

Gaswerk Germersheim

Modellhafte Entwicklung und Erprobung eines integrierten NA-Handlungskonzepts für Standorte mit instationären Fließ- und Redoxbedingungen am Beispiel des ehemaligen Gaswerks Germersheim unter Berücksichtigung der Schadstoffgruppen PAK, BTEX und NSO-Heterozyklen

Abschlussbericht

Auftragnehmer **DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW)**
Abteilung Umweltbiotechnologie und Altlasten
Karlsruher Straße 84
76139 Karlsruhe

Projektleiter: **Dr. Andreas Tiehm**

Bearbeiter: **Dipl. Geoök. Helena Salowsky (TZW)**
Dipl. Geoök. Anna-Lena Schneider (TZW)
Dipl. Geol. Axel Müller (TZW)
Dipl. Geol. Udo Karch (EBI)

Karlsruhe, November 2013

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung.....	13
1.1	Theoretischer Hintergrund und Forschungsansatz.....	14
1.2	Standortbeschreibung	16
1.2.1	Historie und Altlastensituation	16
1.2.2	Geologie/Hydrogeologie	22
1.2.3	Grundwasserfließverhalten und Schadstoffverteilung.....	27
1.3	Sanierungsmaßnahmen mittels konventionellem Erdaushub und Großlochbohrungen.....	29
2	Material und Methoden	40
2.1	Geräte und Materialien.....	40
2.2	Flüssig – Flüssig Extraktion und Analytik der organischen Schadstoffe	42
2.3	Toxizität	42
2.4	Keimzahlbestimmungen nach dem Most Probable Number (MPN) – Verfahren	43
2.5	Probenahme im Feld	44
2.5.1	Integrale Grundwasserprobenahme	44
2.5.2	Tiefenspezifische bzw. tiefenhorizontierte Grundwasserprobenahme	46
2.6	Probenahme im Labor	52
2.7	Überblick über die am TZW durchgeführten Arbeiten.....	53
3	Felddaten Germersheim.....	60
3.1	Hydrochemische Felddaten.....	63
3.1.1	Diskussion der hydrochemischen Daten.....	70
3.2	Schadstoffverteilung und –muster zur Zeit der Probenahmen.....	72
3.3	Schadstoffverteilung.....	75
3.4	Tiefenzonierte Probenahme Oktober 2010	76
3.4.1	Hydrochemische Daten	76
3.4.2	Schadstoffverteilung (BTEX, PAK und NSO - Heterozyklen).....	77
3.5	Wöchentliches Monitoring an den Grundwassermessstellen GWM 11, GWM 15, GWM 17, GWM 18 und GWM 20	82
3.6	Messstellen am Fahnenrand	88
3.7	Grundwasser Messsonde.....	90
3.8	Massenbilanz für den aeroben Schadstoffabbau im Bereich des Rheins	96
3.9	Sanierungsmonitoring	98
3.9.1	Schadstoffkonzentrationen in Begleitung der Teilsanierungsmaßnahme „Schadensherd SH1“	98
3.9.2	Frachtbetrachtungen für den direkten Abstrom des Sanierungsbereichs „Schadensherd SH1“	108
4	Vergleichsstandorte	115
4.1	Gaswerk Bad-Kreuznach an der Nahe, SGD-Nord.....	115

4.2	Ehemaliges Holzimprägnierwerk am Rhein, SGD-Süd.....	123
4.3	Ehemaliges Richtberg-Gelände am Rhein, Bingen Gaulsheim, SGD-Süd ...	133
5	Abbauversuche Aerob.....	144
5.1	Aerobe Abbauversuche mit hoch kontaminiertem Grundwasser.....	144
5.1.1	Abbau Monoaromaten.....	145
5.1.2	Abbau PAK.....	146
5.1.3	Abbau NSO-HET.....	148
5.2	Aerobe Abbauversuche mit Grundwasser aus dem Fahnenrandbereich	150
5.2.1	Abbau Monoaromaten.....	152
5.2.2	Abbau PAK.....	152
5.2.3	Abbau NSO-HET.....	153
5.2.4	Abbau SCAP.....	154
5.3	Aerobe Abbauversuche mit aufdotiertem Grundwasser.....	155
5.3.1	Abbau Monoaromaten.....	156
5.3.2	Abbau PAK.....	158
5.3.3	Abbau der NSO-HET.....	160
5.3.4	Abbau der kurzkettigen Alkylphenole (SCAP).....	167
6	Abbauversuche Anaerob.....	169
6.1	Abbau mit Nitrat.....	169
6.1.1	Abbau Monoaromaten GWM 9.....	169
6.1.2	Abbau PAK GWM 9.....	170
6.1.3	Abbau NSO-HET GWM 9.....	171
6.1.4	Abbau Monoaromaten GWM 7, flacher Horizont.....	173
6.1.5	Abbau PAK GWM 7, flacher Horizont.....	175
6.1.6	Abbau NSO-HET GWM 7, flacher Horizont.....	176
6.1.7	Abbau SCAP GWM 7, flacher Horizont.....	177
6.2	Abbau mit Sulfat.....	179
6.2.1	Abbau Monoaromaten, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit originären Schadstoffkonzentrationen.....	180
6.2.2	Abbau PAK, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit originären Schadstoffkonzentrationen.....	181
6.2.3	Abbau NSO-HET, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit originären Schadstoffkonzentrationen.....	182
6.2.4	Abbau Monoaromaten, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit aufdotierten Schadstoffkonzentrationen.....	183
6.2.5	Abbau Monoaromaten, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit aufdotierten Schadstoffen.....	184
6.2.6	Abbau Polyaromaten, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit aufdotierten Schadstoffen.....	185
6.2.7	Abbau NSO-HET, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit aufdotierten Schadstoffen.....	186
6.3	Abbau SCAP, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit aufdotierten Schadstoffen.....	187
6.4	Abbau mit Eisen (III).....	188
6.5	Abbau mit Eisen (III), aufdotiert.....	191
6.5.1	Abbau Monoaromaten, aufdotiert.....	191
6.5.2	Abbau PAK, aufdotiert.....	192

6.5.3	Abbau NSO-HET, aufdotiert.....	193
6.5.4	Abbau SCAP, aufdotiert	194
6.6	Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der aeroben und anaeroben Abbauprobversuche.....	195
7	Ergebnisse und Diskussion Säulenexperimente	201
7.1	Vorversuche	202
7.1.1	Bestimmung der Eisen(II)/(III)-Gehalte im Sediment	202
7.1.2	Abiotischer Sauerstoffverbrauch des reduzierten Sediments	202
7.2	Säulen	204
7.2.1	Abbau Monoaromaten und PAK.....	207
7.2.2	Abbau NSO-HET.....	213
7.2.3	Abbauraten der untersuchten Schadstoffe und Frachtbilanzierung	217
7.2.4	Fazit Säulenexperimente.....	220
8	Zusammenfassung und Fazit.....	223
8.1	Standort Germersheim	224
8.2	Vergleichsstandorte:.....	228
9	Literatur	229
10	Veröffentlichungen	233
11	Anhang.....	234
11.1	Bestimmungsgrenzen NSO-HET	234
11.2	Bestimmungsgrenzen SCAP	235
11.3	Felddaten Germersheim Juli 2010	236
11.4	Felddaten Germersheim November 2011	239
11.5	Felddaten Germersheim Mai 2012	245
11.6	Felddaten Germersheim, ausgewählte Messstellen Oktober 2010, tiefenintegrierte und tiefenzonierte Probenahme	251
11.7	Felddaten Vergleichsstandorte: Gaswerk Bad Kreuznach	257
11.8	Felddaten Vergleichsstandorte: Ehemaliges Holzimprägnierwerk	261
11.9	Felddaten Vergleichsstandorte: Richtberggelände Bingen	265
11.10	Rheinwasserpegel 2010, 2011 und 2012.....	269
11.11	IC-Messwerte Säulenversuche.....	272

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1:	Lageplan mit Messstellen, gekennzeichnet sind Gaswerksgelände und Aushubbereich der Sanierungsmaßnahme (Bodenaustausch mittels Großlochbohrungen im Winter 2010/2011; Details s. Kapitel 1.3).....	17
Abbildung 2:	Detailplan mit Lage der punktförmigen Schadensherde (Kondensatgruben) und der flächenhaften Schadensbereiche (Auffüllungen DB-Trasse und östlicher Geländeanschluss; Auffüllungen Randbereich Bornpfuhl)	19
Abbildung 3:	Historischer Katasterplan (Bearbeitungsstand 1906) mit Kennzeichnung der Gaswerksfläche, der neu errichteten Bahntrasse sowie des östlich der Bahntrasse gelegenen Teichs und der Imprägnieranstalt	21
Abbildung 4:	Schematischer geologischer West-Ost-Schnitt durch den Oberrheingraben mit lagemäßiger Zuordnung der Gaswerksfläche [Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbeschaffenheit im Raum Karlsruhe-Speyer (Ausgabe 2007)].....	22
Abbildung 5:	Schichtenprofil der Grundwassermessstelle B 6 im Bereich „Gaswerksstandort/Bornpfuhl“ (Lage der Messstelle vgl. Abbildung 1)	23
Abbildung 6:	Schichtenprofil und Ausbauplan der Grundwassermessstelle GWM 28 im Gewann „Unkenfuk-Tuchbleiche“ (Lage der Messstelle vgl. Abbildung 1)	24
Abbildung 7:	Schematisierte lithostratigraphische Gliederung der Lockergesteine im Raum „Rhein-Neckar“ und im südlich angrenzenden Raum „Karlsruhe-Speyer“ [Hydro-geologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung Rhein-Neckar-Raum (Ausgabe 1999)].....	25
Abbildung 8:	Schematischer Querschnitt durch den Oberrheingraben etwa auf Höhe von Germersheim mit Gliederung der Abfolge in Grundwasserleiter (verschiedene Blautöne) und Grundwassergeringleiter (verschiedene Brauntöne), wobei die Farbe der Grenzen zwischen den Grundwasserleitern angibt, welche lithologische Einheit die Basis des jeweiligen Grundwasserleiters bildet [Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbeschaffenheit im Raum Karlsruhe-Speyer (Ausgabe 2007)].....	26
Abbildung 9:	Σ EPA-PAK ₁₋₁₆ -Verteilungsmuster im Grundwasser zu den Jahreskontrollbeprobungen 2003, 2005 und 2007 mit zeitlich zuordenbaren Grundwasserfließrichtungen (Datenaufnahmen zur jeweiligen Stichtagsbeprobung)	28
Abbildung 10:	Baustellenübersicht und Baustelleneinrichtung zu Kernsanierungsmaßnahmen in den Schadensherdbereichen SH1 (Tiefenaushub „Kondensatgruben“) und SH4 (Flachaushub „Grenzbereich Bornpfuhl“)	30
Abbildung 11:	Detailplanung zur Sanierung des Schadensherdes SH1 mittels konventionellem Bodenaustausch (Baufeld „West+Ost“ bis maximal ca. 2,5 m unter GOK) und Tiefenaushub (Baufeld „Ost“ \Rightarrow Großlochbohrungen bis maximal ca. 10 m unter GOK)	31
Abbildung 12:	Erschließungs- und Freilegungsarbeiten im Bereich des Schadensherdes SH1 (Kondensatgruben).....	32
Abbildung 13:	Auskofferungs- und Rückbauarbeiten im Bereich des Schadensherdes SH1 (Kondensatgruben = Teer- und Ammoniakwassergrube).....	33

Abbildung 14:	Großlochbohrgerät im Sanierungseinsatz (Vorgang ⇒ Einbringen von sauberem Austauschwasser als Wasserauflast innerhalb des Mantelrohrs)	33
Abbildung 15:	Großlochbohrgerät im Sanierungseinsatz (Vorgang ⇒ Entleeren des Bohreimers in Auffang- und Absetzmulde)	34
Abbildung 16:	Bohrplan zur Sanierung des Schadensherds SH1 mittels konventionellem Bodenaustausch (Baugrubensohle bzw. Arbeitsplanum bis maximal ca. 2,5 m unter GOK) und Tiefenaushub (Baufeld „Ost“ ⇒ Großlochbohrungen bis maximal ca. 11 m unter GOK).....	35
Abbildung 17:	Zeitliche Entwicklung der PAK-Belastung im Grundwasser der Messstelle GWM 23 (Abstrom Schadensherd SH1) vor Sanierungsbeginn (Dezember 2010 ⇒ Beginn Großlochbohrungen) bis nach Sanierungsabschluss (Februar 2011 ⇒ Abschluss Großlochbohrungen)	38
Abbildung 18:	Schematisierter Einbauplan des Probenahmesystems „VARINSPE“ in Grundwassermessstelle GWM 7 zur Gewinnung von drei tiefenzonierten Grundwasserproben als repräsentative Mischproben je Entnahmehorizont [abgeändert nach Karch et al (2007)].....	47
Abbildung 19:	Schichtenprofil und Ausbauplan der Grundwasserkontrollmessstelle GWM 7 mit hydrogeologischer Einteilung in grundwasserführende Lockergesteinsbereiche mit unterschiedlichen mittleren Durchlässigkeiten (Abschätzung aus lithologischer Zusammensetzung).....	48
Abbildung 20:	Maßnahmen am Standort Gaswerk Germersheim im Zeitraum Juli 2010 bis August 2011	57
Abbildung 21:	Maßnahmen am Standort Gaswerk Germersheim im Zeitraum September 2011 bis August 2012.....	58
Abbildung 22:	Maßnahmen am Standort Gaswerk Germersheim im Zeitraum September 2012 bis August 2013.....	59
Abbildung 23:	Grundwasserfließrichtung zur Zeit der Probenahme im Juli 2010	60
Abbildung 24:	Grundwasserfließrichtung zur Zeit der Probenahme im November 2011	61
Abbildung 25:	Grundwasserfließrichtung zur Zeit der Probenahme im Mai 2012.....	62
Abbildung 26 a,b,c:	Redoxpotential Juli 2010, November 2011 und Mai 2012.....	63
Abbildung 27 a,b,c:	Eisen (II) Konzentrationen Juli 2010, November 2011 und Mai 2012.....	64
Abbildung 28:	Eisen (II) Konzentration und Redoxpotential, Mai 2012.....	65
Abbildung 29 a,b,c:	Sulfatkonzentrationen Juli 2010, November 2011 und Mai 2012	66
Abbildung 30 a,b,c:	Nitratkonzentrationen Juli 2010, November 2011 und Mai 2012	67
Abbildung 31 a,b,c:	Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) Juli 2010, November 2011 und Mai 2012.....	68
Abbildung 32 a,b,c:	Dissolved Organic Carbon (DOC) Juli 2010, November 2011 und Mai 2012	69
Abbildung 33 a,b,c:	Schadstoffmuster und –konzentrationen, Monoaromaten	72
Abbildung 34 a,b,c:	Schadstoffmuster und –konzentrationen, PAK.....	73
Abbildung 35 a,b,c:	Schadstoffmuster und –konzentrationen, NSO-HET	74

Abbildung 36:	Schadstoffkonzentrationen der tiefenzonierten und tiefenintegrierten Messungen im Oktober 2010.....	78
Abbildung 37:	Einfluss des Rheinwasserpegels auf die Schadstoffgehalte GWM 18 im Jahr 2011	82
Abbildung 38:	Einfluss des Rheinwasserpegels auf die Schadstoffgehalte GWM 17 im Jahr 2011	84
Abbildung 39:	Einfluss des Rheinwasserpegels auf die Schadstoffgehalte GWM 15 im Jahr 2011	85
Abbildung 40:	Tiefenzonierte Beprobung GWM 15 im Juni 2011	86
Abbildung 41:	Einfluss des Rheinwasserpegels auf die Sulfatgehalte GWM 15 im Jahr 2011	87
Abbildung 42:	Konzentrationen und Schadstoffprofile der Monoaromaten, Polyaromaten und NSO-HET bei drei Probenahmen in den Fahnenrandmessstellen (n.g. → Messstelle zum Probenahmezeitpunkt nicht beprobt)	89
Abbildung 43:	Einfluss des Wasserpegels auf pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Redoxpotential im Grundwasser der Messstelle GWM 17 (September 2011-August 2012).....	91
Abbildung 44:	Einfluss des Wasserpegels auf Sauerstoffgehalt und Redoxpotential im Grundwasser der Messstelle GWM 17 (Dezember 2011-Februar 2012).	92
Abbildung 45:	Einfluss des Wasserpegels auf den Sauerstoffgehalt im Grundwasser der Messstelle GWM 17 (September 2011-August 2012).	93
Abbildung 46:	Einfluss des Rheinwasserpegels Einfluss des Rheinwasserpegels auf pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Redoxpotential im Grundwasser der Messstelle GWM 17 (September 2012-August 2013).	94
Abbildung 47:	Zeitliche Entwicklung der Schadstoffbelastung im Grundwasser der Messstelle GWM 24 (tiefenintegrierte Beprobung)	98
Abbildung 48:	Schadstoffgehalte Messstelle GWM 7 dreifach zoniert	99
Abbildung 49:	Interpolierter Verlauf der Schadstoffgehalte im flachen Grundwasserhorizont der Messstelle GWM 7.....	100
Abbildung 50:	Schadstoffgehalte Messstelle GWM 7 im April 2012	101
Abbildung 51:	Zeitlicher Verlauf der Schadstoffgehalte im Grundwasser der Messstelle GWM 3.....	102
Abbildung 52:	Zeitlicher Verlauf der Keimzahlen im Grundwasser der Messstelle GWM 7	104
Abbildung 53:	Zeitlicher Verlauf der Keimzahlen im Grundwasser der Messstelle GWM 24	105
Abbildung 54:	Eisen(II)-Konzentrationen und Zellzahl der Eisen(III)-reduzierenden Bakterien	106
Abbildung 55:	Zeitlicher Verlauf der Keimzahlen im Grundwasser der Messstelle GWM 3	107
Abbildung 56:	Lage der im Februar und Juli 2013 beprobten Messstellen am Standort Gaswerk Bad-Kreuznach (Luftbildgrundlage: google earth)	115
Abbildung 57:	Pegelstand der Nahe zum Probenahmezeitpunkt im Februar und Juli 2013.....	116
Abbildung 58:	Konzentrationen und Schadstoffprofile der gemessenen Monoaromaten, Februar und Juli 2013 am Standort Gaswerk Bad-Kreuznach.....	117

Abbildung 59:	Konzentrationen und Schadstoffprofile der gemessenen PAK, Februar und Juli 2013 am Standort Gaswerk Bad-Kreuznach.....	118
Abbildung 60:	Konzentrationen und Schadstoffprofile der gemessenen N-HET, Februar und Juli 2013 am Standort Gaswerk Bad-Kreuznach	119
Abbildung 61:	Konzentrationen und Schadstoffprofile der gemessenen S-HET, Februar und Juli 2013 am Standort Gaswerk Bad-Kreuznach	120
Abbildung 62:	Konzentrationen und Schadstoffprofile der gemessenen O-HET, Februar und Juli 2013 am Standort Gaswerk Bad-Kreuznach	121
Abbildung 63:	Rheinpegel zur Zeit der Probenahmen im Februar und Juli 2013	123
Abbildung 64:	Lage der im Februar und Juli 2013 beprobten Messstellen (Luftbildgrundlage: google earth)	124
Abbildung 65:	Konzentrationen und Schadstoffprofile Monoaromaten, Februar und Juli 2013	125
Abbildung 66:	Konzentrationen und Schadstoffprofile Polyaromaten, Februar und Juli 2013	126
Abbildung 67:	Konzentrationen und Schadstoffprofile N-HET, Februar und Juli 2013	127
Abbildung 68:	Konzentrationen und Schadstoffprofile S-HET, Februar und Juli 2013	128
Abbildung 69:	Konzentrationen und Schadstoffprofile O-HET, Februar und Juli 2013	129
Abbildung 70:	Lage der beprobten Messstellen, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim (Luftbildgrundlage: google earth)	133
Abbildung 71:	Rheinpegel Bingen zum Zeitpunkt der Probenahmen im Februar und Juli.....	134
Abbildung 72:	Schadstoffprofile und Konzentrationen der untersuchten Monoaromaten, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim.....	136
Abbildung 73:	Schadstoffprofile und Konzentrationen der untersuchten PAK, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim.....	137
Abbildung 74:	Schadstoffprofile und Konzentrationen der untersuchten N-HET, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim.....	138
Abbildung 75:	Schadstoffprofile und Konzentrationen der untersuchten S-HET, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim.....	139
Abbildung 76:	Schadstoffprofile und Konzentrationen der untersuchten O-HET, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim.....	140
Abbildung 77:	Schadstoffprofile und Konzentrationen der untersuchten Phenole und Dimethylphenole, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim.....	141
Abbildung 78:	Schadstoffprofile und Konzentrationen der untersuchten Ethyl-, Propyl-, Isopropyl- und Trimethylphenole, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim	142
Abbildung 79:	Aerobe Mikrokosmen: Monoaromatenabbau im Grundwasser aus dem hoch kontaminierten Sanierungsfeld.....	145
Abbildung 80:	Aerobe Mikrokosmen: prozentuale Zusammensetzung der Monoaromaten über die Versuchsdauer	146
Abbildung 81:	Aerobe Mikrokosmen: PAK-Abbau im Grundwasser aus dem hoch kontaminierten Sanierungsfeld.....	147
Abbildung 82:	Aerobe Mikrokosmen: prozentuale Zusammensetzung der PAK über die Versuchsdauer	148

Abbildung 83:	Aerobe Mikrokosmen: NSO - HET Konzentration.....	149
Abbildung 84:	Aerobe Mikrokosmen: prozentuale Zusammensetzung der NSO-HET über die Versuchsdauer	150
Abbildung 85:	Prozentuale Schadstoffzusammensetzung am Fahnenrand	151
Abbildung 86:	Aerobe Mikrokosmen: Monoaromaten Abbau	152
Abbildung 87:	Aerobe Mikrokosmen: PAK Abbau.....	153
Abbildung 88:	Aerobe Mikrokosmen: NSO - HET Abbau	154
Abbildung 89:	Aerobe Mikrokosmen: SCAP Abbau	155
Abbildung 90:	Aerobe Batchversuche, Summe der aufdotierten Monoaromaten über die Versuchsdauer	156
Abbildung 91:	Aerobe Batchversuche, relative Konzentrationsabnahme der aufdotierten Monoaromaten im Vergleich zur Sterilkontrolle über die Versuchsdauer	157
Abbildung 92:	Aerobe Batchversuche, prozentuale Zusammensetzung der Monoaromaten im Versuchsverlauf.....	157
Abbildung 93:	Aerobe Batchversuche, Summe der aufdotierten PAK über die Versuchsdauer.....	158
Abbildung 94:	Aerobe Batchversuche, relative Konzentrationsabnahme der aufdotierten PAK im Vergleich zur Sterilkontrolle über die Versuchsdauer (Ansatz 2)	159
Abbildung 95:	Aerobe Batchversuche, prozentuale Zusammensetzung der PAK im Versuchsverlauf.....	159
Abbildung 96:	Aerobe Batchversuche, Summe der aufdotierten NSO-HET über die Versuchsdauer	160
Abbildung 97:	Aerobe Batchversuche, Vergleich der relativen Konzentrationsabnahme zur Sterilkontrolle von NSO-HET nach Heteroatom getrennt.....	161
Abbildung 98:	Aerobe Batchversuche, relative Konzentrationsabnahme der Einzelsubstanzen der N-HET im Vergleich zur Sterilkontrolle aufgeteilt in Chinoline, Isochinoline und die restlichen untersuchten N-HET über die Versuchsdauer	162
Abbildung 99:	Aerobe Batchversuche, prozentuale Zusammensetzung der N-HET im Versuchsverlauf.....	163
Abbildung 100:	Aerobe Batchversuche, relative Konzentrationsabnahme der Einzelsubstanzen der O-HET im Vergleich zur Sterilkontrolle aufgeteilt in Benzofurane und die restlichen untersuchten O-HET über die Versuchsdauer.....	164
Abbildung 101:	Aerobe Batchversuche, prozentuale Zusammensetzung der sauerstoffhaltigen Heterozyklen über die Versuchsdauer	164
Abbildung 102:	Aerobe Batchversuche, relative Konzentrationsabnahme der Einzelsubstanzen der S-HET im Vergleich zur Sterilkontrolle aufgeteilt in Benzothiophene, Dibenzothiophene und Thiophene über die Versuchsdauer	166
Abbildung 103:	Aerobe Batchversuche, prozentuale Zusammensetzung der S-HET im Versuchsverlauf.....	167
Abbildung 104:	Aerobe Mikrokosmen: SCAP Abbau	168
Abbildung 105:	Anaerobe Mikrokosmen GWM 9: Monoaromaten Abbau mit Nitrat.....	170
Abbildung 106:	Anaerobe Mikrokosmen GWM 9: Polyaromaten Abbau mit Nitrat.....	171

Abbildung 107:	Anaerobe Mikrokosmen GWM 9: NSO-HET Abbau mit Nitrat.....	172
Abbildung 108:	Anaerobe Mikrokosmen GWM 7: Monoaromaten Abbau mit Nitrat als Elektronenakzeptor	174
Abbildung 109:	Anaerobe Mikrokosmen GWM 7: Prozentuale Zusammensetzung der Monoaromaten über die Versuchsdauer.....	174
Abbildung 110:	Anaerobe Mikrokosmen GWM 7: PAK Abbau mit Nitrat als Elektronenakzeptor	175
Abbildung 111:	Anaerobe Mikrokosmen GWM 7: prozentuale Zusammensetzung der PAK beim Abbau mit Nitrat als Elektronenakzeptor	176
Abbildung 112:	Nitratreduzierende Mikrokosmen GWM 7: Abbau von Benzofuran und Chinolin im Versuchszeitraum.....	177
Abbildung 113:	Nitratreduzierende Mikrokosmen GWM 7: Abbau von SCAP im Versuchszeitraum.....	178
Abbildung 114:	Nitratreduzierende Mikrokosmen GWM 7: Abbau von SCAP im Versuchszeitraum.....	179
Abbildung 115:	Sulfatreduzierende Mikrokosmen (GWM 9): Verlauf von Sulfatkonzentration und Keimzahl der Sulfat reduzierenden Bakterien, sowie der Sulfidkonzentrationen und Redoxpotential.....	180
Abbildung 116:	Sulfatreduzierende Mikrokosmen (GWM 9): Verlauf der Monoaromatengehalte	181
Abbildung 117:	Sulfatreduzierende Mikrokosmen (GWM 9): Verlauf der PAK-Gehalte	182
Abbildung 118:	Sulfatreduzierende Mikrokosmen (GWM 9): Verlauf der NSO-HET-Gehalte	183
Abbildung 119:	Sulfatreduzierende Mikrokosmen (Schadstoffe aufdotiert): Verlauf von Sulfatkonzentration und Keimzahl der Sulfat reduzierenden Bakterien, sowie der Sulfidkonzentrationen und Redoxpotential.....	183
Abbildung 120:	Sulfatreduzierende Mikrokosmen (Schadstoffe aufdotiert): Verlauf der Monoaromatengehalte	184
Abbildung 121:	Sulfatreduzierende Mikrokosmen (Schadstoffe aufdotiert): Verlauf der PAK-Gehalte	185
Abbildung 122:	Sulfatreduzierende Mikrokosmen (Schadstoffe aufdotiert): Verlauf der NSO-HET-Gehalte	186
Abbildung 123:	Sulfatreduzierende Mikrokosmen (Schadstoffe aufdotiert): Verlauf der SCAP-Gehalte	187
Abbildung 124:	Eisen (II) Konzentration und Entwicklung der Keimzahlen	188
Abbildung 125:	Anaerobe Mikrokosmen: Monoaromaten Abbau mit Eisen (III).....	189
Abbildung 126:	Anaerobe Mikrokosmen: PAK Abbau mit Eisen (III).....	190
Abbildung 127:	Anaerobe Mikrokosmen (aufdotiert): Monoaromaten Abbau mit Eisen (III)	191
Abbildung 128:	Anaerobe Mikrokosmen (aufdotiert): Polyaromaten Abbau mit Eisen (III)	192
Abbildung 129:	Anaerobe Mikrokosmen (aufdotiert): NSO-HET Abbau mit Eisen (III)	194
Abbildung 130:	Anaerobe Mikrokosmen (aufdotiert): SCAP Abbau mit Eisen (III).....	194
Abbildung 131:	Schematischer Säulenaufbau (links), Säulenaufbau im Labor (rechts).....	201
Abbildung 132:	abiotischer Sauerstoffverbrauch der Festphasen GWM 25 Germersheim im Vorversuch	203

Abbildung 133:	Säulenversuche, gelöstes Eisen in mg/L, Sulfid-Gehalt in mg/L, Eisen-(III)-Reduzierer und Sulfatreduzierer in Keimzahl/mL in Säule 1 (links) und Säule 2 (rechts) über die Versuchsdauer.....	206
Abbildung 134:	Säulenversuche, relative Konzentrationsabnahme der Ablaufkonzentration der aufdotierten Monoaromaten und PAK im Vergleich zur Zulaufkonzentration in Säule 1 (links) und Säule 2 (rechts) über die Versuchsdauer.....	209
Abbildung 135:	Verlauf der Absolutkonzentration der aufdotierten Monoaromaten und PAK über die Säulendistanz in Säule 1 (links) und Säule 2 (rechts) zu verschiedenen Zeitpunkten (Versuchstag 2, 27, 62, 84, 153).....	212
Abbildung 136:	Säulenversuche, relative Abnahme der Ablaufkonzentration der aufdotierten NSO-HET im Vergleich zur Zulaufkonzentration in Säule 1 (links) und Säule 2 (rechts) über die Versuchsdauer.....	214
Abbildung 137:	Verlauf der Absolutkonzentration der aufdotierten NSO-HET über die Säulendistanz in Säule 1 (links) und Säule 2 (rechts) zu verschiedenen Zeitpunkten (Versuchstag 2, 27, 62, 84, 153).....	216
Abbildung 138:	ermittelte Abbauraten in µg/L pro Säulenschüttung und Stunde der untersuchten Substanzen in Säule 1 und Säule 2 gemittelt über den Versuchszeitraum 118.-161.Versuchstag (43 Tage).....	217
Abbildung 139:	kumulative Summe aller untersuchten Schadstoffe in µg in Zulauf und Ablauf sowie die Abreinigung (Differenz aus der Fracht (Zulauf) und der Fracht (Ablauf)) in Säule 1 (links) und Säule 2 (rechts)	218
Abbildung 140:	kumulative Fracht der Summe aller abgebauten untersuchten Schadstoffe, sowie der gemessenen Elektronenakzeptoren. Dabei wurde bei der Ermittlung der kumulativen Fracht der Elektronenakzeptoren im Vergleich zum Schadstoffabbau der gemittelte utilization factor der jeweiligen Elektronenakzeptoren berücksichtigt. Zur Verdeutlichung ein Rechenbeispiel für einen Zeitpunkt: Die kumulative Fracht von Eisen(II) betrug ca. 400 mg. Der Mittelwert des utilization factor für Eisen(III) beträgt ca. 20,2. Um den Schadstoffabbau mit der Fracht von Eisen(II) vergleichen können, wurde die Fracht von Eisen(II) durch den gemittelten utilization factor geteilt. Für die Darstellung wurde somit die Fracht von Eisen(II) mit ca. 20 mg aufgetragen.	220
Abbildung 141:	Darstellung der Elimination der NSO-HET, PAK und Monoaromaten gegen den log Kow-Wert der Substanzen in Säule 1 und Säule 2 am 62.Versuchstag. Der Pfeil stellt die zunehmende Wahrscheinlichkeit eines mikrobiellen Abbaus dar.	221

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1	Sanierungsbilanz bzgl. des Leitparameters „ Σ EPA-PAK1-16“ für den tiefen Bodenaustausch mittels Großlochbohrungen (Schadensherd SH1)36
Tabelle 2	Sanierungsbilanz bzgl. des Leitparameters „ Σ EPA-PAK ₁₋₁₆ “ für den konventionellen (flachen) Bodenaustausch mittels Hydraulikbagger (Schadensherd SH4).....37
Tabelle 3:	Kenndaten der Säulen für die Säulenversuche.....41
Tabelle 4	Ansatz und Auswertung mit dem Most – Propable – Number - Verfahren43
Tabelle 5	EXCEL-Auswertebblätter zur tiefenzonierten Grundwasserprobenahme mit Probenahmesystem „VARINSPEs“ (Plausibilitätsbetrachtung Horizont-ergebnisse \Leftrightarrow Integralergebnisse der Probenahmen vom April 2013/2014)50
Tabelle 6	Vergleich von Plausibilitätsbetrachtungen zum Probenahmesystem „VARINSPEs“ für den Leitparameter „ Σ EPA-PAK ₁₋₁₆ “ (Verrechnete Horizontergebnisse \Leftrightarrow Integralergebnisse).....51
Tabelle 7	Durchgeführte Untersuchungen im Zeitraum Juli 2010 bis August 2013.....53
Tabelle 8:	EXCEL-Auswertebblatt zu integralen Frachtbetrachtungen gaswerksspezifischer Schadstoffe im Grundwasser der unmittelbar abstromig zum Sanierungsbereich gelegenen Kontrollmessstelle GWM 7 (Jahresbestandsmessungen 2010-2012)..... 110
Tabelle 9:	EXCEL-Auswertebblatt zu tiefenhorizontierten Frachtbetrachtungen der gaswerksspezifischen Schadstoffgruppe „ Σ EPA-PAK ₂₋₁₆ “ im Grundwasser der unmittelbar abstromig zum Sanierungsbereich gelegenen Kontrollmessstelle GWM 7 (VARINSPEs-Messungen 2010-2013)..... 111
Tabelle 10:	EXCEL-Auswertebblatt zu tiefenhorizontierten Frachtbetrachtungen der gaswerksspezifischen Schadstoffgruppe „ Σ NSO-Heterozyklen“ im Grundwasser der unmittelbar abstromig zum Sanierungsbereich gelegenen Kontrollmessstelle GWM 7 (VARINSPEs-Messungen 2010-2013)..... 112
Tabelle 11:	EXCEL-Auswertebblatt zu tiefenhorizontierten Frachtbetrachtungen der gaswerksspezifischen Schadstoffgruppe „ Σ BTEX-Aromaten“ im Grundwasser der unmittelbar abstromig zum Sanierungsbereich gelegenen Kontrollmessstelle GWM 7 (VARINSPEs-Messungen 2010-2013)..... 113
Tabelle 12	Vor-Ort-Parameter und geochemische Parameter zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013, Gaswerk Bad-Kreuznach..... 116
Tabelle 13	Konzentrationen der Monoaromaten zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013, Gaswerk Bad-Kreuznach 117
Tabelle 14	Messungen BCE-Ingenieure März 2012, Gaswerk Bad-Kreuznach 118
Tabelle 15	Konzentrationen der Polyaromaten zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013, Gaswerk Bad-Kreuznach 119
Tabelle 16	Konzentrationen der NSO-HET zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013, Gaswerk Bad-Kreuznach 122
Tabelle 17	Vor-Ort-Parameter und hydrochemische Parameter zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013 124

Tabelle 18	Konzentrationen der Monoaromaten zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013.....	125
Tabelle 19	Konzentrationen der Polyaromaten zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013.....	127
Tabelle 20	Konzentrationen der NSO-HET zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013.....	130
Tabelle 21	Vergleich der Schadensherd- und Fahnenrandbereiche in Germersheim und Vergleichsstandort.....	131
Tabelle 22	Vor-Ort-Parameter und geochemische Parameter zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli/August 2013, Richtbergelände, Bingen-Gaulsheim.....	134
Tabelle 23	Grundwasserstände der Messstellen GW 10, GW 11 und GW 12, Richtbergelände, Bingen-Gaulsheim.....	135
Tabelle 24	Konzentrationen der Monoaromaten im Februar und Juli/August 2013, Richtbergelände, Bingen-Gaulsheim.....	136
Tabelle 25	Konzentrationen der PAK im Februar und Juli/August 2013, Richtbergelände, Bingen-Gaulsheim.....	137
Tabelle 26	Konzentrationen der NSO-HET im Februar und Juli/August 2013, Richtbergelände, Bingen-Gaulsheim.....	141
Tabelle 27	SCAP-Konzentrationen im Februar und Juli/August 2013, Richtbergelände, Bingen-Gaulsheim.....	143
Tabelle 28:	Schadstoffkonzentrationen im hoch kontaminierten Sanierungsbereich	144
Tabelle 29:	Ergebnisse der aeroben (blau unterlegt) und anaeroben (rot unterlegt) Mikrokosmen, Abbau Monoaromaten	195
Tabelle 30:	Ergebnisse der aeroben (blau unterlegt) und anaeroben (rot unterlegt) Mikrokosmen, Abbau PAK	196
Tabelle 31:	Ergebnisse der aeroben (blau unterlegt) und anaeroben (rot unterlegt) Mikrokosmen, Abbau N-HET	197
Tabelle 32:	Ergebnisse der aeroben (blau unterlegt) und anaeroben (rot unterlegt) Mikrokosmen, Abbau S-HET.....	198
Tabelle 33:	Ergebnisse der aeroben (blau unterlegt) und anaeroben (rot unterlegt) Mikrokosmen, Abbau O-HET	199
Tabelle 34:	Ergebnisse der aeroben (blau unterlegt) und anaeroben (rot unterlegt) Mikrokosmen, Abbau SCAP.....	200
Tabelle 35:	Ergebnisse des Vorversuches zur Bestimmung der Eisen(II)/(III)-Gehalte im Bodenmaterial Germersheim GWM 25.....	202
Tabelle 36:	Übersicht die Abreinigung der Säulenversuche über die Versuchsdauer.....	222

1 EINLEITUNG

Ehemalige Gaswerke und Deponien mit Gaswerksrückständen sind in der Regel mit Teeröl kontaminiert und verursachen häufig große Probleme bzgl. der Schutzgüter „Boden“ und „Grundwasser“. Der kontrollierte natürliche Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden war in den vergangenen Jahren ein Forschungsschwerpunkt auf dem Gebiet der Altlastenbearbeitung. Dabei wurden an ausgewählten Forschungsstandorten grundlegende Erkenntnisse hinsichtlich des Transport- und Retardationsverhaltens sowie hinsichtlich des mikrobiologischen Abbaus gewonnen. Speziell an teerölkontaminierten Standorten wurde zusätzlich zu den routinemäßig untersuchten Parametern PAK und BTEX die Relevanz der Stoffgruppe der heterozyklischen Kohlenwasserstoffe (HET) aufgezeigt. Bisher beschränken sich die Erkenntnisse jedoch auf Standorte mit nahezu konstanten, stationären Fließbedingungen.

Viele Gaswerke sind an großen Flüssen gebaut worden, da die zur Entgasung eingesetzte Kohle über die Wasserstraßen kostengünstig antransportiert werden konnte. Die an ufernahen Standorten auftretenden instationären Fließverhältnisse, die durch stark schwankende Flusswasserpegel bedingt sind, können die im Grundwasser ablaufenden Abbauprozesse beeinflussen. Mit dem Flusswasser kann Sauerstoff in den Grundwasserleiter transportiert werden und es können Oxidations- und Verdrängungsprozesse stattfinden. Ziel des aktuellen Projektes „Gaswerk Germersheim“ war es deshalb, die natürlichen Reinigungsprozesse im Grundwasser unter instationären Fließbedingungen zu untersuchen.

Wie umfangreiche Voruntersuchungen im Rahmen der routinemäßigen Altlastenerkundung ab dem Jahr 1995 zeigen konnten, werden Grundwasserstände und Fließwege in der Rheinniederung von variierenden Wasserständen des Rheins dominant beeinflusst. Der Rhein und das ihm zuzuordnende Gewässernetz (Nebenflüsse) fungieren bei niedrigen Wasserständen als Vorfluter für das oberflächennahe Grundwasser. Bei Hochwasserständen in den Oberflächengewässern kehren sich die Verhältnisse um und das Grundwasser wird vorübergehend zur Vorflut für die Fließgewässer. Dementsprechend stellen sich die Grundwasserstände auf die Rheinwasserspiegelschwankungen und die natürlichen Spiegelschwankungen im Bereich der rheinnahen Zuflüsse ein [Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung im Raum Karlsruhe-Speyer (Ausgabe 2007)]. Anhand einer sanierungsrelevanten Teerölkontamination am Standort des ehemaligen Gaswerks Germersheim, das im unmittelbaren Einflussbereich des Rheins gelegen ist und an dem im Dezember 2010 und Januar 2011 eine Schadensherdsanierung mittels Bodenaustausch durchgeführt wurde, sollte der Nachweis von effektiven Abbau- und Rückhalteprozessen unter instationären Bedingungen geführt werden.

1.1 Theoretischer Hintergrund und Forschungsansatz

PAK, BTEX und NSO-Heterozyklen sind typische Bestandteile von Teerölen und treten als Grundwasserkontaminationen an ehemaligen Gaswerksstandorten auf. Allerdings werden bisher nur PAK und BTEX routinemäßig an diesen Standorten untersucht. Verschiedene Studien zu NSO-Heterozyklen beschäftigen sich mit der Frage, welche der mehr als 1000 Einzelsubstanzen altlastenrelevant sind und somit in der Altlastenbearbeitung zum Untersuchungsumfang gehören sollten [Blotevogel et al, (2008), Kern et al, (2008)]. Auch die LABO gab 2010 eine Studie zu Geringfügigkeitsschwellen von NSO-Heterozyklen in Auftrag und in der Bundesbodenschutzverordnung ist die Berücksichtigung der NSO-Heterozyklen eingefordert. Eine einheitliche Vorgehensweise sowohl was den Schadstoffumfang als auch die Analytik betrifft, existiert allerdings bislang noch nicht.

Für den mikrobiologischen Abbau von Heterozyklen haben die Redoxverhältnisse und damit die Verfügbarkeit geeigneter Elektronenakzeptoren am betreffenden Standort einen entscheidenden Einfluss [Schulze und Tiehm, (2004), Blotevogel et al (2008)]. Für viele Heterozyklen wurde bisher die vollständige Mineralisierung unter aeroben Bedingungen gezeigt, bei manchen Stoffen wie Thiophen und Benzothiophen konnte zumindest ein cometabolischer Abbau nachgewiesen werden [Dyreborg et al (1996), Annweiler et al, (2001), Gai et al, (2008)]. An mit Teerölen kontaminierten Altlastenstandorten liegen typischerweise anaerobe Eisen (III)- und Sulfat-reduzierende Bedingungen vor. Unter diesen Bedingungen ist der Abbau bisher weniger gut untersucht. Inwiefern die Reduktion von Mangan (IV) beim Abbau eine Rolle spielt, ist nicht bekannt.

Bei der Reduktion von Eisenoxiden nutzen die Mikroorganismen die Eisenoxide als terminale Elektronenakzeptoren. Eisenoxide sind sehr schwer löslich und unterscheiden sich hiermit stark von anderen, von Mikroorganismen genutzten Elektronenakzeptoren wie Sauerstoff, Nitrat oder Sulfat. Auch Mangan (IV) bildet schwerlösliche Oxide im Sediment und steht als terminaler Elektronenakzeptor zur Verfügung. Untersuchungen von Albrechtsen et al (1994) ergaben jedoch die über 230-fache Eisenmenge im Gegensatz zu Mangan und sahen in Eisen (III)-Oxiden ca. 90 % der Oxidationskapazität des untersuchten Sediments [Albrechtsen et al, (1994)].

Eisen (III)- und Mangan (IV)-Verbindungen können auch durch organische Substanzen wie Humin- oder Fulvosäuren ohne Einwirkung von Mikroorganismen reduziert werden, allerdings in erster Linie bei sehr niedrigen pH-Werten unter 3,5 [Deiana et al (1995)]. Der Umsatz der abiotischen Umsetzungen ist im Vergleich zu mikrobiell katalysierten Reaktionen jedoch als gering einzuschätzen [Albrechtsen et al, (1994)]. Die Reduktion von Eisenoxiden spielt auch bei der Nährstoffversorgung eine wichtige Rolle, denn Phosphate und Spurenmetalle sind oft an Eisenhydroxiden adsorbiert und werden frei, wenn das dreiwertige Eisen reduziert wird. Die Verfügbarkeit von Eisen (III) als Elektronenakzeptor hängt jedoch stark davon ab, in welcher Form das Eisen im Sediment vorliegt. So ist der Umsatz zu Eisen (II) bis zu 10-mal höher bei amorphen Eisen (III)-Oxyhydroxiden als z.B. bei Hämatit [Lovley et al, (1986)]. In derselben Veröffentlichung konnten Lovley et al zeigen, dass Eisen (III)-

Reduktion der bevorzugte Weg, vor Sulfatreduktion und Methanogenese ist, solange amorphe Eisen (III)- Verbindungen zur Verfügung stehen.

Eisenreduzierende Prozesse können beim Schadstoffabbau demnach eine große Rolle spielen. Wie sich der gelegentliche Sauerstoffeintrag ins Grundwasser durch Hochwasserereignisse am Rhein auf die eisenreduzierenden Bakterien auswirkt, soll unter anderem im Projekt „Gaswerk Germersheim“ untersucht werden. Von sulfatreduzierenden Bakterien ist bekannt, dass sie keinen Sauerstoff tolerieren. Eisen (III)- und Mangan (IV)-reduzierende Bakterien sind aber häufig nur fakultativ anaerob, eine Inhibition der Eisen- und Manganreduktion durch Sauerstoff oder Nitrat konnte nur für einige Organismen nachgewiesen werden [Ghiorse (1988)]. Am TZW wurden bereits Versuche zur Sauerstofftoleranz von Eisen (III)-Reduzierern durchgeführt. Hierfür wurden Anreicherungskulturen mit Fe (III) und Acetat unter Sauerstoffausschluss angezogen. Nach der Anreicherung wurden diese Kulturen belüftet und die Sauerstoffkonzentration über einige Tage hochgehalten. Nach dieser Zeit konnten immer noch Fe (III)-reduzierende Organismen bestimmt werden, diese Organismen können also auch in Anwesenheit von Sauerstoff überleben.

Für den Standort „Gaswerk Germersheim“ ebenso wie für andere Standorte mit instationären Grundwasserfließverhältnissen, ist die Frage relevant, ob und wie weit sich mit der Fließrichtungsumkehr tatsächlich auch die Redoxverhältnisse im Grundwasserleiter ändern und ob es zum Beispiel zu einem Eintrag von Sauerstoff kommt. Maier et al (2005) konnten einen Sauerstoffeintrag in den Grundwasserleiter bei Hochwasser an einem am Rhein gelegenen Standort nachweisen.

Inwiefern sich die bislang vorliegenden Erkenntnisse zur Heterozyklen-Problematik, die hydrochemisch-mikrobiologischen Grundlagen und die hydrologisch-hydraulischen Verhältnisse auf den Standort Germersheim übertragen lassen, ist wesentlicher Teil der Forschungsarbeit, die maßgeblich durch das Bundesland Rheinland-Pfalz - unter Regie des Ministeriums für Wirtschaft, Klimaschutz, Energie und Landesplanung (MWKEL) - sowie durch die Stadt Germersheim - als Fördermittelempfängerin und Eigenanteilsleistende - finanziell unterstützt wird. Die Finanzmittel des Landes, die auf Basis der „Grundsätze zur Förderung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen und der Sanierung von Altlasten“ (FGAA vom 29.11.1996/17.06.2003) zum Frühjahr 2010 bewilligt wurden (Bewilligungsbescheid A.z. 107-90 913-34.00.007/2008-3#21 vom 19.02.2010), dienen einerseits der Implementierung bzw. grundlegenden Entwicklung zukunftssträchtiger Strategie- (MNA) und Technologiekonzepte (ENA). Andererseits verfolgt das Forschungsvorhaben ökonomisch-ökologisch relevante Ziele einer nachhaltigen Abfallvermeidung durch nicht erforderliche Sanierungsmaßnahmen (großflächiger Bodenaustausch), deren Kosten erfahrungsgemäß - und dies ist bei den vorliegenden Standortgegebenheiten unbestritten - in keinem vernünftigen Verhältnis zum erreichbaren Nutzen stehen würden. Grundsätzlich und insbesondere auch durch die Einbeziehung von Vergleichsstandorten besitzt das Forschungsvorhaben einen modellhaften Charakter, der sich sehr stark an praktischen Erfordernissen orientiert (Nutzungsszenarien, Gefährdungslagen, Ressourcenschonung etc.).

1.2 Standortbeschreibung

1.2.1 Historie und Altlastensituation

Die ca. 1,5 ha große Fläche des ehemaligen Gaswerks liegt am östlichen Stadtrand der südpfälzischen Kreisstadt Germersheim innerhalb der topografisch am tiefsten gelegenen Rheinaue. Der Rhein fließt ca. 300 m östlich des Altstandorts in nördlicher Richtung (s. Übersichtsplan in nachfolgender Abbildung 1). Im Osten wird das Gelände durch die Gaswerkstraße und die parallel verlaufende Gleisstrasse der Nebenstrecke „Wörth-Speyer“ der Deutschen Bahn AG begrenzt, die seit dem Fahrplanwechsel 2010/2011 vorrangig als Teilstück der neu eingerichteten Stadtbahn-Strecke „Wörth-Germersheim“ genutzt wird. Im Westen stellt der Bornpfuhl, der Überrest eines Altrheinarms, die natürliche Begrenzung dar. Die nördliche und südliche Begrenzung des Altstandorts werden durch die ehemalige und aktuelle Bebauung und die dieser am nächsten gelegenen Flurstücksgrenzen markiert.

Im März 2012 und im April 2013 wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens dem bis dato bestehenden Messstellennetz vier weitere, rheinnah gelegene Messstellen hinzugefügt (GWM 25, GWM 26, GWM 27, GWM 28), sodass für ein umfassendes Monitoring mittlerweile 26 über Schadensherdbereiche, deren Zu- und Abstrom verteilte und relativ einheitlich ausgebaute Grundwassermessstellen in 5“-Endausbau sowie drei einheitlich bzw. provisorisch Grundwassermessstellen in 1“-Endausbau (GWM 4, GWM 11, B 6) zur Verfügung standen (Lage und räumliche Verteilung siehe Abbildung 1). Insbesondere die rot markierten rheinnahen Messstellen GWM 11, GWM 17, GWM 20, GWM 25, GWM 26, GWM 27 und GWM 28 sollten Nachweise für ein effektives fahnenrandorientiertes Abbauregime liefern (Kapitel 3.5, 3.6 und 3.7). In Begleitung der Sanierungsmaßnahmen der Jahre 2010/2011 konzentrierten sich weitere grundwasserbezogene Grundlagen- und Kontrolluntersuchungen auf die schadensherdnahen Zu- und Abstrommessstellen GWM 3, GWM 7, GWM 23 und GWM 24, um sanierungsinduzierte Einflüsse/Veränderungen im Grundwasser studieren und dokumentieren zu können (Kapitel 3.9).

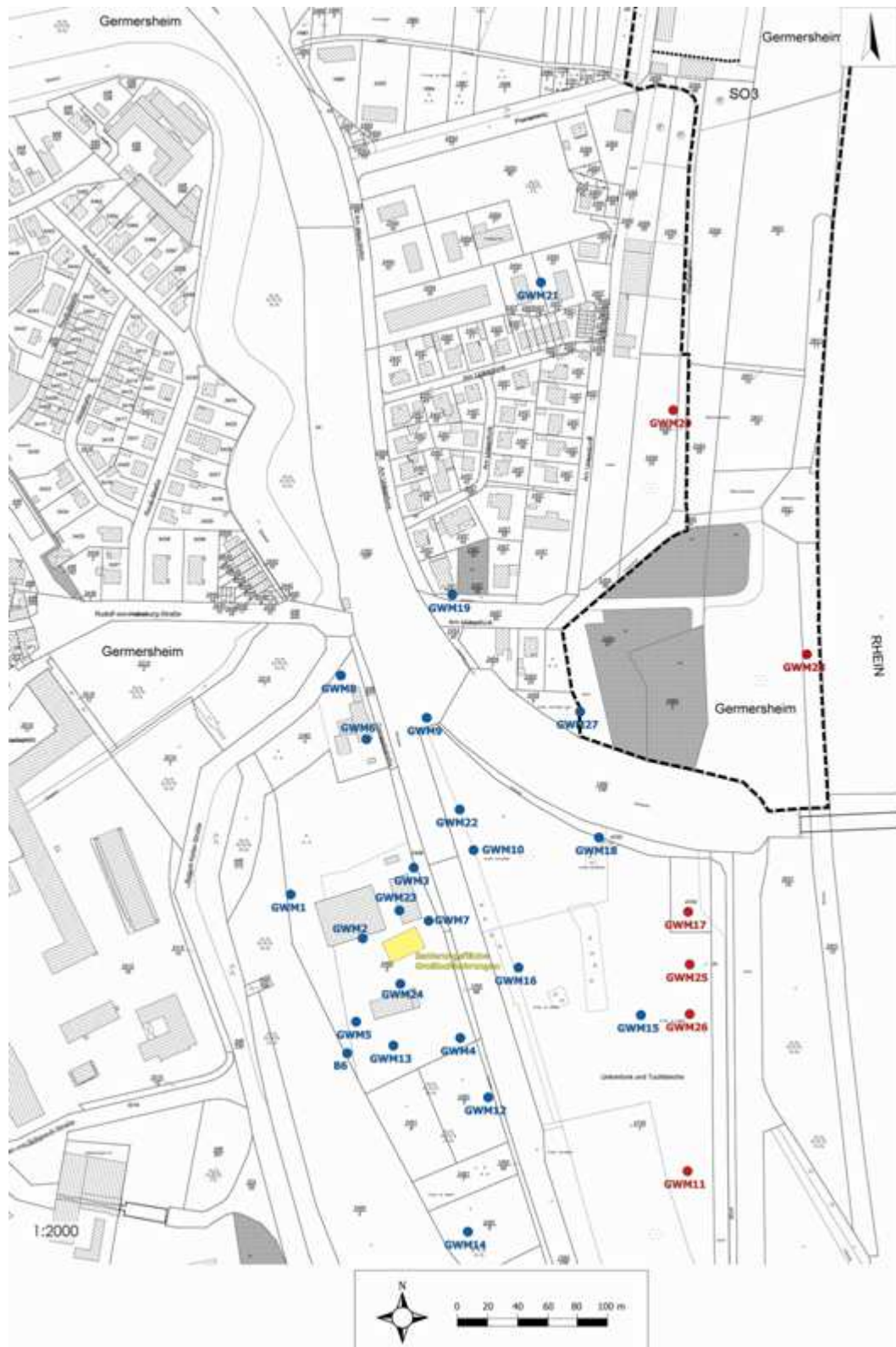


Abbildung 1: Lageplan mit Messstellen, gekennzeichnet sind Gaswerksgelände und Aushubbereich der Sanierungsmaßnahme (Bodenaustausch mittels Großlochbohrungen im Winter 2010/2011; Details s. Kapitel 1.3)

Der Altstandort „Gaswerk Germersheim“ repräsentiert eine rheinnahe Aufschüttungsfläche, auf der im Jahr 1867/68 die erste städtische Gasfabrik errichtet wurde. Die in den Folgejahren durch den ständigen Anstieg des Gasbedarfs erforderlichen Ausbaumaßnahmen, z.B. der Bau eines separaten Reinigerhauses sowie eines zweiten Ofenhauses, waren mit einer Erweiterung der Gaswerkseinrichtungen nach Westen und Süden verbunden. Die Eigenerzeugung von Stadtgas aus Steinkohle endete im Jahr 1937 mit der Umstellung auf Ferngas, welches über ein eigens errichtetes Rohrleitungsverbundnetz von den saarländischen Kokerei- und Eisenhüttenstandorten bezogen wurde.

Während der ca. 70-jährigen Geschichte der Erzeugung von Stadtgas aus Kohle wurden große Mengen an Rest- oder Abfallstoffen produziert, die zur damaligen Zeit zumeist als sogenannte „Kohlenwertstoffe“ an lokale oder regionale Gewerbe- und Industriebetriebe abgegeben wurden. Zu den Reststoffen zählen im Wesentlichen die flüssigen Kondensate (Teer/Teeröl, Ammoniakwasser), die bei unsachgemäßer Lagerung und unsachgemäßem Umgang zu gaswerksspezifischen Verunreinigungen des Bodens und des Grundwassers führten, sowie Schlacken (Koksschlacken, verbrauchte Gasreinigungsmassen), die wegen ihrer guten bodenmechanischen Eigenschaften zumeist zur Geländeverfüllung und für den Wegebau Verwendung fanden.

Wie bei vielen vergleichbaren Gaswerksaltstandorten konzentrieren sich auch am ehemaligen Gaswerk Germersheim die Hauptverunreinigungen mit PAK-, Monoaromaten- und Heterozyklen-haltigen Teeren/Teerölen auf die Bereiche der ehemaligen unterirdischen Lagergruben für flüssige und pastöse Kondensate, von denen am Standort drei Generationen in unterschiedlicher Lage und mit unterschiedlichem Bearbeitungsstand ermittelt werden konnten. Der diverse Geländebereiche ausweisende Detailplan in nachfolgender Abbildung 2, die wiederum verschiedene Phasen/Stadien der Altlastenbearbeitung dokumentieren, zeigt auch die eigentliche Gaswerksfläche, die aus den Teilflächen 1, 6A, 6B und 6C besteht. Letztere repräsentiert den Kern- und Produktionsbereich der ehemaligen Stadtgaserzeugung mit den zugehörigen Kondensatgruben. Innerhalb dieser altlastenverdächtigsten Teilfläche 6C wurde im Rahmen der geotechnischen Erkundung die noch in originalem Zustand vorhandene und mit Bauschutt und Teerresten verfüllte Kondensatgrube des im Jahr 2006 rückgebauten Reinigergebäudes (Apparatehaus zur Reinigung des Rohgases) angetroffen, die einen punktuellen und fraglos sanierungswürdigen Schadensherd repräsentierte. Die beiden anderen Kondensatgrubenstandorte erwiesen sich als nicht bzw. nur geringfügig belastet, so dass kein Sanierungsbedarf formuliert werden musste. Im Zuge weiterer Detailerkundungsmaßnahmen des Jahres 2008 wurde ein flächenhaft ausgebildeter, wesentlich flachgründigerer und nicht in den Grundwasserbereich ausstrahlender, aber dennoch sanierungswürdiger Schadensschwerpunkt in der äußersten südwestlichen Ecke der Teilfläche 6B im Übergangsbereich zum Bornpfuhl-Altrheinarm nachgewiesen. Die beiden sanierungswürdigen Teilbereiche innerhalb des SWG-Betriebsgeländes sind in der nachfolgenden Abbildung 2 als punktuelle bzw. kleinflächige Schadensherde **SH1** und **SH4** ausgewiesen, die mit überschaubarem und verhältnismäßigem Aufwand sanierungstechnisch bearbeitet werden konnten (Details zu den Sanierungsarbeiten s. nachfolgendes Kapitel 1.3).

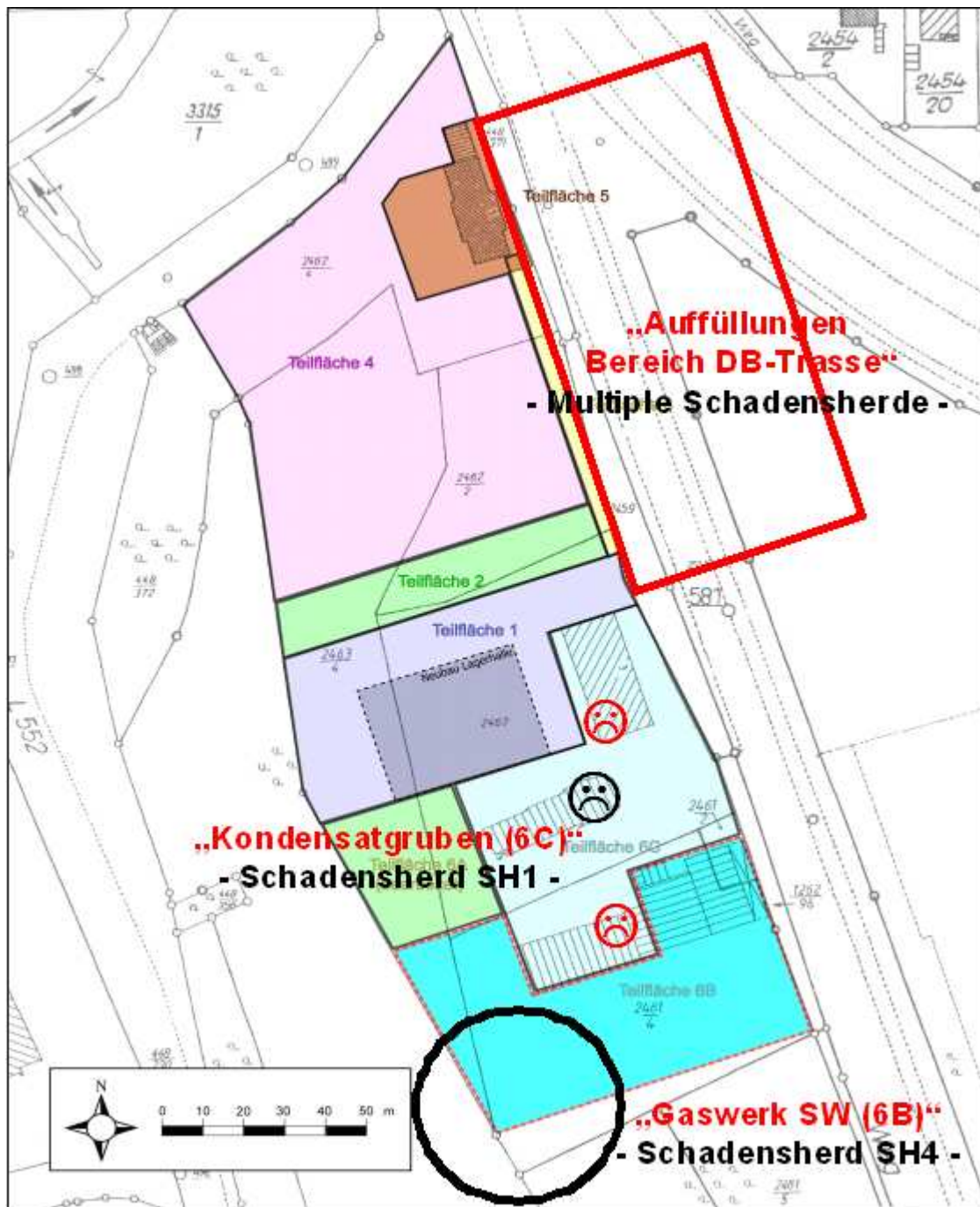


Abbildung 2: Detailplan mit Lage der punktförmigen Schadensherde (Kondensatgruben) und der flächenhaften Schadensbereiche (Auffüllungen DB-Trasse und östlicher Geländeanschluss; Auffüllungen Randbereich Bornpfehl)

Wie bereits im Vorigen angedeutet, finden sich gaswerksspezifische Altablagerungen und weitere Altlastenverdachtsflächen bzw. Altstandorte mit vergleichbaren Ablagerungen bzw. Bodenkontaminationen auch außerhalb der Grenzen des eigentlichen Gaswerksgeländes. Folgende Lokalitäten und Verursachungsgründe wären zu nennen:

- Feste Produktionsabfälle (Gaswerksschlacken) wurden im Nord- und Südanchluss an den Gaswerkernbereich großflächig zur Geländeauffüllung verwendet (Teilflächen 1, 2, 3, 4, 6A, 6B lt. Abbildung 2). Die anthropogenen Verfüllungen tief liegender Auenbereiche dienten dem Geländenivellement und insbesondere auch dem Hochwasserschutz.
- Flüssige Produktionsabfälle (teerhaltiges Ammoniakwasser) wurden in den ehemaligen Altrheinarm „Bornpfuhl“ eingeleitet. Zu diesem Sachverhalt gibt es Aussagen von Zeitzeugen sowie konkrete Hinweise aus Boden- und Grundwasseruntersuchungen im Bereich der vermuteten Einleitestellen am südwestlichen Rand der Teilfläche 6B (Schadensherd **SH4**).
- Unmittelbar südöstlich des Gaswerks und östlich der DB-Gleistrasse befand sich zwischen den Jahren 1894 und 1906 eine privat betriebene Imprägnieranstalt, die vorwiegend Holzschwellen für den Eisenbahnbau herstellte. Es ist davon auszugehen, dass zur Imprägnierung der Rohhölzer Teer bzw. Teeröle aus dem Gaswerk Germersheim eingesetzt wurden. Bzgl. des Rückbaus der Imprägnieranstalt im Jahr 1906 gibt es Anhaltspunkte, dass Abbruchmaterialien zur Geländeverfüllung im Bereich und Umfeld der zum gleichen Zeitpunkt neu angelegten DB-Gleistrasse verwendet wurden. Von derartigen Maßnahmen könnte insbesondere ein ehemaliger Teich betroffen sein, dessen genaue Lage sich aus historischen Katasterplänen rekonstruieren ließ. Für diesen Bereich besteht der begründete Verdacht auf Verklappung fester und flüssiger Produktionsabfälle (Übersichts- und Lageplan s. Abbildung 3)
- Nördlich des Gaswerksgeländes wurde in den Jahren 1893/94 das städtische Wasserwerk I errichtet, wobei ebenfalls schlackehaltige Auffüllungsmassen zur Auffüllung des umliegenden Geländes und zur Gründung der Gebäude verwendet wurden (Teilfläche 5 lt. Abbildung 2). Das zwischenzeitlich zurückgebaute Wasserwerk I, welches einer park & ride Fläche am neu eingerichteten Stadtbahn-Haltepunkt „Germersheim Süd“ weichen musste, speiste bis zum Jahr 1966, der Inbetriebnahme des an anderer Stelle errichteten städtischen Wasserwerks II, Grundwasser aus sechs rheinnahen Saugbrunnen ohne weitere Aufbereitung ins städtische Versorgungsnetz ein.

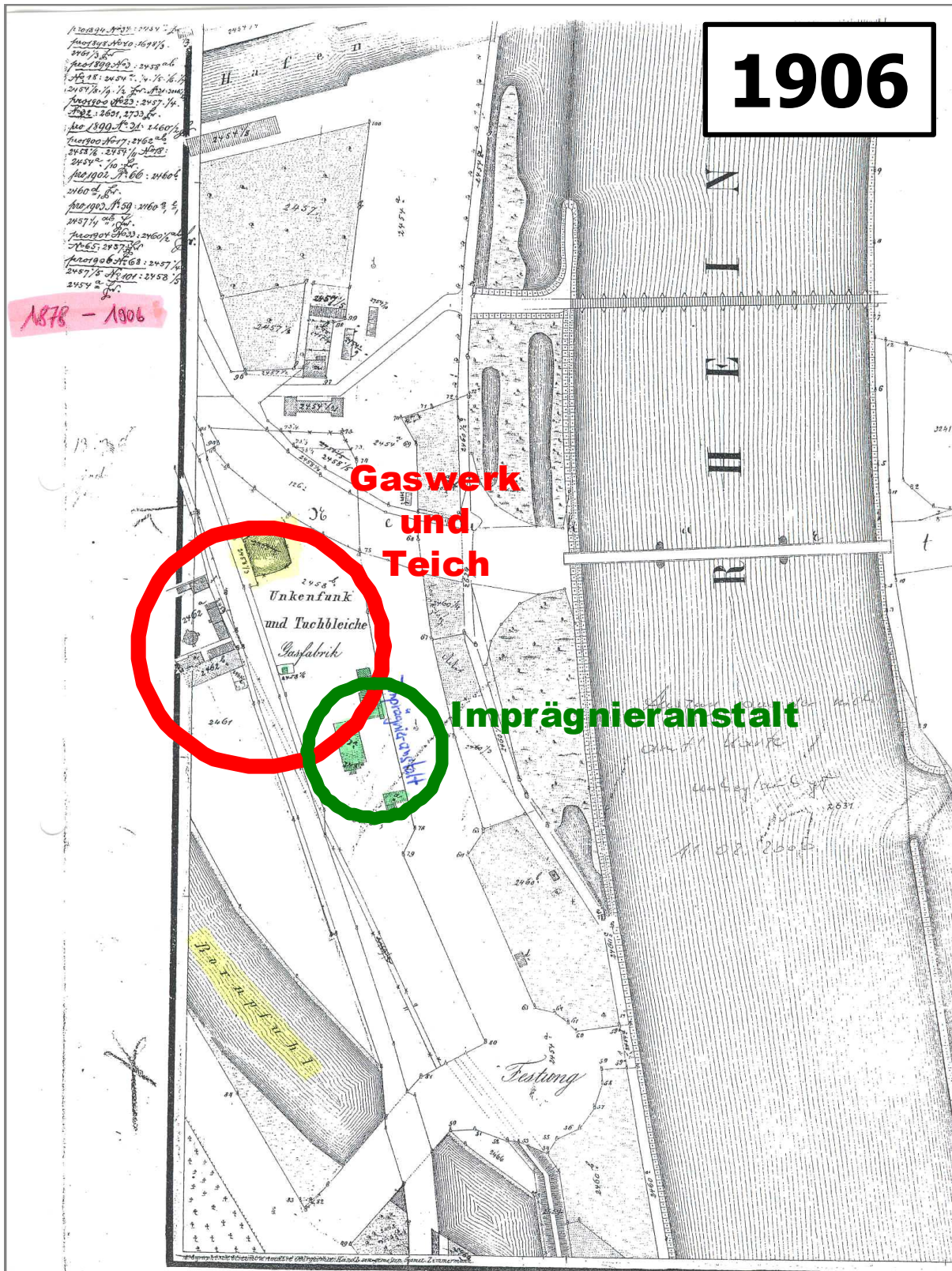


Abbildung 3: Historischer Katasterplan (Bearbeitungsstand 1906) mit Kennzeichnung der Gaswerksfläche, der neu errichteten Bahntrasse sowie des östlich der Bahntrasse gelegenen Teichs und der Imprägnieranstalt

1.2.2 Geologie/Hydrogeologie

Wie der schematische Profilschnitt in der nachfolgenden Abbildung 4 dokumentiert, befindet sich der Altstandort des ehemaligen Gaswerks Germersheim innerhalb der markanten geologisch-tektonischen Struktur des Oberrheingrabens. Die Altlastenverdachtsfläche liegt dort unmittelbar östlich des westlichen Hochgestades im Bereich der Rhein-Niederung (Talaue).

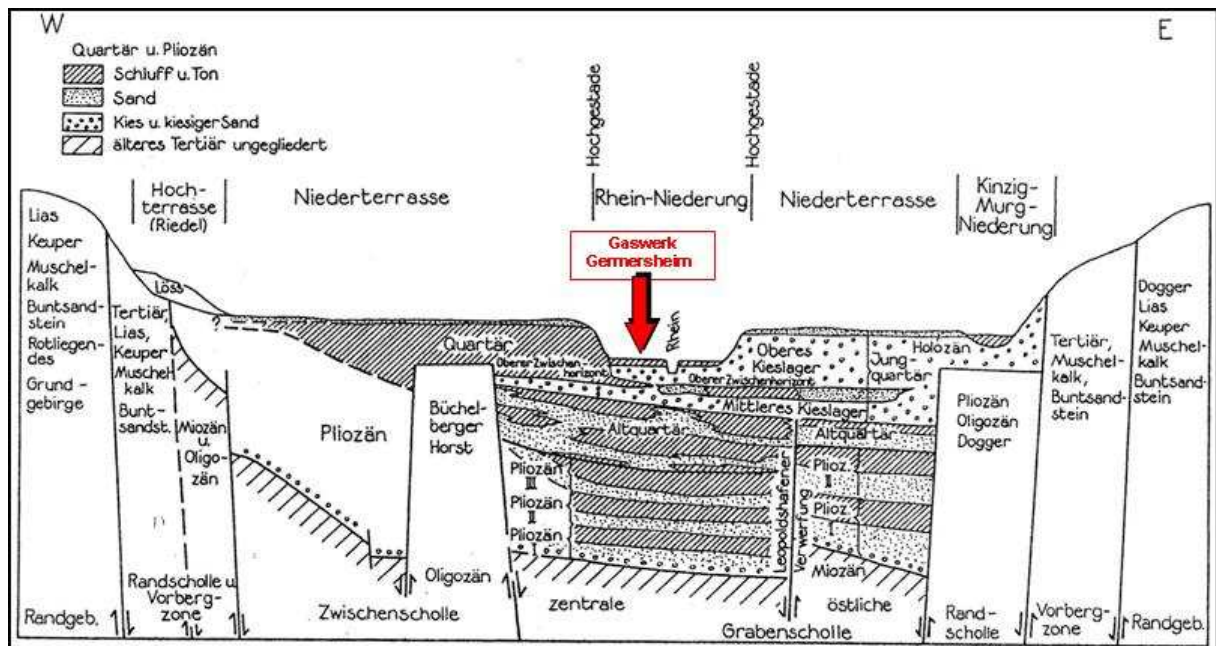


Abbildung 4: Schematischer geologischer West-Ost-Schnitt durch den Oberrheingraben mit lagemäßiger Zuordnung der Gaswerksfläche [Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbeschaffenheit im Raum Karlsruhe-Speyer (Ausgabe 2007)]

Der im zentralen Untersuchungsgebiet anstehende Untergrund besteht aus jungquartären Lockergesteinen (Sande, Kiese) des sogenannten „Oberen Kieslagers“ (OKL = Oberer Grundwasserleiter = OGWL) bzw. der „Oberen kiesig-sandigen Abfolge“ (OksA) nach aktueller hydrogeologischer Nomenklatur, die somit den obersten (ersten) Grundwasserleiter repräsentiert. Aus dem Vergleich der Schichtenprofile bestehender Grundwassermessstellen wird ersichtlich, dass die Wechselfolge aus teils schluffigen Sanden und Kiesen nach Osten hin, d.h. in Richtung des Vorfluters Rhein, mächtiger und zunehmend kiesiger ausgebildet ist.

Der quartäre Aquifer besitzt eine Mächtigkeit zwischen minimal ca. 9 m und maximal ca. 15 m. Er wird von durchschnittlich ca. 4,5 m mächtigen schluffigen Deckschichten, die holozänen Auelehmen zugeordnet werden (geologisch jüngstes Hochflutsediment), oder heterogen zusammengesetzten Auffüllungsschichten überlagert (lokale Beispielp Profile mit natürlicher Auelehmüberdeckung und anthropogenen Auffüllungsmassen s. nachfolgende Abbildung 5 und Abbildung 6).

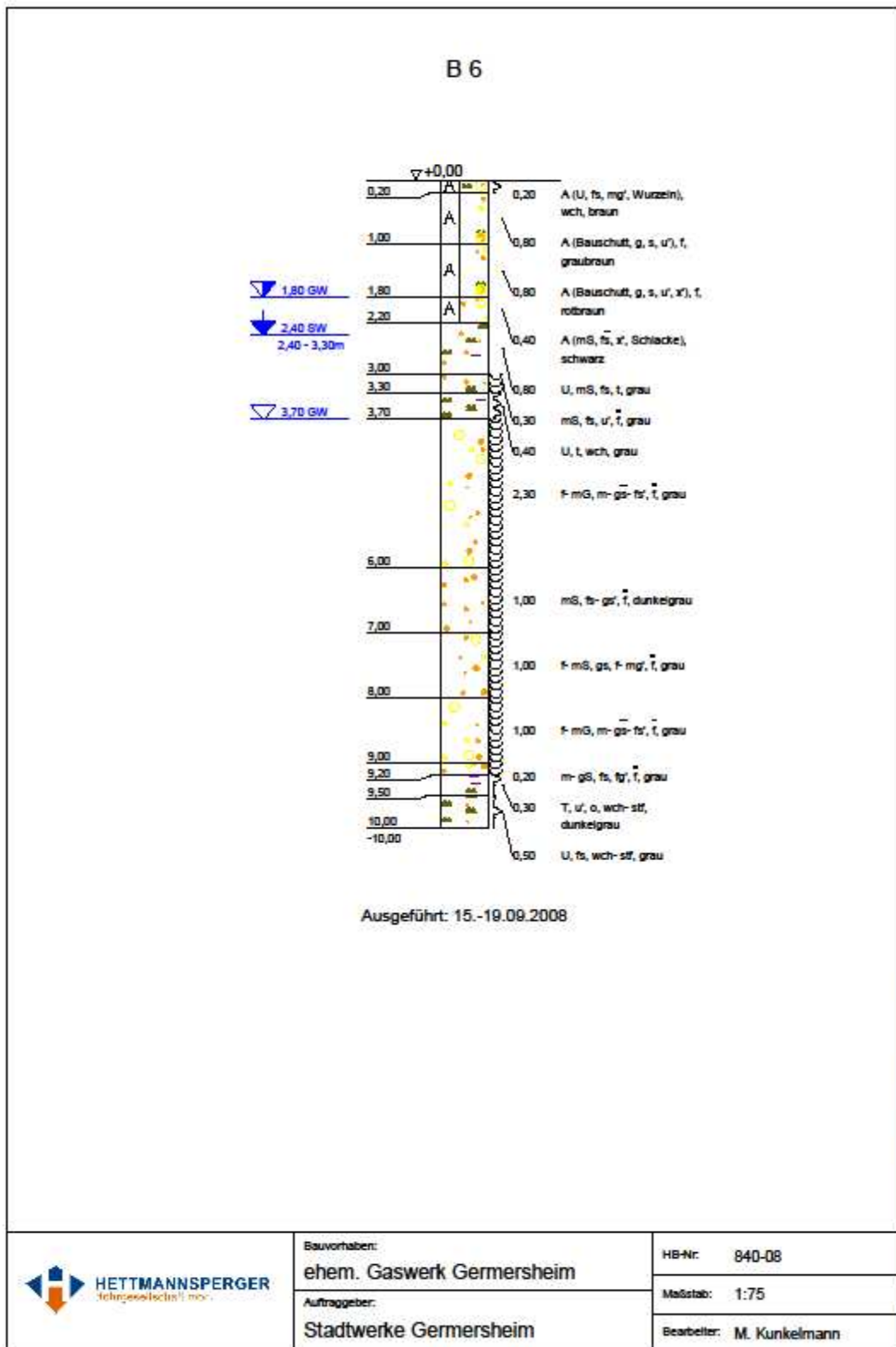


Abbildung 5: Schichtenprofil der Grundwassermessstelle B 6 im Bereich „Gaswerksstandort/Bornpfuhl“ (Lage der Messstelle vgl. Abbildung 1)

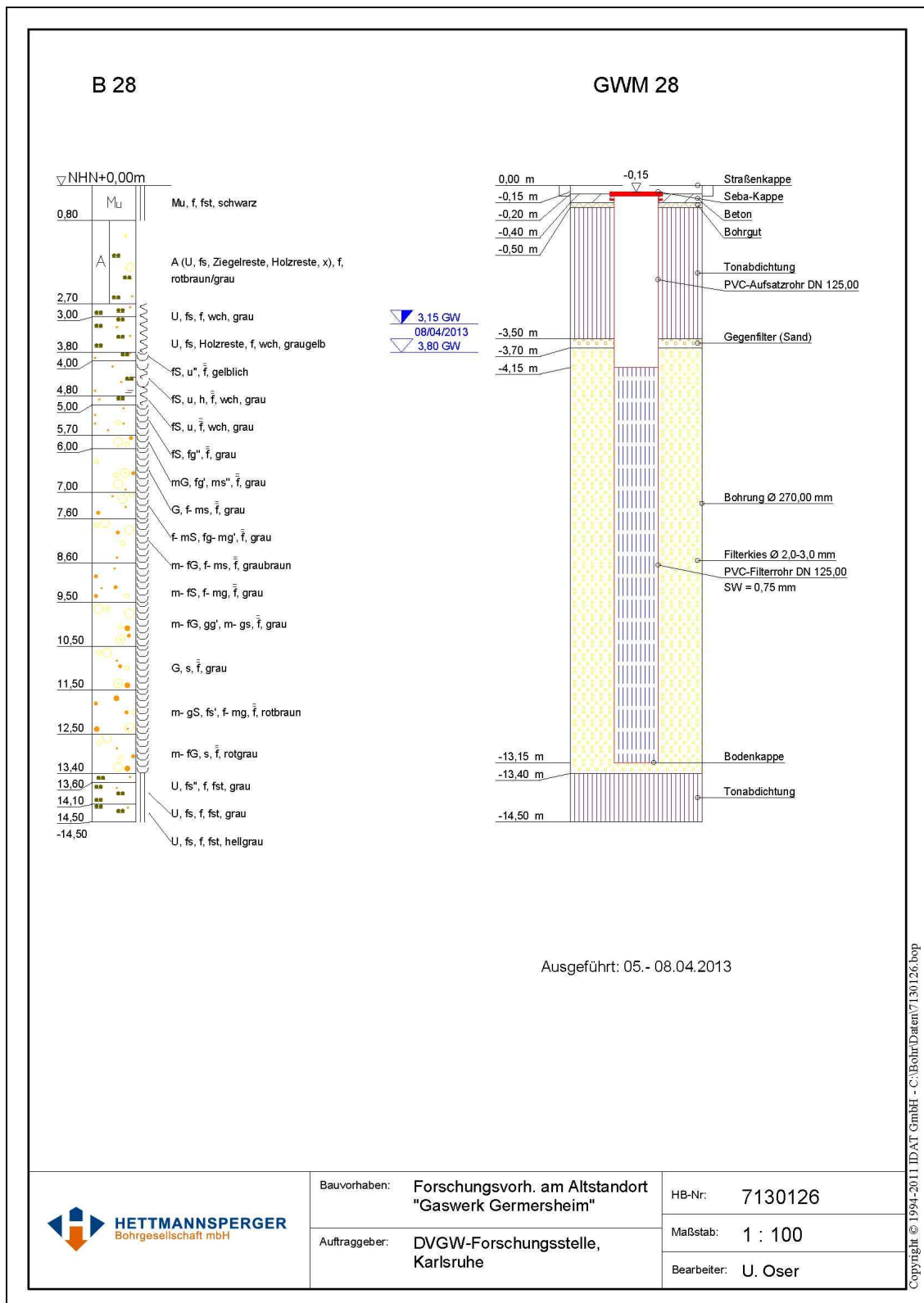


Abbildung 6: Schichtenprofil und Ausbauplan der Grundwassermessstelle GWM 28 im Gewann „Unkenfuk-Tuchbleiche“ (Lage der Messstelle vgl. Abbildung 1)

Unterlagert wird der oberste Grundwasserleiter von durchschnittlich ca. 3,5 m mächtigen tonigen Schluffen, denen zur Tiefe hin ca. 20 m mächtige Sande nachfolgen. Diese insgesamt deutlich mehr als 20 m mächtige, überwiegend feinklastische Schichtenfolge ist dem „Oberen Zwischenhorizont“ (OZH) zuzurechnen, der den Trennhorizont zum darunter anstehenden zweiten Grundwasserleiter des ebenfalls jungquartären „Mittleren Kieslagers“ (MKL = Mittlerer Grundwasserleiter = MGWL) bzw. der „Mittleren sandig-kiesigen Abfolge oben“ (MskAo) nach aktueller hydrogeologischer Nomenklatur bildet (vergleichende lithostratigraphische Gliederung nach älterer Nomenklatur Abbildung 7). Bzgl. der altlastenrelevanten Problemstellungen repräsentiert der grundwasserstauende Schichtanteil des OZH als natürlicher Aquitard die vertikale Begrenzung des im Rahmen der Sanierungsmaßnahmen zu bearbeitenden Aquiferbereichs.

HGK-Rhein-Neckar-Raum (1997-1999)		HGK Karlsruhe - Speyer Fortschreibung des hydrogeologischen Baus (1987)	
Deckschichten		Deckschichten	
oOKL	Zones ZH1 and ZH2	Oberes Kieslager (OKL)	„Jungquartär“
ZH1			
uOKL			
Oberer Zwischenhorizont (OZH)			
ZH2	Zones ZH2 and ZH3	Mittleres Kieslager (MKL)	„Altquartär“
Mittlere sandig-kiesige Abfolge			
ZH3			
Unterer Zwischenhorizont (UZH)			
Untere sandig-schluffige Abfolge		Pliozän (Tertiär)	

Abbildung 7: Schematisierte lithostratigraphische Gliederung der Lockergesteine im Raum „Rhein-Neckar“ und im südlich angrenzenden Raum „Karlsruhe-Speyer“ [Hydro-geologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung Rhein-Neckar-Raum (Ausgabe 1999)]

Bei relativ flacher Geländemorphologie variieren im Untersuchungsgebiet die Mächtigkeiten der Auffüllungen, der Auelehm-Deckschichten und der grundwasserführenden Sedimentfolge des OKL/OGWL/OksA relativ stark. Tendenziell nimmt die Mächtigkeit des OKL/OGWL/OksA von West nach Ost zu. Dementsprechend zeigt die Aquiferbasis (Top OZH) ein ausgeprägtes Relief mit größeren Tiefenlagen in nordöstlicher bis östlicher Richtung. Grundwasser wurde bei Erkundungs- und Messstellenbohrungen in unterschiedlichen Tiefen im Bereich 3 m bis 5 m unter GOK angetroffen. Überwiegend herrschen gespannte Grundwasserverhältnisse vor.

Die lokalen geologisch-hydrogeologischen Verhältnisse werden nochmals in aktualisierter und detaillierterer Form aus der nachfolgenden Abbildung 8 ersichtlich, wobei der schematische West-Ost-Schnitt etwa auf Höhe des Stadtgebietes von Germersheim und somit in unmittelbarer Nähe des Altstandortes „Gaswerk Germersheim“ verläuft.

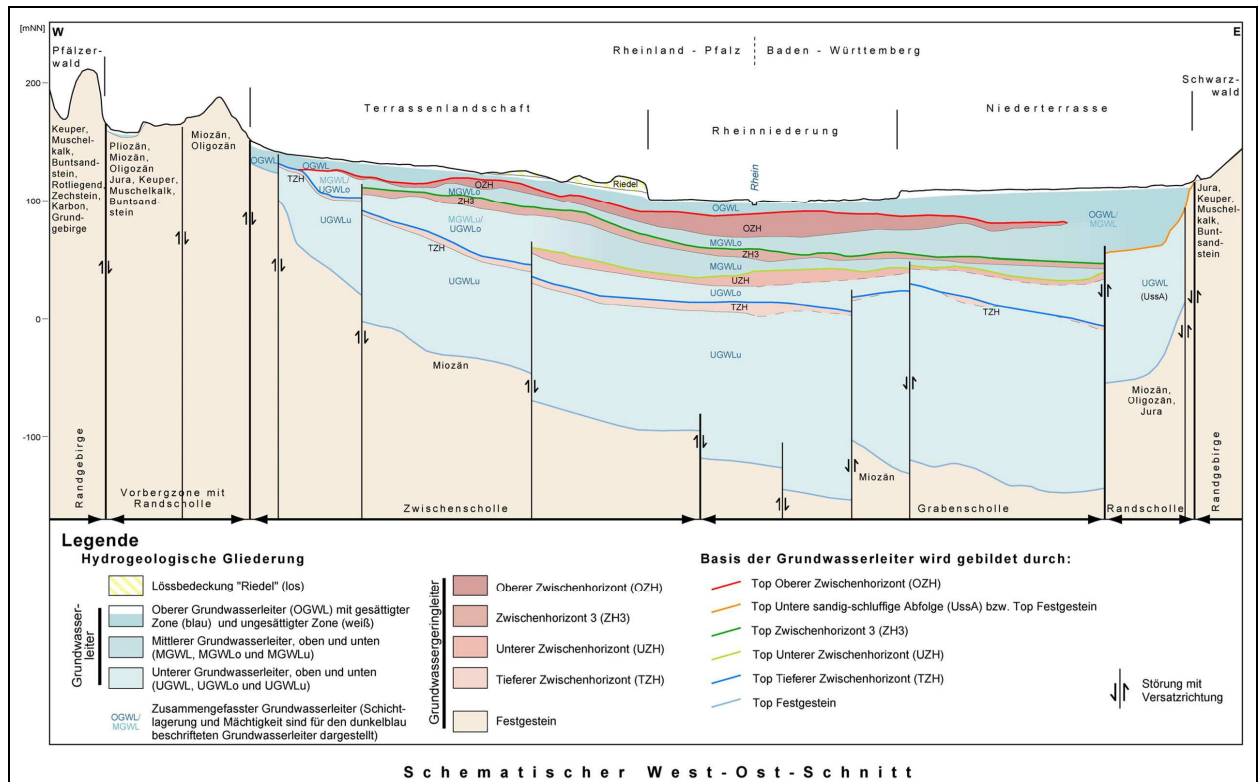


Abbildung 8: Schematischer Querschnitt durch den Oberrheingraben etwa auf Höhe von Germersheim mit Gliederung der Abfolge in Grundwasserleiter (verschiedene Blautöne) und Grundwassergeringleiter (verschiedene Brauntöne), wobei die Farbe der Grenzen zwischen den Grundwasserleitern angibt, welche lithologische Einheit die Basis des jeweiligen Grundwasserleiters bildet [Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbeschaffenheit im Raum Karlsruhe-Speyer (Ausgabe 2007)]

1.2.3 Grundwasserfließverhalten und Schadstoffverteilung

Frühe Auswertungen von kontinuierlichen Pegelstandmessungen (Untersuchungsjahr 2000) und von diversen Stichtagsbeprobungen (Untersuchungsjahre 2003 bis 2007) ergaben, dass die Grundwasserstände und somit auch die Fließrichtungen stark vom Rheinwasserstand beeinflusst sind. Steigt in Folge von starken Regenfällen oder Schneeschmelzen der Rhein an, so drückt linksrheinisch gebildetes Uferfiltrat in das Untersuchungsgebiet (influente Abflussverhältnisse). Bei niedrigem Rheinwasserstand und erhöhtem linksrheinischem Grundwasserdargebot fließt hingegen landseitiges Grundwasser auf die westlichen Rheinuferbereiche zu (effluente Abflussverhältnisse). Aus kontinuierlichen Beobachtungen der Grundwasserstände mittels fest installierter Messsonden, die im Zeitraum Februar bis November 2000 sowie im Rahmen des Forschungsvorhabens zwischen März 2010 und September 2013 systematisch durchgeführt und für definierte Zeitabschnitte ausgewertet wurden, resultieren folgende grundlegende Erkenntnisse:

- Referenzablesungen am Pegel „Hafen Germersheim“ und deren Korrelation mit Grundwasserstandsablesungen am Messstellennetz zeigen, dass von einer hydraulisch wirksamen Anbindung des Grundwasserkörpers an das Oberflächengewässer Rhein auszugehen ist.
- Im zentralen Untersuchungsgebiet des ehemaligen Gaswerksgeländes stellen sich relativ unsystematische Schwankungen des Grundwasserspiegels um bis zu ca. 2,0 m ein, die sich über die jeweiligen hydrologischen Jahre relativ unsystematisch verteilen.
- Vornehmlich während Grundwasseranstiegsphasen und Hochwasserphasen des Rheins wurde ein zeitweises Drehen der Grundwasserfließrichtung um einen Winkel von deutlich mehr als 180° von der bevorzugten Hauptrichtung Ost/Nordost auf west-nordwestliche festgestellt, was prinzipiell einer Fließrichtungsumkehr gleichkommt.

Details sowie Grundlagen und Sachstand der für den Altstandort zu erstellenden Grundwassermodellierung sind dem separaten Abschlussbereich des Steinbeis-Transferzentrums Grundwassermodellierung/Wiesloch zu entnehmen.

Bei näherer Betrachtung ist wegen der speziellen Lage des Altstandorts „Gaswerk Germersheim“ im Bereich zwischen dem Hauptvorfluter Rhein, dem westseitigen Rheinzufluss Queich (Nebenfluss aus dem Pfälzer Wald) und dem rheinparallel verlaufenden Oberflächengewässer Bornpfuhl (Altrheinarm) eine komplexe und kompliziert aufzulösende Grundwasserströmungssituation zu konstatieren. In dieses System greifen zusätzlich noch technische (wasserwirtschaftliche) Maßnahmen ein (Betrieb von Pumpwerken, Stauwehren). Offensichtlich werden im Zusammenspiel der vorgenannten Einflussfaktoren starke Grundwasserfließrichtungs- und merkliche Grundwassergradientenschwankungen wirksam, die zu Rückstauwirkungen führen und zumindest zeitweise eine Fließrichtungsumkehr des Grundwasserstroms verursachen können.

In Anbetracht der aus den Langzeitbeobachtungen gewonnenen Erkenntnisse sind direkte Konsequenzen für den Schadstofftransport aus einem kurzfristig ermittelten Strömungsbild prinzipiell nicht ableitbar. Die extrem instationären Verhältnisse gaben zu der Vermutung Anlass, dass lokale Grundwasserkontaminationen im Altstandortbereich hin- und herschwappen und - über längere Zeiträume betrachtet - nicht über den Geländebereich zwischen Rhein, Queich und Bornpfohl hinaus abströmen können. Wie die unsystematischen PAK-Konzentrationsverteilungen (Maxima/Minima) bei nahezu identischem Ausbreitungsgebiet in der nachfolgenden Abbildung 9 dokumentieren, kann ein sogenannter „Badewannen- oder Pendeleffekt“ unterstellt werden, der in Richtung der Oberflächengewässer „Bornpfohl“ (Altrhein im Westen) und „Rhein“ (Osten) relativ stabile Grenz- oder Randbereiche andeutet. Gleichzeitig weisen die signifikant unterschiedlichen Verteilungsmuster der Stichtagsbeprobungen 2003, 2005 und 2007 auf diverse Problembereiche hin, die sich über das gesamte Untersuchungs- und Sanierungsgebiet verteilen (vgl. Ausführungen in Kapitel 1.1).

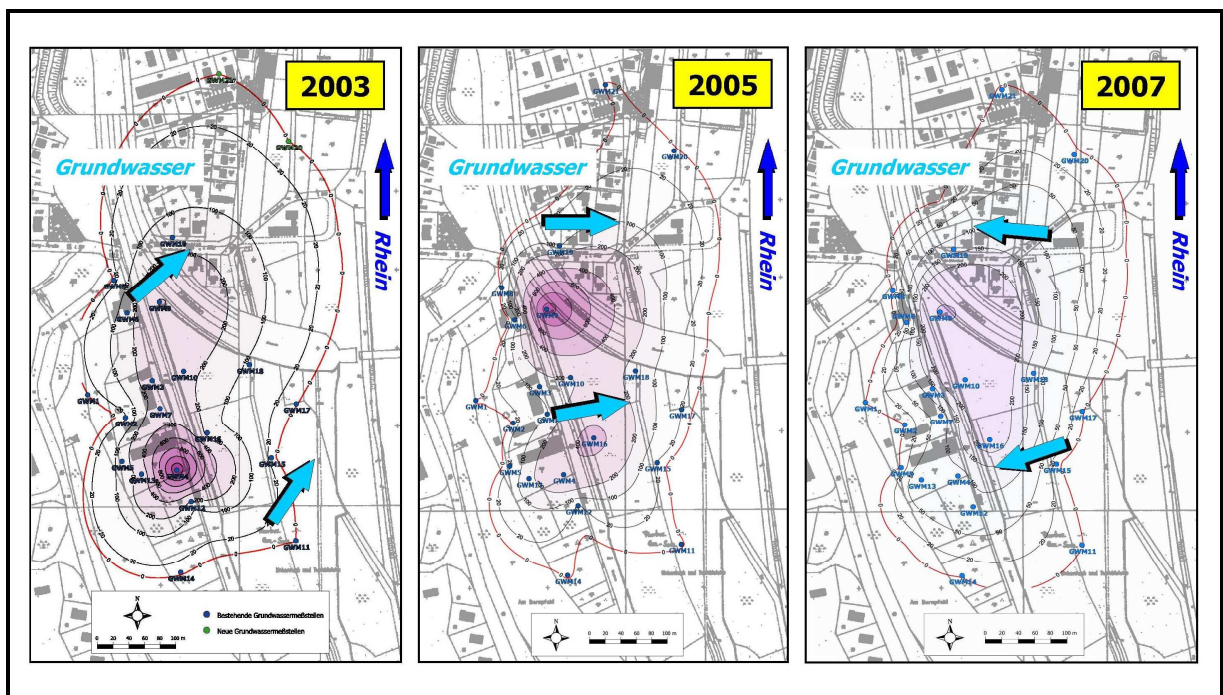


Abbildung 9: Σ EPA-PAK₁₋₁₆-Verteilungsmuster im Grundwasser zu den Jahreskontrollbeprobungen 2003, 2005 und 2007 mit zeitlich zuordenbaren Grundwasserfließrichtungen (Datenaufnahmen zur jeweiligen Stichtagsbeprobung)

Die aus der Abbildung 9 ersichtliche räumliche Lage bzw. Verteilung der Belastungsmaxima und die ausgewiesene maximale Gesamtfahnenlänge von ca. 500 m in nordnordöstlicher Richtung sind auf mehrere Schadensherde (Eintragsstellen) zurückzuführen, die sich perschnurartig entlang einer gedachten Nord-Süd-Achse aufreihen. Unter diesen Voraussetzungen und bei überwiegend von Ost-Nordost nach West-Nordwest wechselnden

Fließrichtungen des Grundwassers war bereits zu Beginn des Forschungsvorhabens von geringen Transportweiten der Schadstoffe und von relativ kurzen Teilfahren auszugehen, die sich für den Grundwasserbereich als zeit- bzw. randbedingungsabhängige Verteilungsbilder darstellen.

Angesichts der extrem instationären, rheinorientierten Verhältnisse erschien es deshalb für das Forschungsvorhaben zielführend zu sein, neben den Auswirkungen der begleitenden Sanierungsmaßnahme insbesondere die Ränder der Schadstoffausbreitung genauestens zu beobachten und über die dortigen Verhältnisse (Milieu/Milieuveränderungen, mikrobielle Aktivitäten) relevante (schadstoffabbauende) NA-Prozesse zu identifizieren, die zukünftig ein qualifiziertes Monitoring (MNA) als Sanierungsfolmaßnahme am Altstandort „Gaswerk Germersheim“ rechtfertigen können. Wie die nachfolgenden Ausführungen zu den Feld- und Laborergebnissen des Forschungsvorhabens zeigen werden, können die variablen Schadstoffverteilungsmuster in der Tat auf die komplizierten hydrologisch-hydraulischen Rahmenbedingungen sowie auf einen durch wechselnde hydrochemische Milieus gesteuerten und dadurch ausgesprochen aktiven mikrobiologischen Schadstoffabbau zurückgeführt werden.

1.3 Sanierungsmaßnahmen mittels konventionellem Erdaushub und Großlochbohrungen

Wie bereits in der Vorhabensbeschreibung vom März 2009 dargelegt wurde und durch eine Vielzahl in der Nach-**KORA**-Zeit erscheinender Handlungsempfehlungen oder Regelwerke dokumentiert wird, war eine Schadensherdsanierung im Kernbereich des ehemaligen Gaswerks Germersheim als Voraussetzung für ein tragfähiges NA-Folgekonzept zwingend erforderlich. Dies war auch in der Tatsache begründet, dass unter dem ehemaligen Reinigergebäude, das bereits im Jahr 2006 bis auf die Grundmauern (Niveau Geländeoberkante) zurückgebaut wurde, nicht sanierte Kondensatgruben vorhanden waren, die mit verhältnismäßigem Aufwand entleert und anschließend vollständig entfernt werden konnten.

Abbruchbegleitende Sanierungsuntersuchungen des Jahres 2006, die sich zunächst auf die Teilfläche 6B und die ungesättigte Bodenzone (Sickerraum) konzentrierten, zeigten an der äußersten südwestlichen Ecke des Untersuchungsgebietes sanierungswürdige Bodenverunreinigungen mit Teerrückständen auf (vgl. Abbildung 2), die als flacher Schadensherd **SH4** in einer ersten Sanierungsplanung des Jahres 2010 berücksichtigt wurden (Abbildung 10). Der oberflächennahe Bodenaustausch erfolgte Anfang 2011 konventionell mittels Hydraulikbagger bis in eine Tiefe von 2,0 m bis maximal ca. 2,5 m unter Geländeoberkante (GOK), ohne den darunter liegenden und durch Auelehmschichten abgeschotteten Grundwasserbereich tangieren zu müssen.

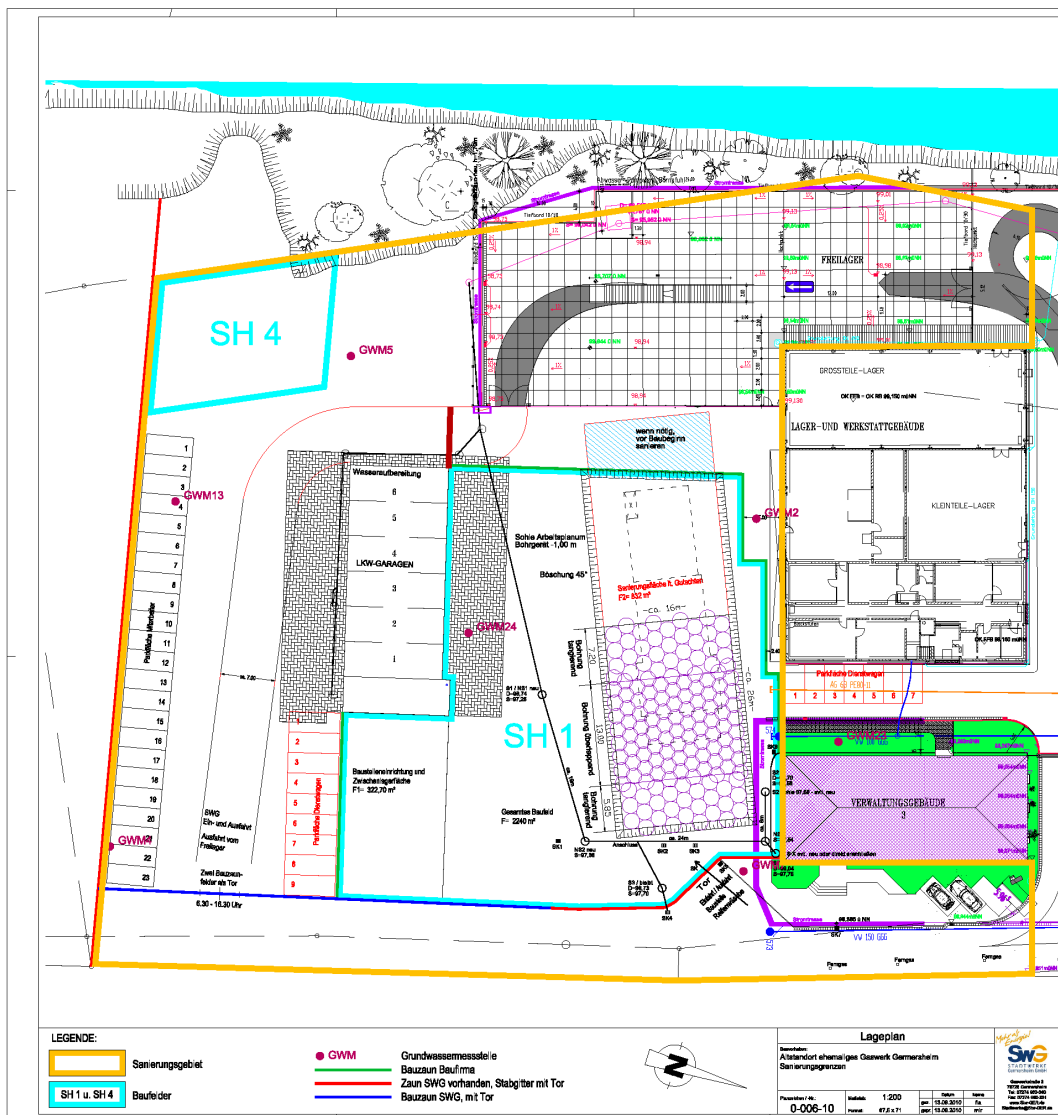


Abbildung 10: Baustellenübersicht und Baustelleneinrichtung zu Kernsanierungsmaßnahmen in den Schadensherdbereichen SH1 (Tiefenaushub „Kondensatgruben“) und SH4 (Flachaushub „Grenzbereich Bornpfehl“)

Weitere Sanierungsuntersuchungen im ehemaligen Gaswerkskernbereich (Teilfläche 6C lt. Abbildung 2) des Jahres 2008 zeigten, dass seitlich-unterhalb der immer noch vorhandenen Kondensatgruben starke Bodenverunreinigungen vorhanden waren, die tief in die grundwassergesättigte Bodenzone (Aquifer) hineinreichten. Die massiven Teer/Teeröl-Kontaminationen fanden als tiefgründiger Schadensherd **SH1** in der Sanierungsplanung des Jahres 2010 Berücksichtigung (vgl. Abbildung 10).

Der Bodenaustausch sollte mittels Großlochbohrungen im sogenannten „Mantelrohr-Verfahren“ bis in eine maximale Zieltiefe von ca. 8 m unter Baugrubensohle, entsprechend ca. 10 m unter GOK erfolgen. Die Detailplanung für in Abhängigkeit vom Belastungsgrad unterschiedliche Zieltiefen ist der nachfolgenden Abbildung 11 zu entnehmen.

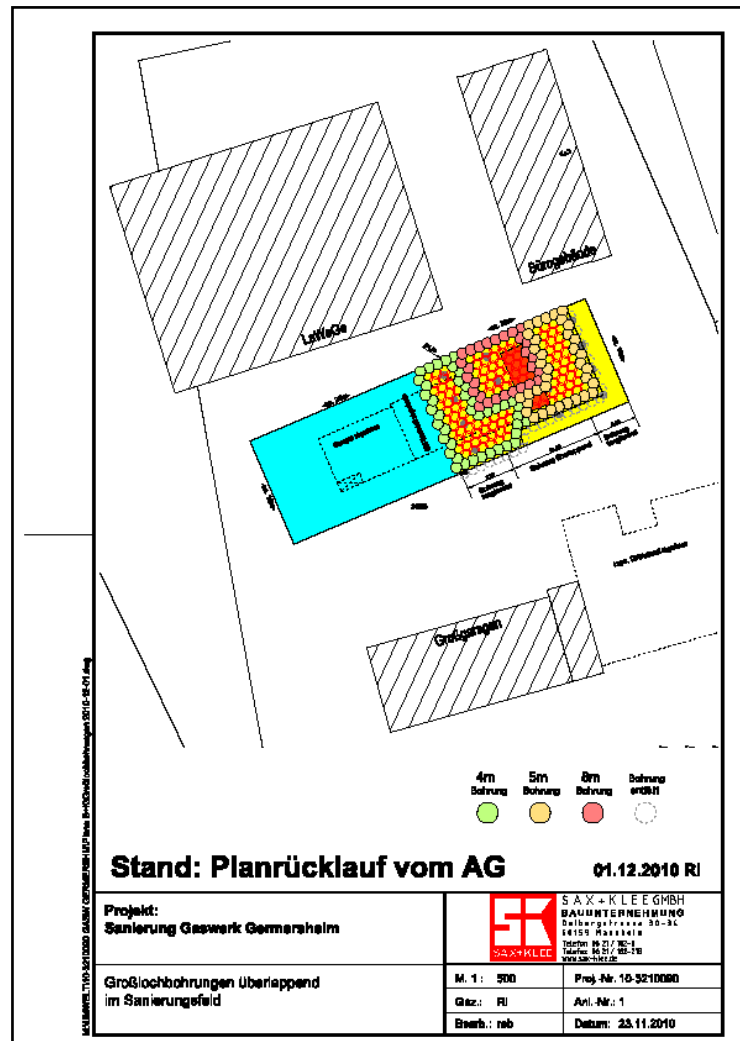


Abbildung 11: Detailplanung zur Sanierung des Schadensherds SH1 mittels konventionellem Bodenaustausch (Baufeld „West+Ost“ bis maximal ca. 2,5 m unter GOK) und Tiefenaushub (Baufeld „Ost“ ⇒ Großlochbohrungen bis maximal ca. 10 m unter GOK)

Erste Arbeitsschritte zur endgültigen Sanierung des Bereichs der Kondensatgruben (Schadensherd **SH1**) waren die fachgerechte Entleerung und der anschließende Rückbau des Grubenbauwerks, welches nach dem oberflächlichen Abriss des alten Reinigergebäudes im Jahr 2006 vollständig im Untergrund erhalten blieb. Die notwendigen Teilschritte sind durch die nachfolgende Abbildung 12 und Abbildung 13 dokumentiert.

Ziel des oberflächennahen Rückbaus, der bis in eine maximale Tiefe von ca. 2,5 m unter GOK erfolgte, war es auch, ein homogenes und ausreichend standfestes Arbeitsplanum über für das über 100 t schwere Großlochbohrgerät zu schaffen. Basis des oberflächennahen Rückbaus (Baufeld „Ost“) und des flächigen Bodenaushubs (Baufeld „Ost+West“) waren die labilen und wenig standsicheren Auelehme, die an der Bausohle anstanden und im Nachgang bis 0,5 m unter GOK mit wesentlich belastbareren

Rheinsedimenten („Hafenkies“ aus einer Baumaßnahme im Germersheimer Rheinhafen) überdeckt und zusätzlich mechanisch verdichtet wurden.

Die weiteren Abbildungen (Abbildung 14 und Abbildung 15) dokumentieren den Einsatz des Großlochbohrgeräts innerhalb des mit nicht aufbereiteten OKL-Kiessanden verfüllten Arbeitsplanums. Die Aufsicht in Abbildung 14 zeigt das in den Untergrund eingedrehte Mantelrohr. Zur Vermeidung eines hydraulischen Grundbruches, der das Mantelrohr unkontrolliert in den Untergrund absacken ließe, wird gerade sauberes Austauschwasser als Auflast zugeführt, bevor mit dem daneben stehenden Bohreimer weiteres Bodenmaterial ausgebohrt werden kann. Abbildung 15 zeigt die Entleerung des gefüllten Bohreimers in eine Auffang- und Absetzmulde, von der aus mit einem Hydraulikbagger in ein geländegängiges Baustellenfahrzeug („Dumper“) umgeladen wurde. Danach erfolgte der Zwischentransport zu einer eigens eingerichteten Lagerfläche, wo der Bodenaushub bis zur weiteren Verladung und zum anschließenden Abtransport zu einer Entsorgungs- oder/oder Verwertungseinrichtung bereitgestellt wurde.



Abbildung 12: Erschließungs- und Freilegungsarbeiten im Bereich des Schadensherdes SH1 (Kondensatgruben)



Abbildung 13: Auskofferungs- und Rückbauarbeiten im Bereich des Schadensherdes SH1 (Kondensatgruben = Teer- und Ammoniakwassergrube)



Abbildung 14: Großlochbohrgerät im Sanierungseinsatz (Vorgang => Einbringen von sauberem Austauschwasser als Wasserauflast innerhalb des Mantelrohrs)



Abbildung 15: Großlochbohrgerät im Sanierungseinsatz (Vorgang \Rightarrow Entleeren des Bohreimers in Auffang- und Absetzmulde)

Nach leicht verspätetem Beginn der Bauarbeiten am 13.10.2010 konnte die eigentliche Kernsanierungsmaßnahme des Schadensherdes **SH1** erst am 16.03.2011 zum bautechnischen Abschluss gebracht werden. Den zum März 2011 erreichten Endstand der Bohrarbeiten mittels Mantelrohrverfahren dokumentiert die nachfolgende Abbildung 16. Insgesamt wurden 238 Großlochbohrungen bis in eine im Einzelfall erweiterte Zieltiefe von maximal ca. 11 m unter Geländeoberkante (GOK) bzw. 4 m, 5 m oder 8 (9) m unter Baugrubensohle niedergebracht.

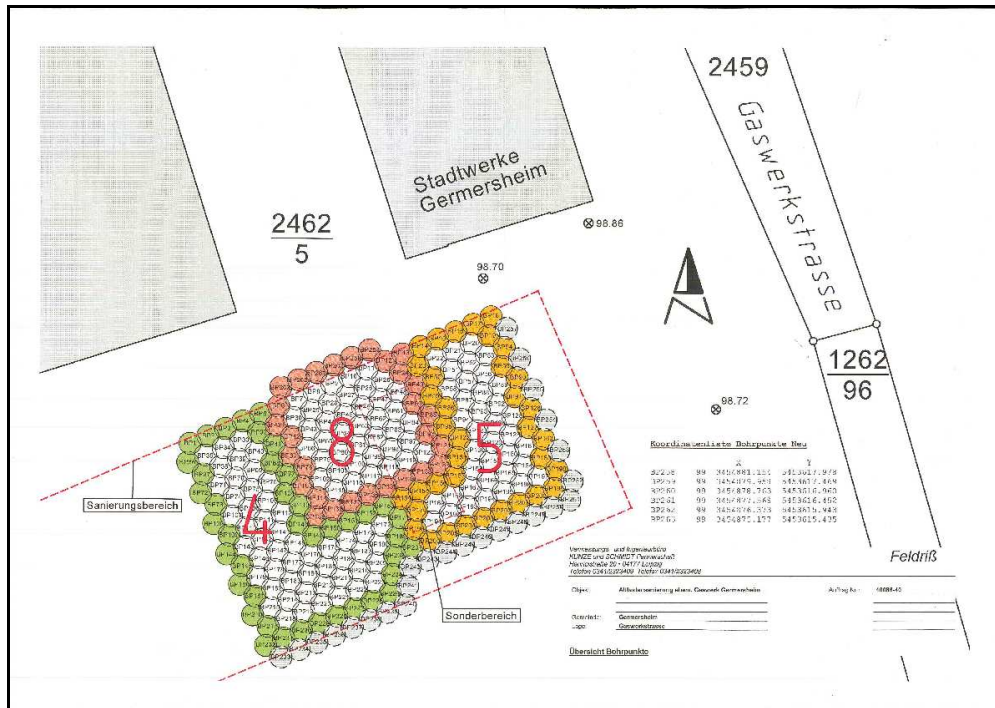


Abbildung 16: Bohrplan zur Sanierung des Schadensherds SH1 mittels konventionellem Bodenaustausch (Baugrubensohle bzw. Arbeitsplanum bis maximal ca. 2,5 m unter GOK) und Tiefenaushub (Baufeld „Ost“ ⇒ Großlochbohrungen bis maximal ca. 11 m unter GOK)

Die ursprüngliche Ausführungsplanung sah vor, die Gesamtmaßnahme bis Weihnachten 2010 beenden zu können. Die Gründe für die Verzögerungen lagen einerseits in einem zum damaligen Zeitpunkt praxisuntauglichen, weil neu etablierten Verfahren zur Entsorgung bzw. Verwertung gefährlicher Abfälle. Auslösender Faktor ist hierbei die im Jahr 2009 novellierte Deponieverordnung (DepV) mit ihren anhängigen Regelungen zur Probenahme (Stichwort „LAGA PN 98“) und zum Nachweisverfahren (Stichwort „eANV“). Eine häufig nicht bestimmungskonforme Anwendung und Interpretation der Probenahmenvorschrift sowie eine mangelhafte Verfügbarkeit und Pflege des elektronischen Systems führten zu wochenlangen Verzögerungen. Symptomatisch für das unbefriedigende Nachweisverfahren war z.B. auch die bis dahin nicht gekannte Anhäufung zuständiger Behördenstellen und Dienstleister bei gleichzeitigem Mangel an verfügbarem Fachpersonal. Andererseits gab es erhebliche Behinderungen durch außergewöhnliche klimatische Randbedingungen, die sich in einem relativ frühen Wintereinbruch äußerten, der zudem noch von mehreren Starkniederschlagsereignissen und daraus resultierenden Hochwassersituationen des standortnahe gelegenen Vorfluters Rhein begleitet war, die wiederum Probleme beim für die Großlochbohrungen erforderlichen Grundwassermanagement bereiteten.

Trotz aller Widrigkeiten konnten die Sanierungsmaßnahmen zu einem die Schutzgüter betreffenden guten Abschluss gebracht werden. Im vorliegenden Fall lässt sich der Erfolg der schwerpunktorientierten Maßnahmen an den endgültigen Sanierungsbilanzen bzgl. des für ehemalige Gaswerksstandorte signifikanten Leitparameters „ Σ EPA-PAK₁₋₁₆“ ablesen, die für das Schutzgut „Boden“ Tabelle 1 und Tabelle 2. zu entnehmen sind.

Tabelle 1 Sanierungsbilanz bzgl. des Leitparameters „ΣEPA-PAK1-16“ für den tiefen Bodenaustausch mittels Großlochbohrungen (Schadensherd SH1)

	Einheit	Baufeld „West“	Baufeld „Mitte“	Baufeld „Ost“
PAK- \emptyset _{gewichtet} Ausgangsbelastung (Vorlaufende Deklarationsanalytik)	mg/kg _{TS}	664	1.177	636
PAK- \emptyset _{gewichtet} Restbelastung (Sohlbeprobung Großlochbohrung)	mg/kg _{TS}	21	62	23
PAK-Reduktion (Bodenaustausch)	%	96,8	94,7	96,4

Tabelle 2 Sanierungsbilanz bzgl. des Leitparameters „ Σ EPA-PAK₁₋₁₆“ für den konventionellen (flachen) Bodenaustausch mittels Hydraulikbagger (Schadensherd SH4)

	Einheit	Baufeld „Südwest“
PAK- $\bar{\varnothing}$ _{arithmetisch} Ausgangsbelastung (Deklarationsanalytik aus Haufwerk)	mg/kg _{TS}	860
PAK- $\bar{\varnothing}$ _{arithmetisch} Restbelastung (Rasterbeprobung Baugrubensohle)	mg/kg _{TS}	14
PAK-Reduktion (Bodenaustausch)	%	98,4

Während die durchschnittliche Reduktion des PAK-Schadstoffpotenzials für die tieferreichenden Großlochbohrungen mit **96,0 %** anzugeben ist (Schadensherd **SH1**), liegt die ermittelte Reduktion für den wesentlich leichter zugänglichen konventionellen Bodenaustausch (Schadensherd **SH4**) sogar bei beachtlichen **98,4 %**. Somit wurde das Ziel einer 95 %igen Potenzialminderung für beide sanierungstechnisch bearbeiteten Schadensherdbereiche erreicht.

Bzgl. des Schutzguts „Grundwasser“ kann eine vorläufige und gleichfalls positive Bewertung der Schadstoffreduktion für die unmittelbar nördlich des zentralen Baufelds gelegene Abstrommessstelle GWM 23 mittels der Gangliniendarstellung in der nachfolgenden Abbildung 17 aufgezeigt werden.

