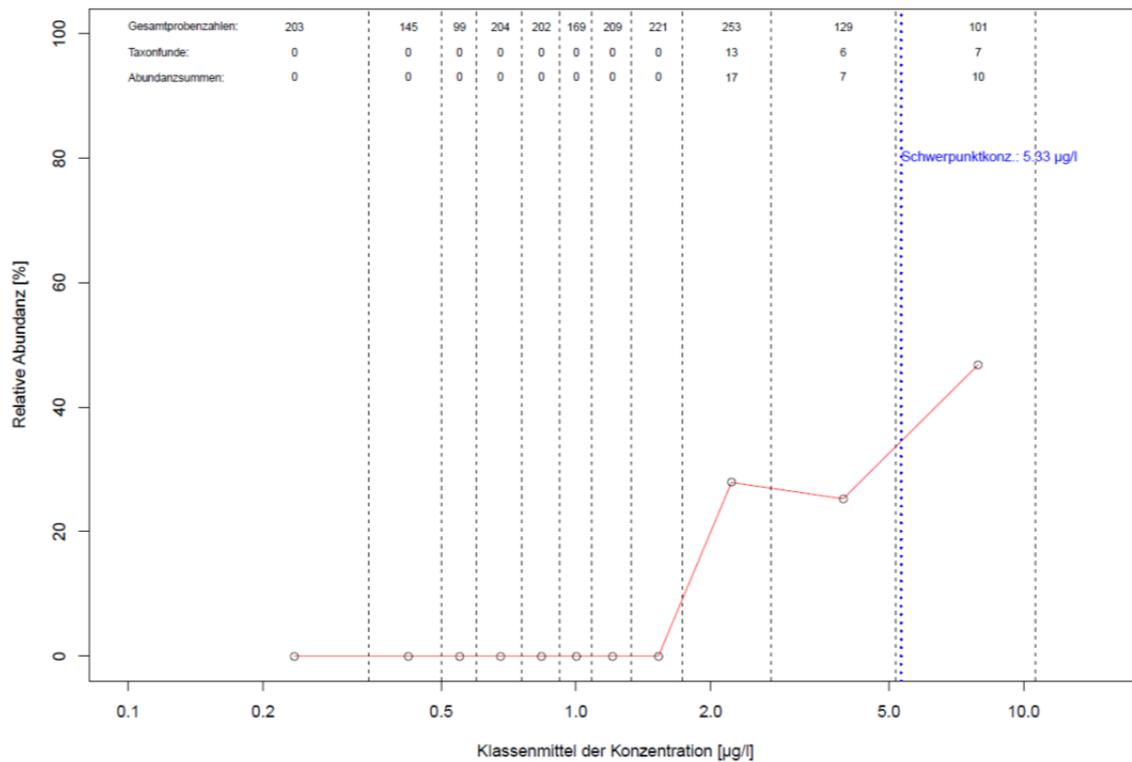


Abbildung 57: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Heptagenia coerulans* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

Die folgende Übersicht (Tabelle 15) enthält ausschließlich die verschiedenen Arten der Gattung *Baetis*. Innerhalb der Gattung zeigen sich erhebliche Unterschiede sowohl bezüglich der Schwerpunktkonzentrationen als auch bezüglich der Spezifität. Der direkte Vergleich der gegensätzlichen Verteilungen der relativen Abundanz von *Baetis niger* (Abbildung 58) und *Baetis fuscatum* (Abbildung 59) macht dies sehr deutlich.

Tabelle 15: Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Ephemeroptera, Baetidae

ID_AR	Taxonname (original)	taxagroup	family	subfamily	Spezifiz	SWP_K [μg]
4410	<i>Baetis niger</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	4,183	0,559866184
9686	<i>Baetis lutheri/wardarensis</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	4,1269	0,605420122
4398	<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	1,0969	1,276340117
4427	<i>Baetis vernus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	0,6435	1,872550895
4408	<i>Baetis melanonyx</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	2,9807	2,318451816
4416	<i>Baetis scambus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	0,7139	2,349142496
4419	<i>Baetis sp.</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	0,9336	2,606868537
4415	<i>Baetis rhodani</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	1,0137	2,620627346
4388	<i>Baetis buceratus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	1,8204	2,987407819
4409	<i>Baetis muticus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	1,5493	3,055186899
4406	<i>Baetis lutheri</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	1,889	3,367059106
4381	<i>Baetis alpinus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	2,9599	3,891857991
4425	<i>Baetis vardarensis</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	3,652	4,056781132
4397	<i>Baetis fuscatus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	BAETINAE	3,3121	4,190318348

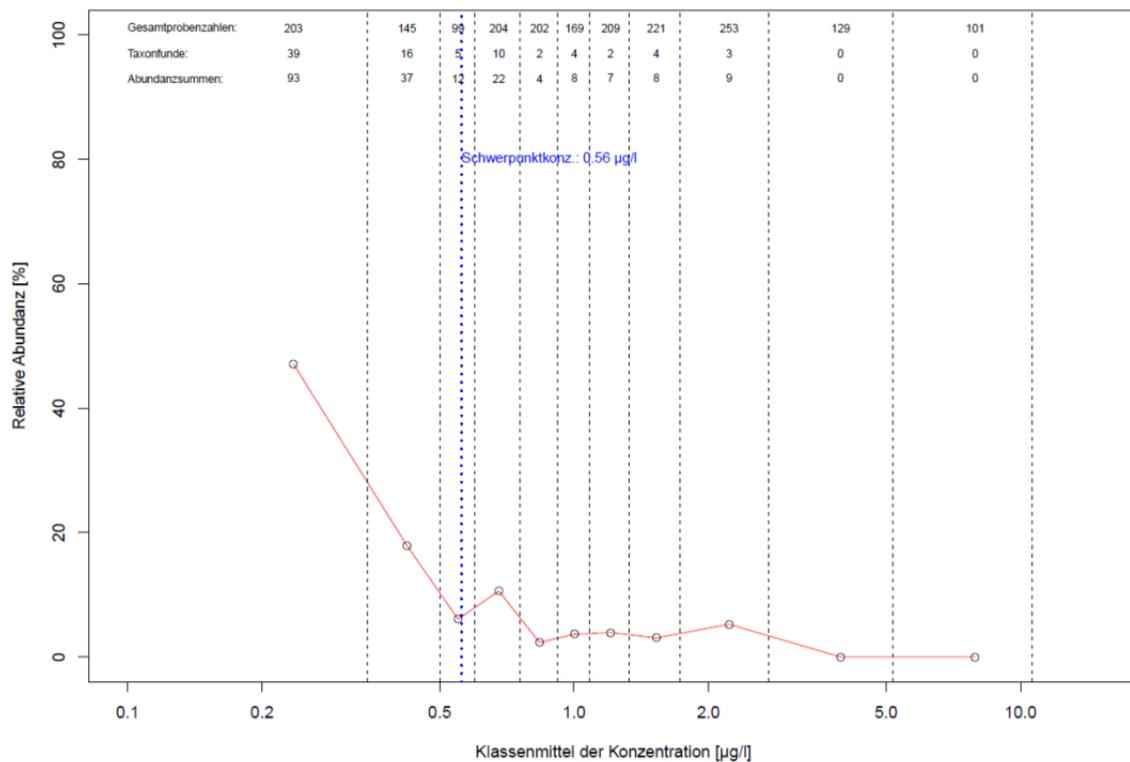


Abbildung 58: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Baetis niger* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

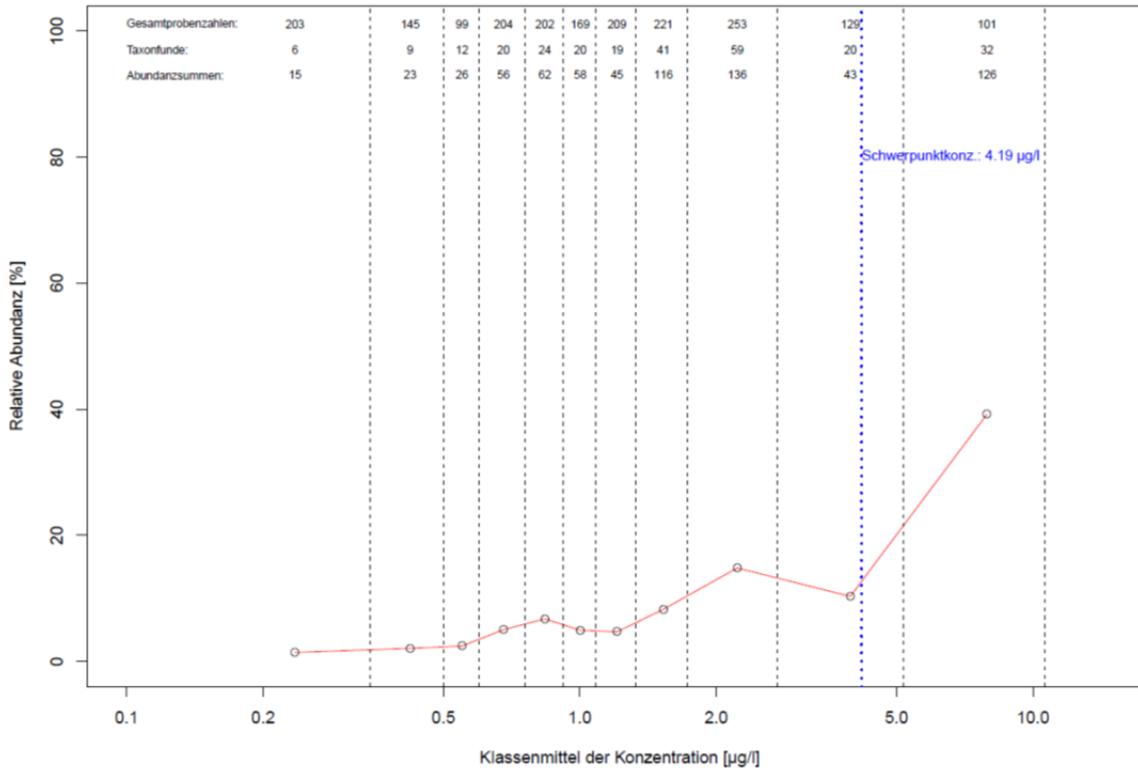


Abbildung 59: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Baetis fuscatus* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

Die folgende Übersicht (Tabelle 16) zeigt, dass dasselbe Phänomen der sehr unterschiedlichen Arsenpräferenzverteilungen innerhalb der Gattung *Baetis* auch auf die verschiedenen Arten der Gattung *Caenis* zutrifft. Innerhalb der Gattung zeigen sich erhebliche Unterschiede sowohl der Schwerpunktkonzentrationen als auch der Spezifitäten, hier demonstriert am direkten Vergleich der Verteilungsmuster von *Caenis rivulorum* (Abbildung 60) und *Caenis pseudorivulorum* (Abbildung 61).

Tabelle 16: Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Ephemeroptera, Caenidae

ID_AR	Taxonname (original)	taxagroup	family	subfamily	Spezifiz	SWP_K [µg]
4526	<i>Caenis rivulorum</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	CAENINAE	4,8089	0,529502001
4527	<i>Caenis robusta</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	CAENINAE	2,477	1,079998658
4519	<i>Caenis horaria</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	CAENINAE	1,1575	1,558824814
4521	<i>Caenis luctuosa</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	CAENINAE	0,8355	2,631291435
14773	<i>Caenis macrura</i> -Gr.	Ephemeroptera	CAENIDAE	CAENINAE	1,5086	2,842262247
4528	<i>Caenis</i> sp.	Ephemeroptera	CAENIDAE	CAENINAE	2,9724	2,955892087
4522	<i>Caenis macrura</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	CAENINAE	4,595	3,520268805
4524	<i>Caenis pseudorivulorum</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	CAENINAE	3,7452	5,050809864
4517	<i>Caenis beskidensis</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	CAENINAE	3,4777	5,075857996

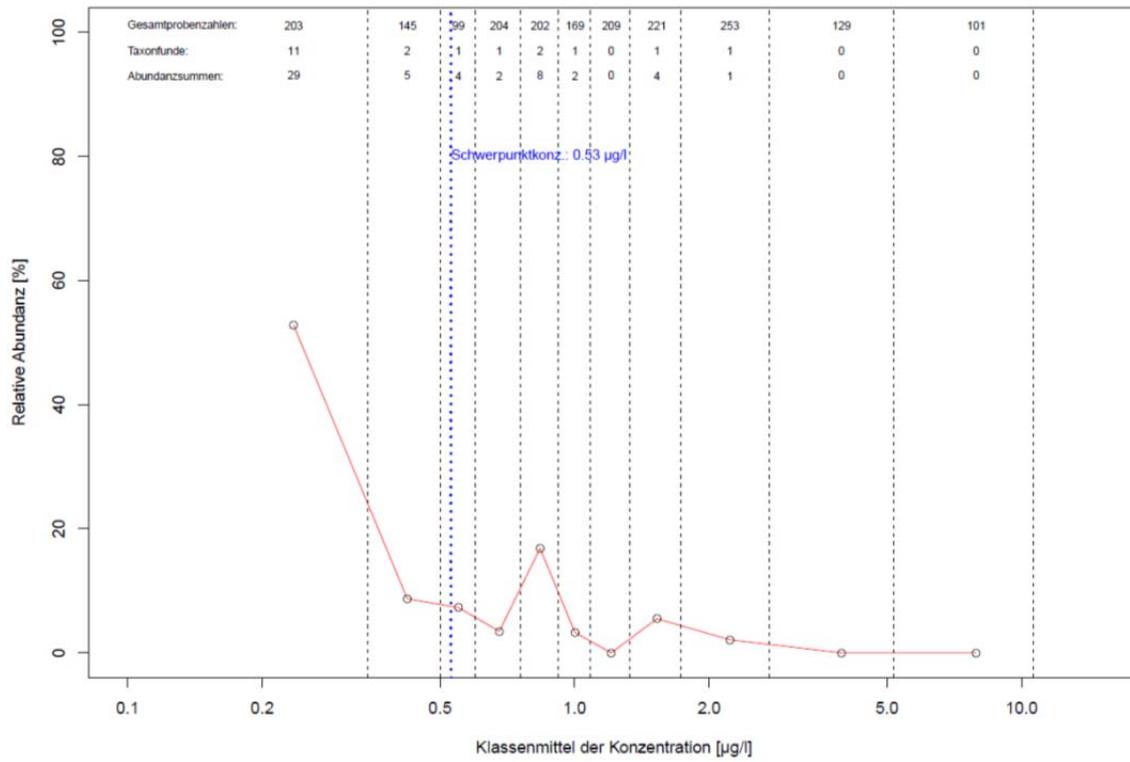


Abbildung 60: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Caenis rivulorum* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

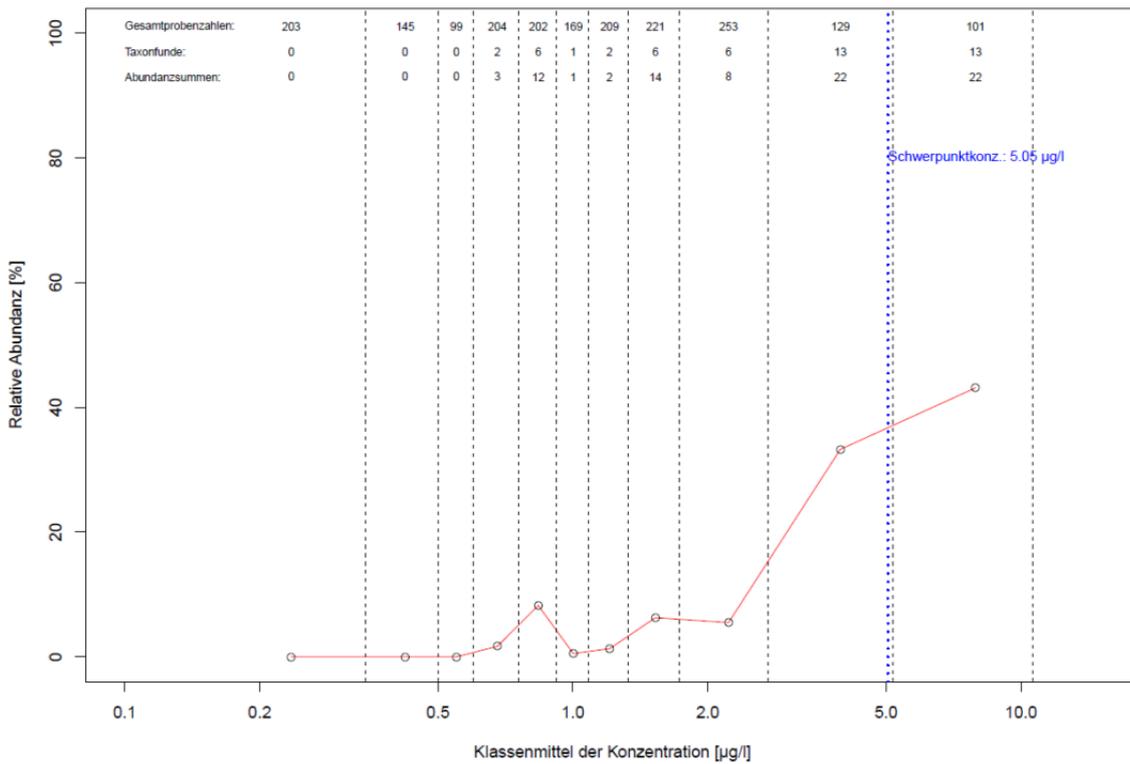


Abbildung 61: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Caenis pseudorivulorum* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

Zusammenfassend lässt sich für die Eintagsfliegen feststellen:

- Die Ephemeroptera verhalten sich im Hinblick auf die Arsen-Konzentration äußerst heterogen.
- Es sind alle Formen der relativen Abundanzverteilungsmuster anzutreffen: von Decreasern, also Arten deren relative Abundanzklassensumme mit steigender Arsen-Konzentration abnimmt bis zu Increaseern, also Arten deren relative Abundanzklassensumme mit steigender Arsen-Konzentration zunimmt.
- Sogar Taxa einzelner Gattungen können gegensätzliche Arsen-Präferenzverteilungen aufweisen.

Trichoptera

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Auswertungen zur Taxagruppe der Köcherfliegen dargestellt.

Nach einer tabellarischen Übersicht sind zunächst nur die Präferenzverteilungen der Arten *Hydropsyche dinarica*, *Oecismus monedula monedula*, *Silo piceus*, *Cynrus trimaculatus*, *Potamophylax luctuosus luctuosus* sowie *Oecetis notata* in der Reihenfolge ihrer SWP-K dargestellt.

Tabelle 17: Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Trichoptera, arsenempfindliche Taxa

ID_AF	Taxonname (original)	taxagroup	family	subfamily	Spezifiz	SWP_K [µg]
5594	Hydropsyche dinarica	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	7,0779	0,392026985
20153	Drusus annulatus/biguttatus	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	DRUSINAE	1,9912	0,521609905
9311	Sericostomatidae Gen. sp.	Trichoptera	SERICOSTOMATIDAE	[Fam:SERICOSTOMATIDAE]	2,0956	0,5863716
9952	Silo nigricomis/piceus	Trichoptera	GOERIDAE	GOERINAE	3,4857	0,61863142
5728	Leptocerus tineiformis	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	LEPTOCERINAE	2,848	0,638926402
7066	Tinodes rostocki	Trichoptera	PSYCHOMYIIDAE	PSYCHOMYIINAE	2,0946	0,695770091
6176	Oecismus monedula monedula	Trichoptera	SERICOSTOMATIDAE	[Fam:SERICOSTOMATIDAE]	4,9619	0,84064781

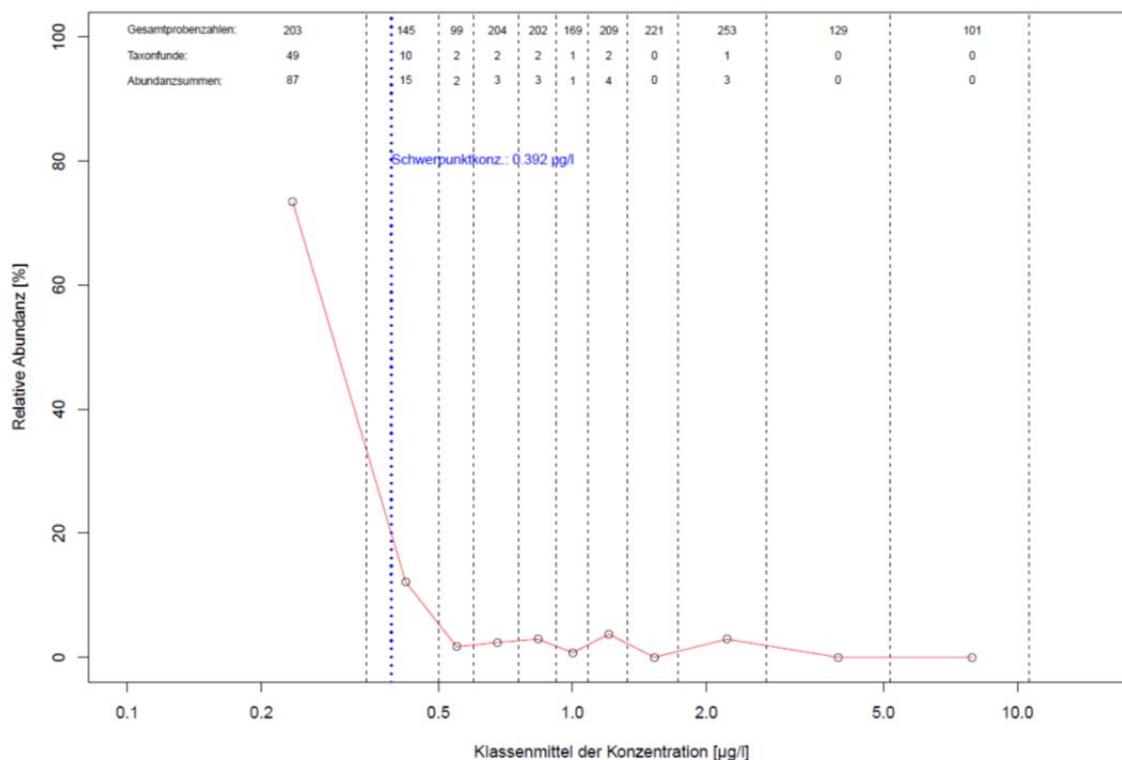


Abbildung 62: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Hydropsyche dinarica* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

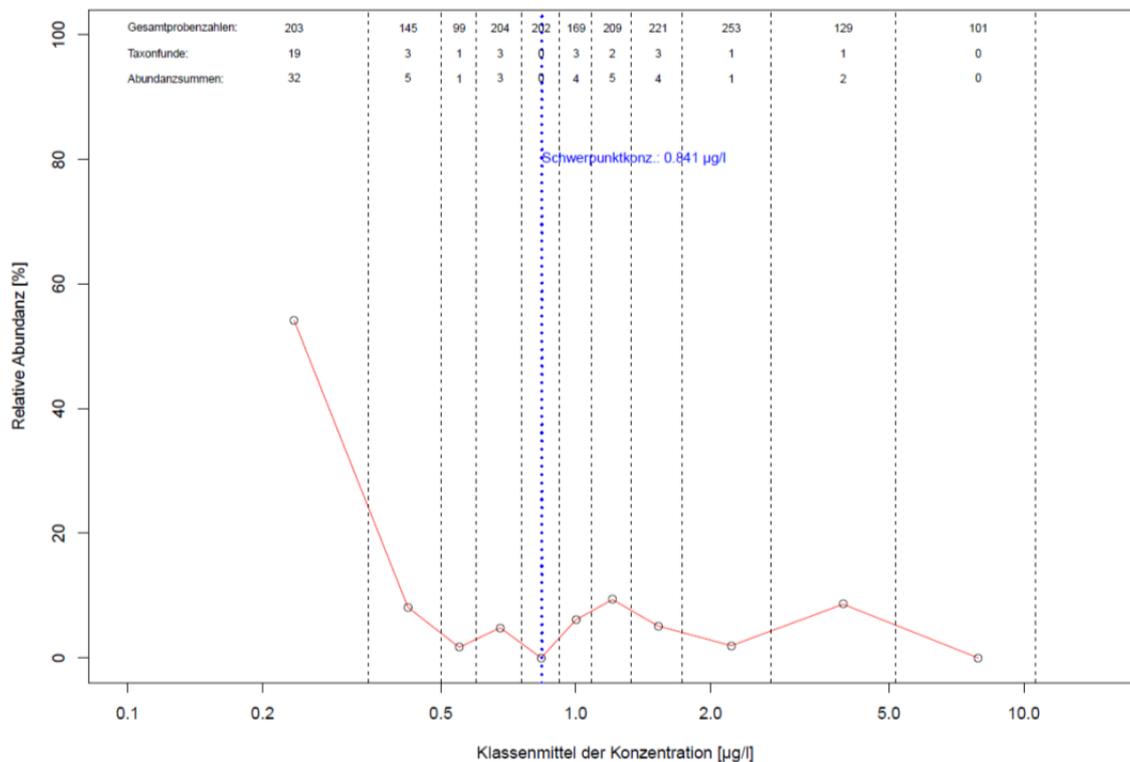


Abbildung 63: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Oecismus monedula monedula* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

Die nachfolgende Tabelle sowie Abbildung 64 und Abbildung 65 beziehen sich auf die Trichoptera mit mittleren SWP-K. Die Abbildungen zeigen die Verteilungen der relativen Abundanzen für die Taxa *Silo piceus* und *Cyrnus trimaculatus*.

Tabelle 18: Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der *Trichoptera*, arsenindifferente Taxa

ID_AR	Taxonname (original)	taxagroup	family	subfamily	Spezifizi	SWP_K [µg/l]
8478	Polycentropodidae Gen. sp.	Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	[Fam.POLYCENTROPODIDAE]	1,7741	1,771243431
6835	<i>Silo piceus</i>	Trichoptera	GOERIDAE	GOERINAE	1,4925	1,780814095
5588	<i>Hydropsyche angustipennis angustipennis</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	0,503	1,867909569
5616	<i>Hydroptila</i> sp.	Trichoptera	HYDROPTILIDAE	HYDROPTILINAE	0,7548	1,871090391
4877	<i>Cyrnus trimaculatus</i>	Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	POLYCENTROPODINAE	1,2279	1,875594832
6065	<i>Mystacides</i> sp.	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	LEPTOCERINAE	1,0315	1,878900762

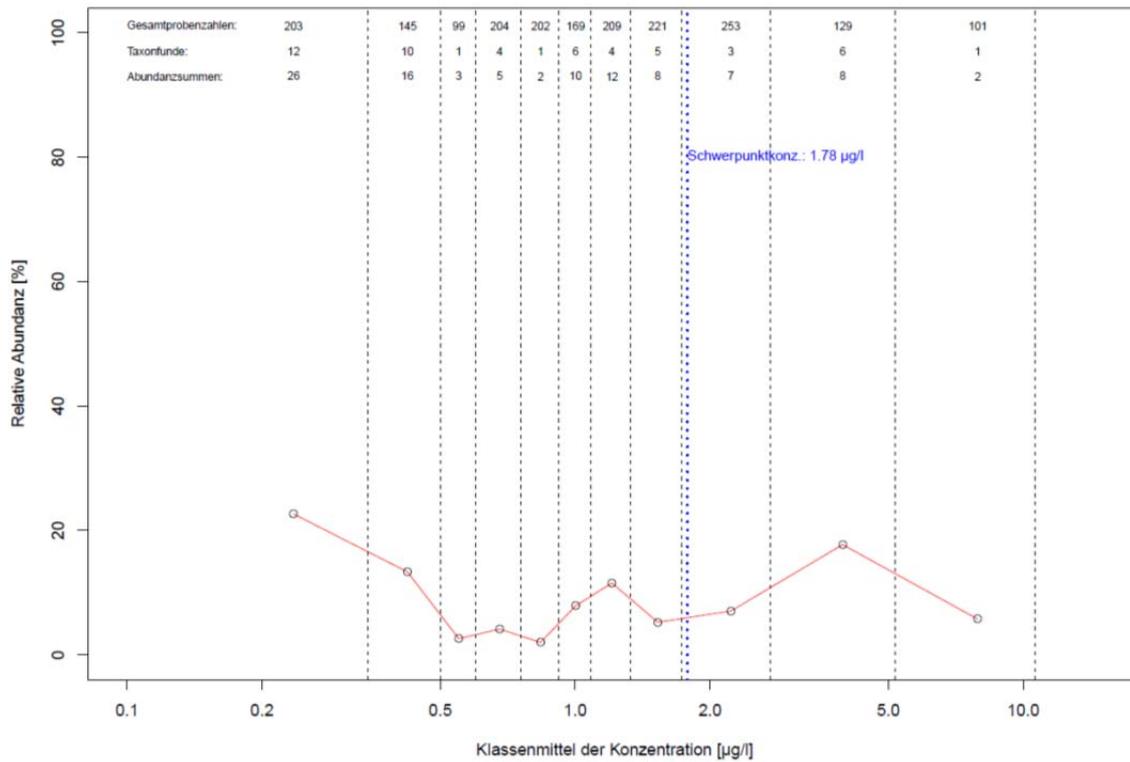


Abbildung 64: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Silo piceus* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

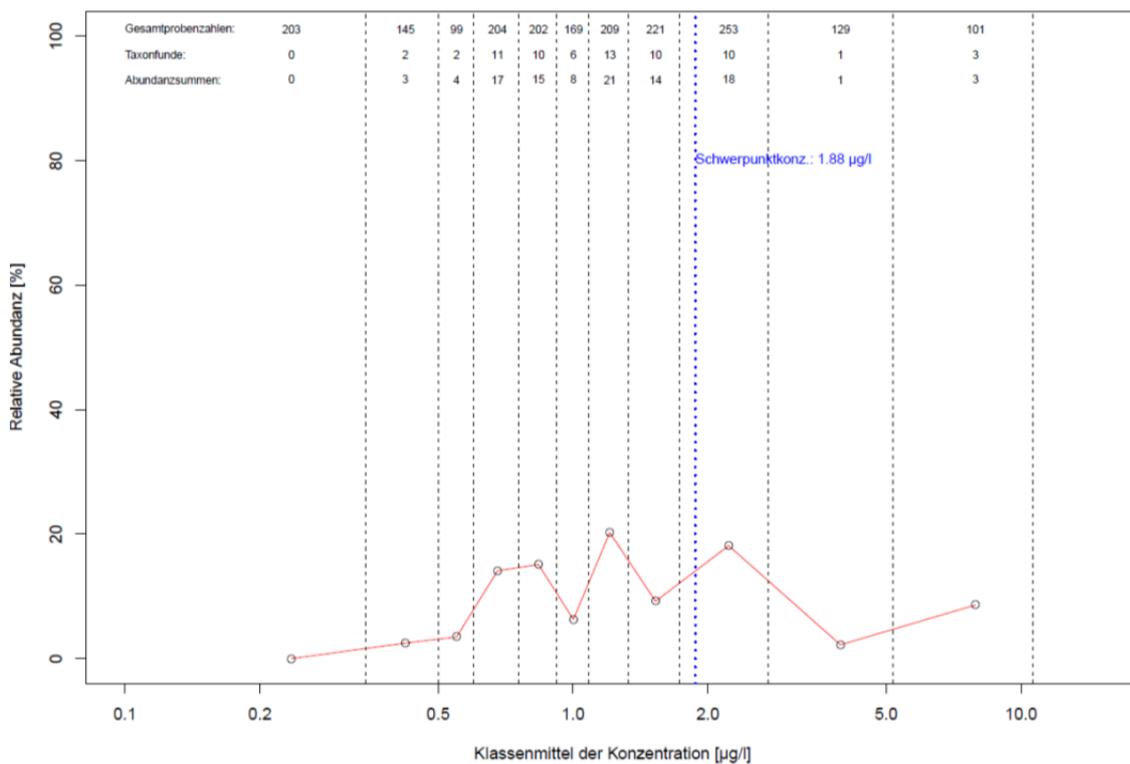


Abbildung 65: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Cynrus trimaculatus* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

Die nachfolgende Tabelle sowie Abbildung 66 und Abbildung 67 beziehen sich auf die Trichoptera mit hohen SWP-K. Die Abbildungen zeigen die Verteilungen der relativen Abundanzen für die Taxa *Potamophylax luctuosus luctuosus* und *Oecetis notata*.

Tabelle 19: Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Trichoptera, arsentolerante bis präferierende Taxa

ID_AR	Taxonname (original)	taxagroup	family	subfamily	Spezifizi	SWP_K [$\mu\text{g/l}$]
6523	Potamophylax luctuosus luctuosus	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	LIMNEPHILINAE	2,4035	3,943092735
6522	Potamophylax latipennis	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	LIMNEPHILINAE	2,3708	3,948081447
4481	Brachycentrus subnubilus	Trichoptera	BRACHYCENTRIDAE	[Fam.BRACHYCENTRIDAE]	3,3379	4,021751871
5983	Micrasema longulum	Trichoptera	BRACHYCENTRIDAE	[Fam.BRACHYCENTRIDAE]	2,6803	4,074470515
8142	Hydropsyche incognita	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	3,3401	4,293178257
21231	Hydropsyche contubernalis contubernalis	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	3,2061	4,581820994
6172	Oecetis notata	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	LEPTOCERINAE	4,7445	4,901713533

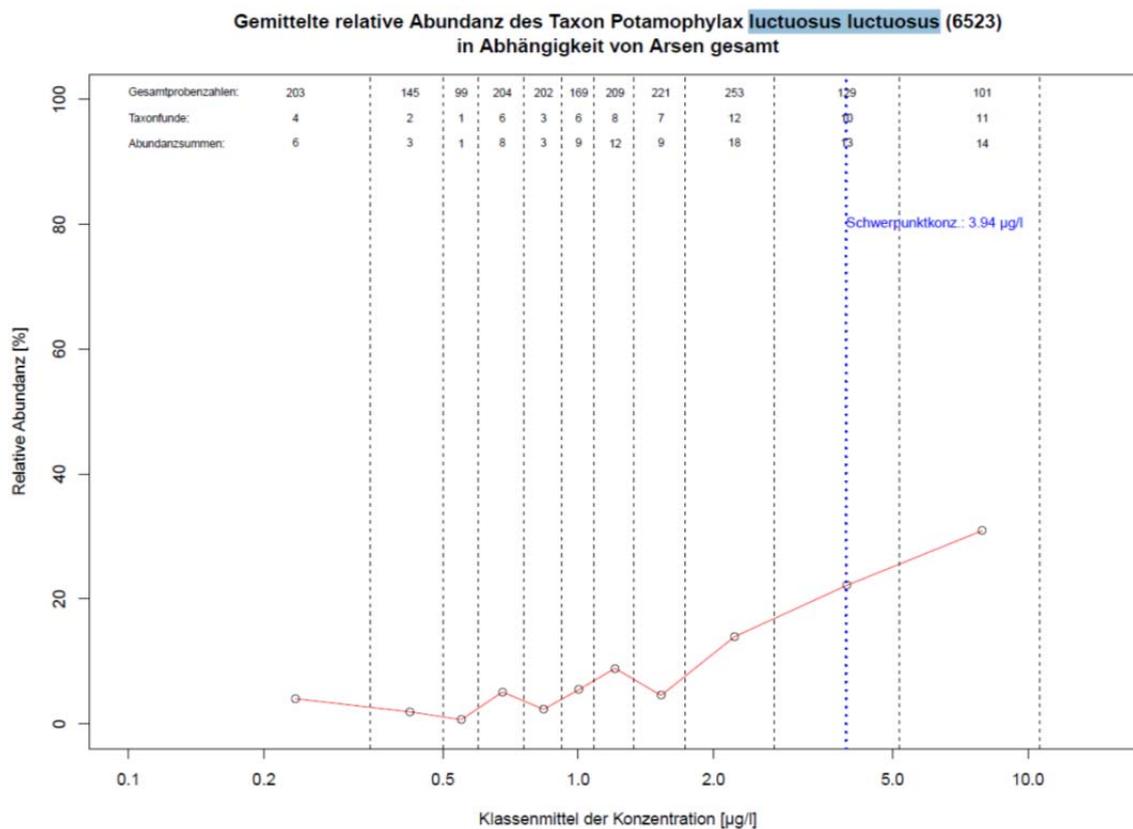


Abbildung 66: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Potamophylax luctuosus luctuosus* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

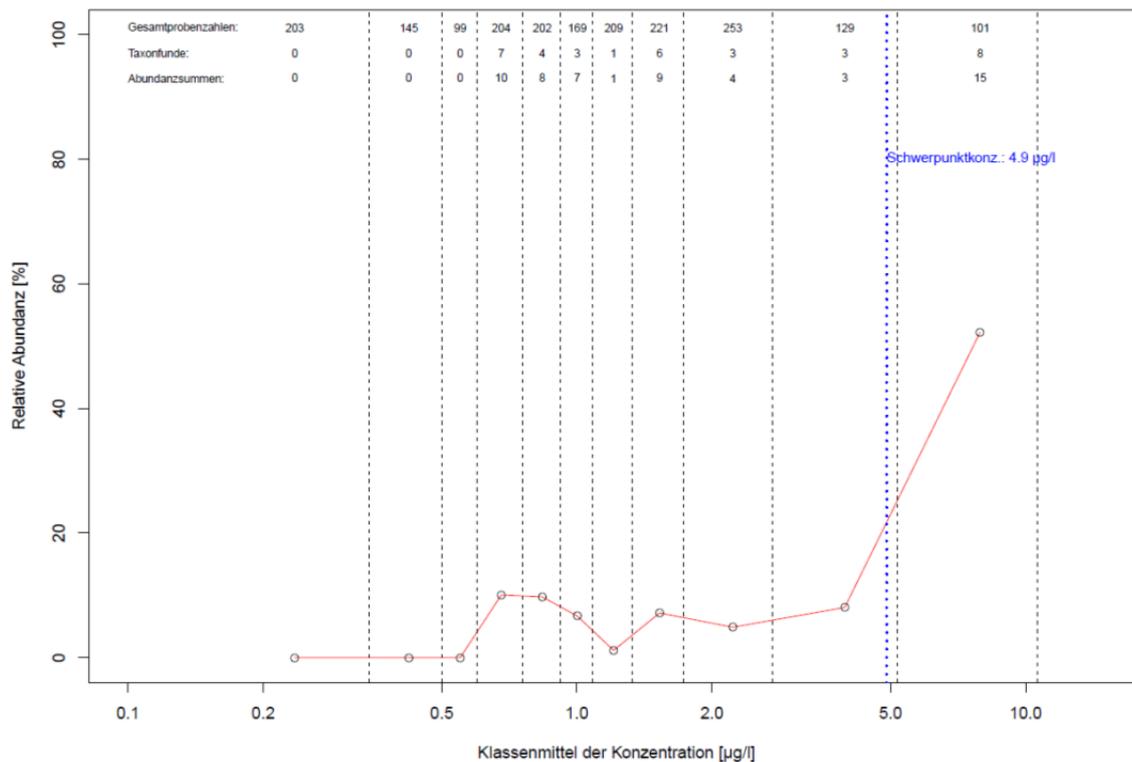


Abbildung 67: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Oecetis notata* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

Die folgende Übersicht (Tabelle 20) zeigt die verschiedenen Arten der Gattung *Hydropsyche*. Innerhalb der Gattung zeigen sich erhebliche Unterschiede sowohl bezüglich der Schwerpunktkonzentrationen als auch bezüglich der Spezifität. Der direkte Vergleich von *Hydropsyche angustipennis angustipennis* (Abbildung 68), *Hydropsyche bulbifera* (Abbildung 69), *Hydropsyche siltalai* (Abbildung 70), *Hydropsyche pellucidula* (Abbildung 71), *Hydropsyche incognita* (Abbildung 72) und *Hydropsyche contubernalis contubernalis* (Abbildung 73) macht dies deutlich.

Tabelle 20: Spezifitäten und Schwerpunktkonzentrationen der Trichoptera, Gattung *Hydropsyche*

ID_AR	Taxonname (original)	taxagroup	family	subfamily	Spezifiz	SWP_K [µg/l]
5594	<i>Hydropsyche dinarica</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	7,0779	0,392026985
5588	<i>Hydropsyche angustipennis angustipennis</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	0,503	1,867909569
13023	<i>Hydropsyche pellucidula-Gr.</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	0,7435	2,0097987
5589	<i>Hydropsyche bulbifera</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	1,6565	2,477225102
13024	<i>Hydropsyche incognita/pellucidula</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	1,6297	2,664227457
5604	<i>Hydropsyche siltalai</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	1,0616	2,702977431
5601	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	1,4616	2,876786268
5605	<i>Hydropsyche sp.</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	1,492	3,02965668
5602	<i>Hydropsyche saxonica</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	1,9352	3,344371607
5598	<i>Hydropsyche instabilis</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	2,3149	3,634645993
5590	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	8,0335	3,783952341
8142	<i>Hydropsyche incognita</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	3,3401	4,293178257
21231	<i>Hydropsyche contubernalis contubernalis</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	HYDROPSYCHINAE	3,2061	4,581820994

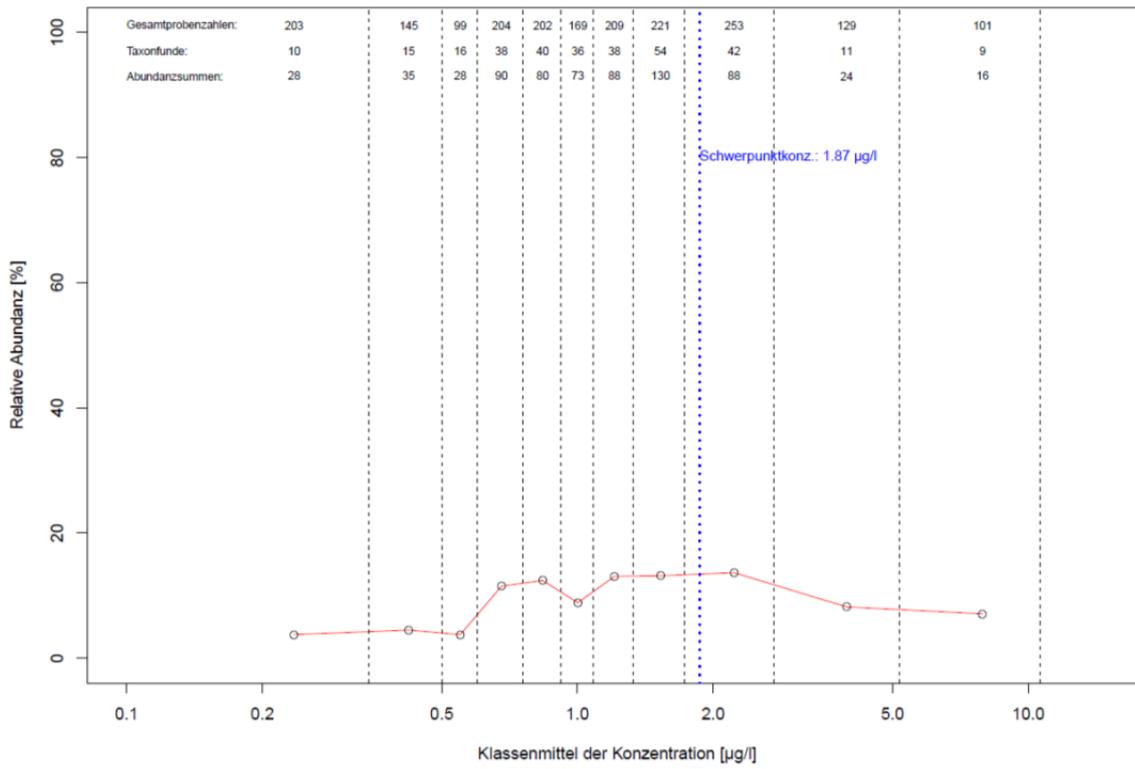


Abbildung 68: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Hydropsyche angustipennis angustipennis* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

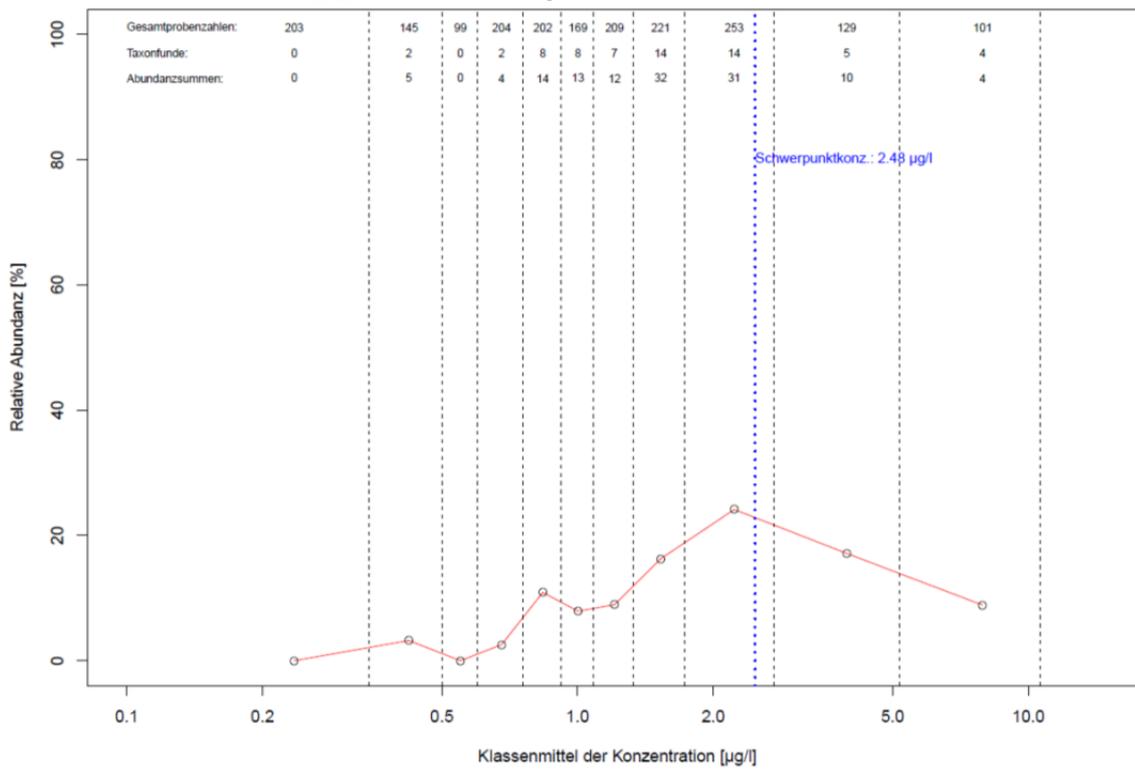


Abbildung 69: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Hydropsyche bulbifera* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

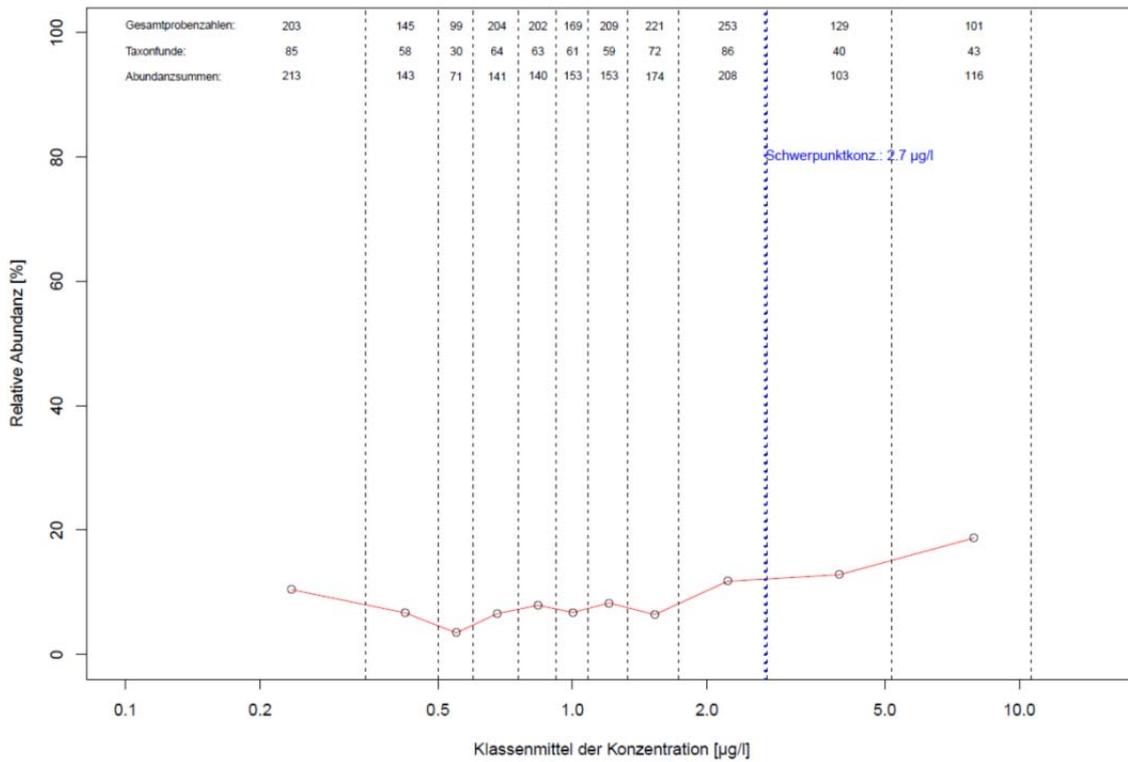


Abbildung 70: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Hydropsyche siltalai* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

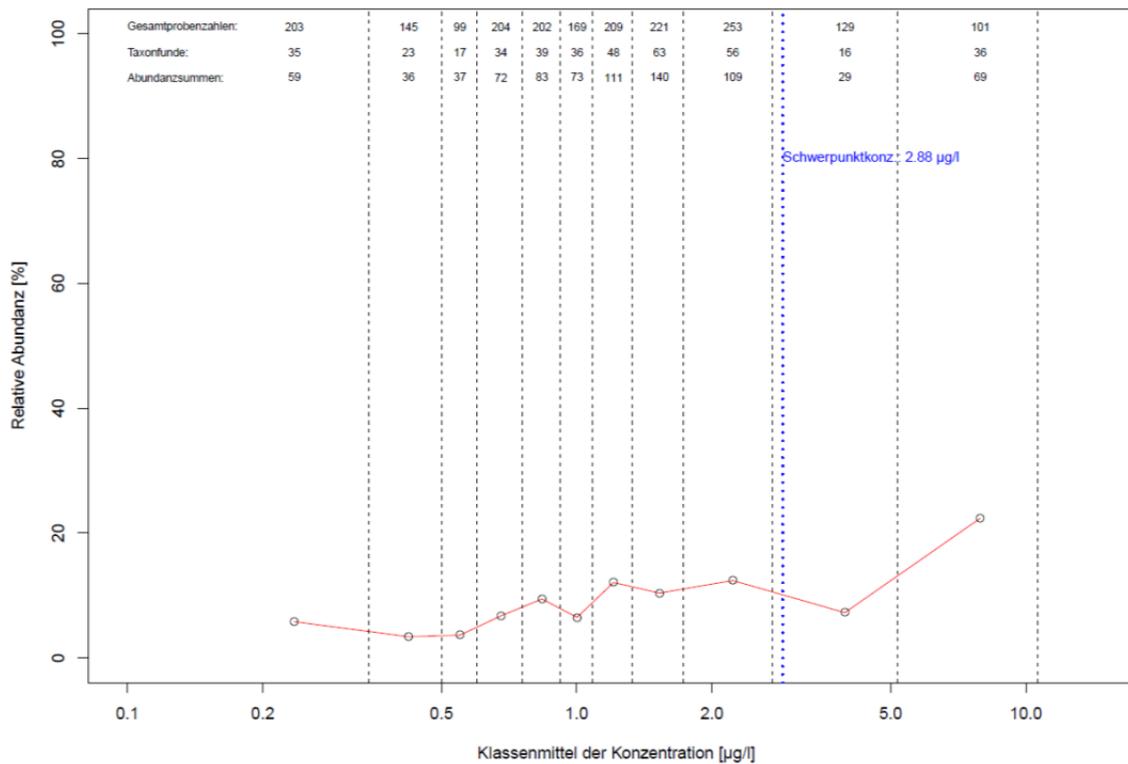


Abbildung 71: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Hydropsyche pellucidula* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

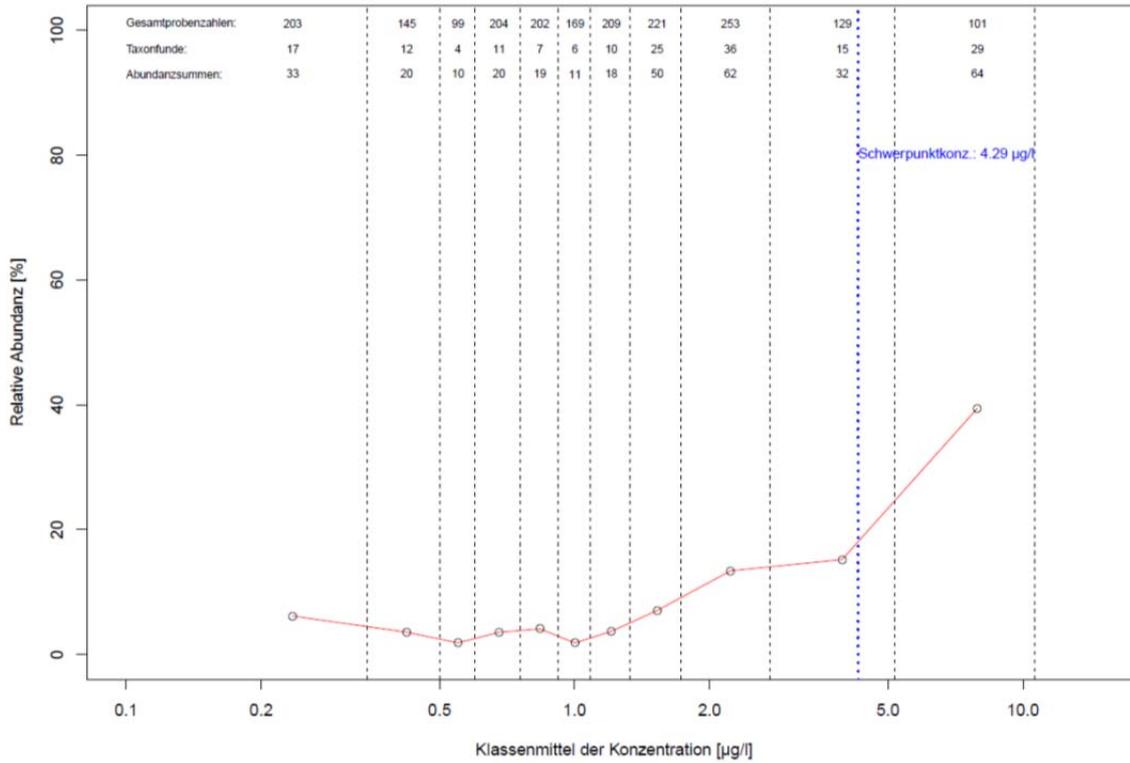


Abbildung 72: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Hydropsyche incognita* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

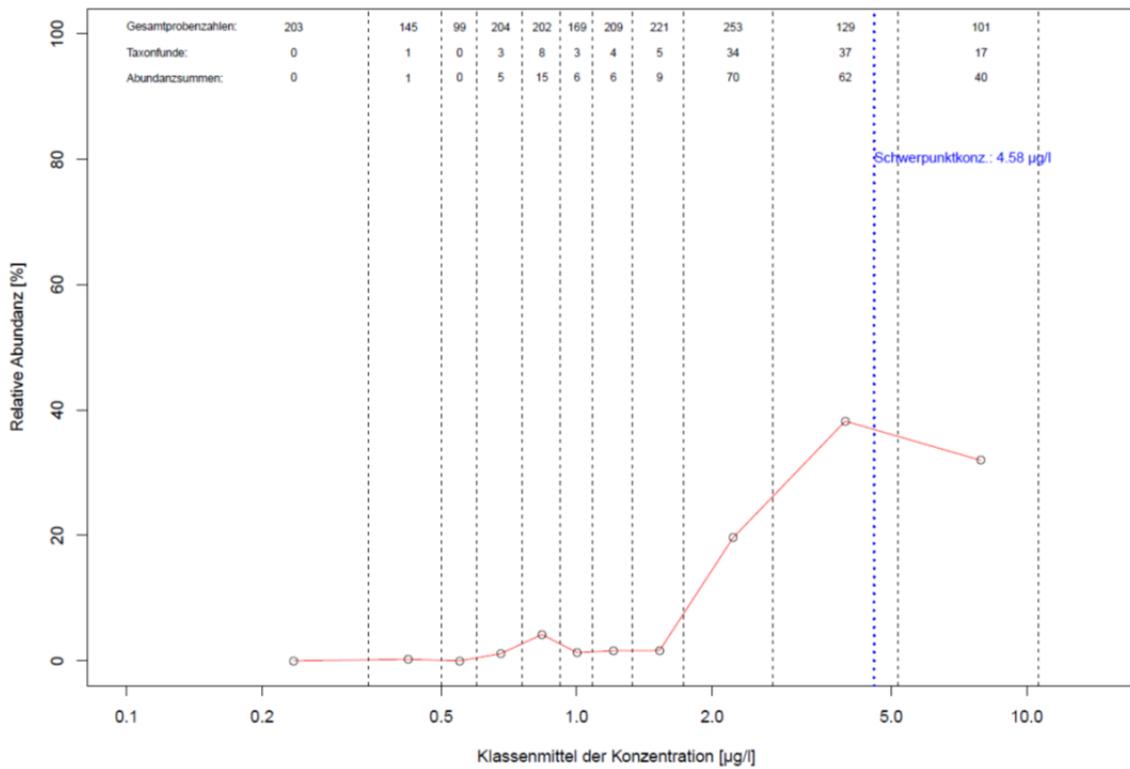


Abbildung 73: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Hydropsyche contubernalis contubernalis* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

Zusammenfassend lässt sich bezogen auf die Taxagruppe der Köcherfliegen feststellen:

- Die Trichoptera verhalten sich wie die Ephemeroptera im Hinblick auf die Arsen-Konzentration äußerst heterogen
- Auch hier sind alle Formen der relativen Abundanzverteilungsmuster anzutreffen: von Decreasern bis Increaseern
- Unterschiede innerhalb einzelner Gattungen sind zwar gegeben, sie scheinen jedoch etwas geringer zu sein als bei den Eintagsfliegen.

Fazit

Die Auswertung der Zusammenhänge zwischen Arsen-Konzentrationen und Makrozoobenthosbewertungen sowie MZB-Taxavorkommen zeigte folgende Ergebnisse:

- Eine Ableitung von Schwellenwerten des guten Zustands ist für Arsen_{gelöst} auf Basis des bundesweit zusammengestellten Datensatzes nicht möglich. In der Regel zeigen die Bewertungsklassen keine signifikanten Unterschiede der Werteverteilung. Wo dies doch gegeben ist, verläuft der Trend entgegen der fachlich plausiblen Richtung.
- Die Ableitung von Schwellenwerten für Arsen_{gesamt} ist dagegen in vielen Fällen möglich, allerdings folgen die Schwellenwerte auch hier nicht immer einem fachlich plausiblen Muster.
- Die Auswertung der MZB-Taxavorkommen in Abhängigkeit von der Arsenkonzentration (Arsen_{gesamt}) liefert wichtige Erklärungsansätze, warum die Schwellenwertableitung das oben beschriebene Verhalten zeigte. Offenkundig reagieren viele besonders bewertungsrelevante Taxa des PERLODES-Verfahrens auf Arsen entweder sehr tolerant oder können sogar von erhöhten Konzentrationen profitieren.
- Im Unterschied zu allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern wie Ammonium, Salzen oder der Temperatur scheinen sich die Präferenzspektren, Schwerpunktkonzentrationen und Spezifitäten der MZB-Taxa für Arsen quer zu den bewertungsrelevanten Klassifikationen zu verhalten.
- So scheinen z.B. viele Plecoptera zu den gegenüber Arsen_{gesamt} unempfindlichsten MZB-Taxa zu gehören. Ähnliches wurde bereits in einem (unveröffentlichten) Projekt des Landes NRW in Bezug auf Zink festgestellt. Denkbare Erklärungsmuster wären ein Zusammenhang zum Grundwassereinfluss (siehe z.B. *Niphargus*) oder Anpassungen an geogene Einflüsse. Es ist jedoch auch zu berücksichtigen, dass gerade die sächsischen Messstellen mit den weitaus höchsten Arsengehalten in Bezug auf die meisten anderen Parameter eher unbelastet/naturnah sind.

3.3.2 Verteilung der Diatomeen-Taxa auf Konzentrationsklassen von Arsen

Analog zum Makrozoobenthos wurden auch für die Diatomeen die taxonspezifischen Schwerpunktkonzentrationen ermittelt. Die folgenden Diagramme zeigen die Präferenzspektren ausgewählter Diatomeentaxa sortiert nach ihren spezifischen Schwerpunktkonzentrationen für Arsen_{gelöst}. Die gegenüber gelöstem Arsen empfindlichsten drei Diatomeentaxa sind *Karayevia suchlandtii*, *Fragilaria acidoclinata* und *Planothidium peragalli* (Abbildung 91 bis Abbildung 94). Es zeigt sich, dass alle drei Taxa – abgesehen von einzelnen Ungleichförmigkeiten im Verlauf – durch eine deutlich abnehmende relative Abundanz bei steigenden gelösten Arsenkonzentrationen gekennzeichnet sind.

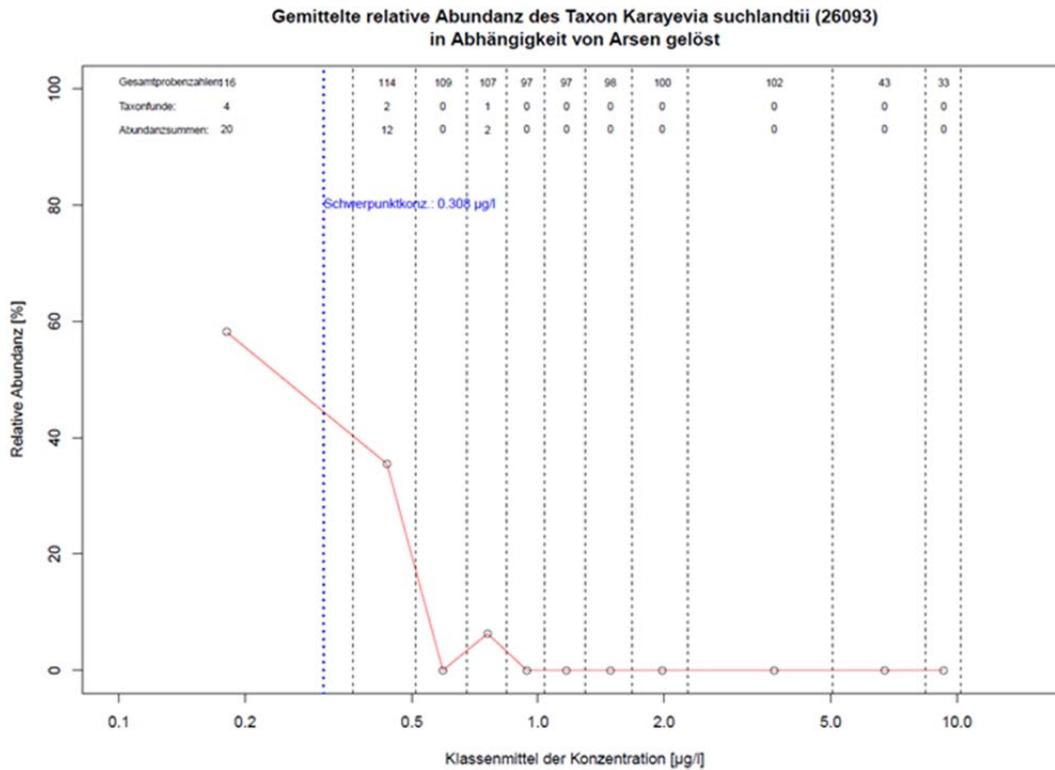


Abbildung 74: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Karayevia suchlandtii* in Abhängigkeit von Arsen gelöst

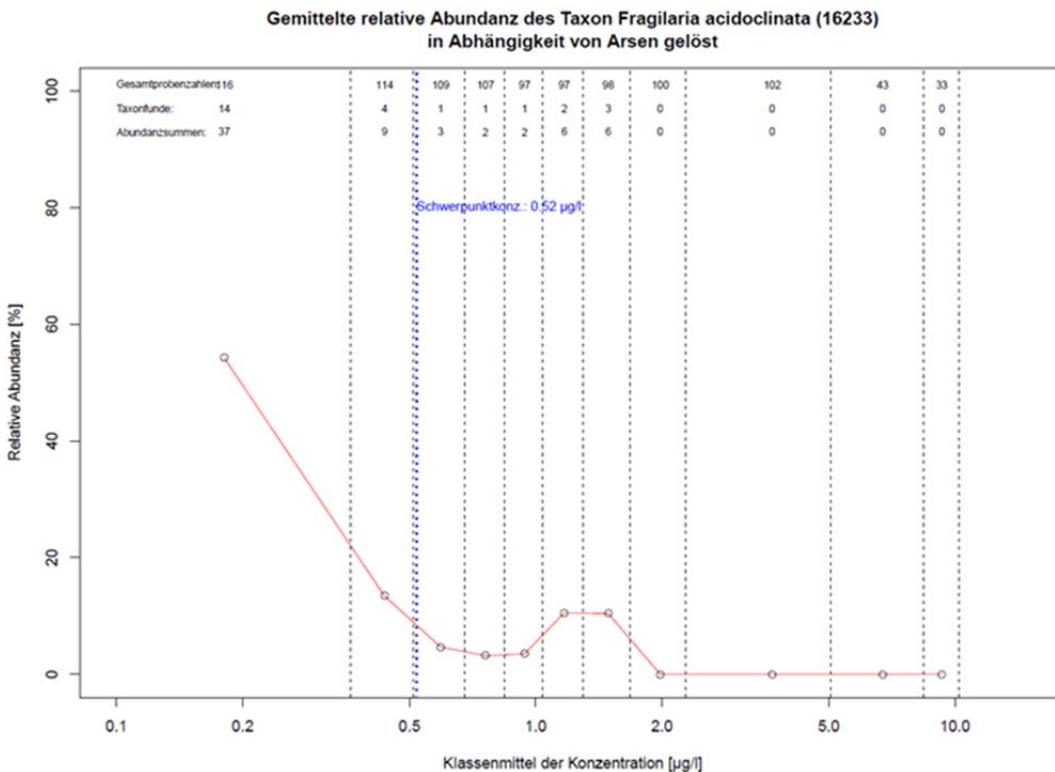


Abbildung 75: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Fragilaria acidoclinata* in Abhängigkeit von Arsen gelöst

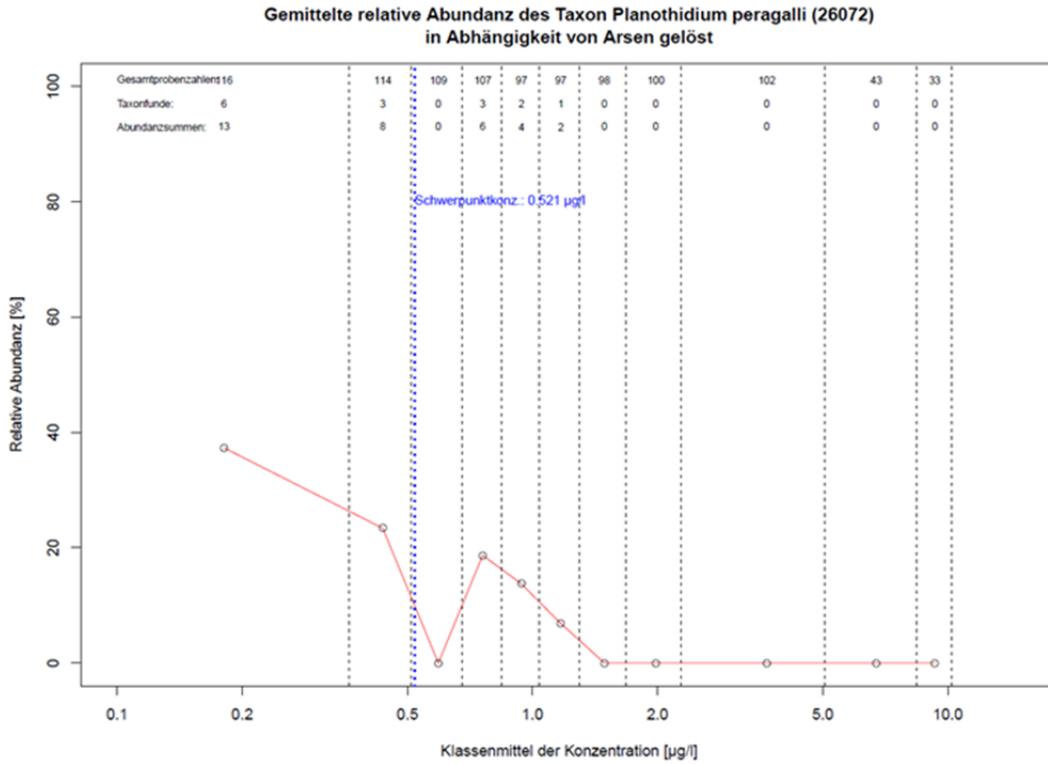


Abbildung 76: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Planothidium peragalli* in Abhängigkeit von Arsen gelöst

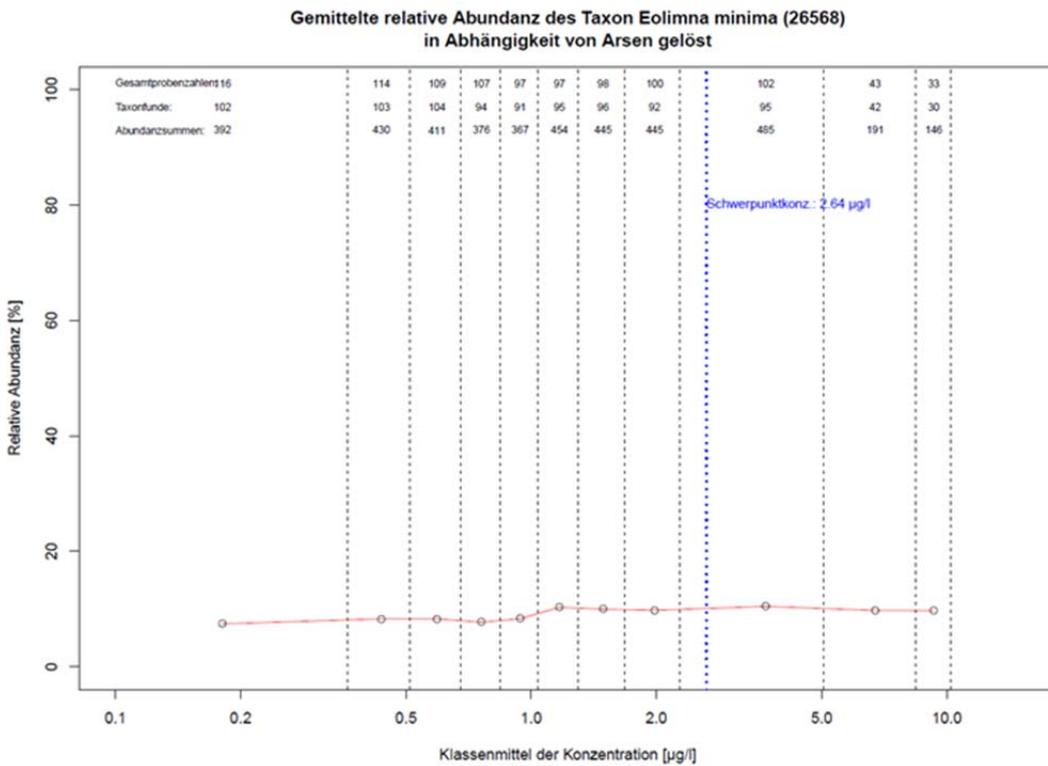


Abbildung 77: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Eolimna minima* in Abhängigkeit von Arsen gelöst

Eine überwiegend abnehmende Tendenz der relativen Abundanzen in Folge steigender gelöster Arsenkonzentrationen ist bei den Diatomeentaxa bis zu einer Schwerpunktkonzentration von ca. 2,5 µg/l festzustellen. Taxa, die noch höhere Schwerpunktkonzentration aufweisen, reagieren dagegen entweder weitgehend indifferent oder überwiegend mit steigenden relativen Abundanzen auf zunehmende gelöste Arsenkonzentrationen (oben stehende Abbildung für *Eolimna minima*).

Die gegenüber gelöstem Arsen unempfindlichsten bzw. von erhöhten Konzentrationen in ihren relativen Anteilen an der Gesamtdiatomeenbiomasse profitierenden die folgenden drei, exemplarisch aufgeführten, Diatomeentaxa (Abbildung 78 bis Abbildung 80).

