GESELLSCHAFT FÜR UMWELTSANIERUNGSTECHNOLOGIEN MBH

G.U.T.

UMWELT
ALTLASTEN
GEOLOGIE
HYDROGEOLOGIE
GEOTECHNIK

BERATUNG
PLANUNG
ÜBERWACHUNG
MANAGEMENT
CONTROLLING

G.U.T. GERICHTSRAIN 1 06217 MERSEBURG

LAF Landesanstalt für Altlastenfreistellung
des Landes Sachsen-Anhalt
Maxim-Gorki-Straße 10

39108 Magdeburg

GERICHTSRAIN 1
06217 MERSEBURG

TEL 03461 73 28 0
FAX 03461 73 28 28
gut@gut-merseburg.de
www.gut-merseburg.de

Merseburg, 16.07.2018
Ihr Bearbeiter: Herr Heise
Unser Zeichen: 3322 / be
Entwurf 1, Stand 16.07.2018
Entwurf 2, Stand 30.07.2018
Rev. 0: Stand 14.09.2018
Rev.1, Stand 18.10.2018
Rev.2, Stand 03.12.2018

QUALITÄTS-
MANAGEMENTSYSTEM

DQS-zertifiziert nach
DIN EN ISO 9001:2015
Reg.-Nr. 061609

Untersuchung und Bewertung altlastenbedingter Sedimentbelastungen in der Ehle

Untersuchungsbericht (Phasen 1 und 2)

(Projekt Westeregeln, Teilprojekt Ehle)

GESCHÄFTSFÜHRER
DR. HANS-JOACHIM BERGER
EYK HASSELWANDER

HANDELSREGISTER
AMTSGERICHT STENDAL
HRB 205057

COMMERZBANK MERSEBURG
DE42 8004 0000 0408 0776 00
BIC COBADEFFXXX

VOLKSBANK GIEßEN
DE64 5139 0000 0002 8256 00
BIC VBMHDE5F

Inhalt

1 Veranlassung, Aufgabenstellung 17
1.1 Veranlassung 17
1.2 Aufgabenstellung 18
1.3 Projektverlauf 20
2 Unterlagen 22
2.1 Unterlagen zum Auftrag 22
2.2 Erhaltene Auskünfte, Hinweise, Stellungnahmen 22
2.3 Erhaltene Auskünfte/ Untersuchungsergebnisse Dritter 22
2.4 Unterlagen zum Projektareal ehem. Alkaliwerke Westeregeln (Auszug) 23
2.5 Unterlagen zum Schwanenteich (Auszug) 24
2.6 Unterlagen zum Teilprojekt Ehle/ Sedimentbelastung 25
2.7 Unterlagen zum Gewässer Bode/ Saale 25
2.8 Weitere Unterlagen 25
2.9 Karten und Pläne, Luftbilder 28
2.10 Gesetze, Verordnungen, Richtlinien 30
2.11 Links 31
3 Standortsituation 32
3.1 Charakterisierung des Gewässers Bode (mit Bezug zur Ehle) 32
3.1.1 Allgemeine Beschreibung 32
3.1.2 Sachstand zur PCB - Belastung der Bode (und Saale) 34
3.2 Charakterisierung des Gewässers Ehle 39
3.2.1 Allgemeine Beschreibung 39
3.2.2 Hydrologische Angaben 42
3.2.3 Gefälle 43
3.2.4 Sachstand zur PCB- und PCN-Belastung in der Ehle 44
3.2.4.1 Wasserproben 44
3.2.4.2 Sedimentproben 49
3.2.5 Gewässerzustand nach WRRL 50
3.3 Aktuelle Gewässerstruktur 50
3.4 Zuflüsse und Einleitungen in die Ehle 59
3.4.1 Zuflüsse in die Ehle 59
3.4.1.1 Goldbach (Ehle, km 4+530) 59
3.4.1.2 Schäfergraben / Beintalgraben / Schwanenteich (Ehle, km 11+700) 60
3.4.1.3 Ehle II (Ehle, km 14+450) 67
3.4.2 Einleitungen im Einzugsgebiet der Ehle 67
3.5 Gewässerunterhaltung (Schäfergraben und Ehle) 69
3.6 Geplante WRRL-Maßnahmen an der Ehle 73
4 Relevante Schadstoffe, Stoffeigenschaften und Beurteilungswerte 75
4.1 Stoffe und Stoffeigenschaften 75
4.1.1 Polychlorierte Biphenyle (PCB) 75
4.1.2 Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/ PCDF) 78
4.1.3 Polychlorierte Naphthaline (PCN) 79
4.2 Beurteilungswerte 80
4.2.1 Oberflächengewässer 80