Grundwassermessstelle GWM 23 (Abstrom **SH1**)

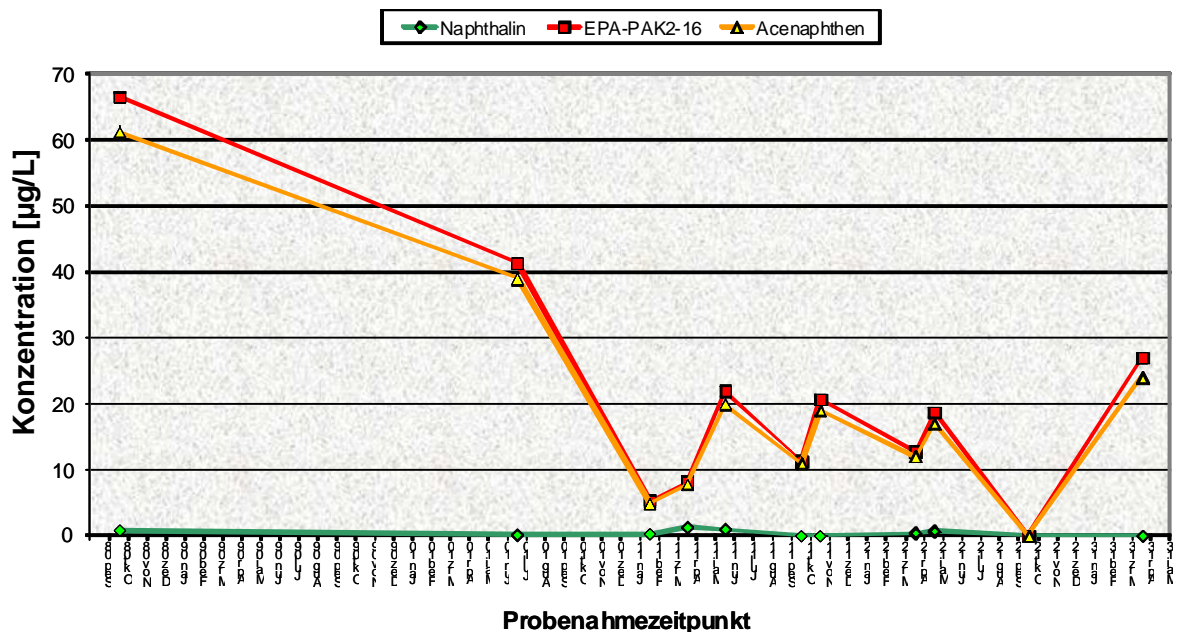


Abbildung 17: Zeitliche Entwicklung der PAK-Belastung im Grundwasser der Messstelle GWM 23 (Abstrom Schadensherd SH1) vor Sanierungsbeginn (Dezember 2010 ⇒ Beginn Großlochbohrungen) bis nach Sanierungsabschluss (Februar 2011 ⇒ Abschluss Großlochbohrungen)

Die vor Sanierungsbeginn gemessenen PAK-Gehalte im Grundwasser von durchschnittlich mehr als 50 µg/L brechen zum Ende der Sanierung mit dem Großlochbohrverfahren auf Werte deutlich unter 10 µg/L ein. Nach einem Zwischenanstieg auf wenig mehr als 20 µg/L, die auf eine Mobilisierung durch veränderte hydrochemische Verhältnisse im ehemaligen Schadenszentrum **SH1** zurückzuführen sein dürfte, variieren die PAK-Gehalte im Grundwasser zu den nachfolgenden Kontroll- bzw. Bestands-/Übersichtsbeprobungen vom Oktober 2011, November 2011, April 2012 und Mai 2012 im Bereich zwischen 10 und 20 µg/L. Zum vorletzten Kontrolltermin im Oktober 2012 ist erstmals wieder eine signifikant rückläufige Entwicklung zu sehr niedrigen bzw. analytisch nicht mehr nachweisbaren Schadstoffgehalten festzustellen, die allerdings durch die zuletzt erfolgte Kontrolluntersuchung vom April 2013 nicht bestätigt werden kann. In Anbetracht der tiefgreifenden Bodensanierungsmaßnahmen ist dennoch auf längere Sicht mit einer dauerhaften Stabilisierung auf einem niedrigen Niveau von deutlich unter 20 µg/L zu rechnen.

Die Ergebnisse weiterer Kontrollbeprobungen im baustellennahen Grundwasserzustrom (GWM 24) und im baustellennahen Grundwasserabstrom (GWM 3, GWM 7), mit denen ebenfalls bereits vor Start der Bodensanierungsmaßnahmen begonnen wurde, sind in Kapitel 3.4 dokumentiert. Dazu gehörten auch tiefenzionierte Grundwasserbeprobungen

(Methodik siehe. Kapitel 2.5.2), die Aufschluss über die aktuelle und zukünftig zu erwartende Schadstoffverteilung im Aquifer geben.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Geräte und Materialien

Anaerobbox Custom Chamber (Coy)	→ Batch-Ansätze
Anaerobbeutel AnaeroGen (OXOID)	
Anaerobindikator Anaerobic Indicator (OXOID)	
Batchflaschen, 2, 25 L (Schott)	
Gaschromatograph GC 6890 N (Agilent Technologies)	→ HET, PAK, SCAP und BTEX - Analytik
Massenspektrometer 5973 MSD (Agilent Technologies)	
Autosampler 7683 (Agilent Technologies)	
Rollrandfläschchen 1,5 mL, braun (A-Z Analytik-Zubehör)	→ HET, PAK, SCAP und BTEX – Analytik
Rollrandmikrofläschchen, klar (A-Z Analytik-Zubehör)	→ HET, PAK, SCAP und BTEX – Analytik
Ionenchromatograph 761 Compact IC (Methrom)	→ Ionenanalytik (Nitrit, Nitrat, Sulfat, Phosphat, Chlorid)
Autosampler 813 für IC (Methrom)	
Spritzenvorsatzfilter 0,2 µm (Schleicher & Schuell)	→ IC - Analytik
Luer-Lock Glasspritze, 5 mL, 10 mL, 50 mL (Poulten & Graf)	→ IC - und GC - Analytik
Glasspritzen 1µL, 10 µL, 25 µL, 1 mL, 5 mL (Hamilton)	→ GC - Analytik
Mehrkanalpipette Impact 2 (Matrix)	→ MPN
Mikrotiterplatten Nunclon Surface (Nunc)	→ MPN
Sterilbank Biowizard Golden Line (Kojair)	→ MPN
Messgerät Multiline 197i (WTW)	→ Probenahme (Feld und Labor)
Sauerstoffelektrode CelloX (WTW)	

pH-Elektrode Sentix 41 (WTW)

Redoxelektrode Sensolyt PT (WTW)

Leuchtbakterien *Vibrio fischeri*

→ Toxizitätstest

Photometer LumiStox (Dr. Lange)

Inkubationseinheit Lumistherm (Dr. Lange)

Messkolben, Nennvolumen 50 mL

→ Extraktion

Überkopfschüttler REAX 2 (Heidolph)

→ Extraktion

Säule

→ Säulenversuch

Grundwassertonne

Redoxelektrode InTrac (Mettler Toledo)

Tabelle 3: Kenndaten der Säulen für die Säulenversuche

	Säule 1	Säule 2
Durchmesser, d [cm]	16	16
Länge, l [cm]	50	50
Volumen, $V_{\text{Säule}}$ [mL]	10.048	10.048
Volumenstrom, \dot{Q} [mL/d]	1.500	1.500
Füllmaterial	Sediment (GWM 25)	Sediment (GWM 25)
Einwaage Boden, $m_{\text{Boden (TS)}}$ [g]	17.500	17.800
Porosität n	0,35	0,34
Verweilzeit VZ [h]	57	55

2.2 Flüssig – Flüssig Extraktion und Analytik der organischen Schadstoffe

Die organischen Schadstoffe werden mittels flüssig – flüssig Extraktion mit MTBE aus dem Grundwasser extrahiert und anschließend mit GC-MS gemessen. Vor der Extraktion wird 45 mL Probe in einen Messkolben gefüllt, der interne Standard zugegeben und mit 5 mL MTBE mit einem Überkopfschüttler 20 Minuten extrahiert. Nach 10 Minuten Wartezeit für die endgültige Phasentrennung wird die organische Phase mit Hilfe einer gasdichten Spritze entnommen, über Natriumsulfat getrocknet und die Messung durchgeführt. Rückstellproben werden bei ca. -30°C eingefroren. Die hier beschriebene Methode wurde im Rahmen des am TZW bearbeiteten LABO-Projektes „Altlastenbezogene Bewertungs- und Analyseempfehlung für kurzketten Alkylphenole (SCAP) und NSO-Heterocyclen (NSO-HET) – Modul 2“ optimiert und validiert [Tiehm et al (2011)]. Die Bestimmungsgrenzen für NSO-HET und SCAP können Anhang 11.1 und 11.2 entnommen werden.

2.3 Toxizität

Die Toxizität der entnommenen Grundwasserproben wurde mit dem Leuchtbakterienhemmtest (*Vibrio fischeri*) bestimmt. Die Abnahme der Leuchtintensität von *Vibrio fischeri*, einem marinen Bakterium, dient als Test für die Toxizität der im Grundwasser befindlichen Substanzen.

2.4 Keimzahlbestimmungen nach dem Most Probable Number (MPN) – Verfahren

Mit dem MPN Test lassen sich im Grundwasser stoffwechselaktive Mikroorganismen nachweisen und quantifizieren. Von den Proben werden dezimale Verdünnungsreihen in Mikrotiterplatten erstellt. Nach Inkubation der Ansätze (siehe Tabelle) wird die Anzahl der bewachsenen Röhrchen pro Verdünnungsreihe gezählt und mithilfe einer Poisson-Verteilung die wahrscheinlichste Keimzahl der Probe ermittelt.

Tabelle 4 Ansatz und Auswertung mit dem Most – Propable – Number - Verfahren

Parameter	Gefäß	Medium	Inkubationsdauer	Auswertung
Gesamtkeimzahl	Mikrotiterplatte	L & C Medium	7 Tage	Trübung
Gesamtkeimzahl	Mikrotiterplatte	R ₂ A Medium	7 Tage	Trübung
BTEX – Verwerter	Glastiterplatte	L & C Medium	6 Wochen	Trübung und Färbung
3 Ring PAK – Verwerter	Mikrotiterplatte	L & C Medium	3 Wochen	Trübung und Färbung
4 Ring PAK – Verwerter	Mikrotiterplatte (beaufschlagt mit PAK)	L & C Medium	3 Wochen	Trübung und Färbung
2 Ring NSO – HET – Verwerter	Mikrotiterplatte	L & C Medium	3 Wochen	Trübung und Färbung
3 Ring NSO – HET – Verwerter	Mikrotiterplatte	L & C Medium	3 Wochen	Trübung und Färbung
Denitrifikanten	Mikrotiterplatte	Denitrifikanten Medium	3 Wochen	Bestimmung von Nitrat/Nitrit
Eisenreduzierer	Mikrotiterplatte	Eisen- reduzierer Medium	3 Wochen	Bipyridin zutropfen, Färbung auswerten
Sulfatreduzierer	Mikrotiterplatte	Sulfat- reduzierer Medium	3 Wochen	Schwarzfärbung

2.5 Probenahme im Feld

2.5.1 Integrale Grundwasserprobenahme

Die integrale Grundwasserprobenahme entsprach weitestgehend einer Routineprobenahme unter Beachtung von Regeln zu Arbeitssicherheit und Gesundheitsschutz für das ausführende Personal. Hinsichtlich der einzuhaltenden probenahmetechnischen Randbedingungen wurde die in Rheinland-Pfalz verbindlich anzuwendende Handlungsempfehlung ALEX 14 „Arbeitshilfe Qualitätssicherung“ [LUWG Rheinland-Pfalz (2002/2011 ⇒ basierend auf „LABO/ALA/UA QS-Arbeitshilfe Qualitätssicherung“ (2002)] herangezogen. Als wichtigste Kriterien für eine sachgerechte integrale Probenahme galten:

- Einsatz regelbarer Unterwasserpumpen (Tauchmotorpumpen) mit geeigneten Steigrohren/Förderschläuchen für den Hauptförderstrom
- Pumpeneinbau mindestens ca. 2,0 m unterhalb des Betriebswasserspiegels im Bereich der Filterstrecke der Grundwassermessstelle
- Begleitende Vor-Ort-Messungen von Temperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Redoxpotenzial in DIN-Durchflusssmesszelle (laminares Anströmen der Elektroden mit optimaler Anströmgeschwindigkeit)
- Erfassung von Beprobungszeitraum, Fördermenge und Absenkungsverlauf
- Probenahme bei Erreichen relativer Konstanz der Vor-Ort-Parameter bei maximal 5-minütigen Messintervallen
- Verwendung geeigneter Probenahmebehältnisse
- Konservierung (chemisch), Kühlung und Lagerung bei Dunkelheit
- Zeitnaher Transport in geeigneten Behältnissen zu zertifizierten Untersuchungsstellen

Technische Angaben zu Messstellen und zur messstellenspezifischen Ausführung wurden in Probenahmeprotokollen dokumentiert. Die Maßnahmen (Probenahmekampagnen) wurden i.d.R. von Stichtagsmessungen der Wasserstände begleitet, in die alle vorhandenen Messstellen einbezogen wurden. Aus den flächendeckend erhobenen Wasserstandsdaten wurden Grundwasserhöhengleichenpläne erstellt, die wichtige Erkenntnisse zum instationären Grundwasserfließverhalten lieferten (Kapitel 3).

Bzgl. der praktischen Umsetzung der Grundwasserentnahmen wurde das Leervolumen der jeweiligen Messstelle (grundwassererfüllte Innenverrohrung und Filterstrecke) mindestens dreimal ausgetauscht und gewartet, bis die vor Ort gemessenen Parameter Temperatur, Redoxpotential, Leitfähigkeit, pH-Wert und Sauerstoffkonzentration relativ stabil waren. Für die Standortanalytik wurden Steilbrustschliffflaschen verschiedenen Volumens benutzt. Diese wurden nach dreifachem Volumenaustausch luftblasenfrei befüllt. Zur

Probenstabilisierung wurde nach Bedarf Säure vorgelegt. Die Analytik erfolgte innerhalb der nächsten 24 Stunden. An allen entnommenen Grundwasserproben wurde eine **Vollanalyse** durchgeführt. Diese beinhaltete folgende Parameter:

Färbung, Trübung, Geruch, SAK, Leitfähigkeit, Sauerstoff, pH-Wert, Säurekapazität, Basekapazität, Härte, Sättigungsindex, Calcitlösekapazität, Calcium, Methan, Magnesium, Natrium, Kalium, Ammonium, Eisen gesamt und gelöst, Mangan, Aluminium gesamt und gelöst, Chlorid, Nitrat, Nitrit, Sulfat, Phosphat, Silicium, Cyanid gesamt und leicht freisetzbar, Sulfid, TOC, DOC, CSB.

Monoaromaten: Benzol, Toluol, Ethylbenzol, m-/p-Xylol, o-Xylol, Styrol, 1,2,3-Trimethylbenzol, 1,2,4-Trimethylbenzol, 1,3,5-Trimethylbenzol, n-Propylbenzol, iso-Propylbenzol (Cumol), 1-Methyl-2-ethylbenzol, Σ 1-Methyl-3-ethylbenzol und 1-Methyl-4-ethylbenzol, 1,2-Diethylbenzol, 1,3-Diethylbenzol, 1,4-Diethylbenzol, Indan, Inden

PAK: Naphthalin, 1-Methylnaphthalin, 2-Methylnaphthalin, Acenaphthen, Acenaphthylen, 1,1-Biphenyl, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Dibenz(ah)anthracen, Benzo(ghi)perylene

N – HET: Pyrrol, Chinolin, Isochinolin, Indol, 2-Methylchinolin, 3-Methylchinolin, 4-Methylchinolin, 6-Methylchinolin, 7-Methylchinolin, 8-Methylchinolin, 1-Methylisochinolin, 3-Methylisochinolin, 2,6-Dimethylchinolin, 2,4-Dimethylchinolin, Acridin, Phenanthridin, Carbazol

S – HET: Thiophen, 2-Methylthiophen, 3-Methylthiophen, 2,5-Dimethylthiophen, 2,3-Dimethylthiophen, Benzothiophen, 2-Methylbenzothiophen, 3-Methylbenzothiophen, 5-Methylbenzothiophen, 3,5-Dimethylbenzothiophen, Dibenzothiophen, 4-Methyldibenzothiophen

O – HET: Benzofuran, 2-Methylbenzofuran, 3-Methylbenzofuran, 2,3-Dimethylbenzofuran, Cumarin, 2-Phenylphenol, Dibenzofuran, 2-Methyldibenzofuran, Xanthen, Xanthenon

Bei den Feldprobenahmen 2012 sowie den darauf folgenden Abbaueversuchen ist zusätzlich die Stoffgruppe der kurzkettigen Alkylphenole (short chain alkyl phenols → SCAP) berücksichtigt

SCAP: Phenol, o-Kresol, m-Kresol, p-Kresol, 2-Ethylphenol, 3-Ethylphenol, 4-Ethylphenol, 2,3-Dimethylphenol, 2,4-Dimethylphenol, 2,5-Dimethylphenol, 2,6-Dimethylphenol, 3,4-Dimethylphenol, 2-Propylphenol, 3-Propylphenol, 4-Propylphenol, 2-Isopropylphenol, 3-Isopropylphenol, 4-Isopropylphenol, 2,4,6-Trimethylphenol, 2,3,6-Trimethylphenol, 2,3,5-Trimethylphenol, 3,4,5-Trimethylphenol

Die Bestimmungsgrenzen für NSO-HET und SCAP sind jeweils in Anhang 11.1 und 11.2 aufgelistet.

Für die Abbaueversuche im Labor wurden 2 L Batch-Flaschen mit Waschflaschenaufsätzen und Vitonschläuchen versehen und autoklaviert. Für anaerobe Versuchsansätze wurden die

Flaschen vor der Probenahme mit Stickstoff befüllt. Bis zur Probenahme im Feld wurden die Schläuche mit Schlauchklemmen verschlossen. Bei der Grundwasserentnahme wurde das Volumen der betreffenden Messstellen dreimal ausgetauscht und die Stabilität der Vor-Ort-Parameter abgewartet. Erst dann wurden die 2 L Schottflaschen mit Grundwasser befüllt und anschließend luftblasenfrei wieder mit Schlauchklemmen verschlossen. Der Transport ins Labor erfolgte in Kühlboxen. Die Waschflaschenaufsätze wurden noch am selben Tag in der Anaerobbox durch mit Teflon beschichtete Schraubdeckel ersetzt.

2.5.2 Tiefenspezifische bzw. tiefenhorizontierte Grundwasserprobenahme

Hinsichtlich Sonderentnahmen tiefenspezifischer Grundwasserproben fanden ebenfalls Empfehlungen der bereits im vorigen Kapitel 2.5.1 zitierten Handlungsempfehlung ALEX 14 „Arbeitshilfe Qualitätssicherung“ [LUWG Rheinland-Pfalz (2002/2011)] Berücksichtigung, die in leicht abgewandelter bzw. angepasster Form auch auf die tiefenhorizontierte Grundwasserprobenahme übertragen werden kann.

Zur praktischen Anwendung kam einerseits ein handelsübliches Packersystem, bestehend aus einer aufpumpbaren Gummimanschette von ca. 1,0 m Länge, mit der eine Zweiteilung der grundwasserführenden Lockergesteinsschichten des OKL/OGWL/OksA erreicht wurde (Anwendungsfall: Messstelle GWM 3 ⇒ siehe Kapitel 3.9). Andererseits wurde das im Rahmen des **KORA**-Forschungsvorhabens „*Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden*“ entwickelte Probenahmesystem „**VARINSPES**“ [Karch et al (2007), Michels et al (2008)] eingesetzt, mit dem mittels zweier variabel einbaubarer Scheibenpacker und dreier voneinander unabhängiger Fördersysteme eine grundwasserrepräsentative Dreiteilung des Aquifers erreicht werden konnte (Anwendungsfälle: Messstellen GWM 7, GWM 9, GWM 15 ⇒ siehe Kapitel 3.4 und 3.9).

Das Prinzip der **VARINSPES**-Beprobung und die Verwendung der eingesetzten Technik ist beispielhaft dem schematisierten Einbauplan in Abbildung 18 sowie den nachfolgenden Erläuterungen zu entnehmen.

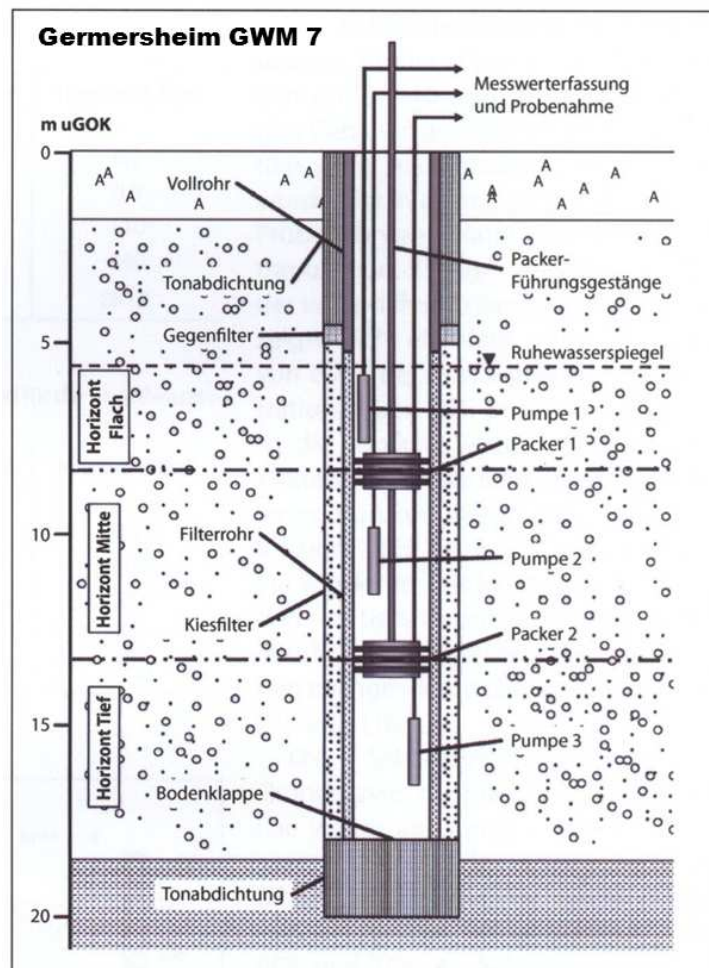


Abbildung 18: Schematisierter Einbauplan des Probenahmesystems „VARINSPE“ in Grundwassermessstelle GWM 7 zur Gewinnung von drei tiefenzonierten Grundwasserproben als repräsentative Mischproben je Entnahmehorizont [abgeändert nach Karch et al (2007)]

Die modular aufgebaute, durch handelsübliche Schraub- bzw. Stecksysteme individuell an jede konventionelle Grundwassermessstelle (Endausbau in DN 100-200) und somit an die Verhältnisse im Aquifer anpassbare Gerätetechnik erlaubt eine nahezu beliebige vertikale Differenzierung des Grundwasserkörpers. Die geometrische Anpassung der Einbauten kann an bestehenden Messstellennetzen mit bis zu vier Entnahmebereichen/-horizonten erfolgen, aus denen unter Verwendung praxisüblicher Pumpensysteme (Typ „GRUNDFOS MP 1“) Grundwasser entnommen werden kann.

Aus hydraulischer Sicht wird das Prinzip der „Simultanen-Pumpraten-Methode“ (SPR-Methode) mit variabel installierbaren Scheibenpacker-Einbauten kombiniert. Eine simultane Grundwasserförderung induziert Strömungswalzen mit im Idealfall horizontalen Trennstromlinien innerhalb der Messstelle und deren verfiltertem Ringraum. Zusätzliche Packereinbauten stabilisieren das Förderregime und reduzieren das Auftreten von Vertikal- und Umströmungen in der Messstelle (Verrohrung) bzw. im Ringraum (Kiesfilter) bis auf ein vernachlässigbares und somit tolerierbares Minimum. Im Unterschied zu vergleichbaren innovativen Systemen mit miniaturisierten Einbauten (Mehrkanalsysteme mit Low-Flow-

Pneumatikpumpen) wird zwar eine geringere vertikale Auflösung erreicht (weniger Entnahmepunkte), dafür ermöglicht die Ausstattung mit wesentlich leistungsfähigeren und elektronisch regelbaren Tauchpumpen die gezielte und repräsentative Erfassung ausgewählter Aquiferbereiche (Lockergesteinsschichten) bei möglichst hoher Trennschärfe innerhalb voll- oder teilverteilter Grundwassermessstellen.

Die im Feld umgesetzte Beprobungsstrategie und die realen Planungsgrundlagen der tiefenhorizontierten Grundwasserentnahme sind am Beispiel der Grundwassermessstelle GWM 7 aus nachfolgender Abbildung 19 ersichtlich.

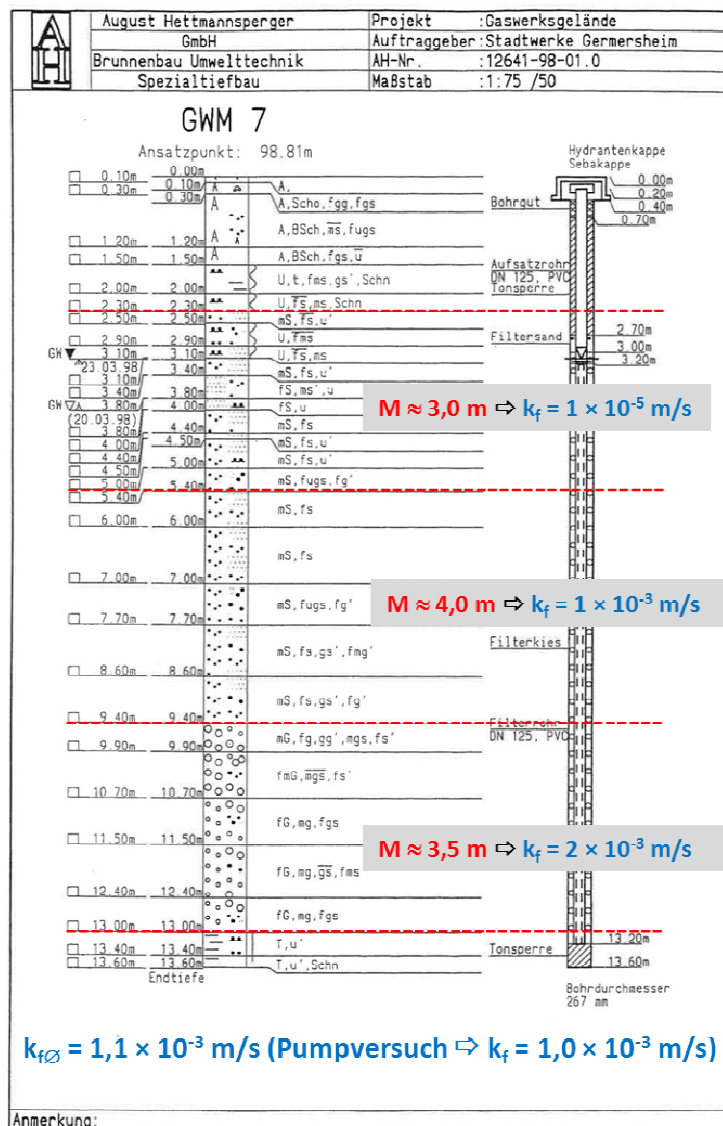


Abbildung 19: Schichtenprofil und Ausbauplan der Grundwassermessstelle GWM 7 mit hydrogeologischer Einteilung in grundwasserführende Lockergesteinsbereiche mit unterschiedlichen mittleren Durchlässigkeiten (Abschätzung aus lithologischer Zusammensetzung)

Aus Schichtenprofil (Korngrößenverteilung/-dominanz) und Ausbauplan (Länge/Aufteilung der Filterstrecke) werden die k_f -Wert-Zuordnungen für einzelne Profilabschnitte nach

fachlichen Kriterien abgeschätzt. Die k_f -Wert-Bestimmungen erfolgten einerseits rechnerisch als mächtigkeitsgewichteter Mittelwert der drei Entnahmebereiche, andererseits als aus dem Pumpversuch ermittelter Realwert des engeren Messstellenumfeldes (Nahbereich). Im vorliegenden Fall ergibt die Plausibilitätsbetrachtung eine sehr gute Übereinstimmung der mit unterschiedlichen Vorgehensweisen bzw. Methoden bestimmten integralen Durchlässigkeitsbeiwerte.

Zur Überprüfung der Trennschärfe der eingesetzten **VARINSPES**-Methodik wurden zu den Sanierungskontrollbeprobungen an Messstelle GWM 7 vom April 2012 und vom April 2013 jeweils zusätzliche integrale Grundwassermischproben unmittelbar nach Ende der horizontierten Beprobungen entnommen. Besonders gut eignet sich für eine stofflich orientierte Plausibilitätsbetrachtung der für ehemalige Gaswerksstandorte wichtigste und am häufigsten erhobene Schadstoff-Leitparameter „ Σ EPA-PAK₁₋₁₆“. Hinsichtlich des Summenparameters aus 16 Einzelverbindungen kann der relativ löslichste, flüchtigste und biologisch am besten abbaubare Einzelstoff „Naphthalin“ erfahrungsgemäß die größten Probleme bei einer konzentrationsbezogenen (mengenmäßigen) Bilanzierung bereiten. Dem hingegen weisen stabilere Einzelsubstanzen mit relativ geringerer Löslichkeit i.d.R. eine tendenziell geringere Fehleranfälligkeit bzgl. Probenahme und Analytik auf. Zu ergebnisrelevanten und gütebestimmenden Kriterien der stofflichen Bilanzierung zählen des Weiteren zeitnahe (integral \Leftrightarrow horizontiert) und möglichst einheitliche Probenahmebedingungen (vergleichbare Förderraten, Fördermengen, Entnahmebereiche, Absenkungen etc.) sowie insbesondere auch eine Laboranalytik, die an gleicher Untersuchungsstelle mit identischer Messmethodik durchgeführt wird. Die weitestgehende Beachtung der zuvor genannten Kriterien/Einflussfaktoren ist Voraussetzung für eine stimmige Bilanzierung, die in der routinemäßigen Praxis leider nicht immer in idealer Weise umgesetzt werden kann.

Die nachfolgende Tabelle 5 dokumentiert detailliert die analytischen Ergebnisse von horizontierter und integraler Grundwasserprobenahme sowie zugehörige hydrologisch-hydrogeologische Basisdaten und Berechnungen zu den beiden vorgenannten Probenahmeterminen in jeweils tabellarischer Form. Die Verrechnung der drei horizontierten Datensätze zu den Integralwerten der jeweils letzten Tabellenzeile basiert dabei auf einer transmissivitätsgewichteten Mittelwertbildung. Die aus dem DARCY'schen Gesetz abgeleitete Transmissivität T ($T = k_f \times M$) repräsentiert im Normalfall das Integral der Lockergesteinsdurchlässigkeit über die Grundwassermächtigkeit M und wird der Inhomogenität der Durchlässigkeiten in der gesamten Schichtenfolge eher gerecht, als wenn der Durchlässigkeitsbeiwert k_f alleine zu vergleichenden Betrachtungen herangezogen werden würde. Im besonderen Fall der **VARINSPES**-Verrechnung wurde der Lockergesteinsaquifer nach fachlichen Gesichtspunkten in drei Durchlässigkeitsbereiche (Grundwasserhorizonte) unterteilt, die sich sinnvollerweise nur mittels der jeweiligen Transmissivitäten zu einem realistischen Integralwert verrechnen lassen.

Tabelle 5 EXCEL-Auswertebblätter zur tiefenzonierten Grundwasserprobenahme mit Probenahmesystem „VARINSPEs“ (Plausibilitätsbetrachtung Horizont-ergebnisse ↔ Integralergebnisse der Probenahmen vom April 2013/2014)

		GWM 7 flach	GWM 7 mitte	GWM 7 tief	GWM 7 ber.	GWM 7 int.	GWM 7 int.
		2012004147	2012004148	2012004149	(T-gewichtet)	421396	2012005040
		17.04.2012	17.04.2012	17.04.2012	17.04.2012	17.04.2012	09.05.2012
Naphthalin	µg/L	460	1	0,16	1,7	33	110
Acenaphthylen	µg/L	9,7	20	11	14,3	5,6	13
Acenaphthen	µg/L	110	44	54	50,5	34	64
Fluoren	µg/L	12	6,5	3,3	4,5	3,3	6,2
Phenanthren	µg/L	0,81	1,3	0,53	0,81	0,35	0,87
Anthracen	µg/L	< BG	0,48	0,41	0,43	0,11	0,54
Fluoranthren	µg/L	0,57	0,93	1,7	1,4	0,43	1,1
Pyren	µg/L	< BG	0,28	0,48	0,41	0,11	0,35
Benzo(a)anthracen	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	< BG
Chrysen	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	< BG
Benzo(b)fluoranthren	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	< BG
Benzo(k)fluoranthren	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	< BG
Benzo(a)pyren	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	< BG
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	< BG
Dibenz(ah)anthracen	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	< BG
Benzo(ghi)perylene	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	< BG
Summe EPA-PAK1-16	µg/L	593,1	74,5	71,6	74,2	76,9	196,1
Horizontmächtigkeit M	m	3,00	4,00	3,50	10,50	10,50	
kf-Wert	m/s	0,00001	0,001	0,002	0,0011	0,0011	(M-gewichtet)
Förderrate Qf	m³/h	1,198	1,035	1,018	3,251	4,344	
Absenkung s	m	---	---	---	0,14	0,14	
GW-Gefälle I	m/m	0,00055	0,00055	0,00055	0,00055	0,00055	
Nutzbare Porosität P*	-	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	
Entnahmebreite B	m	2,3	2,3	2,3	2,3	1,6	(Zylinderformel)
Abstandsgeschw. Va	m/a	0,96	96,36	192,72	106,00	106,00	
GW-Abstrom Qa	m³/h	0,0001	0,0198	0,0347	0,0570	0,0370	
Fracht FR (EPA-PAK)	g/d	0,002	0,035	0,060	0,102	0,068	
Konz.-ΣEPA-PAK1-16	µg/L	s.o.	s.o.	s.o.	74,1	74,1	(T-gewichtet)
<i>(integral berechnet)</i>							

		GWM 7 flach	GWM 7 mitte	GWM 7 tief	GWM 7 ber.	GWM 7 int.	
		2013004086	2013004087	2013004088	(T-gewichtet)	632882/2	
		22.04.2013	22.04.2013	22.04.2013	22.04.2013	22.04.2013	
Naphthalin	µg/L	33	< BG	< BG	0,1	9,4	
Acenaphthylen	µg/L	6,9	6,8	6,0	6,3	5,2	
Acenaphthen	µg/L	99	62	70	67	85	
Fluoren	µg/L	7,2	0,9	1,2	1,1	3,9	
Phenanthren	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	0,10	
Anthracen	µg/L	0,5	0,6	0,7	0,7	0,25	
Fluoranthren	µg/L	0,5	0,6	0,9	0,8	0,65	
Pyren	µg/L	< BG	< BG	0,3	0,2	0,17	
Benzo(a)anthracen	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	
Chrysen	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	
Benzo(b)fluoranthren	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	
Benzo(k)fluoranthren	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	
Benzo(a)pyren	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	
Dibenz(ah)anthracen	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	
Benzo(ghi)perylene	µg/L	< BG	< BG	< BG	---	< BG	
Summe EPA-PAK1-16	µg/L	147,1	70,9	79,1	76,2	104,7	
Horizontmächtigkeit M	m	3,00	4,00	3,50	10,50	10,50	
kf-Wert	m/s	0,00001	0,001	0,002	0,0011	0,0011	(M-gewichtet)
Förderrate Qf	m³/h	1,109	1,125	1,098	3,332	2,990	
Absenkung s	m	---	---	---	0,14	0,08	
GW-Gefälle I	m/m	0,00055	0,00055	0,00055	0,00055	0,00055	
Nutzbare Porosität P*	-	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	
Entnahmebreite B	m	2,5	2,5	2,5	2,5	1,0	(Zylinderformel)
Abstandsgeschw. Va	m/a	0,96	96,36	192,72	106,00	106,00	
GW-Abstrom Qa	m³/h	0,0001	0,0198	0,0347	0,0570	0,0370	
Fracht FR (EPA-PAK)	g/d						
Konz.-ΣEPA-PAK1-16	µg/L	s.o.	s.o.	s.o.	75,0	75,0	(T-gewichtet)
<i>(integral berechnet)</i>							

Die für die Plausibilitätsbetrachtung relevanten Vergleichswerte aus den integralen und den horizontalen Probenahmen sind nochmals in kompakterer Form in der nachfolgenden Tabelle 6 zusammengefasst.

Tabelle 6 Vergleich von Plausibilitätsbetrachtungen zum Probenahmesystem „VARINSPES“ für den Leitparameter „ Σ EPA-PAK₁₋₁₆“ (Verrechnete Horzontergebnisse \leftrightarrow Integralergebnisse)

Grundwasserprobenahme	Σ EPA-PAK ₁₋₁₆	
	April 2012	April 2013
Integral (Routine)	76,9	104,7
Horizontiert (T*-gewichtet)	74,1	75,0
<i>Abweichung bzgl. Integralwert</i>	- 3,6 %	- 28,4 %

[*: Transmissivität (T) = Untergrunddurchlässigkeit (k_f) \times Grundwassermächtigkeit (M)]

Der Vergleich der routinemäßig erhobenen und der berechneten Integralwerte zeigt für die Probenahme vom April 2012 eine sehr gute Übereinstimmung, während für die Probenahme vom April 2013 eine größere Differenz festzustellen ist. Derartige Abweichungen, die bzgl. größenordnungsmäßiger Betrachtungen wiederum weniger relevant sind, beruhen offensichtlich auf „Stoffverschiebungen“ bzgl. gut löslicher, leichter flüchtiger Einzelkomponenten (z.B.: Naphthalin), die auf stärkere Variationen im Grundwasserzustrom sowie auf unterschiedliche Probenahme- und/oder Untersuchungsbedingungen zurückzuführen sein dürften (vgl. vorige Ausführungen zu gütebestimmenden Kriterien der stofflichen Bilanzierung).

Die Plausibilitätsbetrachtungen sowie die insgesamt vorliegenden Ergebnisse (Kapitel 3.4 und 3.9) unterstreichen, dass die **VARINSPES**-Technik eine erfolgreich anwendbare Verfahrensweise zur Gewinnung repräsentativer tiefenhorizontierter Grundwasserproben ist. Diese Bewertung wird durch erfolgreiche Anwendungen in den Bereichen Forschung (NA/MNA) und Praxis (Grundwassererschließung, Sanierungsoptimierung) bestätigt.

2.6 Probenahme im Labor

Die Proben wurden im Dunkeln je nach Versuchsansatz bei Grundwassertemperatur bzw. bei Raumtemperatur gelagert und mindestens messtäglich geschüttelt bzw. auf Schüttlern gelagert. Sauerstoff wurde während der Probenahmen im Labor mit einer 50 mL Glasspritze in Form von Luftsauerstoff zugegeben. Zusätzlich zu Schadstoff- und Ionenanalytik wurden bei den Probenahmen pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Redoxpotential regelmäßig überprüft um die Milieubedingungen während des Versuchsverlaufs zu kontrollieren.

Für die anaeroben Versuchsansätze erfolgten die Probenahmen in der Anaerobbox. Um anaerobe Bedingungen zu gewährleisten, wurden die Mikrokosmen in Anaerobtöpfen gelagert.

2.7 Überblick über die am TZW durchgeführten Arbeiten

Tabelle 7 Durchgeführte Untersuchungen im Zeitraum Juli 2010 bis August 2013

Zeitraum	Maßnahme
Juli 2010	Alle Messstellen: <ul style="list-style-type: none"> • Messung der Grundwasserstände • Analyse der hydrochemischen Parameter • Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX und NSO-Heterozyklen
Oktober 2010	Ausgewählte Messstellen: <ul style="list-style-type: none"> • Messung der Grundwasserstände • Tiefenzonierte und tiefenintegrierte Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX und NSO-Heterozyklen • Tiefenzonierte und tiefenintegrierte Analyse der hydrochemischen Parameter • Mikrobiologisches Keimzahlscreeing (MPN-Tests) • Toxizitätstests
Januar 2011	<ul style="list-style-type: none"> • Messung der Grundwasserstände • Analyse der hydrochemischen Parameter (GWM 15, GWM 17, GWM 18) • Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX und NSO-Heterozyklen (GWM 15, GWM 17, GWM 18) • Ansatz von aeroben Batchversuchen: Was geschieht mit der Schadstoffbelastung der Messstellen GWM 15, GWM 17 und GWM 18 bei Kontakt mit Sauerstoff?
Februar 2011	<ul style="list-style-type: none"> • Messung der Grundwasserstände • Tiefenzonierte und tiefenintegrierte Analyse der hydrochemischen Parameter und Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX und NSO-Heterozyklen (GWM 3, GWM 7 und GWM 24) zum Monitoring während der

	<p>Sanierungsmaßnahme</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tiefenzoniertes und tiefenintegriertes Mikrobiologisches Keimzahlscreening (MPN-Tests) • Toxizitätstests • Vollanalyse Grundwasser aus Großlochbohrung • Ansatz von aeroben Batchversuchen mit Grundwasser aus dem Bohrloch: welche Schadstoffe sind am Schadensherd relevant, wie beeinflusst ein Sauerstoffeintrag zum Beispiel durch die Sanierung den Abbau?
März 2011	<ul style="list-style-type: none"> • Tiefenzonierete und tiefenintegrierte Analyse der hydrochemischen Parameter, Keimzahlscreening und Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX und NSO-Heterozyklen (GWM 3, GWM 7 und GWM 24) zum Monitoring nach der Sanierungsmaßnahme
April bis September 2011	<ul style="list-style-type: none"> • wöchentliche Messung der Vor-Ort-Parameter Sauerstoff, pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur und Redoxpotential, Aufzeichnung der Grundwasserstände und Analytik der Ionen Nitrat, Sulfat, Eisen (II) und Chlorid, PAK, BTEX und NSO-Heterozyklen Analytik in GWM 11, GWM 15, GWM 17, GWM 18 und GWM 20
Oktober 2011	<ul style="list-style-type: none"> • Tiefenzonierete und tiefenintegrierte Analyse der hydrochemischen Parameter, Keimzahlscreening und Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX und NSO-Heterozyklen (GWM 3, GWM 7 und GWM 24) zum Monitoring nach der Sanierungsmaßnahme
November 2011	<p>Alle Messstellen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Messung der Grundwasserstände • Tiefenintegrierte Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX und NSO-Heterozyklen • Tiefenintegrierte Analyse der hydrochemischen Parameter • Mikrobiologisches Keimzahlscreening (MPN-Tests) • Toxizitätstests

Januar 2012	<ul style="list-style-type: none"> • Ansatz der anaeroben Abbauprobungen
März 2012	<ul style="list-style-type: none"> • Messstellenbau GWM 25, GWM 26 und GWM 27. Sediment für Säulenversuche, Keimzahl-Screening
April 2012	<ul style="list-style-type: none"> • Tiefenzoniert und tiefenintegriert Analyse der hydrochemischen Parameter, Keimzahl-Screening und Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX, SCAP und NSO-Heterozyklen (GWM 3, GWM 7 und GWM 24) zum Monitoring nach der Sanierungsmaßnahme
Mai 2012	<p>Alle Messstellen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Messung der Grundwasserstände • Tiefenintegriert Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX, SCAP und NSO-Heterozyklen • Tiefenintegriert Analyse der hydrochemischen Parameter • Mikrobiologisches Keimzahl-Screening (MPN-Tests) • Toxizitätstests
Juli 2012	<ul style="list-style-type: none"> • Tiefenzoniert und tiefenintegriert Grundwasserentnahme für aerobe und anaerobe Abbauprobungen: GWM 7, GWM 9, GWM 15
September 2012	<ul style="list-style-type: none"> • Befüllen der Grundwassertonnen für Säulenversuche, GWM 20 • Start der Säulenversuche
Oktober 2012	<ul style="list-style-type: none"> • MPN Versuche zur Sauerstoffverträglichkeit Eisen (III) reduzierender Bakterien • Tiefenzoniert und tiefenintegriert Analyse der hydrochemischen Parameter, Keimzahl-Screening und Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX und NSO-Heterozyklen (GWM 3, GWM 7 und GWM 24) zum Monitoring nach der Sanierungsmaßnahme • Rheinnahe Messstellen: hydrochemische Parameter, Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX und NSO-HET
Dezember 2012	<ul style="list-style-type: none"> • Rheinnahe Messstellen: hydrochemische Parameter,

	Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX und NSO-HET
Januar 2013	<ul style="list-style-type: none"> Rheinnahe Messstellen: hydrochemische Parameter, Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX und NSO-HET
Februar 2013	<ul style="list-style-type: none"> Vergleichstandorte: Messung der Grundwasserstände, tiefenintegrierte Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX, SCAP und NSO-Heterozyklen, tiefenintegrierte Analyse der hydrochemischen Parameter, mikrobiologisches Keimzahlenscreening (MPN-Tests), Toxizitätstests an jeweils ausgewählten Messstellen der Standorte Bingen, Bad Kreuznach und Wörth
April 2013	<ul style="list-style-type: none"> Messstellenbau GWM 28 Tiefenzonierte und tiefenintegrierte Analyse der hydrochemischen Parameter, Keimzahlenscreening und Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX und NSO-Heterozyklen (GWM 3, GWM 7 und GWM 24) zum Monitoring nach der Sanierungsmaßnahme Rheinnahe Messstellen: hydrochemische Parameter, Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX und NSO-HET
Juni 2013	<ul style="list-style-type: none"> Vergleichstandorte: Messung der Grundwasserstände, tiefenintegrierte Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX, SCAP und NSO-Heterozyklen, tiefenintegrierte Analyse der hydrochemischen Parameter, mikrobiologisches Keimzahlenscreening (MPN-Tests), Toxizitätstests an jeweils ausgewählten Messstellen der Standorte Bingen, Bad Kreuznach und Wörth
Juli 2013	<ul style="list-style-type: none"> Vergleichsstandorte: Messung der Grundwasserstände, tiefenintegrierte Grundwasseranalysen auf PAK, BTEX, SCAP und NSO-Heterozyklen, tiefenintegrierte Analyse der hydrochemischen Parameter, mikrobiologisches Keimzahlenscreening (MPN-Tests), Toxizitätstests an 2 rheinnahen Messstellen in Bingen

Die in Tabelle 7 aufgelisteten Feldmaßnahmen sind in den folgenden Abbildungen im Zusammenhang mit dem Rheinwasserstand dargestellt. Die dunkelblaue Linie markiert die Pegelhöhe des Rheins in Meter über Normalnull, gemessen am Hafenpegel Germersheim. Die roten Punkte markieren die Daten der jeweiligen Maßnahme.

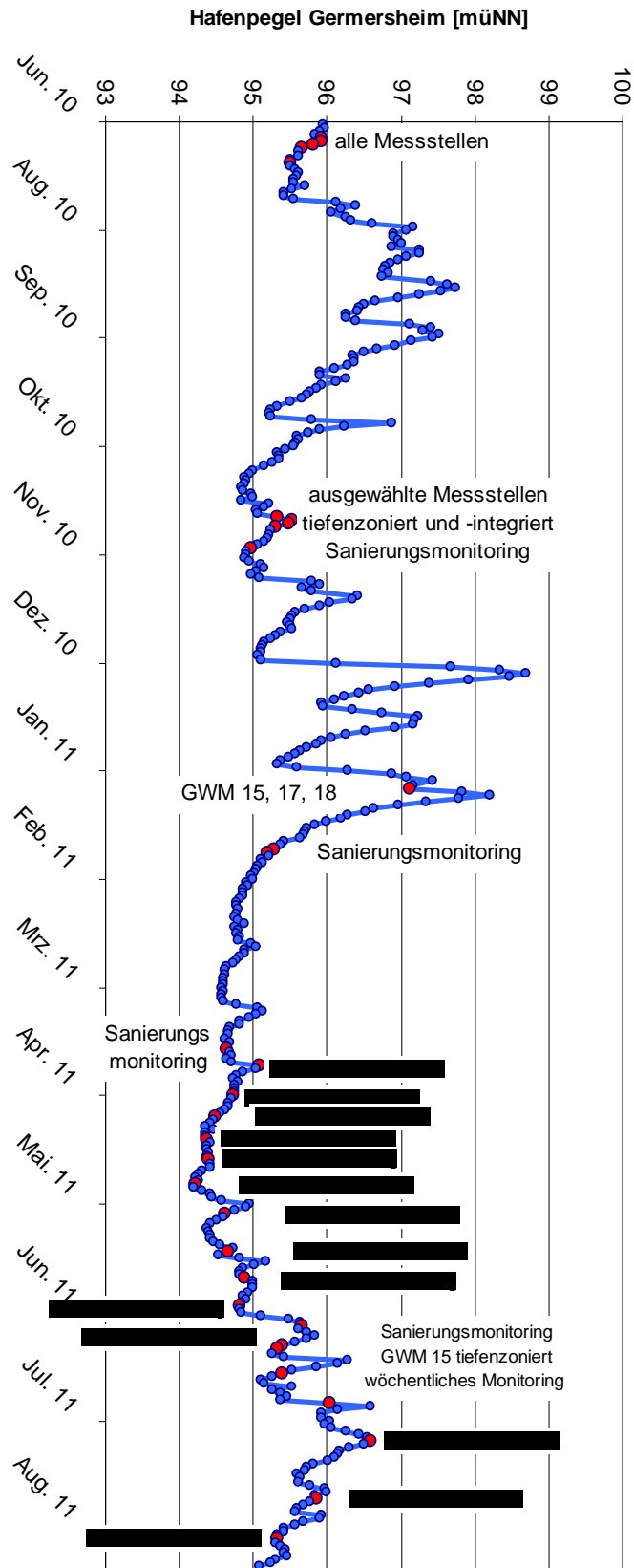


Abbildung 20: Maßnahmen am Standort Gaswerk Germersheim im Zeitraum Juli 2010 bis August 2011

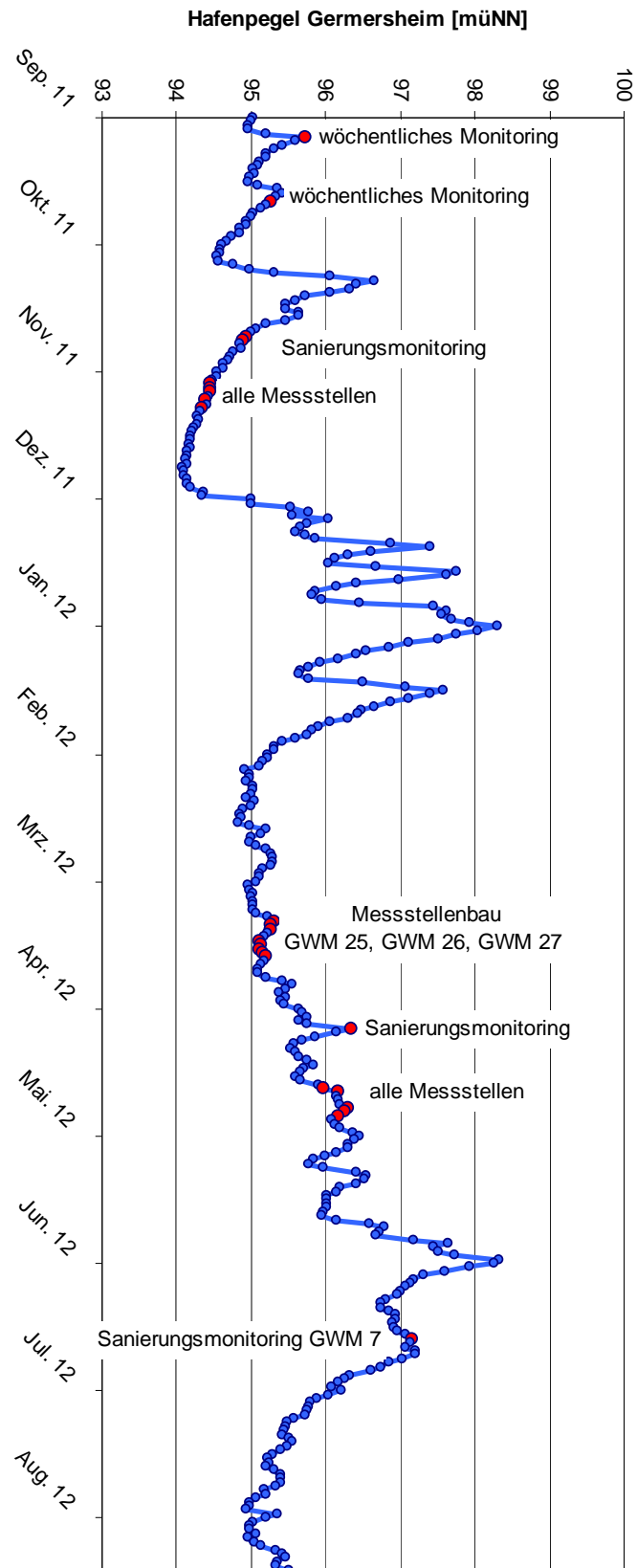


Abbildung 21: Maßnahmen am Standort Gaswerk Germersheim im Zeitraum September 2011 bis August 2012

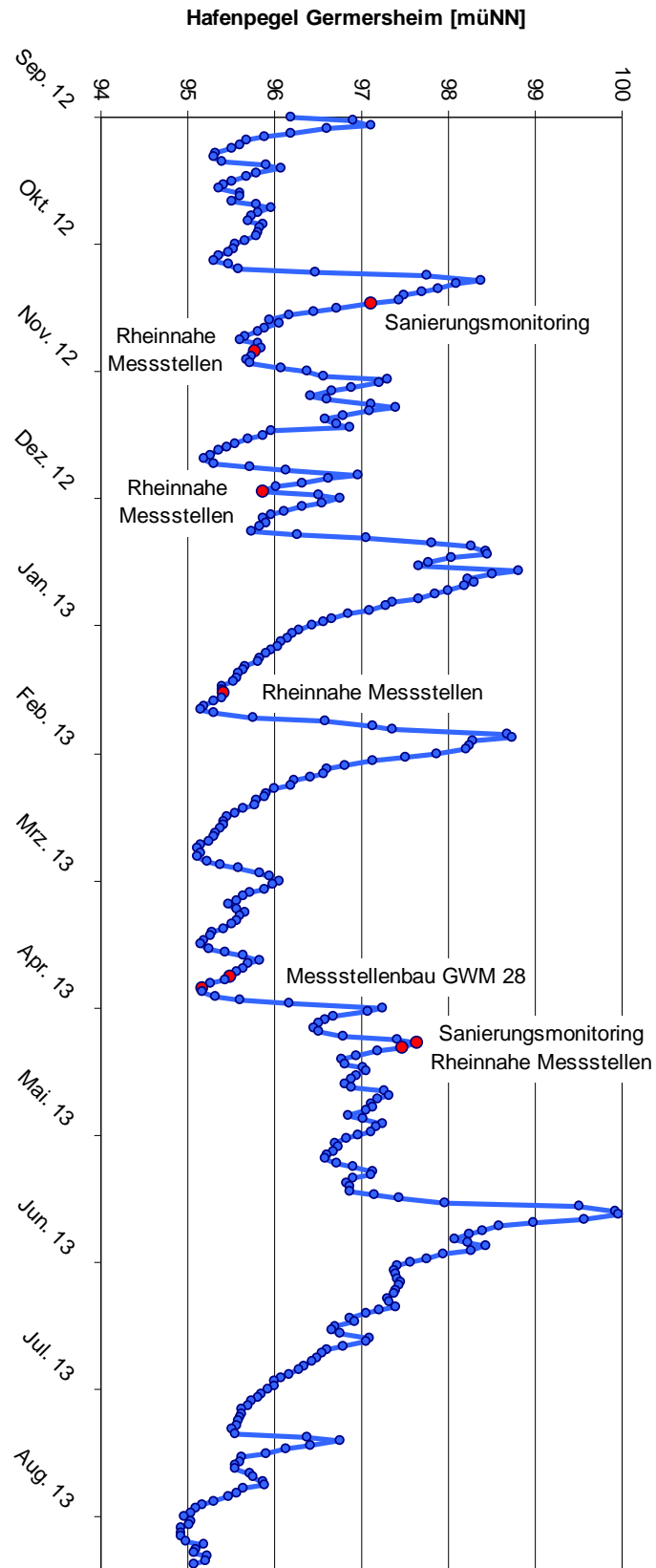


Abbildung 22: Maßnahmen am Standort Gaswerk Germersheim im Zeitraum September 2012 bis August 2013

3 FELDDATEN GERMERSHEIM

Um die Schadenssituation am Standort umfassend beurteilen zu können, wurden im Juli 2010, im November 2011 und im Mai 2012 Probenahmekampagnen an allen Grundwassermessstellen durchgeführt. Die Grundwasserentnahmen erfolgten jeweils tiefenintegriert. Im Oktober 2010 wurden zusätzlich ausgewählte Messstellen erstmals tiefenzoniert beprobt. Das Grundwassermessnetz am Standort umfasst mittlerweile 28 Grundwassermessstellen (Abbildung 1). Neben der Analytik der hydrochemischen Parameter und der Schadstoffe werden hierbei regelmäßig auch die Grundwasserstände erfasst, um Aussagen über die Fließrichtung treffen zu können. Die folgenden drei Abbildungen geben Aufschluss über die jeweils zum Probenahmetermin vorherrschende Grundwasserfließrichtung. Zu den Probenahmen wurden parallel auch die Rheinwasserstände bei der Wasserwirtschaftsverwaltung oder bei Betreibern amtlicher Messstellen abgerufen, sodass die GW-Fließbedingungen in Zusammenhang mit dem Oberflächengewässer betrachtet werden können. Die Daten zum Rheinwasserpegel können Abbildung 20, Abbildung 21 und Abbildung 22 und Anhang 11.10 entnommen werden.

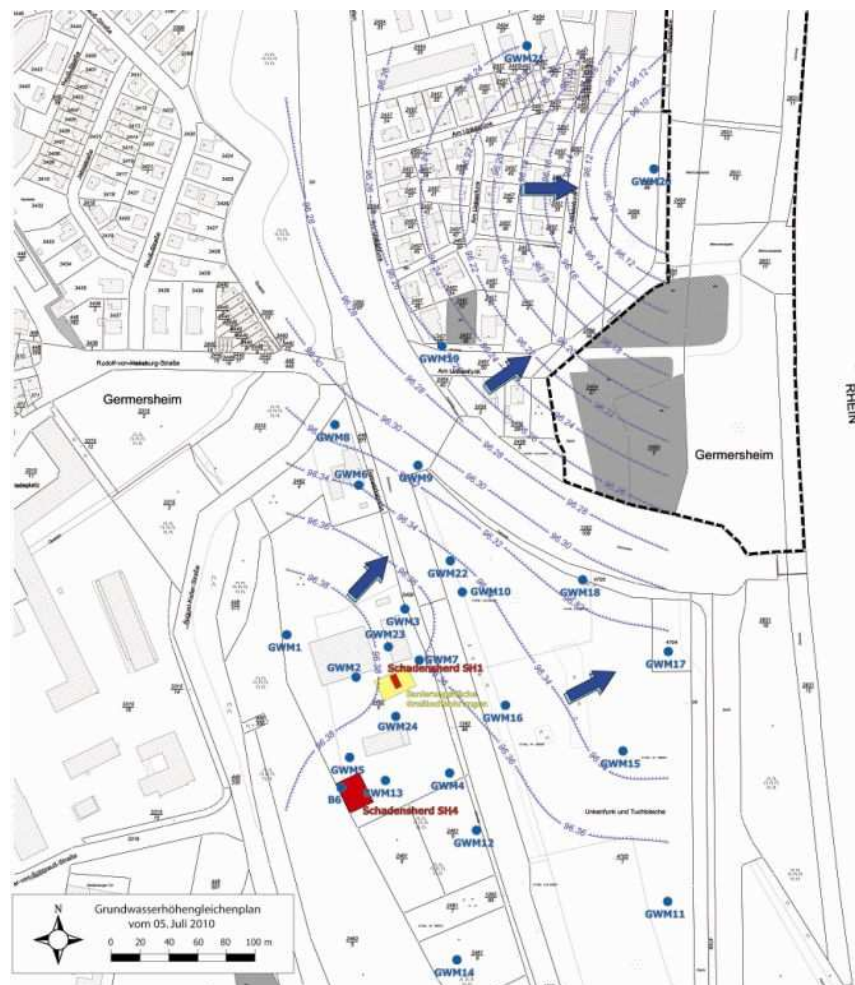


Abbildung 23: Grundwasserfließrichtung zur Zeit der Probenahme im Juli 2010

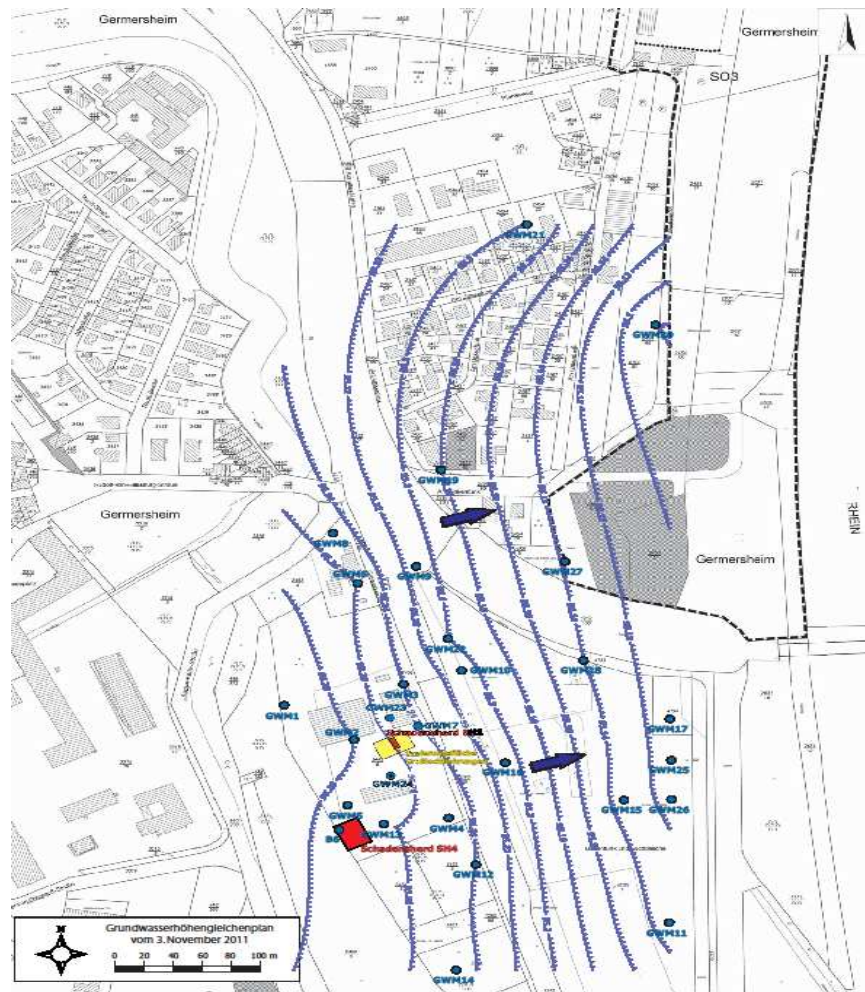


Abbildung 24: Grundwasserfließrichtung zur Zeit der Probenahme im November 2011

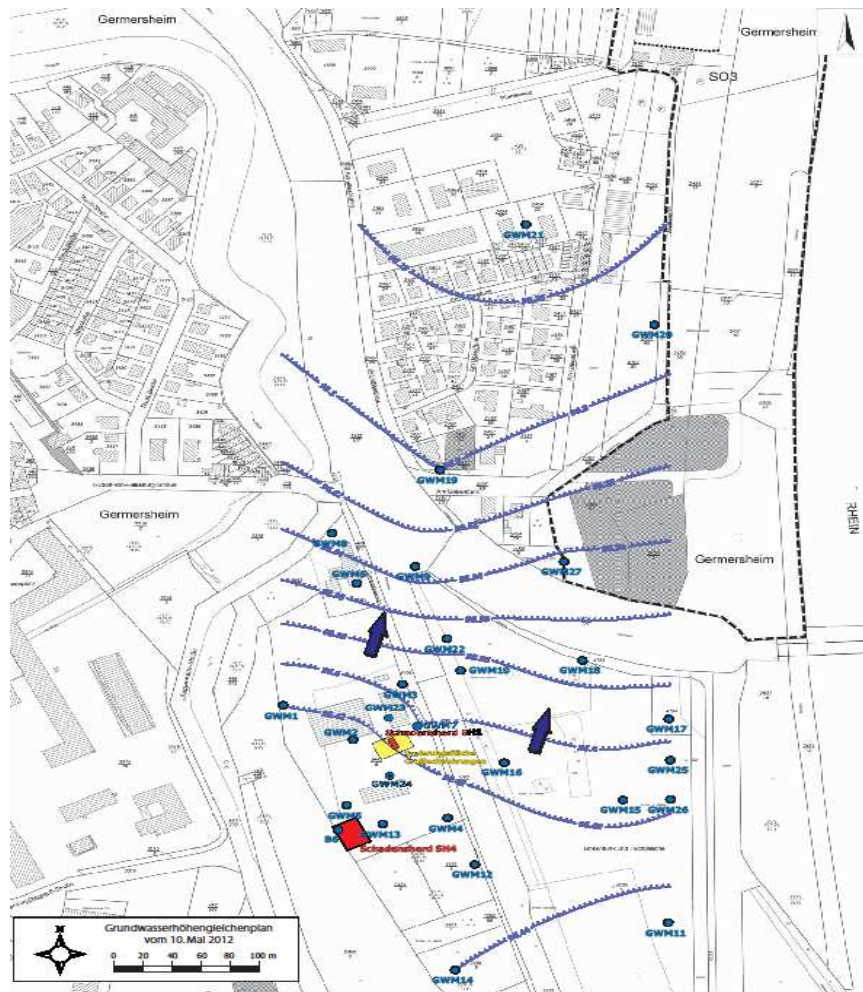


Abbildung 25: Grundwasserfließrichtung zur Zeit der Probenahme im Mai 2012

Die Abbildungen verdeutlichen die zur Zeit der Probenahmekampagnen vorherrschende Grundwasserfließrichtung. Fällt der Rheinpegel, nimmt die Grundwasserströmung eine vorwiegend westliche Strömung an. Bei Hochwasser wechselt die Richtung nach Osten. Die Grundwassergleichenpläne der drei Probenahmezeitpunkte sind zwar relativ ähnlich, aber anhand der Rheinwasserpegelstände ist zu sehen, dass jeweils völlig andere Bedingungen vorausgegangen sind. Der Probenahmekampagne im Juli 2010 beispielsweise, ist ein Hochwasser mit Fließrichtungsumkehr im Juni 2010 vorausgegangen.

3.1 Hydrochemische Felddaten

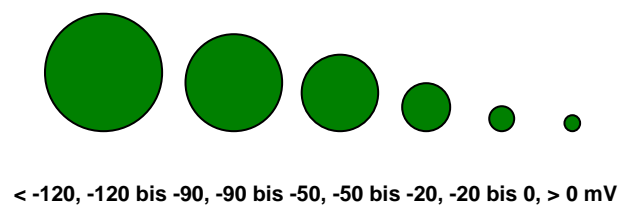
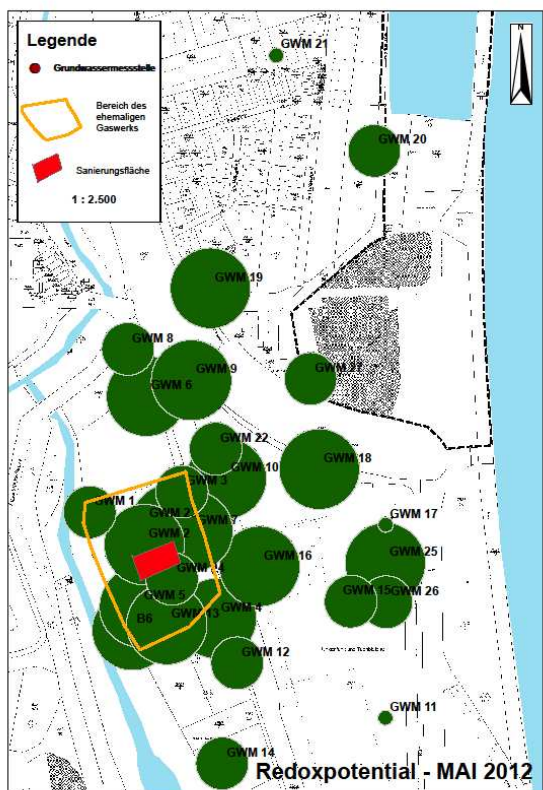
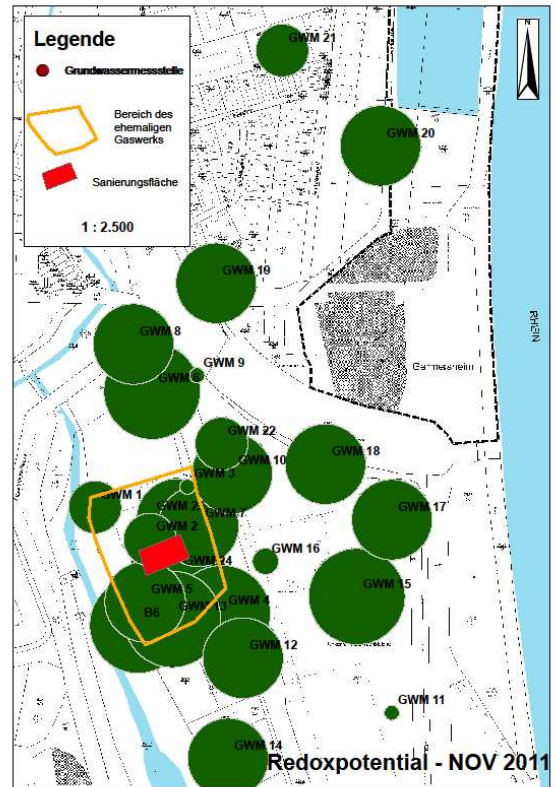
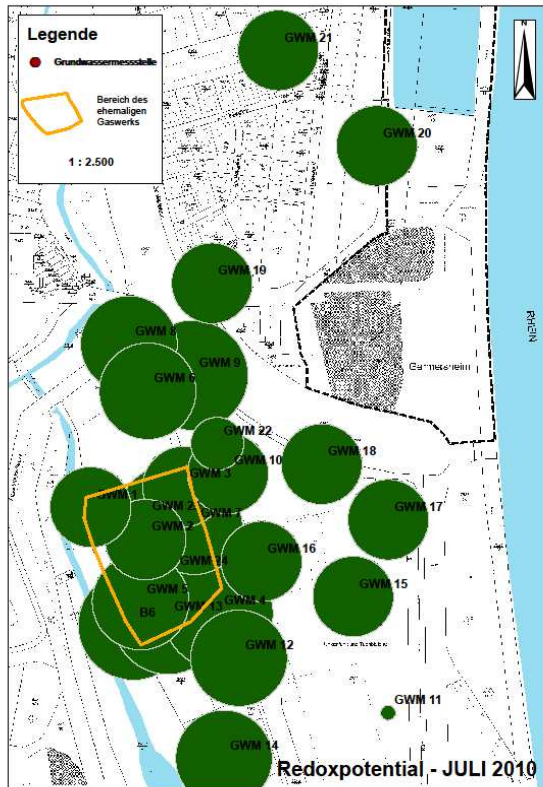


Abbildung 26 a,b,c: Redoxpotential Juli 2010, November 2011 und Mai 2012

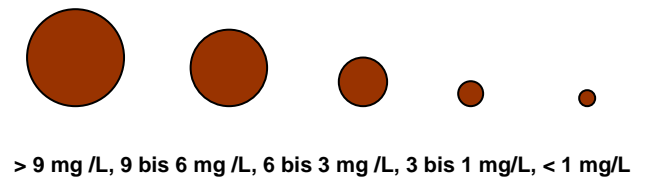
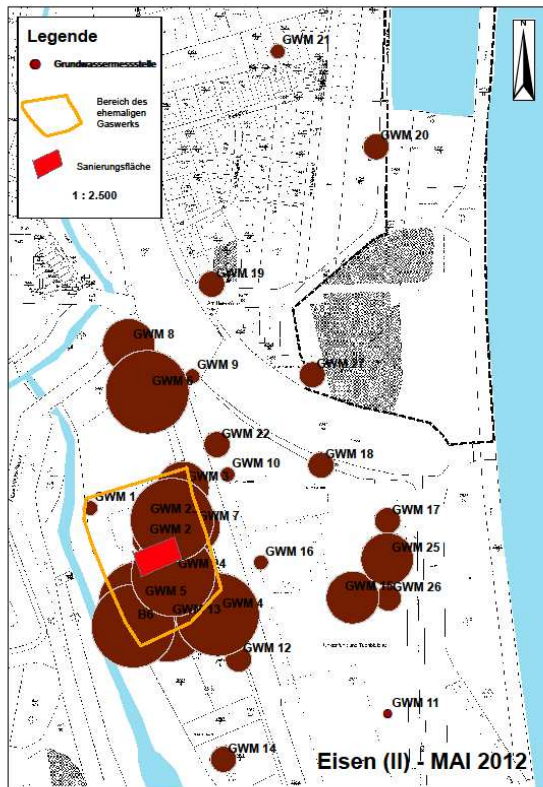
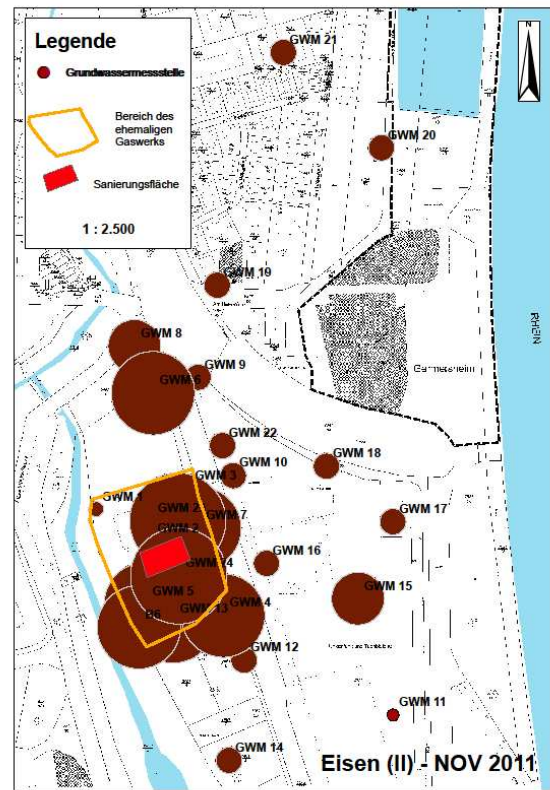
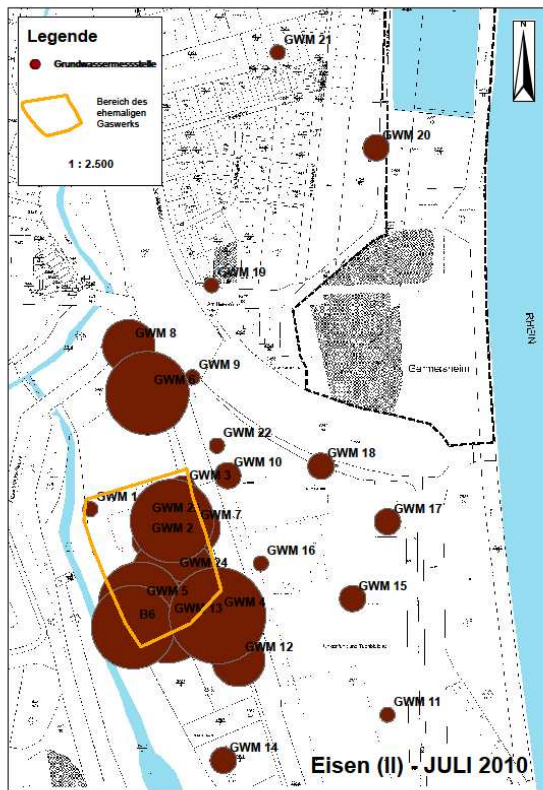


Abbildung 27 a,b,c: Eisen (II) Konzentrationen Juli 2010, November 2011 und Mai 2012

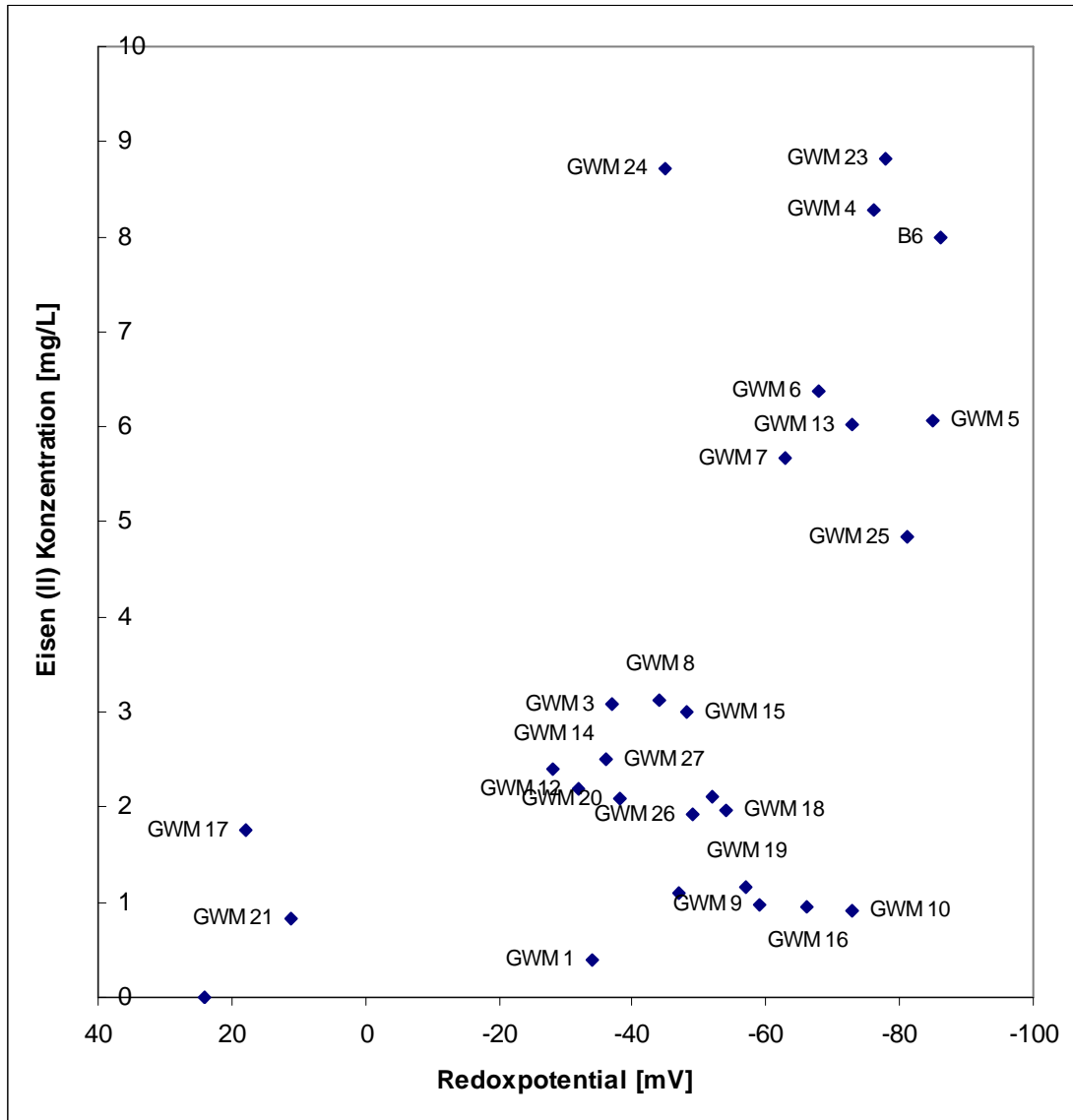


Abbildung 28: Eisen (II) Konzentration und Redoxpotential, Mai 2012

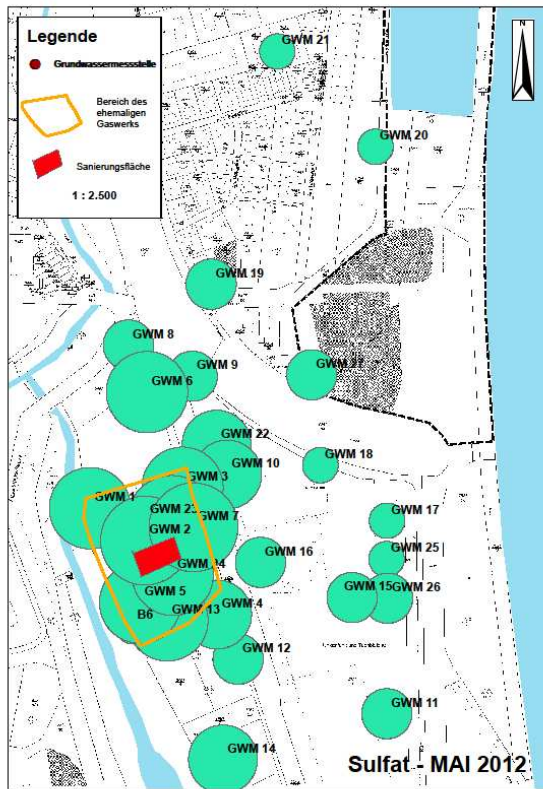
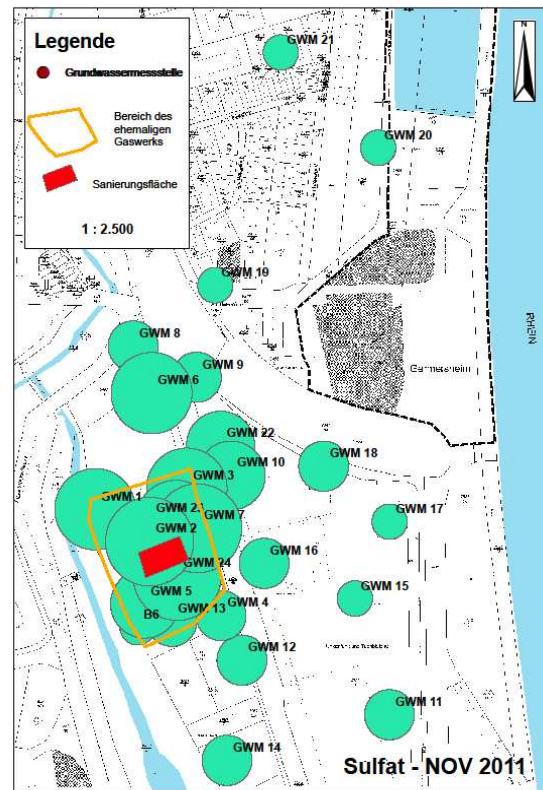
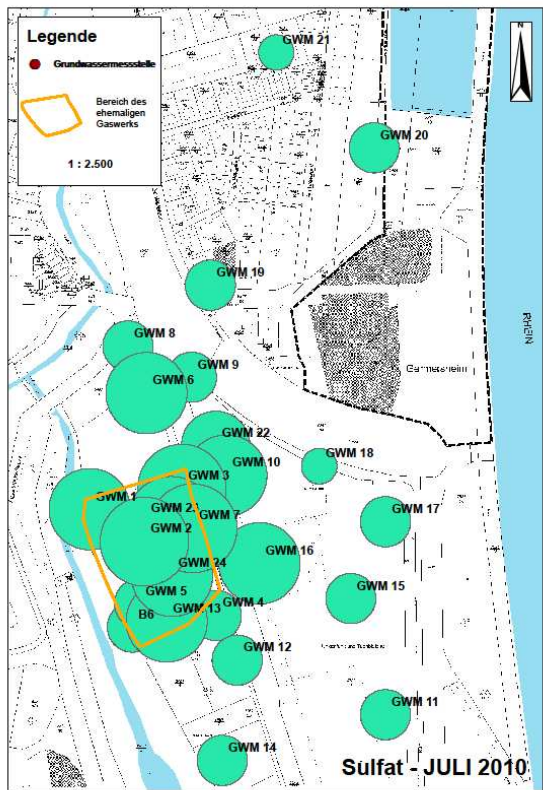


Abbildung 29 a,b,c: Sulfatkonzentrationen Juli 2010, November 2011 und Mai 2012

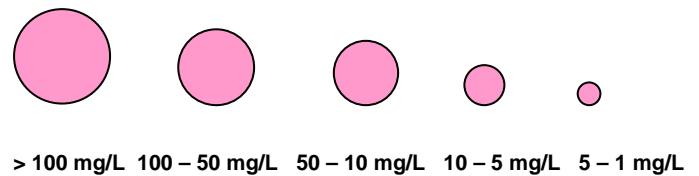
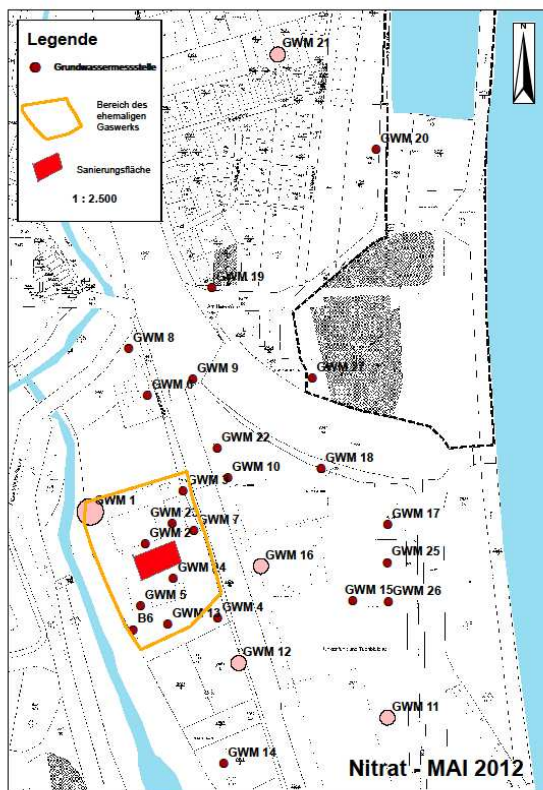
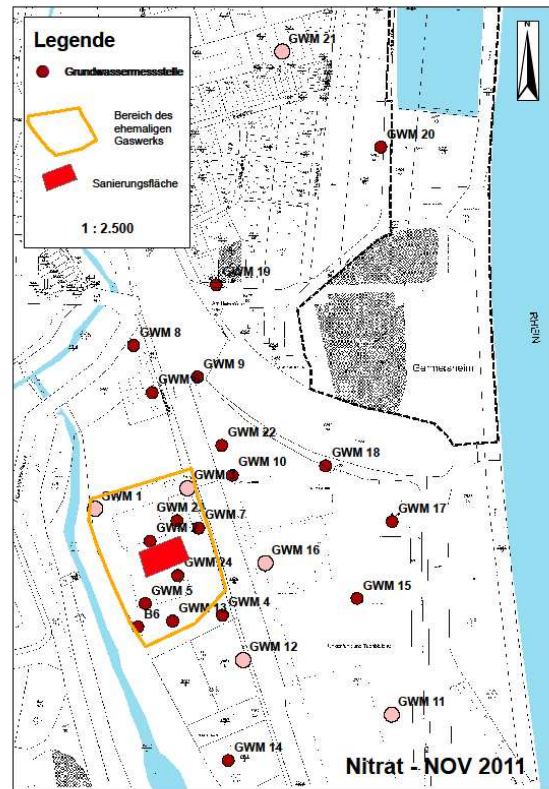
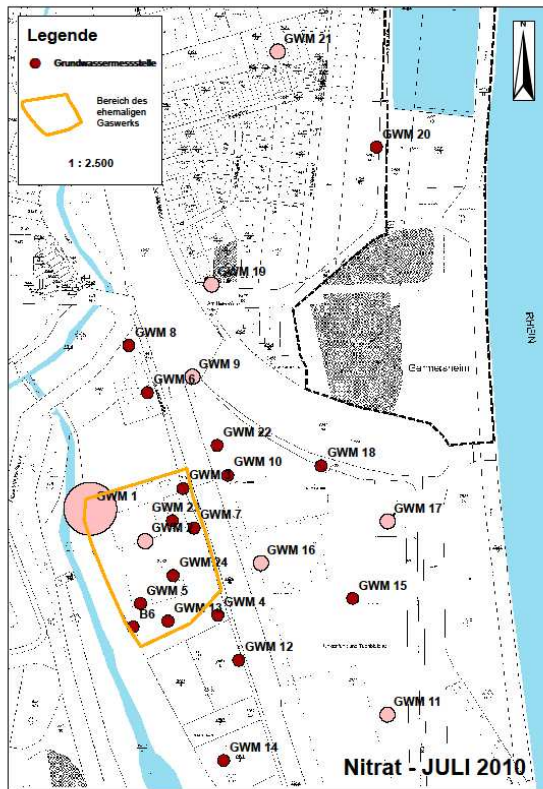


Abbildung 30 a,b,c: Nitratkonzentrationen Juli 2010, November 2011 und Mai 2012

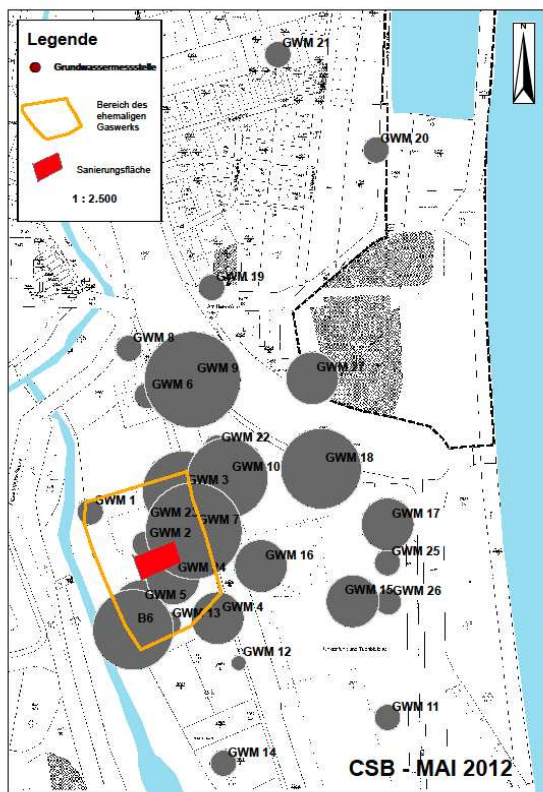
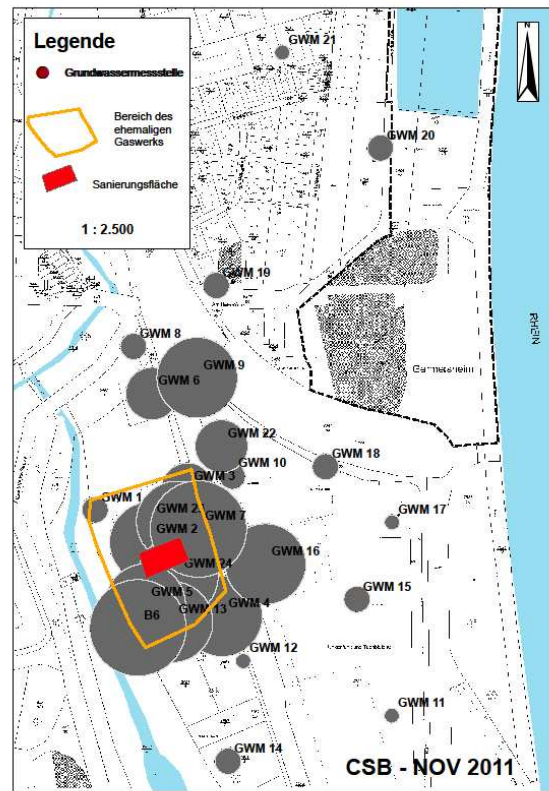
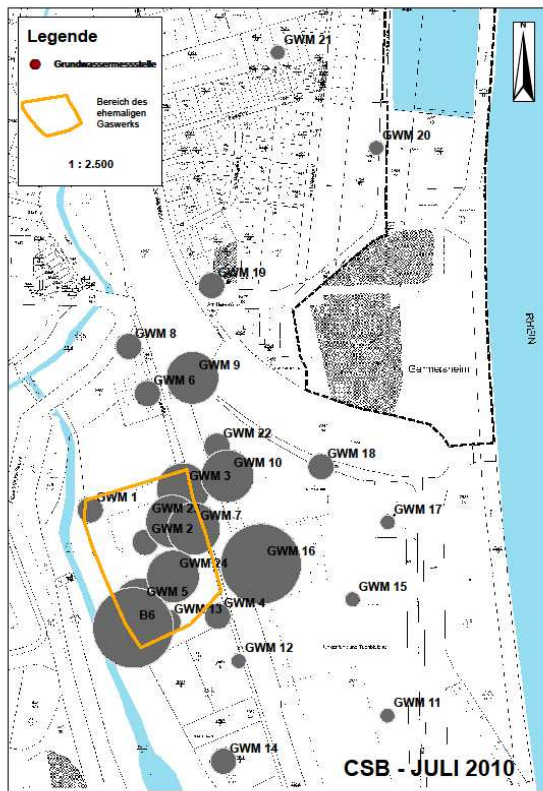


Abbildung 31 a,b,c: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) Juli 2010, November 2011 und Mai 2012

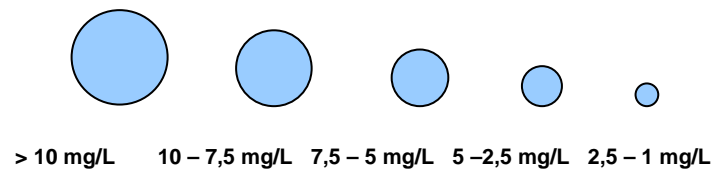
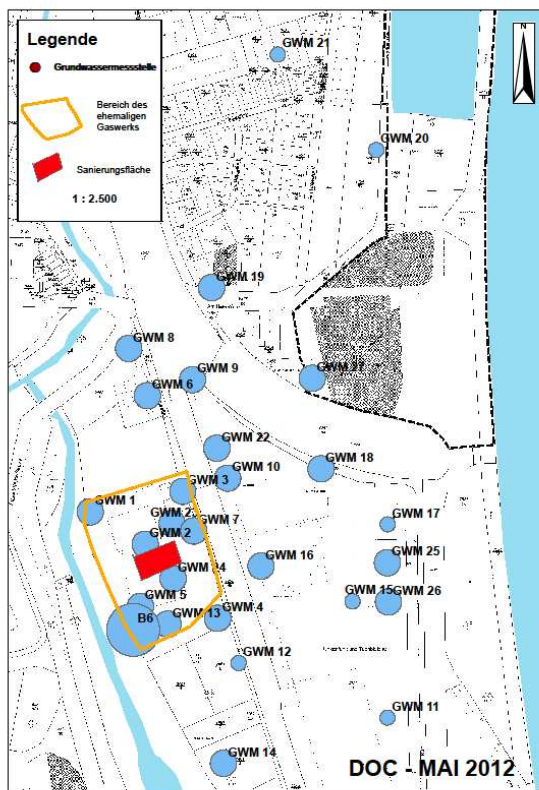
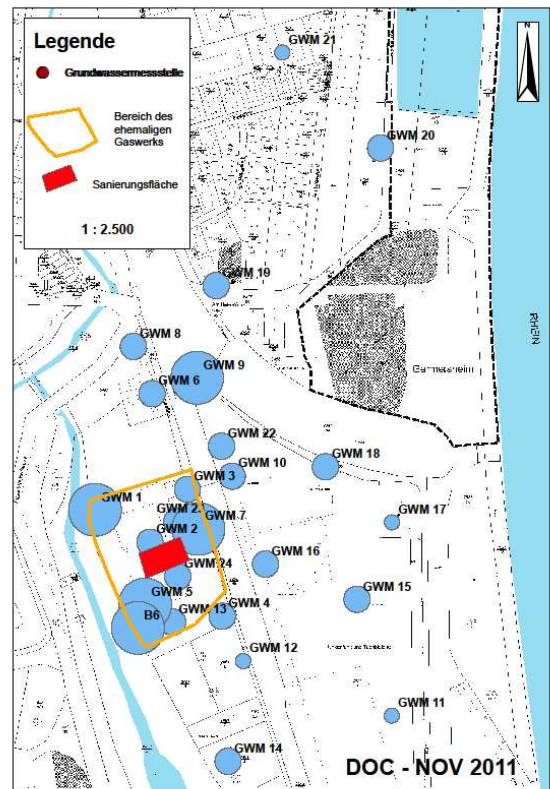
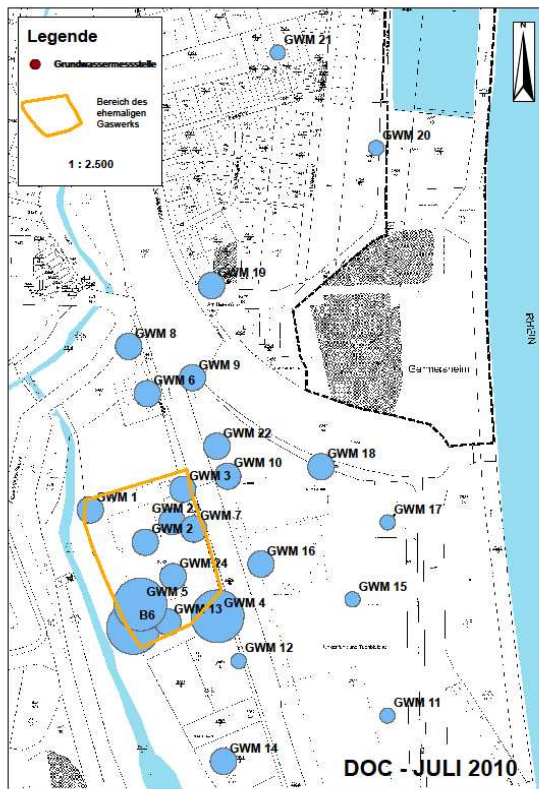


Abbildung 32 a,b,c: Dissolved Organic Carbon (DOC) Juli 2010, November 2011 und Mai 2012

3.1.1 Diskussion der hydrochemischen Daten

Anhand der Mangan- und Eisenverteilung und des im Grundwasser gemessenen Redoxpotentials lassen sich erste Aussagen über die Redoxverhältnisse im Untergrund treffen. Ein niedriges Redoxpotential am Standort ist ein erster Hinweis auf sauerstoffzehrende Abbauprozesse im Aquifer. Interessant ist hierbei insbesondere der zeitliche Vergleich der rheinnahen Messstellen GWM 15, GWM 17 und GWM 20. Bei diesen Messstellen schwankt das Redoxpotential bei den unterschiedlichen Messkampagnen stark was am Einfluss des nahen Oberflächengewässers liegen könnte.

Die Verfügbarkeit des Elektronenakzeptors Nitrat (dargestellt in Abbildung 30) ist auf die äußeren Randbereiche des untersuchten Standorts begrenzt. Wahrscheinlich wird Nitrat schnell umgesetzt und ist deshalb in den Schadensherdbereichen nicht nachweisbar. Eine Ausnahme ist hierbei die Messstelle GWM 16, in deren Grundwasser bei allen drei Probenahmekampagnen Nitrat nachgewiesen werden konnte. Bei der tiefenzonierten Probenahme im Oktober 2010 wurde hier mehr als 20 mg/L Nitrat im oberen Horizont nachgewiesen (Anhang 11.3 bis 11.5).

Im Untergrund liegen Eisen (III) Oxide meist als Feststoffe vor und können unter Einwirkung von Mikroorganismen zu wasserlöslichem Fe (II) reduziert werden. Eisen (III)- und Mangan (IV)-Verbindungen können auch durch organische Substanzen ohne Einwirkung von Mikroorganismen reduktiv gelöst werden [Deiana et al, (1995)]. Der Umsatz der rein chemischen Redoxreaktionen ist im Vergleich zu mikrobiell katalysierten Reaktionen jedoch als gering einzuschätzen [Albrechtsen et al, (1994)]. Der Nachweis von Eisen (II) ist dementsprechend ein Hinweis auf Eisen (III) reduzierende Bakterien. Auf Abbildung 9 ist zu erkennen, dass besonders hohe Gehalte an gelöstem Eisen (II) auf dem Gelände des ehemaligen Gaswerks nachzuweisen sind. Im direkten Schadensherd findet dementsprechend Eisen (III) – Reduktion statt. Ähnlich verhält es sich mit der Mangan (IV) Reduktion. Mangan (IV) kann ebenfalls von Mikroorganismen als Elektronenakzeptor zur Oxidation organischer Substanzen genutzt werden. Der Nachweis des gelösten Mangans (II) im Feld gibt demnach Hinweise auf die entsprechenden Mikroorganismen. Auch die Mangan (II) Konzentrationen sind, ähnlich den Eisen (II) Konzentrationen, auf dem Gelände des ehemaligen Gaswerks am höchsten, Daten im Anhang 11.3 bis 11.5.

Bei der Betrachtung der Eisen (II) und Mangan (II) Werte muss allerdings berücksichtigt werden, dass die Stoffe mobil sind und die Konzentrationen durch Transport mit dem Grundwasser beeinflusst werden können. Ebenso kann es zu Fällungsprozessen kommen, Eisen (II) beispielsweise mit Sulfid als FeS wieder ausfallen.

Die Abbildung 28 veranschaulicht dies exemplarisch am Beispiel der Probenahme vom Mai 2012. Bei den Messstellen GWM 16, GWM 10 und GWM 9 wurden jeweils tiefe Redoxpotentiale gemessen. Man würde hier also ebenfalls erhöhte Eisen (II) Konzentrationen erwarten. Die Tatsache, dass Eisen (II) hier nur in relativ niedrigen Konzentrationen gemessen wird, kann ein Hinweis auf Sulfatreduktion sein. Tatsächlich werden bei der mikrobiologischen Bestandsaufnahme die empfindlichen Sulfatreduzierer

ausschließlich im Bereich der relativ stark mit Teeröl kontaminierten Messstelle GWM 9 nachgewiesen.

Weniger eindeutig ist an diesem Standort die Sulfatverteilung (siehe Abbildung 29). Die teilweise sehr hohen Werte könnten aus dem Abbruch der ehemaligen Gaswerksgebäude und der Verfüllung des Geländes mit Bauschutt stammen. In westlicher und nördlicher Richtung nehmen die Sulfatgehalte dann stark ab. Mit hoher Wahrscheinlichkeit spielen am Standort also auch sulfatreduzierende Abbauprozesse eine Rolle. Bei der Sulfatreduktion wird durch mikrobielle Umsetzung das Reduktionsprodukt Sulfid gebildet, welches bei gleichzeitiger Anwesenheit von zweiwertigem Eisen als Schwefeleisen in unterschiedlichen Varietäten (z.B. FeS) ausfällt und im Sediment verbleibt. Der fehlende Nachweis von Sulfid im Grundwasser (bis auf GWM 9) bedeutet also nicht, dass keine Sulfatreduktion stattfindet.

Bei der Betrachtung der Summenparameter CSB und DOC fällt auf, dass die CSB Werte sehr gut mit den Belastungsschwerpunkten der Schadstoffkonzentrationen korrelieren. Der Chemische Sauerstoffbedarf erfasst allerdings auch die oxidierbaren Produkte aus Eisen- und Sulfatreduktion und ist daher in den Messstellen mit aktivem Bioabbau besonders hoch (siehe z. B. GWM 9 und GWM 7 in Abbildung 31)

Bei den Messwerten des DOC muss beachtet werden, dass die flüchtigen Substanzen (z.B. Benzol, Toluol und verschiedene einkernige Heterozyklen) wahrscheinlich nur zum Teil mit erfasst werden. Auffällig sind hierbei die besonders hohen DOC Konzentrationen im Bereich der direkt am Altrheinarm „Bornpfuhl“ gelegenen Messstellen B6 und GWM 1 (siehe Abbildung 32). Hier spielt sicher das natürliche, organische Material aus dem Bornpfuhl eine tragende Rolle (z.B. Huminsäuren).

3.2 Schadstoffverteilung und -muster zur Zeit der Probenahmen

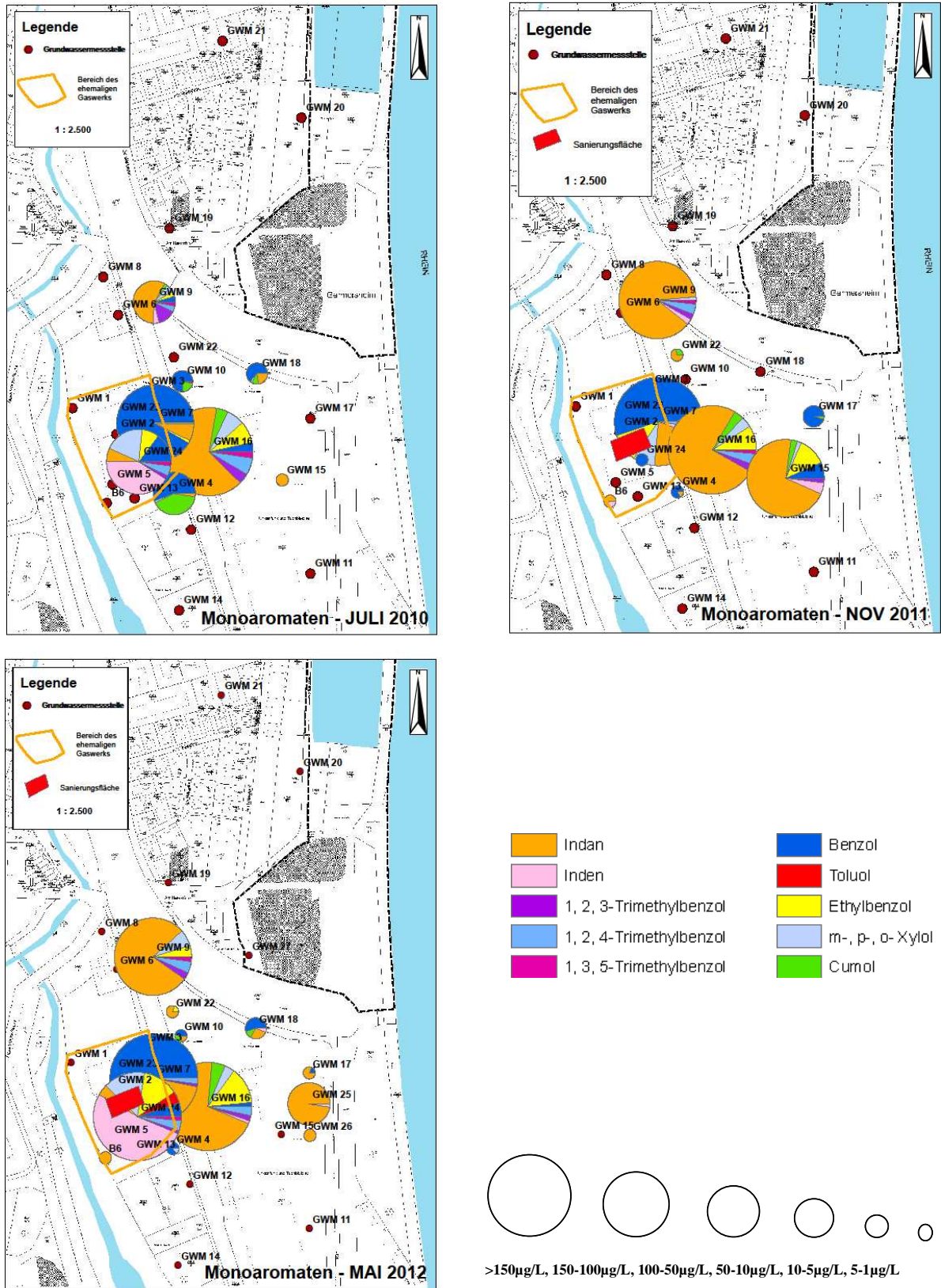


Abbildung 33 a,b,c: Schadstoffmuster und -konzentrationen, Monoaromaten

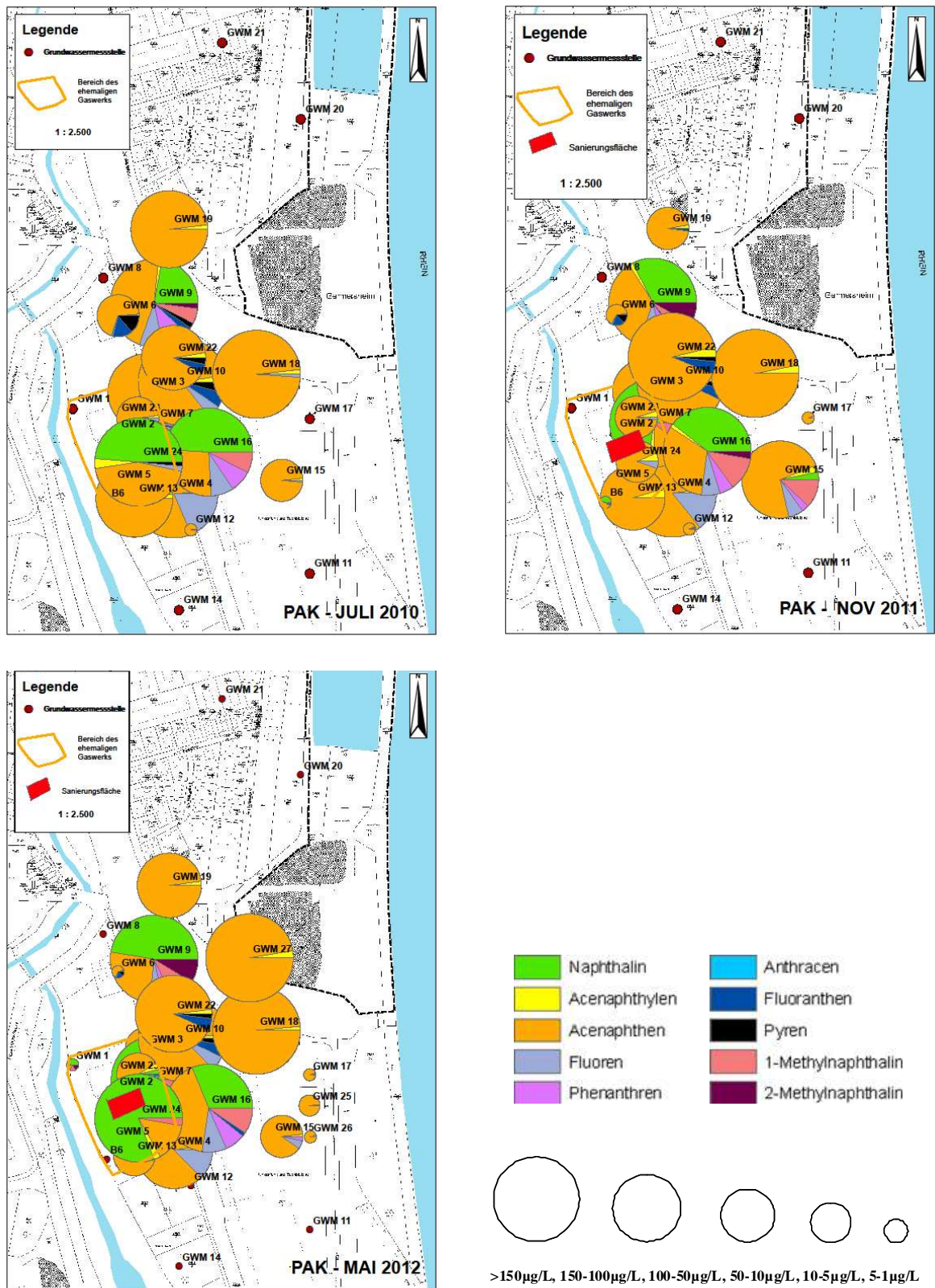
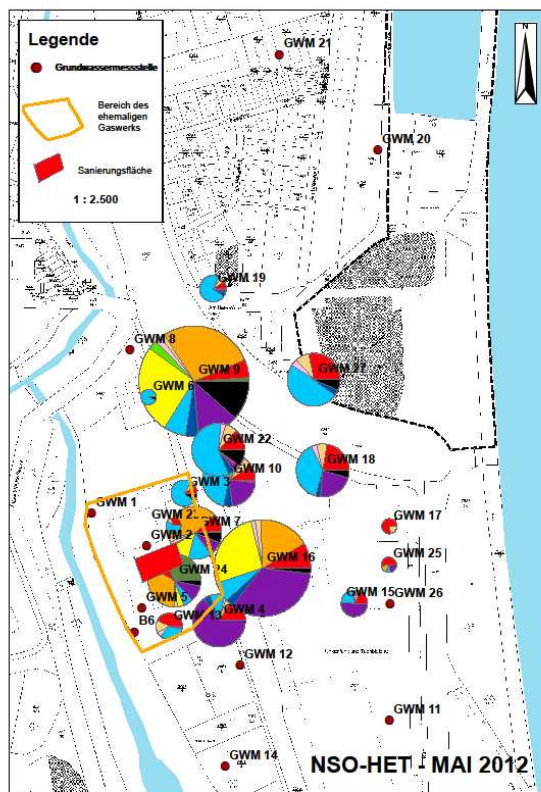
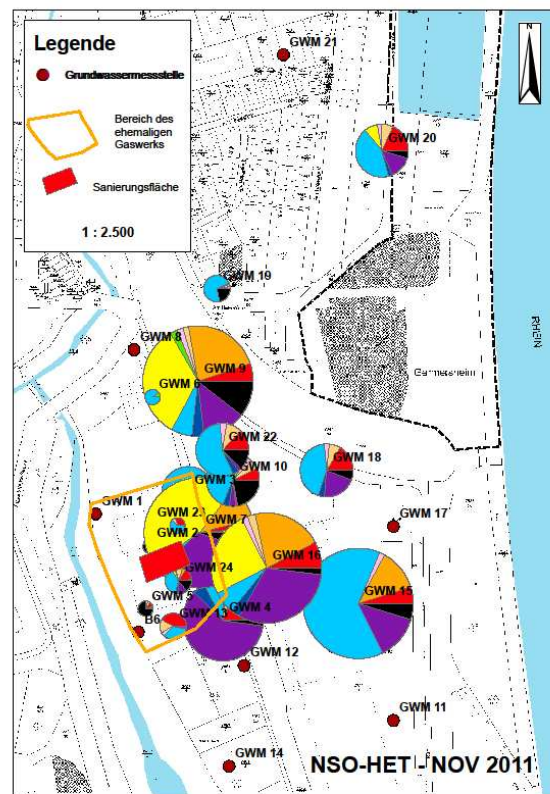
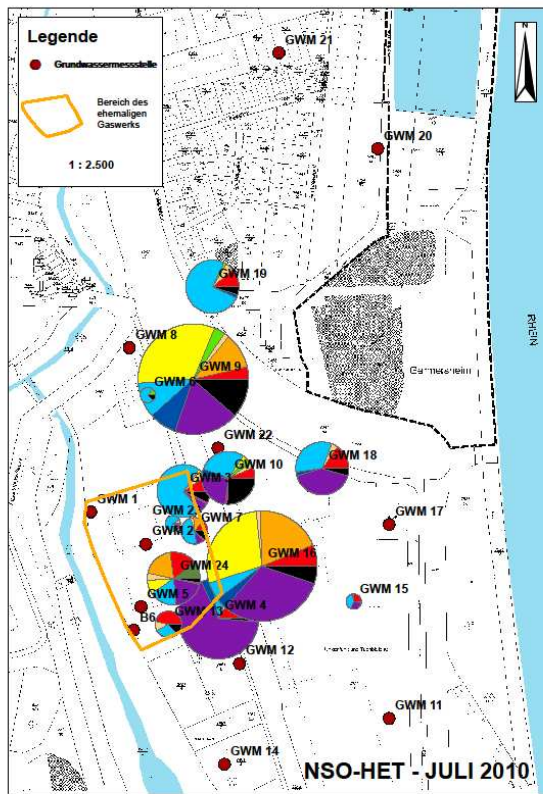
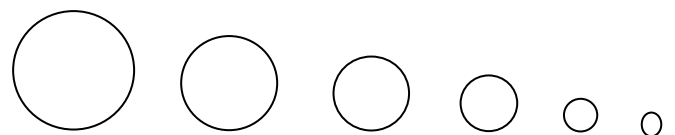


Abbildung 34 a,b,c: Schadstoffmuster und -konzentrationen, PAK



- | | |
|------------------------|-------------------------|
| Benzofuran | Dibenzofuran |
| 2+3-Methylbenzofuran | 2-Methyldibenzofuran |
| Benzothiophen | Dibenzothiophen |
| 2,3-Dimethylbenzofuran | Carbazol |
| 5-Methylbenzothiophen | 4-Methyldibenzothiophen |
| 2,6-Dimethylchinolin | sonstige NSO-HET |



>150µg/L, 150-100µg/L, 100-50µg/L, 50-10µg/L, 10-5µg/L, 5-1µg/L

Abbildung 35 a,b,c: Schadstoffmuster und -konzentrationen, NSO-HET

3.3 Schadstoffverteilung

Die Analytik der Schadstoffe PAK, NSO-HET und BTEX zeigt eine heterogene Konzentrationsverteilung im Untersuchungsgebiet, insbesondere die hohen Konzentrationen in GWM 9 und GWM 16 weisen auf mehrere Schadensherde auch außerhalb des ehemaligen Gaswerkbereichs hin.

Bei den Konzentrationen und Schadstoffmustern der Monoaromaten zeigt sich, dass bei der standardmäßigen Analytik der BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, m-, p-, o-Xylole und Cumol) relevante Schadstoffe nicht berücksichtigt werden. So macht beispielsweise Inden in der Messstelle 24 sowohl im Juli 2010 als auch im Mai 2012 die Hälfte der Gesamtkonzentration aus. Insbesondere Indan ist auch in den auffälligen Messstellen GWM 9 und GWM 16 aber auch in den weiter im Abstrom gelegenen Messstellen GWM 15 und GWM 25 in hohen Konzentrationen nachweisbar. Im Unterschied dazu wird in GWM 7 Benzol in hohen Konzentrationen nachgewiesen. Diese Grundwassermessstelle liegt im Randbereich des ehemaligen Gaswerkgeländes und am nächsten zum Sanierungsbereich (vgl. Kapitel 1.3).

Die PAK-Verteilung am Standort ist in Abbildung 34 dargestellt. Es fällt auf, dass auch außerhalb des ehemaligen Gaswerkgeländes hohe Konzentrationen gemessen werden, siehe GWM 16 und GWM 9. Die Schadstoffverteilung der Messstellen GWM 24, GWM 9 und GWM 16 weisen hierbei aufgrund der Naphthalinergehalte auf mindestens drei verschiedene Eintragsorte hin, wovon zwei (GWM 9 und GWM 16) außerhalb des Gaswerkgeländes liegen. Es ist außerdem deutlich zu sehen, dass Acenaphthen in den meisten Messstellen dominiert. An Standorten mit stationären Fließbedingungen wurde die relative Anreicherung von Acenaphthen im Verlauf der Schadstofffahne im Verhältnis zu anderen, besser löslichen Stoffen wie z. B. Naphthalin bereits häufig beobachtet und als ein Indikator für mikrobiellen Abbau angesehen [Schulze und Tiehm, 2004]. Die Tatsache, dass Naphthalin nur an drei Messstellen in relevanten Konzentrationen nachgewiesen wurde, spricht dafür, dass es sich hierbei um schadensherdnahe Stellen handeln könnte und mikrobiologische Aktivität eine weitere Ausbreitung verhindert. Bei der Probenahme im Mai 2012 wurden auch die neuen Messstellen GWM 25, GWM 26 und GWM 27 beprobt. Auffällige Acenaphthengehalte wurden hierbei insbesondere auch in der abstromig gelegenen neuen Messstelle GWM 27 beobachtet.