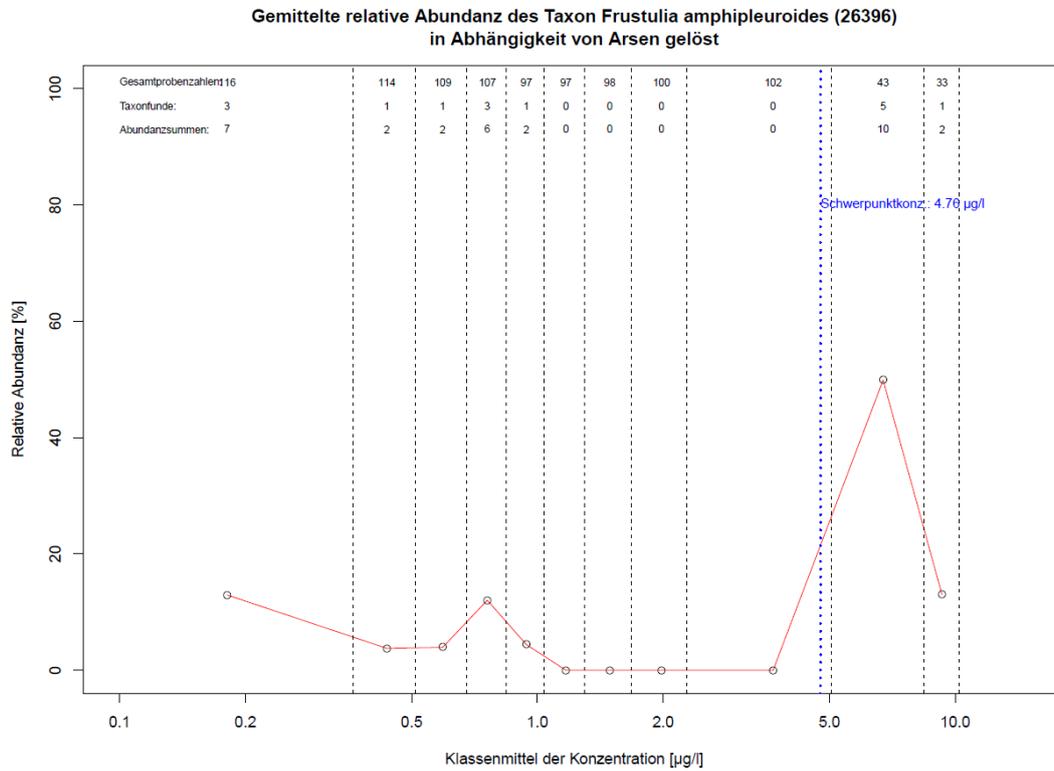


Abbildung 78: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Frustulia amphipleuroides* in Abhängigkeit von Arsen gelöst

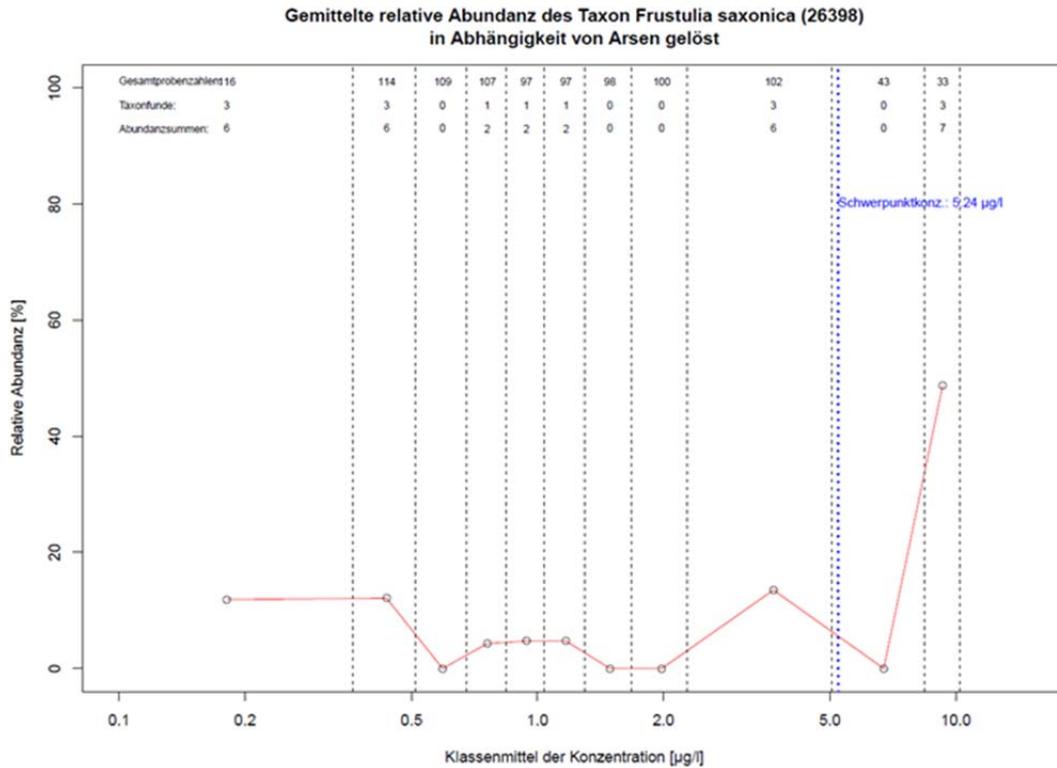


Abbildung 79: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Frustulia saxonica* in Abhängigkeit von Arsen gelöst

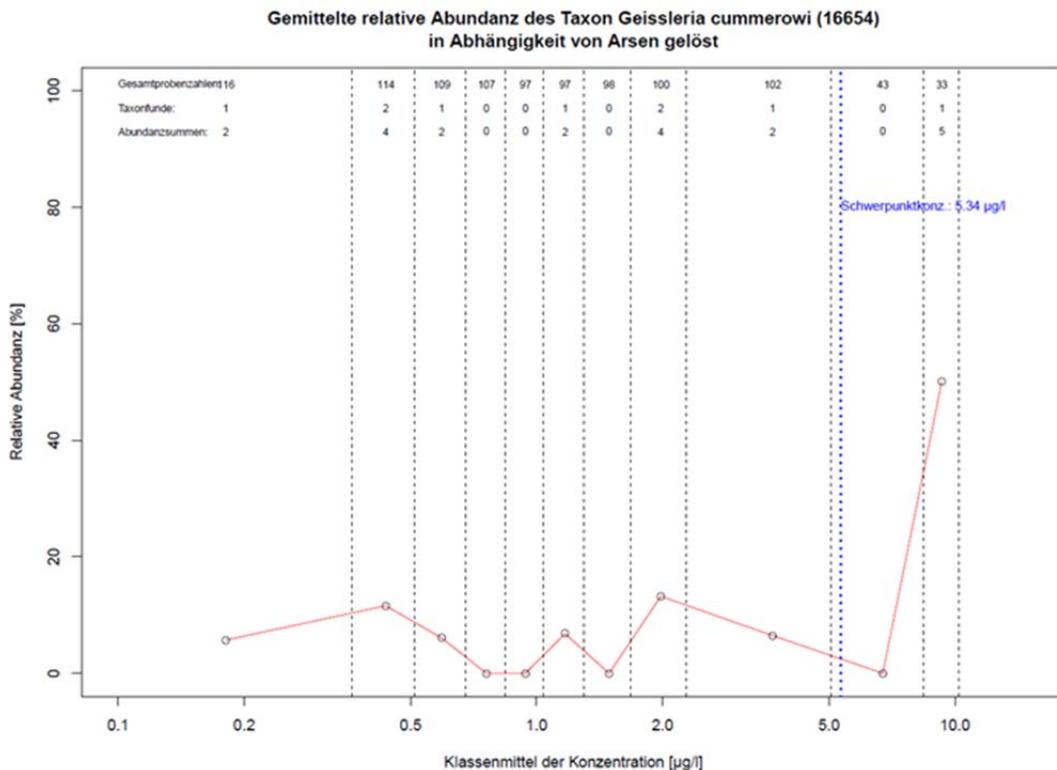


Abbildung 80: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Geissleria cummerowi* in Abhängigkeit von Arsen gelöst

Es zeigt sich, dass die drei Taxa mit den höchsten Schwerpunktkonzentrationen für Arsen_{gelöst} zwar in den höchsten Konzentrationsklassen ihre stärksten relativen Abundanzen an den Diatomeenbesiedlungen aufweisen, aber dennoch keine gleichförmigen relativen Abundanzzunahmen über das gesamte Konzentrationspektrum zeigen, wie das dagegen bei einzelnen Taxa mit etwas geringeren Schwerpunktkonzentrationen der Fall ist (s. nachfolgende Abbildung für *Nitzschia abbreviata*)

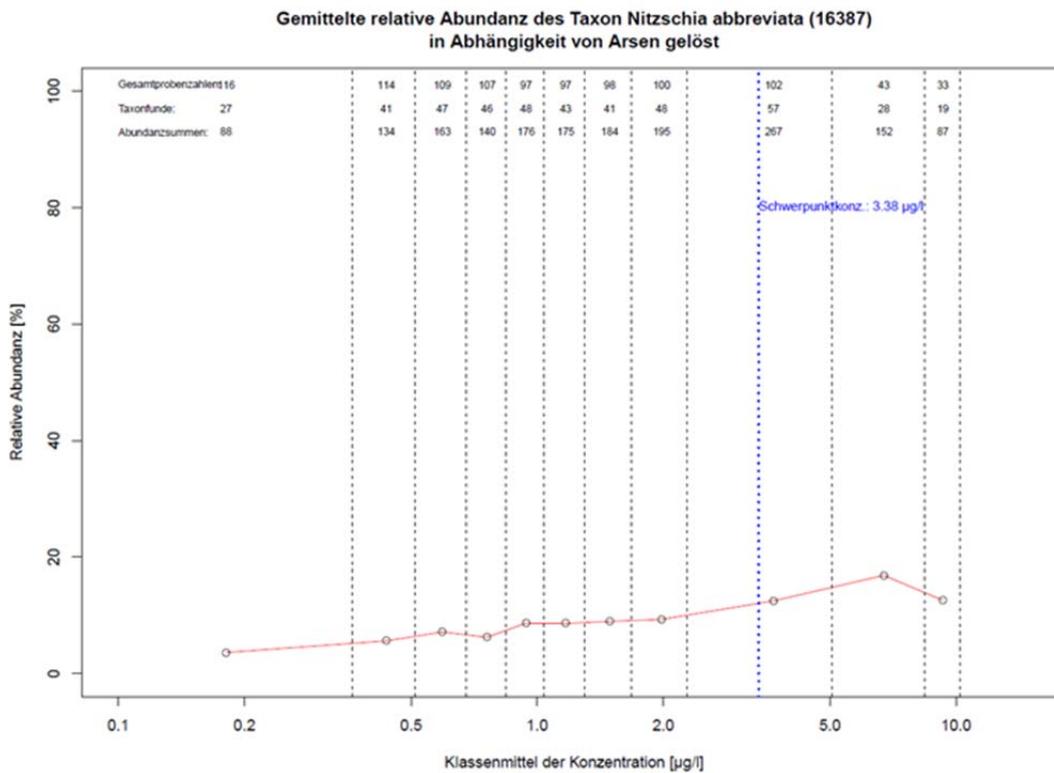


Abbildung 81: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Nitzschia abbreviata* in Abhängigkeit von Arsen_{gelöst}

Im Folgenden sind Diagramme der Präferenzspektren ausgewählter Diatomeentaxa sortiert nach ihren spezifischen Schwerpunktkonzentrationen für Arsen_{gesamt} dargestellt. Die gegenüber Gesamtarsen empfindlichsten drei Diatomeentaxa sind *Eunotia botuliformis*, *Navicula integra* und *Achnanthydium minutissimum*.

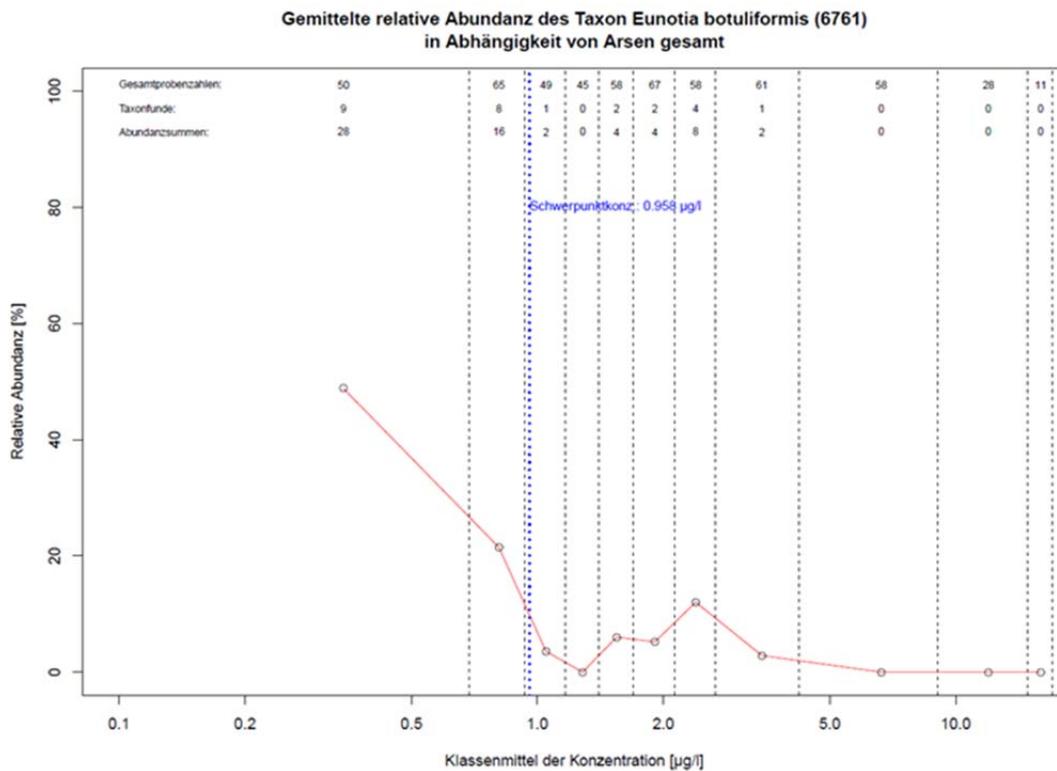


Abbildung 82: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Eunotia botuliformis* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

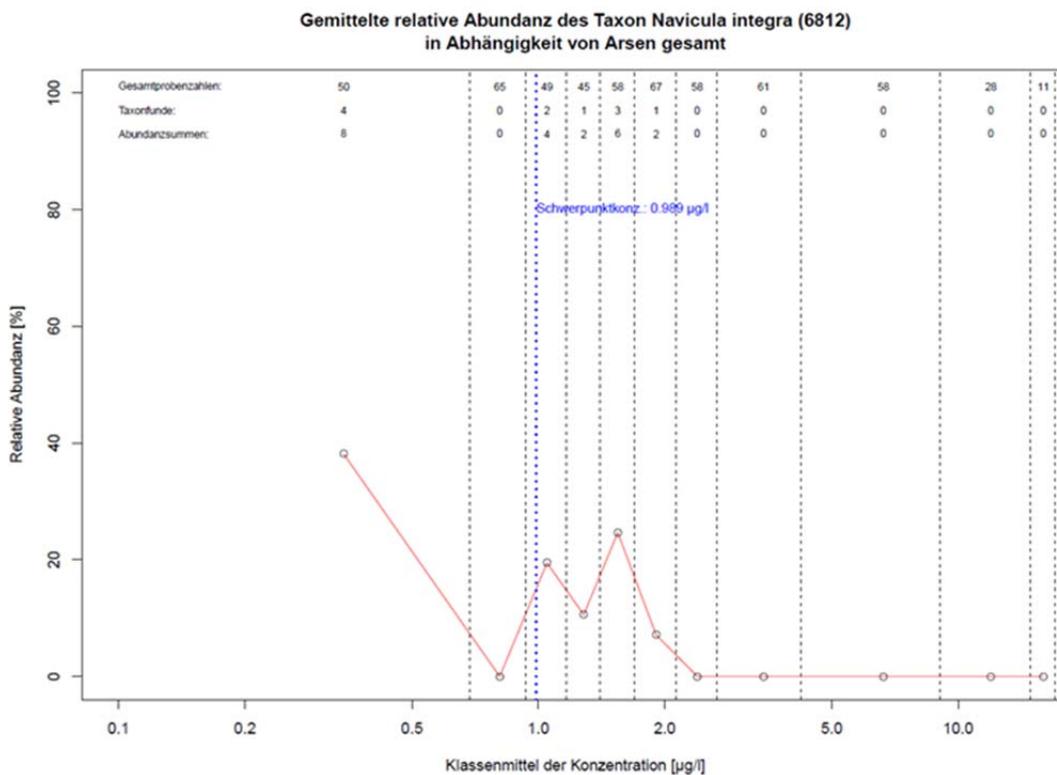


Abbildung 83: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Navicula integra* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

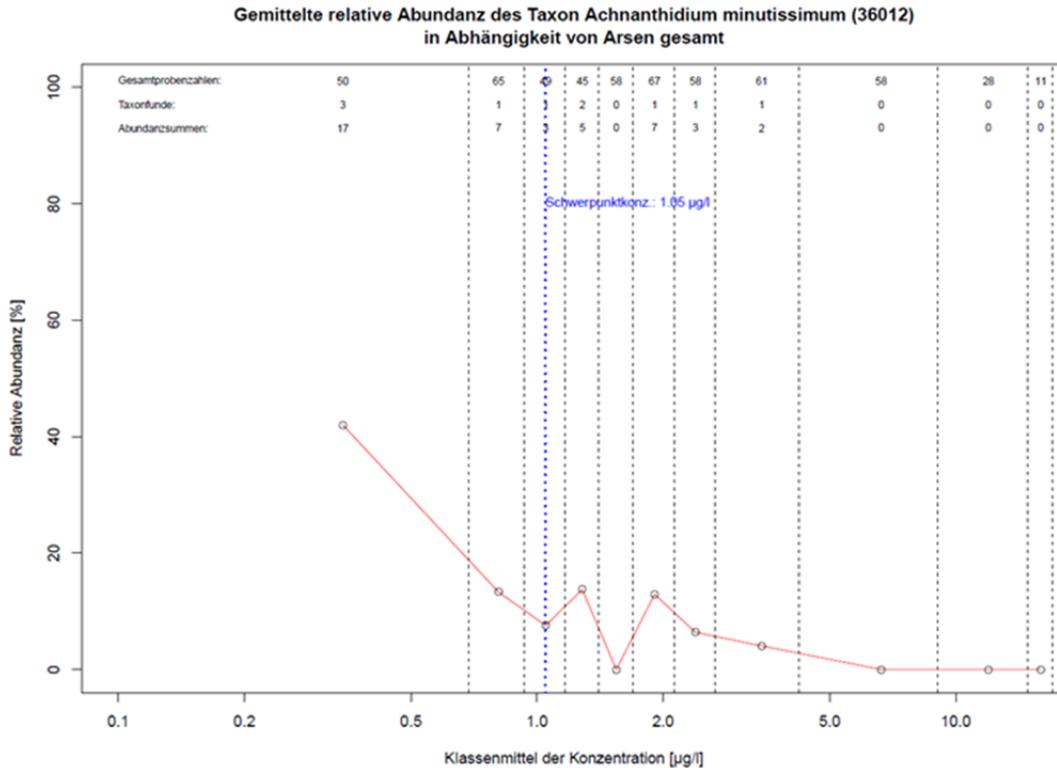


Abbildung 84: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Achnanthydium minutissimum* in Abhängigkeit von Arsen_{gesamt}

Es zeigt sich, dass zwei der drei Taxa – abgesehen von einzelnen Ungleichförmigkeiten im Verlauf – durch eine vergleichsweise harmonisch abnehmende relative Abundanz bei steigenden Gesamtarsenkonzentrationen gekennzeichnet sind. Bei *Navicula integra* ist die Gleichförmigkeit des Verlaufs der abnehmenden relativen Abundanz dagegen stark unterbrochen. Eine überwiegend abnehmende Tendenz der relativen Abundanzen in Folge steigender Gesamtarsenkonzentrationen ist bei den Diatomeen-Taxa bis zu einer Schwerpunktkonzentration von ca. 4,0 µg/l festzustellen. Taxa, die noch höhere Schwerpunktkonzentration aufweisen, reagieren dagegen entweder weitgehend indifferent oder überwiegend mit steigenden relativen Abundanzen auf zunehmende Gesamtarsenkonzentrationen (s. nachfolgende Abbildung für *Mayamaea atomus* var. *permissis*).

Die gegenüber Arsen_{gesamt} unempfindlichsten bzw. von erhöhten Konzentrationen in ihren relativen Anteilen an der Gesamtdiatomeenbiomasse profitierenden drei Diatomeentaxa sind *Nitzschia solita*, *Geissleria acceptata* und *Achnanthydium saprophilum*.

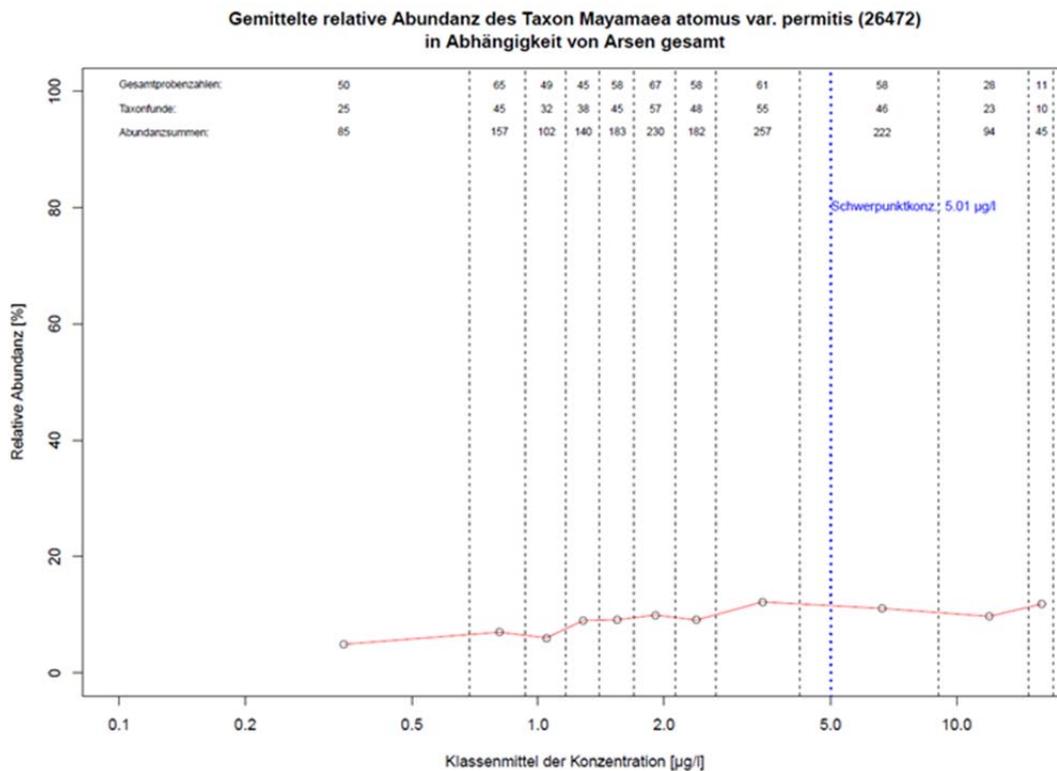


Abbildung 85: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Mayamaea atomus* var. *permitis* in Abhängigkeit von Arsen gesamt

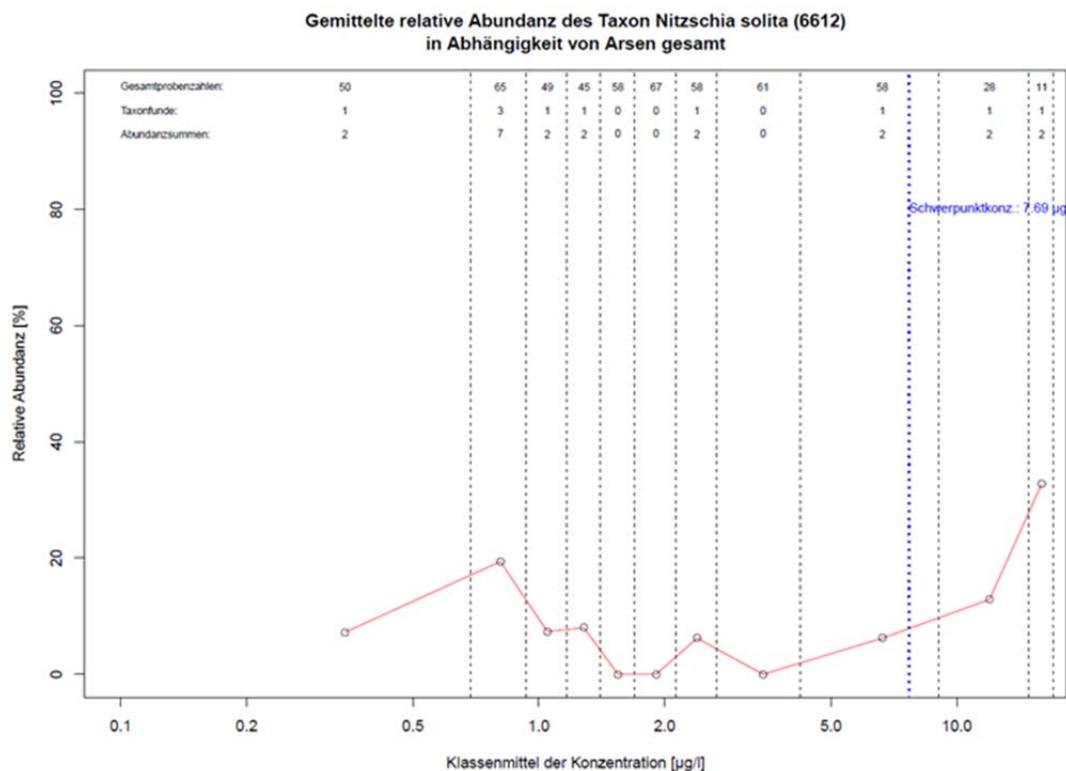


Abbildung 86: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Nitzschia solita* in Abhängigkeit von Arsen gesamt

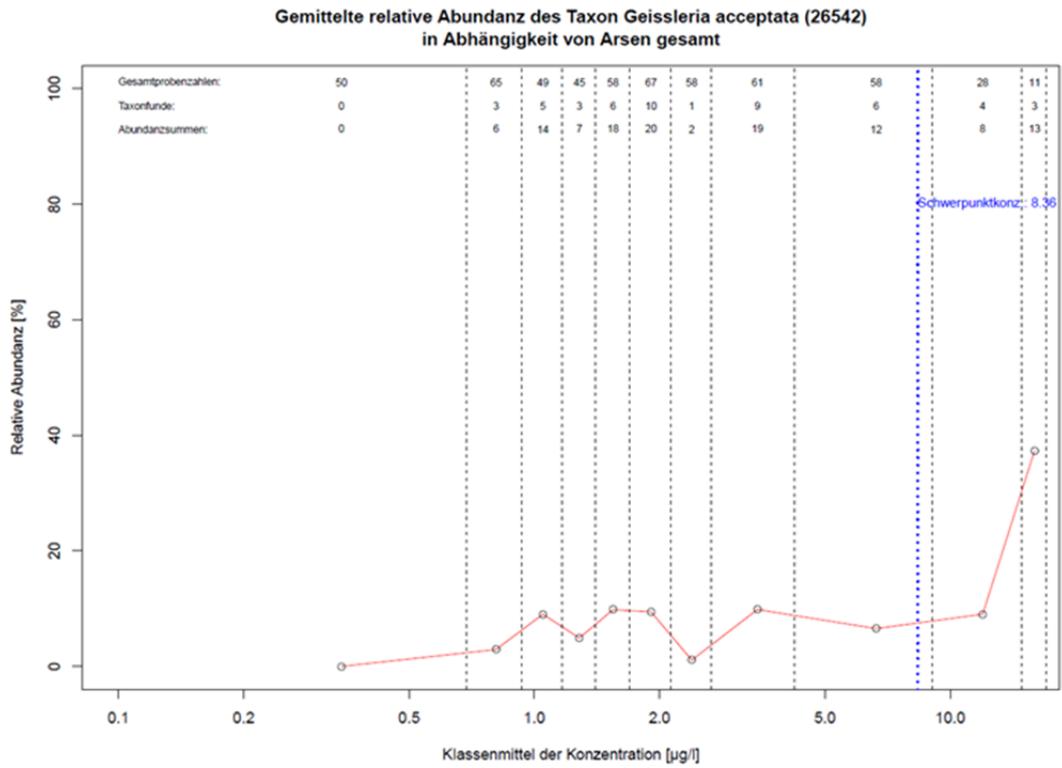


Abbildung 87: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Geissleria acceptata* in Abhängigkeit von Arsen gesamt

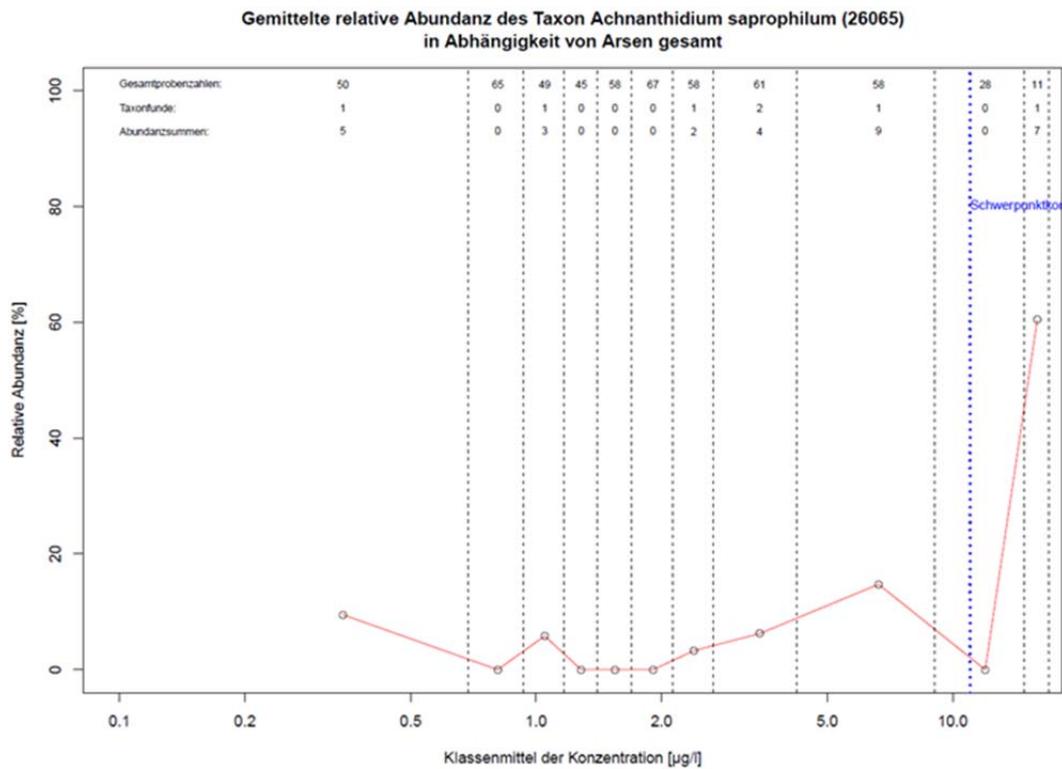


Abbildung 88: Gemittelte relative Abundanz des Taxon *Achnanthydium saprophilum* in Abhängigkeit von Arsen gesamt

Es zeigt sich, dass die drei Taxa mit den höchsten Schwerpunktkonzentrationen für Gesamtarsen zwar in den höchsten Konzentrationsklassen ihre stärksten relativen Abundanzen an den Diatomeenbesiedlungen aufweisen, aber dennoch vergleichsweise ungleichförmige relative Abundanzzunahmen über das gesamte Konzentrationsspektrum zeigen.

3.3.3 Taxonspezifische Schwellenwerte für Makrozoobenthos Taxa und Diatomeen (TITAN-Verfahren)

3.3.4 Erläuterung der methodischen Vorgehensweise

Zur Identifikation von Schwellenwerten steht eine Vielzahl statistischer Methoden zur Verfügung. Einer dieser methodischen Ansätze zur Identifizierung von taxonspezifischen Schwellenwerten entlang von Umweltgradienten wurde von Baker und King (2010) entwickelt (Threshold Indicator Taxa Analysis; TITAN). Mit Hilfe dieser Methode wird das Auftreten eines einzelnen Taxons in Abhängigkeit eines einzelnen Umweltfaktors (z. B. Arsenkonzentration) analysiert. Demnach stellt diese Methode eine eindimensionale Betrachtung (1:1 Zusammenhang) dar, was vor dem Hintergrund multidimensionaler Zusammenhänge in den Gewässern (Wechselwirken vielfältiger Faktoren) bei der Interpretation der Ergebnisse zu beachten ist. Dennoch hat die Methode zahlreiche Vorteile. So ist sie beispielsweise robust gegenüber Taxa mit geringer oder hoch variabler Abundanz. Darüber hinaus ist die Methode einfach in der Anwendung, weshalb eine zunehmende Anzahl an Studien diese Methode zur Ableitung von Schwellenwerten einsetzt (u.a. Berger et al. 2016, Wallace & Bistoch 2016, Wilkins et al. 2016, Firmiano et al. 2017). Da die Methode zur Ableitung der Schwellenwerte mittels TITAN (Baker & King, 2010) nicht selbsterklärend ist, soll diese im Folgenden kurz dargestellt werden. Grundsätzlich wird nach der Methode nach einer Konzentration gesucht, bei der der Datensatz am besten zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen eines spezifischen Taxons unterteilt werden kann. Der mit TITAN berechnete Schwellenwert entspricht demnach der Konzentration, bei der der Datensatz eines Taxons tatsächlich am besten in Vorkommen und Nichtvorkommen unterteilt werden kann (gestrichelte Linie in Abbildung 89). Grundsätzlich unterscheidet die Methode zwei Reaktionsrichtungen der Taxa auf zunehmende Konzentration: a) Taxa, die mit zunehmender Konzentration in ihrer Abundanz und Frequenz abnehmen, werden als Decreaser bezeichnet und b) Taxa, die mit zunehmender Konzentration in ihrer Abundanz und Frequenz zunehmen, werden als Increaser bezeichnet (vgl. Abbildung 89).

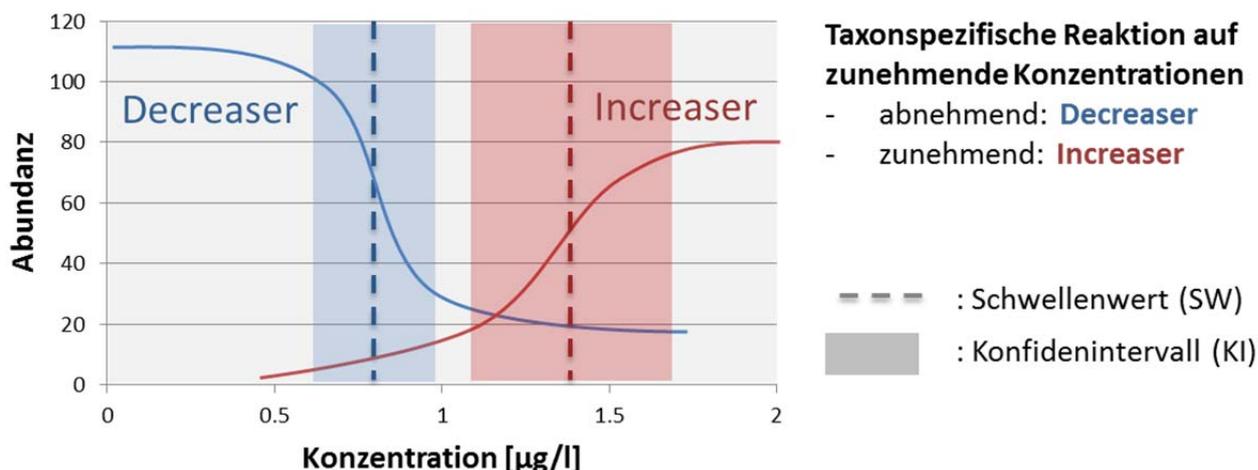


Abbildung 89: Schema zur Erläuterung des methodischen Ansatzes zur Identifizierung von taxonspezifischen Schwellenwerten entlang von Umweltgradienten nach Baker und King (2010) (Threshold Indicator Taxa Analysis; TITAN).

Detailliert arbeitet TITAN wie folgt: Das Vorkommen, die Abundanz und die Direktionalität der Taxa werden in einen Punktwert integriert. Dabei wird der Wert einer Variablen X identifiziert und ein taxonspezifischer

„Score“ maximiert. Durch den Indikator Z wird X relativ zum Mittelwert und der Standardabweichung permutiert, was zur Folge hat, dass Taxa mit geringer Häufigkeit, aber hoher Sensitivität gegenüber dem Gradienten, hervorgehoben werden. Da zwischen negativer (Decreaser) oder positiver (Increaser) Resonanz der Taxa unterschieden wird, werden Stoffkonzentrationen ermittelt, bei denen Taxa in ihrer Frequenz und Abundanz entweder deutlich ab- oder zunehmen. Das sogenannte „Bootstrapping“ wird verwendet, um abschätzen zu können, wie gut die Zuverlässigkeit (reliability) und Reinheit (purity) eines Schwellenwertes ist. Die Taxa werden nur dann mit einem Schwellenwert hinterlegt, wenn das Ergebnis aus TITAN eine entsprechend hohe Zuverlässigkeit und Reinheit aufwies (purity ≥ 0.95 , reliability ≥ 0.95). Zudem wird für jeden berechneten Schwellenwert ein Konfidenzintervall (d.h. Konzentrationsbereich) berechnet, der umso kleiner ist, je deutlicher die Antwort eines Taxons bei Überschreiten eines Schwellenwertes ist.

3.3.5 Verwendeter Datensatz aus Sachsen

Für die Ableitung der Schwellenwerte, wurden die hochqualitativen Daten aus Sachsen herangezogen. Auf die Auswertung weiterer Länderdaten wurde verzichtet. Dies hatte im Wesentlichen zwei Gründe. In den einzelnen Bundesländern wurden unterschiedliche Aufschlussmethoden für Arsen_{gesamt} genutzt, was die Vergleichbarkeit der Ergebnisse erschwert. Zudem sind die Arsenkonzentrationen in den Gewässern außerhalb von Sachsens in der Regel vergleichsweise gering. Das bedeutet, dass mit der Hinzunahme von Gewässern außerhalb von Sachsens der Datensatz zwar umfangreicher, der abgedeckte Arsengradient im Datensatz allerdings nicht größer würde und damit eine Hinzunahme weiterer Länderdaten nicht zielführend ist.

Für Makrozoobenthos umfasst der sachsenweite Datensatz für Arsen_{gesamt} 461 Messstellen und 779 Gewässerproben. Die Anzahl der unterschiedlichen Taxa in diesen Proben, und damit die Anzahl der getesteten Taxa, beträgt 355, wobei nur solche Taxa berücksichtigt wurden, die in mindestens zehn Proben nachgewiesen wurden. Für Arsen gelöst lagen insgesamt Daten zu 1345 Gewässerproben vor. Da die Analyse solch umfangreicher Daten mit TITAN sehr zeitaufwändig ist, wurde der Datensatz reduziert. D.h. es wurden alle Proben berücksichtigt, deren mittlere Jahreskonzentration von Arsen gelöst $> 2 \mu\text{g/l}$ betrug sowie alle weiteren Messstellen, an denen Arsen in den Jahren 2014-2016 gemessen wurde. Das bedeutet, dass der zuvor sehr große Datensatz lediglich im Umfang, jedoch nicht im abgedeckten Konzentrationsgradienten reduziert wurde. Insgesamt wurden für Arsen gelöst Daten von 408 Messstellen und 534 Gewässerproben berücksichtigt, die 293 Taxa mit einer Mindeststetigkeit von zehn enthielten.

Im Falle der Diatomeen wurden Daten von 531 Messstellen und einer ebenso hohen Anzahl von Gewässerproben berücksichtigt, die 300 Taxa mit einer Mindeststetigkeit von zehn enthielten.

Für Arsen_{gesamt} und Arsen_{gelöst} wurden jeweils der Jahresmittelwert sowie das Konzentrationsmaximum für einen Zeitraum von drei Jahren berechnet. Der Dreijahreszeitraum richtet sich hierbei nach dem Jahr der Makrozoobenthos- bzw. Diatomeenprobenahme (Jahr der Probenahme plus die beiden zeitlich davor liegenden Jahre).

3.3.6 Ergebnisse der berechneten Schwellenwerte für Makrozoobenthos-Taxa

Alle berechneten taxonspezifischen Schwellenwerte für benthische Invertebraten (N=534) sind in den Tabellen im Anhang gelistet, getrennt nach Arsen_{gesamt} und Arsen_{gelöst}, sowie für Jahresmittel- und Jahresmaximalkonzentration, für Decreaser und Increaser.

Insgesamt wurde für Arsen_{gesamt} eine höhere Anzahl an Taxa mit Schwellenwerten hinterlegt als für Arsen_{gelöst}. In Bezug auf die mittlere Arsenkonzentration konnten ebenfalls mehr Taxa mit Schwellenwerten hinterlegt werden als in Bezug auf die Maximalkonzentration. Insgesamt war die Zahl der Decreaser (negative Reaktion auf eine Zunahme der Arsenkonzentration) höher als die der Increaser (zunehmende Abundanz bei zunehmender Konzentration) (Tabelle 21).

Tabelle 21: Anzahl der berechneten taxonspezifischen Schwellenwerte (SW) für Makrozoobenthos-taxa, mit Angabe zu minimalen, maximalen und mittleren Schwellenwerten für Decreaser und Increaser, Arsen_{gesamt} und _{gelöst} [µg/l]. Zur Berechnung der mittleren und maximalen Arsenkonzentration wurde jeweils ein Dreijahreszeitraum berücksichtigt.

		Mittlere Arsen Konzentration		Maximum der Arsen Konzentration	
		Decreaser	Increaser	Decreaser	Increaser
Arsen _{gesamt}	Anzahl SW	115	52	80	45
	Niedrigster SW	0,36	1,24	0,80	2,00
	Mittlerer SW	1,30	3,77	2,48	9,06
	Höchster SW	2,57	12,74	12,00	74,00
Arsen _{gelöst}	Anzahl SW	95	39	77	31
	Niedrigster SW	0,25	1,16	0,70	2,70
	Mittlerer SW	1,11	3,36	2,13	6,88
	Höchster SW	3,68	8,40	11,00	14,50

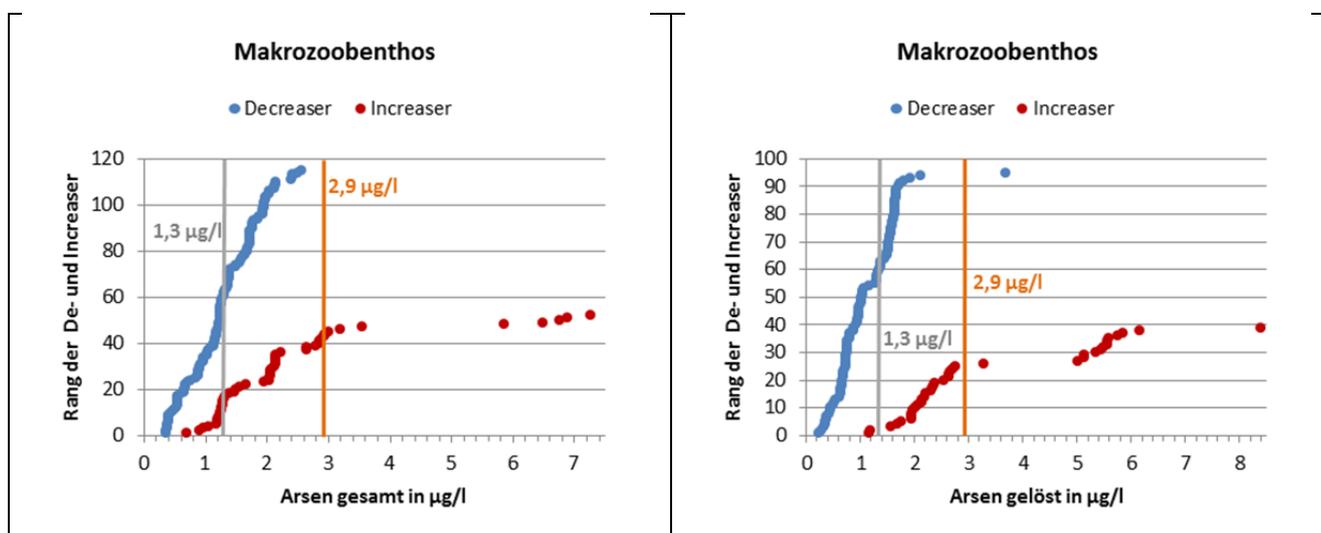


Abbildung 90: Schwellenwerte der Makrozoobenthos-Taxa für Arsen_{gesamt} und _{gelöst}, berechnet für die mittlere Arsenkonzentration. Jeder blaue Punkt entspricht dem Schwellenwert eines Decreasers, jeder rote Punkt dem Schwellenwert eines Increasers. Die Schwellenwerte der De- und Increaser sind in aufsteigender Reihenfolge (nach Rang) sortiert. Der Vorschlagswert der JD-UQN_{fw} für Deutschland von 1,3 µg/l und die in von der Bundesregierung am 16.12.2015 beschlossene Fassung der OGewV enthaltene JD-UQN_{fw} von 2,9 µg/l sind als vertikale Linien in grau und orange dargestellt.

Die Abbildung 90 sowie die Tabelle 21 zeigen die Konzentrationsbereiche, in denen die taxonspezifischen Schwellenwerte liegen. Je nach Taxon liegen die Schwellenwerte in unterschiedlichen Bereichen (Konzentrationen). Insgesamt sind die Schwellenwerte für Arsen_{gelöst} erwartungsgemäß niedriger als für Arsen_{gesamt} (vgl. Tabelle 21). Zudem sind die Schwellenwerte für die mittlere Arsenkonzentration erwartungsgemäß niedriger als die für die maximale Arsenkonzentration. Der mittlere Schwellenwert der Decreaser, bezogen auf eine mittlere Arsenkonzentration liegt für Arsen_{gelöst} bei 1,1 µg/l, was sehr nahe der derzeit vorgeschlagenen UQN von 1,3 µg/l liegt.

Exkurs: Berechnung von Schwellenwerten für Makrozoobenthos anhand eines reduzierten Datensatzes (ACP-Referenzgewässer)

Mit Hilfe der angewandten Methode wird das Auftreten eines einzelnen Taxons in Abhängigkeit eines einzelnen Umweltfaktors analysiert (hier: Arsenkonzentration). Vor dem Hintergrund multidimensionaler Zusammenhänge in den Gewässern (Wechselwirken vielfältiger Faktoren) ist dies bei der Interpretation der Ergebnisse zu beachten. Wechselwirkungen durch weitere Umweltfaktoren können beispielsweise dazu führen, dass eine Abnahme der Abundanz eines Taxons nicht durch den im Fokus stehenden Faktor (hier: Arsen) bewirkt wird, sondern durch einen anderen Umweltfaktor, der hoch mit Arsen korreliert ist. Um Wechselwirkungen weiterer Umweltfaktoren ausschließen oder ggf. reduzieren zu können, und damit lediglich die Wirkung von Arsen betrachten zu können, bedarf es eines Datensatzes, bei dem Belastungen durch andere Umweltfaktoren (außer Arsen) weitestgehend ausgeschlossen werden können. Hierfür wurden aus dem sachsenweiten Datensatz nur solche Datensätze ausgewählt, die im Hinblick auf wesentlichen ACP-Parameter (Chlorid, Ammonium, Ortho-Phosphat, Sauerstoff, Leitfähigkeit) Orientierungswerte einhalten (ACP-Referenzgewässer). Als Orientierungswerte wurden hierbei die Werte herangezogen, die im Rahmen eines nationalen Forschungsprojektes abgeleitet wurden (Halle & Müller 2014).

Die Ableitung von Schwellenwerten auf der Grundlage der ACP-Referenzgewässer wurde lediglich für den Jahresmittelwert der Arsenkonzentration durchgeführt (nicht für die maximale Arsenkonzentration). Insgesamt wurden von 194 Proben aus 85 Gewässern, alle vom Fließgewässertyp 5, die gesetzten Orientierungswerte eingehalten. Da insbesondere die Gewässer des LAWA-Typs 5 zur Versauerung neigen, wurde zudem der pH-Wert überprüft. Einige diese Gewässer wiesen in der Tat einen pH-Wert auf, der unter dem Orientierungswert von 6,5 liegt. Allerdings weisen die Gewässer mit den geringsten pH-Werten vergleichsweise geringe Arsenkonzentrationen auf (Abbildung 91).

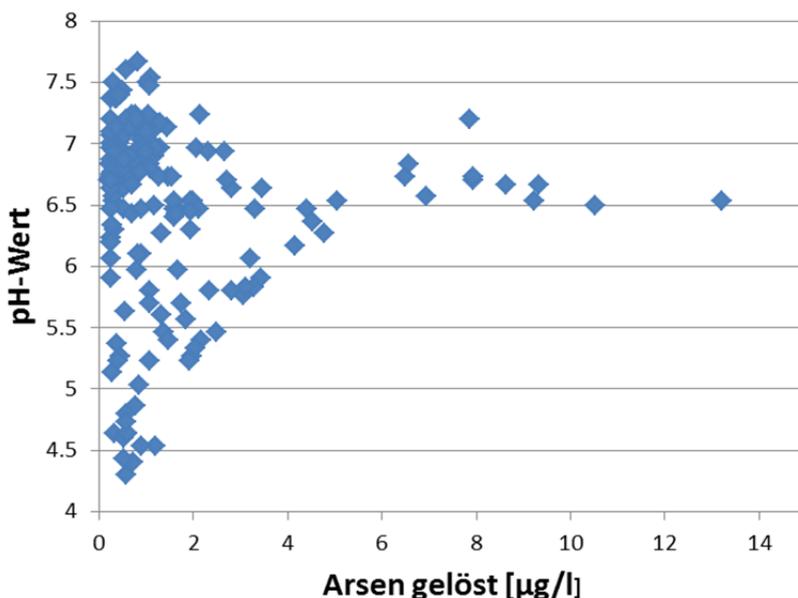


Abbildung 91: pH-Wert in Abhängigkeit der gelösten Arsenkonzentration, gezeigt für ACP-Referenzgewässer.

Dies lässt die Annahme zu, dass der teilweise geringe pH-Wert dieser Gewässer keinen Einfluss auf die Ableitung der Schwellenwerte für Arsen haben sollte. Dies wäre anders, wenn der pH-Wert positiv mit der Arsenkonzentration korreliert wäre. In diesen ACP-Referenzproben waren 203 Taxa enthalten, die für die Analysen berücksichtigt werden konnten. Die Taxa, für die ein Schwellenwert berechnet werden konnte, sind samt zugeordnetem Schwellenwert (ACP-Ref), in Tabelle 22 gelistet. Zudem ist, zum Zwecke einer besseren Ver-

gleichbarkeit, der entsprechende Schwellenwert gelistet, der auf der Basis des landesweiten Datensatzes berechnet werden konnte (alle Gewässer).

Tabelle 22: Abgeleitete Schwellenwerte in µg/l auf der Grundlage von ACP-Referenzgewässern (ACP-Ref) und auf der Basis des landesweiten Datensatzes berechnet wurden (alle Gewässer). Fett: Decreaser. Kursiv: Increaser.

DinNo	Taxonname	Tax. Gruppe	AS _{gelöst}		AS _{gesamt}	
			Alle Gewässer	ACP-Ref	Alle Gewässer	ACP-Ref
129	<i>Anacaena globulus</i>	Coleoptera	0.46	0.61		
79	<i>Elmis maugetii</i>	Coleoptera		0.96		
20605	<i>Elodes marginata</i>	Coleoptera		0.25		
361	<i>Esolus</i>	Coleoptera	1.29	1.36		
133	<i>Esolus angustatus</i>	Coleoptera		1.25		
28	<i>Limnius volckmari</i>	Coleoptera		1.03		
10071	<i>Oreodytes sanmarkii ad</i>	Coleoptera		2.28		
1079	<i>Gammarus</i>	Crustacea	1.65	0.60		
1002	<i>Gammarus pulex</i>	Crustacea	1.71	0.60	2.03	1.45
379	<i>Atherix ibis</i>	Diptera	1.24	1.00		
20917	<i>Clinocerinae</i>	Diptera	2.77	1.03	3.41	1.70
496	<i>Eloeophila</i>	Diptera	0.54	0.56	0.91	0.91
146	<i>Tipula s. l.</i>	Diptera	0.44	1.03		
276	<i>Baetis alpinus</i>	Ephemeroptera		0.26		
355	<i>Baetis niger</i>	Ephemeroptera	0.39	0.28	0.54	0.74
10449	<i>Ecdyonurus torrentis</i>	Ephemeroptera		2.14		
34	<i>Epeorus assimilis</i>	Ephemeroptera	1.36	1.28		
47	<i>Ephemera danica</i>	Ephemeroptera	1.37	1.31	1.71	2.04
390	<i>Rhithrogena</i>	Ephemeroptera		1.00		
15273	<i>Hydrachnidia</i>	Hydrachida		0.98		1.50
1005	<i>Ancylus fluviatilis</i>	Mollusca		1.16		
1365	<i>Enchytraeidae</i>	Oligochaeta	1.41	1.17		
1094	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Oligochaeta		1.21		
5891	<i>Naididae</i>	Oligochaeta		3.13		
128	<i>Amphinemura</i>	Plecoptera		1.01	3.33	1.62
176	<i>Brachyptera risi</i>	Plecoptera	2.65	2.68	3.57	3.89
397	<i>Dinocras cephalotes</i>	Plecoptera		1.41		
139	<i>Isoperla</i>	Plecoptera		1.45		
20381	<i>Leuctra fusca – Gr.</i>	Plecoptera	3.14	1.51		
20382	<i>Leuctra hippopus – Gr.</i>	Plecoptera	12.74	12.50		
235	<i>Perlodes microcephalus</i>	Plecoptera		2.46		1.73
840	<i>Protonemura meyeri</i>	Plecoptera	2.63	1.35		

617	<i>Siphonoperla</i>	Plecoptera		1.11		3.25
720	<i>Anomalopterygella chaviniana</i>	Trichoptera		2.38		
62	<i>Brachycentrus montanus</i>	Trichoptera		3.07		3.61
430	<i>Drusus discolor</i>	Trichoptera		0.70		1.31
719	<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i>	Trichoptera	2.85	1.44		
15	<i>Halesus</i>	Trichoptera	0.73	0.68		
9	<i>Hydropsyche</i>	Trichoptera	3.88	1.51		
448	<i>Micrasema longulum</i>	Trichoptera	1.76	4.03	3.01	9.36
449	<i>Micrasema minimum</i>	Trichoptera		3.83		
458	<i>Philopotamus ludificatus</i>	Trichoptera	0.29	0.27		
20945	<i>Potamophylax cingulatus</i> / <i>latipennis</i> / <i>luctuosus</i>	Trichoptera	1.23	1.36		
721	<i>Rhyacophila evoluta</i>	Trichoptera		0.27		
117	<i>Rhyacophila nubila</i>	Trichoptera	3.01	1.18		
244	<i>Rhyacophila tristis</i>	Trichoptera		0.25		
408	<i>Sericostoma</i>	Trichoptera	0.95	0.98		
246	<i>Sericostoma personatum</i>	Trichoptera		1.18		

Insgesamt konnten auf der Grundlage der ACP-Referenzgewässer für deutlich weniger Taxa (nur 48) Schwellenwerte berechnet werden (Tabelle 22) Dies steht mit der deutlich reduzierten Datenmenge in Zusammenhang. Die Höhe der Schwellenwerte liegt für beide Datensätze, d.h. ACP-Referenzgewässer und landesweiter Datensatz, in einem vergleichbaren Konzentrationsbereich. In 30 Fällen konnten Schwellenwerte auf der Basis beider Datensätze berechnet werden. Ein direkter Vergleich dieser Schwellenwerte zeigt, dass in 18 der 31 Fälle kleinere Abweichung, d.h. eine Differenz von $< 0,5 \mu\text{g/l}$, zu beobachten ist. In den weiteren 12 Fällen betrug die Abweichung beider Schwellenwert maximal bis zu $2,4 \mu\text{g/l}$. Die kleineren Abweichungen der beiden Schwellenwerte resultieren aus der unterschiedlichen Datengrundlage (ACP-Referenzgewässer und landesweiter Datensatz). Die höheren Abweichungen treten (bis auf in vier Fällen) bei den Increasern auf. Bei diesen Taxa nimmt die Abundanz und Frequenz mit zunehmender Arsenkonzentration zu. Die Reaktion dieser Taxa auf zunehmende Arsenkonzentrationen ist dabei nicht als direkte Abhängigkeit zu verstehen. Vielmehr nehmen diese Taxa frei werdende Nischen solcher Taxa ein, die mit zunehmender Arsenkonzentration ausfallen. Die Schwellenwerte dieser sogenannten Increaser sind damit nicht nur von der eigentlichen Arsenkonzentration sondern zudem von den übrigen, in der Biozönose vorkommenden Taxa abhängig. Abweichungen zwischen berechneten Schwellenwerten auf der Basis unterschiedlicher Datengrundlagen sind dadurch erklärbar. Für Decreaser (Taxa, deren Abundanz und Frequenz mit zunehmender Konzentration abnimmt) stimmen die Schwellenwerte beider Datengrundlagen insgesamt sehr gut überein.

Das bedeutet, dass auch die Schwellenwerte, die auf der Basis der landesweiten Datenbasis abgeleitet wurden als plausibel eingeschätzt werden können und nicht im starken Maße durch andere Umweltfaktoren beeinflusst sind.

Fazit zu den TITAN Schwellenwerten für die benthischen Invertebraten

Insgesamt deuten die Ergebnisse daraufhin, dass eine Reihe von Taxa, aus unterschiedlichen taxonomischen Gruppen, negativ auf Arsen reagiert. Die negative Reaktion zeigt sich in einer Abnahme von Abundanz und Frequenz der Taxa mit zunehmender Arsenkonzentration. Im Mittel liegen die Schwellenwerte, bezogen auf die mittlere Arsenkonzentration, für die Decreaser bei $1,11 \mu\text{g/l}$ (Arsen_{gelöst}) bzw. $1,3 \mu\text{g/l}$ (Arsen_{gesamt})

(Tabelle 21). Bezogen auf die maximale Arsenkonzentration liegen die Schwellenwerte der Decreaser im Mittel bei 2,13 µg/l für Arsen_{gelöst} und 2,48 µg/l für Arsen_{gesamt} (Tabelle 21). Bemerkenswert ist, dass innerhalb der Gruppe der Plecoptera, bis auf eine Ausnahme, keines der Taxa als Decreaser identifiziert werden konnte. Plecopteren kommen demnach auch bei hohen Arsenkonzentrationen, aber ansonsten unbelasteten Gewässern, regelmäßig vor. Zudem konnten auch noch weitere Taxa aus anderen taxonomischen Gruppen, u.a. Ephemeroptera und Trichoptera als Decreaser identifiziert werden (siehe Anhang).

Das bedeutet insgesamt, dass bereits ab einer Arsenkonzentration von 1,3 µg/l – was der derzeitigen UQN entspricht, ein Wechsel in der Artenzusammensetzung der Biozönose einhergeht. Dieser Wechsel der Artenzusammensetzung spiegelt sich allerdings nicht in weniger guten Bewertungsergebnissen nach WRRL wider. Insbesondere die Plecopteren sowie das Auftreten weiterer bewertungsrelevanter Increaser sorgt dafür, dass die Bewertungsergebnisse nach WRRL – auch bei hohen Arsenkonzentrationen - weiterhin gut oder sehr gut sind.

3.3.7 Ergebnisse der berechneten Schwellenwerte für Diatomeen

Alle berechneten taxonspezifischen Schwellenwerte für Diatomeen (N=338) sind in den Tabellen im Anhang gelistet, getrennt nach Arsen_{gesamt} und _{gelöst}, sowie für Jahresmittel- und Jahresmaximalkonzentration, für Decreaser und Increaser.

Insgesamt wurde für Arsen_{gesamt} eine höhere Anzahl an Taxa mit Schwellenwerten hinterlegt als für Arsen_{gelöst}. In Bezug auf die mittlere Arsenkonzentration konnten ebenfalls mehr Taxa mit Schwellenwerten hinterlegt werden als in Bezug auf die Maximalkonzentration. Insgesamt war die Zahl der Decreaser (negative Reaktion auf eine Zunahme der Arsenkonzentration) höher als die der Increaser (zunehmende Abundanz bei zunehmender Konzentration) (Tabelle 23).

Tabelle 23: Anzahl der berechneten taxonspezifischen Schwellenwerte (SW) für Diatomeen, mit Angabe zu minimalen, maximalen und mittleren Schwellenwerten für Decreaser und Increaser, Arsen_{gesamt} und _{gelöst} [µg/l]. Zur Berechnung der mittleren und maximalen Arsenkonzentration wurde jeweils ein Dreijahreszeitraum berücksichtigt.

		Mittlere Arsen Konzentration		Maximum der Arsen Konzentration	
		Decreaser	Increaser	Decreaser	Increaser
Arsen _{gesamt}	Anzahl SW	81	15	44	13
	Niedrigster SW	0,40	0,87	0,25	1,30
	Mittlerer SW	1,14	1,88	1,34	2,23
	Höchster SW	2,51	3,88	2,85	5,10
Arsen _{gelöst}	Anzahl SW	90	17	63	15
	Niedrigster SW	0,25	0,55	0,25	1,00
	Mittlerer SW	0,82	1,43	1,08	2,51
	Höchster SW	2,31	2,73	2,30	7,85

Die Abbildung 92 sowie die Tabelle 23 zeigen die Konzentrationsbereiche, in denen die taxonspezifischen Schwellenwerte der Diatomeen liegen. Insgesamt sind die Schwellenwerte für Arsen_{gelöst} - wie beim Makrozoobenthos - erwartungsgemäß niedriger als für Arsen_{gesamt} (vgl. Tabelle 23). Zudem sind die Schwellenwerte für die mittlere Arsenkonzentration erwartungsgemäß niedriger als die für die maximale Arsenkonzentration. Der mittlere Schwellenwert der Decreaser, bezogen auf eine mittlere Arsenkonzentration liegt für Arsen_{gelöst} bei 0,82 µg/l, was geringfügig unterhalb der derzeit gültigen UQN von 1,3 µg/l liegt.

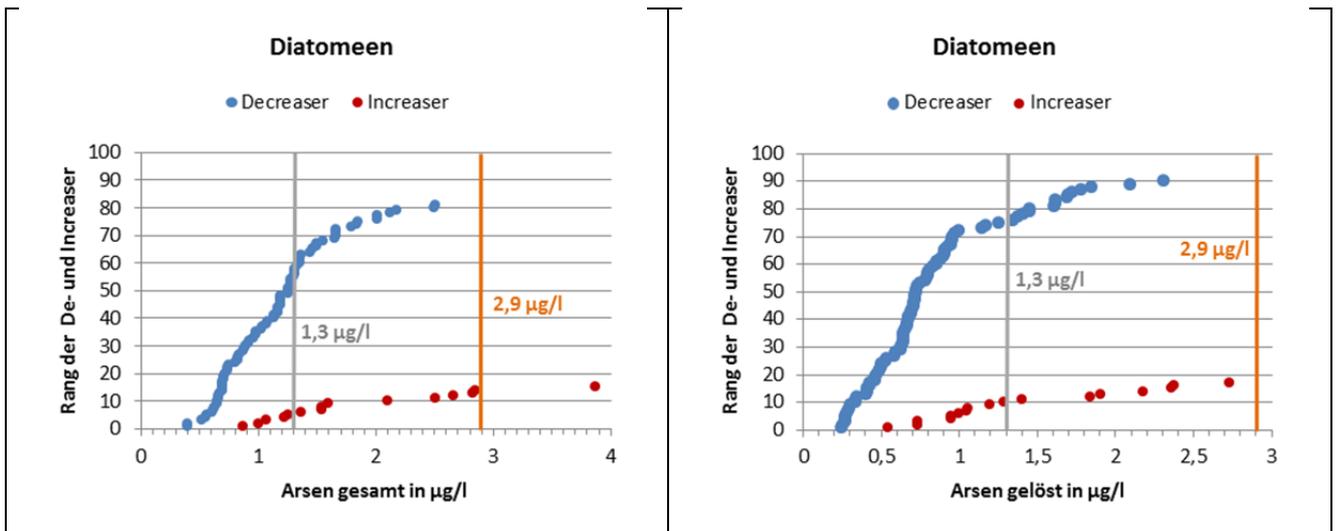


Abbildung 92: Schwellenwerte der Diatomeen-Taxa für Arsen_{gesamt} und Arsen_{gelöst}, berechnet für die mittlere Arsenkonzentration. Jeder blaue Punkt entspricht dem Schwellenwert eines Decreasers, jeder rote Punkt dem Schwellenwert eines Increasers. Die Schwellenwerte der De- und Increaser sind in aufsteigender Reihenfolge (nach Rang) sortiert. Der Vorschlagswert der JD-UQN_{fw} für Deutschland von 1,3 µg/l und die in von der Bundesregierung am 16.12.2015 beschlossene Fassung der OGewV enthaltene JD-UQN_{fw} von 2,9 µg/l sind als vertikale Linien in grau und orange dargestellt.

Insgesamt ist auffällig, dass lediglich für 1/3 aller Diatomeen-Taxa ein Schwellenwert berechnet werden konnte. Beim Makrozoobenthos konnten für rund die Hälfte aller Taxa ein Schwellenwert berechnet werden. Dies könnte zum einen daran liegen, dass Diatomeen weniger häufig eine schwellenwertartige Antwort auf zunehmenden Stress zeigen und eher eine graduelle Abnahme des Vorkommens zeigen. Zum anderen könnte es jedoch auch daran liegen, dass für die Diatomeen keine flächenbezogenen Abundanzen, sondern lediglich relative Abundanzen vorliegen. So könnte beispielsweise ein Taxon mit zunehmender Arsenkonzentration eine Abnahme der Zellzahlen (d.h. der Dichte der Zellen) zeigen, welches sich jedoch in der relativen Abundanz genau dann nicht widerspiegelt, wenn sich die anderen Taxa in den Proben ähnlich verhalten. Dies ist bei der Interpretation der Daten und beim Vergleich der Ergebnisse der Makrozoobenthostaxa zu beachten. Darüber hinaus ist auffällig, dass die Increaser der Diatomeen (d.h. Taxa, die mit zunehmender Arsenkonzentration mit einer Zunahme der relativen Abundanz reagieren) im Mittel geringere Schwellenwerte aufweisen, als dies beim Makrozoobenthos der Fall war. Das bedeutet, dass die wenigen Increaser unter den Diatomeen (Abbildung 92) bereits im Mittel bei geringeren Arsenkonzentrationen freigewordenen Nischen einnehmen, als dies beim Makrozoobenthos der Fall ist.

3.3.8 Abgleich von Schwerpunktkonzentrationen und taxonspezifischen Schwellenwerten

In Kapitel 3.3.1 und Kapitel 3.3.2 wurden taxonspezifische Schwerpunktkonzentrationen (SWP-K) für Makrozoobenthos und Diatomeen ermittelt. Diese Schwerpunktkonzentrationen beschreiben für jedes Taxon denjenigen Wert, unterhalb und oberhalb dessen jeweils die Hälfte der relativen Gesamtabundanz des Taxons bezogen auf alle ausgewerteten Proben liegt. Sie ist somit ein Attribut des Taxons hinsichtlich seiner unter synökologischen Bedingungen bevorzugten Konzentration des betreffenden Stoffes im Gewässer. In Kapitel 3.3.3 hingegen wurde ein Schwellenwert (SW) abgeleitet, der die Konzentration beschreibt, bei der ein Taxon in seiner Frequenz und Abundanz entweder deutlich ab- (Decreaser) oder zunimmt (Increaser).

Taxonspezifische Schwerpunktkonzentration und Schwellenwert beschreiben demnach unterschiedliche Aspekte und „dürfen“ somit auch voneinander abweichen. Aber insbesondere dann, wenn die Spezifität der Schwerpunktkonzentration hoch ist, d.h. die Nische vergleichsweise eng ist und das Taxon nur in einem vergleichsweise kleinen Konzentrationsbereich zu finden ist, sollten Schwellenwert und Schwerpunktkonzentration sehr ähnlich sein. Inwiefern dies der Fall ist, sollte im Folgenden überprüft werden. Hierzu wurden die Schwerpunktkonzentrationen und Schwellenwerten aller Taxa abgeglichen und überprüft, ob beide miteinander korrelieren (Rangkorrelation nach Spearman). Im Falle des Makrozoobenthos korrelieren, wenn alle Taxa berücksichtigt werden, Schwerpunktkonzentration und Schwellenwert mit $\rho = 0,57$. Wird der Datensatz zunehmend selektiert und nur solche Taxa betrachtet, deren Spezifität einen gewissen Wert aufweist (siehe Tabelle 24), wird die Korrelation und damit der Zusammenhang zwischen Schwerpunktkonzentration und Schwellenwert recht hoch. Dies gilt sowohl für Arsen_{gelöst} als auch für Arsen_{gesamt}.

Für die Diatomeen sehen die Verhältnisse anders aus. Insgesamt besteht kaum ein signifikanter Zusammenhang zwischen Schwerpunktkonzentration und Schwellenwert. Vermutlich hängt dies - zumindest teilweise – mit der Tatsache zusammen, dass für die Diatomeen lediglich Angaben zum relativen Vorkommen vorliegen. Anders als bei Makrozoobenthos hat dies bereits dazu geführt, dass für insgesamt weniger Taxa Schwellenwerte abgeleitet werden konnten.

Tabelle 24: Zusammenhang zwischen taxonspezifischer Schwerpunktkonzentration (SWP-K) und Schwellenwert in Abhängigkeit der Spezifität der Schwerpunktkonzentration.

Rho: Gütemaß der Rangkorrelation nach Spearman. p: Signifikanzniveau ($p < 0,001$ *, $p < 0,01$ **, $p < 0,05$ *, - nicht signifikant). N: Anzahl der Wertepaare.**

Gruppe	Spezifität	AS _{gelöst} rho	p	N	AS _{gesamt} rho	p	N
MZB	> 0	0.57	***	130	0.63	***	165
MZB	> 1	0.62	***	69	0.72	***	112
MZB	> 1.5	0.74	***	35	0.79	***	69
MZB	> 2	0.87	***	23	0.8	***	45
MZB	> 2.5	0.82	**	11	0.84	***	35
Diatomeen	> 0	0.34	***	101	0.28	**	90
Diatomeen	> 1	0.24	-	54	0.08	-	61
Diatomeen	> 1.5	0.38	-	26	0.13	-	35
Diatomeen	> 2	0.54	*	14	-0.06	-	23
Diatomeen	> 2.5	0.67	-	8	-0.02	-	14

3.3.9 Hinweise zur zulässigen Höchstkonzentration (ZHK) als Wert für die akute Toxizität von Arsen

Wie in den Empfehlungen der Ausschüsse (Bundesrat 2016, S. 11-12 und 21) zusammengefasst, wurde eine ZHK-UQN_{fw} von 24 µg/l in die mit den Ländern abgestimmte Fassung der OGewV vom 29.04.2015 aufgenommen. Die von der Bundesregierung am 16.12.2015 beschlossene Fassung der OGewV enthielt jedoch eine ZHK-UQN_{fw} von 6,6 µg/l (siehe Kapitel 2.3.11).

Die Differenz zwischen 6,6 und 24 µg/l ist vergleichsweise hoch und eine Plausibilisierung der Werte wäre wünschenswert. Konkret kann die Frage nach kurzzeitigen Effekten hoher Arsenkonzentrationen auf einzelne Taxa, insbesondere wenn diese nicht lethal sind, anhand von Daten aus dem gewässerökologischen Monitoring jedoch nicht beantwortet werden. Anhand der Monitoringdaten kann lediglich überprüft werden, ob bei

Überschreiten einer der beiden ZHKs (6,6 und/oder 24 µg/l) ein übermäßiger Verlust der Taxa zu verzeichnen ist. Ob allerdings in einem solchen Fall die akute Toxizität innerhalb eines kurzen Zeitraumes oder die kritisch erhöhte Arsenkonzentration im Jahresmittel ursächlich für das Ausfallen der Taxa ist, ist wiederum schwer zu beantworten. Wenn allerdings das Überschreiten einer ZHK von 6,6 oder 24 µg/l nicht zu einem vermehrten Ausfall von Taxa führt, kann dies zumindest als Hinweis gewertet werden, dass das Überschreiten der entsprechenden Konzentration für die große Mehrzahl der Taxa keinen lethalen Effekt haben sollte.

Im Folgenden wurde daher die Grundgesamtheit aller Proben in vier Gruppen aufgeteilt: Proben mit einem maximalen Arsengehalt $\leq 6,6$ µg/l und Proben mit einem maximalen Arsengehalt $> 6,6$ µg/l sowie Proben mit einem maximalen Arsengehalt ≤ 24 µg/l und Proben mit einem maximalen Arsengehalt > 24 µg/l. Anschließend wurde für jedes Taxon (benthische Invertebraten und Diatomeen) überprüft, wie häufig es in jeder der vier Gruppen vorkommt. Hierfür wurde für jede Probestelle die maximale Arsenkonzentration als arithmetisches Mittel aus den Jahresmaximalwerten der drei aktuellsten Monitoringjahre ermittelt und die Probe einer der vier Konzentrationsgruppen zugeordnet. Da die Anzahl der Proben innerhalb der vier Konzentrationsgruppen unterschiedlich hoch war (Tabelle 25) wurden die Vorkommenshäufigkeiten in relativen Größen ermittelt, also jeweils in wieviel Prozent der Proben innerhalb einer Konzentrationsgruppe ein Taxon vorkam. Abbildung 93 zeigt die Ergebnisse für das Makrozoobenthos. Es wird deutlich, dass bei Überschreiten einer maximalen Konzentration von 6,6 µg/l die große Mehrzahl der Taxa nach wie vor in den Proben zu finden waren (gelbe Punkte in Abbildung 93a). Beispielsweise konnte *Baetis* sp. in 35,1% aller Proben mit einer maximalen Arsenkonzentration von $\leq 6,6$ µg/l und in 37,5% aller Proben mit einer maximalen Arsenkonzentration von $> 6,6$ µg/l nachgewiesen werden (Tabelle 25).

Wird das relative Vorkommen jedes einzelnen Taxons innerhalb einer Konzentrationsgruppe berechnet und über alle Taxa gemittelt (mittleres relatives Vorkommen aller Taxa), finden sich alle Taxa im Mittel in 12,7 % der Proben mit einer maximalen Arsenkonzentration von $\leq 6,6$ µg/l und in 11,6% aller Proben mit einer maximalen Arsenkonzentration von $> 6,6$ µg/l. Der Unterschied von 1,1%-Punkten ist zwar statistisch signifikant (Wilcoxon-Test mit $p < 0,001$) jedoch vergleichsweise gering.