4.2.2 Boden 83
4.2.3 Abfall 84
5 Ausgeführte Untersuchungen 85
5.1 Recherchen (Phase 1) 85
5.2 Probenahme Wasser, Sediment, Boden, Pflanzen 86
5.2.1 Probenahmepositionen 86
5.2.1.1 Probenahmepositionen Phase 1 86
5.2.1.2 Probenahmepositionen Phase 2 87
5.2.1.3 Probenahmepositionen Phase 3 88
5.2.2 Feststellung der Sedimentverteilung im Gerinne 90
5.2.2.1 Sedimentverteilung Phase 1 90
5.2.2.2 Sedimentverteilung Phase 2 90
5.2.3 Abflussmessungen 91
5.2.3.1 Abflussmessungen Phase 1 91
5.2.3.2 Abflussmessungen Phase 2 91
5.2.4 Probennahme Wasser 92
5.2.4.1 Probennahme Wasser Phase 1 92
5.2.4.2 Probennahme Wasser Phase 2 92
5.2.4.3 Probennahme Grundwasser Phase 3 93
5.2.5 Probennahme Sediment 93
5.2.5.1 Probennahme Sediment Phase 1 93
5.2.5.2 Probennahme Sediment Phase 2 94
5.2.6 Probenahme Boden 97
5.2.6.1 Probenahme Boden Phase 1 97
5.2.6.2 Probenahme Boden Phase 2 97
5.2.6.3 Probenahme Boden Phase 3 98
5.2.7 Probenahme Pflanzen (nur Phase 2) 100
5.3 Analytik 101
5.3.1 Analytik Phase 1 101
5.3.2 Analytik Phase 2 102
5.3.2.1 Probenmanagement 102
5.3.2.2 Analytik Matrix Sediment, Wasser und Boden 102
5.3.2.3 Analytik Matrix Schwebstoffe 103
5.3.2.4 Analytik Matrix Pflanzenmaterial 103
6 Ergebnisse und Diskussion 104
6.1 Beintalgraben/ Schäfergraben/ Schwanenteich 106
6.1.1 Wasser 107
6.1.1.1 Feststellungen bei der Probennahme 107
6.1.1.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB) 107
6.1.1.3 Polychlorierte Naphthaline (PCN) 111
6.1.1.4 Sonstige Parameter 113
6.1.2 Sediment 116
6.1.2.1 Feststellungen bei der Probennahme 116
6.1.2.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB) 119
6.1.2.3 Polychlorierte Naphthaline (PCN) 121
6.1.2.4 Sonstige Parameter 124
6.2 Ehle 127
6.2.1 Wasser 127
6.2.1.1 Feststellungen bei der Probennahme 127
6.2.1.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB) 129