Abbildung 35 zeigt die Verteilung der NSO – Heterozyklen am Standort. In dieser Schadstoffgruppe sind die Messstellen GWM 9 und GWM 16 außerhalb des ehemaligen Gaswerkgeländes am stärksten belastet. Auffällig ist das ähnliche Schadstoffmuster dieser beiden Messstellen, das auf mindestens zwei Eintragsorte hinweist. Auch für die Heterozyklen gilt, dass der schnellere Rückgang einer weniger retardierenden im Verhältnis zu einer stärker retardierenden Substanz ein deutlicher Hinweis auf mikrobiellen Abbau am Standort ist, zum Beispiel das Verhältnis von Benzofuran und Benzothiophen [Sagner, 2009]. Am Standort Gaswerk Germersheim zeigt sich im Grundwasser der Messstellen GWM 24, GWM 9 und GWM 16 eine relative Abreicherung von Dibenzofuran und

Anreicherung von 2-Methyldibenzofuran, was ebenfalls auf verschiedene Schadensherde bzw. Eintragsorte hinweist.

Sowohl für die Monoaromaten als auch für die Heterozyklen ist die Messstelle GWM 15 im November 2011 wesentlich höher belastet als bei den anderen beiden Probenahmetermenen. Wie eine Versuchsreihe mit wöchentlichen Probenahmen zeigte, sind hierfür die unterschiedliche Fließbedingungen und Rheinwasserstände verantwortlich (siehe Kap. 3.3). Bei der Probenahmekampagne im November 2011 wurden einmalig NSO-HET im Grundwasser der Messstelle GWM 20 nachgewiesen. Diese Messstelle liegt rheinnah im nördlichen Abstrom und zeigte bei den anderen Messkampagnen keine Auffälligkeiten. Im Rahmen der wöchentlichen Messreihe wurden Anfang Juni 2011 zweimal geringe NSO-HET Konzentrationen gemessen (4 und 3 µg/L), ansonsten lagen die Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Dieser Befund unterstreicht die Relevanz der NSO-HET, denn PAK und Monoaromaten blieben unterhalb der Bestimmungsgrenze. Alle gemessenen Schadstoffkonzentrationen und hydrochemischen Parameter können Anhang 11.3 bis 11.5 entnommen werden.

3.4 Tiefenzionierte Probenahme Oktober 2010

Im Oktober 2010 wurde basierend auf den Ergebnissen der Probenahmekampagne im Juli 2010 eine horizontierte Probenahme durchgeführt, um die vertikale Schadstoffverteilung im Aquifer und außerdem zu einem späteren Zeitpunkt die Auswirkungen der im Winter 2010/11 durchgeführten Herdsanierung beurteilen zu können. Hierfür wurden ausgewählte Messstellen zwei- bzw. dreifach horizontalisiert, sowie tiefenintegriert beprobt. Insgesamt wurden an 11 Messstellen 24 Horizonte beprobt. Neben den Grundwasserständen und der Analytik wurden bei dieser Probenahme auch Keimzahlbestimmungen und Toxizitätstests durchgeführt.

3.4.1 Hydrochemische Daten

Die tiefenzionierte Beprobung im Oktober 2010 ergab für die beiden bevorzugten Elektronenakzeptoren Sauerstoff und Nitrat nur in wenigen Horizonten einen Nachweis. Sauerstoff war nur in den flachen Horizonten der Messstellen GWM 7 und GWM 10 nachzuweisen. Auch die Nitratkonzentration nimmt von oben nach unten stark ab (GWM 3 und GWM 9), oder ist nur im flachen Horizont nachweisbar (GWM 16). Sulfat hingegen ist in großen Mengen verfügbar. Sulfid konnte nur im Grundwasser der GWM 9 nachgewiesen werden, mit in der Tiefe zunehmenden Konzentrationen. Bei der Sulfatreduktion wird durch mikrobielle Umsetzungen Sulfid gebildet. Bei gleichzeitiger Anwesenheit von Eisen (II) fällt das gebildete Sulfid als Schwefeleisenspezies wieder aus. Sulfid lässt sich in der Wasserphase also erst bei einem Überschuss an Sulfid nachweisen. Dies ist offensichtlich im Grundwasser von GWM 9 der Fall und die niedrigen Eisen (II) Konzentrationen in dieser Messstelle bestätigen dies. Der Nachweis von Eisen (II) belegt stattfindende Eisen (III)

Reduktion. Die Konzentration des gelösten Eisen (II) nimmt ebenfalls zur Tiefe hin zu (GWM18, GWM 3, GWM 7), die höchsten Eisen (II) Werte wurden in GWM 24 und GWM 4 gemessen. GWM 24 liegt auf dem Gelände des ehemaligen Gaswerks, GWM 4 im südlichen Randbereich. Auch Mangan (IV) Reduktion und Methanogenese können nachgewiesen werden. Die Mangan (II) Verteilung in den tiefenzoniert beprobten Messstellen zeigt weniger Konzentrationsunterschiede als die Eisen (II) Verteilung und ist insgesamt einheitlicher. Ein Grund hierfür könnte sein, dass Mn (II), anders als Fe (II) auch unter aeroben Bedingungen stabil bleibt und nicht sofort wieder als Mn (IV) ausfällt. Eine Verteilung in flache Grundwasserhorizonte, in die gelegentlich Sauerstoff eingetragen werden kann, ist also möglich [Ghiorse (1988)]. Alle Daten zu den hydrochemischen Parametern der horizontalen Probenahme finden sich im Anhang 11.6.

3.4.2 Schadstoffverteilung (BTEX, PAK und NSO - Heterozyklen)

Bei der Verteilung der Schadstoffe fallen bei der horizontalen Probenahme die unterschiedlichen Konzentrationen je nach Lage der Messstelle auf: GWM 7 liegt im Randbereich auf dem ehemaligen Gaswerksgelände im direkten Abstrom der 2010/2011 durchgeführten Bodensanierungsmaßnahme mittels Großlochbohrungen. Die Messstellen GWM 3, GWM 7 und GWM 24 werden für das Monitoring der Herdsanierungsmaßnahme herangezogen.

In der Grundwassermessstelle GWM 7 nehmen die PAK und NSO – HET Konzentrationen nach unten leicht zu, bei den BTEX ist es genau umgekehrt. In den beiden oberen Horizonten konnten jeweils noch BTEX, PAK und NSO - HET verwertende Bakterien nachgewiesen werden, während im tiefen Horizont dieser Nachweis fehlt. Die Toxizität ist im obersten Horizont am höchsten und nimmt nach unten hin ab, wie die EC 20 Werte zeigen. GWM 7 weist die höchsten gemessenen BTEX Konzentrationen auf. Benzol dominiert, in geringen Konzentrationen konnte auch Ethylbenzol nachgewiesen werden. Bei den PAK dominiert Acenaphthen, Naphthalin konnte nicht nachgewiesen werden, was darauf hinweist, dass bereits PAK - Abbau stattgefunden hat. Bei den NSO – Heterozyklen ändert sich nicht nur die Konzentration, sondern auch die Zusammensetzung mit der Tiefe. GWM 7 ist die einzige Messstelle im Messfeld bei der die Schadstoffbelastung insgesamt im oberen Horizont dominiert (Abbildung 36). Auch der Nachweis von Thiophen ist ansonsten nur noch in den Messstellen GWM 24 und GWM 10 in wesentlich geringeren Konzentrationen nachzuweisen und könnte auf direkte Nähe zum Schadensherd hinweisen.

GWM 10 liegt westlich des alten Gaswerks zwischen den stark belasteten Messstellen GWM 16 und GWM 9 ist aber geringer belastet als diese. Die BTEX – Konzentrationen lagen alle unterhalb der Bestimmungsgrenze, bei der tiefenintegrierten Probenahme im Juli 2010 waren Konzentrationen oberhalb des Prüfwertes für BTEX nachweisbar. Sowohl die PAK als auch die NSO – HET Konzentrationen nehmen mit der Tiefe deutlich zu, ebenso die Toxizität. Wie bereits für die Messstelle GWM 7 beschrieben, ändert sich bei den NSO – Heterozyklen, anders als bei den PAK, auch die Zusammensetzung der Schadstoffe mit der Tiefe. Alle gemessenen Schadstoffkonzentrationen können Anhang 11.6 entnommen werden.

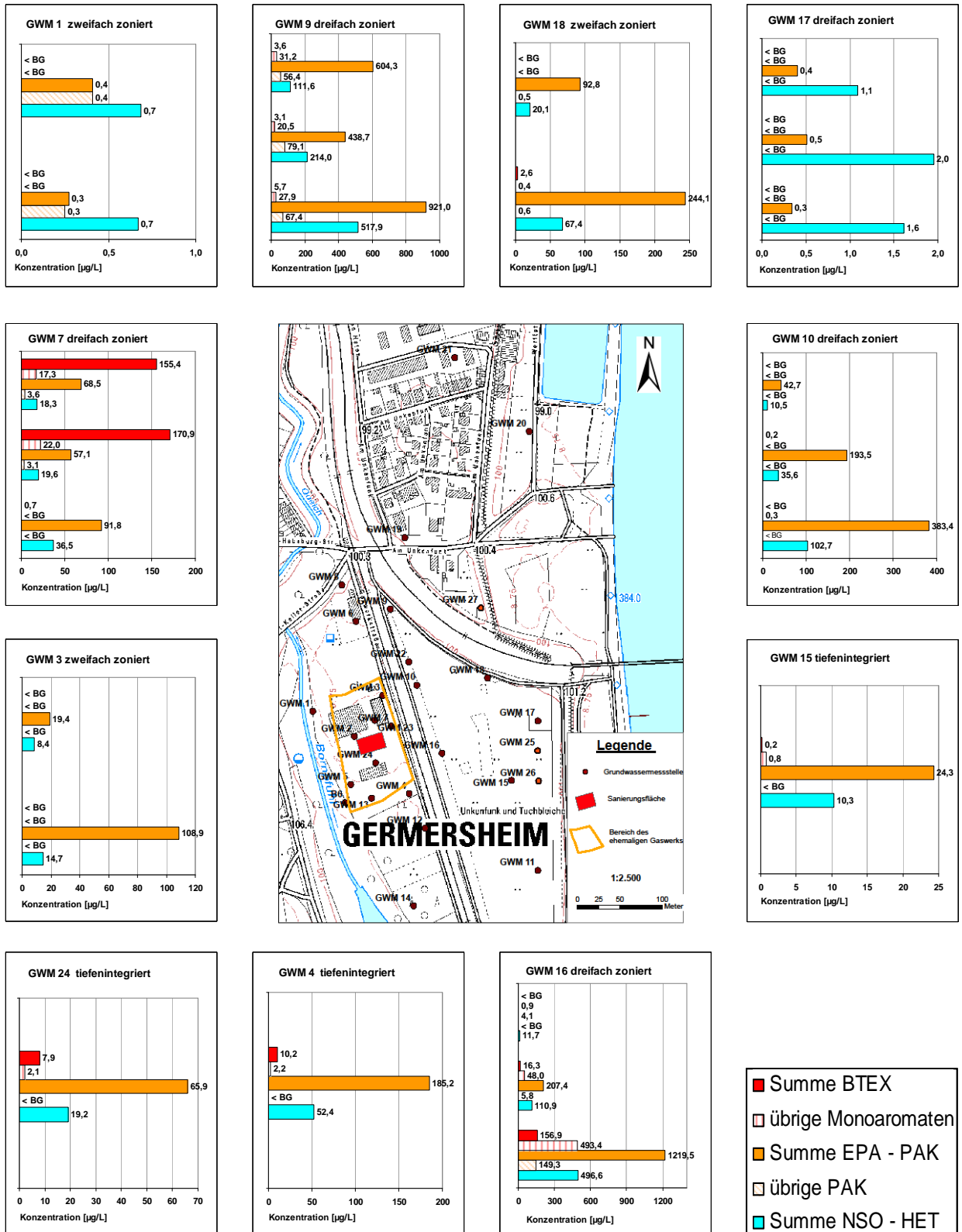


Abbildung 36: Schadstoffkonzentrationen der tiefenzonierten und tiefenintegrierten Messungen im Oktober 2010

Die beiden Messstellen mit der höchsten Schadstoffbelastung bei der Probenahmekampagne im Juli 2010 waren GWM 9 und die GWM 16, die beide außerhalb des ehemaligen Gaswerkgeländes liegen. Die Messstellen befinden sich im Bereich mehrerer Meter mächtiger Auffüllungsmassen, die innerhalb und im östlichen Anschluss der DB-Gleisstrasse und heutigen S-Bahnstrecke „Wörth-Germersheim“ eingebracht wurden. Möglicherweise handelt es sich hierbei um teer- bzw. teerölbelastete Abbruchmaterialien einer ehemaligen Imprägnieranstalt für Holzschwellen, die Anfang des 20. Jahrhunderts im südlichen Bereich der Gemarkung „Unkenfuk/Tuchbleiche“ betrieben wurde (vgl. Kapitel 1.2.1 und Abbildung 3) und nach deren Rückbau zu einer nachhaltigen Grundwasserbelastung führten. Auch diese Messstellen wurden im Oktober dreifach horizontal beprobt.

Im Grundwasser der Messstelle GWM 9 nimmt die Belastung durch PAK und NSO - HET mit der Tiefe zu, allerdings nicht so auffällig wie in GWM 16. Die BTEX Belastung bleibt über die Horizonte auf einem ähnlichen niedrigen Niveau. Vor allem bei den PAK ist eine deutliche Veränderung der Zusammensetzung in den einzelnen Horizonten zu beobachten. Die Toxizität ist insbesondere im mittleren Horizont besonders hoch.

In Messstelle GWM 16 nimmt die Schadstoffbelastung insgesamt mit der Tiefe massiv zu. Diese Zunahme korreliert mit den Toxizitätswerten, die für den tiefsten Horizont die höchste Toxizität belegen. Der Nachweis von Sulfatreduzierern im Grundwasser der GWM 16 deutet darauf hin, dass Sulfatreduktion stattfindet, das Respirationsprodukt Sulfid konnte allerdings nicht nachgewiesen werden (Anhang 11.6).

Mit der Tiefe nimmt nicht nur die Konzentration der untersuchten Schadstoffe zu, die Zusammensetzung der PAK, NSO - HET und BTEX ändert sich ebenfalls mit der Tiefe. Dies könnte auf unterschiedlich starke Abbauprozesse in den einzelnen Horizonten hinweisen.

Die Grundwassermessstelle GWM 17 liegt rheinnah. Auswirkungen des schwankenden Rheinpegels würden sich in dieser Messstelle als erstes zeigen, daher ist sie besonders interessant. Entgegen der Annahme, konnte allerdings auch hier kein Sauerstoff nachgewiesen werden und auch Nitrat liegt, anders als zum Beispiel bei GWM 9 und 16 unterhalb der Nachweisgrenze. Eisenreduzierende Bakterien konnten nur im untersten Horizont nachgewiesen werden, die Werte des gelösten Eisen (II) korrelieren hier nicht und sind im mittleren Horizont am größten (Anhang 11.6). Insgesamt lässt sich bei den geringen Schadstoffkonzentrationen keine auffällige Tiefenzonierung feststellen (siehe Abbildung 36). Die Werte liegen entweder unterhalb der Bestimmungsgrenze (BTEX) oder bei den PAK und NSO - Heterozyklen im jeweils ähnlichen Konzentrationsbereich. Die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser der Messstelle GWM 17 sind erheblich niedriger als in den anderen zuvor beschriebenen Messstellen, für PAK und NSO - HET liegen sie dennoch über dem Prüfwert der Bundesbodenschutzverordnung. Bei den PAK ist Acenaphthen die dominierende Substanz, wie oben bereits beschrieben ist die relative Anreicherung von Acenaphthen ein typischer Vorgang in einer Schadstofffahne mit mikrobiellem Abbau. Die Konzentration der NSO – Heterozyklen liegt in dieser Messstelle über den PAK Konzentrationen. An vielen Standorten sind die Heterozyklen aufgrund ihrer

besseren Wasserlöslichkeit bestimmend für die Länge der Schadstofffahnen [Kern et al (2008)].

Auffällig insbesondere in der Messstelle GWM 17 ist der Nachweis von o-Hydroxybiphenyl, das als Metabolit insbesondere im mittleren und tiefen Horizont nachgewiesen werden kann und einen deutlichen Hinweis auf mikrobiologische Abbauprozesse gibt.

Die Grundwassermessstelle GWM 1 liegt am westlichen Rand des ehemaligen Gaswerksgeländes in direkter Nähe des Altrheinarms „Bornpfuhl“. Die Schadstoffkonzentrationen sind insgesamt niedrig, bei den BTEX liegen sie unterhalb der Bestimmungsgrenze. Eine deutliche Tiefenzonierung von PAK und NSO - Heterozyklenkonzentrationen kann nicht nachgewiesen werden, die Zusammensetzung ändert sich jedoch bei den PAK mit der Tiefe. Im oberen Horizont ist Naphthalin für $\frac{3}{4}$ der Belastung verantwortlich, im unteren Horizont dominiert Acenaphthen, Naphthalin ist nur noch für $\frac{1}{4}$ der Belastung verantwortlich. Die Keimzahlen nehmen mit der Tiefe leicht zu. Eine toxische Wirkung des Wassers konnte mittels des Leuchtbakterienhemmtests ausgeschlossen werden. Interessant ist, dass in dieser Messstelle die NSO - HET - Konzentrationen oberhalb der PAK Konzentrationen liegen. Dies ist bei dieser Probenahmekampagne sonst nur in der GWM 17 aufgetreten und eigentlich ein Phänomen, das man im weiteren Abstrom eines Teerölschadens vermuten würde (siehe oben).

Die GWM 3 liegt im östlichen Randbereich des ehemaligen Gaswerks und ist eine von drei Grundwassermessstellen die für das Sanierungsmonitoring herangezogen werden (GWM 3, GWM 7 und GWM 24). Auch im Grundwasser dieser Messstelle liegen die BTEX Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die PAK - Konzentrationen nehmen von oben nach unten leicht ab (von 163,4 $\mu\text{g/L}$ im oberen Horizont auf 108,9 $\mu\text{g/L}$ im unteren Horizont). Bei den Heterozyklen ist es genau umgekehrt hier nehmen die Konzentrationen leicht zu (von 8,9 $\mu\text{g/L}$ auf 15,1 $\mu\text{g/L}$). Insgesamt übersteigen die PAK - Konzentrationen die NSO – HET - Konzentrationen bei weitem.

GWM 18 liegt westlich des Gaswerks ca. 160 Meter vom Rhein entfernt. Die Belastungen dieser Messstelle könnten ebenfalls aus dem Abstrom der ehemaligen Imprägnieranstalt bzw. deren Abbruchmaterialien resultieren. Bei den PAK deutet die Anreicherung von Acenaphthen darauf hin, dass bereits mikrobiologische Abbauprozesse stattgefunden haben. Die Schadstoffkonzentrationen nehmen vom flachen zum tiefen Horizont um das 2-3 fache zu, auch die Toxizität ist im unteren Horizont deutlich erhöht.

Zusätzlich zu den zwei- und dreifach zonierte beprobten Messstellen wurden drei weitere Messstellen tiefenintegriert beprobt.

Die Grundwassermessstelle GWM 4 liegt südlich des Gaswerksgeländes. Die Schadstoffbelastungen stammen höchstwahrscheinlich aus Einleitungen in den Altrheinarm „Bornpfuhl“. Die BTEX – Konzentrationen sind im Vergleich zur Juli – Probenahme leicht gestiegen, die Konzentrationen der PAK und NSO - Heterozyklen gesunken. Aus alten Gutachten geht hervor, dass die Werte in dieser Messstelle starken Schwankungen unterliegen sind, wahrscheinlich in Abhängigkeit des Wasserstands von Altrheinarm und Rhein.

GWM 15 liegt in ca. 150 Meter Entfernung zum Rhein, westlich des Gaswerks. Sowohl im Juli als auch im Oktober 2010 lagen die BTEX - Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze, die PAK und NSO – HET Konzentrationen sind im Vergleich zum Juli leicht angestiegen. Auch die Konzentrationen der Messstelle GWM 15 ist starken Schwankungen unterworfen, wie im nächsten Kapitel ausführlich dargelegt wird.

Die Grundwassermessstelle GWM 24 liegt auf dem Gelände des ehemaligen Gaswerks und bei Rheinniedrig- oder Normalwasser im direkten Zustrom des Bereichs der Großlochbohrsanierung. Zusammen mit GWM 7 und GWM 3 sollen an GWM 24 die Auswirkungen der Sanierungsmaßnahme protokolliert werden. Die im Oktober 2010 gemessenen BTEX und PAK Konzentrationen liegen fast um ein Drittel niedriger als im Juli. Die NSO – Heterozyklen Konzentration zeigt hingegen keine Veränderung. Alle gemessenen Schadstoffkonzentrationen sowie die hydrochemischen Daten können Anhang 11.6 entnommen werden.

3.5 Wöchentliches Monitoring an den Grundwassermessstellen GWM 11, GWM 15, GWM 17, GWM 18 und GWM 20

Ein Schwerpunkt des Forschungsprojektes ist es, die Auswirkungen der instationären Verhältnisse am Standort auf das Verhalten der Schadstoffe zu untersuchen. Der Aquifer wird stark von den Wasserständen des Rheins beeinflusst.

Konzentrationen und Zusammensetzung der Schadstoffmuster sind auch von Rheinwasserpegel und damit der Grundwasserfließrichtung abhängig. Dass die Grundwasserfließrichtung sich in Abhängigkeit zum Rheinpegel ändert, ist bereits mehrfach am Standort beobachtet worden. Untersucht wurde im Rahmen der folgenden Versuchsreihe, ob sich mit der Fließrichtung auch die Redoxverhältnisse im Grundwasserleiter ändern, ob zum Beispiel Sauerstoff mit dem Rheinwasser in den Aquifer transportiert wird, und wie sich die instationären Fließverhältnisse auf die Schadstoffkonzentrationen auswirken. Für das Monitoring wurden 5 rheinnahe Messstellen ausgewählt und wöchentlich beprobt. Im Zuge dieser wöchentlichen Probenahmen wurden im Feld die Vor-Ort-Parameter Sauerstoff, Leitfähigkeit, Redoxpotential, Temperatur und pH-Wert gemessen. Im Labor wurden neben den organischen Schadstoffgehalten auch die Konzentrationen von Chlorid, Sulfat, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Eisen (II) bestimmt.

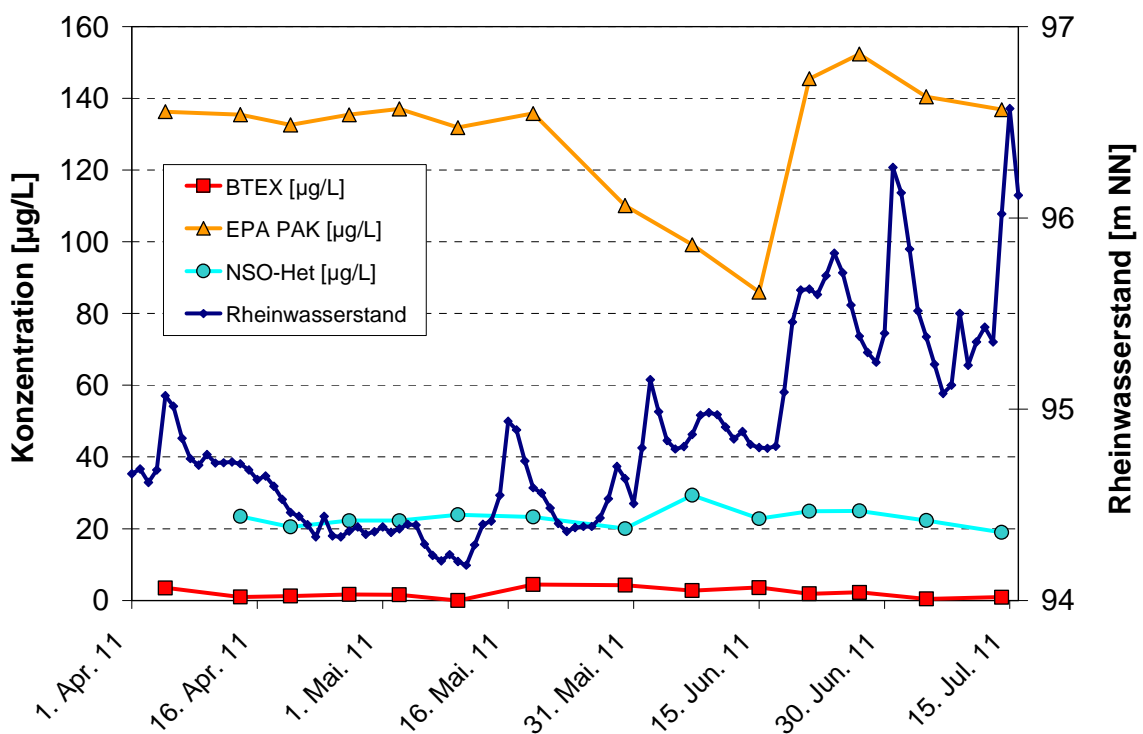


Abbildung 37: Einfluss des Rheinwasserpegels auf die Schadstoffgehalte GWM 18 im Jahr 2011

Die Ergebnisse der Messreihen zeigen für die Messstellen GWM 11 (unbelastete Zustrommessstelle), GWM 20 (weitgehend unbelasteter Abstrom) und GWM 18 keine deutlich zuzuordnenden Auswirkungen der Rheinwasserstände. Abbildung 37 zeigt die Messreihe an der Grundwassermessstelle GWM 18. Die BTEX und NSO-HET Konzentrationen bleiben auf konstantem Niveau, die PAK Konzentrationen gehen zunächst zurück in der Phase des Rheinwasseranstiegs. Im weiteren Verlauf steigen die Konzentrationen allerdings wieder auf das vorherige Niveau.

In der Abbildung ist in dunkelblau der Rheinwasserpegel dargestellt. Deutlich zu sehen ist, dass der Wasserpegel zu Beginn der Messungen von April bis Mitte Mai stetig sinkt. In dieser Phase zeigen sich keinerlei Auswirkungen auf die Schadstoffgehalte BTEX, PAK und NSO – HET. Ab Mitte Mai steigt der Rheinpegel mit einigen Schwankungen immer weiter an. Es kommt zu einem kurzfristigen Konzentrationsrückgang bei den PAK, die anderen Schadstoffgruppen bleiben konstant. Insgesamt lässt sich an dieser Messstelle demnach kein deutlicher Einfluss des Oberflächenwassers erkennen. Ähnlich verhalten sich die Schadstoffkonzentrationen in GWM 11 und GWM 20, allerdings sind die Konzentrationen in GWM 20 weitaus niedriger.

Die am nächsten zum Rhein gelegenen Messstellen sind die oben erwähnte GWM 20 und die Messstelle GWM 17. Auch in der Messstelle GWM 17 wurden geringe Schadstoffkonzentrationen nachgewiesen. Allerdings macht sich an dieser Messstelle die Nähe zum Rhein bemerkbar, denn die Schadstoffkonzentrationen schwanken mit dem Rheinpegel (Abbildung 38).

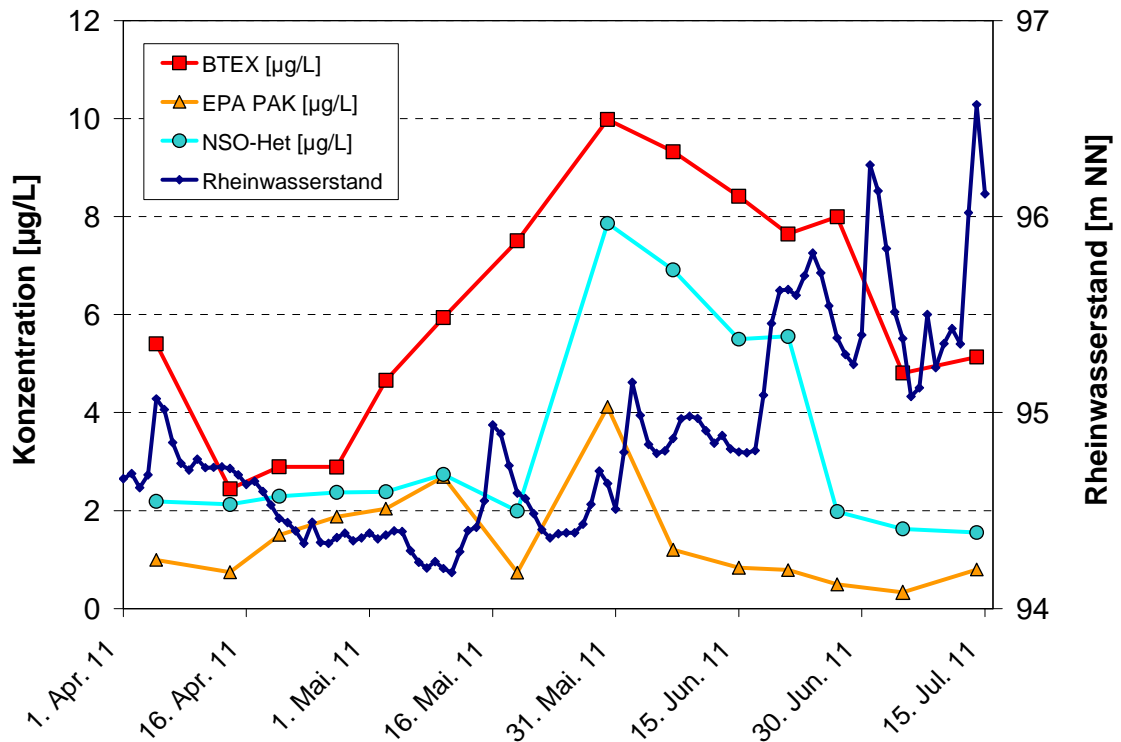


Abbildung 38: Einfluss des Rheinwasserpegels auf die Schadstoffgehalte GWM 17 im Jahr 2011

In dunkelblau ist der zu Versuchsbeginn fallende Rheinpegel dargestellt, die Schadstoffgehalte steigen in dieser Phase leicht an. Mit steigendem Rheinpegel ab Mitte Mai 2011 steigen auch die Schadstoffgehalte in der Messstelle an. Ab einem gewissen Rheinpegel wurden sinkende Konzentrationen gemessen, ab Anfang Juli 2011 sind die Konzentrationen vergleichbar mit den zu Versuchsbeginn gemessenen Schadstoffgehalten. Die Konzentrationen sind in dieser Messstelle vergleichsweise niedrig, was eine eindeutige Interpretation schwieriger macht.

Anders ist die Situation an der Messstelle GWM 15, die sowohl bei der Probenahmekampagne im Juli 2010 als auch bei der Beprobung im Oktober 2010 unauffällig und relativ gering belastet war.

Die folgende Abbildung 39 zeigt deutlich, dass die Schadstoffkonzentrationen von April bis Mitte Mai stark ansteigen, während der Rheinpegel in dieser Zeit stetig fällt. Ab Mitte Mai 2011 steigt der Rheinwasserstand an und die Schadstoffgehalte sinken wieder. Der Rheinpegel bleibt von einigen Schwankungen abgesehen im Juli 2011 auf hohem Niveau. In diesem Zeitraum werden niedrigere Schadstoffkonzentrationen gemessen. Ab Anfang August sinkt der Rheinwasserstand kontinuierlich und die Schadstoffkonzentrationen steigen wieder an.

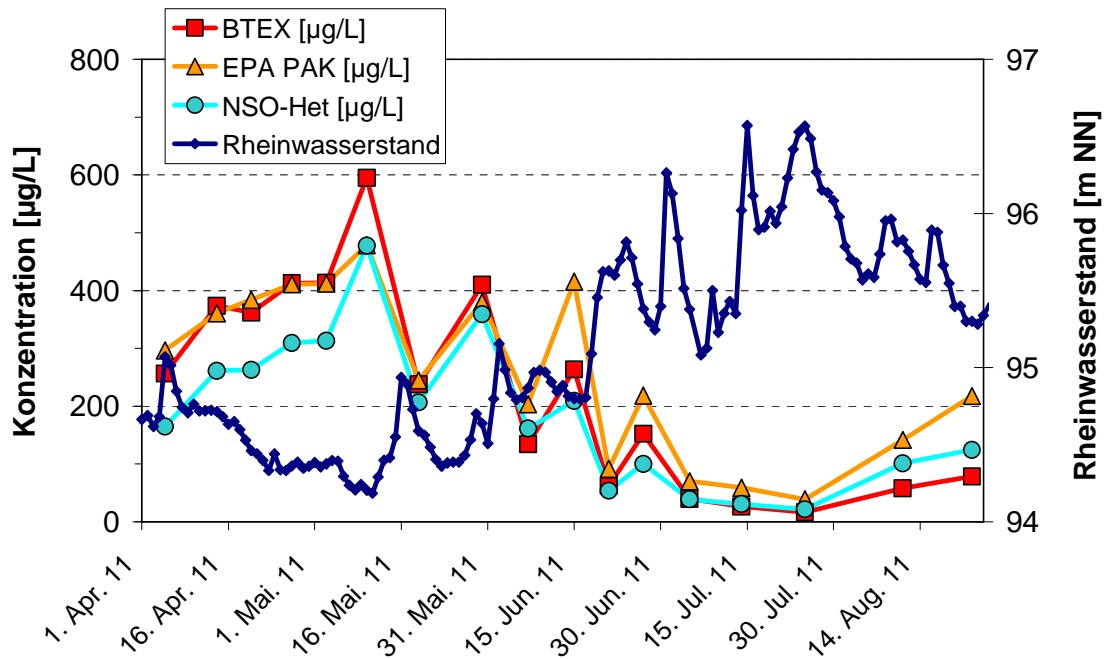


Abbildung 39: Einfluss des Rheinwasserpegels auf die Schadstoffgehalte GWM 15 im Jahr 2011

An den Daten ist ersichtlich, dass der Rheinwasserpegel einen erheblichen Einfluss auf die Schadstoffkonzentrationen in einigen Messstellen hat.

Im Juni 2011 wurde im zusätzlich zu den wöchentlichen Messungen eine dreifach zonierte Probenahme an der Messstelle GWM 15 durchgeführt. Deutlich zu sehen ist die starke Schadstoffbelastung in den oberen beiden Horizonten, insbesondere im mittleren Horizont. Auffällig sind auch die hohen Konzentrationen der zusätzlich gemessenen PAK und Monoaromaten. Bei den Monoaromaten ist insbesondere Indan verantwortlich für die Gesamtkonzentration, bei den übrigen PAK vor allem 1-Methylnaphthalin.

GWM 15 Juni 2011

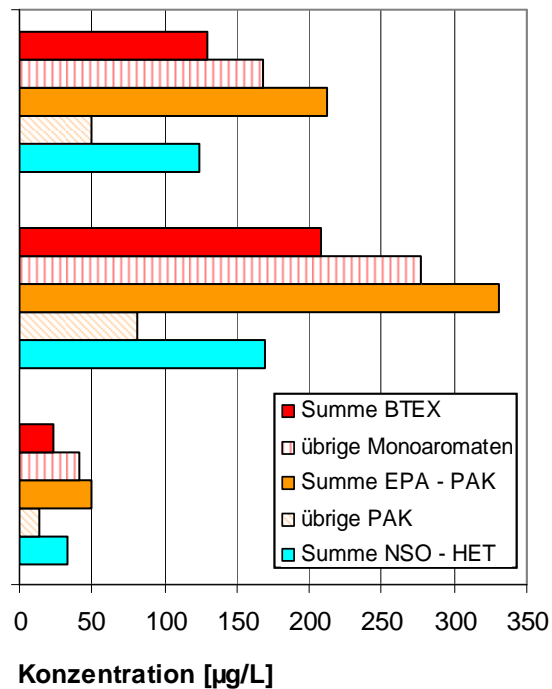


Abbildung 40: Tiefenzionierte Beprobung GWM 15 im Juni 2011

Auch anhand der in GWM 15 gemessenen Sulfatwerte (Abbildung 41) wird der Einfluss des nahen Rheins deutlich. Man sieht deutlich, dass mit fallendem Rheinpegel und steigenden Schadstoffgehalten die Sulfatkonzentrationen abnehmen, was auf aktive Sulfatreduktion hinweisen könnte. Mit steigendem Rheinpegel werden zunehmend höhere Sulfatkonzentrationen gemessen.

Laut LUWG Rheinland Pfalz liegt der Sulfatgehalt des Rheinwassers zwischen 0 und 10 mg/L [www.luwg.rlp.de]. Die mit dem Rheinpegel steigenden Sulfatgehalte stammen also eher nicht direkt aus dem Rhein. Das Sulfat stammt vermutlich aus dem Sediment und könnte zum Beispiel aus dem Füllmaterial des Deiches stammen.

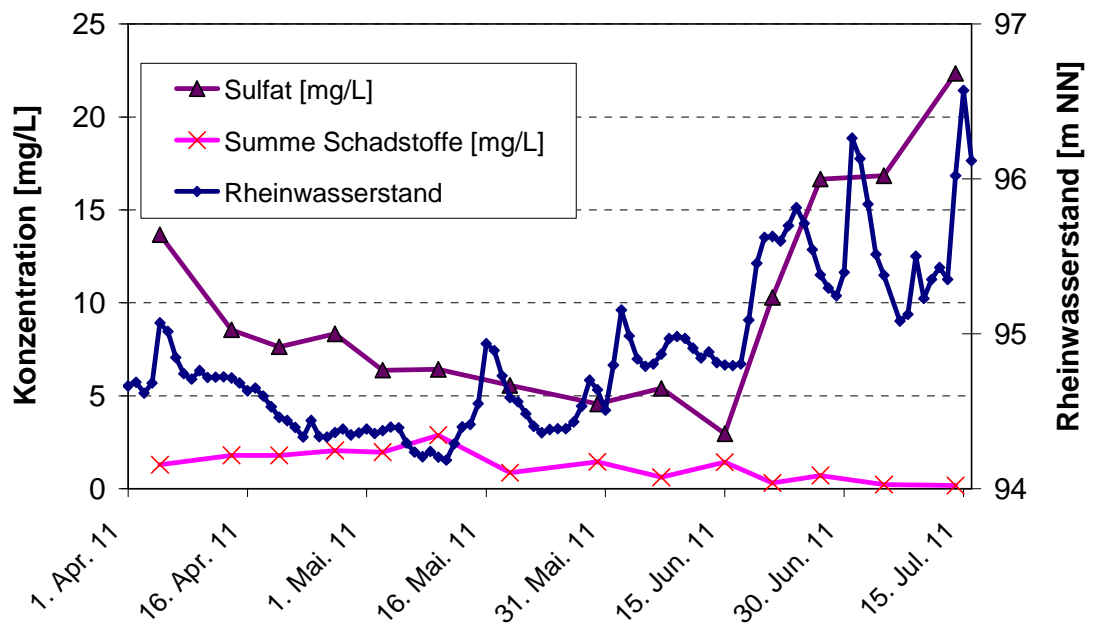

















Abbildung 41: Einfluss des Rheinwasserpegels auf die Sulfatgehalte GWM 15 im Jahr 2011












3.6 Messstellen am Fahnenrand









Im Rahmen des Forschungsprojekts waren die Vorgänge in den rheinnahen Fahnenrandmessstellen von besonderer Bedeutung. Diese wurden im Oktober und Dezember 2012 und im April 2013 nochmals beprobt. Hierbei konnten auch die drei im Mai 2012 gebauten Messstellen GWM 25, GWM 26 und GWM 27 ins Messprogramm mit einbezogen werden. Bei der letzten Probenahme wurde auch die im März 2013 gebaute Messstelle GWM 28 mitbeprobt. Die Lage der Messstellen ist Abbildung 1 zu entnehmen. In folgender Abbildung 42 sind die Konzentrationen und Schadstoffprofile der untersuchten Schadstoffgruppen dargestellt. Bei den Messungen wurden auch die kurzkettigen Alkylphenole berücksichtigt, die Konzentrationen lagen allerdings immer unterhalb der Bestimmungsgrenzen. In den Fahnenrandmessstellen GWM 20, GWM 25 und GWM 27 wurden Indan, Benzol und einmal auch Cumol aus der Gruppe der Monoaromaten nachgewiesen. Am deutlichsten belastet war hierbei GWM 25 mit Indankonzentrationen von 0,6 µg/L bis 7,4 µg/L. Bei den PAK ist Acenaphthen dominierend in allen belasteten Messstellen. Die Messstelle GWM 27 liegt etwas weiter westlich am weitesten vom Rhein entfernt und ist am stärksten belastet. Hier wurde neben Acenaphthen auch 1,4-Dimethylnaphthalin, sowie geringe Konzentrationen 1-Methylnaphthalin und Naphthalin gemessen. Die im direkten Abstrom zu GWM 27 gelegene neu gebaute GWM 28 zeigte bei der Beprobung im April 2013 keine Schadstoffbelastungen. Bei der Betrachtung der NSO-HET fällt auf, dass wiederum in GWM 27 die höchsten Konzentrationen gemessen wurden. Auffällig sind neben den Konzentrationsschwankungen in den betroffenen Messstellen auch die stark unterschiedlichen Schadstoffprofile. In GWM 15 war die NSO-HET Belastung im Oktober 2012 zu 50 % auf Carbazol zurückzuführen. Im April 2013 wurde hier kein Carbazol nachgewiesen, stattdessen 2- und 3-Methylthiophen sowie 2- und 3-Methylbenzofuran. In GWM 25 wurden bei annähernd gleichen Konzentrationen im Oktober und Dezember 2012 sehr ähnliche Schadstoffprofile nachgewiesen, bei der Beprobung im Januar waren 2- und 3-Methylbenzofuran die einzigen Kontaminanten dieser Schadstoffgruppe. Auch in der relativ hoch belasteten Messstelle GWM 27 sind die Profile bei annähernd gleicher Schadstoffkonzentration im Oktober 2012 und April 2013 sehr ähnlich mit 2-Methyldibenzofuran als dominierendem O-HET. Bei der Probenahme im Dezember 2012 wurden geringere NSO-HET Konzentrationen gemessen und das Schadstoffprofil zeigt 2- und 3-Methylbenzofuran als dominierend an.












Die Bedeutung der NSO-HET am Fahnenrand zeigt sich insbesondere in GWM 17 und GWM 20. In beiden Messstellen sind die Konzentrationen der NSO-HET ähnlich der routinemäßig untersuchten PAK. Bei der Messung im April 2013 wurde in GWM 20 0,5 µg/L 3-Methylthiophen nachgewiesen, während die PAK unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen.

Monoaromaten	Okt 12	Dez 12	Apr 13
GWM 15			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	< BG	n. g.	< BG
GWM 17			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	< BG	n. g.	< BG
GWM 20			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	< BG	1,4	1,2
GWM 25			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	7,4	5,6	0,6
GWM 26			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	< BG	< BG	< BG
GWM 27			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	< BG	< BG	0,6
GWM 28			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	n. g.	n. g.	< BG

-  Benzol
-  Toluol
-  Ethylbenzol
-  m-, p-Xylol
-  Styrol
-  o-Xylol
-  Cumol
-  Indan
-  Inden

PAK	Okt 12	Dez 12	Apr 13
GWM 15			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	15	n. g.	3,4
GWM 17			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	1,9	n. g.	0,5
GWM 20			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	< BG	< BG	< BG
GWM 25			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	7	2,9	3,1
GWM 26			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	< BG	0,4	< BG
GWM 27			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	272,9	183,2	217,7
GWM 28			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	n. g.	n. g.	< BG

-  Naphthalin
-  1-Methylnaphthalin
-  1,4-Dimethylnaphthalin
-  Acenaphthylen
-  Acenaphthen
-  Fluorene
-  Phenanthren
-  Anthracen

NSO-HET	Okt 12	Dez 12	Apr 13
GWM 15			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	2,8	n. g.	1
GWM 17			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	0,8	n. g.	0,5
GWM 20			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	< BG	< BG	0,5
GWM 25			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	2,1	2,3	0,5
GWM 26			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	< BG	< BG	< BG
GWM 27			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	30,9	9,6	29,8
GWM 28			
Konzentration [$\mu\text{g/L}$]	n. g.	n. g.	< BG

-  2-Methylthiophen
-  3-Methylthiophen
-  3-Methylbenzothiophen
-  5-Methylbenzothiophen
-  3,5-Dimethylbenzothiophen
-  Dibenzothiophen
-  2+3-Methylbenzofuran
-  2,3-Dimethylbenzofuran
-  Dibenzofuran
-  2-Methyldibenzofuran
-  2,4-Dimethylchinolin
-  Carbazol

Abbildung 42: Konzentrationen und Schadstoffprofile der Monoaromaten, Polyaromaten und NSO-HET bei drei Probenahmen in den Fahnenrandmessstellen (n.g. → Messstelle zum Probenahmezeitpunkt nicht beprobt)

3.7 Grundwasser Messsonde

Das ursprüngliche Ziel der wöchentlichen Messreihe war insbesondere zu klären, ob sich ein Einfluss des Rheinpegels auf die Redoxparameter feststellen lässt. Wie bereits erwähnt, wurden hierfür im Feld der Sauerstoffgehalt, das Redoxpotential, die Leitfähigkeit und der pH-Wert gemessen. Im Rahmen der wöchentlichen Messungen lassen sich zwar Schwankungen bei Sauerstoffgehalt und Redoxpotential feststellen, es lässt sich aber keine direkte Korrelation zum Rheinpegel herstellen. Um detaillierte Kenntnis der Redoxvorgänge im rheinnahen Grundwasserbereich zu gewinnen, wurde daher in die Messstelle GWM 17 eine Messsonde eingebaut. Diese zeichnete über den Zeitraum von zwei Jahren den Grundwasserstand (Höhe der Wassersäule über der Sonde), den Sauerstoffgehalt in mg/L, den pH-Wert, das Redoxpotential (mV) und die Leitfähigkeit in $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Die Ergebnisse sind in den folgenden Abbildungen dargestellt.

Abbildung 43 zeigt die Messwerte der Sonde im Zeitraum von September 2011 bis August 2012. Deutlich zu sehen ist der stark schwankende Wasserstand in der Messstelle (in dunkelblau auf der rechten y-Achse dargestellt). Auffällig sind vor allem die Zeiträume in denen der Grundwasserstand ansteigt, zum Beispiel von Dezember 2011 bis Februar 2012 oder von April bis Juni 2012. In dieser Zeit sind alle gemessenen Parameter von erheblichen Schwankungen geprägt und es kommt zu einem messbaren Sauerstoffeintrag in den Aquifer. Die Messwerte von Sauerstoff und Redoxpotential lassen sich hier sehr gut korrelieren: steigt der Sauerstoffgehalt, kommt es zu einer Erhöhung des Redoxpotentials. Auch die Leitfähigkeit und der pH-Wert zeigen zum Teil starke Schwankungen, wenn der Wasserstand in der Messstelle sich ändert. Im Zeitraum von Februar 2012 bis April 2012 ist der Grundwasserstand relativ stabil. In diesem Zeitraum sind auch die gemessenen Werte relativ konstant. Abbildung 44 zeigt den Bereich der Schwankungen im Zeitraum Dezember 2011 bis Februar 2012.

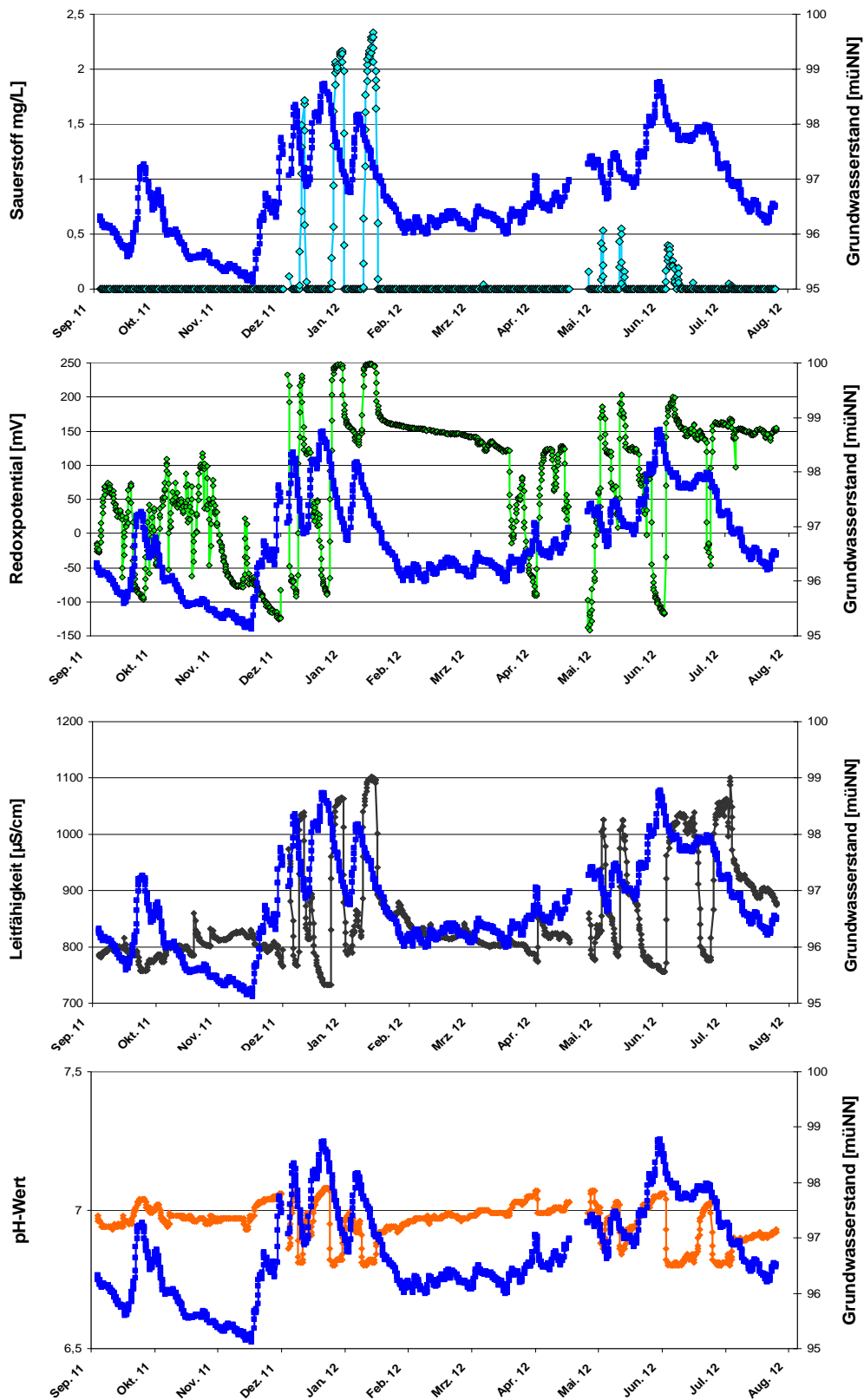


Abbildung 43: Einfluss des Wasserpegels auf pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Redoxpotential im Grundwasser der Messstelle GWM 17 (September 2011-August 2012).

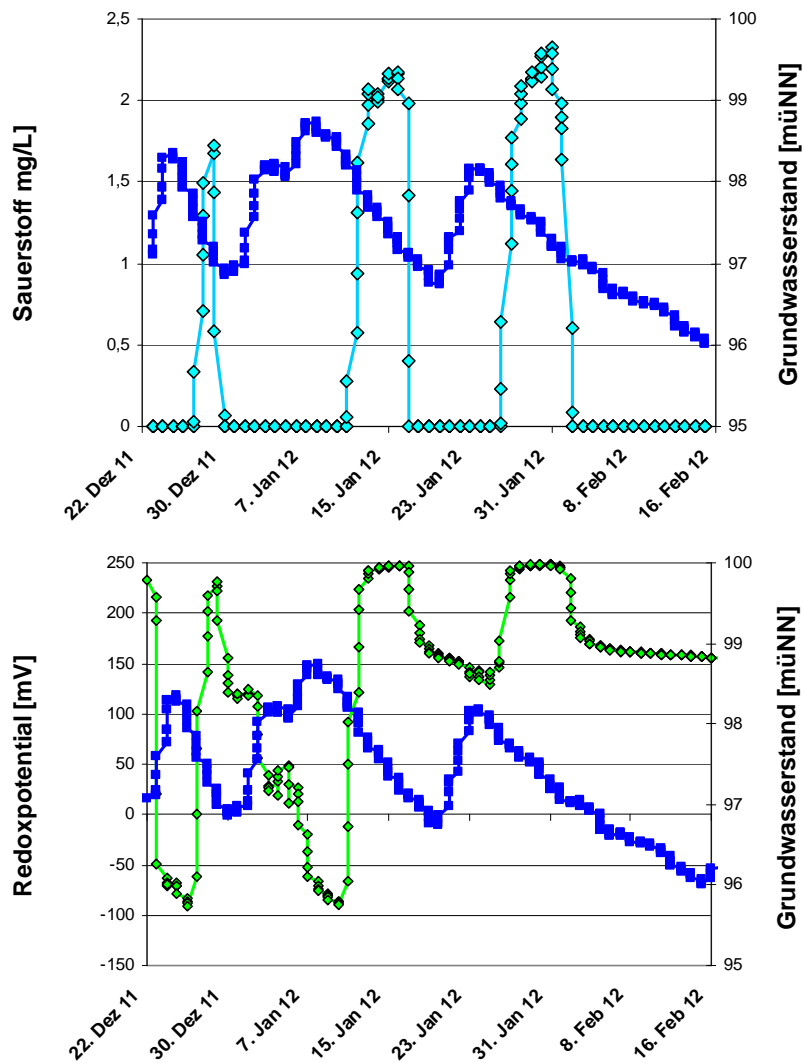


Abbildung 44: Einfluss des Wasserpegels auf Sauerstoffgehalt und Redoxpotential im Grundwasser der Messstelle GWM 17 (Dezember 2011-Februar 2012).

In folgender Abbildung 45 sind die Sauerstoffgehalte in Abhängigkeit zum Wasserstand aufgetragen. Es wird deutlich, dass die Sauerstoffkonzentrationen nicht linear mit dem Wasserstand steigen, sondern es nur innerhalb einer bestimmten Bereichs zum Eintrag von Sauerstoff in den Aquifer kommt.

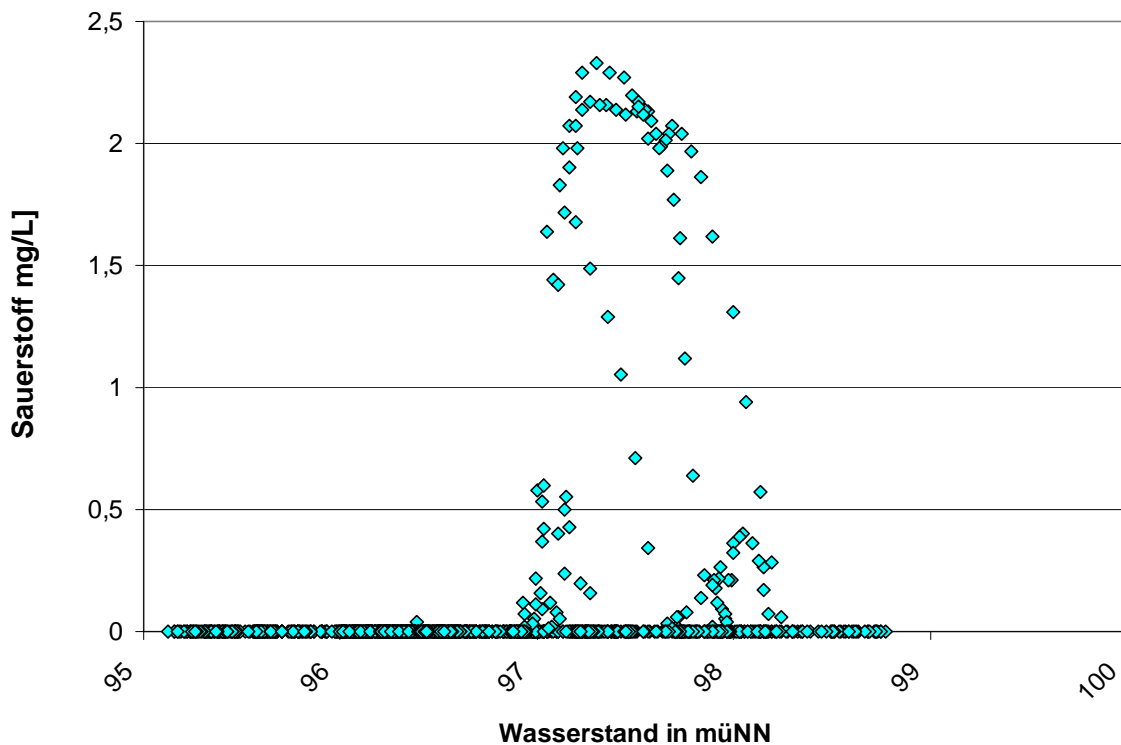


Abbildung 45: Einfluss des Wasserpegels auf den Sauerstoffgehalt im Grundwasser der Messstelle GWM 17 (September 2011-August 2012).

Die folgende Abbildung 46 zeigt die Messungen der Sonde im Zeitraum von September 2012 bis August 2013. In dunkelblau ist der Wasserpegel in der Messstelle eingezeichnet (rechte y-Achse). Farblich sind pH-Wert, Leitfähigkeit, Redoxpotential und Sauerstoffgehalt auf der linken y-Achse dargestellt. Der Zeitraum von September 2012 bis zur Wartung der Sonde im Februar 2013 ist geprägt von starken Grundwasserschwankungen. In diesem Zusammenhang schwanken auch die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit und Redoxpotential. Außerdem kommt es wie in den Messungen aus dem Vorjahr zu einem messbaren Eintrag von Sauerstoff in den Aquifer. Nach Wartung der Sonde erfolgt bis April 2013 eine Phase mit relativ wenig Schwankungen, sowohl beim Wasserstand als auch bei den anderen Messparametern. Besonders interessant im Verlauf des Jahres 2013 war jedoch der Zeitraum Mai/Juni, denn diese Zeit war geprägt durch ein großes Hochwasser („Jahrhunderthochwasser“). Die Messungen in diesem Zeitraum zeigen, dass Sauerstoff nur innerhalb eines bestimmten Pegelstandes in den Aquifer eingebracht wird und nicht wie zunächst erwartet, viel Sauerstoff bei besonders hohen Pegelständen (Abbildung 45).

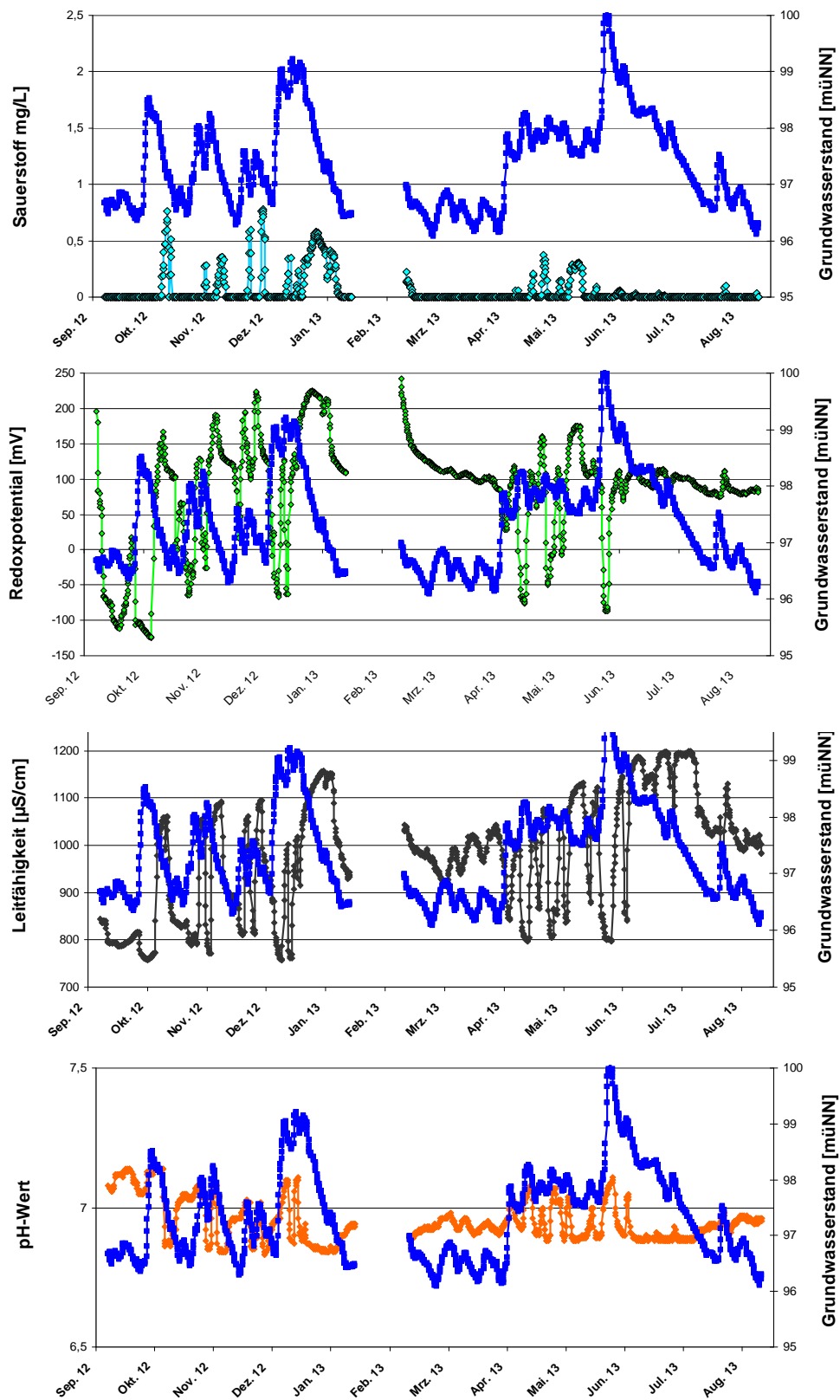


Abbildung 46: Einfluss des Rheinwasserpegels Einfluss des Rheinwasserpegels auf pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Redoxpotential im Grundwasser der Messstelle GWM 17 (September 2012-August 2013).

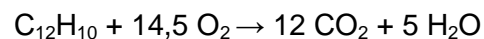
Während des Hochwassers steigt der Wasserstand in der Messstelle um 2,5 m an, aber es wird kein Sauerstoff gemessen und das Redoxpotential sinkt deutlich. Eine Erklärung hierfür könnte sein, dass der extrem hohe Wasserstand das Grundwasser in die tonig-schluffigen Deckschichten des Aquifers drückt. Diese Schichten enthalten wesentlich mehr organisches Material als die grundwasserführenden Kiese und Sande. Beim Kontakt mit diesem Material, könnte der Sauerstoff schnell verbraucht bzw. für Umsetzungen genutzt werden. Eine andere Möglichkeit ist, dass bei extremen Hochwasserereignissen sehr viel mehr organisches Material vom Fluss aufgewühlt und transportiert und auch in den Grundwasserleiter eingetragen wird. Beim Abbau dieser organischen Substanz würde der Sauerstoff dann schnell verbraucht.

3.8 Massenbilanz für den aeroben Schadstoffabbau im Bereich des Rheins

Aus dem Multi-Spezies-Transportmodell (siehe Bericht Grundwassermodell) wurde eine abschätzende Massenbilanzierung zum Sauerstoffdargebot für den aeroben Schadstoffabbau im Bereich des Rheins vorgenommen. Daraus kann der O₂-Eintrag aus dem Rhein in den Aquifer im Bereich der Schadstofffahne für den Modellzeitraum von 10/2010 – 04/2013 (940 d) unter der Annahme einer Fahnenbreite von 400 m und einem mittleren O₂-Gehalt im Infiltrat von 5 mg/L mit 4.700 kg O₂ abgeschätzt werden.

Die im Rahmen der Modellkalibrierung ermittelte Acenaphthen-Freisetzung betrug für den Modellzeitraum 42,6 g/d x 940 d = 40 kg.

Auf Basis der stöchiometrischen Betrachtung der mikrobiellen Acenaphthen-Oxidation



werden zur Oxidation der im Modellzeitraum freigesetzten 40 kg Acenaphthen 120 kg O₂ (rd. 3 g O₂ pro g Schadstoff) verbraucht.

Neben Acenaphthen wurden sechs weitere Schadstoffe im Modell betrachtet. Danach beträgt die Gesamt-Freisetzungsrates aller sieben Modellspezies (Naphthalin, Acenaphthen, Benzol, Benzothiophen, Dibenzofuran, Carbazol, 2-Methyldibenzofuran) 169 g/d bzw. 159 kg im Modellzeitraum.

Für die Oxidation der übrigen Schadstoffe kann näherungsweise die gleiche Stöchiometrie wie für die Acenaphthen-Oxidation angesetzt werden (3 g O₂ / g Schadstoff). Daraus ergibt sich ein O₂-Bedarf für die Oxidation sämtlicher betrachteter Modellspezies von 476 kg O₂.

Hierbei ist zu berücksichtigen, dass für einige der betrachteten Schadstoffe (Naphthalin, Benzol, Benzothiophen, Dibenzofuran) laut Modell ein anaerober Abbau abläuft, so dass diese Schadstoffe die rheinnahen Bereiche mit aerober Oxidation gar nicht in vollem Umfang erreichen.

Mithilfe der im Modell gewählten sieben Schadstoffe wird nur ein Teil der gesamten Schadstofffracht aus dem ehemaligen Gaswerksgelände erfasst. Aus den Schadstoffanalysen an den einzelnen Messstellen kann jedoch abgeleitet werden, dass die im Modell betrachteten Schadstoffe mindestens ca. 25 % der gesamten organischen Schadstofffracht ausmachen. Hieraus kann orientierend eine maximale Gesamtfracht an organischen Schadstoffen von 169 g/d * 4 = 676 g/d bzw. 636 kg im Modellzeitraum abgeleitet werden.

Zur vollständigen Oxidation dieser Gesamt-Schadstofffracht ergibt sich bei Annahme einer vergleichbaren Stöchiometrie ein O₂-Bedarf von 1.908 kg. Dies ist immer noch deutlich weniger, als die Sauerstofffracht, die laut den Modellberechnungen über die Infiltration von sauerstoffhaltigem Rheinwasser zur Verfügung steht. Nach dem Modell ist daher die aus der Infiltration von Rheinwasser im Modellzeitraum zur Verfügung stehende O₂-Fracht

ausreichend, um die Oxidation der aus dem ehemaligen Gaswerksgelände freigesetzten organischen Schadstoffe im Aquifer zu gewährleisten.

3.9 Sanierungsmonitoring

3.9.1 Schadstoffkonzentrationen in Begleitung der Teilsanierungsmaßnahme „Schadensherd SH1“

Begleitend zu den Sanierungsmaßnahmen wurde ein Monitoring an den Messstellen GWM 24 (Zustrom zum Sanierungsfeld), GWM 7 (direkter Abstrom) und GWM 3 (weiterer Abstrom) durchgeführt. Hierbei wurde die Messstelle GWM 24 tiefenintegriert beprobt, GWM 7 dreifach und GWM 3 zweifach zoniert beprobt.

Wie die nachfolgende Abbildung 47 belegt, unterliegen die Schadstoffgehalte im Grundwasser der Zustrommessstelle GWM 24 Schwankungen im Bereich von bis zu 100 µg/L für alle drei betrachteten Schadstoffgruppen. Zunächst kommt es zu einer deutlichen Konzentrationszunahme der PAK und einer geringen Erhöhung der BTEX-Konzentrationen. Bei der Probenahme im März/April 2011, zum Ende der Sanierungsmaßnahme, ist die Konzentration der NSO-HET auffällig erhöht. Die Konzentrationschwankungen könnten insofern mit der Sanierungsmaßnahme in Verbindung stehen, als durch natürliche Schwankungen der Grundwasserfließrichtung sowohl mobilisierte Schadstoffe aus der Sanierungsbaustelle als auch aus dem Bornpfuhl-Bereich ins Grundwasser der GWM 24 gelangen.

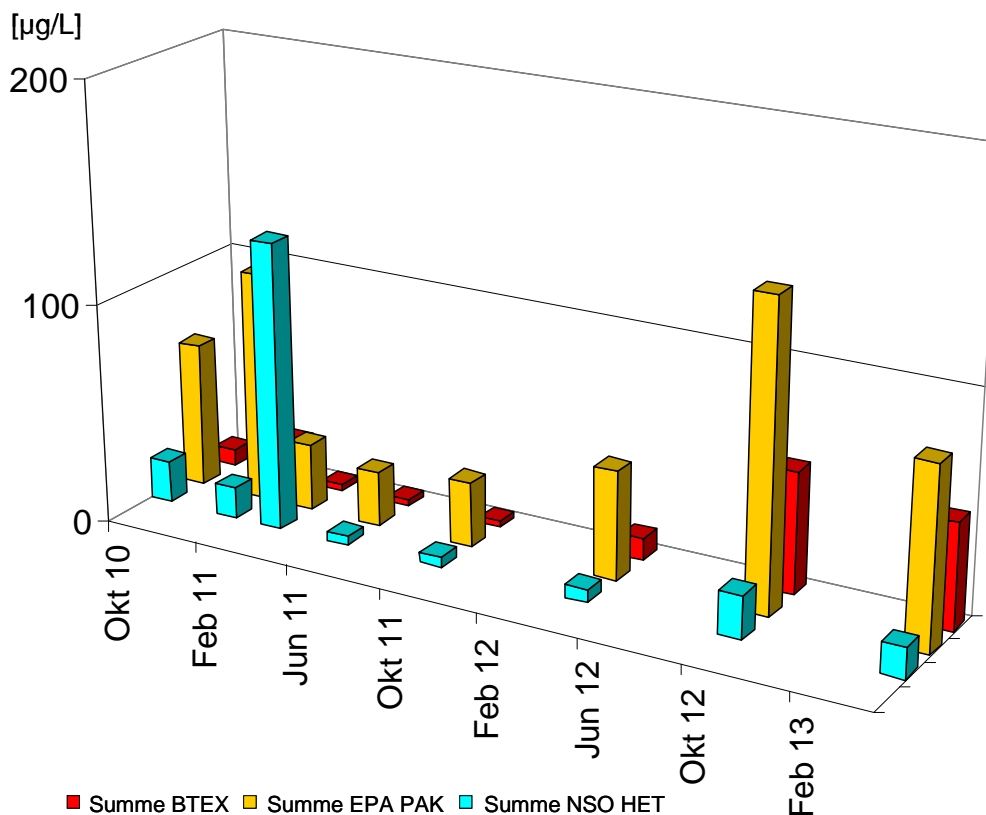


Abbildung 47: Zeitliche Entwicklung der Schadstoffbelastung im Grundwasser der Messstelle GWM 24 (tiefenintegrierte Beprobung)

Im Zuge von tiefgreifenden Bodensanierungsmaßnahmen kommt es häufig zunächst zu einer Mobilisierung von Schadstoffen, die sich vorzugsweise im baustellennahen Grundwasserabstrom bemerkbar macht. Dies liegt zum einen am Eintrag mechanischer Energie in den Untergrund und die damit verbundene Mobilisierung von vorher sorptiv gebundenen Schadstoffen. Ein weiterer Faktor ist der Eingriff und die massive Änderung der im Grundwasserleiter herrschenden Milieubedingungen. Strikt anaerobe Bakteriengruppen wie beispielsweise einige Sulfatreduzierer, die evtl. vor einer Sanierungsmaßnahme zum Schadstoffabbau beigetragen haben, sind nicht mehr überlebensfähig und das Gesamtsystem muss sich auf die veränderten Milieubedingungen einstellen.

Auch die Sanierungsmaßnahme am Gaswerk Germersheim führte zu einer Mobilisierung von Schadstoffen in erster Linie von BTEX und NSO-HET in den oberen beiden Grundwasserhorizonten. Diese Entwicklung wird anhand der folgenden Abbildungen veranschaulicht.

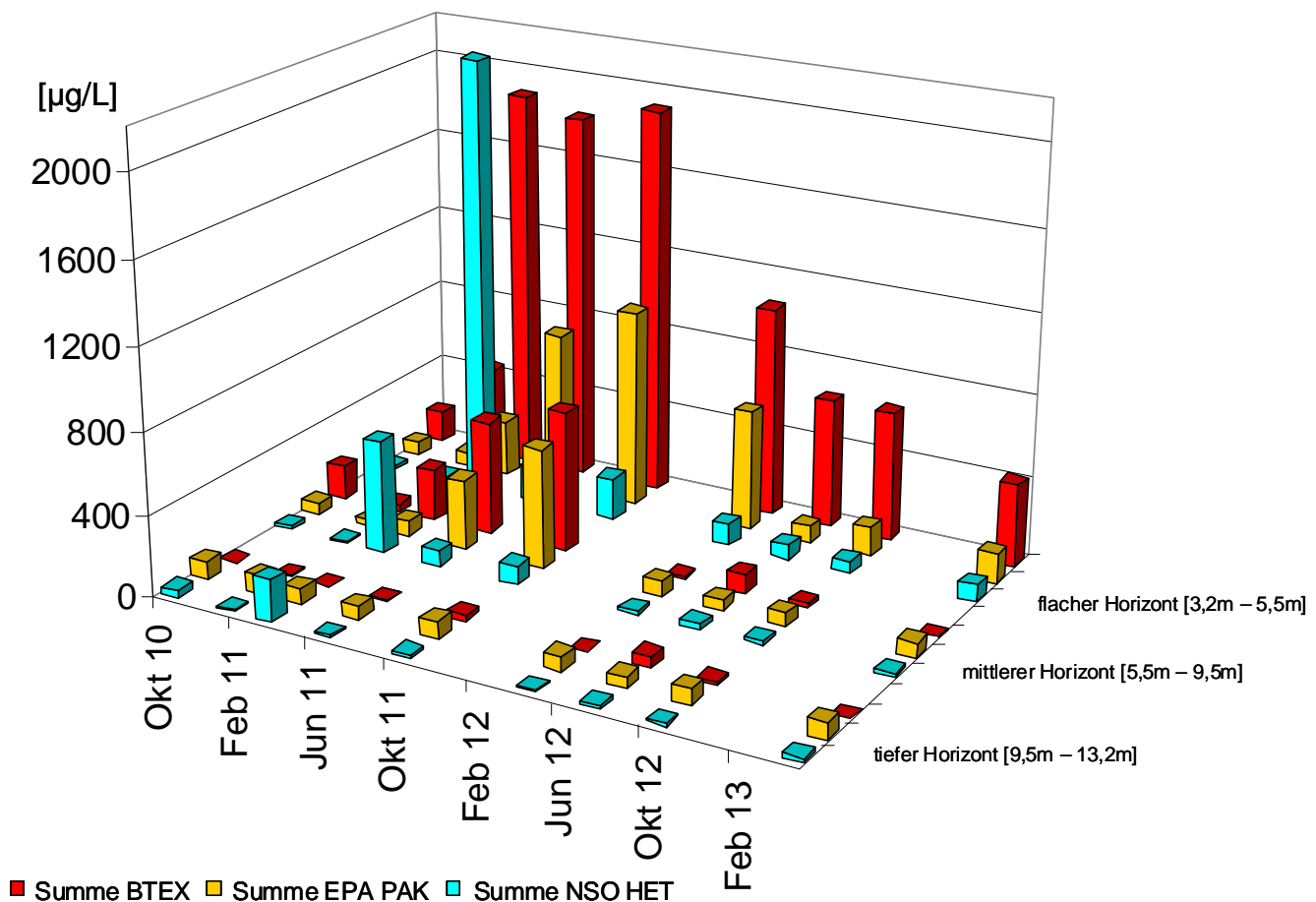


Abbildung 48: Schadstoffgehalte Messstelle GWM 7 dreifach zioniert

Abbildung 48 zeigt den zeitlichen Verlauf der Schadstoffkonzentrationen in der Messstelle GWM 7 vom Zeitpunkt kurz vor Beginn der Sanierungsmaßnahme im Oktober 2010 bis April 2013. Die Messstelle wurde dreifach zioniert beprobt. Deutlich zu sehen ist die vertikale Zonierung und die Dominanz der Schadstoffgruppe BTEX im oberen Grundwasserhorizont. Aufgrund der Schadstoffverteilung, aber auch aus anderen Gründen (verlegte Leitungen

etc.) entschied man sich für einen Aushub bis in eine Tiefe von maximal ca. elf Metern unter GOK.

Anhand der Abbildung wird ebenfalls die starke Mobilisierung der Schadstoffgruppen BTEX und NSO-HET im März 2011 deutlich. Während die Konzentration der BTEX zu drei Probenahmezeitpunkten von März bis Oktober 2011 auf hohem Niveau bleibt, ist die Mobilisierung der NSO-HET zum Probenahmezeitpunkt im Juni 2011 bereits stark zurückgegangen. Etwas zeitverzögert setzt auch eine Mobilisierung der gemessenen EPA PAK ein. Die Mobilisierung der einzelnen Schadstoffgruppen lässt sich auch im mittleren beprobten Grundwasserhorizont gut nachvollziehen. Im unteren Horizont ist eine nennenswerte Mobilisierung aufgrund der Sanierungsmaßnahme nur noch bei den NSO-HET zu beobachten. Diese Ergebnisse unterstreichen die Wichtigkeit der NSO-HET beim Monitoring von Sanierungsmaßnahmen. Die Mobilisierung der Schadstoffe im zeitlichen Verlauf ist exemplarisch nochmals am Beispiel des flachen Horizonts der GWM 7 in Abbildung 49 dargestellt.

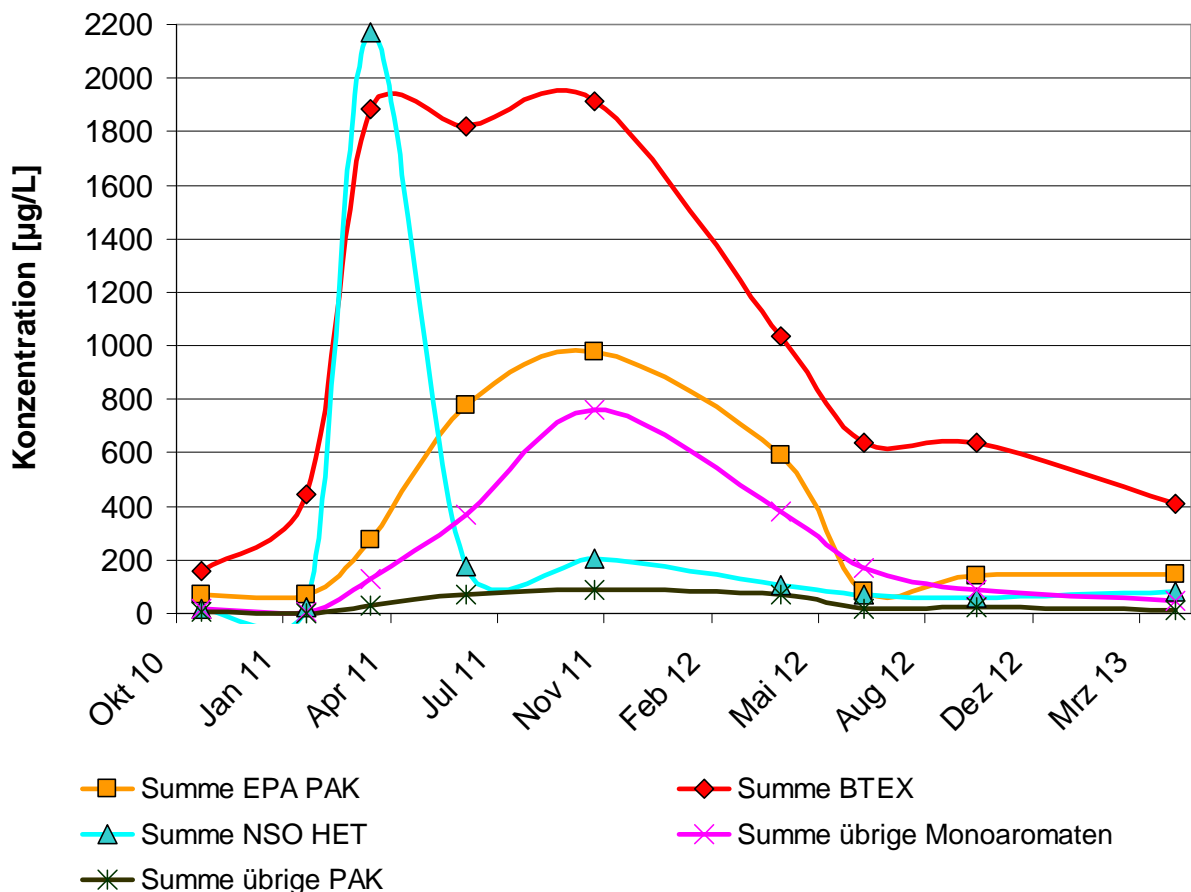


Abbildung 49: Interpolierter Verlauf der Schadstoffgehalte im flachen Grundwasserhorizont der Messstelle GWM 7

Anhand des zeitlichen Verlaufs der gemessenen Konzentrationen lässt sich die Mobilisierungsphase und deren Ende gut nachvollziehen (Abbildung 49). Die Probenahmen

erfolgten jeweils im Abstand von zwei bis drei Monaten im Oktober 2010, Januar 2011, März 2011, Juni 2011 und Oktober 2011. Danach wurde ein halbjährlicher Rhythmus vereinbart und im April 2012 beprobt. Um den hierbei gemessenen rückläufigen Trend der Konzentrationen abzusichern, wurde die Messstelle GWM 7 im Juli 2012 nochmals tiefenzoniert beprobt. Danach erfolgten noch zwei weitere tiefenzonierte Probenahmen im Oktober 2012 und April 2013.

Im Rahmen der Messkampagne im April 2012 wurde erstmals auch die Stoffgruppe der kurzkettigen Alkylphenole (SCAP) analysiert. Der Nachweis dieser Stoffgruppe beschränkt sich auf den am stärksten belasteten oberen Horizont der Messstelle GWM 7 (siehe Abbildung 50). Auch bei den folgenden Probenahmekampagnen im Juli 2012, Oktober 2012 und April 2013 wurden SCAP im flachen Horizont der GWM 7 in Konzentrationen von 125 µg/L bis 208 µg/L nachgewiesen.

Ansatzpunkt 98,81 m

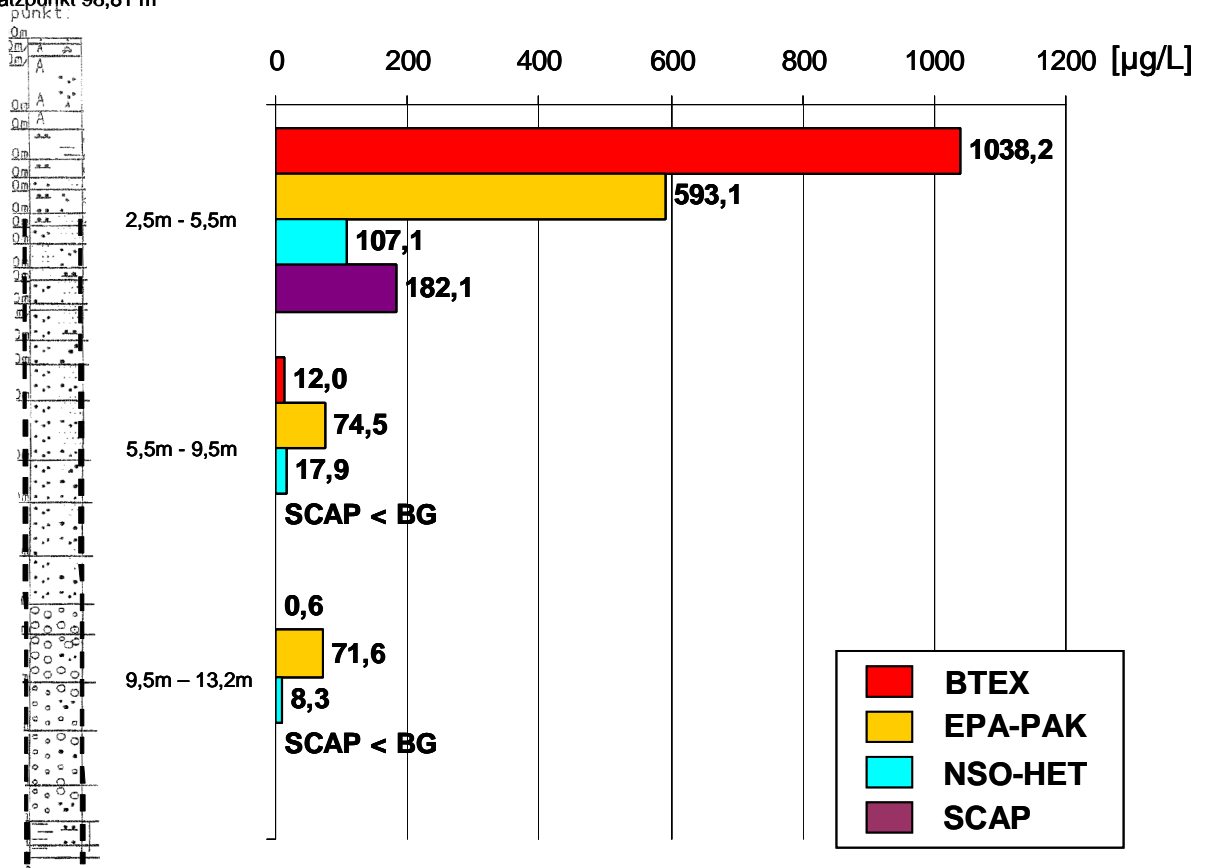


Abbildung 50: Schadstoffgehalte Messstelle GWM 7 im April 2012

Die Grundwassermessstelle GWM 3 wurde zweifach zoniert beprobt, um die Auswirkungen der Sanierungsmaßnahme auf den weiteren Grundwasserabstrom zu beobachten.

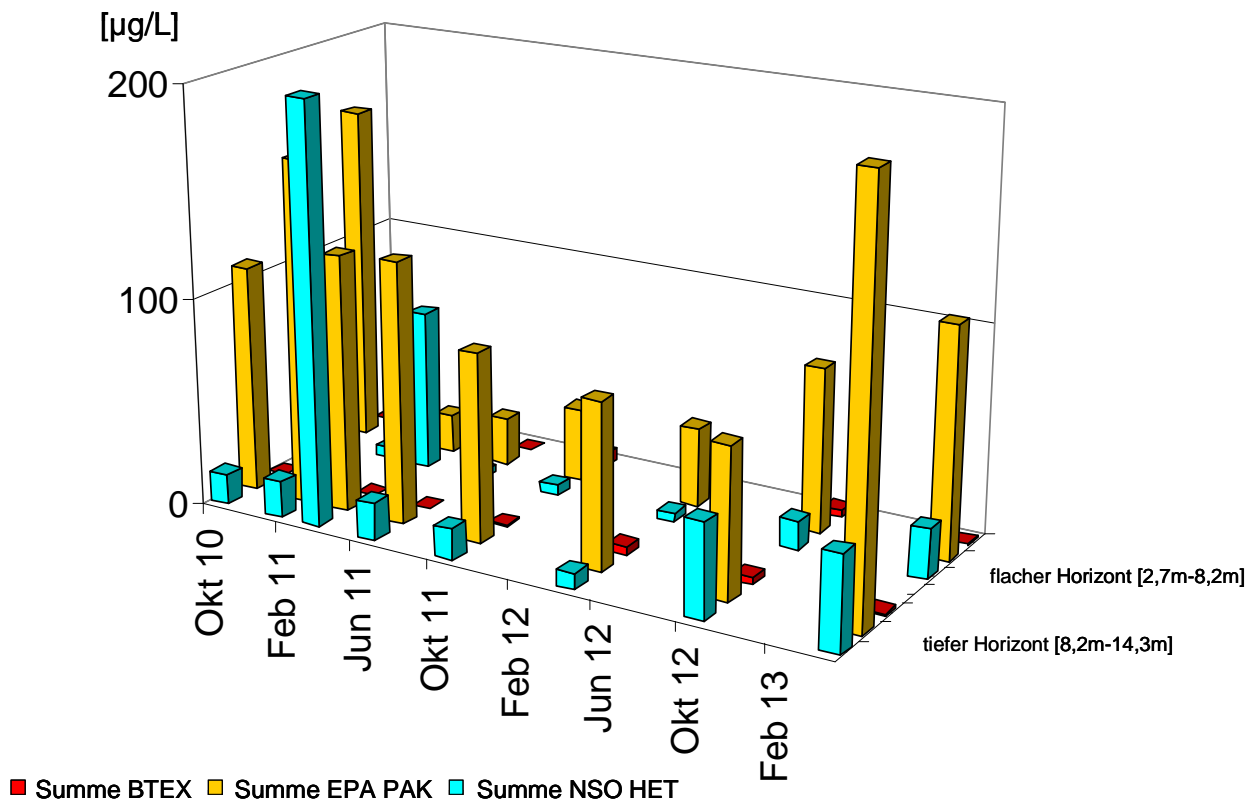


Abbildung 51: Zeitlicher Verlauf der Schadstoffgehalte im Grundwasser der Messstelle GWM 3

Eine Schadstoffmobilisierung lässt sich in dieser Messstelle vor allem für die Gruppe der NSO-HET im März/April 2011 beobachten. Der Schadstoffanstieg ist hierbei im tiefen Horizont ausgeprägter als im oberen, im Gegensatz zu den Messungen in GWM 7, wo vor allem eine Schadstoffbelastung des oberen Grundwasserhorizonts festgestellt wurde. Der Verlauf der PAK-Konzentrationen lässt auf keinen Mobilisierungseffekt durch die Sanierungsmaßnahme oder auf Sorptionsprozesse im Abstrom schließen. Die letzte Probenahme im April 2013 ergab sowohl im flachen als auch im tiefen Horizont Konzentrationen, die den im Oktober 2010 und Januar 2011 gemessenen Konzentrationen entsprechen.

Im Rahmen des Sanierungsmonitorings wurden bei jeder Probenahme Keimzahlen mittels des Most Probable Number (MPN) Verfahrens bestimmt, da ein mikrobiologisches Grundwasserscreening Anhaltspunkte für im Aquifer ablaufende biologische Abbauprozesse liefern kann. Es wurden sowohl aerobe (Gesamtkeimzahl, aerobe Schadstoffverwerter) und anaerobe Stoffwechselvorgänge (Eisen(III)- und Sulfatreduzierende Bakterien) berücksichtigt. Die folgende Abbildung 52 zeigt, dass in allen Grundwasserhorizonten schadstoffverwertende Bakteriengruppen vorhanden sind. Ausnahme hiervon ist der tiefe Grundwasserhorizont zum Zeitpunkt der Probenahme im Oktober 2010. Genauso verhält es sich mit der Gruppe der eisen(III)reduzierenden Bakterien, auch sie sind in allen drei Grundwasserhorizonten zu fast jeder Probenahme (Ausnahme Oktober 2010) nachweisbar.

Denitrifizierende Bakterien sind auf den oberen und mittleren Grundwasserhorizont beschränkt, obwohl zu keinem Probenahmezeitpunkt Nitrat im Grundwasser nachgewiesen werden konnte. Sulfatreduzierende Bakterien konnten nur zu zwei Zeitpunkten und ausschließlich im mittleren Horizont nachgewiesen werden. Diese Bakteriengruppe reagiert sehr empfindlich auf Sauerstoffeinträge, daher erscheint ihr Ausbleiben im oberen Grundwasserhorizont plausibel. Zu erwarten wären die Sulfatreduzierer demnach im tiefen Grundwasserhorizont. Im mittleren Grundwasserhorizont ist das Substratangebot jedoch besser als im unteren, dies könnte der Grund für die sulfatreduzierenden Bakterien im mittleren Grundwasserhorizont sein.

Der Eingriff in den Grundwasserhaushalt durch die Sanierungsmaßnahme scheint sich anhand der ersten sechs Beprobungen vom Oktober 2010 bis April 2012 auch anhand der Keimzahlen abzuzeichnen: Anstieg der aeroben Gesamtkeimzahlen und Schadstoffverwerter vor allem im oberen Grundwasserhorizont. Die Ergebnisse der Probenahme im Oktober 2012 relativieren diese Tendenzen allerdings, denn bei dieser Probenahme sind die Keimzahlen der Schadstoffverwerter ebenfalls erhöht, die Mobilisierungsphase, und damit das erhöhte Substratangebot, ist allerdings bereits beendet.

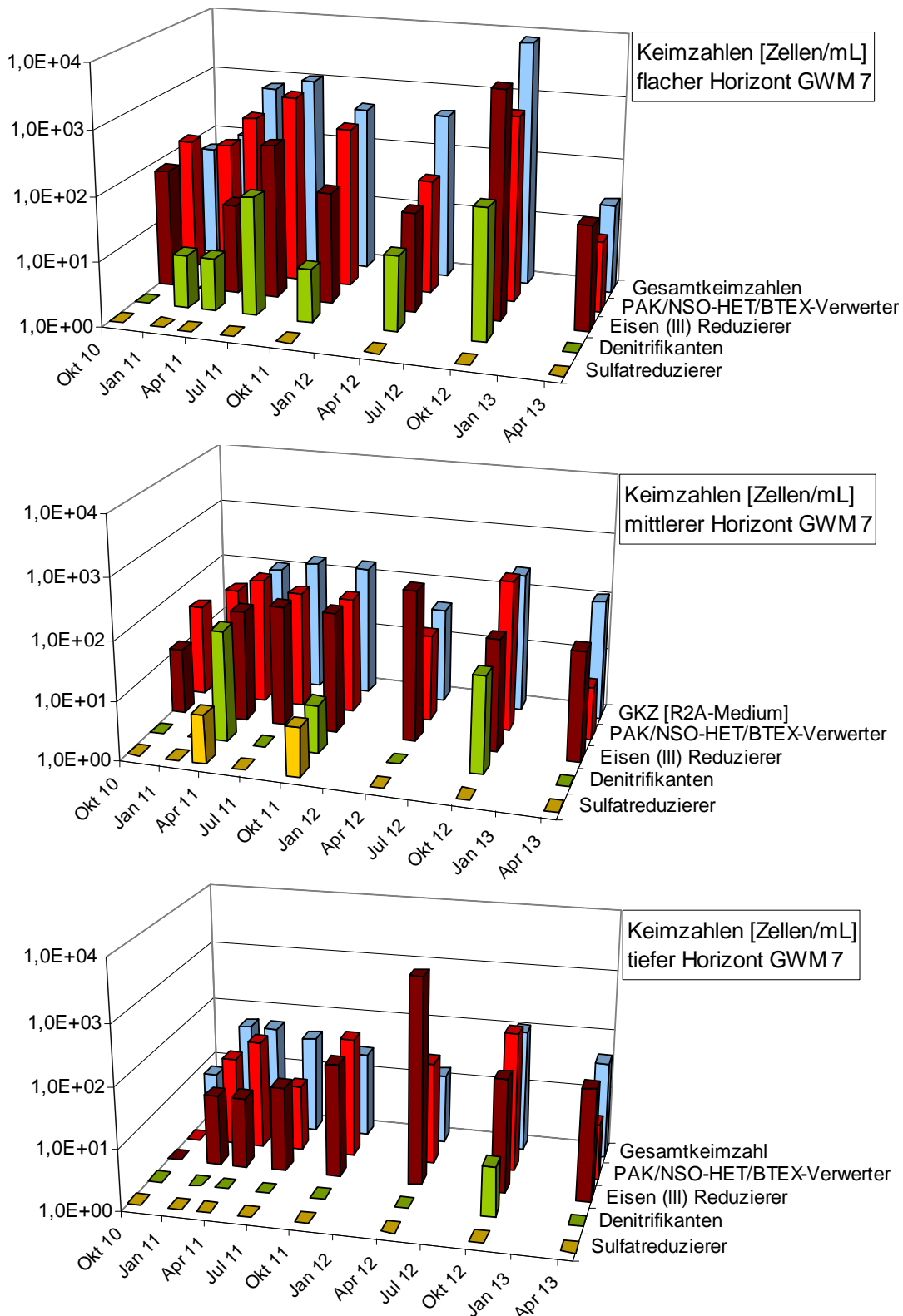


Abbildung 52: Zeitlicher Verlauf der Keimzahlen im Grundwasser der Messstelle GWM 7

Vergleicht man die Keimzahlen der Zustrommessstelle GWM 24 (Abbildung 53) und GWM 7 mit den Keimzahlen der weiter im Abstrom gelegenen GWM 3 (Abbildung 53) fällt zum einen die Ähnlichkeit der bestimmten Keimzahlen im flachen Horizont von GWM 7 und GWM 24

auf. Zum anderen wird deutlich, dass die Nachweise der in GWM 7 und GWM 24 häufig nachgewiesenen Eisen(III) reduzierenden Bakterien im Grundwasser der Messstelle GWM 3 deutlich seltener sind.

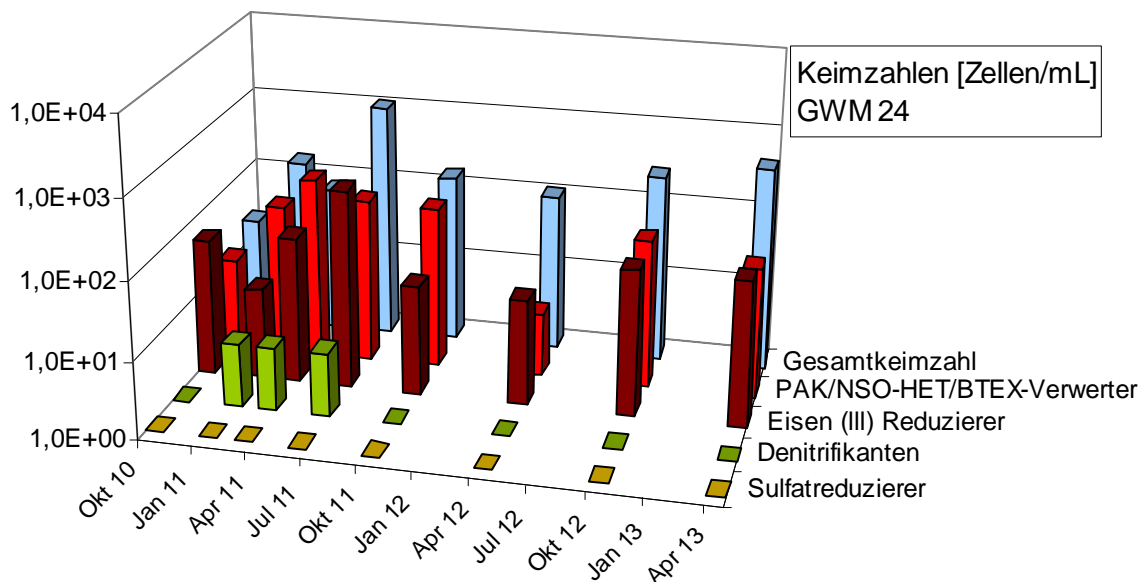


Abbildung 53: Zeitlicher Verlauf der Keimzahlen im Grundwasser der Messstelle GWM 24

Diese Daten korrelieren mit den gemessenen Werten des zweiwertigen Eisens. Während die Eisen(II)werte im flachen Horizont von GWM 3 zwischen 0,5 und 2,5 mg/L und im tiefen Horizont zwischen 1,6 und 3,6 mg/L liegen, schwanken die Eisen(II)konzentrationen im Grundwasser der Messstelle GWM 24 zwischen 6,3 und 9,2 mg/L und sind damit deutlich höher. In Abbildung 54 sind die gemessenen Eisen(II)konzentrationen gegen die Keimzahl der Eisen(III)reduzierenden Bakterien aufgetragen. Deutlich zu sehen sind die Eisen(II)-Konzentrationsunterschiede zwischen den Messstellen 3 und 24. In Messstelle GWM 24 konnten bei jeder der acht Probenahmetermine Eisen(III)reduzierende Bakterien nachgewiesen werden. Im flachen Horizont der Messstelle GWM 3 nur bei fünf der acht Probenahmen, im tiefen Horizont nur bei drei.

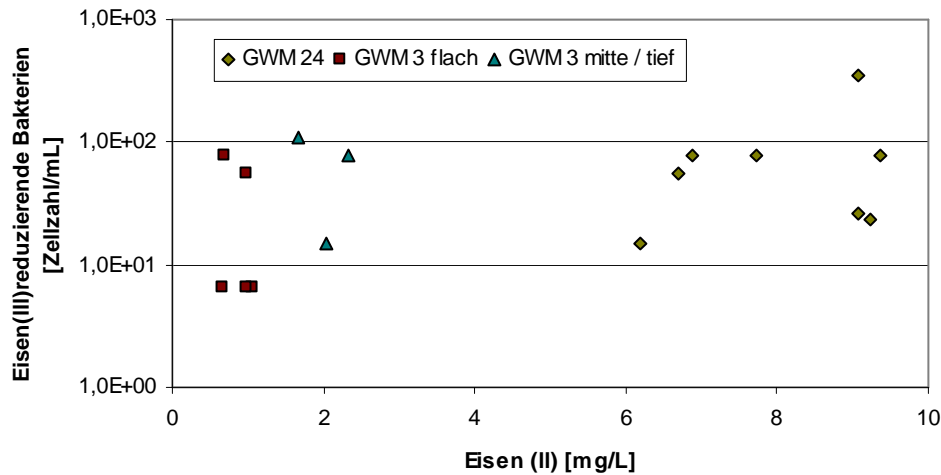


Abbildung 54: Eisen(II)-Konzentrationen und Zellzahl der Eisen(III)-reduzierenden Bakterien

Die Keimzahlen belegen ein gutes aerobes Abbaupotential für BTEX, NSO-HET und PAK, denn in so gut wie allen Messungen konnten entsprechende Bakteriengruppen nachgewiesen werden. Denitrifikanten waren nur in den oberen Horizonten und auch nicht bei jeder Messung nachweisbar. Sauerstoff und Nitrat welche evtl. durch die Sanierungsmaßnahme in den Grundwasserleiter eingetragen wurden, kann demnach sehr schnell als Elektronenakzeptor genutzt und umgesetzt werden. Eisenreduzierende Bakterien sind im direkten Umfeld des Schadensherdes in GWM 24 und GWM 7 sehr stark vertreten, die Keimzahlen dieser Bakteriengruppe sind deutlich geringer im Grundwasser der GWM 3. Offensichtlich ist im Umfeld GWM 24 und GWM 7 ausreichend dreiwertiges Eisen vorhanden und die Eisen(III)-Verwerter daher im Vorteil. Am seltensten sind die Nachweise für sulfatreduzierende Bakterien. Diese Bakterien sind sehr empfindlich gegenüber dem Kontakt mit Sauerstoff, benötigen aber offensichtlich auch ausreichend Substrat.

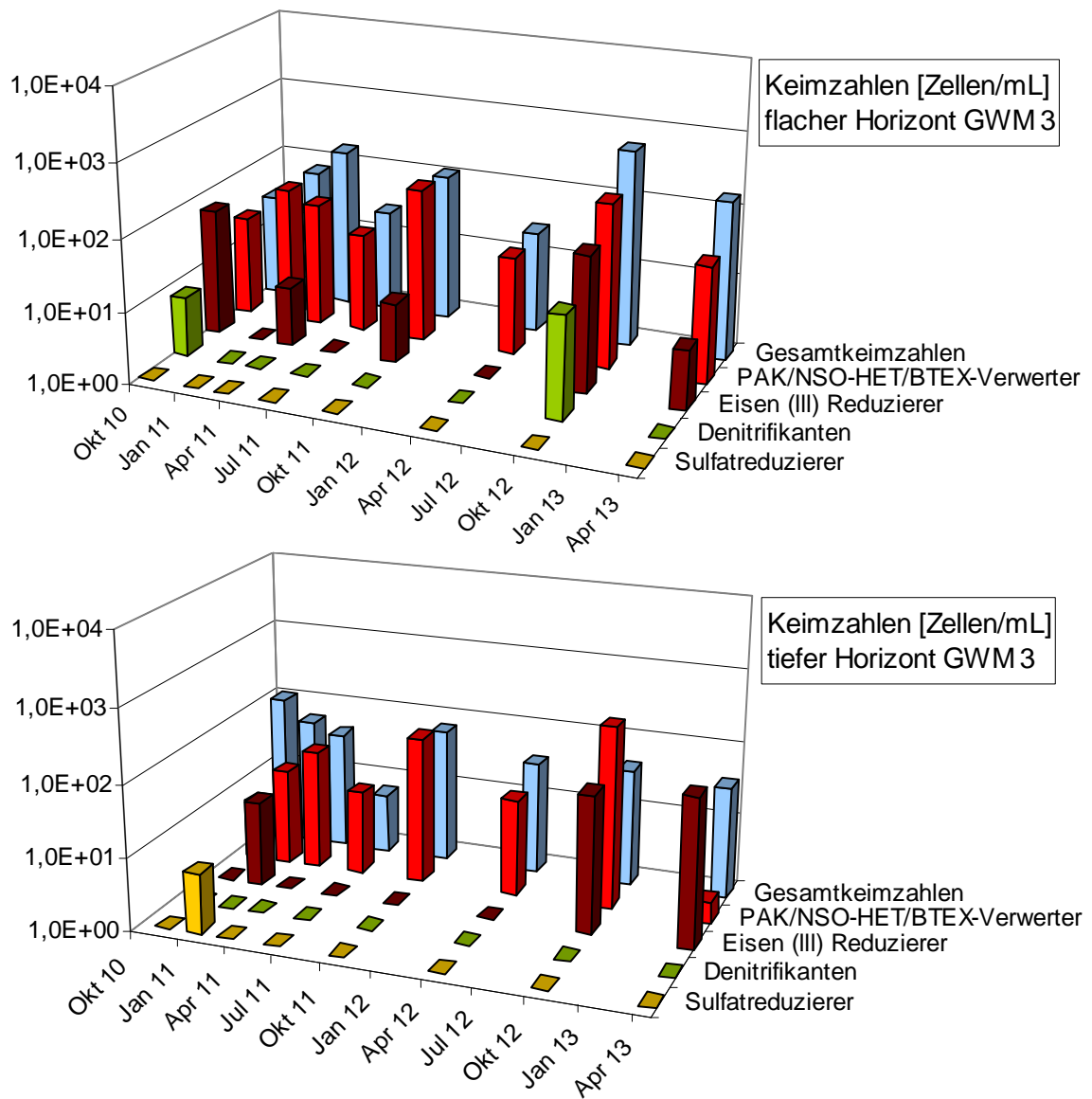


Abbildung 55: Zeitlicher Verlauf der Keimzahlen im Grundwasser der Messstelle GWM 3

3.9.2 Frachtbetrachtungen für den direkten Abstrom des Sanierungsbereichs „Schadensherd SH1“

In den letzten Jahren haben in der Altlasten- und Schadensfallbearbeitung neben ausschließlich Konzentrationsbetrachtungen zunehmend Frachtbetrachtungen an Bedeutung gewonnen. Damit wird die strikt analytikbezogene Bewertung um eine stoffmengenbezogene Bewertung erweitert, die den Lösungs- und Transportvorgängen im natürlichen, grundwassererfüllten Untergrund (Aquiferbereich) in angemessener Weise Rechnung trägt. Somit ist nicht nur die Konzentration eines Schadstoffes je Liter Grundwasser das Maß aller Dinge, sondern auch die Verlagerung einer zeitlich definierten, mittels des Schutzguts „Grundwasser“ transportierten Schadstoffmenge (Emissionsituation) und deren potenzielle negative Einwirkung auf andere Schutzgüter (Immissionssituation) von nachhaltiger Bedeutung.

Die Zulässigkeit und Sinnhaftigkeit einer Frachtbetrachtung ist in § 9 Abs. 1 des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG vom 17.03.1989) hinterlegt. Dort wird zu Gefährdungsabschätzung und Untersuchungsanordnungen bzgl. Altlasten wie folgt formuliert:

„Im Rahmen der Untersuchung und Bewertung sind insbesondere Art und Konzentration der Schadstoffe, die Möglichkeit ihrer Ausbreitung in die Umwelt und ihrer Aufnahme durch Menschen, Tiere und Pflanzen sowie die Nutzung des Grundstücks zu berücksichtigen.“

Deutlichere Hinweise auf die Erfordernis von Frachtbetrachtungen und deren Bewertung finden sich in der dem BBodSchG nachgeordneten Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV vom 12.07.1999), die in § 3 Abs. 2 Punkt 4 und § 4 Abs. 7 wie folgt ausführt:

„Anhaltspunkte für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung ergeben sich insbesondere durch allgemeine und konkrete Hinweise auf das Austreten von Wasser mit erheblichen Frachten an Schadstoffen aus Böden oder Alttablagerungen.“

„Wenn erhöhte Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser oder andere Schadstoffausträge auf Dauer nur geringe Schadstofffrachten und nur lokal begrenzt erhöhte Schadstoffkonzentrationen in Gewässern erwarten lassen, ist dieser Sachverhalt bei der Prüfung der Verhältnismäßigkeit von Untersuchungs- und Sanierungsmaßnahmen zu berücksichtigen.“

Konkrete Prüfwerte finden sich in der BBodSchV jedoch lediglich für einige Schwermetalle bzgl. ihres Eintrags in landwirtschaftlich genutzte Böden. Orientierungs- bzw. Prüfwerte für den Austrag über den Grundwasserpfad finden sich dem hingegen derzeit nur in zwei Veröffentlichungen. Zum einen handelt es sich um die „Verwaltungsvorschrift über die Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen“ des Bundeslandes Baden-Württemberg [VwV „OW-Erlass“ (1998)], zum zweiten um das gemeinsame Positionspapier der Länderarbeitsgemeinschaften Wasser und Boden „Grundsätze des

nachsorgenden Grundwasserschutzes bei punktuellen Schadstoffquellen“ [LAWA/LABO (2006)].

Hinsichtlich der im Folgenden dokumentierten (Tabelle 8 bis Tabelle 11) Frachtwerte für die wichtigsten organischen Schadstoffgruppen und Einzelschadstoffe (Polyzyklen/Naphthalin, Heterozyklen, Aromaten/Benzol) in Relation zu den zuvor zitierten Prüf- bzw. Referenzwerten, sind einige Anmerkungen/Erläuterungen erforderlich:

- Sämtliche Untersuchungen und Berechnungen beziehen sich auf die Grundwassermessstelle **GWM 7**, die im unmittelbaren Abstrombereich des Schadensherd- und Sanierungsbereiches SH1 positioniert ist (Abbildung 1). An dieser Messstelle wurden hydrologisch-hydrogeologische Basisparameter mittels Feldmessungen und/oder fachlich begründeter, konservativ ausgerichteter Schätzmethode erhoben (Durchlässigkeitsbeiwert, Grundwassergefälle, nutzbare Porosität, Grundwassermächtigkeit, Abstrombreite) bzw. auf Grundlage des DARCY'schen Gesetzes berechnet (Abstandsgeschwindigkeit, Grundwasserabstrom, Schadstofffracht).

Ausgewertet wurden die integralen Grundwasserprobenahmen anlässlich der drei routinemäßigen Jahres- bzw. Bestandsmessungen 2010, 2011 und 2012 (Tabelle 8) sowie die tiefenhorizontierten Grundwasserprobenahmen anlässlich der insgesamt neun Sanierungskontrolluntersuchungen im Zeitraum Oktober 2010 bis April 2013 (Tabelle 9 bis Tabelle 11). Strategie und Planungsgrundlagen der tiefenhorizontierten Grundwasserentnahmen sind in Kapitel 2.5.2 ausführlich erläutert (vgl. dort Abbildung 18 und Abbildung 19).

- Für die Untersuchungsjahre 2010 bis 2012/2013 wurden seitens des Projektpartners STZ/Wiesloch Fließrichtungsstatistiken auf Basis der Auswertung von Felddaten (Drucksondenmessungen GWM 1, GWM 10, GWM 13) erstellt, mit deren Hilfe sich ein mittleres Grundwassergefälle ($I = 0,00057$) und eine bevorzugte Hauptströmungsrichtung des Grundwassers in östlicher Richtung (70 % in ostorientierte Richtungen \Rightarrow im Mittel ca. ENE) für den engeren Sanierungsbereich definieren ließen. Von der Auswertung ausgenommen wurden hydraulische Sonderbedingungen, die zwischen dem 13.12.2010 und 11.02.2011 während der Sanierungsmaßnahme durch baubegleitende Abpump- und Auflastmaßnahmen in Großlochbohrungen (vgl. Kapitel 1.3) sowie zusätzlich durch ungünstige klimatische Randbedingungen vorherrschten (Hochwassersituation Rhein, Starkniederschläge \Rightarrow intensiver Betrieb des Schöpfwerks Bornpfuhl). Die sanierungsbegleitenden Randbedingungen erwiesen sich als massive Eingriffe in das natürliche Grundwasserregime und bewirkten zeitweise lokal wirksame Fließrichtungsänderungen.

- Da für die Schadstoffgruppe der Heterozyklen noch keine einheitliche Vorgehensweise existiert, wurde der Empfehlung einiger Fachbehörden/Institutionen gefolgt, die Prüfwerte für Polyzyklen orientierend als Referenzwerte für die Heterozyklen zu übernehmen (Tabelle 8 und Tabelle 10 ⇒ Werte eingeklammert!). Bzgl. der Farbgebung bedeutet die **Grüneinfärbung** des Tabellenfeldes, dass beide Referenzwerte unterschritten wurden, die **Roteinfärbung** des Tabellenfeldes, dass beide Referenzwerte überschritten wurden und die **Gelbeinfärbung** des Tabellenfeldes, dass nur der deutlich niedrigere LAWA/LABO-Referenzwert überschritten wurde.

Tabelle 8: EXCEL-Auswertebblatt zu integralen Frachtbetrachtungen gaswerksspezifischer Schadstoffe im Grundwasser der unmittelbar abstromig zum Sanierungsbereich gelegenen Kontrollmessstelle GWM 7 (Jahresbestandsmessungen 2010-2012)

Frachtbetrachtung GWM 7 (3/2010-9/2013: Ost-Tendenz)					
Eingangsparameter:					
kf-Wert	[m/s]	0,0011			
Grundwassergefälle	[m/m]	0,00057			
Nutzbare Porosität	[%]	18			
Grundwasserhöhe	[m]	10,5			
Abstrombreite	[m]	20			
Abstandsgeschwindigkeit	[m/Jahr]	109,85			
Grundwasserabstrom	[m³/Stunde]	0,474			
Faktor "Ost-Fließrichtung"	[%]	70			
Datum	ΣEPA-PAK 2-16 [g/Tag]	ΣNaphthaline [g/Tag]	ΣHET [g/Tag]	ΣBTEX [g/Tag]	Benzol [g/Tag]
Jul 10	0,51	0,02	0,12	0,97	0,96
Nov 11	0,75	3,46	5,26	7,38	5,50
Mai 12	0,69	1,02	0,31	2,29	1,59
Referenz 1*	0,32	4,5	(0,32)	20	2
Referenz 2**	0,094	0,47	(0,094)	---	0,47
		[*: OW-Erlass B.-W. 1998; **: LAWA/LABO 2006]			

Tabelle 9: EXCEL-Auswertebblatt zu tiefenhorizontierten Frachtbetrachtungen der gaswerksspezifischen Schadstoffgruppe „ Σ EPA-PAK₂₋₁₆“ im Grundwasser der unmittelbar abstromig zum Sanierungsbereich gelegenen Kontrollmessstelle GWM 7 (VARINSPES-Messungen 2010-2013)

		Frachtbetrachtung GWM 7 (3/2010-9/2013)		
Eingangsparameter:				
		Oben	Mitte	Unten
kf-Wert	[m/s]	0,00001	0,001	0,002
Grundwassergefälle	[m/m]	0,00057	0,00057	0,00057
Nutzbare Porosität	[%]	18	18	18
Grundwasserhöhe	[m]	3	4	3,5
Abstrombreite	[m]	20	20	20
Abstandsgeschwindigkeit	[m/Jahr]	1,00	99,86	199,73
Grundwasserabstrom	[m ³ /Stunde]	0,001	0,164	0,287
*: Faktor "Ost-Fließrichtung"	[%]	70	70	70
		Oben	Mitte	Unten
	Σ EPA-PAK 2-16*			
Datum	[g/Tag]	[g/Tag]	[g/Tag]	[g/Tag]
Okt 10	0,594	0,002	0,213	0,633
Jan 11	0,524	0,002	0,130	0,617
Mrz 11	0,515	0,004	0,210	0,521
Jun 11	0,449	0,004	0,228	0,410
Okt 11	0,547	0,004	0,299	0,479
Apr 12	0,551	0,004	0,290	0,493
Jul 12	0,420	0,002	0,227	0,371
Okt 12	0,527	0,003	0,247	0,503
Apr 13	0,579	0,003	0,279	0,545
Referenz 1*	0,32 (Σ NAP = 4,5)			
Referenz 2**	0,094 (Σ NAP = 0,47)			

[*: OW-Erlass B.-W. 1998;

**: LAWA/LABO 2006]

Tabelle 10: EXCEL-Auswertebblatt zu tiefenhorizontierten Frachtbetrachtungen der gaswerksspezifischen Schadstoffgruppe „ Σ NSO-Heterozyklen“ im Grundwasser der unmittelbar abstromig zum Sanierungsbereich gelegenen Kontrollmessstelle GWM 7 (VARINSPES-Messungen 2010-2013)

		Frachtbetrachtung GWM 7 (3/2010-9/2013)		
Eingangsparameter:				
		Oben	Mitte	Unten
kf-Wert	[m/s]	0,00001	0,001	0,002
Grundwassergefälle	[m/m]	0,00057	0,00057	0,00057
Nutzbare Porosität	[%]	18	18	18
Grundwasserhöhe	[m]	3	4	3,5
Abstrombreite	[m]	20	20	20
Abstandsgeschwindigkeit	[m/Jahr]	1,00	99,86	199,73
Grundwasserabstrom	[m ³ /Stunde]	0,001	0,164	0,287
*: Faktor "Ost-Fließrichtung"	[%]	70	70	70
	Σ HET*	Oben	Mitte	Unten
Datum	[g/Tag]	[g/Tag]	[g/Tag]	[g/Tag]
Okt 10	0,236	0,001	0,080	0,256
Jan 11	0,073	0,001	0,035	0,068
Mrz 11	2,570	0,064	2,184	1,423
Jun 11	0,267	0,005	0,309	0,068
Okt 11	0,368	0,006	0,380	0,140
Apr 12	0,090	0,003	0,071	0,054
Jul 12	0,163	0,002	0,126	0,105
Okt 12	0,115	0,003	0,079	0,082
Apr 13	0,140	0,003	0,076	0,121
Referenz 1*	(0,32)			
Referenz 2**	(0,094)		[*: OW-Erlass B.-W. 1998;	**]: LAWA/LABO 2006]

Tabelle 11: EXCEL-Auswertebblatt zu tiefenhorizontierten Frachtbetrachtungen der gaswerksspezifischen Schadstoffgruppe „ΣBTEX-Aromaten“ im Grundwasser der unmittelbar abstromig zum Sanierungsbereich gelegenen Kontrollmessstelle GWM 7 (VARINSPES-Messungen 2010-2013)

		Frachtbetrachtung GWM 7 (3/2010-9/2013)		
Eingangsparameter:				
		Oben	Mitte	Unten
kf-Wert	[m/s]	0,00001	0,001	0,002
Grundwassergefälle	[m/m]	0,00057	0,00057	0,00057
Nutzbare Porosität	[%]	18	18	18
Grundwasserhöhe	[m]	3	4	3,5
Abstrombreite	[m]	20	20	20
Abstandsgeschwindigkeit	[m/Jahr]		99,86	
Grundwasserabstrom	[m ³ /Stunde]		0,164	
*: Faktor "Ost-Fließrichtung"	[%]	70	70	70
	ΣBTEX*	Oben	Mitte	Unten
Datum	[g/Tag]	[g/Tag]	[g/Tag]	[g/Tag]
Okt 10	0,476	0,005	0,670	0,005
Jan 11	0,152	0,013	0,147	0,057
Mrz 11	0,746	0,056	1,009	0,000
Jun 11	1,602	0,054	2,191	0,044
Okt 11	2,090	0,057	2,723	0,206
Apr 12	0,057	0,031	0,047	0,004
Jul 12	0,536	0,019	0,379	0,367
Okt 12	0,145	0,019	0,095	0,093
Apr 13	0,033	0,012	0,027	0,008
Referenz 1*	20 (Benzol = 2)			
Referenz 2**	--- (Benzol = 0,47)		[*: OW-Erlass B.-W. 1998;	**]: LAWA/LABO 2006]

Aus Tabelle 8 wird für den Fall der integralen Grundwasserbeprobungen ersichtlich, dass primär ein PAK-Schaden im gesamten Grundwasserkörper vorlag und immer noch vorliegt, der während der Sanierungsmaßnahme mit einer vorübergehenden Mobilisierung von Heterozyklen und Benzol aufgestockt wurde. Weder Naphthaline noch sonstige BTEX-Aromaten führten zu dramatisch erhöhten Schadstofffrachten, wobei zu berücksichtigen ist, dass die in Tabelle 8 bis Tabelle 11 gelisteten LAWA/LABO-Referenzwerte im Hinblick auf einen Punktquellencharakter des Schadensbildes von relativer, evtl. untergeordneter Aussagekraft sind. Für diesen Fall wäre zu prüfen, ob die der dortigen Frachtberechnung zugrunde gelegten Geringfügigkeitsschwellenwerte unter Berücksichtigung von Flächengröße und Volumen der Grundwasserverunreinigung evtl. angehoben werden könnten.