In den beiden Konzentrationsgruppen ≤ 24 µg/l und > 24 µg/l verhält sich dies dagegen anders (Abbildung 93b). Werden alle Taxa betrachtet, kommen diese im Mittel in 12,5% aller Proben mit einer maximalen Arsenkonzentration von ≤ 24 µg/l und nur noch in 9,3% aller Proben mit einer maximalen Konzentration von > 24 µg/l vor. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass die Anzahl der Proben in der Konzentrationsgruppe > 24 µg/l lediglich 15 beträgt und die Ergebnisse somit mit Vorsicht zu interpretieren sind. Ähnliches gilt für die Gruppe der Diatomeen. In dieser Gruppe bestehen hinsichtlich des mittleren relativen Vorkommens aller Taxa bereits Unterschiede zwischen den beiden Konzentrationsgruppen $\leq 6,6$ µg/l und $> 6,6$ µg/l (15,5 % und 11,6 %, siehe Tabelle 25).

An dieser Stelle soll noch einmal explizit darauf hingewiesen werden, dass die Ursache für das Ausfallen von Taxa anhand der Daten des gewässerökologischen Monitorings nicht ermittelt werden kann. Es kann nicht überprüft werden, ob die maximal auftretende Arsenkonzentration (also die Peaks) oder eine langfristig erhöhte Grundbelastung ursächlich für das Ausfallen der Taxa ist.

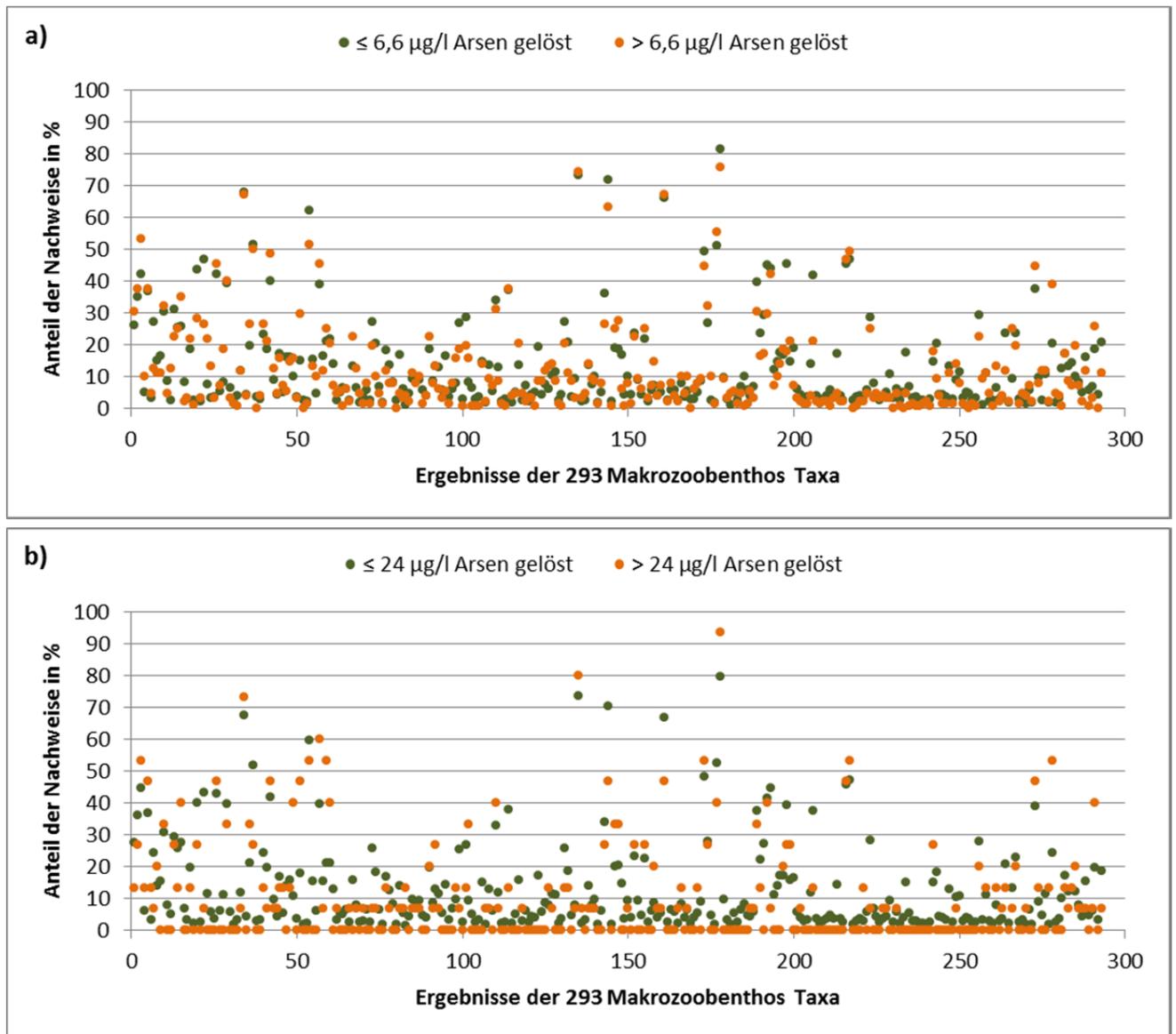


Abbildung 93: Prozentualer Anteil der Proben, in denen jedes der 293 betrachteten Makrozoobenthos Taxa nachgewiesen werden konnte (relatives Vorkommen). Hierbei wurde differenziert zwischen Proben mit einem maximalen Arsengehalt von (a) $\leq 6,6 \mu\text{g/l}$ bzw. $> 6,6 \mu\text{g/l}$ und (b) $\leq 24 \mu\text{g/l}$ bzw. $> 24 \mu\text{g/l}$.

Tabelle 25: Anzahl der Makrozoobenthos und Diatomeen Proben, deren maximale Arsengehalte auf die entsprechenden Konzentrationsgruppen entfallen, sowie Angaben des relativen Vorkommens von Taxa innerhalb der Gruppen.

Makrozoobenthos: 533 Proben	Maximale Arsenskonzentration:			
	$\leq 6,6 \mu\text{g/l}$	$> 6,6 \mu\text{g/l}$	$\leq 24 \mu\text{g/l}$	$> 24 \mu\text{g/l}$
Anzahl Proben pro Konzentrationsklasse	405	128	518	15
Beispiel: Relatives Vorkommen von <i>Baetis</i> sp.	35,1 %	37,5 %	35,9 %	26,7 %
Mittleres relatives Vorkommen aller 293 Taxa	12,7 %	11,6 %	12,5 %	9,3 %
Diatomeen: 562 Proben	Maximale Arsenskonzentration:			
	$\leq 6,6 \mu\text{g/l}$	$> 6,6 \mu\text{g/l}$	$\leq 24 \mu\text{g/l}$	$> 24 \mu\text{g/l}$
Anzahl Proben pro Konzentrationsklasse	449	63	553	9
Mittleres relatives Vorkommen aller 301 Taxa	15,5 %	11,6 %	15,2 %	7,9 %

Als Fazit kann jedoch festgehalten werden:

Das Überschreiten einer maximalen Arsenkonzentration von 6,6 µg/l führt beim Makrozoobenthos nicht zu einem übermäßigen Ausfall von Taxa. Dies kann als Hinweis gewertet werden, dass eine Konzentration von 6,6 µg/l noch keinen lethalen Effekt auf den Großteil der benthischen Invertebraten haben sollte. Das bedeutet auch, dass eine akute Toxizität von Arsen erst bei höheren Konzentrationen einsetzt und damit eine ZHK-UQN_{fw} von 6,6 µg/l (Arsen_{gesamt, gelöst}) tendenziell zu niedrig angesetzt ist.

3.4 Anwendung biozönotischer Kenngrößen zur Arsenbelastung auf Proben des Monitorings

Im Folgenden soll überprüft werden, inwiefern die berechneten Schwerpunktkonzentrationen sowie die Identifizierung von Decreasern und Increaseern aus der Ableitung der Schwellenwerte zur Charakterisierung der Arsenbelastung genutzt werden können.

3.4.1 Schwerpunktkonzentration einer Probe in Abhängigkeit vom Arsengehalt

Für die Daten aus dem sächsischen Monitoring (N = 1345 für Makrozoobenthos und N = 1068 für Diatomeen) wurden für jede Taxaliste die mittlere Schwerpunktkonzentration (SWP-K) der Proben ermittelt. Dies erfolgte nach folgender Formel:

$$I_k = \frac{\sum_{i=1}^n Sp_i \times SWPK_i \times a_i}{\sum_{i=1}^n Sp_i \times a_i}$$

I_k : Index der k-ten Probe

Sp_i : Spezifität des i-ten Taxon

$SWPK_i$: Schwerpunktkonzentration des i-ten Taxon

a_i : klassifizierte Abundanz des i-ten Taxon

Die Schwerpunktkonzentration der Proben wurde grafisch gegen die mittlere Arsenkonzentration der Probe aufgetragen. Als Berechnungsgrundlage der mittleren Arsenkonzentration wurde der Mittelwert aus einem Zeitraum von 3 Jahren herangezogen. Für die grafische Darstellung wurde die mittlere Arsenkonzentration aller Proben in sechs Konzentrationsklassen unterteilt. Die Konzentrationsklassen wurden hierbei so gewählt, dass der Konzentrationsbereich um die derzeit vorgeschlagene UQN von 1,3 µg/l für Arsen gut auflösend abgedeckt ist. Sowohl beim Makrozoobenthos als auch bei den Diatomeen steigt die Proben-Schwerpunktkonzentration mit zunehmendem Arsengehalt. Auffällig ist, dass die berechneten Schwerpunktkonzentrationen der Diatomeenproben für Arsen_{gelöst} alle sehr nah beieinander liegen (Abbildung 94). Es wurde überprüft, was der Grund für diese Beobachtung ist. Beim Vergleich der Verteilung der taxonspezifischen Schwerpunktkonzentrationen für Diatomeen und Makrozoobenthos wird deutlich, dass sich diese voneinander unterscheiden (Abbildung 95). Die Schwerpunktkonzentrationen der Diatomeen sind niedriger als beim Makrozoobenthos, was sich in den vergleichsweise niedrigen Proben-Schwerpunktkonzentrationen widerspiegelt (Abbildung 94). Dies passt zu den Ausführungen in Kapitel 2.3.14, in dem bereits erwähnt wurde, dass Algen etwas empfindlicher sind als andere taxonomische Gruppen, was möglicherweise mit geringerer Metabolisierungskapazität und Kontrollmöglichkeit der Aufnahme und Ausscheidung bei diesen einzelligen Organismen zusammenhängt. Hinsichtlich der Spezifität unterschieden sich die beiden Qualitätskomponenten nicht (Abbildung 96).

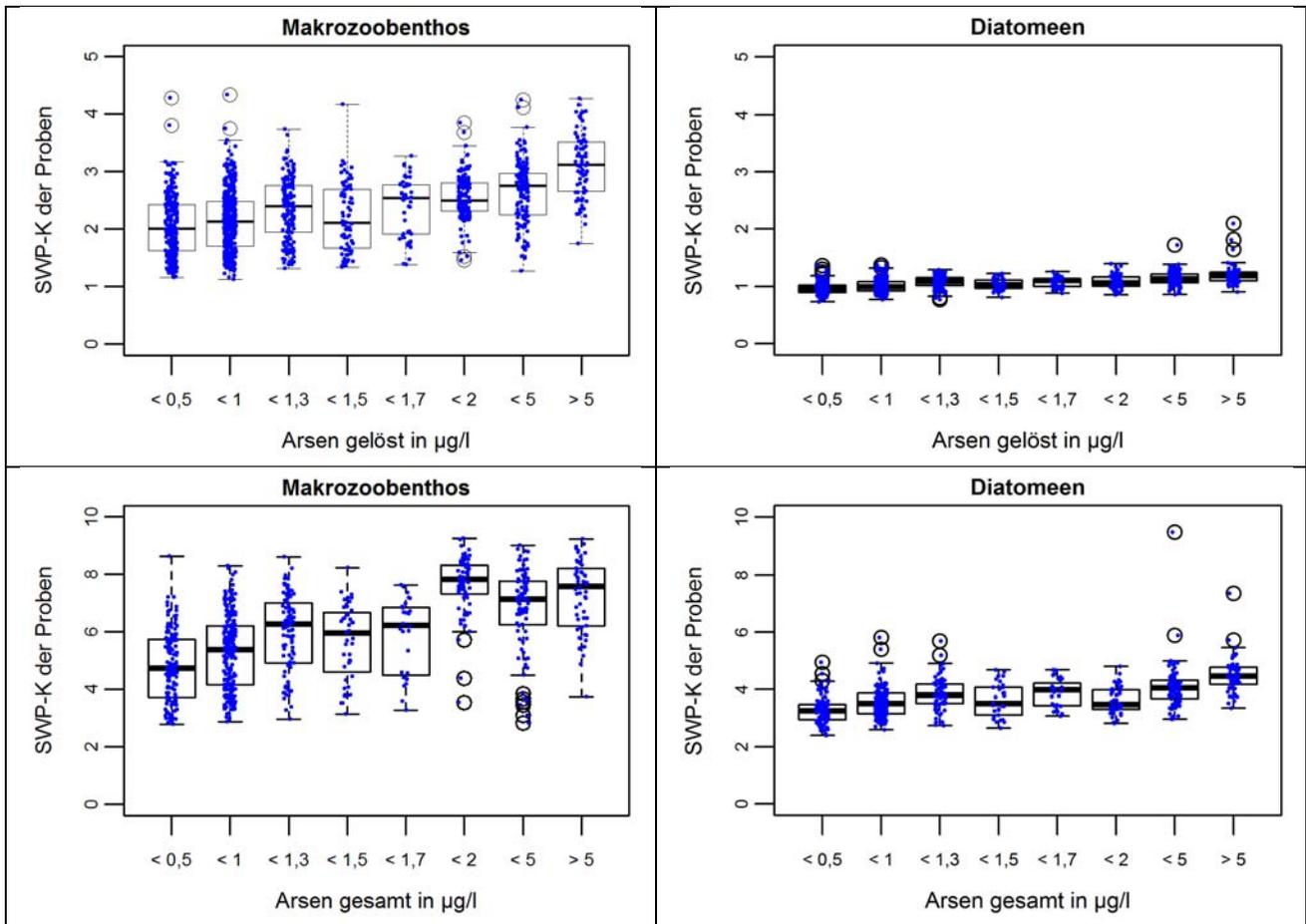


Abbildung 94: Berechnete Schwerpunktkonzentration der Proben in Abhängigkeit der Arsenkonzentration.

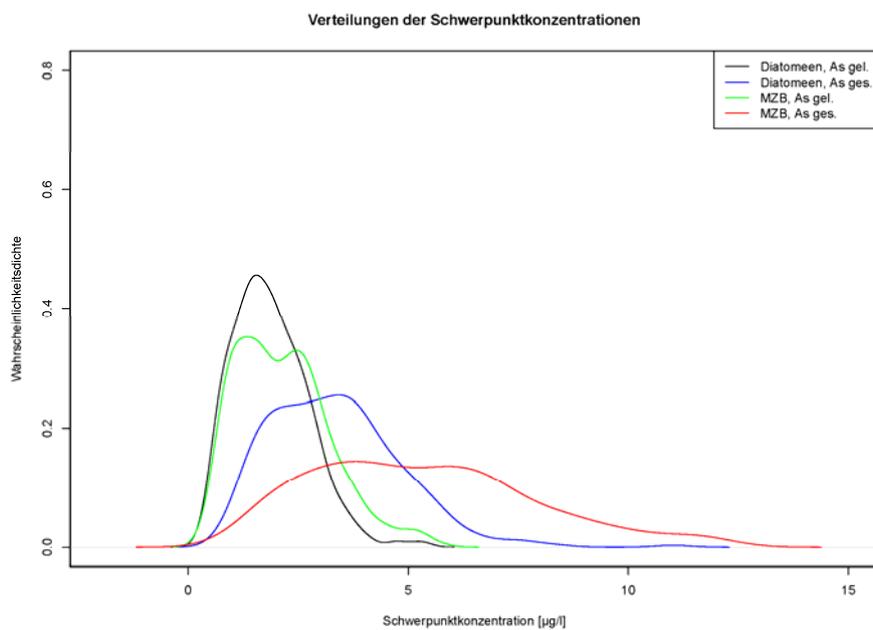


Abbildung 95: Wahrscheinlichkeitsdichte der Schwerpunktkonzentration von Diatomeen und Makrozoobenthostaxa.

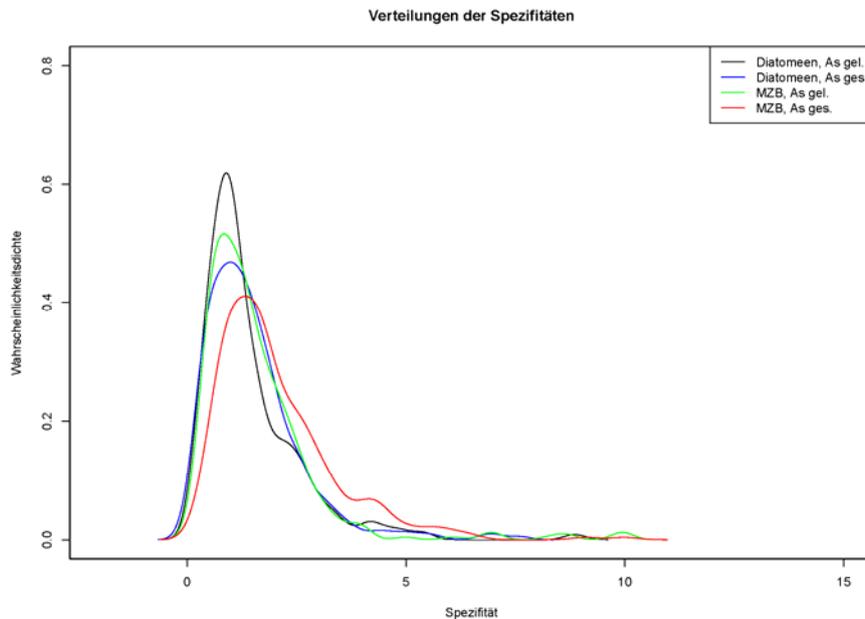


Abbildung 96: Wahrscheinlichkeitsdichte der Spezifitäten von Diatomeen und Makrozoobenthostaxa.

Auffällig ist, dass die Proben-SWP-K in den hohen Konzentrationsbereichen von Arsen_{gelöst} und Arsen_{gesamt} verhältnismäßig zu hohe Konzentrationen anzeigt. In den hohen Konzentrationsbereichen von Arsen_{gelöst} spiegelt die Proben-SWP-K hingegen zu geringe Werte wider (vgl. Abbildung 94).

3.4.2 Anzahl und Anteil von Decreasern und Increaseern in Abhängigkeit vom Arsengehalt

Für die Daten aus dem sächsischen Monitoring (N = 1345) wurden für jede Taxaliste die Anzahl der Decreaser und Increaseer ermittelt. Die Anzahl der Decreaser und Increaseer wurde grafisch gegen die mittlere Arsenkonzentration der Probe aufgetragen. Als Berechnungsgrundlage der mittleren Arsenkonzentration wurde der Mittelwert aus einem Zeitraum von 3 Jahren herangezogen. Für die grafische Darstellung wurde die mittlere Arsenkonzentration aller Proben in sechs Konzentrationsklassen unterteilt. Die Konzentrationsklassen wurden hierbei so gewählt, dass der Konzentrationsbereich um die derzeitige UQN von 1,3 µg/l für Arsen gut auflösend abgedeckt ist.

Für Makrozoobenthos ist sowohl für Arsen_{gelöst} als auch für Arsen_{gesamt} - im Mittel - eine Abnahme der Decreaser mit zunehmender Arsenkonzentration erkennbar (Abbildung 97). Allerdings streut die tatsächliche Anzahl der Decreaser über die einzelnen Konzentrationsklassen sehr stark. Umgekehrt ist bei den Increaseern - wiederum im Mittel - eine leichte Zunahme mit zunehmender Arsenkonzentration erkennbar. Dies ist erwartungsgemäß. Deutlicher wird dieser Trend, wenn die Häufigkeitsklassen aller De- bzw. Increaseer einer Probe aufsummiert werden, und das Vorkommen dieser Taxa somit gewichtet wird (Abbildung 97).

Im Folgenden wurde überprüft, ob diese Muster gewässertypspezifisch sind und ob sich diesbezüglich beispielsweise für Mittelgebirgsbäche und Mittelgebirgsflüsse abweichende Muster zeigen. Hierfür wurden die Gewässer in vier Typengruppen untergliedert. Diese sind Mittelgebirgsbäche (MGB, Typen 5, 5.1 und 6), Mittelgebirgsflüsse (MGF, Typen 9 und 9.2), Tieflandbäche (TLB, Typen 14, 16 und 18) und Tieflandflüsse (TLF, Typen 15 und 17). Wiederum wurde für die einzelnen Gewässertypengruppen die Summe der Häufigkeitsklassen aufgetragen gegen die gemessene Arsenkonzentration (exemplarisch für Arsen_{gelöst}).

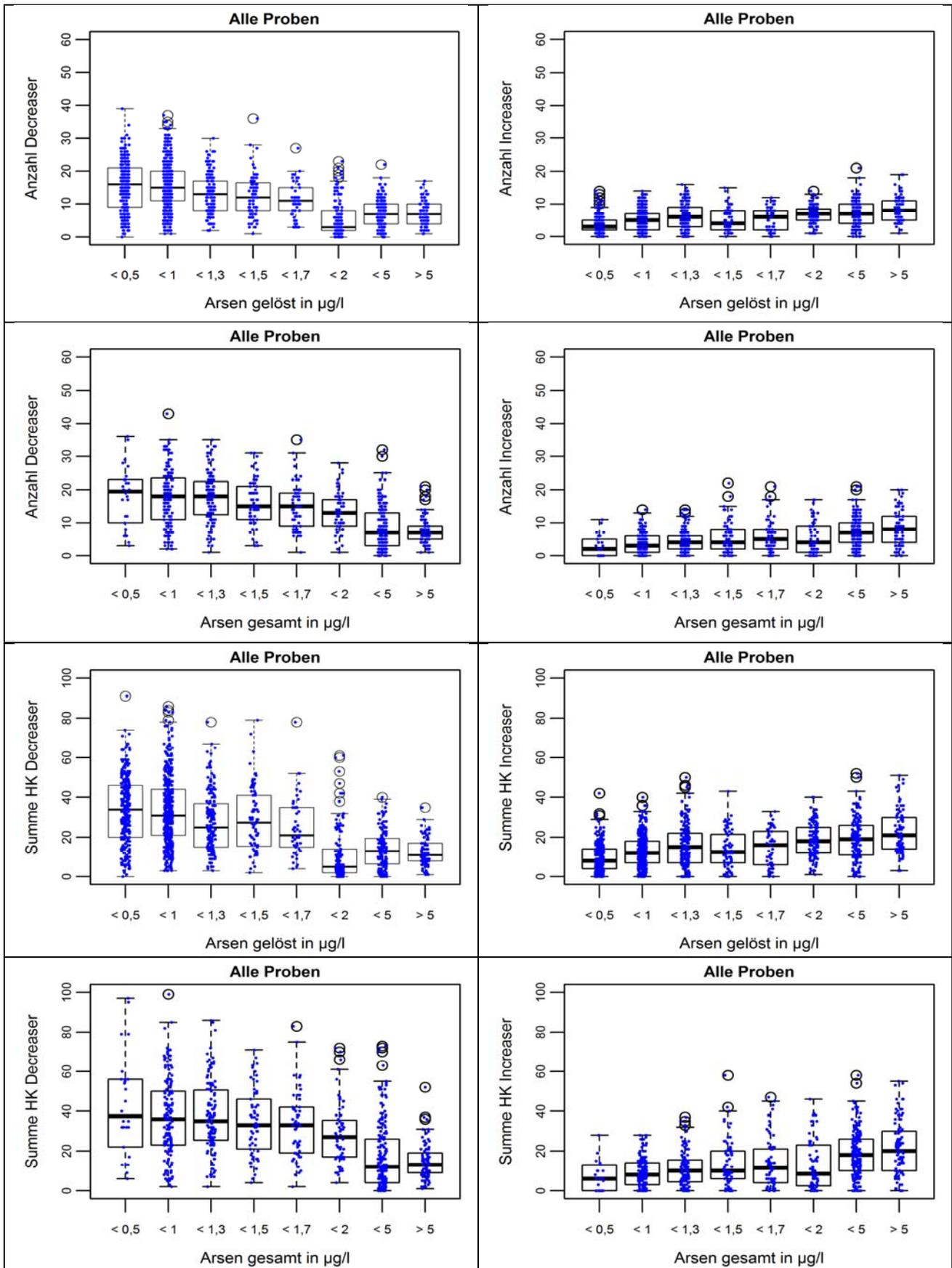


Abbildung 97: Anzahl der De- und Increaser sowie Summe der Häufigkeitsklassen (HK) des Makrozoobenthos in Abhängigkeit der gemessenen Arsenkonzentration.

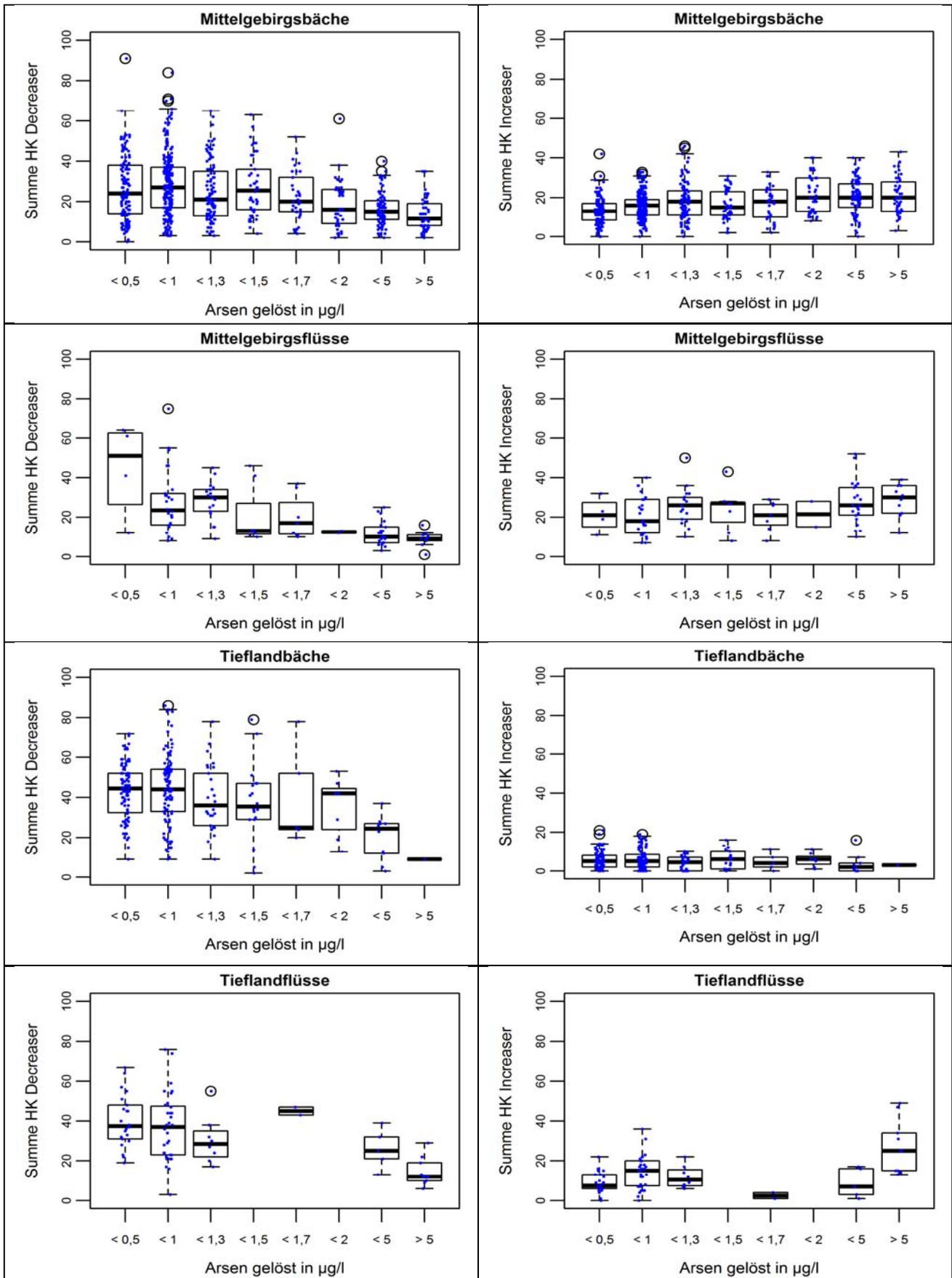


Abbildung 98: Summe der Häufigkeitsklassen (HK) der De- und Increaser des Makrozoobenthos in unterschiedlichen Fließgewässertypengruppen in Abhängigkeit der gemessenen Arsenkonzentration.

Während die prinzipiellen Muster denen entsprechen, wie sie für den gesamten Datensatz beobachtet werden konnten (Abnahme der Decreaser und Zunahme der Increaser mit zunehmender Arsenkonzentration, Abbildung 97) ist folgendes auffällig: Die Zahl der Decreaser in einer Taxaliste (Probe) ist bei den Mittelgebirgsbächen im Mittel nur knapp halb so hoch, wie beispielsweise in den Tieflandbächen. Dies gilt insbesondere für Arsenkonzentrationen $< 1 \mu\text{g/l}$. Die große Spannweite der Decreaser in den einzelnen Konzentrationsklassen ist unter anderem auf diesen Aspekt der Typabhängigkeit zurückzuführen. Dennoch streut die Summe der Häufigkeitsklassen der De- und Increaser auch innerhalb der Gewässertypengruppen sehr stark.

Für die Qualitätskomponente der Diatomeen wurde analog zum Makrozoobenthos vorgegangen. Auch hier wurde zunächst für alle verfügbaren Proben des Monitorings in Sachsen (N=1068) die Anzahl der De- und Increaser in Abhängigkeit vom Arsengehalt dargestellt (Abbildung 99). Auch hier sind die Abnahme der Decreaser und die Zunahme der Increaser mit steigender Arsenkonzentration deutlich. Während die Zunahme der Anzahl der Decreaser eher marginal ist, ist die Zunahme der summierten relativen Abundanz der Increaser allerdings sehr deutlich (Abbildung 100)

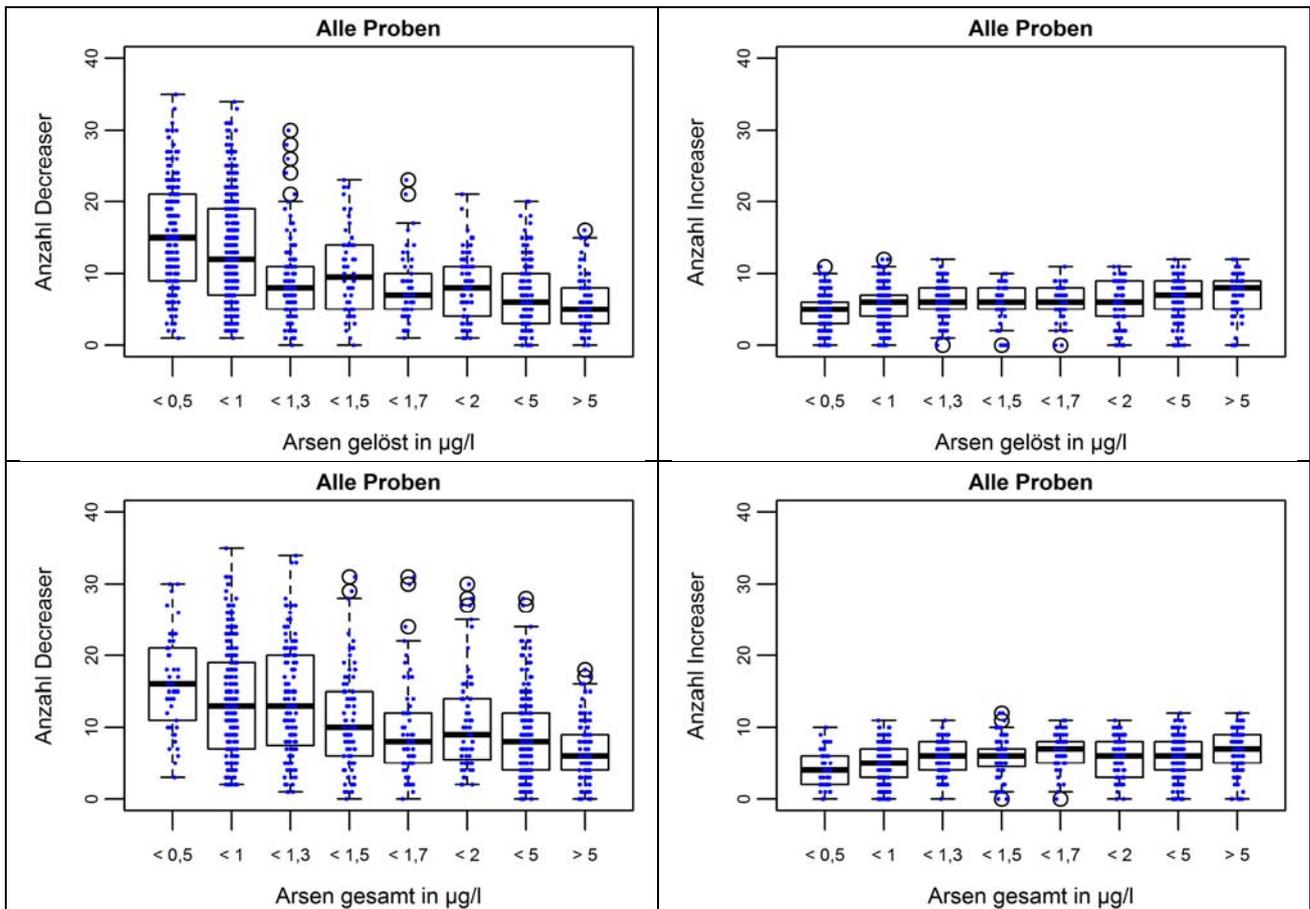


Abbildung 99: Anzahl der De- und Increaser der Diatomeen in Abhängigkeit der gemessenen Arsenkonzentration.

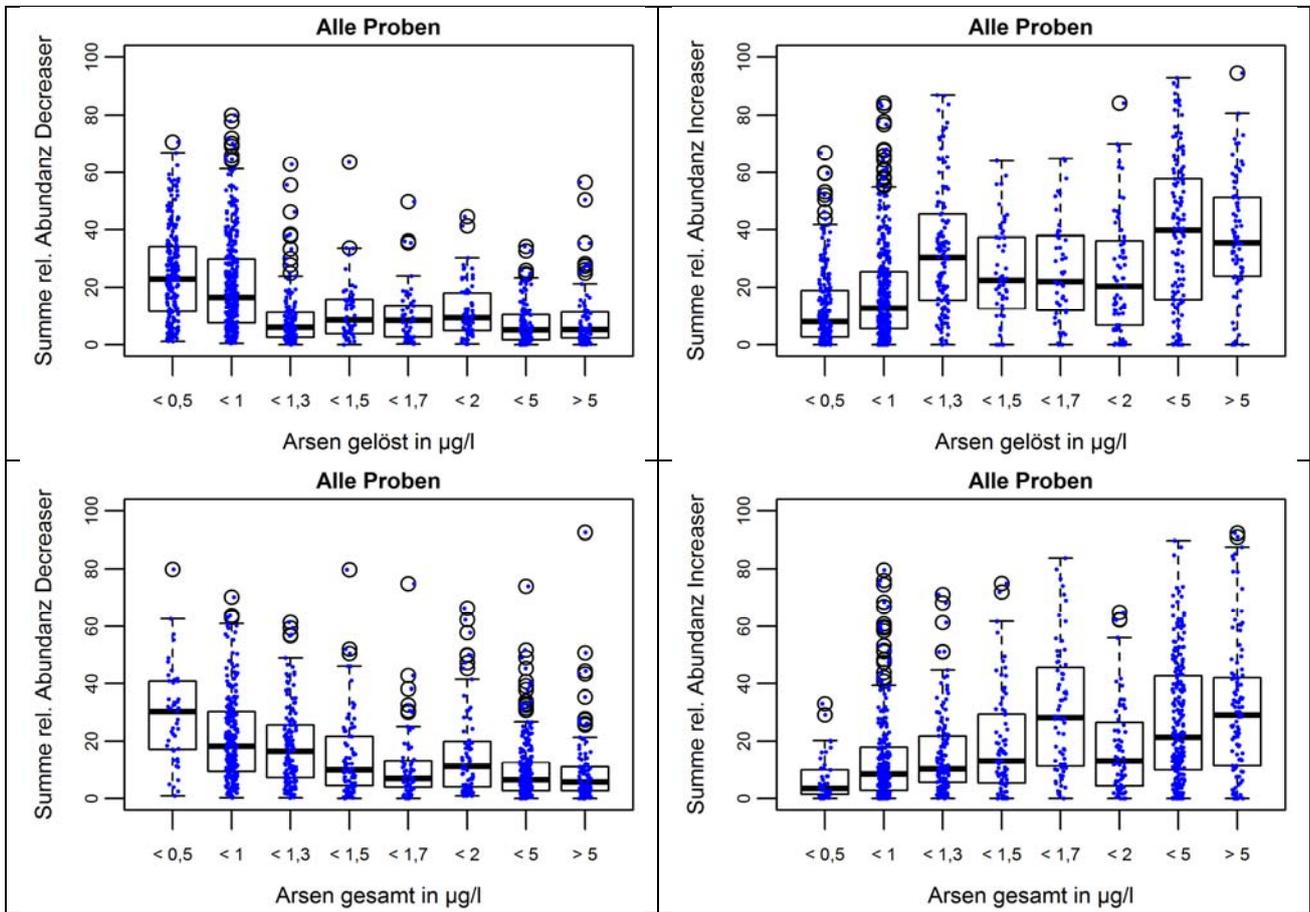


Abbildung 100: Summe der relativen Abundanz der De- und Increaser der Diatomeen in Abhängigkeit der gemessenen Arsenkonzentration.

Analog zum Makrozoobenthos wurde auch bei den Diatomeen überprüft, inwiefern sich gewässertypspezifische Unterschiede ergeben. Unterteilt wurde der Datensatz hierbei in Mittelgebirgstypen (D5 und D7) und Tieflandtypen (D11.1, D12.1, D12.2, D13.1) (Abbildung 101). Im Mittel ist auch bei den Diatomeen, in den geringen Konzentrationsklassen, ein höherer Anteil an Decreasern zu finden als in den Mittelgebirgstypen. Darüber hinaus ist erwähnenswert, dass mehrfach einen Sprung des Anteils an De- und Increasern zwischen den beiden Konzentrationsklassen $< 1 \mu\text{g/l}$ und $< 1,3 \mu\text{g/l}$ bzw. $< 1,5 \mu\text{g/l}$ zu beobachten ist. Dies kann als Hinweis darauf gedeutet werden, dass die Biozönosen bei diesen Konzentrationen einen starken Wandel in der Zusammensetzung erfahren und der UQN von $1,3 \mu\text{g/l}$ daher aus biozönotische Sicht bestätigt werden kann.

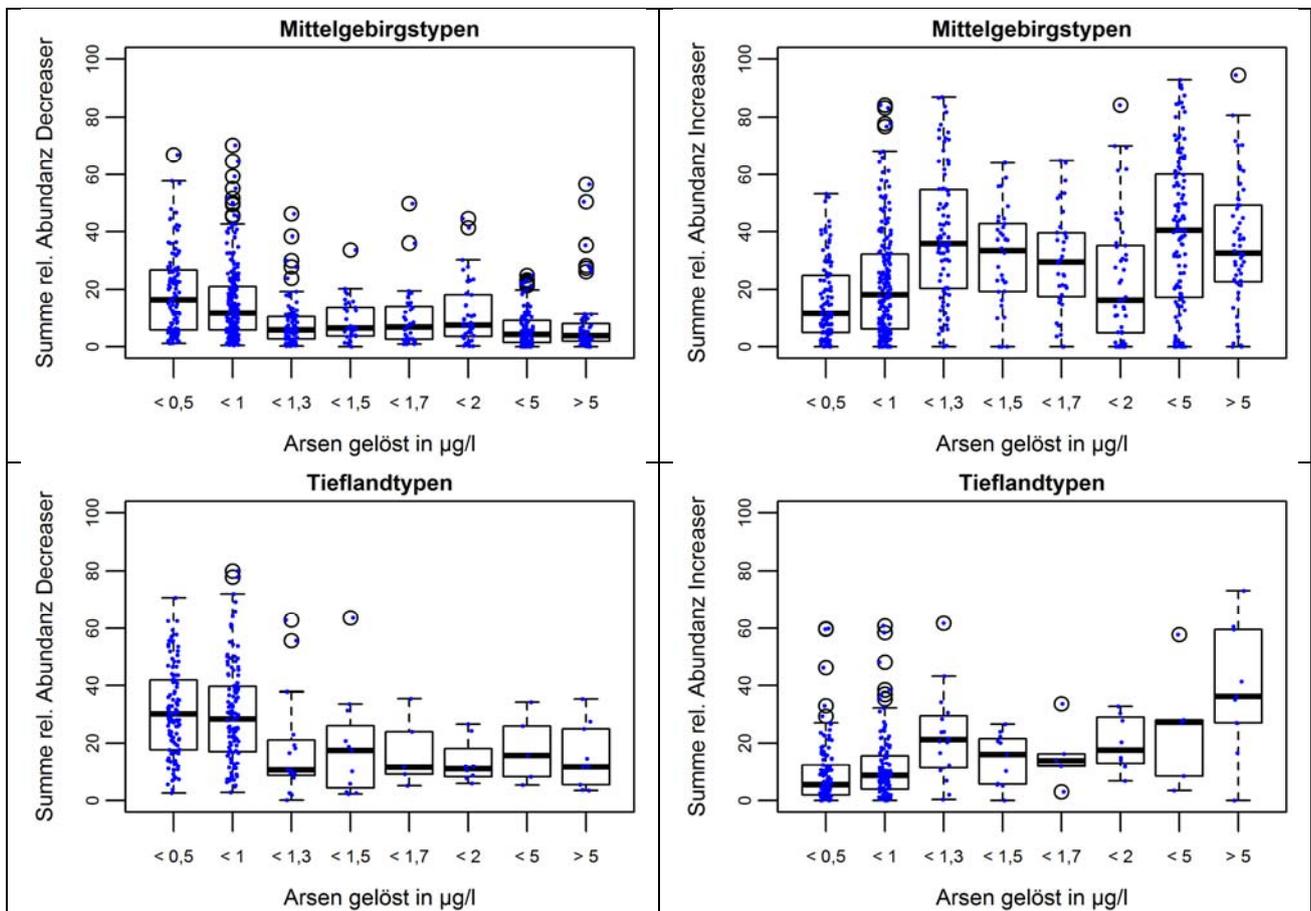


Abbildung 101: Summe der relativen Abundanz der De- und Increaser der Diatomeen in unterschiedlichen Fließgewässertypengruppen in Abhängigkeit der gemessenen Arsenkonzentration.

3.4.3 Vorhersage von Taxa-Verlust und Gewinn in Abhängigkeit der Arsenkonzentration

Ein weiteres Ziel des Projektes war es, Vorhersagen treffen zu können, wie viele Taxa bei welcher Arsenkonzentration ausfallen und wie viele Taxa ggf. hinzukommen. Hierfür wurden für jede Konzentrationsklasse die mittlere Anzahl der De- und Increaser ermittelt und gegen die mittlere Arsenkonzentration der entsprechenden Konzentrationsklasse aufgetragen (Abbildung 102 und Abbildung 103).

Wichtiger Hinweis: Die abgeleiteten Funktionen erreichen in der Regel vergleichsweise hohe Werte für die Güte des Modells (R^2). Das bedeutet, dass die Anwendung der Funktionen in der Voraussage verhältnismäßig gut funktioniert. Wichtig hierbei ist allerdings, dass lediglich vorausgesagt werden kann, wie sich die Anzahl oder der Anteil der De- und Increaser in Abhängigkeit der Arsenkonzentration im Mittel über alle Proben verhält. Insgesamt ist die Spannweite der De- und Increaser in jeder Konzentrationsklasse sehr hoch (siehe beispielsweise Abbildung 97 und Abbildung 99). Das bedeutet, dass sich das einzelne Gewässer sehr abweichend vom Mittel verhalten kann und beispielsweise viel mehr oder weniger Decreaser enthält, als auf der Basis der gemessenen Arsenkonzentration vorausgesagt. Darüber hinaus sei darauf hingewiesen, dass das mit einem steigenden Arsengehalt einhergehende Ausfallen und Hinzukommen von Taxa nicht zu einer gerichteten Veränderung des ökologischen Zustands führt. Sowohl Decreaser als auch Increaser können für die Bewertung des ökologischen Zustandes als Güte- oder Störzeiger eingestuft sein. Zwischen der Bewertung des Ökologischen Zustandes und dem Arsengehalt der Probestellen lässt sich kein signifikanter Zusammenhang nachweisen. Der Vollständigkeit halber sind in der Tabelle 26 alle abgeleiteten Funktionen für Makrozoobenthos und Di-

atomeen, Arsen_{gelöst} und Arsen_{gesamt}, aufgeführt. Als Model wurde hierbei folgende Funktion gewählt: $y = a \cdot \ln(x) + b$.

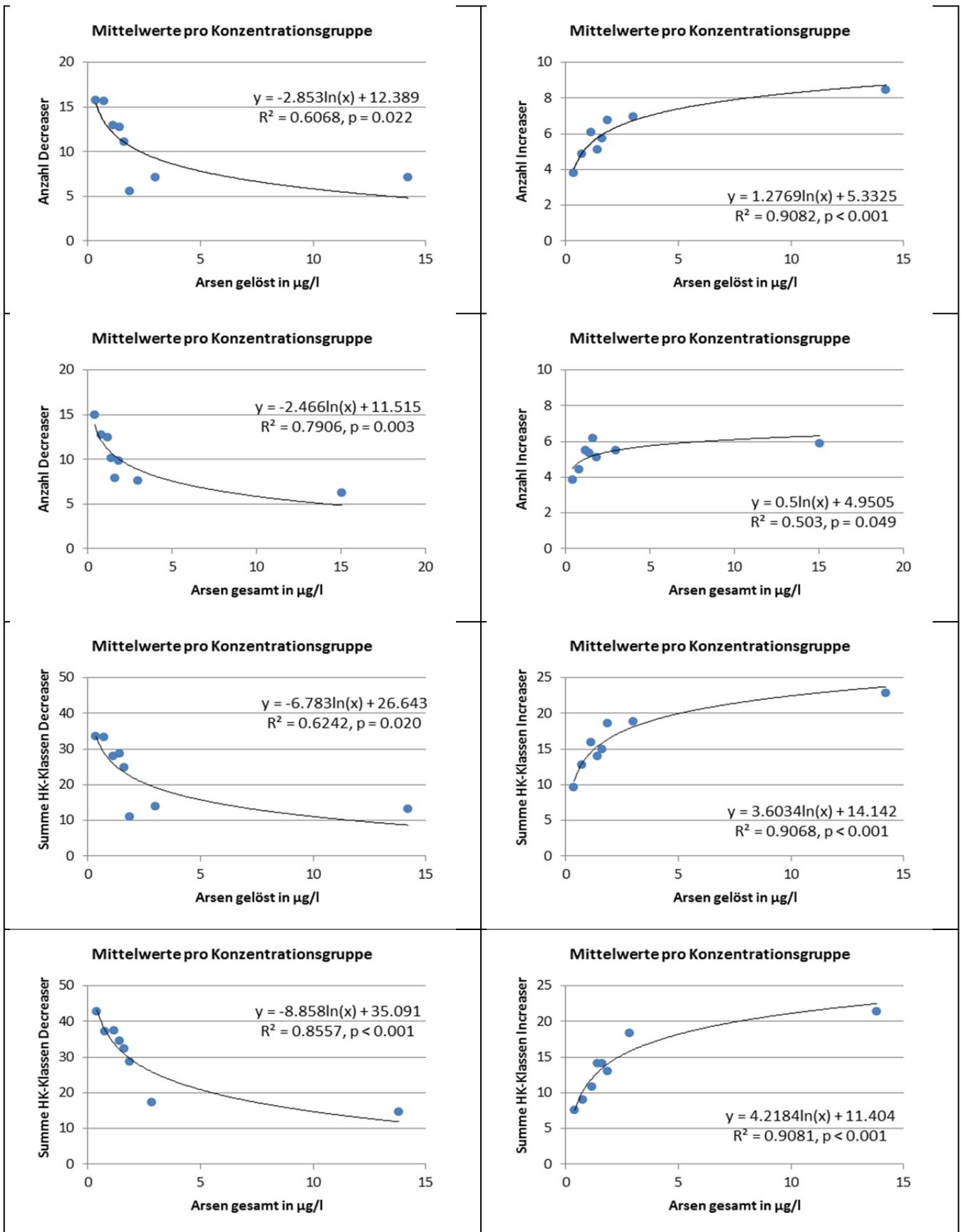


Abbildung 102: Abgeleitete Funktionen für Makrozoobenthos.

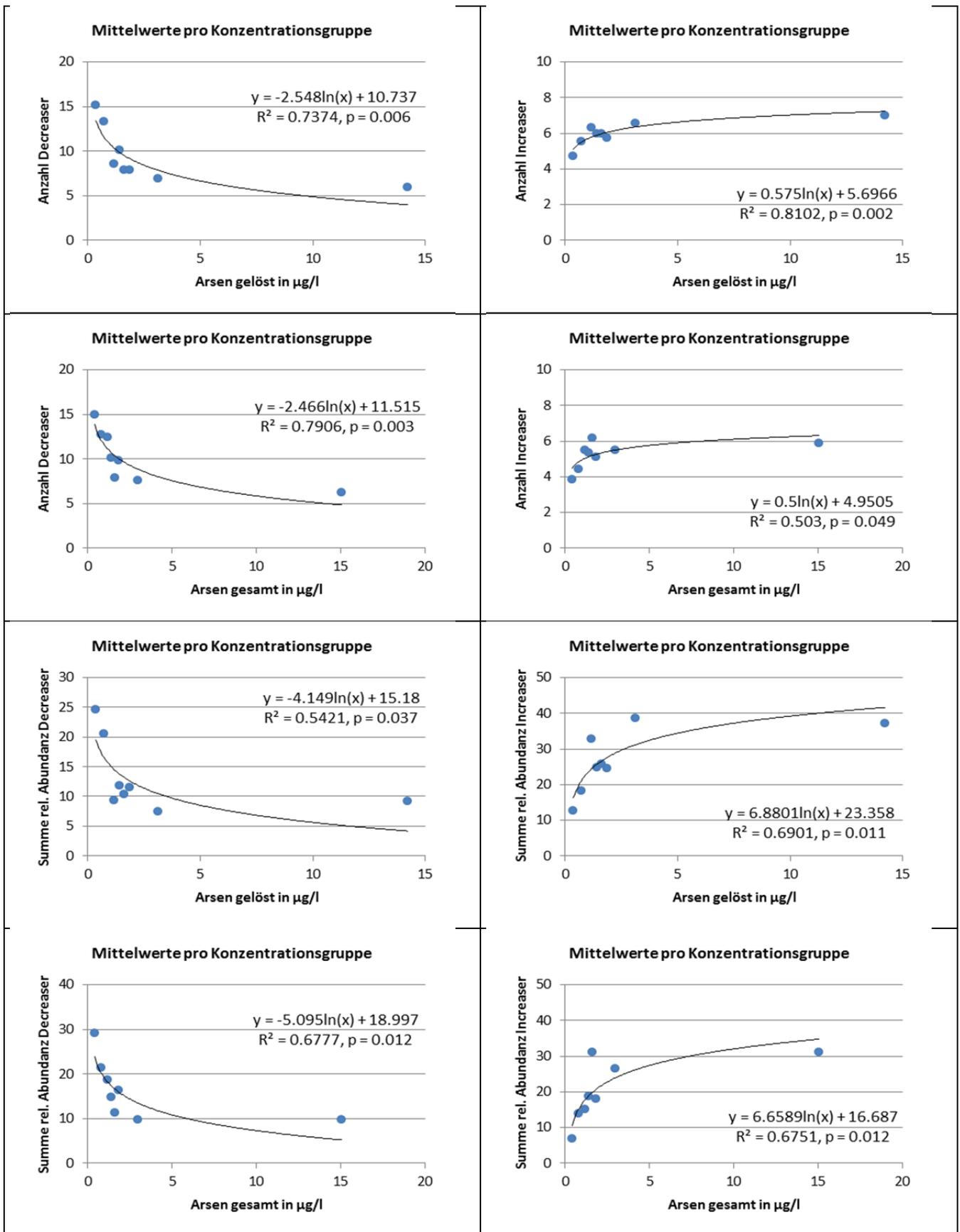


Abbildung 103: Abgeleitete Funktionen für Diatomeen.

Tabelle 26: Abgeleitete Funktionen für Makrozoobenthos und Diatomeen. N: Anzahl der Wertepaare. R2: Gütemaß des Models. p: Signifikanzniveau (p < 0,001 *, p < 0,01 **, p < 0,05 *, n.s. nicht signifikant). a: Steigung. b: y-Achsenabschnitt. Dia: Diatomeen. Alle: Als Datenbasis dienen alle Gewässer. MGB: Mittelgebirgsbäche. MGF: Mittelgebirgsflüsse. TLB: Tieflandbäche. TLF: Tieflandflüsse. MG: Mittelgebirgstypen. TL: Tieflandtypen. HK: Häufigkeitsklasse.**

AS gelöst/ gesamt	Gruppe	Daten	Anzahl Decreaser					Anzahl Increaser					Summe HK Decreaser				Summe HK Increaser			
			N	b	a	R2	p	b	a	R2	p	b	a	R2	p	b	a	R2	p	
AS gelöst	MZB	Alle	1345	12.39	-2.85	0.61	*	5.33	1.28	0.91	***	26.64	-6.78	0.62	*	14.14	3.60	0.91	***	
AS gelöst	MZB	MGB	704	11.67	-1.84	0.79	**	6.26	0.67	0.62	*	24.51	-4.26	0.76	**	16.76	2.00	0.64	*	
AS gelöst	MZB	MGF	94	13.31	-5.13	0.78	**	8.74	0.73	0.21	n.s.	27.35	-11.82	0.83	**	22.45	2.65	0.55	*	
AS gelöst	MZB	TLB	254	16.31	-5.89	0.85	**	2.01	-0.52	0.81	**	38.12	-13.13	0.76	**	5.30	-1.12	0.54	*	
AS gelöst	MZB	TLF	79	17.00	-3.84	0.77	*	4.59	1.16	0.20	n.s.	35.24	-8.26	0.60	n.s.	10.73	3.97	0.25	n.s.	
AS gesamt	MZB	Alle	778	15.92	-3.55	0.78	**	4.73	1.57	0.91	***	35.09	-8.86	0.86	***	11.40	4.22	0.91	***	
AS gesamt	MZB	MGB	396	13.93	-1.92	0.56	*	5.89	0.60	0.57	*	30.27	-4.57	0.65	*	30.27	-4.57	0.65	*	
AS gesamt	MZB	MGF	79	15.34	-4.50	0.64	*	8.51	0.96	0.71	*	30.71	-9.64	0.77	**	20.41	3.28	0.65	*	
AS gesamt	MZB	TLB	122	20.75	-5.77	0.84	**	1.33	-0.43	0.65	*	49.10	-14.03	0.91	***	2.93	-1.18	0.66	*	
AS gesamt	MZB	TLF	65	19.97	-5.34	0.70	*	4.97	2.38	0.46	n.s.	39.95	-10.90	0.62	*	10.59	7.38	0.51	n.s.	
AS gelöst/ gesamt	Gruppe	Daten	Anzahl Decreaser					Anzahl Increaser					Summe rel. Abundanz Decreaser				Summe rel. Abundanz Increaser			
			N	b	a	R2	p	b	a	R2	p	b	a	R2	p	b	a	R2	p	
AS gelöst	Dia	Alle	1068	10.74	-2.55	0.74	**	5.70	0.57	0.81	**	15.18	-4.15	0.54	*	23.36	6.88	0.69	*	
AS gelöst	Dia	MG	686	8.75	-1.80	0.75	**	6.00	0.25	0.22	n.s.	12.22	-2.72	0.53	*	26.85	4.76	0.41	n.s.	
AS gelöst	Dia	TL	282	14.96	-3.50	0.76	**	5.24	1.24	0.85	**	22.60	-6.17	0.66	*	15.99	9.89	0.82	**	
AS gesamt	Dia	Alle	974	11.52	-2.47	0.79	**	4.95	0.50	0.50	*	19.00	-5.09	0.68	*	16.69	6.66	0.68	*	
AS gesamt	Dia	MG	622	8.94	-1.57	0.69	*	5.56	0.09	0.03	n.s.	14.51	-3.27	0.53	*	20.66	5.31	0.42	n.s.	
AS gesamt	Dia	TL	260	15.83	-3.17	0.73	**	4.17	1.18	0.83	**	27.84	-6.50	0.61	*	10.48	8.64	0.61	*	

3.4.4 Ableitung von Effektkonzentrationen nach dem VODAMIN-Verfahren für Artengemeinschaften

Im Projekt war ursprünglich die Ableitung der Effektkonzentration nach dem VODAMIN-Verfahren vorgesehen. Die Umsetzung dieses Vorhabens stellte sich im Zuge der Analysen allerdings als nicht zielführend heraus. Die Gründe hierfür sollen im Folgenden kurz erläutert werden. Ziel der genannten Methode ist es, über die Ableitung der Effektkonzentration, eine Wirkungsabschätzung von Arsen auf die Gemeinschaften der einzelnen Qualitätskomponenten zu erhalten. Anwendung fand diese Methode bei der Ableitung von Effektkonzentrationen von Eisen auf benthische Invertebraten (Kruspe et al. 2014). Konkret werden bei dieser Methode u. a. Taxazahlen einer Organismengruppe in Abhängigkeit der Belastung (hier: Arsen) graphisch dargestellt. Mittels einer Hüllkurve werden solche Probestellen identifiziert, deren biozönotische Ausprägung (neben anderen Umweltfaktoren) im Wesentlichen durch Arsen gesteuert bzw. limitiert ist. Eine Probit-Regression der Arsenbeeinflussten Taxazahlen dieser zuvor identifizierten Probestellen lässt die Ableitung kritischer Arsenkonzentrationen zu, die beispielsweise zu einem Verlust von 10, 20 oder 50% der unter Referenzbedingungen vorzufindenden Taxa führt.

Bei der Analyse der Daten im vorliegenden Projekt stellte sich allerdings heraus, dass sie biozönotische Kenngrößen (Metrics) keinen negativen Zusammenhang zur Arsenkonzentration zeigten. Die Abbildung 104 verdeutlicht dies für ausgewählte biozönotische Kenngrößen (Metrics) der Qualitätskomponenten Makrozoobenthos. Auch in Gewässern mit hohen Arsenkonzentrationen konnten durchaus noch gute oder sogar sehr gute Bewertungsergebnisse erzielt werden. Dies war in ähnlicher Form auch bei der Qualitätskomponente der Diatomeen der Fall. Aufgrund des fehlenden Zusammenhanges zwischen Metricwerten und Arsenkonzentrationen, war eine Ableitung der Effektkonzentration nach dem VODAMIN-Verfahren nicht zielführend.

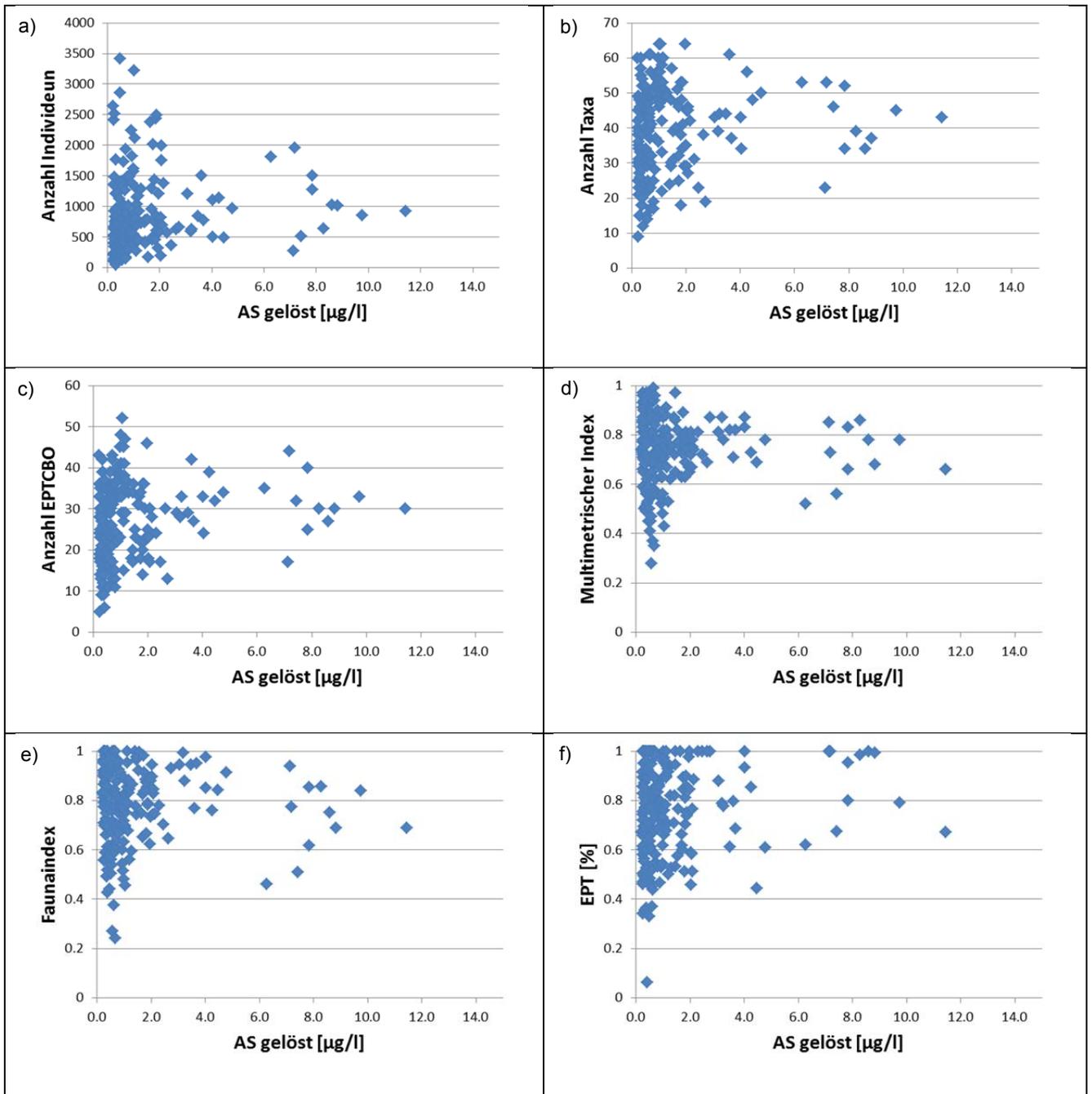


Abbildung 104: Ausgewählte Metrics (biozönotisch Kenngrößen) der Qualitätskomponente Makrozoobenthos in Abhängigkeit der Arsenkonzentration (Arsen_{gelöst}).

4 Gebietskulisse der 52 Oberflächenwasserkörper

Ziel des Pilotprojektes war es, für 52 ausgewählte Oberflächenwasserkörper (OWK, Abbildung 105) mit unterschiedlichen Arsenbelastungen der Wasser- und Feststoffphase (Schwebstoff) die Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten darzustellen. Die Stammdaten der 52 OWK sind in der Tabelle 27 aufgeführt. Insgesamt weisen die 52 OWK unterschiedliche Größen auf und gehören unterschiedlichen Fließgewässertypen an.

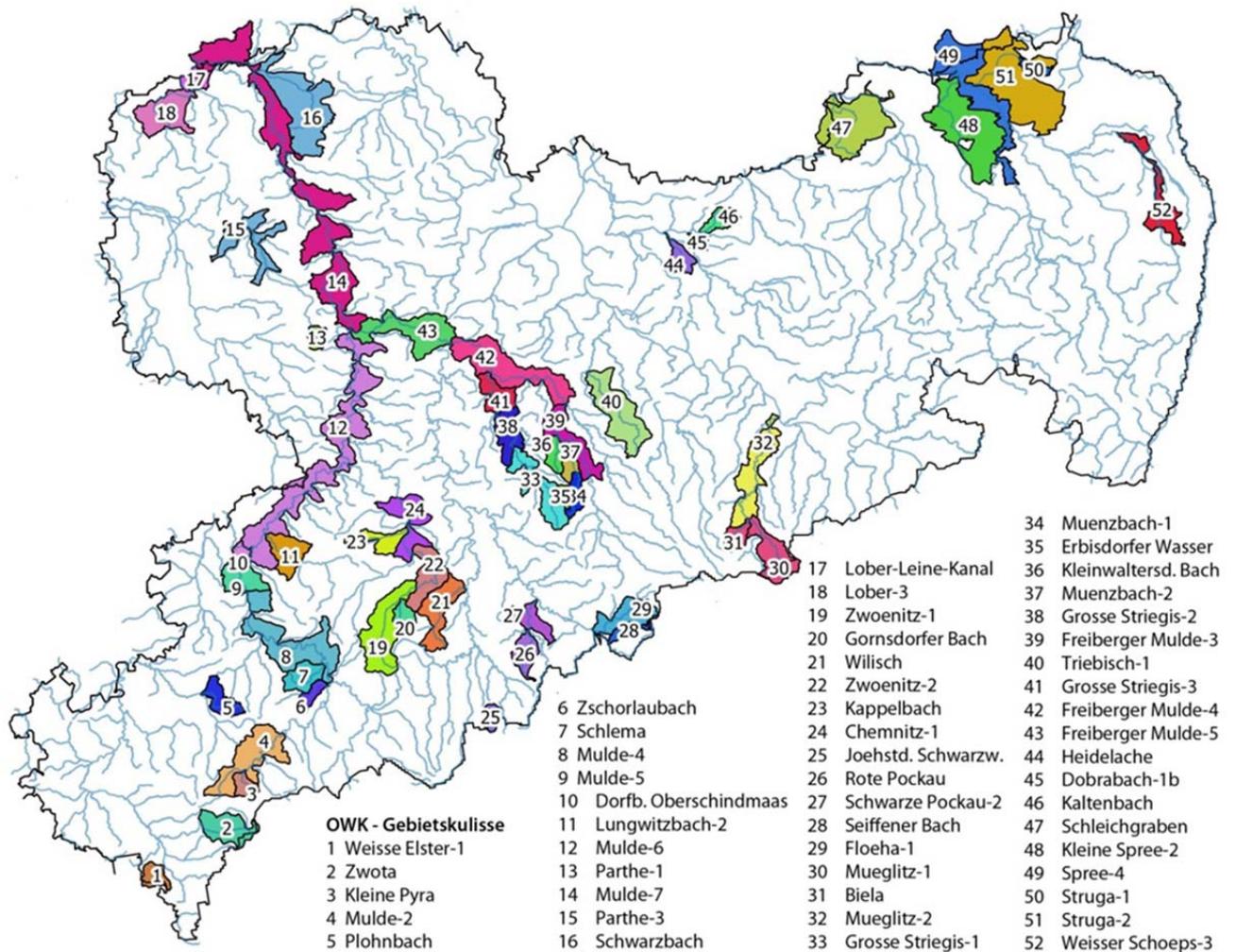


Abbildung 105: Übersicht der ausgewählten 52 Oberflächenwasserkörper (OWK). Die Einfärbung der OWK dient lediglich zur besseren Abgrenzung.

Tabelle 27: Stammdaten der ausgewählten 52 Oberflächenwasserkörper (OWK). HMWB: „heavily modified water body“.

OWK-Nr.	OWK-ID	OWK-Name	FG-Typ	HMWB	Fläche [km²]
1	DESN_566-1	Weißer Elster-1	5	NEIN	17,1
2	DESN_53234-1	Zwota	5	NEIN	43,9
3	DESN_541116	Kleine Pyra	5	NEIN	14,8
4	DESN_54-2	Mulde-2	5	NEIN	76,7
5	DESN_56624	Plohnbach	5	NEIN	25,8
6	DESN_54118-2	Zschorlaubach	5	JA	14,2
7	DESN_54134	Schlema	5	JA	28,6
8	DESN_54-4	Mulde-4	9	NEIN	106,1
9	DESN_54-5	Mulde-5	9.2	JA	33,4
10	DESN_54158	Dorfbach Oberschindmaas	5	JA	12,0
11	DESN_5416-2	Lungwitzbach-2	9	JA	37,8
12	DESN_54-6	Mulde-6	9.2	NEIN	199,1
13	DESN_5668-1	Parthe-1	16	NEIN	12,0
14	DESN_54-7	Mulde-7	17	NEIN	248,3
15	DESN_5668-3	Parthe-3	14	NEIN	52,7
16	DESN_5494	Schwarzbach	14	NEIN	119,4
17	DESN_5496-4	Lober-Leine-Kanal	15	JA	16,2
18	DESN_5496-3	Lober-3	15	JA	56,6
19	DESN_5418-1	Zwönitz-1	5	JA	79,8
20	DESN_541814	Gornsdorfer Bach	5	JA	18,1
21	DESN_54266	Wilisch	5	NEIN	52,1
22	DESN_5418-2	Zwönitz-2	9	NEIN	46,2
23	DESN_541892	Kappelbach	5	JA	26,4
24	DESN_5418-3	Chemnitz-1	9	JA	50,6
25	DESN_542644	Jöhstädter Schwarzwasser	5	NEIN	11,3
26	DESN_5426864	Rote Pockau	5	NEIN	24,7
27	DESN_542686-2	Schwarze Pockau-2	9	NEIN	25,9
28	DESN_5426822	Seiffener Bach	5	NEIN	11,2
29	DESN_54268-3	Flöha-1	9	NEIN	43,2
30	DESN_53718-1	Müglitz-1	9	NEIN	50,5
31	DESN_537184	Biela	5	NEIN	17,1
32	DESN_53718-2	Müglitz-2	9	NEIN	69,0
33	DESN_5424-1	Große Striegis-1	5	NEIN	50,4
34	DESN_54216-1	Münzbach-1	5	NEIN	16,4
35	DESN_542412	Erbisdorfer Wasser	5	JA	10,6

36	DESN_542192	Kleinwaltersdorfer Bach	5	NEIN	19,0
37	DESN_54216-2	Münzbach-2	5	JA	15,3
38	DESN_5424-2	Große Striegis-2	9	NEIN	33,1
39	DESN_542-3	Freiberger Mulde-3	9	NEIN	48,7
40	DESN_53732-1	Triebisch-1	5	NEIN	79,9
41	DESN_5424-3	Große Striegis-3	9	NEIN	30,4
42	DESN_542-4	Freiberger Mulde-4	9	NEIN	100,5
43	DESN_542-5	Freiberger Mulde-5	9.2	NEIN	76,7
44	DESN_538474	Heidelache	14	JA	18,7
45	DESN_53848-1b	Dobrabach-1b	14	NEIN	5,2
46	DESN_5384842	Kaltenbach	14	NEIN	19,4
47	DESN_538154	Schleichgraben	14	NEIN	107,2
48	DESN_58252-2	Kleine Spree-2	15	JA	130,2
49	DESN_582-4	Spree-4	15_g	NEIN	108,6
50	DESN_582512-1	Struga-1	11	NEIN	10,0
51	DESN_582512-2	Struga-2	14	NEIN	160,9
52	DESN_58248-3	Weißer Schöps-3	15	NEIN	47,1

4.1 Charakterisierung der 52 Oberflächenwasserkörper

Zur Charakterisierung der OWK wurden von den OWK-Messstellen Informationen zur Biologie und Chemie zusammengetragen. Hinsichtlich der Biologie wurde jedem der 52 OWK die ökologische Zustandsbewertung der drei biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Makrophyten & Phytobenthos und Fische sowie die daraus resultierende Gesamtbewertung zugeordnet (Tabelle 28). Auffällig ist, dass 23 der 52 OWK hinsichtlich der Qualitätskomponente Makrozoobenthos mit (sehr) gut bewertet werden (teilweise trifft dies auch für die Fische zu) während Makrophyten & Phytobenthos in nur drei der insgesamt 52 Fälle mit gut bewertet werden. Die vorangegangenen Analysen zeigen jedoch, dass auch beim Makrozoobenthos bereits bei Arsenkonzentrationen von 1,3 µg/l im Jahresmittel Veränderungen in den Biozönosen feststellbar sind. Empfindliche Taxa fallen aus und gegenüber Arsen tolerante Taxa nehmen in Frequenz und Abundanz zu. Allerdings spiegeln sich diese Veränderungen in den Biozönosen nicht in den Bewertungsergebnissen nach WRRL wider. Dies ist bei der späteren Auswahl der 10 OWK, für die exemplarisch verminderte Umweltziele ausgewiesen werden sollen, zu beachten.

Tabelle 28: Ökologische Zustandsklasse (ÖZK) der 52 ausgewählten Oberflächenwasserkörper

OWK-Nr.	OWK-Name	ÖZK_MZB	ÖZK_MP&PB	ÖZK_Fische	ÖZK Gesamt
1	Weißer Elster-1	3	3	3	3
2	Zwota	2	3	3	3
3	Kleine Pyra	2	2	4	4
4	Mulde-2	3	3	4	4
5	Plohnbach	4	3	3	4

6	Zschorlaubach	2	3	3	3
7	Schlema	2	4	3	4
8	Mulde-4	3	4	4	4
9	Mulde-5	2	4	4	4
10	Dorfbach Oberschindmaas	5	4	4	5
11	Lungwitzbach-2	3	4	4	4
12	Mulde-6	2	3	2	3
13	Parthe-1	2	2	5	5
14	Mulde-7	2	4	2	4
15	Parthe-3	5	4	4	5
16	Schwarzbach	3	3	3	3
17	Lober-Leine-Kanal	4	4	5	5
18	Lober-3	4	3	5	5
19	Zwönitz-1	4	3	3	4
20	Gornsdorfer Bach	2	4	3	4
21	Wilisch	3	3	3	3
22	Zwönitz-2	3	3	3	3
23	Kappelbach	5	4	5	5
24	Chemnitz-1	4	3	2	4
25	Jöhstädter Schwarzwasser	2	3	1	3
26	Rote Pockau	2	3	1	3
27	Schwarze Pockau-2	2	3	2	3
28	Seiffener Bach	2	3	4	4
29	Flöha-1	2	3	2	3
30	Müglitz-1	1	3	2	3
31	Biela	2	3	2	3
32	Müglitz-2	2	3	2	3
33	Große Striegis-1	2	3	3	3
34	Münzbach-1	5	3	5	5
35	Erbisdorfer Wasser	3	3	4	4
36	Kleinwaltersdorfer Bach	2	3	3	3
37	Münzbach-2	4	4	4	4
38	Große Striegis-2	2	3	2	3
39	Freiberger Mulde-3	3	3	3	3
40	Triebisch-1	3	4	4	4
41	Große Striegis-3	3	4	2	4
42	Freiberger Mulde-4	3	3	4	4
43	Freiberger Mulde-5	2	3	3	3

44	Heidelache	4	3	5	5
45	Dobrabach-1b	2	3	4	4
46	Kaltenbach	3	2	5	5
47	Schleichgraben	3	3	5	5
48	Kleine Spree-2	5	3	2	5
49	Spree-4	3	3	3	3
50	Struga-1	2	3	5	5
51	Struga-2	5	5	5	5
52	Weißer Schöps-3	4	3	3	4

Zur Charakterisierung der Belastungssituation der OWK durch Arsen und weitere allgemeine physikalisch-chemische Parameter (ACP), dient die folgende Tabelle 29. Die Arsenkonzentration wurde für Arsen_{gelöst} und Arsen_{gesamt} zum einen als Mittelwert/Jahr (arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten der drei aktuellsten Monitoringjahre) und zum anderen als Maximalwert aus den Einzelwerten der drei aktuellsten Monitoringjahre bestimmt.

Als allgemeine chemische und physikalisch-chemische Parameter (ACP) wurden die Parameter Chlorid, Leitfähigkeit (25°C), Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N, Sauerstoffgehalt, ortho-Phosphat-P, Gesamtphosphor, pH-Wert und Wassertemperatur ausgewählt. Die Parameter Sauerstoffgehalt und Wassertemperatur wurden auf ihr Wirkpotenzial bei Niedrigwasserverhältnissen hin untersucht und deshalb als Minimalwert/Jahr (arithmetisches Mittel aus den Jahresminimalwerten der drei aktuellsten Monitoringjahre) bzw. als Maximalwert/Jahr (arithmetisches Mittel aus den Jahresmaximalwerten der drei aktuellsten Monitoringjahre) dargestellt. Für den pH-Wert wurden der Minimalwert/Jahr und der Maximalwert/Jahr als untere und obere Schwelle bestimmt. Alle weiteren Parameter wurden als Mittelwert/Jahr (arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten der drei aktuellsten Monitoringjahre) ermittelt.

In der Tabelle 29 wurden Werte, welche die Orientierungswerte aus Halle & Müller (2014) überschreiten, rot markiert. Aus den Tabellen lässt sich entnehmen, dass die 52 OWK sowohl hinsichtlich der Biologie als auch der Belastungssituation (Arsen und ACP) sehr unterschiedlich sind. Während beispielsweise OWK Nr. 3, Kleine Pyra, hohe Arsenwerte aufweist, zeigt dieser OWK kaum eine anderweitige Belastung. Anders verhält sich beispielsweise die Situation in OWK Nr. 11 (Lungwitzbach-2). In diesem Gewässer sind die Arsenwerte in einem mittleren Bereich, während die Werte der ACP-Parameter oftmals die Orientierungswerte überschreiten.

In der Tabelle 30 sind zudem die Bewertungsergebnisse nach WRRL für jede Messstelle und biologische Qualitätskomponenten aufgeführt. Dies erlaubt nicht nur eine Einschätzung der Situation im OWK, sondern auch für die einzelnen Messstellen, deren Anzahl in jedem OWK durchaus unterschiedlich ist. Die ökologische Zustandsbewertung der Fische wurde für den gesamten OWK vorgenommen, in der Tabelle aber jeweils der biologisch repräsentativen Messstelle (RB) zugeordnet.

Tabelle 29: Arsenkonzentrationen von Arsen_{gelöst} (AS gel), Arsen_{gesamt} (AS ges) Arsen_{Sediment} (As Sed) sowie allgemeine chemische und physikalisch-chemische Parameter. Arsen ist dargestellt als Maximalwert (Max) aus den Einzelwerten der drei aktuellsten Monitoringjahre und als Mittelwert/Jahr (arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten der drei aktuellsten Monitoringjahre, MW). Arsen Sediment bezieht sich auf die Korngrößenfraktion < 0,063 mm. HGW: Geogener Hintergrundwert von Arsen. Die ACP sind dargestellt als Mittelwert/Jahr (arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten der drei aktuellsten Monitoringjahre). Rot markierte Werte überschreiten die nach Halle & Müller (2014) abgeleiteten Orientierungswerte.

OWK	MKZ	AS gel x [µg/L]	AS ges x [µg/L]	AS gelW [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed	AS gel [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed mg/kg	Cl ⁻ [mg/L]	LF [µS/cm]	NH ₄ -N [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]	NO ₃ -N [mg/L]	O ₂ -Min	oPO ₄ -P [mg/L]	pH Min	pH	TP [mg/L]	TWa [°C]
1	OBF49520	2,9	3,9	1,5	2,7	36			11,5	40,0	325	0,28	0,030	2,5	9,1	0,08	6,9	7,6	0,10	17,2
1	OBF49509	1,3		0,6					11,5	29,6	294	0,03	0,003	0,9	8,1	0,02	6,8	7,4	0,02	18,8
2	OBF46900	1,8	5,1	1,1	2,3	113			107	18,9	175	0,12	0,016	1,2	9,4	0,10	6,8	7,9	0,06	16,7
2	OBF46910	1,2	1,6	0,6	1,2				107	15,7	163	0,11	0,012	0,9	8,6	0,02	6,9	7,5	0,02	17,8
2	OBF46911	1,8		0,8					107	17,1	157	0,03	0,008	0,7	9,4	0,04	6,8	7,1	0,03	14,6
2	OBF46912	1,8		0,7					107	18,1	157	0,04	0,005	0,7	9,5	0,04	6,8	7,1	0,03	14,7
2	OBF46920	1,0	1,4	0,6	0,9				107	18,0	161	0,07	0,006	0,9	9,1	0,05	6,5	7,4	0,02	15,2
3	OBF40605	6,5	15,0	2,8	5,2				164	24,3	151	0,02	0,003	1,0	9,9	0,02	6,1	6,7	0,02	12,0
3	OBF40610	13,0	24,0	8,6	16,5	945			164	14,9	149	0,02	0,004	0,9	9,5	0,02	6,8	7,2	0,03	14,5
3	OBF40612	12,0	15,0	10,2	12,3				164	5,4	190	0,01	0,003	1,4	10,0	0,02	7,2	7,3	0,02	10,2
4	OBF38650	3,3	8,2	2,3	3,5	203			164	17,1	132	0,04	0,004	0,5	8,9	0,02	6,0	7,0	0,04	16,0
4	OBF38790	8,0	6,0	3,0	4,5				164	10,1	100	0,01	0,003	0,6	10,1	0,02	6,4	7,1	0,02	13,3
4	OBF38800	2,9	24,0	2,0	11,4				164	10,3	99	0,02	0,003	0,5	9,5	0,02	6,0	7,1	0,05	14,3
4	OBF38801	3,1		1,9					164	9,9	96	0,01	0,003	0,5	9,6	0,02	6,3	7,2	0,02	13,9

OWK	MKZ	AS gel x [µg/L]	AS ges x [µg/L]	AS gelW [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed	AS gel [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed mg/kg	Cl ⁻ [mg/L]	LF [µS/cm]	NH ₄ -N [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]	NO ₃ -N [mg/L]	O ₂ -Min	oPO ₄ -P [mg/L]	pH Min	pH	TP [mg/L]	TWa [°C]
4	OBF38850	2,2		1,5					164	9,9	94	0,02	0,003	0,5	9,3	0,02	6,3	7,1	0,03	14,7
4	OBF38900	4,0	5,9	1,6	3,1	163			164	10,4	100	0,02	0,003	0,5	9,4	0,02	6,2	7,0	0,03	14,3
4	OBF38701	10,0	17,0	8,2	17,0				164	5,2	129	0,01	0,003	0,5	10,1	0,03	6,0	6,4	0,102	10,7
4	OBF38802	6,7	1,2	1,2	0,8				164	1,7	49	0,02	0,003	0,4	9,6	0,02	4,5	5,7	0,03	13,2
4	OBF40600	1,7	2,4	1,2	1,7				164	43,0	260	0,17	0,006	1,9	9,1	0,06	6,6	7,1	0,02	16,4
4	OBF40601	1,8		1,2		44			164	35,8	236	0,09	0,005	1,6	9,4	0,06	6,9	7,4	0,03	15,6
5	OBF51810	2,0	6,8	1,4	2,4		1,4	18		25,0	273	0,18	0,033	3,3	6,7	0,28	6,9	7,3	0,25	18,6
5	OBF51811	5,5	9,6	3,7	5,8		1,4	18		29,8	329	0,12	0,039	2,5	7,7	0,06	6,9	7,4	0,100	19,9
5	OBF51820	11,0	18,0	3,6	6,3	235	1,4	18		32,1	373	0,05	0,022	2,6	7,95	0,03	7,3	7,7	0,08	20,5
6	OBF40670	18,0	36,0	11,6	16,6	213			164	32,3	250	0,04	0,004	2,2	9,5	0,09	6,9	7,6	0,09	14,7
6	OBF40672	38,0	73,0	34,3	43,3				164	6,0	149	0,01	0,003	5,8	10,4	0,051	6,7	7,0	0,03	10,9
7	OBF42000	150,0	140,0	77,5	90,0	335	1,9	2,8	65	31,7	284	0,02	0,022	2,7	9,2	0,11	7,1	8,0	0,05	18,1
7	OBF42030	46,0	23,0	26,1	22,0	773	1,9	2,8	65	16,0	193	0,02	0,005	3,4	7,3	0,06	7,0	7,9	0,03	20,6
7	OBF42001	290,0	300,0	251,7	267,5		1,9	2,8	65	44,0	451	0,01	0,003	2,8	10,1	0,29	7,5	7,8	0,10	12,8
7	OBF42029	2,5		1,7			1,9	2,8	65	18,2	217	0,02	0,024	6,9	8,1	0,07	6,7	7,1	0,04	16,2
8	OBF39200	22,0	16,0	11,3	11,8	160	1,9	2,8	65	38,8	312	0,13	0,015	1,7	8,4	0,17	6,8	7,4	0,11	17,2
8	OBF39205	21,0		12,0			1,9	2,8	65	38,5	320	0,08	0,013	1,8	9,2	0,25	7,2	7,5	0,103	17,1
8	OBF39206	16,0		10,3			1,9	2,8	65	37,6	311	0,12	0,014	1,8	9,2	0,19	6,8	7,3	0,16	16,5
8	OBF39400	19,0	19,0	10,3	11,3	123	1,9	2,8	65	38,7	327	0,07	0,016	2,2	9,4	0,21	6,9	7,8	0,12	18,2

OWK	MKZ	AS gel x [µg/L]	AS ges x [µg/L]	AS gelW [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed	AS gel [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed mg/kg	Cl ⁻ [mg/L]	LF [µS/cm]	NH ₄ -N [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]	NO ₃ -N [mg/L]	O ₂ -Min	oPO ₄ -P [mg/L]	pH Min	pH	TP [mg/L]	TWa [°C]
9	OBF39600	14,0	18,0	8,9	10,4	117	1,9	2,8	65	47,1	399	0,15	0,026	2,4	8,5	0,21	6,9	8,1	0,13	19,6
10	OBF39601	6,1	15,0	3,2	10,9	118	1,9	2,8	65	97,4	825	0,40	0,044	1,8	7,8	0,15	7,1	7,8	0,18	18,9
10	OBF42710	6,2		2,7			1,9	2,8	65	130,4	946	0,13	0,027	1,6	4,8	0,02	7,0	7,8	0,06	20,7
11	OBF42900	6,4	6,4	4,9	5,1		1,9	2,8	65	56,3	735	0,11	0,054	7,4	8,3	0,38	7,6	8,0	0,15	19,4
11	OBF42950	5,5	5,6	4,4	4,9		1,9	2,8	65	51,6	651	0,14	0,048	6,2	9,4	0,31	7,6	8,1	0,20	16,9
11	OBF43000	5,8	5,6	4,4	4,5	32	1,9	2,8	65	48,1	638	0,13	0,049	6,3	8,6	0,35	7,5	8,3	0,17	19,0
12	OBF39700	11,0		6,3						39,7	395	0,19	0,033	2,9	7,6	0,14	7,6	7,9	0,12	21,1
12	OBF39701	13,0		8,4						47,0	400	0,12	0,026	2,5	8,9	0,20	7,0	7,5	0,11	19,2
12	OBF39703	14,0		8,8						47,1	403	0,13	0,024	2,6	9,9	0,20	7,3	7,6	0,12	15,2
12	OBF39704	12,0		7,9						43,9	395	0,17	0,032	2,6	8,6	0,21	7,0	7,5	0,21	18,6
12	OBF39800	11,0	15,0	6,9	9,1					40,3	417	0,16	0,034	3,4	9,0	0,23	7,5	7,7	0,17	18,5
12	OBF39810	7,9	31,0	6,7	12,7					43,8	444	0,40	0,038	3,1	8,3	0,25	7,1	7,5	0,27	18,7
12	OBF40000	8,6	19,0	6,4	9,6	83				47,0	449	0,31	0,033	3,2	8,5	0,22	7,2	7,7	0,17	20,3
12	OBF40110	19,0		8,5						46,8	455	0,08	0,018	3,1	8,4	0,32	7,0	7,8	0,17	19,0
12	OBF40120	7,5		5,9						49,3	487	0,07	0,018	3,0	8,1	0,29	7,1	7,6	0,17	18,9
12	OBF40200	9,2	14,0	6,0	8,8					40,9	428	0,12	0,029	3,4	8,8	0,23	7,4	8,1	0,18	19,4
12	OBF40500	10,0	19,0	6,1	8,0	54				53,3	508	0,07	0,024	3,5	8,1	0,39	7,6	8,8	0,22	24,6
12	OBF39702	21,0		14,0						36,4	538	0,38	0,020	5,1	8,4	0,24	7,3	7,7	0,12	16,3
12	OBF40456										660				10,1		7,4	7,5		12,8

OWK	MKZ	AS gel x [µg/L]	AS ges x [µg/L]	AS gelW [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed	AS gel [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed mg/kg	Cl ⁻ [mg/L]	LF [µS/cm]	NH ₄ -N [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]	NO ₃ -N [mg/L]	O ₂ -Min	oPO ₄ -P [mg/L]	pH Min	pH	TP [mg/L]	TWa [°C]
13	OBF54740	1,2	1,8	0,9	1,4		1,5	3		16,3	433	0,05	0,004	3,6	8,6	0,02	6,3	7,2	0,03	17,3
13	OBF54750	3,6	4,0	2,0	2,7	43	1,5	3		42,2	631	1,32	0,204	6,9	5,6	1,02	7,2	7,6	0,47	18,0
14	OBA47600		22,0		10,4	95				52,2		0,12	0,022	4,0		0,16			0,18	
14	OBF47100	11,0		8,0						43,5	437	0,02	0,015	3,5	9,2	0,23	7,6	8,7	0,13	19,9
14	OBF47111	8,9	10,0	6,0	7,5					40,3	434	0,09	0,028	4,8	9,3	0,15	7,6	8,1	0,12	14,7
14	OBF47200	12,0	17,0	8,1	9,7					45,7	443	0,04	0,019	3,7	8,2	0,26	7,7	8,7	0,16	21,3
14	OBF47250	11,0	9,5	8,0	8,0					44,3	444	0,02	0,016	3,5	9,1	0,21	7,7	9,2	0,14	20,5
14	OBF47300	18,0	9,3	8,1	7,0					44,8	448	0,04	0,021	3,4	7,9	0,24	7,6	9,3	0,16	24,0
14	OBF47400	12,0	12,0	8,0	7,2					43,8	440	0,04	0,019	3,5	8,8	0,24	7,7	9,2	0,17	22,0
14	OBF47450	12,0	15,0	8,3	9,6					45,7	465	0,09	0,021	3,2	7,2	0,24	7,8	9,1	0,18	21,9
14	OBF47500	13,0	17,0	8,2	9,4					44,7	469	0,02	0,018	3,3	8,2	0,21	7,8	9,0	0,15	19,9
14	OBF47600	21,0	26,0	8,2	11,1	120				44,5	465	0,04	0,022	3,0	8,5	0,20	7,6	9,2	0,18	24,4
14	OBF47611	11,0		7,2						44,7	457	0,17	0,029	4,6	8,9	0,17	7,6	8,0	0,13	18,5
14	OBF47252	12,0	7,9	7,3	6,3					51,6	655	0,13	0,052	4,8	4,9	0,31	7,2	7,9	0,18	18,9
14	OBF47411	89,0		47,2						36,3	483	1,35	0,003	0,2	0,9	0,73	6,0	7,2	0,72	26,2
14	OBF47481	44,0		18,5						44,7	516	0,15	0,010	0,5	2,3	0,07	7,2	7,8	0,21	24,4
14	OBF47482	60,0		23,3						67,5	636	0,08	0,005	0,1	5,4	0,054	7,5	7,9	0,20	26,0
14	OBF47511	16,0		12,1						41,2	526	0,12	0,015	0,6	7,7	0,02	7,0	8,0	0,09	24,8
14	OBF47604	10,0	6,4	4,2	4,4					54,1	894	15,07	0,018	0,8	0,2	3,13	6,95	7,4	1,68	19,9

OWK	MKZ	AS gel x [µg/L]	AS ges x [µg/L]	AS gelW [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed	AS gel [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed mg/kg	Cl ⁻ [mg/L]	LF [µS/cm]	NH ₄ -N [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]	NO ₃ -N [mg/L]	O ₂ -Min	oPO ₄ -P [mg/L]	pH Min	pH	TP [mg/L]	TWa [°C]
15	OBF55000	2,6	2,6	1,5	1,8	31	1,5	3		50,2	754	0,15	0,036	5,9	3,5	0,03	6,3	7,2	0,11	18,8
15	OBF55100	2,0	1,3	0,5	0,7	47	1,5	3		51,5	744	0,27	0,025	4,0	6,9	0,03	6,1	7,2	0,08	17,7
15	OBF55101	3,0	3,1	1,5	1,7		1,5	3		164,1	1163	0,49	0,059	7,8	2,5	1,68	7,3	7,8	0,93	18,3
15	OBS00310	0,3	0,3	0,3	0,3		1,5	3		89,3	870	0,11	0,003	0,1	4,1	0,02	6,5	7,7	0,01	22,9
16	OBF49400	1,1	3,2	0,5	1,4					33,8	604	0,16	0,025	2,1	7,7	0,02	6,9	7,3	0,04	16,9
16	OBS00410	0,7	0,6	0,3	0,4	29				53,3	732	0,01	0,021	3,3	9,2	0,02	7,9	8,3	0,01	21,6
16	OBS00600	0,6	1,0	0,6	1,0					27,0	566	0,07	0,007	0,7	12,1	0,02	6,0	6,0	0,01	8,5
16	OBS00610	1,3	1,6	0,8	1,1	26				28,1	578	0,03	0,003	0,8	8,7	0,02	5,2	6,4	0,01	23,3
17	OBF49200	1,2	4,1	0,8	1,5	52				114,2	1394	0,41	0,067	2,5	4,9	0,04	7,3	7,7	0,14	20,4
18	OBF48900	1,5	2,0	1,1	1,3					78,9	1450	0,09	0,025	2,6	6,1	0,73	7,3	7,5	0,33	16,9
18	OBF49000	1,8	3,2	1,2	1,8					106,5	1488	0,28	0,049	1,7	4,1	0,17	7,2	7,5	0,21	18,7
18	OBF49100	1,3		0,9						100,4	1442	0,23	0,042	2,0	3,6	0,03	7,3	7,5	0,16	19,6
18	OBF49150	1,3	3,6	0,8	1,6	57				137,8	1574	0,74	0,074	2,0	3,9	0,02	7,3	7,6	0,14	19,8
19	OBF43910	0,6	1,8	0,3	0,7					15,3	129	0,05	0,004	1,0	9,4	0,02	5,3	6,9	0,02	14,5
19	OBF44000	1,4		0,9						23,3	248	0,16	0,016	3,8	9,0	0,07	7,0	7,7	0,06	19,0
19	OBF44030	2,3		1,3						22,5	279	0,07	0,021	3,9	9,2	0,11	7,0	7,9	0,10	17,0
19	OBF44040	2,1		1,2						22,8	283	0,06	0,021	4,0	9,1	0,11	7,1	7,6	0,05	16,6
19	OBF44050	3,5		1,4						23,1	264	0,11	0,021	4,3	9,0	0,08	7,3	7,7	0,06	16,5
19	OBF44100	2,0	2,1	1,3	1,7	41				45,8	412	0,17	0,037	5,3	8,8	0,39	6,9	7,5	0,17	17,5

OWK	MKZ	AS gel x [µg/L]	AS ges x [µg/L]	AS gelW [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed	AS gel [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed mg/kg	Cl ⁻ [mg/L]	LF [µS/cm]	NH ₄ -N [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]	NO ₃ -N [mg/L]	O ₂ -Min	oPO ₄ -P [mg/L]	pH Min	pH	TP [mg/L]	TWa [°C]
19	OBF44150	2,5		1,4						35,6	333	0,26	0,036	4,9	8,5	0,32	7,3	7,6	0,15	17,2
20	OBF44101	9,3	16,0	4,8	5,4	83				30,3	323	0,11	0,022	4,9	9,0	0,61	7,2	7,7	0,23	17,1
21	OBF36780	84,0	110,0	76,0	106,3		2,6	4,5	510	14,7	301	0,01	0,003	1,1	10,6	0,052	6,4	6,8	0,02	8,5
21	OBF36793	69,0	64,0	42,4	52,8	2150	2,6	4,5	510	23,9	229	0,06	0,010	2,0	9,4	0,09	6,9	7,7	0,07	13,1
21	OBF36795	440,0	470,0	322,2	380,8		2,6	4,5	510	24,9	317	0,01	0,003	2,1	9,5	0,37	7,3	7,5	0,13	13,6
21	OBF36797	75,0	100,0	42,7	65,0		2,6	4,5	510	21,7	218	0,03	0,022	1,8	8,3	0,10	6,8	7,3	0,08	16,2
21	OBF36798	110,0		65,5			2,6	4,5	510	32,3	348	0,74	0,040	5,6	7,9	0,32	7,1	7,5	0,20	15,3
21	OBF36800	130,0	120,0	80,5	81,7	583	2,6	4,5	510	32,7	336	0,19	0,032	4,4	9,1	0,51	7,2	7,8	0,28	17,0
21	OBF36790	64,0	67,0	53,0	58,5		2,6	4,5	510	20,5	235	0,01	0,011	2,8	12,3	0,09	7,0	7,2	0,05	5,5
21	OBF36791	16,0		8,9			2,6	4,5	510	24,1	210	0,16	0,019	1,1	7,5	0,07	6,9	7,5	0,10	19,7
21	OBF36792	43,0		35,5			2,6	4,5	510	20,0	329	0,03	0,003	1,5	9,9	0,04	6,9	7,8	0,07	12,3
21	OBF36794	450,0	540,0	280,8	418,0		2,6	4,5	510	26,9	354	0,02	0,004	2,4	9,2	0,27	6,7	7,1	0,11	13,1
22	OBF44200	2,7		1,5						35,3	328	0,18	0,035	4,8	8,5	0,28	7,3	7,6	0,14	14,5
22	OBF44400	3,3	3,3	1,8	2,2	37				41,9	392	0,06	0,031	5,1	9,1	0,41	7,2	7,8	0,17	18,2
22	OBSL0344	0,8		0,6																
23	OBF45900	6,2	6,2	3,9	4,7	39				61,5	625	0,19	0,041	5,3	8,7	0,21	7,6	8,1	0,12	16,2
23	OBF45902	6,6		4,1						83,2	698	0,08	0,031	5,4	9,1	0,19	7,4	8,3	0,104	16,9
23	OBF45903	6,5		4,0						82,8	695	0,22	0,031	5,4	9,4	0,24	7,5	8,3	0,13	17,2
24	OBF44700	3,9	4,0	1,9	2,3	27				58,9	494	0,07	0,038	5,4	9,0	0,41	7,4	7,9	0,17	18,2

OWK	MKZ	AS gel x [µg/L]	AS ges x [µg/L]	AS gelW [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed	AS gel [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed mg/kg	Cl ⁻ [mg/L]	LF [µS/cm]	NH ₄ -N [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]	NO ₃ -N [mg/L]	O ₂ -Min	oPO ₄ -P [mg/L]	pH Min	pH	TP [mg/L]	TWa [°C]
25	OBF36601	1,2	3,5	0,7	1,5	55	2,6	4,5	510	10,4	145	0,02	0,007	1,3	9,5	0,13	6,9	7,5	0,07	15,4
26	OBF38100	7,5	6,7	4,8	5,4		1,6	1,8	104	33,1	250	0,05	0,016	2,8	9,4	0,37	6,9	7,5	0,17	15,9
26	OBF38200	5,0	33,0	2,0	4,5		1,6	1,8	104	5,3	93	0,03	0,003	0,5	8,9	0,02	5,3	6,4	0,03	14,7
26	OBF38101	24,0	83,0	20,2	83,0		1,6	1,8	104	61,0	467	0,01	0,003	3,7	10,3	0,03	7,2	7,6	0,08	11,8
26	OBF38190	26,0	73,0	17,7	34,3		1,6	1,8	104	34,3	277	0,01	0,003	3,6	10,0	0,051	6,7	7,0	0,06	10,8
26	OBF38203	2,5		1,7			1,6	1,8	104	4,3	75	0,01	0,003	0,5	9,7	0,03	5,1	5,4		12,8
26	OBF38204	4,6		2,8			1,6	1,8	104	4,3	70	0,01	0,003	0,4	10,2	0,06	4,5	4,6		12,9
26	OBF38205	9,3		9,3			1,6	1,8	104	4,4	73	0,04	0,014	0,3	8,2	0,29	4,0	4,0		14,8
27	OBF37950	5,2	9,8	5,2	9,8		1,6	1,8	104	26,0	220	0,03	0,003	2,3	10,3	0,16	7,2	7,2	0,07	11,5
27	OBF38000	11,0	9,2	5,0	6,1		1,6	1,8	104	29,4	233	0,04	0,007	2,1	9,3	0,21	6,9	7,5	0,11	16,1
28	OBF37401	24,0	21,0	17,8	13,0		1,6	1,8	104	27,2	253	0,03	0,005	3,3	9,8	0,88	7,0	7,6	0,33	13,5
28	OBF37404	53,0	40,0	40,3	34,0		1,6	1,8	104	23,1	258	0,01	0,003	4,0	9,0	0,15	6,45	6,8	0,05	9,8
29	OBF37000	2,2	6,8	1,7	2,4	58			45	12,1	167	0,02	0,008	2,7	9,4	0,14	6,8	7,5	0,07	15,1
30	OBF07700	1,4	3,3	1,0	1,8	85	6,6	12	123	5,8	120	0,03	0,003	1,2	9,8	0,02	7,4	7,7	0,02	13,6
30	OBF07800	10,0	10,0	5,4	6,5	135	6,6	12	123	22,0	198	0,06	0,004	1,7	9,6	0,48	7,2	7,6	0,21	15,1
31	OBF08300	65,0	120,0	42,7	85,8	8575	6,6	12	123	24,3	225	0,06	0,003	1,1	9,9	0,02	7,2	7,7	0,05	13,6
31	OBF08301	97,0		43,0			6,6	12	123	20,8	206	0,04	0,007	0,9	10,4	0,02	7,2	8,2	0,08	9,7
31	OBF08302	3,9	4,5	2,3	2,7	278	6,6	12	123	35,4	197	0,07	0,003	1,3	9,2	0,02	6,7	7,4	0,02	15,0
31	OBF08350	1,3	8,2	0,8	5,2		6,6	12	123	13,0	398	0,05	0,020	1,6	10,4	0,02	8,2	10,2	0,03	11,6

OWK	MKZ	AS gel x [µg/L]	AS ges x [µg/L]	AS gelW [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed	AS gel [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed mg/kg	Cl ⁻ [mg/L]	LF [µS/cm]	NH ₄ -N [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]	NO ₃ -N [mg/L]	O ₂ -Min	oPO ₄ -P [mg/L]	pH Min	pH	TP [mg/L]	TWa [°C]
31	OBF08360	120,0	270,0	79,5	191,7	14088	6,6	12	123	14,6	244	0,05	0,007	0,9	9,9	0,02	7,1	7,7	0,103	12,8
32	OBF08100	18,0	18,0	12,2	15,3	165	6,6	12	123	25,3	271	0,21	0,012	3,2	9,4	0,31	7,4	8,0	0,15	16,7
32	OBF08110	21,0	36,0	11,3	15,1	153	6,6	12	123	23,2	265	0,03	0,008	3,0	9,3	0,21	7,4	8,1	0,12	19,2
32	OBF08200	21,0	16,0	10,1	12,7		6,6	12	123	29,1	330	0,08	0,017	3,7	9,6	0,24	7,5	8,8	0,24	20,5
33	OBF33710	13,0	15,0	7,5	9,1				131	24,2	316	0,03	0,018	7,3	9,0	0,23	7,3	7,6	0,12	16,8
33	OBF33603	5,3	7,7	3,7	6,7				131	8,2	341	0,02	0,003	2,1	10,1	0,02	6,9	7,4	0,02	9,7
33	OBF33650	2,7	24,0	1,7	13,7				131	20,2	388	0,01	0,003	5,2	10,6	0,02	6,8	7,6	0,02	9,9
34	OBF32901	31,0	37,0	16,0	27,9	1156			131	67,0	426	0,07	0,300	5,6	8,4	0,04	6,6	7,4	0,09	20,0
34	OBF32906	3,7		2,5					131	3,9	118	0,04	0,003	0,6	8,8	0,02	5,2	6,8	0,04	17,8
34	OBF32908	11,0		9,9					131	15,3	218	0,08	0,018	3,1	6,9	0,06	6,9	7,4	0,10	19,0
34	OBF32905	6,8		3,4					131	13,4	216	0,04	0,013	3,9	9,3	0,02	7,2	8,4	0,07	18,7
34	OBF32907	1,0		0,9					131	9,4	146	0,03	0,004	2,4	9,2	0,03	7,3	7,5	0,02	16,9
35	OBF33601	17,0	30,0	9,4	14,0				131	26,5	319	0,04	0,015	6,1	8,1	0,06	7,0	7,5	0,03	15,1
36	OBF31601	5,3	5,4	2,9	3,3	251			131	25,0	320	0,04	0,010	6,4	7,6	0,052	7,2	7,5	0,05	18,9
36	OBF31602	3,1		1,8					131	24,8	297	0,08	0,026	6,4	8,8	0,12	7,2	7,7	0,08	14,6
36	OBF31605	1,1		0,8					131	18,0	301	0,04	0,008	7,4	9,0	0,03	6,8	7,8	0,03	16,0
37	OBF32895	3,4	4,9	2,1	2,8				131	198,3	1388	0,72	0,078	5,9	7,0	0,30	7,0	7,5	0,33	21,2
37	OBF32900	36,0	28,0	19,4	21,7	1291			131	139,2	876	0,104	0,098	5,4	8,6	0,32	7,7	8,3	0,21	20,4
37	OBF32903	46,0	37,0	16,8	28,4				131	86,5	593	0,07	0,157	4,3	8,7	0,21	7,5	8,6	0,23	21,1

OWK	MKZ	AS gel x [µg/L]	AS ges x [µg/L]	AS gelW [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed	AS gel [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed mg/kg	Cl ⁻ [mg/L]	LF [µS/cm]	NH ₄ -N [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]	NO ₃ -N [mg/L]	O ₂ -Min	oPO ₄ -P [mg/L]	pH Min	pH	TP [mg/L]	TWa [°C]
38	OBF33800	26,0	25,0	13,7	14,5				131	32,2	377	0,03	0,016	6,4	9,4	0,32	7,6	7,8	0,15	16,7
39	OBF31501	13,0	59,0	11,2	32,7				131	41,7	862	1,01	0,041	1,8	9,1	0,15	5,9	7,7	0,24	12,5
39	OBF31502	17,0	32,0	8,7	22,8				131	855,7	5145	1,25	0,346	1,4	6,8	0,06	6,5	8,6	0,05	30,5
39	OBF31510	8,2	19,0	3,3	5,7				131	58,6	401	0,08	0,018	4,3	8,3	0,08	6,9	7,5	0,08	19,5
39	OBF31520	5,6	8,3	3,9	5,1				131	44,4	345	0,03	0,011	4,5	9,4	0,051	7,3	7,9	0,07	17,4
39	OBF31600	8,9	12,0	4,6	7,1	960			131	57,4	403	0,05	0,010	4,2	8,1	0,04	7,2	7,7	0,05	19,6
39	OBF31610	14,0	14,0	8,7	8,8				131	86,0	567	0,08	0,019	3,9	9,3	0,09	7,4	7,9	0,09	15,4
39	OBF31700	17,0	51,0	9,0	16,7	524			131	76,9	536	0,06	0,018	4,4	8,8	0,10	7,3	8,1	0,11	20,3
39	OBF31701	15,0	19,0	10,8	9,5				131	85,3	582	0,06	0,022	3,8	9,1	0,11	7,7	8,1	0,12	18,6
39	OBF31511	4,8	18,0	2,9	12,2				131	35,7	2227	0,40	0,008	3,9	9,8	0,02	4,9	6,8	0,04	11,0
39	OBF31521	0,8	1,9	0,8	1,9				131	51,0	470	0,01	0,003	12,0	12,2	0,02	6,6	6,6	0,02	6,6
39	OBF31530	2,2	8,4	1,7	3,2				131	92,0	755	0,02	0,003	5,5	10,0	0,02	6,9	7,2	0,03	15,0
39	OBF31540	3,8	11,0	2,0	5,3	278			131	146,8	1150	1,03	0,074	8,7	5,9	0,02	6,8	7,5	0,05	20,2
39	OBF31541	56,0	1000,0	33,7	570,0				131	94,0	859	0,13	0,003	4,7	9,5	0,02	6,4	6,5	0,26	12,0
39	OBF33010	8,9	28,0	3,3	15,9				131	71,7	800	0,06	0,003	2,5	9,5	0,02	4,8	6,0	0,02	16,0
39	OBF33020	13,0	59,0	6,5	41,0				131	96,7	859	0,07	0,003	1,9	10,4	0,02	6,9	7,6	0,02	13,0
39	OBF33030	5,8	53,0	3,6	31,9				131	80,9	788	0,05	0,003	2,8	9,9	0,02	5,8	7,3	0,02	11,7
40	OBF12600	1,9	3,7	1,1	1,5					10,3	156	0,03	0,003	0,6	9,2	0,02	6,7	7,7	0,02	16,3
40	OBF12690	10,0	12,0	8,1	9,1					22,6	295	0,05	0,013	4,0	9,0	0,08	7,4	7,9	0,07	18,4

OWK	MKZ	AS gel x [µg/L]	AS ges x [µg/L]	AS gelW [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed	AS gel [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed mg/kg	Cl ⁻ [mg/L]	LF [µS/cm]	NH ₄ -N [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]	NO ₃ -N [mg/L]	O ₂ -Min	oPO ₄ -P [mg/L]	pH Min	pH	TP [mg/L]	TWa [°C]
40	OBF12700	14,0	14,0	6,8	6,9					19,8	274	0,05	0,012	3,7	9,4	0,12	7,3	7,7	0,08	16,1
40	OBF12710	9,4	20,0	5,0	6,5	41				30,0	408	0,04	0,012	4,0	8,9	0,16	7,4	8,0	0,09	17,2
40	OBF12601	2,9		2,9						31,2	401	0,18	0,066	9,7	10,1	0,36	7,4	7,6	0,20	12,9
41	OBF33900	23,0	22,0	11,3	14,0	98			131	35,7	406	0,05	0,019	6,0	8,9	0,30	7,3	7,9	0,16	17,4
42	OBF31710	14,0	73,0	9,2	18,5				131	65,6	501	0,05	0,019	4,8	9,3	0,14	7,6	8,1	0,12	18,8
42	OBF31800	21,0	35,0	11,3	17,2				131	71,8	541	0,06	0,017	4,7	8,1	0,20	7,6	7,9	0,14	18,7
42	OBF31850	17,0	18,0	14,4	13,6				131	83,8	599	0,07	0,016	4,1	8,6	0,23	7,7	8,0	0,16	19,8
42	OBF31900	18,0	20,0	11,5	13,8				131	74,7	556	0,09	0,017	4,5	8,5	0,21	7,7	7,9	0,14	21,0
42	OBF31950	19,0	19,0	11,8	13,4				131	62,9	508	0,13	0,020	4,8	8,4	0,23	7,5	7,9	0,19	20,4
42	OBF32000	22,0	35,0	10,6	19,9	238			131	58,1	487	0,12	0,022	5,1	7,4	0,20	7,4	7,8	0,18	20,6
42	OBF32010	21,0		12,6					131	58,2	493	0,12	0,020	4,8	7,6	0,19	7,4	7,7	0,17	21,2
42	OBF31714	160,0	180,0	152,5	167,5				131	83,5	943	0,01	0,003	8,6	7,5	0,17	7,2	7,4	0,09	10,8
42	OBF31730	1,5	2,6	1,0	2,0				131	86,2	743	0,12	0,061	13,8	9,6	0,14	7,2	7,7	0,09	11,3
42	OBF31806	5,7	15,0	3,2	9,5				131	12,0	800	0,02	0,003	0,4	7,4	0,02	7,4	7,5	0,02	10,7
43	OBF32200	15,0		9,5						37,3	385	0,05	0,017	3,1	8,8	0,17	7,7	8,3	0,14	20,6
43	OBF32300	22,0	29,0	9,3	12,4	101				37,5	376	0,03	0,016	3,2	8,5	0,15	7,6	9,2	0,13	25,0
44	OBF29803	12,0	7,5	5,9	5,4		0,975	1,7		38,0	735	1,61	0,100	4,3	1,3	0,84	7,0	7,3	0,33	16,3
44	OBF29804	1,0	1,4	0,7	1,2		0,975	1,7		47,5	683	3,38	0,173	9,0	5,4	1,21	7,1	7,5	0,65	17,9
44	OBF29805	0,6	0,8	0,4	0,8		0,975	1,7		32,5	552	0,06	0,050	8,1	12,0	0,11	7,8	8,2	0,08	8,9

OWK	MKZ	AS gel x [µg/L]	AS ges x [µg/L]	AS gelW [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed	AS gel [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed mg/kg	Cl ⁻ [mg/L]	LF [µS/cm]	NH ₄ -N [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]	NO ₃ -N [mg/L]	O ₂ -Min	oPO ₄ -P [mg/L]	pH Min	pH	TP [mg/L]	TWa [°C]
45	OBF30950	3,2	4,4	1,5	2,5		0,975	1,7		36,3	388	0,05	0,007	0,3	5,2	0,04	7,0	7,5	0,09	17,6
46	OBF30955	1,6	0,9	0,5	0,6	43	0,975	1,7		12,3	257	0,06	0,003	0,6	7,9	0,02	6,0	6,6	0,04	14,3
46	OBF30949						0,975	1,7		18,3	262	0,04	0,007	0,4	2,0	0,03	6,8	7,6	0,06	18,0
47	OBF27800	0,9	0,9	0,3	0,4		0,81	1,2		24,2	727	0,29	0,004	0,4	7,8	0,02	5,9	6,5	0,03	17,5
47	OBF27801	7,9	28,0	3,3	15,8	188	0,81	1,2		24,9	797	1,60	0,018	0,9	7,6	0,03	6,6	7,0	0,09	15,2
47	OBF27802	11,0	34,0	3,0	18,6		0,81	1,2		24,9	803	1,70	0,020	0,8	7,5	0,02	6,5	6,9	0,08	15,3
47	OBF27803	1,1	1,9	0,7	1,0		0,81	1,2		14,2	291	0,16	0,005	0,6	8,3	0,02	6,2	6,5	0,02	15,3
48	OBF21956	0,6		0,4			1,2	1,8		25,5	358	0,19	0,027	3,3	10,1	0,04	7,1	7,5	0,12	10,5
48	OBF21957	0,6		0,4			1,2	1,8		26,5	367	0,19	0,022	3,0	10,4	0,03	7,2	7,5	0,09	10,9
48	OBF21958	0,3		0,3			1,2	1,8		26,3	368	0,18	0,024	2,9	10,8	0,03	7,2	7,6	0,09	11,1
48	OBF21959	0,6		0,4			1,2	1,8		26,5	365	0,16	0,023	3,0	10,1	0,03	7,3	7,8	0,09	10,9
48	OBF21960	0,6		0,3			1,2	1,8		27,0	367	0,12	0,023	3,1	11,7	0,04	7,4	8,1	0,09	11,6
48	OBF22000	0,6	1,2	0,5	0,9		1,2	1,8		26,0	364	0,15	0,022	2,9	10,4	0,04	7,2	7,5	0,09	10,7
48	OBF22100	11,0	11,0	3,5	5,3	104	1,2	1,8		37,7	994	0,44	0,010	1,0	7,1	0,02	6,0	6,9	0,05	20,7
48	OBF22101	5,1	6,7	2,7	3,9		1,2	1,8		34,5	732	0,20	0,019	2,3	10,8	0,02	6,9	7,1	0,07	11,2
49	OBF21110	2,0	15,0	0,6	1,5					42,5	495	0,12	0,039	4,3	8,6	0,02	7,3	7,7	0,16	21,3
49	OBF21200	1,1	1,9	0,3	0,7					28,8	613	0,16	0,028	2,0	9,1	0,02	7,6	8,4	0,07	19,7
49	OBF21250	0,9	2,0	0,3	0,8					26,7	955	0,40	0,034	1,5	9,1	0,02	7,8	8,2	0,06	18,7
49	OBF21290	1,5	2,3	0,8	1,6					26,7	936	0,34	0,040	1,5	7,7	0,02	7,2	7,5	0,05	19,2

OWK	MKZ	AS gel x [µg/L]	AS ges x [µg/L]	AS gelW [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed	AS gel [µg/L]	AS ges [µg/L]	AS Sed mg/kg	Cl ⁻ [mg/L]	LF [µS/cm]	NH ₄ -N [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]	NO ₃ -N [mg/L]	O ₂ -Min	oPO ₄ -P [mg/L]	pH Min	pH	TP [mg/L]	TWa [°C]
49	OBF21300	2,3	3,0	0,9	1,9					26,1	974	0,38	0,036	1,5	7,8	0,02	6,9	7,2	0,04	19,0
49	OBF21400	2,2	3,2	0,8	1,8	69				28,3	1055	0,42	0,034	1,1	8,2	0,02	7,0	7,3	0,03	19,2
50	OBF25800						1,2	1,8		128,5	1055	1,60	0,053	0,7	3,1	0,08	6,1	7,5	0,21	19,8
50	OBF25900	0,3	0,6	0,3	0,3		1,2	1,8		8,4	112	0,13	0,004	0,2	4,4	0,02	6,1	6,3	0,07	13,9
50	OBF25950	1,3	1,6	0,9	1,3		1,2	1,8		59,6	640	0,77	0,023	0,6	7,0	0,02	5,6	6,5	0,08	18,2
51	OBF26000						1,2	1,8		102,3	967	0,91	0,028	1,1	6,8	0,02	4,9	6,9	0,10	18,4
51	OBF26050	1,3	1,6	0,8	1,2		1,2	1,8		51,5	556	0,28	0,011	0,7	7,0	0,04	6,0	7,0	0,08	20,0
51	OBF26100						1,2	1,8		12,5	548	0,36	0,000	0,3	9,7	0,02	6,0	6,2	0,06	13,5
51	OBF26200	9,8	19,0	6,1	11,7		1,2	1,8		25,6	1462	1,14	0,004	0,1	8,4	0,02	4,3	5,7	0,04	15,0
52	OBF25000	0,7	1,1	0,4	0,9	41	0,89	1,4		32,2	439	0,06	0,022	3,2	6,7	0,02	6,9	7,4	0,03	17,9

Tabelle 30: Ökologische Zustandsbewertung der biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Makrophyten + Phytobenthos, Phytoplankton aus den Jahren 2009 bis 2016 und Fische aus dem Jahr 2016. RB: Repräsentative Biologiemessstelle. RC: Repräsentative Chemiemessstelle.

OWK-Nr.	OWK-Name	MKZ	RC/RB	MZB_2009	MZB_2010	MZB_2011	MZB_2012	MZB_2013	MZB_2014	MZB_2015	MZB_2016	MP+PB_2009	MP+PB_2010	MP+PB_2011	MP+PB_2012	MP+PB_2013	MP+PB_2014	MP+PB_2015	MP+PB_2016	PP_2009	PP_2010	PP_2011	PP_2012	PP_2013	PP_2014	PP_2015	PP_2016	Fische_2016
1	Weißer Elster-1	OBF49520	RC/RB				3				2					3			2									3
2	Zwota	OBF46900	RC/RB			3							3				3	3										3
2	Zwota	OBF46910				2							3															
3	Kleine Pyra	OBF40610	RC/RB	3			2		2	2					2													4
4	Mulde-2	OBF38650											3															
4	Mulde-2	OBF38801	RB	3					2							3												4
5	Plohnbach	OBF51810	RB		4			4		3						3												3
6	Zschorlaubach	OBF40670	RC/RB				2								3				2									3
7	Schlema	OBF42000	RC/RB	3		2			3				4				4		4									3
8	Mulde-4	OBF39405	RB			3				3		3	3				4		3									4
9	Mulde-5	OBF39600	RC/RB			2						3	4				4		3									4
10	Dorfbach Oberschindmaas	OBF39601	RC/RB			5			5				4															4
11	Lungwitzbach-2	OBF43000	RC/RB			4	3		3		3		4						4									4
12	Mulde-6	OBF40500	RC																	2	2	2	3			3	3	3
12	Mulde-6	OBF40501	RB	2		2	2			2		3	3					4										3
13	Parthe-1	OBF54740					2								2													
13	Parthe-1	OBF54741					3		3						2		2	2										
13	Parthe-1	OBF54750	RC/RB						5								3											5

OWK-Nr.	OWK-Name	MKZ	RC/RB	MZB_2009	MZB_2010	MZB_2011	MZB_2012	MZB_2013	MZB_2014	MZB_2015	MZB_2016	MP+PB_2009	MP+PB_2010	MP+PB_2011	MP+PB_2012	MP+PB_2013	MP+PB_2014	MP+PB_2015	MP+PB_2016	PP_2009	PP_2010	PP_2011	PP_2012	PP_2013	PP_2014	PP_2015	PP_2016	Fische_2016	
14	Mulde-7	OBF47100			2					2																			
14	Mulde-7	OBF47111			2																								
14	Mulde-7	OBF47200								2																			
14	Mulde-7	OBF47300					2			2																			
14	Mulde-7	OBF47430									2																		
14	Mulde-7	OBF47440		2		2				2																			
14	Mulde-7	OBF47500								2																			
14	Mulde-7	OBF47600	RC/RB	2		2	2	2	2	2	2	4		3	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3		3	3	3	2
14	Mulde-7	OBF47611				2				2																			
15	Parthe-3	OBF55000			4							3		4															
15	Parthe-3	OBF55100	RC/RB						5		4						4		3									4	
16	Schwarzbach	OBF49400	RC/RB			3			3	3				3					3									4	
17	Lober-Leine-Kanal	OBF49200	RC/RB			4			3					4														5	
18	Lober-3	OBF49150	RC/RB			4			4					3														5	
19	Zwönitz-1	OBF43910		2			4	3		3																			
19	Zwönitz-1	OBF44100	RC/RB	4		4		3		3				3		3												3	
20	Gornsdorfer Bach	OBF44101	RC/RB	3		2			2					4			3											3	
21	Wilisch	OBF36800	RC/RB			3			3		3	3		3												3		3	
22	Zwönitz-2	OBF44401	RB				2		3		2			3				3										3	
23	Kappelbach	OBF45901	RB				5			4					4													4	

OWK-Nr.	OWK-Name	MKZ	RC/RB	MZB_2009	MZB_2010	MZB_2011	MZB_2012	MZB_2013	MZB_2014	MZB_2015	MZB_2016	MP+PB_2009	MP+PB_2010	MP+PB_2011	MP+PB_2012	MP+PB_2013	MP+PB_2014	MP+PB_2015	MP+PB_2016	PP_2009	PP_2010	PP_2011	PP_2012	PP_2013	PP_2014	PP_2015	PP_2016	Fische_2016	
24	Chemnitz-1	OBF44700	RC/RB			4			3		4	3		3					4										2
25	Jöhstädter Schwarzwasser	OBF36601	RC/RB					2								3			3										2
26	Rote Pockau	OBF38100	RC/RB				2				2			2				3		3									2
26	Rote Pockau	OBF38200		3	3		3		3	3	2	2	2		2		3		2										
27	Schwarze Pockau-2	OBF38000	RC/RB		2			2			2			2		3			3										2
28	Seiffener Bach	OBF37401	RC/RB					2							3														3
29	Flöha-1	OBF37000	RC/RB	2	2			2				2				3			2										3
30	Müglitz-1	OBF07700					2			2					2				2										
30	Müglitz-1	OBF07800	RC/RB	2			1					3	2		3				3										2
31	Biela	OBF08301	RB		2			2								3													2
32	Müglitz-2	OBF08100	RB			2		2	2				3			3			4										2
33	Große Striegis-1	OBF33710	RC/RB				2								3														4
34	Münzbach-1	OBF32901	RC/RB		3			5		4						3													5
35	Erbisdorfer Wasser	OBF33601	RC/RB		4			3								3													3
36	Kleinwaltersdorfer Bach	OBF31601	RC/RB					2								3			3										4
36	Kleinwaltersdorfer Bach	OBF31602					3						3																
37	Münzbach-2	OBF32900	RC/RB				4			3					4				4										3
38	Große Striegis-2	OBF33801	RB				2					3		3			3												2
39	Freiberger Mulde-3	OBF31610			2																								
39	Freiberger Mulde-3	OBF31701	RB	3		3		3			3				3	3			2										4

OWK-Nr.	OWK-Name	MKZ	RC/RB	MZB_2009	MZB_2010	MZB_2011	MZB_2012	MZB_2013	MZB_2014	MZB_2015	MZB_2016	MP+PB_2009	MP+PB_2010	MP+PB_2011	MP+PB_2012	MP+PB_2013	MP+PB_2014	MP+PB_2015	MP+PB_2016	PP_2009	PP_2010	PP_2011	PP_2012	PP_2013	PP_2014	PP_2015	PP_2016	Fische_2016	
40	Triebisch-1	OBF12600			3			2		2																			
40	Triebisch-1	OBF12710	RC/RB			3				3				3	4				3									4	
41	Große Striegis-3	OBF33901	RB	3		3			3			3		4			4		4									2	
42	Freiberger Mulde-4	OBF31950	RB	4	3			3				3				3												4	
43	Freiberger Mulde-5	OBF32300	RC/RB	2		2				2	2	3		3			4		3	2	2	3		3	3	3		3	
44	Heidelache	OBF29803	RC/RB		4			4								3												5	
45	Dobrabach-1b	OBF30950	RC/RB					2		2					3													5	
46	Kaltenbach	OBF30955	RC			2								1	1				1	1									
46	Kaltenbach	OBF30956	RB				3								2													5	
47	Schleichgraben	OBF27800	RB			3					4			3					3									5	
48	Kleine Spree-2	OBF22101	RB				5		5		5	3		3	3				3									3	
49	Spree-4	OBF21400	RC/RB			3			3	3				3					3	3	2	2	2	3	2	2		2	3
49	Spree-4	OBF21401										3																	
50	Struga-1	OBF25900	RC/RB				2								3													5	
51	Struga-2	OBF26200	RC/RB	5		5		5		5						5			5									5	
52	Weißer Schöps-6	OBF25001	RB			4			4		5			3					3									5	

4.2 Zusammensetzung der Taxongemeinschaften in den OWK der Gebietskulisse

Für die Proben, die in der Gebietskulisse liegen, wurde die Proben-Schwerpunktkonzentration sowie die Anzahl der De- und Increaser für Arsen_{gelöst} und Arsen_{gesamt} ermittelt (Tabellen A7 und A8 im Anhang). Tendenziell ist eine Abnahme der Decreaser und Zunahme der Increasern in der Gebietskulisse mit zunehmendem Arsengehalt nachweisbar. Die Abbildung 106 zeigt dies exemplarisch für Arsen_{gelöst}.

Der Zusammenhang kann mittels einer Ausgleichsfunktion allerdings nur bedingt beschrieben werden (siehe entsprechend geringe Güte der Modelle in Abbildung 106). Dies liegt zum einen daran, dass es Proben gibt, die einen geringen Arsengehalt aufweisen, aber beispielsweise dennoch einen geringen Anteil an Decreasern aufweisen (siehe hierzu auch Abbildung 107 und Abbildung 108). Theoretisch sollten in diesen Proben eine hohe Anzahl an Decreasern vorkommen können. Dass diese jedoch nicht nachgewiesen wurden kann unterschiedliche Gründe haben. Zum einen kann es sein, dass diese Taxa mit der Probenahme, die zufallsbedingt immer nur einen Teil der Biozönose erfasst (semiquantitativ), einfach nicht nachgewiesen wurden. Zum anderen kann es aber auch sein, dass diese Taxa aufgrund anderer, nicht optimaler, Umweltbedingungen nicht vorkommen und somit nicht das Arsen ursächlich für das Fehlen dieser Taxa ist.

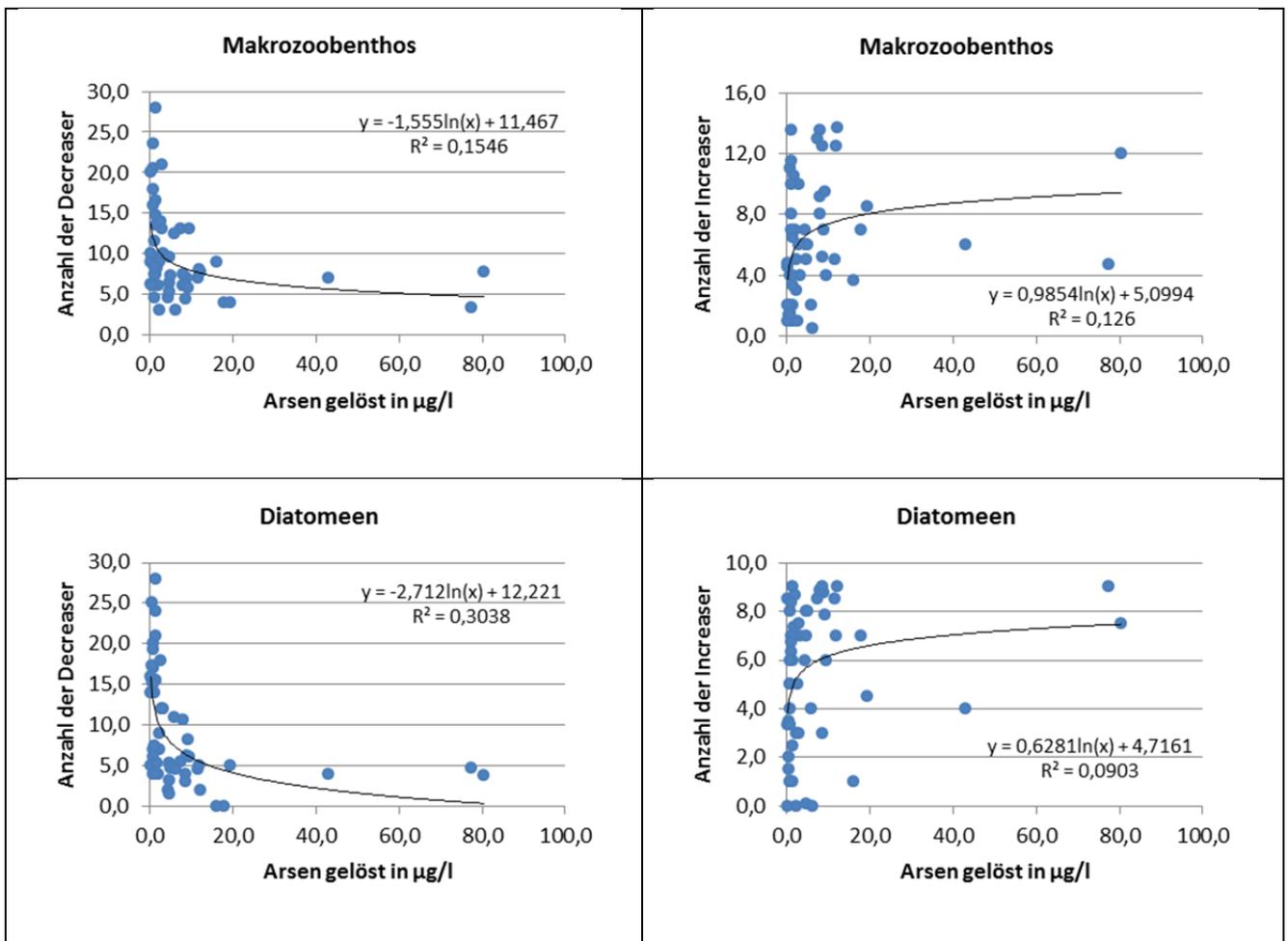


Abbildung 106: Anzahl der De- und Increaser in Proben der Gebietskulisse in Abhängigkeit der Arsenkonzentration

Makrozoobenthos

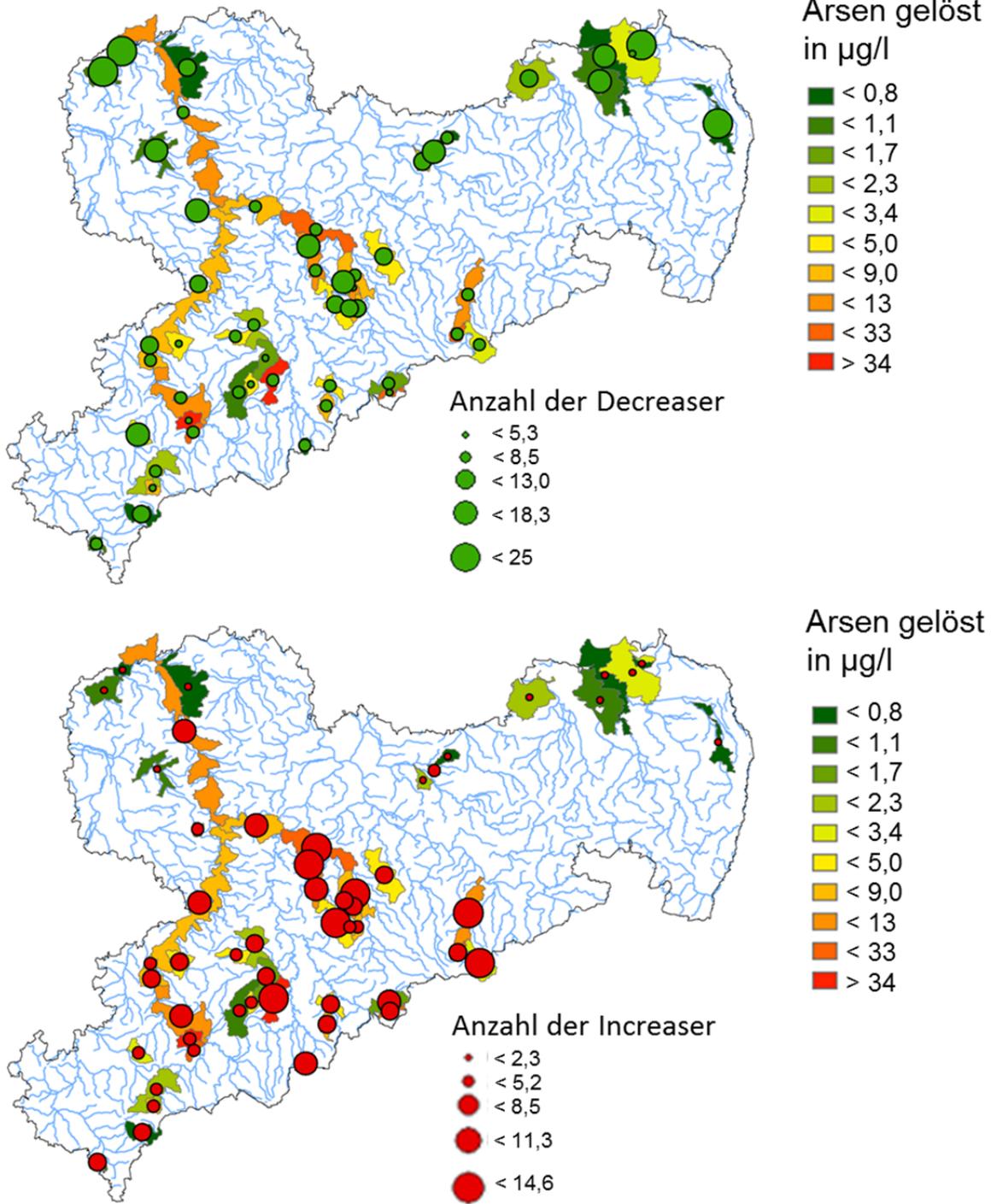


Abbildung 107: Mittlere Anzahl der De- und Increaser des Makrozoobenthos in den OWK der Gebietskulisse

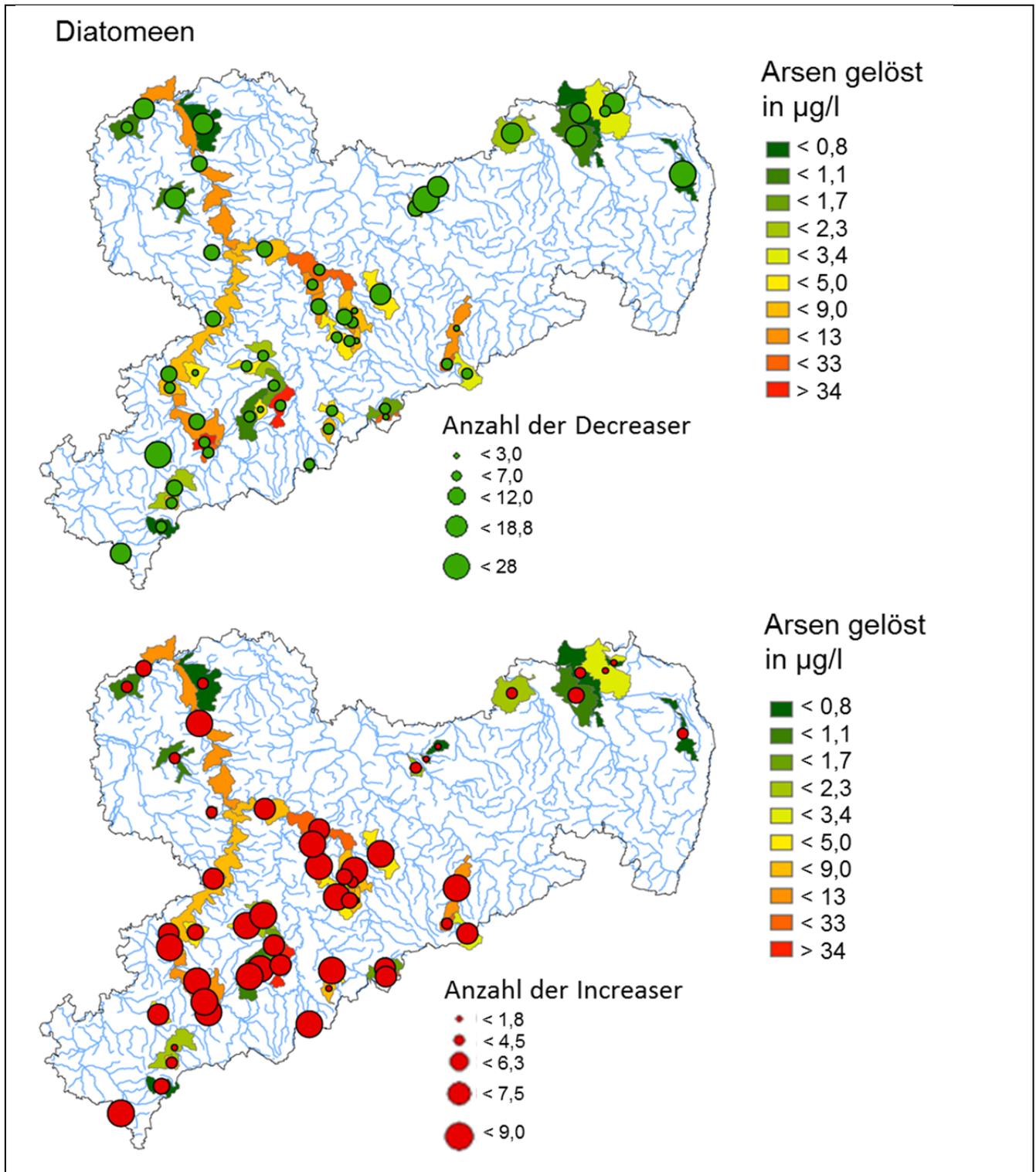


Abbildung 108: Mittlere Anzahl der De- und Increaser der Diatomeen in den OWK der Gebietskulisse

Auffällig ist allerdings auch, dass es durchaus Probestellen in der Gebietskulisse gibt, die sehr hohe Arsenkonzentrationen (beispielsweise $> 10 \mu\text{g/l}$ Arsen_{gelöst}) und dennoch eine vergleichsweise hohe Anzahl an Decreasern aufweisen (Abbildung 106). Theoretisch sollten diese Taxa bei diesen Konzentrationen statistisch gesehen nicht mehr vorkommen können. Einige dieser Probestellen sind in der Tabelle 31 aufgeführt. So weisen beispielsweise die OWK Nr. 21, 31 und 37 (zur Lage siehe Abbildung 105) mittlere Arsenkonzentrationen von 80,5, 43,0 und 19,4 $\mu\text{g/l}$ Arsen_{gelöst} auf, beherbergen jedoch 7 bis 9 als Decreaser identifizierte Taxa – und das, obwohl der berechnete Schwellenwert dieser Taxa in Bereichen von 1-2 $\mu\text{g/l}$ liegt.

Tabelle 31: Zehn OWK der Gebietskulisse, deren Arsengehalt am höchsten war (Arsen_{gelöst}; Mittelwert aus allen Messstellen im OWK). Zusätzlich angegeben ist die mittlere Anzahl der De- und Inreaser im jeweiligen OWK. Für OWK 31 lagen keine Messwerte für Arsen_{gesamt} vor (k.A.).

52-OWK Nr. und ID	MKZ	Arsen _{gelöst}		Arsen _{gesamt}		Makrozoobenthos		Diatomeen		
		Mittel	Max	Mittel	Max	Anzahl Decreaser	Anzahl Inreaser	Anzahl Decreaser	Anzahl Inreaser	
21	DESN_54266	OBF36800	80,5	130	81,7	120	7,7	12	3,8	7,5
7	DESN_54134	OBF42000	77,5	150	90,0	140	3,3	4,7	4,7	9
31	DESN_537184	OBF08301	43,0	97	k.A.	k.A.	7	6	4	4
28	DESN_5426822	OBF37401	17,8	24	13,0	21	4	7	0	7
37	DESN_54216-2	OBF32900	19,4	36	21,7	28	4	8,5	5	4,5
42	DESN_542-4	OBF31950	11,8	19	13,4	19	8	12,5	5	7
6	DESN_54118-2	OBF40670	11,6	18	16,6	36	7	5	4,5	8,5
34	DESN_54216-1	OBF32901	16,0	31	27,9	37	9	3,7	0	1
32	DESN_53718-2	OBF08100	12,2	18	15,3	18	7,7	13,7	2	9
35	DESN_542412	OBF33601	9,4	17	14,0	30	13	4	6	6

Ähnliche Thematik konnte im Übrigen auch im Zusammenhang mit den berechneten Schwerpunktkonzentrationen beobachtet werden. Insgesamt passen die berechneten Proben-Schwerpunktkonzentrationen zu den tatsächlich gemessenen Arsenkonzentrationen (vgl. Kapitel 3.4.1), allerdings gibt es auch hier Probestellen, die sehr hohe Konzentrationen von Arsen aufweisen und bei denen die berechneten Proben-Schwerpunktkonzentrationen dies nicht (hinreichend) widerspiegeln (vgl. Abbildung 93). Dies liegt nicht zuletzt daran, dass es auch nach dieser Methode Taxa gibt, die eine mittlere Schwerpunktkonzentration von wenigen µg/l Arsen aufweisen, aber dennoch in Proben mit sehr hohen Arsenkonzentrationen auftauchen können. Insofern kommen die beiden methodischen Ansätze, die hier im Projekt verfolgt wurden, zu vergleichbaren Ergebnissen.

Es bleibt allerdings fraglich, warum verhältnismäßig viele sensible Taxa in hoch mit Arsen belasteten Gewässerabschnitten vorkommen können. Eine mögliche Erklärung könnte die „Strahlwirkung“ artenreicher nahegelegener Gewässerabschnitte mit niedrigen Arsenkonzentrationen sein. Das zugrundeliegende „Strahlwirkungskonzept“ wurde ursprünglich entwickelt, um zu überprüfen, ob strukturell naturnahe Gewässerabschnitte eine positive Wirkung auf benachbarte, strukturell überprägte Gewässerabschnitte haben (DRL 2008). In ähnlicher Weise könnte das Konzept auch auf unterschiedlich stark mit Arsen belastete Gewässer übertragen werden. Das würde bedeuten, dass Individuen aus wenig belasteten Gewässerabschnitten in nahegelegene, hoch belastete Abschnitte einwandern. Ob tatsächlich vergleichsweise niedrig belastete Gewässer in der Nähe der hoch belasteten Messstellen liegen und ob von dort aus sensible Taxa – wenn auch ggf. nur zeitweilig – einwandern können, soll im Folgenden für ausgewählte OWK erörtert werden. Die hierfür betrachteten OWKs sind die in der Abbildung 109 markierten: Nr. 7 Schlema, Nr. 21 Wilisch, Nr. 31 Biela, Nr. 34 Münzbach-1, Nr. 35 Erbisdorfer Wasser und Nr. 37 Münzbach-2. Für diese OWK wurden verhältnismäßig hohe Arsenkonzentrationen gemessen und gleichzeitig eine relative hohe Anzahl von Decreasern, also gegenüber Arsen sensibel reagierende Taxa, festgestellt.

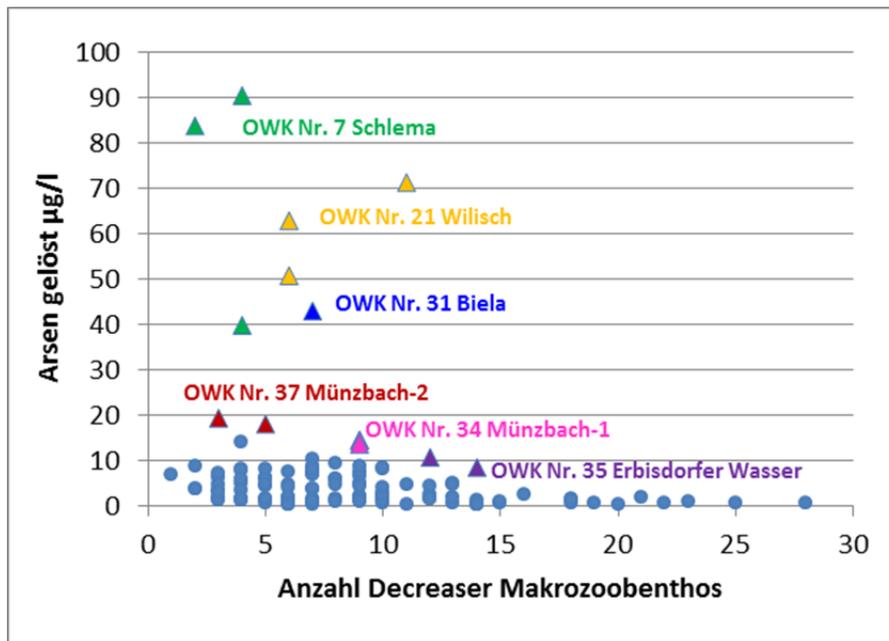


Abbildung 109: Anzahl der Decreaser (sensible Taxa) in Makrozoobenthosproben in Abhängigkeit der für die Proben gemessenen Arsenkonzentration (Mittelwert von Arsen_{gelöst} über einem Zeitraum von 3 Jahren vor den MZB-Probenahmen). Auffällige Proben sowie deren Zugehörigkeit zu Oberflächenwasserkörpern (OWKs) sind farbig gekennzeichnet.