Die Werte in Tabelle 9 bis Tabelle 11 bestätigen für den Schadensherdbereich zunächst den dominanten PAK-Schaden und das untergeordnete Schadensbild bei den Heterozyklen, die wiederum eine Mobilisierungsphase während der Schwerpunktsanierungsmaßnahme erkennen lassen, und ebenso bei den BTEX-Aromaten, die ohne gesonderte Bewertung des Einzelschadstoffes „Benzol“ über den gesamten Kontrollzeitraum unauffällig bleiben. Die Ergebnisse der tiefenhorizontierten Probenahme dokumentieren jedoch einen signifikanten Unterschied zu den Konzentrationsbetrachtungen des vorigen Kapitels 3.9.1. Während die höchsten Konzentrationsbelastungen im oberen Grundwasserbereich gemessen wurden, befinden sich die maximalen Frachtbelastungen überwiegend im unteren und gelegentlich im mittleren Grundwasserbereich. Dieses inverse Schadensbild ist darauf zurückzuführen, dass die wesentlich schlechter grundwasserleitenden Lockergesteinsschichten des oberen Bereiches geringere Fließgeschwindigkeiten des Transportmediums erlauben als die um ca. den Faktor 200 bzw. 100 besser grundwasserleitenden Lockergesteinsschichten des tiefen und mittleren Bereichs. Die schluffigen Sande des oberen Bereichs besitzen demnach ein wesentlich geringeres Emissionspotenzial als die sandigen Kiese bzw. kiesigen Sande des unteren bzw. mittleren Bereichs, die geringere Schadstoffkonzentrationen um ein Vielfaches schneller mit dem Grundwasser abströmen lassen. Dieser lockergesteinsspezifische Effekt führt prinzipiell zu höheren Schadstofffrachten, welche die Referenzwerte durchgängig ($\Sigma\text{EPA-PAK}_{2-16}$) oder zumindest zeitweise ($\Sigma\text{NSO-HET}$) überschreiten.

Dies hat große Bedeutung für die Beurteilung des Altstandortes hinsichtlich weiterer aktiver Sanierungsmaßnahmen (Bodenaustausch, pump & treat, ENA etc.) oder passiver Sanierungsstrategien (Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen, MNA etc.) Im Ergebnis einer Güterabwägung sind passive Sanierungsstrategien zu favorisieren, da aktive Sanierungsmaßnahmen weder zielführend (pump & treat) noch verhältnismäßig (Bodenaustausch) sein können.

Die Schlussfolgerungen aus den ergänzenden Frachtbetrachtungen ermöglichen eine sachgerechtere Interpretation des Schadensbildes und tragen auch im vorliegenden Fall maßgeblich zur realistischen Bewertung potenzieller Sanierungs- und/oder Sanierungs-ergänzungsmaßnahmen bei. Die detailliertere Betrachtung erlaubt ermessenskonforme Entscheidungen unter Einbeziehung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes, die im vorliegenden Fall notwendig sind, um einer ungebührlichen Belastung finanzieller Ressourcen entgegenwirken zu können.

4 VERGLEICHSSTANDORTE

4.1 Gaswerk Bad-Kreuznach an der Nahe, SGD-Nord

Ehemaliges Gaswerk am südlichen Ufer der Nahe, GW-Leiter in quartärer Überlagerung des Festgesteins. Restbelastungen bzw. Schadstoffquellen befinden sich im Mühlengraben im Umfeld der Messstellen GWP-5, GWP-9.



Abbildung 56: Lage der im Februar und Juli 2013 beprobten Messstellen am Standort Gaswerk Bad-Kreuznach (Luftbildgrundlage: google earth)

Abbildung 56 gibt Auskunft über die Lage der beprobten Messstellen.

In einer Stichtagsmessung von März 2012 wurde eine nördliche zur Nahe hin gerichteten Grundwasserströmung bestimmt (BCE, 2012). In nachfolgender Abbildung 57 ist der Pegelstand der Nahe zum Probenahmezeitpunkt dargestellt und die zu den Probenahmezeitpunkten gemessenen Grundwasserstände dargestellt. Sie ergeben ohne Berücksichtigung der GWP-T1 (unplausibel niedriger Grundwasserstand) eine nördliche Fließrichtung. Auch in BCE, 2012 wurde der Pegel GWP-T1 aufgrund eines unplausibel hohen Grundwasserstandes nicht in die Bewertung der Fließrichtung mit einbezogen.

Auffällig sind die hohen Grundwasserstände in GWP-11, die sehr wahrscheinlich auf die den Stichtagsmessungen vorausgegangen erhöhten Wasserständen der Nahe zurückgehen und hier noch eine lokale influente Strömung andeuten

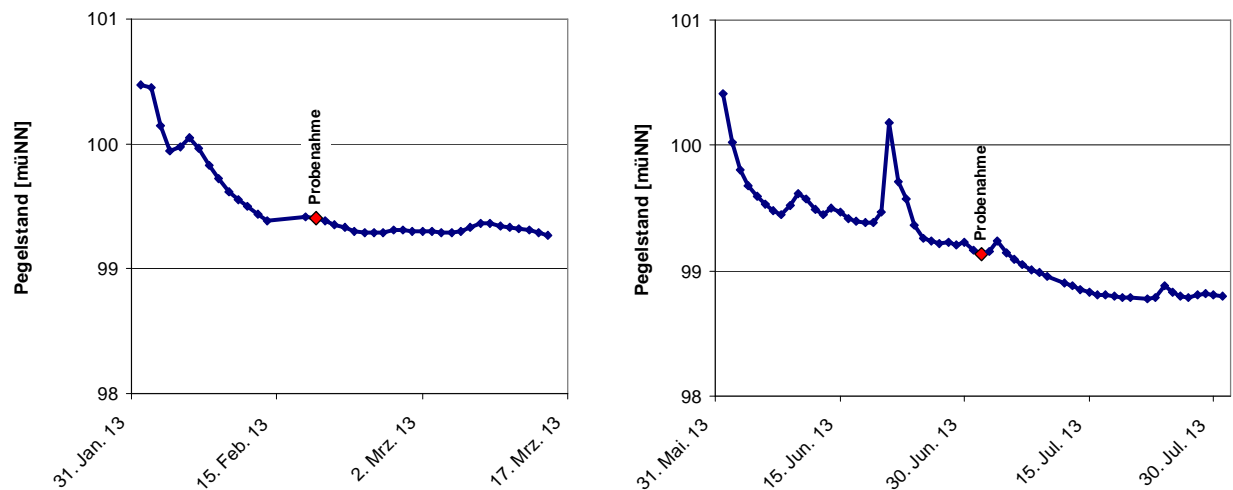


Abbildung 57: Pegelstand der Nahe zum Probenahmezeitpunkt im Februar und Juli 2013

Die folgenden Tabellen stellen die gemessenen Vor-Ort-Parameter, geochemische Parameter und die gemessenen Schadstoffkonzentrationen dar. Auffällig sind hierbei die hohen Temperaturen des Grundwassers insbesondere in GWP 10 im Juli 2013 und die hohen Leitfähigkeiten. In allen Messstellen ist Sauerstoff vorhanden, teilweise in hohen Konzentrationen (5,1 mg/L in Messstelle GWP11 im Juli 2013). In Schadensherdnähe scheinen Eisen(III)-reduzierende Bedingungen vorzuherrschen, was an den hohen Eisen(II)-Konzentrationen deutlich wird. Eine Abreicherung von Sulfat im Schadensherd ist nicht erkennbar. Die Messstellen GWP-T1, GWP 11 und GWP 10 enthalten deutlich weniger Sulfat als GWP 5 und GWP 9. Sulfid oder Eisen(II) sind jedoch nicht nachweisbar, Eisen(III)- oder Sulfatreduktion bei den gemessenen Sauerstoffgehalten nicht wahrscheinlich. Anhand der vorliegenden Daten kann von Eisen(III)reduzierenden (schadensherdnah) und aeroben Bedingungen (Abstrom) am Standort ausgegangen werden.

Tabelle 12 Vor-Ort-Parameter und geochemische Parameter zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013, Gaswerk Bad-Kreuznach

		GWP 5 Feb 2013	GWP 5 Jul 2013	GWP 9 Feb 2013	GWP 9 Jul 2013	GWP-T1 Feb 2013	GWP-T1 Jul 2013	GWP 11 Feb 2013	GWP 11 Jul 2013	GWP 10 Jul 2013
Temperatur	°C	14,6	14,1	13,6	15,9	13,1	14,1	12,7	14,1	19,9
pH-Wert		6,7	7,0	6,6	6,8	7,4	7,4	6,5	6,8	7,2
Sauerstoff	mg/L	1,7	0,4	2,1	0,8	1,8	1,9	1,2	5,1	1,5
Redoxpotential	mV	-95	17	-5	27	-72	-8	234	29	3
Leitfähigkeit	µS/cm	2270	2070	2430	2310	3740	3370	1051	1311	2960
Ammonium	0,01 mg/L	24	15	10	7,9	3,4	2,9	0,6	0,5	0,2
Eisen	0,01 mg/L	17,3	39,4	2,6	5,9	0,5	0,4	0,05	0,03	0,07
Eisen, gelöst	0,01 mg/L	15,8	37,2	1,3	5,1	0,5	0,4	0,02	0,03	0,06
Mangan	0,005 mg/L	6,0	6,6	4,6	4,8	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3
Chlorid	1 mg/L	153	126	201	209	914	838	107	130	525
Nitrat	0,5 mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	35,6	4,5
Nitrit	0,01 mg/L	< BG	< BG	0,03	0,02	< BG	< BG	0,02	< BG	< BG
Sulfat	1 mg/L	583	471	704	712	253	239	124	209	382
Sulfid	0,1 mg/L	0,1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Methan	10 µg/L	43	92	< BG	13	120	130	< BG	< BG	< BG
Phosphat, gesamt	0,01 mg/L	0,34	0,61	0,04	0,06	0,03	0,03	0,13	0,14	0,04
TOC	0,2 mg/L	7,4	5,2	3,5	3,4	3,4	2,4	5,3	3,6	2,8
DOC	0,2 mg/L	6,8	5,2	3,4	3,3	3,3	2,4	5,3	3,6	2,8
CSB	5 mg/L	26	23	11	9,9	13	15	13	8,7	11

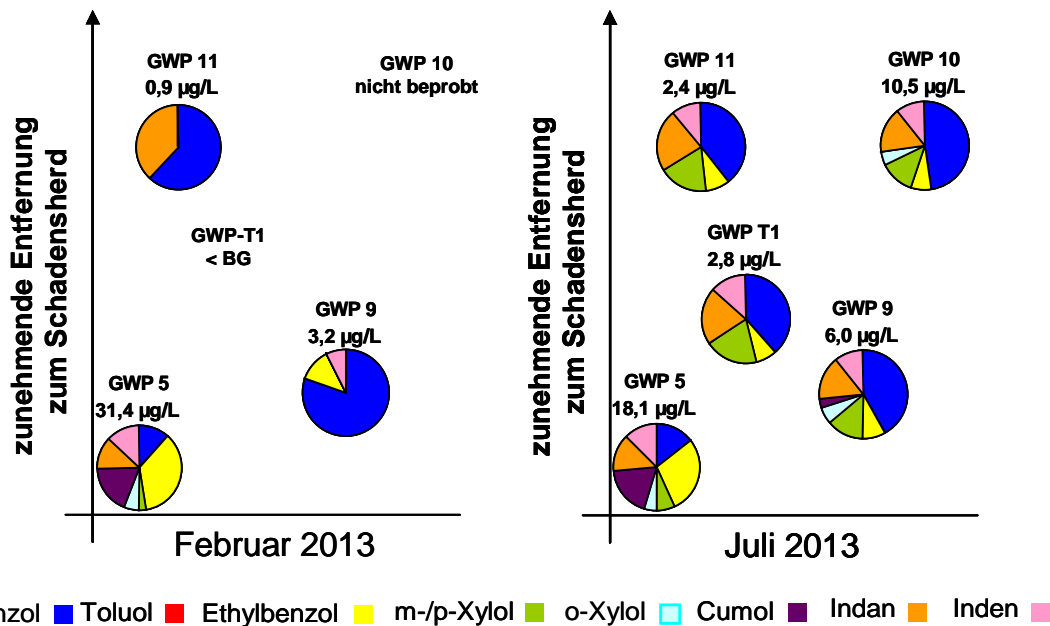


Abbildung 58: Konzentrationen und Schadstoffprofile der gemessenen Monoaromaten, Februar und Juli 2013 am Standort Gaswerk Bad-Kreuznach

In Abbildung 58 sind die Schadstoffprofile der gemessenen Monoaromaten zum Zeitpunkt der beiden Probenahmen eingezeichnet. Im Februar 2013 ist ein deutlicher Konzentrationsrückgang von GWP 5 und GWP 9 in Richtung GWP-T1 und GWP 11 zu verzeichnen. Damit einher geht eine deutliche Veränderung der Schadstoffprofile. Bei der Messung im Juli 2013 kann ebenfalls eine Konzentrationsabnahme in nördlicher Richtung beobachtet werden, Auffällig ist jedoch, dass sich die Schadstoffprofile stark ähneln und zum Beispiel Inden in jeder Messstelle und nicht nur in den Herdmessstellen gemessen wird. Auffällig ist auch die relativ hohe Konzentration der nur im Juli beprobten GWP 10. Aufgrund der Lage im seitlichen Abstrom waren hier geringere Konzentrationen erwartet worden. Die gemessenen Konzentrationen sind Tabelle 13 zu entnehmen.

Tabelle 13 Konzentrationen der Monoaromaten zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013, Gaswerk Bad-Kreuznach

	BG		GWP 5 Feb 2013	GWP 5 Jul 2013	GWP 9 Feb 2013	GWP 9 Jul 2013	GWP-T1 Feb 2013	GWP-T1 Jul 2013	GWP 11 Feb 2013	GWP 11 Jul 2013	GWP 10 Jul 2013
Benzol	0,1	µg/L	3,8	2,6	2,6	2,5	< BG	1,1	0,6	1,0	5
Toluol	0,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Ethylbenzol	0,2	µg/L	11	5,2	0,4	0,5	< BG	0,2	< BG	0,2	0,7
m-/p-Xylol	0,2	µg/L	0,9	1,2	< BG	0,9	< BG	0,6	< BG	0,4	1,4
o-Xylol	0,2	µg/L	1,7	0,9	< BG	0,4	< BG	< BG	< BG	< BG	0,5
Styrol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Cumol	0,2	µg/L	6	3,4	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indan	0,2	µg/L	4	2,5	< BG	1,0	< BG	0,6	0,4	0,6	1,8
Inden	0,2	µg/L	4	2,3	0,2	0,7	< BG	0,4	< BG	0,3	1,1
Summe Monoaromaten			31,4	18,1	3,2	6,0	< BG	2,8	0,9	2,4	10,5

Die folgende Abbildung 59 zeigt die gemessenen Konzentrationen und Schadstoffprofile für die Gruppe der polyaromatischen Kohlenwasserstoffe. Wie bei den Monoaromaten ist auch bei den PAK ein deutlicher Konzentrationsrückgang in nördlicher Richtung zu verzeichnen. Bei der Probenahme im Februar ist Acenaphthen in allen Messstellen der dominierende PAK

und Naphthalin wird auch schadensherdnah nur in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen. Auch bei der Probenahme im Juli gehen die Konzentrationen in nördlicher Richtung zurück. Völlig verändert sind jedoch die Schadstoffprofile außer bei der Messstelle GWP 5. In den anderen Messstellen wird Naphthalin in veränderlichen Anteilen nachgewiesen und ist in GWP T1, GWP 11 und GWP 10 der dominierende PAK. Naphthalin gilt als sehr gut mikrobiologisch abbaubar und wird schadensherdnahen Bereichen zugeordnet. Bei einer Probenahme im März 2012 waren beide Messstellen nur schwach belastet (Tabelle 14).

Tabelle 14 Messungen BCE-Ingenieure März 2012, Gaswerk Bad-Kreuznach

	GWP-5	GWP-9	GWP-T1	GWP-11	GWP-10
	Herdnaher Abstrom	Herdnaher Abstrom	Mittlerer Abstrom	Herdferner Abstrom, Ufernah	Seitstrom
Redox _{ohne Korrektur} , mV	-66	-31	-47	71	156
O ₂ , mg/L	1,39	0,31	0,33	0,5	3,0
EPA-PAK, µg/L	112	101	1,78	0,313	0,07
NAP, µg/L	0,14	0,14	<0,05	<0,05	0,07
ACE, µg/L	70	63	0,53	0,10	<0,05
FLU, µg/L	30	30	<0,05	0,068	<0,05
BTEX, µg/L	6	13	alle < BG	alle < BG	alle < BG

Evtl. befinden sich unterhalb des Gebäudes nordöstlich der Messstelle GWP 10 bzw. zwischen den Messstellen GWP 11 und GWP 10 weitere Eintragsstellen.

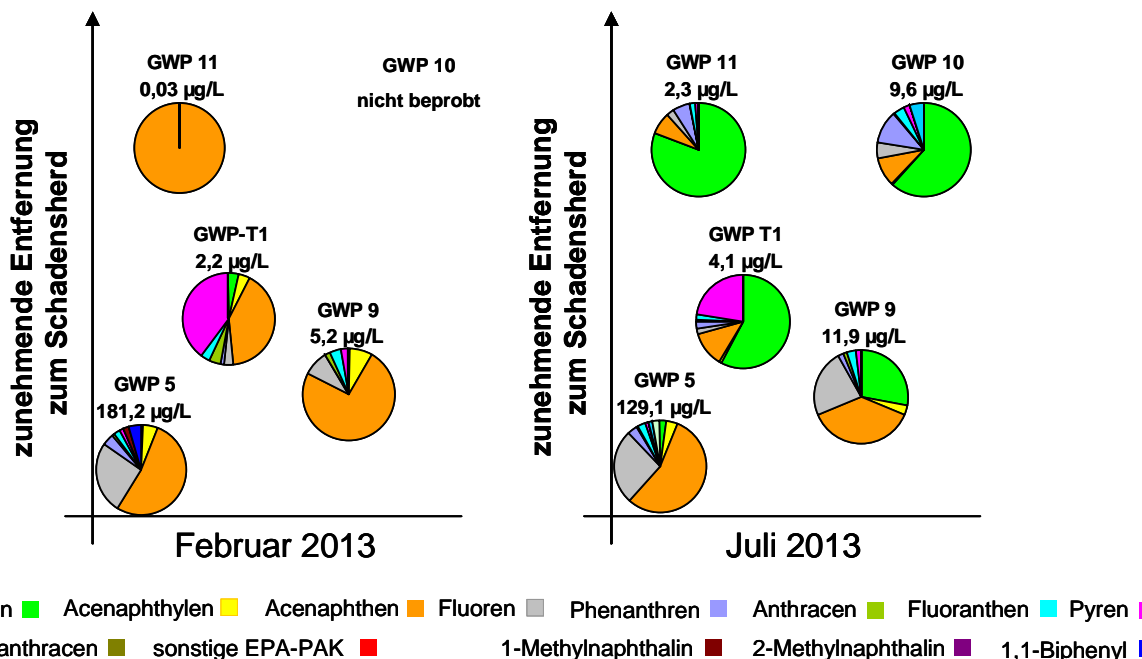


Abbildung 59: Konzentrationen und Schadstoffprofile der gemessenen PAK, Februar und Juli 2013 am Standort Gaswerk Bad-Kreuznach

In folgender Tabelle 15 sind die in März und Juli 2013 gemessenen Konzentrationen der einzelnen PAK aufgeführt.

Tabelle 15 Konzentrationen der Polyaromaten zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013, Gaswerk Bad-Kreuznach

	BG		GWP 5 Feb 2013	GWP 5 Jul 2013	GWP 9 Feb 2013	GWP 9 Jul 2013	GWP-T1 Feb 2013	GWP-T1 Jul 2013	GWP 11 Feb 2013	GWP 11 Jul 2013	GWP 10 Jul 2013
Naphthalin	0,01	µg/L	0,9	3,4	0,03	3,3	0,08	2,4	< BG	1,9	5,9
Acenaphthylen	0,01	µg/L	9,6	5,2	0,4	0,4	0,09	0,03	< BG	< BG	0,02
Acenaphthen	0,01	µg/L	96	70	3,8	4,5	0,9	0,5	0,03	0,2	1
Fluoren	0,01	µg/L	47	35	0,5	2,7	0,07	0,08	< BG	0,07	0,5
Phenanthren	0,01	µg/L	7,2	4,6	< BG	0,2	0,04	0,08	< BG	0,1	1,1
Anthracen	0,01	µg/L	1,6	0,8	0,09	0,2	0,08	0,04	< BG	0,02	0,07
Fluoranthren	0,01	µg/L	4,1	3,7	0,2	0,4	0,07	0,08	< BG	0,04	0,3
Pyren	0,01	µg/L	2,9	1,4	0,1	0,2	0,9	0,9	< BG	0,02	0,2
Benzo(a)anthracen	0,01	µg/L	0,3	0,07	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,02
Chrysen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(b)fluoranthren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(k)fluoranthren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(a)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenz(ah)anthracen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(ghi)perylen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	2,9	1,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,5
2-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1,1-Biphenyl	0,2	µg/L	8,7	3,7	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe PAK		µg/L	181,1	129,1	5,2	11,9	2,2	4,1	0,03	2,3	9,6

In Abbildung 75 sind die Konzentrationen und Schadstoffprofile der gemessenen N-HET dargestellt. Die Konzentrationen sind zu beiden Probenahmezeitpunkten in der schadensherdnahen Messstelle GWP 9 am höchsten und nehmen in nördlicher Richtung ab, teilweise bis unter die Bestimmungsgrenzen. Die dominierende Substanz in allen Messstellen ist Carbazol. Im Februar 2013 werden in der Messstelle GWP 5 auch die schadensherdtypischen Substanzen Chinolin und Isochinolin nachgewiesen. Die Konzentrationen aller gemessenen NSO-HET sind in Tabelle 16 aufgelistet.

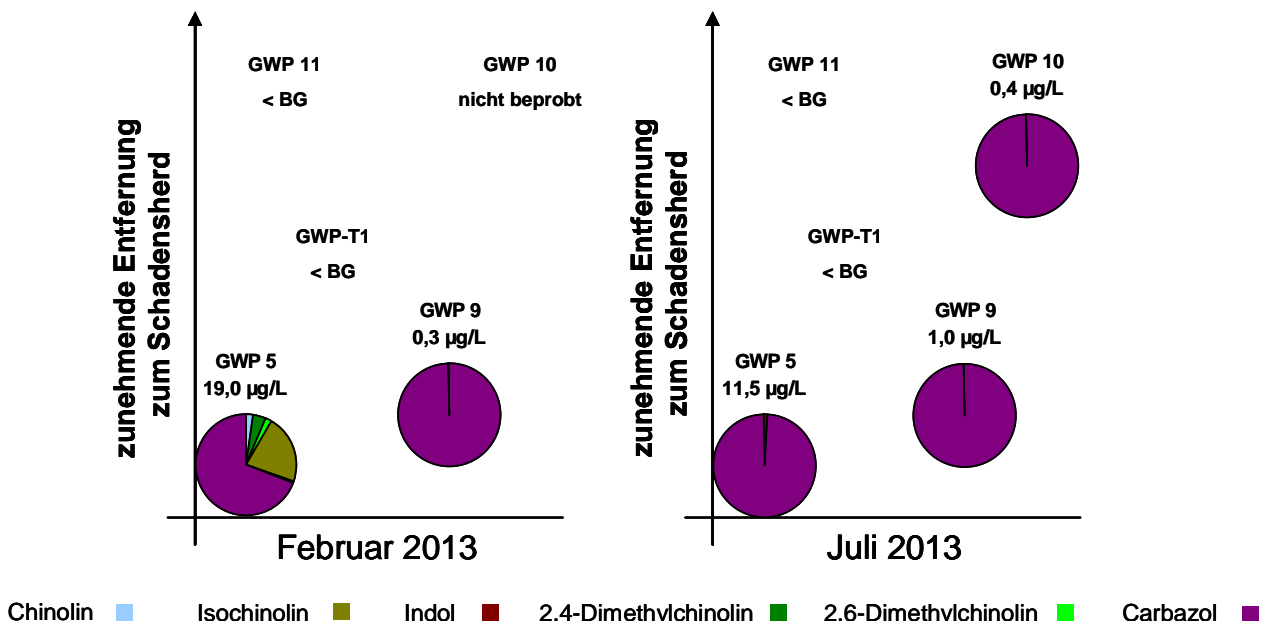


Abbildung 60: Konzentrationen und Schadstoffprofile der gemessenen N-HET, Februar und Juli 2013 am Standort Gaswerk Bad-Kreuznach

Bei den schwefelhaltigen S-HET werden schadensherdnah Benzothiophen und Dibenzothiophen nachgewiesen (Abbildung 76). Die Konzentrationen nehmen in nördlicher Richtung stark ab und die Schadstoffprofile ändern sich. 2- und 3-Methylthiophen und in Messstelle GWP 10 nochmals Benzothiophen bestimmen den Abstrom. Der Nachweis von Benzothiophen in Messstelle GWP 10 im Juli 2013 könnte neben den Naphthalinkonzentrationen ein weiterer Hinweis auf einen nahen Schadensherd sein, die Konzentrationen sind allerdings sehr niedrig. Das ebenfalls zu diesem Zeitpunkt in GWP 9 nachgewiesene 3-Methylthiophen ist allerdings eher Fahnenrandbereichen zuzuordnen. Die Konzentrationen aller gemessenen NSO-HET sind in Tabelle 16 dargestellt.

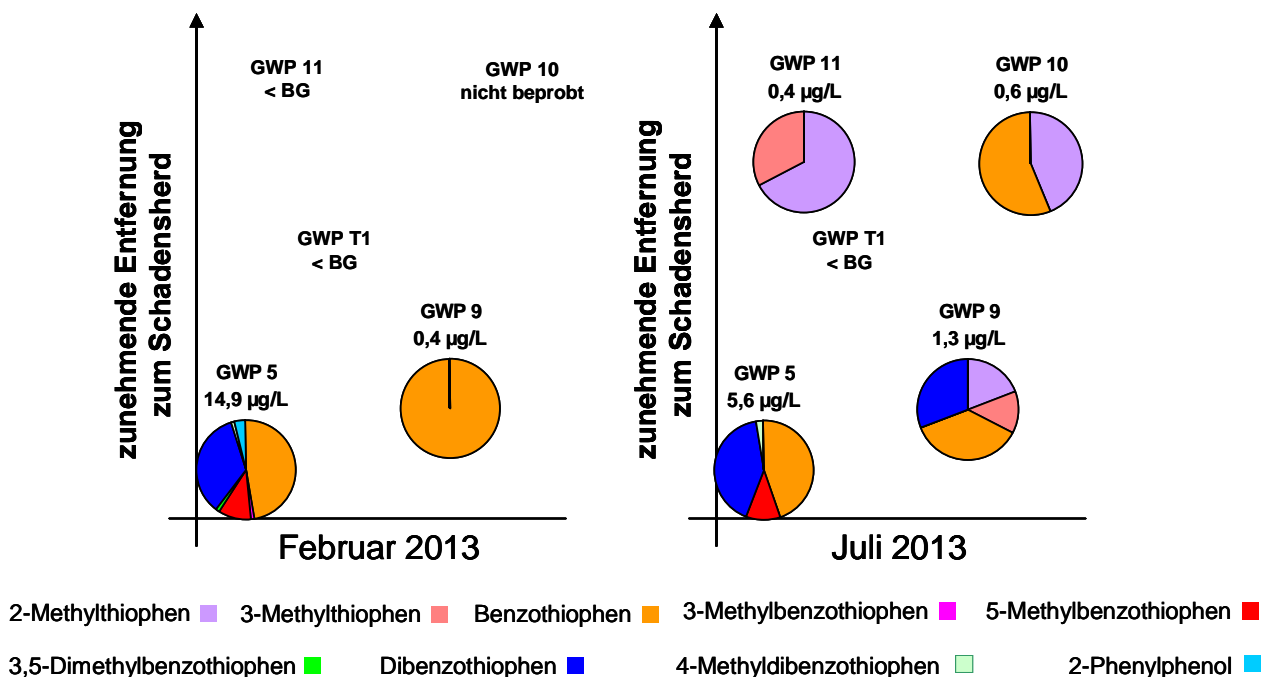
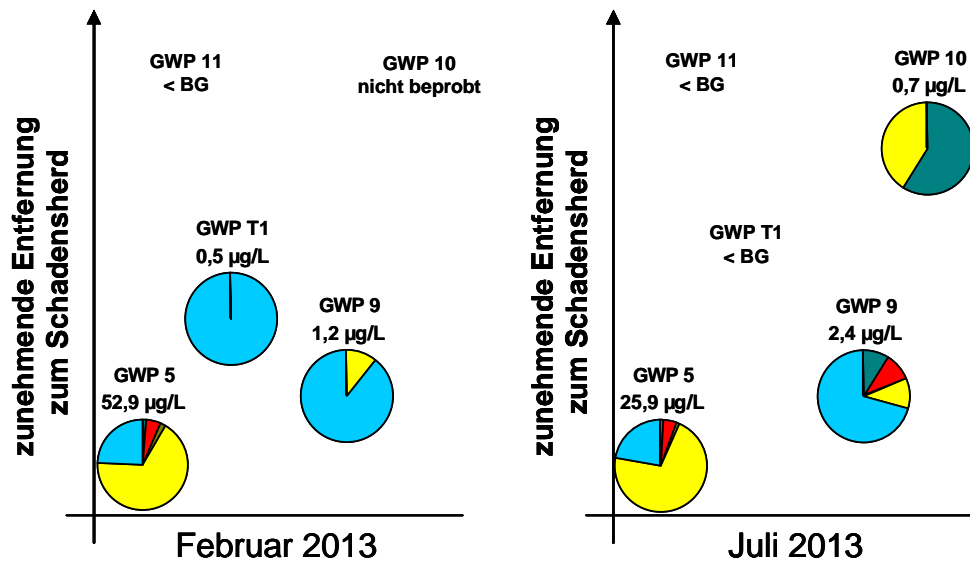


Abbildung 61: Konzentrationen und Schadstoffprofile der gemessenen S-HET, Februar und Juli 2013 am Standort Gaswerk Bad-Kreuznach

Die folgende Abbildung 77 zeigt die Konzentrationen und Schadstoffprofile der gemessenen sauerstoffhaltigen Heterozyklen. Wie auch für die anderen Substanzen beschrieben, geht die Schadstoffkonzentration in nördlicher Richtung stark zurück. Auch bei dieser Substanzklasse verändern sich die Schadstoffprofile. Dibenzofuran dominiert die O-HET Konzentration in der schadensherdnahen GWP 5. Die dominierende Substanz in der ebenfalls schadensherdnahen Messstelle GWP 9 ist 2-Methylthiophen, was eher für den Abstrom typisch ist. Allerdings wird hier auch Benzofuran gemessen. Dieser O-Heterozyklus gilt als sehr gut mikrobiologisch abbaubar und kann daher als Indikator für Schadensherdnähe betrachtet werden. Auch in GWP 10 wird Benzofuran nachgewiesen. Auch dieser Nachweis könnte auf eine weitere Eintragsquelle hinweisen.



Benzofuran ■ 2+3-Methylbenzofuran ■ 2,3-Dimethylbenzofuran ■ Dibenzofuran ■ 2-Methyldibenzofuran ■ Xanthen ■

Abbildung 62: Konzentrationen und Schadstoffprofile der gemessenen O-HET, Februar und Juli 2013 am Standort Gaswerk Bad-Kreuznach

In Tabelle 16 sind die Konzentrationen der NSO-Heterozyklen zusammengefasst.

Tabelle 16 Konzentrationen der NSO-HET zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013, Gaswerk Bad-Kreuznach

	BG		GWP 5 Feb 2013	GWP 5 Jul 2013	GWP 9 Feb 2013	GWP 9 Jul 2013	GWP-T1 Feb 2013	GWP-T1 Jul 2013	GWP 11 Feb 2013	GWP 11 Jul 2013	GWP 10 Jul 2013
Chinolin	0,3	µg/L	0,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylchinolin	1	µg/L	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
6+7-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
8-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	0,8	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	0,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Isochinolin	4	µg/L	4,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indol	0,1	µg/L	0,1	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Acridin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Phenanthridin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Carbazol	0,2	µg/L	13,1	11,3	0,3	1,0	< BG	< BG	< BG	< BG	0,4
Pyrrrol	1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Thiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	0,3	< BG	< BG	< BG	0,3	0,3
3-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG	0,1	< BG
2,5-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzothiophen	0,2	µg/L	7,0	2,5	0,4	0,5	< BG	< BG	< BG	< BG	0,4
2-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
5-Methylbenzothiophen	0,1	µg/L	1,6	0,6	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1	µg/L	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzothiophen	0,3	µg/L	5,3	2,4	< BG	0,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methyldibenzothiophen	0,1	µg/L	0,2	0,1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Phenylphenol	0,5	µg/L	0,5	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzofuran	0,2	µg/L	0,6	0,3	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	0,4
2+3-Methylbenzofuran	0,2	µg/L	2,9	1,1	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1	µg/L	0,9	0,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzofuran	0,1	µg/L	35,5	18,3	0,1	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG	0,3
2-Methyldibenzofuran	0,3	µg/L	12,8	5,8	1,1	1,7	0,5	< BG	< BG	< BG	< BG
Xanthen	0,1	µg/L	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Xanthenon	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe NSO HET		µg/L	86,8	43,0	1,9	4,7	0,5	< BG	< BG	0,4	1,7

Die Konzentrationen der gemessenen SCAP lagen unterhalb der Bestimmungsgrenzen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Konzentrationen zur Nahe hin für alle untersuchten Schadstoffgruppen bei beiden Probenahmekampagnen stark zurückgehen. Auffällig sind jedoch die stark unterschiedlichen Schadstoffprofile, die auf weitere kleine Eintragsquellen im Bereich der Messstellen GWP 10 und GWP 11 hinweisen könnten.

Die stichprobenartigen Analysen zeigen eine starke Varianz der Ergebnisse. Dies unterstreicht die Messwertschwankungen, die an Standorten mit wechselnden Fließrichtungen zu erwarten sind. Die Schadstoffmuster geben Hinweise bezüglich Schadensherdnähe und Abstrom. Alle gemessenen Konzentrationen und Felddaten der beiden Probenahmekampagnen sind in Anhang 11.7 aufgeführt.

4.2 Ehemaliges Holzimprägnierwerk am Rhein, SGD-Süd

Das ehemalige Holzimprägnierwerk befindet sich innerhalb des Rheintalgrabens im Bereich der Rheinniederung am westlichen Rheinufer. Der Aquifer besteht vorwiegend aus Sanden und Kiesen. In Boden und Grundwasser des Standortes wurden erhebliche Verunreinigungen insbesondere von polyzyklisch aromatischen Verbindungen (PAK) vorgefunden. Der Schaden stammt aus der Geländenutzung als ehemalige Imprägnier- und Kyanisieranstalt, in der Hölzer durch Teeröltränkung bzw. Kyanisierung imprägniert wurden. Teeröle wurden bis an die Aquiferbasis (ca. 25 m u. GOK) nachgewiesen, der Grundwasserabstrom ist über eine Breite von etwa 300 m und über die gesamte Mächtigkeit des Aquifers mit teerölbürtigen Schadstoffen belastet.

- quartärer GW-Leiter OKL und MKL, OZH als potentieller Trennhorizont zwischen OKL und MKL kaum ausgebildet
- Effektiver GW-Abstrom NW-Richtung $32,5^\circ$, $v_a = 0,3 - 0,4$ m/d im Mittel,
- temporärer GW-Abstrom bei Rhein-Hochwasserständen in westl. Richt., $v_a = 0,6 - 0,8$ m/d im Mittel
- temporärer GW-Abstrom bei Rhein-Niedrigwasserständen in nordöstliche Richtung

In Abbildung 63 ist der Rheinpegel zum Zeitpunkt der Probenahmen im Februar und Juli 2013 dargestellt. Beide Probenahmen sind jeweils bei fallenden Rheinpegeln erfolgt. Den Probenahmen voraus gingen zwei Hochwasserereignisse.

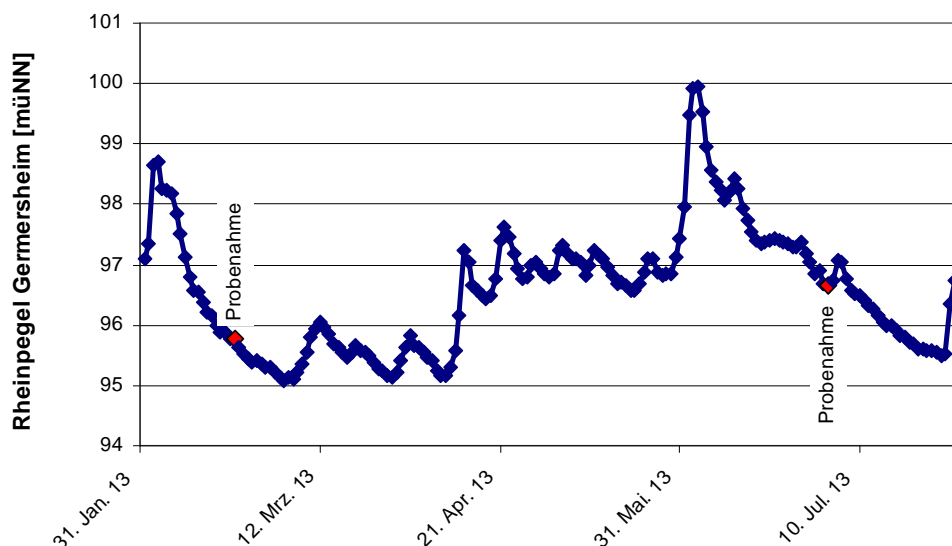


Abbildung 63: Rheinpegel zur Zeit der Probenahmen im Februar und Juli 2013

Abbildung 64 gibt Auskunft über die Lage der im Februar und Juli 2013 beprobten Messstellen.



Abbildung 64: Lage der im Februar und Juli 2013 beprobten Messstellen (Luftbildgrundlage: google earth)

Tabelle 17 enthält die Vor-Ort-Parameter und einige der gemessenen hydrochemischen Parameter. Bei der Probenahme im Februar wurde im Zustrom (BK19) sowie im weiteren Abstrom (BK75 und BK79) Sauerstoff nachgewiesen. In BK 19 wurde außerdem bei beiden Probenahmeterminen Nitrat analysiert. Im direkten Schadensherd (BK 23) sind die hohen Methankonzentrationen auffällig, sowie eine Abreicherung von Sulfat. Die Daten weisen auf aerobe, bzw. nitratreduzierende Bedingungen im Zustrom, anaerob, reduktive Bedingungen im Schadensherd und nahen Abstrom hin.

Tabelle 17 Vor-Ort-Parameter und hydrochemische Parameter zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013

	BG		BK 23 Feb 2013	BK 23 Jul 2013	BK 72 Feb 2013	BK 72 Jul 2013	BK 75 Feb 2013	BK 75 Jul 2013	BK 79 Feb 2013	BK 79 Jul 2013	BK 19 Feb 2013	BK 19 Jul 2013
Temperatur		°C	13,1	13,1	12,9	13,9	12,7	13,4	12,9	13,3	11,7	12,5
pH-Wert			7,2	7,5	7,3	7,6	7,3	7,5	7,1	7,3	7,2	7,8
Sauerstoff		mg/L	0,3	0,1	0,1	0,1	0,5	0,1	1,4	0,1	1,8	0,2
Redoxpotential		mV	45	-24	42	-24	39	-23	33	-12	41	-31
Leitfähigkeit		µS/cm	509	414	524	414	510	463	601	549	493	372
Ammonium	0,01	mg/L	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,4	0,4	< BG	0,03
Eisen	0,01	mg/L	1,1	0,6	2,3	2,2	1,6	1,6	2,4	2,3	< BG	0,03
Eisen, gelöst	0,01	mg/L	1,1	0,6	2,1	1,9	1,6	1,6	2,3	2,3	< BG	0,02
Mangan	0,005	mg/L	0,2	0,1	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	< BG	0,08
Chlorid	1	mg/L	33,6	24	26	17,9	27,4	27,7	51,6	51	14,7	15,5
Nitrat	0,5	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	6,2	2,4
Nitrit	0,01	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,04	0,03
Sulfat	1	mg/L	1,4	8,5	26,2	28,6	13,9	17,9	20,7	20,2	31,7	32,8
Sulfid	0,1	mg/L	0,2	0,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Methan	10	µg/L	4900	n.a.	60	n.a.	130	n.a.	59	n.a.	< BG	< BG
Phosphat, gesamt	0,01	mg/L	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,03	0,04
TOC	0,2	mg/L	4,3	3,4	1,2	1,2	1,3	1,1	1,6	1,5	1,0	0,9
DOC	0,2	mg/L	3,9	3,1	1,1	1,1	1,2	1,1	1,5	1,5	1,0	0,9
SAK bei 254 nm	0,1	1/m	31,4	22,8	5,2	4,1	5	3,7	6	5	2,8	2,2
CSB	5	mg/L	29	16	< BG	< BG	5,3	< BG	< BG	< BG	5	< BG

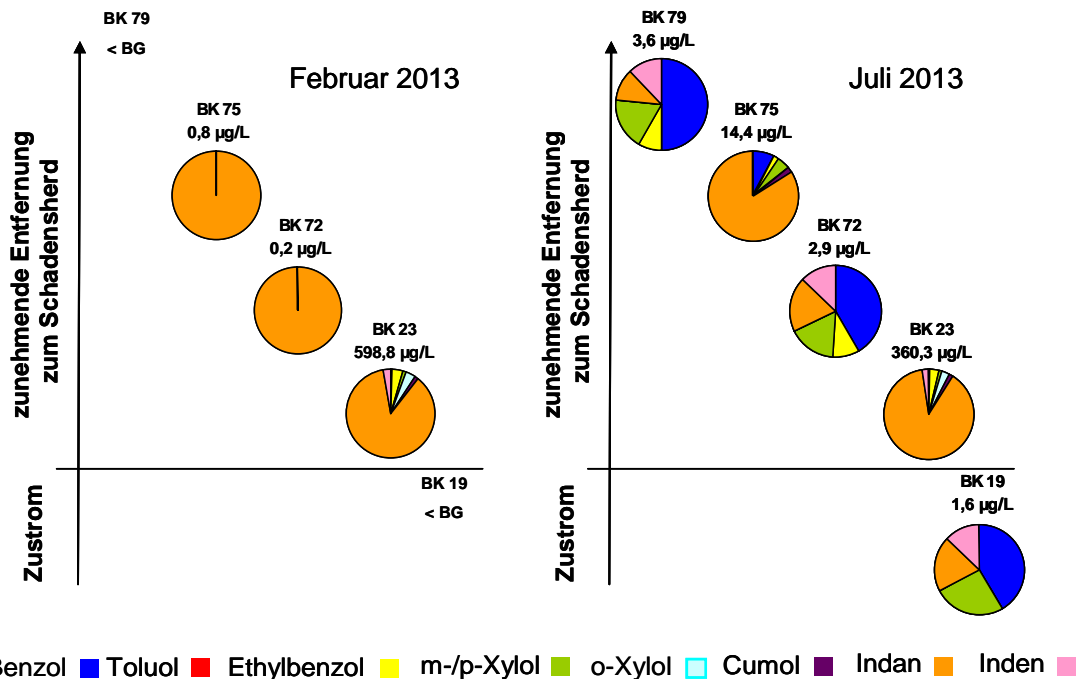


Abbildung 65: Konzentrationen und Schadstoffprofile Monoaromaten, Februar und Juli 2013

Zu beiden Probenahmezeitpunkten nehmen die Konzentrationen der analysierten Monoaromaten in nordwestlicher Richtung deutlich ab (Abbildung 65). Während im Februar Indan die dominierende monoaromatische Substanz ist, gilt dies im Juli nur für die Messstellen BK 23 und BK 75. Bei den anderen Messstellen hat sich das Schadstoffprofil deutlich verändert, Benzol wird hierbei sowohl im Zustrom als auch abstromig mit Anteilen von fast 50 % gemessen und auch Inden, Ethylbenzol und m-/p-Xylol sind nachweisbar. In Tabelle 18 sind die Konzentrationen der gemessenen Monoaromaten dargestellt.

Tabelle 18 Konzentrationen der Monoaromaten zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013

		BK 23 Feb 2013	BK 23 Jul 2013	BK 72 Feb 2013	BK 72 Jul 2013	BK 75 Feb 2013	BK 75 Jul 2013	BK 79 Feb 2013	BK 79 Jul 2013	BK 19 Feb 2013	BK 19 Jul 2013
Benzol	0,5 µg/L	< BG	0,8	< BG	1,2	< BG	1,1	< BG	1,8	< BG	0,7
Toluol	0,5 µg/L	1,5	0,8	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Ethylbenzol	0,2 µg/L	23,0	11,0	< BG	0,3	< BG	0,3	< BG	0,3	< BG	< BG
m-/p-Xylol	0,2 µg/L	11,0	5,0	< BG	0,5	< BG	0,7	< BG	0,7	< BG	0,4
o-Xylol	0,2 µg/L	20,0	10,0	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Styrol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Cumol	0,2 µg/L	8,3	5,4	< BG	< BG	< BG	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG
Indan	0,2 µg/L	520,0	320,0	0,2	0,6	0,8	12,0	< BG	0,4	< BG	0,3
Inden	0,2 µg/L	15,0	7,2	< BG	0,4	< BG	< BG	< BG	0,4	< BG	0,2
Summe Monoaromaten		598,8	360,3	0,2	2,9	0,8	14,4	< BG	3,6	< BG	1,6

In Abbildung 66 sind die Konzentrationen und Schadstoffprofile der gemessenen PAK zum Zeitpunkt der Probenahmen im Februar und Juli 2013 dargestellt. Die Konzentrationen und die Schadstoffprofile sind zu beiden Probenahmezeitpunkten sehr ähnlich. Im Schadensherd wie auch im Zustrom ist Naphthalin die dominierende polyaromatische Substanz. Dies ist typisch für schadensherdnahe Messstellen. Auch der Nachweis des sehr gut abbaubaren

2-Methylnaphthalin in BK 19 und BK 23 kann als Indikator für Schadensherdnähe betrachtet werden. Im Abstrom reichert sich dann zunächst Acenaphthen im Schadstoffprofil an, hierbei ist BK 75 zu beiden Probenahmeterminen höher belastet als die näher am Schadensherd gelegene BK 72. Die am weitesten vom Schadensherd entfernte Messstelle BK 79 enthält annähernd die gleichen Konzentrationen an Naphthalin wie BK 75. Im Unterschied zu dieser Messstelle wurde in BK 79 allerdings Acenaphthen nur noch in sehr geringen Konzentrationen gemessen was zu einer Verschiebung des Schadstoffprofils zugunsten von Naphthalin führt. Eventuell könnten Adsorptionseffekte für einen Rückhalt des Acenaphthens verantwortlich sein, oder es kommt zu einem weiteren kleinen Schadstoffeintrag ins Grundwasser zwischen den Messstellen BK 75 und BK 79.

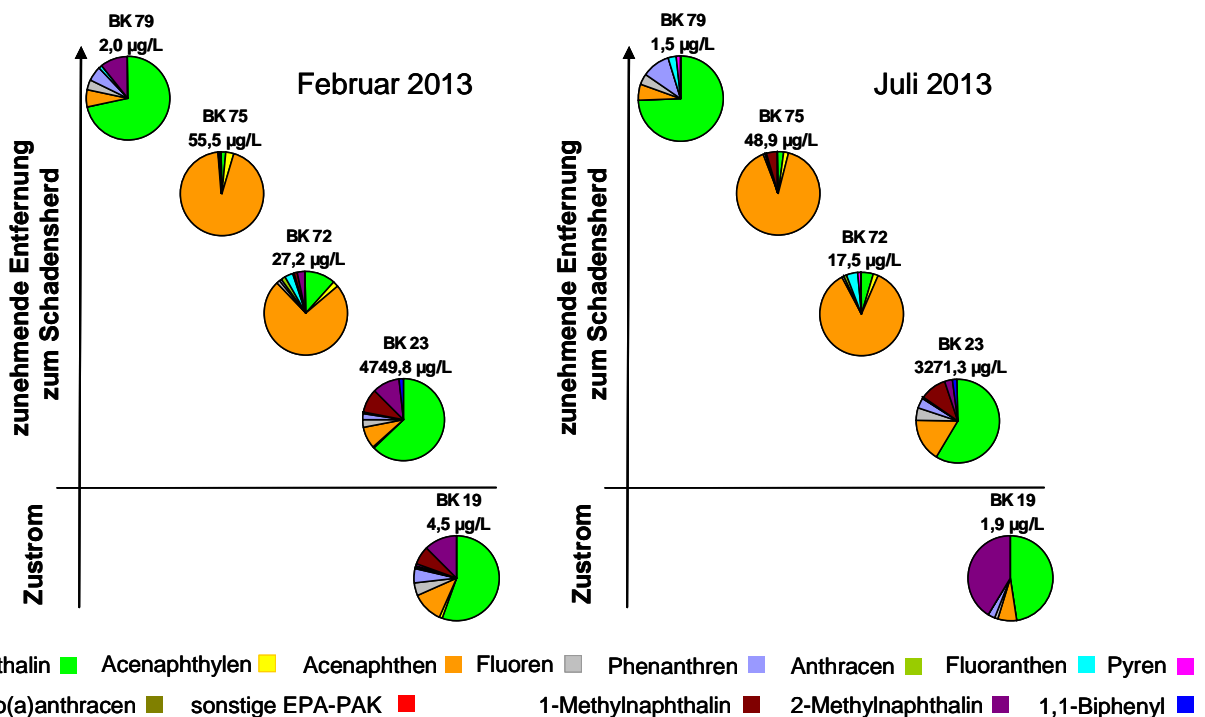


Abbildung 66: Konzentrationen und Schadstoffprofile Polyaromaten, Februar und Juli 2013

Die gemessenen PAK Konzentrationen sind in Tabelle 19 aufgeführt.

Tabelle 19 Konzentrationen der Polyaromaten zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013

	BG		BK 23 Feb 2013	BK 23 Jul 2013	BK 72 Feb 2013	BK 72 Jul 2013	BK 75 Feb 2013	BK 75 Jul 2013	BK 79 Feb 2013	BK 79 Jul 2013	BK 19 Feb 2013	BK 19 Jul 2013
Naphthalin	0,01	µg/L	3000	1900	3,3	0,9	1,1	1,2	1,4	1,1	2,5	0,9
Acenaphthylen	0,01	µg/L	12,0	7,2	0,6	0,3	1,6	0,8	< BG	< BG	0,03	< BG
Acenaphthen	0,01	µg/L	420,0	540,0	20,0	15,0	52,0	44,0	0,1	0,1	0,5	0,1
Fluoren	0,01	µg/L	140,0	160,0	0,3	0,1	0,2	0,5	0,1	0,1	0,2	0,0
Phenanthren	0,01	µg/L	110,0	140,0	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,0
Anthracen	0,01	µg/L	6,5	5,5	0,5	0,2	0,3	0,1	< BG	< BG	0,03	< BG
Fluoranthen	0,01	µg/L	7,3	7,5	0,8	0,7	< BG	< BG	0,03	0,04	0,04	< BG
Pyren	0,01	µg/L	3,0	3,1	0,3	0,3	< BG	< BG	< BG	0,03	0,03	< BG
Benzo(a)anthracen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Chrysen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(b)fluoranthen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(k)fluoranthen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(a)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenz(ah)anthracen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(ghi)perylen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	460,0	340,0	0,4	< BG	< BG	2,2	< BG	< BG	0,3	< BG
2-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	510,0	110,0	0,7	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	0,6	0,8
1,1-Biphenyl	0,2	µg/L	81,0	58,0	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe PAK		µg/L	4749,8	3271,3	27,2	17,5	55,5	48,9	2,0	1,5	4,5	1,9

In Abbildung 67 sind die Konzentrationen und Schadstoffprofile der stickstoffhaltigen Heterozyklen dargestellt. Carbazol ist bei allen Messungen die dominierende Substanz. Die Konzentrationen nehmen in nordwestlicher Richtung deutlich ab und sind in BK 79 unterhalb der Bestimmungsgrenze. In der Schadensherdmesstelle BK 23 werden neben Carbazol auch Chinolin, sowie einfach und dimethylierte Chinoline nachgewiesen. Diese Substanzen können sehr gut mikrobiologisch abgebaut werden und spielen im Abstrom keine Rolle mehr. Die Konzentrationen aller NSO-HET sind in Tabelle 20 aufgeführt.

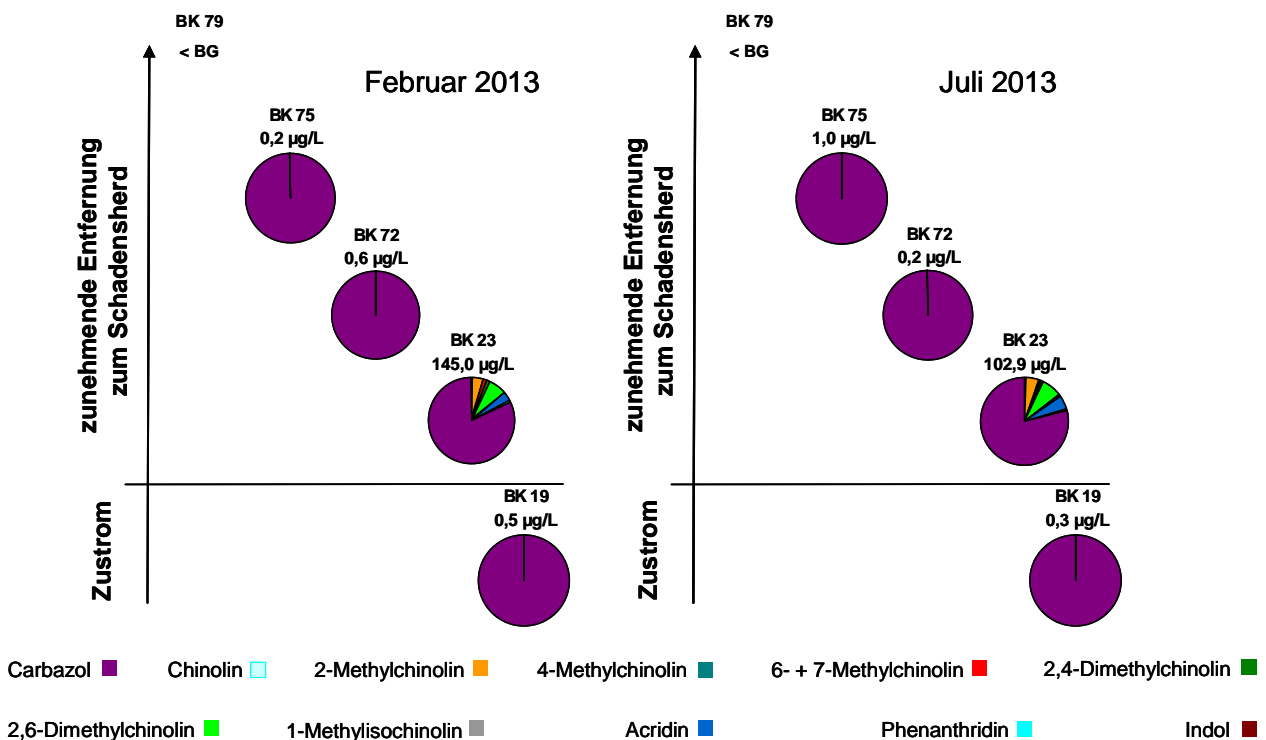
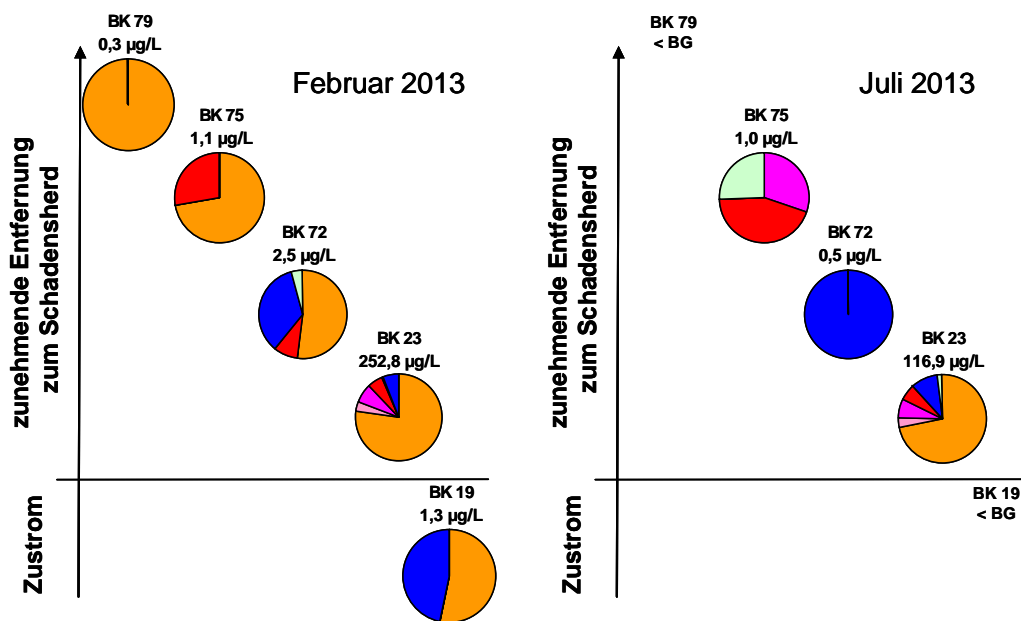


Abbildung 67: Konzentrationen und Schadstoffprofile N-HET, Februar und Juli 2013

In Abbildung 68 sind die Konzentrationen und Schadstoffprofile der schwefelhaltigen Heterozyklen dargestellt. Die schwefelhaltigen Heterozyklen sind mikrobiologisch weniger gut abbaubar als die N- und O-Heterozyklen. Dennoch gehen die Konzentrationen in nordwestlicher Richtung stark zurück und sind bei der Messung im Juli 2013 unterhalb der Bestimmungsgrenze, im Februar nur knapp darüber. Die Schadstoffprofile der beiden Probenahmen unterscheiden sich jedoch. Bei der Messung im Februar ist Benzothiophen die dominierende Substanz in allen Messstellen und wird auch am Fahnenrand in BK 79 noch nachgewiesen. Bei der Messung im Juli 2013 dominiert Benzothiophen nur in der Schadensherdmessstelle BK 23. In BK 72 ist Dibenzothiophen die einzige S-heterozyklische Substanz während weiter im Abstrom in BK 75 3- und 5- Methylbenzothiophen sowie 4-Methyldibenzothiophen nachgewiesen werden. Wie schon bei den Monoaromaten, den PAK und den N-Heterozyklen steigt die Konzentration zwischen den Messstellen BK 72 und BK 75 nochmals leicht an.



2,3-Dimethylthiophen ■ Benzothiophen ■ 2-Methylbenzothiophen ■ 3-Methylbenzothiophen ■
 5-Methylbenzothiophen ■ 3,5-Dimethylbenzothiophen ■ Dibenzothiophen ■ 4-Methyldibenzothiophen ■

Abbildung 68: Konzentrationen und Schadstoffprofile S-HET, Februar und Juli 2013

Auf Abbildung 69 sind die Konzentrationen und Schadstoffprofile der sauerstoffhaltigen Heterozyklen dargestellt. Die Konzentrationen gehen in nordwestlicher Richtung stark zurück.

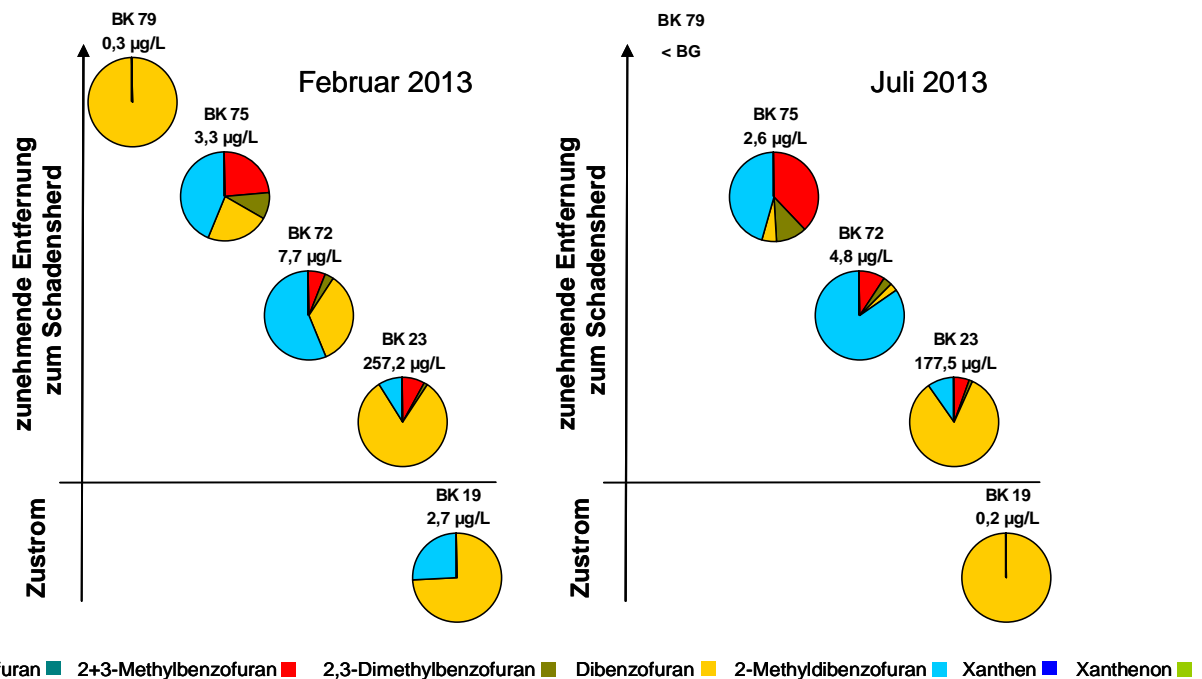


Abbildung 69: Konzentrations- und Schadstoffprofile O-HET, Februar und Juli 2013

Im direkten Schadensherd, wie auch im schwach kontaminierten Zustrom, dominiert Dibenzofuran. Der Nachweis des sehr gut mikrobiologisch abbaubaren Benzofurans beschränkt sich auf geringe Konzentrationen im direkten Schadensherd. Im Abstrom gewinnen dann einfach und zweifach methylierte Benzofurane und 2-Methyldibenzofuran an Bedeutung. Diese Verbindungen werden schlechter mikrobiologisch abgebaut und reichern sich daher relativ im Abstrom an. Bei der Messung der Fahnenrandmessstelle BK 79 im Februar 2013 wurden geringe Konzentrationen Dibenzofuran nachgewiesen. Im Juli 2013 waren die Konzentrationen aller O-HET in der Messstelle BK 79 unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Die gemessenen Werte der NSO-HET sind in Tabelle 20 zusammengefasst.

Tabelle 20 Konzentrationen der NSO-HET zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli 2013

	BG		BK 23 Feb 2013	BK 23 Jul 2013	BK 72 Feb 2013	BK 72 Jul 2013	BK 75 Feb 2013	BK 75 Jul 2013	BK 79 Feb 2013	BK 79 Jul 2013	BK 19 Feb 2013	BK 19 Jul 2013
Chinolin	0,3	µg/L	1,1	0,7	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylchinolin	1	µg/L	5,6	4,6	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
6 + 7-Methylchinolin	0,3	µg/L	1,8	1,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
8-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	2,0	0,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	10,3	7,9	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Isochinolin	4	µg/L	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indol	0,1	µg/L	0,3	0,6	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Acridin	0,3	µg/L	5,0	5,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Phenanthridin	0,2	µg/L	0,6	0,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Carbazol	0,2	µg/L	118,4	81,5	0,6	0,2	0,2	1,0	< BG	< BG	0,5	0,3
Pyrrrol	1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Thiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzothiophen	0,2	µg/L	195,5	83,8	1,3	< BG	0,8	< BG	0,3	< BG	0,7	< BG
2-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	8,5	3,5	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	18,0	8,4	< BG	< BG	< BG	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG
5-Methylbenzothiophen	0,1	µg/L	13,8	7,6	0,2	< BG	0,3	0,4	< BG	< BG	< BG	< BG
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1	µg/L	1,0	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzothiophen	0,3	µg/L	14,8	11,8	0,9	0,5	< BG	< BG	< BG	< BG	0,6	< BG
2-Phenylphenol	0,5	µg/L	2,6	0,9	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methyldibenzothiophen	0,1	µg/L	1,0	1,9	0,1	< BG	< BG	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzofuran	0,2	µg/L	0,8	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2+3-Methylbenzofuran	0,2	µg/L	20,5	9,9	0,5	0,5	0,8	1,0	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1	µg/L	4,0	2,4	0,3	0,1	0,3	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzofuran	0,1	µg/L	209,2	148,2	2,6	0,1	0,7	0,1	0,3	< BG	2,0	0,2
2-Methyldibenzofuran	0,3	µg/L	21,8	16,1	4,3	4,1	1,4	1,2	< BG	< BG	0,7	< BG
Xanthen	0,1	µg/L	0,1	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Xanthenon	0,1	µg/L	0,9	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe NSO HET		µg/L	657,9	398,3	10,7	5,6	4,6	4,6	0,5	0,0	4,4	0,5

Am betrachteten Standort wurde das Grundwasser bei beiden Probenahmekampagnen auch auf kurzkettige Alkylphenole hin analysiert. Die Konzentrationen für diese Substanzgruppe lagen allerdings unterhalb der Bestimmungsgrenzen.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Konzentrationen in nordwestlicher Abstromrichtung für alle untersuchten Schadstoffgruppen bei beiden Probenahmekampagnen stark zurückgehen. Die Schadstoffprofile bei beiden Messungen weisen große Ähnlichkeiten auf, was insgesamt auf stabilere Bedingungen am Standort schließen lässt. Auch hier geben die Schadstoffmuster Hinweise bezüglich Schadensherdnähe und Abstrom.

Tabelle 21

Vergleich der Schadensherd- und Fahnenrandbereiche in Germersheim und Vergleichsstandort.

	Germersheim Mai 2012					Vergleichsstandort Februar 2013		
	Schadensherd			Abstrom		Schadensherd	Abstrom	
	GWM 7	GWM 9	GWM 16	GWM 17	GMW 15	BK 23	BK 75	BK79
Monoaromaten	Benzol +++++	Indan +++++	Indan +++++	Indan +++	Indan ++	Indan +++++	Indan ++	< BG
	Indan ++++	Ethylbenzol +++	Ethylbenzol ++++	Benzol ++	Cumol +	Ethylbenzol ++++	< BG	< BG
	Ethylbenzol ++++	m-+p-Xylol +++	m-+p-Xylol +++	< BG	< BG	o-Xylol ++++	< BG	< BG
PAK	Naphthalin +++++	Naphthalin +++++	Acenaphthen +++++	Acenaphthen +++	Acenaphthen ++++	Naphthalin +++++	Acenaphthen ++++	Naphthalin +++
	Acenaphthen ++++	Acenaphthen +++++	Naphthalin ++++	Acenaphthylen +	Fluoren +++	2-Methylnaphthalin ++++	Acenaphthylen +++	2-Methylnaphthalin ++
	1-Methylnaphthalin ++++	1-Methylnaphthalin +++++	1-Methylnaphthalin ++++	Naphthalin +	Phenanthren +++	1-Methylnaphthalin ++++	Naphthalin +++	Acenaphthen ++
N-HET	Carbazol +++++	Carbazol +++++	Carbazol ++++	< BG	Carbazol +++	Carbazol ++++	Carbazol ++	< BG
	2,6-Dimethylchinolin ++	2-Methylchinolin ++++	2,4-Dimethylchinolin ++	< BG	< BG	2,6-Dimethylchinolin +++	< BG	< BG
	Chinolin ++	2,6-Dimethylchinolin ++++	2,6-Dimethylchinolin ++	< BG	< BG	2-Methylchinolin +++	< BG	< BG
S-HET	Benzothiophen ++++	Benzothiophen ++++	Benzothiophen ++++	< BG	5-Methylbenzothiophen ++	Benzothiophen +++++	Benzothiophen ++	Benzothiophen ++
	Thiophen ++	Dibenzothiophen ++++	Dibenzothiophen +++	< BG	< BG	3-Methylbenzothiophen ++++	5-Methylbenzothiophen ++	< BG
	5-Methylbenzothiophen ++	5-Methylbenzothiophen +++	5-Methylbenzothiophen +++	< BG	< BG	Dibenzothiophen ++++	< BG	< BG
O-HET	2-Methyldibenzofuran +++	Dibenzofuran ++++	Dibenzofuran ++++	2-+3-Methylbenzofuran +++	2-Methyldibenzofuran ++	Dibenzofuran +++++	2-Methyldibenzofuran +++	Dibenzofuran
	Dibenzofuran +++	2-Methyldibenzofuran ++++	2-+3-Methylbenzofuran ++++	2,3-Dimethylbenzofuran ++	2-+3-Methylbenzofuran ++	2-Methyldibenzofuran ++++	2-+3-Methylbenzofuran ++	< BG
	2-+3-Methylbenzofuran +++	2-+3-Methylbenzofuran ++++	2-Methyldibenzofuran +++	< BG	< BG	2-+3-Methylbenzofuran ++++	Dibenzofuran ++	< BG
SCAP	2-Isopropyl-+ 2,4,6-Trimethylphenol ++++	2-Isopropyl-+ 2,4,6-Trimethylphenol +++	2-Isopropyl-+ 2,4,6-Trimethylphenol +++	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
	3+4-Isopropyl-+ 2,3,6-Trimethylphenol +++	m-+p-Kresol +++	3,4,5-Trimethylphenol +++	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
	3-Ethylphenol+ 3,5-Dimethylphenol +++	3,4,5-Trimethylphenol +++	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG

0,01 µg/L	0,1 µg/L	1 µg/L	10 µg/L	100 µg/L	1000 µg/L	> 1000 µg/L
	+	++	+++	++++	+++++	+++++

Es wurden für jede Schadstoffklasse jeweils die drei am höchsten konzentrierten Substanzen ausgewählt. Bei beiden Standorten ist Indan sowohl am Schadensherd als auch im Abstrom die am höchsten konzentrierte monoaromatische Substanz mit Ausnahme von Benzol in GWM 7 (Schadensherd Germersheim). Eine weitere Gemeinsamkeit ist der Nachweis von Ethylbenzol an beiden Schadensherden, auch Xylole werden an beiden Standorten schadensherdnah nachgewiesen.

Bei den PAK sind Naphthalin und Acenaphthen die beiden höchst konzentrierten Substanzen in Germersheim, gefolgt von 1-Methylnaphthalin. Am Standort des ehem. Holzimprägnierwerkes wird auch 2-Methylnaphthalin in hohen Konzentrationen im Schadensherd nachgewiesen. Im Abstrom ist bei beiden Standorten Acenaphthen die höchst konzentrierte Substanz, in Germersheim werden auch Acenaphthylen, Fluoren, Phenanthren und sehr geringe Konzentrationen Naphthalin nachgewiesen. Am Vergleichsstandort sind Naphthalin, 2-Methylnaphthalin und Acenaphthylen in der Fahne nachweisbar.

Bei den stickstoffhaltigen Heterozyklen ist Carbazol die am höchsten konzentrierte Substanz sowohl im Schadensherd als auch in der Fahne, dies gilt für beide Standorte. Auch 2,6-Dimethylchinolin gehört an beiden Standorten zu den höchst konzentrierten N-HET im Schadensherd. Am Vergleichsstandort wird außerdem 2-Methylchinolin nachgewiesen, diese Substanz ist auch in GWM 9 in Germersheim nachweisbar. Der Nachweis von Chinolin beschränkt sich auf GWM 7 in Germersheim. In den ausgewählten Fahnenmessstellen werden außer Carbazol keine N-HET nachgewiesen.

In den Schadensherdmessstellen ist an beiden Standorten Benzothiophen die am höchsten konzentrierte schwefelhaltige heterozyklische Substanz. Auch Dibenzothiophen wird am Vergleichsstandort und in zwei der Schadensherdmessstellen in Germersheim (GWM 9 und GWM 16) nachgewiesen. 5-Methylthiophen gehört in Germersheim zu den höchst konzentrierten S-HET im Schadensherd und Fahne, am Vergleichsstandort gehört 3-Methylbenzothiophen zu den Herdsubstanzen, 5-Methylthiophen zur Fahne. Der Nachweis von Thiophen beschränkt sich auf die Herdmessstelle GWM 7 in Germersheim.

Dibenzofuran, 2- und 3- Methylbenzofuran und 2-Methyldibenzofuran sind die am höchsten konzentrierten O-HET im Schadensherd beider Standorte. In der Fahne werden an beiden Standorten 2- und 3- Methylbenzofuran und 2-Methyldibenzofuran nachgewiesen, der Nachweis von Dibenzofuran in der Fahne beschränkt sich auf den Vergleichsstandort.

Der Nachweis von SCAP beschränkt sich auf die Herdmessstellen am Standort Germersheim. Alle gemessenen Konzentrationen und Felddaten der beiden Probenahmekampagnen sind in Anhang 11.8 aufgeführt.

4.3 Ehemaliges Richtberg-Gelände am Rhein, Bingen Gaulsheim, SGD-Süd

Das Gelände der ehemaligen Imprägnier- und Sägewerke Fa. Richtberg liegt am südlichen Rheinufer. Hier wurden im großen Umfang Leitungsmasten, Bahnschwellen etc. zugesägt und imprägniert. Zur Imprägnierung wurden Teeröle und Quecksilber(II)-Chlorid genutzt was zu einer großflächigen Kontamination von Boden und Grundwasser führte. Der Grundwasserleiter ist zweigegliedert (oberflächennahes Stockwerk: Fein- bis Mittelsand; tiefer liegendes Stockwerk: Kies-Sand-Gemisch, tertiärer Aquitard unterlagernd mit ausgeprägter Morphologie (Schluffe, 40 m mächtig) wobei die Mächtigkeit des Aquifers unterschiedlich ist (1 bis 3 m). Die Lage der beprobten Messstellen ist in Abbildung 70 dargestellt. Die Schadensherdmesstellen GW 37 F und GW 37 T liegen ca. 650 m vom Rhein entfernt und sind jeweils im flachen bzw. im tiefen Horizont verfiltert, ähnlich die Abstrommessstellen GW 42 F und GW 42 T die unmittelbar am Rheinufer liegen. Dazwischen in ca. 300 m Entfernung zum Rhein liegen die Pegel GW 10, GW 11 und GW 12, welche im tiefen Grundwasserhorizont verfiltert sind.



Abbildung 70: Lage der beprobten Messstellen, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim (Luftbildgrundlage: google earth)

In Tabelle 22 sind die im Feld gemessenen Vor-Ort-Parameter Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Redoxpotential und Leitfähigkeit sowie einige der gemessenen hydrochemischen Parameter aufgelistet. Auffällig sind hierbei die gemessenen Sauerstoffgehalte die bei allen Messungen Werte von 0,2 bis 1,7 mg/L betragen. Dies ist ungewöhnlich denn insbesondere im Schadensherd bei hohem Substratgehalten wird der Sauerstoff von Mikroorganismen sofort verbraucht. Hohe Eisen (II) Gehalte im tiefen

Horizont der Schadensherdmesstelle GW 37 T und in der abstromig gelegenen GW 10 weisen ebenso auf anaerob, reduktive Verhältnisse hin wie die hohen Methankonzentrationen und die im Verhältnis zu den anderen Messstellen niedrigen Sulfatwerte. Methan wird auch im flachen Horizont der Messstelle GW 37 in hohen Konzentrationen nachgewiesen, hier ist allerdings nur wenig Eisen (II) und keine Verarmung an Sulfat zu beobachten. Die beiden Messhorizonte der am Rhein gelegenen GW 42 weisen die höchste gemessene Leitfähigkeit auf. Dies könnte am Hochwasserereignis kurz vorher liegen. Auffällig sind ebenfalls die sehr hohen Chlorid- und Sulfatwerte, auch dies könnte mit einem Eintrag während des Hochwassers liegen.

Tabelle 22 Vor-Ort-Parameter und geochemische Parameter zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli/August 2013, Richtbergelände, Bingen-Gaulsheim

		GW 37 F Feb 2013	GW 37 F Jul 2013	GW 37 T Feb 2013	GW 37 T Jul 2013	GW 10 Feb 2013	GW 10 Jul 2013	GW 11 Feb 2013	GW 11 Jul 2013	GW 12 Feb 2013	GW 12 Jul 2013	GW 42 F Aug 2013	GW 42 T Aug 2013
Temperatur	°C	10,7	12,7	11,6	keine	12,7	13,3	13,4	13,2	13,3	13,0	11,3	10,5
pH-Wert		7,4	7,4	7,2	Messung	7,1	7,1	7,1	7,1	7,2	7,1	7,3	7,3
Sauerstoff	mg/L	0,2	0,9	0,2		1,3	1,7	1,6	0,4	0,8	0,5	0,7	0,2
Redoxpotential	mV	-142	-22	-172		-112	-6	-61	8	23	-11	-147	-169
Leitfähigkeit	µS/cm	1430	1223	1387		1471	1384	1323	1008	884	830	2040	1701
Ammonium	0,01 mg/L	1,1	1,1	2,2	2,2	0,9	1,0	0,1	0,4	0,02	< BG	0,08	0,4
Eisen	0,01 mg/L	0,2	0,2	8,0	7,9	4,2	4,2	0,6	1,6	0,2	< BG	1,0	0,7
Eisen, gelöst	0,01 mg/L	0,2	0,2	7,8	7,7	4,2	4,1	0,6	1,6	0,01	< BG	0,3	0,7
Mangan	0,005 mg/L	0,6	0,5	0,2	0,2	1,2	1,1	0,6	1,1	0,208	0,153	0,3	0,6
Chlorid	1 mg/L	200	171	152	172	169,0	182,0	154,0	69,6	60	90,3	305,0	235,0
Nitrat	0,5 mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	12,7	1,5	6,3	5,3	< BG	< BG
Nitrit	0,01 mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,03	0,03	< BG	< BG	< BG	< BG
Sulfat	1 mg/L	64,8	54,8	6	7,5	14,9	5,6	67	57,4	50,2	42,8	254	175
Sulfid	0,1 mg/L	0,6	0,7	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Methan	10 µg/L	2200	2400	2300	2300	1400	1600	76	170	< BG	< BG	45	80
Phosphat, gesamt	0,01 mg/L	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,02	0,6	0,6
TOC	0,2 mg/L	4,9	4,4	66	200	9,5	8,4	4,2	4,2	1,9	1,8	6,1	5,8
DOC	0,2 mg/L	4,6	4,2	41	110	9,2	8	4	4	1,9	1,8	6	5,8
CSB	5 mg/L	19	13	2200	720	44	35	19	15	6,2	< BG	16	12

In Abbildung 71 ist der Rheinwasserpegel in Bingen zur Zeit der Probenahmen dargestellt.

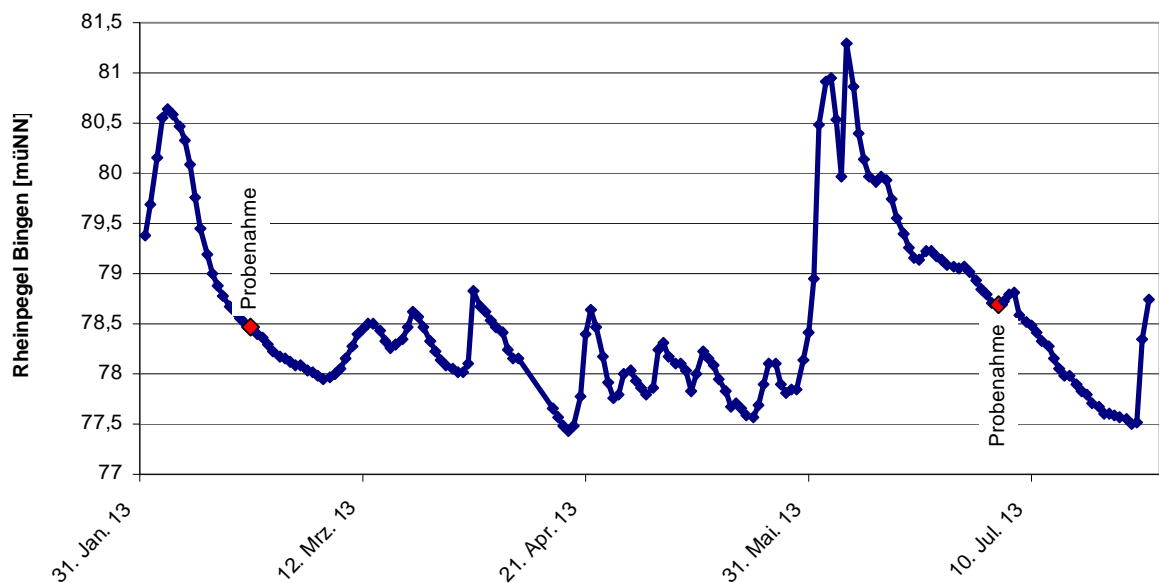


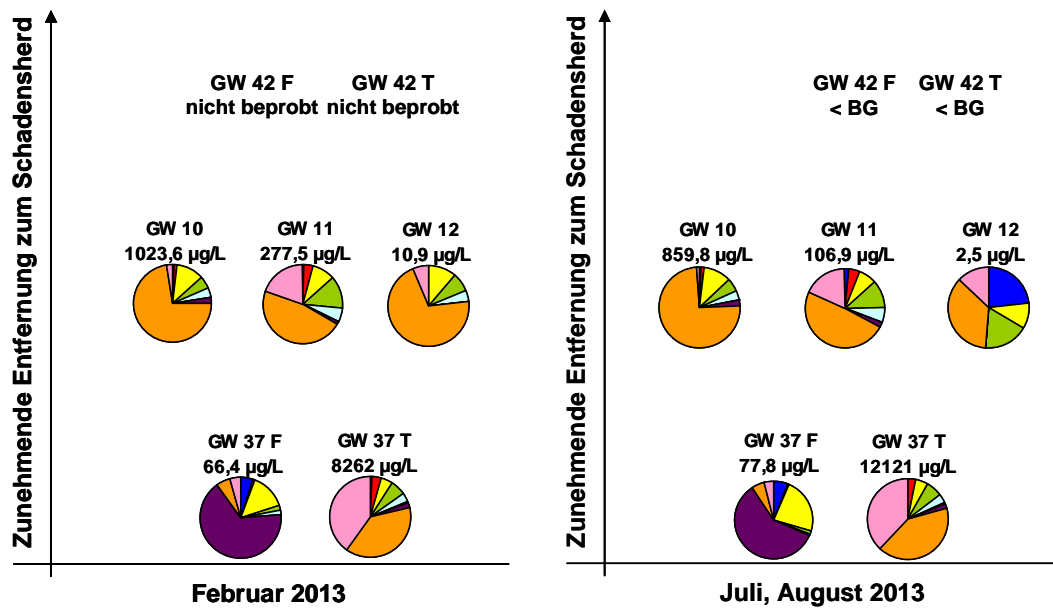
Abbildung 71: Rheinpegel Bingen zum Zeitpunkt der Probenahmen im Februar und Juli

Über die Grundwasserfließrichtung zum Zeitpunkt der Probenahmen lässt sich keine genaue Angabe machen, da für die Pegel GW 37 F und GW 37 T, sowie die Pegel GW 42 F und GW 42 T keine Ausbaudaten vorliegen. Aufgrund der Lage der Messstellen GW 10, GW 11 und GW 12 lässt sich kein hydrologisches Dreieck erstellen. Die Messwerte sind in Tabelle 23 dargestellt und ergeben zumindest keine seitlich ausgeprägte Fließrichtung.

Tabelle 23 Grundwasserstände der Messstellen GW 10, GW 11 und GW 12, Richtbergelände, Bingen-Gaulsheim

	Grundwasserstand Februar 13 [müNN]	Grundwasserstand Juli 13 [müNN]
GW 10	80,27	80,3
GW 11	80,26	80,27
GW 12	80,32	80,3

Abbildung 72 zeigt die Schadstoffprofile und die Konzentrationen der untersuchten Monoaromaten am Standort Bingen-Gaulsheim. Auffällig sind insbesondere die sehr hohen Konzentrationen des tiefen Horizonts der Messstelle 37, sowie die stark unterschiedlichen Schadstoffprofile der beiden Horizonte dieser Messstelle. Im tiefen Horizont der GW 37 dominieren Inden und Indan, während im flachen Horizont Cumol ca. 70 % der Schadstoffbelastung ausmacht. Ein ähnliches Schadstoffprofil wiederholt sich im Abstrom nicht, denn dort dominiert Indan. Die Messstellen GW 10 und GW 11 sind sehr viel stärker belastet als der flache Horizont im Schadensherd. Im seitlichen Abstrom und nur noch schwach belastet mit monoaromatischen Substanzen liegt die Messstelle GW 12. Die weiteren Abstrommessstellen GW 42 F und GW 42 T wurden nur einmal im August 2013 beprobt und waren zum Zeitpunkt dieser Probenahme unbelastet im Hinblick auf monoaromatische Substanzen.



Benzol ■ Toluol ■ Ethylbenzol ■ m-/p-Xylol ■ o-Xylol ■ Styrol ■ Cumol ■ Indan ■ Inden ■

Abbildung 72: Schadstoffprofile und Konzentrationen der untersuchten Monoaromaten, Richtbergelände, Bingen-Gaulsheim

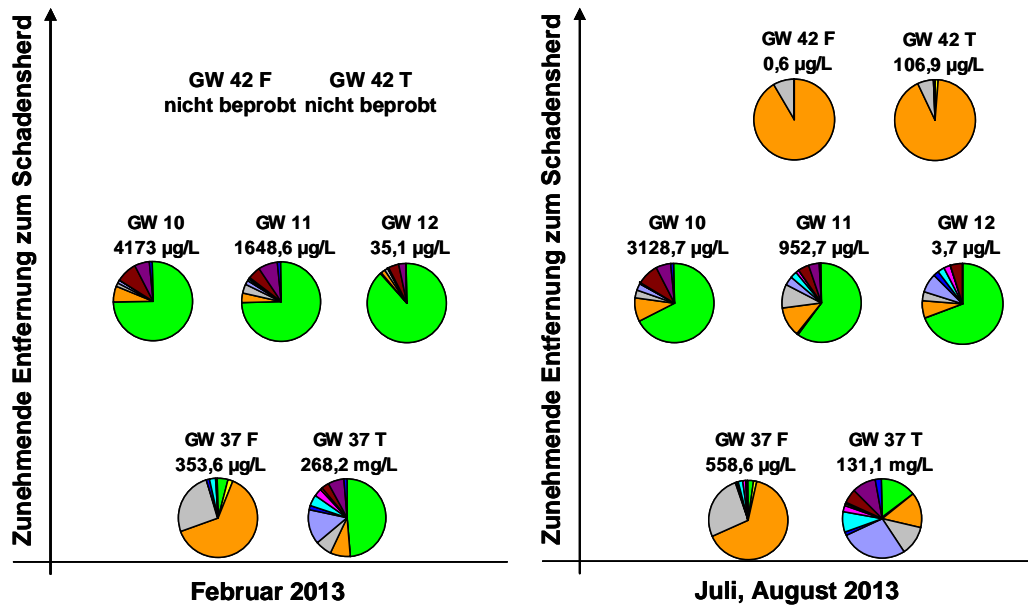
Die Konzentrationen der Monoaromaten sind in folgender Tabelle 24 aufgeführt.

Tabelle 24 Konzentrationen der Monoaromaten im Februar und Juli/August 2013, Richtbergelände, Bingen-Gaulsheim

	BG		GW 37 F Feb 2013	GW 37 F Jul 2013	GW 37 T Feb 2013	GW 37 T Jul 2013	GW 10 Feb 2013	GW 10 Jul 2013	GW 11 Feb 2013	GW 11 Jul 2013	GW 12 Feb 2013	GW 12 Jul 2013	GW 42 F Aug 2013	GW 42 T Aug 2013
Benzol	0,5	µg/L	3,2	4,3	37	45	7,8	7,4	2,4	2,5	< BG	0,58	< BG	< BG
Toluol	0,5	µg/L	0,65	0,58	310	370	8,8	6	11	4,6	< BG	< BG	< BG	< BG
Ethylbenzol	0,2	µg/L	9,6	18	390	550	120	97	24	7,4	1,2	0,26	< BG	< BG
m-/p-Xylol	0,2	µg/L	1,1	1,2	520	830	50	48	37	12	0,84	0,44	< BG	< BG
o-Xylol	0,2	µg/L	1,1	0,58	280	390	41	30	15	6,1	0,45	< BG	< BG	< BG
Styrol	0,2	µg/L	< BG	< BG	45	56	< BG	< BG	0,28	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Cumol	0,2	µg/L	44	46	180	280	28	22	2,8	2,3	< BG	< BG	< BG	< BG
Indan	0,2	µg/L	3,8	4,3	3200	5000	740	640	130	52	7,7	0,9	< BG	< BG
Inden	0,2	µg/L	2,9	2,8	3300	4600	28	9,4	55	20	0,67	0,32	< BG	< BG
Summe Monoaromaten		µg/L	66,35	77,76	8262	12121	1023,6	859,8	277,48	106,9	10,86	2,5	< BG	< BG

Abbildung 73 zeigt die Schadstoffprofile und Konzentrationen für die untersuchten PAK zu beiden Probenahmeterminen. Auffällig hierbei sind zum einen die sehr hohen Konzentrationen im tiefen Horizont der Messstelle GW 37 (Angabe in mg/L). Eine weitere Auffälligkeit sind die hohen Naphthalinkonzentrationen in GW 10 und GW 11 und prozentual auch in GW 12. Sie sind prozentual wesentlich höher als die Anteile direkt im Schadensherd. Die Ursache hierfür könnte ein stark gehemmter mikrobiologischer Abbau sein. Ist der Abbau gehemmt, wird sich Naphthalin aufgrund der guten Wasserlöslichkeit schneller im Grundwasserleiter ausbreiten als beispielsweise Acenaphthen. Eine andere Erklärung wären weitere Schadensherde und damit Eintragsquellen auf dem Gelände zwischen GW 37 und GW 10, GW 11 und GW 12. Zum Rhein hin, im weiteren Abstrom, scheinen

mikrobiologische Abbauprozesse dann wirksam zu werden, denn hier dominiert Acenaphthen, wie für Abstrommessstellen typisch. Die Konzentrationen sind allerdings mit über 100 µg/L im tiefen Horizont der Messstelle GW 42 noch stark erhöht.



Naphthalin ■ Acenaphthylen ■ Acenaphthen ■ Fluoren ■ Phenanthren ■ Anthracen ■ Fluoranthen ■ Pyren ■ Benzo(a)anthracen ■ sonstige EPA-PAK ■ 1-Methylnaphthalin ■ 2-Methylnaphthalin ■ 1,1-Biphenyl ■

Abbildung 73: Schadstoffprofile und Konzentrationen der untersuchten PAK, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim

Die gemessenen Konzentrationen der PAK sind in Tabelle 25 aufgeführt.

Tabelle 25 Konzentrationen der PAK im Februar und Juli/August 2013, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim

	BG	GW 37 F Feb 2013	GW 37 F Jul 2013	GW 37 T Feb 2013	GW 37 T Jul 2013	GW 10 Feb 2013	GW 10 Jul 2013	GW 11 Feb 2013	GW 11 Jul 2013	GW 12 Feb 2013	GW 12 Jul 2013	GW 42 F Aug 2013	GW 42 T Aug 2013
Naphthalin	0,01 µg/L	16	15	130000	19000	3100	2100	1200	570	31	2,6	< BG	< BG
Acenaphthylen	0,01 µg/L	6,6	5,6	1000	360	6,1	4,4	2,8	2	0,0	< BG	< BG	1,2
Acenaphthen	0,01 µg/L	220	360	22000	18000	250	310	64	120	0,8	0,3	0,6	98
Fluoren	0,01 µg/L	90	150	18000	16000	70	89	58	90	0,3	0,2	0,05	6,7
Phenanthren	0,01 µg/L	1,7	2,1	39000	35000	58	90	29	35	0,1	0,3	< BG	< BG
Anthracen	0,01 µg/L	3,7	3,9	5000	2200	3,4	2,6	3,6	4,2	0,02	0,08	< BG	0,9
Fluoranthen	0,01 µg/L	8,1	13	12000	11000	5,2	6	16	26	0,1	0,1	< BG	0,1
Pyren	0,01 µg/L	3,3	5,3	8100	3500	2,1	2,3	7,9	13	0,04	0,1	< BG	< BG
Benzo(a)anthracen	0,01 µg/L	< BG	< BG	1300	620	0,2	0,2	0,34	0,48	< BG	< BG	< BG	< BG
Chrysen	0,01 µg/L	< BG	< BG	650	360	< BG	0,2	0,25	0,18	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(b)fluoranthen	0,01 µg/L	< BG	< BG	760	330	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(k)fluoranthen	0,01 µg/L	< BG	< BG	260	150	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(a)pyren	0,01 µg/L	< BG	< BG	410	210	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01 µg/L	< BG	< BG	280	68	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenz(ah)anthracen	0,01 µg/L	< BG	< BG	120	25	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(ghi)perylene	0,01 µg/L	< BG	< BG	200	43	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylnaphthalin	0,2 µg/L	2,4	1,8	8400	7800	360	300	85	45	1,5	0,2	< BG	< BG
2-Methylnaphthalin	0,2 µg/L	0,63	0,49	17000	13000	270	180	130	38	1,1	< BG	< BG	< BG
1,1-Biphenyl	0,2 µg/L	1,2	1,4	3700	3400	48	44	22	8,8	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe PAK	µg/L	353,6	558,6	268180,0	131066,0	4173,0	3128,7	1618,9	952,7	35,1	3,7	0,6	106,9

Auf den folgenden Abbildungen ist die Verteilung der NSO-HET dargestellt. Für eine bessere Übersichtlichkeit wurden die Substanzen nach Heteroatom getrennt. Abbildung 74 zeigt die Schadstoffprofile und gemessenen Konzentrationen der stickstoffhaltigen N-Heterozyklen. Carbazol ist in dieser Gruppe die dominierende Substanz und zwar sowohl in den Schadensherdmessstellen als auch im näheren und weiteren Abstrom. Die Schadstoffmuster der beiden Probenahmen unterscheiden sich zumindest in den Schadensherdmessstellen deutlich voneinander. Im Februar wurde in beiden Horizonten der Messstelle GW 37 und in GW 10 Isochinolin nachgewiesen, im Juli 2013 waren die Isochinolinkonzentrationen geringer, dafür war Acridin für ein Viertel der N-HET Konzentration im tiefen Horizont der Messstelle GW 37 verantwortlich. Bemerkenswert ist auch der Nachweis von 6- und 7-Methylchinolin in GW 42 T. Im tiefen Horizont im Schadensherd können diese beiden Substanzen zwar auch nachgewiesen werden (124,6 µg/L), im „Abstromriegel“ GW 10, GW 11 und GW 12 allerdings nur noch in GW 11 mit 0,5 µg/L. Die Konzentration in Messstelle GW 42 T liegt mit 0,8 µg/L jedoch über diesem Wert. Evtl. kommt es auf der Fließstrecke zwischen den Messstellen GW 10, GW 11 und GW 12 und den Rheinmessstellen GW 42 F und T nochmals zu einem Schadstoffeintrag.

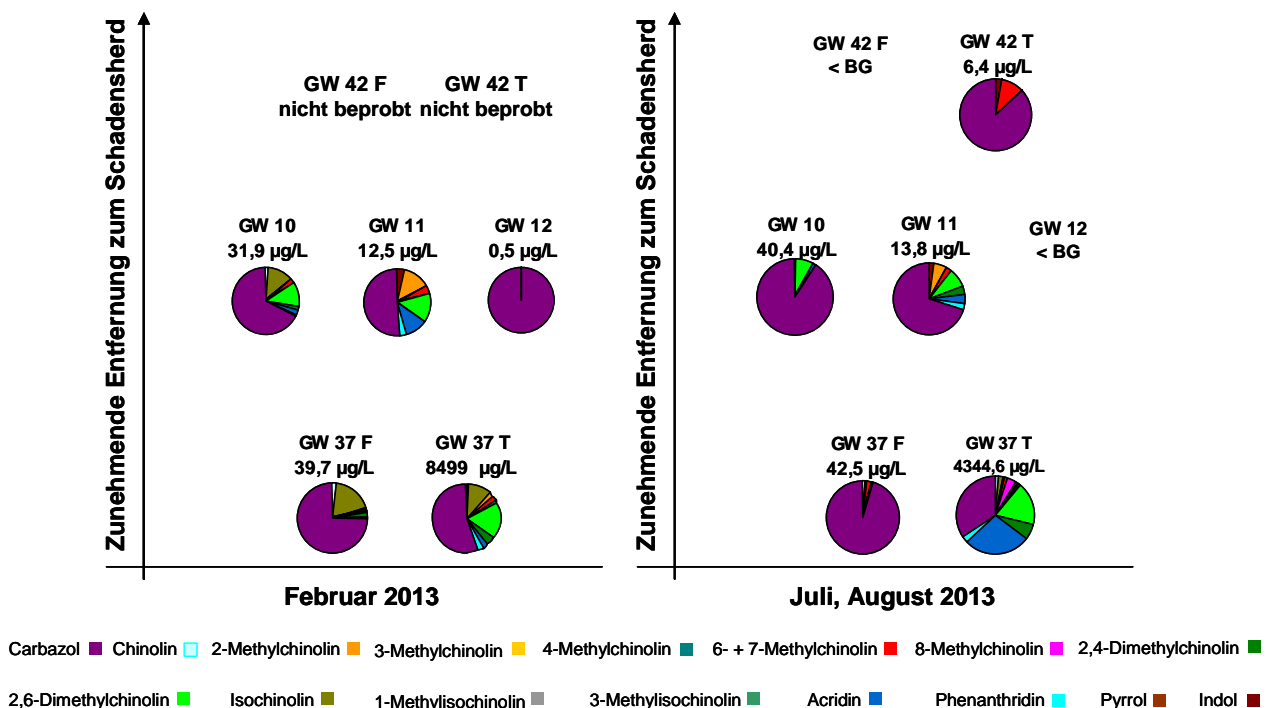


Abbildung 74: Schadstoffprofile und Konzentrationen der untersuchten N-HET, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim

Die Konzentrationen aller gemessenen NSO- HET sind in Tabelle 26 zusammengefasst

In Abbildung 75 sind die Schadstoffprofile und gemessenen Konzentrationen der schwefelhaltigen S-Heterozyklen dargestellt. Auffällig im Schadensherd sind die stark

unterschiedlichen Konzentrationen der beiden Horizonte und die voneinander abweichenden Schadstoffprofile. Während der flache Horizont mit 13,7 und 11,6 µg/L bei beiden Probenahmen nur schwach belastet mit S-HET ist, liegen die Konzentrationen im tiefen Horizont im mg-Bereich. Im flachen Horizont dominiert bei beiden Probenahmen Dibenzothiophen während im tiefen Horizont auch im weiteren Abstrom Benzothiophen die höchsten Konzentrationen aufweist. Auch im tiefen Horizont der Abstrommessstelle am Rheinufer GW 42 T können S-HET über den Bestimmungsgrenzen nachgewiesen werden. Hier dominieren die methylierten Benzothiophene und Dibenzothiophene. 5-Methylbenzothiophen welches mehr als ein Viertel der Gesamtkonzentration in dieser Messstelle ausmacht, wird auch an anderen Standorten, unter anderem am Gaswerk Germersheim in den Abstrommessstellen nachgewiesen.

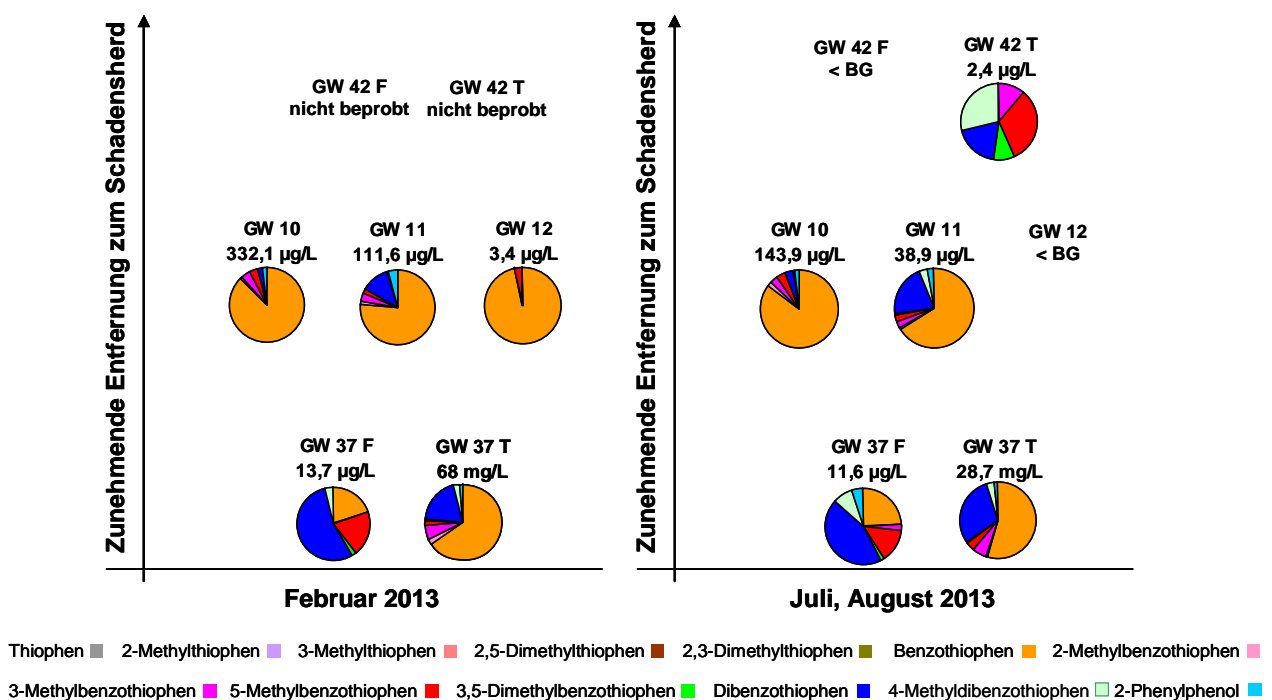
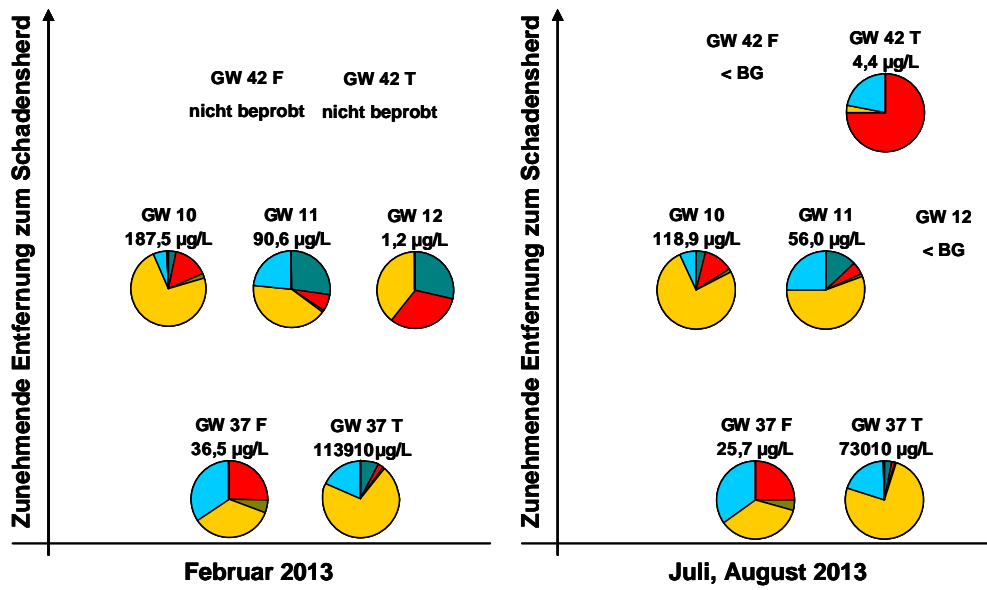


Abbildung 75: Schadstoffprofile und Konzentrationen der untersuchten S-HET, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim

Auf Abbildung 76 sind die Konzentrationen und Schadstoffprofile der sauerstoffhaltigen Heterozyklen abgebildet. Die dominierende Substanz in Schadensherd und Abstromriegel ist Dibenzofuran. Auch das sehr gut mikrobiologisch abbaubare Benzofuran ist hier nachweisbar macht bei der Messung im Februar zum Beispiel ein Viertel der gesamten O-HET Konzentration in der Messstelle GW 11 aus. Im tiefen Horizont der rheinnahen Messstelle GW 42 T dominieren dann 2- und 3-Methylbenzofuran und 2-Methyldibenzofuran. Die Konzentrationen aller gemessenen NSO-HET sind in Tabelle 26 aufgelistet.



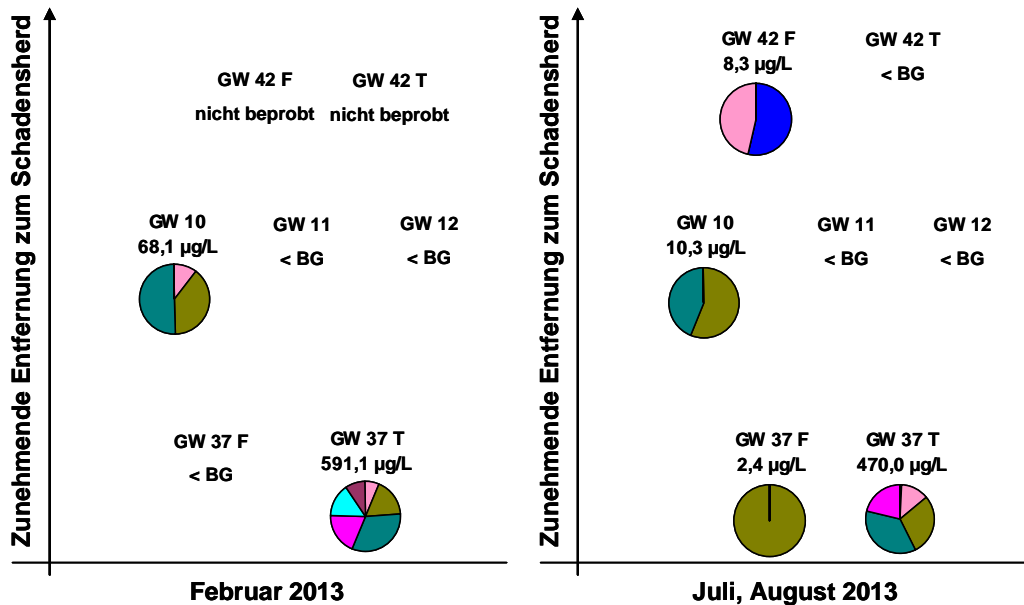
■ Benzofuran
 ■ 2+3-Methylbenzofuran
 ■ 2,3-Dimethylbenzofuran
 ■ Dibenzofuran
 ■ 2-Methyldibenzofuran
 ■ Xanthen
 ■ Xanthenon
 ■

Abbildung 76: Schadstoffprofile und Konzentrationen der untersuchten O-HET, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim

Die gemessenen Werte der NSO-HET sind in Tabelle 26 zusammengefasst.

Tabelle 26 Konzentrationen der NSO-HET im Februar und Juli/August 2013, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim

		GW 37 F Feb 2013	GW 37 F Jul 2013	GW 37 T Feb 2013	GW 37 T Jul 2013	GW 10 Feb 2013	GW 10 Jul 2013	GW 11 Feb 2013	GW 11 Jul 2013	GW 12 Feb 2013	GW 12 Jul 2013	GW 42 F Aug 2013	GW 42 T Aug 2013
Chinolin	0,3 µg/L	0,9	0,6	24,7	141,0	0,8	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylchinolin	1 µg/L	< BG	< BG	32,0	179,0	< BG	< BG	3,4	1,1	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylchinolin	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	19,0	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methylchinolin	0,3 µg/L	< BG	< BG	13,5	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
6- + 7-Methylchinolin	0,3 µg/L	0,4	0,8	30,1	124,6	0,9	< BG	0,8	0,5	< BG	< BG	< BG	0,8
8-Methylchinolin	0,2 µg/L	< BG	< BG	4,1	467,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylchinolin	0,3 µg/L	0,9	< BG	56,4	724,4	0,9	< BG	< BG	0,8	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylchinolin	0,3 µg/L	< BG	< BG	265,0	2293,6	5,6	3,3	3,4	1,6	< BG	< BG	< BG	< BG
Isoschinolin	4 µg/L	7,4	< BG	159,2	216,8	5,8	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylisochinolin	2 µg/L	< BG	< BG	< BG	10,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylisochinolin	2 µg/L	< BG	< BG	< BG	143,6	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indol	0,1 µg/L	< BG	0,4	2,0	69,5	0,2	0,3	0,9	0,4	< BG	< BG	< BG	0,2
Acridin	0,3 µg/L	< BG	0,4	49,2	3541,1	1,1	0,7	2,5	0,8	< BG	< BG	< BG	< BG
Phenanthridin	0,2 µg/L	0,3	< BG	39,0	327,2	0,5	< BG	0,8	0,5	< BG	< BG	< BG	< BG
Carbazol	0,2 µg/L	29,6	40,4	849,9	4344,6	31,9	40,4	12,5	13,8	0,5	< BG	< BG	6,4
Pyrrrol	1 µg/L	< BG	< BG	< BG	21,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Thiophen	0,1 µg/L	< BG	< BG	< BG	0,5	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylthiophen	0,1 µg/L	< BG	< BG	1,5	2,7	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylthiophen	0,1 µg/L	< BG	< BG	2,2	3,1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylthiophen	0,1 µg/L	< BG	< BG	2,5	5,7	0,5	0,2	0,1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylthiophen	0,1 µg/L	< BG	< BG	4,3	9,1	0,5	0,3	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzothiophen	0,2 µg/L	2,7	2,9	4404,0	15507,5	288,6	122,8	84,9	25,5	3,3	< BG	< BG	< BG
2-Methylbenzothiophen	0,2 µg/L	< BG	< BG	180,3	232,0	4,6	1,9	1,5	0,4	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylbenzothiophen	0,2 µg/L	< BG	0,3	353,1	1593,8	11,7	5,0	3,6	1,0	< BG	< BG	< BG	0,3
5-Methylbenzothiophen	0,1 µg/L	2,6	1,6	202,0	1013,4	12,4	5,2	2,4	1,1	0,1	< BG	< BG	0,8
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1 µg/L	0,3	0,2	40,2	195,4	0,8	0,5	0,2	0,2	< BG	< BG	< BG	0,2
Dibenzothiophen	0,3 µg/L	7,6	5,1	1372,0	8852,4	6,5	4,3	13,4	8,6	< BG	< BG	< BG	0,5
2-Phenylphenol	0,5 µg/L	< BG	0,5	100,3	404,0	5,9	2,4	4,5	1,1	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methyldibenzothiophen	0,1 µg/L	0,4	1,0	140,1	840,2	0,7	1,4	0,9	1,0	< BG	< BG	< BG	0,7
Benzofuran	0,2 µg/L	< BG	< BG	921,5	2183,4	6,1	4,2	25,3	7,3	0,3	< BG	< BG	< BG
2+3-Methylbenzofuran	0,2 µg/L	9,3	6,4	264,4	1048,6	28,6	14,9	6,0	2,8	0,4	< BG	< BG	3,3
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1 µg/L	1,9	1,2	51,2	340,5	3,4	1,6	0,6	0,6	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzofuran	0,1 µg/L	12,7	9,1	7954,1	54665,9	137,1	90,4	37,5	31,5	0,5	< BG	< BG	0,1
2-Methyldibenzofuran	0,3 µg/L	12,6	9,0	2073,0	14431,2	11,0	7,5	21,1	13,8	< BG	< BG	< BG	1,0
Xanthen	0,1 µg/L	< BG	< BG	16,1	138,8	0,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Xanthenon	0,1 µg/L	< BG	< BG	9,9	201,2	0,9	0,3	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe NSO HET	µg/L	89,6	79,8	19617,8	114292,9	567,1	307,5	226,7	114,5	5,1	< BG	< BG	14,1



Phenol ■ o-Kresol ■ m+p-Kresol ■ 2,3-Dimethylphenol ■ 2,4-Dimethylphenol ■ 2,5-Dimethylphenol ■ 2,6-Dimethylphenol ■ 3,4-Dimethylphenol ■

Abbildung 77: Schadstoffprofile und Konzentrationen der untersuchten Phenole und Dimethylphenole, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim

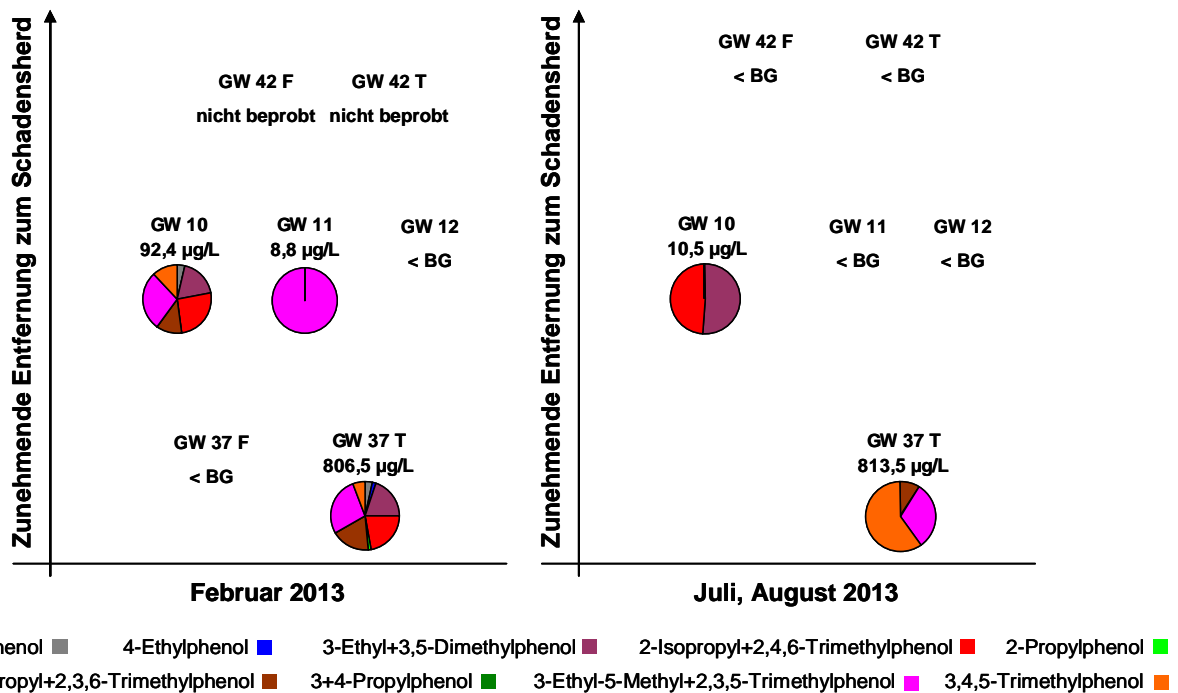


Abbildung 78: Schadstoffprofile und Konzentrationen der untersuchten Ethyl-, Propyl-, Isopropyl- und Trimethylphenole, Richtberggelände, Bingen-Gaulsheim

Abbildung 77 und Abbildung 78 zeigen die Konzentrationen und Schadstoffprofile der kurzkettigen Alkylphenole (SCAP) zum Zeitpunkt der Messungen im Februar und Juli/August 2013. Der Standort Bingen-Gaulsheim war der einzige der Vergleichsstandorte an dem die Konzentrationen dieser Schadstoffgruppe über den Bestimmungsgrenzen lagen. Die Konzentrationen nehmen in nördlicher Richtung stark ab und die Schadstoffprofile verändern sich. Sowohl im Schadensherd als auch im nahen Abstrom werden 2,4- und 2,6-Dimethylphenol nachgewiesen während der Nachweis von 2,5-Dimethylphenol auf den Schadensherd beschränkt bleibt. Unerwartet sind die einmalig im flachen Horizont der rheinnahen Messstelle GW 42 F gemessenen Konzentrationen von Phenol und m- und p-Kresol. Phenol gilt als sehr gut mikrobiologisch abbaubar und damit als Indikator für Schadensherdnähe (Abbildung 77). Die Konzentrationen der gemessenen SCAP sind in folgender Tabelle 27 aufgelistet.