Um beurteilen zu können, ob von benachbarten Gewässerabschnitten ggf. eine positive Strahlwirkung auf stark mit Arsen belastete Probestellen ausgeht, wären kleinräumig Daten von Makrozoobenthos-Aufnahmen auszuwerten. Dazu wäre eine Abdeckung sämtlicher Zuläufe, von Vorflutern und Nebengewässern erforderlich. In der Praxis liegen derart kleinräumige Aufnahmen jedoch nur selten vor. Anhaltspunkte können allerdings auch die Messstellen geben, an denen Arsen gemessen wurde. Je niedriger die gemessenen Arsenkonzentrationen, desto eher könnte der entsprechende Gewässerabschnitt eine positive Strahlwirkung ausüben, d.h. angrenzende, stark mit Arsen belastete Gewässerabschnitte mit Makrozoobenthos-Individuen „versorgen“. Allerdings liegen auch diese Messstellen oftmals mehrere Kilometer auseinander. Um auf einer noch kleinräumigeren Skala Informationen über die Belastungssituation der Gewässer mit Arsen erhalten zu können, wurde im Rahmen des Projektes auf eine Karte zurückgegriffen, die Gebiete ausweist, in denen unterirdische Hohlräume bekannt sind (Hohlraumgebiete) (<http://www.bergbau.sachsen.de/8181.html>). Unter der Annahme, dass Arsen im Wesentlichen aus (ehemaligen) Bergbauaktivitäten in die Gewässer gelangt, sollte ein Zusammenhang zwischen der Ausdehnung der Hohlräume und den gemessenen Arsenkonzentrationen im Gewässer bestehen, d.h. je größer die flächige Ausdehnung der Hohlräume im Einzugsgebiet einer Gewässermessstelle ist, desto höher sollte die Wahrscheinlichkeit sein, dass arsenhaltige Grubenwässer (über Stollen) zu hohen Arsenkonzentrationen an der Messstelle führen. Umgekehrt bedeutet das, wenn keine Hohlräume und kein Bergbau oberhalb einer Gewässermessstelle betrieben wird, sollten die Arsenkonzentrationen tendenziell geringer sein. Von solchen Probestellen/Gewässerabschnitten könnte dann theoretisch eine positive Strahlwirkung auf die in der Nähe gelegenen stark mit Arsen belasteten Stellen ausgehen. Die folgenden Abbildung 110 und Abbildung 111 zeigen Detailkarten der ausgewählten OWK.

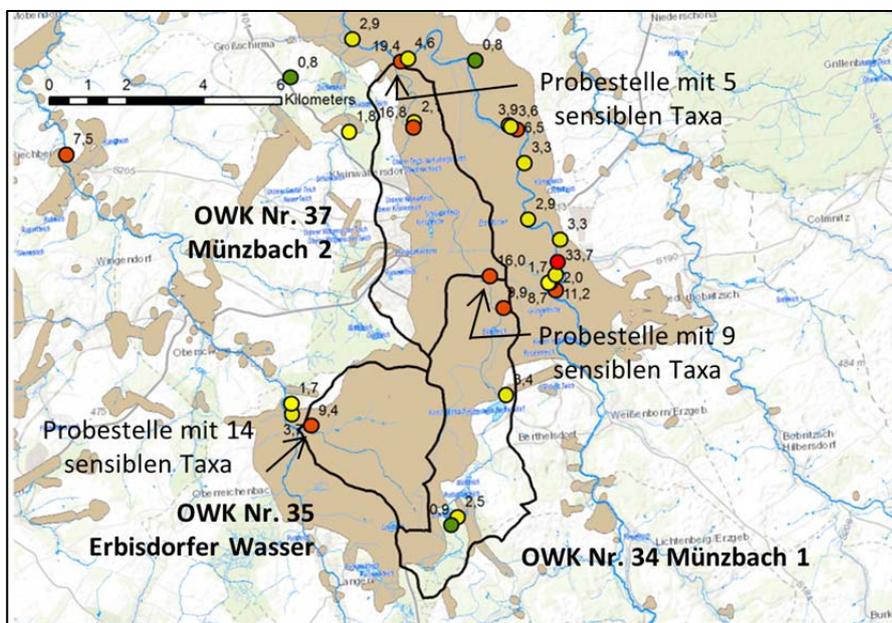
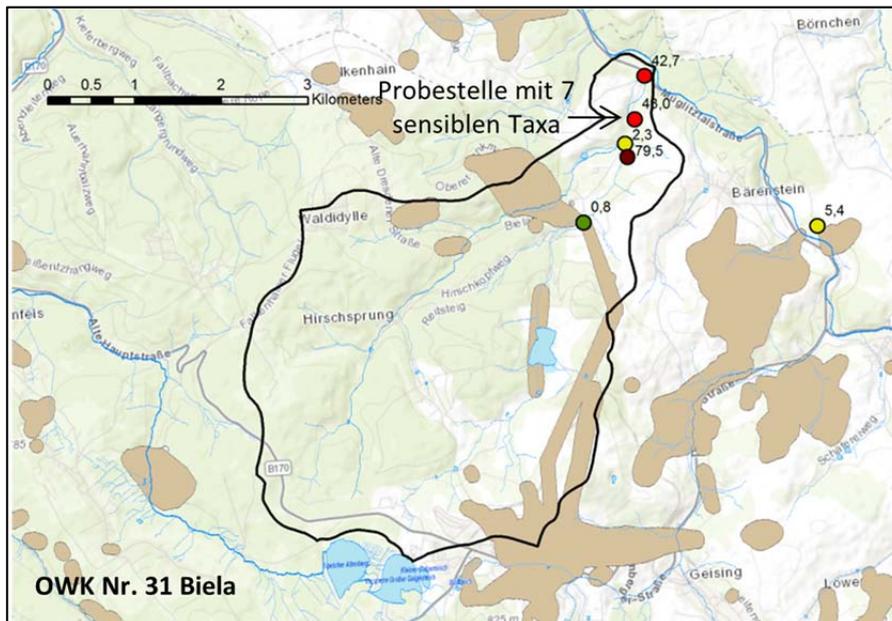


Abbildung 110: OWK Nr. 31 Biela (oben) und Nr. 34 Münzbach-1, Nr. 35 Ebisdorfer Wasser, Nr. 37 Münzbach-2 (unten). Farbige Punkte entsprechen Messstellen, an denen Arsen gelöst gemessen wurde. Zahlen entsprechen den mittleren Arsenkonzentrationen (Mittelwert über alle verfügbaren Einzelmessungen). Der Pfeil kennzeichnet die Probestelle mit Daten zum Makrozoobenthos, zudem ist für diese Probestelle angegeben, wie viele Decreaser (sensible Taxa) dort nachgewiesen werden konnten. Braun hinterlegte Bereiche sind Gebiete, in denen unterirdische Hohlräume bekannt sind (Hohlraumgebiete) (<http://www.bergbau.sachsen.de/8181.html>).

■ OWK Nr. 31 Biela

An der Biela wurden 7 sensible Makrozoobenthostaxa (Decreaser) nachgewiesen. Da an dieser Probestelle die Arsenkonzentration im Mittel $43,0 \mu\text{g/l}$ betrug (OBF08301 in Tabelle 29), ist die Anzahl von 7 sensiblen Taxa vergleichsweise hoch. Allerdings befindet sich in unmittelbarer Nähe von wenigen hundert Metern eine Messstelle (Biela bei Bärenstein oberhalb Mündung der Kleinen Biela), die eine geringe Arsenkonzentration

von nur 2,3 µg/l aufweist (gelb markierte Probestelle im OWK der Biela, Abbildung 110 oben, OBF08302 in Tabelle 29). Ein Gewässerabschnitt mit dieser Arsenkonzentration sollte noch eine vergleichsweise hohe Anzahl, gegenüber Arsen, sensibler Taxa aufweisen und somit eine positive Strahlwirkung auf die unterhalb gelegene, hoch mit Arsen belastete, Messstelle haben können. Das Strahlwirkungskonzept könnte demnach im OWK der Biela greifen.

■ OWK Nr. 35 Erbisdorfer Wasser

Im OWK Nr. 35 Erbisdorfer Wasser wurden bei einer Arsenkonzentration von 9,4 µg/l (OBF33601, Tabelle 29) ebenfalls eine vergleichsweise hohe Anzahl von 14 sensiblen Makrozoobenthostaxa nachgewiesen. In diesem Fall befinden sich, wie bei der Biela, in unmittelbarer Nähe von wenigen Hundert Metern zwei Messstellen mit vergleichsweise geringer Arsenbelastung von 3,7 µg/l und 1,7 µg/l (OBF 33603 und OBF 33650), allerdings liegen diese im unterhalb gelegenen OWK Nr. 33 Große Striegis. Prinzipiell kann aber auch in diesem Fall von den genannten Messstellen ein positiver Effekt auf die Besiedlung der oberhalb gelegenen Messstelle im OWK Erbisdorfer Wasser ausgehen.

■ OWK Nr. 37 Münzbach 2

In diesem OWK wurden bei einer Arsenkonzentration von 19,4 µg/l (OBF32900, Tabelle 29) 5 sensible Makrozoobenthostaxa nachgewiesen. Auch in diesem Fall sind im Umkreis von bis zu 2 km Luftlinie mehrere Messstellen vorhanden, die vergleichsweise niedrige Arsenkonzentrationen zwischen 0,8 und 4,6 µg/l aufweisen (Details siehe Abbildung 110 unten). Daher kann auch in diesem Fall von einer positiven Strahlwirkung der in der Umgebung gelegenen Messstellen auf die Messstelle OBF32900 ausgegangen werden.

■ OWK Nr. 34 Münzbach 1

In diesem OWK wurden bei einer Arsenkonzentration von 16,0 µg/l (OBF32900, Tabelle 29) 9 sensible Makrozoobenthostaxa nachgewiesen. Knapp einem Kilometer oberhalb der Messstelle OBF32900 liegt eine weitere Messstelle, die allerdings auch eine Arsenkonzentration von 9,9 µg/l aufweist. Messstellen mit geringeren Arsenkonzentrationen liegen entweder weiter entfernt (ca. 3km oberhalb OBF32905 mit 3,4 µg/l Arsen ^{gelöst}) oder im benachbarten Einzugsgebiet der Freiburger Mulde. Ob von diesen weiter entfernten oder im benachbarten Einzugsgebiet liegenden Messstellen eine positive Strahlwirkung ausgeht, kann nur schwer beurteilt werden. Prinzipiell könnte es sein, dass der Münzbach im weiteren Verlauf Abschnitte mit geringeren Arsenkonzentrationen aufweist, so dass von diesen Abschnitten eine positive Strahlwirkung ausgeht. Allerdings liegen keine Daten oder Messwerte hierzu vor und aufgrund der Tatsache, dass der Münzbach im Bereich der Messstelle OBF32900 über Gebiete des Bergbaus fließt (braun eingefärbte Fläche in Abbildung 110), kann leider auch nicht eingeschätzt werden, wie wahrscheinlich es ist, dass die Arsenkonzentrationen im weiteren Verlauf des Münzbachs geringer werden. Insgesamt ist demnach die Situation im OWK Münzbach 1 unklar und eine Strahlwirkung von Gewässerabschnitten mit geringen Arsenkonzentrationen kann nicht abgeschätzt werden.

■ OWK Nr. 7 Schlema

In diesem OWK wurden bei einer sehr hohen Arsenkonzentration von 77,5 µg/l (OBF42000, Tabelle 29) 4 sensible Makrozoobenthostaxa nachgewiesen. Messstellen mit geringen Arsenkonzentrationen sind räumlich weit entfernt (über 6 km Luftlinie). Theoretisch kann auch in diesem Fall, ähnlich wie beim OWK Nr. 34 Münzbach 1, nicht ausgeschlossen werden, dass es nicht doch Gewässerabschnitte im näheren Umkreis zur OBF42000 gibt, die geringe Arsenkonzentrationen aufweisen. Allerdings kann dies nicht anhand von Messwerten dokumentiert werden. Zudem liegt auch OBF42000 über einem vom Bergbau genutzten Gebiet, weshalb nicht eingeschätzt werden kann, wie wahrscheinlich es ist, dass die Arsenkonzentrationen im weiteren Verlauf der Schlema sinken.

OWK Nr. 21 Wilisch

In diesem OWK wurde bei einer sehr hohen Arsenkonzentration von 80,5 µg/l (OBF36800, Tabelle 29) eine sehr hohe Anzahl von 11 sensiblen Makrozoobenthostaxa nachgewiesen. Alle 10 Messstellen in diesem OWK weisen (sehr) hohe Arsenkonzentrationen von 8,9 bis 322,2 µg/l Arsen_{gelöst} auf. Messstellen mit vergleichsweise geringen Arsenkonzentrationen sind im OWK nicht vorhanden. Allerdings liegt die Messstelle OBF36800 sehr nah an der Mündung zur Zschopau. Arsenmesswerte aus der Zschopau im Bereich der Mündung der Wilisch liegen nicht vor. Da die Zschopau allerdings über weite Strecken durch Gebiete fließt, die vom Bergbau unbeeinflusst sind (siehe Abbildung 111), könnte von der Zschopau eine positive Strahlwirkung ausgehen, auch wenn diese mit Daten nicht belegt werden kann.

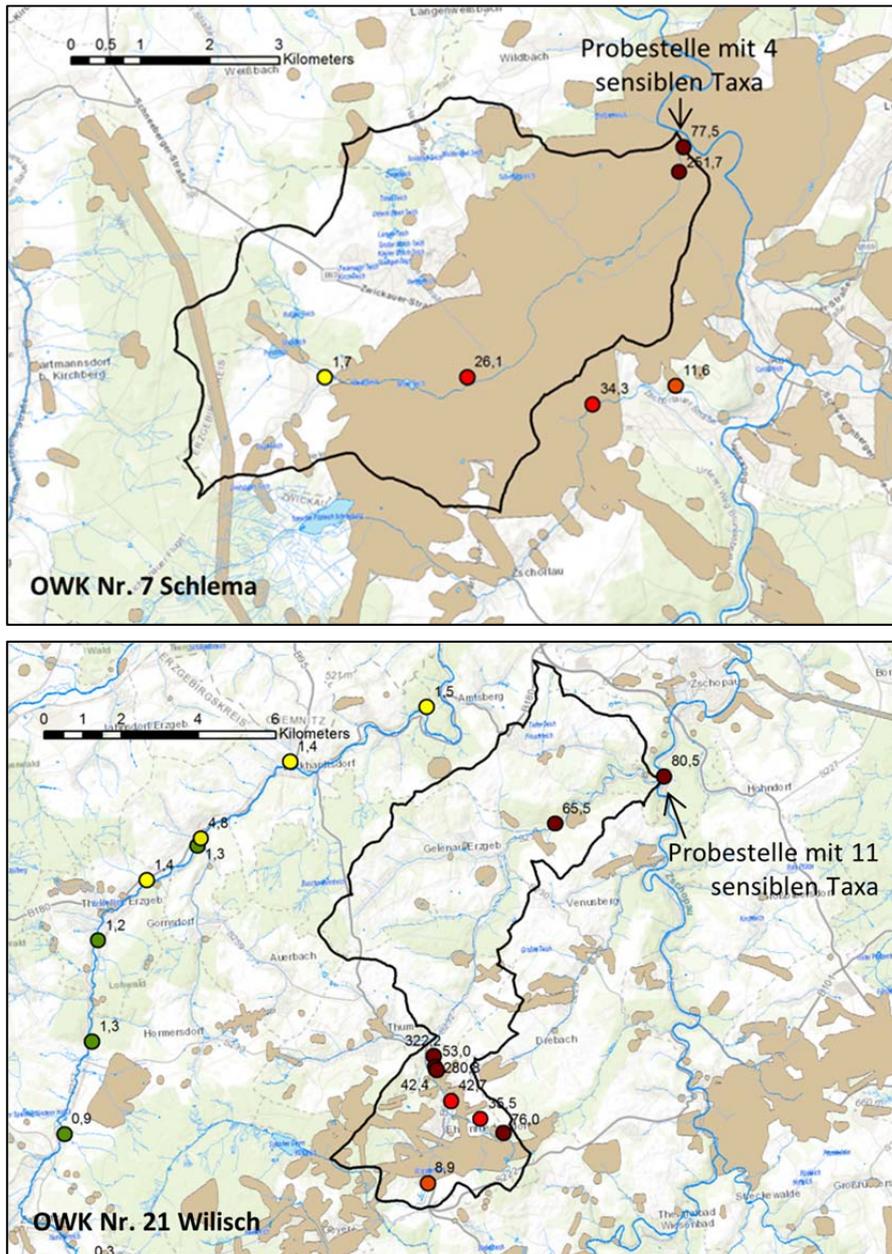


Abbildung 111: OWK Nr. 7 Schlema (oben) und Nr. 21 Wilisch (unten). Weitere Beschreibung siehe Abbildung 111.

Im Zusammenhang mit der Frage, weshalb Taxa (oder konkret Decreaser) auch in Proben mit einer sehr hohen Arsenbelastung vorkommen können, ist zudem folgender Aspekt von zentraler Bedeutung. Das Arsen

kann in vielen verschiedenen Formen vorliegen. Einige wirken vergleichsweise weniger toxisch auf die Organismen als andere. Dies wurde bereits in Kapitel 2.3.2 ausgeführt. Quantitative Modelle, die die Abhängigkeit der Toxizität oder Bioverfügbarkeit von Arsen beschreiben, wie z.B. biotische Liganden-Modelle (BLM) liegen jedoch leider derzeit nicht vor. Letzteres wäre schön gewesen, denn hiermit hätten diese oben genannten Zusammenhänge (hohe Anzahl an empfindlichen Taxa, sog. Decreaser in Probestellen mit hohem Arsengehalt) tiefergehend analysiert werden können. Abschließend lässt sich festhalten, dass im Rahmen des Projektes Taxa identifiziert werden konnten, die empfindlich auf Arsen reagieren bzw. indirekt von hohen Arsenkonzentrationen profitieren. Dies können sie dann, wenn diese Taxa frei gewordene Nischen besetzen und gleichzeitig gegenüber Arsen vergleichsweise unempfindlich sind. Die in diesem Zusammenhang angeleiteten Funktionen (Tabelle 26) ermöglichen im Prinzip eine Voraussage, wie sich die Biozönose mit steigendem Arsengehalt verändert.

Theoretisch wäre demnach rein rechnerisch auch eine Abschätzung möglich, wie viele Taxa wieder zurück kommen könnten, wenn in einem OWK die Arsenbelastung um einen bestimmten Wert reduziert würde. Eine solche Voraussage ist jedoch mit einer hohen Unsicherheit behaftet. Dies liegt unter anderem darin begründet, dass im Rahmen der Projektes und den zur Verfügung stehenden Informationen und Daten zu den OWK (u.a. ein biotisches Liganden-Modell, welches noch nicht verfügbar ist) nicht aufgelöst werden konnte, weshalb als empfindliche identifizierte Taxa (Decreaser und Taxa mit vergleichsweise niedrigen Schwerpunktkonzentrationen) in Gewässern mit vergleichsweise hohen Arsenkonzentrationen auftreten können, dies aber nicht regelmäßig tun. Dieser Aspekt bringt bei einer Voraussage, wie sich die biozönotische Ausstattung in Gewässern bei zukünftig ändernden Arsengehalten entwickelt, eine gewisse Unsicherheit mit sich.

5 Zusammenfassung

Hintergrund des Projektes

Der aufgrund der reichhaltigen natürlichen Erzvorkommen jahrhundertlang in Sachsen betriebene Bergbau hat Folgen für die Gewässer. Aufgrund des Bergbaus sind in einer Vielzahl der Oberflächenwasserkörper (OWK) erhöhte Arsenkonzentrationen sowohl im Schwebstoff als auch im Wasser festzustellen. Arsenverbindungen sind toxisch und Arsen gehört zu den flussgebietspezifischen Schadstoffen zur Beurteilung des ökologischen Zustandes und des ökologischen Potenzials nach Anlage 6 Oberflächengewässerverordnung (OGewV). Für Arsen im Wasser (Arsen_{gelöst, gesamt}) gibt es in der derzeitigen OGewV allerdings keine Umweltqualitätsnorm (UQN), weder für die zulässige Jahresdurchschnittskonzentration (JD-UQN) noch für die zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN), es existieren lediglich unterschiedliche Vorschlagswerte. Für das Sedi-ment- oder Schwebstoffe wurde in der derzeitigen OGewV eine UQN von 40 mg/kg (Trockensubstanz - TS) aufgenommen. Unabhängig von den Umweltqualitätsnormen war vor Durchführung der Arbeiten unklar, welche Auswirkungen die unterschiedlichen Arsenbelastungen auf die aquatischen Arten und Artengemeinschaften haben und ob die Arsenbelastung durch die biologischen Bewertungsverfahren abgebildet wird.

Vor diesem Hintergrund hatte das Projekt folgende Ziele.

Es sollten die Auswirkungen der unterschiedlichen Arsenbelastungen auf die biologischen Qualitätskomponenten dargestellt und diskutiert werden. Konkret sollte geklärt werden, welcher Zusammenhang zwischen Arsengehalt und Ökologischer Zustandsklasse besteht und ob Arsenbelastungen in den biologischen Bewertungsverfahren abgebildet werden. Darüber hinaus sollten taxonspezifische Toleranzspektren abgeleitet und Arsen-Schwerpunktkonzentrationen sowie taxonspezifische Schwellenwerte berechnet werden. Letztere Analysen lassen abschätzen, bei welcher Arsenkonzentration einzelne Taxa vorkommen und ab welcher Konzentration ein Taxon mit einer Ab- oder Zunahme der Abundanz reagiert, so dass Effekte des Arsens in den Monitoringdaten sichtbar werden. Die Ergebnisse für die einzelnen Taxa sollten zusammengeführt und mit den derzeitigen Vorschlagswerten für die JD-UQN_{fw} und ZHK-UQN_{fw} abgeglichen werden. Zuvor bedurfte es noch vorbereitender Arbeiten, um zu überprüfen, inwiefern das Vorkommen von Arsen mit anderen Umweltparametern korreliert und ob diesbezüglich Wechselwirkungen zu erwarten sind. Zum besseren Verständnis und zur Interpretation der Ergebnisse sollten zudem noch die aus der Literatur bekannten Effekte von Arsen auf biologische Qualitätskomponenten und alle derzeit gültigen und vorgeschlagenen UQN zusammengetragen werden.

Zusammenstellung aus der Literatur bekannter Effekte von Arsen auf biologische Qualitätskomponenten sowie Zusammenstellung derzeit gültiger und vorgeschlagener UQN

Die (öko-)toxikologische Wirkung von Arsen und die in der Literatur bekannten akuten und chronischen Effekte von Arsen auf biologische Qualitätskomponenten können folgendermaßen zusammengefasst werden. Der toxische Wirkungsmechanismus von anorganischem Arsen betrifft mit der Inaktivierung von Enzymen und der Auslösung von oxidativem Stress grundlegende biologische Funktionen, die in allen lebenden Organismen essentiell sind. Arsen kommt in der Natur organisch gebunden sowie mineralisch in dreiwertiger (As(III)) und fünfwertiger Form (As(V)) vor. As(III) zeigt hierbei die höchste Toxizität und Mobilität, gefolgt von As(V) und schließlich den organischen Arsenverbindungen. Verschiedene Umweltfaktoren können, alleine und im Zusammenspiel, die Toxizität von Arsen beeinflussen. Allerdings ist der Einfluss dieser Faktoren hochgradig komplex, nicht zuletzt aufgrund der vielen verschiedenen Formen, in denen Arsen vorliegen kann. Quantitative Modelle, die die Abhängigkeit der Toxizität von der Bioverfügbarkeit von Arsen beschreiben, wie z.B. biotische Liganden-Modelle (BLM) liegen zurzeit nicht vor.

Es wurden geltende und vorgeschlagene Umweltqualitätsnormen (UQN) für Arsen in limnischen Oberflächen-gewässern zusammengestellt. Von Bedeutung ist, dass es für Arsen_{gelöst, gesamt} in der derzeitigen OGewV kei-

ne UQN für die zulässige Jahresdurchschnittskonzentration (JD-UQN) oder die zulässige Höchstkonzentration (ZHK-UQN) gibt. Zwar wurden eine JD-UQN von 1,3 µg/l und eine ZHK-UQN von 24 µg/l in die mit den Ländern abgestimmte Fassung der OGewV vom 29.04.2015 aufgenommen. Die von der Bundesregierung am 16.12.2015 beschlossene Fassung der OGewV enthielt jedoch eine JD-UQN von 2,9 µg/l und eine ZHK-UQN von 6,6 µg/l. Da eine fachlich nachvollziehbare Begründung für diese Änderungen fehlte, empfahlen die Ausschüsse, die bisherige UQN von 40 mg/kg Sediment- oder Schwebstoffrockengewicht bis zur fachlich eindeutigen Ableitung neuer UQN beizubehalten.

Zusammenstellung von Informationen zu Eintragspfaden von Arsen und Identifizierung möglicher Wechselwirkungen und Zusammenhänge mit abiotischen Parametern

Generell und auch in den sächsischen Erzrevieren wurden mineralische Vergesellschaftungen von Arsen mit Blei, Cadmium, Chrom, Eisen, Kupfer und Mangan festgestellt, statistische Zusammenhänge waren allerdings relativ schwach. Ein Zusammenhang mit Stickstoff oder Phosphor anzeigenden Parametern und damit einem Eintrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen oder kommunalen Abwässern war nicht eindeutig zu belegen. Arsenhaltige Gewässer erwiesen sich im Durchschnitt aller Gewässer als tendenziell sauerstoffärmer, kohlenstoffreicher, wärmer und saurer als arsenarme Gewässer. Diese Feststellung bezieht sich allerdings auf die gesamte Bandbreite der Arsenwerte. Gleichzeitig zeigt sich, dass an Probestellen mit extrem hohen Arsengehalten wie z.B. im Erzgebirge, diese Parameter eher niedrige Werte aufweisen. Insgesamt sind die Zusammenhänge von Arsen mit anderen Umweltparametern so gering ausgeprägt, dass davon auszugehen ist, dass die in den Untersuchungen festgestellten Zusammenhänge nicht maßgeblich durch andere Umweltparameter als Arsen getrieben bzw. beeinflusst wurden.

Darüber hinaus wurde mittels zweier statistischer Modelle der Zusammenhang zwischen Arsen_{gelöst}, Arsen_{gesamt} und dem Arsengehalt im Schwebstoff dargestellt. Setzt man in das Modell für Arsen_{gelöst} die für Deutschland vorgeschlagenen JD-UQN_{rw} von 1,3 µg/l in das Modell ein, ergibt sich ein Schwebstoffgehalt von 38 mg/kg. Nach dem Modell für Arsen_{gesamt} ergibt sich ein Schwebstoffgehalt von 33 mg/kg. Diese Werte stimmen sehr gut mit der Größenordnung der in der OGewV genannten UQN_{Sediment} von 40 mg/kg (TS) überein.

Ferner wurde überprüft, inwiefern die im Gewässer gemessenen Werte für Arsen_{gelöst} und Arsen_{gesamt} miteinander korrelieren und inwiefern der Anteil des gelösten Arsens immer im gleichen Verhältnis zu Arsen_{gesamt} steht. Das Gros der Datensätze mit einer Arsenkonzentration < 25 µg/l weist einen deutlichen rechnerischen Zusammenhang zwischen Arsen_{gelöst} und Arsen_{gesamt} auf, d.h. Arsen_{gelöst} und Arsen_{gesamt} stehen im gleichen Verhältnis zueinander. In höheren Konzentrationsbereichen ab 100 µg/l weist jedoch eine geringe Menge an Datensätzen eine hohe, fast vollständige Löslichkeit auf (d.h. die Messwerte für Arsen_{gelöst} und Arsen_{gesamt} sind fast identisch), und eine sehr geringe Teilmenge zeigt praktisch keine Löslichkeit (d. h. die Messwerte für Arsen_{gesamt} sind sehr viel höher als für Arsen_{gelöst}). Arsen tritt in der Natur in verschiedenen Oxidationsstufen und in einer Vielzahl von Verbindungen auf, die unterschiedlich starke Löslichkeiten aufweisen. Dies könnte ein Grund für die Befunde sein.

Klärung des Zusammenhangs zwischen Arsengehalt und Ökologischer Zustandsklasse

Um die Wirkung von Arsenbelastungen auf die biologischen Qualitätskomponenten gemäß WRRL zu untersuchen, wurden systematische statistische Analysen von Monitoringdaten durchgeführt. Dazu standen Daten aus mehreren Bundesländern sowie aus Tschechien zur Verfügung. Es zeigte sich jedoch, dass für die tiefergehenden Analysen die Daten aus Sachsen am besten geeignet waren. Zum einen wurden hier Daten zur Abiotik und Biotik an denselben Probestellen aufgenommen (in den übrigen Bundesländern liegen diese häufig räumlich getrennt) und die Datengrundlage zur Beschreibung der Abiotik bzw. des Arsengehaltes war sehr gut. Die hohen Arsenkonzentrationen wurden primär in silikatischen Mittelgebirgsbächen (LAWA-Typen 5 und 5.1) gemessen. Daher wurde der Fokus der Auswertungen auf die Qualitätskomponenten Makrozoobenthos

und Diatomeen gelegt. Anders als bei den Fischen und den Makrophyten weisen diese beiden Qualitätskomponenten auch in Fließgewässern des Typs 5 und 5.1 ein hinreichend großes Artenspektrum auf, welches für die Analysen als Vorteil betrachtet wurde.

Basierend auf den Taxalisten wurde für jede Probestelle die ökologische Zustandsklasse nach WRRL berechnet und die mittlere Konzentration von Arsen_{gelöst} und Arsen_{gesamt} ermittelt. Es zeigte sich, dass für das Makrozoobenthos kaum ein Zusammenhang zwischen ökologischer Zustandsklasse und Arsengehalt nachweisbar ist. Auch hoch mit Arsen belastete Messstellen können gute oder sogar sehr gute Bewertungsergebnisse erzielen. Lediglich für Arsen_{gesamt} konnte gezeigt werden, dass ab einer Konzentration von 1,9 µg/l, die Wahrscheinlichkeit groß war, dass der ökologische Zustand eher mäßig oder schlechter ist. Ausreißer, d.h. gute Bewertung bei hohen Arsenkonzentrationen gab es allerdings auch in diesem Datensatz. Die Ergebnisse für die Diatomeen waren sehr ähnlich zum Makrozoobenthos.

Insgesamt bleibt daher festzuhalten, dass die biologischen Bewertungsverfahren nicht in der Lage sind, Belastungen von Arsen adäquat widerzuspiegeln. Ein hoher Arsengehalt muss nicht zwingend mit einem mäßigen oder gar schlechteren Bewertungsergebnis einhergehen. Auch hoch belastete Messstellen können durchaus gute oder sehr gute Bewertungsergebnisse erzielen. Diese Erkenntnis muss jedoch nicht verwundern, da den biologischen Bewertungsverfahren in erster Linie strukturell, saprobiell und trophisch unbelastete Referenzzönosen zugrunde gelegt worden sind, während die Arsenkonzentrationen sowohl in diesbezüglich belasteten, wie auch unbelasteten Gewässern stark erhöht sein können. In Folge dessen können gewässertypspezifische Güte- wie Störungszeiger sowohl zu den arsenempfindlichen wie -unempfindlichen Taxa gehören.

Ableitung taxonspezifischer Toleranzspektren für Arsen und Berechnung von Arsen-Schwerpunktkonzentration für jedes Taxon

Mit den zur Verfügung stehenden Daten wurde versucht, taxonspezifische Toleranzspektren für Arsen abzuleiten und die Berechnung von Arsen-Schwerpunktkonzentrationen (SWP-K) für jedes Taxon analog zu den LAWA-AO Projekten O 3.12, O 6.14, O 3.15 sowie einigen länderfinanzierten Vorhaben (Sachsen, KLIWA-Konsortium, NRW) durchzuführen. Aus diesen Ergebnissen ließ sich darüber hinaus die Proben-Schwerpunktkonzentration, also die Schwerpunktkonzentration einer Artengemeinschaft, berechnen. Insbesondere beim Makrozoobenthos reagierten viele besonders bewertungsrelevante Taxa des PERLODES-Verfahrens auf Arsen entweder sehr tolerant oder konnten sogar von erhöhten Konzentrationen profitieren. Im Unterschied zu allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern wie Ammonium, Salzen oder der Temperatur scheinen sich die Präferenzspektren, Schwerpunktkonzentrationen und Spezifitäten der MZB- als auch der Diatomeen-Taxa für Arsen quer zu den bewertungsrelevanten Klassifikationen zu verhalten.

Ableitung taxonspezifischer Schwellenwerte für Arsen

Bei Berechnung taxonspezifischer Schwellenwerte (SW) mittels des TITAN-Verfahrens, konnte für rund die Hälfte aller analysierten Makrozoobenthostaxa und rund einem Drittel der Diatomeen ein Schwellenwert berechnet werden. Hierbei wurde unterschieden zwischen Taxa, deren Abundanz mit zunehmender Arsenkonzentration abnimmt (sog. Decreaser) und solchen, deren Abundanz mit zunehmender Arsenkonzentration zunimmt (sog. Increaser). Letztere Taxa sind gegenüber Arsen vergleichsweise unempfindlich und besetzen die Nischen solcher Taxa, die aufgrund der Arsenbelastung wegfallen. Schwellenwerte der Decreaser lagen im Mittel bei 1,1 µg/l Arsen_{gelöst} und 1,3 µg/l Arsen_{gesamt}. Schwellenwerte der Increaser lagen im Mittel bei 2,1 µg/l Arsen_{gelöst} und 2,5 µg/l Arsen_{gesamt}. Schwellenwerte für die Diatomeen lagen für die Decreaser im Mittel bei 0,8 µg/l Arsen_{gelöst} und 1,1 µg/l Arsen_{gesamt}. Schwellenwerte der Increaser lagen im Mittel bei 1,4 µg/l Arsen_{gelöst} und 1,9 µg/l Arsen_{gesamt}.

Abgleich der Ergebnisse mit den Vorschlagswerten für die JD-UQN_{fw} und ZHK-UQN_{fw}

Insgesamt weisen demnach sowohl die Ableitungen der Schwerpunktkonzentrationen als auch die Ableitung der taxonspezifischen Schwellenwerte darauf hin, dass die derzeit vorgeschlagene JD-UQN_{fw} von 1,3 µg/l als plausibel eingeschätzt werden kann. Der Wert für die JD-UQN_{fw} von 2,9 µg/l aus der Vorlage an den Bundesrat erscheint dagegen zu hoch. Im Unterschied dazu erscheint der ZHK-UQN Vorschlag (als Wert für die akute Toxizität) von 6,6 µg/l tendenziell zu niedrig. Decreaser können durchaus noch bei höheren Arsenkonzentrationen angetroffen werden. Deshalb sollte die ZHK-UQN in den Empfehlungen an den Bundesrat eher bei > 6,6 µg/L liegen.

Anwendung der Ergebnisse auf 52 ausgewählte OWK (Gebietskulisse)

Ziel des Projektes war es, die Ergebnisse für eine Gebietskulisse von 52 Oberflächenwasserkörpern (OWK), mit unterschiedlichen Arsenbelastungen der Wasser- und Feststoffphase (Schwebstoff), anzuwenden. Hierfür wurden die OWK zunächst hinsichtlich ihrer biotischen Ausstattung (Bewertungsergebnisse nach WRRL) charakterisiert. Ferner wurden die abiotischen Gegebenheiten in den OWK zusammengestellt. Als letzter Punkt wurde die Zusammensetzung der Taxongemeinschaften in den OWK betrachtet. Für die Proben der Gebietskulisse wurde die Proben-Schwerpunktkonzentration sowie die Anzahl der De- und Inreaser für Arsen_{gelöst} und Arsen_{gesamt} ermittelt. Tendenzuell passen die berechneten Proben-Schwerpunktkonzentrationen zu den tatsächlich gemessenen Arsenkonzentrationen. Allerdings gibt es Probestellen, die sehr hohe Arsenkonzentrationen aufweisen und bei denen die berechneten Proben-Schwerpunktkonzentrationen dies nicht (hinreichend) widerspiegeln. Ähnliches war auch im Zusammenhang mit der Anzahl der De- und Inreaser zu beobachten. Insgesamt ist eine Abnahme der Decreaser und Zunahme der Inreaser in der Gebietskulisse mit zunehmendem Arsengehalt nachweisbar. Der rechnerische Zusammenhang ist allerdings auch hier nicht sehr stark. Dies hängt damit zusammen, dass es Probestellen in der Gebietskulisse gibt, die sehr hohe Arsenkonzentrationen und dennoch eine vergleichsweise hohe Anzahl an Decreasern aufweisen. Rein statistisch sollten diese Taxa bei den gegebenen Konzentrationen nicht mehr vorkommen. Warum hoch mit Arsen belastete Probestellen dennoch eine vergleichsweise hohe Anzahl sensibler Taxa beherbergen können, wurde am Beispiel ausgewählter OWK erörtert. Einige dieser OWK wiesen im nahen Umfeld einer hoch belasteten Probestelle Messstellen auf, an denen deutlich niedrigere Arsenkonzentrationen gemessen wurden. In der Annahme, dass diese im Umfeld liegenden, niedrig belasteten Probestellen eine hohe Anzahl sensibler Taxa beherbergen, könnten diese Messstellen eine positive Strahlwirkung auf die belasteten Probestellen ausüben. Das würde bedeuten, dass Individuen aus wenig belasteten Gewässerabschnitten in nahegelegene, hoch belastete Abschnitte einwandern. Dies wäre eine Erklärung für die Tatsache, dass in hoch belasteten Gewässerabschnitten dennoch eine hohe Anzahl sensibler Taxa zu finden ist.

Abschließend lässt sich festhalten, dass im Rahmen des Projektes sowohl Taxa identifiziert werden konnten, die empfindlich auf Arsen reagieren, als auch solche, die — zumindest indirekt — von hohen Arsenkonzentrationen profitieren. Dies gilt für Taxa, die gegenüber Arsen vergleichsweise unempfindlich sind und daher aufgrund der Arsenbelastung frei gewordene ökologische Nischen besetzen. Theoretisch wäre demnach mit Hilfe der im Projekt abgeleiteten Funktionen auch eine Abschätzung möglich, wie viele Taxa ein Gewässer (oder einen OWK) wieder besiedeln könnten, wenn in einem OWK die Arsenbelastung um einen bestimmten Wert reduziert würde. Die prognostische Stärke der abgeleiteten Regressionsmodelle ist aber leider nur schwach (zu geringe Bestimmtheitsmaße). Darauf aufbauende Voraussagen wären daher mit einer so hohen Unsicherheit behaftet, dass sie für die praktische Anwendung keinen Nutzen bringen.

Empfehlungen und Hinweise für die Praxis

Es konnte gezeigt werden, dass flussgebietspezifische Stoffe wie Arsen einen signifikanten Einfluss auf die Artenzusammensetzung haben, nur spiegelt sich dieser nicht zwangsläufig in einem linearen Zusammenhang zur ökologischen Zustandsbewertung der biologischen Qualitätskomponenten wider. Diesbezüglich trägt die in

der Wasserrahmenrichtlinie gewählte Konvention, bei Überschreitung der UQN für flussgebietspezifische Stoffe die ökologische Zustandsklasse auf maximal "mäßig" zu begrenzen (vgl. OGWV 2016 § 5), der Tatsache Rechnung, dass biologische Bewertungsverfahren zur Abbildung der aus allen wirksamen Habitatfaktoren resultierenden Gesamtbelastung entwickelt worden sind und daher nicht darauf ausgerichtet sind, die Belastung durch einzelne Stoffparameter linear abzubilden. Das trifft insbesondere auf solche Stoffe wie Arsen zu, die kaum mit anderen allgemeinen Gewässerdegradationen korreliert sind, sondern die im Gegenteil aufgrund ihrer Herkunft nicht selten in besonders naturnahen Gewässerstrecken in erhöhten Konzentrationen vorgefunden werden.

Die Festlegung weniger strenger Umweltziele muss sich auf die mittels Maßnahmen erreichbare geringst mögliche Konzentration des flussgebietspezifischen Stoffes beschränken. Eine Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse kann bei Arsen nur mit "maximal mäßig" angegeben werden, da eine genauere Differenzierung des erreichbaren ökologischen Zustands anhand der biologischen Bewertungsverfahren nicht möglich ist.

Der Tatsache, dass abiotische Faktoren wie z.B. pH-Wert, Wasserhärte, Konzentration gelösten organischen Kohlenstoffs, die Bioverfügbarkeit und damit die Toxizität eines Metalls beeinflussen können, konnte im Rahmen des Projektes nicht Rechnung getragen werden. Modelle, die diese Zusammenhänge rechnerisch verwenden, sog. Bioligandenmodelle²⁰ oder biotische Liganden-Modelle (BLM) liegen für Arsen zurzeit nicht vor. Ein entsprechendes Modell wäre allerdings sicherlich sehr hilfreich, um bestimmte Sachverhalte, z.B. das Vorkommen von Ausreißern besser erklären zu können (sofern diese auf einen überdurchschnittlich geringen oder hohen Anteil an bioverfügbarem Arsen zurück zu führen sind), so dass an dieser Stelle die Empfehlung für die Entwicklung eines solchen Modells ausgesprochen wird. Würde ein BLM für Arsen entwickelt, sollte dies auch für die Ableitung einer revidierten UQN genutzt werden. Mittels des BLM könnte die in Ökotoxizitätstests abgeleiteten NOECs bzw. Effektkonzentrationen dann auf Basis der bioverfügbaren Metallkonzentration angegeben werden. Bei der Überprüfung der Einhaltung der abgeleiteten UQN müssen die relevanten abiotischen Faktoren dann ebenfalls berücksichtigt werden. Der Aufwand würde sich aber sicherlich lohnen, um zukünftig bessere Aussagen zur Wirkung von Arsen auf die Artengemeinschaften abschätzen zu können.

Da die Oxidationsstufen von Arsen unterschiedlich toxisch sind, soll an dieser Stelle ebenfalls die Empfehlung ausgesprochen werden As III und As V zu messen. Dies würde ebenfalls dazu beitragen, das Wissen über die Wirkung von Arsen zu verbessern. Zudem würde dies die Datengrundlagen für ein zu entwickelndes BLM verbessern. Solche Messungen müssten ggf. gar nicht unbedingt flächendeckend durchgeführt werden, sondern nur a) an mit Arsen belasteten Gewässern und b) an einer adäquaten Zahl unbelasteter Referenzstellen. Vielleicht wäre auch eine länderübergreifende Initiative (analog zu KLIWA) denkbar, in der Länder mit vergleichbaren Problemen sich auf Standards einigen und einen gemeinsam nutzbaren Datenpool bilden.

²⁰ Eine ausführliche Beschreibung und kritische Bewertung kann z.B. UBA (2009) entnommen werden. Verfügbar unter:
<https://www.reach-info.de/dokumente/Metallgutachtenonlineversion.pdf>, Kompakte Darstellung:
http://www.bafg.de/DE/05_Wissen/02_Veranst/2011/2011_09_20_schaefer.pdf?__blob=publicationFile

Literaturverzeichnis

- ANSALDO M., NAHABEDIAN D.E., DI FONZO C., WIDER E.A. (2009). Effect of cadmium, lead and arsenic on the oviposition, hatching and embryonic survival of *Biomphalaria glabrata*. *Sci Total Environ* 407, 1923-1928.
- BAKER ME, KING RS (2010). A New Method for Detecting and Interpreting Biodiversity and Ecological Community Thresholds. *Methods in Ecology and Evolution* 1(1), 25–37.
- BANTLE JA, FINCH RA, FORT DJ, STOVER EL, HULL M, KUMSHER KING M, GAUDET HULL AM (1999). Phase III interlaboratory study of FETAX part 3. FETAX validation using 12 compounds with and without an exogenous metabolic activation system. *J Appl Toxicol* 19, 447-472.
- BARROWS ME, PETROCELLI SR, MACEK KJ, CARROLL JJ (1980). Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). In: Dynamics, exposure and hazard assessment of toxic chemicals (ed. R Haque), pp. 379-392. Ann Arbor Science, Ann Arbor, USA.
- BEHRA R, GENONI GP, SIGG L (1994). Festlegung von Qualitätszielen für Metalle in Fließgewässern. EAWAG News 36 D. Zitiert in ETOX (2017).
- BERGER E, HAASE P, OETKEN M, SUNDERMANN A (2016). Field Data Reveal Low Critical Chemical Concentrations for River Benthic Invertebrates. *Science of the Total Environment* 544, 864–73.
- BIESINGER KE, CHRISTENSEN GM (1972). Effects of various metals on survival, growth, reproduction and metabolism of *Daphnia magna*. *J Fish Res Board Canada* 29, 1691-1700.
- BIRGE WJ (1978). Aquatic toxicology of trace elements of coal and fly ash. In: Energy and environmental stress in aquatic systems (Augusta, GA, 1977) (ed. JH Thorp and JW Gibbons). Department of Energy (DOE) Symposium Series 48, 219-240. Springfield, USA.
- BIRGE WJ, BLACK JA, WESTERMAN AG (1979). Evaluation of aquatic pollutants using fish and amphibian eggs as bioassay organisms. In: Proceedings of symposium on animals as monitors of environmental pollutants (ed. CT Storrs, SW Nielsen, G Migaki, DG Scarpelli), pp. 108-118. National Academy of Sciences, Washington, USA.
- BIRGE WJ, HUDSON JE, BLACK JA, WESTERMAN AG (1978). Embryo-larval bioassays on inorganic coal elements and in situ biomonitoring of coal-waste effluents. In: Proceedings of US Fish and Wildlife Service Symposium on Surface Mining and Fish/Wildlife Needs in Eastern United States (ed. DE Samuel, JR Stauffer, CH Hocutt, WT Mason), pp. 97-104. US Fish and Wildlife Service, Washington, USA.
- BORGMANN U, COUILLARD Y, DOYLE P, DIXON DG (2005). Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness. *Environ Toxicol Chem* 24, 641-652.
- BRAUN, R., FUHRMANN, G.F., LEGRUM, W., STEFFEN, C. (1999): Spezielle Toxikologie für Chemiker. Springer, Heidelberg
- BRODERIUS SJ, KAHL MD, HOGLUND MD (1995). Use of joint toxic response to define the primary mode of toxic action for diverse industrial organic chemicals. *Environ Toxicol Chem* 14, 1591-1605.
- BRODEUR JC, ASOREY CM, SZTRUM A, HERKOVITS J (2009). Acute and subchronic toxicity of arsenite and zinc to tadpoles of *Rhinella arenarum* both alone and in combination. *J Toxicol Environ Health A* 72, 884-890.
- BUHL KJ, HAMILTON SJ (1990). Comparative toxicity of inorganic contaminants released by placer mining to early life stages of salmonids. *Ecotoxicol Environ Saf* 20, 325-342.
- BUHL KJ, HAMILTON SJ (1991). Relative sensitivity of early life stages of arctic grayling, coho salmon, and rainbow trout to nine inorganics. *Ecotox Environ Saf* 22, 184-197.

- BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ LABO (2017): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden, 4. überarbeitete und ergänzte Auflage. o.O.
- BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR) (2014): Hintergrundwerte im Grundwasser. https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Wasser/Projekte/abgeschlossen/Beratung/Hintergrundwerte/hgw_projektbeschr.html?nn=1542268, zuletzt abgerufen am 14.7.2017
- BUNDESRAT (2016). Empfehlungen der Ausschüsse zu Punkt ... der 943. Sitzung des Bundesrates am 18. März 2016. Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern. Drucksache 627/1/15. 07. März 2016.
- BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (2015). Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Eisen, Schwerin
- BUND-LÄNDER-AUSSCHUSS BODENFORSCHUNG (BLA-GEO) und LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (2015): Hydrogeochemische Hintergrundwerte im Grundwasser und ihre Bedeutung für die Wasserwirtschaft. o.O.
- BURTON G, LAZORCHAK JM, WALLER WT, LANZA GR (1987). Arsenic toxicity changes in the presence of sediment. *Bull Environ Contam Toxicol* 38, 491-499.
- CALL DJ, BROOKE LT, AHMAD N, RICHTER JE (1983). Toxicity and metabolism studies with EPA priority pollutants and related chemicals in freshwater organisms. Report EPA 600/3-83-095. US EPA, Duluth, USA.
- CANIVET V, CHAMBON P, GIBERT J (2001). Toxicity and bioaccumulation of arsenic and chromium in epigeal and hypogean freshwater macroinvertebrates. *Arch Environ Contamin Toxicol* 40, 345-354.
- Cardwell RD (1976). Acute toxicity of selected toxicants to six species of fish. Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, Washington, USA.
- CCME (2001). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life. Arsenic. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), Environment Canada, Hull, Canada.
- CHEN CY, SILLETT KB, FOLT CL, WHITTEMORE SL, BARCHOWSKY A (1999). Molecular and demographic measures of arsenic stress in *Daphnia pulex*. *Hydrobiologia* 401, 229-238.
- CHEN F, CHEN W, DAI S (1994). Toxicities of four arsenic species to *Scenedesmus obliquus* and influence of phosphate on inorganic arsenic toxicities. *Toxicol Environ Chem* 41, 1-7.
- COPE OB (1966). Contamination of the freshwater ecosystem by pesticides. *J Appl Ecol* 3, 33-44.
- CROMMENTUIJN T, POLDER MD, VAN DE PLASSCHE EJ (1997). Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM Report No. 601501001. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.
- DE FOE DL (1982). Arsenic (V) test results. US EPA, Duluth, USA. Memo to RL Spehar, US EPA, Duluth, USA. Zitiert in der ECOTOX-Datenbank.
- DEN DOOREN DE JONG LE (1965). Tolerance of *Chlorella vulgaris* for metallic and non-metallic ions. *Antonie van Leeuwenhoek J Microbiol Serol* 31, 301-313.
- DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, FOOD AND RURAL AFFAIRS, WELSH GOVERNMENT (2014). Water Framework Directive implementation in England and Wales: new and updated standards to protect the water environment. https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/307788/river-basin-planning-standards.pdf
- DRL (DEUTSCHER RAT FÜR LANDEPFLEGE) (2008). Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. – Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 81.
- DüMV (2017): Düngemittelverordnung vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), die durch Artikel 3 der Verordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305) geändert worden ist.

- EC (2003). Technical guidance document on risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. European Commission, European Commission Joint Research Centre, Italy.
- EC (2011). Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 27. Technical guidance for deriving environmental quality standards. Technical report 2011-055. European Communities.
- EC (2016). Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 27. Technical guidance for deriving environmental quality standards. Draft. European Communities.
- EG (2000). Richtlinie 60/2000 des europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie). Amtsblatt der Europäischen Union L 372/1-72.
- ELNABARAWY MT, WELTER AN, ROBIDEAU RR (1986). Relative sensitivity of three daphnid species to selected organic and inorganic chemicals. *Environ Toxicol Chem* 5, 393-398.
- ENSERINK E, MAAS-DIEPEVEEN J, VAN LEEUWEN C (1991). Combined effects of metals; an ecotoxicological evaluation. *Water Res* 25, 679-687.
- ENVIRONMENT AGENCY, GOVERNMENT OF JAPAN (1993). New environmental quality standards set for water. *Japan Environment Summary* 21 (1). Zitiert in ETOX (2017).
- ETOX (2017). Informationssystem Ökotoxikologie und Umweltqualitätsziele (ETOX) des Umweltbundesamts. <https://webetox.uba.de/webETOX/index.do>
- FARGASOVÁ A (1994). Toxicity of metals on *Daphnia magna* and *Tubifex tubifex*. *Ecotoxicol Environ Saf* 27, 210-213.
- FARGASOVÁ A. (1999). Ecotoxicology of metals related to freshwater benthos. *Gen Physiol Biophys* 18, 48-53.
- FIRMIANO KR, LIGEIRO R, MACEDO DR, JUEN L, HUGHES RM, CALLISTO M (2017). Mayfly bioindicator thresholds for several anthropogenic disturbances in neotropical savanna streams. *Ecological Indicators* 74, 276–284.
- FOREGS (2005). Geochemical atlas of Europe. Statistical data of analytical results. <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/>
- FORGET J, PAVILLON JF, MENASRIA MR, BOCQUENE G (1998). Mortality and LC50 values for several stages of the marine copepod *Tigriopus brevicornis* (Müller) exposed to the metals arsenic and cadmium and the pesticides atrazine, carbofuran, dichlorvos, and malathion. *Ecotoxicol Environ Saf* 40, 239-244.
- GONG Y, CHOU HN, TU CD, LIU X, LIU J, SONG L (2009). Effects of arsenate on the growth and microcystin production of *Microcystis aeruginosa* isolated from Taiwan as influenced by extracellular phosphate. *J Appl Phycol* 21, 225-231.
- GUPTA AK, CHAKRABARTI P (1993). Toxicity of arsenic to freshwater fishes *Mystus vittatus* (Bloch) and *Puntius javanicus* (Blkr). *Environ Ecol* 11, 808-811.
- HALE J (1977). Toxicity of metal mining wastes. *Bull Environ Contam Toxicol* 17, 66-73.
- HALLE M, MÜLLER A. (2014). Korrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemischen und physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern. Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012.

- HAMILTON SJ, BUHL KJ (1990). Safety assessment of selected inorganic elements to fry of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Ecotox Environ Saf* 20, 307-324.
- HAMILTON SJ, BUHL KJ (1997). Hazard assessment of inorganics, individually and in mixtures, to two endangered fish in the San Juan River, New Mexico. *Environ Toxicol Water Qual* 12, 195-209.
- HANSEN LJ, WHITEHEAD JA, ANDERSON SL (2002). Solar UV radiation enhances the toxicity of arsenic in *Ceriodaphnia dubia*. *Ecotoxicology* 11, 279-287.
- HARTWELL S, JIN J, CHERRY D, CAIRNS J (1989). Toxicity versus avoidance response of golden shiner, *Notemigonus crysoleucas*, to five metals. *J Fish Biol* 35, 447-456.
- HOANG TC, GALLAGHER JS, KLAINE SJ (2007). Responses of *Daphnia magna* to pulsed exposures of arsenic. *Environ Toxicol* 22, 308-317.
- HOCKETT JR, MOUNT DR (1996). Use of metal chelating agents to differentiate among sources of acute aquatic toxicity. *Environ Toxicol Chem* 15, 1687-1693.
- HOLCOMBE GW, PHIPPS GL, FIANDT JT (1983). Toxicity of selected priority pollutants to various aquatic organisms. *Ecotox Environ Saf* 7, 400-409.
- HOLLEMAN, A. F., WIBERG, E. WIBERG, N. (2007): *Lehrbuch der Anorganischen Chemie*. 102. Auflage. de Gruyter, Berlin.
- HÖRNSTRÖM E (1990). Toxicity test with algae – a discussion on the batch method. *Ecotoxicol Environ Saf* 20, 343-353.
- HU J, WANG D, FORTHAUS BE, WANG J (2012). Quantifying the effect of nanoparticles on As (V) ecotoxicity exemplified by nano-Fe₂O₃ (magnetic) and nano-Al₂O₃. *Environ Toxicol Chem* 31, 2870-2876.
- IKSR (2009). Ableitung von Umweltqualitätsnormen für die Rhein-relevanten Stoffe Ammonium-Stickstoff, 4-Chloranilin, Bentazon, Chlortoluron, Dibutylzinnverbindungen, Dichlorprop-P, Dichlorvos, Dimethoat, MCPA, Mecoprop, Zink, Arsen, Chrom und Chromverbindungen, PCB. Bericht Nr. 164, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins.
- INERIS (2015). Arsenic et ses derives inorganiques. Valeur guide environnementale. Version 2, 21.12.2015. <http://www.ineris.fr/substances/fr/substance/417>.
- ISHAQUE AB, TCHOUNWOU PB, WILSON BA, WASHINGTON T (2004). Developmental arrest in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) embryos exposed to sublethal concentrations of atrazine and arsenic trioxide. *J Environ Biol* 25, 1-6.
- JENNER HA, JANSSEN-MOMMEN JPM (1993). Duckweed *Lemna minor* as a tool for testing toxicity of coal residues and polluted sediments. *Arch Environ Contamin Toxicol* 25, 3-11.
- JEYASINGHAM K, LING N (2000). Acute toxicity of arsenic to three species of New Zealand chironomids: *Chironomus zealandicus*, *Chironomus* sp. and *Polypedilum pavidus* (Diptera, Chironomidae). *Bull Environ Contam Toxicol* 64, 708-715.
- JOHNSON CR (1976). Herbicide toxicities in some Australian anurans and the effect of subacute dosages on temperature tolerance. *Zool J Lin. Soc London* 59, 79-83.
- KHANGAROT B (1991). Toxicity of metals to a freshwater tubificid worm, *Tubifex tubifex* (Müller). *Environ Contam Tox* 46, 906-912.
- KHANGAROT BS, RAY PK (1989). Sensitivity of midge larvae of *Chironomus tentans* Fabricius (Diptera Chironomidae) to heavy metals. *Bull Environ Contamin Toxicol* 42, 325-330.
- KHANGAROT BS, SEHGAL A, BHASIN MK (1985). Man and biosphere – studies on the Sikkim Himalayas. Part 5: Acute toxicity of selected heavy metals on tadpoles of *Rana hexadactyla*. *Acta Hydrochim Hydrobiol* 13, 259-263.

- KLEIHAUER S, FÜHR M, HOMMEN U, HUND-RINKE K, HEIß C (2012). Bestimmung von stoffbezogenen Umweltqualitätskriterien. Ein Methodenvergleich von nationalen und internationalen Bewertungsgrundlagen. UBA-Texte 38/2012.
- KLIMISCH H-J, ANDREAE M, TILLMANN U (1997). A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regul Toxicol Pharmacol* 25, 1-5.
- KOS DURJAVA M, KOLAR B, BALK F, PEIJENBURG W (2013). Water Framework Directive and specific pollutants in surface waters in Slovenia. *Acta hydrotechnica* 26 (45), 61-69-
- KRAMÁROVÁ Z, FARGAŠOVÁ A, MOLNÁROVÁ M, BUJDOŠ M (2012). Arsenic and selenium interactive effect on alga *Desmodesmus quadricauda*. *Ecotox Environ Saf* 86, 1-6.
- KRISHNAKUMARI L, VARSHNEY PK, GAJBHIYE SN, GOVINDAN K, NAIR VR (1983). Toxicity of some metals on the fish *Therapon jarbua* (Forsskal 1775). *Indian J Marine Sci* 12, 64-66.
- KRUSPE R, NEUMANN J, OPITZ M, THEISS S, UHLMANN W, ZIMMERMANN K (2014). Qualitative und quantitative Beeinflussungen von Fließgewässer-organismen durch Eisen am Beispiel der Lausitzer Braunkohlenfolgelandschaft. *Schriftenreihe des LfULG*, Heft 35.
- LEPPER P (2005). Manual on the methodological framework to derive environmental quality standards for priority substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC). Report. Fraunhofer-Institute of Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany.
- LEPPER P, SOROKIN N, MAYCOCK D, CRANE M, ATKINSON C, HOPE S-J, COMBER S (2007). Preconsultation report: Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: arsenic (total dissolved). Environment Agency, Bristol, UK.
- LEVY JL, STAUBER JL, ADAMS MS, MAHER WA, KIRBY JK, JOLLEY DF (2005). Toxicity, biotransformation, and mode of action of arsenic in two freshwater microalgae (*Chlorella* sp. and *Monoraphidium arcuatum*). *Environ Toxicol Chem* 24, 2630-2639.
- LFULG – SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (1996): Geochemischer Atlas des Freistaates Sachsen. Teil 1 "Spurenelementgehalte in Gesteinen". Radebeul.
- LFULG – SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (2004): Geochemischer Atlas des Freistaates Sachsen. Teil 2 "Spurenelementgehalte in Bachsedimenten". Radebeul.
- LIAO CM, TSAI JW, LING MP, LIANG HM, CHOU YH, YANG PT (2004). Organspecific toxicokinetics and dose-response of arsenic in tilapia *Oreochromis mossambicus*. *Arch Environ Contamin Toxicol* 47, 502-510.
- LIBER K, DOIG LE, WHITE-SOBEY SL (2011). Toxicity of uranium, molybdenum, nickel, and arsenic to *Hyalella azteca* and *Chironomus dilutus* in water-only and spiked-sediment toxicity tests. *Ecotoxicol Environ Saf* 74, 1171-1179.
- LIMA A R, CURTIS C, HAMMERMEISTER DE, MARKEE TP, NORTHCOTT CE, BROOKE LT (1984). Acute and chronic toxicities of arsenic (III) to fathead minnows, flagfish, daphnids and an amphipod. *Arch Environ Contamin Toxicol* 13, 595-601.
- LINDSAY DM, SANDERS JG (1990). Arsenic uptake and transfer in a simplified estuarine food chain. *Environ Toxicol Chem* 9, 391-395.
- LIU F, GENTLES A, THEODORAKIS CW (2008). Arsenate and perchlorate toxicity, growth effects, and thyroid histopathology in hypothyroid zebrafish *Danio rerio*. *Chemosphere* 71, 1369-1376.
- MAK (2015). MAK- und BAT-Werte-Liste: maximale Arbeitsplatzkonzentrationen und biologische Arbeitsstofftoleranzwerte. Arsen und anorganische Arsenverbindungen (2002 mit Nachträgen von 2014 und 2015). Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Senatskommission zur Prüfung Gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe. Wiley-VCH, Weinheim, Deutschland.

- MARTE, F., PE'QUIGNOT, VON ENDT, D.W. (2006): Arsenic in Taxidermy Collections: History, Detection, Management. *Collection Forum*; 21(1–2):143–150.
- MATSCHULLAT, J. (2000): Arsenic in the geosphere – a review. *Sci Total Environ* 249:297–312
- MAY PASSINO DR, NOVAK AJ (1984). Toxicity of arsenate and DDT to the cladoceran *Bosmina longirostris*. *Bull Environ Contamin Toxicol* 33, 325-329.
- MAY PASSINO DRM, KRAMER JM (1980). Toxicity of arsenic and PCBs to fry of deepwater ciscoes (*Coregonus*). *Bull Environ Contam Tox* 24, 527-534.
- MAYER FLJ, ELLERSIECK MR (1986). Manual of acute toxicity: interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. Resource Publication No. 160. US Fish and Wildlife Service, Washington, USA.
- MKANDAWIRE M, TAUBERT B, DUDEL EG (2006). Limitations of growth-parameters in *Lemna gibba* bioassays for arsenic and uranium under variable phosphate availability. *Ecotoxicol Environ Saf* 65, 118-128.
- MOUNT DI, NORBERG TJ (1984). A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. *Environ Toxicol Chem* 3, 425-434.
- MÜLLER A, HALLE M, BELLACK E (2017). Schwellenwerte und biologische Indikatoren für physikalisch-chemische Parameter in Fließgewässern. *Wasser und Abfall* 6, 19-24.
- MÜLLER, A., GRAUPNER, M., SPECK, M. (2015): Zusammenfassung des Rechercheprojektes zur Identifizierung von Stoffen und Technologien, die für die Energiewende relevant sind. 1. Auflage. Dortmund: Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin.
- NAUJOKAS MF, ANDERSON B, AHSAN H, APOSHIAN HV, GRAZIANO JH, THOMPSON C, SUK WA (2013). The broad scope of health effects from chronic arsenic exposure: update on a worldwide public health problem. *Environ Health Perspect* 121, 295-302.
- NAUMANN B, EBERIUS M, APPENROTH K-J (2007). Growth rate based dose-response relationships and EC-values of ten heavy metals using the duckweed growth inhibition test (ISO 20079) with *Lemna minor* L. clone St. *J Plant Physiol* 164, 1656-1664.
- NICHOLS JW, WEDEMEYER GA, MAYER FL, DICKHOFF WW, GREGORY SV AND YASUTAKE WT (1984). Effects of freshwater exposure to arsenic trioxide on the parr–smolt transformation of Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Environ Toxicol Chem* 3, 143-149.
- NOVAK A, WALTERS BS, MAY PASSINO DR (1980). Toxicity of contaminants to invertebrate food organisms. *Progress in Fish Research 1980*. Great Lakes Fish Laboratory, US Fish and Wildlife Service. Ann Arbor, USA.
- NRA (1994). Environmental quality standards for United Kingdom Waters. National River Authority, UK. Nach Informationen der NRA, Bristol. Zitiert in ETOX (2017).
- OGEWV (2016). Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373).
- OZTURK F, DUMAN F, LEBLEBICI Z TEMIZGUL R (2010). Arsenic accumulation and biological responses of watercress (*Nasturtium officinale* R. Br.) exposed to arsenite. *Environ Experiment Bot* 69, 167-174.
- PALAWSKI D, HUNN JB, DWYER FJ (1985). Sensitivity of young striped bass to organic and inorganic contaminants in fresh and saline waters. *Trans Am Fish Soc* 114, 748-753.
- PANDEY K, SHUKLA JP (1979). Arsenic toxicity in a tropical fresh water fish, *Puntius sophore*. *National Academy of Science Letters (India)* 2, 425-426.
- PAULI W, BERGER S, SCHMITZ S ET AL. (1993). Validierung toxikologischer Prüfparameter an Tetrahymena: Membranfunktionen, Chemotaxis, Rotation im elektrischen Drehfeld. F+E-Vorhaben 106 03 083. Institut für Biochemie und Molekularbiologie, FU-Berlin. Cited in the ECOTOX Database.

- PLANAS D, HEALEY FP (1978). Effects of arsenate on growth and phosphorus metabolism of phytoplankton. *J Phycol* 14, 337-341.
- QURESHI A, FLOOD K, THOMPSON S, JANHURST S, INNISS C, ROKOSH D (1982). Comparison of a luminescent bacterial test with other bioassays for determining toxicity of pure compounds and complex effluents. ASTM International, Aquatic Toxicology and Hazard Assessment.
- RAHMAN MA, HASEGAWA H, LIM RP (2012). Bioaccumulation, biotransformation and trophic transfer of arsenic in the aquatic food chain. *Environ Res* 116, 118-135.
- RANKIN M, DIXON D (1994). Acute and chronic toxicity of waterborne arsenite to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Can J Fish Aquat Sci* 51, 372-380.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2008): Schwermetalle in Düngemitteln. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft Heft 3/2008
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE (LfULG) (2015). Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Sulfat, Dresden.
- SARKAR A, JANA S (1986). Heavy metal pollutant tolerance of *Azolla pinnata*. *Water Air Soil Pollut* 27, 15-18.
- SATTAR A, XIE S, HAFEEZ MA, WANG X, HUSSAIN HI, IQBAL Z, PAN Y, IQBAL M, SHABBIR MA (2016). Metabolism and toxicity of arsenicals in mammals. *Environ Toxicol Pharmacol* 48, 214-224.
- SCHAEFER ED, PIPES WO (1973). Temperature and the toxicity of chromate and arsenate to the rotifer, *Philodina roseola*. *Water Res* 7, 1781-1790.
- SEPA (2015). Supporting Guidance (WAT-SG-53). Environmental quality standards and standards for discharges to surface waters. Scottish Environment Protection Agency. <https://www.sepa.org.uk/media/152957/wat-sg-53-environmental-quality-standards-for-discharges-to-surface-waters.pdf>.
- SHUKLA JP, PANDEY K (1985). Toxicity and long-term effect of arsenic on the gonadal protein metabolism in a tropical freshwater fish, *Colisa fasciatus* (Bl & Sch). *Acta Hydrochim Hydrobiol* 13, 127-131.
- SHUKLA JP, SHUKLA KN, DWIVEDI UN (1987). Survivability and impaired growth in arsenic treated fingerlings of *Channa punctatus*, a fresh water murrel. *Acta Hydrochim Hydrobiol* 15, 307-311.
- SILVA VC, ALMEIDA SM, RESGALLA JR C, MASFARAUD J-F, COTELLE S, RADETSKI CM (2013). Arsenate (As V) in water: quantitative sensitivity relationships among biomarker, ecotoxicity and genotoxicity endpoints. *Ecotoxicol Environ Saf* 92, 174-179.
- SPEHAR RL, FIANDT JT (1986). Acute and chronic effects of water quality criteria-based metal mixtures on three aquatic species. *Environ Toxicol Chem* 5, 917-931.
- SPEHAR RL, FIANDT JT, ANDERSON RL, DE FOE DE (1980). Comparative toxicity of arsenic compounds and their accumulation in invertebrates and fish. *Arch Environ Contamin Toxicol* 9, 53-63.
- SPOTILA JR, PALADINO FV (1979). Toxicity of arsenic to developing muskellunge fry (*Esox masquinongy*). *Comp Biochem Physiol C* 62, 67-69.
- STRUIJS J, VAN DE MEENT D, PEIJNENBURG WJGM, VAN DEN HOOP MAGT, CROMMENTUIJN T (1997). Added risk approach to derive maximum permissible concentrations for heavy metals: how to take natural background levels into account. *Ecotoxicol Environ Saf* 37, 112-118.
- SUHENDRAYATNA, OHKI A, NAKAJIMA T, MAEDA S (2002). Studies on the accumulation and transformation of arsenic in freshwater organisms. I. Accumulation, transformation and toxicity of arsenic compounds on the Japanese Medaka, *Oryzias latipes*. *Chemosphere* 46, 319-324.
- TIŠLER T, ZAGORC-KONČAN J (2002). Acute and chronic toxicity of arsenic to some aquatic organisms. *Bull Environ Contamin Toxicol* 69, 421-429.

- UK TAG (2008). Proposal for environmental quality standards for Annex VIII substances. Final (SR1 – 2007), revised June 2008. UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive.
- UMWELTBUNDESAMT (2003): Stoffmonographie Arsen – Referenzwert für Urin. Stellungnahme der Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes. Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz. 46:1098–1106
- US EPA (1995). National recommended aquatic life criteria table. Arsenic. <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table#table>.
- US EPA (2013). Daten aus der ECOTOX-Datenbank der US EPA. <https://cfpub.epa.gov/ecotox/>
- VENTURA-LIMA J, BOGO MR, MONSERRAT JM (2010). Arsenic toxicity in mammals and aquatic animals: a comparative biochemical approach. *Ecotoxicol Environm Saf* 74, 211-218.
- VOCKE RW, SEARS KL, O'TOOLE JJ, WILDMAN RB (1980). Growth responses of selected freshwater algae to trace elements and scrubber ash slurry generated by coal-fired power plants. *Water Res* 14, 141-150.
- VORKAMP K, SANDERSON H (2016). EQS variation study: European environmental quality standards (EQS) variability study. Analysis of the variability between national EQS values across Europe for selected Water Framework Directive river basin-specific pollutants. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 198. <http://dce2.au.dk/pub/SR198.pdf>
- VROM (1999). Setting integrated environmental quality standards for substances in The Netherlands – Environmental quality standards for soil, water and air. Ministrie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, The Netherlands. In: Bruijn, J. de, Crommentuijn, T., van Leeuwen, K., van de Plassche E. (eds.). Environmental risk limits in The Netherlands. National Institute of Public Health and Environment, The Netherlands. Zitiert in ETOX (2017).
- WALLACE AM, BIASTOCH RG (2016). Detecting Changes in the Benthic Invertebrate Community in Response to Increasing Chloride in Streams in Toronto, Canada. *Freshwater Science* 35(1), 353–63.
- WANG N-X, LI Y, DENG X-H, MIAO A-J, JI R, YANG L-Y (2013). Toxicity and bioaccumulation kinetics of arsenate in two freshwater green algae under different phosphate regimes. *Water Res* 47, 2497-2506.
- WANG Y, WANG S, XU P, LIU C, LIU M, WANG Y, WANG C, ZHANG C, GE Y (2015). Review of arsenic speciation, toxicity and metabolism in microalgae. *Rev Environ Sci Biotechnol* 14, 427-451.
- WAYKAR B, SHINDE SM (2011). Assessment of the metal bioaccumulation in three species of freshwater bivalves. *Bull Environ Contam Tox* 87, 267-271.
- WENZEL A (2014). EQS Datasheet. Environmental quality standard. Arsenic. On behalf of the Federal Environment Agency, Dessau, Germany.
- WENZEL A, SCHLICH K, SHEMOTYUK L, NENDZA M (2015). Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächengewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie 2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe. UBA-Texte 47/2015.
- WHO (1996). Guidelines for drinking water quality. Vol 2: Health criteria and other supporting information, 2nd edition. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- WHO (2001). Environmental Health Criteria 224: Arsenic and arsenic compounds. 2nd edn. International Programme on Chemical Safety (IPCS). World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- WHO (2017). Arsenic fact sheet. Updated June 2016. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs372/en/>.
- WILKINS K, AHERNE J, BLEASDALE A (2016). Vegetation Community Change Points Suggest That Critical Loads of Nutrient Nitrogen May Be Too High. *Atmospheric Environment* 146, 324–31.

- YADAV KK, TRIVEDI SP (2009). Sublethal exposure of heavy metals induces micronuclei in fish, *Channa punctata*. *Chemosphere* 77, 1495-1500.
- ZHENG L, LIU Z, YAN Z, YI X, ZHANG J, ZHANG Y, ZHENG X, ZHU Y (2017). Deriving water quality criteria for trivalent and pentavalent arsenic. *Sci Total Environ* 587/588, 68-74.

Anhang 1

Tabelle A1. Chronische Ökotoxizitätsdaten für Süßwasserorganismen, basierend auf Lepper et al. (2007), Wenzel (2014) und Zheng et al. (2017). Die Effektkonzentrationen beziehen sich auf Arsen. Angaben zur Identität der Testsubstanz wurden ungeprüft aus den jeweiligen Referenzen übernommen.