Tabelle 27 SCAP-Konzentrationen im Februar und Juli/August 2013, Richtbergelände, Bingen-Gaulsheim

	BG		GW 37 F Feb 2013	GW 37 F Jul 2013	GW 37 T Feb 2013	GW 37 T Jul 2013	GW 10 Feb 2013	GW 10 Jul 2013	GW 11 Feb 2013	GW 11 Jul 2013	GW 12 Feb 2013	GW 12 Jul 2013	GW 42 F Aug 2013	GW 42 T Aug 2013
Phenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	4,5	< BG
o-Kresol	1,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	2,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
m+p-Kresol	3	µg/L	< BG	< BG	3,7	63,8	7,6	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	3,9	< BG
2,6-Dimethylphenol	2	µg/L	< BG	2,4	10,5	135,0	25,9	5,7	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Ethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	2,7	< BG	3,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	18,5	169,1	34,6	4,6	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	11,7	99,8	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Ethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	1,6	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl+3,5-Dimethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	15,8	< BG	16,9	5,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylphenol	5	µg/L	< BG	< BG	9,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4-Dimethylphenol	3,5	µg/L	< BG	< BG	5,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Isopropyl+2,4,6-Trimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	17,8	< BG	23,6	5,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Propylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	1,6	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Isopropyl+2,3,6-Trimethylphenol	7,5	µg/L	< BG	< BG	14,2	76,9	11,9	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Propylphenol	7	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl-5-Methyl+2,3,5-Trimethylphenol	8	µg/L	< BG	< BG	22,6	247,0	25,4	< BG	8,77	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4,5-Trimethylphenol	4,5	µg/L	< BG	< BG	4,5	489,6	11,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe SCAP		µg/L	< BG	2,4	139,8	1283,5	160,5	20,8	8,8	< BG	< BG	< BG	8,3	< BG

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Konzentrationen in nördlicher Abstromrichtung für alle untersuchten Schadstoffgruppen bei beiden Probenahmekampagnen stark zurückgehen. Die Schadstoffprofile bei beiden Messungen weisen große Ähnlichkeiten auf, was insgesamt auf stabilere Bedingungen am Standort schließen lässt. Auch hier geben die Schadstoffmuster Hinweise bezüglich Schadensherdnähe und Abstrom. Alle gemessenen Konzentrationen und Felddaten der beiden Probenahmekampagnen sind in Anhang 11.9 aufgeführt.

5 ABBAUVERSUCHE AEROB

Um das Prozessverständnis zu vertiefen, wurde der Abbau im Labor in Mikrokosmen unter verschiedenen, definierten Bedingungen untersucht. Ein Zutritt von Sauerstoff erfolgt sowohl im hoch kontaminierten Bereich durch die Sanierungsmaßnahme als auch in den Randbereichen der Schadstofffahne. Zunächst wurde der Abbau unter aeroben Bedingungen untersucht. Hierfür wurde sowohl Grundwasser aus dem hoch kontaminierten Sanierungsbereich genutzt als auch niedriger belastetes Grundwasser aus dem Fahnenrandbereich. Die Fragestellung war zum einen, welche Stoffe in den unterschiedlichen Bereichen maßgeblich vorhanden sind, und ob ein Abbau möglich ist, wenn das Grundwasser in Kontakt mit Sauerstoff kommt. In einer weiteren Versuchsreihe wurden aerobe Mikrokosmen mit einer Monoaromaten- NSO-HET – und PAK-Stammlösung aufdotiert.

5.1 Aerobe Abbauversuche mit hoch kontaminiertem Grundwasser

Im Januar 2011 wurde im Zuge der Sanierungsmaßnahme Grundwasser aus einem der Bohrlöcher im Sanierungsfeld entnommen. Mit diesem Grundwasser wurden aerobe Abbauversuche durchgeführt. Die folgende Tabelle zeigt die gemessenen Konzentrationsbereiche und die jeweilig analysierten Schadstoffe.

Tabelle 28: Schadstoffkonzentrationen im hoch kontaminierten Sanierungsbereich

< BG	0 - 1 [µg/L]	1 - 10 [µg/L]	10 - 100 [µg/L]	100 - 500 [µg/L]	> 500 [µg/L]
Indeno[1,23-cd]pyren	Benzo(a)anthracen	Cumol	Benzol	Toluol	Naphthalin
Dibenzo(a)anthracen	Chrysen	Chinolin	Styrol	Ethylbenzol	2-Methylnaphthalin
Benzo(ghi)perylen	Benzo(b)fluoranthen	Isochinolin	Anthracen	m-, p-Xylol	Inden
8-Methylchinolin	Benzo(k)fluoranthen	2,6-Dimethylchinolin	Fluoranthen	o-Xylol	
3-Methylisochinolin	Benzo(a)pyren	Acridin	Pyren	Acenaphthylen	
cis-Dekalin	Pyrrrol	3-Methylthiophen	2-Methylchinolin	Acenaphthen	
	Indol	2,5-Dimethylthiophen	3-Methylbenzothiophen	Fluoren	
	1-Methylisochinolin	2,3-Dimethylthiophen	2-Methylbenzofuran	Phenanthren	
	6- + 7- Methylchinolin	5-Methylbenzothiophen	2-Methyldibenzofuran	Carbazol	
	3-Methylchinolin	Dibenzothiophen	1-Methyl-3+4-ethylbenzol	Benzothiophen	
	4-Methylchinolin	Xanthen	1,3,5-Trimethylbenzol	Benzofuran	
	6-Methylisochinolin	2,3-Dimethylbenzofuran	1-Methyl-2-ethylbenzol	Dibenzofuran	
	2,4-Dimethylchinolin	Xanthenon	1,2,3-Trimethylbenzol	1,2,4-Trimethylbenzol	
	Phenanthridin	2-Phenylphenol	1,4-Dimethylnaphthalin	Indan	BTEX
	4-Methyldibenzothiophen	n-Propylbenzol	1,1-Biphenyl	1-Methylnaphthalin	Monoaromaten
	Thiophen	1,3-Diethylbenzol			EPA PAK
	2-Methylthiophen	1,4-Diethylbenzol			andere PAK
	3,5-Dimethylbenzothiophen	Tetralin			N - Het
	Cumarin				S - Het
	1,2-Diethylbenzol				O - Het

Anhand der Tabelle 28 wird deutlich, dass in allen Konzentrationsbereichen wichtige Parameter mit den standardmäßig erfassten BTEX und EPA - PAK nicht erfasst werden. Offensichtlich spielen insbesondere die heterozyklischen Verbindungen Carbazol, Benzothiophen, Benzofuran und Dibenzofuran aber auch die Methylnaphthaline und beispielsweise die Monoaromaten Indan und Inden an diesem Standort am Schadensherd eine wichtige Rolle.

Die folgenden Abbildungen zeigen den Konzentrationsrückgang und die Veränderung der prozentualen Zusammensetzung der Schadstoffe im Verlauf der Versuche.

5.1.1 Abbau Monoaromaten

Abbildung 79 zeigt einen Konzentrationsrückgang der Monoaromaten innerhalb von 46 Tagen bis unterhalb der Bestimmungsgrenze. Mit dem Abbau geht hierbei eine Veränderung des Schadstoffprofils einher. Ethylbenzol und Styrol werden aerob als erstes abgebaut, bei den Xylenen dauert der Abbau etwas länger.

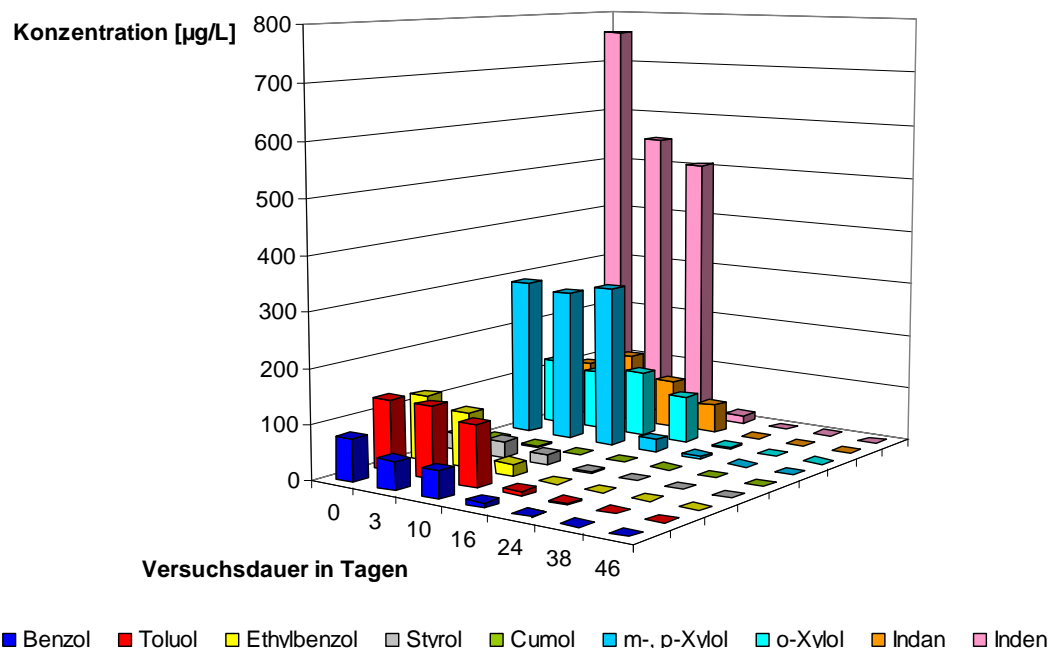


Abbildung 79: Aerobe Mikrokosmen: Monoaromatenabbau im Grundwasser aus dem hoch kontaminierten Sanierungsfeld

Bei der Probenahme an Tag 38 sind nur noch die beiden Monoaromaten Indan und Inden nachweisbar. Diese Substanzen sind nicht Bestandteil von Routineuntersuchungen an teerölkontaminierten Standorten, der Versuch zeigt jedoch deren Relevanz. Insbesondere

auch, weil sich Inden, noch vor den routinemäßig untersuchten BTEX als die am höchsten konzentrierte monoaromatische Substanz im Grundwasser auf dem Sanierungsgelände herausstellt. Eine weitere Probenahme an Versuchstag 46 ergab auch für Indan und Inden Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Abbildung 80 verdeutlicht anhand der prozentualen Zusammensetzung die Abbaureihenfolge der analysierten Monoaromaten. Diese Abbaureihenfolge kann sich unterscheiden, wenn die Bedingungen anaerob sind, denn unter anaeroben Bedingungen wurde ein langsamerer Abbau von Ethylbenzol im Vergleich zu den anderen BTEX beschrieben [Tiehm et Schulze (2003)]. Auch die im Folgenden beschriebenen Versuche zeigen zum Teil unterschiedliche Abbaureihenfolgen.

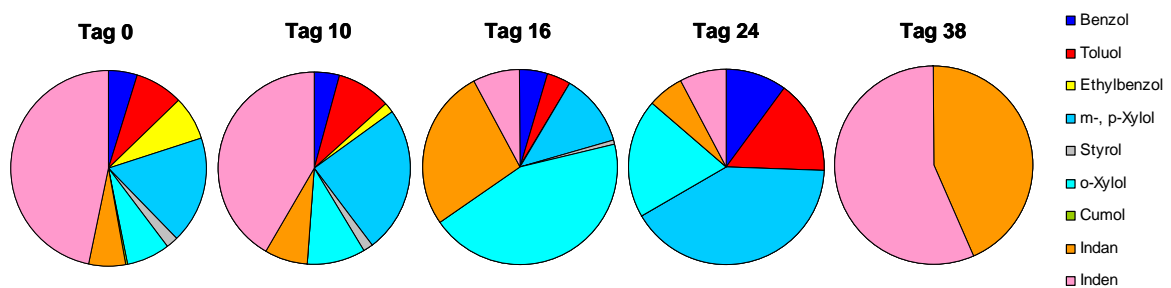


Abbildung 80: Aerobe Mikrokosmen: prozentuale Zusammensetzung der Monoaromaten über die Versuchsdauer

5.1.2 Abbau PAK

Zusätzlich zu den routinemäßig untersuchten EPA-PAK wurden bei den Abbauprobversuchen auch 1- und 2-Methylnaphthalin, sowie 1,4-Dimethylnaphthalin berücksichtigt. Die folgende Abbildung zeigt die Konzentrationen die bei der Probenahme am Standort gemessen wurden (TAG 0) und den Abbau innerhalb der folgenden 46 Versuchstage. Auffällig ist die klare Dominanz von Naphthalin zu Versuchsbeginn.

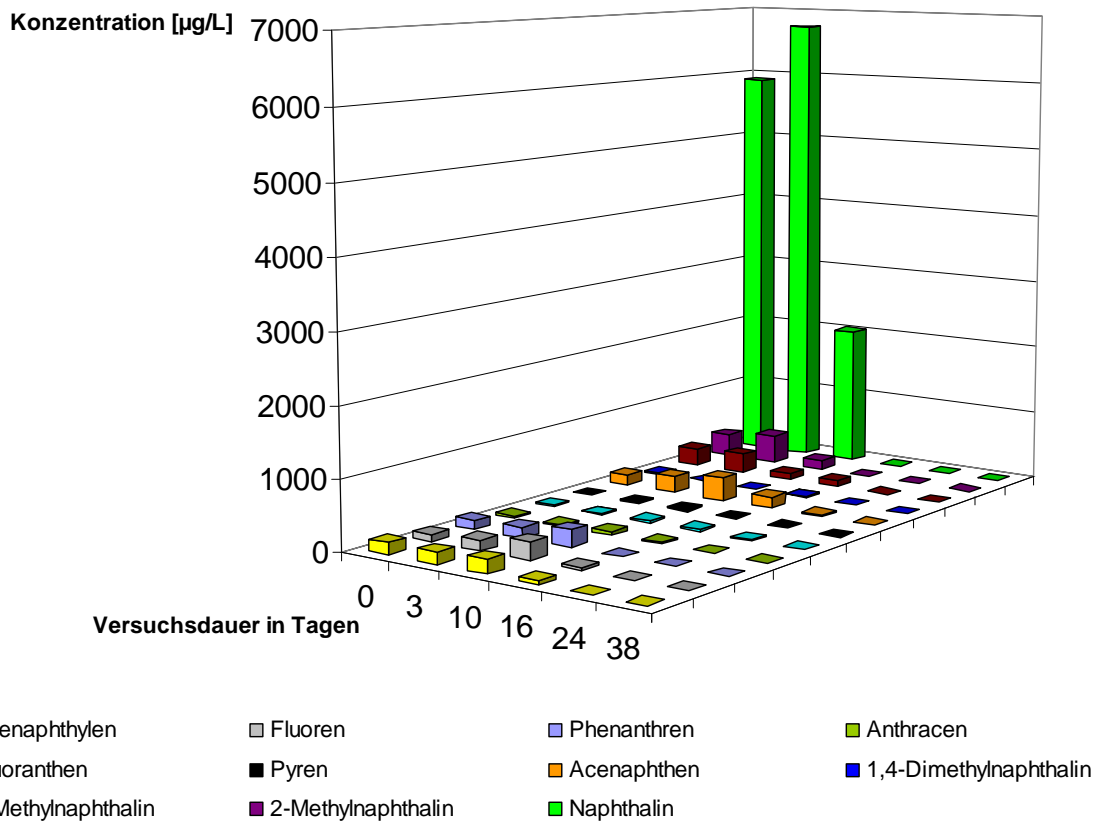


Abbildung 81: Aerobe Mikrokosmen: PAK-Abbau im Grundwasser aus dem hoch kontaminierten Sanierungsfeld

Mit dem Konzentrationsrückgang geht eine Veränderung der prozentualen Zusammensetzung einher. Bis zu Versuchstag 10 ist Naphthalin die dominierende Substanz. Bei der Messung an Tag 16 hat sich die prozentuale Zusammensetzung schon deutlich verändert. Acenaphthen dominiert, die zweithöchst konzentrierte Substanz ist 1-Methylnaphthalin, welches auch im Feld im Abstrom nachgewiesen werden kann.

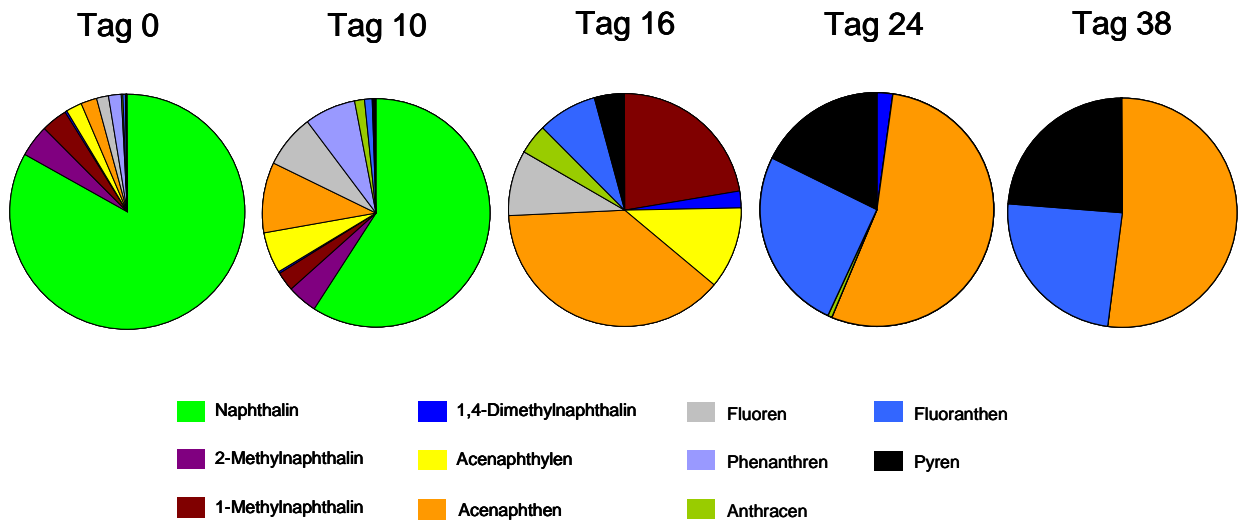


Abbildung 82: Aerobe Mikrokosmen: prozentuale Zusammensetzung der PAK über die Versuchsdauer

Das Verhältnis verschiebt sich im Versuchsverlauf dann zugunsten von Acenaphthen, das auch im Feld unter anaeroben Bedingungen in der Fahne dominiert. Bei der Probenahme an Tag 38 ist neben Acenaphthen auch Fluoranthren und Pyren noch nachweisbar. Die Schlussbeprobung an Versuchstag 46 ergab für alle Substanzen einen Konzentrationsrückgang bis unterhalb der Bestimmungsgrenze.

5.1.3 Abbau NSO-HET

Der Versuchsverlauf bei den NSO – HET zeigt ebenfalls einen starken Konzentrationsrückgang, allerdings scheint der Abbau der NSO - Heterozyklen langsamer zu sein als bei den untersuchten PAK und Monoaromaten. An Versuchstag 46 waren einige der untersuchten NSO-HET immer noch nachweisbar, unter anderem 2-Methyldibenzofuran und Carbazol. Beide Substanzen sind auch im Feld in den Abstrommessstellen die dominierenden Substanzen, was auf eine erschwerte Abbaubarkeit hinweist.

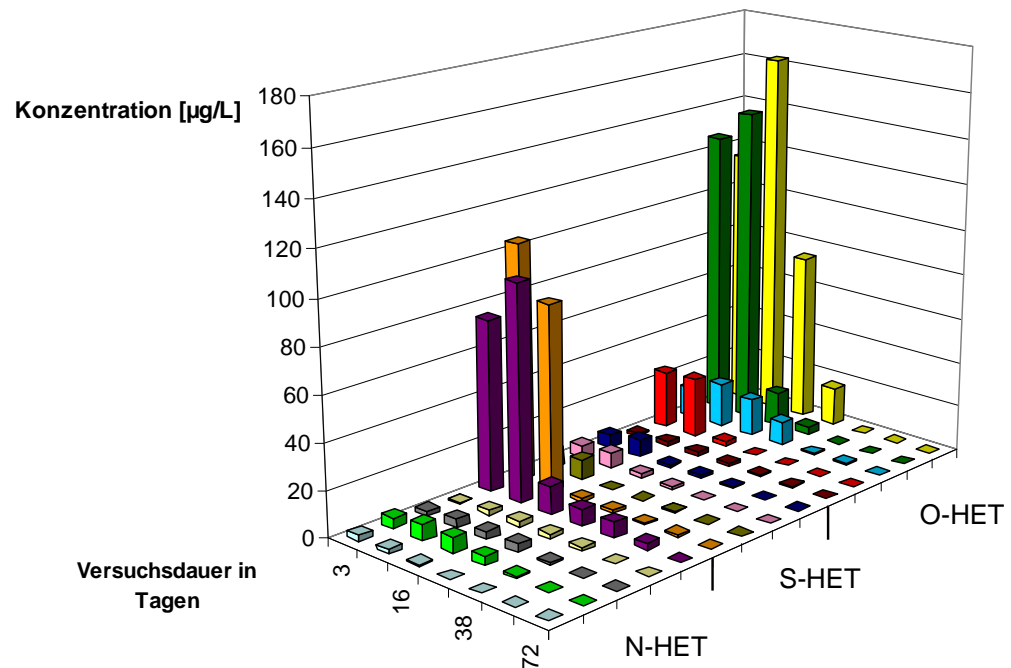


Abbildung 83: Aerobe Mikrokosmen: NSO - HET Konzentration

Eine Beprobung an Versuchstag 72 belegte dann für alle Substanzen einen Konzentrationsrückgang unterhalb der Bestimmungsgrenzen. Die Änderung der prozentualen Zusammensetzung und damit der Schadstoffprofile ist in folgender Abbildung dargestellt. Benzofuran und Dibenzofuran werden schneller abgebaut als beispielsweise Carbazol und 2-Methyldibenzofuran.

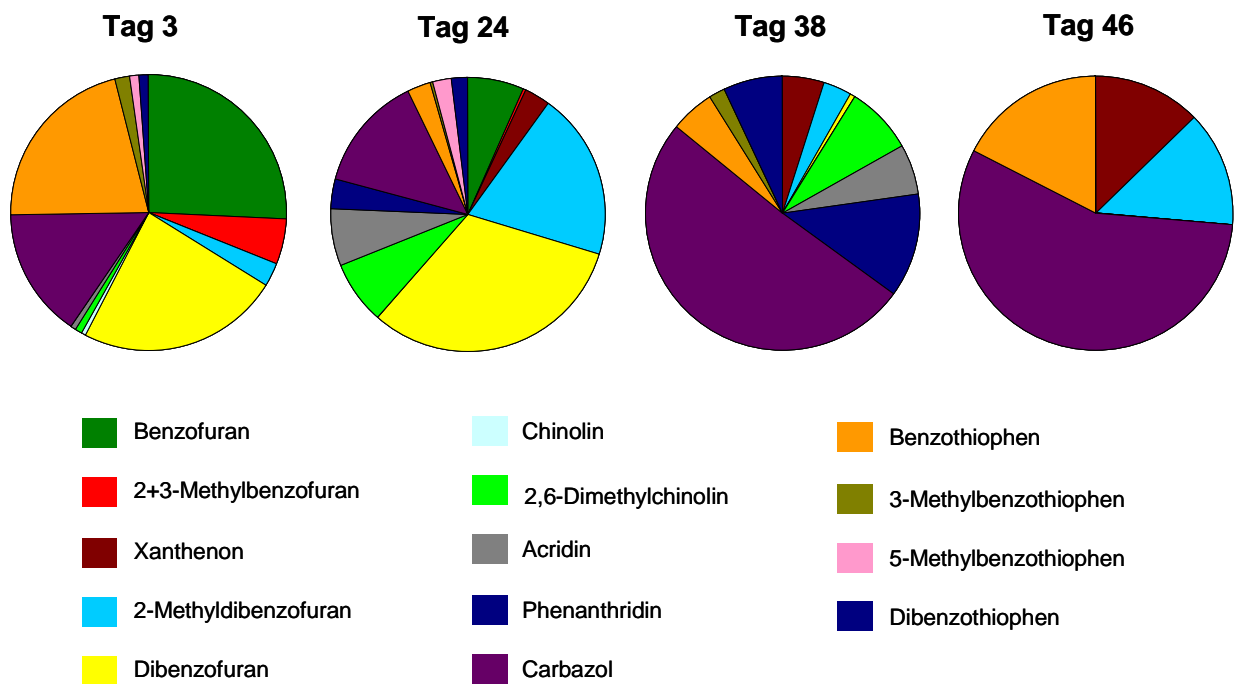


Abbildung 84: Aerobe Mikrokosmen: prozentuale Zusammensetzung der NSO-HET über die Versuchsdauer

5.2 Aerobe Abbauversuche mit Grundwasser aus dem Fahnenrandbereich

Für die Abbauversuche mit Grundwasser aus den Fahnenrandbereichen war die Fragestellung maßgeblich, welche Schadstoffe sind am Fahnenrand relevant und können diese abgebaut werden, wenn Sauerstoff verfügbar ist. In den Fahnenrandbereichen ist die Verfügbarkeit von Sauerstoff belegt (siehe Kapitel 3.7).

Die Ergebnisse werden am Beispiel der randlich gelegenen Grundwassermessstelle GWM 18 gezeigt.

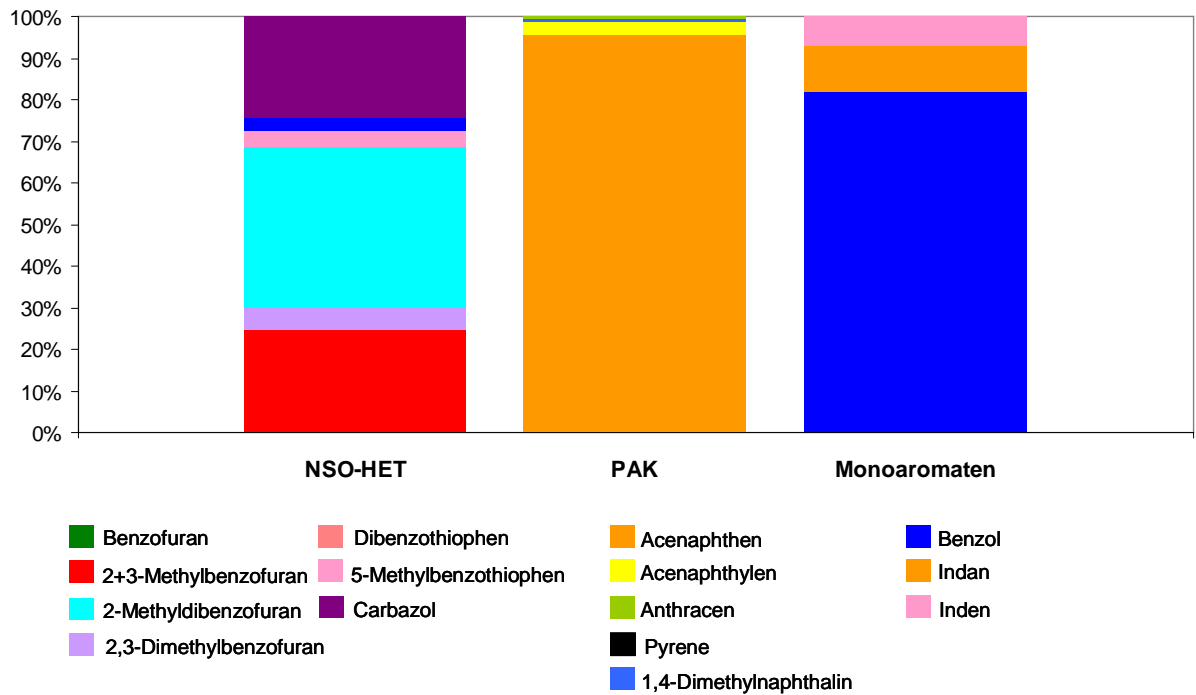


Abbildung 85: Prozentuale Schadstoffzusammensetzung am Fahnenrand

Insgesamt sind die Konzentrationen deutlich niedriger als bei den oben beschriebenen Versuchen, im $\mu\text{g/L}$ -Bereich. Bei der Schadstoffgruppe der NSO - Heterozyklen dominiert das 2-Methyldibenzofuran zusammen mit 2+3-Methylbenzofuran und Carbazol, bei den PAK dominiert mit einem Anteil von mehr als 95 % Acenaphthen vor allen anderen PAK. Bei den Monoaromaten dominiert Benzol, aber auch Indan und Inden sind in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze nachweisbar.

5.2.1 Abbau Monoaromaten

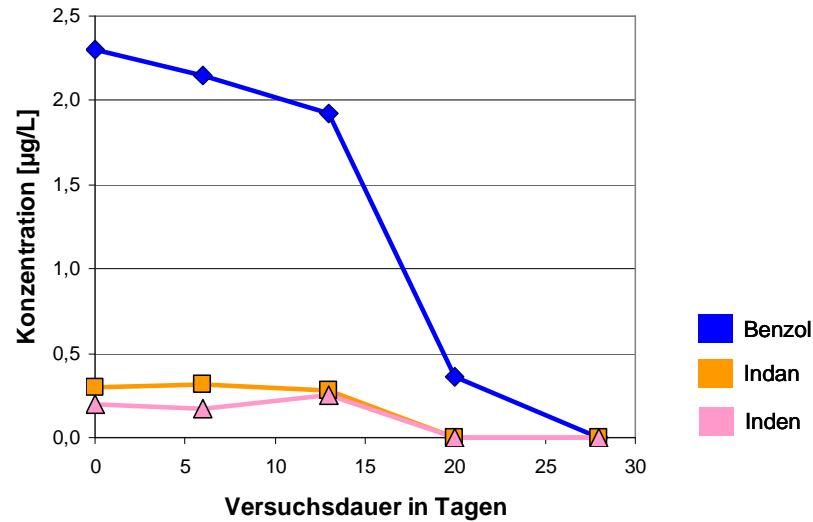


Abbildung 86: Aerobe Mikrokosmen: Monoaromaten Abbau

Im Grundwasser der Messstelle GWM 18 im Fahnenrandbereich sind nur noch drei Substanzen aus der Gruppe der analysierten Monoaromaten nachweisbar: Benzol, Indan und Inden. Alle drei Verbindungen werden schnell abgebaut wenn Sauerstoff als Elektronenakzeptor zur Verfügung steht. Indan und Inden sind nach drei Wochen, Benzol nach 4 Wochen nicht mehr nachweisbar.

5.2.2 Abbau PAK

Die beiden folgenden Abbildungen veranschaulichen den Abbau der PAK unter Sauerstoffeinfluss. Aufgrund der stark unterschiedlichen Konzentrationsbereiche sind Acenaphthen und die anderen PAK in getrennten Abbildungen dargestellt.

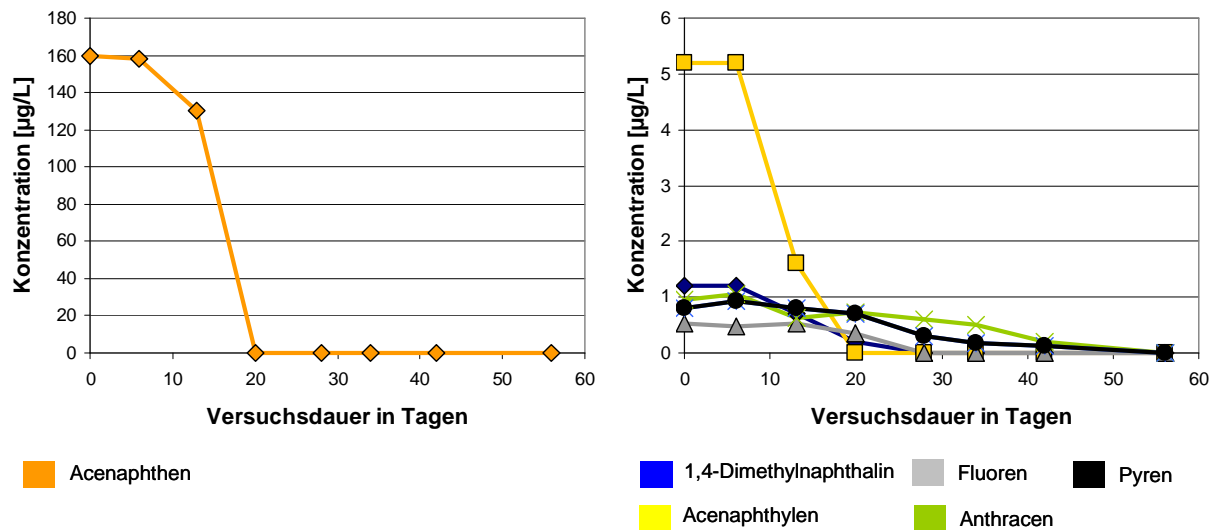


Abbildung 87: Aerobe Mikrokosmen: PAK Abbau

Acenaphthen, die dominierende Substanz im Fahnenrandbereich wird innerhalb der ersten drei Wochen vollständig abgebaut. Dieses Ergebnis weist auf einen metabolischen Abbau hin, da keine anderen Substanzen in höherer Konzentration umgesetzt wurden.

Auch die anderen PAK werden abgebaut, wenn Sauerstoff verfügbar ist, wie auf der rechten Seite der Abbildung 87 zu sehen ist. Für die PAK Anthracen und Pyren dauert der Abbau etwas länger als für die übrigen Substanzen. Die Versuche zeigen, dass die Substanzen im µg/L-Bereich abgebaut werden können und legen einen metabolischen Abbau von Acenaphthen nahe, wenn Sauerstoff verfügbar ist. Der Abbau setzte fast unmittelbar nach Versuchsbeginn ein. Längere lag-Phasen, in denen die Mikroorganismen an das aerobe Milieu gewöhnen mussten, blieben aus.

5.2.3 Abbau NSO-HET

Bei den NSO - Heterozyklen geht der Abbau insgesamt langsamer als bei den PAK und ist erst nach längerer Inkubation vollständig. Einzelne Stoffe wie 2,3-Dimethylbenzofuran und 2-Methylbenzofuran sind auch nach mehr als 55 Tagen noch über der Bestimmungsgrenze messbar. Bei einer Probenahme zu späterem Zeitpunkt (100 Tage) waren auch diese Substanzen nicht mehr nachweisbar. Insgesamt deuten diese Ergebnisse auf eine höhere Persistenz der NSO – HET hin im Vergleich zu den Mono- und Polyaromaten hin.

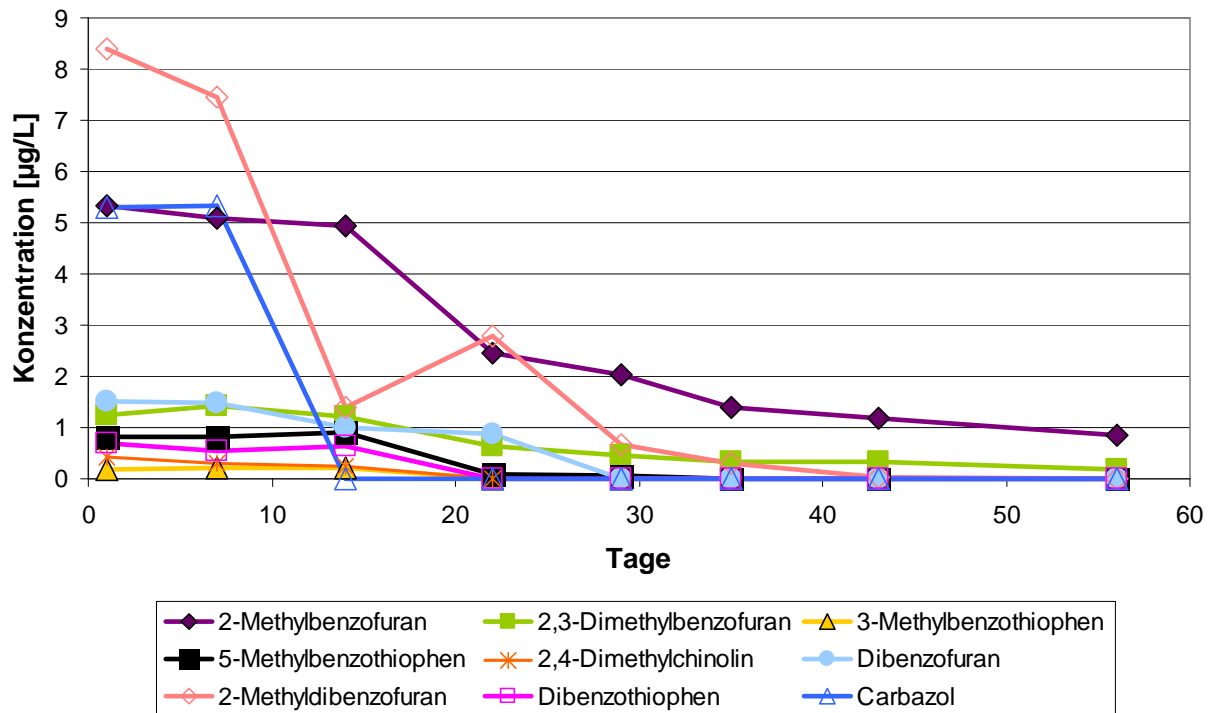


Abbildung 88: Aerobe Mikrokosmen: NSO - HET Abbau

5.2.4 Abbau SCAP

Bei den Feldprobenahmen im Mai 2012 wurden zusätzlich zu den Monoaromaten, PAK und NSO-HET auch die kurzkettingen Alkylphenole untersucht und in den Messstellen GWM 7, GWM 9 und GWM 16 auch nachgewiesen. Daher wurden auch mit dieser Substanzgruppe aerobe Abbauprobungen angesetzt, deren Ergebnisse im Folgenden dargestellt sind.

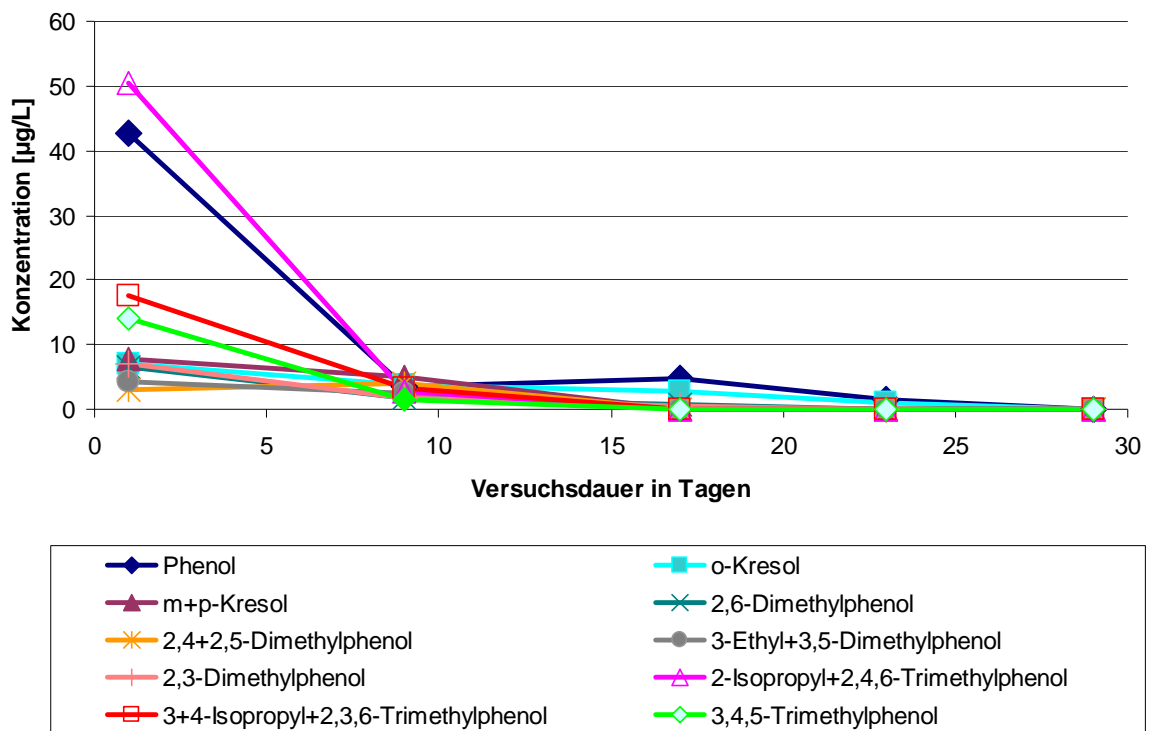


Abbildung 89: Aerobe Mikrokosmen: SCAP Abbau

Alle im Grundwasser der GWM 7 detektierten kurzkettigen Alkylphenole waren unter aeroben Bedingungen sehr gut abbaubar, die meisten waren bereits nach drei Wochen nicht mehr nachweisbar.

5.3 Aerobe Abbauprobungen mit aufdotiertem Grundwasser

Um die Abbaubarkeit auch von Schadstoffen die am Standort unterhalb der Bestimmungsgrenzen vorlagen, zu untersuchen, wurden eine NSO-HET und eine SCAP Stammlösung erstellt und die aeroben Versuche mit Grundwasser aus den Messstellen GWM 7 und GWM 15 aufdotiert. Ziel dieser Versuchsreihe war die Untersuchung des mikrobiellen Abbaus eines komplexen Schadstoffgemisches mit Luftsauerstoff als Elektronenakzeptor.

Während der Versuchsdurchführung blieben die Milieubedingungen der aeroben Batchversuche stabil.

5.3.1 Abbau Monoaromaten

In allen aktiven Ansätzen wurden die aufdotierten Monoaromaten innerhalb des angesetzten Untersuchungszeitraumes komplett abgebaut mit Ausnahme von Benzol. Benzol war in geringen Konzentrationen (ca. 10 µg/L) nach 211 Tagen immer noch vorhanden. Alle restlichen aufdotierten Monoaromaten waren nach 77 Tagen nicht mehr nachweisbar (siehe Abbildung 90). Bereits nach 14 Tagen war ein deutlicher Rückgang der Schadstoffkonzentrationen zu erkennen. Die Sterilkontrolle zeigte ebenfalls eine starke Abnahme einiger gemessener Schadstoffe vor allem bei Inden. Da die Monoaromaten zu den leichtflüchtigen Substanzen zählen, könnten Verflüchtigungsprozesse die Ursache sein

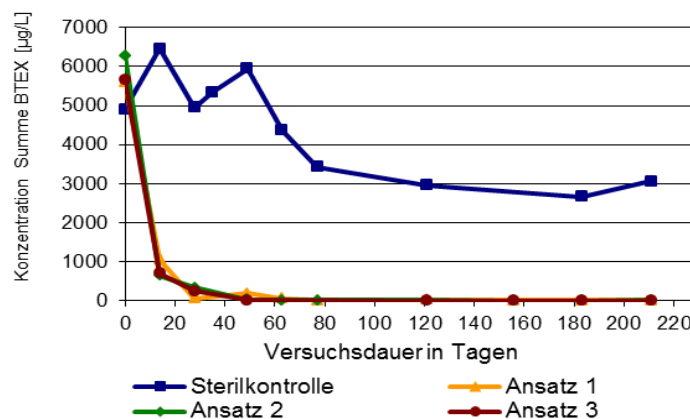


Abbildung 90: Aerobe Batchversuche, Summe der aufdotierten Monoaromaten über die Versuchsdauer

Bei der Darstellung der einzelnen untersuchten Monoaromaten wurde die relative Abnahme der Substanzen im Vergleich zur Sterilkontrolle verwendet, um mögliche abiotische Prozesse auszuschließen. Dadurch konnte der rein biologische Abbau betrachtet werden. Abbildung 91 zeigt die Schadstoffkonzentrationen der einzelnen aufdotierten Monoaromaten im Vergleich zur Sterilkontrolle über den Untersuchungszeitraum. Die Konzentrationen der drei aktiven Ansätze zeigten ähnliche Verläufe.

Bei der Betrachtung der einzelnen Monoaromaten wird der starke Konzentrationsrückgang bereits nach 14 Tagen deutlich. Nach 49 Tagen konnte nur noch ein Dreißigstel der ursprünglichen Ausgangskonzentration aller aufdotierten Monoaromaten gemessen werden. Benzol wurde als einzige Substanz nach 77 Tagen bis zum Versuchsende nachgewiesen.

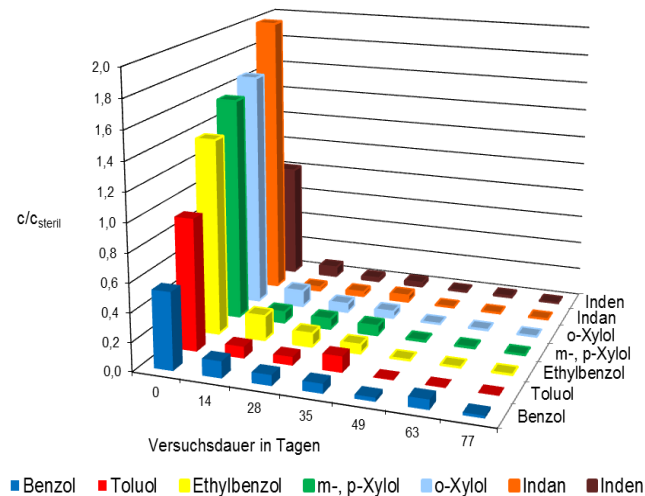


Abbildung 91: Aerobe Batchversuche, relative Konzentrationsabnahme der aufdotierten Monoaromaten im Vergleich zur Sterilkontrolle über die Versuchsdauer

Die Darstellung der prozentualen Zusammensetzung der Schadstoffe (Abbildung 92) verdeutlicht die bereits beschriebene Abbaureihenfolge der Monoaromaten. Nach 49 Tagen konnte o-Xylol als erste Substanz nicht mehr nachgewiesen werden und der Anteil von Indan, Inden und Ethylbenzol nahm im Vergleich zur Ausgangskonzentration deutlich ab. Nach 77 Tagen war Benzol die einzige nachweisbare monoaromatische Substanz.

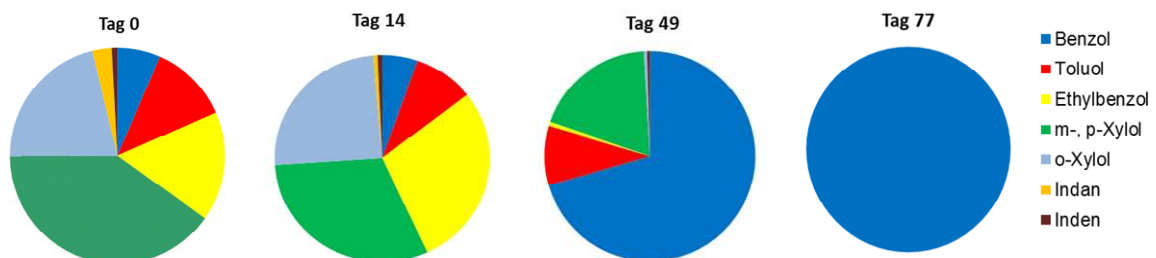


Abbildung 92: Aerobe Batchversuche, prozentuale Zusammensetzung der Monoaromaten im Versuchsverlauf

Die Ergebnisse der Mikrokosmenversuche mit aufdotiertem Grundwasser belegen eine gute Abbaubarkeit der Monoaromaten innerhalb eines komplexen Gemisches teerölbürtiger Schadstoffe unter aeroben Bedingungen. Benzol stellt hierbei eine Ausnahme dar. Die Persistenz von Benzol beim mikrobiellen Abbau eines Schadstoffgemisches wurde bereits in früheren Untersuchungen beschrieben. Arvin et al. (1989) beobachteten inhibitorische Effekte des Benzolabbaus bei der Anwesenheit von Pyrrol. Auch Dyreborg et al. (1996b) wiesen einen Einfluss der heterozyklischen Kohlenwasserstoffe auf den Benzolabbau nach. Der Benzolabbau wurde vor allem von Thiophen und Benzothiophen gehemmt. Möglicherweise wurde der Benzolabbau in der vorliegenden Studie ebenfalls durch Interaktionen mit anderen Schadstoffen inhibiert. Aufgrund der Nährstoffzufuhr nach 77 Tagen ist eine Limitierung des Abbaus aufgrund von Nährstoffmangel eher auszuschließen.

In der Literatur sind keine genauen Erklärungen für die inhibitorischen Effekte beschrieben. Toluol wird in der Literatur als leicht abbaubare Substanz unter aeroben Bedingungen beschrieben. Dyreborg et al. (1996a) beobachteten in aeroben Batchexperimenten einen Toluolabbau innerhalb von vier Tagen, wenn keine weiteren Verbindungen vorhanden waren. Durch o-Xylol und Naphthalin konnte der mikrobielle Abbau von Toluol leicht stimuliert werden. Bei der Anwesenheit von Benzofuran wurde allerdings eine deutliche Hemmung des Toluolabbau beobachtet. Dies könnte eine Erklärung dafür sein, dass Toluol in der vorliegenden Untersuchung erst nach 49 Tage komplett abgebaut wurde. Auch für die Xylole konnte bereits in früheren Studien ein Einfluss der NSO-HET auf die Abbaukinetik nachgewiesen werden [Dyreborg et al., (1996b)].

5.3.2 Abbau PAK

Die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe wurden innerhalb von 70 Tagen vollständig abgebaut (Abbildung 93). Analog zu den Monoaromaten war bereits nach 14 Tagen ein starker Konzentrationsrückgang der untersuchten PAK nachweisbar.

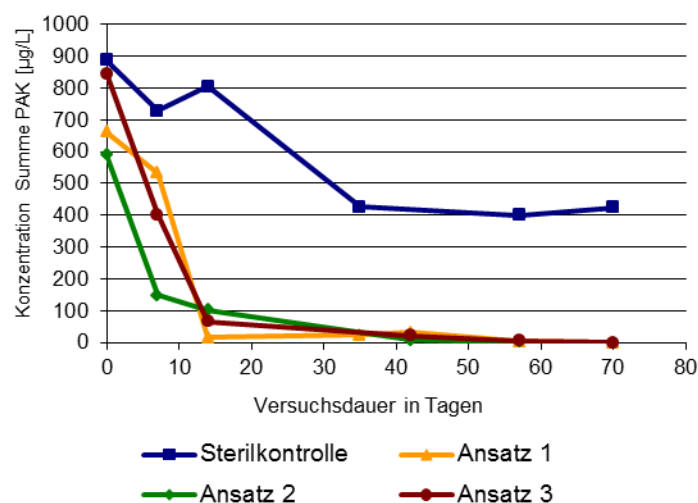


Abbildung 93: Aerobe Batchversuche, Summe der aufdotierten PAK über die Versuchsdauer

Die Sterilkontrolle zeigte nach 35 Tagen einen Konzentrationsrückgang um ca. die Hälfte, verantwortlich hierfür war vor allem Acenaphthen. Analog zu den Monoaromaten scheinen auch bei den PAK abiotische Prozesse eine Rolle zu spielen.

In Abbildung 94 ist die relative Abnahme der einzelnen PAK im Vergleich zur Sterilkontrolle dargestellt. Die Konzentrationsabnahmen aller aktiven Ansätze verlaufen ähnlich. Die Konzentrationen von Naphthalin und 2-Methylnaphthalin nahmen bereits nach 7 Tagen stark ab (< 20 µg/L). Nach 14 Tagen konnten nur noch 1-Methylnaphthalin,

1,4-Dimethylnaphthalin und geringe Naphthalinkonzentrationen nachgewiesen werden. 1-Methylnaphthalin erwies sich als die persistenteste PAK-Verbindung und konnte erst nach 70 Tagen nicht mehr nachgewiesen werden. Dieses Ergebnis weicht von den Versuchen ohne Schadstoffaufdotierung ab, bei denen sich Acenaphthen als die persistenteste Verbindung herausgestellt hatte (Abbildung 82). Auch im Feld unter anaeroben Bedingungen lässt sich 1-Methylnaphthalin zwar im Abstrom detektieren, die Konzentrationen liegen allerdings immer weit unterhalb der Acenaphthenkonzentrationen.

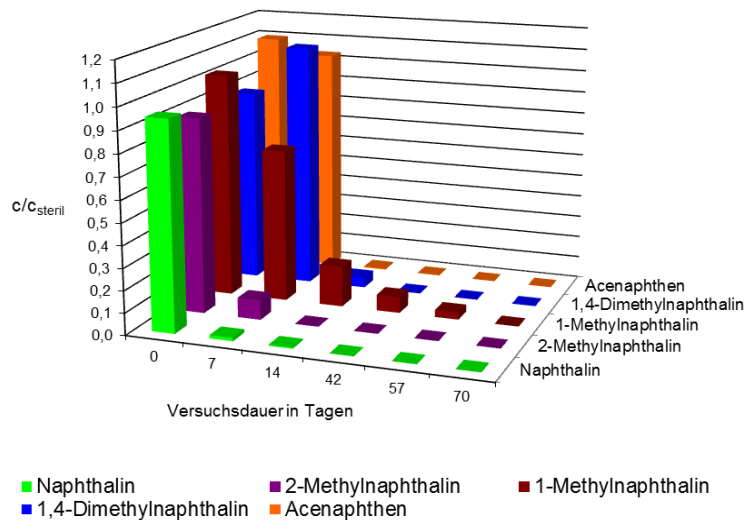


Abbildung 94: Aerobe Batchversuche, relative Konzentrationsabnahme der aufdotierten PAK im Vergleich zur Sterilkontrolle über die Versuchsdauer (Ansatz 2)

Die Darstellung der prozentualen Zusammensetzung der einzelnen Schadstoffe verdeutlicht den Verlauf (Abbildung 95). Nach 57 Tagen konnte nur noch 1-Methylnaphthalin in geringer Konzentration ($< 5 \mu\text{g/L}$) gemessen werden. 20 Tage später wurde auch 1-Methylnaphthalin in den aeroben Batchexperimenten nicht mehr nachgewiesen.

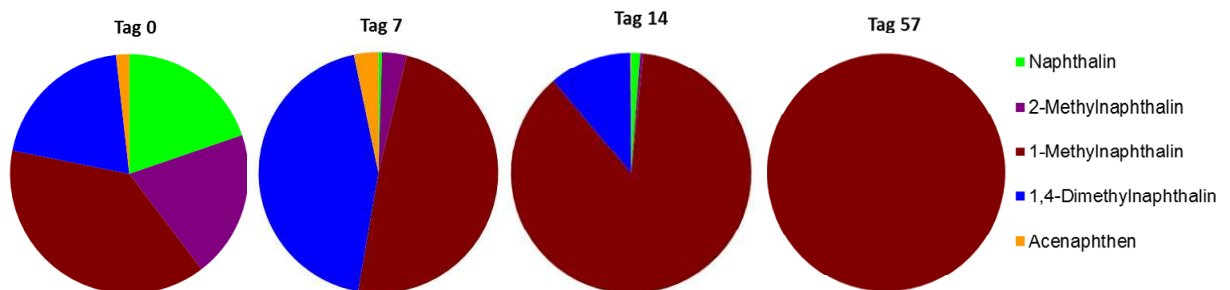


Abbildung 95: Aerobe Batchversuche, prozentuale Zusammensetzung der PAK im Versuchsverlauf

Der schnelle Abbau von Acenaphthen innerhalb von 14 Tagen könnte möglicherweise auf die Grundbelastung des Originalgrundwassers zurück zu führen sein. Im Grundwasser der Messstelle GWM 15, das für die hier beschriebenen Abbauprobungen verwendet wurde, war Acenaphthen wie in vielen Abstrommessstellen die dominierende Substanz. Möglicherweise waren daher bereits viele Mikroorganismen im verwendeten Grundwasser an Acenaphthen adaptiert und konnten die Substanz möglicherweise besser verwerten.

Methylierte PAK sind Bestandteile von Teerölen und zeigen ebenfalls toxische Eigenschaften. Dennoch werden methylierte PAK derzeit nicht routinemäßig in der Altlastenbearbeitung analysiert. Die Persistenz von 1-Methylnaphthalin in den beschriebenen Mikrokosmen, aber auch der Nachweis dieser Substanz im Fahnenbereich des Standortes verdeutlicht allerdings, dass methylierte PAK bei Untersuchungen von teerölkontaminierten Standorten relevant sein können.

5.3.3 Abbau der NSO-HET

Fast alle aufdotierten NSO-HET wurden in den aktiven Ansätzen im Versuchsverlauf vollständig abgebaut (siehe Abbildung 96). Bereits nach 35 Tagen war ein deutlicher Konzentrationsrückgang der meisten NSO-HET in den aeroben Batchexperimenten zu beobachten. Als schwer abbaubar erwiesen sich Thiophen, 2- und 3-Methylthiophen. Die genannten Schadstoffe waren nach einer Versuchsdauer von 211 Tagen immer noch nachweisbar.

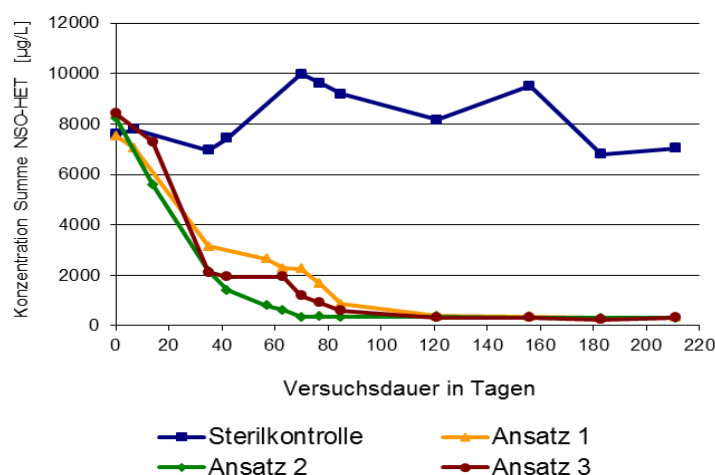


Abbildung 96: Aerobe Batchversuche, Summe der aufdotierten NSO-HET über die Versuchsdauer

Analog zu den Monoaromaten und PAK verlief der Abbau in allen aktiven Ansätzen ähnlich. Daher ist in der weiteren Darstellung der Ergebnisse nur ein aktiver Ansatz im Vergleich zur Sterilkontrolle dargestellt.

Das in der Ringstruktur enthaltene Heteroatom ist das Unterscheidungsmerkmal der Heterozyklen von den PAK und verleiht den Heterozyklen ihre hohe Polarität und dadurch die höhere Mobilität im Grundwasser. In Bezug auf ihr Abbauverhalten im Grundwasser scheint das Heteroatom ebenso eine Rolle zu spielen. In Abbildung 97 ist der Abbau von NSO-HET je nach enthaltenem Heteroatom unabhängig von der Struktur dargestellt. Für die Darstellung wurden die stickstoff- (N-), sauerstoff- (O-) und schwefel- (S)-haltigen Heterozyklen aufsummiert und die relative Abnahme im Vergleich zur Sterilkontrolle ermittelt. Daraus ergab sich eine Abbaureihenfolge von O-HET>N-HET>S-HET, wobei die N-HET nur unmerkbar langsamer als die O-HET abgebaut wurden. Die schwefelhaltigen Heterozyklen zeigten ein deutlich verzögertes Abbauverhalten und konnten innerhalb des angesetzten Untersuchungszeitraumes nicht komplett abgebaut werden. Die Persistenz der schwefelhaltigen Heterozyklen wurde bereits in früheren Untersuchungen beobachtet [Meyer et al. (2000), Dyreborg et al. (1997)]. Der meist cometabolische Abbau schwefelhaltiger Heterozyklen könnte eine Erklärung für das vorgefundene Abbauverhalten sein.

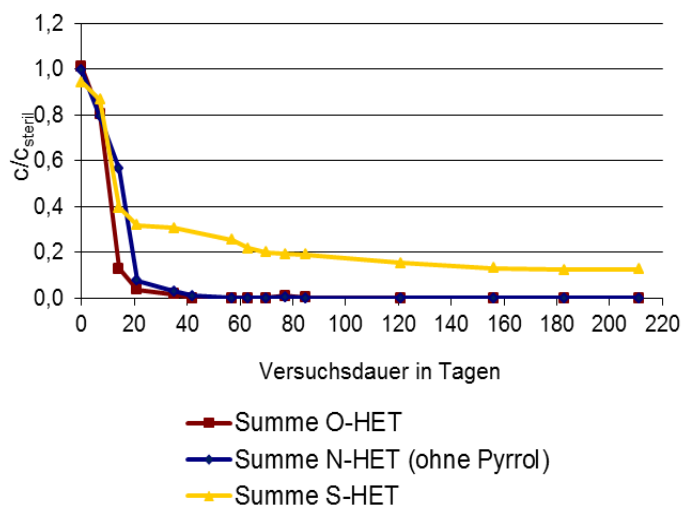


Abbildung 97: Aerobe Batchversuche, Vergleich der relativen Konzentrationsabnahme zur Sterilkontrolle von NSO-HET nach Heteroatom getrennt

Zur besseren Übersicht wurden bei der Betrachtung der einzelnen Substanzen die aufdotierten NSO-HET in Gruppen eingeteilt. Analog zu den Monoaromaten und PAK ist für die Darstellung die relative Abnahme zur Sterilkontrolle verwendet worden, um abiotische Abbauprozesse auszuschließen.

Die stickstoffhaltigen Heterozyklen Chinolin und die Methylchinoline wurden in weniger als 70 Tagen abgebaut (siehe Abbildung 98). Den schnellsten Abbau in dieser Untergruppe zeigte dabei 2-Methylchinolin innerhalb von 14 Tagen. 7 Tage später konnte Chinolin nicht

mehr nachgewiesen werden. Die restlichen Methylchinoline außer 8-Methylchinolin konnten nach 57 Tagen nicht mehr detektiert werden. 8-Methylchinolin wurde als letzte Substanz der Chinoline nach 85 Tagen nicht mehr nachgewiesen.

Die Konzentrationen von Isochinolin und den methylierten Isochinolinen lagen bereits nach 42 Tagen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Den schnellsten Abbau zeigte Isochinolin nach 7 Tagen. Der Vergleich der methylierten Isochinoline zeigte, dass 1-Methylisochinolin vor 3-Methylisochinolin abgebaut wurde.

Die restlichen aufdotierten N-HET konnten außer Pyrrol innerhalb von 35 Tagen abgebaut werden. Carbazol und Indol zeigten dabei den schnellsten Abbau nach 7 Tagen. Der einkernige N-HET Pyrrol nimmt aufgrund der viel höheren Ausgangskonzentration eine Sonderstellung bei der Betrachtung der erhaltenen Ergebnisse ein und war erst nach 156 Tagen nicht mehr messbar.

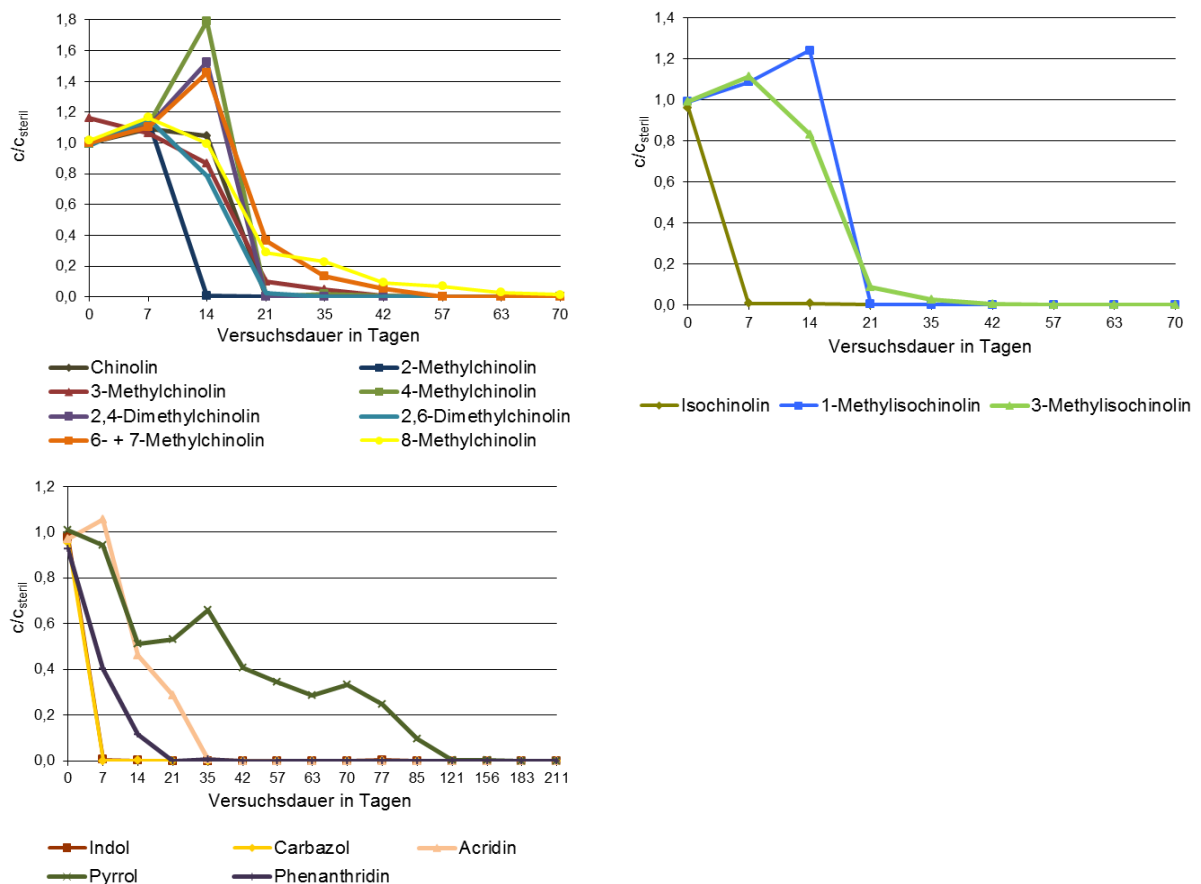


Abbildung 98: Aerobe Batchversuche, relative Konzentrationsabnahme der Einzelsubstanzen der N-HET im Vergleich zur Sterilkontrolle aufgeteilt in Chinoline, Isochinoline und die restlichen untersuchten N-HET über die Versuchsdauer

Die Darstellung der prozentualen Zusammensetzung der einzelnen stickstoffhaltigen Heterozyklen verdeutlicht die beschriebene Abbaureihenfolge (Abbildung 99). Aufgrund der

hohen Ausgangskonzentration ist Pyrrol in der Darstellung nicht berücksichtigt. Die einfach methylierten Chinoline erwiesen sich im Vergleich zu den restlichen N-HET als sehr persistent. 8-Methylchinolin war nach 63 Tagen als einzige Substanz in geringen Konzentrationen (ca. 3 µg/L) immer noch messbar und wurde 22 Tage später vollständig abgebaut.

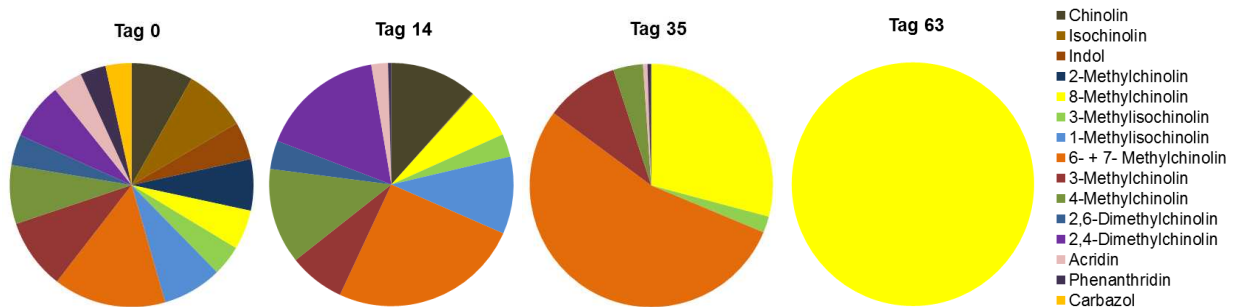


Abbildung 99: Aerobe Batchversuche, prozentuale Zusammensetzung der N-HET im Versuchsverlauf

Innerhalb von am TZW durchgeführten Studien beobachteten sowohl Sagner (2009) als auch Harrar (2004) einen langsameren Abbau von methylierten NSO-HET gegenüber den nicht alkylierten Substanzen. Durch die Methylgruppen kann der Dioxygenase-Angriff auf das Ringsystem behindert werden [Grifoll et al., (1995)]. In der vorliegenden Versuchsreihe bestätigten sich diese Beobachtungen für die einfach methylierten Chinoline und Isochinoline. Überraschenderweise und gegensätzlich zu den bereits erwähnten Studien schien allerdings die doppelte Methylierung bei 2,4- und 2,6-Dimethylchinolin keinen negativen Effekt auf das Abbauverhalten zu haben. Die beiden genannten Substanzen konnten bereits vor Chinolin abgebaut werden. Unter anaeroben Bedingungen wie sie im Feld vorliegen, werden diese beiden Substanzen jedoch auch im Abstrom noch nachgewiesen.

Carbazol und Indol besitzen im Gegensatz zu Acridin und Phenanthridin eine fünfgliedrige Ringstruktur. Die Ringstruktur spielt möglicherweise eine entscheidende Rolle beim Abbauverhalten der genannten Substanzen. Carbazol und Indol wurden wesentlich schneller abgebaut. Harrar (2004) beobachtete ebenfalls einen schnelleren Abbau von Heterozyklen, mit einem Azin-Ringsystem (Fünfring), vor Heterozyklen mit einem Azol-Ringsystem (Sechsring). Da diese Beobachtung jedoch nicht für alle in der vorliegenden Studie untersuchten Substanzen gilt (siehe Chinolin und Benzofuran), kann ohne weitere Anschlussuntersuchungen diese Vermutung nicht eindeutig verifiziert werden.

Bei der Betrachtung der sauerstoffhaltigen Heterozyklen wurde deutlich, dass das Abbauverhalten der Benzofurane untereinander sehr ähnlich ist. Bereits nach 21 Versuchstagen waren alle Benzofurane außer 2- und 3-Methylbenzofuran nicht mehr nachweisbar (Abbildung 100). Die doppelte Methylierung zeigte bei den Benzofuranen keine Auswirkung auf das Abbauverhalten unter aeroben Bedingungen.

Die sauerstoffhaltigen Heterozyklen Xanthen und Xanthenon wurden wesentlich langsamer abgebaut. Xanthenon war erst nach 42 Tagen nicht mehr messbar. Der Abbau von Xanthen setzte zwar deutlich früher ein, letztendlich konnte Xanthen allerdings erst nach 57 Tagen nicht mehr nachgewiesen werden.

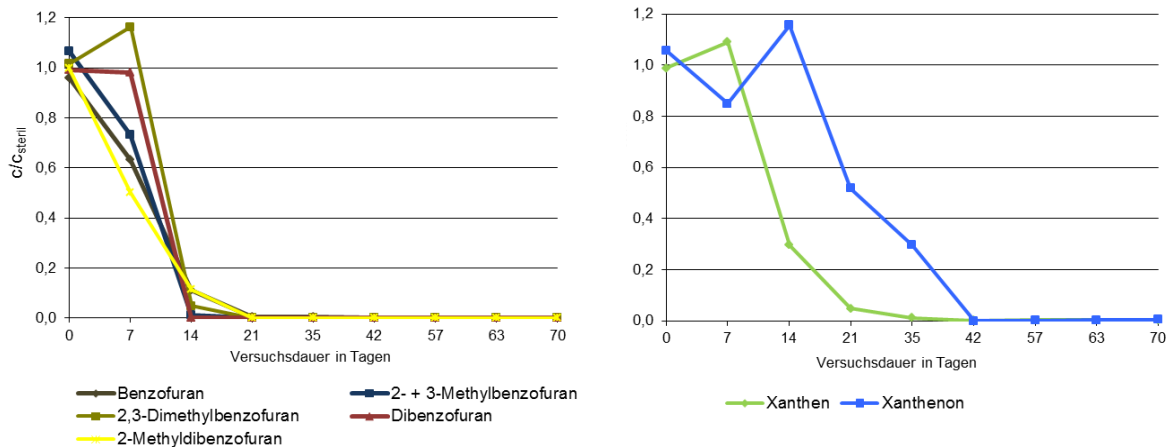


Abbildung 100: Aerobe Batchversuche, relative Konzentrationsabnahme der Einzelsubstanzen der O-HET im Vergleich zur Sterilkontrolle aufgeteilt in Benzofurane und die restlichen untersuchten O-HET über die Versuchsdauer

Die Darstellung der prozentualen Zusammensetzung der einzelnen sauerstoffhaltigen Heterozyklen bestätigt die beschriebene Abbaukinetik der O-HET (Abbildung 101). Nur 2- und 3-Methylbenzofuran waren in der Gruppe der Benzofurane nach 35 Tagen noch nachweisbar. Die dreikernigen O-HET (Xanthen und Xanthenon) erwiesen sich als persistenter im Vergleich zu den zweikernigen Benzofurane.

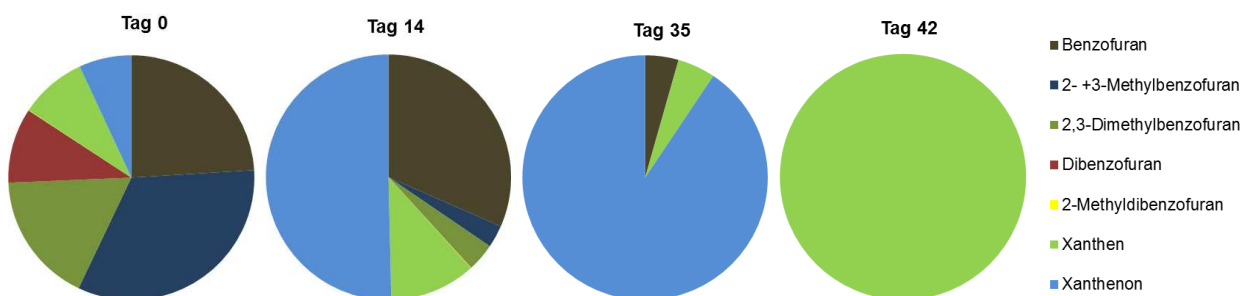


Abbildung 101: Aerobe Batchversuche, prozentuale Zusammensetzung der sauerstoffhaltigen Heterozyklen über die Versuchsdauer

Der Einfluss der zunehmenden Ringanzahl bestätigte sich beim Abbauverhalten der sauerstoffhaltigen Heterozyklen nur zum Teil. Die dreikernigen O-HET Xanthen und Xanthenon wurden deutlich langsamer abgebaut als das zweikernige Benzofuran, allerdings

war die Konzentration des ebenfalls dreikernigen Dibenzofuran bereits an Versuchstag 14 unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für die Überprüfung von biologischen Schadstoffminderungsprozessen bei der Altlastenbearbeitung kann der Nachweis von biologischen Transformationsprodukten (Metabolite) herangezogen werden. Käcker (2000) beobachtete in Abbaubersuchen einen Umsatz von Xanthen zu Xanthenon. Dadurch könnte der verzögerte Abbau und kurzzeitige Anstieg von Xanthenon im Vergleich zu Xanthen in der vorliegenden Untersuchung begründet sein (Abbildung 100).

In der Gruppe der schwefelhaltigen Heterozyklen wurden die Benzothiophene innerhalb von 14 Tagen abgebaut (Abbildung 102). Bei Benzothiophen war die schnellste Konzentrationsabnahme erkennbar. 5-Methylbenzothiophen und 3,5-Dimethylbenzothiophen wiesen im Vergleich zu den anderen Benzothiophenen einen verzögerten Abbau auf. 5-Methylbenzothiophen lässt sich auch im Feld in den Abstrommessstellen nachweisen. Des Weiteren hatte die doppelte Methylierung auch bei den Benzothiophenen keinen negativen Einfluss auf das aerobe Abbauverhalten. Die dreikernigen Heterozyklen Dibenzothiophen und 4-Methyldibenzothiophen zeigten einen vollständigen Abbau innerhalb von 14 Tagen (Abbildung 102).

2-Phenylphenol zählt zwar nicht zu den heterozyklischen Verbindungen, da die Verbindung kein Heteroatom besitzt. Die Substanz wurde allerdings als Transformationsprodukt des Dibenzothiophens nachgewiesen [Bressler et al., 1998] und als ökotoxikologisch relevant eingestuft [LAWA, 2009]. Deshalb wurde die Substanz in der vorliegenden Studie berücksichtigt. Im Vergleich zu den Dibenzothiophenen zeigte 2-Phenylphenol einen leicht verzögerten Abbau und konnte nach 35 Tagen nicht mehr nachgewiesen werden.

In der Gruppe der Thiophene erwiesen sich Thiophen, 2- und 3-Methylthiophen als sehr persistent und waren nach 211 Tagen immer noch nachweisbar. Allerdings war eine Konzentrationsabnahme im Vergleich zur Sterilkontrolle (> 50%) erkennbar (Abbildung 102). 2,3- und 2,5-Dimethylthiophen wiesen eine deutlich schnellere Konzentrationsabnahme als die restlichen Thiophene auf. 2,5-Dimethylthiophen wurde bereits nach 21 Tagen nicht mehr nachgewiesen. Nach 57 Tagen lag auch 2,3-Dimethylthiophen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

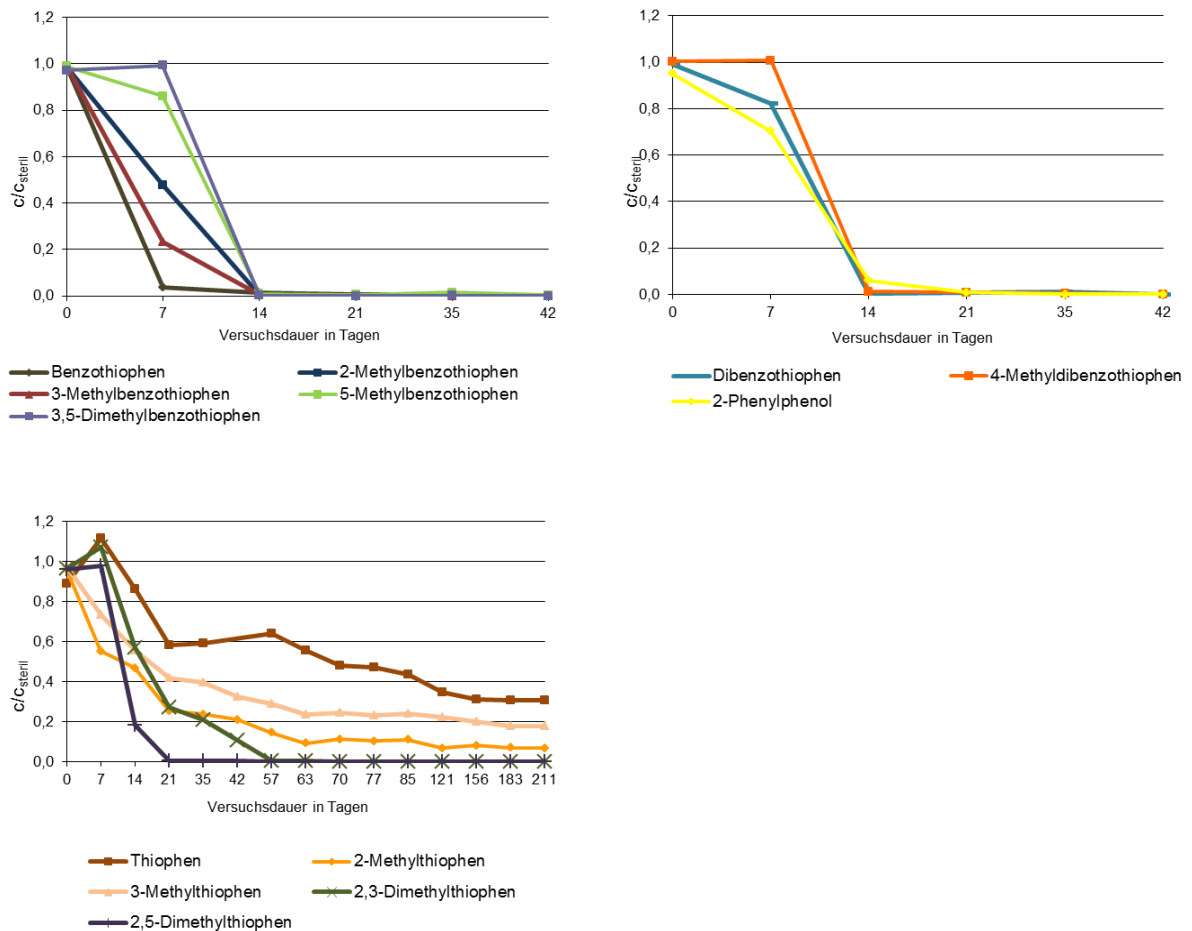


Abbildung 102: Aerobe Batchversuche, relative Konzentrationsabnahme der Einzelsubstanzen der S-HET im Vergleich zur Sterilkontrolle aufgeteilt in Benzothiophene, Dibenzothiophene und Thiophene über die Versuchsdauer

Die prozentuale Zusammensetzung verdeutlicht den beschriebenen Verlauf (Abbildung 103). Außer 5-Methylbenzothiophen konnten alle Benzothiophene und Dibenzothiophene innerhalb von 14 Tagen abgebaut werden. In der Gruppe der Thiophene (einkernig) verlangsamt die Methylgruppe nicht den Abbau. Ähnliches wurde in der Substanzklasse der monoaromatischen Verbindungen beobachtet, hier wird Benzol auch nach den Xylenen abgebaut. Bei der Interpretation ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Ausgangskonzentration von Thiophen deutlich höher als die der methylierten Thiophene war.

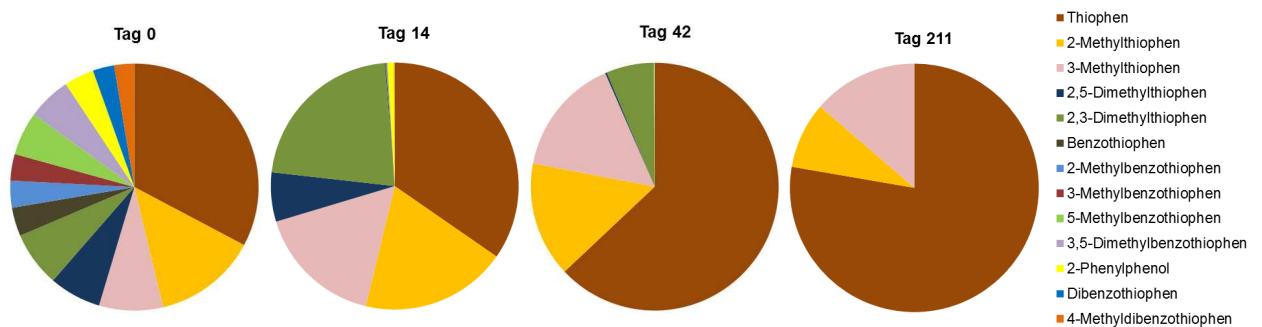


Abbildung 103: Aerobe Batchversuche, prozentuale Zusammensetzung der S-HET im Versuchsverlauf

Aufgrund des komplexen Substratgemisches können viele Faktoren (benötigte Enzyme, Substratinteraktionen, inhibitorische Effekte, Adaption der Mikroorganismen) eine Rolle beim Abbauverhalten spielen. Dennoch erwies sich der aerobe Abbau der NSO-HET in der vorliegenden Versuchsreihe als sehr effektiv. Trotz sehr unterschiedlicher Polaritäten und Strukturen der Substanzen wurden fast alle aufdotierten NSO-HET innerhalb von 70 Tagen abgebaut. Thiophen, 2- und 3-Methylthiophen stellten dabei eine Ausnahme dar und konnten in der Versuchszeit nicht vollständig abgebaut werden. Durch die Zugabe von Primärsubstraten könnte das Abbaupotential der genannten Substanzen möglicherweise verbessert werden.

5.3.4 Abbau der kurzkettigen Alkylphenole (SCAP)

Ab Mai 2012 wurde bei den Feldprobekampagnen auch die Gruppe der kurzkettigen Alkylphenole analysiert und am Standort nachgewiesen. Für die Abbauprobversuche wurde Grundwasser der Messstelle GWM 7 verwendet, da unter anderem in dieser Messstelle SCAP nachweisbar waren. Nach den in Kapitel 5.2.4 gezeigten Ergebnissen war nun analog zu den anderen untersuchten Schadstoffgruppen die Frage, ob alle am TZW analysierbaren SCAP unter aeroben Versuchsbedingungen abgebaut werden. Es wurden vier aktive und ein steriler Ansatz mit der SCAP-Stammlösung aufdotiert. Wie in Abbildung 104 zu sehen ist, wurden alle aufdotierten SCAP im Zeitraum von weniger als drei Wochen abgebaut. Die niedrigen im Feld gemessenen Konzentrationen, sowie die sehr gute biologische Abbaubarkeit zumindest unter aeroben Bedingungen, lassen darauf schließen, dass die Schadstoffgruppe der kurzkettigen Alkylphenole am Standort Gaswerk Germersheim weniger relevant ist, als die anderen untersuchten Schadstoffgruppen.

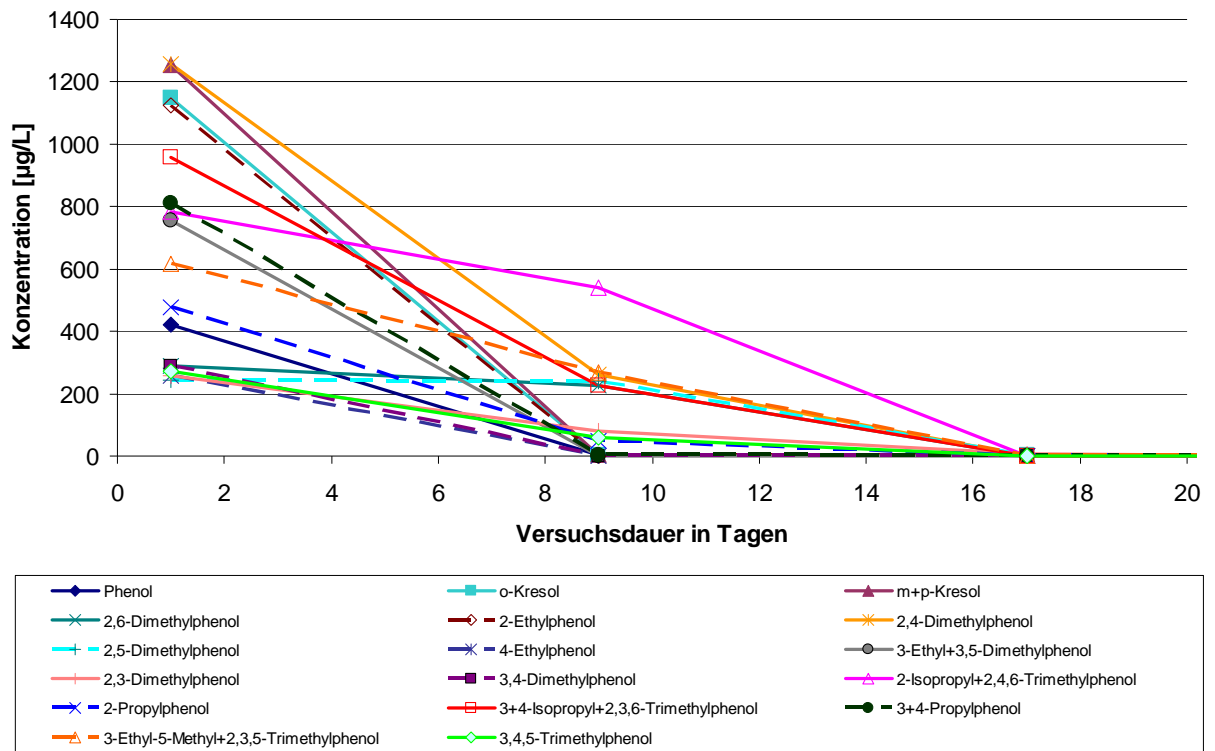


Abbildung 104: Aerobe Mikrokosmen: SCAP Abbau

6 ABBAUVERSUCHE ANAEROB

Zusätzlich zu den aeroben Abbauprobungen wurden Mikrokosmen angesetzt, bei denen der Schadstoffabbau unter Nitrat-reduzierenden, Eisen (III)-reduzierenden und Sulfat-reduzierenden Bedingungen untersucht wurde. Die meisten der hier untersuchten 100 Substanzen sind anaerob wesentlich langsamer abbaubar als aerob.

Um während der Versuchsdauer anaerobe Verhältnisse zu erhalten, wurden die Probenahme in einer Anaerobox unter Stickstoffatmosphäre durchgeführt. Zwischen den Probenahmen wurden die Batchflaschen in Anaerobtopfen mit Anaerobeuteln und Anaerobindikator gelagert.

6.1 Abbau mit Nitrat

Insbesondere an den Fahnenrändern, sowie in den oberen Bereichen eines Grundwasserleiters kann nach dem Sauerstoff das Nitrat eine entscheidende Rolle als Elektronenakzeptor spielen. Bei den Feldkampagnen am Standort Gaswerk Germersheim wurde nur vereinzelt Nitrat im Grundwasser in geringen Konzentrationen nachgewiesen. Eine schnelle Umsetzung könnte ein Grund hierfür sein. Für die Nitrat reduzierenden Versuchsansätze wurde Grundwasser der Messstellen GWM 9 mit Nitrat aufdotiert, sodass eine Konzentration von 20 mg/L Nitrat erreicht wurde. Für eine weitere Versuchsreihe wurde im Rahmen einer tiefenzonierten Beprobung Grundwasser aus dem flachen Horizont der Messstelle GWM 7 entnommen. Auch hier wurde Nitrat zugegeben. Die Schadstoffkonzentrationen wurden in dieser zweiten Versuchsreihe belassen wie im Grundwasser vorgefunden.

6.1.1 Abbau Monoaromaten GWM 9

In Abbildung 105 ist der Abbau der Monoaromaten nach 85 Tagen im Vergleich zur Sterilkontrolle dargestellt. Die Schadstoffkonzentrationen wurden belassen, wie sie im Grundwasser gemessen wurden und nicht aufdotiert. Toluol beispielsweise wurde nicht detektiert. Deutlich zu sehen ist der fast vollständige Abbau der Monoaromaten nach 85 Tagen unter Nitrat-reduzierenden Bedingungen. Einzig m- und p-Xylol sind noch nachweisbar. Auch in der Sterilkontrolle gehen die Konzentrationen zurück, was auf eine Verflüchtigung der Substanzen hinweist.

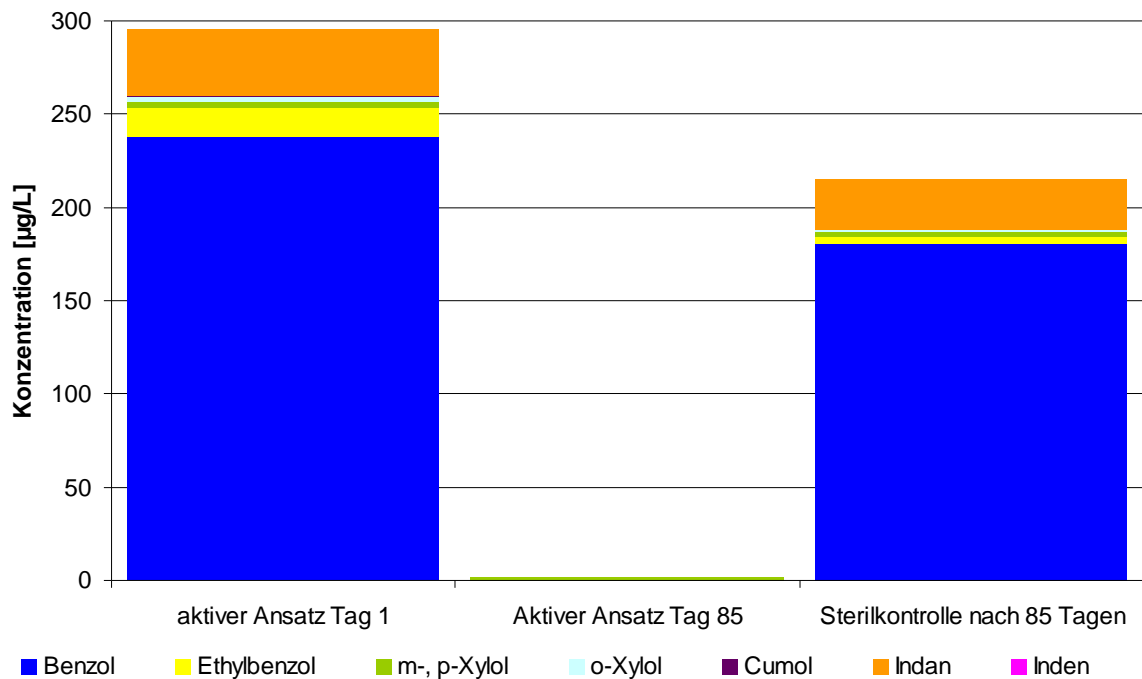


Abbildung 105: Anaerobe Mikrokosmen GWM 9: Monoaromaten Abbau mit Nitrat

6.1.2 Abbau PAK GWM 9

Auch beim Abbauersuch der polyaromatischen Kohlenwasserstoffe sind nach 85 Tagen die Schadstoffkonzentrationen deutlich zurückgegangen. Mit dem Rückgang der Konzentration ist eine Veränderung des Schadstoffprofils verbunden. Acenaphthen reichert sich relativ gesehen an, Naphthalin wird schnell abgebaut. Im Vergleich hierzu gibt es bei der Sterilkontrolle keine Veränderung des Schadstoffprofils.

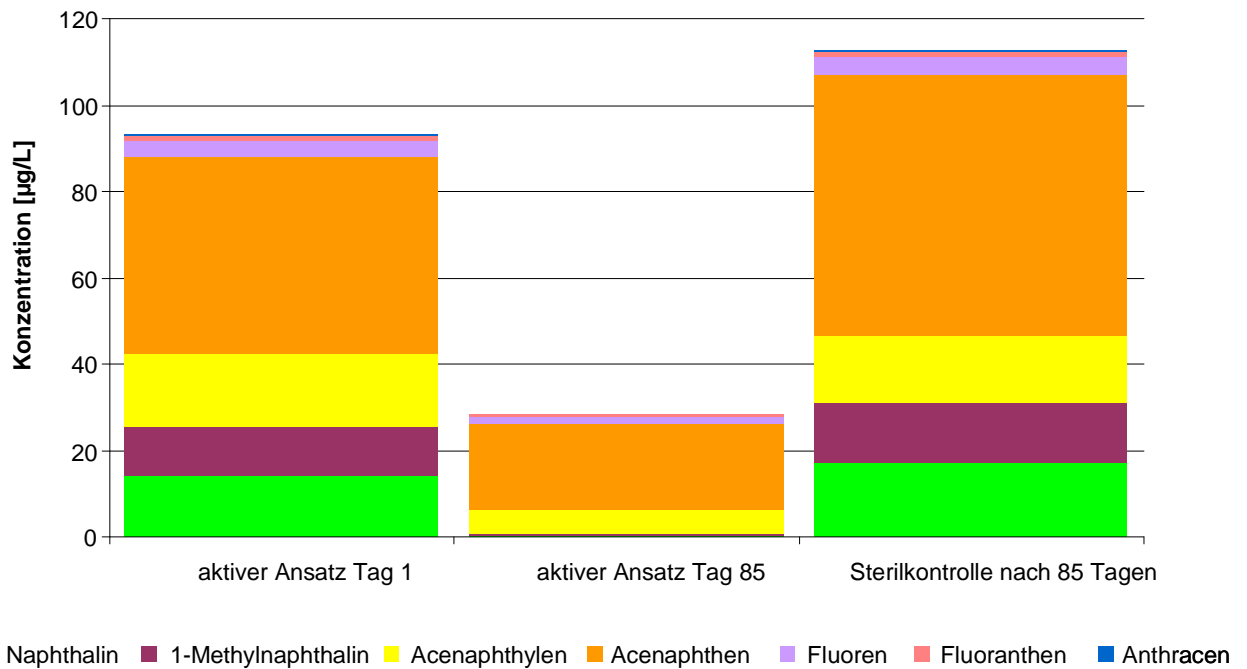


Abbildung 106: Anaerobe Mikrokosmen GWM 9: Polyaromaten Abbau mit Nitrat

6.1.3 Abbau NSO-HET GWM 9

Bereits bei den aeroben Versuchen erwiesen sich die heterozyklischen Kohlenwasserstoffe als langsamer abbaubar als die Mono- und Polyaromaten. Dieser Befund wird bei den Abbauprobungen unter Nitrat reduzierenden Bedingungen bestätigt, wie die folgende Abbildung 107 zeigt.

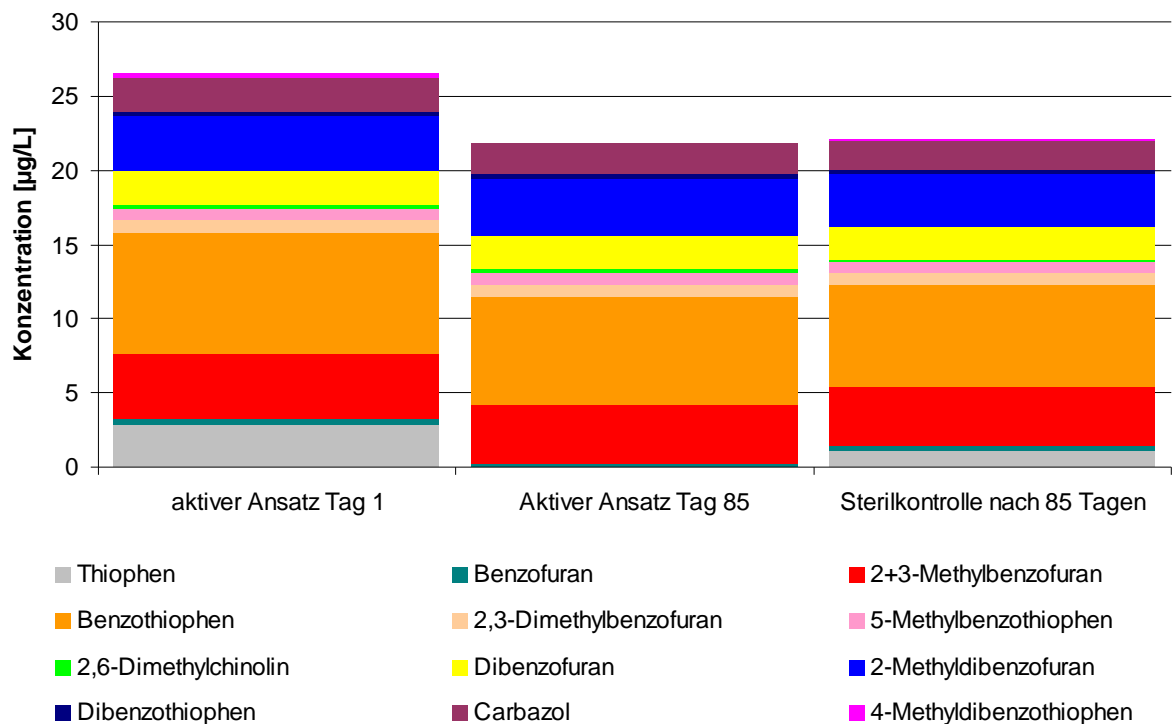
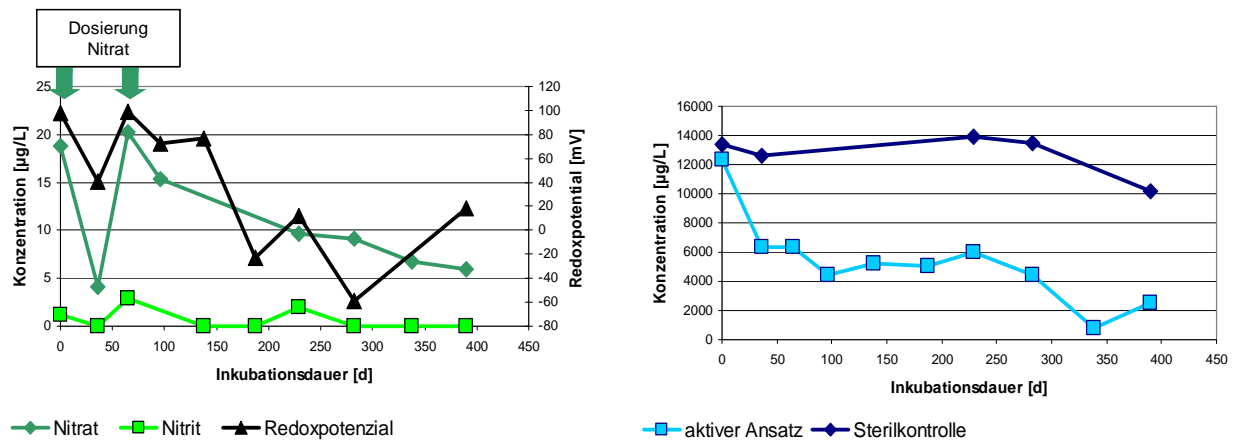


Abbildung 107: Anaerobe Mikrokosmen GWM 9: NSO-HET Abbau mit Nitrat

Die Konzentrationen der untersuchten NSO-HET gehen zwar zurück, allerdings fast ebenso stark im aktiven Ansatz wie in der Sterilkontrolle. Abbau unter Nitrat reduzierenden Bedingungen lässt sich nur bei wenigen Stoffen nachweisen, z. B. Thiophen, Benzofuran und 4-Methyldibenzothiophen.

Der mikrobiologische Schadstoffabbau unter Nitrat reduzierenden Bedingungen wurde nochmals detaillierter mit Grundwasser des flachen Horizonts der Messstelle GWM 7 untersucht. Die Untersuchungsergebnisse sind im Folgenden dargestellt.

6.1.4 Abbau Monoaromaten GWM 7, flacher Horizont



Im flachen Grundwasserhorizont der Messstelle GWM 7 dominieren die monoaromatischen Kohlenwasserstoffe vor den anderen untersuchten Schadstoffgruppen. Insbesondere Benzol wird in hohen Konzentrationen nachgewiesen und dominiert auch bei dieser Versuchsreihe. Bei den Abbauprobungen mit Grundwasser der Messstelle GWM 9, war nach 85 Tagen kein Benzol mehr nachweisbar. Anders ist es bei den nachfolgend beschriebenen Versuchen. In Abbildung 108 ist die Konzentrationsabnahme des aktiven Ansatzes im Verhältnis zur Sterilkontrolle gezeigt. Deutlich zu sehen ist der schnelle Abbau von Toluol, Ethylbenzol und Indan. Verzögert kommt es auch zum Abbau von m- und p-Xylol und Styrol. Im Versuchsverlauf kommt es zu einer Konzentrationsabnahme aber nicht zum völligen Abbau von Cumol und Inden. Kein Abbau konnte für Benzol und o-Xylol gezeigt werden. Diese Ergebnisse weichen stark von den anderen Versuchsansätzen ab. Der Versuch wurde noch bis Tag 305 weitergeführt, die Konzentrationen in den aktiven Ansätzen änderten sich jedoch nicht mehr, obwohl die Verfügbarkeit von Nitrat als Elektronenakzeptor gegeben war.

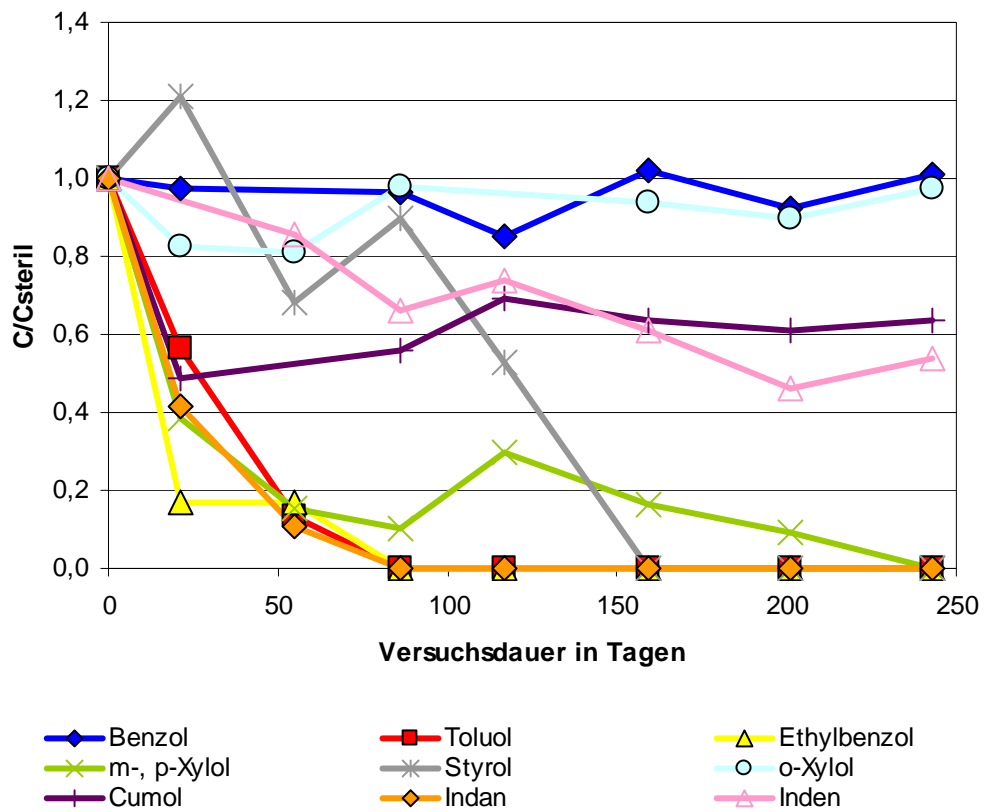


Abbildung 108: Anaerobe Mikrokosmen GWM 7: Monoaromaten Abbau mit Nitrat als Elektronenakzeptor

Die folgende Darstellung der Schadstoffprofile verdeutlicht sowohl die Abbaureihenfolge als auch die hohen Benzolkonzentrationen im flachen Grundwasserhorizont GWM 7. Möglicherweise ist der Benzolabbau durch inhibitorische Effekte anderer Schadstoffe gehemmt.

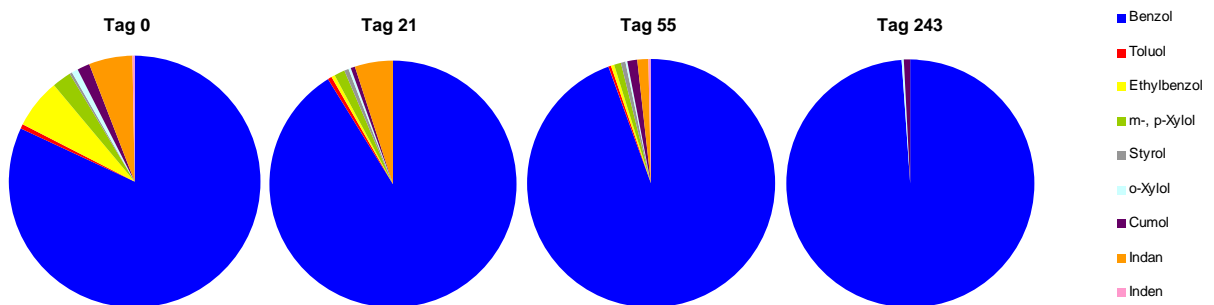


Abbildung 109: Anaerobe Mikrokosmen GWM 7: Prozentuale Zusammensetzung der Monoaromaten über die Versuchsdauer

6.1.5 Abbau PAK GWM 7, flacher Horizont

Die folgende Abbildung verdeutlicht den PAK Abbau unter Nitrat reduzierenden Bedingungen. Gezeigt ist das Verhältnis eines aktiven Ansatzes zur Sterilkontrolle. Nach 160 Tagen beginnt der Abbau von Naphthalin und 1-Methylnaphthalin. Beide Stoffe werden jedoch nicht vollständig abgebaut. Diese Ergebnisse stehen im Gegensatz zu den Ergebnissen der Versuche mit Grundwasser der Messstelle GWM 9 bei denen sowohl Naphthalin als auch 1-Methylnaphthalin vollständig umgesetzt wurden. Der Versuch wurde weitergeführt bis Tag 305, an den Konzentrationen änderte sich jedoch nichts mehr.

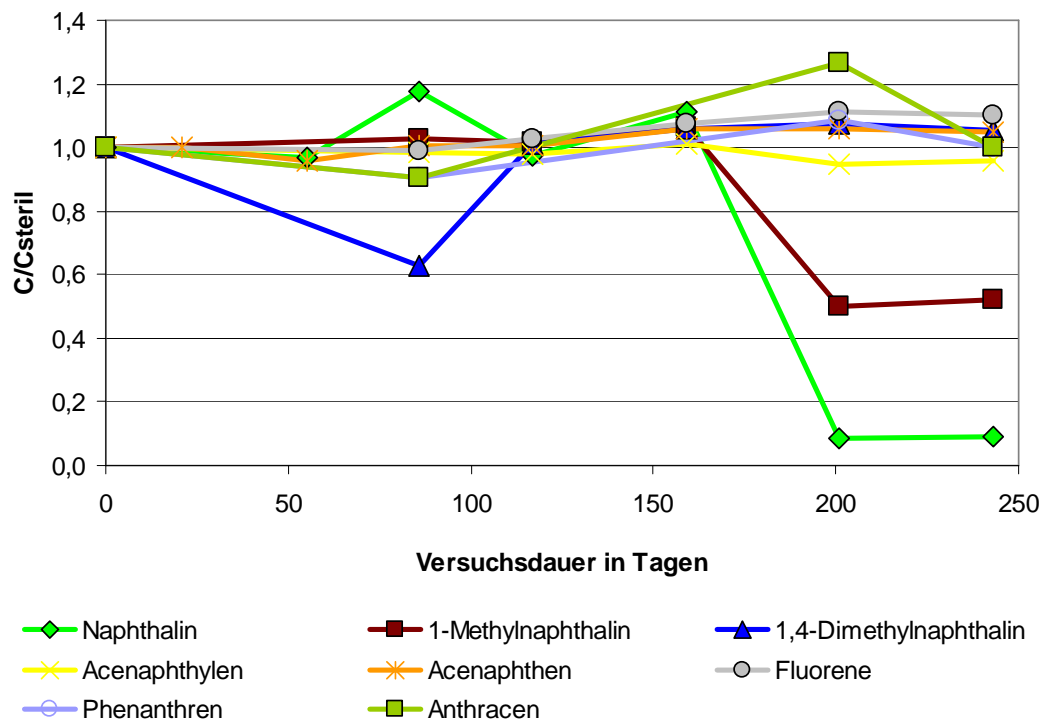


Abbildung 110: Anaerobe Mikrokosmen GWM 7: PAK Abbau mit Nitrat als Elektronenakzeptor

Anhand der Schadstoffprofile werden sowohl die Konzentrationen als auch eine Abbaureihenfolge ersichtlich. Acenaphthen dominiert über den gesamten Versuchsverlauf. Die prozentualen Anteile von Naphthalin und 1-Methylnaphthalin werden deutlich geringer.

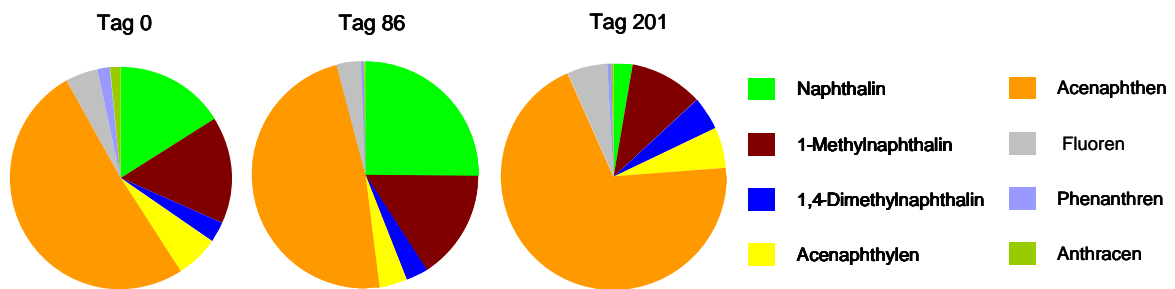


Abbildung 111: Anaerobe Mikrokosmen GWM 7: prozentuale Zusammensetzung der PAK beim Abbau mit Nitrat als Elektronenakzeptor

6.1.6 Abbau NSO-HET GWM 7, flacher Horizont

Für die Versuche zum Abbau der NSO-HET wurden die im Grundwasser vorgefundenen Konzentrationen genutzt und den Ansätzen eine jeweils berechnete Menge Nitrat zugegeben. Die Nitratkonzentrationen wurden bei jeder Probenahme mittels Ionenchromatographie überprüft, um eine zu geringe Konzentration der Elektronenakzeptoren auszuschließen. Im Rahmen der Versuchsdauer von 305 Tagen konnte nur für Chinolin und Benzofuran ein Abbau nachgewiesen werden. Die Ergebnisse sind in den folgenden Abbildungen nur bis Tag 250 dargestellt, jedoch änderte sich im weiteren Verlauf des Versuches nichts mehr. Interessant ist bei dem Abbaubersuch mit Grundwasser aus dem flachen Horizont der GWM 7 insbesondere Thiophen. Bei den Nitrat reduzierenden Abbaubersuchen mit Grundwasser der Messstelle GWM 9 konnte nach 85 Tagen ein Abbau von Thiophen gezeigt werden. Im selben Zeitraum wurde dort auch Benzol abgebaut. Dyreborg et al (1997) konnten in aeroben Mikrokosmen zeigen, dass Thiophen cometabolisch mit Benzol abgebaut wird, ohne Benzol als Primärsubstrat jedoch nicht. Der Abbau von Benzol und Thiophen im ersten Nitratreduziererversuch und das Verbleiben von beiden im zweiten Versuchsansatz, könnte ein Hinweis auf ähnliche Effekte auch im Nitrat reduzierenden Milieu sein.

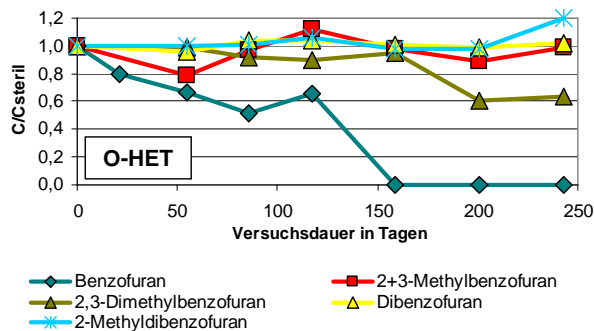
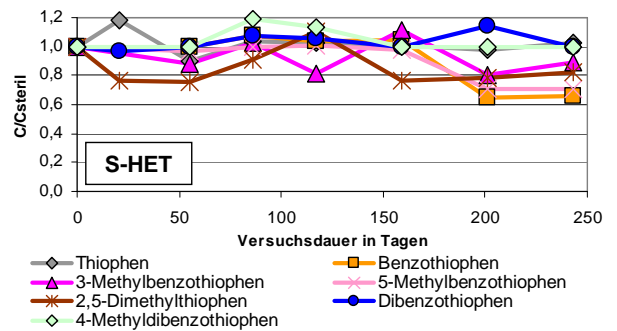
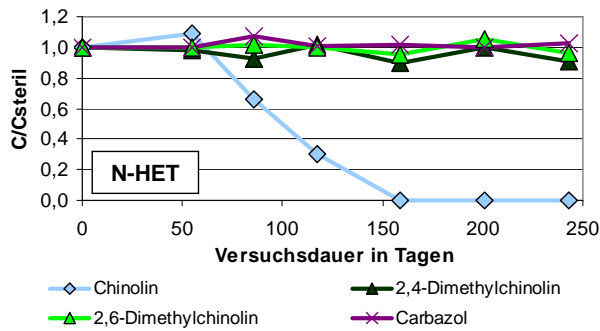


Abbildung 112: Nitratreduzierende Mikrokosmen GWM 7: Abbau von Benzofuran und Chinolin im Versuchszeitraum

6.1.7 Abbau SCAP GWM 7, flacher Horizont

Um den Abbau der kurzkettigen Alkylphenole in Mikrokosmen untersuchen zu können, wurden die Ansätze mit einer SCAP Stammlösung aufdotiert und ausreichend Nitrat als Elektronenakzeptor zugegeben. Die Bestimmungsgrenzen sind relativ hoch und einige Substanzen lassen sich nicht getrennt detektieren. Für die folgenden Abbildungen sind die Methyl- und Dimethylphenole den Ethyl- und Trimethylphenolen getrennt von den Ethyl- und Trimethylphenolen und den Isopropylphenolen dargestellt.

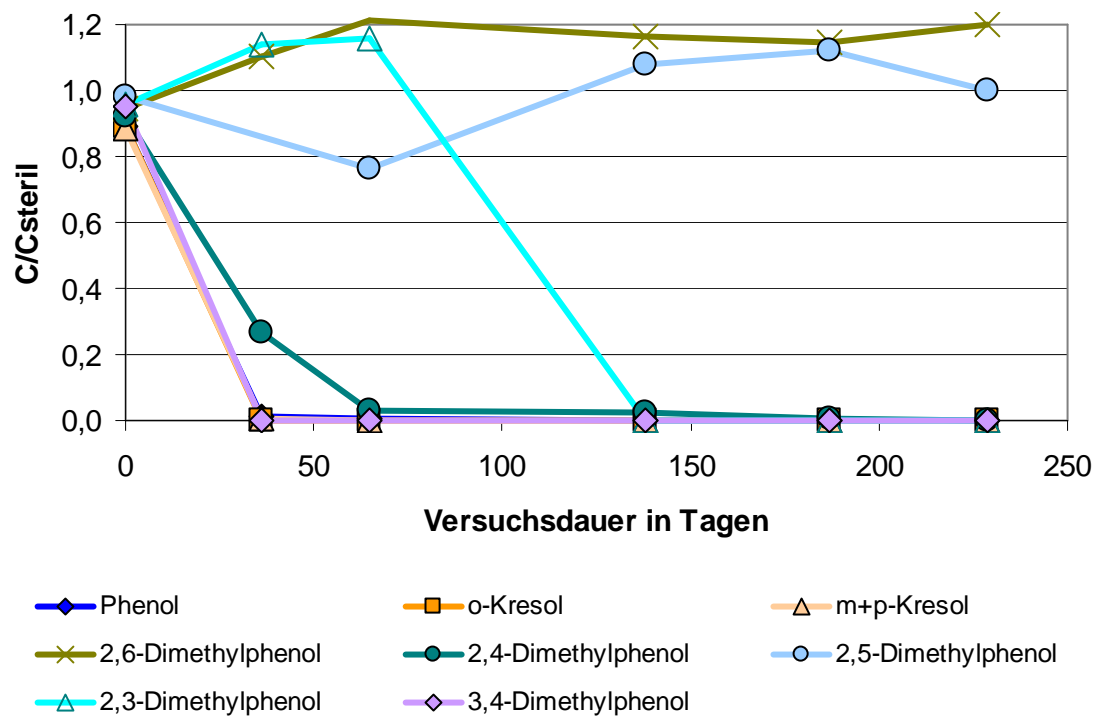


Abbildung 113: Nitratreduzierende Mikrokosmen GWM 7: Abbau von SCAP im Versuchszeitraum

Anhand von Abbildung 113 wird deutlich, dass sechs der betrachteten Phenole sehr schnell abgebaut werden. Hierbei fällt auf, dass 2,3-Dimethylphenol erst abgebaut wird, nachdem Phenol, die Kresole, 3,4-Dimethylphenol und 2,4-Dimethylphenol nicht mehr nachweisbar sind. Dies könnte auf Hemmungen durch genannte Stoffe hinweisen. Als nicht abbaubar unter Nitrat reduzierenden Bedingungen erwiesen sich in diesem Versuch 2,5-Dimethylphenol und 2,6-Dimethylphenol. Die in Abbildung 113 zusammengefassten Substanzen gelten als biologisch leichter abbaubar und werden im Gelände eher schadensherdnah angetroffen [Schönekerl et al (2007)]. Der Nachweis von SCAP am Standort Gaswerk Germersheim war auf die drei hauptbelasteten Messstellen GWM 7, GWM 9 und GWM 16 beschränkt. Es wurden nicht alle aufdotierten Substanzen im Feld nachgewiesen.

Die in der nächsten Abbildung zusammengefassten SCAP gehören zur Gruppe der eher schlecht abbaubaren Ethyl- und Trimethylphenole (Abbildung 114). Im Versuchsverlauf konnte für 8 Substanzen ein gutes Abbaupotential unter Nitrat reduzierenden Bedingungen gezeigt werden, wobei der Abbau der gemeinsam bestimmten 3-Ethyl-5-Methylphenol und 2,3,5-Trimethylphenol zeitlich verzögert einsetzte und erst begann, nachdem die Ethyl- und Dimethylphenole bereits abgebaut waren. Für 2-Isopropylphenol, 2,4,6-Trimethylphenol (gemeinsam bestimmt), 3+4-Isopropylphenol, 2,3,6-Trimethylphenol (gemeinsam bestimmt) und 3,4,5-Trimethylphenol konnte im Versuchszeitraum kein Abbau nachgewiesen werden. Der Konzentrationsverlauf von 2-Propylphenol könnte ein Hinweis auf cometabolische Abbauprozesse sein. Die Konzentrationen nehmen zunächst ab, stagnieren aber ab Versuchstag 60, nachdem die vorher genannten Substanzen umgesetzt waren.

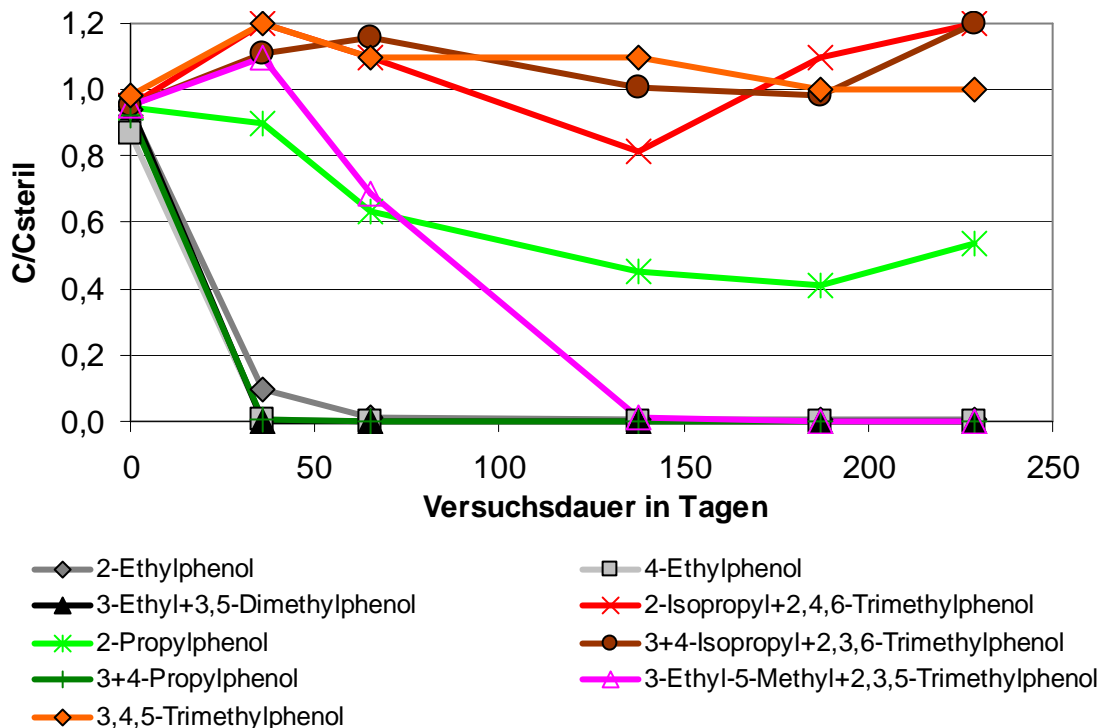


Abbildung 114: Nitratreduzierende Mikrokosmen GWM 7: Abbau von SCAP im Versuchszeitraum

Die Versuchsansätze wurden noch weitere 60 Tage regelmäßig beprobt, ohne dass sich noch weiterer Abbau gezeigt hätte.

6.2 Abbau mit Sulfat

Die Messungen am Standort Gaswerk Germersheim ergaben Sulfatgehalte von 150 mg/L (GWM 7) bis 14 mg/L (GWM 17). Das im Grundwasser vorhandene Sulfat kann als Elektronenakzeptor von Mikroorganismen beim Schadstoffabbau genutzt werden. Das Respirationsprodukt Sulfid konnte allerdings nur vereinzelt und vor allem im tiefen Horizont der Messstelle GWM 9 gemessen werden. Für die Abbauprobungen mit Sulfat als Elektronenakzeptor wurde daher Grundwasser aus diesem Horizont gewählt. Die Sulfatkonzentrationen im Grundwasser der Messstelle GWM 9 lagen bei 60 mg/L. Eine zusätzliche Dosierung von Sulfat war nicht nötig. Die sulfatreduzierenden Bakterien gelten als sehr empfindlich gegenüber Sauerstoff. Daher wurden zusätzlich zur Schadstoffanalytik und zur Überprüfung der Sulfat- und Sulfidgehalte die sulfatreduzierenden Bakterien mittels MPN-Test nachgewiesen. Die Versuchsreihe beinhaltete sowohl aufdotierte als auch Versuche mit der originären Grundwasserbelastung.

6.2.1 Abbau Monoaromaten, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit originären Schadstoffkonzentrationen

In Abbildung 115 sind die Sulfat- und Sulfidgehalte, sowie das Redoxpotential und die Zellzahl der sulfatreduzierenden Bakterien dargestellt. Es ist keine deutliche Abnahme der Sulfatgehalte erkennbar. Sulfatreduzierende Bakterien lassen sich über den gesamten Versuchsverlauf in den Mikrokosmen nachweisen, die Zellzahl nimmt allerdings zu Versuchsbeginn um eine Logstufe ab. Zu Versuchsbeginn war kein Sulfid nachweisbar, im Verlauf des Versuchs wird Sulfid gebildet und über die gesamte Versuchsdauer gemessen, die Konzentrationen steigen allerdings nicht an. Das Redoxpotential bleibt mit einer Ausnahme zu Versuchsbeginn stabil auf Werten zwischen -100 und -150 mV und damit in einem Bereich in dem Sulfatreduktion stattfinden kann.

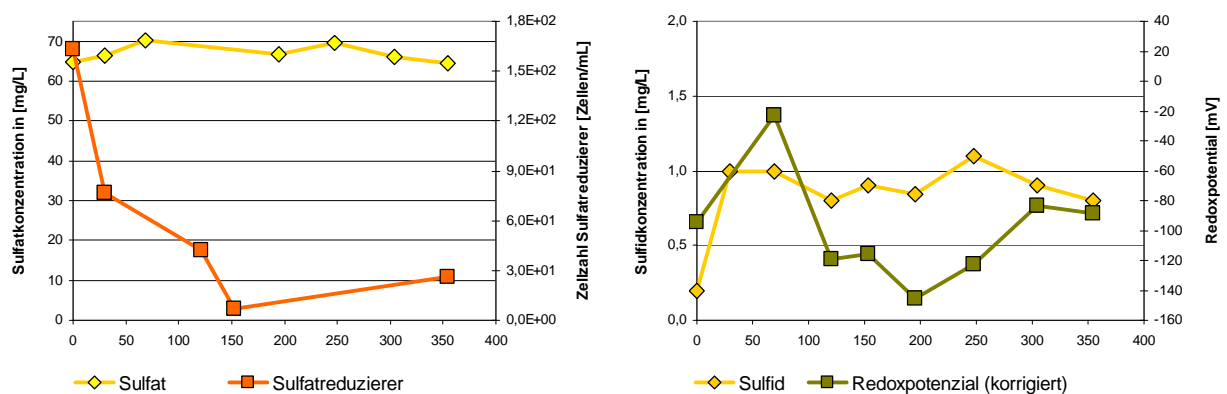


Abbildung 115: Sulfatreduzierende Mikrokosmen (GWM 9): Verlauf von Sulfatkonzentration und Keimzahl der Sulfat reduzierenden Bakterien, sowie der Sulfidkonzentrationen und Redoxpotential

Bei den Monoaromaten konnte zunächst ein Abbau von Toluol, der Xylole, Ethylbenzol und Styrol beobachtet werden. Deutlich schlechter wurde Benzol im Versuchszeitraum abgebaut. Die Konzentration von Cumol wurde zwar um die Hälfte reduziert, der Abbau stagnierte jedoch auf diesem Niveau. Indan und Inden wurden im Versuchszeitraum nicht abgebaut. Vergleiche mit den Felddaten ergeben, dass Indan zu den Verbindungen gehört die auch in den Abstrommessstellen dominieren. Von den untersuchten monoaromatischen Verbindungen ist Indan die Verbindung die am weitesten im Abstrom nachgewiesen werden kann. Inden hingegen kann im Feld nur in den schadensherdnahen Messstellen gemessen werden, die schlechte Abbaubarkeit von Inden war anhand der Felddaten nicht vorauszusehen.

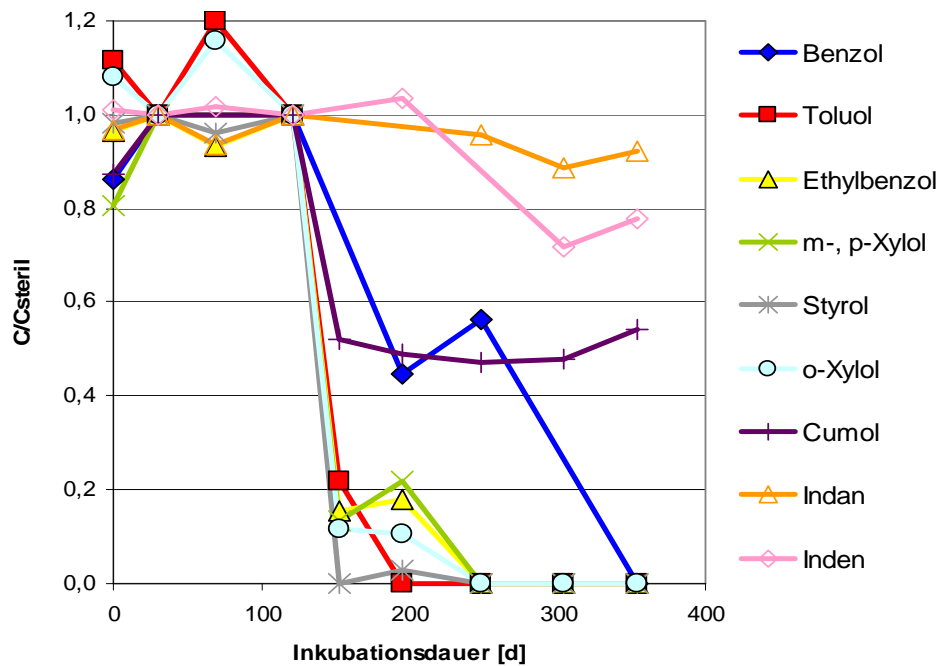


Abbildung 116: Sulfatreduzierende Mikrokosmen (GWM 9): Verlauf der Monoaromatengehalte

6.2.2 Abbau PAK, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit originären Schadstoffkonzentrationen

Bei den polyaromatischen Kohlenwasserstoffen wurde 2-Methylnaphthalin als erste Substanz abgebaut, gefolgt von Naphthalin und 1-Methylnaphthalin. Eine partielle Abnahme konnte für 1,4-Dimethylnaphthalin, Acenaphthylen und Acenaphthen gezeigt werden, die anderen untersuchten PAK zeigten keinen Abbau unter sulfatreduzierenden Bedingungen im Versuchszeitraum.

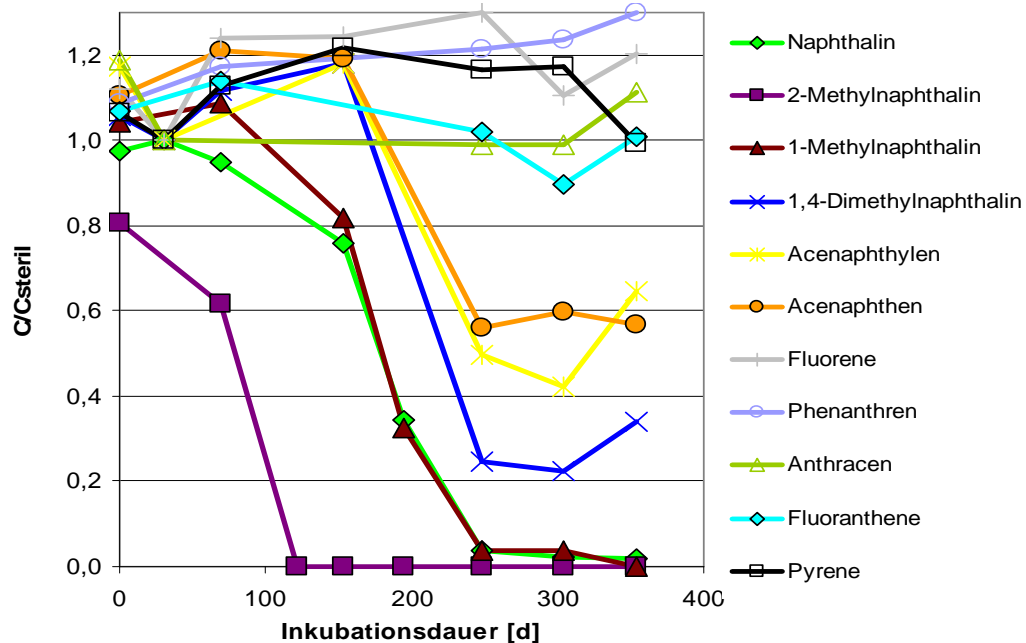


Abbildung 117: Sulfatreduzierende Mikrokosmen (GWM 9): Verlauf der PAK-Gehalte

Der Abbau von 1-Methylnaphthalin war nach den bisherigen Ergebnissen und den Beobachtungen im Feld nicht zu erwarten. Bei den aufdotierten aeroben Abbauprobungen war 1-Methylnaphthalin die polyaromatische Verbindung, die am längsten nachweisbar blieb und auch unter Nitrat reduzierenden Bedingungen wurde 1-Methylnaphthalin bei den Versuchen mit Grundwasser aus dem flachen Horizont der GWM 7 nicht vollständig abgebaut.

6.2.3 Abbau NSO-HET, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit originären Schadstoffkonzentrationen

Bei den NSO-HET konnte nur bei wenigen Substanzen ein vollständiger Abbau im Versuchszeitraum beobachtet werden. Bei den N-HET blieben alle gemessenen Konzentrationen über den Zeitraum von 350 Tagen stabil. Das als leicht abbaubar geltende Chinolin war von Versuchsbeginn an nicht im Grundwasser nachzuweisen.

In der Gruppe der schwefelhaltigen S-HET werden drei Substanzen abgebaut: 2-Methylthiophen, 3-Methylthiophen und 3-Methylbenzothiophen. Im Gegensatz zu 3-Methylbenzothiophen erwiesen sich die beiden methylierten Thiophene bei den aeroben aufdotierten Versuchen als nicht gut abbaubar. Die beiden methylierten Thiophene können im Feld nur schadensherdnah nachgewiesen werden während 3-Methylbenzothiophen auch in den Abstrommesstellen nachgewiesen werden kann.

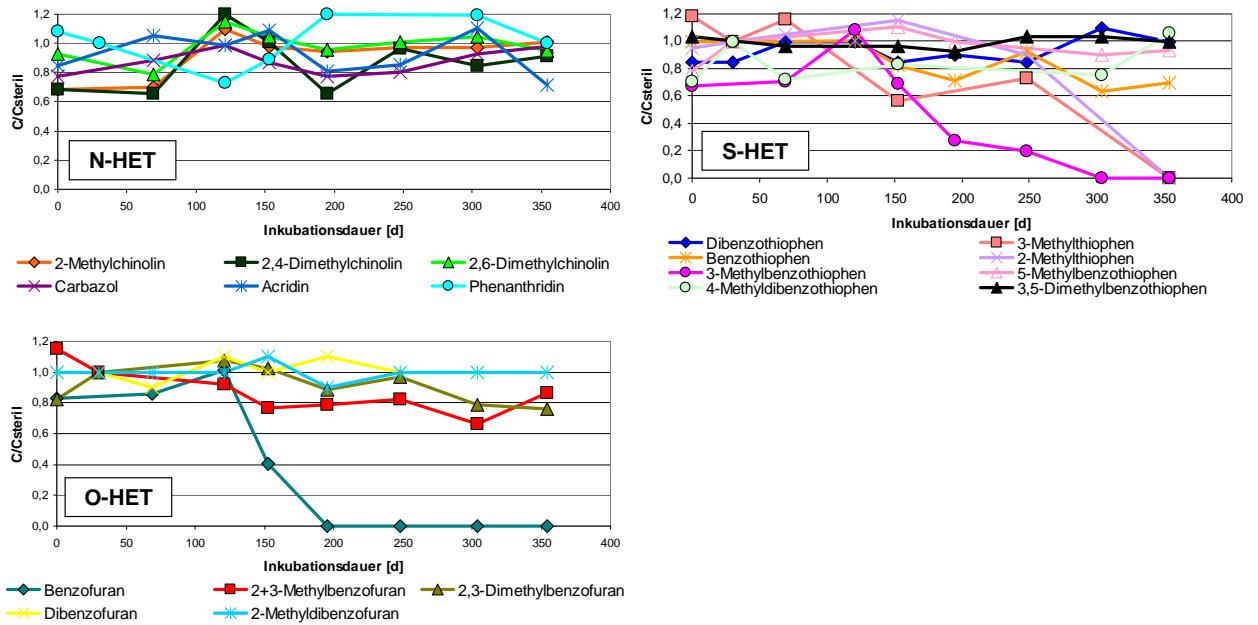


Abbildung 118: Sulfatreduzierende Mikrokosmen (GWM 9): Verlauf der NSO-HET-Gehalte

Die einzige sauerstoffhaltige, heterozyklische Substanz die im Versuchszeitraum abgebaut werden konnte, ist Benzofuran. Benzofuran wird im Feld nur schadensherdnah nachgewiesen und wurde auch unter aeroben und Nitrat reduzierenden Bedingungen gut abgebaut.

6.2.4 Abbau Monoaromaten, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit aufdotierten Schadstoffkonzentrationen

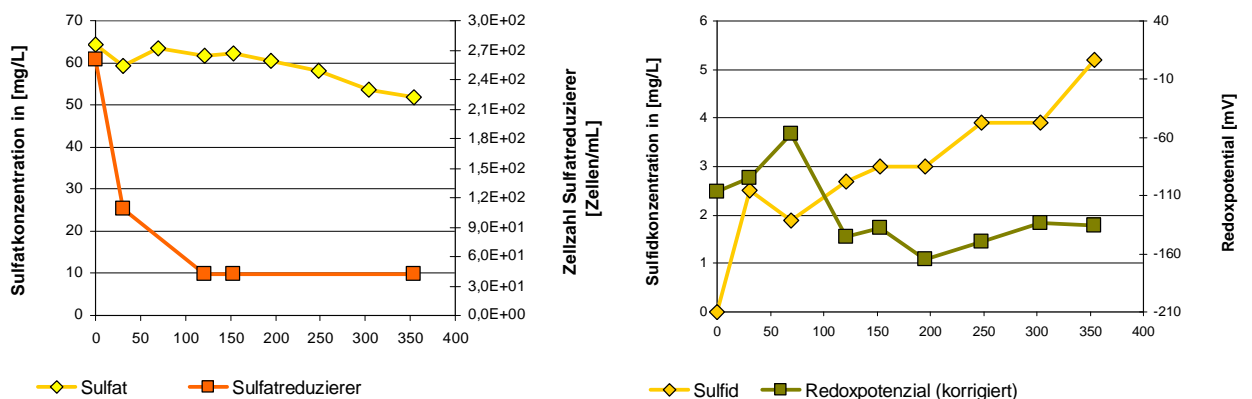


Abbildung 119: Sulfatreduzierende Mikrokosmen (Schadstoffe aufdotiert): Verlauf von Sulfatkonzentration und Keimzahl der Sulfat reduzierenden Bakterien, sowie der Sulfidkonzentrationen und Redoxpotential

Im Gegensatz zu den Versuchen mit originären Schadstoffkonzentrationen, ist bei den Mikrokosmen mit aufdotierten Schadstoffen eine deutliche Sulfatabnahme zu beobachten. Im selben Zeitraum steigt die Sulfidkonzentration stetig an. Das Redoxpotential ist während des gesamten Versuchs im negativen Bereich, ab Versuchstag 100 konstant in einem Bereich um -130 mV in dem Sulfatreduktion stattfinden kann. Die Keimzahlen der sulfatreduzierenden Bakterien nehmen auch in diesem Mikrokosmos ca. um eine Logstufe ab, es sind aber über den gesamten Versuchsverlauf sulfatreduzierende Bakterien nachzuweisen.

6.2.5 Abbau Monoaromaten, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit aufdotierten Schadstoffen

Unter sulfatreduzierenden Bedingungen wird von den aufdotierten Monoaromaten einzig Toluol innerhalb von 150 Tagen vollständig abgebaut. Die Konzentrationen aller anderen Monoaromaten blieben über den Versuchszeitraum stabil (Abbildung 120).

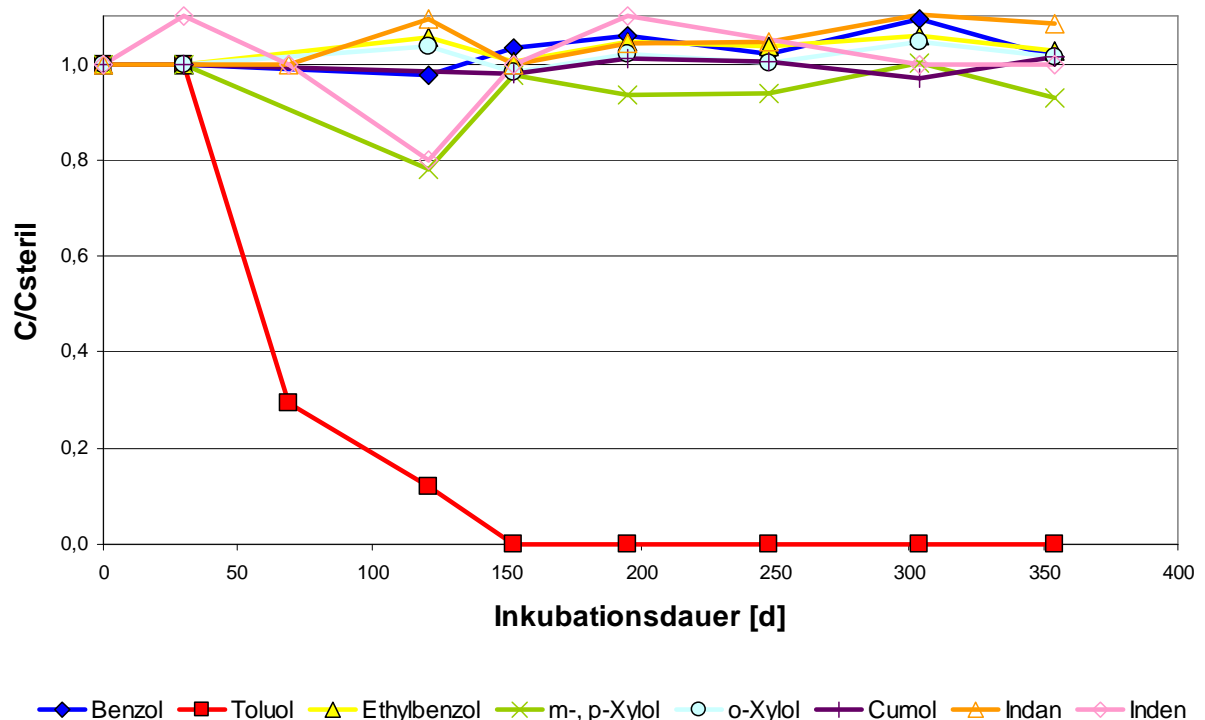


Abbildung 120: Sulfatreduzierende Mikrokosmen (Schadstoffe aufdotiert): Verlauf der Monoaromatengehalte

6.2.6 Abbau Polyaromaten, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit aufdotierten Schadstoffen

In der folgenden Abbildung 121 ist nach 150 Tagen Naphthalin vollständig abgebaut. Danach erfolgt der Abbau von 2-Methylnaphthalin. Anhand der Konzentrationsverläufe wird deutlich, dass Naphthalin bevorzugt umgesetzt wird. Erst wenn Naphthalin als Substrat nicht mehr zur Verfügung steht, wird 1-Methylnaphthalin abgebaut.

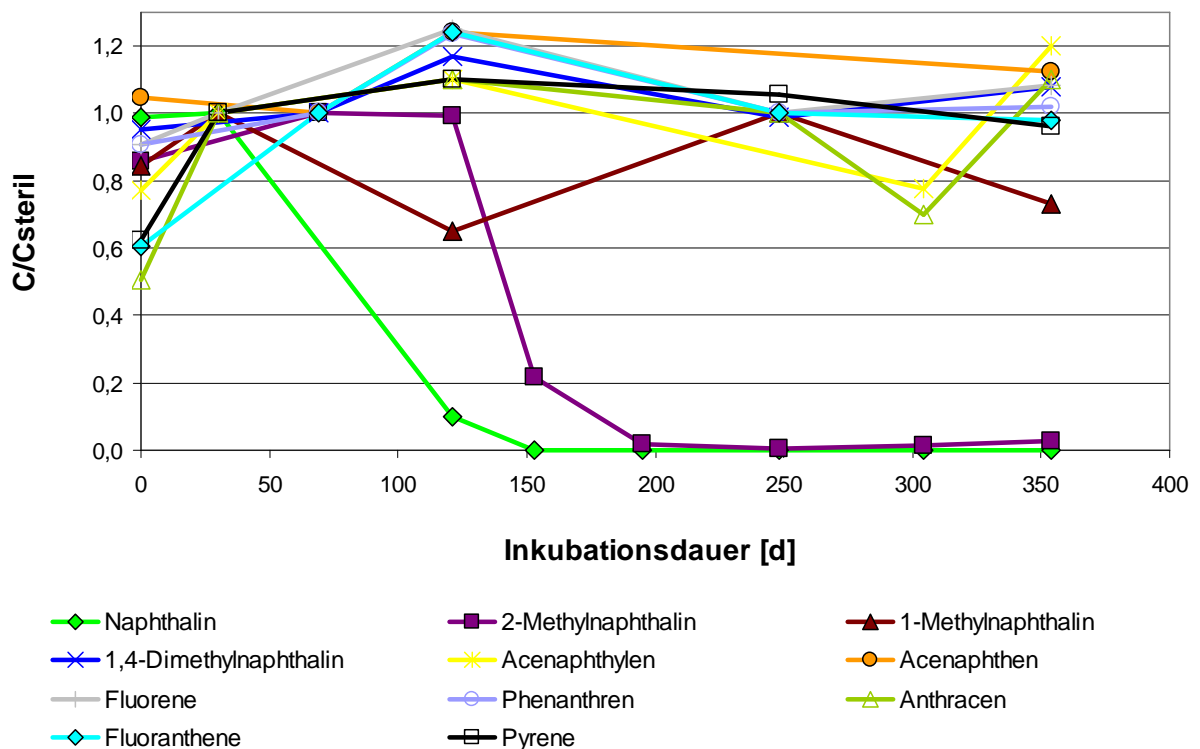


Abbildung 121: Sulfatreduzierende Mikrokosmen (Schadstoffe aufdotiert): Verlauf der PAK-Gehalte

Alle anderen aufdotierten PAK blieben über den gesamten Versuchsverlauf stabil und es konnte innerhalb von 350 Tagen kein weiterer Abbau dokumentiert werden.

6.2.7 Abbau NSO-HET, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit aufdotierten Schadstoffen

Der Abbau der NSO-Heterozyklen ist nach Heteroatom getrennt in drei verschiedenen Diagrammen dargestellt (Abbildung 122). Von der Gruppe der stickstoffhaltigen Heterozyklen werden Chinolin, 3-, 4-, 6-, 7- und 8-Methylchinolin, sowie Indol und Phenanthridin innerhalb von 150 Tagen vollständig abgebaut. Die unvollständigen Abbaukurven von Acridin und 3-Methylisochinolin könnten auf einen cometabolischen Abbau hinweisen denn der Abbau erfolgt nur bis zu Versuchstag 150. Eventuell ist das Primärsubstrat zu diesem Zeitpunkt umgesetzt und der Abbau von Acridin und 3-Methylisochinolin stagniert daraufhin. Als wesentlich persistenter erwies sich die Gruppe der aufdotierten S-Heterozyklen von denen im Versuchszeitraum kein Vertreter abgebaut wurde. Bei den sauerstoffhaltigen O-HET wurde als einzige Substanz Xanthenon vollständig abgebaut. Dieses Ergebnis war überraschend, denn unter den anderen untersuchten Versuchsbedingungen mit aufdotierten Schadstoffen wurde Xanthenon entweder nicht (Eisen(III)-reduzierend) oder erst relativ spät (aerob) abgebaut. Ebenfalls nicht zu erwarten war, dass Benzofuran nicht umgesetzt wurde. Benzofuran wurde unter allen anderen untersuchten Versuchsbedingungen abgebaut.

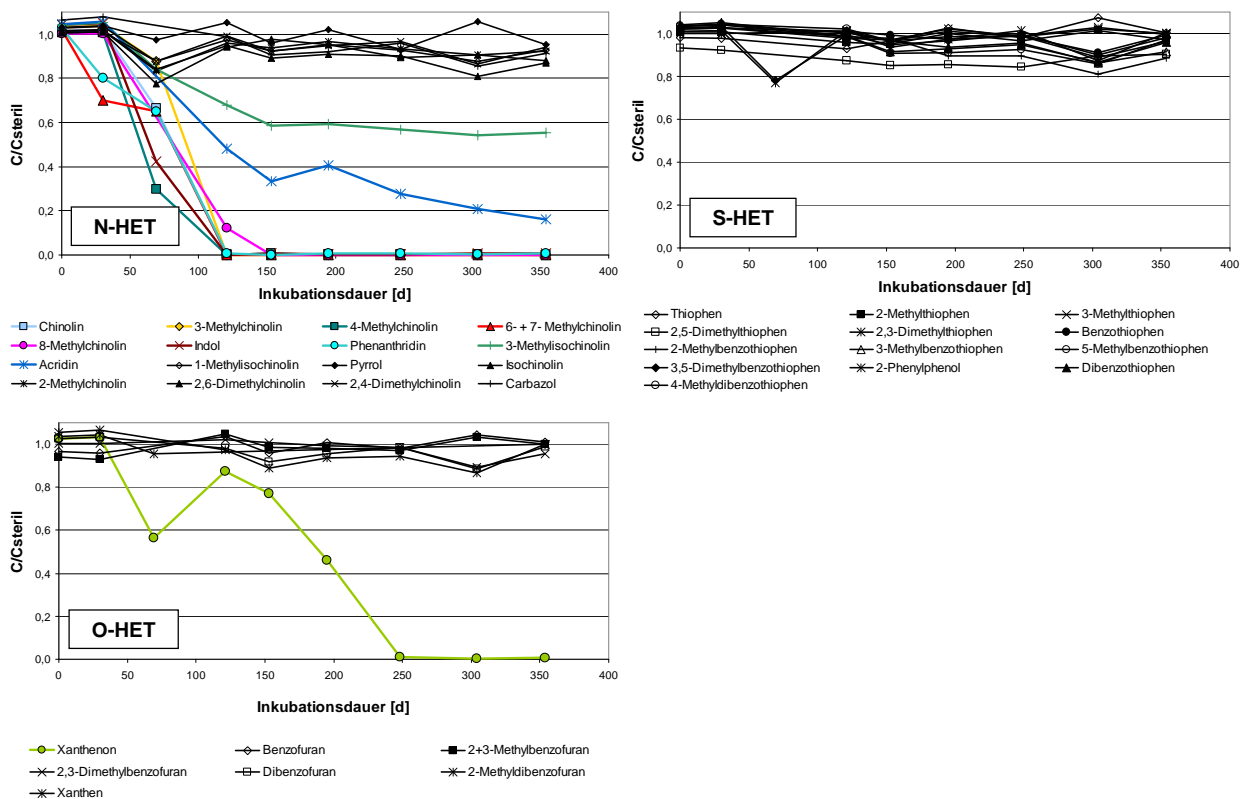


Abbildung 122: Sulfatreduzierende Mikrokosmen (Schadstoffe aufdotiert): Verlauf der NSO-HET-Gehalte

6.3 Abbau SCAP, sulfatreduzierende Mikrokosmen mit aufdotierten Schadstoffen

Bei den kurzkettingen Alkylphenolen wurden Phenol, m- und p-Kresol, 4-Ethylphenol und 3- und 4-Propylphenol im Versuchszeitraum von 350 Tagen abgebaut. Der Verlauf der Abbaukurve der beiden Propylphenole ist hierbei ungewöhnlich.

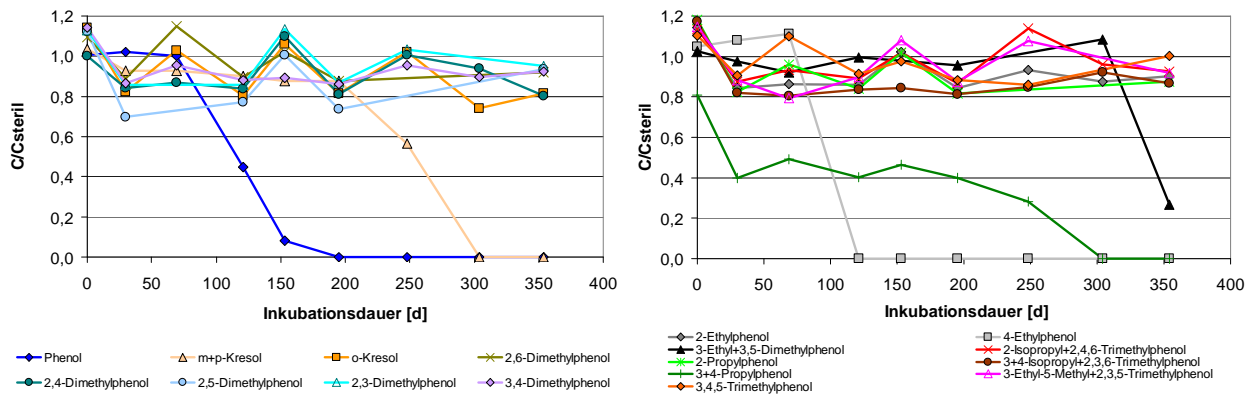


Abbildung 123: Sulfatreduzierende Mikrokosmen (Schadstoffe aufdotiert): Verlauf der SCAP-Gehalte

6.4 Abbau mit Eisen (III)

Für den Standort „Gaswerk Germersheim“ sind insbesondere die Eisen (III) reduzierenden Bedingungen interessant, da die sich mit dem Grundwasserstand ändernden Redoxbedingungen eine mehr oder weniger regelmäßige Fällung von Eisen (III)-Verbindungen im Wechsel mit Eisen (III)-Reduktion bedingen könnte. Die Ergebnisse der Mikrokosmen mit Eisen (III) reduzierenden Bedingungen werden im Folgenden vorgestellt.

Zur Kontrolle wurden neben den Schadstoffkonzentrationen auch die Entwicklung der Eisen (II) Konzentrationen sowie die Keimzahlen der eisen(III)reduzierenden Bakterien berücksichtigt.

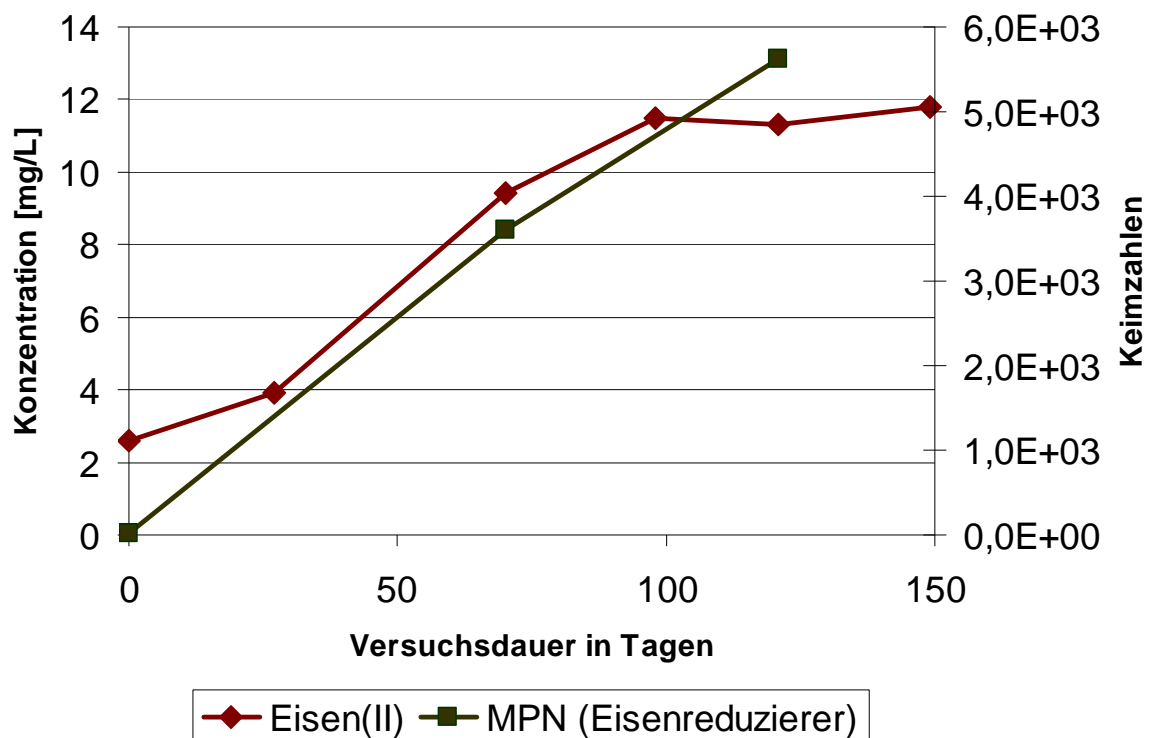


Abbildung 124: Eisen (II) Konzentration und Entwicklung der Keimzahlen

In Abbildung 124 ist die Zunahme der Konzentration des gelösten zweiwertigen Eisens während des Versuchsverlaufs deutlich zu sehen. Die bei jeder zweiten Probenahme vorgenommene Bestimmung der Keimzahlen der Eisen (III) reduzierenden Bakterien zeigt ebenfalls einen Anstieg

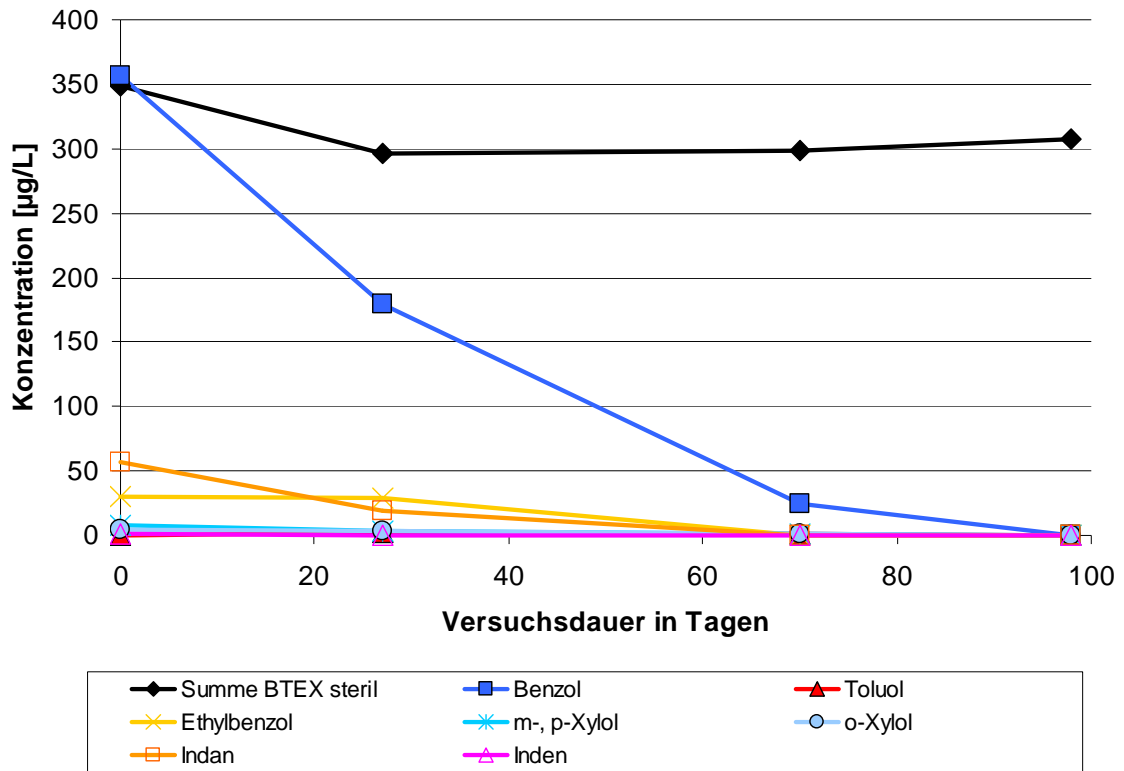


Abbildung 125: Anaerobe Mikrokosmen: Monoaromaten Abbau mit Eisen (III)

Abbildung 125 zeigt den Abbau der analysierten Monoaromaten unter Eisen(III) reduzierenden Bedingungen. Nach 98 Tagen sind die standardmäßig untersuchten BTEX abgebaut, auch die Indankonzentration ist zu diesem Zeitpunkt bereits unterhalb der Bestimmungsgrenze, einzig Inden ist noch mit 0,4 µg/L nachweisbar. Die Inden Konzentration ist im Versuchsverlauf von 1 µg/L (Versuchsbeginn) auf 0,4 µg/L (Tag 70) zurückgegangen. Nach Tag 70 ändert sich an der Konzentration von 0,4 µg/L nichts mehr, was auf einen cometabolischen Abbau von Inden hinweisen könnte, da zu diesem Zeitpunkt alle anderen untersuchten Monoaromaten mit Ausnahme von Benzol abgebaut sind.

Bei den Versuchsansätzen zum Abbau der polyaromatischen konnte nur für wenige Substanzen ein Abbau unter Eisen (III) reduzierenden Bedingungen nachgewiesen werden. Innerhalb des Versuchszeitraumes wurden Naphthalin und 1-Methylnaphthalin abgebaut. Bei den anderen untersuchten PAK blieben die Konzentrationen konstant.

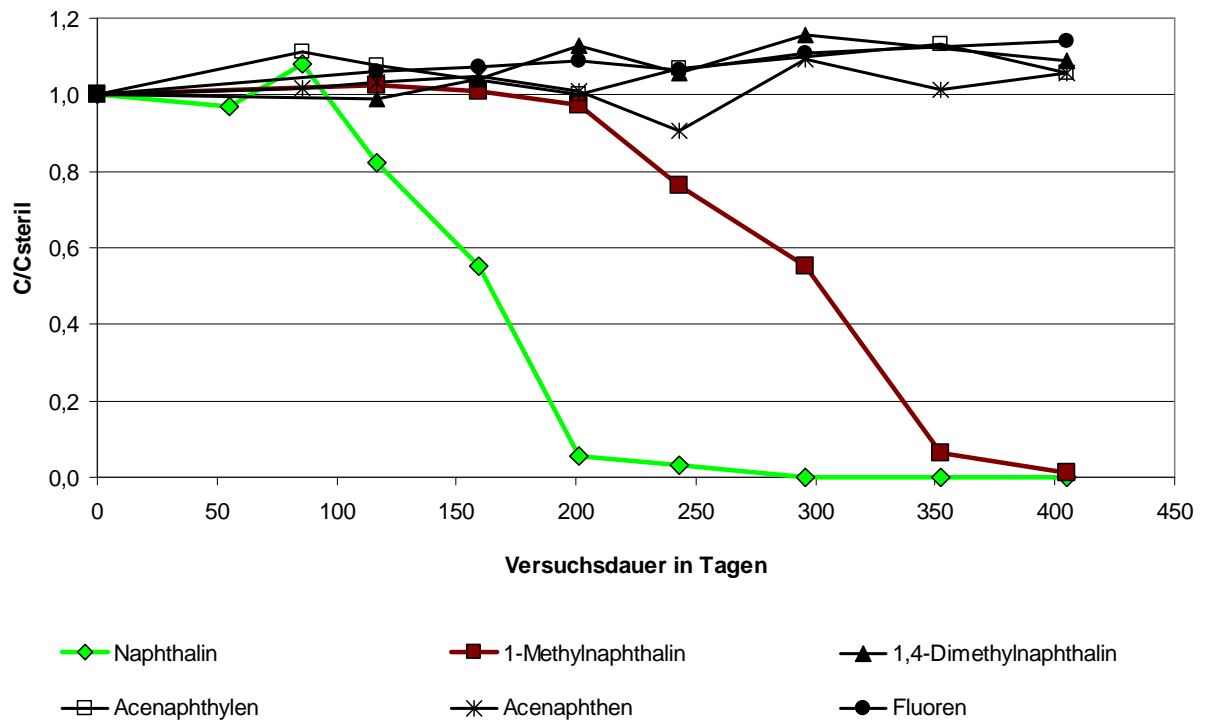


Abbildung 126: Anaerobe Mikrokosmen: PAK Abbau mit Eisen (III)

Die NSO-HET stellten sich auch unter Eisen (III) reduzierenden Bedingungen als schwerer abbaubar heraus. Einige Verbindungen wurden allerdings abgebaut: Thiophen, 3-Methylthiophen, 2,5-Dimethylthiophen, Benzofuran und 2,6-Dimethylchinolin. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass die Substanzen zum Teil nur in sehr geringen Konzentrationen im Grundwasser nachweisbar waren.

6.5 Abbau mit Eisen (III), aufdotiert

6.5.1 Abbau Monoaromaten, aufdotiert

Beim Vergleich der einzelnen gemessenen monoaromatischen Substanzen zur Sterilkontrolle zeigt sich ein vollständiger Abbau für m- und p-Xylol, Cumol, Indan und Toluol innerhalb des Versuchszeitraumes. Der Abbau von Ethylbenzol war nicht vollständig, es wurde aber ein deutlicher Rückgang der Konzentration festgestellt. Unter den Versuchsbedingungen als nicht abbaubar, erwiesen sich o-Xylol, Inden und Benzol (Abbildung 127).

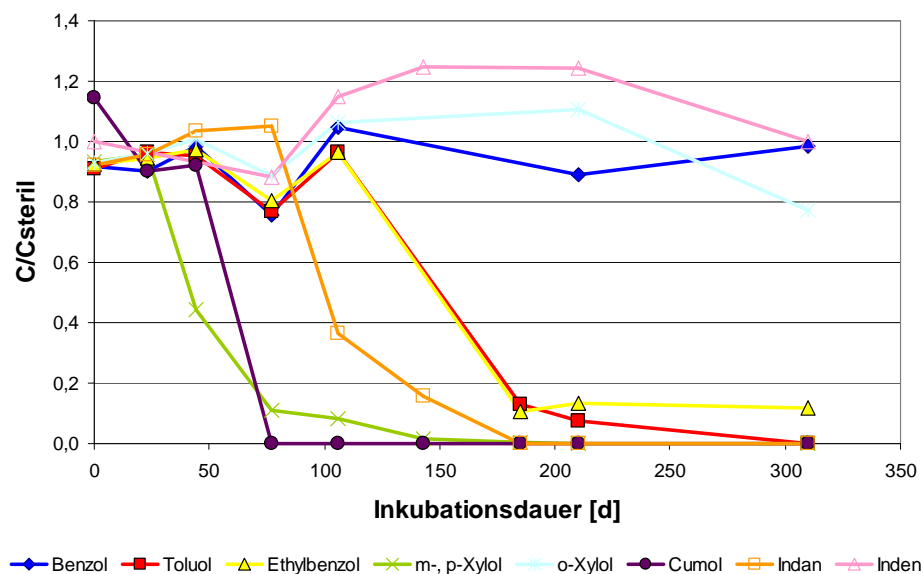


Abbildung 127: Anaerobe Mikrokosmen (aufdotiert): Monoaromaten Abbau mit Eisen (III)

Erst in den letzten zwei Jahrzehnten wurde das Potential für anaeroben Abbau von BTEX in teerölkontaminiertem Grundwasser aufgezeigt [LOVLEY, 1997]. Der anaerobe Abbau von BTEX wurde seitdem intensiv untersucht [FOGHT, 2008]. Anderson et al. (1999) konnten in Felduntersuchungen Benzolabbau unter Eisen-(III)-reduzierenden Bedingungen in einem von drei untersuchten teerölkontaminierten Aquiferen nachweisen. Die Ergebnisse zeigten, dass ein Benzolabbau möglich war, allerdings nicht immer und oftmals sehr verzögert stattfand [ANDERSON et al., 1999]. Entscheidend für den Abbau schienen die Verfügbarkeit von gelösten Eisen-(III)-Oxiden und die vorherrschende Mikroorganismenpopulation zu sein. Toluol wurde in allen untersuchten Aquiferen unter Eisen-(III)-reduzierenden Bedingungen abgebaut [ANDERSON et al., 1999]. Tiehm et al. (2011b) wiesen in Eisen-(III)-reduzierenden Mikrokosmen mit Grundwasser eines ehemaligen chemischen Fabrikgeländes gute Abbaubarkeit der BTEX nach. Toluol wurde in den betrachteten Mikrokosmen vor m-, o- und p-Xylol am schnellsten abgebaut. Schulze et al. (2004) konnten eine Umsetzung von Toluol und Ethylbenzol in Abbaueversuchen unter Eisen-(III)-reduzierenden Bedingungen mit Grundwasser einer gaswerkspezifischen Teerölkontamination nachweisen. Durch eine Nährstoffzugabe konnte das Spektrum der

umgesetzten Schadstoffe um Benzol, Naphthalin und Phenanthren erweitert werden. Diese Beobachtungen konnten in der vorliegenden Untersuchung zum Teil bestätigt werden.

6.5.2 Abbau PAK, aufdotiert

Bei den PAK wurde im Versuchszeitraum der Abbau von Naphthalin und 2-Methylnaphthalin beobachtet (Abbildung 128). Alle anderen PAK-Konzentrationen blieben konstant.

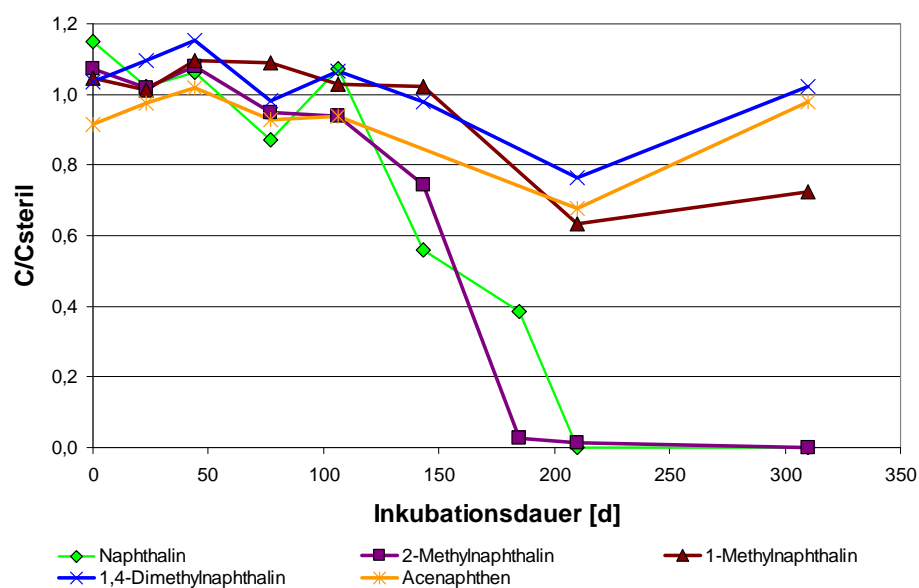


Abbildung 128: Anaerobe Mikrokosmen (aufdotiert): Polyaromaten Abbau mit Eisen (III)

In anderen veröffentlichten Studien konnte ebenfalls für Naphthalin ein mikrobieller Abbau unter Eisen-(III)-reduzierenden Bedingungen nachgewiesen werden, allerdings war der Abbau standortspezifisch [ANDERSON et al., 1999]. Auch Tiehm et al. (2011b) beobachteten einen Naphthalinabbau in Eisen-(III)-reduzierenden Mikrokosmen mit Grundwasser eines ehemaligen chemischen Fabrikgeländes. Acenaphthen konnte allerdings innerhalb von 250 Tagen nicht umgesetzt werden [TIEHM et al., 2011b]. Schulze et al. (2004) konnten das eben beschriebene Abbauverhalten von Naphthalin und Acenaphthen ebenfalls in Mikrokosmenstudien mit Grundwasser einer gaswerkspezifischen Teerölkontamination bestätigen. Die Anzahl der Studien über den mikrobiellen Abbau unter Eisen-(III)-reduzierenden Bedingungen sind vor allem für die Methylnaphthaline sehr gering. Bisher konnte nicht eindeutig geklärt werden, ob die untersuchten PAK bei der Untersuchung als alleiniges Wachstumssubstrat genutzt oder nur teilweise durch cometabolischen Abbau mit anderen Primärsubstraten unter anaeroben Bedingungen oxidiert wurden [FOGHT, 2008].

6.5.3 Abbau NSO-HET, aufdotiert

N-HET: Chinolin und Indol wurden zuerst abgebaut. Alle einfach methylierten Chinoline und Acridin wurden ebenfalls im Versuchszeitraum abgebaut. Eine Ausnahme hierbei war 2-Methylchinolin das als einziges Methylchinolin bei Versuchsende nach 310 Tagen keinen Konzentrationsrückgang aufwies. Die Konzentration von Isochinolin ging ebenfalls stark zurück um über 80 %. Im letzten Drittel des Versuchszeitraumes wurde dann auch noch 3-Methylisochinolin abgebaut und zwar erst nachdem die Methylchinoline bereits abgebaut waren. Dies könnte auf eine Hemmung des Abbaus durch die Methylchinoline hinweisen. Möglicherweise wurde aber auch einfach das besser verwertbare Substrat zuerst umgesetzt.

O-HET: Bei den sauerstoffhaltigen Heterozyklen wurde einzig Benzofuran schnell umgesetzt. Die Konzentrationen aller anderen aufdotierten O-HET blieben konstant

S-HET: Bei den schwefelhaltigen Heterozyklen zeigte sich ein deutlicher Konzentrationsrückgang (ca. 80%) bei 2,5-Dimethylthiophen, 2,3-Dimethylthiophen und 2-Methylthiophen wurden zu 50 bis 60 % abgebaut. Phenylphenol, ein Abbauprodukt von Dibenzothiophen wurde im Versuchszeitraum vollständig abgebaut

Bisher ist in der Literatur wenig über den Abbau von Heterozyklen unter Eisen-(III)-reduzierenden Bedingungen bekannt. Sagner (2009) konnte einen mikrobiellen Abbau der zweikernigen N-HET Indol, Chinolin, 6-Methylchinolin nachweisen. Acridin und Benzofuran zeigten in ihren Untersuchungen ebenfalls einen Konzentrationsrückgang innerhalb von 1100 Tagen. Für die dreikernigen NSO-HET Dibenzothiophen, Carbazol, Dibenzofuran und Xanthen konnte Sagner (2009) keinen mikrobiellen Abbau beobachten. Für Chinolin und Benzofuran konnten auch Tiehm et al. (2011b) in Eisen-(III)-reduzierenden Labormikrokosmen ein mikrobiellen Abbau beobachten. Dabei zeigten Batchansätze mit Sediment den schnellsten Abbau der genannten Substanzen. Anaerobe Mikroorganismen können nach Royer et al. (2002) mit Hilfe von Huminstoffen Eisen(III) effektiver für den Abbau nutzen. Sagner (2009) konnte diesen stimulierenden Effekt bestätigen. Als weitere Stimulation des mikrobiellen Abbaus unter Eisen-(III)-reduzierenden Bedingungen erwies sich die Zugabe von leicht verwertbarem Substrat (wie beispielsweise Acetat) für den Abbau der NSO-HET [SAGNER, 2009]. Die Vermutung liegt nahe, dass bei den meisten NSO-HET unter Eisen-(III)-reduzierenden Bedingungen eine starke Abhängigkeit des Abbaus vom Cosubstrat besteht.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit stimmen sehr gut mit den bereits beobachtenden Abbauverhalten unter Eisen-(III)-reduzierenden Bedingungen überein. Die stickstoffhaltigen Heterozyklen scheinen unter Eisen-(III)-reduzierenden Bedingungen bevorzugt abgebaut zu werden. Möglicherweise können N-HET wie unter aeroben Bedingungen als alleiniges Wachstumssubstrat verwertet werden.

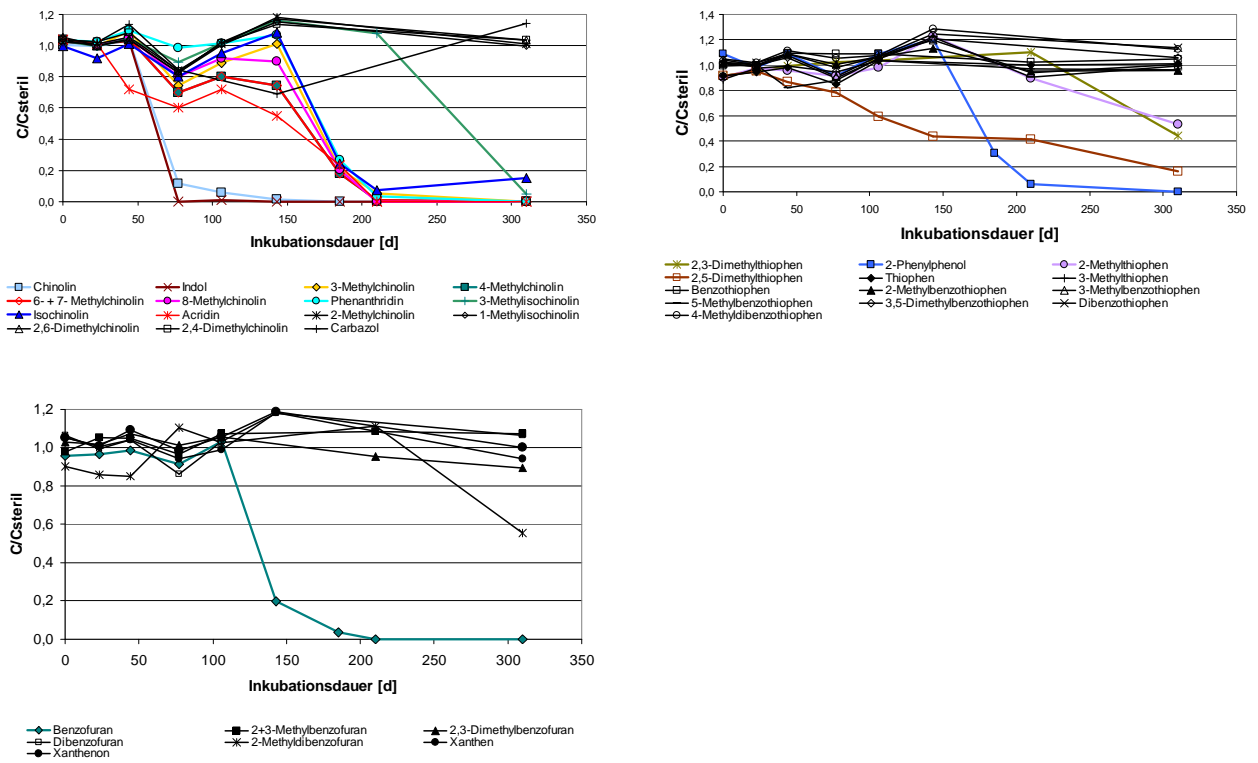


Abbildung 129: Anaerobe Mikrokosmen (aufdotiert): NSO-HET Abbau mit Eisen (III)

6.5.4 Abbau SCAP, aufdotiert

Bei den aufdotierten kurzkettigen Alkylphenole zeigte sich eine gute Abbaubarkeit unter Eisen(III)-reduzierenden Bedingungen. Einzig die Konzentrationen von 2,6-Dimethylphenol und 3,4,5-Trimethylphenol blieben über den Versuchszeitraum konstant. Die Summen aus 3+4-Isopropylphenol und 2,3,6-Trimethylphenol sowie aus 2-Isopropylphenol und 2,4,6-Trimethylphenol wurden nur teilweise abgebaut. Hier könnte ein cometabolischer Abbau vorliegen, oder nur jeweils eine der in Summe bestimmten Substanzen konnte umgesetzt werden.

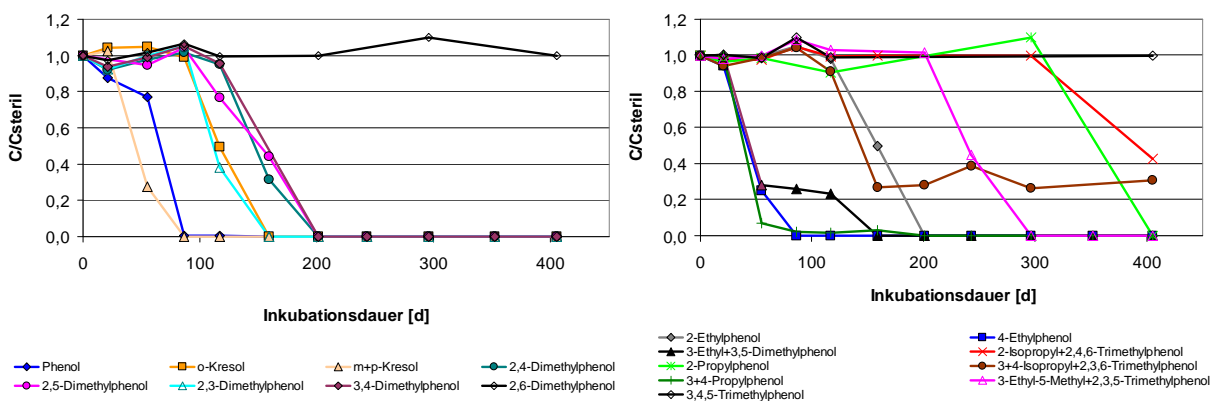


Abbildung 130: Anaerobe Mikrokosmen (aufdotiert): SCAP Abbau mit Eisen (III)

6.6 Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der aeroben und anaeroben Abbauprobversuche

Die folgenden Tabellen stellen die Ergebnisse der Abbauprobversuche dar. Bei den Versuchen waren einige Substanzen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Diese sind mit „nicht nachgewiesen“ (n.g.) gekennzeichnet.

Tabelle 29: Ergebnisse der aeroben (blau unterlegt) und anaeroben (rot unterlegt) Mikrokosmen, Abbau Monoaromaten











Monoaromaten		aerobe Abbauprobversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	aerobe Abbauprobversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung	Nitrat reduzierende Abbauprobversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Eisen (III) reduzierende Abbauprobversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Eisen (III) reduzierende Abbauprobversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung	Sulfat reduzierende Abbauprobversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Sulfat reduzierende Abbauprobversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung
Benzol		++	- ++ unterschiedliche Ergebnisse in versch. Versuchen	- ++ unterschiedliche Ergebnisse in versch. Versuchen	- ++ unterschiedliche Ergebnisse in versch. Versuchen	-	+	-
Toluol		++	+	++	++	++	+	+
Ethylbenzol		+++	++	++	+	- (80%Abbau)	+	-
m-, p-Xylol	 	++	+	+	-	++	+	-
o-Xylol		++	++	-	-	-	+	-
Styrol		+++	n.g.	+	++	n.g.	+	-
Cumol		++++	n.g.	-	+	++	+	-
Indan		++	++	++	+	+	-	-
Inden		++	++	-	-	-	-	-
Aerobes Abbau: '+++++' -> vollständiger Abbau innerhalb von 10 Tagen '+++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 25 Tagen '++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 50 Tagen '+ -> vollständiger Abbau innerhalb von 100 Tagen '- -> kein vollständiger Abbau innerhalb von 150 Tagen				Anerobes Abbau: '++++' -> vollständiger Abbau innerhalb von 40 Tagen '+++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 70 Tagen '++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 100 Tagen '+ -> vollständiger Abbau innerhalb von 250 Tagen '- -> kein vollständiger Abbau innerhalb von 300 Tagen				

Tabelle 30: Ergebnisse der aeroben (blau unterlegt) und anaeroben (rot unterlegt) Mikrokosmen, Abbau PAK

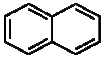


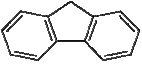
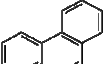
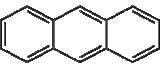
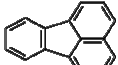
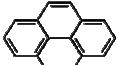
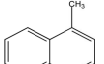
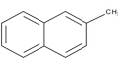

PAK		aerobe Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	aerobe Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung	Nitrat reduzierende Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Eisen (III) reduzierende Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Eisen (III) reduzierende Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung	Sulfat reduzierende Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Sulfat reduzierende Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung
Naphthalin		+++	+++	+	+	++	+	+
Acenaphthylen		+++	n.g.	-	-	n.g.	- (Abbau 40%)	-
Acenaphthen		++	++++	-	-	-	- (Abbau 40%)	-
Fluoren		+++	n.g.	-	-	n.g.	-	-
Phenanthren		+++	n.g.	-	-	n.g.	-	-
Anthracen		++	n.g.	-	n.g.	n.g.	-	-
Fluoranthren		++	n.g.	n.g.	n.g.	n.g.	-	-
Pyren		++	n.g.	n.g.	n.g.	n.g.	-	-
1-Methylnaphthalin		+++	+	+	+	-	+	-
2-Methylnaphthalin		+++	+++	-	n.g.	+	+	+
1,4-Dimethylnaphthalin		++	++	-	-	-	- (Abbau 70%)	-
Aerober Abbau: '+++++ --> vollständiger Abbau innerhalb von 10 Tagen +++ --> vollständiger Abbau innerhalb von 25 Tagen ++ --> vollständiger Abbau innerhalb von 50 Tagen + --> vollständiger Abbau innerhalb von 100 Tagen - --> kein vollständiger Abbau innerhalb von 150 Tagen				Anerober Abbau: '++++ --> vollständiger Abbau innerhalb von 40 Tagen +++ --> vollständiger Abbau innerhalb von 70 Tagen ++ --> vollständiger Abbau innerhalb von 100 Tagen + --> vollständiger Abbau innerhalb von 250 Tagen - --> kein vollständiger Abbau innerhalb von 300 Tagen				

Tabelle 31: Ergebnisse der aeroben (blau unterlegt) und anaeroben (rot unterlegt) Mikrokosmen, Abbau N-HET


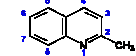
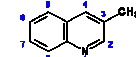
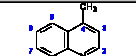
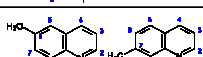
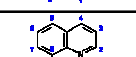
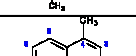
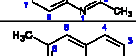
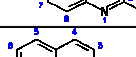
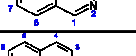
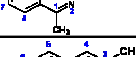
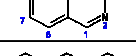
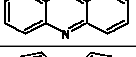
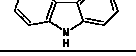
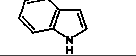
N-HET		aerobe Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	aerobe Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung	Nitrat reduzierende Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Eisen (III) reduzierende Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Eisen (III) reduzierende Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung	Sulfat reduzierende Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Sulfat reduzierende Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung
Chinolin		+++	+++	+	++	+++	n.g.	+
2-Methylchinolin		++	+++	n.g.	n.g.	-	-	-
3-Methylchinolin		n.g.	+	n.g.	n.g.	+	n.g.	+
4-Methylchinolin		n.g.	+	n.g.	n.g.	+	n.g.	+
6- + 7- Methylchinolin		n.g.	+	n.g.	n.g.	+	n.g.	+
8-Methylchinolin		n.g.	-	n.g.	n.g.	+	n.g.	+
2,4-Dimethylchinolin		++	+++	-	-	-	-	-
2,6-Dimethylchinolin		++	+++	-	-	-	-	-
Isochinolin		n.g.	++++	n.g.	n.g.	- (Abbau 80%)	n.g.	-
1-Methylisochinolin		n.g.	+++	n.g.	n.g.	-	n.g.	-
3-Methylisochinolin		n.g.	++	n.g.	n.g.	+	n.g.	- (Abbau 40%)
Acridin		++	+++	n.g.	n.g.	+	-	- (Abbau 80%)
Carbazol		++	++++	-	-	-	-	-
Indol		n.g.	++++	n.g.	n.g.	+++	n.g.	+
Phenanthridin		++	+++	n.g.	n.g.	+	-	+
Aerober Abbau ++++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 10 Tagen +++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 25 Tagen ++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 50 Tagen + -> vollständiger Abbau innerhalb von 100 Tagen - -> kein vollständiger Abbau innerhalb von 150 Tagen				Anaerober Abbau: ++++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 40 Tagen +++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 70 Tagen ++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 100 Tagen + -> vollständiger Abbau innerhalb von 250 Tagen - -> kein vollständiger Abbau innerhalb von 300 Tagen				

Tabelle 32: Ergebnisse der aeroben (blau unterlegt) und anaeroben (rot unterlegt) Mikrokosmen, Abbau S-HET

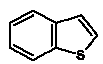
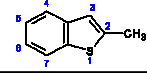
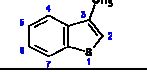
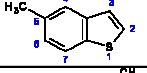
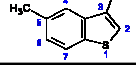
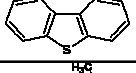
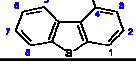

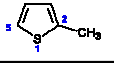

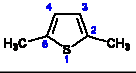
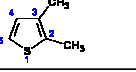
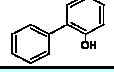
S-HET		aerobe Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	aerobe Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung	Nitrat reduzierende Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Eisen (III) reduzierende Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Eisen (III) reduzierende Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung	Sulfat reduzierende Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Sulfat reduzierende Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung
Benzothiophen		+	++	-	-	-	-	-
2-Methylbenzothiophen		n.g.	+++	n.g.	n.g.	-	n.g.	-
3-Methylbenzothiophen		++	+++	-	-	-	+	-
5-Methylbenzothiophen		++	++	-	-	-	-	-
3,5-Dimethylbenzothiophen		+++	++	n.g.	n.g.	-	-	-
Dibenzothiophen		++	++	-	-	-	-	-
4-Methyldibenzothiophen		n.g.	+++	-	-	-	-	-
Thiophen		++	-	- ++ unterschiedliche Ergebnisse in versch. Versuchen	- ++ unterschiedliche Ergebnisse in versch. Versuchen	-	n.g.	-
2-Methylthiophen		+++	-	n.g.	n.g.	- (50% Abbau)	+	-
3-Methylthiophen		+++	-	n.g.	- ++ unterschiedliche Ergebnisse in versch. Versuchen	-	+	-
2,5-Dimethylthiophen		+++	++	-	-	- (80% Abbau)	n.g.	-
2,3-Dimethylthiophen		++	++	n.g.	-	- (60% Abbau)	n.g.	-
2-Phenylphenol		++	+++	n.g.	n.g.	+	n.g.	-
Aerober Abbau: ++++ --> vollständiger Abbau innerhalb von 10 Tagen +++ --> vollständiger Abbau innerhalb von 25 Tagen ++ --> vollständiger Abbau innerhalb von 50 Tagen + --> vollständiger Abbau innerhalb von 100 Tagen - --> kein vollständiger Abbau innerhalb von 150 Tagen				Anerober Abbau: ++++ --> vollständiger Abbau innerhalb von 40 Tagen +++ --> vollständiger Abbau innerhalb von 70 Tagen ++ --> vollständiger Abbau innerhalb von 100 Tagen + --> vollständiger Abbau innerhalb von 250 Tagen - --> kein vollständiger Abbau innerhalb von 300 Tagen				

Tabelle 33:

Ergebnisse der aeroben (blau unterlegt) und anaeroben (rot unterlegt) Mikrokosmen, Abbau O-HET

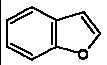
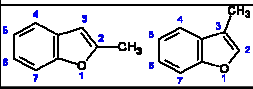
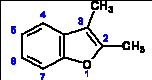
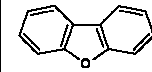
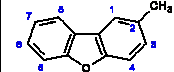
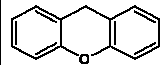
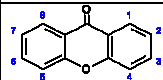
























O-HET		aerobe Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	aerobe Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung	Nitrat reduzierende Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Eisen (III) reduzierende Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Eisen (III) reduzierende Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung	Sulfat reduzierende Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	Sulfat reduzierende Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung
Benzofuran		++	++	+	+	+	+	-
2- + 3-Methylbenzofuran		++	++	-	-	-	-	-
2,3-Dimethylbenzofuran		++	++	-	-	-	-	-
Dibenzofuran		++	+++	-	-	-	-	-
2-Methyldibenzofuran		++	++	-	-	-	-	-
Xanthen		++	++	n.g.	n.g.	-	n.g.	-
Xanthenon		++	++	n.g.	n.g.	-	n.g.	+
Aerober Abbau: +++++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 10 Tagen ++++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 25 Tagen +++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 50 Tagen ++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 100 Tagen + -> vollständiger Abbau innerhalb von 150 Tagen - -> kein vollständiger Abbau innerhalb von 150 Tagen				Anerober Abbau: +++++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 40 Tagen ++++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 70 Tagen +++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 100 Tagen ++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 250 Tagen + -> vollständiger Abbau innerhalb von 300 Tagen - -> kein vollständiger Abbau innerhalb von 300 Tagen				

Tabelle 34: Ergebnisse der aeroben (blau unterlegt) und anaeroben (rot unterlegt) Mikrokosmen, Abbau SCAP

SCAP		aerobe Abbauversuche: Grundwasser ohne Schadstoffdotierung	aerobe Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung	Nitrat reduzierende Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung	Eisen (III) reduzierende Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung	Sulfat reduzierende Abbauversuche: Grundwasser mit Schadstoffdotierung
Phenol		++	+++	+	+	+
o-Kresol		++	+++	++	+	-
m+p-Kresol	 	++++	+++	+++	++	+
2,3-Dimethylphenol		+++	+++	++	+	-
2,4-Dimethylphenol		+++	+++	+	+	-
2,5-Dimethylphenol		++++	+++	-	+	-
2,6-Dimethylphenol		++	+++	-	-	-
3,4-Dimethylphenol		+++	++++	+++	+	-
2-Ethylphenol		+++	++++	-	+	-
4-Ethylphenol		+++	+++	+++	+++	+
3-Ethylphenol + 3,5-Dimethylphenol	 	+++	++++	+++	+	- (Abbau 70%)
2-Isopropylphenol +2,4,6-Trimethylphenol	 	+++	+++	-	-	-
3+4-Isopropylphenol +2,3,6-Trimethylphenol	  	+++	+++	-	-	-
2-Propylphenol		++++	+++	-	+	-
3+4-Propylphenol	 	+++	+++	+++	+	+
3-Ethyl-5-Methylphenol +2,3,5-Trimethylphenol	 	+++	+++	+	+	-
3,4,5-Trimethylphenol		+++	+++	-	-	-
Aerober Abbau: ++++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 10 Tagen +++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 25 Tagen ++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 50 Tagen + -> vollständiger Abbau innerhalb von 100 Tagen - -> kein vollständiger Abbau innerhalb von 150 Tagen				Anaerober Abbau: ++++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 40 Tagen +++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 70 Tagen ++ -> vollständiger Abbau innerhalb von 100 Tagen + -> vollständiger Abbau innerhalb von 250 Tagen - -> kein vollständiger Abbau innerhalb von 300 Tagen		

7 ERGEBNISSE UND DISKUSSION SÄULENEXPERIMENTE

Mit Hilfe von Säulenversuchen wurde der Abbau ausgewählter Schadstoffe unter wechselnden Redoxverhältnissen in durchströmter Bodenpassage untersucht. Die Edelstahlsäulen wurden mit Bodenmaterial der Messstelle GWM 25 (Messstellenausbau im März 2012) befüllt und mit Grundwasser der GWM 20 (relativ unbelastet, nitratfrei) von unten nach oben mit einer Fließgeschwindigkeit von ca. 1,5 L pro Tag durchströmt. Das verwendete Grundwasser befand sich in mit Stickstoff beaufschlagten Stahltonnen, die über Schläuche mit dem Säulensystem verbunden waren. Die Aufdotierung der Schadstoffe erfolgte direkt in die Grundwassertonne. Die Säulen wurden über eine Versuchsdauer von 161 Tagen kontinuierlich betrieben. Säule 1 wurde während der gesamten Untersuchungszeit unter anaeroben Bedingungen betrieben und diente als Vergleichskontrolle für Säule 2. Für Säule 2 wurde neben der Grundwasserzufuhr eine zweite Zufuhr von sauerstoffangereichertem Leitungswasser geschaltet. Dem sauerstoffhaltigen Leitungswasser wurde dieselbe Schadstoffmischung zugegeben, um Verdünnungsprozesse zu vermeiden. Die Zufuhr erfolgte nach 62 Tagen bis zum Versuchsende. Der Säulenaufbau ist in Abbildung 131 dargestellt. Einmal wöchentlich wurden Säulenzulauf, -mitte und -ablauf beprobt. Die Kenndaten der Säulen sind in Tabelle 3 aufgeführt.

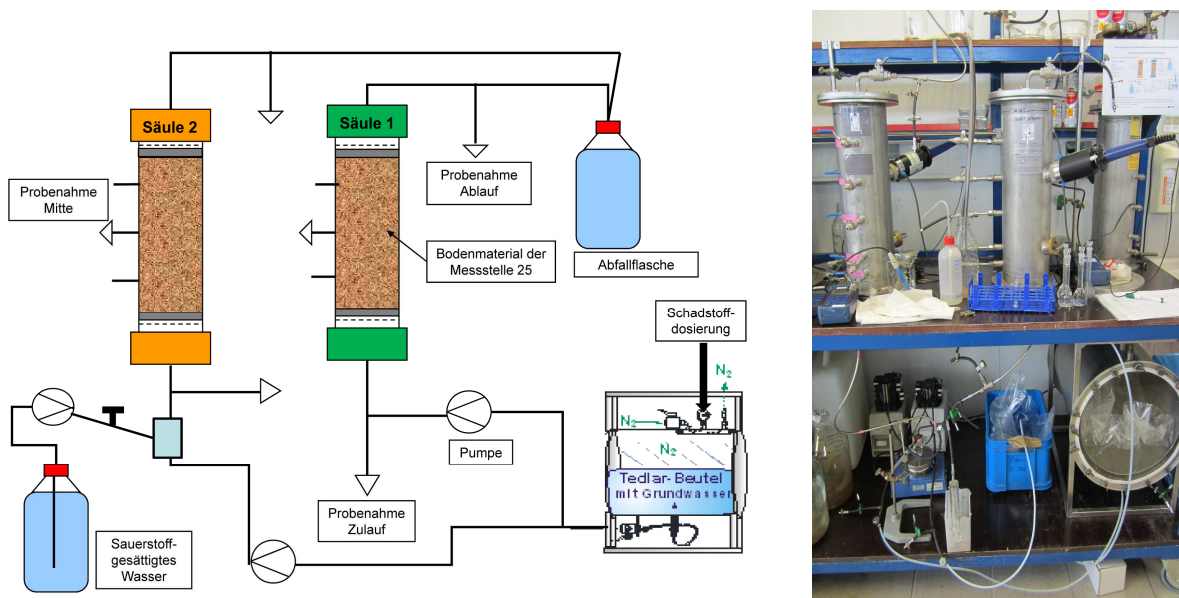


Abbildung 131: Schematischer Säulenaufbau (links), Säulenaufbau im Labor (rechts)

7.1 Vorversuche

7.1.1 Bestimmung der Eisen(II)/(III)-Gehalte im Sediment

Bei den Säulenversuchen sollte der anaerobe Abbau vorwiegend unter Eisen-(III)-reduzierenden Bedingungen betrachtet werden. Ob in den durchströmten Bodensäulen Eisen-(III)-reduzierende Bedingungen herrschen, ist auch abhängig von der Bioverfügbarkeit des Elektronenakzeptors Eisen(III) in der Eisen-(III)-Festphase. Daher wurden die Eisen(II)/(III)-Gehalte im Sediment des verwendeten Säulenmaterials mit Hilfe von zwei Aufschlussverfahren bestimmt. Tabelle 35 stellt die erhaltenen Ergebnisse dar.

Tabelle 35: Ergebnisse des Vorversuches zur Bestimmung der Eisen(II)/(III)-Gehalte im Bodenmaterial Germersheim GWM 25

Königswasseraufschluss	1 m H ₂ SO ₄ -Aufschluss		
Eisen (gesamt) [g/kg TS]	Eisen (gesamt) [g/kg TS]	Eisen(II) [g/kg TS]	Eisen(III) [g/kg TS]
5,96	1,4	0,6	0,8

Die Ergebnisse des Vorversuchs liefern für die Säulenversuche folgende Überlegungen:

Die Säule 1 der Säulenversuche wurde mit 17,5 kg Trockensubstanz (TS) Boden und Säule 2 mit 17,8 kg TS Boden befüllt. Daraus ergibt sich ein Gehalt an Eisen-(III)-Verbindungen nach dem angewandten Aufschluss von ca. **14,0 g Eisen(III)** in Säule 1 und **14,2 g Eisen(III)** in Säule 2. Der Bedarf an TEA („utilization factor“) beträgt unter Eisen-(III)-reduzierenden Bedingungen gemittelt für BTEX 21,9 g/g, für PAK 20,7 g/g und für NSO-HET 17,9 g/g. Bei einer Schadstofffracht von ca. 1.200 µg pro Tag für jede Säule werden ca. 23 mg Eisen(III) am Tag verbraucht. Nach den Ergebnissen des Vorversuches sind die Säulen somit mehr als 600 Tage ausreichend mit bioverfügbarem Eisen(III) versorgt. Vor der Inbetriebnahme der Säulenversuche wurden demzufolge keine zusätzlichen Elektronenakzeptoren zugeführt.

7.1.2 Abiotischer Sauerstoffverbrauch des reduzierten Sediments

Bevor die Zugabe von Sauerstoff in Säule 2 erfolgte, wurde ein weiterer Vorversuch zum abiotischen Sauerstoffverbrauch des reduzierten Sediments durchgeführt. Mit Hilfe des Vorversuchs sollte der Sauerstoffverbrauch für die reduzierten Festphasen des verwendeten Bodenmaterials der Säulen abgeschätzt werden, um eine Größenordnung der zeitlichen Dauer der Zugabe von Sauerstoff in Säule 2 zu erhalten. In Abbildung 132 sind die

Ergebnisse des Vorversuchs dargestellt. Der Versuch wurde zweimal durchgeführt. Auf der y-Achse ist der Sauerstoffverbrauch während der Durchführung in mg/L und der kumulative Sauerstoffverbrauch bezogen auf den Boden in g/kg dargestellt.

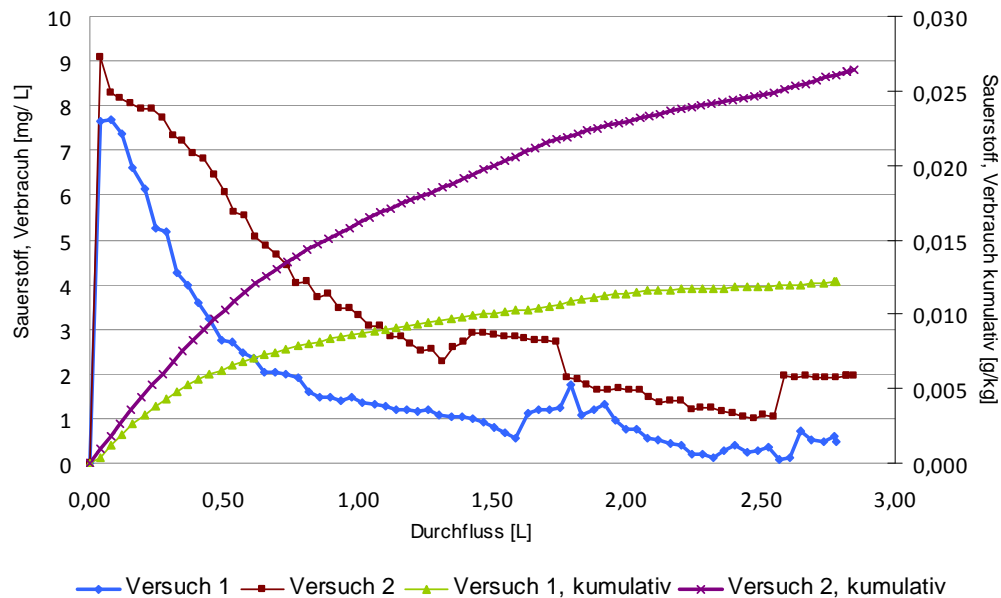


Abbildung 132: abiotischer Sauerstoffverbrauch der Festphasen GWM 25 Germersheim im Vorversuch

Die beiden im Doppelansatz angesetzten Versuche ergaben unterschiedliche Ergebnisse. Gründe dafür können zum einen die etwas unterschiedlich gefüllten Glassäulen und der erhöhte Sauerstoffgehalt beim Zulauf während der Durchführung des zweiten Versuchs sein.

Die Vorversuche ergaben einen abiotischen Sauerstoffverbrauch zwischen 12,1 und 26,0 mg O₂/kg Boden (Abbildung 132). Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei Versuch 2 die ermittelte Kurve weiter ansteigt. Dies lässt vermuten, dass der tatsächliche Verbrauch etwas höher ist als im Vorversuch.

Für die Säulenversuche wurde demnach ein Sauerstoffverbrauch der reduzierten Festphasen von 26 mg O₂/kg Boden angenommen. Daraus ergab sich für die Säulen ein möglicher abiotischer Sauerstoffverbrauch von ca. 463 mg O₂ in Säule 2 (17,8 kg TS). Für den Wechsel in Säule 2 bedeutete dies nach diesem Vorversuch:

Um die reduzierten Festphasen in Säule 2 komplett zu oxidieren, werden bei einer Sauerstoffzufuhr von 4,0 mg O₂/L im Zeitraum der Zufuhr und einem Durchfluss der Säule von 1,5 L/d ohne Berücksichtigung des biologischen Abbaus mindestens **77 Tage** benötigt. Der Vorversuch lieferte Anhaltspunkte, je nach Adaption der Mikroorganismen kann der aerobe mikrobielle Abbau auch parallel zum abiotischen Sauerstoffverbrauch stattfinden.

7.2 Säulen

Beide Säulen wurden anfangs identisch unter anaeroben Bedingungen betrieben. Insgesamt wurden 31 Probenahmen durchgeführt. In beiden Abläufen konnten gelöstes Eisen sowie Eisen-(III)-reduzierende Bakterien nachgewiesen werden. Ebenso wurden geringe Sulfidgehalte gemessen und Sulfat-reduzierende Bakterien mittels MPN-Tests in den Säulenabläufen identifiziert (Abbildung 133). Die Zunahme von gelöstem Eisen und Sulfid sind Nachweise für mikrobiellen Abbau unter Eisen-(III)- und Sulfat-reduzierenden Bedingungen.

Die gelösten Ionen und sowie die Sofortparameter wurden bei jeder Probenahme gemessen. Der pH-Wert blieb während der gesamten Versuchsdauer im neutralen Bereich. Die Temperatur lag konstant zwischen 19 und 21°C (Raumtemperatur). Das gemessene Redoxpotential zeigte im Zulauf deutlich positivere Werte als in den Abläufen, was auf reduzierende Bedingungen in den Säulen hinweist. Die Milieubedingungen in den Säulen blieben über den angesetzten Untersuchungszeitraum stabil. Die Sulfatgehalte der Abläufe wichen teilweise vom Zulauf ab, was auf einen Sulfatverbrauch hindeutet. Alle gemessenen IC-Werte und Sofortparameter können aus Anhang 11.11 entnommen werden.

Nach 62 Tagen erfolgte die Zumischung von sauerstoffgesättigtem Leitungswasser in Säule 2 (Wechsel). Durch die Zumischung des Leitungswassers veränderten sich die IC-Werte in Säule 2 (Anhang 11.11). Im Ablauf der Säule 2 konnte nach der Zumischung eine geringfügige Abnahme an gelöstem Eisen festgestellt werden (Abbildung 133). Elf Tage nach dem eingeleiteten Wechsel wurden 0,12 O₂ mg/L im Ablauf der Säule 2 gemessen, dieser Wert veränderte sich danach kaum. Die gemessenen Parameter sowie die Schadstoffkonzentrationen wiesen zunächst keine deutlichen Unterschiede zwischen Säule 1 und Säule 2 auf. In Säule 2 konnten weiterhin Eisen-(III)-reduzierende Prozesse sowie auch Sulfat-reduzierende Prozesse nachgewiesen werden (siehe Abbildung 133). Nach den Ergebnissen des Vorversuches war eine vollständige Oxidation des reduzierten Sediments der Säule 2 nach 77 Tagen nach Zumischen des sauerstoffhaltigen Leitungswassers zu erwarten. Jedoch konnten diese Annahmen anhand der gemessenen Sofortparameter nicht bestätigt werden. Im Ablauf der Säule 2 konnte kein aerobes Milieu nachgewiesen werden. Aufgrund dieser Tatsachen erfolgte die Zumischung von sauerstoffhaltigem Leitungswasser bis zum Ende des angesetzten Untersuchungszeitraumes (insgesamt 106 Tage lang). Vermutlich konnte das Bodenmaterial der Säule innerhalb des angesetzten Untersuchungszeitraums nicht komplett aufoxidiert werden bzw. durch schnellen Sauerstoffverbrauch (biologisch und abiotisch) konnte der Sauerstoff nur den unteren Teil der Säule erreichen. Anhand der Schadstoffanalytik zeigten sich nach 126 Tagen dennoch deutliche Unterschiede zwischen Säule 1 und Säule 2.

Am 94. Versuchstag bis zum 108. Versuchstag wurde der Durchfluss auf ca. 0,75 L pro Tag verringert. Etwas verzögert stiegen in dieser vierzehntägigen Versuchsphase die Eisen-(II)-Konzentrationen (siehe Abbildung 133) in beiden Säulen an. Die Sulfatgehalte (Anhang 11.11) sanken in Säule 1 auf < 2 mg/L und Säule 2 auf < 14 mg/L. Für Benzol, Naphthalin und alle aufdotierten NSO-HET wurde eine deutliche Konzentrationszunahme in beiden

Säulenabläufen nachgewiesen (Abbildung 134 und Abbildung 136). Vermutlich führte der geringere Durchfluss zu einer Verstärkung der reduzierenden Bedingungen innerhalb der Säulen. Aufgrund des geringen Flusses waren möglicherweise die abiotischen Prozesse, wie Sorption, ausgeprägter und die Verfügbarkeit der TEA für die Mikroorganismen eingeschränkt.

Durch die zum Teil schwankenden Grundwasservolumen in der Tonne und die unterschiedlichen Wasserlöslichkeiten der Schadstoffe variierten die Zulaufkonzentrationen bei den Säulenversuchen. Zudem kam es zu einem ungewollten Sauerstoffeintrag in einer Grundwassertonne aufgrund von Undichtigkeiten. Deshalb wurde bei der Darstellung der Ergebnisse der Schadstoffkonzentrationen die relative Konzentrationsabnahme der Abläufe im Vergleich zum jeweiligen Zulauf der Säulen gewählt. Die Verweilzeit (Tabelle 3) innerhalb der Säule wurde dabei nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse liefern deshalb nur eine Abschätzung der Abreinigung der Schadstoffe innerhalb der Säule. In den folgenden Unterkapiteln sind die Ergebnisse der Schadstoffanalytik dargestellt.

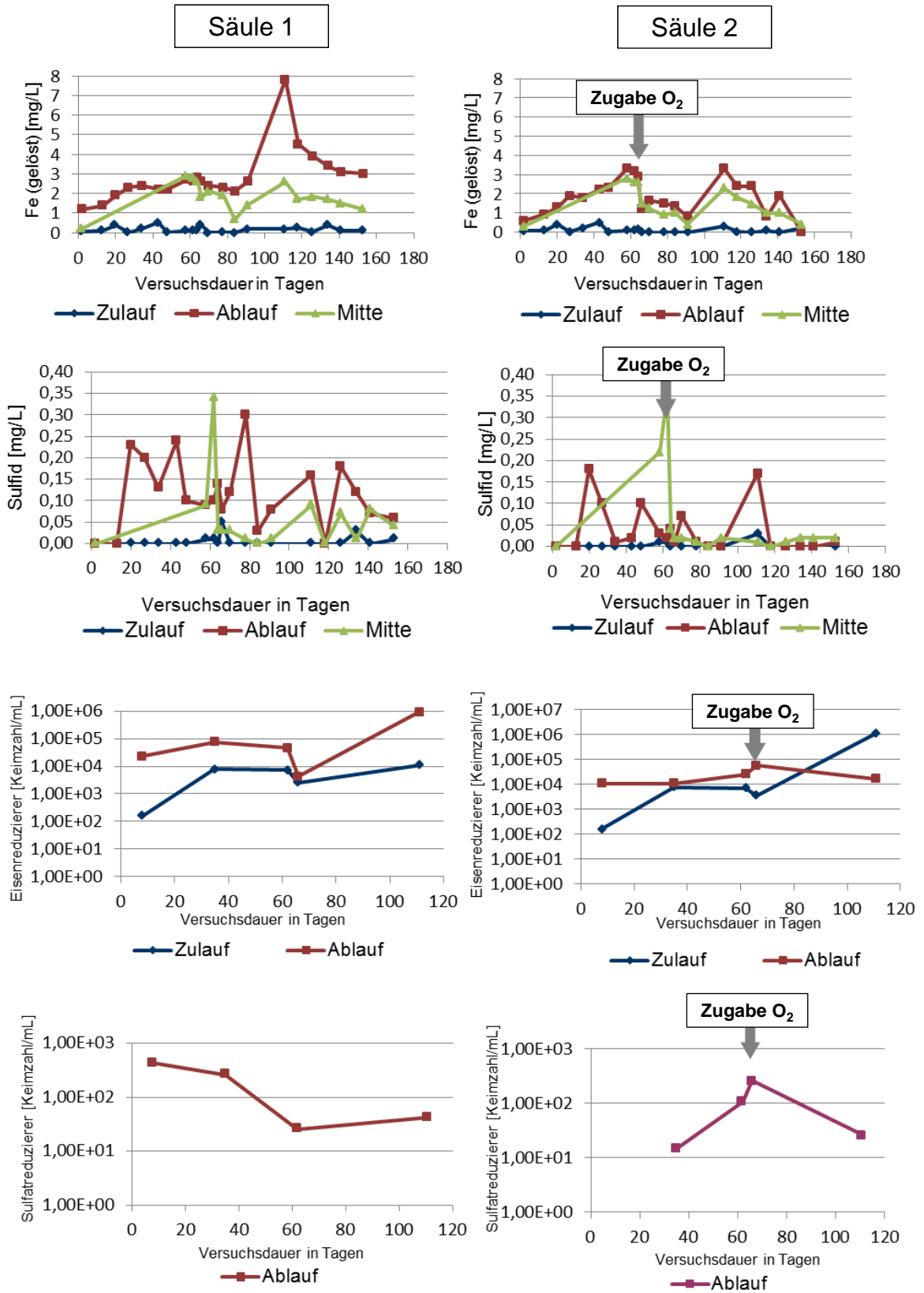


Abbildung 133: Säulenversuche, gelöstes Eisen in mg/L, Sulfid-Gehalt in mg/L, Eisen-(III)-Reduzierer und Sulfatreduzierer in Keimzahl/mL in Säule 1 (links) und Säule 2 (rechts) über die Versuchsdauer

7.2.1 Abbau Monoaromaten und PAK

Für die Säulenversuche wurden die Monoaromaten Benzol und Toluol und als Vertreter der PAK Naphthalin und Acenaphthen zudosiert. Aus der Literatur und bereits durchgeführten Untersuchungen am TZW ist bekannt, dass Toluol und Naphthalin sehr gut biologisch abbaubar sind. Benzol und Acenaphthen erweisen sich hingegen als schwerer abbaubar und wurden bei Felduntersuchungen häufig noch schadensherdfern nachgewiesen. Somit wurde bei der Betrachtung dieser Schadstoffgruppen eine biologisch leicht abbaubare Substanz einer biologisch schwerer abbaubaren Substanz gegenübergestellt. Abbildung 134 zeigt die relative Konzentrationsabnahme der Abläufe der betrachteten Schadstoffe im Vergleich zur Zulaufkonzentration. Mit dem Pfeil in den Abbildungen der Säule 2 ist der Zeitpunkt der Zugabe des sauerstoffhaltigen Leitungswassers verdeutlicht. In der Darstellung wurde die Aufenthaltszeit der Schadstoffe innerhalb der Säule nicht berücksichtigt. Das Abbauverhalten der genannten Substanzen unterschied sich nach der Zugabe von Sauerstoff in Säule 2 zunächst kaum von Säule 1. Dieser Effekt war nach dem Vorversuch des abiotischen Sauerstoffverbrauchs der reduzierten Festphasen zu erwarten. Nach 126 Tagen zeigten sich Auswirkungen der Sauerstoffzufuhr in einer Konzentrationsabnahme des Ablaufes der Säule 2 im Vergleich zur Säule 1. Das sauerstoffhaltige Wasser wurde zu diesem Zeitpunkt bereits 64 Tage zugemischt.

Bei der Betrachtung der einzelnen aufdotierten Schadstoffe wird deutlich, dass Toluol von Beginn an in beiden Säulenabläufen nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen wurde (Abbildung 134). Nach 126 Tagen wurde Toluol in Säule 2 bis zum Ende der Versuchszeit nicht mehr nachgewiesen. Auch in Säule 1 wurde nach 161 Tagen Toluol im Vergleich zur Zulaufkonzentrationen nur in sehr geringer Konzentration ($< 1\mu\text{g/L}$) nachgewiesen. Aussagen über den Benzolabbau sind dagegen sehr schwierig zu treffen. Die relative Konzentrationsabnahme schwankt in Säule 1 sehr stark. Gründe dafür könnten beispielsweise Verflüchtigung und Sorption sein. Diese abiotischen Prozesse standen offensichtlich noch nicht im Gleichgewicht. Das Gleichgewicht zwischen angelagerter Substanz an die Festphase und gelöster Substanz im Wasser wurde vermutlich durch die biologische Aktivität immer wieder verschoben, so dass die angelagerte Substanz wieder gelöst wurde und eine Nachlieferung von Benzol erfolgte. In der Versuchsphase als der Durchfluss verringert wurde, zeigte sich ein deutlicher Konzentrationsanstieg von Benzol. Vermutlich wurde der Bioabbau gehemmt oder stark verlangsamt. In Säule 2 konnte nach 126 Tagen im Ablauf analog zu Toluol bis zum Ende der Versuchszeit kein Benzol mehr nachgewiesen werden.

Die aufdotierten polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe zeigten in den ersten 40 Tagen des Versuchs zunächst einen stark verzögerten Konzentrationsanstieg in den Säulenabläufen (Abbildung 134). Der Konzentrationsanstieg von Naphthalin und Acenaphthen zu Beginn korreliert mit den bereits beschriebenen Adsorptionseigenschaften der PAK. Nach 73 Tagen nahmen die Schadstoffkonzentrationen von Acenaphthen in beiden Säulenabläufen ab. Die Konzentrationsabnahmen könnten Hinweise sein, dass sich auch bei stärker sorbierenden Substanzen wie Acenaphthen ($\log K_{ow}$ -Wert = 4,23) nach gewisser Zeit ein Gleichgewicht zwischen Ad- und Desorption einstellt. Welchen Anteil

Sorptionsprozesse einnehmen, kann bei den untersuchten Substanzen allerdings nur abgeschätzt werden. In Säule 1 betrug die relative Konzentrationsabnahme von Acenaphthen nach 73 Tagen ca. 40%-60% im Vergleich zur Zulaufkonzentration. Acenaphthen wurde im angesetzten Untersuchungszeitraum nicht komplett im Säulenablauf 1 abgereinigt. Auch die Abreinigung von Acenaphthen wurde während der Versuchsphase mit geringerem Durchfluss beeinflusst und stieg verzögert wieder an. Nach den 14 Tagen war wieder eine stetige Konzentrationsabnahme zu erkennen. Der Einfluss war durch die guten Sorptionseigenschaften von Acenaphthen weitaus geringer als bei Benzol. In Säule 2 zeigte Acenaphthen eine stetige Konzentrationsabnahme nach 73 Tagen und konnte nur noch in geringen Konzentrationen ($<2\mu\text{g/L}$) am Ende der Versuchszeit im Säulenablauf 2 nachgewiesen werden.

Die relative Abnahme der Ablaufkonzentration von Naphthalin verlief in beiden Säulen zu Beginn ähnlich. Der Gleichgewichtszustand trat vermutlich bereits nach 30 Tagen ein. Danach wurde im Vergleich zum Zulauf eine relative Konzentrationsabnahme zwischen 10% und 80% in Säule 1 beobachtet. Wie bei Benzol wurde möglicherweise aufgrund der biologischen Aktivität ein Gleichgewicht zwischen Ad- und Desorption nicht erreicht und das Gleichgewicht verschob sich in Richtung Desorption, so dass die Konzentration von Naphthalin in der wässrigen Phase anstieg. Auch das Abbauverhalten von Naphthalin wurde durch den geringen Durchfluss am 94. -108. Versuchstag beeinflusst. In Säule 2 war nach 108 Tagen ein deutlicher Effekt nach der Zugabe von sauerstoffhaltigem Wasser zu verzeichnen. Naphthalin konnte am Ende der Versuchsdauer nur noch in geringen Konzentrationen ($<1\mu\text{g/L}$) im Säulenablauf 2 gemessen werden.

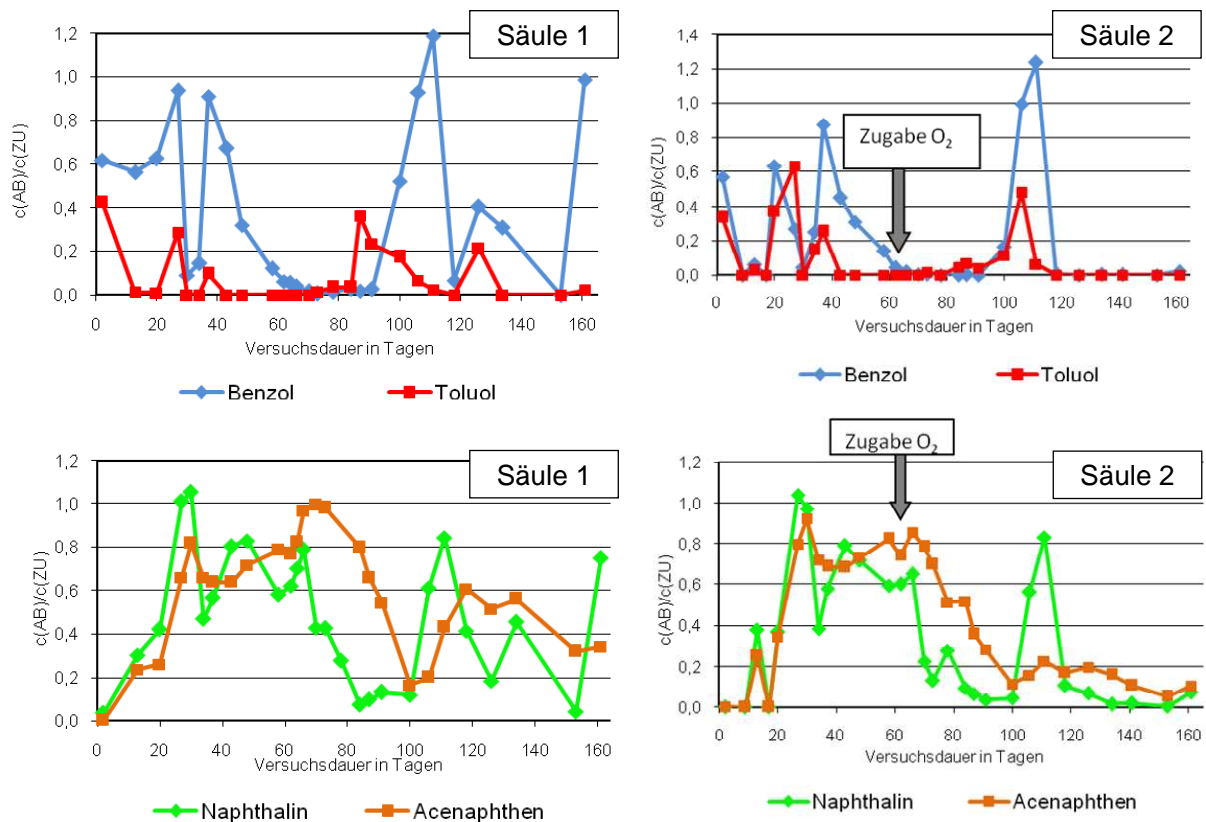


Abbildung 134: Säulenversuche, relative Konzentrationsabnahme der Ablaufkonzentration der aufdotierten Monoaromaten und PAK im Vergleich zur Zulaufkonzentration in Säule 1 (links) und Säule 2 (rechts) über die Versuchsdauer

Bei der Betrachtung des Abbauverhaltens innerhalb der Säule zu verschiedenen Zeitpunkten wird deutlich, dass bereits nach 62 Tagen vor dem Wechsel in beiden Säulenmitten Benzol und Toluol nur in sehr geringen Mengen nachgewiesen werden konnte (Abbildung 135). Aufgrund der hohen Mobilität der Monoaromaten im Grundwasser ist davon auszugehen, dass sich die schnelle Konzentrationsabnahme der Monoaromaten hauptsächlich auf mikrobielle Aktivität zurückführen lässt und weitere natürliche Schadstoffminderungsprozesse eine untergeordnete Rolle spielen. Nach der Zugabe von sauerstoffhaltigem Wasser wurden zunächst keine Unterschiede im Abbauverhalten der betrachteten Substanzen zwischen Säule 1 und Säule 2 festgestellt (siehe Versuchstag 75). Gegen Ende der Säulenversuche (Versuchstag 153) erfolgte bis zur Mitte der Säule 1 eine Abreinigung der Monoaromaten, eine vollständige Elimination war jedoch erst im Säulenablauf erkennbar. Bei der letzten Probenahme nach 161 Tagen Versuchsdauer kam es erneut zu einer Konzentrationszunahme von Benzol im Ablauf von Säule 1 (Abbildung 134). Die Abreinigung von Benzol in Säule 1 ist daher nicht eindeutig nachvollziehbar. In Säule 2 hingegen erfolgte bereits in der vorderen Hälfte der Säule nach 153 Tagen bis zum

Versuchende eine vollständige Abreinigung der dosierten Monoaromaten. Der Eintrag von Sauerstoff beschleunigte demnach den Abbau der Monoaromaten.

Bei der Betrachtung des Abbauverhaltens der PAK wurde das bereits erwähnte Retardationsverhalten deutlich (siehe Versuchstag 2 und 64). Nach 2 Tagen war die Ablaufkonzentration wesentlich geringer als die Zulaufkonzentration. Nach 27 Tagen unterschieden sich die Ablaufkonzentrationen nur noch geringfügig von den Zulaufkonzentrationen in beiden Säulen. Nach 62 Tagen entsprach die Zulaufkonzentration der Ablaufkonzentrationen. Anschließend ist eine Konzentrationsabnahme der aufdotierten PAK nachweisbar (siehe Versuchstag 84). Nach 84 Tagen (22 Tage nach der Zugabe von sauerstoffhaltigem Wasser in Säule 2) verlief das Abbauverhalten der PAK in beiden Säulen noch immer ähnlich. Erst nach 153 Tagen war ein deutlicher Unterschied zwischen Säule 1 und 2 erkennbar. In Säule 2 wurden Naphthalin und Acenaphthen bereits in der Säulenmitte in geringen Konzentrationen nachgewiesen. In Säule 1 zeigte sich ebenfalls ein deutlicher Konzentrationsrückgang von Naphthalin. Die Konzentration von Acenaphthen nahm zwar bis zur Säulenmitte deutlich ab ($< 10 \mu\text{g/L}$), im weiteren Säulenverlauf zeigte sich allerdings keine weitere Abnahme in Säule 1.

Anderson et al. (1999) konnten bei Felduntersuchungen ebenfalls einen Toluolabbau unter Eisen-(III)-reduzierenden Bedingungen nachweisen. Benzol wurde nur in einem von drei untersuchten Aquiferen abgebaut. In der vorliegenden Studie wurde von Beginn an eine Konzentrationsabnahme von Toluol und Benzol unter anaeroben Bedingungen beobachtet. Es ist davon auszugehen, dass die Monoaromaten in der vorliegenden Studie unter anaeroben Verhältnissen als alleiniges Primärsubstrat genutzt wurden. Aufgrund der raschen Konzentrationsabnahme der Monoaromaten in der ersten Hälfte der Säule sowie der steigenden Eisen-(II)-Gehalte im Säulenablauf ist ein Nachweis von mikrobieller Aktivität gegeben. Aufgrund der starken Konzentrationsschwankungen von Benzol im Ablauf konnten die Prozesse für diese Substanz nicht vollständig nachvollzogen werden. Der mikrobielle Abbau in Säule 1 verlief vermutlich unter Eisen-(III)- und Sulfat-reduzierenden Bedingungen ab (Abbildung 133).

Die Zugabe von Sauerstoff nach 62 Tagen begünstigte den Abbau der Monoaromaten in Säule 2. Allerdings trat dieser Effekt erst 64 Tage nach Beginn der Zufuhr von sauerstoffhaltigem Leitungswasser ein. Die reduzierten Festphasen im verwendeten Bodenmaterial sowie die Anpassung und das Wachstum der Bakterien spielten demnach eine entscheidende Rolle und dürfen bei der Betrachtung nicht vernachlässigt werden.

Mueller et al. (1991) beobachteten, dass PAK mit zwei Ringen für gewöhnlich vor dreizyklischen PAK abgebaut werden. Sie begründeten ihre Beobachtung mit dem Molekulargewicht. Je höher das Molekulargewicht, desto langsamer der Abbau. Nach dieser Aussage müsste im vorliegenden Versuch Naphthalin vor Acenaphthen abgebaut werden. Dies traf zwar zu, aber aufgrund der starken Konzentrationsschwankungen von Naphthalin und Acenaphthen in Säule 1 sind Aussagen zum Abbauverhalten unter anaeroben Verhältnissen schwierig zu treffen. Retardationen durch abiotische Schadstoffminderungsprozesse spielten eine entscheidende Rolle (Abbildung 135). Die Konzentrationen beider untersuchten PAK stiegen in den Säulenabläufen zunächst an bis

die Ablaufkonzentration der Zulaufkonzentration entsprach. Vermutlich hat sich zu diesem Zeitpunkt ein Gleichgewicht zwischen Ad- und Desorption eingestellt. Die darauf folgende Konzentrationsabnahme kann hauptsächlich auf den mikrobiellen Abbau zurückgeführt werden. Die wesentlich höhere Wasserlöslichkeit und somit geringe Adsorptionsfähigkeit von Naphthalin könnte eine Erklärung für das schnellere Erreichen des Maximums im Säulenablauf sein. Acenaphthen zeigte zwar unter anaeroben Bedingungen einen stetigen Konzentrationsrückgang nach 73 Tagen, letztendlich wurde Acenaphthen jedoch nicht vollständig abgereinigt (Abbildung 135). Sagner (2009) beobachtete ebenfalls in einem gekoppelten Säulenversuch einen Konzentrationsrückgang der aufdotierten Substanzen Naphthalin und Acenaphthen unter anaeroben Verhältnissen, allerdings erwies sich Acenaphthen in ihren Untersuchungen als relativ persistent und zeigte nur eine Abnahme von 10%.

Der stimulierende Effekt von Sauerstoff als Elektronenakzeptor wurde bereits bei einem gekoppelten Säulenversuch mit aufdotierten Grundwasser und H_2O_2 als Elektronenakzeptor von Sagner (2009) beobachtet. Sie wies bei einer Dosierung von 55 mg/L H_2O_2 eine 100% ige Abreinigung aller aufdotierten Monoaromaten (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, m-, o-, p-Xylol und Inden) und PAK (Naphthalin und Acenaphthen) bereits nach einer Säulendistanz von 20 cm nach. Die vorliegende Untersuchung unterstützt diese Ergebnisse. Durch die Zugabe von Sauerstoff wurden die Konzentrationsabnahmen der aufdotierten Monoaromaten und PAK in den durchgeführten Säulenversuchen ebenfalls begünstigt und bereits vor der Säulenmitte fand eine starke Abreinigung statt (Abbildung 135). Dabei ist zu berücksichtigen, dass in der vorliegenden Studie nicht H_2O_2 als Elektronenakzeptor diente, sondern sauerstoffhaltiges Leitungswasser. Die Vergleichbarkeit der Studien ist daher eingeschränkt. Dennoch ist festzuhalten, dass die kontinuierliche Zufuhr von sauerstoffhaltigem Wasser (ca. 6 mg O_2 /Tag in Säule 2) trotz nicht vollständiger Oxidation der reduzierten Festphasen zu einer stärkeren Abreinigung der untersuchten Substanzen im Vergleich zur anaerob betriebenen Säule 1 ausreichte.

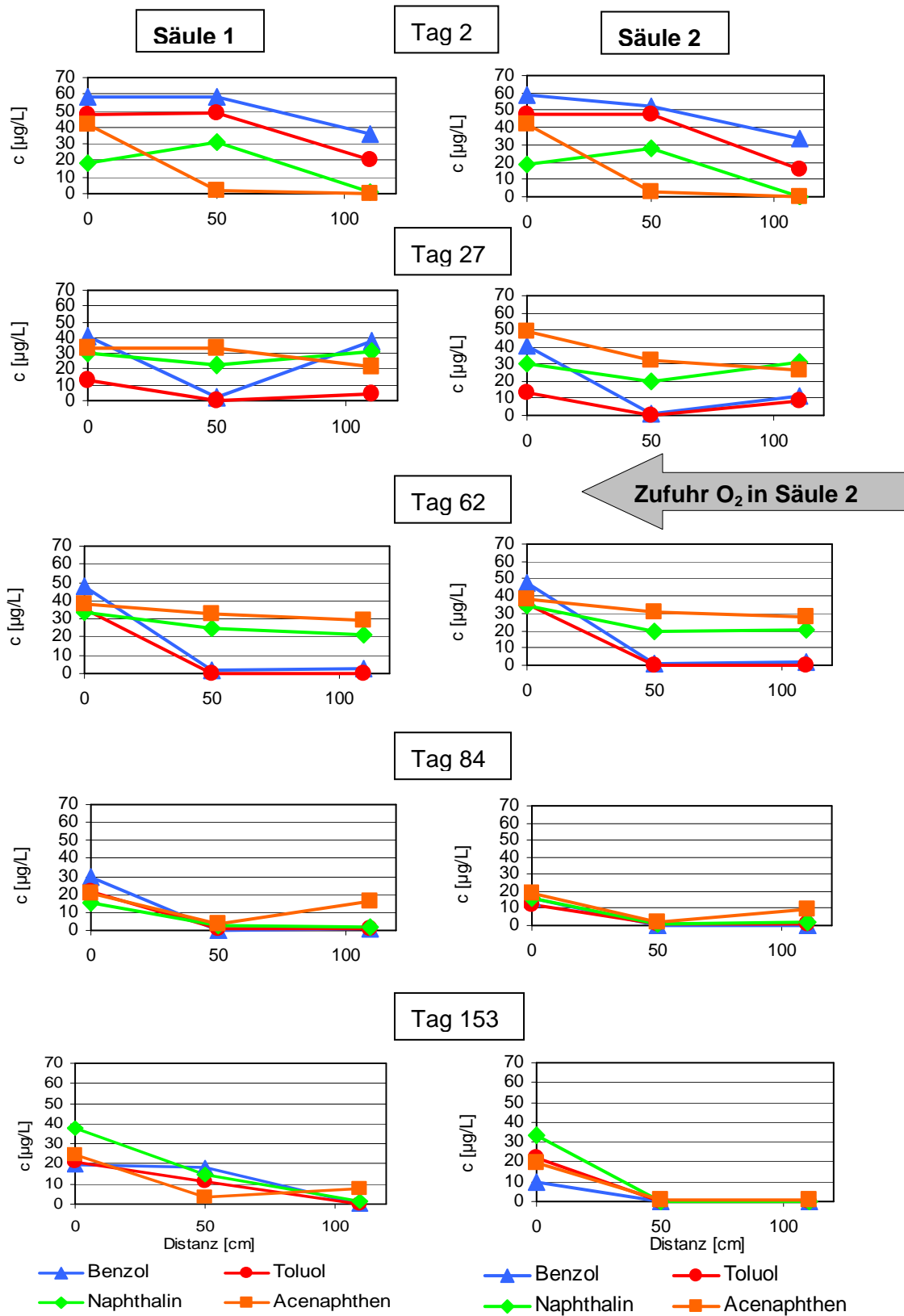


Abbildung 135: Verlauf der Absolutkonzentration der aufdotierten Monoaromaten und PAK über die Säulendistanz in Säule 1 (links) und Säule 2 (rechts) zu verschiedenen Zeitpunkten (Versuchstag 2, 27, 62, 84, 153)

7.2.2 Abbau NSO-HET

Bei den heterozyklischen Kohlenwasserstoffen wurden jeweils Vertreter mit unterschiedlichem Heteroatom gewählt (Benzofuran (O-HET), Chinolin (N-HET) und Benzothiophen (S-HET) und Substanzen mit zusätzlicher Methylgruppe.

In Abbildung 136 sind die relativen Konzentrationsabnahmen der Abläufe der aufdotierten NSO-HET im Vergleich zur Zulaufkonzentration dargestellt. Bei den NSO-HET kam es zu starken Schwankungen der Zulaufkonzentration, weshalb eine Darstellung der relativen Konzentrationsabnahme der Ablaufkonzentration zur Zulaufkonzentration gewählt wurde. Dabei wurde die Verweilzeit innerhalb der Säule bei den untersuchten Substanzen nicht berücksichtigt.

Bei der Betrachtung wird deutlich, dass bei den Heterozyklen Retardationsprozesse zu Beginn des Versuchs eine große Rolle spielten. Anhand der Darstellung wird ersichtlich, dass sich vermutlich ein Gleichgewicht zwischen Ad- und Desorption bei den meisten NSO-HET innerhalb der ersten 30 Tage einstellte. Welchen Anteil Sorptionsprozesse bei dieser Abreinigung spielten, kann analog zu den bereits beschriebenen Schadstoffgruppen nur abgeschätzt werden, da die genaue Konzentration des Organikgehalts des Bodenmaterials nicht bekannt war.

Bei der Betrachtung der einzelnen Substanzen wurde Chinolin ähnlich wie Toluol von Beginn an nur in sehr geringen Konzentrationen in den Säulenabläufen nachgewiesen. Aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit spielten Adsorptionseffekte bei der Abreinigung von Chinolin vermutlich eher eine untergeordnete Rolle, weshalb der starke Konzentrationsrückgang in beiden Säulen einen Hinweis auf mikrobiellen Abbau gab.