Testsub- stanz	Testorganismus		Test- dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Exposition	Chemische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC ₁₀ / LC ₁₀	Konz. (µg/l)				
AsH ₃ O ₄ [As(V)]	Cyano- bakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	5 d	Wachstum	NOEC	148	statisch	nein	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
Na ₂ HAsO ₄ [As(V)]	Cyano- bakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i>	14 d	Wachstum	NOEC	7491	statisch	nein	k.A.	Gong et al. 2009 aus Wenzel 2014
AsNa ₃ O ₄ [As(V)]	Algen	<i>Stichogloea doederleinii</i>	72–96 h	Wachstum (Zellzahl)	LOEC ^b	5	k.A.	k.A.	K4	Hörnström 1990 aus Lepper et al. 2007
Na ₂ HAsO ₄ [As(V)]	Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	14 d	Wachstum	NOEC	< 10	statisch	nein	k.A.	Vocke et al. 1980 aus Wenzel 2014
AsNa ₃ O ₄ [As(V)]	Algen	<i>Chlamydomonas</i> sp., <i>Dicityosphaerium elegans</i> , <i>Monoraphidium griffithii</i> , <i>Scenedesmus denticulatus</i> , <i>Asterionella formosa</i> , <i>Synedra nana</i> , <i>Tabellaria teilingii</i> , <i>Cryptomonas</i> sp.	72–96 h	Wachstum (Zellzahl)	LOEC ^b	50	k.A.	k.A.	K4	Hörnström 1990 aus Lepper et al. 2007

Testsub- stanz	Testorganismus		Test- dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Exposition	Chemische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC ₁₀ / LC ₁₀	Konz. (µg/l)				
AsNa ₃ O ₄ [As(V)]	Algen	<i>Monoraphidium conror- tum</i> , <i>Quadrigula pfitzeri</i> , <i>Closterium acutum</i> , <i>Cosmarium pygmaeum</i> , <i>Cyclotella comta</i>	72–96 h	Wachstum (Zellzahl)	LOEC ^b	500	k.A.	k.A.	K4	Hörnström 1990 aus Lepper et al. 2007
AsNa ₃ O ₄ [As(V)]	Algen	<i>Monosigna</i> sp., <i>Ochromonas</i> sp., <i>Kephyrion planctonicum</i>	72–96 h	Wachstum (Zellzahl)	NOEC ^b	≥ 500	k.A.	k.A.	K4	Hörnström 1990 aus Lepper et al. 2007
AsHNa ₂ O ₄ [As(V)]	Algen	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	14 d	Wachstum	NOEC	10	pH 7, statisch	nein	K3	Vocke et al. 1980 aus Lepper et al. 2007
AsHNa ₂ O ₄ [As(V)]	Algen	<i>Chlorella vulgaris</i>	3–4 mon	Populations- entwicklung	NOEC ^c	30	pH 2,2–8,0, k.A.	nein	k.A.	Den Doren de Jong 1965 aus Lepper et al. 2007
AsH ₃ O ₄ [As(V)]	Algen	<i>Ochromonas vallesiaca</i>	20 d	Wachstum	„Effekt“ ^c	75	statisch	nein	k.A.	Planas & Healey 1978 aus Lepper et al. 2007
AsH ₃ O ₄ · 3 Na [As(V)]	Algen	<i>Melosira granulata</i>	20 d	Wachstum	„Effekt“ ^c	75	statisch	nein	k.A.	Planas & Healey 1978 aus Lepper et al. 2007
AsH ₃ O ₄ [As(V)]	Algen	<i>Pseudokirchneriella sub- capitata</i>	5 d	Wachstum	NOEC	2,6	statisch	nein	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
AsH ₃ O ₄ · 3 Na [As(V)]	Algen	<i>P. subcapitata</i>	14 d	Wachstum	NOEC	10.000	statisch	nein	k.A.	Vocke et al. 1980 aus Wenzel 2014

Testsub- stanz	Testorganismus		Test- dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Exposition	Chemische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC ₁₀ / LC ₁₀	Konz. (µg/l)				
NaAsO ₂ [As(III)]	Algen	<i>Scenedesmus quadricau- da</i> (<i>Desmodesmus quadricauda</i>)	14 d	Wachstums- rate	EC ₁₀	26.200	statisch	nein	k.A.	Kramárová et al. 2012 aus Wenzel 2014
As ₂ O ₃ [As(III)]	Algen	<i>Desmodesmus subspi- catus</i>	72 h	Wachstums- rate	EC ₁₀	34.700	statisch	nein	k.A.	Tišler & Zagorc-Končan 2002 aus Wenzel 2014
As(III)	Höhere Pflanzen	<i>Lemna minor</i>	14 d	Wachstum	NOEC	< 750	Durchfluss	ja	K4 ^c	Jenner & Janssen-Mommen 1993 aus Lepper et al. 2007
NaAsO ₂ [As(III)]	Höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	7 d	Wachstums- rate	EC ₁₀	1.270	statisch	nein	k.A.	Naumann et al. 2007 aus Wenzel 2014
AsH ₂ NaO ₄ [As(V)]	Höhere Pflanzen	<i>L. gibba</i>	21 d	Wachstums- rate	NOEC	100	statisch	nein	k.A.	Mkandawire et al. 2006 aus Wenzel 2014
As ₂ HNaO ₄ [As(V)]	Höhere Pflanzen	<i>L. gibba</i>	7 d	Wachstums- rate	EC ₁₀	7.420	statisch	nein	k.A.	Naumann et al. 2007 aus Wenzel 2014
AsHNa ₂ O ₄ [As(V)]	Höhere Pflanzen	<i>Azolla pinnata</i>	28 d	Wachstum / Chlorophyll- gehalt	NOEC	1.000 oder ≥ 1.000 ^d	pH 8,5, semistatisch	nein	k.A.	Sarkar & Jana 1986 aus Lepper et al. 2007
NaAsO ₂ [As(III)]	Höhere Pflanzen	<i>Rorippa nasturtium- aquaticum</i>	7 d	Wachstums- rate	EC ₁₀	74.9	statisch	nein	k.A.	Ozturk et al. 2010 aus Wenzel 2014
AsNaO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>Daphnia magna</i>	28 d	Mortalität / Repro- duktion	NOEC	630	pH 7,2–8,1, semistatisch	ja	K1	Lima et al. 1984 aus Lepper et al. 2007

Testsub- stanz	Testorganismus		Test- dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Exposition	Chemische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC ₁₀ / LC ₁₀	Konz. (µg/l)				
As ₂ O ₃ [As(III)]	Krebse	<i>D. magna</i>	14 d	Mortalität / Repro- duktion	NOEC	≥ 955	pH 6,9–7,3, semistatisch	ja	k.A.	Spehar et al. 1980 aus Lepper et al. 2007
As ₂ O ₃ [As(III)]	Krebse	<i>D. magna</i>	21 d	Repro- duktion	NOEC	1.850	semistatisch	ja	K2	Tišler & Zagorc-Končan 2002 aus Lepper et al. 2007
AsNaO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>D. magna</i>	21 d	Repro- duktion	NOEC	5.080	semistatisch	ja	k.A.	Hoang et al. 2007 aus Wenzel 2014
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>D. magna</i>	21 d	Repro- duktion	NOEC	10,6	Durchfluss	k.A.	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>D. magna</i>	21 d	Repro- duktion	NOEC	159	statisch	?	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>D. magna</i>	21 d	Repro- duktion	NOEC	159	statisch	k.A.	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>D. magna</i>	21 d	Repro- duktion	EC ₁₀	262	semistatisch	ja ⁹	k.A.	Zheng et al. 2017
As ₂ O ₅ [As(V)]	Krebse	<i>D. magna</i>	14 d	Mortalität / Repro- duktion	NOEC	≥ 932	pH 6,9–7,3, semistatisch	ja	k.A.	Spehar et al. 1980 aus Lepper et al. 2007
As(V)	Krebse	<i>D. magna</i>	21 d	Mortalität / Repro- duktion	LOEC	3.400	semistatisch	ja	k.A.	Enserink et al. 1991 aus Zheng et al. 2017

Testsub- stanz	Testorganismus		Test- dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Exposition	Chemische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC ₁₀ / LC ₁₀	Konz. (µg/l)				
As ₂ O ₃ [As(III)]	Krebse	<i>Daphnia pulex</i>	26 d	Repro- duktion	LOEC	100	semistatisch	nein ^f	k.A.	Chen et al. 1999 aus Wenzel 2014
As ₂ O ₅ [As(V)]	Krebse	<i>D. pulex</i>	26 d	Repro- duktion	LOEC	10 ^e	semistatisch	nein ^f	K2	Chen et al. 1999 aus Lepper et al. 2007
AsNaO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>C. dubia</i>	24 d	Mortalität, Repro- duktion	„Effekt“ ^c	1.000	pH 7,3–9,3, semistatisch	ja	K2	Hansen et al. 2002 aus Lepper et al. 2007
AsNaO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	7 d	Repro- duktion	MATC	1.140	pH 8,2, semistatisch	ja	k.A.	Spehar & Fiandt 1986 aus Lepper et al. 2007
NaAsO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>Neocaridina denticulata sinensis</i>	21 d	Mortalität	EC ₁₀	338	semistatisch	ja ^g	k.A.	Zheng et al. 2017
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>N. denticulata sinensis</i>	21 d	Mortalität	EC ₁₀	1.000	semistatisch	ja ^g	k.A.	Zheng et al. 2017
As ₂ O ₃ [As(III)]	Mollusken	<i>Lymnaea emarginata</i>	28 d	Mortalität	NOEC	≥ 961	pH 6,9–7,3, Durchfluss	ja	k.A.	Spehar et al. 1980 aus Lepper et al. 2007
As ₂ O ₃ [As(III)]	Mollusken	<i>Helisoma campanulatum</i>	28 d	Mortalität	NOEC	≥ 961	pH 6,9–7,3, Durchfluss	ja	k.A.	Spehar et al. 1980 aus Lepper et al. 2007
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Mollusken	<i>Biomphalaria glabrata</i>	16 d	Mortalität	NOEC	100	statisch	k.A.	k.A.	Ansaldo et al. 2009 aus Wenzel 2014
As(V)	Mollusken	<i>Parreysia corrugata</i>	30 d	k.A.	NOEC	172	semistatisch	nein	k.A.	Waykar & Shinde 2011 aus Zheng et al. 2017

Testsub- stanz	Testorganismus		Test- dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Exposition	Chemische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC ₁₀ / LC ₁₀	Konz. (µg/l)				
AsNaO ₂ [As(III)]	Fische	<i>Jordanella floridae</i>	31 d	Wachstum	NOEC	2.130	pH 7,2–8,1, Durchfluss	ja	K1	Lima et al. 1984 aus Lepper et al. 2007
As ₂ O ₃ [As(III)]	Fische	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	6 mon	Migrations- erfolg	LOEC	300	pH 8,2, Durchfluss	ja	K1	Nichols et al. 1984 aus Lepper et al. 2007
As ₂ O ₃ [As(III)]	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	28 d	Mortalität	NOEC	≥ 961	pH 6,9–7,3, Durchfluss	ja	k.A.	Spehar et al. 1980 aus Lepper et al. 2007
AsNaO ₂ [As(III)]	Fische	<i>O. mykiss</i>	28 d	Mortalität (vor dem Schlupf)	LC ₁₀	134	pH 7,2–7,8, semistatisch	ja	K3 ^h	Birge 1978, Birge et al. 1978 aus Lepper et al. 2007
As ₂ O ₃ [As(III)]	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	7–10 d	Schlupfrate	NOEC	25	semistatisch	nein	K4	Ishaque et al. 2004 aus Lepper et al. 2007;
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>Oryzias sinensis</i>	28 d	Wachstum	EC ₁₀	11.830	semistatisch	ja ⁹	k.A.	Zheng et al. 2017
AsNaO ₂ [As(III)]	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	29 d	Wachstum	NOEC	2.130	pH 7,2-8,1, Durchfluss	ja	K1	Lima et al. (1984) aus Lepper et al. 2007
AsNaO ₂ [As(III)]	Fische	<i>P. promelas</i>	32 d	Mortalität / Wachstum / Repro- duktion	MATC	3.330	pH 7,4, Durchfluss	ja	k.A.	Spehar & Fiandt (1986) aus Lepper et al. 2007
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>P. promelas</i>	35 d	k.A. (<i>fish early life stage-Test</i>)	NOEC	512	Durchfluss	k.A.	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014

Testsub- stanz	Testorganismus		Test- dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Exposition	Chemische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC ₁₀ / LC ₁₀	Konz. (µg/l)				
As ₂ O ₅ [As(V)]	Fische	<i>P. promelas</i>	30 d	Wachstum (<i>fish early life stage- Test</i>)	NOEC	530	pH 6,9–7,8, Durchfluss	nein	K2	De Foe (1982) aus Lepper et al. 2007
NaAsO ₂ [As(III)]	Fische	<i>Pseudorasbora parva</i>	28 d	Wachstum	EC ₁₀	1.471	semistatisch	ja ^g	k.A.	Zheng et al. 2017
NaAsO ₂ [As(III)]	Fische	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	28 d	Wachstum	EC ₁₀	5.010	semistatisch	ja ^g	k.A.	Zheng et al. 2017
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>M. anguillicaudatus</i>	28 d	Wachstum	EC ₁₀	4.429	semistatisch	ja ^g	k.A.	Zheng et al. 2017

Abkürzungen: EC₁₀: Konzentration, die einen 10%igen Effekt hervorruft; LC₁₀: Konzentration, die eine 10%ige Mortalität hervorruft, LOEC: niedrigste getestete Konzentration, bei der signifikante Effekte auftreten (*lowest observed effect concentration*), MATC: geometrisches Mittel aus NOEC und LOEC, höchste akzeptable Konzentration eines Schadstoffs (*maximum acceptable toxicant concentration*); NOEC: höchste getestete Konzentration, bei der keine signifikanten Effekte auftreten (*no observed effect concentration*).

- ^a Die Validitätseinstufung der Daten wurde von Lepper et al. (2007) übernommen. In Wenzel (2014) und Zheng et al. (2017) befinden sich keine Angaben zur Validität der zusammengestellten Daten. Als K1 (ohne Einschränkungen verlässlich) und K2 (mit Einschränkungen verlässlich) bewertete Daten sind valide und können als kritische Daten verwendet werden. Als K3 (nicht verlässlich) und K4 (Verlässlichkeit nicht bewertbar, da keine ausreichenden Informationen vorliegen) eingestufte Daten sind nicht valide und können demnach nicht als kritische Daten für eine UQN Ableitung verwendet werden.
- ^b Niedrigste Effektkonzentration für die in der Studie untersuchten Arten.
- ^c Niedrigste Effektkonzentration für den untersuchten pH-Bereich (aus Lepper et al. 2007)
- ^d Nicht klar (lt. Lepper et al. 2007)
- ^e Lepper et (2007) haben aus dieser LOEC mittels Division durch 2 eine NOEC von 5 µg/l abgeleitet.
- ^f Da das Testmedium regelmäßig gewechselt wurde und die gemessenen Arsen-Konzentrationen in anderen Ökotoxizitätstests mit den nominalen Konzentrationen fast identisch waren, gingen Lepper et al. (2007) davon aus, dass die Arsen-Konzentration während der Exposition nicht signifikant abgenommen haben.
- ^g Aus der Publikation von Zheng et al. (2017) ist nicht ersichtlich, in welchem Umfang begleitende chemisch-analytische Messungen u.a. im Hinblick auf As(III) und As(V) durchgeführt wurden.
- ^h Die von Birge et al. (1979) berichtete Fischtoxizität ist im Vergleich zu einigen anderen Studien mit Fischen sehr hoch, ohne dass dafür ein plausibler Grund gefunden werden konnte. Auf einem Technical Meeting on Existing Substances wurden von den Experten der EU-Mitgliedstaaten entschieden, dass die Effektkonzentrationen von Birge (1978) und Birge et al. (1978, 1979) sich nicht für die Ableitung einer UQN eignen.

Tabelle A2. Akute Ökotoxizitätsdaten für Süßwasserorganismen, basierend auf Lepper et al. (2007), Wenzel (2014) und Zheng et al. (2017). Die Effektkonzentrationen beziehen sich auf Arsen. Angaben zur Identität der Testsubstanz wurden ungeprüft aus den jeweiligen Referenzen übernommen.

Test-substanz	Testorganismus		Test-dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Exposi- tion	Che- mische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC _x	Konz. (µg/l)				
AsNaO ₂ [As(III)]	Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	96 h	Populations- wachstum	EC ₅₀	79	pH 7, semi- statisch	nein	K2	Chen et al. 1994 aus Lepper et al. 2007
AsNa ₃ O ₄ [As(V)]	Algen	<i>S. obliquus</i>	96 h	Populations- wachstum	EC ₅₀	159	pH 7, semi- statisch	nein	K2	Chen et al. 1994 aus Lepper et al. 2007
AsO ₄ [As(V)]	Algen	<i>S. obliquus</i>	48 h	Wachstums- rate	EC ₅₀	64.862	statisch	ja	k.A.	Wang et al. 2013 aus Wenzel 2014
AsNa ₃ O ₄ [As(V)]	Algen	<i>Selenastrum capri- cornutum</i>	96 h	Populations- wachstum	EC ₅₀	690	statisch	ja	k.A.	Call et al. 1983 aus Lepper et al. 2007
AsHNa ₂ O ₄ [As(V)]	Algen	<i>Ankistrodesmus falkatus</i>	14 d	Wachstum	EC ₅₀	256	statisch	nein	k.A.	Vocke et al. 1980 aus Wenzel 2014
AsO ₄ ³⁻ [As(V)]	Algen	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	48 h	Wachstum	EC ₅₀	14,1	P-limitiert, statisch	ja	k.A.	Wang et al. 2013 aus Wenzel 2014
AsO ₄ ³⁻ [As(V)]	Algen	<i>C. reinhardtii</i>	48 h	Wachstum	EC ₅₀	33.503	P-angereichert, statisch	ja	k.A.	Wang et al. 2013 aus Wenzel 2014
AsNaO ₂ [As(III)]	Algen	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	72 h	Wachstums- rate	EC ₅₀	14.600	statisch	ja	k.A.	Levy et al. 2005 aus Wenzel 2014
Na ₂ HAsO ₄ [As(V)]	Algen	<i>M. arcuatum</i>	72 h	Wachstums- rate	EC ₅₀	254	statisch	ja	k.A.	Levy et at. 2005 aus Wenzel 2014
Na ₂ HAsO ₄ [As(V)]	Algen	<i>M. arcuatum</i>	72 h	Wachstums- rate	EC ₅₀	183	statisch	ja	k.A.	Levy et al. 2005 aus Wenzel 2014

Test-substanz	Testorganismus		Test-dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Expositi- on	Che- mische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC _x	Konz. (µg/l)				
AsNaO ₂ [As(III)]	Algen	<i>Chlorella sp.</i>	72 h	Wachstums- rate	EC ₅₀	25.200	statisch	ja	k.A.	Levy et al. 2005 aus Wenzel 2014
Na ₂ HAsO ₄ [As(V)]	Algen	<i>Chlorella sp.</i>	72 h	Wachstums- rate	EC ₅₀	25.400	statisch	ja	k.A.	Levy et al. 2005 aus Wenzel 2014
NaAsO ₂ [As(III)]	Algen	<i>Desmodesmus quadricauda</i>	14 d	Wachstums- rate	EC ₅₀	35.380	statisch	nein	k.A.	Kramárová et al. 2012 aus Wenzel 2014
As ₂ O ₃ [As(III)]	Algen	<i>D. subspicatus</i>	72 h	Wachstums- rate	EC ₅₀	60.300	statisch	nein	k.A.	Tišler & Zagorc-Končan 2002 aus Wenzel 2014
Na ₂ HAsO ₄ [As(V)]	Höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	7 d	Wachstums- rate	EC ₅₀	2.180	statisch	nein	k.A.	Naumann et al. 2007 aus Wenzel 2014
AsH ₃ O ₄ [As(V)]	Protozoen	<i>Tetrahymena thermophila</i>	48 h	Populations- wachstum	EC ₅₀	7.179	k.A.	nein	k.A.	Pauli et al. 1993 aus Wenzel 2014
As(V)	Räder- tierchen	<i>Philodina roseola</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	6.600	statisch	ja	k.A.	Schaefer & Pipes 1973 aus Zheng et al. 2017
NaAsO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>Daphnia magna</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	1.500	semistatisch	ja	k.A.	Lima et al. 1984 aus Wenzel 2014
As ₂ O ₃ [As(III)]	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Immobili- sierung	EC ₅₀	1.969	statisch	nein (?)	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
As(III)	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	2.100	statisch	nein	k.A.	Burton et al. 1987 aus Zheng et al. 2017
As ₂ O ₃ [As(III)]	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Immobili- sierung	EC ₅₀	2.500	statisch	nein (?)	k.A.	Tišler & Zagorc-Končan 2002 aus Wenzel 2014

Test-substanz	Testorganismus		Test-dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Exposition	Chemische Analyse	Validität ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC _x	Konz. (µg/l)				
NaAsO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	2.929	pH 8, semistatisch	ja	k.A.	Zheng et al. 2017
As(III)	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	4.830	statisch	ja	k.A.	Call et al. 1983 aus Zheng et al. 2017
As(III)	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	6.230	statisch	nein	k.A.	Khengarot & Ray 1989 aus Zheng et al. 2017
As(V)	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	1.130	k.A.	k.A.	k.A.	Silva et al. 2013 aus Wenzel 2014
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	3.410	statisch	k.A.	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	5.230	pH 8, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
Na ₂ HAsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	5.400	statisch	k.A.	k.A.	Qureshi et al. 1982 aus Wenzel 2014
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	6.600	statisch	k.A.	k.A.	Burton et al. 1987 aus Wenzel 2014
Na ₂ HAsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	7.400	statisch	k.A.	k.A.	Biesinger & Christensen 1972 aus Wenzel 2014
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	7.918	statisch	k.A.	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	9.692	statisch	k.A.	k.A.	US EPA, 2013 aus Wenzel 2014
Na ₂ HAsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>D. magna</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	44.660	statisch	k.A.	k.A.	Fargasová 1994 aus Wenzel 2014

Test-substanz	Testorganismus		Test-dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Expositi- on	Che- mische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC _x	Konz. (µg/l)				
As(III)	Krebse	<i>Daphnia pulex</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	1.038	k.A.	ja	k.A.	Cope 1966 aus Zheng et al. 2017
As(III)	Krebse	<i>D. pulex</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	1.900	pH 7,2-7,4, statisch	nein	k.A.	Mount & Norberg 1984 aus Lepper et al. 2007
As(III)	Krebse	<i>D. pulex</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	2.366	statisch	nein	k.A.	Elnabarawy et al. 1986 aus Zheng et al. 2017
As(V)	Krebse	<i>D. pulex</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	11.920	statisch	ja	k.A.	May Passino & Novak 1984
As ₂ O ₃ ⁻ [As(III)]	Krebse	<i>Diacyclops thomasi</i>	96 h	Immobilisierung	EC ₅₀	1.000- 10.000	statisch	nein	k.A.	Novak et al. 1980 aus Wenzel 2014
As(III)	Krebse	<i>Simocephalus vetulus</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	1.700	pH 7,2-7,4, statisch	nein	k.A.	Mount & Norberg 1984 aus Lepper et al. 2007
As(III)	Krebse	<i>Simocephalus serrulatus</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	807	k.A.	ja	k.A.	Cope 1966 aus Zheng et al. 2017
AsNaO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>S. serrulatus</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	1.400	pH 7,4, statisch	nein	k.A.	Mayer & Ellersieck 1986 aus Lepper et al. 2007
As ₂ O ₃ [As(III)]	Krebse	<i>Bosmina longirostris</i>	96 h	Immobilisierung	EC ₅₀	250	k.A.	nein	K4	Novak et al. 1980 aus Lepper et al. 2007
AsHNa ₂ O ₄ [As(V)]	Krebse	<i>B. longirostris</i>	96 h	Immobilisierung	EC ₅₀	850	pH 6,8, statisch	ja	K2	May Passino & Novak 1984 aus Lepper et al. 2007

Test-substanz	Testorganismus		Test-dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Expositi- on	Che- mische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC _x	Konz. (µg/l)				
AsNaO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	1.448	pH 8,2, statisch	ja	k.A.	Spehar & Fiantd 1986 aus Lepper et al. 2007
As(V)	Krebse	<i>C. dubia</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	2.182	statisch	nein	k.A.	Hockett & Mount 1996 aus Zheng et al. 2017
As(V)	Krebse	<i>C. dubia</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	2.400	statisch	ja	k.A.	Hu et al. 2012 aus Zheng et al. 2017
AsNaO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	1.270	pH 8, statisch	nein	k.A.	Elnabarawy et al. 1986 aus Lepper et al. 2007
NaAsO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>Neocaridina denticulata sinensis</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	3.653	pH 6,5, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
NaAsO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>N. denticulata sinensis</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	3.744	pH 7,5, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
NaAsO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>N. denticulata sinensis</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	3.247	pH 9, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>N. denticulata sinensis</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	20.250	pH 8, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
AsNaO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	96 h	Immobilisierung	EC ₅₀	874	pH 7,2-8,1, Durchfluss	ja	K1	Lima et al. 1984 aus Lepper et al. 2007
AsNaO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>G. pseudo-limnaeus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	875	pH 7,7, Durchfluss	ja	k.A.	Call et al. 1983 aus Lepper et al. 2007

Test-substanz	Testorganismus		Test-dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Expositi- on	Che- mische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC _x	Konz. (µg/l)				
As ₂ O ₃ [As(III)]	Krebse	<i>Gammarus fos-sarum</i>	10 d	Immobilisierung	EC ₅₀	200	Durchfluss	ja	k.A.	Canivet et al. 2001 aus Wenzel 2014
As ₂ O ₃ [As(III)]	Krebse	<i>Niphargus rhenorhodanensis</i>	10 d	Immobilisierung	EC ₅₀	3.970	Durchfluss	ja	k.A.	Canivet et al. 2001 aus Wenzel 2014
As ₂ O ₃ [As(III)]	Krebse	<i>Asellus aquaticus</i>	10 d	Immobilisierung	EC ₅₀	2.310	Durchfluss	ja	k.A.	Canivet et al. 2001 aus Wenzel 2014
AsNaO ₂ [As(III)]	Krebse	<i>Hyalella azteca</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	1.600	statisch	ja	k.A.	Liber et al. 2011 aus Wenzel 2014
Na ₂ HAsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>H. azteca</i>	7 d	Mortalität	LC ₅₀	483	statisch	ja	k.A.	Borgmann et al. 2005 aus Wenzel 2014
Na ₂ HAsO ₄ [As(V)]	Krebse	<i>H. azteca</i>	7 d	Mortalität	LC ₅₀	581	statisch	ja	k.A.	Borgmann et al. 2005 aus Wenzel 2014
Arsenic	Krebse	<i>H. azteca</i>	7 d	Mortalität	LC ₅₀	494	statisch	ja	k.A.	Borgmann et al. 2005 aus Wenzel 2014
As(III)	Ringelwürmer	<i>Tubifex tubifex</i>	96 h	k.A.	EC ₅₀	8.870	semistatisch	nein	k.A.	Khangarot 1991 aus Zheng et al. 2017
As(V)	Ringelwürmer	<i>T. tubifex</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	127.400	statisch	nein	k.A.	Fargasová 1999 aus Zheng et al. 2017
NaAsO ₂ [As(III)]	Ringelwürmer	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	12.180	pH 6,5, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
NaAsO ₂ [As(III)]	Ringelwürmer	<i>L. hoffmeisteri</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	15.510	pH 7,5, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017

Test-substanz	Testorganismus		Test-dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Exposition	Chemische Analyse	Validität ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC _x	Konz. (µg/l)				
NaAsO ₂ [As(III)]	Ringelwürmer	<i>L. hoffmeisteri</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	9.629	pH 9, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Ringelwürmer	<i>L. hoffmeisteri</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	154.800	pH 8, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
As ₂ O ₃ [As(III)]	Insekten	<i>Heptagenia sulphurea</i>	10 d	Immobilisierung	LC ₅₀	1.600	Durchfluss	ja	k.A.	Canivet et al. 2001 aus Wenzel 2014
As ₂ O ₃ [As(III)]	Insekten	<i>Chironomus dilutus/tentans</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	680	pH 6,3, statisch	nein	K2	Khengarot & Ray 1989 aus Lepper et al. 2007
AsNaO ₂ [As(III)]	Insekten	<i>C. dilutus/tentans</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	7.100	statisch	ja	k.A.	Liber et al. 2011 aus Wenzel 2014
NaAsO ₂ [As(III)]	Insekten	<i>Chironomus</i> sp.	48 h	Mortalität	LC ₅₀	14.700	statisch	nein	k.A.	Jeyasingham & Ling 2000 aus Wenzel 2014
Na ₂ HAsO ₄ [As(V)]	Insekten	<i>Chironomus</i> sp.	48 h	Mortalität	LC ₅₀	52.000	statisch	nein	k.A.	Jeyasingham & Ling 2000 aus Wenzel 2014
NaAsO ₂ [As(III)]	Insekten	<i>Chironomus zealandicus</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	36.700	statisch	nein	k.A.	Jeyasingham & Ling 2000 aus Wenzel 2014
Na ₂ HAsO ₄ [As(V)]	Insekten	<i>C. zealandicus</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	239.000	statisch	nein	k.A.	Jeyasingham & Ling 2000 aus Wenzel 2014
NaAsO ₂ [As(III)]	Insekten	<i>Chironomus plumosus</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	4.304	pH 6,5, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
NaAsO ₂ [As(III)]	Insekten	<i>C. plumosus</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	5.164	pH 7,5, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017

Test-substanz	Testorganismus		Test-dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Expositi- on	Che- mische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC _x	Konz. (µg/l)				
NaAsO ₂ [As(III)]	Insekten	<i>C. plumosus</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	5.460	pH 9, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Insekten	<i>C. plumosus</i>	48 h	Immobilisierung	EC ₅₀	561.800	pH 8, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
As(III)	Insekten	<i>Tanytarsus dissimilis</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	73.480	statisch	ja	k.A.	Holcombe et al. 1983 aus Zheng et al. 2017
As ₂ O ₃ [As(III)]	Insekten	<i>Hydropsyche pelucidula</i>	10 d	Immobilisierung	EC ₅₀	2.400	Durchfluss	ja	k.A.	Canivet et al. 2001 aus Wenzel 2014
NaAsO ₂ [As(III)]	Insekten	<i>Polypedilum pavidus</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	19.000	statisch	nein	k.A.	Jeyasingham & Ling 2000 aus Wenzel 2014
Na ₂ HAsO ₄ [As(V)]	Insekten	<i>P. pavidus</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	21.400	statisch	nein	k.A.	Jeyasingham & Ling 2000 aus Wenzel 2014
As ₂ O ₃ [As(III)]	Mollusken	<i>Physa fontinalis</i>	10 d	Immobilisierung	EC ₅₀	2.200	Durchfluss	ja	k.A.	Canivet et al. 2001 aus Wenzel 2014
As(III)	Mollusken	<i>Aplexa hypnorum</i>	4 d	Mortalität	LC ₅₀	18.560	statisch	ja	k.A.	Holcombe et al. 1983 aus Zheng et al. 2017
NaAsO ₂ [As(III)]	Mollusken	<i>Cipangopaludina cahayensis</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	24.890	pH 6,5, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
NaAsO ₂ [As(III)]	Mollusken	<i>C. cahayensis</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	25.990	pH 7,5, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
NaAsO ₂ [As(III)]	Mollusken	<i>C. cahayensis</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	30.930	pH 9, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017

Test-substanz	Testorganismus		Test-dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Expositi- on	Che- mische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC _x	Konz. (µg/l)				
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Mollusken	<i>C. cahayensis</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	281.400	pH 8, semistat- isch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
As(III)	Fische	<i>Thymallus arcticus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	13.700	statisch	nein	k.A.	Buhl & Hamilton 1991 aus Zheng et al. 2017
As ₂ O ₅ [As(V)]	Fische	<i>T. arcticus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	4.760	pH 7,1-8,0, statisch	nein	K2	Buhl & Hamilton 1990 aus Lepper et al. 2007
As(III)	Fische	<i>Carassius auratus</i>	7 d	Mortalität	LC ₅₀	490	pH 7, semistat- isch	nein	K3 ^c	Birge et al. 1979 aus Lepper et al. 2007
As(III)	Fische	<i>C. auratus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	25.900	Durchfluss	ja	k.A.	Cardwell 1976 aus Zheng et al. 2017
As ₂ O ₃ [As(III)]	Fische	<i>Danio rerio</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	28.100	statisch	ja	k.A.	Tišler & Zagorc-Končan 2002 aus Wenzel 2014
As(V)	Fische	<i>D. rerio</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	30.220	semistatisch	nein	k.A.	Liu et al. 2008 aus Zheng et al. 2017
As ₂ O ₃ [As(III)]	Fische	<i>Channa punctata</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	10.900	statisch	nein	k.A.	Shukla et al. 1987 aus Lepper et al. 2007
As(III)	Fische	<i>C. punctata</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	52.540	semistatisch	nein	k.A.	Yadav & Trivedi 2009 aus Zheng et al. 2017
As ₂ O ₃ [As(III)]	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	9.694	statisch	n	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
As(III)	Fische	<i>O. mykiss</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	10.800	Durchfluss	ja	k.A.	Hale 1977 aus Zheng et al. 2017

Test-substanz	Testorganismus		Test-dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Expositi- on	Che- mische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC _x	Konz. (µg/l)				
As ₂ O ₃ [As(III)]	Fische	<i>O. mykiss</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	12.100	statisch	ja	k.A.	Tišler & Zagorc-Končan 2002 aus Wenzel 2014
As ₂ O ₃ [As(III)]	Fische	<i>O. mykiss</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	15.300	statisch	ja	k.A.	Tišler & Zagorc-Končan 2002 aus Wenzel 2014
As(III)	Fische	<i>O. mykiss</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	20.200	Durchfluss	k.A.	k.A.	Rankin & Dixon 1994 aus Zheng et al. 2017
As ₂ O ₃ [As(III)]	Fische	<i>O. mykiss</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	378.678	statisch	n	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>O. mykiss</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	26.659	statisch	k.A.	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
As(V)	Fische	<i>O. mykiss</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	28.000	statisch	ja	k.A.	Palawski et al. 1985 aus Zheng et al. 2017
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>O. mykiss</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	28.005	statisch	k.A.	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
As(V)	Fische	<i>O. mykiss</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	43.000	statisch	nein	k.A.	Qureshi et al. 1982 aus Zheng et al. 2017
As(V)	Fische	<i>O. mykiss</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	67.500	statisch	nein	k.A.	Buhl & Hamilton 1990 aus Zheng et al. 2017
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>O. mykiss</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	337.856	statisch	k.A.	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>O. mykiss</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	380.089	statisch	k.A.	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
As(III)	Fische	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	21.400	statisch	nein	k.A.	Hamilton & Buhl 1990 aus Zheng et al. 2017

Test-substanz	Testorganismus		Test-dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Expositi- on	Che- mische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC _x	Konz. (µg/l)				
As(V)	Fische	<i>O. tshawytscha</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	66.500	statisch	nein	k.A.	Hamilton & Buhl 1990 aus Zheng et al. 2017
As(V)	Fische	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	43.600	statisch	nein	k.A.	Buhl & Hamilton 1990 aus Zheng et al. 2017
As(III)	Fische	<i>Salvelinus fontinalis</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	14.880	Durchfluss	ja	k.A.	Cardwell 1976 aus Zheng et al. 2017
As ₂ O ₃ [As(III)]	Fische	<i>Colisa fasciatus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	6.100	pH 7,1	k.A.	k.A.	Shukla & Pandey 1985 aus Lepper et al. 2007
AsNaO ₂ [As(III)]	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	12.600	pH 7,4, Durch- fluss	ja	k.A.	Shukla et al. 1987 aus Lepper et al. 2007
NaAsO ₂ [As(III)]	Fische	<i>P. promelas</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	14.100	Durchfluss	ja	k.A.	Lima et al. 1984 aus Wenzel 2014
As(III)	Fische	<i>P. promelas</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	15.580	Durchfluss	ja	k.A.	Cardwell 1976 aus Zheng et al. 2017
As(V)	Fische	<i>P. promelas</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	23.600	Durchfluss	ja	k.A.	Broderius et al. 1995 aus Zheng et al. 2017
As(V)	Fische	<i>P. promelas</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	42.000	statisch	ja	k.A.	Palawski et al. 1985 aus Zheng et al. 2017
As ₂ O ₃ [As(III)]	Fische	<i>Barbus sophore</i>	48 h	Mortalität	LC ₅₀	14.000	statisch	nein	k.A.	Pandey & Shukla 1979 aus Lepper et al. 2007
As ₂ O ₃ [As(III)]	Fische	<i>Barbus javanicus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	24.170	pH 7,1-7,2, statisch	nein	k.A.	Gupta & Chakrabarti 1993 aus Lepper et al. 2007

Test-substanz	Testorganismus		Test-dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Exposition	Chemische Analyse	Validität ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC _x	Konz. (µg/l)				
AsNaO ₂ [As(III)]	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	7 d	Mortalität	LC ₅₀	14.600	semistatisch	nein	K2	Suhendrayatna et al. 2002 aus Lepper et al. 2007
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>Oryzias sinensis</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	281.400	pH 8, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
AsNaO ₂ [As(III)]	Fische	<i>Oreochromis mossambicus</i>	9 h	Mortalität	LC ₅₀	26.680	pH 7,7, semistatisch	ja	K1	Liao et al. 2004 aus Lepper et al. 2007
AsNaO ₂ [As(III)]	Fische	<i>O. mossambicus</i>	144 h	Mortalität	LC ₅₀	15.980	pH 7,7, semistatisch	ja	K1	Liao et al. 2004 aus Lepper et al. 2007
As ₂ O ₃ [As(III)]	Fische	<i>Therapon jarbua</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₁	3.380	statisch	nein	k.A.	Krishnakumari et al. 1983 aus Wenzel 2014
NaAsO ₂ [As(III)]	Fische	<i>Jordanella floridae</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	14.400	Durchfluss	ja	k.A.	Krishnakumari et al. 1993 aus Wenzel 2014
As ₂ O ₃ [As(III)]	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	15.147	statisch	nein	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
As(III)	Fische	<i>L. macrochirus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	41.540	Durchfluss	ja	k.A.	Cardwell 1976 aus Zheng et al. 2017
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>L. macrochirus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	26.395	Durchfluss	k.A.	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>L. macrochirus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	28.718	statisch	k.A.	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014

Test-substanz	Testorganismus		Test-dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Exposition	Chemische Analyse	Validität ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC _x	Konz. (µg/l)				
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>L. macrochirus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	33.416	statisch	k.A.	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
As(V)	Fische	<i>L. macrochirus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	41.760	statisch	ja	k.A.	Palawski et al. 1985 aus Zheng et al. 2017
H ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>L. macrochirus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	327.300	statisch	k.A.	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>L. macrochirus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	490.412	statisch	k.A.	k.A.	US EPA 2013 aus Wenzel 2014
As(III)	Fische	<i>Esox masquinongy</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	1.100	statisch	ja	k.A.	Spotila & Paladino 1979 aus Zheng et al. 2017
As(III)	Fische	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	12.500	Durchfluss	nein	k.A.	Hartwell et al. 1989 aus Zheng et al. 2017
NaAsO ₂ [As(III)]	Fische	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	39.990	pH 8,0, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>M. anguillicaudatus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	61.070	pH 8,0, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
NaAsO ₂ [As(III)]	Fische	<i>Pseudorasbora parva</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	15.330	pH 8,0, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
Na ₃ AsO ₄ [As(V)]	Fische	<i>P. parva</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	168.700	pH 8,0, semistatisch	ja ^b	k.A.	Zheng et al. 2017
As(III)	Fische	<i>Coregonus hoyi</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	12.880	semistatisch	ja	k.A.	May Passino & Kramer 1080
As(III)	Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	18.000	Durchfluss	ja	k.A.	Cardwell 1976 aus Zheng et al. 2017

Test-substanz	Testorganismus		Test-dauer	Endpunkt	Effektkonzentration		pH-Wert, Art der Expositi- on	Che- mische Analyse	Validi- tät ^a	Referenz
	Taxonom. Gruppe	Art			NOEC / LOEC / EC _x	Konz. (µg/l)				
As(V)	Fische	<i>Catostomus lati- pinnis</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	33.100	statisch	nein	k.A.	Hamilton & Buhl 1997 aus Zheng et al. 2017
As(V)	Fische	<i>Ptychocheilus lucius</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	105.000	statisch	nein	k.A.	Hamilton & Buhl 1997 aus Zheng et al. 2017
As(V)	Fische	<i>Xyrauchen texanus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	17.800	statisch	nein	k.A.	Hamilton & Buhl 1997 aus Zheng et al. 2017
As ₂ O ₃ [As(III)]	Amphibien	<i>Rana hexadactyla</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	249	pH 6,1, semistat- isch	nein	K2	Khengarot et al. 1985 aus Lepper et al. 2007
NaAsO ₂ [As(III)]	Amphibien	<i>Rhinella arenarum</i> (<i>Bufo arenarum</i>)	96 h	Mortalität	LC ₅₀	50.040	semistatisch	nein	k.A.	Brodeur et al. 2009
NaAsO ₂ [As(III)]	Amphibien	<i>Limnodynastes peroni</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	34.600	k.A.	n k.A.	k.A.	Johnson 1976 aus Brodeur et al. 2009
NaAsO ₂ [As(III)]	Amphibien	<i>Adelotus brevis</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	54.800	k.A.	k.A.	k.A.	Johnson 1976 aus Brodeur et al. 2009
NaAsO ₂ [As(III)]	Amphibien	<i>Bufo marinus</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	71.000	k.A.	k.A.	k.A.	Johnson 1976 aus Brodeur et al. 2009
NaAsO ₂ [As(III)]	Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	96 h	Mortalität	LC ₅₀	60.000	k.A.	nein	k.A.	Bantle et al. 1999 aus Wenzel 2014

Abkürzungen: EC₅₀: Konzentration, die den halbmaximalen Effekt hervorruft, NOEC: höchste getestete Konzentration, bei der keine signifikanten Effekte auftreten (*no observed effect concentration*), LC₅₀: Konzentration, die zu einer 50%igen Mortalität führt, k.A.: keine Angaben.

- ^a Die Validitätseinstufung der Daten wurde von Lepper et al. (2007) übernommen. In Wenzel (2014) und Zheng et al. (2017) befinden sich keine Angaben zur Validität der zusammengestellten Daten. Als K1 (ohne Einschränkungen verlässlich) und K2 (mit Einschränkungen verlässlich) bewertete Daten sind valide und können als kritische Daten verwendet werden. Als K3 (nicht verlässlich) und K4 (Verlässlichkeit nicht bewertbar, da keine ausreichenden Informationen vorliegen) eingestufte Daten sind nicht valide und können demnach nicht als kritische Daten für eine UQN Ableitung verwendet werden.
- ^b Aus der Publikation von Zheng et al. (2017) ist nicht ersichtlich, in welchem Umfang begleitende chemisch-analytische Messungen u.a. im Hinblick auf As(III) und As(V) durchgeführt wurden.
- ^c Die von Birge et al. (1979) berichtete Fischtoxizität ist im Vergleich zu einigen anderen Studien mit Fischen sehr hoch, ohne dass dafür ein plausibler Grund gefunden werden konnte. Auf einem Technical Meeting on Existing Substances wurden von den Experten der EU-Mitgliedstaaten entschieden, dass diese und andere Effektkonzentrationen von Birge (1978) und Birge et al. (1978, 1979) sich nicht für die Ableitung einer UQN eignen.

Tabelle A3 Berechnete Schwerpunktkonzentrationen (SWP-K) mit Angabe zur Spezifität für benthische Invertebraten.

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
11176	<i>Corbicula fluminea</i>	Bivalvia	CORBICULIDAE	3,5	2,7	5,2	3,1
11178	<i>Corbicula sp.</i>	Bivalvia	CORBICULIDAE			4,5	1,0
11585	<i>Congeria leucophaeata</i>	Bivalvia	DREISSENIDAE			4,1	1,1
4999	<i>Dreissena polymorpha</i>	Bivalvia	DREISSENIDAE	2,4	2,5	5,5	2,8
7966	<i>Musculium lacustre</i>	Bivalvia	SPHAERIIDAE	2,4	1,1	1,1	1,5
6409	<i>Pisidium amnicum</i>	Bivalvia	SPHAERIIDAE	2,0	0,9	1,7	1,2
19391	<i>Pisidium casertanum ssp.</i>	Bivalvia	SPHAERIIDAE	1,0	1,7	3,0	2,7
6418	<i>Pisidium henslowanum</i>	Bivalvia	SPHAERIIDAE	0,8	2,0	0,9	2,1
6419	<i>Pisidium millium</i>	Bivalvia	SPHAERIIDAE	1,9	1,0	4,0	1,2
6421	<i>Pisidium nitidum</i>	Bivalvia	SPHAERIIDAE	2,3	1,3	4,1	2,4
6425	<i>Pisidium sp.</i>	Bivalvia	SPHAERIIDAE	0,8	1,5	0,5	1,6
6426	<i>Pisidium subtruncatum</i>	Bivalvia	SPHAERIIDAE	0,9	1,3	0,9	2,1
6427	<i>Pisidium supinum</i>	Bivalvia	SPHAERIIDAE	2,2	3,1	6,4	3,6
8429	<i>Sphaeriidae Gen. sp.</i>	Bivalvia	SPHAERIIDAE			2,2	0,8
6882	<i>Sphaerium corneum</i>	Bivalvia	SPHAERIIDAE	0,3	2,6	1,2	2,8
16777	<i>Sphaerium ovale</i>	Bivalvia	SPHAERIIDAE	1,9	0,9	1,8	1,4
6884	<i>Sphaerium rivicola</i>	Bivalvia	SPHAERIIDAE	4,2	0,8	5,0	1,2
6886	<i>Sphaerium sp.</i>	Bivalvia	SPHAERIIDAE	1,1	2,4	0,9	1,7
7381	<i>Anodonta anatina</i>	Bivalvia	UNIONIDAE	1,6	0,9	1,5	1,5
4326	<i>Anodonta sp.</i>	Bivalvia	UNIONIDAE			2,6	1,2
7137	<i>Unio pictorum pictorum</i>	Bivalvia	UNIONIDAE	1,2	2,0	1,5	1,8
8851	<i>Bryozoa Gen. sp.</i>	Bryozoa	[Kl:Bryozoa]	2,5	1,9	4,0	2,8
6459	<i>Plumatella fungosa</i>	Bryozoa	PLUMATELLIDAE			9,1	3,8
5502	<i>Hydra sp.</i>	Coelenterata	HYDRIDAE			5,1	0,8
17473	<i>Agabus didymus</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE	3,9	3,7		
17492	<i>Agabus sp.</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE	1,4	2,1	1,2	1,4
17591	<i>Bidessus sp.</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE			3,3	1,0
17705	<i>Deronectes platynotus</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE	1,5	3,4		
17848	<i>Graptodytes pictus</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE	1,7	0,6	1,6	1,3
18192	<i>Hydroporinae Gen. sp.</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE	2,7	0,6	2,8	1,0
18240	<i>Hydroporus palustris</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE	1,8	4,2		
18307	<i>Ilybius fuliginosus</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE	2,3	2,3		
18321	<i>Ilybius sp.</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE	1,5	0,8		
18356	<i>Laccophilus hyalinus</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE	0,9	2,5	1,4	2,7
18359	<i>Laccophilus sp.</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE			3,8	1,4
18467	<i>Nebrioporus depressus/elegans</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE	1,5	1,9	1,4	1,6
18468	<i>Nebrioporus elegans</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE	4,5	4,0	4,9	4,8
18468	<i>Nebrioporus elegans</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE			4,9	4,8
18616	<i>Oreodytes sanmarkii</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE	1,0	3,2	2,8	2,2

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
18649	<i>Platambus maculatus</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE	0,6	1,9	1,4	1,9
18697	<i>Scarodytes halensis</i>	Coleoptera	DYTISCIDAE	7,5	5,4		
17768	<i>Elmis aenea</i>	Coleoptera	ELMIDAE	0,7	2,5	0,7	1,8
17770	<i>Elmis aenea/mauetii</i>	Coleoptera	ELMIDAE	1,3	2,3	1,5	3,4
20171	<i>Elmis aenea/mauetii/rietscheli/rioloides</i>	Coleoptera	ELMIDAE	1,4	1,6	0,8	1,0
17774	<i>Elmis maugetii</i>	Coleoptera	ELMIDAE	0,3	2,7	1,0	2,6
17778	<i>Elmis rioloides</i>	Coleoptera	ELMIDAE			6,4	0,5
17779	<i>Elmis sp.</i>	Coleoptera	ELMIDAE	0,2	2,3	1,0	2,2
17816	<i>Esolus angustatus</i>	Coleoptera	ELMIDAE	1,1	2,1	3,9	1,4
17820	<i>Esolus parallelepipedus</i>	Coleoptera	ELMIDAE	3,9	5,1	3,6	0,6
17822	<i>Esolus sp.</i>	Coleoptera	ELMIDAE	1,8	1,8	3,5	0,7
18417	<i>Limnius opacus</i>	Coleoptera	ELMIDAE			2,5	0,7
18418	<i>Limnius perrisi</i>	Coleoptera	ELMIDAE	1,2	2,4	1,6	2,6
18419	<i>Limnius sp.</i>	Coleoptera	ELMIDAE	0,4	2,7	1,5	2,2
18421	<i>Limnius volckmari</i>	Coleoptera	ELMIDAE	0,4	2,8	0,7	2,0
18626	<i>Oulimnius sp.</i>	Coleoptera	ELMIDAE	1,2	0,8	1,9	0,7
18629	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	Coleoptera	ELMIDAE	0,5	1,9	0,7	1,3
18695	<i>Riolus sp.</i>	Coleoptera	ELMIDAE	2,1	1,0	2,8	0,5
18696	<i>Riolus subviolaceus</i>	Coleoptera	ELMIDAE			2,7	0,6
17875	<i>Gyrinus substriatus</i>	Coleoptera	GYRINIDAE	1,7	1,8		
18613	<i>Orectochilus villosus</i>	Coleoptera	GYRINIDAE	0,5	2,3	0,8	2,1
17593	<i>Brychius elevatus</i>	Coleoptera	HALIPLIDAE			5,6	0,4
17884	<i>Halipus fluviatilis</i>	Coleoptera	HALIPLIDAE	1,7	1,6	2,2	2,0
17892	<i>Halipus laminatus</i>	Coleoptera	HALIPLIDAE	2,8	1,7	3,1	2,4
17893	<i>Halipus lineatocollis</i>	Coleoptera	HALIPLIDAE	1,6	2,2	1,7	1,8
17901	<i>Halipus sp.</i>	Coleoptera	HALIPLIDAE	3,2	1,1	1,8	1,1
17904	<i>Halipus wehnckeii</i>	Coleoptera	HALIPLIDAE			4,0	1,0
17967	<i>Helophorus sp.</i>	Coleoptera	HELOPHORIDAE	3,2	0,7	1,2	2,4
18048	<i>Hydraena dentipes</i>	Coleoptera	HYDRAENIDAE	5,6	0,4		
18059	<i>Hydraena excisa</i>	Coleoptera	HYDRAENIDAE	1,0	2,0	1,7	3,3
18064	<i>Hydraena gracilis</i>	Coleoptera	HYDRAENIDAE	0,6	3,0	1,2	2,7
18130	<i>Hydraena sp.</i>	Coleoptera	HYDRAENIDAE	1,1	2,1	1,5	2,0
17503	<i>Anacaena globulus</i>	Coleoptera	HYDROPHILIDAE	1,4	1,6	0,8	1,4
17626	<i>Cercyon ustulatus</i>	Coleoptera	HYDROPHILIDAE			2,6	1,3
18157	<i>Hydrobius fuscipes</i>	Coleoptera	HYDROPHILIDAE	1,7	1,5		
18346	<i>Laccobius sp.</i>	Coleoptera	HYDROPHILIDAE	2,2	0,9		
17786	<i>Elodes marginata</i>	Coleoptera	SCIRTIDAE	1,7	2,0	4,3	1,4
17788	<i>Elodes minuta-Gr.</i>	Coleoptera	SCIRTIDAE	1,7	1,3	0,8	1,3
17791	<i>Elodes sp.</i>	Coleoptera	SCIRTIDAE	0,9	2,2	0,9	1,9
18179	<i>Hydrocyphon deflexicollis</i>	Coleoptera	SCIRTIDAE	2,5	0,9	2,2	0,7

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
8740	<i>Ostracoda Gen. sp.</i>	Crustacea	[Kl:Crustacea]	1,1	1,0	1,1	0,9
10663	<i>Asellidae Gen. sp.</i>	Crustacea	ASELLIDAE			2,0	1,7
8691	<i>Asellus aquaticus</i>	Crustacea	ASELLIDAE	0,5	1,5	0,7	1,9
8703	<i>Proasellus coxalis</i>	Crustacea	ASELLIDAE	0,8	2,0	0,8	1,5
9166	<i>Proasellus sp.</i>	Crustacea	ASELLIDAE			1,7	1,1
6199	<i>Orconectes limosus</i>	Crustacea	CAMBARIDAE	1,3	3,6	2,3	3,1
9280	<i>Corophiidae Gen. sp.</i>	Crustacea	COROPHIIDAE	7,1	2,7	8,0	3,5
4749	<i>Corophium curvispinum</i>	Crustacea	COROPHIIDAE	3,4	2,3	7,6	3,5
20515	<i>Corophium robustum</i>	Crustacea	COROPHIIDAE	7,6	2,9	8,9	3,7
11227	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	Crustacea	CRANGONYCTIDAE	2,4	1,7	1,0	2,1
7854	<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	Crustacea	GAMMARIDAE	3,2	1,6	2,6	2,0
8961	<i>Dikerogammarus sp.</i>	Crustacea	GAMMARIDAE	4,7	2,5	8,8	3,7
7517	<i>Dikerogammarus villosus</i>	Crustacea	GAMMARIDAE	3,5	2,5	6,5	3,4
12328	<i>Echinogammarus berilloni</i>	Crustacea	GAMMARIDAE			2,1	0,7
20510	<i>Gammaroidea Gen. sp.</i>	Crustacea	GAMMARIDAE	3,2	2,0	8,1	3,5
5288	<i>Gammarus fossarum</i>	Crustacea	GAMMARIDAE	0,5	1,8	1,8	1,3
5290	<i>Gammarus lacustris</i>	Crustacea	GAMMARIDAE			3,1	2,0
5291	<i>Gammarus pulex</i>	Crustacea	GAMMARIDAE	0,4	1,7	0,6	1,6
5292	<i>Gammarus roeselii</i>	Crustacea	GAMMARIDAE	0,7	1,0	1,3	1,2
5293	<i>Gammarus sp.</i>	Crustacea	GAMMARIDAE	0,6	1,2	0,7	1,5
5294	<i>Gammarus tigrinus</i>	Crustacea	GAMMARIDAE	4,3	2,1	5,1	2,7
12336	<i>Gammarus zaddachi</i>	Crustacea	GAMMARIDAE			4,7	2,7
6127	<i>Niphargus sp.</i>	Crustacea	GAMMARIDAE	2,3	3,5	3,2	2,4
10491	<i>Pontogammarus robustoides</i>	Crustacea	GAMMARIDAE	6,8	1,3	3,9	1,7
8700	<i>Jaera istri</i>	Crustacea	JANIRIDAE	4,1	2,4	7,7	3,5
8730	<i>Limnomysis benedeni</i>	Crustacea	MYSIDAE			5,1	1,2
9353	<i>Diptera Gen. sp.</i>	Diptera	[Ord:Diptera]			1,8	0,7
4363	<i>Atherix ibis</i>	Diptera	ATHERICIDAE	0,7	2,4	1,5	3,0
4374	<i>Atrichops crassipes</i>	Diptera	ATHERICIDAE	1,4	2,1	1,3	2,9
4364	<i>Ibisia marginata</i>	Diptera	ATHERICIDAE	0,6	2,7	1,5	3,1
4452	<i>Bezzia sp.</i>	Diptera	CERATOPOGONIDAE	1,9	1,0	3,0	1,1
4585	<i>Ceratopogonidae Gen. sp.</i>	Diptera	CERATOPOGONIDAE	0,6	2,2	1,9	3,3
10725	<i>Ceratopogoninae Gen. sp.</i>	Diptera	CERATOPOGONIDAE	1,1	1,2	0,7	1,9
14768	<i>Ceratopogoninae/Palpomyiinae Gen. sp.</i>	Diptera	CERATOPOGONIDAE	0,5	2,7	0,8	1,8
4338	<i>Apsectrotanytus trifascipennis</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	2,8	1,6	2,9	1,0
4496	<i>Brillia bifida</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE			3,1	0,7
4642	<i>Chironomidae Gen. sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	0,1	2,6	0,7	2,5
4643	<i>Chironominae Gen. sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	1,3	1,2	1,2	1,5
4644	<i>Chironomini Gen. sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	0,2	2,3	0,5	2,3
4654	<i>Chironomus obtusidens</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE			7,4	3,2

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
4658	<i>Chironomus plumosus-Gr.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	2,0	1,4	2,2	1,9
10897	<i>Chironomus riparius-Agg.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	2,7	1,0	0,7	1,5
4663	<i>Chironomus sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	1,9	2,9	5,3	3,8
10900	<i>Chironomus thummi-Gr.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE			4,7	1,2
4693	<i>Cladotanytarsus sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	6,5	2,6	9,2	3,8
4693	<i>Cladotanytarsus sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE			9,2	3,8
4766	<i>Corynoneura sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE			3,4	0,6
7476	<i>Cricotopus sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	3,4	1,8		
4831	<i>Cryptochironomus sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE			9,0	3,8
4940	<i>Diamesa sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE			4,3	0,4
4950	<i>Diamesinae Gen. sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	1,9	0,8	2,0	0,9
6031	<i>Microtendipes chloris-Gr.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	4,7	2,8	9,9	3,9
6031	<i>Microtendipes chloris-Gr.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE			9,9	3,9
6208	<i>Orthoclaadiinae Gen. sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	0,5	1,5	0,6	1,7
6492	<i>Polypedilum nubeculosum</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	7,1	2,8	8,6	3,7
6501	<i>Polypedilum sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	5,6	1,1		
6571	<i>Procladius sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	2,6	1,5		
6583	<i>Prodiamesa olivacea</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	0,4	1,7	0,4	1,8
6717	<i>Rheotanytarsus sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	5,0	1,4	8,1	3,6
6972	<i>Tanypodinae Gen. sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	0,3	2,4	0,7	2,3
6977	<i>Tanytarsini Gen. sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	0,2	2,2	0,3	2,2
7009	<i>Tanytarsus sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE	5,1	2,2	9,4	3,9
7009	<i>Tanytarsus sp.</i>	Diptera	CHIRONOMIDAE			9,4	3,9
10331	<i>Dixa nebulosa</i>	Diptera	DIXIDAE	2,3	0,7		
4989	<i>Dixa sp.</i>	Diptera	DIXIDAE	3,3	0,8	4,5	1,1
4638	<i>Chelifera sp.</i>	Diptera	EMPIDIDAE	1,0	3,2	2,1	2,2
19847	<i>Clinocerinae Gen. sp.</i>	Diptera	EMPIDIDAE	0,8	3,5	1,3	2,8
5442	<i>Hemerodromia sp.</i>	Diptera	EMPIDIDAE	0,8	2,3	2,2	2,3
4330	<i>Antocha sp.</i>	Diptera	LIMONIIDAE	1,7	2,8	1,0	2,5
9654	<i>Eloeophila sp.</i>	Diptera	LIMONIIDAE	1,4	1,6	1,4	1,4
5481	<i>Hexatoma sp.</i>	Diptera	LIMONIIDAE	2,5	4,7	5,1	5,6
5481	<i>Hexatoma sp.</i>	Diptera	LIMONIIDAE			5,1	5,6
8483	<i>Limoniidae Gen. sp.</i>	Diptera	LIMONIIDAE	1,5	3,2	2,8	3,7
6403	<i>Pilaria sp.</i>	Diptera	LIMONIIDAE	1,0	1,9	0,7	1,4
6795	<i>Rhypholophus sp.</i>	Diptera	LIMONIIDAE	2,5	3,7	1,8	3,3
5872	<i>Limnophora sp.</i>	Diptera	MUSCIDAE	1,1	1,0	1,0	1,5
4955	<i>Dicranota sp.</i>	Diptera	PEDICIIDAE	0,3	2,0	0,5	2,0
6354	<i>Pedicia sp.</i>	Diptera	PEDICIIDAE	1,4	3,2	2,4	2,0
8753	<i>Psychodidae Gen. sp.</i>	Diptera	PSYCHODIDAE	0,5	3,0	1,2	2,4
7492	<i>Ptychoptera sp.</i>	Diptera	PTYCHOPTERIDAE	1,5	1,3	2,5	0,6

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
6588	<i>Prosimulium hirtipes</i>	Diptera	SIMULIIDAE	0,6	2,6	1,4	3,0
6590	<i>Prosimulium rufipes</i>	Diptera	SIMULIIDAE	1,5	4,1	4,4	5,0
6590	<i>Prosimulium rufipes</i>	Diptera	SIMULIIDAE			4,4	5,0
6591	<i>Prosimulium sp.</i>	Diptera	SIMULIIDAE	0,9	1,9	2,1	2,2
6592	<i>Prosimulium tomosvaryi</i>	Diptera	SIMULIIDAE	1,0	1,5	1,1	1,9
6842	<i>Simuliidae Gen. sp.</i>	Diptera	SIMULIIDAE	0,7	2,4	2,0	3,3
9752	<i>Simulium (Nevermannia) sp.</i>	Diptera	SIMULIIDAE	1,2	2,8		
9762	<i>Simulium (Wilhelmia) sp.</i>	Diptera	SIMULIIDAE	1,8	4,2	2,2	3,2
8820	<i>Simulium angustipes</i>	Diptera	SIMULIIDAE	3,3	4,9	1,2	2,7
6843	<i>Simulium argyreatum</i>	Diptera	SIMULIIDAE	1,0	3,7	2,2	3,8
9769	<i>Simulium aureum-Gr.</i>	Diptera	SIMULIIDAE	0,8	2,4	1,4	2,5
7839	<i>Simulium cryophilum</i>	Diptera	SIMULIIDAE			4,9	1,0
7851	<i>Simulium equinum</i>	Diptera	SIMULIIDAE	1,2	3,7	3,0	3,8
8819	<i>Simulium erythrocephalum</i>	Diptera	SIMULIIDAE	1,3	2,2	1,0	2,5
7852	<i>Simulium lineatum</i>	Diptera	SIMULIIDAE	3,8	3,2	3,1	3,6
14082	<i>Simulium lundstromi</i>	Diptera	SIMULIIDAE			2,6	2,0
6848	<i>Simulium monticola</i>	Diptera	SIMULIIDAE	0,8	2,8	1,9	3,2
6849	<i>Simulium morsitans</i>	Diptera	SIMULIIDAE	1,6	2,5	1,2	2,7
6850	<i>Simulium noelleri</i>	Diptera	SIMULIIDAE	2,3	0,8		
7843	<i>Simulium ornatum</i>	Diptera	SIMULIIDAE	0,6	1,6	0,6	2,2
9688	<i>Simulium ornatum-Gr.</i>	Diptera	SIMULIIDAE	2,9	1,3	2,0	2,2
6852	<i>Simulium reptans</i>	Diptera	SIMULIIDAE	2,3	4,1	3,5	4,7
6852	<i>Simulium reptans</i>	Diptera	SIMULIIDAE			3,5	4,7
6853	<i>Simulium sp.</i>	Diptera	SIMULIIDAE	0,2	2,6	0,6	2,3
7849	<i>Simulium trifasciatum</i>	Diptera	SIMULIIDAE	2,0	1,5	2,6	2,7
6855	<i>Simulium variegatum</i>	Diptera	SIMULIIDAE	2,6	4,8	2,9	2,8
7842	<i>Simulium vernalis</i>	Diptera	SIMULIIDAE	1,7	4,0	2,9	2,2
19460	<i>Simulium vernalis-Gr.</i>	Diptera	SIMULIIDAE	1,3	3,4	2,6	3,1
8761	<i>Stratiomyidae Gen. sp.</i>	Diptera	STRATIOMYIIDAE	1,1	2,4	2,2	0,9
9324	<i>Chrysops sp.</i>	Diptera	TABANIDAE	1,6	1,0	0,9	1,3
8485	<i>Tabanidae Gen. sp.</i>	Diptera	TABANIDAE	1,6	3,5	2,0	2,9
14420	<i>Tipula lateralis-Gr.</i>	Diptera	TIPULIDAE	1,4	4,4	1,9	3,4
7680	<i>Tipula oleracea</i>	Diptera	TIPULIDAE			4,3	1,3
7077	<i>Tipula sp.</i>	Diptera	TIPULIDAE	0,7	1,5	0,7	2,0
8487	<i>Tipulidae Gen. sp.</i>	Diptera	TIPULIDAE	0,9	3,3	2,1	2,0
4380	<i>Baetidae Gen. sp.</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE			1,5	1,2
4381	<i>Baetis alpinus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	1,2	2,7	3,0	3,9
4381	<i>Baetis alpinus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE			3,0	3,9
4388	<i>Baetis buceratus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	1,5	2,3	1,8	3,0
4397	<i>Baetis fuscatus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	2,1	3,9	3,3	4,2

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
4397	<i>Baetis fuscatus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE			3,3	4,2
4398	<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	1,9	1,3	1,1	1,3
4406	<i>Baetis lutheri</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	1,2	3,0	1,9	3,4
9686	<i>Baetis lutheri/vardarensis</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	2,4	0,9	4,1	0,6
4408	<i>Baetis melanonyx</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	1,6	2,4	3,0	2,3
4409	<i>Baetis muticus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	0,6	3,3	1,5	3,1
4410	<i>Baetis niger</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	3,1	1,3	4,2	0,6
4415	<i>Baetis rhodani</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	0,2	2,7	1,0	2,6
4416	<i>Baetis scambus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	0,5	2,2	0,7	2,3
4419	<i>Baetis sp.</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	0,3	2,8	0,9	2,6
4425	<i>Baetis vardarensis</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	2,3	5,3	3,7	4,1
4425	<i>Baetis vardarensis</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE			3,7	4,1
4427	<i>Baetis vernus</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	0,4	1,9	0,6	1,9
8850	<i>Centroptilum luteolum</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	0,6	2,2	1,6	1,6
4705	<i>Cloeon dipterum</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	0,8	1,2	1,3	1,6
6574	<i>Procloeon bifidum</i>	Ephemeroptera	BAETIDAE	3,5	3,0	1,8	3,5
4482	<i>Brachycercus harrisella</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE			4,8	2,2
4517	<i>Caenis beskidensis</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	1,3	3,4	3,5	5,1
4517	<i>Caenis beskidensis</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE			3,5	5,1
4519	<i>Caenis horaria</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	1,7	0,9	1,2	1,6
4521	<i>Caenis luctuosa</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	0,9	2,4	0,8	2,6
4522	<i>Caenis macrura</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	2,5	3,7	4,6	3,5
14773	<i>Caenis macrura-Gr.</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	2,6	4,3	1,5	2,8
4524	<i>Caenis pseudorivulorum</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	3,3	5,5	3,7	5,1
4524	<i>Caenis pseudorivulorum</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE			3,7	5,1
4526	<i>Caenis rivulorum</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE			4,8	0,5
4527	<i>Caenis robusta</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	3,4	1,0	2,5	1,1
4528	<i>Caenis sp.</i>	Ephemeroptera	CAENIDAE	1,3	3,3	3,0	3,0
5135	<i>Ephemerella mucronata</i>	Ephemeroptera	EPHEMERELLIDAE	1,3	2,0	4,7	0,5
5131	<i>Serratella ignita</i>	Ephemeroptera	EPHEMERELLIDAE	0,9	2,8	1,2	2,8
7083	<i>Torleya major</i>	Ephemeroptera	EPHEMERELLIDAE	1,2	2,1	3,1	1,4
5124	<i>Ephemera danica</i>	Ephemeroptera	EPHEMERIDAE	0,6	1,6	1,0	1,6
5128	<i>Ephemera sp.</i>	Ephemeroptera	EPHEMERIDAE	1,1	0,8	1,8	1,2
5129	<i>Ephemera vulgata</i>	Ephemeroptera	EPHEMERIDAE	2,6	0,5	1,2	1,3
5040	<i>Ecdyonurus dispar</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	0,5	2,9	2,6	3,7
5053	<i>Ecdyonurus sp.</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	1,1	1,7	1,7	2,7
5057	<i>Ecdyonurus torrentis</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	0,3	2,3	1,0	2,4
5058	<i>Ecdyonurus venosus</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	2,5	4,6	2,8	2,0
5059	<i>Ecdyonurus venosus-Gr.</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	0,5	2,1	2,7	1,5
5083	<i>Electrogena sp.</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	3,0	3,1		

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
5084	<i>Electrogena ujhelyii</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	1,1	3,4	0,8	1,9
12550	<i>Epeorus assimilis</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	0,8	3,6	1,9	3,0
5449	<i>Heptagenia coerulans</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	2,8	6,0	4,1	5,3
5449	<i>Heptagenia coerulans</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE			4,1	5,3
5450	<i>Heptagenia flava</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	1,8	2,9	1,5	3,3
5456	<i>Heptagenia sp.</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	4,7	3,2	3,7	3,5
5457	<i>Heptagenia sulphurea</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	1,9	3,4	2,1	3,7
5458	<i>Heptageniidae Gen. sp.</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	3,2	4,9	1,1	2,4
6720	<i>Rhithrogena beskidensis</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	2,2	1,6	3,5	2,6
6744	<i>Rhithrogena semicolorata</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	0,6	3,3	2,6	4,1
6744	<i>Rhithrogena semicolorata</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE			2,6	4,1
6745	<i>Rhithrogena semicolorata-Gr.</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	0,5	2,3	3,3	1,6
6747	<i>Rhithrogena sp.</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE	2,4	3,3	4,0	4,5
6747	<i>Rhithrogena sp.</i>	Ephemeroptera	HEPTAGENIIDAE			4,0	4,5
5367	<i>Habroleptoides confusa</i>	Ephemeroptera	LEPTOPHLEBIIDAE	0,6	2,6	2,6	2,2
5369	<i>Habrophlebia fusca</i>	Ephemeroptera	LEPTOPHLEBIIDAE	0,9	1,4	1,4	1,4
5370	<i>Habrophlebia lauta</i>	Ephemeroptera	LEPTOPHLEBIIDAE	0,6	2,1	2,0	2,0
5371	<i>Habrophlebia sp.</i>	Ephemeroptera	LEPTOPHLEBIIDAE			1,1	1,2
5730	<i>Leptophlebia marginata</i>	Ephemeroptera	LEPTOPHLEBIIDAE	1,4	0,8	1,2	2,5
5731	<i>Leptophlebia sp.</i>	Ephemeroptera	LEPTOPHLEBIIDAE	2,1	0,8	2,6	1,2
5732	<i>Leptophlebia vespertina</i>	Ephemeroptera	LEPTOPHLEBIIDAE	2,9	0,5	3,7	1,4
7201	<i>Leptophlebiidae Gen. sp.</i>	Ephemeroptera	LEPTOPHLEBIIDAE	1,4	1,7	2,3	1,6
6309	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	Ephemeroptera	LEPTOPHLEBIIDAE	0,8	1,9	0,6	2,3
6510	<i>Potamanthus luteus</i>	Ephemeroptera	POTAMANTHIDAE	3,0	4,8	4,2	4,9
6510	<i>Potamanthus luteus</i>	Ephemeroptera	POTAMANTHIDAE			4,2	4,9
6859	<i>Siphonurus aestivalis</i>	Ephemeroptera	SIPHONURIDAE	2,2	2,6	3,9	0,5
4205	<i>Acroloxus lacustris</i>	Gastropoda	ACROLOXIDAE	1,3	0,7	1,3	1,2
4462	<i>Bithynia tentaculata</i>	Gastropoda	BITHYNIIDAE	0,4	2,0	0,9	1,9
4512	<i>Bythinella dunkeri</i>	Gastropoda	HYDROBIIDAE			6,9	0,3
8251	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Gastropoda	HYDROBIIDAE	1,1	1,9	2,4	2,0
5284	<i>Galba truncatula</i>	Gastropoda	LYMNAEIDAE	1,1	1,0	1,2	2,7
5916	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Gastropoda	LYMNAEIDAE	1,4	0,8	0,7	1,6
6669	<i>Radix auricularia</i>	Gastropoda	LYMNAEIDAE	1,9	2,1	0,9	2,2
16959	<i>Radix balthica</i>	Gastropoda	LYMNAEIDAE	0,3	2,0	0,9	1,6
16983	<i>Radix balthica/labiata</i>	Gastropoda	LYMNAEIDAE	0,9	1,8	0,7	1,8
16982	<i>Radix labiata</i>	Gastropoda	LYMNAEIDAE	0,6	2,4	2,7	3,5
6673	<i>Radix sp.</i>	Gastropoda	LYMNAEIDAE	0,6	1,8	1,0	1,7
9197	<i>Stagnicola sp.</i>	Gastropoda	LYMNAEIDAE	1,0	1,5	2,0	1,4
20454	<i>Theodoxus fluviatilis littoralis</i>	Gastropoda	NERITIDAE			2,9	2,1
7025	<i>Theodoxus fluviatilis ssp.</i>	Gastropoda	NERITIDAE			3,0	0,8