Benzofuran zeigte in beiden Säulenabläufen nach 30 Tagen eine deutliche Konzentrationsabnahme und war nach 83 Tagen nicht mehr nachweisbar. Zeitweise stieg die Konzentration wieder an. Nach 108 Tagen blieben die Benzofurankonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Die methylierten aufdotierten NSO-HET und Benzothiophen zeigten in Säule 1 nur einen sehr geringen Konzentrationsrückgang im Vergleich zur Zulaufkonzentration über die gesamte Versuchsdauer (zwischen 20-40%). Die Konzentration der zugeführten Substanzen nahm zwar ab, allerdings konnten die Substanzen innerhalb der Säule 1 nicht komplett abgereinigt werden. In Säule 2 zeigte die Zufuhr von sauerstoffhaltigem Leitungswasser zunächst keine Auswirkungen auf das Abbauverhalten der Heterozyklen. Erst nach 126 Tagen war ein deutlicher Konzentrationsrückgang der methylierten NSO-HET und Benzothiophen in Säule 2 im Vergleich zu Säule 1 nachweisbar. Die relative Konzentrationsabnahme zur Zulaufkonzentration war bei allen Substanzen in Säule 2 nach 161 Tagen größer 80%.

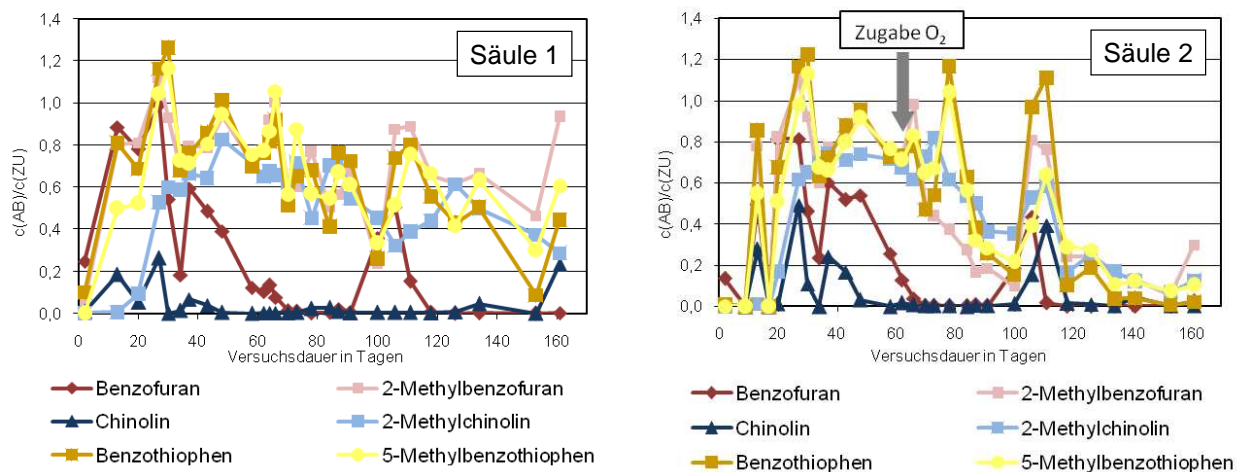


Abbildung 136: Säulenversuche, relative Abnahme der Ablaufkonzentration der aufdotierten NSO-HET im Vergleich zur Zulaufkonzentration in Säule 1 (links) und Säule 2 (rechts) über die Versuchsdauer

Abbildung 137 zeigt das Abbauverhalten der aufdotierten NSO-HET innerhalb der Säulen zu verschiedenen Zeitpunkten. Wie bereits beschrieben, spielten auch bei den Heterozyklen abiotische Schadstoffminderungsprozesse zu Beginn der Säulenversuche eine große Rolle. Bei der Beprobung am Versuchstag 62 scheint sich ein Gleichgewichtszustand zwischen gelöster Substanz und adsorbierter Substanz eingestellt zu haben. Chinolin und Benzofuran wurden bereits nach 62 Tagen in beiden Säulen vollständig abgereinigt. Alle NSO-HET zeigten nach 84 Tagen einen Konzentrationsrückgang in beiden Säulen. Bei 2-Methylchinolin spielten Sorptionsprozesse immer noch eine Rolle. Im Säulenablauf konnte eine höhere Konzentration als der Säulenmitte nachgewiesen werden. Vermutlich wurde durch die biologische Aktivität im vorderen Teil der Säule das Gleichgewicht gestört und in Richtung Desorption verschoben. Dies führt zu einem Anstieg im Säulenablauf. Zunächst waren keine Unterschiede im Abbauverhalten in beiden Säulen erkennbar (siehe Versuchstag 84). Gegen Ende der Versuchszeit zeigte Säule 2 jedoch eine deutliche Abreinigung aller untersuchten NSO-HET bereits vor der Säulenmitte (siehe Versuchstag 153). Auch in Säule 1 fand hauptsächlich eine Abreinigung in der vorderen Hälfte der Säule statt. Nur Chinolin und Benzofuran wurden hierbei vollständig umgesetzt. Vor allem 2-Methylbenzofuran erwies sich als relativ persistent unter anaeroben Bedingungen und zeigte zur Zulaufkonzentration nur eine relative Konzentrationsabnahme von <10%.

Sagner (2009) konnte ebenfalls unter anaeroben Bedingungen in einem gekoppelten Säulenversuch mit aufdotiertem Grundwasser eine Abreinigung von 6-Methylchinolin, Chinolin und Indol von 80-90% beobachten. Benzofuran, 2-Methylbenzofuran und Benzothiophen zeigten eine Abreinigung zwischen 50 und 80% [SAGNER, 2009]. Die vorliegenden Untersuchungen zeigen ein ähnliches Abbauverhalten. Die stickstoffhaltigen nicht methylierten Heterozyklen sind unter anaeroben Verhältnissen sehr gut abbaubar, was im Einklang mit den bereits dargestellten Ergebnisse der Batchexperimente. Benzofuran wurde ebenfalls in Eisen-(III)-reduzierenden Mikrokosmen komplett abgebaut. Die

Vermutung liegt daher nahe, dass die Mikroorganismen im verwendeten Grundwasser und Bodenmaterial die Substanz gut verwerten konnten. Zudem wird erneut die Relevanz der methylierten NSO-HET unter anaeroben Bedingungen bekräftigt.

Die Auswirkungen des Sauerstoffeintrages auf das Abbauverhalten der NSO-HET zeigten sich ebenfalls wie bei den Monoaromaten und PAK erst nach 126 Tagen. Sagner (2009) wies auch für die Heterozyklen Benzofuran, 2-Methylbenzofuran, Benzothiophen, 2,3-Dimethylbenzofuran, Chinolin, Indol, 6-Methylchinolin, Dibenzofuran, Dibenzothiophen und Carbazol eine 100%-ige Abreinigung bei einem gekoppelten Säulenversuch mit aufdotiertem Grundwasser und 55 mg/L H₂O₂ als Elektronenakzeptor bereits nach einer Säulendistanz von 20 cm nach. In der vorliegenden Untersuchung wurde der Abbau der methylierten NSO-HET ebenfalls durch den Sauerstoffeintrag begünstigt. Letztendlich konnte im Untersuchungszeitraum jedoch keine vollständige Abreinigung nachgewiesen werden. Möglicherweise beeinflussten abiotische Schadstoffminderungsprozesse den Abbau. Weitere Vergleichsuntersuchungen könnten Interaktionen der Verbindungen untereinander belegen. Broholm et al. (2001) wiesen in Säulenversuchen unter aeroben Bedingungen eine relative Konzentrationsabnahme von Benzothiophen in Anwesenheit von Naphthalin und 1-Methylnaphthalin nach. Ihre Beobachtungen bekräftigten die Aussage, dass Benzothiophen cometabolisch mit Naphthalinen als Primärsupstrat abgebaut wird [BROHOLM et al., 2001]. In der vorliegenden Untersuchung liegt es daher nahe, dass Benzothiophen nach der Zugabe von Sauerstoff ebenfalls cometabolisch umgesetzt wurde.

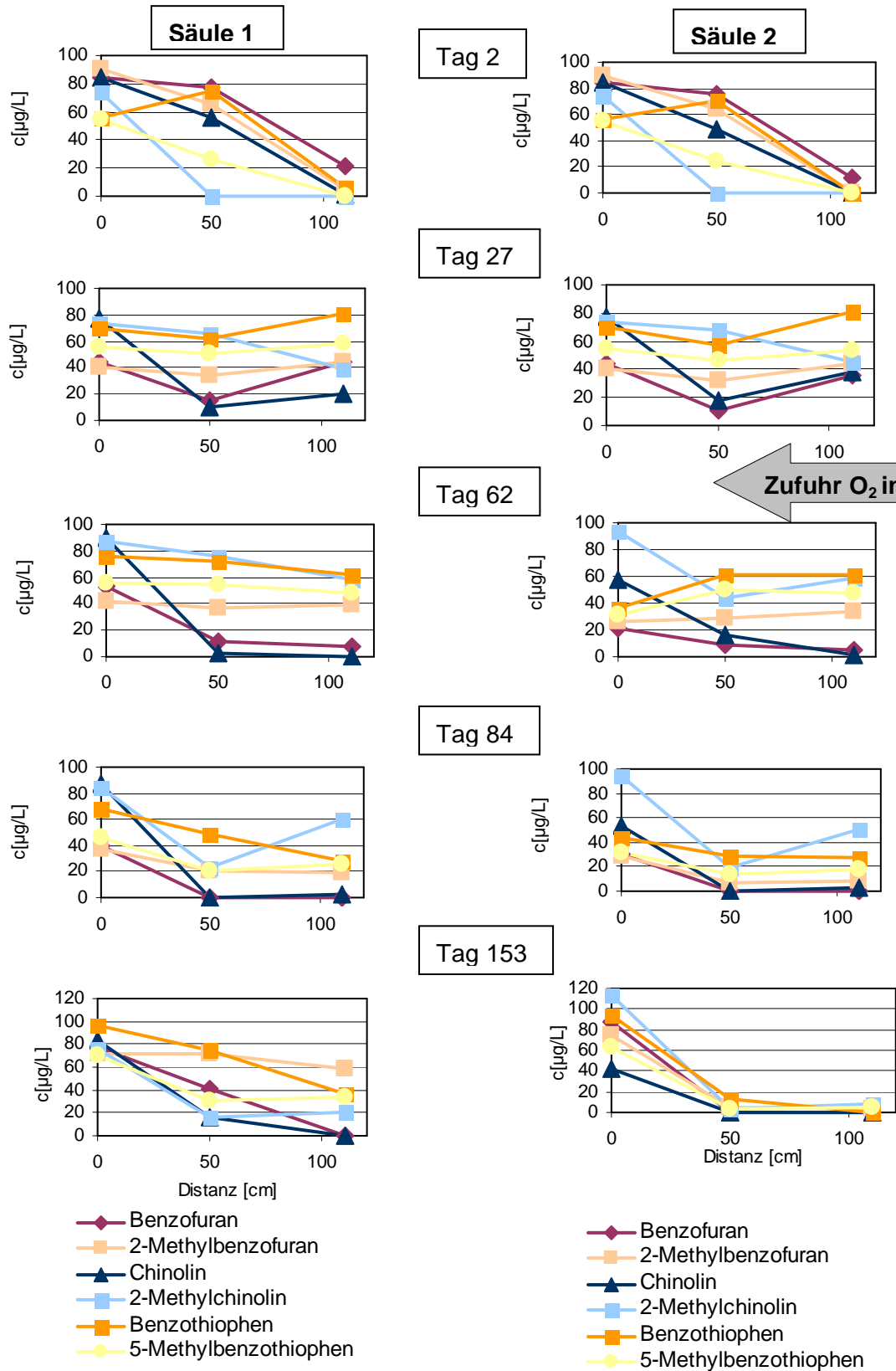


Abbildung 137: Verlauf der Absolutkonzentration der aufdotierten NSO-HET über die Säulendistanz in Säule 1 (links) und Säule 2 (rechts) zu verschiedenen Zeitpunkten (Versuchstag 2, 27, 62, 84, 153)

7.2.3 Abbauraten der untersuchten Schadstoffe und Frachtbilanzierung

Bei der Ermittlung der Abbauraten der untersuchten Schadstoffe sind abiotische Prozesse, wie Sorption, mit eingeschlossen. Für die Betrachtung einer rein biologischen Abbauraten wären weitere Versuche wie beispielsweise Tracerversuche notwendig. Für die Ermittlung wurde aufgrund der schwankenden Zulaufkonzentrationen exemplarisch ein repräsentativer Zeitraum betrachtet. Dafür wurde der Mittelwert der Schadstoffkonzentrationen in Zu- und Ablauf vom 118. Versuchstag - 161. Versuchstag (43 Tage) ermittelt und anschließend die Abbauraten der untersuchten Schadstoffe in $\mu\text{g/L}$ pro Säulenschüttung und Stunde in diesem betrachteten Zeitraum berechnet (Abbildung 138).

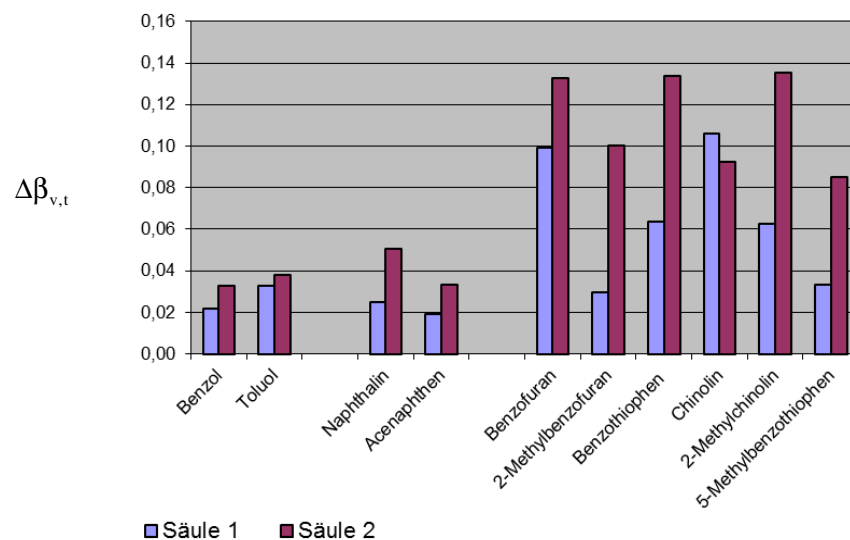


Abbildung 138: ermittelte Abbauraten in $\mu\text{g/L}$ pro Säulenschüttung und Stunde der untersuchten Substanzen in Säule 1 und Säule 2 gemittelt über den Versuchszeitraum 118.-161.Versuchstag (43 Tage)

Anhand der ermittelten Abbauraten wird ein bevorzugter Abbau mit Sauerstoff ersichtlich. Interessanterweise war die Abbauraten für Chinolin unter anaeroben Bedingungen (Säule 1) höher. Alle anderen untersuchten NSO-HET zeigten eine höhere Abbauraten in Säule 2. Dies entspricht den zuvor dargestellten Ergebnissen in Säule 2. Die ermittelten Abbauraten können wichtige Anhaltspunkte für NA-Raten im Feld liefern

Abbildung 139 stellt die kumulative Summe aller aufdotierten Schadstoffe über den gesamten Zeitraum für den Zulauf und den Ablauf der beiden Säulen dar. Die Differenz der kumulativen Fracht von Zu- und Ablauf wurde als Abreinigung bezeichnet und stellt die kumulative Summe der abgebauten Substanzen dar. Die kumulative Fracht des Zulaufs in beide Säulen verläuft nahezu identisch, womit eine Vergleichbarkeit beider Säulen gewährleistet ist. Zu Beginn der Sauerstoffzufuhr waren keine Unterschiede der Fracht im

Ablauf zwischen Säule 1 und 2 erkennbar. Nach 126 Tagen stagniert die Ablaufracht der Säule 2 und stieg in der restlichen Versuchszeit nicht weiter an. Die ausgetragene Fracht der Säule 1 nahm hingegen weiter zu. Die Summe der abgebauten Substanzen in Säule 2 nähert sich der Zulauf fracht deutlich an. Durch die Zugabe von Sauerstoff wurde somit der Abbau begünstigt. Anhand der Frachtbilanzierung konnte somit die Begünstigung des Schadstoffabbaus durch den Eintrag von Sauerstoff erneut bestätigt werden.

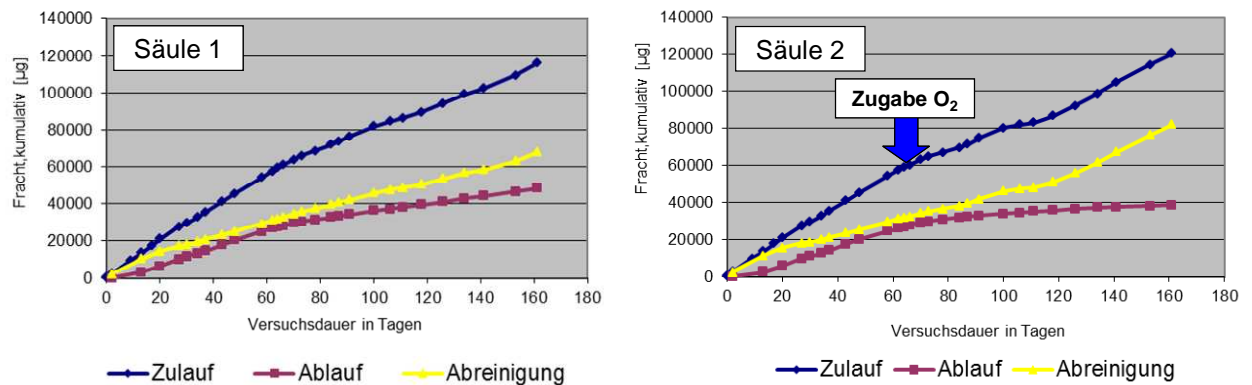


Abbildung 139: kumulative Summe aller untersuchten Schadstoffe in µg in Zulauf und Ablauf sowie die Abreinigung (Differenz aus der Fracht (Zulauf) und der Fracht (Ablauf)) in Säule 1 (links) und Säule 2 (rechts)

Eine stöchiometrische Bilanzierung der möglichen Elektronenakzeptoren zur Abschätzung der auf Grund des Abbaus zu erwartenden Konzentrationen bei einer vollständigen Mineralisierung ist aufgrund von Ausfällungsprozessen nur bedingt möglich. In Abbildung 140 ist die Summe der abgebauten untersuchten Schadstoffe (Abbildung 139) mit der kumulativen Summe der möglichen Elektronenakzeptoren dargestellt. Die gemessenen Konzentrationen der Elektronenakzeptoren wurden kumulativ über die Versuchszeit aufaddiert und anschließend durch den gemittelten „utilization factor“ geteilt, um die verbrauchten TEA mit der abgebauten Schadstofffracht vergleichen zu können.

Sowohl in Säule 1 als auch in Säule 2 sind deutliche Minderfunde von den tatsächlich erwartenden Eisen-(II)- und Sulfid-Werten ersichtlich. Eine stöchiometrische Bilanzierung ist aufgrund von Ausfällungsprozessen sowohl für Eisen(II) also auch für Sulfid sehr schwierig. Dennoch ist ersichtlich, dass in beiden Säulen die Eisen(II)-Gehalte über die Versuchszeit zunahm. Dies sind eindeutige Hinweise auf Eisen-(III)-Reduktion. Betrachtet man den Sulfatverbrauch, ist auffällig, dass der Verbrauch deutlich höher als die Summe der abgebauten Schadstoffe war. Gründe dafür könnten weitere Substanzen im Bodenmaterial sein. Sulfatreduktion spielt in den Säulen demnach eine maßgebliche Rolle. Ob Sulfatreduktion allerdings der dominierende Prozess in den Säulen war, kann aufgrund der Ausfällungen von Eisen(II) nicht eindeutig bestimmt werden. Es ist jedoch davon

auszugehen, dass die Eisen-(III)-Reduktion ebenfalls aufgrund der ausgefallenen rötlichen Eisenoxide, welche in den Ablaufschläuchen beider Säulen erkennbar waren, ein wichtiger Prozess war. Sulfat- und Eisen-(III)-Reduktion liefen somit vermutlich parallel ab.

In Säule 2 wird ebenfalls deutlich, dass zu Beginn der Zufuhr von Sauerstoff zunächst sulfatreduzierende Prozesse weiter am Schadstoffabbau beteiligt waren, nach einiger Zeit jedoch stagnierten. Dies weist darauf hin, dass der zugeführte Sauerstoff vermutlich den Mikroorganismen zu Beginn nicht zur Verfügung stand oder eine Adaption an die aeroben Verhältnisse erst verzögert stattgefunden hat. Aufgrund der Ausfällungsprozesse sind Aussagen bezüglich der Eisen-(III)-Reduktion schwierig zu treffen. Aus der Differenz zwischen der kumulativen Summe der abgebauten untersuchten Schadstoffe und dem Sauerstoffverbrauch nach 161 Tagen ergibt sich der mögliche abiotische Sauerstoffverbrauch, dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass wie bereits beim Sulfatverbrauch beschrieben, auch der Sauerstoff aufgrund von leicht verwertbaren organischen Substanzen im Bodenmaterial verbraucht werden könnte und nicht nur reduzierte Festphasen oxidiert wurden. Die Differenz betrug ca. 250 mg Sauerstoff (die Sauerstoffmenge wurde wieder mit Hilfe des utilization factor in die tatsächliche Menge umgerechnet). Geht man davon aus, dass zur vollständigen Oxidation der reduzierten Festphasen (siehe Vorversuch) ca. 463 mg Sauerstoff benötigt worden wären, um die Säule komplett zu oxidieren, könnte mit der errechneten Sauerstoffmenge ca. die Hälfte der Säule aufoxidiert worden sein. Diese Annahme bestätigte sich allerdings nicht bei der Messung der Sofortparameter denn in der Säulenmitte konnte kein Sauerstoff und auch kein erhöhtes Redoxpotential nachgewiesen werden. Wie bereits beschrieben, wurde möglicherweise durch weitere Substanzen im Boden Sauerstoff verbraucht, so dass weniger als die Hälfte der Säule auf oxidiert wurde. Trotz des abiotischen Sauerstoffverbrauchs war die zugeführte Menge an Sauerstoff ausreichend für einen verbesserten und beschleunigten Schadstoffabbau im Vergleich zur anaerob betriebenen Säule 1. Dies bestätigt die bereits erhaltenen Ergebnisse der Batchexperimente und verdeutlicht, dass bei einem Eintrag von Sauerstoff in den reduzierten Aquifer bereits biologischer Schadstoffabbau einsetzt bevor eine vollständige Oxidation der reduzierten Festphasen erfolgt.

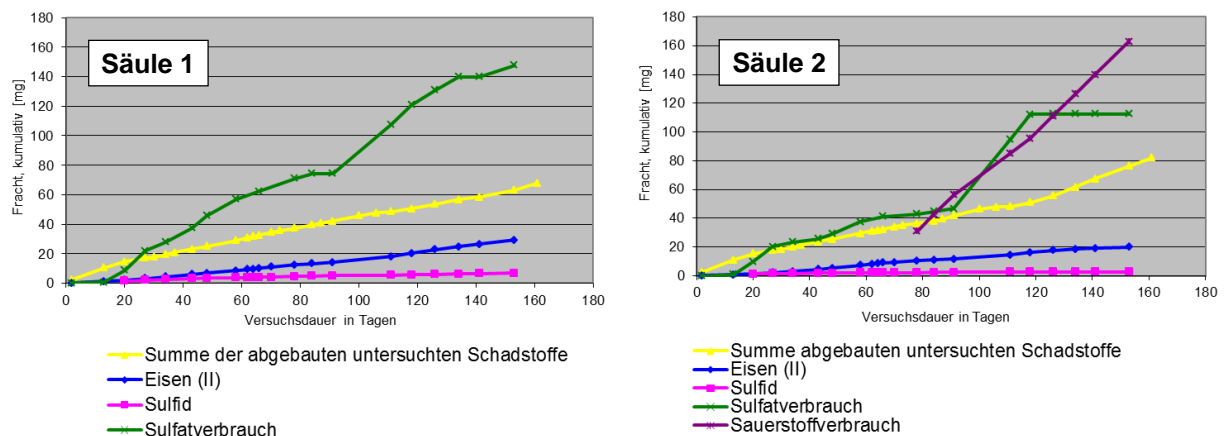


Abbildung 140: kumulative Fracht der Summe aller abgebauten untersuchten Schadstoffe, sowie der gemessenen Elektronenakzeptoren. Dabei wurde bei der Ermittlung der kumulativen Fracht der Elektronenakzeptoren im Vergleich zum Schadstoffabbau der gemittelte utilization factor der jeweiligen Elektronenakzeptoren berücksichtigt. Zur Verdeutlichung ein Rechenbeispiel für einen Zeitpunkt: Die kumulative Fracht von Eisen(II) betrug ca. 400 mg. Der Mittelwert des utilization factor für Eisen(III) beträgt ca. 20,2. Um den Schadstoffabbau mit der Fracht von Eisen(II) vergleichen können, wurde die Fracht von Eisen(II) durch den gemittelten utilization factor geteilt. Für die Darstellung wurde somit die Fracht von Eisen(II) mit ca. 20 mg aufgetragen.

7.2.4 Fazit Säulenexperimente

Die Interpretation der erhaltenen Ergebnisse der Säulenversuche ist deutlich schwieriger als für die Batchexperimente. Zwar stellen Säulenversuche die realen Abbauprozesse im Grundwasserleiter besser dar, allerdings können neben den bereits bei den Batchexperimenten erwähnten Einflussfaktoren zusätzliche abiotische Prozesse den Schadstoffabbau beeinflussen. Daher kann bei der Konzentrationsabnahme nicht ausschließlich von einem reinen mikrobiellen Abbau ausgegangen werden. Der schnellere Rückgang einer weniger hydrophoben und damit weniger retardierten Substanz verglichen mit einer hydrophoberen und stärker retardierenden Substanz weist jedoch deutlich auf einen biologischen Abbau hin [Tiehm et al., 2003]. Bei der Betrachtung der möglichen Adsorptionsprozesse für die Säulenversuche war nur eine grobe Abschätzung möglich, da für das verwendete Bodenmaterial keine umfassende Analyse durchgeführt wurde. Der organische Anteil des Bodenmaterials war nicht bekannt, so dass nur mit Hilfe in der Literatur aufgeführten Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten ($\log K_{ow}$ -Wert) die Adsorptionsfähigkeit der untersuchten Substanzen abgeschätzt werden konnte. Der K_{ow} -Wert ist ein Modellmaß und gibt das Verhältnis zwischen Lipophilie und Hydrophilie einer Substanz bei Verwendung von n-Oktanol und Wasser an. Demzufolge zeigt eine Substanz mit einem hohem $\log K_{ow}$ -Wert stärkere Sorptionstendenzen im Vergleich zu einer

Substanz mit niedrigem log Kow-Wert. Eine höher konzentrierte Substanz sorbiert prozentual jedoch in geringerem Maße als eine niedriger konzentrierte Substanz. Abbildung 141 stellt die Elimination über den log Kow-Wert der Substanzen in den beiden Säulen exemplarisch am 62. Versuchstag dar. Dabei verdeutlicht der Pfeil die zunehmende Wahrscheinlichkeit eines mikrobiellen Abbaus. Bei den untersuchten Substanzen Benzol, Toluol, Benzofuran und 2-Methylchinolin kann vermutlich von einer reinen biologischen Abreinigung in den Säulenversuchen ausgegangen werden, wenn eine Elimination stattfand. Bei den übrigen Substanzen ist eine eindeutige Aussage nicht möglich. Auch bei stärker sorbierenden Substanzen stellt sich allerdings nach einiger Zeit ein Gleichgewicht zwischen Ad- und Desorption ein. Für eindeutige Aussagen welchen Anteil Sorptionsprozesse im beschriebenen Versuch einnahmen, wären Sorptionsversuche mit dem Bodenmaterial sinnvoll.

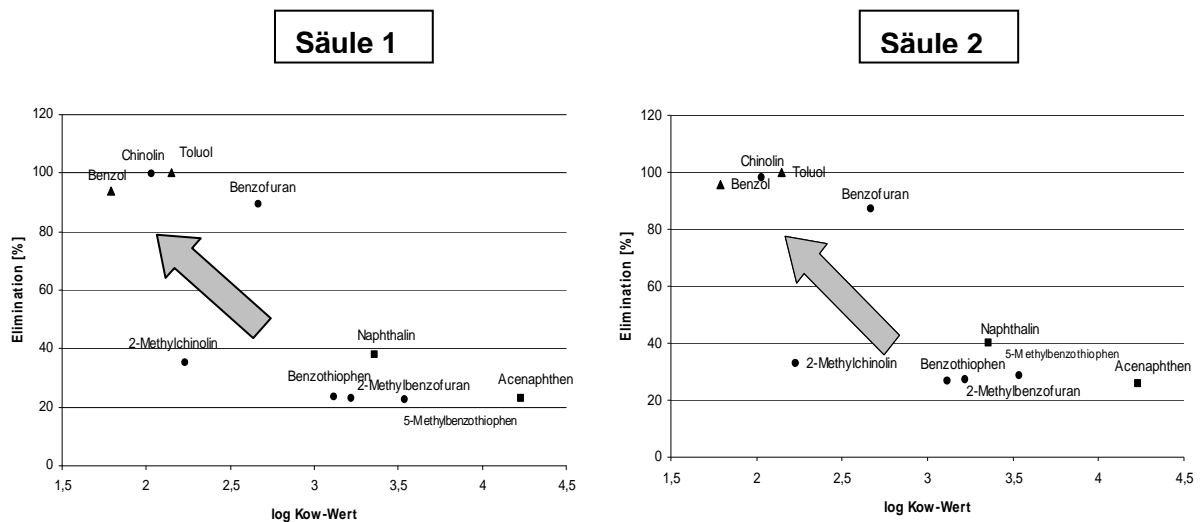


Abbildung 141: Darstellung der Elimination der NSO-HET, PAK und Monoaromaten gegen den log Kow-Wert der Substanzen in Säule 1 und Säule 2 am 62. Versuchstag. Der Pfeil stellt die zunehmende Wahrscheinlichkeit eines mikrobiellen Abbaus dar.

In Tabelle 36 ist die Abreinigung der untersuchten Schadstoffe in Säule 1 und 2 über die Versuchsdauer dargestellt. Die Abreinigung wurde für Säule 2 in die anaerobe Versuchszeit und den Untersuchungszeitraum nach der Zufuhr von Sauerstoff unterteilt. Unter anaeroben Verhältnissen konnte für alle untersuchten Schadstoffe ein Konzentrationsrückgang nachgewiesen werden. Das Verhalten von Benzol und Naphthalin ist aufgrund der starken Konzentrationsschwankungen nur schwer zu interpretieren. Eine Abreinigung wurde zwar über die Versuchsdauer ersichtlich, allerdings wichen die gemessenen Werte stark voneinander ab. Toluol, Benzofuran und Chinolin wurden auch unter anaeroben Verhältnissen vollständig abgereinigt, Acenaphthen und die methylierten NSO-HET hingegen nicht. Die Relevanz von methylierten NSO-HET unter anaeroben Bedingungen bei der Betrachtung von teerölkontaminierten Standorten wurde somit bekräftigt. In Säule 1

liefen vermutlich Eisen-(III)-reduzierende und Sulfat-reduzierende Bedingungen parallel ab. Durch die Sulfatgehalte des verwendeten Grundwassers konnte eine Zufuhr von Sulfat als Elektronenakzeptor nicht verhindert werden. Bei der Frachtbilanzierung (Abbildung 140) wurde deutlich, dass Sulfat-reduzierende Prozesse eine maßgebliche Rolle spielten. Nach der Zugabe von sauerstoffangereichertem Leitungswasser waren zunächst keine Auswirkungen auf das Abbauverhalten der untersuchten Schadstoffe in Säule 2 zu erkennen was den abiotischen Sauerstoffverbrauch des reduzierten Sediments verdeutlichte. Nach 126 Tagen (62 Tage nach der Zugabe von Sauerstoff) zeigten die Ergebnisse der Schadstoffanalytik eindeutig eine Begünstigung der Abreinigung in Säule 2. Alle aufdotierten Substanzen bis auf 2-Methylchinolin wurden in Säule 2 bis zum Säulenablauf fast komplett eliminiert. Neben den abiotischen Schadstoffminderungsprozessen können weitere Faktoren eine Rolle bei der Betrachtung des mikrobiellen Abbaus spielen. Aufgrund des komplexen Säulensystems sind mögliche Interaktionen der Substanzen untereinander und Adaption der Mikroorganismen schwierig zu identifizieren. Aufgrund der Frachtbilanzen der verbrauchten TEA liegt die Vermutung nahe, dass zunächst eine Adaption der Mikroorganismen an die aerobe Umgebung erfolgen musste. Des Weiteren wurde deutlich, dass eine vollständige Oxidation der reduzierten Festphasen nicht notwendig für ein Einsetzen des biologischen Abbaus ist.

Tabelle 36: Übersicht die Abreinigung der Säulenversuche über die Versuchsdauer

	Säule 1	Säule 2	
	anaerob	anaerob	nach Zufuhr von O ₂
BTEX			
Benzol	+	+	++
Toluol	+++	++	+++
PAK			
Naphthalin	+	+-	++
Acenaphthen	+-	+-	+
NSO-HET			
N-HET			
Chinolin	+++	++	+++
2-Methylchinolin	+	+	+
O-HET			
Benzofuran	++	+	+++
2-Methylbenzofuran	+-	+-	++
S-HET			
Benzothiophen	+-	+-	++
5-Methylbenzothiophen	+-	+-	+

+++ : >95% bis komplett abgereinigt
++ : >75 % abgereinigt
+ : > 50 % abgereinigt
+- : >25% abgereinigt
- : < 25% bis keine Abreinigung

8 ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT

Die erzielten Ergebnisse des vom Land Rheinland-Pfalz geförderten Forschungsprojektes stellen eine wichtige Grundlage für die Altlastenbearbeitung in Rheinland-Pfalz dar. Von besonderer Bedeutung sind dabei die innovativen Erkenntnisse zur Verstärkung der Schadstoffminderungsprozesse (Natural Attenuation) unter den in der Nähe eines Oberflächengewässers vorherrschenden instationären Grundwasserfließbedingungen. Bislang unbeantwortete wissenschaftliche Fragen zu den Auswirkungen instationärer Bedingungen auf Schadstoffabbau, Mikroorganismenpopulationen und Fahnenlänge konnten durch die detaillierten Untersuchungen am Standort Germersheim geklärt werden. Die Ergebnisse zeigen, dass sich periodische Wechsel der Redoxverhältnisse verbunden mit dem Eintrag von Sauerstoff in einen Grundwasserleiter ausgesprochen günstig auf den Schadstoffabbau und damit die Fahnenlänge auswirken können. Das hierbei erzielte Prozessverständnis kann nun für Empfehlungen für andere Standorte mit instationären Randbedingungen genutzt werden. Der Standort-übergreifende Verwertungsaspekt des Forschungsprojektes ist nicht nur für Rheinland-Pfalz offensichtlich, denn vergleichbare Standorte und Expositionen sind deutschlandweit häufig zu finden. Für den Standort Gaswerk Germersheim ebenso wie für andere Standorte mit instationären Grundwasserfließverhältnissen, ist die Frage relevant, ob und wie weit sich mit der Fließrichtungsumkehr tatsächlich auch die Redoxverhältnisse im Grundwasserleiter ändern und ob es zum Beispiel zu einem Eintrag von Sauerstoff kommt. Der periodische Eintrag von Sauerstoff wurde am Standort Germersheim rheinnah nachgewiesen, die günstigen Auswirkungen anhand von Feld- und Labordaten belegt. Der Pendelprozess ist nicht nur hinsichtlich des direkt zum Schadstoffabbau verwertbaren Sauerstoffs besonders günstig, sondern auch im Hinblick auf die Oxidation zweiwertigen Eisens. Das hierbei entstehende Eisen(III) ist ebenfalls als Elektronenakzeptor von Mikroorganismen zum Schadstoffabbau nutzbar.

Auch hinsichtlich des Parameterumfangs der an teerölkontaminierten Standorten relevanten Schadstoffe wurden wichtige Erkenntnisse gewonnen, welche unmittelbar auf andere Standorte übertragbar sind.

Im Rahmen dieses Forschungsprojektes wurde erstmals der Nachweis geführt, dass auch Standorte mit instationären Randbedingungen für MNA-Konzepte in Frage kommen und nicht mit aufwändigen technischen Maßnahmen saniert werden müssen. Die Nutzung mikrobiologischer Abbauprozesse zur Reduktion organischer Schadstoffe im Grundwasser ist nicht nur umweltschonend und nachhaltig, sondern auch kostengünstig. Durch die Erkenntnisse des Forschungsvorhabens können so wesentlich kostengünstigere Konzepte umgesetzt und erhebliche Einsparungen gegenüber konventionellen Sanierungsmaßnahmen erzielt werden.

8.1 Standort Germersheim

Schadstoffkonzentrationen und –muster:

Die vorliegenden Ergebnisse belegen aktive Natural Attenuation Prozesse im Feld. Hierfür spricht im Wesentlichen die verhältnismäßige Änderung der Schadstoffkonzentrationen untereinander, also die Verschiebung der Schadstoffmuster. Am Standort liegt zum Teil eine deutliche Vertikalzonierung der Schadstoffe vor, wie am Beispiel der Probenahmekampagne im Oktober 2010, aber auch im Verlauf des Sanierungsmonitorings zu sehen ist.

Leitsubstanzen:

Monoaromaten:

Zusätzlich zu den routinemäßig untersuchten BTEX-Aromaten erwiesen sich an diesem Standort Indan und Inden als relevant. Während Inden auf Bereiche des Schadensherdes beschränkt ist, ist Indan die Substanz unter den untersuchten Monoaromaten, die am weitesten im Abstrom nachgewiesen werden kann. Sowohl Benzol als auch Indan waren auch am Fahnenrand nachweisbar. Indan ist in vielen Messstellen die am höchsten konzentrierte und in einigen Messstellen die einzige monoaromatische Substanz. Die Messung von Indan liefert demnach weitere wichtige Hinweise über die Ausbreitung monoaromatischer Verbindungen.

Polyaromaten:

Zusätzlich zu den routinemäßig untersuchten EPA-PAK wurden 1- und 2-Methylnaphthalin betrachtet. 2-Methylnaphthalin ist ähnlich wie Naphthalin auch anaerob sehr gut mikrobiologisch abbaubar (Indikator für Schadensherdnähe), 1-Methylnaphthalin ist schwerer abbaubar und am Fahnenrand noch nachweisbar. Der dominierende PAK am Fahnenrand ist Acenaphthen

N-HET:

Chinolin und einige einfach methylierten Chinoline sind sehr gut mikrobiologisch abbaubar und damit Indikatoren für Schadensherdnähe. Carbazol ist in vielen Messstellen dominierend und auch am Fahnenrand häufig zu messen. 2,4- und 2,6-Dimethylchinolin sind ebenfalls schwer abbaubar und nachweisbar am Fahnenrand.

S-HET:

Die schwefelhaltigen Heterozyklen werden deutlich schlechter abgebaut als die Sauerstoff- bzw. Stickstoffhaltigen Heterozyklen. Vor allem Benzothiophen findet sich häufig im Schadensherd in hohen Konzentrationen. Methylierte S-Heterozyklen (z. B. 3- und 5- Methylbenzothiophen sowie 2- und 3- Methylthiophen) sowie vereinzelt Dibenzothiophen wurden auch am Fahnenrand nachgewiesen.

O-HET:

Benzofuran und Dibenzofuran sind gut mikrobiologisch abbaubar und zeigen eine direkte

Nähe zum Schadensherd an. 2- und 3-Methylbenzofuran, sowie 2-Methyldibenzofuran sind deutlich schlechter abbaubar und reichern sich relativ am Fahnenrand an.

Sowohl die Feld- als auch die Labordaten belegen die hohe Relevanz der NSO – Heterozyklen am Standort Gaswerk Germersheim. Das Substanzspektrum der 40 analysierten NSO-HET verdeutlicht außerdem die Relevanz von Substanzen, die nicht in der KORA-Liste aufgeführt sind. Dazu zählen z. B. Dibenzothiophen, 5-Methylbenzothiophen und methylierte Thiophene, die auch noch im Abstrom in erhöhten Konzentrationen anzutreffen sind.

Toxizität:

Die im Feld mittels des Leuchtbakterienhemmtests gemessene Toxizität ist in den schadensherdnahen Messstellen am höchsten (GWM 7, GWM 9) und nimmt zu den Fahnenrändern hin ab. Weitere analytisch nicht identifizierte Substanzen mit einer toxischen Wirkung im Leuchtbakterienhemmtest (z.B. stabile toxische Metabolite) liegen damit im Grundwasserabstrom nicht vor.

Hydrochemische Redoxzonierung:

Der Elektronenakzeptor Sauerstoff kann im Feld vereinzelt an randlich gelegenen Messstellen durch seitliche Einmischung O₂-reicher unkontaminierter Wässer nachgewiesen werden (GWM 17, GWM 20). Sauerstoff wird bereits im Schadensherd bzw. im Grundwasserwechselbereich unmittelbar mikrobiologisch umgesetzt. Auch der Elektronenakzeptor Nitrat wird hauptsächlich an den Fahnenrändern nachgewiesen, beispielsweise aber auch in GWM 16 im oberen Horizont. Aerobe und denitrifizierende Abbauprozesse spielen am Standort somit nicht nur im Abstrom, sondern auch im Grundwasserwechselbereich eine wichtige Rolle, da weite Teile des Geländes in der Gemarkung „Unkenfunk/Tuchbleiche“ unversiegelt sind und zumindest in Bereichen geringmächtiger, feinsandig ausgebildeter bzw. fehlender Auelehmdeckschichten ein O₂-Eintrag durch Sickerwässer in den oberflächennahen Aquiferbereich gegeben sein dürfte.

Die im Feld gemessenen Eisen (II) Konzentrationen sind auf Eisen (III) Reduktion im Aquifer zurückzuführen. Die Eisen (II) Konzentrationen sind im Bereich des ehemaligen Gaswerks am höchsten. In diesen Bereichen spielen offensichtlich die im Sediment vorliegenden Eisen (III) Minerale eine wichtige Rolle als Elektronenakzeptor. Die Sulfatwerte, die höchstwahrscheinlich durch die Verfüllung mit Bauschutt (z. B. aus dem Abbruch der alten Gaswerksgebäude) auf dem Gelände sehr hoch sind, nehmen zu den Fahnenrändern hin deutlich ab, was auf Sulfat-reduzierende Prozesse hindeutet.

Durch kontinuierliche Messungen mit Hilfe einer Multiparametersonde über den Zeitraum von zwei Jahren konnte der Eintrag von Sauerstoff in Zeiten mit erhöhten Rheinwasserständen nachgewiesen werden. In Abhängigkeit hierzu ändert sich auch das Redoxpotenzial. In Zeiträumen mit erhöhten Pegelständen kommt es auch zu Schwankungen von pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit. Der Nachweis des periodischen Eintrags von Sauerstoff in den Aquifer ist von besonderer Bedeutung für den Standort. Zum einen konnte durch aerobe Abbauprozesse die schnelle Umsetzung der am Standort gemessenen Substanzen nachgewiesen werden. Zusätzlich kann der in den Aquifer

eingetragene Sauerstoff genutzt werden, um reduziertes Eisen (II) wieder zu oxidieren. Das so entstandene dreiwertige Eisen steht den Mikroorganismen dann wieder als Elektronenakzeptor zur Verfügung (Pendelprozess).

Mikrobiologische Bestandsaufnahme:

Die mikrobiologische Bestandsaufnahme mittels Most Probable Number (MPN)-Tests belegt die Existenz von aeroben Bakteriengruppen, die die Schadstoffe als Kohlenstoffquelle verwerten können. Der Nachweis der aeroben Schadstoffverwerter im gesamten Messfeld verdeutlicht, dass aerobe Schadstoffabbauprozesse bei Verfügbarkeit von Sauerstoff sofort wirksam werden können. Dies ist zum einen im Hinblick auf die periodischen Sauerstoffeinträge durch den Rhein wichtig. Zum anderen wären auch für eine ENA-Maßnahme verbunden mit dem gezielten Einbringen von Sauerstoff die Voraussetzungen günstig. Hinsichtlich einer solchen Maßnahme wäre allerdings zu prüfen, ob geeignete Untergrundverhältnisse vorhanden sind (Durchlässigkeiten, Verweilzeiten etc.), die eine gute Erreichbarkeit und damit einen effektiven Abbau von Schadstoffen gewährleisten.

Am Standort wurden außerdem anaerobe Verwertergruppen wie denitrifizierende, Eisen(III)-reduzierende und Sulfat-reduzierende Bakterien nachgewiesen. Die anaeroben Bakteriengruppen sind verantwortlich für die substanzielle mikrobielle Frachtreduktion in den anaeroben Fahnenbereichen.

Mikrokosmen:

Die aeroben Mikrokosmenversuche belegen den Bioabbau bei Zutritt von Sauerstoff. Dies ist insbesondere für den Fahnenrandbereich von Bedeutung, wo ein Abbau auch im µg/L-Bereich gezeigt werden konnte. Die aeroben Mikrokosmen mit Grundwasser aus dem hoch kontaminierten Schadstoffquellenbereich zeigen zudem ein Potential für Enhanced Natural Attenuation (ENA) auf. Der aerobe Schadstoffabbau kann außerdem im oberflächennahen Bereich des Grundwasserleiters aufgrund der Grundwasserneubildung auf weitgehend unversiegeltem Gelände eine wichtige Rolle spielen.

Die durchgeführten Mikrokosmenversuche unter Nitrat-, Sulfat- und Eisen(III)-reduzierenden Bedingungen belegen für viele Substanzen den mikrobiologischen Abbau, wenn auch deutlich langsamer als unter aeroben Bedingungen. Insbesondere Naphthalin, und viele N-HET können gut umgesetzt werden. Aufgrund der hohen Verfügbarkeit der Elektronenakzeptoren Sulfat und Eisen(III) im Aquifer tragen Sulfat- und Eisen(III)-reduzierenden Prozesse maßgeblich zur Frachtreduktion am Standort bei.

Die Säulenversuche belegen die Wirksamkeit aerober und anaerober Prozesse im Wechsel. Die Sauerstofftoleranz der Eisen(III)-reduzierenden Bakteriengruppen konnte nachgewiesen werden

Dynamik im Feld:

Der Einfluss der hydrologisch-hydrogeologischen Randbedingungen (temporäre Rheinwasserinfiltration abhängig vom Rheinwasserstand, landseitiger Grundwasserzufluss, wasserwirtschaftliche Maßnahmen etc.) auf das Schadstoffverhalten konnte insbesondere am Beispiel der rheinnahen Messstelle GWM 15 durch wöchentliche Probenahmen und Grundwasserstandsmessungen gezeigt werden. Die wöchentlichen Probenahmen an den rheinnahen Messstellen zeigten einen direkten Zusammenhang der Schadstoffkonzentrationen mit den Rheinwasserständen. Bei dauerhaft niedrigen Rheinpegeln und einer über einen längeren Zeitraum stabilen östlichen Grundwasserfließrichtung ist mit den höchsten Schadstoffkonzentrationen in den rheinnahen Messstellen zu rechnen und umgekehrt.

Die in GWM 17 positionierte Multiparametersonde, welche die Parameter Sauerstoffgehalt, Redoxpotential, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Grundwasserstand und Temperatur kontinuierlich aufzeichnet, belegt die Verfügbarkeit von Sauerstoff im Grundwasserleiter zu Zeiten von Rheinhochwasser (influente Fließverhältnisse).

Die Daten des Transportmodells belegen den Einfluss des Rheinwassers auf den mikrobiellen Schadstoffabbau: Nach den Modell-Abschätzungen ist die aus der Infiltration von Rheinwasser im Modellzeitraum zur Verfügung stehende Sauerstofffracht im Bereich des Rheins ausreichend, um die Oxidation der Schadstoffe am Fahnenrand zu gewährleisten.

Zusammenfassend belegen die Untersuchungen eine verstärkende Wirkung von Natural Attenuation in Folge der instationären Fließ- und Redoxbedingungen. Der Abbau scheint durch die periodischen Einträge von Sauerstoff verbessert zu werden, was die relativ kurze Schadstofffahne in Richtung Rhein belegt. Auf Basis der Schadstoffkonzentrationen und –muster sowie der Abnahme der Toxizität im Leuchtbakterienhemmtest, der hydrochemischen Analysen, der mikrobiologischen Bestandsaufnahme und anhand von Mikrokosmenversuchen wurden natürliche mikrobiologische Abbauprozesse am Standort nachgewiesen. Zum Prozessverständnis sowie hinsichtlich eines dauerhaft zu etablierenden Grundwassermonitorings sind die wechselnden Fließ- und Redoxverhältnisse unbedingt zu berücksichtigen.

Für eine weitere Bearbeitung des Standortes ist zum einen die Fortsetzung des Sanierungsmonitorings erforderlich, um den langfristigen Erfolg der Sanierungsmaßnahme zu dokumentieren. Mit Hilfe eines regelmäßigen Monitorings auch der rheinnahen Messstellen sind die Zeitreihen zur Schadstoff- und hydrochemischen Analytik fortzusetzen, um die Redoxprozesse sowie die Prognose der „Quasistationarität“ der Fahne laufend zu überprüfen. Für die Bewertung der Schadstoffdaten und Redoxparameter sind außerdem die jeweiligen Rheinpegelstände und Grundwasserstände aufzunehmen. Nach jetzigem Erfahrungsstand wären die höchsten Konzentrationen bei längerem Rheinwasser-niedrigpegel zu erwarten (worst case). Die niedrigsten Schadstoffbelastungen wären hingegen kurz nach moderaten Hochwässern zu erwarten.

8.2 Vergleichsstandorte:

Anhand von drei Vergleichsstandorten sollte die Übertragbarkeit der am Standort Germersheim gewonnenen Ergebnisse überprüft werden. Für die Beprobung wurden zwei Zeitpunkte jeweils nach Hochwasserständen gewählt.

An allen Vergleichsstandorten konnten abnehmende Schadstoffkonzentrationen mit zunehmender Entfernung zum Schadensherd nachgewiesen werden. Die Schadstoffmuster können Hinweise bezüglich der Nähe zu Schadensherden geben. Bei allen Standorten wird aufgrund der abnehmenden Konzentrationen und der sich ändernden Schadstoffprofile ein mikrobiologischer Abbau als frachtreduzierender Prozess angenommen.

Die hohe Varianz der Schadstoffmuster zwischen den beiden Probenahmen insbesondere am Standort Bad Kreuznach trotz ähnlicher Randbedingungen hinsichtlich des Oberflächengewässers verdeutlichen die Messwertschwankungen, mit denen an Standorten mit instationären Randbedingungen zu rechnen ist. Nur durch regelmäßige, engmaschige Probenahmen und die Interpretation der gemessenen Daten unter Einbeziehung der Pegelstände des Oberflächengewässers schaffen eine ausreichende Datengrundlage um einzelfallspezifisch das Vorgehen am jeweiligen Standort abzustimmen.

Zur Erfassung der instationären Redoxverhältnisse ist an solchen Standorten der Einsatz einer dauerhaft installierten Multiparametersonde empfehlenswert.

Trotz der unterschiedlichen Nutzungsvorgeschichte der Vergleichsstandorte als Gaswerk oder als Imprägnierwerk waren die nachzuweisenden Substanzen und Schadstoffprofile ähnlich. Der Umfang der Leitsubstanzen entspricht demnach dem Umfang der für Germersheim beschriebenen Substanzen.

9 LITERATUR

Albrechtsen, H.-J., Christensen, T. H. (1994): Evidence for Microbial Iron Reduction in a Landfill Leachate-Polluted Aquifer (Vejen, Denmark), *Applied and Environmental Microbiology*, 3920-3925

Anderson, R.T., Lovley, D.R. (1999): Naphthalene and Benzene Degradation under Fe-(III)-Reducing Conditions in Petroleum-Contaminated Aquifers, *Bioremediation Journal* 3 (2): 121-135

Annweiler, E., Michaelis, W., Meckenstock, R. U. (2001): Anaerobic cometabolic conversion of benzothiophene by a sulfate-reducing enrichment culture and in a tar-oil polluted aquifer, *Applied Environmental Microbiology* (67) 5077-5083

Arvin, E.; Jensen, K. B., Gundersen, T. A. (1989): Substrate Interactions during Aerobic Biodegradation of Benzene, *Applied and Environmental Microbiology* 3221-3225

Blotevogel, J., Reineke, A.K., Hollender, J. and Held, T. (2008): Identifikation NSO heterocyclischer Prioritäts-substanzen zur Erkundung und Überwachung Teeröl-kontaminierter Standorte, *Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie* (13) 147-157

Bressler D.C., Norman J.A., Fedorak P.M. (1998): Ring Cleavage of sulfur heterocycles: how does it happen? *Biodegradation* 8 (5): 297-311

Broholm K., Arvin E. (2001): Biodegradation of Creosote Compounds: Comparison of Experiments at Different Scales, *Fall 2001 GWMR*: 101-108

Deiana, S., Gessa, C., Manunza, B., Rausa, R. Solinas, V. (1995): Iron (III) reduction by natural humic acids: a potentiometric and spectroscopic study, *European Journal of Soil Science*, 46, 103-108

Dyreborg S., Arvin E., Broholm K. (1996a): The influence of creosote compounds on the aerobic bio-degradation of toluene, *Biodegradation* 6: 97-107

Dyreborg S., Arvin E., Broholm K. (1996b): Effects of creosote compounds on the aerobic bio-degradation of benzene, *Biodegradation* 7: 191-201

Dyreborg S., Arvin E., Broholm K., Christensen J. (1996c): Biodegradation of thiophene, benzothiophene and benzofuran with eight different primary substrates, *Environmental Toxicology and Chemistry* 15 (12): 2290-2292

Dyreborg S., Arvin E., Broholm K. (1997): Biodegradation of NSO-compounds under different redox conditions, *Journal of Contaminant Hydrology* 25: 177-197

Foght J. (2008): Anaerobic Biodegradation of Aromatic Hydrocarbons: Pathways and Prospects, *Journal of Molecular Microbiology and Biotechnology* 15: 93-120

Gai, Z., Yu, B., Wang, X., Deng, Z., Xu, P. (2008): Microbial transformation of benzothiophenes, with carbazole as the auxiliary substrate, by *Sphingomonas* sp. Strain XLDN2-5, *Microbiology* (154) 3804-3812

Ghiorse, W. C. (1988): Microbial reduction of manganese and iron, in A. J. B. Zehnder: *Biology of anaerobic microorganisms*. John Wiley & Sons, New York. p. 305-331.

Grifoll M., Selifonov S.A., Gatlin C.V., Chapman P.J. (1995): Actions of versatile Fluorene-degrading bacterial isolate on polycyclic aromatic compounds, *Applied and Environmental Microbiology* 61 (10): 3711-3723

Harrar Christian (2004): Mikrokosmosstudien zur Stimulation des mikrobiellen Abbaus von Hetero-PAK und PAK in Teeröl-kontaminiertem Grundwasser (durch Zugabe von Sauerstoff und Wasserstoffperoxid), unveröffentlichte Diplomarbeit, Technologiezentrum Wasser, Abteilung Biotechnologie und Altlasten, Karlsruhe

Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung im Raum Karlsruhe-Speyer (2007)

Jensen B.K., Arvin E., Gundersen A.T. (1988): Biodegradation of nitrogen- and oxygen-containing aromatic compounds in groundwater from an oil-contaminated aquifer, *Journal of Contaminant Hydrology* 3: 65-75

Käcker T. (2000): Bildung und Verbleib von PAK-Abbauprodukten in einfach- und mischkontaminierten Bodenmaterialien- Einfluss von Schwermetallen auf den PAK-Abbau und ¹³C-CPMAS-NMR-Studien an PAK/Huminstoff-Komplexen, Dissertation, Institut für Biochemie und Lebensmittelchemie, Abteilung Lebensmittelchemie, Universität Hamburg

Karch, U., Leve J., Graf, F., Reimert R. (2007): Horizontierte Grundwasserprobenahme mit dem System „VARINSPEŠ“ - eine kostengünstige und praktikable Alternative zu klassischen Entnahmetechniken, *GWF Wasser - Abwasser*, 148 (5): 364-374

Kern, F., Möhser, H., Reinhard, M., Sagner, A., Sorg, K.-P., Tiehms, A. (2008): NSO-Heterozyklen – Vorkommen, Analytik, Beurteilung – Hinweise für die Praxis, Schriftenreihe des Altlastenforums Baden-Württemberg, Heft 12, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart

LAWA / LABO (2006): Grundsätze des nachsorgenden Grundwasserschutzes bei punktuellen Schadstoffquellen, Mainz

LAWA (2009): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser – NSO-Heterozyklen, erarbeitet vom Unterausschuss „Geringfügigkeitsschwellenwerte für NSO-Heterozyklen“ des Ständigen Ausschusses „Grundwasser und Wasserversorgung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser 2009/2010

LfW RLP Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (2011): ALEX-Merkblatt 14 - Arbeitshilfe Qualitätssicherung, Mainz

LfU Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1998): Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen - Erlass des Sozialministeriums und des Umweltministeriums Baden-Württemberg, Karlsruhe

Lovley, D. R., Phillips, E. J. P., (1986): Organic Matter Mineralization with Reduction of Ferric Iron in Anaerobic Sediments, *Applied and Environmental Microbiology*, 683-689

Lovley, D. R. (1997): Potential for anaerobic bioremediation of BTEX in petroleum-contaminated aquifers, *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 18: 75-81

Maier, M., Kühlers, D., Brauch, H.-J., Fleig, M., Maier, D., Jirka, G.H., Mohrlok, U., Bethge, E., Bernhart, H.H., Lehmann, B., Hillebrand, G., Wölz, J., Hollert, H. (2005). RIMAX-Verbundprojekt HoT – Spannungsfeld Hochwasserrückhaltung und Trinkwasserversorgung: Vermeidung von Nutzungskonflikten. *UWSF – Z Umweltchem. Ökotox* 17 (4), 248-249.

Meyer S., Steinhart H. (2000): Effects of heterocyclic PAHs (N,S,O) on the biodegradation of typical tar oil PAHs in a soil/compost mixture, *Chemosphere* 40: 359-367

Michels, J., Stuhmann, M., Frey, C., Koschitzky, H.-P. (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung - Natürliche Schadstoffminderung bei der Sanierung von Altlasten, BMBF-Förderschwerpunkt „**KORA**“, Frankfurt am Main

Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (1999): Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung Rhein-Neckar-Raum, Stuttgart - Wiesbaden – Mainz

Royer, R.A., Burgos, W.D., Fisher, A.S., Unz, R.F., Dempsey, B.A. (2002): Enhancement of Biological Reduction of Hematite by Electron shuttling and Fe(II) Complexation, *Environmental Science & Technology* 36: 1939-1946

Schulze, S., Tiehm, A. (2004): Assessment of microbial natural attenuation in groundwater polluted with gasworks residues, *Water Science & Technology* 50 (5), 347-353

Sagner, A. (2009): Vorkommen, Toxizität, mikrobiologischer Abbau heterozyklischer Kohlenwasserstoffe, Dissertation, Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser (ISSN 1434-5765), Band 41

Schneider, A.-L. (2013): Mikrobieller Abbau von NSO-Heterozyklen, PAK und BTEX unter aeroben und Eisen-(III)-reduzierenden Bedingungen, unveröffentlichte Diplomarbeit, Technologiezentrum Wasser, Abteilung Biotechnologie und Altlasten, Karlsruhe

Schönekerl S., Hüsters N., Wiedemann C., Heide P., Werner P. (2010): Abschlussbericht zum LABO-Vorhaben Altlastenbezogene Bewertungs- und Analyseempfehlung für kurzkettige Alkylphenole Modul 1. Forum für Abfallwirtschaft und Altlasten e.V.

Tiehm, A., Schulze, S., (2003): Intrinsic Aromatic Hydrocarbon Biodegradation for Groundwater Remediation, *Oil & Gas Science and Technology* 58 (4), 449 – 462

Tiehm, A. Sacher, F., Licha, T., Richter, D., Zawadsky, C., Krassnitzer, S., Rittmeier, M., Lucas, M. (2011): Altlastenbezogene Bewertungs- und Analyseempfehlung für kurzkettige Alkylphenole (SCAP) und NSO-Heterozyklen (NSO-HET) – Modul 2 (Projekt-Nr. B 2.10), Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin

Tiehm, A., Müller, A., Augenstein, T., Schäfer, W. (2011b): Entwicklung und Umsetzung eines MNA-Konzepts an einem teerölkontaminierten Standort – Abschlussbericht zum Modellprojekt „RÜSGES II“, Veröffentlichung aus dem DVGW-Technologiezentrum Wasser Band 51, Karlsruhe

Umweltministerium Baden-Württemberg, Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (2007): Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbeschaffenheit im Raum Karlsruhe-Speyer, Stuttgart - Mainz

10 VERÖFFENTLICHUNGEN

- TIEHM A., SALOWSKY H. 2010.

MNA an teerölkontaminierten Standorten – Fallbeispiele und Konzept des Forschungsprojekts am Standort des ehemaligen Gaswerks Germersheim. Fachgespräch zum LABO-Positionspapier „Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderung bei der Altlastenbearbeitung“
Mainz 14. Sept. 2010, Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz

- SALOWSKY H., MÜLLER A., TIEHM A. 2011.

Natural attenuation at an abandoned manufactured gas plant site: Pollutant profiles and biodegradation of NSO-heterocycles, BTEX and PAH.
In: Proceedings of the 23rd International Symposium on Polycyclic Aromatic Compounds (ISPAC 23), Münster, Germany, September 4-8, 2011: 211

- SALOWSKY H., TIEHM A. 2011.

Nachweis, Schadstoff-Zusammensetzung und Abbau von NSO-HET, PAK und BTEX im Grundwasser eines ehemaligen Gaswerks.
In: Kursunterlagen zum Seminar 09/2011 „Natural Attenuation (NA) in der Praxis der Altlastenbearbeitung“, Fortbildungsverband Boden und Altlasten Baden-Württemberg, Mannheim 29. Sept. 2011: 6/1-6/16

- Salowsky H, Müller A, Karch U., Schäfer W, Tiehm A

Natural Attenuation von PAK, NSO-HET und Monoaromaten unter instationären Fließ- und Redoxbedingungen
Dechema: Symposium „Strategien zur Boden- und Grundwassersanierung, Darmstadt 28. - 29.11.13,

11 ANHANG

11.1 Bestimmungsgrenzen NSO-HET

Substanz	BG [µg/L]
1-Methylisochinolin	2
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1
2,3-Dimethylthiophen	0,1
2,4-Dimethylchinolin	0,3
2,5-Dimethylthiophen	0,1
2,6-Dimethylchinolin	0,3
2- und 3-Methylbenzofuran	0,2
2-Methylbenzothiophen	0,2
2-Methylchinolin	1
2-Methyldibenzofuran	0,3
2-Methylthiophen	0,1
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1
3-Methylbenzothiophen	0,2
3-Methylchinolin	0,2
3-Methylisochinolin	2,0
3-Methylthiophen	0,1
4-Methylchinolin	0,3
4-Methyldibenzothiophen	0,1
5-Methylbenzothiophen	0,1
6- und 7- Methylchinolin	0,3
8-Methylchinolin	0,2
Xanthenon	0,1
Acridin	0,3
Benzofuran	0,2
Benzothiophen	0,2
Carbazol	0,2
Chinolin	0,3
Dibenzofuran	0,1
Dibenzothiophen	0,3
Indan	0,3
Inden	0,1
Indol	0,1
Isochinolin	4
o-Hydroxybiphenyl	0,5
Phenanthridin	0,2
Thiophen	0,1
Xanthen	0,1

11.2 Bestimmungsgrenzen SCAP

Substanz	BG [µg/L]
Phenol	3
o-Kresol	1,5
m- und p-Kresol	3
2,6-Dimethylphenol	2
2-Ethylphenol	2
2,4-Dimethylphenol	3
2,5-Dimethylphenol	2,5
4-Ethylphenol	4
3-Ethylphenol und 3,5-Dimethylphenol	4
2,3-Dimethylphenol	5
3,4-Dimethylphenol	3,5
2-Isopropylphenol und 2,4,6-Trimethylphenol	3
2-Propylphenol	2,5
3- und 4-Isopropylphenol und 2,3,6-Trimethylphenol	7,5
3- und 4-Propylphenol	7
3-Ethyl-5-methylphenol und 2,3,5-Trimethylphenol	8
3,4,5-Trimethylphenol	4,5

Messstelle		GWM 21	GWM 20	GWM 17	GWM 15	GWM 11	GWM 14	GWM 12	GWM 8	GWM 1
Datum		07.11.2011	07.11.2011	07.11.2011	07.11.2011	07.11.2011	08.11.2011	08.11.2011	08.11.2011	08.11.2011
Thiophen	0,1 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Pyrrrol	1,0 µg/l	< BG	< BG	< BG	n.a.	< BG	< BG	< BG	< BG	n.a.
2-Methylthiophen	0,1 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,1	< BG	0,1
3-Methylthiophen	0,1 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylthiophen	0,1 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylthiophen	0,1 µg/l	< BG	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzofuran (Cumarone)	0,2 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2+3-Methylbenzofuran	0,2 µg/l	< BG	3,8	< BG	7,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzothiophen (Thionaphthen)	0,2 µg/l	< BG	< BG	< BG	18,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1 µg/l	< BG	1,5	0,2	1,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzopyridin (Chinolin)	0,3 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Isochinolin	4,0 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indol	0,1 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylbenzothiophen	0,2 µg/l	< BG	< BG	< BG	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylbenzothiophen	0,2 µg/l	< BG	< BG	< BG	0,7	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylchinolin	1,0 µg/l	< BG	< BG	< BG	2,8	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
5-Methylbenzothiophen	0,1 µg/l	< BG	0,6	< BG	2,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
8-Methylchinolin	0,2 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylisochinolin	2,0 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylisochinolin	2,0 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
6-Methylchinolin + 7-Methylchinolin	0,3 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylchinolin	0,2 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methylchinolin	0,3 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylchinolin	0,3 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1 µg/l	< BG	< BG	< BG	0,1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylchinolin	0,3 µg/l	< BG	< BG	< BG	0,8	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Phenylphenol	0,5 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzofuran	0,1 µg/l	< BG	1,7	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methyldibenzofuran	0,3 µg/l	< BG	9,0	< BG	95,1	< BG	< BG	0,4	< BG	< BG
Dibenzopyran (Xanthen)	0,1 µg/l	< BG	1,0	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzothiophen	0,3 µg/l	< BG	0,6	< BG	0,7	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzopyridin (Acridin)	0,3 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Phenanthridin	0,2 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzopyrrol (Carbazol)	0,2 µg/l	< BG	2,9	< BG	19,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methyldibenzothiophen	0,1 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Xanthenon	0,1 µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe NSO - HET	µg/L	< BG	21,0	0,2	149,1	< BG	< BG	0,5	< BG	0,1
MPN										
Gesamtkeimzahl (R2A-Medium)	Zellen/mL	7,68E+01	7,68E+02	7,68E+01	2,60E+01	7,68E+02	2,60E+02	7,68E+01	7,68E+01	4,24E+01
Eisen (III) - Reduzierer	Zellen/mL	< BG	6,62E+00	3,56E+01	5,62E+01	1,63E+02	2,59E+01	6,62E+00	6,62E+00	5,62E+01
Sulfat - Reduzierer	Zellen/mL	< BG	6,62E+00	< BG	< BG	1,49E+01	< BG	< BG	< BG	< BG
HET (I) Verwerter	Zellen/mL	< BG	1,63E+02	6,62E+00	< BG	6,62E+00	1,49E+01	3,56E+01	1,49E+01	3,56E+01
HET (II) Verwerter	Zellen/mL	1,49E+01	6,62E+00	< BG	2,59E+01	1,49E+01	2,28E+01	1,49E+01	6,62E+00	3,56E+01
PAK (I) Verwerter	Zellen/mL	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	6,62E+00
PAK (II) Verwerter	Zellen/mL	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Denitrifikanten	Zellen/mL	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
BTEX Verwerter	Zellen/mL	7,77E+00	< BG	1,98E+00	2,16E+01	< BG	1,98E+00	7,77E+00	1,68E+01	1,68E+01
Toxizität										
LID		2	2	2	8	2	2	2	2	2
EC 20					11,8					
EC 50					71,5					
maximale Hemmung					45,9					
		nicht toxisch	nicht toxisch	nicht toxisch		nicht toxisch	nicht toxisch	nicht toxisch	nicht toxisch	nicht toxisch

Messstelle			GWM 18	GWM 2	GWM 4	GWM 5	GWM 6	GWM 19	GWM 7	GWM 13
Datum			08.11.2011	09.11.2011	09.11.2011	09.11.2011	09.11.2011	09.11.2011	11.11.2011	11.11.2011
Thiophen	0,1	µg/l	0,1	< BG	0,1	0,2	< BG	0,2	7,6	< BG
Pyrol	1,0	µg/l	< BG	n.a.	< BG	< BG	< BG	n.a.	n.a.	< BG
2-Methylthiophen	0,1	µg/l	< BG	0,5	< BG	0,9	< BG	0,7	0,1	< BG
3-Methylthiophen	0,1	µg/l	< BG	0,4	< BG	0,6	< BG	0,7	0,4	< BG
2,5-Dimethylthiophen	0,1	µg/l	< BG	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	1,0	< BG
2,3-Dimethylthiophen	0,1	µg/l	< BG	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	0,5	< BG
Benzofuran (Cumarone)	0,2	µg/l	< BG	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	6,0	< BG
2+3-Methylbenzofuran	0,2	µg/l	5,1	< BG	11,5	0,3	< BG	< BG	11,0	2,2
Benzothiophen (Thionaphthen)	0,2	µg/l	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG	43,3	< BG
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1	µg/l	2,1	< BG	2,3	0,2	< BG	0,2	1,7	0,8
Benzopyridin (Chinolin)	0,3	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,4	< BG
Isochinolin	4,0	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indol	0,1	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylbenzothiophen	0,2	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,3	< BG
3-Methylbenzothiophen	0,2	µg/l	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG	0,7	< BG
2-Methylchinolin	1,0	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
5-Methylbenzothiophen	0,1	µg/l	0,9	0,2	0,6	0,1	< BG	0,2	1,9	0,3
8-Methylchinolin	0,2	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylisochinolin	2,0	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylisochinolin	2,0	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
6-Methylchinolin + 7-Methylchinolin	0,3	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylchinolin	0,2	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methylchinolin	0,3	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylchinolin	0,3	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	0,3	< BG	0,5	< BG
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1	µg/l	0,2	0,1	0,2	< BG	< BG	< BG	0,1	< BG
2,4-Dimethylchinolin	0,3	µg/l	< BG	< BG	0,8	< BG	< BG	< BG	10,9	< BG
2-Phenylphenol	0,5	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzofuran	0,1	µg/l	< BG	0,1	0,1	< BG	< BG	0,1	189,9	< BG
2-Methyldibenzofuran	0,3	µg/l	13,5	< BG	5,1	< BG	2,1	5,0	6,9	1,7
Dibenzopyran (Xanthen)	0,1	µg/l	1,5	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,7	< BG
Dibenzothiophen	0,3	µg/l	1,1	< BG	2,9	< BG	< BG	< BG	0,4	< BG
Dibenzopyridin (Acridin)	0,3	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Phenanthridin	0,2	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzopyrrol (Carbazol)	0,2	µg/l	6,4	< BG	35,8	< BG	< BG	< BG	138,8	< BG
4-Methyldibenzothiophen	0,1	µg/l	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,2	0,2
Xanthenon	0,1	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe NSO - HET		µg/L	31,2	1,3	59,9	2,8	2,4	7,1	422,9	5,1
MPN										
Gesamtkeimzahl (R2A-Medium)	Zellen/mL		1,09E+02	1,63E+02	4,24E+02	2,60E+02	4,24E+01	1,09E+02	7,68E+01	5,62E+02
Eisen (III) - Reduzierer	Zellen/mL		1,49E+01	1,49E+01	4,24E+01	1,49E+01	2,59E+01	2,28E+01	2,60E+02	2,60E+02
Sulfat - Reduzierer	Zellen/mL		< BG	< BG	< BG	< BG	7,68E+01	< BG	1,49E+01	< BG
HET (I) Verwerter	Zellen/mL		1,49E+01	6,62E+00	7,68E+01	< BG	< BG	1,49E+01	3,56E+01	5,62E+01
HET (II) Verwerter	Zellen/mL		6,62E+00	2,28E+01	< BG	< BG	< BG	< BG	4,24E+01	4,24E+01
PAK (I) Verwerter	Zellen/mL		< BG	< BG	1,49E+01	2,59E+01	< BG	< BG	2,59E+01	4,24E+01
PAK (II) Verwerter	Zellen/mL		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	6,62E+00	< BG
Denitrifikanten	Zellen/mL		< BG	2,59E+01	3,56E+01	< BG	< BG	< BG	n.a.	2,59E+01
BTEX Verwerter	Zellen/mL		1,27E+01	1,98E+00	1,07E+01	7,77E+00	4,46E+00	7,77E+00	3,27E+01	2,70E+01
Toxizität										
LID			16	2	8	2	2	2	16	4
EC 20			9,0		15,3				7,8	48,7
EC 50			42,9						31,1	
maximale Hemmung			53,6		38,2				63,2	20,4
				nicht toxisch		nicht toxisch	nicht toxisch	nicht toxisch		



Germersheim		GWM 23	GWM 24	B6	GWM 3	GWM 22	GWM 10	GWM 9	GWM 16	
Messstelle		11.11.2011	11.11.2011	11.11.2011	14.11.2011	14.11.2011	14.11.2011	14.11.2011	14.11.2011	
Datum										
Sofortparameter:										
Temperatur		14,5	13,0	11,5	13,9	12,3	12,6	12,1	12,0	
pH-Wert		6,6	6,6	6,6	6,8	6,9	6,9	6,8	6,9	
Sauerstoff		0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	
Redoxpotential		-87	-104	-105	55	-45	-54	9	-16	
Leitfähigkeit		1202	1399	1163	1302	1242	1252	1144	1039	
Färbung, qualitativ	-	l. gelbl.	l. gelbl.	gelbl.	ohne	ohne	ohne	grau	l. gelblich	
Trübung, qualitativ	-	ohne	ohne	trüb	ohne	ohne	ohne	l. trüb	ohne	
Geruch, qualitativ	-	st. ölig	st. ölig	st. erdig	ölig	ölig	st. ölig	st. ölig	st. ölig	
Färbung, SAK bei 436 nm	0,1 l/m	0,4	0,4	0,7	0,2	0,2	0,2	0,7	0,3	
Trübung, quantitativ	0,01 FNU	0,5	1,4	5	0,63	0,69	0,36	2,7	0,69	
Trübung, quantitativ (anges.)	0,01 FNU	0,07	0,06	1,2	0,04	0,08	0,06	0,12	0,31	
Fassungstemperatur	°C	14,5	13	11,5	13,9	12,3	12,6	12,1	12	
Elektr. Leitfähigkeit bei 20°C	mS/m	116	134	112	125	120	12,0	111	100	
Elektr. Leitfähigkeit bei 25°C	mS/m	129	150	125	139	134	13,4	124	112	
Sauerstoff	0,5 mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
pH-Wert bei Fassungstemperatur	-	7,03	6,97	7,03	7	7,05	7,06	7,05	7,11	
pH-Wert nach Calcisättig. b. Fassungstemp.	-	6,85	6,78	6,85	6,83	6,84	6,85	6,84	6,92	
pH-Wertabweichung vom Gleichgewicht	-	0,18	0,19	0,18	0,17	0,21	0,21	0,21	0,19	
Säurekapazität bis pH = 4,3	0,01 mmol/L	8,9	10,5	10,2	9,66	10,2	10	10,6	9,97	
Säurekapazität bis pH = 8,2	0,005 mmol/L	-	-	-	-	-	-	-	-	
Basekapazität bis pH = 4,3	0,005 mmol/L	-	-	-	-	-	-	-	-	
Basekapazität bis pH = 8,2	0,005 mmol/L	2,05	2,83	2,52	2,38	2,33	2,24	2,49	2,01	
Härte (Summe Ca- u. Mg-Ionen)	mmol/L	5,66	6,63	5,34	5,65	5,85	5,78	5,68	5,38	
Härte	°dH	31,7	37,1	29,9	31,6	32,7	32,4	31,8	30,1	
Sättigungsindex	-	0,29	0,32	0,3	0,28	0,34	0,35	0,35	0,33	
Calcitlösekapazität	1 mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	
Calcitabscheidekapazität	1 mg/L	61	84	73	65	80	79	86	68	
Calcium	0,5 mg/L	188	218	178	187	189	187	184	154	
Methan	10 µg/L	120	72	4300	13	730	80	2300	230	
Magnesium	0,5 mg/L	23,6	29	21,8	23,8	27,5	27,1	26,5	37,4	
Natrium	0,3 mg/L	47,6	55,8	54,1	76,6	57,1	64	46,8	36,9	
Kalium	0,3 mg/L	7	5,7	6,5	8,8	5,5	5,1	6,7	2,5	
Ammonium	0,01 mg/L	6,8	7,1	3,6	4,3	5,2	5,2	1,9	1,7	
Eisen	0,01 mg/L	9,38	9,5	8,3	2,52	1,58	1,13	1,95	1,95	
Eisen, gelöst	0,01 mg/L	9,41	9,65	8,11	2,45	1,56	1,13	1,94	1,94	
Mangan	0,005 mg/L	1,59	1,61	1,24	1,13	0,979	1,01	0,721	1,73	
Aluminium, gesamt	0,02 mg/L	< BG	< BG	0,04	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Aluminium, gelöst	0,02 mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Chlorid	1 mg/L	96,5	108	105	125	105	108	82,3	52	
Nitrat	0,5 mg/L	< BG	< BG	< BG	0,7	< BG	< BG	< BG	1,6	
Nitrit	0,01 mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,03	
Sulfat	1 mg/L	119	153	18,6	94	73,7	78,3	36,4	56,1	
Sulfid	0,1 mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,34	< BG	
Phosphat, gesamt	0,01 mg/L	0,58	0,59	4,3	0,33	0,83	0,75	1,2	0,6	
Silicium	0,1 mg/L	9	9,2	12,6	7,9	7,8	7,3	7,4	7,3	
Cyanid, gesamt	0,01 mg/L	0,06	0,2	< BG	0,03	0,03	0,04	< BG	0,1	
Cyanid, leicht freisetzbar	0,01 mg/L	< BG	< BG	-	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
TOC	0,2 mg/L	4,1	4,9	7	3,5	3,7	3,6	5,4	4,7	
DOC	0,2 mg/L	3,9	4,7	6,7	3,5	3,6	3,5	5,1	4,5	
SAK bei 254 nm	0,1 l/m	13,3	14,4	20	9,7	11	11	23,1	18,2	
CSB	5 mg/L	15	15	21	10	10	9,5	19	15	
Benzol	0,1 µg/L	< BG	2,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	2	
Toluol	0,5 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Ethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,74	19	
m-/p-Xylol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,91	5,9	
o-Xylol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,59	2,5	
Styrol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
iso-Propylbenzol (Cumol)	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,47	< BG	0,78	7,8	
Summe BTEX:	µg/L	< BG	2,2	< BG	< BG	0,47	< BG	3,02	37,2	
1,2,3-Trimethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	2,6	5,8	
1,2,4-Trimethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	4,7	8,4	
1,3,5-Trimethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	2	3,1	
n-Propylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,44	2,9	
1-Methyl-2-ethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,22	< BG	1,4	4,6	
1-Methyl-3-ethylbenzol + 1-Methyl-4-ethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	4,2	6,3	
1,2-Diethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,32	
1,3-Diethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	1	2,2	
1,4-Diethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,79	2	
Indan	0,2 µg/L	< BG	< BG	2,5	< BG	1,1	< BG	99	160	
Inden	0,2 µg/L	< BG	< BG	1,3	< BG	< BG	< BG	2,6	1,4	
sonstige Monoaromaten:	µg/L	< BG	< BG	3,8	< BG	1,3	< BG	118,7	197,0	
Naphthalin	0,01 µg/L	< BG	0,11	0,44	0,45	0,45	0,37	370	160	
Acenaphthylen	0,01 µg/L	1	1,6	0,026	1,8	6	4,3	17	6,1	
Acenaphthen	0,01 µg/L	19	21	0,41	48	140	160	410	130	
Fluoren	0,01 µg/L	0,4	1,3	0,041	2	0,9	1,4	100	28	
Phenanthren	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	0,069	< BG	0,38	62	21	
Anthracen	0,01 µg/L	0,16	0,2	< BG	0,38	0,85	0,99	5,1	2,1	
Fluoranthen	0,01 µg/L	0,18	0,21	0,042	3	6,9	7,9	14	4	
Pyren	0,01 µg/L	< BG	0,15	0,03	1,6	2,6	4,4	5,8	1,5	
Benzo(a)anthracen	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Chrysen	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Benzo(b)fluoranthen	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Benzo(k)fluoranthen	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Benzo(a)pyren	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Dibenz(a,h)anthracen	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Benzo(ghi)perylen	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Summe EPA PAK:	µg/L	20,7	24,6	1,0	57,3	157,7	179,7	983,9	352,7	
1,1-Biphenyl	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	27	4,8	
1-Methylnaphthalin	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,34	< BG	69	50	
2-Methylnaphthalin	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	92	11	
Summe sonstige PAK:	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,34	< BG	188	65,8	

Messstelle			GWM 23	GWM 24	B6	GWM 3	GWM 22	GWM 10	GWM 9	GWM 16
Datum			11.11.2011	11.11.2011	11.11.2011	14.11.2011	14.11.2011	14.11.2011	14.11.2011	14.11.2011
Thiophen	0,1	µg/l	< BG	0,1	< BG	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Pyrrrol	1,0	µg/l	< BG	n.a.	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	n.a.
2-Methylthiophen	0,1	µg/l	< BG	0,1	< BG	0,2	< BG	0,8	0,2	< BG
3-Methylthiophen	0,1	µg/l	< BG	0,1	< BG	0,1	< BG	0,5	0,2	< BG
2,5-Dimethylthiophen	0,1	µg/l	< BG	0,0	< BG	< BG	< BG	< BG	0,1	< BG
2,3-Dimethylthiophen	0,1	µg/l	< BG	0,1	< BG	< BG	< BG	0,1	0,2	0,1
Benzofuran (Cumarone)	0,2	µg/l	< BG	0,1	< BG	> BG	< BG	< BG	2,6	1,0
2+3-Methylbenzofuran	0,2	µg/l	0,8	0,7	< BG	0,6	3,8	3,1	27,1	16,7
Benzothiophen (Thionaphthen)	0,2	µg/l	< BG	0,2	< BG	< BG	0,3	< BG	118,0	43,9
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1	µg/l	0,2	0,4	< BG	0,6	2,8	2,4	8,8	5,1
Benzopyridin (Chinolin)	0,3	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,5	< BG
Isochinolin	4,0	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indol	0,1	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylbenzothiophen	0,2	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	3,7	0,4
3-Methylbenzothiophen	0,2	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	7,5	1,0
2-Methylchinolin	1,0	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	24,9	< BG
5-Methylbenzothiophen	0,1	µg/l	< BG	0,1	< BG	0,2	1,2	1,3	9,4	3,8
8-Methylchinolin	0,2	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,3	< BG
3-Methylisochinolin	2,0	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylisochinolin	2,0	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	3,9	< BG
6-Methylchinolin + 7-Methylchinolin	0,3	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,3	0,3
3-Methylchinolin	0,2	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methylchinolin	0,3	µg/l	< BG	0,1	< BG	< BG	< BG	< BG	0,4	< BG
2,6-Dimethylchinolin	0,3	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	2,5	11,5	0,6
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	0,2	0,2	0,8	0,3
2,4-Dimethylchinolin	0,3	µg/l	< BG	0,1	< BG	0,4	1,0	4,3	9,0	1,4
2-Phenylphenol	0,5	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzofuran	0,1	µg/l	< BG	0,2	< BG	0,4	0,2	0,4	176,5	53,9
2-Methyldibenzofuran	0,3	µg/l	1,5	1,9	< BG	8,9	16,2	20,0	31,9	14,1
Dibenzopyran (Xanthen)	0,1	µg/l	< BG	0,0	< BG	0,9	1,9	2,3	0,3	< BG
Dibenzothiophen	0,3	µg/l	< BG	0,2	< BG	0,5	1,2	1,6	18,3	5,9
Dibenzopyridin (Acridin)	0,3	µg/l	< BG	0,1	< BG	0,5	0,4	0,7	2,0	0,3
Phenanthridin	0,2	µg/l	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,3	< BG	< BG
Dibenzopyrrol (Carbazol)	0,2	µg/l	< BG	0,6	< BG	0,3	0,5	1,7	66,4	66,8
4-Methyldibenzothiophen	0,1	µg/l	< BG	< BG	< BG	0,2	0,3	0,5	0,5	0,3
Xanthenon	0,1	µg/l	< BG	0,0	< BG	< BG	< BG	0,1	0,4	0,2
Summe NSO - HET		µg/L	2,5	5,0	< BG	13,7	30,0	42,7	525,8	216,0
MPN										
Gesamtkeimzahl (R2A-Medium)	Zellen/mL		7,18E+01	1,09E+02	5,26E+02	1,09E+03	2,30E+03	1,09E+02	1,09E+02	2,60E+02
Eisen (III) - Reduzierer	Zellen/mL		6,62E+00	6,62E+00	4,24E+01	1,49E+01	6,62E+00	< BG	6,62E+00	1,63E+02
Sulfat - Reduzierer	Zellen/mL		1,49E+01	< BG	4,24E+01	< BG	< BG	< BG	4,24E+02	< BG
HET (I) Verwerter	Zellen/mL		6,62E+00	6,62E+00	1,49E+01	2,28E+01	7,18E+01	2,28E+01	3,56E+01	4,24E+01
HET (II) Verwerter	Zellen/mL		1,49E+01	7,68E+01	1,49E+01	2,28E+01	6,62E+00	3,56E+01	5,62E+01	5,62E+01
PAK (I) Verwerter	Zellen/mL		< BG	< BG	6,62E+00	< BG	1,49E+01	6,62E+00	7,20E+02	7,18E+01
PAK (II) Verwerter	Zellen/mL		< BG	< BG	< BG	6,62E+00	6,62E+00	6,62E+00	2,30E+02	7,68E+01
Denitrifikanten	Zellen/mL		< BG	< BG	< BG	2,59E+01	2,59E+01	6,62E+00	< BG	n.a.
BTEX Verwerter	Zellen/mL		1,68E+01	4,52E+01	1,07E+01	1,27E+02	< BG	1,27E+01	3,27E+02	7,81E+01
Toxizität										
LID			2	4	2	2	4	2	64	8
EC 20				31,2			35,5	76,3	2,4	23,2
EC 50									9,5	69,9
maximale Hemmung				23,1			11,9	26,7	18,1	85,2
			nicht toxisch		nicht toxisch	nicht toxisch				

Messstelle	BG			GWM 20	GWM 21	GWM 25	GWM 26	GWM 27	GWM 10	GWM 11	GWM 15	GWM 17
Thiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Pyrrrol	1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzofuran (Cumarone)	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2+3-Methylbenzofuran	0,2	µg/L	< BG	< BG		1,0	0,3	5,3	2,2	< BG	1,6	1,1
Benzothiophen (Thionaphthen)	0,2	µg/L	< BG	< BG		0,3	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1	µg/L	< BG	< BG		0,2	< BG	1,6	1,4	< BG	0,4	0,3
Benzopyridin (Chinolin)	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Isochinolin	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indol	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,1	< BG	< BG	< BG
2-Methylbenzothiofphen	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylbenzothiofphen	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylchinolin	1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
5-Methylbenzothiofphen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,8	0,6	< BG	0,4	< BG
8-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
6-Methylchinolin + 7-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	1,4	< BG	< BG	< BG
3,5-Dimethylbenzothiofphen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,2	0,1	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,6	2,0	< BG	< BG	< BG
2-Phenylphenol	0,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzofuran	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,4	< BG	< BG	< BG
2-Methylidibenzofuran	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	9,2	11,3	< BG	2,0	< BG
Dibenzopyran (Xanthen)	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzothiofphen	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,7	1,3	< BG	< BG	< BG
Dibenzopyridin (Acridin)	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,7	< BG	< BG	< BG
Phenanthridin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzopyrrol (Carbazol)	0,2	µg/L	< BG	< BG		0,4	0,2	< BG	5,1	< BG	4,6	< BG
4-Methylidibenzothiofphen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,1	0,4	< BG	< BG	< BG
Xanthenon	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe NSO HET		µg/L	< BG	< BG		1,9	0,8	18,7	27,0	< BG	8,9	1,3
Messstelle				GWM 20	GWM 21	GWM 25	GWM 26	GWM 27	GWM 10	GWM 11	GWM 15	GWM 17
Phenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
o-Kresol	1,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
m+p-Kresol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Ethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4+2,5-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Ethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl+3,5-Dimethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylphenol	5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4-Dimethylphenol	3,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Isopropyl+2,4,6-Trimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Propylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Isopropyl+2,3,6-Trimethylphenol	7,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Propylphenol	7	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl-5-Methyl+2,3,5-Trimethylphenol	8	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4,5-Trimethylphenol	4,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe SCAP		µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
MPN												
Gesamtkeimzahl (R2A-Medium)		Zellen/mL		1,10E+02	1,50E+01	4,20E+04	2,60E+04	2,60E+04	1,10E+02	4,20E+02	1,10E+02	4,20E+01
Eisen (III) - Reduzierer		Zellen/mL		1,10E+02	6,60E+00	7,70E+03	4,60E+03	2,60E+03	6,60E+00	7,70E+01	2,30E+01	6,60E+00
Sulfat - Reduzierer		Zellen/mL	nn	nn	nn	7,70E+01	nn	6,60E+00	1,50E+01	nn	nn	nn
HET (I) Verwerter		Zellen/mL		5,62E+01	nn	nn	6,62E+00	1,49E+01	6,62E+00	6,62E+00	2,59E+01	nn
HET (II) Verwerter		Zellen/mL		1,09E+02	nn	6,62E+00	2,28E+01	6,62E+00	2,28E+01	2,59E+01	2,28E+01	6,62E+00
PAK (I) Verwerter		Zellen/mL		2,28E+01	nn	4,24E+01	7,18E+01	3,56E+02	6,62E+00	nn	1,49E+01	nn
PAK (II) Verwerter		Zellen/mL	nn	1,49E+01	nn	nn	nn	nn	nn	nn	1,49E+01	nn
Denitrifikanten		Zellen/mL		2,30E+01	nn	1,60E+04	2,60E+04	3,60E+03	nn	6,60E+00	1,50E+01	1,50E+01
BTEX Verwerter		Zellen/mL		1,68E+01	nn	1,07E+01	3,27E+01	2,16E+01	4,46E+00	7,77E+00	4,89E+01	1,27E+01
Toxizität												
LID				2	2	2	2	16	16	2	8	2
EC 20						62,4	96,3	11,1	8,3		21,6	70,7
EC 50								49,5	25,7		75,9	
maximale Hemmung						13,8	10,8	49,4	68,4		38,9	14,8
				nicht toxisch	nicht toxisch		nicht toxisch			nicht toxisch		nicht toxisch

Germersheim				GWM 18	GWM 1	GWM 2	GWM 3	GWM 4	GWM 5	GWM 6	B6	GWM 7	GWM 8	
Messstelle				03.05.2012	08.05.2012	08.05.2012	09.05.2012	07.05.2012	07.05.2012	08.05.2012	07.05.2012	09.05.2012	08.05.2012	
Datum	bei °C													
Sofortparameter														
Temperatur				11,9	12,0	14,4	14,0	11,1		11,6	13,0	11,0	13,5	12,9
pH-Wert				7,1	7,0	7,0	7,0	7,2	7,1	7,0	7,0	7,0	7,1	7,0
Sauerstoff				0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0
Redoxpotential				-54	-34	-52	-37	-76	-85	-68	-68	-86	-63	-44
Leitfähigkeit				1054	1307	1430	1377	1038	1368	1306	1218	1376	936	
Färbung, qualitativ			-	ohne	l. gelbl.	l. gelbl.	l. gelbl.	l. gelbl.	l. gelbl.	l. gelbl.	l. gelbl.	l. gelbl.	l. gelbl.	l. gelbl.
Trübung, qualitativ			-	ohne	ohne	ohne	ohne	st. ölig	st. ölig	ohne	ohne	ohne	l. trub	l. trub
Geruch, qualitativ			-	st. ölig	l. ölig	l. ölig	ölig	st. ölig	st. modrig	modrig	st. modrig	ohne	st. ölig	l. modrig
Färbung, SAK bei 436 nm	0,1	1/m	0,2	0,4	0,4	0,4	0,3	0,4	0,5	0,3	0,3	0,5	0,4	0,3
Trübung, quantitativ	0,01	FNU	1,1	0,62	0,26	0,42	0,42	2,6	0,59	1,7	1,5	0,44	2,3	
Trübung, quantitativ (anges.)	0,01	FNU	0,1	0,04	0,05	0,04	0,04	0,03	0,05	0,12	0,12	0,11	0,06	
Fassungstemperatur		°C	11,9	12	14,4	14	11,1	11,6	13	11	11	13,5	12,9	
Elektr. Leitfähigkeit bei 20°C		20 mS/m	98,6	122	134	129	97,7	128	122	122	114	129	87,5	
Elektr. Leitfähigkeit bei 25°C		25 mS/m	110	136	150	144	109	143	136	136	127	144	97,7	
Sauerstoff	0,5	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
pH-Wert bei Fassungstemperatur	12,6		7,1	7,05	7,02	7	7,17	7,05	6,96	7,05	7,06	7,06	6,98	
pH-Wert nach Calcit sättigt, b. Fassungstemp.			6,89	6,93	6,78	6,82	6,97	6,86	6,83	6,87	6,81	6,81	6,93	
pH-Wertabweichung vom Gleichgewicht			0,21	0,12	0,24	0,18	0,2	0,19	0,13	0,18	0,18	0,25	0,05	
Säurekapazität bis pH = 4,3	0,01	21 mmol/L	10,3	8	9,38	9,84	8,75	9,64	9,67	10,3	9,96	7,83		
Säurekapazität bis pH = 8,2	0,005	mmol/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 4,3	0,005	mmol/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 8,2	0,005	19,1 mmol/L	2,19	1,83	2,21	2,4	1,55	2,18	2,64	2,44	2,23	2,1		
Härte (Summe Ca- u. Mg-Ionen)		mmol/L	5,14	5,03	7,03	5,85	4,62	5,85	5,46	5,2	6,62	4,11		
Härte		°dH	28,8	28,1	39,4	32,8	25,9	32,8	30,6	29,1	37,1	23		
Sättigungsindex		-	0,35	0,19	0,38	0,29	0,31	0,32	0,23	0,3	0,4	0,08		
Calcitlösekapazität	1	mg/L	-	-	< BG	-	-	-	-	-	< BG	-	-	
Calcitabscheidekapazität	1	mg/L	78	35	87	67	71	53	71	53	71	92	15	
Calcium	0,5	mg/L	163	167	236	193	151	193	179	172	217	139		
Magnesium	0,5	mg/L	26,1	20,9	27,7	25,2	20,7	25,1	24,1	22	29,3	15,6		
Natrium	0,3	mg/L	36,8	77,5	56,9	69,9	43,3	64,2	61,1	52,3	47,3	41,5		
Kalium	0,3	mg/L	2,1	14,6	6	9,3	2,1	7	16,6	6	7,5	6,7		
Ammonium	0,01	mg/L	1,7	0,23	2,3	4,9	1,8	2,2	0,79	3,3	12	1,3		
Methan	10	µg/L	180	44	27	16	110	210	100	2300	190	240		
Eisen	0,01	mg/L	2,17	0,45	2,22	3,35	8,58	6,41	6,66	8,3	5,99	3,53		
Eisen, gelöst	0,01	mg/L	1,97	0,4	2,12	3,09	8,28	6,07	6,38	8	5,68	3,13		
Mangan	0,005	mg/L	0,842	0,468	0,854	1,28	1,48	1	0,678	1,25	1,48	0,787		
Aluminium, gesamt	0,02	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Aluminium, gelöst	0,02	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Chlorid	1	mg/L	49,6	140	139	121	61,8	125	109	105	93,9	59,4		
Nitrat	0,5	mg/L	< BG	9,1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Nitrit	0,01	mg/L	< BG	0,07	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Sulfat	1	mg/L	27,9	103	144	119	69,4	108	94,5	23,3	153	47,1		
Sulfid	0,1	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Phosphat, gesamt	0,01	mg/L	0,65	0,39	0,33	0,45	0,58	0,79	1,1	2,3	0,66	1,2		
Silicium	0,1	mg/L	5,8	8,3	10,1	7,6	6,7	9,1	7,3	12,1	7,8	8,3		
Cyanid, gesamt	0,01	mg/L	0,04	< BG	0,05	0,04	0,06	< BG	< BG	< BG	0,13	< BG		
Cyanid, leicht freisetzbar	0,01	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG		
TOC	0,2	mg/L	3,3	3,9	4,3	3,9	3,9	4,8	3,6	6,6	5,2	3,4		
DOC	0,2	mg/L	3,1	3,9	3,9	3,6	3,6	4,2	3,2	5,8	4,6	3,2		
SAK bei 254 nm	0,1	1/m	10,3	11,2	12,5	11	13	14,4	9,5	15,1	16,6	9,6		
CSB	5	mg/L	17	10	9,6	16	12	13	9,1	17	22	7,8		
Benzol	0,1	µg/L	3,7	< BG	< BG	< BG	1,7	< BG	< BG	91	200	< BG		
Toluol	0,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG		
Ethylbenzol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG		
m-/p-Xylol	0,2	µg/L	< BG	0,24	0,22	< BG	0,26	< BG	< BG	< BG	< BG	11	< BG	
o-Xylol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	5,8	< BG	
Styrol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG		
Iso-Propylbenzol (Cumol)	0,2	µg/L	0,79	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	2,8	< BG	
Summe BTEX		µg/L	4,5	0,2	0,2	< BG	2,0	< BG	< BG	91,0	261,6	< BG		
1,2,3-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	3,7	< BG	
1,2,4-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	7,1	< BG	
1,3,5-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	2,2	< BG	
n-Propylbenzol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	1	< BG	
1-Methyl-2-ethylbenzol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	1,6	< BG	
1-Methyl-3-ethylbenzol + 1-Methyl-4-ethylbenzol	0,2	µg/L	< BG	0,24	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	3	< BG	
1,2-Diethylbenzol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG		
1,3-Diethylbenzol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,43	< BG	
1,4-Diethylbenzol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,87	< BG	< BG	< BG	< BG	0,22	< BG	
Indan	0,2	µg/L	1,8	< BG	< BG	0,49	< BG	< BG	< BG	< BG	1,8	78	< BG	
Inden	0,2	µg/L	0,37	0,39	0,32	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	1,5	< BG	
Summe übrige Monoaromaten		µg/L	2,2	0,6	0,3	0,5	0,9	< BG	< BG	1,8	98,8	< BG		
Naphthalin	0,01	µg/L	< BG	0,62	1	0,14	0,29	0,027	0,24	0,2	110	0,34		
Acenaphthilen	0,01	µg/L	2,7	0,027	0,04	1,2	3	< BG	0,081	0,02	13	< BG		
Acenaphthen	0,01	µg/L	190	0,23	0,33	40	110	0,37	3	0,44	64	0,19		
Fluoren	0,01	µg/L	0,76	< BG	< BG	0,45	16	< BG	< BG	0,051	6,2	< BG		
Phenanthren	0,01	µg/L	0,13	< BG	< BG	< BG	0,12	< BG	< BG	< BG	0,87	< BG		
Anthracen	0,01	µg/L	1,1	< BG	0,027	0,46	0,81	0,052	0,16	< BG	0,54	< BG		
Fluoranthen	0,01	µg/L	1,2	< BG	< BG	3	< BG	< BG	0,86	0,035	1,1	< BG		
Pyren	0,01	µg/L	0,27	< BG	< BG	1,6	< BG	< BG	0,54	0,026	0,35	< BG		
Benzo(a)anthracen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG		
Chrysen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG		
Benzo(b)fluoranthen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG		
Benzo(k)fluoranthen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG		
Benzo(a)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	&								

Messstelle			GWM 18	GWM 1	GWM 2	GWM 3	GWM 4	GWM 5	GWM 6	B6	GWM 7	GWM 8
	BG											
Thiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,9 < BG
Pyrrrol	1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,1 < BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,1 < BG
2,3-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,1 < BG
Benzofuran (Cumarone)	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,4 < BG
2+3-Methylbenzofuran	0,2	µg/L	< BG	4,6 < BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	4,3 < BG
Benzothiophen (Thionaphthen)	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,7 < BG	4,8 < BG	< BG	< BG	< BG	15,8 < BG
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1	µg/L	< BG	1,3 < BG	< BG	< BG	0,4 < BG	1,1 < BG	< BG	< BG	< BG	0,9 < BG
Benzopyridin (Chinolin)	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,3 < BG
Isochinolin	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indol	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	< BG	0,2 < BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,3 < BG
2-Methylchinolin	1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
5-Methylbenzothiophen	0,1	µg/L	< BG	0,7 < BG	< BG	< BG	< BG	0,4 < BG	< BG	< BG	< BG	0,8 < BG
8-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
6-Methylchinolin + 7-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,4 < BG
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1	µg/L	< BG	0,2 < BG	< BG	< BG	0,1 < BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,1 < BG
2,4-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	< BG	0,4 < BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Phenylphenol	0,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzofuran	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	4,7 < BG
2-Methyl-dibenzofuran	0,3	µg/L	< BG	8,0 < BG	< BG	4,9 < BG	2,7 < BG	1,5 < BG	< BG	< BG	< BG	5,5 < BG
Dibenzopyran (Xanthen)	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzothiophen	0,3	µg/L	< BG	0,6 < BG	< BG	< BG	1,3 < BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,4 < BG
Dibenzopyridin (Acridin)	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	0,5 < BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Phenanthridin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzopyrrol (Carbazol)	0,2	µg/L	< BG	4,5 < BG	< BG	< BG	19,1 < BG	< BG	< BG	< BG	< BG	3,0 < BG
4-Methyldibenzothiophen	0,1	µg/L	< BG	0,2 < BG	< BG	0,2 < BG	0,1 < BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,1 < BG
Xanthenon	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe NSO HET		µg/L	20,8	< BG	< BG	6,7	29,5	< BG	1,6	< BG	38,6	< BG
Messstelle			GWM 18	GWM 1	GWM 2	GWM 3	GWM 4	GWM 5	GWM 6	B6	GWM 7	GWM 8
Phenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
o-Kresol	1,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
m+p-Kresol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Ethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4+2,5-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Ethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl+3,5-Dimethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	5,0 < BG
2,3-Dimethylphenol	5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4-Dimethylphenol	3,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Isopropyl+2,4,6-Trimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	14,5 < BG
2-Propylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Isopropyl+2,3,6-Trimethylphenol	7,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Propylphenol	7	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl-5-Methyl+2,3,5-Trimethylphenol	8	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4,5-Trimethylphenol	4,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	4,7 < BG
Summe SCAP		µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	24,3	< BG
MPN												
Gesamtkonz. (R2A-Medium)		Zellen/mL	2,60E+02	1,10E+03	2,60E+03	1,60E+03	2,30E+03	7,70E+01	1,60E+02	1,10E+02	1,60E+02	1,10E+02
Eisen (III) - Reduzierer		Zellen/mL	3,60E+01	6,60E+00	3,60E+01	1,50E+01	7,70E+01	1,50E+01	1,10E+02	2,30E+01	4,60E+02	6,60E+00
Sulfat - Reduzierer		Zellen/mL	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn
HET (I) Verwerter		Zellen/mL	nn	nn	nn	nn	6,62E+00	nn	nn	nn	1,49E+01	nn
HET (II) Verwerter		Zellen/mL	2,28E+01	nn	2,59E+01	6,62E+00	2,28E+01	7,18E+01	1,49E+01	2,59E+01	6,62E+00	6,62E+00
PAK (I) Verwerter		Zellen/mL	1,49E+01	5,62E+01	2,28E+01	7,18E+01	1,49E+01	nn	1,63E+02	nn	7,18E+01	7,18E+01
PAK (II) Verwerter		Zellen/mL	nn	nn	nn	nn	6,62E+00	nn	2,59E+01	1,49E+01	nn	nn
Denitrifikanten		Zellen/mL	6,60E+00	1,50E+01	3,60E+01	1,50E+01	5,60E+01	2,60E+01	nn	6,60E+00	6,60E+00	1,50E+01
BTEX Verwerter		Zellen/mL	1,27E+01	4,46E+00	7,77E+00	7,77E+00	1,98E+00	6,83E+00	1,07E+01	nn	3,27E+01	1,27E+01
Toxizität												
LID			16	2	2	4	8	2	2	2	8	2
EC 20			9,2			41,9	30,8				15,0	
EC 50			38,5								37,0	
maximale Hemmung			56,8	3,7	4,9	24,5	32,2	10,2	10,3	12,6	59,9	
				nicht toxisch	nicht toxisch			nicht toxisch	nicht toxisch	nicht toxisch		nicht toxisch

Germersheim											
Messstelle			GWM 9	GWM 12	GWM 13	GWM 14	GWM 16	GWM 19	GWM 22	GWM 23	GWM 24
Datum		bei °C	09.05.2012	07.05.2012	07.05.2012	07.05.2012	09.05.2012	08.05.2012	09.05.2012	09.05.2012	08.05.2012
Sofortparameter											
Temperatur			12,6	10,7	11,1	10,3	11,8	12,9	12,8	14,4	12,6
pH-Wert			7,0	7,1	7,1	7,2	7,1	7,0	7,0	7,0	7,0
Sauerstoff			0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,1
Redoxpotential			-59	-32	-73	-28	-66	-57	-47	-78	-45
Leitfähigkeit			1300	805	1207	824	1095	786	1333	1356	1392
Färbung, qualitativ		-	l. gelbl.	ohne	l. gelbl.	l. gelbl.	l. gelbl.	l. gelbl.	l. gelbl.	l. gelbl.	l. gelbl.
Trübung, qualitativ		-	ohne	ohne	l. trüb	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne
Geruch, qualitativ		-	st. ölig	modrig	st. ölig	modrig	st. ölig	st. ölig	st. ölig	l. ölig	st. ölig
Färbung, SAK bei 436 nm	0,1	1/m	0,3	0,2	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	0,5
Trübung, quantitativ	0,01	FNU	0,18	0,77	2,5	1,4	0,54	0,32	1,6	1,4	0,44
Trübung, quantitativ (anges.)	0,01	FNU	0,1	0,02	0,1	0,05	0,14	0,03	0,04	0,04	0,04
Fassungstemperatur		°C	12,6	10,7	11	10,3	12,8	12,9	12,8	14,4	12,6
Elektr. Leitfähigkeit bei 20°C	20	mS/m	120	76	113	78,2	102	73	125	126	132
Elektr. Leitfähigkeit bei 25°C	25	mS/m	134	84,8	126	87,3	114	81,5	139	141	147
Sauerstoff	0,5	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
pH-Wert bei Fassungstemperatur	12,6	-	7,05	7,14	7,09	7,29	7,12	7,16	7,02	7,02	7,01
pH-Wert nach Calcisättig. b. Fassungstemp.		-	6,83	7,09	6,9	7,16	6,91	7,06	6,83	6,82	6,78
pH-Wertabweichung vom Gleichgewicht		-	0,22	0,05	0,19	0,13	0,21	0,1	0,19	0,2	0,23
Säurekapazität bis pH = 4,3	0,01	21 mmol/L	10,5	6,71	9,26	6,08	10,1	6,83	10,2	9,4	10,8
Säurekapazität bis pH = 8,2	0,005	mmol/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 4,3	0,005	mmol/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 8,2	0,005	mmol/L	2,43	1,32	1,99	0,85	2,01	1,23	2,52	2,23	2,71
Härte (Summe Ca- u. Mg-Ionen)		mmol/L	5,77	3,52	5,49	3,55	5,39	3,58	5,82	6,09	6,78
Härte		°dH	32,3	19,7	30,7	19,9	30,2	20,1	32,6	34,1	38
Sättigungsindex		-	0,36	0,07	0,3	0,19	0,35	0,15	0,31	0,33	0,38
Calcitlösekapazität	1	mg/L	< BG	-	-	< BG	-	< BG	< BG	-	-
Calcitabscheidekapazität	1	mg/L	86	10	64	21	74	21	75	73	99
Calcium	0,5	mg/L	187	116	179	119	156	117	188	201	221
Magnesium	0,5	mg/L	26,9	15,1	24,8	14,1	36,5	16,1	27,4	26,2	30,7
Natrium	0,3	mg/L	56,3	36,3	44,1	35,8	35,7	27	64,1	50,5	55,7
Kalium	0,3	mg/L	7,3	2,7	3,8	3,5	2,5	3,8	5,3	7	5,9
Ammonium	0,01	mg/L	2,6	0,36	3,6	0,66	1,7	1,4	5,2	6	6,5
Methan	10	µg/L	1500	25	26	58	330	50	350	41	50
Eisen	0,01	mg/L	1,02	2,27	6,46	2,48	1,01	1,23	1,18	9,3	9,04
Eisen, gelöst	0,01	mg/L	0,97	2,19	6,02	2,41	0,95	1,16	1,09	8,81	8,72
Mangan	0,005	mg/L	0,74	1,03	1,16	0,862	1,58	0,532	1	1,62	1,6
Aluminium, gesamt	0,02	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Aluminium, gelöst	0,02	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Chlorid	1	mg/L	105	44,8	84,7	61,6	54,6	45,8	116	110	105
Nitrat	0,5	mg/L	< BG	1,5	< BG	< BG	2,7	< BG	< BG	< BG	< BG
Nitrit	0,01	mg/L	< BG	0,02	< BG	< BG	0,04	< BG	< BG	< BG	< BG
Sulfat	1	mg/L	56,4	53	104	64	52,5	31,1	81,5	137	115
Sulfid	0,1	mg/L	0,47	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Phosphat, gesamt	0,01	mg/L	0,97	0,2	0,7	0,5	0,58	0,77	0,66	0,57	0,56
Silicium	0,1	mg/L	6,7	5,9	8,2	6	6,7	7	7,2	8,5	8,1
Cyanid, gesamt	0,01	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,1	< BG	0,03	0,07	0,1
Cyanid, leicht freisetzbar	0,01	mg/L	-	-	-	-	< BG	-	< BG	< BG	< BG
TOC	0,2	mg/L	5	2	4,1	3,6	4,6	2,9	3,6	4,2	4,8
DOC	0,2	mg/L	4,7	2	3,5	3,3	4,5	2,7	3,4	3,5	4,1
SAK bei 254 nm	0,1	1/m	21,1	5	11,8	8,8	18,2	8,8	12,6	14,2	15
CSB	5	mg/L	21	< BG	9,6	10	12	7,2	9,8	10	13
Benzol	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	2,8	< BG	< BG	< BG	8,6
Toluol	0,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,5	< BG	< BG	< BG	7,3
Ethylbenzol	0,2	µg/L	6,6	< BG	< BG	< BG	25	< BG	0,25	0,28	22
m-/p-Xylol	0,2	µg/L	5,9	< BG	< BG	< BG	4,6	< BG	< BG	< BG	14
o-Xylol	0,2	µg/L	3,8	< BG	< BG	< BG	2,1	< BG	< BG	< BG	12
Styrol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,55
iso-Propylbenzol (Cumol)	0,2	µg/L	1,3	< BG	< BG	< BG	9	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe BTEX		µg/L	17,6	< BG	< BG	< BG	44,0	< BG	0,3	0,3	64,5
1,2,3-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	4,1	< BG	< BG	< BG	3,6	< BG	< BG	< BG	2,1
1,2,4-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	6,8	< BG	< BG	< BG	6,1	< BG	< BG	< BG	5,9
1,3,5-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	2,9	< BG	< BG	< BG	1,4	< BG	< BG	< BG	2,6
n-Propylbenzol	0,2	µg/L	0,69	< BG	< BG	< BG	3,5	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methyl-2-ethylbenzol	0,2	µg/L	2	< BG	< BG	< BG	4	< BG	< BG	< BG	0,67
1-Methyl-3-ethylbenzol + 1-Methyl-4-ethylbenzol	0,2	µg/L	7,5	< BG	< BG	< BG	3,6	< BG	< BG	< BG	2,8
1,2-Diethylbenzol	0,2	µg/L	0,21	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1,3-Diethylbenzol	0,2	µg/L	0,75	< BG	< BG	< BG	2,7	< BG	< BG	< BG	< BG
1,4-Diethylbenzol	0,2	µg/L	0,57	< BG	< BG	< BG	1,9	< BG	< BG	< BG	< BG
Indan	0,2	µg/L	110	< BG	< BG	< BG	130	< BG	1,2	0,43	6,9
Inden	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	0,44	2	< BG	< BG	< BG	88
Summe übrige Monoaromaten		µg/L	135,3	< BG	< BG	0,4	158,8	< BG	1,2	0,4	109,0
Naphthalin	0,01	µg/L	660	0,028	0,048	0,031	83	0,23	0,72	0,69	180
Acenaphthylen	0,01	µg/L	6,3	< BG	0,8	< BG	2,6	1,7	2,7	1	5,7
Acenaphthen	0,01	µg/L	360	0,5	48	0,17	110	82	130	17	31
Fluoren	0,01	µg/L	69	< BG	0,077	< BG	24	< BG	0,8	0,27	2
Phenanthren	0,01	µg/L	51	< BG	< BG	< BG	20	< BG	0,13	< BG	0,46
Anthracen	0,01	µg/L	6,1	0,025	0,32	< BG	2,4	0,66	1,2	0,21	0,33
Fluoranthen	0,01	µg/L	11	< BG	0,028	< BG	3,7	0,82	6,8	0,19	0,21
Pyren	0,01	µg/L	6,7	< BG	< BG	< BG	1,4	0,19	2,8	< BG	0,15
Benzo(a)anthracen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Chrysen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(b)fluoranthen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(k)fluoranthen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(a)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenz(ah)anthracen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(ghi)perylen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe EPA-PAK		µg/L	1170,1	0,6	49,3	0,2	247,1	85,6	145,2	19,4	219,9
1-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	130	< BG	< BG	< BG	25	< BG	0,32	< BG	6,1
2-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	120	< BG	< BG	< BG	0,43	< BG	< BG	< BG	0,6
1,1-Biphenyl	0,2	µg/L	19	< BG	< BG	< BG	1,9	< BG	< BG	< BG	0,99
Summe übrige PAK		µg/L	269,0	< BG	< BG	< BG	27,3	< BG	0,3	< BG	7,7

Messstelle	BG		GWM 9	GWM 12	GWM 13	GWM 14	GWM 16	GWM 19	GWM 22	GWM 23	GWM 24
Thiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Pyrrrol	1	µg/L	1,37	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylthiophen	0,1	µg/L	0,21	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,1
3-Methylthiophen	0,1	µg/L	0,19	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,2
2,5-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	0,05	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,2
2,3-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	0,1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,2
Benzofuran (Cumarone)	0,2	µg/L	2,94	< BG	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG	10,0
2+3-Methylbenzofuran	0,2	µg/L	14,77	< BG	2,2	< BG	11,2	0,8	2,2	0,8	2,8
Benzothiophen (Thionaphthen)	0,2	µg/L	77,81	< BG	< BG	< BG	22,2	< BG	< BG	< BG	9,9
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1	µg/L	3,49	< BG	0,8	< BG	2,5	0,5	1,2	0,2	0,6
Benzopyridin (Chinolin)	0,3	µg/L	0,39	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Isochinolin	4	µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indol	0,1	µg/L	0,27	< BG	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	2,21	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	4,75	< BG	< BG	< BG	0,4	< BG	< BG	< BG	0,3
2-Methylchinolin	1	µg/L	12,24	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
5-Methylbenzothiophen	0,1	µg/L	5,02	< BG	0,3	< BG	1,9	0,2	0,5	< BG	0,3
8-Methylchinolin	0,2	µg/L	0,18	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylisochinolin	2	µg/L	0,07	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylisochinolin	2	µg/L	1,48	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
6-Methylchinolin + 7-Methylchinolin	0,3	µg/L	0,24	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylchinolin	0,2	µg/L	0,04	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methylchinolin	0,3	µg/L	0,14	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	7,79	< BG	< BG	< BG	0,7	< BG	< BG	< BG	< BG
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1	µg/L	0,51	< BG	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	5,22	< BG	< BG	< BG	0,9	< BG	0,4	< BG	< BG
2-Phenylphenol	0,5	µg/L	1,95	< BG	< BG	< BG	0,7	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzofuran	0,1	µg/L	72,95	< BG	< BG	< BG	34,4	< BG	< BG	< BG	1,2
2-Methyldibenzofuran	0,3	µg/L	18,11	< BG	1,7	< BG	8,6	6,1	9,6	1,5	1,9
Dibenzopyran (Xanthen)	0,1	µg/L	0,24	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzothiophen	0,3	µg/L	10,5	< BG	< BG	< BG	3,5	0,4	0,7	< BG	< BG
Dibenzopyridin (Acridin)	0,3	µg/L	1,59	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,5	< BG	< BG
Phenanthridin	0,2	µg/L	0,36	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzopyrrol (Carbazol)	0,2	µg/L	34,07	0,2	< BG	< BG	44,1	0,3	0,4	< BG	2,9
4-Methyldibenzothiophen	0,1	µg/L	0,54	< BG	0,2	< BG	0,3	0,1	0,3	< BG	< BG
Xanthenon	0,1	µg/L	0,4	< BG	< BG	< BG	0,1	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe NSO HET		µg/L	280,0	0,2	5,1	< BG	132,0	8,4	15,8	2,5	30,7
Messstelle			GWM 9	GWM 12	GWM 13	GWM 14	GWM 16	GWM 19	GWM 22	GWM 23	GWM 24
Phenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
o-Kresol	1,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
m+p-Kresol	3	µg/L	4,8	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Ethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4+2,5-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Ethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl+3,5-Dimethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylphenol	5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4-Dimethylphenol	3,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Isopropyl+2,4,6-Trimethylphenol	3	µg/L	7,6	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Propylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Isopropyl+2,3,6-Trimethylphenol	7,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Propylphenol	7	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl-5-Methyl+2,3,5-Trimethylphenol	8	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4,5-Trimethylphenol	4,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe SCAP		µg/L	12,4	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
MPN											
Gesamtkeimzahl (R2A-Medium)		Zellen/mL	1,60E+02	2,60E+02	1,60E+02	1,60E+03	1,60E+03	4,20E+02	1,60E+02	1,60E+02	1,60E+03
Eisen (III) - Reduzierer		Zellen/mL	1,10E+02	6,60E+00	7,20E+01	3,60E+01	1,10E+03	nn	1,50E+01	5,60E+01	2,60E+01
Sulfat - Reduzierer		Zellen/mL	7,70E+01	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn
HET (I) Verwerter		Zellen/mL	nn	nn	2,28E+01	6,62E+00	nn	nn	nn	nn	1,49E+01
HET (II) Verwerter		Zellen/mL	3,56E+01	6,62E+00	1,49E+01	nn	3,56E+01	6,62E+00	nn	2,28E+01	6,62E+00
PAK (I) Verwerter		Zellen/mL	1,63E+02	2,59E+01	6,62E+00	1,63E+02	1,63E+02	1,49E+01	2,59E+01	6,62E+00	2,60E+02
PAK (II) Verwerter		Zellen/mL	1,09E+02	nn	nn	nn	1,09E+02	nn	3,56E+01	nn	nn
Denitrifikanten		Zellen/mL	nn	4,20E+01	nn	nn	2,30E+02	2,60E+01	nn	6,60E+00	7,70E+01
BTEX Verwerter		Zellen/mL	1,07E+01	nn	nn	nn	1,68E+01	1,68E+01	1,07E+01	3,27E+01	2,16E+01
Toxizität											
LID			32	2	4	2	32	8	8	4	8
EC 20			3,8		47,0		5,6	17,7	12,8	42,4	21,5
EC 50			13,1				50,9	72,9	91,4		43,4
maximale Hemmung			81,1		22,4	4,3	53,9	41,4	44,3	24,8	53,0
				nicht toxisch							