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
6395	<i>Physa fontinalis</i>	Gastropoda	PHYSIDAE	1,7	1,3	1,5	1,0
6396	<i>Physella acuta</i>	Gastropoda	PHYSIDAE	0,7	3,1	1,4	1,7
6397	<i>Physella heterostropha</i>	Gastropoda	PHYSIDAE	2,1	3,6	2,3	3,1
8661	<i>Physella sp.</i>	Gastropoda	PHYSIDAE	2,3	0,8	2,3	1,2
4310	<i>Ancylus fluviatilis</i>	Gastropoda	PLANORBIDAE	1,0	2,9	1,6	2,8
8874	<i>Anisus sp.</i>	Gastropoda	PLANORBIDAE			4,3	1,5
4318	<i>Anisus vortex</i>	Gastropoda	PLANORBIDAE	1,2	0,9	0,8	1,2
4433	<i>Bathymorphalus contortus</i>	Gastropoda	PLANORBIDAE	2,3	0,7	1,3	1,0
5354	<i>Gyraulus albus</i>	Gastropoda	PLANORBIDAE	0,9	1,3	1,3	1,7
6431	<i>Planorbarius corneus</i>	Gastropoda	PLANORBIDAE	1,0	1,0	1,0	1,8
8748	<i>Planorbidae Gen. sp.</i>	Gastropoda	PLANORBIDAE			1,5	1,1
6435	<i>Planorbis carinatus</i>	Gastropoda	PLANORBIDAE			2,6	0,9
6436	<i>Planorbis planorbis</i>	Gastropoda	PLANORBIDAE	1,1	1,6	1,3	1,8
16842	<i>Succineidae Gen. sp.</i>	Gastropoda	SUCCINEIDAE	2,4	0,7	1,4	1,3
7142	<i>Valvata cristata</i>	Gastropoda	VALVATIDAE			2,6	0,8
19443	<i>Valvata piscinalis ssp.</i>	Gastropoda	VALVATIDAE	1,3	1,6	2,7	2,5
7157	<i>Viviparus contectus</i>	Gastropoda	VIVIPARIDAE	1,9	0,7	2,8	0,9
7158	<i>Viviparus viviparus</i>	Gastropoda	VIVIPARIDAE			2,2	1,3
4335	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	Heteroptera	APHELOCHEIRIDAE	1,9	3,5	3,3	3,9
4335	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	Heteroptera	APHELOCHEIRIDAE			3,3	3,9
8491	<i>Corixidae Gen. sp.</i>	Heteroptera	CORIXIDAE	0,8	3,2	1,2	2,0
4747	<i>Corixinae Gen. sp.</i>	Heteroptera	CORIXIDAE	1,6	1,9	1,7	2,0
6002	<i>Micronecta sp.</i>	Heteroptera	CORIXIDAE	1,6	3,4	1,3	2,0
6825	<i>Sigara falleni</i>	Heteroptera	CORIXIDAE	1,8	3,4		
6829	<i>Sigara sp.</i>	Heteroptera	CORIXIDAE	1,6	2,9	2,8	2,3
6830	<i>Sigara striata</i>	Heteroptera	CORIXIDAE	2,5	1,1	3,6	2,0
8185	<i>Aquarius paludum paludum</i>	Heteroptera	GERRIDAE			2,6	2,3
5299	<i>Gerris lacustris</i>	Heteroptera	GERRIDAE	1,1	2,4	1,7	1,9
5303	<i>Gerris sp.</i>	Heteroptera	GERRIDAE	1,6	1,5	1,9	1,6
5546	<i>Hydrometra stagnorum</i>	Heteroptera	HYDROMETRIDAE	1,3	4,0		
5652	<i>Ilyocoris cimicoides cimicoides</i>	Heteroptera	NAUCORIDAE	2,8	0,7	1,5	1,1
6118	<i>Nepa cinerea</i>	Heteroptera	NEPIDAE	0,8	2,7	2,6	2,1
6136	<i>Notonecta glauca glauca</i>	Heteroptera	NOTONECTIDAE	3,6	3,3	3,1	2,2
6139	<i>Notonecta sp.</i>	Heteroptera	NOTONECTIDAE	2,7	3,0	2,6	1,4
8210	<i>Plea minutissima minutissima</i>	Heteroptera	PLEIDAE			4,3	2,3
7149	<i>Velia caprai caprai</i>	Heteroptera	VELIIDAE	0,8	2,6		
8211	<i>Velia saulii</i>	Heteroptera	VELIIDAE	3,7	3,9		
7150	<i>Velia sp.</i>	Heteroptera	VELIIDAE	1,3	1,8	1,5	1,1
5158	<i>Erpobdella nigricollis</i>	Hirudinea	ERPOBDELLIDAE	1,3	1,1	1,3	1,6
5159	<i>Erpobdella octoculata</i>	Hirudinea	ERPOBDELLIDAE	0,5	1,6	0,7	1,8

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
5160	<i>Erpobdella sp.</i>	Hirudinea	ERPOBDELLIDAE	1,2	1,4	0,8	1,7
5161	<i>Erpobdella testacea</i>	Hirudinea	ERPOBDELLIDAE			2,3	1,1
5157	<i>Erpobdella vilnensis</i>	Hirudinea	ERPOBDELLIDAE	0,7	1,6	0,4	1,9
5162	<i>Erpobdellidae Gen. sp.</i>	Hirudinea	ERPOBDELLIDAE	1,6	2,4	1,2	1,3
7108	<i>Trocheta pseudodina</i>	Hirudinea	ERPOBDELLIDAE			1,7	2,3
4261	<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	Hirudinea	GLOSSIPHONIIDAE	1,8	1,1	1,4	1,6
7856	<i>Alboglossiphonia hyalina</i>	Hirudinea	GLOSSIPHONIIDAE			2,8	1,4
5304	<i>Glossiphonia complanata</i>	Hirudinea	GLOSSIPHONIIDAE	0,6	1,3	0,8	1,4
7725	<i>Glossiphonia nebulosa</i>	Hirudinea	GLOSSIPHONIIDAE	2,6	0,8	1,1	0,8
5310	<i>Glossiphonia sp.</i>	Hirudinea	GLOSSIPHONIIDAE	1,3	1,0	1,0	1,0
5413	<i>Helobdella stagnalis</i>	Hirudinea	GLOSSIPHONIIDAE	1,1	1,3	0,7	1,5
5444	<i>Hemiclepsis marginata</i>	Hirudinea	GLOSSIPHONIIDAE	1,7	1,2	1,4	1,5
7034	<i>Theromyzon tessulatum</i>	Hirudinea	GLOSSIPHONIIDAE	1,1	1,6	0,9	1,6
5373	<i>Haemopsis sanguisuga</i>	Hirudinea	HAEMOPIIDAE	1,0	2,0	1,4	1,5
6408	<i>Piscicola geometra</i>	Hirudinea	PISCICOLIDAE	2,7	0,6		
8852	<i>Piscicolidae Gen. sp.</i>	Hirudinea	PISCICOLIDAE	4,0	1,8	3,6	2,5
8825	<i>Hydrachnidia Gen. sp.</i>	Hydrachnidia	[Ph:Hydrachnidia]	0,5	2,8	0,5	2,1
10630	<i>Lepidoptera Gen. sp.</i>	Lepidoptera	[Ord:Lepidoptera]	1,5	0,7	1,6	0,9
6821	<i>Sialis fuliginosa</i>	Megaloptera	SIALIDAE	1,3	2,7	2,0	2,3
6822	<i>Sialis lutaria</i>	Megaloptera	SIALIDAE	1,0	1,4	0,6	1,7
6823	<i>Sialis sp.</i>	Megaloptera	SIALIDAE	1,1	3,1	2,3	3,0
8813	<i>Nematoda Gen. sp.</i>	Nematoda	[KI:Nematoda]	1,6	1,9	1,6	1,9
10624	<i>Nematomorpha Gen. sp.</i>	Nematomorpha	[KI:Nematomorpha]	1,1	0,9	1,9	1,2
9342	<i>Anisoptera Gen. sp.</i>	Odonata	[UOrd:Anisoptera]			3,1	0,8
9343	<i>Zygoptera Gen. sp.</i>	Odonata	[UOrd:Zygoptera]			1,7	1,1
4531	<i>Calopteryx sp.</i>	Odonata	CALOPTERYGIDAE	1,0	0,9	1,0	1,2
4530	<i>Calopteryx splendens</i>	Odonata	CALOPTERYGIDAE	0,6	1,6	0,8	2,2
4532	<i>Calopteryx virgo</i>	Odonata	CALOPTERYGIDAE	2,0	1,2	1,0	1,4
4723	<i>Coenagrionidae Gen. sp.</i>	Odonata	COENAGRIONIDAE	1,1	1,0	1,4	1,4
5658	<i>Ischnura elegans</i>	Odonata	COENAGRIONIDAE	2,3	1,5	1,8	2,2
6667	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	Odonata	COENAGRIONIDAE	2,4	0,8		
4740	<i>Cordulegaster boltonii</i>	Odonata	CORDULEGASTRIDAE	2,4	1,4	1,5	1,8
7433	<i>Gomphus flavipes</i>	Odonata	GOMPHIDAE	6,4	3,1	9,0	4,0
7433	<i>Gomphus flavipes</i>	Odonata	GOMPHIDAE			9,0	4,0
5332	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	Odonata	GOMPHIDAE	1,1	2,1	2,0	3,4
8175	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	Odonata	GOMPHIDAE	2,8	3,1	3,0	4,2
8175	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	Odonata	GOMPHIDAE			3,0	4,2
6438	<i>Platycnemis pennipes</i>	Odonata	PLATYCNEMIDIDAE	1,0	2,3	1,4	2,7
20200	<i>Naididae/Tubificidae Gen. sp.</i>	Oligochaeta	[KI:Oligochaeta]	0,7	1,5	0,8	1,8
8736	<i>Oligochaeta Gen. sp.</i>	Oligochaeta	[KI:Oligochaeta]	0,6	2,2	3,3	3,2

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
5101	<i>Enchytraeidae Gen. sp.</i>	Oligochaeta	ENCHYTRAEIDAE	0,8	3,6	1,8	3,4
4813	<i>Criodrilus lacuum</i>	Oligochaeta	GLOSSOSCOLECIDAE			2,3	0,8
5401	<i>Haplotaxis gordioides</i>	Oligochaeta	HAPLOTAXIDAE	0,9	1,9	3,1	1,3
5075	<i>Eiseniella tetraedra</i>	Oligochaeta	LUMBRICIDAE	0,2	2,5	1,2	2,7
5900	<i>Lumbricidae Gen. sp.</i>	Oligochaeta	LUMBRICIDAE	0,8	1,8	1,9	1,7
7490	<i>Lumbriculidae Gen. sp.</i>	Oligochaeta	LUMBRICULIDAE	0,7	2,3	1,1	2,2
5907	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Oligochaeta	LUMBRICULIDAE	0,5	2,9	1,3	3,1
6935	<i>Styldrilus heringianus</i>	Oligochaeta	LUMBRICULIDAE	0,4	2,2	1,1	2,2
6068	<i>Naididae Gen. sp.</i>	Oligochaeta	NAIDIDAE	0,4	2,7	0,9	2,7
6073	<i>Nais elinguis</i>	Oligochaeta	NAIDIDAE	6,6	4,6	3,2	4,1
6073	<i>Nais elinguis</i>	Oligochaeta	NAIDIDAE			3,2	4,1
6077	<i>Nais sp.</i>	Oligochaeta	NAIDIDAE	3,7	1,8	1,8	1,6
6195	<i>Ophidonais serpentina</i>	Oligochaeta	NAIDIDAE			3,2	2,1
6934	<i>Stylaria lacustris</i>	Oligochaeta	NAIDIDAE	2,5	4,0	1,7	2,2
6586	<i>Propappus volki</i>	Oligochaeta	PROPAPPIDAE	2,1	2,6	4,7	3,8
6586	<i>Propappus volki</i>	Oligochaeta	PROPAPPIDAE			4,7	3,8
4378	<i>Aulodrilus sp.</i>	Oligochaeta	TUBIFICIDAE			4,0	0,6
4494	<i>Branchiura sowerbyi</i>	Oligochaeta	TUBIFICIDAE			4,5	1,0
5862	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	Oligochaeta	TUBIFICIDAE			1,4	1,1
5863	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Oligochaeta	TUBIFICIDAE	2,2	0,9	1,4	1,1
5866	<i>Limnodrilus sp.</i>	Oligochaeta	TUBIFICIDAE	1,5	1,0	0,8	1,6
6531	<i>Potamothrix hammoniensis</i>	Oligochaeta	TUBIFICIDAE			2,2	1,3
6533	<i>Potamothrix moldaviensis</i>	Oligochaeta	TUBIFICIDAE			1,5	1,4
6621	<i>Psammoryctides barbatus</i>	Oligochaeta	TUBIFICIDAE	6,7	3,1	2,1	1,7
16107	<i>Spirosperma ferox</i>	Oligochaeta	TUBIFICIDAE	2,1	1,6	2,7	2,8
7114	<i>Tubifex ignotus</i>	Oligochaeta	TUBIFICIDAE			1,3	2,3
7115	<i>Tubifex sp.</i>	Oligochaeta	TUBIFICIDAE	1,6	0,7	1,8	1,1
7116	<i>Tubifex tubifex</i>	Oligochaeta	TUBIFICIDAE			2,0	0,9
7117	<i>Tubificidae Gen. sp.</i>	Oligochaeta	TUBIFICIDAE	0,4	1,5	0,6	1,8
6870	<i>Sisyra sp.</i>	Planipennia	SISYRIDAE	3,2	1,7		
6867	<i>Siphonoperla sp.</i>	Plecoptera	CHLOROPERLIDAE	1,1	3,4	2,5	2,6
6869	<i>Siphonoperla torrentium torrentium</i>	Plecoptera	CHLOROPERLIDAE	2,4	3,6	5,6	5,1
6869	<i>Siphonoperla torrentium torrentium</i>	Plecoptera	CHLOROPERLIDAE			5,6	5,1
20151	<i>Leuctra fusca-Gr.</i>	Plecoptera	LEUCTRIDAE	1,4	4,5	3,9	5,1
20151	<i>Leuctra fusca-Gr.</i>	Plecoptera	LEUCTRIDAE			3,9	5,1
5237	<i>Leuctra geniculata</i>	Plecoptera	LEUCTRIDAE	1,3	4,1	1,6	3,0
5768	<i>Leuctra hippopus</i>	Plecoptera	LEUCTRIDAE	3,4	4,7		
20152	<i>Leuctra hippopus-Gr.</i>	Plecoptera	LEUCTRIDAE	4,2	5,8	6,5	6,4
20152	<i>Leuctra hippopus-Gr.</i>	Plecoptera	LEUCTRIDAE			6,5	6,4

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
5779	<i>Leuctra nigra</i>	Plecoptera	LEUCTRIDAE	2,0	4,0	2,6	3,5
5790	<i>Leuctra sp.</i>	Plecoptera	LEUCTRIDAE	0,3	2,7	1,8	2,6
4293	<i>Amphinemura sp.</i>	Plecoptera	NEMOURIDAE	1,2	3,8	2,5	3,7
4295	<i>Amphinemura sulcicollis</i>	Plecoptera	NEMOURIDAE	3,7	3,5		
6093	<i>Nemoura avicularis</i>	Plecoptera	NEMOURIDAE	3,7	1,5		
6095	<i>Nemoura cinerea cinerea</i>	Plecoptera	NEMOURIDAE	1,0	1,9	0,9	2,5
6108	<i>Nemoura sp.</i>	Plecoptera	NEMOURIDAE	0,4	2,6	1,5	2,6
8422	<i>Nemouridae Gen. sp.</i>	Plecoptera	NEMOURIDAE			2,8	1,5
6113	<i>Nemurella pictetii</i>	Plecoptera	NEMOURIDAE	2,3	3,7	2,4	3,3
6610	<i>Protonemura meyeri</i>	Plecoptera	NEMOURIDAE	1,7	4,5	5,6	5,9
6610	<i>Protonemura meyeri</i>	Plecoptera	NEMOURIDAE			5,6	5,9
6616	<i>Protonemura sp.</i>	Plecoptera	NEMOURIDAE	1,3	3,5	2,1	2,9
4978	<i>Dinocras cephalotes</i>	Plecoptera	PERLIDAE	1,2	1,8	2,2	1,8
6368	<i>Perla abdominalis</i>	Plecoptera	PERLIDAE	2,0	2,3		
6370	<i>Perla marginata</i>	Plecoptera	PERLIDAE	3,1	1,8	4,5	1,7
4988	<i>Diura bicaudata</i>	Plecoptera	PERLODIDAE	1,8	1,5	2,2	3,4
5667	<i>Isoperla grammatica</i>	Plecoptera	PERLODIDAE	3,9	5,1		
5670	<i>Isoperla oxylepis oxylepis</i>	Plecoptera	PERLODIDAE	7,3	0,4		
5673	<i>Isoperla sp.</i>	Plecoptera	PERLODIDAE	0,7	3,2	1,9	3,4
6376	<i>Perlodes microcephalus</i>	Plecoptera	PERLODIDAE	1,6	4,2	2,1	3,6
6377	<i>Perlodes sp.</i>	Plecoptera	PERLODIDAE	2,3	3,2	5,1	3,3
4487	<i>Brachyptera risi</i>	Plecoptera	TAENIOPTERYGIDAE	1,4	3,9	1,5	2,6
4488	<i>Brachyptera seticornis</i>	Plecoptera	TAENIOPTERYGIDAE	0,8	3,2	3,4	4,4
4488	<i>Brachyptera seticornis</i>	Plecoptera	TAENIOPTERYGIDAE			3,4	4,4
5634	<i>Hypania invalida</i>	Polychaeta	AMPHARETIDAE	3,3	1,8	4,4	2,5
5140	<i>Ephydatia fluviatilis</i>	Porifera	SPONGILLIDAE	2,4	3,6	3,3	2,8
6894	<i>Spongilla lacustris</i>	Porifera	SPONGILLIDAE	2,7	3,5	1,7	3,2
8846	<i>Spongillidae Gen. sp.</i>	Porifera	SPONGILLIDAE	3,4	2,0	5,1	2,8
4444	<i>Beraeodes minutus</i>	Trichoptera	BERAEIDAE			3,1	3,1
4481	<i>Brachycentrus subnubilus</i>	Trichoptera	BRACHYCENTRIDAE	2,0	3,9	3,3	4,0
4481	<i>Brachycentrus subnubilus</i>	Trichoptera	BRACHYCENTRIDAE			3,3	4,0
5983	<i>Micrasema longulum</i>	Trichoptera	BRACHYCENTRIDAE	1,4	3,8	2,7	4,1
5983	<i>Micrasema longulum</i>	Trichoptera	BRACHYCENTRIDAE			2,7	4,1
5984	<i>Micrasema minimum</i>	Trichoptera	BRACHYCENTRIDAE	2,1	2,8	4,9	1,1
7192	<i>Micrasema setiferum setiferum</i>	Trichoptera	BRACHYCENTRIDAE			4,0	1,4
4251	<i>Agapetus fuscipes</i>	Trichoptera	GLOSSOSOMATIDAE	2,2	3,8	3,1	1,3
4253	<i>Agapetus ochripes</i>	Trichoptera	GLOSSOSOMATIDAE	0,7	3,0	1,5	2,7
4254	<i>Agapetus sp.</i>	Trichoptera	GLOSSOSOMATIDAE			2,4	2,7
5314	<i>Glossosoma conformis</i>	Trichoptera	GLOSSOSOMATIDAE	1,3	2,2	5,5	1,0
5316	<i>Glossosoma sp.</i>	Trichoptera	GLOSSOSOMATIDAE	2,4	2,7	1,5	2,1

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
9971	<i>Glossosomatidae Gen. sp.</i>	Trichoptera	GLOSSOSOMATIDAE			3,8	1,2
5329	<i>Goera pilosa</i>	Trichoptera	GOERIDAE	0,9	2,6	0,8	2,2
9981	<i>Goeridae Gen. sp.</i>	Trichoptera	GOERIDAE	1,0	2,1	2,4	1,5
6833	<i>Silo nigricornis</i>	Trichoptera	GOERIDAE	0,8	1,7	2,7	1,6
9952	<i>Silo nigricornis/piceus</i>	Trichoptera	GOERIDAE			3,5	0,6
6834	<i>Silo pallipes</i>	Trichoptera	GOERIDAE	0,9	1,4	0,6	2,1
6835	<i>Silo piceus</i>	Trichoptera	GOERIDAE	0,7	2,7	1,5	1,8
6836	<i>Silo sp.</i>	Trichoptera	GOERIDAE	1,2	2,7	1,4	2,6
4639	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	2,1	4,1	1,8	3,4
5588	<i>Hydropsyche angustipennis angustipennis</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	0,7	1,8	0,5	1,9
5589	<i>Hydropsyche bulbifera</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	0,9	1,6	1,7	2,5
5590	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	4,9	2,8	8,0	3,8
5590	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE			8,0	3,8
21231	<i>Hydropsyche contubernalis contubernalis</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	2,3	4,9	3,2	4,6
21231	<i>Hydropsyche contubernalis contubernalis</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE			3,2	4,6
5594	<i>Hydropsyche dinarica</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE			7,1	0,4
8142	<i>Hydropsyche incognita</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	2,1	4,5	3,3	4,3
8142	<i>Hydropsyche incognita</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE			3,3	4,3
13024	<i>Hydropsyche incognita/pellucidula</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	2,1	2,6	1,6	2,7
5598	<i>Hydropsyche instabilis</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	0,7	3,3	2,3	3,6
5601	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	0,6	2,4	1,5	2,9
13023	<i>Hydropsyche pellucidula-Gr.</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	1,2	2,4	0,7	2,0
5602	<i>Hydropsyche saxonica</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	0,5	2,6	1,9	3,3
5604	<i>Hydropsyche sitalai</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	0,2	2,6	1,1	2,7
5605	<i>Hydropsyche sp.</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	0,4	3,1	1,5	3,0
5606	<i>Hydropsyche tenuis</i>	Trichoptera	HYDROPSYCHIDAE	2,7	1,4		
5616	<i>Hydroptila sp.</i>	Trichoptera	HYDROPTILIDAE	0,5	1,9	0,8	1,9
5619	<i>Hydroptila vectis</i>	Trichoptera	HYDROPTILIDAE	3,8	0,8		
5677	<i>Ithytrichia lamellaris</i>	Trichoptera	HYDROPTILIDAE	2,3	2,3	1,2	0,9
8651	<i>Orthotrichia sp.</i>	Trichoptera	HYDROPTILIDAE			4,2	1,0
5713	<i>Lepidostoma basale</i>	Trichoptera	LEPIDOSTOMATIDAE	0,4	2,1	0,3	1,9
5723	<i>Lepidostoma hirtum</i>	Trichoptera	LEPIDOSTOMATIDAE	0,4	2,3	0,6	2,1
4212	<i>Adicella reducta</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	3,3	1,4	1,3	1,6
4366	<i>Athripsodes albifrons</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	1,2	2,1	0,5	1,8
4368	<i>Athripsodes bilineatus bilineatus</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	0,5	1,6	0,4	2,2
4369	<i>Athripsodes cinereus</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	0,9	2,5	1,1	2,4
4371	<i>Athripsodes sp.</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	0,8	2,3	1,2	1,5
4580	<i>Ceraclea dissimilis</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	1,6	4,2	2,1	3,7

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
4584	<i>Ceraclea sp.</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	3,9	2,9	5,9	3,2
5726	<i>Leptoceridae Gen. sp.</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	1,1	3,0	0,6	2,2
5728	<i>Leptocerus tineiformis</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	4,6	0,9	2,8	0,6
6062	<i>Mystacides azurea</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	1,2	2,8	1,4	2,6
13048	<i>Mystacides longicornis/nigra</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	1,3	1,1	0,9	1,5
6064	<i>Mystacides nigra</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	1,1	1,0	1,5	1,3
6065	<i>Mystacides sp.</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	2,5	2,1	1,0	1,9
6172	<i>Oecetis notata</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	5,6	4,6	4,7	4,9
6172	<i>Oecetis notata</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE			4,7	4,9
6175	<i>Oecetis testacea</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE			4,0	0,9
8150	<i>Ylodes simulans</i>	Trichoptera	LEPTOCERIDAE	4,2	0,5		
4264	<i>Allogamus auricollis</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	0,8	2,4	1,7	3,4
4298	<i>Anabolia furcata</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,8	0,9	2,0	1,2
4300	<i>Anabolia nervosa</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	0,7	1,7	0,9	2,0
4321	<i>Annitella obscurata</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,2	2,2		
4327	<i>Anomalopterygella chauviniana</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	0,5	3,1	1,3	2,9
10544	<i>Chaetopterygini Gen. sp.</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,1	1,1	1,0	1,5
10370	<i>Chaetopterygini/Stenophylacini Gen. sp.</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	0,5	2,0	1,8	1,3
4622	<i>Chaetopterygopsis maclachlani</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	2,2	2,5	1,8	3,4
4624	<i>Chaetopteryx major</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,6	1,4	2,1	1,5
4627	<i>Chaetopteryx sp.</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,8	2,2	1,6	2,9
4628	<i>Chaetopteryx villosa villosa</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	0,6	1,9	0,9	2,7
8656	<i>Drusinae Gen. sp.</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	3,6	5,6		
5001	<i>Drusus annulatus</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	0,6	2,3	1,0	2,4
20153	<i>Drusus annulatus/biguttatus</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE			2,0	0,5
5007	<i>Drusus discolor</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	4,0	0,6	3,3	1,2
5014	<i>Drusus sp.</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE			3,4	0,9
5033	<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,0	1,5	1,8	3,7
5318	<i>Glyphotaelius pellucidus</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	2,0	0,8	1,0	1,1
5375	<i>Halesus digitatus digitatus</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	0,9	2,0	1,0	2,7
5376	<i>Halesus radiatus</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,0	1,6	0,3	2,0
5378	<i>Halesus sp.</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,0	1,8	0,8	1,6
5379	<i>Halesus tessellatus</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,0	1,7	0,8	2,0
5657	<i>Ironoquia dubia</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	2,3	0,7	1,0	1,0
5809	<i>Limnephilidae Gen. sp.</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,1	2,4	1,2	3,0
5812	<i>Limnephilinae Gen. sp.</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,3	0,9	2,0	1,7
13126	<i>Limnephilini Gen. sp.</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	0,8	1,6	0,9	1,8
5826	<i>Limnephilus extricatus</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,0	1,3	1,3	2,2
5827	<i>Limnephilus flavicornis</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,8	0,7	2,6	1,1
5837	<i>Limnephilus lunatus</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	0,5	1,2	0,7	1,6

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
5841	<i>Limnephilus rhombicus rhombicus</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	2,8	1,0	1,6	1,9
5844	<i>Limnephilus sp.</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,4	1,4	1,0	1,6
19394	<i>Potamophylax cingulatus ssp.</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	0,9	2,5	0,9	2,5
13136	<i>Potamophylax cingulatus/latipennis</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,1	1,1	2,0	1,9
7346	<i>Potamophylax cingulatus/latipennis/luctuosus</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,9	1,6	2,3	1,0
6522	<i>Potamophylax latipennis</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	0,8	2,5	2,4	3,9
6522	<i>Potamophylax latipennis</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE			2,4	3,9
6523	<i>Potamophylax luctuosus luctuosus</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	0,6	2,6	2,4	3,9
6523	<i>Potamophylax luctuosus luctuosus</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE			2,4	3,9
6526	<i>Potamophylax rotundipennis</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	1,5	1,2	0,9	1,4
6527	<i>Potamophylax sp.</i>	Trichoptera	LIMNEPHILIDAE	2,6	1,8	1,2	1,7
6045	<i>Molanna angustata</i>	Trichoptera	MOLANNIDAE	1,6	0,9	1,9	0,9
6168	<i>Odontocerum albicorne</i>	Trichoptera	ODONTOCERIDAE	0,6	2,9	4,9	1,1
6386	<i>Philopotamus ludificatus</i>	Trichoptera	PHILOPOTAMIDAE	2,6	1,6	2,0	3,2
6387	<i>Philopotamus montanus montanus</i>	Trichoptera	PHILOPOTAMIDAE	1,8	1,9	5,8	0,9
6185	<i>Oligostomis reticulata</i>	Trichoptera	PHRYGANEIDAE	3,3	0,6	2,1	1,0
4877	<i>Cyrnus trimaculatus</i>	Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	0,8	2,0	1,2	1,9
6122	<i>Neureclipsis bimaculata</i>	Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	1,6	2,5	1,5	2,6
6444	<i>Plectrocnemia conspersa conspersa</i>	Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	1,2	3,2	1,5	2,9
6445	<i>Plectrocnemia geniculata geniculata</i>	Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	2,4	1,3		
6447	<i>Plectrocnemia sp.</i>	Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	1,5	1,7	2,2	0,9
8478	<i>Polycentropodidae Gen. sp.</i>	Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	0,6	2,1	1,8	1,8
6468	<i>Polycentropus flavomaculatus flavomaculatus</i>	Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	0,2	2,6	1,2	2,6
6469	<i>Polycentropus irroratus</i>	Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE	1,7	1,1	1,5	1,5
6472	<i>Polycentropus sp.</i>	Trichoptera	POLYCENTROPODIDAE			2,1	1,1
5920	<i>Lype phaeopa</i>	Trichoptera	PSYCHOMYIIDAE	2,0	4,0	4,0	3,0
5921	<i>Lype reducta</i>	Trichoptera	PSYCHOMYIIDAE	1,1	2,2	1,1	1,8
8847	<i>Lype sp.</i>	Trichoptera	PSYCHOMYIIDAE	1,3	1,0	1,1	1,1
6661	<i>Psychomyia pusilla</i>	Trichoptera	PSYCHOMYIIDAE	1,2	3,0	1,4	2,9
7065	<i>Tinodes pallidulus</i>	Trichoptera	PSYCHOMYIIDAE			1,3	1,5
7066	<i>Tinodes rostocki</i>	Trichoptera	PSYCHOMYIIDAE			2,1	0,7
7067	<i>Tinodes sp.</i>	Trichoptera	PSYCHOMYIIDAE	1,2	1,6	1,5	1,2
21224	<i>Tinodes waeneri waeneri</i>	Trichoptera	PSYCHOMYIIDAE			2,4	1,2
13965	<i>Rhyacophila (Rhyacophila) sp.</i>	Trichoptera	RHYACOPHILIDAE	0,4	2,4	1,5	2,0
6765	<i>Rhyacophila fasciata fasciata</i>	Trichoptera	RHYACOPHILIDAE	0,8	2,6	2,3	3,8
6772	<i>Rhyacophila nubila</i>	Trichoptera	RHYACOPHILIDAE	0,6	3,1	2,3	3,8

ID_ART	Taxonname (original)	Taxagruppe	Familie	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
				Spezifität	SWP_K [µg/l]	Spezifität	SWP_K [µg/l]
6773	<i>Rhyacophila obliterata</i>	Trichoptera	RHYACOPHILIDAE	1,8	4,2	2,7	3,5
10545	<i>Rhyacophila polonica/praemorsa</i>	Trichoptera	RHYACOPHILIDAE	0,9	1,6		
6780	<i>Rhyacophila sp.</i>	Trichoptera	RHYACOPHILIDAE	0,8	2,7	1,8	3,1
6784	<i>Rhyacophila tristis</i>	Trichoptera	RHYACOPHILIDAE	0,9	3,1	3,5	1,1
6134	<i>Notidobia ciliaris</i>	Trichoptera	SERICOSTOMATIDAE	1,3	1,0	0,9	1,5
6176	<i>Oecismus monedula monedula</i>	Trichoptera	SERICOSTOMATIDAE	1,0	2,1	5,0	0,8
6816	<i>Sericostoma flavicorne</i>	Trichoptera	SERICOSTOMATIDAE	0,6	2,5	2,2	3,8
6816	<i>Sericostoma flavicorne</i>	Trichoptera	SERICOSTOMATIDAE			2,2	3,8
6817	<i>Sericostoma personatum</i>	Trichoptera	SERICOSTOMATIDAE	0,5	3,1	3,0	3,6
6818	<i>Sericostoma sp.</i>	Trichoptera	SERICOSTOMATIDAE	1,2	1,9	2,6	1,6
9311	<i>Sericostomatidae Gen. sp.</i>	Trichoptera	SERICOSTOMATIDAE			2,1	0,6
8831	<i>Turbellaria Gen. sp.</i>	Turbellaria	[KI:Turbellaria]	3,1	3,2	1,6	3,0
4911	<i>Dendrocoelum lacteum</i>	Turbellaria	DENDROCOELIDAE	1,1	1,4	1,3	1,2
5018	<i>Dugesia gonocephala</i>	Turbellaria	DUGESIIDAE	0,5	2,4	1,9	1,6
9745	<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	Turbellaria	DUGESIIDAE	0,8	1,7	0,7	2,0
5021	<i>Dugesia sp.</i>	Turbellaria	DUGESIIDAE	1,9	0,9	2,5	1,1
5022	<i>Dugesia tigrina</i>	Turbellaria	DUGESIIDAE	2,0	4,5	2,2	2,9
6463	<i>Polycelis felina</i>	Turbellaria	PLANARIIDAE	1,7	4,1	3,1	4,3
6463	<i>Polycelis felina</i>	Turbellaria	PLANARIIDAE			3,1	4,3
13666	<i>Polycelis nigra/tenuis</i>	Turbellaria	PLANARIIDAE	1,2	1,6	1,2	1,5
7744	<i>Polycelis sp.</i>	Turbellaria	PLANARIIDAE	2,9	3,2	1,9	2,1

Tabelle A4 Berechnete Schwerpunktkonzentrationen (SWP-K) mit Angabe zur Spezifität für Diatomeen.

Taxon	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]
<i>Achnanthes</i>	1,0	2,4	1,2	2,3
<i>Achnanthes coarctata</i>	2,0	0,8		
<i>Achnanthes exigua</i>	0,8	2,1		
<i>Achnanthes lutheri</i>	4,8	0,6		
<i>Achnanthes oblongella</i>	0,6	1,8	2,2	4,5
<i>Achnantheidium</i>	1,0	1,5	2,4	2,3
<i>Achnantheidium catenatum</i>	1,5	2,8	1,4	5,9
<i>Achnantheidium eutrophilum</i>	0,9	3,0	1,3	5,4
<i>Achnantheidium kranzii</i>	2,4	1,6	2,6	2,4
<i>Achnantheidium linearoides</i>	2,4	1,2	1,6	3,8
<i>Achnantheidium macrocephalum</i>	3,4	1,8		
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	2,2	1,1	3,6	1,0
<i>Achnantheidium minutissimum</i> var. <i>jackii</i>	0,8	2,4	1,0	3,8
<i>Achnantheidium minutissimum</i> var. <i>minutissimum</i>	0,2	2,5	0,2	4,6
<i>Achnantheidium pyrenaicum</i>	2,5	0,7		
<i>Achnantheidium saprophilum</i>	3,3	4,7	5,6	11,0
<i>Achnantheidium straubianum</i>	1,2	0,9		
<i>Achnantheidium subatomus</i>	2,2	1,9	1,8	5,7
<i>Adlafia</i>	2,2	1,1	2,0	2,3
<i>Adlafia bryophila</i>	1,8	0,9		
<i>Adlafia minuscula</i>	1,1	3,6	1,0	4,0
<i>Adlafia minuscula</i> var. <i>minuscula</i>	1,2	1,8	1,3	3,0
<i>Adlafia minuscula</i> var. <i>muralis</i>	1,2	3,1	2,7	7,1
<i>Adlafia suchlandtii</i>	0,9	2,7	1,3	3,8
<i>Amphipleura pellucida</i>	4,1	0,6	2,8	1,2
<i>Amphora</i>	1,2	3,4		
<i>Amphora copulata</i>	0,7	1,4	1,4	1,9
<i>Amphora inariensis</i>	1,0	1,5	1,2	2,5
<i>Amphora indistincta</i>	1,1	1,4	1,0	2,0
<i>Amphora lange-bertalotii</i>	3,1	1,1		
<i>Amphora minutissima</i>	1,2	1,5	2,0	2,4
<i>Amphora ovalis</i>	0,8	1,5	1,5	2,3
<i>Amphora pediculus</i>	0,3	2,3	0,3	3,8

Taxon	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]
<i>Luticola</i>	1,4	3,5		
<i>Luticola goeppertiana</i>	4,2	2,5	3,5	3,7
<i>Luticola mutica</i> var. <i>mutica</i>	0,9	1,7	0,9	3,3
<i>Luticola ventricifusa</i>	1,8	1,1		
<i>Luticola ventricosa</i>	1,1	1,3		
<i>Mayamaea</i>	2,1	2,0	3,2	3,5
<i>Mayamaea agrestis</i>	0,7	1,6	1,7	2,8
<i>Mayamaea atomus</i>	1,9	3,5	1,1	6,2
<i>Mayamaea atomus</i> var. <i>atomus</i>	0,4	2,0	0,5	3,6
<i>Mayamaea atomus</i> var. <i>permitis</i>	0,5	2,8	0,3	5,0
<i>Mayamaea fossalis</i> var. <i>fossalis</i>	1,2	1,7	1,2	2,9
<i>Melosira varians</i>	0,3	2,3	0,3	3,6
<i>Meridion circulare</i>	1,4	3,9	2,3	4,7
<i>Meridion circulare</i> var. <i>circulare</i>	0,4	1,9	1,0	3,0
<i>Meridion circulare</i> var. <i>constrictum</i>	0,8	1,9	0,8	3,9
<i>Navicula</i>	0,5	2,1	0,5	3,7
<i>Navicula amphiceropsis</i>	1,6	2,4	2,6	4,9
<i>Navicula antonii</i>	1,1	1,5	1,5	2,0
<i>Navicula capitatoradiata</i>	0,9	1,8	1,1	2,7
<i>Navicula cari</i>	2,1	1,2		
<i>Navicula caterva</i>	2,3	1,3		
<i>Navicula cincta</i>	0,8	1,4	1,5	1,8
<i>Navicula cryptocephala</i>	0,8	2,0	2,0	2,5
<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>cryptocephala</i>	0,3	2,0	0,2	3,7
<i>Navicula cryptotenella</i>	0,4	2,1	0,7	3,1
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	0,9	1,5	1,1	2,9
<i>Navicula difficillima</i>	2,4	1,0	1,2	3,3
<i>Navicula erifuga</i>	2,3	2,2	3,2	3,5
<i>Navicula escambia</i>	2,6	0,7		
<i>Navicula exilis</i>	0,8	2,1		
<i>Navicula germanii</i>	0,8	1,9	0,7	2,7
<i>Navicula gregaria</i>	0,1	2,3	0,2	3,7
<i>Navicula integra</i>	3,4	0,6	3,2	1,0

Taxon	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]
<i>Brachysira brebissonii</i>	2,7	2,6		
<i>Brachysira neoexilis</i>	2,6	2,7	2,3	4,7
<i>Caloneis</i>	1,2	2,6		
<i>Caloneis amphisbaena f. amphisbaena</i>	0,8	1,1	1,9	1,9
<i>Caloneis lancettula</i>	0,8	3,2	0,4	5,2
<i>Caloneis silicula</i>	1,3	1,0	2,1	1,8
<i>Chamaepinnularia evanida</i>	0,9	1,7	1,3	3,5
<i>Chamaepinnularia mediocris</i>	3,2	4,1		
<i>Chamaepinnularia soehrensii var. soehrensii</i>	2,8	2,0	2,4	5,0
<i>Chamaepinnularia submus- cicola</i>	1,1	1,0	2,5	1,2
<i>Cocconeis pediculus</i>	0,6	2,2	0,7	2,9
<i>Cocconeis placentula</i>	0,7	1,9	0,5	4,3
<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	0,3	2,9	0,4	4,9
<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	0,5	2,8	0,3	4,6
<i>Cocconeis placentula var. placentula</i>	0,5	2,1	0,6	3,8
<i>Cocconeis placentula var. tenuistriata</i>	1,6	1,0		
<i>Cocconeis pseudolineata</i>	0,9	2,4	0,8	4,2
<i>Craticula accomoda</i>	1,0	2,0	1,5	2,4
<i>Craticula buderi</i>	0,7	2,4	1,7	2,0
<i>Craticula cuspidata</i>	1,5	1,8	2,0	3,3
<i>Craticula minusculoides</i>	1,1	2,6	1,9	4,5
<i>Craticula molestiformis</i>	0,5	2,6	0,5	5,0
<i>Cymatopleura solea var. solea</i>	1,1	1,4	1,7	1,5
<i>Cymbella microcephala</i>	1,1	1,2	1,7	2,0
<i>Cymbopleura naviculiformis</i>	1,3	1,4	2,1	3,5
<i>Denticula tenuis</i>	2,4	2,5		
<i>Diademsis</i>	1,0	3,4		
<i>Diademsis brekkaensis</i>	3,2	0,6		
<i>Diademsis contenta</i>	0,4	2,0	0,5	2,7
<i>Diademsis perpusilla</i>	1,5	3,2	0,7	5,2
<i>Diatoma</i>	1,8	3,8	2,5	6,5
<i>Diatoma anceps</i>	1,0	3,3	1,5	5,0
<i>Diatoma mesodon</i>	0,3	3,0	0,7	5,2
<i>Diatoma moniliformis ssp. moniliformis</i>	0,6	1,8	0,6	3,3

Taxon	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]
<i>Navicula lacuum</i>	1,6	1,7		
<i>Navicula lanceolata</i>	0,2	2,2	0,2	3,7
<i>Navicula lundii</i>	1,4	3,5	2,5	5,9
<i>Navicula radiosa var. radiosa</i>	1,7	1,0	1,9	1,3
<i>Navicula recens</i>	8,7	2,3	7,6	2,6
<i>Navicula reichardtiana var. reichardtiana</i>	0,7	1,7	1,0	2,6
<i>Navicula rhynchocephala</i>	1,0	1,5	0,9	3,0
<i>Navicula rhynchotella</i>	0,9	1,5	1,6	1,8
<i>Navicula rostellata</i>	0,7	2,2	1,1	3,7
<i>Navicula simulata</i>	1,1	1,1	1,3	1,6
<i>Navicula slesvicensis</i>	0,6	1,4	1,2	2,5
<i>Navicula streckeriae</i>	1,1	1,4		
<i>Navicula tenelloides</i>	1,0	1,4	1,5	2,7
<i>Navicula tripunctata</i>	0,5	2,0	0,6	2,8
<i>Navicula trivialis</i>	0,6	1,6	0,6	2,3
<i>Navicula upsaliensis</i>	1,5	1,9	2,3	2,9
<i>Navicula utermoehlpii</i>	0,6	1,8	1,7	3,3
<i>Navicula veneta</i>	0,3	1,9	0,5	3,6
<i>Navicula vilaplani</i>	0,7	1,5	0,8	2,2
<i>Navicula viridula var. viridula</i>	1,6	1,1		
<i>Nitzschia</i>	0,1	2,4	0,4	3,9
<i>Nitzschia abbreviata</i>	0,9	3,4	0,8	5,6
<i>Nitzschia acidoclinata</i>	0,7	1,8	0,8	2,1
<i>Nitzschia acula</i>	1,2	1,3	1,5	2,7
<i>Nitzschia adamata</i>	0,5	1,9	0,6	3,2
<i>Nitzschia agnita</i>	2,0	2,8	1,9	4,1
<i>Nitzschia alpina</i>	1,1	3,0		
<i>Nitzschia amphibia</i>	0,5	2,6	0,3	4,1
<i>Nitzschia angustata</i>	2,2	3,0		
<i>Nitzschia archibaldii</i>	0,6	2,8	0,9	5,0
<i>Nitzschia bremensis</i>	3,6	0,8		
<i>Nitzschia bulnheimiana</i>	0,9	2,2	0,9	3,9
<i>Nitzschia calida var. calida</i>	1,2	1,2	1,0	2,1
<i>Nitzschia capitellata var. capitellata</i>	0,5	1,6	0,7	2,8

Taxon	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]
<i>Diatoma problematica</i>	1,1	2,1	1,2	4,1
<i>Diatoma tenuis</i>	2,2	3,5	1,8	4,6
<i>Diatoma vulgaris</i>	0,7	2,6	1,1	3,1
<i>Diploneis oculata</i>	3,0	0,6		
<i>Encyonema</i>	0,9	2,2	1,0	2,9
<i>Encyonema lange-bertalotii</i>	0,9	3,2	1,8	4,3
<i>Encyonema minutum</i>	0,5	3,0	0,5	4,7
<i>Encyonema prostratum</i>	1,7	3,0	1,9	4,5
<i>Encyonema reichardtii</i>	1,6	1,0		
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,6	2,8	0,3	4,8
<i>Encyonema silesiacum var. silesiacum</i>	0,8	2,1	0,4	3,3
<i>Encyonema ventricosum</i>	0,9	2,9	0,6	4,2
<i>Encyonema vulgare var. vulgare</i>	2,0	0,7		
<i>Encyonopsis microcephala</i>	4,2	1,9		
<i>Encyonopsis subminuta</i>	1,4	1,7	1,4	1,6
<i>Eolimna minima</i>	0,1	2,6	0,3	4,7
<i>Eolimna subminuscula</i>	0,5	2,6	0,4	3,9
<i>Eucocconeis laevis</i>	1,8	0,9		
<i>Eunotia</i>	1,3	3,0	1,4	5,8
<i>Eunotia bilunaris var. bilunaris</i>	0,9	2,5	1,2	5,3
<i>Eunotia botuliformis</i>	2,8	0,6	4,4	1,0
<i>Eunotia exigua var. exigua</i>	0,8	2,2	1,5	3,1
<i>Eunotia implicata</i>	1,9	1,4	2,7	2,9
<i>Eunotia incisa</i>	1,6	3,3	1,6	5,7
<i>Eunotia meisteri</i>	1,4	1,4		
<i>Eunotia minor</i>	0,7	2,2	0,7	4,0
<i>Eunotia nymanniana Lectotypus</i>	3,2	0,7	5,0	1,4
<i>Eunotia paludosa var. paludosa</i>	2,2	2,5		
<i>Eunotia paratridentula</i>	2,1	1,8	7,0	5,3
<i>Eunotia pectinalis var. pectinalis</i>	2,2	0,9	3,7	1,8
<i>Eunotia rhomboidea</i>	1,1	1,4	2,8	1,3
<i>Eunotia tenella</i>	1,7	2,7	1,5	5,1
<i>Fallacia lenzii</i>	3,0	1,8	2,6	2,6

Taxon	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]
<i>Nitzschia clausii</i>	5,5	1,5		
<i>Nitzschia constricta</i>	0,6	1,7	1,0	2,3
<i>Nitzschia debilis</i>	0,7	1,6	1,2	1,7
<i>Nitzschia dissipata ssp. dissipata</i>	0,5	2,1	0,5	3,3
<i>Nitzschia dissipata var. media</i>	0,6	1,9	0,4	3,7
<i>Nitzschia dubia</i>	1,1	1,2	1,5	2,1
<i>Nitzschia filiformis var. filiformis</i>	9,0	1,9	6,8	2,6
<i>Nitzschia fonticola</i>	1,2	2,8	1,7	4,6
<i>Nitzschia fonticola var. fonticola</i>	1,1	3,2	1,0	5,1
<i>Nitzschia frequens</i>	0,9	2,0	1,2	2,7
<i>Nitzschia frustulum var. frustulum</i>	1,0	2,0	0,4	3,8
<i>Nitzschia frustulum var. inconspicua</i>	0,7	2,6	0,3	4,5
<i>Nitzschia gracilis</i>	1,3	0,9	1,6	1,7
<i>Nitzschia hantzschiana</i>	1,4	1,9	1,5	4,1
<i>Nitzschia heufferiana</i>	0,6	2,3	1,2	3,7
<i>Nitzschia hungarica</i>	0,9	1,4	0,8	3,7
<i>Nitzschia intermedia</i>	0,8	1,6	1,2	2,9
<i>Nitzschia lacuum</i>	1,5	1,4		
<i>Nitzschia levidensis var. levidensis</i>	2,7	1,8	2,0	2,9
<i>Nitzschia liebethuthii var. liebethuthii</i>	0,9	2,5		
<i>Nitzschia linearis var. linearis</i>	0,4	2,3	0,2	4,3
<i>Nitzschia microcephala</i>	1,8	1,0	2,3	1,8
<i>Nitzschia nana</i>	2,8	0,7	4,9	1,3
<i>Nitzschia palea</i>	0,8	3,6	2,1	5,4
<i>Nitzschia palea var. debilis</i>	0,3	2,0	0,8	4,1
<i>Nitzschia palea var. palea</i>	0,3	2,2	0,2	4,1
<i>Nitzschia palea var. tenuirostris</i>	0,8	1,6	0,7	3,7
<i>Nitzschia paleacea</i>	0,6	3,1	0,5	5,4
<i>Nitzschia paleaeformis</i>	5,2	0,6		
<i>Nitzschia parvula</i>	1,5	1,9	1,5	3,0
<i>Nitzschia perminuta</i>	0,4	2,2	1,1	3,2
<i>Nitzschia pumila</i>	4,1	0,6		
<i>Nitzschia pusilla</i>	0,4	2,0	0,4	3,7

Taxon	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]
<i>Fallacia monoculata</i>	0,8	1,5	0,9	2,5
<i>Fallacia pygmaea</i> ssp. <i>pygmaea</i>	2,3	1,0		
<i>Fallacia subhamulata</i>	1,0	1,5	1,3	2,0
<i>Fallacia vitrea</i>	4,8	0,7		
<i>Fistulifera saprophila</i>	0,6	2,5	0,5	4,4
<i>Fragilaria</i>	0,4	2,5	0,7	4,4
<i>Fragilaria acidoclinata</i>	5,0	0,5	5,4	1,1
<i>Fragilaria acus</i>	0,9	2,9	0,6	4,3
<i>Fragilaria atomus</i>	1,6	3,7	3,8	6,4
<i>Fragilaria bicapitata</i>	0,8	1,8	0,9	3,5
<i>Fragilaria biceps</i>	2,4	2,5	3,0	5,0
<i>Fragilaria brevistriata</i> var. <i>brevistriata</i>	1,2	1,9	1,9	3,3
<i>Fragilaria capucina</i>	0,3	2,8	1,3	5,6
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>capucina</i>	0,3	2,7	0,5	4,2
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	0,3	2,3	0,4	3,7
<i>Fragilaria construens</i>	1,0	2,3	1,7	3,0
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>binodis</i>	0,7	1,5	1,7	2,4
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>construens</i>	0,8	1,5	0,7	3,2
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>subsalina</i>	1,2	1,6	1,6	2,8
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i>	0,5	2,3	0,4	4,3
<i>Fragilaria elliptica</i>	0,9	3,2	1,9	6,4
<i>Fragilaria exiguiformis</i>	1,6	2,2	2,2	3,6
<i>Fragilaria famelica</i> var. <i>famelica</i>	1,1	1,6	1,7	1,8
<i>Fragilaria gracilis</i>	0,5	3,1	0,7	5,1
<i>Fragilaria martyi</i>	2,2	0,7	1,4	1,5
<i>Fragilaria mesolepta</i>	1,0	2,7	0,5	4,0
<i>Fragilaria pararumpens</i>	0,4	2,7	1,1	5,7
<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>parasitica</i>	1,3	0,9	3,2	1,5
<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i>	1,0	1,0	1,0	1,8
<i>Fragilaria perminuta</i>	1,9	1,9	3,3	3,8
<i>Fragilaria pinnata</i> var. <i>pinnata</i>	1,4	1,2	1,3	2,4
<i>Fragilaria pulchella</i>	0,9	1,2	1,1	1,9
<i>Fragilaria radians</i>	3,4	0,7	2,1	1,2

Taxon	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]
<i>Nitzschia recta</i> var. <i>recta</i>	0,7	1,6	0,9	2,6
<i>Nitzschia salinarum</i>	0,8	1,4	1,1	2,9
<i>Nitzschia sigma</i>	1,2	1,1		
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	0,5	2,3	1,2	2,3
<i>Nitzschia sociabilis</i>	0,8	2,4	0,8	3,8
<i>Nitzschia solgensis</i>	2,6	0,9		
<i>Nitzschia solita</i>	1,5	2,0	2,6	7,7
<i>Nitzschia subacicularis</i>	1,1	3,0	3,0	7,6
<i>Nitzschia sublinearis</i>	2,7	3,1		
<i>Nitzschia subtilis</i>	0,8	1,7	1,6	2,1
<i>Nitzschia supralitorea</i>	0,5	2,1	0,5	3,7
<i>Nitzschia tenuis</i>	0,9	1,1	1,9	1,2
<i>Nitzschia tubicola</i>	1,1	1,8		
<i>Nitzschia umbonata</i>	1,5	1,5		
<i>Nitzschia valdestriata</i>	2,7	3,8		
<i>Nitzschia vermicularis</i>	1,6	0,9	1,2	1,3
<i>Nitzschia vermicularoides</i>	1,4	1,3		
<i>Parlibellus protracta</i>	2,2	0,7	2,0	1,1
<i>Parlibellus protractoides</i>	1,3	1,3	2,0	2,0
<i>Pennales</i>	0,9	1,4	1,3	3,3
<i>Pinnularia</i>	0,4	2,6	0,6	5,5
<i>Pinnularia borealis</i> var. <i>borealis</i>	0,6	2,7	1,3	4,0
<i>Pinnularia borealis</i> var. <i>scalaris</i>	1,7	1,2		
<i>Pinnularia grunowii</i>	1,9	1,4		
<i>Pinnularia marchica</i>	1,7	1,5	2,6	1,9
<i>Pinnularia microstauron</i> var. <i>microstauron</i>	2,5	0,8	2,7	1,4
<i>Pinnularia obscura</i>	1,9	1,1	2,5	1,5
<i>Pinnularia perirrorata</i>	2,6	0,7	3,6	1,7
<i>Pinnularia schoenfelderi</i>	1,5	1,2	1,8	3,4
<i>Pinnularia silvatica</i>	0,9	2,2	2,0	3,4
<i>Pinnularia sinistra</i>	0,6	2,7	0,8	5,4
<i>Pinnularia subcapitata</i> var. <i>elongata</i>	1,1	1,7	2,2	3,5
<i>Pinnularia subcapitata</i> var. <i>subcapitata</i>	1,0	2,6	1,5	5,5

Taxon	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]
<i>Fragilaria recapitellata</i>	1,6	1,5	1,4	2,1
<i>Fragilaria rumpens</i>	0,4	2,8	0,6	5,0
<i>Fragilaria tenera</i>	1,9	1,4	0,9	2,7
<i>Fragilaria ulna</i>	0,2	2,1	0,3	3,3
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i>	1,2	1,6	1,2	2,1
<i>Fragilaria virescens</i> var. <i>virescens</i>	1,2	2,3	1,5	4,3
<i>Frustulia amphipleuroides</i>	4,5	4,8	4,6	7,3
<i>Frustulia saxonica</i>	4,4	5,2		
<i>Frustulia vulgaris</i>	0,9	1,8	0,9	4,3
<i>Geissleria acceptata</i>	2,0	4,0	3,1	8,4
<i>Geissleria cummerowi</i>	4,5	5,3		
<i>Geissleria decussis</i>	2,9	0,7		
<i>Gomphonema</i>	0,4	1,9	0,7	3,3
<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>acuminatum</i>	1,0	1,2	1,2	1,7
<i>Gomphonema angustatum</i>	2,4	2,1	2,6	5,7
<i>Gomphonema calcifugum</i>	1,2	0,9		
<i>Gomphonema clavatum</i>	1,6	1,9		
<i>Gomphonema elegantissimum</i>	3,7	1,1		
<i>Gomphonema exilissimum</i>	1,0	1,5	1,1	3,2
<i>Gomphonema gracile</i>	1,8	0,8	2,0	1,6
<i>Gomphonema hebridense</i>	3,0	0,5		
<i>Gomphonema innocens</i>	1,0	1,5	2,4	2,6
<i>Gomphonema micropus</i>	0,7	1,2	1,2	1,8
<i>Gomphonema minutum</i>	1,0	1,7	1,0	2,0
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceum</i>	1,0	1,3	1,0	1,8
<i>Gomphonema parvulum</i>	1,0	1,7	2,1	2,5
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>parvulum</i>	0,1	2,4	0,1	4,2
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>saprophilum</i>	0,7	1,2	0,5	2,2
<i>Gomphonema productum</i>	1,2	1,3		
<i>Gomphonema pseudobohe- micum</i>	2,0	0,7		
<i>Gomphonema pumilum</i>	0,6	1,2	1,3	1,7

Taxon	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]
<i>subcapitata</i>				
<i>Pinnularia subgibba</i> var. <i>subgibba</i>	2,1	1,9		
<i>Pinnularia subrupestris</i> var. <i>subrupestris</i>	3,7	0,7	4,2	1,6
<i>Pinnularia viridiformis</i> var. <i>viridiformis</i>	4,1	0,6		
<i>Pinnularia viridis</i> var. <i>viridis</i>	1,4	0,8		
<i>Placoneis clementis</i>	1,3	0,8		
<i>Planothidium</i>	1,3	2,4		
<i>Planothidium biporumum</i>	1,1	1,4	2,0	2,2
<i>Planothidium dauai</i>	1,1	1,7	1,6	3,9
<i>Planothidium delicatulum</i>	1,0	2,7	1,0	3,9
<i>Planothidium dubium</i>	2,4	1,1	1,1	1,5
<i>Planothidium engelbrechtii</i>	1,1	2,5	0,9	3,1
<i>Planothidium frequentissi- mum</i> var. <i>frequentissimum</i>	0,2	2,4	0,1	4,4
<i>Planothidium granum</i>	0,9	2,2	0,7	3,6
<i>Planothidium lanceolatum</i>	0,2	2,4	0,1	4,4
<i>Planothidium minutissimum</i>	0,8	1,8	0,9	2,8
<i>Planothidium peragalli</i>	3,1	0,5		
<i>Planothidium rostratum</i>	1,2	0,9	1,0	1,5
<i>Platessa conspicua</i>	1,0	0,9	1,5	1,4
<i>Psammothidium</i>	1,4	2,0	1,5	3,3
<i>Psammothidium acidocli- natum</i>	2,1	3,0		
<i>Psammothidium bioretii</i>	0,7	1,3	0,7	3,4
<i>Psammothidium daonense</i>	1,0	1,1	1,8	2,1
<i>Psammothidium helveticum</i>	0,7	1,9	1,7	3,7
<i>Psammothidium lauenburgi- anum</i>	0,7	1,3	1,5	2,3
<i>Psammothidium subatomoi- des</i>	0,8	1,5	0,6	3,4
<i>Psammothidium ventrale</i>	2,8	0,9		
<i>Reimeria sinuata</i>	0,6	2,5	0,8	4,0
<i>Reimeria sinuata</i> var. <i>sinu- ata</i>	0,3	2,6	0,3	4,8
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	0,3	2,0	0,4	2,8
<i>Sellaphora joubaudii</i>	0,5	2,6	0,9	3,9
<i>Sellaphora pupula</i> var. <i>pupu- la</i>	0,8	1,9	0,5	3,2

Taxon	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]
<i>Gomphonema pumilum</i> var. <i>pumilum</i>	2,0	0,8		
<i>Gomphonema pumilum</i> var. <i>rigidum</i>	1,2	1,0	1,8	1,7
<i>Gomphonema sarcophagus</i>	1,7	1,0	1,6	1,5
<i>Gomphonema subclavatum</i>	1,4	1,4		
<i>Gomphonema truncatum</i>	1,1	1,1	2,6	1,2
<i>Gyrosigma acuminatum</i> var. <i>acuminatum</i>	1,3	0,9	1,5	1,5
<i>Gyrosigma attenuatum</i>	1,3	0,9	2,4	1,5
<i>Gyrosigma sciotoense</i>	1,2	1,2	1,7	1,9
<i>Halamphora montana</i>	0,6	1,6	0,9	2,9
<i>Halamphora veneta</i>	0,6	2,9	1,6	6,6
<i>Hantzschia amphioxys</i> sensu stricto	0,6	1,7	0,9	1,8
<i>Hippodonta</i>	2,4	0,6		
<i>Hippodonta capitata</i>	0,8	1,5	0,4	2,8
<i>Hippodonta coxiae</i>	2,5	0,7		
<i>Hippodonta pumila</i>	1,9	0,7	1,3	1,3
<i>Karayevia clevei</i>	2,8	2,0	1,1	2,9
<i>Karayevia clevei</i> var. <i>clevei</i>	0,9	2,8	0,8	4,7
<i>Karayevia laterostrata</i>	1,6	1,1	0,9	2,3
<i>Karayevia ploenensis</i>	2,7	1,3	2,5	1,9
<i>Karayevia suchlandtii</i>	5,4	0,3		
<i>Lemnicola hungarica</i>	1,3	1,1	1,7	2,6

Taxon	Arsen gelöst		Arsen gesamt	
	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]	Spezi- fität	SWP_K [µg/l]
<i>Sellaphora seminulum</i>	0,2	2,4	0,7	4,8
<i>Simonsenia delognei</i>	1,1	1,5	2,9	3,0
<i>Stauroneis</i>	1,6	2,4		
<i>Stauroneis kriegeri</i>	1,4	1,3	1,3	2,1
<i>Stauroneis parathermicola</i>	1,4	0,8	2,1	1,3
<i>Stauroneis phoenicenteron</i> sensu stricto	2,5	0,7		
<i>Stauroneis smithii</i> var. <i>smithii</i>	1,6	1,4	0,9	3,8
<i>Stauroneis thermicola</i>	1,4	1,6	2,0	2,2
<i>Surirella</i>	1,8	1,4	3,3	2,3
<i>Surirella angusta</i>	0,2	2,4	0,4	3,9
<i>Surirella brebissonii</i>	2,8	2,8	1,8	5,9
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>brebissonii</i>	0,6	2,1	0,5	3,1
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i>	0,4	2,9	0,5	4,6
<i>Surirella minuta</i>	0,8	1,4	0,8	3,2
<i>Surirella roba</i>	1,0	2,4	2,0	4,4
<i>Surirella terricola</i>	2,6	0,9		
<i>Surirella visurgis</i>	1,6	2,3	1,0	1,6
<i>Tabellaria flocculosa</i>	2,4	1,8	2,4	3,2
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>flocculosa</i>	1,2	1,7	1,3	2,4
<i>Tabularia fasciculata</i>	1,1	1,3	1,8	1,6

Tabelle A5 Nach dem TITAN-Verfahren abgeleitete Schwellenwerte für Makrozoobenthos
Fett: Decreaser. Kursiv: Increaser.

DinNo	ID_Art	Taxonname	Tax. Gruppe	3 Jahresmittel		3 Jahres- maximum	
				AS gel	AS ges	AS gel	AS ges
1300	11176	<i>Corbicula fluminea</i>	Bivalvia	2,02	2,14		3,10
1179	7966	<i>Musculium lacustre</i>	Bivalvia		0,38		0,85
1982	6409	<i>Pisidium amnicum</i>	Bivalvia		1,76		
1102	19391	<i>Pisidium casertanum ssp.</i>	Bivalvia		1,16		1,70
1073	6418	<i>Pisidium henslowanum</i>	Bivalvia	0,67	0,38		
1037	6425	<i>Pisidium sp.</i>	Bivalvia	1,54	1,95	3,00	2,90
1075	6426	<i>Pisidium subtruncatum</i>	Bivalvia	1,57	1,17	2,80	2,80
1587	22098	<i>Sphaerium corneum/ovale</i>	Bivalvia	1,08			
1414	16777	<i>Sphaerium ovale</i>	Bivalvia	0,69	1,38	1,20	
1115	6886	<i>Sphaerium sp.</i>	Bivalvia	0,70	0,44		1,10
165	17492	<i>Agabus sp.</i>	Coleoptera		0,88		2,70
129	17503	<i>Anacaena globulus</i>	Coleoptera	0,46	0,96	1,10	1,60
289	17768	<i>Elmis aenea</i>	Coleoptera		0,88		1,60
79	17774	<i>Elmis maugetii</i>	Coleoptera				
20605	17786	<i>Elodes marginata</i>	Coleoptera				
20607	17788	<i>Elodes minuta-Gr.</i>	Coleoptera	0,64	0,97	1,10	1,90
133	17816	<i>Esolus angustatus</i>	Coleoptera				
361	17822	<i>Esolus sp.</i>	Coleoptera		1,29		
915	17848	<i>Graptodytes pictus</i>	Coleoptera		1,86		
35	17884	<i>Haliplus fluviatilis</i>	Coleoptera	0,45	0,36		0,80
102	17901	<i>Haliplus sp.</i>	Coleoptera	1,53			
28	18421	<i>Limnius volckmari</i>	Coleoptera				
26	18613	<i>Orectochilus villosus</i>	Coleoptera	1,46	1,76	1,90	
10071	18616	<i>Oreodytes sanmarkii</i>	Coleoptera				5,60
113	18626	<i>Oulimnius sp.</i>	Coleoptera	0,73	1,30	1,80	
17	18629	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	Coleoptera	1,30		2,10	
21	18649	<i>Platambus maculatus</i>	Coleoptera	0,62	1,57	1,20	3,15
1004	8691	<i>Asellus aquaticus</i>	Crustacea	1,65	2,42	3,73	4,35
1550	4749	<i>Corophium curvispinum</i>	Crustacea		2,15		3,35
1268	7517	<i>Dikerogammarus villosus</i>	Crustacea	1,95	2,14		3,10
1574	20510	<i>Gammaroidea Gen. sp.</i>	Crustacea		1,72		
1001	5288	<i>Gammarus fossarum</i>	Crustacea	1,94	1,59	3,00	2,10
1002	5291	<i>Gammarus pulex</i>	Crustacea	1,71	2,03	2,60	3,20
1079	5293	<i>Gammarus sp.</i>	Crustacea	1,65	2,14	2,60	4,10
1176	8700	<i>Jaera istri</i>	Crustacea	1,98	2,25		3,10
1273	8700	<i>Jaera istri</i>	Crustacea	1,96	2,14	2,70	3,40

DinNo	ID_Art	Taxonname	Tax. Gruppe	3 Jahresmittel		3 Jahres- maximum	
				AS gel	AS ges	AS gel	AS ges
1121	6127	<i>Niphargus sp.</i>	Crustacea	2,19	3,50	3,40	15,00
5077	8740	<i>Ostracoda Gen. sp.</i>	Crustacea		1,24		
1107	8703	<i>Proasellus coxalis</i>	Crustacea	1,03		1,80	
583	4330	<i>Antocha sp.</i>	Diptera	5,76	1,50	5,10	
379	4363	<i>Atherix ibis</i>	Diptera		1,24		6,70
608	4452	<i>Bezzia sp.</i>	Diptera		1,64		2,80
493	4585	<i>Ceratopogonidae Gen. sp.</i>	Diptera	1,59			
20916	10725	<i>Ceratopogoninae Gen. sp.</i>	Diptera	1,06	2,11	1,88	
20965	14768	<i>Ceratopogoninae/Palpomyiinae Gen. sp.</i>	Diptera	1,56		9,55	
911	4642	<i>Chironomidae Gen. sp.</i>	Diptera	1,16			
20084	4643	<i>Chironominae Gen. sp.</i>	Diptera		1,26		
910	4644	<i>Chironomini Gen. sp.</i>	Diptera	1,52			
315	9324	<i>Chrysops sp.</i>	Diptera	1,35	0,65	2,70	1,10
20917	19847	<i>Clinocerinae Gen. sp.</i>	Diptera	2,77	3,41	4,30	8,20
132	4955	<i>Dicranota sp.</i>	Diptera	3,68	1,50	11,00	2,90
70	4989	<i>Dixa sp.</i>	Diptera		0,97		
496	9654	<i>Eloeophila sp.</i>	Diptera	0,54	0,91	1,10	2,00
497	5481	<i>Hexatoma sp.</i>	Diptera	5,50	7,78	11,00	12,00
312	5872	<i>Limnophora sp.</i>	Diptera		1,68		
120	8483	<i>Limoniidae Gen. sp.</i>	Diptera	0,52			
106	6208	<i>Orthoclaadiinae Gen. sp.</i>	Diptera		2,57		3,70
498	6403	<i>Pilaria sp.</i>	Diptera	1,30		2,20	2,40
604	6583	<i>Prodiamesa olivacea</i>	Diptera	1,52	1,94	2,50	3,20
995	6588	<i>Prosimulium hirtipes</i>	Diptera				9,95
764	6590	<i>Prosimulium rufipes</i>	Diptera		3,58		9,75
121	8753	<i>Psychodidae Gen. sp.</i>	Diptera		1,59		
260	7492	<i>Ptychoptera sp.</i>	Diptera		0,93		2,00
761	6843	<i>Simulium argyreatum</i>	Diptera	2,07	2,45	3,45	
10173	9769	<i>Simulium aureum-Gr.</i>	Diptera				3,15
779	8819	<i>Simulium erythrocephalum</i>	Diptera		1,35		
758	6848	<i>Simulium monticola</i>	Diptera				2,60
10187	7843	<i>Simulium ornatum</i>	Diptera		2,14		
756	6852	<i>Simulium reptans</i>	Diptera	2,71		3,30	
502	6972	<i>Tanypodinae Gen. sp.</i>	Diptera	1,57	1,99	2,60	3,10
605	6977	<i>Tanytarsini Gen. sp.</i>	Diptera		2,40		3,20
602	14420	<i>Tipula lateralis-Gr.</i>	Diptera		5,72		
146	7077	<i>Tipula sp.</i>	Diptera	0,44	1,96	1,80	
276	4381	<i>Baetis alpinus</i>	Ephemeroptera				
173	4397	<i>Baetis fuscatus</i>	Ephemeroptera	5,15	6,70	10,00	4,10

DinNo	ID_Art	Taxonname	Tax. Gruppe	3 Jahresmittel		3 Jahres- maximum	
				AS gel	AS ges	AS gel	AS ges
277	4406	<i>Baetis lutheri</i>	Ephemeroptera	1,69	1,70	3,30	7,10
348	4409	<i>Baetis muticus</i>	Ephemeroptera		3,05		
355	4410	<i>Baetis niger</i>	Ephemeroptera	0,39	0,54	1,05	1,40
107	4415	<i>Baetis rhodani</i>	Ephemeroptera	2,15	3,02	3,50	5,25
349	4416	<i>Baetis scambus</i>	Ephemeroptera				2,00
20101	4425	<i>Baetis vardarensis</i>	Ephemeroptera	5,86	7,86	9,80	13,00
278	4427	<i>Baetis vernus</i>	Ephemeroptera	1,64	2,13	1,00	7,95
570	4517	<i>Caenis beskidensis</i>	Ephemeroptera	2,21	3,11		7,80
156	4519	<i>Caenis horaria</i>	Ephemeroptera	0,80	1,56	1,40	2,90
847	4521	<i>Caenis luctuosa</i>	Ephemeroptera	1,06	1,78	1,68	
10053	4524	<i>Caenis pseudorivulorum</i>	Ephemeroptera	5,56	7,86	11,00	15,00
252	8850	<i>Centroptilum luteolum</i>	Ephemeroptera	0,93	1,41	2,00	
394	4705	<i>Cloeon dipterum</i>	Ephemeroptera	0,51	0,36	0,90	0,80
691	5080	<i>Electrogena lateralis</i>	Ephemeroptera				
10670	5083	<i>Electrogena sp.</i>	Ephemeroptera		1,47		3,65
34	12550	<i>Epeorus assimilis</i>	Ephemeroptera		1,36		
47	5124	<i>Ephemera danica</i>	Ephemeroptera	1,37	1,71	2,20	3,20
186	5129	<i>Ephemera vulgata</i>	Ephemeroptera		1,24		
131	5135	<i>Ephemerella mucronata</i>	Ephemeroptera		0,71		1,70
193	5370	<i>Habrophlebia lauta</i>	Ephemeroptera	1,17		0,80	
947	5449	<i>Heptagenia coerulans</i>	Ephemeroptera	5,56	2,25	11,00	3,20
86	5450	<i>Heptagenia flava</i>	Ephemeroptera		2,32		
51	5456	<i>Heptagenia sp.</i>	Ephemeroptera		2,23		3,10
88	5457	<i>Heptagenia sulphurea</i>	Ephemeroptera		2,23		3,20
701	5730	<i>Leptophlebia marginata</i>	Ephemeroptera	0,33		1,30	
20929	6309	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	Ephemeroptera	0,73	1,24	1,40	2,70
25	6510	<i>Potamanthus luteus</i>	Ephemeroptera	5,36	7,49	9,95	15,00
390	6747	<i>Rhithrogena sp.</i>	Ephemeroptera				
1	5131	<i>Serratella ignita</i>	Ephemeroptera				4,03
1095	4205	<i>Acroloxus lacustris</i>	Gastropoda	0,97	1,72	2,43	3,20
1005	4310	<i>Ancylus fluviatilis</i>	Gastropoda	1,94	2,15		3,10
1040	4318	<i>Anisus vortex</i>	Gastropoda	1,55	1,96		
1023	4433	<i>Bathymphalus contortus</i>	Gastropoda		1,18		
1009	4462	<i>Bithynia tentaculata</i>	Gastropoda	1,63		2,80	
1024	5354	<i>Gyraulus albus</i>	Gastropoda	1,63	1,22		1,80
1030	5916	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Gastropoda	1,31	1,24		
1083	6395	<i>Physa fontinalis</i>	Gastropoda		0,41		
1958	6396	<i>Physella acuta</i>	Gastropoda		0,55		0,95
1036	8251	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Gastropoda		0,41	4,75	4,10

DinNo	ID_Art	Taxonname	Tax. Gruppe	3 Jahresmittel		3 Jahres- maximum	
				AS gel	AS ges	AS gel	AS ges
1409	16959	<i>Radix balthica</i>	Gastropoda		0,40		0,85
1410	16982	<i>Radix labiata</i>	Gastropoda	0,98		1,15	
1963	9197	<i>Stagnicola sp.</i>	Gastropoda	0,99		3,78	
1264	16842	<i>Succineidae Gen. sp.</i>	Gastropoda	0,98	1,96	2,10	
60	4335	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	Heteroptera		7,69		15,00
657	6118	<i>Nepa cinerea</i>	Heteroptera		1,71		
474	7150	<i>Velia sp.</i>	Heteroptera		1,14		1,80
1066	5158	<i>Erpobdella nigricollis</i>	Hirudinea	1,52	1,38		
1000	5159	<i>Erpobdella octoculata</i>	Hirudinea	1,65	2,40	3,80	12,00
1169	5160	<i>Erpobdella sp.</i>	Hirudinea	1,66		2,75	
1266	5157	<i>Erpobdella vilnensis</i>	Hirudinea	2,12	2,50	3,65	
1017	5304	<i>Glossiphonia complanata</i>	Hirudinea	1,67	1,26	2,80	2,00
1334	7725	<i>Glossiphonia nebulosa</i>	Hirudinea		1,24		
1025	5373	<i>Haemopsis sanguisuga</i>	Hirudinea	0,39	1,09	0,90	
1008	5413	<i>Helobdella stagnalis</i>	Hirudinea	1,63	1,98		2,80
1057	7034	<i>Theromyzon tessulatum</i>	Hirudinea	0,89			
15273	8825	<i>Hydrachnidia Gen. sp.</i>	Hydrachnidia				
10159	10630	<i>Lepidoptera Gen. sp.</i>	Lepidoptera	0,81	1,37	1,40	2,40
248	6822	<i>Sialis lutaria</i>	Megaloptera	1,29	0,38		0,80
1277	10624	<i>Nematomorpha Gen. sp.</i>	Nematomorpha	1,33	1,37		3,10
310	4531	<i>Calopteryx sp.</i>	Odonata	0,89	1,28	1,33	3,30
124	4530	<i>Calopteryx splendens</i>	Odonata	0,81	2,04	1,70	3,50
30	4532	<i>Calopteryx virgo</i>	Odonata	0,77	1,20	1,65	1,80
180	4740	<i>Cordulegaster boltonii</i>	Odonata		0,67		1,20
405	5332	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	Odonata	0,76	1,76	1,40	3,85
10480	8175	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	Odonata	0,67			
101	6438	<i>Platycnemis pennipes</i>	Odonata	0,76	0,39	1,40	0,80
1365	5101	<i>Enchytraeidae Gen. sp.</i>	Oligochaeta	1,18	1,41		3,18
1093	5863	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Oligochaeta		1,39		
1110	5866	<i>Limnodrilus sp.</i>	Oligochaeta		1,93		
1099	5900	<i>Lumbricidae Gen. sp.</i>	Oligochaeta	0,36	1,15	1,10	1,90
1094	5907	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Oligochaeta	8,40		14,00	
5891	6068	<i>Naididae Gen. sp.</i>	Oligochaeta				
1578	20200	<i>Naididae/Tubificidae Gen. sp.</i>	Oligochaeta		1,04		2,85
1938	8736	<i>Oligochaeta Gen. sp.</i>	Oligochaeta	0,25		0,70	
1167	7115	<i>Tubifex sp.</i>	Oligochaeta		1,92		
1013	7117	<i>Tubificidae Gen. sp.</i>	Oligochaeta	1,66	1,67	3,85	
128	4293	<i>Amphinemura sp.</i>	Plecoptera		3,33		5,60
176	4487	<i>Brachyptera risi</i>	Plecoptera	2,65	3,57		9,45

DinNo	ID_Art	Taxonname	Tax. Gruppe	3 Jahresmittel		3 Jahres- maximum	
				AS gel	AS ges	AS gel	AS ges
139	5673	<i>Isoperla sp.</i>	Plecoptera				
20381	20151	<i>Leuctra fusca-Gr.</i>	Plecoptera	2,55	3,14	3,70	7,00
10172	5237	<i>Leuctra geniculata</i>	Plecoptera	5,02	6,73		15,00
20382	20152	<i>Leuctra hippopus-Gr.</i>	Plecoptera		12,74		
228	6113	<i>Nemurella pictetii</i>	Plecoptera				1,38
325	6377	<i>Perlodes sp.</i>	Plecoptera	2,33		4,20	
840	6610	<i>Protonemura meyeri</i>	Plecoptera	2,63	5,30	3,90	74,00
111	6616	<i>Protonemura sp.</i>	Plecoptera		11,01		29,75
617	6867	<i>Siphonoperla sp.</i>	Plecoptera				
945	4212	<i>Adicella reducta</i>	Trichoptera		0,88		2,00
339	4253	<i>Agapetus ochripes</i>	Trichoptera		1,28		
162	4264	<i>Allogamus auricollis</i>	Trichoptera		1,68		3,70
14	4300	<i>Anabolia nervosa</i>	Trichoptera	1,50	1,65	2,05	3,20
720	4327	<i>Anomalopterygella chauviniana</i>	Trichoptera				
20993	22102	<i>Athripsodes albifrons/bilineatus/commutatus</i>	Trichoptera	1,57		4,10	
210	4368	<i>Athripsodes bilineatus bilineatus</i>	Trichoptera	1,74	1,72		2,90
211	4369	<i>Athripsodes cinereus</i>	Trichoptera			1,10	
62	4479	<i>Brachycentrus montanus</i>	Trichoptera				
63	4481	<i>Brachycentrus subnubilus</i>	Trichoptera	5,58	7,69	10,00	16,00
626	10544	<i>Chaetopterygini Gen. sp.</i>	Trichoptera	1,01	0,85	1,40	1,80
42	4628	<i>Chaetopteryx villosa villosa</i>	Trichoptera	1,81	1,48	2,60	2,80
423	4639	<i>Cheumatopsyche lepida</i>	Trichoptera	6,15	2,39	14,50	3,40
69	4877	<i>Cymus trimaculatus</i>	Trichoptera		1,72		
430	5007	<i>Drusus discolor</i>	Trichoptera				
719	5033	<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i>	Trichoptera		2,85		6,50
483	5318	<i>Glyptotaelius pellucidus</i>	Trichoptera	0,68	1,03	1,55	4,00
136	5375	<i>Halesus digitatus digitatus</i>	Trichoptera		1,37		2,40
194	5376	<i>Halesus radiatus</i>	Trichoptera	0,75	1,06	2,18	2,00
15	5378	<i>Halesus sp.</i>	Trichoptera	0,73	1,25	1,10	2,10
195	5379	<i>Halesus tessellatus</i>	Trichoptera		1,22		2,40
125	5588	<i>Hydropsyche angustipennis angustipennis</i>	Trichoptera	1,66	1,84	3,95	2,60
968	5589	<i>Hydropsyche bulbifera</i>	Trichoptera	1,59			
956	5590	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	Trichoptera		2,26		3,40
877	21231	<i>Hydropsyche contubernalis contubernalis</i>	Trichoptera	5,44	2,15	10,50	3,20
10370	8142	<i>Hydropsyche incognita</i>	Trichoptera	3,27	7,77	6,85	16,00
849	5598	<i>Hydropsyche instabilis</i>	Trichoptera	2,36	3,49	5,00	
10464	13023	<i>Hydropsyche pellucidula-Gr.</i>	Trichoptera	2,15		4,70	

DinNo	ID_Art	Taxonname	Tax. Gruppe	3 Jahresmittel		3 Jahres- maximum	
				AS gel	AS ges	AS gel	AS ges
116	5602	<i>Hydropsyche saxonica</i>	Trichoptera		0,60		1,40
9	5605	<i>Hydropsyche sp.</i>	Trichoptera	5,14	3,88	9,90	7,95
331	5616	<i>Hydroptila sp.</i>	Trichoptera	0,73		2,00	
955	5657	<i>Ironoquia dubia</i>	Trichoptera		1,14		2,30
206	5713	<i>Lepidostoma basale</i>	Trichoptera	2,30		3,40	
30291	5713	<i>Lepidostoma basale</i>	Trichoptera	0,66	1,32	2,75	
207	5723	<i>Lepidostoma hirtum</i>	Trichoptera			1,80	
20923	13126	<i>Limnephilini Gen. sp.</i>	Trichoptera		0,55		1,10
219	5827	<i>Limnephilus flavicornis</i>	Trichoptera	0,96	0,91	1,60	4,00
220	5837	<i>Limnephilus lunatus</i>	Trichoptera	1,62		3,40	
127	5841	<i>Limnephilus rhombicus rhombicus</i>	Trichoptera	0,36	0,65	0,90	1,50
148	5844	<i>Limnephilus sp.</i>	Trichoptera		1,21		
858	5921	<i>Lype reducta</i>	Trichoptera				1,08
974	8847	<i>Lype sp.</i>	Trichoptera	0,64	1,17	1,00	2,50
448	5983	<i>Micrasema longulum</i>	Trichoptera	1,76	3,01	3,40	8,20
451	6062	<i>Mystacides azurea</i>	Trichoptera	0,76	1,40	1,80	
20944	13048	<i>Mystacides longicornis/nigra</i>	Trichoptera	1,01	1,30	1,40	
818	6064	<i>Mystacides nigra</i>	Trichoptera	1,50	0,52		0,90
453	6122	<i>Neureclipsis bimaculata</i>	Trichoptera		1,72		
229	6134	<i>Notidobia ciliaris</i>	Trichoptera	1,37	0,66		1,20
620	6176	<i>Oecismus monedula monedula</i>	Trichoptera		0,49		0,90
846	6185	<i>Oligostomis reticulata</i>	Trichoptera		0,54		1,10
458	6386	<i>Philopotamus ludificatus</i>	Trichoptera	0,29			
368	8478	<i>Polycentropodidae Gen. sp.</i>	Trichoptera	0,73		1,00	
12	6468	<i>Polycentropus flavomaculatus flavomaculatus</i>	Trichoptera				
971	6469	<i>Polycentropus irroratus</i>	Trichoptera	0,98	1,72	1,40	5,10
20945	7346	<i>Potamophylax cingulatus/latipennis/luctuosus</i>	Trichoptera	0,76	1,23	1,80	
239	6526	<i>Potamophylax rotundipennis</i>	Trichoptera	1,37	1,24		1,70
324	6661	<i>Psychomyia pusilla</i>	Trichoptera		2,23		
611	13965	<i>Rhyacophila (Rhyacophila) sp.</i>	Trichoptera	2,38		3,90	
117	6772	<i>Rhyacophila nubila</i>	Trichoptera	2,63	3,01	8,70	5,15
11	6780	<i>Rhyacophila sp.</i>	Trichoptera			5,35	
244	6784	<i>Rhyacophila tristis</i>	Trichoptera				
20907	6816	<i>Sericostoma flavicorne</i>	Trichoptera			1,10	
246	6817	<i>Sericostoma personatum</i>	Trichoptera				
408	6818	<i>Sericostoma sp.</i>	Trichoptera	0,95		2,35	
264	6833	<i>Silo nigricornis</i>	Trichoptera		0,56		1,10

DinNo	ID_Art	Taxonname	Tax. Gruppe	3 Jahresmittel		3 Jahres- maximum	
				AS gel	AS ges	AS gel	AS ges
265	6834	<i>Silo pallipes</i>	Trichoptera	0,64	0,75	2,60	3,18
105	7067	<i>Tinodes sp.</i>	Trichoptera			2,50	

Tabelle A6 Nach dem TITAN-Verfahren abgeleitete Schwellenwerte für Diatomeen.
Fett: Decreaser. Kursiv: Increaser.

DV-Nr.	Taxonname	System	3 Jahresmittel		3 Jahres- maximum	
			AS gel	AS ges	AS gel	AS ges
26037	<i>Achnanthydium kranzii</i>	Pennales	0.29	0.62	0.60	0.70
?	<i>Achnanthydium linearoides</i>	Pennales	0.34			
26063	<i>Achnanthydium minutissimum var. jackii</i>	Pennales		1.07	0.60	0.70
26005	<i>Achnanthydium pyrenaicum</i>	Pennales	0.64			
26088	<i>Achnanthydium straubianum</i>	Pennales	0.98	1.25	0.90	
26098	<i>Adlafia</i>	Pennales		0.65		0.25
36014	<i>Adlafia minuscula</i>	Pennales				1.30
26642	<i>Adlafia suchlandtii</i>	Pennales	0.95	2.10		
6048	<i>Amphipleura pellucida</i>	Pennales	0.34	0.55	0.25	0.80
26102	<i>Amphora copulata</i>	Pennales	1.45	1.55		
6171	<i>Amphora inariensis</i>	Pennales	0.91	1.17	2.23	0.70
36245	<i>Amphora indistincta</i>	Pennales	1.72	1.08	1.10	
6291	<i>Brachysira brebissonii</i>	Pennales	0.46		0.70	
6295	<i>Brachysira neoexilis</i>	Pennales		0.67		
26480	<i>Chamaepinnularia submuscicola</i>	Pennales	0.65			
36025	<i>Cocconeis placentula</i>	Pennales	1.15	1.65		
6726	<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	Pennales	0.73	1.22	1.20	1.50
6728	<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	Pennales	0.73			
26460	<i>Craticula accomoda</i>	Pennales	0.95	1.54		
26210	<i>Cymbopleura naviculiformis</i>	Pennales	0.72	0.74		
26478	<i>Diadesmis brekkaensis</i>	Pennales	0.30			
26497	<i>Diadesmis contenta</i>	Pennales		1.17		
6209	<i>Diatoma moniliformis ssp. moniliformis</i>	Pennales			0.90	
26208	<i>Encyonema minutum</i>	Pennales	1.84	2.85		
16993	<i>Encyonema silesiacum var. silesiacum</i>	Pennales	0.64	0.92	0.90	1.80
26319	<i>Encyonema vulgare var. vulgare</i>	Pennales			0.80	
26568	<i>Eolimna minima</i>	Pennales	1.05	1.25	1.60	1.30
26638	<i>Eolimna subminuscula</i>	Pennales	0.55	0.87	1.00	1.55
16994	<i>Eucocconeis laevis</i>	Pennales		0.40		
6213	<i>Eunotia bilunaris var. bilunaris</i>	Pennales		0.69		1.00
6761	<i>Eunotia botuliformis</i>	Pennales	0.41	0.74	0.80	1.00
6975	<i>Eunotia exigua var. exigua</i>	Pennales	0.28	0.65	0.80	
6364	<i>Eunotia implicata</i>	Pennales	0.46	0.69	0.80	1.00
26343	<i>Eunotia nymanniana Lectotypus</i>	Pennales	0.31	0.62	0.60	1.00
6375	<i>Eunotia rhomboidea</i>	Pennales	0.27	0.71		
6383	<i>Eunotia tenella</i>	Pennales			7.85	
26636	<i>Fallacia subhamulata</i>	Pennales		1.14		

16233	<i>Fragilaria acidoclinata</i>	Pennales	0.28	0.69		0.34
6388	<i>Fragilaria brevistriata</i> var. <i>brevistriata</i>	Pennales	0.70	0.89	1.00	
6034	<i>Fragilaria construens</i> f. <i>construens</i>	Pennales	0.86	1.67	1.50	2.80
6828	<i>Fragilaria construens</i> f. <i>venter</i>	Pennales	0.95	1.66	1.40	
26376	<i>Fragilaria exiguiformis</i>	Pennales		0.40		
6915	<i>Fragilaria famelica</i> var. <i>famelica</i>	Pennales	0.43	0.56	0.25	0.70
16669	<i>Fragilaria martyi</i>	Pennales	0.92	0.75	1.20	1.90
6776	<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>subconstricta</i>	Pennales	0.91	1.17	1.30	
6078	<i>Fragilaria pinnata</i> var. <i>pinnata</i>	Pennales	0.95	1.25	1.30	
6238	<i>Fragilaria pulchella</i>	Pennales		0.60		1.00
36260	<i>Fragilaria recapitellata</i>	Pennales	0.83	1.02	0.80	1.20
6409	<i>Fragilaria tenera</i>	Pennales	0.47			
16658	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i>	Pennales				1.30
6079	<i>Frustulia vulgaris</i>	Pennales	0.50			
26542	<i>Geissleria acceptata</i>	Pennales	2.36			
26425	<i>Gomphonema exilissimum</i>	Pennales	0.51		0.60	0.90
6883	<i>Gomphonema gracile</i>	Pennales	0.26	0.66		
6428	<i>Gomphonema micropus</i>	Pennales	2.10	1.31	2.30	
6867	<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>olivaceum</i>	Pennales				2.85
36095	<i>Gomphonema pumilum</i>	Pennales	1.17	1.66		
26430	<i>Gomphonema pumilum</i> var. <i>rigidum</i>	Pennales	1.00	1.36	1.10	
6438	<i>Gomphonema sarcophagus</i>	Pennales	0.52	1.30	0.68	
6188	<i>Gomphonema truncatum</i>	Pennales	1.26	1.44		2.15
6036	<i>Gyrosigma acuminatum</i> var. <i>acuminatum</i>	Pennales	1.70	2.49		
16793	<i>Hippodonta</i>	Pennales	0.60	1.19	1.05	
16891	<i>Hippodonta capitata</i>	Pennales	0.96	1.50	1.70	
36263	<i>Hippodonta pumila</i>	Pennales	0.68		1.10	1.90
26054	<i>Karayevia laterostrata</i>	Pennales	0.25	0.52	1.40	1.80
26033	<i>Lemnicola hungarica</i>	Pennales	0.90	2.12		
26577	<i>Luticola mutica</i> var. <i>mutica</i>	Pennales	0.72	0.83	1.30	
26472	<i>Mayamaea atomus</i> var. <i>permitis</i>	Pennales	1.00	1.59	1.45	1.50
6005	<i>Melosira varians</i>	Centrales	0.78	1.33	1.00	1.60
6026	<i>Meridion circulare</i> var. <i>circulare</i>	Pennales	1.34	2.01	1.60	
16884	<i>Navicula amphiceropsis</i>	Pennales	0.80	1.28	1.00	
16653	<i>Navicula antonii</i>	Pennales	2.31	1.47		
6910	<i>Navicula capitatoradiata</i>	Pennales		1.07		
6089	<i>Navicula cincta</i>	Pennales	1.38			
6010	<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>cryptocephala</i>	Pennales	0.80	1.80	1.95	2.50
6481	<i>Navicula erifuga</i>	Pennales	1.20	1.36	2.10	1.80
26621	<i>Navicula escambia</i>	Pennales	0.64	0.91	0.90	
26655	<i>Navicula germainii</i>	Pennales	0.74		1.00	

6812	<i>Navicula integra</i>	Pennales	0.72	1.35	1.00	
6864	<i>Navicula lanceolata</i>	Pennales			2.30	
6511	<i>Navicula lundii</i>	Pennales	1.05			
6103	<i>Navicula radiosa var. radiosa</i>	Pennales	0.65	0.88	1.40	2.00
6022	<i>Navicula rhynchocephala</i>	Pennales	0.40	0.71	0.80	0.90
6873	<i>Navicula slesvicensis</i>	Pennales	1.84	2.51		
6553	<i>Navicula tenelloides</i>	Pennales	0.54	1.13		
26564	<i>Navicula vilaplani</i>	Pennales	1.69	1.35		
16387	<i>Nitzschia abbreviata</i>	Pennales	1.29	1.54	1.73	2.80
6965	<i>Nitzschia acula</i>	Pennales	1.45			
16044	<i>Nitzschia adamata</i>	Pennales	0.79	1.31	1.30	1.10
6921	<i>Nitzschia debilis</i>	Pennales		2.01		
6586	<i>Nitzschia dissipata var. media</i>	Pennales			0.70	0.80
6025	<i>Nitzschia fonticola var. fonticola</i>	Pennales	2.37	2.83	1.75	
26681	<i>Nitzschia frequens</i>	Pennales	0.81	1.03	1.10	
26687	<i>Nitzschia frustulum var. inconspicua</i>	Pennales			1.50	2.20
6197	<i>Nitzschia gracilis</i>	Pennales		1.84		
6114	<i>Nitzschia hungarica</i>	Pennales	1.61	2.18	1.80	
6857	<i>Nitzschia intermedia</i>	Pennales	0.72			
16576	<i>Nitzschia palea</i>	Pennales	2.18	2.67	1.70	2.80
16056	<i>Nitzschia palea var. tenuirostris</i>	Pennales			1.20	1.80
6199	<i>Nitzschia paleacea</i>	Pennales	1.90	3.88	2.90	3.50
6925	<i>Nitzschia pusilla</i>	Pennales	1.78	1.35		
6029	<i>Nitzschia recta var. recta</i>	Pennales	1.62	1.19	1.38	
26693	<i>Nitzschia rectirobusta</i>	Pennales			0.70	
6961	<i>Nitzschia sociabilis</i>	Pennales				0.80
6120	<i>Nitzschia vermicularis</i>	Pennales	1.41	1.83		
26596	<i>Parlibellus protracta</i>	Pennales	0.67	1.30	1.20	0.80
26597	<i>Parlibellus protractoides</i>	Pennales	0.68	0.84	1.00	1.90
6947	<i>Pennales</i>	Pennales	0.75			
6125	<i>Pinnularia microstauron var. microstauron</i>	Pennales	0.51	0.69	1.00	1.60
6654	<i>Pinnularia obscura</i>	Pennales	0.71	0.71	1.00	
26767	<i>Pinnularia perirrorata</i>	Pennales	0.41	0.66		1.00
6660	<i>Pinnularia schoenfelderi</i>	Pennales	0.86	0.88	1.00	2.30
6126	<i>Pinnularia subcapitata var. subcapitata</i>	Pennales			7.78	
16601	<i>Placoneis clementis</i>	Pennales		1.50		
26822	<i>Planothidium</i>	Pennales				0.60
26044	<i>Planothidium biporum</i>	Pennales	0.63			
26017	<i>Planothidium dau</i>	Pennales	0.71	0.98	1.20	1.78
26029	<i>Planothidium granum</i>	Pennales	0.67	1.28	1.00	1.50
26052	<i>Planothidium minutissimum</i>	Pennales	0.72	1.19		

26051	<i>Planothidium rostratum</i>	Pennales	0.70	1.19	1.10	
26015	<i>Platessa conspicua</i>	Pennales	1.61			
26830	<i>Psammothidium</i>	Pennales	0.34		0.25	
16608	<i>Psammothidium bioretii</i>	Pennales	0.27		0.70	1.30
26016	<i>Psammothidium daonense</i>	Pennales	0.48		1.30	
16609	<i>Psammothidium laenburgianum</i>	Pennales	0.88			
36265	<i>Sellaphora joubaudii</i>	Pennales			1.50	2.20
16614	<i>Sellaphora pupula</i> var. <i>pupula</i>	Pennales	0.95			
6681	<i>Stauroneis kriegeri</i>	Pennales	0.59	0.98		
36271	<i>Stauroneis parathermicola</i>	Pennales	0.70	0.80	0.80	
6130	<i>Stauroneis phoenicenteron sensu stricto</i>	Pennales		0.96		1.00
6688	<i>Stauroneis thermicola</i>	Pennales	0.43	1.28	1.20	2.00
36218	<i>Surirella brebissonii</i>	Pennales	1.40	2.51	2.20	5.10
6228	<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i>	Pennales	2.73	1.00	1.40	1.50
6229	<i>Surirella minuta</i>	Pennales	0.66	1.25	1.10	0.65
6696	<i>Surirella visurgis</i>	Pennales	0.64			
6091	<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>flocculosa</i>	Pennales	0.63	0.83	0.90	1.00
26379	<i>Tabularia fasciculata</i>	Pennales				2.45

Tabelle A7 Anzahl der De- und Inreaser für Makrozoobenthos und Diatomeen-Proben der Gebietskulisse.
 Bezugsgröße: Arsen_{gelöst}. Da gegebenenfalls mehrere Proben zu einer Probestelle vorlagen, sind jeweils die Anzahl der Proben (N),
 Minimum (Min), Mittelwert (Mittel) und Maximum (Max) der Anzahl der De- und Inreaser angegeben.

52-OWK Nr. und ID	MKZ	Arsen _{gelöst}		SWP-K		Makrozoobenthos Anzahl Decreaser				Makrozoobenthos Anzahl Inreaser				Diatomeen Anzahl Decreaser				Diatomeen Anzahl Inreaser				
		Mittel	Max	MZB	Dia	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	
1	DESN_566-1	OBF49520	1,5	2,9	2,4	1,1	2	7	7,5	8	2	5	6,5	8	2	15	15,5	16	2	8	9,0	10
2	DESN_53234-1	OBF46900	1,1	1,8	2,2	1,0	1	9	9,0	9	1	8	8,0	8	3	5	7,0	8	3	5	6,3	8
3	DESN_541116	OBF40610	8,6	13,0	2,8	1,3	5	2	4,4	9	5	4	5,2	6	1	4	4,0	4	1	3	3,0	3
4	DESN_54-2	OBF38650	2,3	3,3	2,3	1,2	1	9	9,0	9	1	3	3,0	3	1	7	7,0	7	0	0	0,0	0
4	DESN_54-2	OBF38801	2,3	3,3			1	3	3,0	3	1	5	5,0	5	1	9	9,0	9	1	3	3,0	3
5	DESN_56624	OBF51810	1,4	2,0			3	12	14,7	19	3	2	3,3	4	1	24	24,0	24	1	7	7,0	7
6	DESN_54118-2	OBF40670	11,6	18,0	2,2		1	7	7,0	7	1	5	5,0	5	2	4	4,5	5	2	8	8,5	9
7	DESN_54134	OBF42000	77,5	150,0	2,5	1,1	3	2	3,3	4	3	4	4,7	6	3	4	4,7	6	3	8	9,0	10
8	DESN_54-4	OBF39405					2	5	7,5	10	2	8	9,5	11	4	5	7,5	10	4	7	8,3	10
9	DESN_54-5	OBF39600	8,9	14,0	2,4	1,1	1	7	7,0	7	1	7	7,0	7	4	5	6,3	8	4	5	8,8	11
10	DESN_54158	OBF39601	3,2	6,1	2,9	1,3	2	10	10,0	10	2	3	4,0	5	1	12	12,0	12	1	7	7,0	7
11	DESN_5416-2	OBF43000	4,4	5,8	2,9		4	2	4,5	9	4	3	7,0	9	1	0	2,0	4	2	5	6,0	7
12	DESN_54-6	OBF40501					4	9	11,8	17	4	11	11,3	12	3	5	8,3	10	3	6	8,0	10
13	DESN_5668-1	OBF54750	0,9	1,2	2,1		1	18	18,0	18	1	4	4,0	4	1	5	5,0	5	1	5	5,0	5
13	DESN_5668-1	OBF54740	0,9	1,2											1	20	20,0	20	1	5	5,0	5
13	DESN_5668-1	OBF54741	0,9	1,2											4	5	7,0	9	1	1	1,0	1

52-OWK Nr. und ID	MKZ	Arsen _{gelöst}		SWP-K		Makrozoobenthos				Makrozoobenthos				Diatomeen				Diatomeen				
		Mittel	Max	MZB	Dia	Anzahl Decreaser				Anzahl Increaser				Anzahl Decreaser				Anzahl Increaser				
						N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	
14	DESN_54-7	OBF47100	8,0	11,0			1	6	6,0	6	1	8	8,0	8								
14	DESN_54-7	OBF47300	8,0	11,0			2	3	6,0	9	2	12	13,5	15								
14	DESN_54-7	OBF47600	8,0	11,0	2,3	1,0	7	5	7,4	10	7	8	9,1	12	7	5	10,6	15	7	6	8,9	10
15	DESN_5668-3	OBF55000	1,5	2,6	1,8	0,9	1	28	28,0	28	1	2	2,0	2	1	21	21,0	21	1	6	6,0	6
15	DESN_5668-3	OBF55100	1,5	2,6	2,3		2	13	13,5	14	2	1	1,0	1	2	13	15,5	18	2	2	2,5	3
16	DESN_5494	OBF49400	0,5	1,1	1,9	1,0	3	5	9,7	14	2	0	1,3	3	2	9	15,5	22	2	2	3,5	5
17	DESN_5496-4	OBF49200	0,8	1,2	3,9	1,1	2	22	23,5	25	2	1	1,0	1	1	17	17,0	17	1	6	6,0	6
18	DESN_5496-3	OBF49150	0,8	1,3	2,8	1,0	2	18	20,5	23	2	1	1,5	2	1	6	6,0	6	1	4	4,0	4
19	DESN_5418-1	OBF43910	0,3	0,6			2	7	9,0	11	2	2	4,5	7								
19	DESN_5418-1	OBF44100	0,3	0,6	2,9		4	4	6,3	10	4	4	4,8	5	2	2	5,0	8	2	8	8,5	9
20	DESN_541814	OBF44101	4,8	9,3	2,6	0,9	3	3	5,3	8	3	3	5,0	6	2	1	1,5	2	2	7	8,0	9
21	DESN_54266	OBF36800	80,5	130,0	2,5		3	6	7,7	11	3	11	12,0	14	3	1	3,8	6	3	5	7,5	9
22	DESN_5418-2	OBF44401					5	2	5,0	9	5	4	5,8	8	2	4	4,5	5	2	7	7,5	8
23	DESN_541892	OBF45901					2	8	8,5	9	2	3	3,5	4	1	5	5,0	5	1	8	8,0	8
24	DESN_5418-3	OBF44700	1,9	3,9	1,8	1,0	3	3	6,0	9	3	5	7,0	10	3	3	4,0	6	3	7	8,7	10
25	DESN_542644	OBF36601	0,7	1,2	2,5	1,1	1	6	6,0	6	1	11	11,0	11	2	2	4,0	6	2	8	8,0	8
26	DESN_5426864	OBF38100	4,8	7,5	2,4		2	7	9,5	12	2	6	6,0	6	2	0	5,3	10	3	5	7,0	9
26	DESN_5426864	OBF38200	4,8	7,5	2,2		5	4	6,4	10	5	2	6,0	8	5	2	3,2	5	1	0	0,1	1

52-OWK Nr. und ID	MKZ	Arsen _{gelöst}		SWP-K		Makrozoobenthos				Makrozoobenthos				Diatomeen				Diatomeen				
		Mittel	Max	MZB	Dia	Anzahl Decreaser				Anzahl Increaser				Anzahl Decreaser				Anzahl Increaser				
						N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	
27	DESN_542686-2	OBF38000	5,0	11,0	2,1	1,0	3	6	7,3	9	3	4	6,0	9	3	2	4,7	8	3	7	8,0	10
28	DESN_5426822	OBF37401	17,8	24,0	1,6	1,0	1	4	4,0	4	1	7	7,0	7	0	0	0,0	0	1	7	7,0	7
29	DESN_54268-3	OBF37000	1,7	2,2	2,9	1,2	4	5	8,3	12	4	7	10,5	14	3	5	5,3	6	3	6	7,3	9
30	DESN_53718-1	OBF07700	1,0	1,4	2,8	1,1	2	7	7,5	8	2	10	11,5	13	2	5	7,5	10	2	6	7,0	8
30	DESN_53718-1	OBF07800	1,0	1,4	2,7		2	4	4,5	5	2	12	13,5	15	4	1	4,0	8	4	4	6,8	9
31	DESN_537184	OBF08301	43,0	97,0	2,5	1,0	1	7	7,0	7	1	6	6,0	6	1	4	4,0	4	1	4	4,0	4
32	DESN_53718-2	OBF08100	12,2	18,0	1,3	1,0	3	7	7,7	9	3	6	13,7	18	1	2	2,0	2	1	9	9,0	9
33	DESN_5424-1	OBF33710	7,5	13,0	2,6	1,1	1	13	13,0	13	1	13	13,0	13	2	5	5,5	6	2	8	8,5	9
34	DESN_54216-1	OBF32901	16,0	31,0	2,2	1,2	3	9	9,0	9	3	2	3,7	5	0	0	0,0	0	1	1	1,0	1
35	DESN_542412	OBF33601	9,4	17,0	2,9	1,0	2	12	13,0	14	2	4	4,0	4	1	6	6,0	6	1	6	6,0	6
36	DESN_542192	OBF31601	2,9	5,3	1,9	0,9	1	21	21,0	21	1	6	6,0	6	2	8	12,0	16	2	6	7,5	9
36	DESN_542192	OBF31602	2,9	5,3			1	13	13,0	13	1	10	10,0	10	1	12	12,0	12	1	3	3,0	3
37	DESN_54216-2	OBF32900	19,4	36,0	2,4	1,1	2	3	4,0	5	2	8	8,5	9	2	2	5,0	8	2	4	4,5	5
38	DESN_5424-2	OBF33801					1	8	8,0	8	1	11	11,0	11	4	5	8,0	13	4	4	8,5	10
39	DESN_542-3	OBF31701	8,7	14,0	2,4	1,1	2	5	6,0	7	2	11	12,5	14	1	3	3,0	3	1	9	9,0	9
40	DESN_53732-1	OBF12600	1,1	1,9			3	4	8,3	12	3	6	7,0	8								
40	DESN_53732-1	OBF12710	1,1	1,9	2,4	1,1	2	10	11,5	13	2	9	10,0	11	3	8	14,0	18	3	6	8,3	11
41	DESN_5424-3	OBF33901					3	11	15,7	18	3	11	14,7	18	4	4	6,0	8	4	4	8,0	10

52-OWK Nr. und ID	MKZ	Arsen _{gelöst}		SWP-K		Makrozoobenthos				Makrozoobenthos				Diatomeen				Diatomeen				
		Mittel	Max	MZB	Dia	Anzahl Decreaser				Anzahl Increaser				Anzahl Decreaser				Anzahl Increaser				
						N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	
42	DESN_542-4	OBF31950	11,8	19,0	2,7	1,1	2	6	8,0	10	2	11	12,5	14	1	5	5,0	5	1	7	7,0	7
43	DESN_542-5	OBF32300	9,3	22,0	2,8	1,1	4	1	5,8	8	4	5	9,5	12	4	7	8,3	11	4	5	7,9	10
44	DESN_538474	OBF29803	5,9	12,0	1,3	0,9	2	11	12,5	14	2	1	2,0	3	1	11	11,0	11	1	4	4,0	4
45	DESN_53848-1b	OBF30950	1,5	3,2	2,2		2	15	16,5	18	2	4	4,0	4	1	28	28,0	28	1	1	1,0	1
46	DESN_5384842	OBF30955	0,5	1,6	2,1	1,1	1	6	6,0	6	1	2	2,0	2	4	12	17,3	23	4	1	1,5	3
46	DESN_5384842	OBF30956	0,5	1,6											1	25	25,0	25	1	2	2,0	2
47	DESN_538154	OBF27800	0,3	0,9	2,2	1,1	2	6	10,0	14	2	1	1,0	1	3	8	14,0	18	3	1	3,3	8
48	DESN_58252-2	OBF22101	2,7	5,1	3,2	1,1	2	12	14,0	16	2	1	1,0	1	1	18	18,0	18	1	5	5,0	5
49	DESN_582-4	OBF21400	0,8	2,2	2,8	1,1	3	14	16,0	19	3	1	1,3	2	3	13	19,3	31	3	1	3,3	5
49	DESN_582-4	OBF21401	0,8	2,2											1	15	15,0	15	1	1	1,0	1
50	DESN_582512-1	OBF25900	0,3	0,3	1,9	0,9	1	20	20,0	20	1	2	2,0	2	1	16	16,0	16	0	0	0,0	0
51	DESN_582512-2	OBF26200	6,1	9,8	2,5	1,0	4	2	3,0	4	2	0	0,5	1	2	2	4,5	7	0	0	0,0	0
52	DESN_58248-3	OBF25001					3	21	25,0	28	3	1	2,3	4	2	19	24,0	29	2	4	4,0	4

Tabelle A8 Anzahl der De- und Inreaser für Makrozoobenthos und Diatomeen-Proben der Gebietskulisse.

Bezugsgröße: Arsen_{gesamt}. Da gegebenenfalls mehrere Proben zu einer Probestelle vorlagen, sind jeweils die Anzahl der Proben (N), Minimum (Min), Mittelwert (Mittel) und Maximum (Max) der Anzahl der De- und Inreaser angegeben.

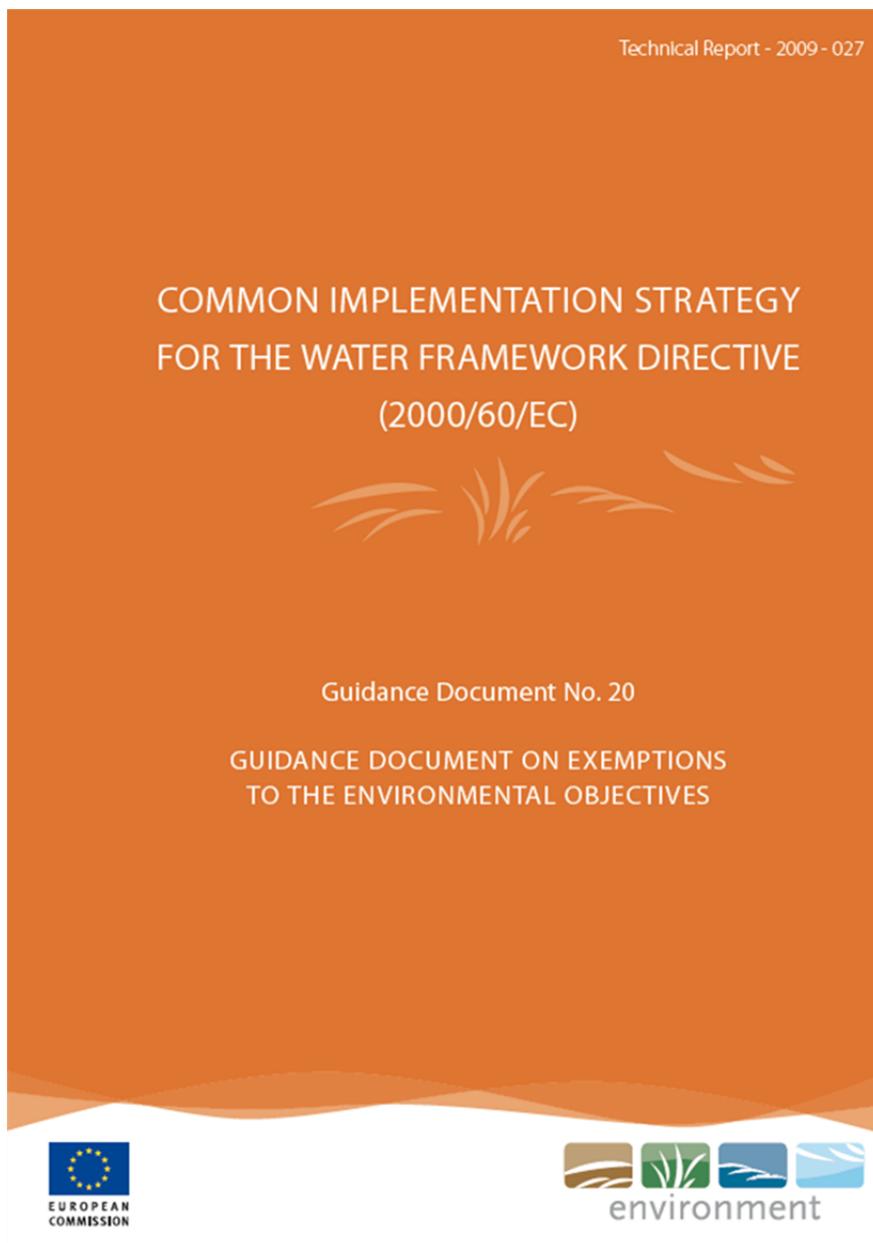
52-OWK Nr. und ID	MKZ	Arsen _{gesamt}		SWP-K		Makrozoobenthos Anzahl Decreaser				Makrozoobenthos Anzahl Inreaser				Diatomeen Anzahl Decreaser				Diatomeen Anzahl Inreaser				
		Mittel	Max	MZB	Dia	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	
1	DESN_566-1	OBF49520	2,7	3,9	6,4	3,6	2	5	5,5	6	2	4	5,0	6	2	13	14,5	16	2	7	8,5	10
2	DESN_53234-1	OBF46900	2,3	5,1	7,5	4,2	1	7	7,0	7	1	14	14,0	14	3	4	5,3	7	3	4	5,3	7
3	DESN_541116	OBF40610	16,5	24,0	7,9	4,4	5	2	5,4	10	5	4	6,8	9	1	4	4,0	4	1	3	3,0	3
4	DESN_54-2	OBF38650	3,5	8,2	8,5	3,7	1	8	8,0	8	1	5	5,0	5	1	5	5,0	5	0	0	0,0	0
4	DESN_54-2	OBF38801	3,5	8,2			1	5	5,0	5	1	7	7,0	7	1	8	8,0	8	1	2	2,0	2
5	DESN_56624	OBF51810	2,4	6,8			3	10	15,0	22	3	1	2,0	4	1	21	21,0	21	1	6	6,0	6
6	DESN_54118-2	OBF40670	16,6	36,0	6,2	4,7	1	6	6,0	6	1	7	7,0	7	2	3	4,0	5	2	7	7,5	8
7	DESN_54134	OBF42000	90,0	140,0	6,1	4,7	3	2	4,0	6	3	2	3,3	5	3	4	4,7	5	3	7	8,0	9
8	DESN_54-4	OBF39405					2	5	7,0	9	2	7	8,5	10	4	4	6,8	10	4	6	7,3	9
9	DESN_54-5	OBF39600	10,4	18,0	8,1	4,3	1	7	7,0	7	1	8	8,0	8	4	4	5,8	8	4	4	7,8	10
10	DESN_54158	OBF39601	10,9	15,0	5,1	3,2	2	11	11,5	12	2	2	2,5	3	1	11	11,0	11	1	6	6,0	6
11	DESN_5416-2	OBF43000	4,5	5,6	7,2	4,0	4	2	3,5	6	4	3	6,0	8	1	0	2,0	4	2	5	5,5	6
12	DESN_54-6	OBF40501					4	8	12,3	19	4	13	14,0	15	3	5	7,8	10	3	6	7,2	9
13	DESN_5668-1	OBF54750	1,4	1,8			1	19	19,0	19	1	2	2,0	2	1	5	5,0	5	1	5	5,0	5
13	DESN_5668-1	OBF54740	1,4	1,8											1	20	20,0	20	1	4	4,0	4
13	DESN_5668-1	OBF54741	1,4	1,8											4	4	9,0	12	1	1	1,0	1
14	DESN_54-7	OBF47100					1	6	6,0	6	1	10	10,0	10								

52-OWK Nr. und ID			Arsen _{gesamt}		SWP-K		Makrozoobenthos				Makrozoobenthos				Diatomeen				Diatomeen			
			Mittel	Max	MZB	Dia	Anzahl Decreaser				Anzahl Increaser				Anzahl Decreaser				Anzahl Increaser			
	MKZ						N	Min	Mittel	Max												
14	DESN_54-7	OBF47300			9,0		2	4	6,5	9	2	16	17,0	18								
14	DESN_54-7	OBF47600			8,7	4,3	7	5	7,1	9	7	9	11,7	15	7	5	9,4	15	7	6	8,3	10
15	DESN_5668-3	OBF55000	1,8	2,6			1	34	34,0	34	1	1	1,0	1	1	23	23,0	23	1	6	6,0	6
15	DESN_5668-3	OBF55100	1,8	2,6	4,5	3,4	2	9	12,0	15	0	0	0,0	0	2	10	14,0	18	2	2	2,5	3
16	DESN_5494	OBF49400	1,4	3,2	4,6	3,4	3	7	11,3	14	3	2	2,3	3	2	10	15,5	21	2	1	3,0	5
17	DESN_5496-4	OBF49200	1,5	4,1	3,4	2,9	2	23	23,5	24	1	0	0,5	1	1	14	14,0	14	1	7	7,0	7
18	DESN_5496-3	OBF49150	1,6	3,6	3,7	3,4	2	17	18,0	19	1	0	0,5	1	1	5	5,0	5	1	3	3,0	3
19	DESN_5418-1	OBF43910	0,7	1,8	6,4		2	7	9,0	11	2	3	4,5	6								
19	DESN_5418-1	OBF44100	0,7	1,8	7,2	5,4	4	5	6,8	10	4	2	3,3	5	2	2	5,0	8	2	7	7,0	7
20	DESN_541814	OBF44101	5,4	16,0	8,4	4,8	3	6	6,3	7	3	4	5,7	8	2	1	2,5	4	2	7	7,5	8
21	DESN_54266	OBF36800	81,7	120,0	7,2	5,5	3	6	8,0	11	3	9	12,0	15	3	1	3,8	6	3	4	5,8	7
22	DESN_5418-2	OBF44401					5	2	5,0	8	5	4	5,2	7	2	4	4,5	5	2	6	7,0	8
23	DESN_541892	OBF45901					2	7	8,0	9	2	2	3,0	4	1	6	6,0	6	1	9	9,0	9
24	DESN_5418-3	OBF44700	2,3	4,0	7,3	4,3	3	2	5,7	9	3	4	6,0	7	3	2	3,7	6	3	6	8,0	9
25	DESN_542644	OBF36601	1,5	3,5		4,2	1	9	9,0	9	1	11	11,0	11	2	1	2,0	3	2	6	6,5	7
26	DESN_5426864	OBF38100	5,4	6,7	6,8	4,4	2	8	9,5	11	2	7	8,5	10	3	1	5,7	10	3	4	6,0	8
26	DESN_5426864	OBF38200	5,4	6,7	7,1	4,0	5	5	6,4	10	5	3	5,8	8	5	1	2,4	4	1	0	0,1	1
27	DESN_542686-2	OBF38000	6,1	9,2	7,1	4,6	3	4	5,3	6	3	9	9,0	9	3	1	4,7	9	3	6	6,7	8

52-OWK Nr. und ID	MKZ	Arsen _{gesamt}		SWP-K		Makrozoobenthos				Makrozoobenthos				Diatomeen				Diatomeen				
		Mittel	Max	MZB	Dia	Anzahl Decreaser				Anzahl Increaser				Anzahl Decreaser				Anzahl Increaser				
						N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	
28	DESN_5426822	OBF37401	13,0	21,0		4,7	1	6	6,0	6	1	13	13,0	13	1	1	1,0	1	1	6	6,0	6
29	DESN_54268-3	OBF37000	2,4	6,8	7,2	4,5	4	4	7,5	11	4	11	12,3	14	3	3	4,0	6	3	4	5,7	7
30	DESN_53718-1	OBF07700	1,8	3,3	7,3	4,3	2	10	10,0	10	2	15	16,0	17	2	5	6,5	8	2	5	6,0	7
30	DESN_53718-1	OBF07800	1,8	3,3	7,7	4,3	2	5	5,5	6	2	16	18,0	20	4	1	4,0	7	4	4	6,0	8
31	DESN_537184	OBF08301					1	10	10,0	10	1	7	7,0	7	1	5	5,0	5	1	4	4,0	4
32	DESN_53718-2	OBF08100	15,3	18,0			3	7	8,0	10	3	10	13,7	16	1	3	3,0	3	1	7	7,0	7
33	DESN_5424-1	OBF33710	9,1	15,0		4,7	1	12	12,0	12	1	14	14,0	14	2	5	5,0	5	2	8	8,0	8
34	DESN_54216-1	OBF32901	27,9	37,0	5,2	4,4	3	7	8,0	9	3	2	3,0	5	0	0	0,0	0	1	1	1,0	1
35	DESN_542412	OBF33601	14,0	30,0	5,4		2	13	13,5	14	2	3	3,5	4	1	6	6,0	6	1	6	6,0	6
36	DESN_542192	OBF31601	3,3	5,4		3,9	1	25	25,0	25	1	8	8,0	8	2	6	11,0	16	2	5	6,0	7
36	DESN_542192	OBF31602	3,3	5,4			1	16	16,0	16	1	10	10,0	10	1	10	10,0	10	1	2	2,0	2
37	DESN_54216-2	OBF32900	21,7	28,0	7,6	6,3	2	3	4,5	6	2	6	6,5	7	2	2	4,5	7	2	4	4,5	5
38	DESN_5424-2	OBF33801	0,0	0,0			1	6	6,0	6	1	9	9,0	9	4	6	7,8	12	4	3	7,5	9
39	DESN_542-3	OBF31701	8,8	14,0	7,9		2	6	7,0	8	2	10	11,5	13	1	3	3,0	3	1	8	8,0	8
40	DESN_53732-1	OBF12600	1,5	3,7	6,5		3	7	8,7	12	3	6	8,0	9								
40	DESN_53732-1	OBF12710	1,5	3,7	6,7	3,6	2	8	11,0	14	2	8	10,0	12	3	7	12,3	15	3	5	7,7	10
41	DESN_5424-3	OBF33901					3	11	15,7	20	3	11	13,0	16	4	4	6,0	8	4	3	7,0	9
42	DESN_542-4	OBF31950	13,4	19,0	7,7	3,8	2	9	10,0	11	2	12	13,5	15	1	5	5,0	5	1	7	7,0	7

52-OWK Nr. und ID	MKZ	Arsen _{gesamt}		SWP-K		Makrozoobenthos				Makrozoobenthos				Diatomeen				Diatomeen				
		Mittel	Max	MZB	Dia	Anzahl Decreaser				Anzahl Increaser				Anzahl Decreaser				Anzahl Increaser				
						N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	N	Min	Mittel	Max	
43	DESN_542-5	OBF32300	12,4	29,0	8,4	4,4	4	1	5,5	8	4	6	12,3	16	4	6	7,3	10	4	5	7,1	9
44	DESN_538474	OBF29803	5,4	7,5	4,7		2	10	12,0	14	0	0	0,0	0	1	8	8,0	8	1	4	4,0	4
45	DESN_53848-1b	OBF30950	2,5	4,4	5,7		2	17	17,5	18	2	5	5,5	6	1	22	22,0	22	1	1	1,0	1
46	DESN_5384842	OBF30955	0,6	0,9	4,8	2,7	1	7	7,0	7	0	0	0,0	0	4	13	16,5	20	4	1	1,5	3
46	DESN_5384842	OBF30956	0,6	0,9											1	25	25,0	25	1	2	2,0	2
47	DESN_538154	OBF27800	0,4	0,9	3,2	2,9	2	6	13,0	20	1	0	0,5	1	3	8	14,0	18	3	1	3,0	7
48	DESN_58252-2	OBF22101	3,9	6,7	4,5	3,0	2	12	13,5	15	0	0	0,0	0	1	16	16,0	16	1	6	6,0	6
49	DESN_582-4	OBF21400	1,8	3,2	3,4	3,1	3	15	17,0	19	0	0	0,0	0	3	11	18,3	29	3	1	3,7	6
49	DESN_582-4	OBF21401	1,8	3,2											1	14	14,0	14	1	1	1,0	1
50	DESN_582512-1	OBF25900	0,3	0,6	3,5	3,4	1	21	21,0	21	0	0	0,0	0	1	13	13,0	13	0	0	0,0	0
51	DESN_582512-2	OBF26200	11,7	19,0	3,4	4,3	4	2	2,5	3	0	0	0,0	0	1	0	2,5	5	0	0	0,0	0
52	DESN_58248-3	OBF25001					3	24	27,7	32	1	0	0,7	2	2	14	21,0	28	2	4	4,0	4

Anhang 2



Das Kapitel 3.3 des CIS-Guidance Dokumentes Nr. 20 wurde im Rahmen des Projektes „**Auswirkungen von Arsenbelastungen auf den ökologischen Zustand/Potential - Grundsätze für die Ableitung weniger strenger Umweltziele bzw. Bewirtschaftungsziele**“²¹ in die deutsche Sprache übersetzt.

Inhaltlich beschäftigt sich das Kapitel 3.3 mit den Ausnahmeregelungen nach Artikel 4 der Wasserrahmenrichtlinie, die es den Mitgliedsstaaten ermöglichen, die Frist für die gesetzten Ziele zu verlängern, um die Umweltziele in einem realisierbaren Zeitrahmen zu erreichen

(Artikel 4.4) oder aber weniger strenge Umweltziele festzulegen (Artikel 4.5). Die Nummerierung der folgenden Kapitel entspricht der Nummerierung im CIS-Guidance Dokument Nr. 20.

3.3 Kernpunkte der Artikel 4.4 und 4.5

3.3.1 Die Verbindung zwischen Artikel 4.4 und Artikel 4.5

Die Verbindung zwischen Artikel 4.4 und Artikel 4.5 ist nicht hierarchisch. Das bedeutet, die Mitgliedstaaten müssen nicht nachweisen, dass einer der Artikel ausgeschlossen ist, bevor der andere angewendet werden kann. Die Mitgliedstaaten sind berechtigt, beide Ausnahmeregelungen anzuwenden, vorausgesetzt die relevanten Kriterien für die Anwendung von Ausnahmeregelungen werden erfüllt. Im Vergleich zur Fristverlängerung, erfordert jedoch die Ausweisung weniger strenger Umweltziele weitergehende Informationen und eine eingehende Prüfung von Alternativen. Aus diesem Grund sollten in einem schrittweisen Prozess überprüft werden, welche Art von Ausnahmeregelung am besten geeignet ist (siehe Abbildung 1).

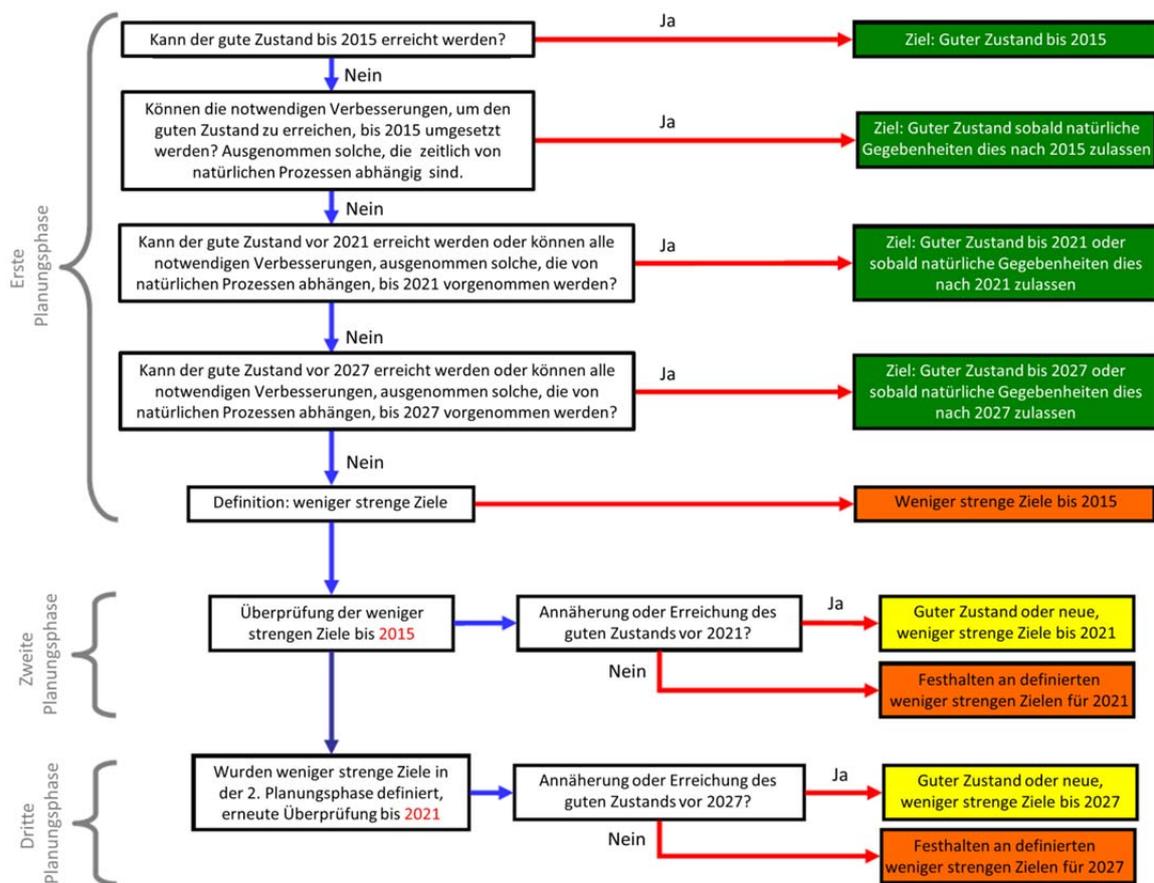


Abbildung 1: Schrittweiser Prozess zur Erwägung von Ausnahmeregelungen zur Erreichung des "guten Zustands". Die orangenen Boxen beziehen sich auf Artikel 4.5, die grünen Boxen, bis auf die erste Box, auf Artikel 4.4. Bei erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern, ist die Bezeichnung "guter Zustand" durch "gutes ökologisches Potential" und „guter chemischer Zustand“ zu ersetzen²². Wird das Ziel "guter Zustand" angestrebt (grüne Boxen), bedarf die Erreichung des "guten Zustands" einen Beleg anhand von Monitoringdaten.

²² Alle Informationen, die für die Ausweisung von Ausnahmeregelungen erforderlich sind, sollten vor Beginn des schrittweisen Prozesses auf dem Schreibtisch liegen. Dies gilt insbesondere für wirtschaftliche Daten und deren Beurteilungen, da anhand dieser die Verhältnismäßigkeit der Kosten abgeschätzt werden kann und letztere eine Voraussetzung für die Erreichbarkeit des guten Zustands darstellt.

3.3.2 Interne Logik von Artikel 4.4

Abbildung 2 listet prinzipielle Abfragekriterien auf, auf Basis derer entschieden werden kann, ob die Inanspruchnahme einer Fristverlängerung angebracht und möglich ist. Die Inanspruchnahme einer Fristverlängerung ist an weitere Kriterien gekoppelt, u.a. an die in den Paragraphen 8 und 9 des Artikels 4 der Richtlinie aufgeführten.

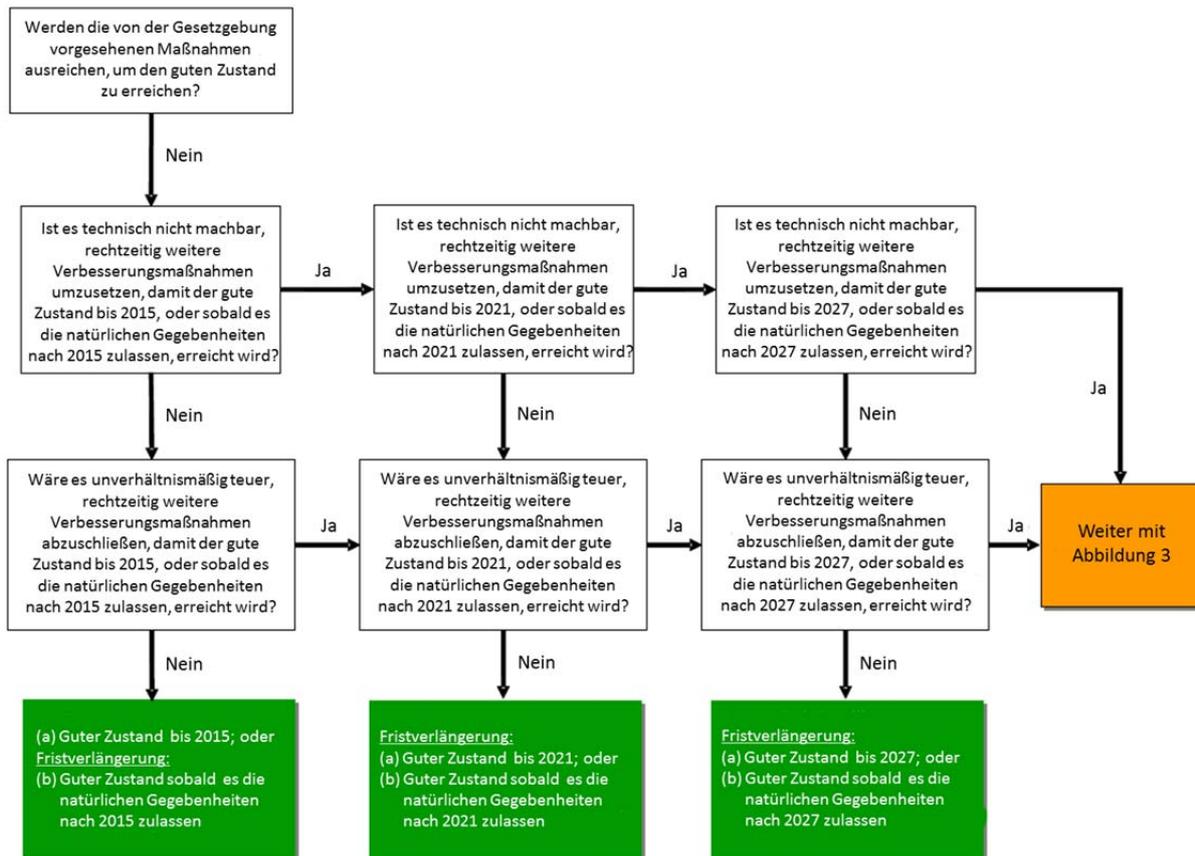


Abbildung 2: Innere Logik von Artikel 4.4 - Bei erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern, ist die Bezeichnung "guter Zustand" durch "gutes ökologisches Potential" und „guter chemischer Zustand“ auszutauschen.

Die Abbildung 2 stellt die interne Logik von Artikel 4.4 als einen schrittweisen, linearen Prozess dar. Allerdings können die Mitgliedsstaaten diesen Prozess in der Praxis auch iterativ anwenden. Gibt es beispielsweise keine technische Möglichkeit (siehe oben), um den guten Zustand bis 2015 zu erreichen, ist die Abwägung der weiteren in Abbildung 2 genannten Abfragekriterien irrelevant. Stattdessen kann ggf. die Ausweisung eines weniger strengen Umweltzieles (siehe Abbildung 3) in Betracht gezogen werden. Anders verhält es sich jedoch, wenn beispielsweise das Erreichen des guten Zustands bis 2015 nur deshalb nicht möglich ist, weil die technischen Maßnahmen aufgrund von zeitlichen Limitationen nicht rechtzeitig umgesetzt werden konnten. In diesem Fall ist zu prüfen, ob eine rechtzeitige Umsetzung der Maßnahmen zum guten Zustand bis 2021 oder 2027 führen kann und ggf. die Fristverlängerung als Ausnahmeregelung Anwendung finden kann.

Diese Abfragekriterien sollten nicht angewendet werden, wenn die Zustandsverbesserung eines Wasserkörpers durch andere Richtlinien gefordert wird (siehe oben). Ausnahmen hiervon sollten nur bezüglich einer zusätzlichen Verbesserung des Wasserkörpers gemacht werden, der über die Forderungen der anderen Gesetzgebungen hinaus geht und für das Erreichen des guten Zustands notwendig ist.

Wird die Fristverlängerung als Ausnahmeregelung angewendet, sind im Bewirtschaftungsplan alle geplanten Maßnahmen aufzuführen, die zur Erreichung des guten Zustands bis zur verlängerten Frist notwendig sind. Zudem ist der vorgesehene Zeitplan zur Umsetzung der Maßnahmen im Bewirtschaftungsplan aufzuführen. Die Umsetzung der Maßnahmen ist zu überprüfen und alle zusätzlichen Maßnahmen sind in aktuellen Versionen des Bewirtschaftungsplanes aufzuführen. In der zweiten und dritten Planungsphase soll das Schema in Abbildung 2 ohne die Boxen Anwendung finden, die sich auf 2015 beziehen (Boxen der ersten Spalte).

Die Abfragekriterien erfordern Überlegungen bezüglich notwendiger Maßnahmen zur Adressierung von Belastungen im Wasserkörper, um so die Bedingungen für das Erreichen des guten Zustands zu schaffen. Es sollte beachtet werden, dass das Tempo der Erholung des Wasserkörpers hin zu einem guten Zustand, ab dem Zeitpunkt ab dem die Bedingungen dafür geschaffen sind, aufgrund von natürlichen Gegebenheiten verzögert sein kann. Für den Fall, dass die natürlichen Gegebenheiten der Grund dafür sind, dass der gute Zustand nicht zeitig genug, d.h. bis 2015, erreicht werden kann, beinhaltet Artikel 4.4 die Möglichkeit einer Verlängerung der Frist bis der Wasserkörper den guten Zustand erreicht.

Änderungen des institutionellen Rahmens zur Identifizierung und Umsetzung alternativer Finanzierungsmethoden oder das Adressieren administrativer oder rechtlicher Zwänge, mag ebenfalls Zeit erfordern. In einigen Fällen mag die Umsetzung solcher Änderungen im ersten Bewirtschaftungszyklus zu unverhältnismäßig hohen Kosten führen. In Fällen, in denen als Voraussetzung für die Umsetzung der Maßnahmen bestimmte Verfahrensanweisungen erfüllt werden müssen, bedarf das Erreichen der Umweltziele möglicherweise einer Verlängerung der zeitlichen Fristen. In allen Fällen, in denen administrative oder rechtliche Zwänge auftreten, müssen diese Zwänge im Bewirtschaftungsplan beschrieben werden. Zudem muss erläutert werden, wie diese Zwänge in der Zukunft adressiert werden sollen.

3.3.3 Interne Logik von Artikel 4.5

Abbildung 3 illustriert den Prozess der Prüfung, ob weniger strenge Umweltziele anwendbar sind und für den Fall der Fälle, den Prozess zur Identifikation der weniger strengen Umweltziele.

Abbildung 3 sollte in Verbindung mit Abbildung 2 gelesen werden. In Anlehnung an den schrittweisen Ansatz, wird davon ausgegangen, dass die Abfragekriterien in Abbildung 2 bereits angewendet wurden. Die Abbildung illustriert den Prozess für den ersten Bewirtschaftungszyklus. Die Anwendung eines weniger strengen Umweltziels soll in jedem folgendem Planungszyklus überprüft werden. Bei der Überprüfung von weniger strengen Umweltzielen, behält die interne Logik von Abbildung 3 Gültigkeit. Beziehen sich allerdings Angaben in Abbildung 3 auf 2015, sind diese an die für den jeweiligen Planungszyklus relevanten Frist anzupassen (z.B. 2021; 2027, etc).

Noch vor der Definition eines weniger strengen Umweltziels, sollten die Mitgliedsstaaten prüfen, ob umwelt- und sozioökonomischen Bedürfnisse durch Aktivitäten befriedigt werden, die das Erreichen des guten Zustands verhindern, und ggf. durch andere, wesentlich umweltverträglichere Optionen ersetzt werden können, ohne dass hierdurch unverhältnismäßig hohe Kosten entstehen. Wird das Erreichen des guten Zustands durch menschliche, in der Vergangenheit liegende und nicht länger andauernden Aktivitäten verhindert (z.B. in der Vergangenheit liegende Kontaminierung von Land oder Sediment), sind diese Abfragekriterien nicht relevant.

Für den Fall, dass die Frage nach den „anderweitigen, umweltverträglicheren Optionen“ mit „ja“ beantwortet werden kann (d.h., dass „anderweitige, umweltverträglichere Optionen“ existieren), kann eine Ausnahmeregelung nicht angewendet werden und als Ziel ist den guten Zustand des Wasserkörpers anzustreben. Mitgliedsstaaten können in diesen Fällen selbst entscheiden, auf welche Art und Weise der gute Zustand erreicht werden soll. Sie sind nicht verpflichtet die identifizierten „anderweitigen, umweltverträglicheren Optionen“ als Teil der Maßnahmen anzuwenden oder umzusetzen.

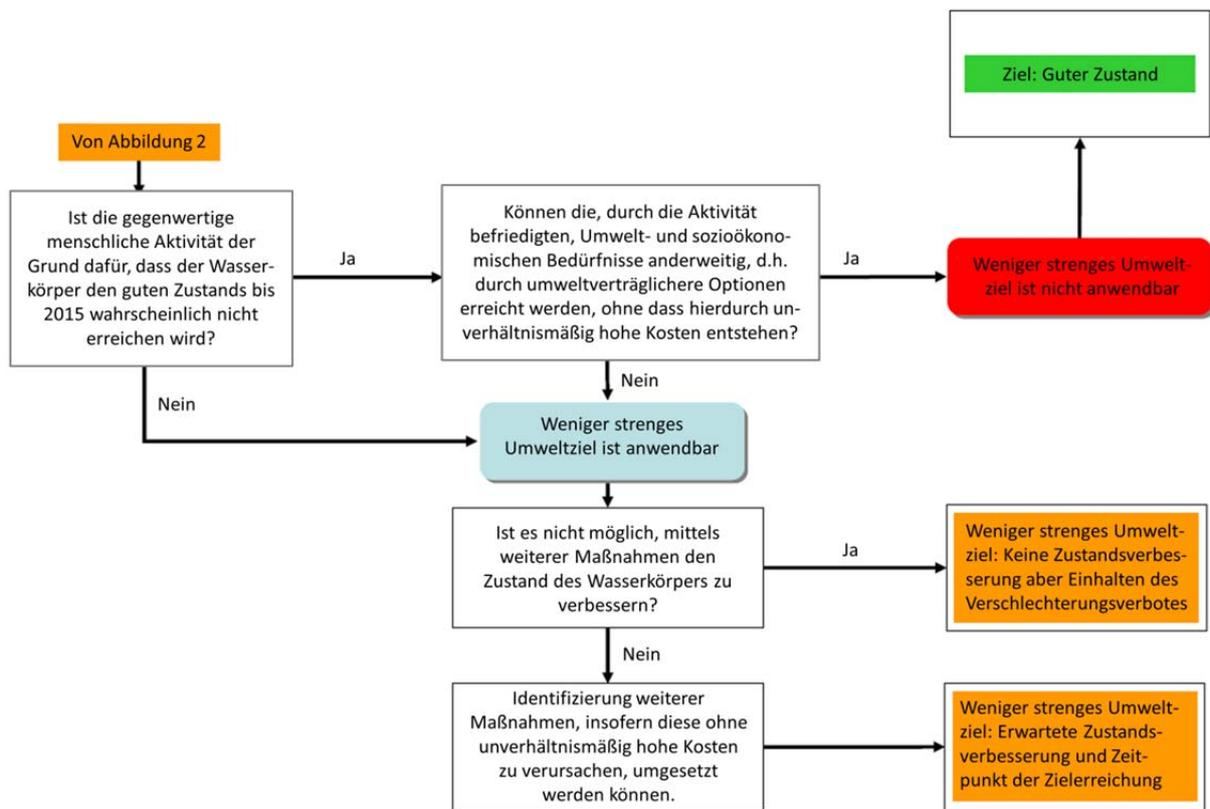


Abbildung 3: Interne Logik von Artikel 4.5 - Bei erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern, ist die Bezeichnung "Zustand" durch "ökologisches Potential" und „chemischer Zustand“ zu ersetzen.

Prinzipiell sollte ein weniger strenges Umweltziel den Zustand repräsentieren, der in einem Wasserkörper erwartet werden kann, nachdem alle möglichen Maßnahmen umgesetzt wurden, welche nicht mit unverhältnismäßig hohen Kosten einhergehen. Beispielsweise kann dies bedeuten, dass ein weniger strenges Umweltziel die Mehrheit der Qualitätskomponenten schützt oder bewahrt, so dass Werte erreicht werden, die dem guten Zustand entsprechen. Letzteres, obwohl der Gesamtzustand des Wasserkörpers, aufgrund von nach wie vor bestehender Belastungen und entsprechender Wirkung auf andere Qualitätskomponenten, auch schlechter als gut sein kann.

Ein "weniger strenges Umweltziel" bedeutet daher weder, dass (a) sich die anderen Qualitätskomponenten verschlechtern dürfen, hin zu einem Zustand, der von der am schlechtesten bewerteten Qualitätskomponenten vorgegeben wird, noch dass (b) das Potential hinsichtlich der Zustandsverbesserung anderer Qualitätskomponenten ignoriert werden darf.

In einigen Fällen mag es technisch unmöglich oder unverhältnismäßig teuer sein, Verbesserungen des Wasserkörperzustands innerhalb der im relevanten Bewirtschaftungsplan, oder innerhalb eines folgenden Bewirtschaftungsplans, festgelegten Periode zu erreichen. In diesen Fällen müssen die Mitgliedsstaaten trotz alledem dafür Sorge tragen, dass in Anlehnung an die Anwendung von Paragraph 6 und 7 des Artikels 4 der Richtlinie, keine Verschlechterung des Zustands eintritt. Es sei angemerkt, dass der in Artikel 4 (5) gebrauchte Begriff „nicht machbar“ (infeasible) breiter ist, als der in Artikel 4 (4) gebrauchte Begriff „technische Möglichkeit“ (technical feasibility).

Das Erreichen eines sogenannten "weniger strengen Umweltziels" mag erfordern, dass die umzusetzenden Maßnahmen ebenso streng sind, wenn nicht sogar strenger als die Maßnahmen, die für einen Wasserkörper erforderlich sind, dessen Ziel der gute Zustand ist.

3.3.4 Anwendung neuer Ausnahmen in nachfolgenden Planungszyklen

Auf der Basis neuerer, in nachfolgenden Planungszyklen gewonnener Informationen, mag es in bestimmten Fällen notwendig und angebracht sein, eine neue, an Artikel 4.4 und 4.5 angelehnte, Ausnahmeregelung in einer Fortschreibung des Bewirtschaftungsplans aufzunehmen. Folgendes Beispiel sei hierfür genannt: Angenommen ein Mitgliedsstaat stellt fest, dass ein Wasserkörper das Ziel nicht erreichen wird und der Grund dafür ist, dass die umgesetzten Maßnahmen weniger effektiv sein werden als erwartet. Für den Fall, dass das Festhalten an dem Ziel nicht durchführbar oder unverhältnismäßig teuer wäre, besteht die Möglichkeit der Fristverlängerung bis 2027 oder die Ausweisung eines weniger strengen Umweltziels. In gleicher Weise ist es möglich, für einen Wasserkörper in einem folgenden Planungszyklus ein weniger strenges Umweltziel auszuweisen, unabhängig davon, dass für diesen Wasserkörper in einem früheren Planungszyklus eine Fristverlängerung vorgesehen war. Auch kann man zu dem Schluss kommen, dass eine Ausnahmeregelung im zweiten oder dritten Planungszyklus nicht mehr notwendig ist.

Die interne Logik von Artikel 4.4 und 4.5, illustriert in Abbildungen 2 und 3, kann gleichermaßen angewendet werden, wenn es um die Ausweisung von Ausnahmeregelungen in anschließenden Planungszyklen geht. Allerdings sind die Fristen zum Erreichen von Zielen entsprechend anzupassen.

3.3.5 Natürliche Gegebenheit

Der Begriff "*natürliche Gegebenheit*" findet in beiden Artikeln 4.4 und 4.5 Verwendung und bezieht sich auf die Bedingungen, die das Tempo einer natürlichen Erholung vorgeben. Hiermit soll zum Ausdruck gebracht werden, dass es Zeit braucht, bis sich die Verhältnisse einstellen, die zu einer Wiederherstellung eines guten Zustandes führen. Gleiches gilt für die Wiederbesiedlung und Etablierung von Pflanzen und Tieren. Es soll ebenfalls zum Ausdruck gebracht werden, dass aufgrund einer natürlichen Variabilität hydrogeologischer Bedingungen, Grundwasserkörper eine gewisse Zeit benötigen, um wieder einen guten chemischen Zustand erreichen zu können. Klimawandel kann, über die Zeit gesehen, ebenfalls zu einer Veränderung der Naturverhältnisse führen.

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: +49 351 2612-0
Telefax: +49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/lfulg

Autor:

PD Dr. Andrea Sundermann
Sektionsleiterin Flussökosystemmanagement Abteilung für Fließgewässerökologie und
Naturschutzforschung Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung Clamecystraße 12
63571 Gelnhausen
Telefon: 06051 61954-3124
Telefax: 06051 61954-3118
Andrea.Sundermann@senckenberg.de

unter Mitwirkung von

Denise Babitsch, Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Clamecystraße 12,
63571 Gelnhausen

Martin Halle, umweltbüro essen Bolle & Partner GbR, Rellinghauser Str. 334f, 45 136
Essen

Dr. Andreas Müller, chromgruen Planungs- und Beratungs- GmbH & Co. KG, Gröndelle 3,
42555 Velbert-Langenberg

Dr. Karen Duis, ECT Oekotoxikologie GmbH, Böttgerstr. 2-14, 65439 Flörsheim/Main

Dr. Anja Coors, ECT Oekotoxikologie GmbH, Böttgerstr. 2-14, 65439 Flörsheim/Main

Redaktion:

Kerstin Jenemann
Sylvia Röhde
Abteilung 4 /Referat 44
Zur Wetterwarte 11
Telefon: +49 351 4409
E-Mail: Kerstin.Jenemann@smul.sachsen.de
Sylvia.Rohde@smul.sachsen.de

Fotos:

PD Dr. Andrea Sundermann, Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung

Redaktionsschluss:

10.10.2018

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer
verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.
Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern zum Zwecke der
Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informati-
onsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer
Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwen-
dung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl
darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinarbeit
des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.
Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon,
auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger
zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrich-
tung ihrer Mitglieder zu verwenden.