11.6 Felddaten Germersheim, ausgewählte Messstellen Oktober 2010, tiefenintegrierte und tiefenzonierte Probenahme

Messstelle		GWM 17	GWM 17	GWM 17	GWM 18	GWM 18	GWM 15	GWM 1	GWM 1
Horizont		flach	mitte	tief	flach	tief	tiefenintegriert	flach	tief
Datum		26.10.2010	26.10.2010	26.10.2010	03.11.2010	03.11.2010	27.10.2010	03.11.2010	03.11.2010
Sofortparameter:									
Temperatur	°C	11,7°	11,6°	11,8°	12°	11,9°	12°	12,6°	12,2°
pH-Wert		6,90	6,99	6,94	7,02	7,05	7,03	6,97	7,0
Sauerstoff	mg/L	0,06	0,06	0,02	0,06	0,03	0,03	0,06	0,1
Redoxpotential	mV	-59	-90	-28	-106	-122	-92	-43	-38
Leitfähigkeit		729	690	643	938	950	682	1296	1237
Färbung, qualitativ	-	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	l. gelblich	l. gelblich
Trübung, qualitativ	-	ohne	ohne	ohne	trüb	l. trüb	l. trüb	ohne	ohne
Geruch, qualitativ	-	st. ölig	st. ölig	ölig	ölig	ölig	st. ölig	ohne	ohne
Färbung, SAK bei 436 nm	0,1 1/m	0,2	0,2	< BG	0,2	0,2	0,1	0,3	0,3
Trübung, quantitativ	0,01 FNU	1,6	1,2	1	14	3,5	3,5	0,43	0,31
Trübung, quantitativ (anges.)	0,01 FNU	0,06	0,04	0,06	4,3	0,94	0,46	0,05	0,06
Fassungstemperatur	°C	11,7	11,6	11,8	12	11,9	12	12,6	12,2
Elektr. Leitfähigkeit bei 20°C	mS/m	73,2	69,3	69,2	95	95,9	68,7	132	125
Elektr. Leitfähigkeit bei 25°C	mS/m	81,7	77,3	77,2	106	10,7	76,7	147	140
Sauerstoff	0,5 mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
pH-Wert bei Fassungstemperatur		7,05	7,12	7,1	7,06	7,1	7,13	6,99	7,07
pH-Wert nach Calcitsättig. b. Fassungstemp.		7,01	7,07	7,1	6,89	6,89	7,07	6,84	6,89
pH-Wertabweichung vom Gleichgewicht		0,04	0,05	0	0,17	0,21	0,06	0,15	0,18
Säurekapazität bis pH = 4,3	0,01 mmol/L	7,36	6,94	6,19	9,83	10,2	6,72	9,86	8,52
Säurekapazität bis pH = 8,2	0,005 mmol/L	-	-	-	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 4,3	0,005 mmol/L	-	-	-	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 8,2	0,005 mmol/L	1,74	1,41	1,31	2,18	2,07	1,28	2,5	1,84
Härte (Summe Ca- u. Mg-Ionen)	mmol/L	3,65	3,32	3,13	5,03	5,2	3,34	5,44	5,74
Härte	°dH	20,4	18,6	17,6	28,2	29,1	18,7	30,5	32,1
Sättigungsindex	-	0,06	0,08	-0,01	0,29	0,36	0,09	0,25	0,28
Calcitlösekapazität	1 mg/L	-	-	< BG	-	-	-	-	-
Calcitabscheidekapazität	1 mg/L	11	11	-	65	79	13	59	56
Calcium	0,5 mg/L	121	111	105	161	165	113	180	192
Methan	10 µg/L	690	980	340	350	1100	410	170	35
Magnesium	0,5 mg/L	15,3	13,3	12,5	24,7	26,4	12,6	23	23
Natrium	0,3 mg/L	30,6	30	28,9	37,6	34,7	29,7	89,2	67,7
Kalium	0,3 mg/L	1,5	2,3	2,6	1,6	2,1	2,4	22,1	15,4
Ammonium	0,01 mg/L	0,46	0,59	0,22	2	1,5	0,24	0,2	0,23
Eisen	0,01 mg/L	2,01	2,78	0,12	1,93	2,35	1,93	0,34	0,14
Eisen, gelöst	0,01 mg/L	1,95	2,88	0,1	1,79	2,18	1,83	0,32	0,12
Mangan	0,005 mg/L	0,359	0,498	0,344	0,732	0,87	0,391	0,621	0,437
Aluminium, gesamt	0,02 mg/L	< BG	< BG	< BG	0,15	0,04	0,04	< BG	< BG
Aluminium, gelöst	0,02 mg/L	-	-	-	< BG	< BG	< BG	-	-
Chlorid	1 mg/L	34,9	35,3	34,4	50,8	48,3	35,2	149	140
Nitrat	0,5 mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	6,1	6
Nitrit	0,01 mg/L	0,02	< BG	0,02	< BG	< BG	< BG	0,18	0,1
Sulfat	1 mg/L	35	27,5	32,3	33,2	29,1	35,4	70,1	119
Sulfid	0,1 mg/L								
Phosphat, gesamt	0,01 mg/L	0,22	0,28	0,02	0,45	0,8	0,35	0,41	0,31
Silicium	0,1 mg/L	5,4	5,3	5,1	6,8	6,6	5,2	9,5	9,4
Cyanid, gesamt	0,01 mg/L						< BG		
Cyanid, leicht freisetzbar	0,01 mg/L								
TOC	0,3 mg/L	1,4	1,5	1,2	2,7	3,3	1,6	4,7	3,2
SAK bei 254 nm	0,1 1/m	4,2	5,3	2,9	8	11,2	5	12,9	8,9
CSB	5 mg/L	< BG	< BG	< BG	9,9	9,5	< BG	13	8,8
Benzol	0,1 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	2,3	< BG	< BG	< BG
Toluol	0,5 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Ethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
m-/p-Xylol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
o-Xylol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Styrol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
iso-Propylbenzol (Cumol)	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,3	0,2	< BG	< BG
Summe BTEX	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	2,6	0,2	< BG	< BG
1,2,3-Trimethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1,2,4-Trimethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1,3,5-Trimethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
n-Propylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methyl-2-ethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methyl-3-ethylbenzol + 1-Methyl-4-ethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1,2-Diethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1,3-Diethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1,4-Diethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indan	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,79	< BG	< BG
Inden	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,36	< BG	< BG	< BG
übrige Monoaromaten	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,4	0,8	< BG	< BG

Messstelle		GWM 17	GWM 17	GWM 17	GWM 18	GWM 18	GWM 15	GWM 1	GWM 1
Horizont		flach	mitte	tief	flach	tief	tiefenintegriert	flach	tief
Datum		26.10.2010	26.10.2010	26.10.2010	03.11.2010	03.11.2010	27.10.2010	03.11.2010	03.11.2010
Naphthalin	0,01 µg/L	0,014	0,028	< BG	0,21	< BG	< BG	0,28	0,088
Acenaphthylen	0,01 µg/L	0,021	0,026	0,02	3,6	8,3	1,3	< BG	0,011
Acenaphthen	0,01 µg/L	0,33	0,41	0,31	87	230	23	0,11	0,13
Fluoren	0,01 µg/L	0,014	< BG	< BG	0,49	1,9	< BG	0,018	0,021
Phenanthren	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	0,13	0,5	< BG	< BG	0,012
Anthracen	0,01 µg/L	0,024	0,049	0,013	0,75	1,6	< BG	< BG	< BG
Fluoranthren	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	0,45	1,5	< BG	< BG	0,012
Pyren	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	0,12	0,33	< BG	< BG	< BG
Benzo(a)anthracen	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Chrysen	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(b)fluoranthren	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(k)fluoranthren	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(a)pyren	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenz(a,h)anthracen	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(ghi)perylen	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe EPA-PAK	µg/L	0,4	0,5	0,3	92,8	244,1	24,3	0,4	0,3
1-Methylnaphthalin	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	0,53	0,55	< BG	0,41	0,25
2-Methylnaphthalin	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1,1-Biphenyl	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
übrige PAK	µg/L	< BG	< BG	< BG	0,5	0,6	< BG	0,4	0,3
Thiophen	0,1 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Pyrrrol	1,0 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylthiophen	0,1 µg/L	0,5	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,7	0,7
2,5-Dimethylthiophen	0,1 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(furan)	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylbenzofuran	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	3,7	10,2	1,6	< BG	< BG
Benzo(thiophen)	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1 µg/L	< BG	0,1	< BG	1,1	2,7	0,3	< BG	< BG
Chinolin	0,3 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Isochinolin	4,0 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indol	0,1 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG
2-Methylchinolin	1,0 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylbenzothiophen	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	0,7	2,0	0,5	< BG	< BG
6-Methylchinolin + 1-Methylchinolin	0,3 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylchinolin	0,3 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylchinolin	0,3 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
o-Hydroxybiphenyl	0,5 µg/L	< BG	1,0	1,5	0,7	1,9	< BG	< BG	< BG
Dibenzofuran	0,1 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylidibenzofuran	0,3 µg/L	0,5	0,8	0,1	7,0	19,5	3,8	< BG	< BG
Xanthen	0,1 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzothiophen	0,3 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	2,8	< BG	< BG	< BG
Acridin	0,3 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Phenanthridin	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Carbazol	0,2 µg/L	0,1	< BG	< BG	7,0	27,7	3,7	< BG	< BG
4-Methylidibenzothiophen	0,1 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG
Xanthenon	0,1 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,3	< BG	< BG
Summe NSO-HET	µg/L	1,1	2,0	1,6	20,1	67,4	10,3	0,7	0,7

Messstelle		GWM 7		GWM 7		GWM 7		GWM 3		GWM 10		GWM 10	
			flach	mitte	flach	mitte	tief	flach	tief	flach	mitte	flach	mitte
Horizont			25.10.2010	25.10.2010	25.10.2010	25.10.2010	03.11.2010	03.11.2010	03.11.2010	26.10.2010	26.10.2010	26.10.2010	26.10.2010
Datum													
Naphthalin	0,01 µg/L		0,39	3,1	0,052	0,27	0,1	< BG	0,068	< BG			
Acenaphthylen	0,01 µg/L		1,8	1,9	3,2	0,55	4,1	1,4	7,3	14			
Acenaphthen	0,01 µg/L		63	51	87	16	93	35	170	330			
Fluoren	0,01 µg/L		2,6	0,26	0,011	0,32	3,2	0,67	3,9	18			
Phenanthren	0,01 µg/L		0,059	0,038	0,03	0,021	< BG	0,05	0,19	0,75			
Anthracen	0,01 µg/L		0,24	0,23	0,32	0,2	0,75	0,45	1,5	3,1			
Fluoranthren	0,01 µg/L		0,29	0,4	0,89	0,94	4,7	3,2	6,7	11			
Pyren	0,01 µg/L		0,11	0,15	0,33	1,1	3	1,9	3,7	6,2			
Benzo(a)anthracen	0,01 µg/L		< BG	< BG	< BG	0,017	< BG	0,035	0,06	0,17			
Chrysen	0,01 µg/L		< BG	< BG	< BG	0,021	< BG	0,034	0,066	0,17			
Benzo(b)fluoranthren	0,01 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
Benzo(k)fluoranthren	0,01 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
Benzo(a)pyren	0,01 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
Dibenz(ah)anthracen	0,01 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
Benzo(ghi)perylene	0,01 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
Summe EPA-PAK	µg/L		68,5	57,1	91,8	19,4	108,9	42,7	193,5	383,4			
1-Methylnaphthalin	0,2 µg/L		3,6	3,1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
2-Methylnaphthalin	0,2 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
1,1-Biphenyl	0,2 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
übrige PAK	µg/L		3,6	3,1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
Thiophen	0,1 µg/L		< BG	1,6	5,2	< BG	< BG	0,1	< BG	< BG			
Pyrrrol	1,0 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
2-Methylthiophen	0,1 µg/L		< BG	< BG	< BG	0,7	< BG	< BG	< BG	< BG			
2,5-Dimethylthiophen	0,1 µg/L		< BG	0,2	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
Benzofuran	0,2 µg/L		< BG	< BG	0,1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
2-Methylbenzofuran	0,2 µg/L		4,4	3,4	4,5	0,3	1,2	0,8	4,6	7,3			
Benzothiophen	0,2 µg/L		< BG	4,9	8,6	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1 µg/L		1,4	1,1	1,6	0,2	0,9	0,3	< BG	3,4			
Chinolin	0,3 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
Isochinolin	4,0 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
Indol	0,1 µg/L		< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	< BG	0,2	1,0			
2-Methylchinolin	1,0 µg/L		< BG	0,6	0,7	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
3-Methylbenzothiophen	0,2 µg/L		0,6	0,7	1,7	< BG	0,4	< BG	1,1	2,2			
6-Methylchinolin + 1-Methylchinolin	0,3 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
2,6-Dimethylchinolin	0,3 µg/L		< BG	< BG	< BG	1,4	0,3	0,7	1,4	2,2			
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1 µg/L		< BG	< BG	0,1	< BG	< BG	< BG	0,1	0,4			
2,4-Dimethylchinolin	0,3 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	1,5	2,1	7,3			
o-Hydroxybiphenyl	0,5 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	1,0	8,3			
Dibenzofuran	0,1 µg/L		< BG	0,1	0,2	< BG	0,1	< BG	< BG	< BG			
2-Methylidibenzofuran	0,3 µg/L		10,4	5,8	4,4	5,0	10,6	6,0	17,6	31,7			
Xanthen	0,1 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
Dibenzothiophen	0,3 µg/L		0,9	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	2,4	8,2			
Acridin	0,3 µg/L		< BG	< BG	< BG	0,3	0,9	< BG	< BG	1,3			
Phenanthridin	0,2 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG			
Carbazol	0,2 µg/L		0,6	1,1	9,0	0,1	0,2	0,8	4,7	28,2			
4-Methylidibenzothiophen	0,1 µg/L		< BG	< BG	< BG	< BG	0,2	0,2	0,5	1,1			
Xanthenon	0,1 µg/L		< BG	< BG	< BG	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG			
Summe NSO-HET	µg/L		18,3	19,6	36,5	8,4	14,7	10,5	35,6	102,7			

Messstelle		GWM 16	GWM 16	GWM 16	GWM 9	GWM 9	GWM 9	GWM 4	GWM 24
Horizont		flach	mitte	tief	flach	mitte	tief	tiefenintegriert	tiefenintegriert
Datum		28.10.2010	28.10.2010	28.10.2010	28.10.2010	28.10.2010	28.10.2010	27.10.2010	25.10.2010
Sofortparameter:									
Temperatur	°C	12,3°	12,5°	12,1°	12,4°	12,3°	12,5°	11,6°	13,4°
pH-Wert		6,9	7,0	7,1	6,9	6,9	7,0	7,0	7,0
Sauerstoff	mg/L	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Redoxpotential	mV	-2	-98	-102	-165	-144	-205	-123	-116
Leitfähigkeit		978	986	840	887	1048	1280	985	1241
Färbung, qualitativ	-	ohne	l. gelblich	l. gelblich	ohne	ohne	l. gelblich	gelblich	gelblich
Trübung, qualitativ	-	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne	ohne
Geruch, qualitativ	-	st. ölig	st. ölig	st. ölig	st. ölig	st. ölig	st. modrig	st. ölig	st. ölig
Färbung, SAK bei 436 nm	0,1 1/m	0,1	0,3	0,3	0,1	0,2	0,4	1	1,1
Trübung, quantitativ	0,01 FNU	0,12	0,7	0,92	0,38	0,22	0,48	1,1	1,5
Trübung, quantitativ (anges.)	0,01 FNU	0,04	0,08	0,12	0,1	0,09	0,09	0,14	0,07
Fassungstemperatur	°C	12,3	12,5	12,1	12,4	12,3	12,5	11,5	13,4
Elektr. Leitfähigkeit bei 20°C	mS/m	99,5	99,5	84,9	90,5	1,07	129	98,6	125
Elektr. Leitfähigkeit bei 25°C	mS/m	111	111	94,8	101	119	144	110	139
Sauerstoff	0,5 mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
pH-Wert bei Fassungstemperatur	-	6,97	7,1	7,2	7	7,07	7,14	7,12	7,05
pH-Wert nach Calcitsättig. b. Fassungtemp.	-	6,85	6,9	7	6,87	6,86	6,83	6,94	6,84
pH-Wertabweichung vom Gleichgewicht	-	0,12	0,2	0,2	0,13	0,21	0,31	0,18	0,21
Säurekapazität bis pH = 4,3	0,01 mmol/L	11	10,5	8,73	9,46	10,2	11,5	9,68	9,79
Säurekapazität bis pH = 8,2	0,005 mmol/L	-	-	-	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 4,3	0,005 mmol/L	-	-	-	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 8,2	0,005 mmol/L	3,02	2,15	1,42	2,41	2,27	2,2	1,9	2,23
Härte (Summe Ca- u. Mg-Ionen)	mmol/L	6,01	5,36	4,34	5,12	5,6	6,16	4,65	6,08
Härte	°dH	33,7	30	24,3	28,6	31,4	34,5	26	34
Sättigungsindex	-	0,22	0,34	0,33	0,23	0,35	0,51	0,31	0,34
Calcitlösekapazität	1 mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
Calcitabschneidekapazität	1 mg/L	56	74	55	51	80	124	62	78
Calcium	0,5 mg/L	155	153	132	160	178	201	148	196
Methan	10 µg/L	< BG	790	830	840	630	580	750	110
Magnesium	0,5 mg/L	52,1	37,6	25,4	27,3	28,2	27,9	23,3	28,9
Natrium	0,3 mg/L	16,6	37,9	36	23,3	40,2	67,2	47,3	49,7
Kalium	0,3 mg/L	3	3,4	2,2	4,6	5,8	7	2	5,3
Ammonium	0,01 mg/L	< BG	0,86	1,9	0,64	1,4	3,8	1,9	6,5
Eisen	0,01 mg/L	< BG	2,94	1,18	0,25	0,05	0,13	9,72	6,77
Eisen, gelöst	0,01 mg/L	< BG	2,93	1,12	0,25	0,05	0,12	9,62	6,68
Mangan	0,005 mg/L	1,69	1,68	1,26	0,293	0,454	0,727	1,75	1,39
Aluminium, gesamt	0,02 mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Aluminium, gelöst	0,02 mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorid	1 mg/L	19,5	54,4	52,8	42,6	77,4	123	62	105
Nitrat	0,5 mg/L	23,7	< BG	< BG	2,6	1,1	< BG	< BG	< BG
Nitrit	0,01 mg/L	0,33	0,03	0,02	0,08	0,04	< BG	< BG	< BG
Sulfat	1 mg/L	48,2	27,5	15,9	33,1	40,6	39,7	44,8	123
Sulfid	0,1 mg/L	-	-	-	0,19	0,42	1,6	-	-
Phosphat, gesamt	0,01 mg/L	0,06	0,21	0,62	0,23	0,36	1	0,48	0,54
Silicium	0,1 mg/L	7,3	8,1	7,1	7	7,1	7,5	7	7,9
Cyanid, gesamt	0,01 mg/L	< BG	0,09	0,04	0,01	0,02	0,01	0,13	0,09
Cyanid, leicht freisetzbar	0,01 mg/L	-	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
TOC	0,3 mg/L	2,1	4,6	5,1	2,3	3,3	5	5,1	4
SAK bei 254 nm	0,1 1/m	5,5	16,7	23,7	8,9	12,8	23,2	19,9	16,3
CSB	5 mg/L	6,4	15	23	9	12	21	16	11
Benzol	0,1 µg/L	< BG	2,7	12,0	0,0	0,5	0,5	5,6	5,3
Toluol	0,5 µg/L	< BG	< BG	1,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Ethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	3,1	86,0	1,3	0,7	1,6	< BG	1,4
m-/p-Xylol	0,2 µg/L	< BG	1,3	29,0	1,0	0,7	1,2	< BG	0,5
o-Xylol	0,2 µg/L	< BG	0,3	7,6	0,7	0,5	0,7	< BG	0,7
Styrol	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
iso-Propylbenzol (Cumol)	0,2 µg/L	< BG	8,9	21,0	0,6	0,7	1,7	4,6	< BG
Summe BTEX	µg/L	< BG	16,3	156,9	3,6	3,1	5,7	10,2	7,9
1,2,3-Trimethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	0,77	21	1,4	1,5	2,7	< BG	< BG
1,2,4-Trimethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	1,2	37	2	1,6	1,2	< BG	0,39
1,3,5-Trimethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	0,54	14	1	1	1,4	< BG	< BG
n-Propylbenzol	0,2 µg/L	< BG	2,6	7	0,22	0,31	0,81	1,1	< BG
1-Methyl-2-ethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	0,94	14	0,73	0,76	1,4	< BG	< BG
1-Methyl-3-ethylbenzol + 1-Methyl-4-ethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	0,73	20	2,1	2,3	2,9	< BG	< BG
1,2-Diethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	0,31	0,6	< BG	< BG	0,24	0,2	< BG
1,3-Diethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	0,66	3,4	0,25	0,38	0,78	< BG	< BG
1,4-Diethylbenzol	0,2 µg/L	< BG	1	2	< BG	0,33	0,74	0,9	< BG
Indan	0,2 µg/L	0,9	39	370	21	11	15	< BG	0,38
Inden	0,2 µg/L	< BG	0,24	4,4	2,5	1,3	0,73	< BG	1,3
übrige Monoaromaten	µg/L	0,9	48,0	493,4	31,2	20,5	27,9	2,2	2,1

Messstelle		GWM 16		GWM 9		GWM 9		GWM 4		GWM 24
		flach	mitte	tief	flach	mitte	tief	flach	mitte	tief
Horizont		28.10.2010	28.10.2010	28.10.2010	28.10.2010	28.10.2010	28.10.2010	27.10.2010	27.10.2010	25.10.2010
Datum										
Naphthalin	0,01 µg/L	1,3	19	650	240	64	44	< BG	< BG	3,2
Acenaphthylen	0,01 µg/L	< BG	7,5	17	6,3	14	35	7,2	3,4	
Acenaphthen	0,01 µg/L	0,64	150	310	120	260	600	140	57	
Fluoren	0,01 µg/L	0,19	19	130	220	56	140	38	1,1	
Phenanthren	0,01 µg/L	0,15	7,7	97	7,4	30	64	< BG	0,17	
Anthracen	0,01 µg/L	0,2	1,6	6,6	1,6	3,2	7,3	< BG	0,43	
Fluoranthren	0,01 µg/L	1,1	1,8	8,9	5,8	8	21	< BG	0,29	
Pyren	0,01 µg/L	0,5	0,77	< BG	3,2	3,5	9,7	< BG	0,22	
Benzo(a)anthracen	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,035	
Chrysen	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,04	
Benzo(b)fluoranthren	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Benzo(k)fluoranthren	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Benzo(a)pyren	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Dibenz(a,h)anthracen	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Benzo(ghi)perylene	0,01 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Summe EPA-PAK	µg/L	4,1	207,4	1219,5	604,3	438,7	921,0	185,2	65,9	
1-Methylnaphthalin	0,2 µg/L	< BG	4,9	130	38	58	59	< BG	< BG	
2-Methylnaphthalin	0,2 µg/L	< BG	0,44	14	14	17	3,2	< BG	< BG	
1,1-Biphenyl	0,2 µg/L	< BG	0,44	5,3	4,4	4,1	5,2	< BG	< BG	
übrige PAK	µg/L	< BG	5,8	149,3	56,4	79,1	67,4	< BG	< BG	
Thiophen	0,1 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,2	
Pyrrrol	1,0 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2-Methylthiophen	0,1 µg/L	0,7	< BG	< BG	< BG	< BG	0,1	< BG	< BG	
2,5-Dimethylthiophen	0,1 µg/L	< BG	< BG	0,1	< BG	< BG	0,1	< BG	< BG	
Benzo(furan)	0,2 µg/L	< BG	< BG	2,7	0,6	0,3	0,7	< BG	< BG	
2-Methylbenzofuran	0,2 µg/L	0,3	21,5	53,4	7,3	8,3	13,9	16,3	4,1	
Benzo(thiophen)	0,2 µg/L	0,3	3,0	88,1	22,8	8,5	11,5	< BG	0,9	
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1 µg/L	< BG	3,4	5,4	2,6	3,7	8,5	2,3	1,2	
Chinolin	0,3 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Isochinolin	4,0 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Indol	0,1 µg/L	< BG	0,4	1,1	0,1	0,2	1,5	0,1	< BG	
2-Methylchinolin	1,0 µg/L	< BG	< BG	< BG	3,9	12,2	5,8	< BG	< BG	
3-Methylbenzothiofen	0,2 µg/L	< BG	3,3	9,8	4,6	7,0	15,8	0,9	0,6	
6-Methylchinolin + 1-Methylchinolin	0,3 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2,6-Dimethylchinolin	0,3 µg/L	0,7	0,0	1,3	1,4	2,3	6,4	< BG	0,4	
3,5-Dimethylbenzothiofen	0,1 µg/L	< BG	0,2	0,7	0,2	0,6	1,4	< BG	< BG	
2,4-Dimethylchinolin	0,3 µg/L	1,6	1,9	3,0	2,1	4,4	11,0	< BG	1,8	
o-Hydroxybiphenyl	0,5 µg/L	< BG	0,7	16,5	3,6	11,5	42,8	1,5	< BG	
Dibenzofuran	0,1 µg/L	3,4	18,8	162,3	37,2	91,1	243,9	0,2	2,1	
2-Methylidibenzofuran	0,3 µg/L	2,2	9,4	22,4	10,6	19,9	55,6	4,5	4,4	
Xanthen	0,1 µg/L	< BG	< BG	0,3	< BG	0,2	1,1	< BG	< BG	
Dibenzothiofen	0,3 µg/L	0,1	3,8	19,6	6,4	14,6	25,6	4,0	0,2	
Acridin	0,3 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	1,0	8,5	< BG	< BG	
Phenanthridin	0,2 µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Carbazol	0,2 µg/L	2,4	44,5	109,0	8,0	27,8	61,9	22,7	3,3	
4-Methylidibenzothiofen	0,1 µg/L	< BG	< BG	0,4	0,2	0,4	1,3	< BG	< BG	
Xanthenon	0,1 µg/L	< BG	< BG	0,4	< BG	< BG	0,2	< BG	< BG	
Summe NSO-HET	µg/L	11,7	110,9	496,6	111,6	214,0	517,9	52,4	19,2	

11.7 Felddaten Vergleichsstandorte: Gaswerk Bad Kreuznach

Bad Kreuznach				GWP 5	GWP 9	GWP-T1	GWP 11
Messstelle				19.02.2013	19.02.2013	19.02.2013	19.02.2013
Datum		bei °C					
Sofortparameter:							
Temperatur		°C		14,6	13,6	13,1	12,7
pH-Wert				6,7	6,6	7,4	6,5
Sauerstoff		mg/L		1,7	2,1	1,8	1,2
Redoxpotential		mV		-95	-5	-72	234
Leitfähigkeit		µS/cm				3740	1051
Färbung, qualitativ		-	l. gelb	ohne	ohne	ohne	
Trübung, qualitativ		-	st. trüb	trüb	ohne	l. trüb	
Geruch, qualitativ		-	st. ölig	ölig	l. ölig	ohne	
Färbung, SAK bei 436 nm	0,1	1/m		0,3	0,2	0,1	0,2
Trübung, quantitativ	0,01	FNU		192	10	0,29	2,2
Trübung, quantitativ (anges.)	0,01	FNU		56	2,3	0,03	0,69
Fassungstemperatur		°C		14,6	13,6	13,1	12,7
Elektr. Leitfähigkeit bei 20°C		20 mS/m		2,13	2,27	3,46	97,7
Elektr. Leitfähigkeit bei 25°C		25 mS/m		2,38	2,53	3,86	109
Sauerstoff	0,5	mg/L		0,8	1,2	< BG	1,4
pH-Wert bei Fassungstemperatur		14,6		6,75	6,61	7,21	6,63
pH-Wert nach Calcitsättig. b. Fassungstemp.		-		6,64	6,63	7,06	6,96
pH-Wertabweichung vom Gleichgewicht		-		0,11	-0,02	0,15	-0,33
Säurekapazität bis pH = 4,3	0,01	17,3 mmol/L		12	8,55	6,5	4,82
Säurekapazität bis pH = 8,2	0,005	mmol/L	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 4,3	0,005	mmol/L	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 8,2	0,005	19,6 mmol/L		4,87	4,8	1	2,8
Härte (Summe Ca- u. Mg-Ionen)		mmol/L		10,4	11,5	7,39	3,89
Härte		°dH		58,3	64,2	41,4	21,8
Sättigungsindex		-		0,2	-0,04	0,21	-0,59
Calcitlösekapazität	1	mg/L	< BG		11	< BG	98
Calcitabscheidekapazität	1	mg/L		70	< BG	27	< BG
Calcium	0,5	mg/L		295	356	188	113
Magnesium	0,5	mg/L		74	62,7	65,5	26,1
Natrium	0,3	mg/L		98,7	117	497	62,9
Kalium	0,3	mg/L		29,1	24,3	20,2	6,9
Ammonium	0,01	mg/L		24	10	3,4	0,64
Eisen	0,01	mg/L		17,3	2,63	0,45	0,05
Eisen, gelöst	0,01	mg/L		15,8	1,25	0,45	0,02
Mangan	0,005	mg/L		6,02	4,56	0,216	0,287
Aluminium, gesamt	0,02	mg/L		0,15	0,06	< BG	0,04
Aluminium, gelöst	0,02	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Chlorid	1	mg/L		153	201	914	107
Nitrat	0,5	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Nitrit	0,01	mg/L	< BG		0,03	< BG	0,02
Sulfat	1	mg/L		583	704	253	124
Sulfid	0,1	mg/L		0,1	< BG	< BG	< BG
Methan	10	µg/L		43	< BG	120	< BG
Phosphat, gesamt	0,01	mg/L		0,34	0,04	0,03	0,13
Silicium	0,1	mg/L		11,1	8,6	6,6	8,5
Cyanid, gesamt	0,01	mg/L		0,06	0,07	< BG	0,04
Cyanid, leicht freisetzbar	0,01	mg/L	< BG	< BG	-	< BG	< BG
TOC	0,2	mg/L		7,4	3,5	3,4	5,3
DOC	0,2	mg/L		6,8	3,4	3,3	5,3
SAK bei 254 nm	0,1	1/m		15,7	8,2	4,9	8,1
CSB	5	mg/L		26	11	13	13
Benzol	0,1	µg/L		3,8	2,6	< BG	0,58
Toluol	0,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	
Ethylbenzol	0,2	µg/L		11	0,41	< BG	< BG
m-/p-Xylol	0,2	µg/L		0,94	< BG	< BG	< BG
o-Xylol	0,2	µg/L		1,7	< BG	< BG	< BG
Styrol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
iso-Propylbenzol (Cumol)	0,2	µg/L		6	< BG	< BG	< BG
Summe BTEX				23,4	3,0	< BG	0,6
1,2,3-Trimethylbenzol	0,2	µg/L		4,2	< BG	< BG	< BG
1,2,4-Trimethylbenzol	0,2	µg/L		2,5	< BG	< BG	< BG
1,3,5-Trimethylbenzol	0,2	µg/L		0,32	< BG	< BG	< BG
n-Propylbenzol	0,2	µg/L		3	< BG	< BG	< BG
1-Methyl-2-ethylbenzol	0,2	µg/L		4,2	< BG	< BG	< BG
1-Methyl-3-ethylbenzol + 1-Methyl-4-ethylbenzol	0,2	µg/L		1,6	< BG	< BG	< BG
1,2-Diethylbenzol	0,2	µg/L		0,41	< BG	< BG	< BG
1,3-Diethylbenzol	0,2	µg/L		1,2	< BG	< BG	< BG
1,4-Diethylbenzol	0,2	µg/L		0,8	< BG	< BG	< BG
Indan	0,2	µg/L		4	< BG	< BG	0,36
Inden	0,2	µg/L		4	0,23	< BG	< BG
übrige Monoaromaten				26,2	0,2	< BG	0,4

Bad Kreuznach						
Messstelle			GWP 5	GWP 9	GWP-T1	GWP 11
Datum	bei °C		19.02.2013	19.02.2013	19.02.2013	19.02.2013
Naphthalin	0,01	µg/L	0,86	0,026	0,078	< BG
Acenaphthylen	0,01	µg/L	9,6	0,42	0,089	< BG
Acenaphthen	0,01	µg/L	96	3,8	0,87	0,027
Fluoren	0,01	µg/L	47	0,48	0,068	0,014
Phenanthren	0,01	µg/L	7,2	< BG	0,036	< BG
Anthracen	0,01	µg/L	1,6	0,086	0,081	< BG
Fluoranthren	0,01	µg/L	4,1	0,21	0,066	< BG
Pyren	0,01	µg/L	2,9	0,14	0,87	< BG
Benzo(a)anthracen	0,01	µg/L	0,27	< BG	< BG	< BG
Chrysen	0,01	µg/L	0,084	< BG	< BG	< BG
Benzo(b)fluoranthren	0,01	µg/L	0,082	< BG	< BG	< BG
Benzo(k)fluoranthren	0,01	µg/L	0,035	< BG	< BG	< BG
Benzo(a)pyren	0,01	µg/L	0,051	< BG	< BG	< BG
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01	µg/L	0,018	< BG	< BG	< BG
Dibenz(ah)anthracen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(ghi)perylene	0,01	µg/L	0,012	< BG	< BG	< BG
Summe EPA-PAK			169,8	5,2	2,2	0,04
1-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	2,9	< BG	< BG	< BG
2-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
1,1-Biphenyl	0,2	µg/L	8,7	< BG	< BG	< BG
übrige PAK			11,6	< BG	< BG	< BG
Thiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
Pyrrrol	1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzofuran (Cumarone)	0,2	µg/L	0,6	< BG	< BG	< BG
2+3-Methylbenzofuran	0,2	µg/L	2,9	< BG	< BG	< BG
Benzothiophen (Thionaphthen)	0,2	µg/L	7,0	0,4	< BG	< BG
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1	µg/L	0,9	< BG	< BG	< BG
Benzopyridin (Chinolin)	0,3	µg/L	0,4	< BG	< BG	< BG
Isochinolin	4	µg/L	4,2	< BG	< BG	< BG
Indol	0,1	µg/L	0,1	< BG	< BG	< BG
2-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	0,2	< BG	< BG	< BG
2-Methylchinolin	1	µg/L	0,2	< BG	< BG	< BG
5-Methylbenzothiophen	0,1	µg/L	1,6	< BG	< BG	< BG
8-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
6-Methylchinolin + 7-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	0,4	< BG	< BG	< BG
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1	µg/L	0,2	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	0,8	< BG	< BG	< BG
2-Phenylphenol	0,5	µg/L	0,5	< BG	< BG	< BG
Dibenzofuran	0,1	µg/L	35,5	0,1	< BG	< BG
2-Methylidibenzofuran	0,3	µg/L	12,8	1,1	0,5	< BG
Dibenzopyran (Xanthen)	0,1	µg/L	0,2	< BG	< BG	< BG
Dibenzothiophen	0,3	µg/L	5,3	< BG	< BG	< BG
Dibenzopyridin (Acridin)	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
Phenanthridin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzopyrrol (Carbazol)	0,2	µg/L	13,1	0,3	< BG	< BG
4-Methylidibenzothiophen	0,1	µg/L	0,2	< BG	< BG	< BG
Xanthenon	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe NSO HET		µg/L	86,8	1,9	0,5	< BG
Phenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
o-Kresol	1,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
m+p-Kresol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Ethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4+2,5-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Ethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl+3,5-Dimethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylphenol	5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4-Dimethylphenol	3,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Isopropyl+2,4,6-Trimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Propylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Isopropyl+2,3,6-Trimethylphenol	7,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Propylphenol	7	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl-5-Methyl+2,3,5-Trimethylphenol	8	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4,5-Trimethylphenol	4,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe SCAP		µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG
GKZ [R2A-Medium]		Zellen/mL	4,20E+02	1,60E+03	4,20E+01	3,60E+02
Denitrifikanten		Zellen/mL	1,34E+01	1,49E+01	6,62E+00	1,49E+01
PAK Verwerter (I)		Zellen/mL	1,49E+01	< BG	< BG	< BG
PAK Verwerter (II)		Zellen/mL	< BG	6,62E+00	< BG	< BG
Eisen (III) Reduzierer		Zellen/mL	2,59E+01	6,62E+00	< BG	7,18E+01
HET II Verwerter		Zellen/mL				
HET III Verwerter		Zellen/mL				
Sulfatreduzierer		Zellen/mL	6,62E+00	< BG	< BG	< BG
BTEX Verwerter		Zellen/mL				
Toxizität						
LID			16	4	2	2
EC 20			11,3			
EC 50						
maximale Hemmung			55,4	32,5		
LID berechnet			9			
					nicht toxisch	nicht toxisch

Bad Kreuznach								
Messstelle			GWP 5	GWP 9	GWP-T1	GWP 11	GWP 10	
Datum	bei °C		02.07.2013	02.07.2013	02.07.2013	02.07.2013	02.07.2013	
Sofortparameter:								
Temperatur			14,1	15,9	14,1	14,1	19,9	
pH-Wert			7,0	6,8	7,4	6,8	7,2	
Sauerstoff			0,4	0,8	1,9	5,1	1,5	
Redoxpotential			17	27	-8	29	3	
Leitfähigkeit		µS/cm	2070	2310	3370	1311	2960	
Färbung, qualitativ		-	l. gelblich	ohne	ohne	ohne	ohne	
Trübung, qualitativ		-	trüb	trüb	ohne	ohne	ohne	
Geruch, qualitativ		-	ölig	l. ölig	l. ölig	l. ölig	ohne	
Färbung, SAK bei 436 nm	0,1	1/m	0,4	0,2	0,1	0,2	< BG	
Trübung, quantitativ	0,01	FNU	49	31	0,7	0,41	0,51	
Trübung, quantitativ (anges.)	0,01	FNU	0,2	0,19	0,02	0,08	0,07	
Fassungstemperatur		°C	14,1	15,9	14,1	14,1	19,9	
Elektr. Leitfähigkeit bei 20°C		20 mS/m	203	225	322	126	282	
Elektr. Leitfähigkeit bei 25°C		25 mS/m	227	251	359	141	315	
Sauerstoff	0,5	mg/L	< BG	< BG	< BG	0,7	1,9	
pH-Wert bei Fassungstemperatur		14,1	6,74	6,61	7,21	6,56	7	
pH-Wert nach Calcisättig. b. Fassungstemp.		-	6,6	6,6	7,08	6,78	6,93	
pH-Wertabweichung vom Gleichgewicht		-	0,14	0,01	0,13	-0,22	0,07	
Säurekapazität bis pH = 4,3	0,01	20 mmol/L	14,1	8,98	6,65	6,44	9,16	
Säurekapazität bis pH = 8,2	0,005	mmol/L	-	-	-	-	-	
Basekapazität bis pH = 4,3	0,005	mmol/L	-	-	-	-	-	
Basekapazität bis pH = 8,2	0,005	19,4 mmol/L	5,92	4,95	0,99	4,19	1,93	
Härte (Summe Ca- u. Mg-Ionen)		mmol/L	10,1	11,4	6,45	5,41	4,9	
Härte		°dH	56,8	63,6	36,1	30,3	27,4	
Sättigungsindex		-	0,27	0,01	0,18	-0,41	0,11	
Calcitlösekapazität	1	mg/L	< BG	< BG	< BG	95	< BG	
Calcitabscheidekapazität	1	mg/L	107	5	23	< BG	22	
Calcium	0,5	mg/L	295	360	167	159	142	
Magnesium	0,5	mg/L	67,5	57,7	55,5	35,1	32,9	
Natrium	0,3	mg/L	81,7	110	481	75,6	482	
Kalium	0,3	mg/L	22,2	21,9	18,4	7,3	9,8	
Ammonium	0,01	mg/L	15	7,9	2,9	0,5	0,16	
Eisen	0,01	mg/L	39,4	5,9	0,38	0,03	0,07	
Eisen, gelöst	0,01	mg/L	37,2	5,09	0,35	0,03	0,06	
Mangan	0,005	mg/L	6,63	4,77	0,194	0,325	0,298	
Aluminium, gesamt	0,02	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Aluminium, gelöst	0,02	mg/L	-	-	-	-	-	
Chlorid	1	mg/L	126	209	838	130	525	
Nitrat	0,5	mg/L	< BG	< BG	< BG	35,6	4,5	
Nitrit	0,01	mg/L	< BG	0,02	< BG	< BG	< BG	
Sulfat	1	mg/L	471	712	239	209	382	
Sulfid	0,1	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Methan	10	µg/L	92	13	130	< BG	< BG	
Phosphat, gesamt	0,01	mg/L	0,61	0,06	0,03	0,14	0,04	
Silicium	0,1	mg/L	11,4	8,7	6,6	9	7	
Cyanid, gesamt	0,01	mg/L	0,06	0,09	< BG	0,06	0,11	
Cyanid, leicht freisetzbar	0,01	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,01	
TOC	0,2	mg/L	5,2	3,4	2,4	3,6	2,8	
DOC	0,2	mg/L	5,2	3,3	2,4	3,6	2,8	
SAK bei 254 nm	0,1	1/m	15,9	8,4	4,8	7,8	4,6	
CSB	5	mg/L	23	9,9	15	8,7	11	
Benzol	0,5	µg/L	2,6	2,5	1,1	0,95	5	
Toluol	0,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Ethylbenzol	0,2	µg/L	5,2	0,5	0,2	0,22	0,72	
m-/p-Xylol	0,2	µg/L	1,2	0,85	0,55	0,43	1,4	
o-Xylol	0,2	µg/L	0,94	0,36	< BG	< BG	0,51	
Styrol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
iso-Propylbenzol (Cumol)	0,2	µg/L	3,4	0,21	< BG	< BG	< BG	
Summe BTEX		µg/L	13,3	4,4	1,9	1,6	7,6	
1,2,3-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	2	< BG	< BG	< BG	< BG	
1,2,4-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	0,96	< BG	< BG	< BG	0,21	
1,3,5-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
n-Propylbenzol	0,2	µg/L	1,5	< BG	< BG	< BG	< BG	
iso-Propylbenzol (Cumol)	0,2	µg/L	3,4	0,21	< BG	< BG	< BG	
1-Methyl-2-ethylbenzol	0,2	µg/L	2,2	< BG	< BG	< BG	< BG	
1-Methyl-3-ethylbenzol + 1-Methyl-4-ethylbenzol	0,2	µg/L	0,83	< BG	< BG	< BG	< BG	
1,2-Diethylbenzol	0,2	µg/L	0,28	< BG	< BG	< BG	< BG	
1,3-Diethylbenzol	0,2	µg/L	0,82	< BG	< BG	< BG	< BG	
1,4-Diethylbenzol	0,2	µg/L	0,42	< BG	< BG	< BG	< BG	
Indan	0,2	µg/L	2,5	0,96	0,62	0,56	1,8	
Inden	0,2	µg/L	2,3	0,66	0,37	0,27	1,1	
übrige Monoaromaten		µg/L	17,2	1,8	1,0	0,8	3,1	

Bad Kreuznach								
Messstelle			GWP 5	GWP 9	GWP-T1	GWP 11	GWP 10	
Datum	bei °C		02.07.2013	02.07.2013	02.07.2013	02.07.2013	02.07.2013	
Naphthalin	0,01	µg/L	3,4	3,3	2,4	1,9	5,9	
Acenaphthylen	0,01	µg/L	5,2	0,39	0,034	< BG	0,022	
Acenaphthen	0,01	µg/L	70	4,5	0,5	0,17	1	
Fluoren	0,01	µg/L	35	2,7	0,084	0,069	0,47	
Phenanthren	0,01	µg/L	4,6	0,21	0,078	0,13	1,1	
Anthracen	0,01	µg/L	0,84	0,16	0,035	0,016	0,067	
Fluoranthren	0,01	µg/L	3,7	0,4	0,084	0,039	0,33	
Pyren	0,01	µg/L	1,4	0,21	0,93	0,023	0,17	
Benzo(a)anthracen	0,01	µg/L	0,069	0,011	< BG	< BG	0,016	
Chrysen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,01	
Benzo(b)fluoranthren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Benzo(k)fluoranthren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Benzo(a)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Dibenz(ah)anthracen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Benzo(ghi)perylene	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Summe EPA-PAK		µg/L	124,2	11,9	4,1	2,3	9,1	
1-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	1,2	< BG	< BG	< BG	0,5	
2-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
1,1-Biphenyl	0,2	µg/L	3,7	< BG	< BG	< BG	< BG	
übrige PAK		µg/L	4,9	< BG	< BG	< BG	0,5	
Thiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Pyrrrol	1	µg/L	< BG	1,2	< BG	1,1	< BG	
2-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	0,3	< BG	0,3	0,3	
3-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	0,2	< BG	0,1	< BG	
2,5-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2,3-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Benzofuran (Cumarone)	0,2	µg/L	0,3	0,2	< BG	< BG	0,4	
Indan	0,3	µg/L	1,6	0,8	< BG	0,3	1,2	
Inden	0,1	µg/L	1,8	0,6	< BG	0,2	0,8	
2+3-Methylbenzofuran	0,2	µg/L	1,1	0,2	< BG	< BG	< BG	
Benzothiophen (Thionaphthen)	0,2	µg/L	2,5	0,5	< BG	< BG	0,4	
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1	µg/L	0,4	< BG	< BG	< BG	< BG	
Benzoimidazol (Chinolin)	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Isochinolin	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Indol	0,1	µg/L	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG	
2-Methylbenzothiofuran	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
3-Methylbenzothiofuran	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2-Methylchinolin	1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
5-Methylbenzothiofuran	0,1	µg/L	0,6	< BG	< BG	< BG	< BG	
8-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
3-Methyl-Isochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
1-Methyl-Isochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
6-Methylchinolin + 7-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
3-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
4-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2,6-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
3,5-Dimethylbenzothiofuran	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2,4-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2-Phenylphenol	0,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Dibenzofuran	0,1	µg/L	18,3	0,3	< BG	< BG	0,3	
2-Methyldibenzofuran	0,3	µg/L	5,8	1,7	< BG	< BG	< BG	
Dibenzopyran (Xanthen)	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Dibenzothiofuran	0,3	µg/L	2,4	0,4	< BG	< BG	< BG	
Dibenzopyridin (Acridin)	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Phenanthridin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Dibenzopyrrol (Carbazol)	0,2	µg/L	11,3	1,0	< BG	< BG	0,4	
4-Methyldibenzothiofuran	0,1	µg/L	0,1	< BG	< BG	< BG	< BG	
Xanthenon	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Summe NSO HET		µg/L	43,0	5,8	< BG	< BG	1,6	1,7
Phenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
o-Kresol	1,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
m+p-Kresol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2,6-Dimethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2-Ethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2,4-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2,5-Dimethylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2,4+2,5-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
4-Ethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
3-Ethyl+3,5-Dimethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2,3-Dimethylphenol	5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
3,4-Dimethylphenol	3,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2-Isopropyl+2,4,6-Trimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
2-Propylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
3+4-Isopropyl+2,3,6-Trimethylphenol	7,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
3+4-Propylphenol	7	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
3-Ethyl-5-Methyl+2,3,5-Trimethylphenol	8	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
3,4,5-Trimethylphenol	4,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
Summe SCAP		µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
GKZ [R2A-Medium]		Zellen/mL	7,70E+02	4,60E+02	1,60E+03	5,60E+02	1,10E+05	
Denitrifikanten		Zellen/mL	2,60E+01	1,60E+02	1,10E+02	6,60E+00	1,50E+04	
PAK Verwerter (I)		Zellen/mL	2,59E+01	1,49E+01	6,62E+00	1,49E+01	7,19E+02	
PAK Verwerter (II)		Zellen/mL	6,62E+00	2,28E+01	< BG	6,62E+00	1,63E+02	
Eisen (III) Reduzierer		Zellen/mL	7,20E+01	1,10E+02	1,50E+01	< BG	1,50E+02	
HET II Verwerter		Zellen/mL						
HET III Verwerter		Zellen/mL						
Sulfatreduzierer		Zellen/mL	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	
BTEX Verwerter		Zellen/mL	1,27E+01	1,98E+00	1,98E+00	< BG	< BG	
Toxizität								
LID			16	2	2	2	2	
EC 20			11,9					
EC 50								
maximale Hemmung			35,7					
LID berechnet				nicht toxisch	nicht toxisch	nicht toxisch	nicht toxisch	

11.8 Felddaten Vergleichsstandorte: Ehemaliges Holzimprägnierwerk

Messstelle			BK 23	BK 72	BK 75	BK 79	BK 19
Datum		bei °C	21.02.2013	21.02.2013	21.02.2013	21.02.2013	21.02.2013
Sofortparameter:							
Temperatur			13,1	12,9	12,7	12,9	11,7
pH-Wert			7,2	7,3	7,3	7,1	7,2
Sauerstoff			0,3	0,1	0,5	1,4	1,8
Redoxpotential			45	42	39	33	41
Leitfähigkeit			509	524	510	601	493
Färbung, qualitativ		-	l. gelbl.	ohne	ohne	l. gelbl.	ohne
Trübung, qualitativ		-	ohne	l. trüb	ohne	ohne	ohne
Geruch, qualitativ		-	st. ölig	l. ölig	st. ölig	l. n. H2S	l. ölig
Färbung, SAK bei 436 nm	0,1	1/m	0,3	< BG	0,1	0,3	< BG
Trübung, quantitativ	0,01	FNU	0,35	7,3	0,98	0,61	0,06
Trübung, quantitativ (anges.)	0,01	FNU	0,22	0,02	0,02	0,01	-
Fassungstemperatur		°C	13,1	12,9	12,7	12,9	11,7
Elektr. Leitfähigkeit bei 20°C		20 mS/m	46,2	48,3	46,9	55,4	46,9
Elektr. Leitfähigkeit bei 25°C		25 mS/m	51,6	53,9	52,3	61,8	52,3
Sauerstoff	0,5	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	1,7
pH-Wert bei Fassungstemperatur		13,1	7,36	7,31	7,39	7,25	7,3
pH-Wert nach Calcisättig. b. Fassungstemp.		-	7,37	7,32	7,36	7,3	7,32
pH-Wertabweichung vom Gleichgewicht		-	-0,01	-0,01	0,03	-0,05	-0,02
Säurekapazität bis pH = 4,3	0,01	20,8 mmol/L	4,41	4,39	4,42	4,44	4,38
Säurekapazität bis pH = 8,2	0,005	mmol/L	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 4,3	0,005	mmol/L	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 8,2	0,005	16,7 mmol/L	0,47	0,53	0,46	0,63	0,58
Härte (Summe Ca- u. Mg-Ionen)		mmol/L	1,93	2,3	2,14	2,31	2,37
Härte		°dH	10,8	12,9	12	13	13,3
Sättigungsindex		-	-0,01	-0,01	0,04	-0,07	-0,03
Calcitlösekapazität	1	mg/L	< BG	< BG	< BG	6	2
Calcitabscheidekapazität	1	mg/L	< BG	< BG	3	< BG	< BG
Calcium	0,5	mg/L	66,6	78,8	73,2	78,5	82,9
Magnesium	0,5	mg/L	6,6	8,2	7,7	8,6	7,4
Natrium	0,3	mg/L	28,5	18,7	21,6	31,2	11,3
Kalium	0,3	mg/L	2,9	3,6	3,4	4	4,8
Ammonium	0,01	mg/L	0,21	0,12	0,21	0,43	< BG
Eisen	0,01	mg/L	1,12	2,33	1,62	2,38	< BG
Eisen, gelöst	0,01	mg/L	1,09	2,06	1,57	2,33	< BG
Mangan	0,005	mg/L	0,159	0,286	0,168	0,174	< BG
Aluminium, gesamt	0,02	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Aluminium, gelöst	0,02	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Chlorid	1	mg/L	33,6	26	27,4	51,6	14,7
Nitrat	0,5	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	6,2
Nitrit	0,01	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,04
Sulfat	1	mg/L	1,4	26,2	13,9	20,7	31,7
Sulfid	0,1	mg/L	0,2	< BG	< BG	< BG	< BG
Methan	10	µg/L	4900	60	130	59	< BG
Phosphat, gesamt	0,01	mg/L	0,16	0,14	0,18	0,25	0,03
Silicium	0,1	mg/L	5,1	4	4,8	7,4	3,6
Cyanid, gesamt	0,01	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Cyanid, leicht freisetzbar	0,01	mg/L	-	-	-	-	-
TOC	0,2	mg/L	4,3	1,2	1,3	1,6	0,96
DOC	0,2	mg/L	3,9	1,1	1,2	1,5	0,96
SAK bei 254 nm	0,1	1/m	31,4	5,2	5	6	2,8
CSB	5	mg/L	29	< BG	5,3	< BG	5
Benzol	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Toluol	0,5	µg/L	1,5	< BG	< BG	< BG	< BG
Ethylbenzol	0,2	µg/L	23	< BG	< BG	< BG	< BG
m-/p-Xylol	0,2	µg/L	11	< BG	< BG	< BG	< BG
o-Xylol	0,2	µg/L	20	< BG	< BG	< BG	< BG
Styrol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
iso-Propylbenzol (Cumol)	0,2	µg/L	8,3	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe BTEX		µg/L	63,8	< BG	< BG	< BG	< BG
1,2,3-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	24	< BG	< BG	< BG	< BG
1,2,4-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	54	< BG	< BG	< BG	< BG
1,3,5-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	1,6	< BG	< BG	< BG	< BG
n-Propylbenzol	0,2	µg/L	2,3	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methyl-2-ethylbenzol	0,2	µg/L	8,9	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methyl-3-ethylbenzol + 1-Methyl-4-ethylbenzol	0,2	µg/L	14	< BG	< BG	< BG	< BG
1,2-Diethylbenzol	0,2	µg/L	0,43	< BG	< BG	< BG	< BG
1,3-Diethylbenzol	0,2	µg/L	3,4	< BG	< BG	< BG	< BG
1,4-Diethylbenzol	0,2	µg/L	1,2	< BG	< BG	< BG	< BG
Indan	0,2	µg/L	520	0,23	0,77	< BG	< BG
Inden	0,2	µg/L	15	< BG	< BG	< BG	< BG
übrige Monoaromaten		µg/L	644,8	0,2	0,8	< BG	< BG

Messstelle			BK 23	BK 72	BK 75	BK 79	BK 19
Datum		bei °C	21.02.2013	21.02.2013	21.02.2013	21.02.2013	21.02.2013
Naphthalin	0,01	µg/L	3000	3,3	1,1	1,4	2,5
Acenaphthylen	0,01	µg/L	12	0,64	1,6	< BG	0,029
Acenaphthen	0,01	µg/L	420	20	52	0,13	0,54
Fluoren	0,01	µg/L	140	0,29	0,18	0,085	0,22
Phenanthren	0,01	µg/L	110	0,26	0,14	0,11	0,24
Anthracen	0,01	µg/L	6,5	0,48	0,27	< BG	0,028
Fluoranthen	0,01	µg/L	7,3	0,76	< BG	0,028	0,04
Pyren	0,01	µg/L	3	0,26	< BG	< BG	0,025
Benzo(a)anthracen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Chrysen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(b)fluoranthen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(k)fluoranthen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(a)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenz(ah)anthracen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(ghi)perylen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe EPA-PAK		µg/L	3698,8	26,0	55,3	1,8	3,6
1-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	460	0,44	< BG	< BG	0,32
2-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	510	0,73	< BG	0,21	0,55
1,1-Biphenyl	0,2	µg/L	81	< BG	0,21	< BG	< BG
übrige PAK		µg/L	1051,0	1,2	0,2	0,2	0,9
Thiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Pyrol	1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	0,21	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzofuran (Cumarone)	0,2	µg/L	0,75	< BG	< BG	< BG	< BG
Indan	0,3	µg/L	< BG	0,83	1,14	< BG	0,54
Inden	0,1	µg/L	< BG	0,32	0,39	< BG	0,35
2+3-Methylbenzofuran	0,2	µg/L	20,48	0,5	0,78	< BG	< BG
Benzothiophen (Thionaphthen)	0,2	µg/L	195,46	1,28	0,81	0,26	0,67
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1	µg/L	4	0,26	0,29	< BG	< BG
Benzopyridin (Chinolin)	0,3	µg/L	1,11	< BG	< BG	< BG	< BG
Isochinolin	4	µg/L	6,53	< BG	< BG	< BG	< BG
Indol	0,1	µg/L	0,31	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	8,47	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	18	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylchinolin	1	µg/L	5,56	< BG	< BG	< BG	< BG
5-Methylbenzothiophen	0,1	µg/L	13,83	0,2	0,31	< BG	< BG
8-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methyl-Isochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methyl-Isochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
6-Methylchinolin + 7-Methylchinolin	0,3	µg/L	1,77	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	10,25	0,18	< BG	< BG	< BG
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1	µg/L	1,02	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	1,97	0,26	< BG	< BG	< BG
2-Phenylphenol	0,5	µg/L	2,6	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzofuran	0,1	µg/L	209,21	2,6	0,74	0,26	1,97
2-Methyldibenzofuran	0,3	µg/L	21,8	4,34	1,44	< BG	0,7
Dibenzopyran (Xanthen)	0,1	µg/L	0,43	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzothiophen	0,3	µg/L	14,77	0,88	< BG	< BG	0,59
Dibenzopyridin (Acridin)	0,3	µg/L	4,99	< BG	< BG	< BG	< BG
Phenanthridin	0,2	µg/L	0,61	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzopyrrol (Carbazol)	0,2	µg/L	118,4	0,56	0,2	< BG	0,45
4-Methyldibenzothiophen	0,1	µg/L	0,98	0,1	< BG	< BG	< BG
Xanthenon	0,1	µg/L	0,87	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe NSO HET		µg/L	664,4	11,2	4,6	0,5	4,4
Phenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
o-Kresol	1,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
m+p-Kresol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Ethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4+2,5-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Ethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl+3,5-Dimethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylphenol	5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4-Dimethylphenol	3,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Isopropyl+2,4,6-Trimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Propylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Isopropyl+2,3,6-Trimethylphenol	7,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Propylphenol	7	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl-5-Methyl+2,3,5-Trimethylphenol	8	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4,5-Trimethylphenol	4,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe SCAP		µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
GKZ [R2A-Medium]		Zellen/mL	2,60E+03	< BG	3,60E+01	< BG	3,60E+01
Denitrifikanten		Zellen/mL	1,63E+02	< BG	< BG	< BG	< BG
PAK Verwerter (I)		Zellen/mL	3,56E+02	< BG	< BG	< BG	< BG
PAK Verwerter (II)		Zellen/mL	7,68E+01	< BG	< BG	< BG	< BG
Eisen (III) Reduzierer		Zellen/mL	1,09E+03	< BG	< BG	< BG	< BG
HET II Verwerter		Zellen/mL	5,62E+01	6,62E+00	< BG	6,62E+00	2,28E+01
HET III Verwerter		Zellen/mL	7,68E+02	1,49E+01	2,59E+01	< BG	1,49E+01
Sulfatreduzierer		Zellen/mL	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
BTEX Verwerter		Zellen/mL	1,27E+01	< BG	< BG	< BG	< BG
Toxizität							
LID			64	2	2	2	2
EC 20			3,0				
EC 50			33,3				
maximale Hemmung			82,5				
LID berechnet				nicht toxisch	nicht toxisch	nicht toxisch	nicht toxisch

Messstelle			BK 23	BK 72	BK 75	BK 79	BK 19
Datum	bei °C		01.07.2013	01.07.2013	01.07.2013	01.07.2013	01.07.2013
Sofortparameter:							
Temperatur		°C	13,1	12,9	12,7	12,9	11,7
pH-Wert			7,2	7,3	7,3	7,1	7,2
Sauerstoff		mg/L	0,3	0,1	0,5	1,4	1,8
Redoxpotential		mV	45	42	39	33	41
Leitfähigkeit			509	524	510	601	493
Färbung, qualitativ		-	l. gelbl.	ohne	ohne	ohne	ohne
Trübung, qualitativ		-	trüb	l. trüb	ohne	ohne	ohne
Geruch, qualitativ		-	st. ölig	l. ölig	ölig	l. ölig	l. ölig
Färbung, SAK bei 436 nm	0,1	1/m	0,5	0,2	0,1	0,2	< BG
Trübung, quantitativ	0,01	FNU	5,8	3,5	1,6	1,4	0,11
Trübung, quantitativ (anges.)	0,01	FNU	0,1	0,02	0,01	0,01	0,01
Fassungstemperatur		°C	13,1	13,9	13,5	13,3	12,5
Elektr. Leitfähigkeit bei 20°C	20	mS/m	39,7	40,4	45,7	55,4	36,3
Elektr. Leitfähigkeit bei 25°C	25	mS/m	44,3	45,1	51	61,8	40,5
Sauerstoff	0,5	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
pH-Wert bei Fassungstemperatur	13,1	-	7,47	7,47	7,41	7,27	7,61
pH-Wert nach Calcit sättig. b. Fassungstemp.		-	7,5	7,47	7,39	7,31	7,63
pH-Wertabweichung vom Gleichgewicht		-	-0,03	0	0,02	-0,04	-0,02
Säurekapazität bis pH = 4,3	0,01	20,6 mmol/L	3,74	3,59	4,15	4,46	3,01
Säurekapazität bis pH = 8,2	0,005	mmol/L	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 4,3	0,005	mmol/L	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 8,2	0,005	17,4 mmol/L	0,31	0,3	0,4	0,61	0,18
Härte (Summe Ca- u. Mg-Ionen)		mmol/L	1,65	1,91	2,03	2,27	1,67
Härte		°dH	9,3	10,7	11,4	12,7	9,4
Sättigungsindex		-	-0,03	0	0,03	-0,06	0
Calcitlösekapazität	1	mg/L	2	< BG	< BG	5	< BG
Calcitabscheidekapazität	1	mg/L	< BG	< BG	2	< BG	< BG
Calcium	0,5	mg/L	56,7	65	68,9	76,7	56,2
Magnesium	0,5	mg/L	5,8	6,9	7,5	8,7	6,6
Natrium	0,3	mg/L	22,6	12,4	19,7	30,9	12,6
Kalium	0,3	mg/L	2,8	3,3	3,4	3,9	2,1
Ammonium	0,01	mg/L	0,19	0,1	0,15	0,43	0,03
Eisen	0,01	mg/L	0,58	2,16	1,56	2,34	0,03
Eisen, gelöst	0,01	mg/L	0,58	1,88	1,56	2,3	0,02
Mangan	0,005	mg/L	0,108	0,238	0,182	0,18	0,076
Aluminium, gesamt	0,02	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Aluminium, gelöst	0,02	mg/L	-	-	-	-	-
Chlorid	1	mg/L	24	17,9	27,7	51	15,5
Nitrat	0,5	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	2,4
Nitrit	0,01	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,03
Sulfat	1	mg/L	8,5	28,6	17,9	20,2	32,8
Sulfid	0,1	mg/L	0,41	< BG	< BG	< BG	< BG
Phosphat, gesamt	0,01	mg/L	0,15	0,15	0,17	0,25	0,04
Silicium	0,1	mg/L	4,6	3,6	4,5	7,5	2,5
Cyanid, gesamt	0,01	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Cyanid, leicht freisetzbar	0,01	mg/L	-	-	-	-	-
TOC	0,2	mg/L	3,4	1,2	1,1	1,5	0,91
DOC	0,2	mg/L	3,1	1,1	1,1	1,5	0,86
SAK bei 254 nm	0,1	1/m	22,8	4,1	3,7	5	2,2
CSB	5	mg/L	16	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzol	0,5	µg/L	0,82	1,2	1,1	1,8	0,65
Toluol	0,5	µg/L	0,84	< BG	< BG	< BG	< BG
Ethylbenzol	0,2	µg/L	11	0,27	0,3	0,31	< BG
m-/p-Xylol	0,2	µg/L	5	0,49	0,68	0,66	0,4
o-Xylol	0,2	µg/L	10	< BG	< BG	< BG	< BG
Styrol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
iso-Propylbenzol (Cumol)	0,2	µg/L	5,4	< BG	0,3	< BG	< BG
Summe BTEX		µg/L	33,1	2,0	2,4	2,8	1,1
1,2,3-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	14	< BG	< BG	< BG	< BG
1,2,4-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	33	< BG	0,28	< BG	< BG
1,3,5-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	0,73	< BG	< BG	< BG	< BG
n-Propylbenzol	0,2	µg/L	1,7	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methyl-2-ethylbenzol	0,2	µg/L	5,8	< BG	0,31	< BG	< BG
1-Methyl-3-ethylbenzol + 1-Methyl-4-ethylbenzol	0,2	µg/L	8,3	< BG	< BG	< BG	< BG
1,2-Diethylbenzol	0,2	µg/L	0,34	< BG	< BG	< BG	< BG
1,3-Diethylbenzol	0,2	µg/L	2,3	< BG	< BG	< BG	< BG
1,4-Diethylbenzol	0,2	µg/L	1	< BG	< BG	< BG	< BG
Indan	0,2	µg/L	320	0,55	12	0,4	0,32
Inden	0,2	µg/L	7,2	0,37	< BG	0,44	0,2
übrige Monoaromaten		µg/L	394,4	0,9	12,6	0,8	0,5

Messstelle			BK 23	BK 72	BK 75	BK 79	BK 19
Datum		bei °C	01.07.2013	01.07.2013	01.07.2013	01.07.2013	01.07.2013
Naphthalin	0,01	µg/L	1900	0,92	1,2	1,1	0,91
Acenaphthylen	0,01	µg/L	7,2	0,27	0,79	< BG	< BG
Acenaphthen	0,01	µg/L	540	15	44	0,09	0,14
Fluoren	0,01	µg/L	160	0,058	0,45	0,057	0,027
Phenanthren	0,01	µg/L	140	0,07	0,11	0,16	0,038
Anthracen	0,01	µg/L	5,5	0,2	0,13	< BG	< BG
Fluoranthren	0,01	µg/L	7,5	0,7	< BG	0,044	< BG
Pyren	0,01	µg/L	3,1	0,26	< BG	0,025	< BG
Benzo(a)anthracen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Chrysen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(b)fluoranthren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(k)fluoranthren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(a)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenz(ah)anthracen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzo(ghi)perylene	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe EPA-PAK		µg/L	2763,3	17,5	46,7	1,5	1,1
1-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	340	< BG	2,2	< BG	< BG
2-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	110	< BG	< BG	< BG	0,8
1,1-Biphenyl	0,2	µg/L	58	< BG	< BG	< BG	< BG
übrige PAK		µg/L	508	< BG	2,2	< BG	0,8
Thiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Pyrrol	1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzofuran (Cumarone)	0,2	µg/L	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG
2+3-Methylbenzofuran	0,2	µg/L	9,9	0,5	1,0	< BG	< BG
Benzothiophen (Thionaphthen)	0,2	µg/L	83,8	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1	µg/L	2,4	0,1	0,3	< BG	< BG
Benzopyridin (Chinolin)	0,3	µg/L	0,7	< BG	< BG	< BG	< BG
Isochinolin	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Indol	0,1	µg/L	0,6	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	3,5	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	8,4	< BG	0,3	< BG	< BG
2-Methylchinolin	1	µg/L	4,6	< BG	< BG	< BG	< BG
5-Methylbenzothiophen	0,1	µg/L	7,6	< BG	0,4	< BG	< BG
8-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
6-Methylchinolin + 7-Methylchinolin	0,3	µg/L	1,2	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methylchinolin	0,3	µg/L	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	7,9	< BG	< BG	< BG	< BG
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	0,4	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Phenylphenol	0,5	µg/L	0,937	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzofuran	0,1	µg/L	148,2	0,1	0,1	0,1	0,2
2-Methyldibenzofuran	0,3	µg/L	16,1	4,1	1,2	< BG	< BG
Dibenzopyran (Xanthen)	0,1	µg/L	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzothiophen	0,3	µg/L	11,8	0,5	< BG	< BG	< BG
Dibenzopyridin (Acridin)	0,3	µg/L	5,2	< BG	< BG	< BG	< BG
Phenanthridin	0,2	µg/L	0,4	< BG	< BG	< BG	< BG
Dibenzopyrrol (Carbazol)	0,2	µg/L	81,5	0,2	1,0	< BG	0,3
4-Methyldibenzothiophen	0,1	µg/L	1,9	< BG	0,3	< BG	< BG
Xanthenon	0,1	µg/L	0,3	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe NSO HET		µg/L	397,4	5,6	4,6	0,1	0,5
Phenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
o-Kresol	1,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
m+p-Kresol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Ethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4+2,5-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Ethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl+3,5-Dimethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylphenol	5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4-Dimethylphenol	3,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Isopropyl+2,4,6-Trimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Propylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Isopropyl+2,3,6-Trimethylphenol	7,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Propylphenol	7	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl-5-Methyl+2,3,5-Trimethylphenol	8	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4,5-Trimethylphenol	4,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Summe SCAP		µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
GKZ [R2A-Medium]		Zellen/mL	2,60E+02	1,50E+02	7,20E+01	9,00E+02	4,20E+01
Denitrifikanten		Zellen/mL	2,30E+01	< BG	< BG	< BG	< BG
PAK Verwerter (I)		Zellen/mL	1,09E+02	< BG	6,62E+00	< BG	< BG
PAK Verwerter (II)		Zellen/mL	1,49E+01	< BG	< BG	< BG	< BG
Eisen (III) Reduzierer		Zellen/mL	< BG	< BG	6,60E+00	< BG	6,60E+00
Sulfatreduzierer		Zellen/mL	6,60E+00	< BG	< BG	< BG	< BG
BTEX Verwerter		Zellen/mL	1,07E+01	1,68E+01	4,46E+00	< BG	1,98E+00
Toxizität							
LID			64	2	2	2	2
EC 20							
EC 50			9,582				
maximale Hemmung			84,88				
LID berechnet				nicht toxisch	nicht toxisch	nicht toxisch	nicht toxisch

11.9 Felddaten Vergleichsstandorte: Richtberggelände Bingen

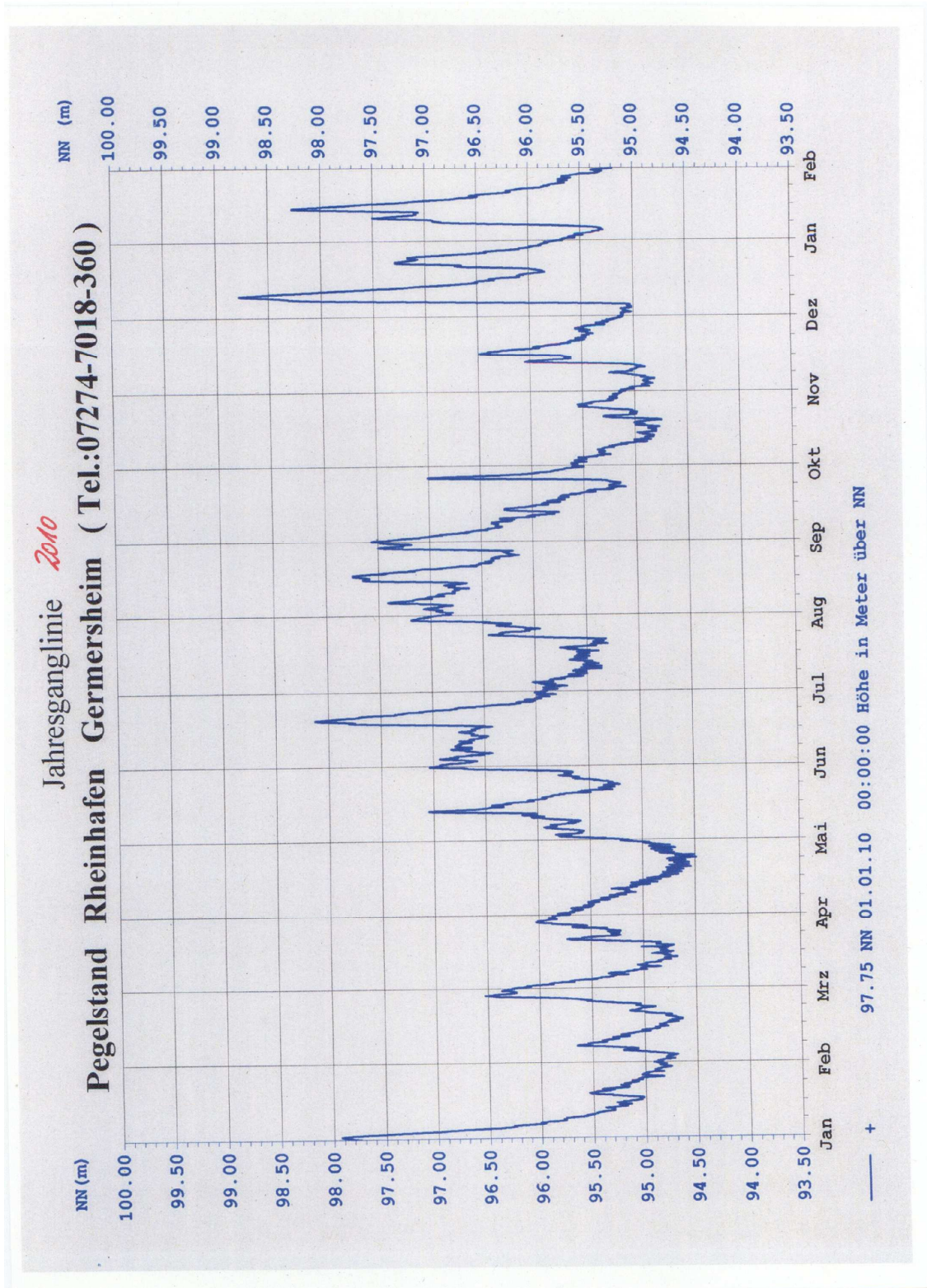
Bingen			GW 10	GW 11	GW 12	GW 37 F	GW 37 T
Messstelle			20.02.2013	20.02.2013	20.02.2013	20.02.2013	20.02.2013
Datum	bei °C						
Sofortparameter:							
Temperatur		°C	12,7	13,4	13,3	10,7	11,6
pH-Wert			7,1	7,1	7,2	7,4	7,2
Sauerstoff		mg/L	1,3	1,6	0,8	0,2	0,2
Redoxpotential		mV	-112	-61	23	-142	-172
Leitfähigkeit		µS/cm	1471	1323	884	1430	1387
Färbung, qualitativ		-	ohne	ohne	ohne	l. gelb	braun
Trübung, qualitativ		-	l. trüb	l. trüb	ohne	l. trüb	st. trüb
Geruch, qualitativ		-	st. ölig	st. ölig	l. ölig	ölig	s. st. ölig
Färbung, SAK bei 436 nm	0,1	1/m	0,2	< BG	< BG	0,3	1,3
Trübung, quantitativ	0,01	FNU	2,2	4,2	1,7	3,8	69
Trübung, quantitativ (anges.)	0,01	FNU	0,14	0,37	0,57	0,38	32
Fassungstemperatur		°C	12,7	13,4	13,3	10,7	11,6
Elektr. Leitfähigkeit bei 20°C	20	mS/m	136	123	81,6	132	12,8
Elektr. Leitfähigkeit bei 25°C	25	mS/m	152	137	91,1	147	14,3
Sauerstoff	0,5	mg/L	< BG	1,7	0,9	< BG	< BG
pH-Wert bei Fassungstemperatur	12,7	-	7,14	7,16	7,24	7,5	7,33
pH-Wert nach Calcisättig. b. Fassungstemp.		-	6,94	7	7,12	7,12	7,06
pH-Wertabweichung vom Gleichgewicht		-	0,2	0,16	0,12	0,38	0,27
Säurekapazität bis pH = 4,3	0,01	19,8 mmol/L	11,1	8,44	6,89	8,12	10,5
Säurekapazität bis pH = 8,2	0,005	mmol/L	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 4,3	0,005	mmol/L	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 8,2	0,005	18,8 mmol/L	2,07	1,45	1,01	0,73	1,35
Härte (Summe Ca- u. Mg-Ionen)		mmol/L	5,36	4,48	3,72	5	4,59
Härte		°dH	30	25,1	20,8	28	25,7
Sättigungsindex		-	0,34	0,26	0,19	0,53	0,44
Calcitlösekapazität	1	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Calcitabscheidekapazität	1	mg/L	73	44	24	66	75
Calcium	0,5	mg/L	139	135	107	135	119
Magnesium	0,5	mg/L	46	27,1	25,5	39,6	39,5
Natrium	0,3	mg/L	107	108	49,2	96,5	109
Kalium	0,3	mg/L	8,2	6,4	4	12,3	8,8
Ammonium	0,01	mg/L	0,92	0,14	0,02	1,1	2,2
Eisen	0,01	mg/L	4,16	0,63	0,17	0,22	7,95
Eisen, gelöst	0,01	mg/L	4,16	0,56	0,01	0,21	7,78
Mangan	0,005	mg/L	1,24	0,607	0,208	0,578	0,174
Aluminium, gesamt	0,02	mg/L	< BG	< BG	0,02	0,03	0,05
Aluminium, gelöst	0,02	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Chlorid	1	mg/L	169	154	60	200	152
Nitrat	0,5	mg/L	< BG	12,7	6,3	< BG	< BG
Nitrit	0,01	mg/L	< BG	0,03	< BG	< BG	< BG
Sulfat	1	mg/L	14,9	67	50,2	64,8	6
Sulfid	0,1	mg/L	< BG	< BG	< BG	0,6	< BG
Methan	10	µg/L	1400	76	< BG	2200	2300
Phosphat, gesamt	0,01	mg/L	0,17	0,37	0,15	0,31	0,21
Silicium	0,1	mg/L	7,6	9,4	6,6	7,6	7,8
Cyanid, gesamt	0,01	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Cyanid, leicht freisetzbar	0,01	mg/L	-	-	-	-	-
TOC	0,2	mg/L	9,5	4,2	1,9	4,9	66
DOC	0,2	mg/L	9,2	4	1,9	4,6	41
SAK bei 254 nm	0,1	1/m	41,4	16,2	6	19,9	157,8
CSB	5	mg/L	44	19	6,2	19	2200
Benzol	0,1	µg/L	7,8	2,4	< BG	3,2	37
Toluol	0,5	µg/L	8,8	11	< BG	0,65	310
Ethylbenzol	0,2	µg/L	120	24	1,2	9,6	390
m-/p-Xylol	0,2	µg/L	50	37	0,84	1,1	520
o-Xylol	0,2	µg/L	41	15	0,45	1,1	280
Styrol	0,2	µg/L	< BG	0,28	< BG	< BG	45
iso-Propylbenzol (Cumol)	0,2	µg/L	28	2,8	< BG	44	180
Summe BTEX			255,6	92,48	2,49	59,65	1762
1,2,3-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	34	6,3	0,25	0,21	170
1,2,4-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	68	18	0,54	0,49	430
1,3,5-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	22	9,5	0,31	0,39	240
n-Propylbenzol	0,2	µg/L	6,3	0,81	< BG	5,8	16
1-Methyl-2-ethylbenzol	0,2	µg/L	20	2,5	< BG	4,1	55
1-Methyl-3-ethylbenzol + 1-Methyl-4-ethylbenzol	0,2	µg/L	37	17	0,43	0,61	440
1,2-Diethylbenzol	0,2	µg/L	0,48	< BG	< BG	0,38	19
1,3-Diethylbenzol	0,2	µg/L	4,8	0,71	< BG	1,8	40
1,4-Diethylbenzol	0,2	µg/L	2,4	0,39	< BG	2,8	210
Indan	0,2	µg/L	740	130	7,7	3,8	3200
Inden	0,2	µg/L	28	55	0,67	2,9	3300
übrige Monoaromaten			962,98	240,21	9,9	23,28	8120

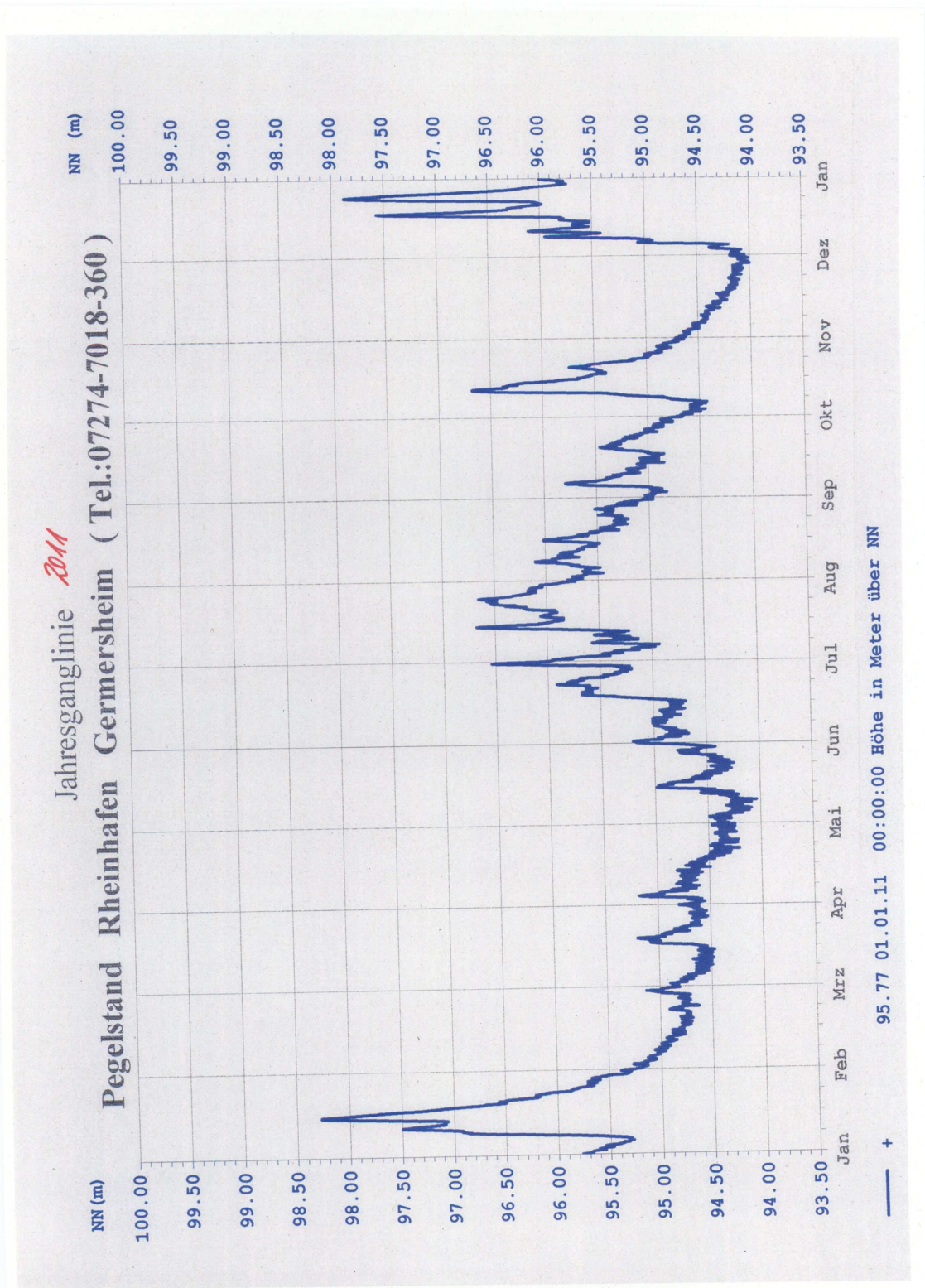
Bingen			GW 10	GW 11	GW 12	GW 37 F	GW 37 T
Messstelle			20.02.2013	20.02.2013	20.02.2013	20.02.2013	20.02.2013
Datum		bei °C					
Naphthalin	0,01	µg/L	3100	1200	31	16	130000
Acenaphthylen	0,01	µg/L	6,1	2,8	0,038	6,6	1000
Acenaphthen	0,01	µg/L	250	64	0,82	220	22000
Fluoren	0,01	µg/L	70	58	0,33	90	18000
Phenanthren	0,01	µg/L	58	29	0,13	1,7	39000
Anthracen	0,01	µg/L	3,4	3,6	0,024	3,7	5000
Fluoranthren	0,01	µg/L	5,2	16	0,068	8,1	12000
Pyren	0,01	µg/L	2,1	7,9	0,041	3,3	8100
Benzo(a)anthracen	0,01	µg/L	0,22	0,34	< BG	< BG	1300
Chrysen	0,01	µg/L	< BG	0,25	< BG	< BG	650
Benzo(b)fluoranthren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	760
Benzo(k)fluoranthren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	260
Benzo(a)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	410
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	280
Dibenz(ah)anthracen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	120
Benzo(ghi)perylen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	200
Summe EPA-PAK		µg/L	3495,02	1381,89	32,451	349,4	239080
1-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	360	85	1,5	2,4	8400
2-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	270	130	1,1	0,63	17000
1,1-Biphenyl	0,2	µg/L	48	22	< BG	1,2	3700
übrige PAK		µg/L	678	237	2,6	4,23	29100
Thiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Pyrrrol	1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	1,5
3-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	2,2
2,5-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	0,47	0,12	< BG	< BG	2,5
2,3-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	0,49	0,15	< BG	< BG	4,3
Benzofuran (Cumarone)	0,2	µg/L	6,09	25,28	0,34	< BG	921,5
2+3-Methylbenzofuran	0,2	µg/L	28,64	5,96	0,37	9,3	264,4
Benzothiophen (Thionaphthen)	0,2	µg/L	288,56	84,87	3,3	2,74	4404
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1	µg/L	3,37	0,62	< BG	1,91	51,2
Benzopyridin (Chinolin)	0,3	µg/L	0,81	< BG	< BG	0,87	24,7
Isochinolin	4	µg/L	5,81	< BG	< BG	7,36	159,2
Indol	0,1	µg/L	0,17	0,88	< BG	0,11	2
2-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	4,59	1,45	< BG	< BG	180,3
3-Methylbenzothiophen	0,2	µg/L	11,74	3,62	< BG	< BG	353,1
2-Methylchinolin	1	µg/L	< BG	3,39	< BG	< BG	32
5-Methylbenzothiophen	0,1	µg/L	12,38	2,41	0,1	2,61	202
8-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	4,1
3-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
1-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
6-Methylchinolin + 7-Methylchinolin	0,3	µg/L	0,88	0,81	< BG	0,39	30,1
3-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
4-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	13,5
2,6-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	5,56	3,44	< BG	0,23	265
3,5-Dimethylbenzothiophen	0,1	µg/L	0,8	0,2	< BG	0,26	40,2
2,4-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	0,87	< BG	< BG	0,88	56,4
2-Phenylphenol	0,5	µg/L	5,9	4,52	< BG	< BG	100,3
Dibenzofuran	0,1	µg/L	137,06	37,47	0,46	12,67	7954,1
2-Methylidibenzofuran	0,3	µg/L	10,99	21,05	< BG	12,63	2073
Dibenzopyran (Xanthen)	0,1	µg/L	0,37	< BG	< BG	< BG	16,1
Dibenzothiophen	0,3	µg/L	6,48	13,37	< BG	7,63	1372
Dibenzopyridin (Acridin)	0,3	µg/L	1,05	2,51	< BG	< BG	49,2
Phenanthridin	0,2	µg/L	0,49	0,84	< BG	0,31	39
Dibenzopyrrol (Carbazol)	0,2	µg/L	31,92	12,54	0,49	29,59	849,9
4-Methylidibenzothiophen	0,1	µg/L	0,7	0,9	< BG	0,44	140,1
Xanthenon	0,1	µg/L	0,94	0,25	< BG	< BG	9,9
Summe NSO HET		µg/L	567,13	226,65	5,06	89,93	19617,8
Phenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
o-Kresol	1,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
m+p-Kresol	3	µg/L	7,64	< BG	< BG	< BG	37,4
2,6-Dimethylphenol	2	µg/L	25,86	< BG	< BG	< BG	105,3
2-Ethylphenol	2	µg/L	3,23	< BG	< BG	< BG	26,8
2,4-Dimethylphenol	3	µg/L	34,62	< BG	< BG	< BG	185,2
2,5-Dimethylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	117,3
2,4+2,5-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	284,2
4-Ethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	16,2
3-Ethyl+3,5-Dimethylphenol	4	µg/L	16,91	< BG	< BG	< BG	157,6
2,3-Dimethylphenol	5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	91,8
3,4-Dimethylphenol	3,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	54,1
2-Isopropyl+2,4,6-Trimethylphenol	3	µg/L	23,64	< BG	< BG	< BG	177,8
2-Propylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	15,5
3+4-Isopropyl+2,3,6-Trimethylphenol	7,5	µg/L	11,89	< BG	< BG	< BG	141,7
3+4-Propylphenol	7	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl-5-Methyl+2,3,5-Trimethylphenol	8	µg/L	25,37	8,77	< BG	< BG	225,7
3,4,5-Trimethylphenol	4,5	µg/L	11,31	< BG	< BG	< BG	45,2
Summe SCAP		µg/L	160,47	8,77	< BG	< BG	1397,6
GKZ [R2A-Medium]			1,10E+03	1,10E+04	4,20E+01	4,60E+03	4,20E+02
Denitrifikanten			1,09E+02	1,63E+02	6,62E+00	2,59E+01	< BG
PAK Verwerter (I)			7,68E+02	2,30E+03	2,59E+01	< BG	7,68E+02
PAK Verwerter (II)			1,63E+02	1,63E+02	< BG	1,49E+01	1,49E+01
Eisen (III) Reduzierer			6,62E+00	7,18E+01	2,60E+02	5,62E+01	1,09E+02
HET II Verwerter			2,28E+01	6,62E+00	2,28E+01	1,49E+01	< BG
HET III Verwerter			1,63E+02	1,09E+03	2,59E+01	2,59E+01	1,09E+02
Sulfatreduzierer			< BG	2,28E+01	< BG	1,49E+01	< BG
BTEX Verwerter			1,98E+00	1,98E+00	1,98E+00	< BG	< BG
Toxizität							
LID			32	16	2	32	512
EC 20			3,8	8,2		4,1	0,4
EC 50						13,8	1,5
maximale Hemmung			77,7	63,4		81,9	90,1
					nicht toxisch		

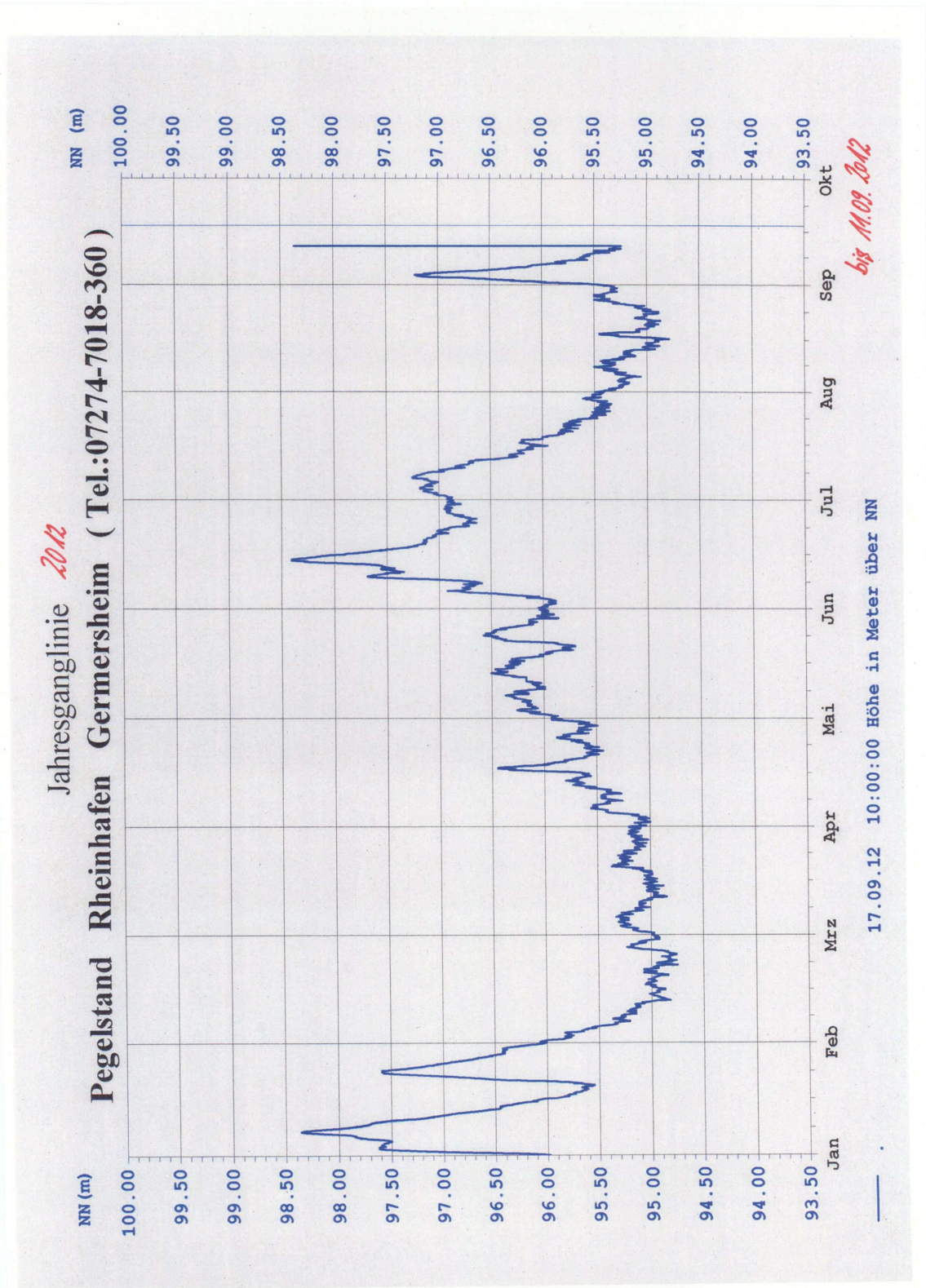
Bingen			GW 10	GW 11	GW 12	GW 37 F	GW 37 T	GW 42 F	GW 42 T
Messstelle			04.07.2013	04.07.2013	04.07.2013	04.07.2013	04.07.2013	08.08.2013	08.08.2013
Datum	bei °C								
Sofortparameter:									
Temperatur	°C		13,3	13,2	13,0	12,7	keine	11,3	10,5
pH-Wert			7,1	7,1	7,1	7,4	Messung	7,3	7,3
Sauerstoff	mg/L		1,7	0,4	0,5	0,9		0,7	0,2
Redoxpotential	mV		-6	8	-11	-22		-147	-169
Leitfähigkeit	µS/cm		1384	1008	830	1223		2040	1701
Färbung, qualitativ		-	l. gelbl.	ohne	ohne	l. weißlich	braun	l. gelbl.	l. gelbl.
Trübung, qualitativ		-	ohne	ohne	ohne	ohne	st. trüb	trüb	ohne
Geruch, qualitativ		-	st. ölig	ölig	erdig	ölig	s. st. ölig	ölig	st. ölig
Färbung, SAK bei 436 nm	0,1	1/m	0,4	0,2	< BG	0,4	1,9	0,5	0,4
Trübung, quantitativ	0,01	FNU	1,6	1,1	0,14	0,22	101	18	0,49
Trübung, quantitativ (anges.)	0,01	FNU	0,13	0,08	0,01	0,12	3,7	3,8	0,04
Fassungstemperatur	°C		13,3	13,2	13	12,7	13	11,3	10,5
Elektr. Leitfähigkeit bei 20°C	20	mS/m	138	100	85,3	123	128	185	156
Elektr. Leitfähigkeit bei 25°C	25	mS/m	154	112	95,2	137	143	206	174
Sauerstoff	0,5	mg/L	< BG	< BG	0,7	< BG	< BG	< BG	< BG
pH-Wert bei Fassungstemperatur	13,3	-	7,19	7,21	7,26	7,49	7,33	7,34	7,38
pH-Wert nach Calcitsättig. b. Fassungstemp.		-	6,96	7,03	7,15	7,12	7,04	6,98	7,02
pH-Wertabweichung vom Gleichgewicht		-	0,23	0,18	0,11	0,37	0,29	0,36	0,36
Säurekapazität bis pH = 4,3	0,01	20,6	mmol/L	10,7	9,1	6,45	7,94	10,5	7,57
Säurekapazität bis pH = 8,2	0,005		mmol/L	-	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 4,3	0,005		mmol/L	-	-	-	-	-	-
Basekapazität bis pH = 8,2	0,005	19,5	mmol/L	1,78	1,44	0,91	0,69	1,3	0,97
Härte (Summe Ca- u. Mg-Ionen)			mmol/L	5,39	4,37	3,62	4,53	4,67	3,36
Härte		°dH	30,2	24,5	20,3	25,4	26,2	41,2	35,5
Sättigungsindex		-	0,39	0,3	0,16	0,52	0,47	0,5	0,5
Calcitlösekapazität	1	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Calcitabscheidekapazität	1	mg/L	77	49	19	62	79	72	73
Calcium	0,5	mg/L	138	123	103	125	121	225	188
Magnesium	0,5	mg/L	47,2	31,7	25,5	34,3	40,2	42,4	39,9
Natrium	0,3	mg/L	103	88,7	50,1	88,3	111	145	117
Kalium	0,3	mg/L	8,5	8,3	3,7	14,1	8,5	7,6	7,6
Ammonium	0,01	mg/L	0,95	0,43	< BG	1,1	2,2	0,08	0,43
Eisen	0,01	mg/L	4,15	1,56	< BG	0,17	7,92	1,04	0,73
Eisen, gelöst	0,01	mg/L	4,13	1,55	< BG	0,17	7,67	0,32	0,68
Mangan	0,005	mg/L	1,06	1,13	0,153	0,52	0,175	0,265	0,59
Aluminium, gesamt	0,02	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,14	0,12	< BG
Aluminium, gelöst	0,02	mg/L	-	-	-	-	< BG	< BG	< BG
Chlorid	1	mg/L	182	69,6	90,3	171	172	305	235
Nitrat	0,5	mg/L	< BG	1,5	5,3	< BG	< BG	< BG	< BG
Nitrit	0,01	mg/L	< BG	0,03	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Sulfat	1	mg/L	5,6	57,4	42,8	54,8	7,5	254	175
Sulfid	0,1	mg/L	< BG	< BG	< BG	0,74	< BG	< BG	< BG
Methan	10	µg/L	1600	170	< BG	2400	2300	45	80
Phosphat, gesamt	0,01	mg/L	0,16	0,21	0,02	0,29	0,19	0,59	0,57
Silicium	0,1	mg/L	7,7	7,6	6,3	7,7	8,1	4,6	6
Cyanid, gesamt	0,01	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Cyanid, leicht freisetzbar	0,01	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
TÖC	0,2	mg/L	8,4	4,2	1,8	4,4	200	6,1	5,8
DOC	0,2	mg/L	8	4	1,8	4,2	110	6	5,8
SAK bei 254 nm	0,1	1/m	45,3	15,7	3,8	19,8	908,1	17,5	19,1
CSB	5	mg/L	35	15	< BG	13	720	16	12
Schwermetalle									
Antimon	0,001	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,001	< BG	< BG
Arsen	0,001	mg/L	0,015	0,009	< BG	0,01	0,04	0,009	0,002
Blei	0,001	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	0,003	< BG
Bor	0,02	mg/L	0,39	0,33	0,13	0,18	0,23	0,06	0,13
Cadmium	0,0001	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Chrom	0,001	mg/L	< BG	< BG	0,025	< BG	0,003	0,001	< BG
Kupfer	0,01	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Nickel	0,001	mg/L	0,003	0,003	< BG	< BG	0,003	0,003	< BG
Selen	0,001	mg/L	< BG	< BG	< BG	0,001	< BG	< BG	< BG
Quecksilber	0,00005	mg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Benzol	0,5	µg/L	7,4	2,5	0,58	4,3	45	< BG	< BG
Toluol	0,5	µg/L	6	4,6	< BG	0,58	370	< BG	< BG
Ethylbenzol	0,2	µg/L	97	7,4	0,26	18	550	< BG	< BG
m-/p-Xylol	0,2	µg/L	48	12	0,44	1,2	830	< BG	< BG
o-Xylol	0,2	µg/L	30	6,1	< BG	0,58	390	< BG	< BG
Styrol	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	56	< BG	< BG
iso-Propylbenzol (Cumol)	0,2	µg/L	22	2,3	< BG	46	280	< BG	< BG
Summe BTEX		µg/L	210,4	34,9	1,28	70,66	2521	< BG	< BG
1,2,3-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	27	3	< BG	< BG	270	< BG	< BG
1,2,4-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	41	6,6	< BG	0,33	700	< BG	< BG
1,3,5-Trimethylbenzol	0,2	µg/L	18	3,8	< BG	0,28	410	< BG	< BG
n-Propylbenzol	0,2	µg/L	5	0,56	< BG	5,8	28	< BG	< BG
1-Methyl-2-ethylbenzol	0,2	µg/L	16	1,2	< BG	3,3	87	< BG	< BG
1-Methyl-3-ethylbenzol + 1-Methyl-4-ethylbenzol	0,2	µg/L	44	7	< BG	0,52	720	< BG	< BG
1,2-Diethylbenzol	0,2	µg/L	0,41	< BG	< BG	0,4	4,9	< BG	< BG
1,3-Diethylbenzol	0,2	µg/L	3,9	0,44	< BG	1,3	77	< BG	< BG
1,4-Diethylbenzol	0,2	µg/L	1,9	0,4	< BG	2,3	35	< BG	< BG
Indan	0,2	µg/L	640	52	0,9	4,3	5000	< BG	< BG
Inden	0,2	µg/L	9,4	20	0,32	2,8	4600	< BG	< BG
übrige Monoaromaten		µg/L	806,6	95,0	1,2	21,3	11931,9	< BG	< BG

Bingen				GW 10	GW 11	GW 12	GW 37 F	GW 37 T	GW 42 F	GW 42 T
Messstelle				04.07.2013	04.07.2013	04.07.2013	04.07.2013	04.07.2013	08.08.2013	08.08.2013
Datum	bei °C									
Naphthalin	0,01	µg/L	2100	570	2,6	15	19000	< BG	< BG	< BG
Acenaphthylen	0,01	µg/L	4,4	2	< BG	5,6	360	< BG	< BG	1,2
Acenaphthen	0,01	µg/L	310	120	0,25	360	18000	0,56	98	
Fluoren	0,01	µg/L	89	90	0,16	150	16000	0,053	6,7	
Phenanthren	0,01	µg/L	90	35	0,27	2,1	35000	< BG	< BG	< BG
Anthracen	0,01	µg/L	2,6	4,2	0,08	3,9	2200	< BG	< BG	0,87
Fluoranthren	0,01	µg/L	6	26	0,11	13	11000	< BG	< BG	0,11
Pyren	0,01	µg/L	2,3	13	0,079	5,3	3500	< BG	< BG	< BG
Benzo(a)anthracen	0,01	µg/L	0,23	0,48	< BG	< BG	620	< BG	< BG	< BG
Chrysen	0,01	µg/L	0,2	0,18	< BG	< BG	360	< BG	< BG	< BG
Benzo(b)fluoranthren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	330	< BG	< BG	< BG
Benzo(k)fluoranthren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	150	< BG	< BG	< BG
Benzo(a)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	210	< BG	< BG	< BG
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	68	< BG	< BG	< BG
Dibenz(ah)anthracen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	25	< BG	< BG	< BG
Benzo(ghi)perylen	0,01	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	43	< BG	< BG	< BG
Summe EPA-PAK		µg/L	2604,7	860,9	3,5	554,9	106866,0	0,6	106,9	
1-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	300	45	0,2	1,8	7800	< BG	< BG	< BG
2-Methylnaphthalin	0,2	µg/L	180	38	< BG	0,49	13000	< BG	< BG	< BG
1,1-Biphenyl	0,2	µg/L	44	8,8	< BG	1,4	3400	< BG	< BG	< BG
übrige PAK		µg/L	524,0	91,8	0,2	3,7	24200,0	< BG	< BG	
Thiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	0,5	< BG	< BG	< BG
Furrol	1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	21,3	< BG	< BG	< BG
2-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	2,7	< BG	< BG	< BG
3-Methylthiophen	0,1	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	3,1	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	0,2	< BG	< BG	< BG	5,7	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylthiophen	0,1	µg/L	0,3	< BG	< BG	< BG	9,1	< BG	< BG	< BG
Benzfuran (Cumarone)	0,2	µg/L	4,2	7,3	< BG	< BG	2183,4	< BG	< BG	< BG
2+3-Methylbenzofuran	0,2	µg/L	14,9	2,8	< BG	6,4	1048,6	< BG	< BG	3,3
Benzothiophen (Thionaphthen)	0,2	µg/L	122,8	25,5	< BG	2,9	15507,5	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylbenzofuran	0,1	µg/L	1,6	0,6	< BG	1,2	340,5	< BG	< BG	< BG
Benzoimidazol (Chinolin)	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	0,6	141,0	< BG	< BG	< BG
Isochinolin	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	216,8	< BG	< BG	< BG
Indol	0,1	µg/L	0,3	0,4	< BG	0,4	69,5	< BG	< BG	0,2
2-Methylbenzothiofen	0,2	µg/L	1,9	0,4	< BG	< BG	232,0	< BG	< BG	< BG
3-Methylbenzothiofen	0,2	µg/L	5,0	1,0	< BG	0,3	1593,8	< BG	< BG	0,3
2-Methylchinolin	1	µg/L	< BG	1,1	< BG	< BG	179,0	< BG	< BG	< BG
5-Methylbenzothiofen	0,1	µg/L	5,2	1,1	< BG	1,6	1013,4	< BG	< BG	0,8
8-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	467,4	< BG	< BG	< BG
3-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	143,6	< BG	< BG	< BG
1-Methylisochinolin	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	10,4	< BG	< BG	< BG
6-Methylchinolin + 7-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	0,5	< BG	0,8	124,6	< BG	< BG	0,8
3-Methylchinolin	0,2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	19,0	< BG	< BG	< BG
4-Methylchinolin	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,6-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	3,3	1,6	< BG	< BG	2293,6	< BG	< BG	< BG
3,5-Dimethylbenzothiofen	0,1	µg/L	0,5	0,2	< BG	0,2	195,4	< BG	< BG	0,2
2,4-Dimethylchinolin	0,3	µg/L	< BG	0,8	< BG	< BG	724,4	< BG	< BG	< BG
2-Phenylphenol	0,5	µg/L	2,4	1,1	< BG	0,5	404,0	< BG	< BG	< BG
Dibenzofuran	0,1	µg/L	90,4	31,5	< BG	9,1	54665,9	< BG	< BG	0,1
2-Methyl-dibenzofuran	0,1	µg/L	7,5	13,8	< BG	9,0	14431,2	< BG	< BG	1,0
Dibenzopyran (Xanthen)	0,3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	138,8	< BG	< BG	< BG
Dibenzothiofen	0,3	µg/L	4,3	8,6	< BG	5,1	8852,4	< BG	< BG	0,5
Dibenzopyridin (Acridin)	0,3	µg/L	0,7	0,8	< BG	0,4	3541,1	< BG	< BG	< BG
Phenanthridin	0,2	µg/L	< BG	0,5	< BG	< BG	327,2	< BG	< BG	< BG
Dibenzopyrrol (Carbazol)	0,2	µg/L	40,4	13,8	< BG	40,4	4344,6	< BG	< BG	6,4
4-Methyldibenzothiofen	0,1	µg/L	1,4	1,0	< BG	1,0	840,2	< BG	< BG	0,7
Xanthenon	0,1	µg/L	0,3	< BG	< BG	< BG	201,2	< BG	< BG	< BG
Summe NSO HET		µg/L	307,5	114,5	< BG	79,8	114292,9	< BG	14,1	
Phenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	4,5	< BG	< BG
o-Kresol	1,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	2,3	< BG	< BG	< BG
m+p-Kresol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	63,8	3,9	< BG	< BG
2,6-Dimethylphenol	2	µg/L	5,7	< BG	< BG	2,4	135,0	< BG	< BG	< BG
2-Ethylphenol	2	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,4-Dimethylphenol	3	µg/L	4,6	< BG	< BG	< BG	169,1	< BG	< BG	< BG
2,5-Dimethylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	99,8	< BG	< BG	< BG
2,4+2,5-Dimethylphenol	3	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	259,6	< BG	< BG	< BG
4-Ethylphenol	4	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl+3,5-Dimethylphenol	4	µg/L	5,3	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2,3-Dimethylphenol	5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3,4-Dimethylphenol	3,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Isopropyl+2,4,6-Trimethylphenol	3	µg/L	5,2	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
2-Propylphenol	2,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3+4-Isopropyl+2,3,6-Trimethylphenol	7,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	76,9	< BG	< BG	< BG
3+4-Propylphenol	7	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
3-Ethyl-5-Methyl+2,3,5-Trimethylphenol	8	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	247,0	< BG	< BG	< BG
3,4,5-Trimethylphenol	4,5	µg/L	< BG	< BG	< BG	< BG	489,6	< BG	< BG	< BG
Summe SCAP		µg/L	20,8	< BG	< BG	2,4	1283,5	8,3	< BG	
GKZ [R2A-Medium]		Zellen/mL	4,20E+02	1,10E+03	4,60E+02	7,70E+02	7,70E+01	2,60E+02	7,68E+01	
Denitrifikanten		Zellen/mL	6,60E+00	3,60E+01	1,10E+02	7,70E+01	< BG	2,59E+01	6,62E+00	
PAK Verwerter (I)		Zellen/mL	5,62E+02	2,60E+03	1,09E+02	7,18E+01	6,62E+00	6,62E+00	6,62E+00	
PAK Verwerter (II)		Zellen/mL	1,09E+02	1,63E+02	4,24E+01	1,49E+01	< BG	< BG	< BG	
Eisen (III) Reduzierer		Zellen/mL	5,60E+01	3,60E+02	< BG	3,60E+01	3,60E+01	1,51E+04	2,60E+02	
Sulfatreduzierer		Zellen/mL	< BG	< BG	< BG	4,20E+01	6,60E+00			
BTEX Verwerter		Zellen/mL	1,98E+00	< BG	< BG	4,46E+00	4,46E+00			
Toxizität										
LID			64	16	2	32	1024	2	16	
EC 20			1,9	6,6			0,2			
EC 50			10,2	36,7		16,4			28,4	
maximale Hemmung			81,2	54,9	nicht toxisch	75,3	93,7	nicht toxisch	67,5	

11.10 Rheinwasserpegel 2010, 2011 und 2012







Säule 1

Zulauf

Versuchsdauer	d		Probenahme 20.09.12	Probenahme 01.10.12	Probenahme 08.10.12	Probenahme 15.10.12	Probenahme 22.10.12	Probenahme 31.10.12	Probenahme 05.11.12	Probenahme 15.11.12	Probenahme 23.11.12	Probenahme 05.12.12	Probenahme 11.12.12	Probenahme 18.12.12	Probenahme 07.01.13	Probenahme 14.01.13	Probenahme 22.01.13	Probenahme 30.01.13	Probenahme 06.02.13	Probenahme 18.02.13
Parameter	Einheit	BG																		
Chlorid	mg/L	0,5	39,5	39,4	38,3	38,1	38,0	36,7	38,7	38,9	40,31	39,13	39,84	41,61	37,54	42,28	41,08	38,91	36,71	37,60
Nitrit	mg/L	0,5	<BG	<BG	<BG	<BG	0,9	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	0,74	0,27	0,46	<BG	<BG	<BG
Nitrat	mg/L	1	1,7	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	2,84	2,28	<BG	<BG	<BG	<BG	0,34	<BG	<BG
Phosphat	mg/L	1	1,8	6,0	2,6	1,8	4,3	<BG	3,8	8,2	5,79	5,61	0,18	7,71	6,34	5,98	0,13	0,43	0,02	1,66
Sulfat	mg/L	1	22,1	22,7	22,4	23,0	22,7	23,9	24,5	21,0	21,15	20,99	20,81	22,80	20,99	25,43	20,95	20,22	20,53	21,25

Mitte

Versuchsdauer	d		Probenahme 20.09.2012	Probenahme 08.10.2012	Probenahme 15.10.2012	Probenahme 15.11.2012	Probenahme 23.11.2012	Probenahme 05.12.2012	Probenahme 11.12.2012	Probenahme 18.12.2012	Probenahme 07.01.2013	Probenahme 14.01.2013	Probenahme 22.01.2013	Probenahme 30.01.2013	Probenahme 06.02.2013	Probenahme 18.02.2013
Parameter	Einheit	BG														
Chlorid	mg/L	0,5	41,4	38,6	37,3	31,5	40,60	39,26	40,90	39,69	29,12	42,53	41,42	39,42	36,20	37,05
Nitrit	mg/L	0,5	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Nitrat	mg/L	1	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	1,12	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Phosphat	mg/L	1	2,0	<BG	2,1	6,6	7,72	5,84	<BG	11,21	8,84	6,38	0,67	<BG	<BG	2,54
Sulfat	mg/L	1	23,3	21,1	22,8	16,9	22,3	22,5	25,5	23,7	17,2	25,6	20,8	19,2	20,9	12,6

Ablauf

Versuchsdauer	d		Probenahme 20.09.2012	Probenahme 01.10.12	Probenahme 08.10.12	Probenahme 15.10.12	Probenahme 22.10.12	Probenahme 31.10.12	Probenahme 05.11.12	Probenahme 15.11.12	Probenahme 23.11.12	Probenahme 05.12.12	Probenahme 11.12.12	Probenahme 18.12.12	Probenahme 07.01.13	Probenahme 14.01.13	Probenahme 22.01.13	Probenahme 30.01.13	Probenahme 06.02.13	Probenahme 18.02.13
Parameter	Einheit	BG																		
Chlorid	mg/L	0,5	41,4	39,0	40,7	40,1	41,3	38,9	40,2	36,8	43,85	42,28	39,22	40,29	37,99	42,46	42,28	48,15	36,44	34,43
Nitrit	mg/L	0,5	<BG	<BG	<BG	<BG	1,3	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Nitrat	mg/L	1	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	1,3	1,15	1,25	<BG	1,50	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Phosphat	mg/L	1	2,0	44,1	3,7	2,1	30,4	2,9	4,1	8,3	8,27	6,92	0,08	11,67	6,41	<BG	1,77	1,29	3,47	<BG
Sulfat	mg/L	1	23,8	22,4	15,8	18,5	22,3	18,1	20,7	18,2	20,07	17,80	28,20	23,41	1,42	23,15	14,54	22,22	20,89	17,40

Säule 2

Zulauf

Versuchsdauer	d		Probenahme 20.09.12	Probenahme 01.10.12	Probenahme 08.10.12	Probenahme 15.10.12	Probenahme 22.10.12	Probenahme 31.10.12	Probenahme 05.11.12	Probenahme 15.11.12	Probenahme 23.11.12	Probenahme 05.12.12	Probenahme 11.12.2012	Probenahme 18.12.2012	Probenahme 07.01.2013	Probenahme 14.01.2013	Probenahme 22.01.2013	Probenahme 30.01.2013	Probenahme 06.02.2013	Probenahme 18.02.2013
Parameter	Einheit	BG																		
Chlorid	mg/L	0,5	39,5	39,4	38,3	38,1	38,0	36,7	38,7	38,9	32,3	32,1	49,9	28,2	30,4	35,2	34,3	164,3	31,3	33,1
Nitrit	mg/L	0,5	<BG	<BG	<BG	<BG	0,9	<BG	<BG	<BG	0,5	<BG	<BG	0,8	0,7	1,7	0,3	2,0	<BG	<BG
Nitrat	mg/L	1	1,7	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	2,9	<BG	4,0	2,8	2,8	3,1	2,5	3,1	3,2	2,3
Phosphat	mg/L	1	1,8	6,0	2,6	1,8	4,3	<BG	3,8	8,2	6,0	<BG	12,6	9,3	5,7	5,8	<BG	0,5	<BG	1,1
Sulfat	mg/L	1	22,1	22,7	22,4	23,0	22,7	23,9	24,5	21,0	38,0	38,5	51,8	38,3	41,6	51,6	45,7	39,2	41,5	41,5

Mitte

Versuchsdauer	d		Probenahme 20.09.2012	Probenahme 08.10.2012	Probenahme 15.10.2012	Probenahme 15.11.2012	Probenahme 27.11.2012	Probenahme 05.12.2012	Probenahme 11.12.2012	Probenahme 18.12.2012	Probenahme 07.01.2013	Probenahme 14.01.2013	Probenahme 22.01.2013	Probenahme 31.01.2013	Probenahme 06.02.2013	Probenahme 18.02.2013
Parameter	Einheit	BG														
Chlorid	mg/L	0,5	40,6	38,8	38,0	28,8	32,07	32,04	32,87	32,37	39,80	33,31	34,17	30,87	30,42	32,94
Nitrit	mg/L	0,5	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Nitrat	mg/L	1	1,9	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	1,31	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Phosphat	mg/L	1	<BG	2,5	2,1	<BG	<BG	5,86	0,39	9,78	8,52	5,67	0,32	0,03	<BG	<BG
Sulfat	mg/L	1	24,7	20,8	23,5	40,7	42,11	43,41	46,31	46,36	22,42	51,97	47,52	42,89	42,70	40,82

Ablauf

Versuchsdauer	d		Probenahme 20.09.2012	Probenahme 01.10.2012	Probenahme 08.10.2012	Probenahme 15.10.2012	Probenahme 22.10.2012	Probenahme 31.10.2012	Probenahme 05.11.2012	Probenahme 15.11.2012	Probenahme 23.11.2012	Probenahme 05.12.2012	Probenahme 11.12.2012	Probenahme 18.12.2012	Probenahme 07.01.2013	Probenahme 14.01.2013	Probenahme 22.01.2013	Probenahme 30.01.2013	Probenahme 06.02.2013	Probenahme 18.02.2013
Parameter	Einheit	BG																		
Chlorid	mg/L	0,5	41,5	42,3	41,5	38,2	38,4	37,2	37,8	35,9	35,74	32,35	38,08	33,36	31,02	36,27	34,77	34,94	31,57	32,11
Nitrit	mg/L	0,5	<BG	<BG	<BG	<BG	0,9	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Nitrat	mg/L	1	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	1,11	<BG	<BG	1,23	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG	<BG
Phosphat	mg/L	1	<BG	8,2	3,3	2,0	6,2	2,5	1,3	6,1	8,23	<BG	<BG	6,57	6,40	6,68	0,67	0,19	1,13	3,67
Sulfat	mg/L	1	25,3	22,1	15,7	21,1	21,8	23,1	21,4	19,2	37,07	42,91	50,18	47,88	13,09	51,28	46,74	47,02	45,64	47,93