6.2.1.3 Polychlorierte Naphthaline (PCN) 134
6.2.1.4 Sonstige Parameter 138
6.2.2 Sediment 140
6.2.2.1 Feststellungen bei der Probennahme 140
6.2.2.2 Kornverteilung 143
6.2.2.3 Polychlorierte Biphenyle (PCB) 144
6.2.2.4 PCDD/PCDF und dl-PCB 152
6.2.2.5 Polychlorierte Naphthaline (PCN) 153
6.2.2.6 Sonstige Parameter 158
6.3 Bode 162
6.3.1 Wasser 163
6.3.1.1 Feststellungen bei der Probennahme 163
6.3.1.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Polychlorierte Naphthaline (PCN) 163
6.3.2 Sediment 164
6.3.2.1 Feststellungen bei der Probennahme 164
6.3.2.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Polychlorierte Naphthaline (PCN) 165
6.3.3 Schwebstoffe 168
6.3.3.1 Polychlorierte Biphenyle (PCB) 169
6.3.3.2 Polychlorierte Naphthaline (PCN) 171
6.4 Deklarationsuntersuchungen an Sedimentproben (Schwanenteich, Ehle) 173
6.5 Boden auf Böschungen der Ehle 176
6.5.1 Polychlorierte Biphenyle (PCB) 176
6.5.2 Polychlorierte Naphthaline (PCN) 180
6.5.3 PAK 184
6.6 Boden der Flutrinne und weiterer an die Ehle angrenzenden Flächen 184
7 Schlussfolgerungen und Beurteilungen 187
7.1 Quellen, Senken, Expositionspfade 187
7.1.1 Schadstoffeinträge in das System, Quellen 187
7.1.1.1 Historische Einträge 188
7.1.1.2 Rezente Einträge 189
7.1.2 Senken, Sedimentmengen, Potenzialabschätzung 193
7.1.2.1 Schwanenteich/ Schäfergraben 193
7.1.2.2 Ehle 194
7.2 Frachtabschätzung 195
7.2.1.1 Schäfergraben 197
7.2.1.2 Schwanenteich 198
7.2.1.3 Ehle 200
7.2.1.4 Bode 202
7.3 Beurteilung des Frachtgeschehens 203
7.4 Beurteilung der Wirkung auf unterhalb liegende Gewässer 206
7.5 Beurteilung der eingetretenen schädlichen Bodenveränderungen 208
7.5.1 Bodenschutzfachliche Beurteilung 208
7.5.2 Menge kontaminierten Bodens (Schadstoffpotenzial im Boden) 211
7.6 Beurteilung der Abfalleigenschaften 212
7.6.1 Sedimente aus dem Schwanenteich und der Ehle 212
7.6.1.1 Sedimente im Schwanenteich 212
7.6.1.2 Sedimente der Ehle 213
7.6.2 Bodenmaterial aus Gewässerrandstreifen 214

8 Kenntnisdefizite, Unsicherheiten 216
8.1 Quelle ehem. Alkaliwerke Westeregeln 216
8.2 Gewässer 216
8.2.1 Schäfergraben/ Schwanenteich 216
8.2.2 Ehle 217
8.3 Boden, schädliche Bodenveränderungen 218
8.3.1 Böschungen und unmittelbarer Gewässernahbereich/ Flutrinne 218
8.3.2 Landwirtschaftlich genutzte Flächen an der Ehle 219
8.3.3 Sonstige Bodenbelastungen 219
8.3.4 Schadstoffübergang Boden – Nahrungskette – Mensch 223
9 Handlungsempfehlungen 224
9.1 Weitere Untersuchungen 224
9.1.1 Quelle (ehem. Alkaliwerke Westeregeln) 224
9.1.2 Gewässer 224
9.1.2.1 Schäfergraben/ Schwanenteich 224
9.1.2.2 Ehle 225
9.1.3 Schädliche Bodenveränderungen 225
9.1.3.1 Böschungen und unmittelbarer Gewässernahbereich/ Flutrinne 225
9.1.3.2 Landwirtschaftlich genutzte Flächen an der Ehle 226
9.1.3.3 Sonstige Bodenbelastungen 226
9.2 Maßnahmen 227
9.2.1 Quelle (ehem. Alkaliwerke Westeregeln) 227
9.2.2 Gewässer 228
9.2.2.1 Schäfergraben/ Schwanenteich 228
9.2.2.2 Ehle 229
9.2.3 Schädliche Bodenveränderungen 230
9.2.3.1 Böschungen und unmittelbarer Gewässernahbereich/ Flutrinne 230
9.2.3.2 Landwirtschaftlich genutzte Flächen an der Ehle 231
9.2.3.3 Sonstige Bodenbelastungen 233
10 Zusammenfassung 234
10.1 ehem. Alkaliwerke Westeregeln (Quelle) 234
10.2 Gewässer (Wasser und Sediment) 236
10.3 Boden (schädliche Bodenveränderungen) 237

Anlagenverzeichnis

Anlage 1 Lageplan des Untersuchungsgebietes
Anlage 1.1 Übersichtsplan des Untersuchungsgebietes
Anlage 1.2 Lageplan der Ehle mit Stationierung, Zuflüssen, Einleitungen und Messstellen

Anlage 2 Lageplan der Probenahmepunkte (Phasen 2 und 3)
Anlage 2.1 Übersichtsplan des Untersuchungsgebietes mit den Probenahmepunkten Wasser / Sediment
Anlage 2.2 Übersichtsplan des Untersuchungsgebietes mit den Probenahmepunkten Boden
Anlage 2.3 Luftbilder des gesamten Ehleverlaufs mit Eintragung der Probennahmepunkte
Anlage 2.4 Luftbilder der Probennahmepunkte Wasser, Sediment, Boden und Pflanzen an Schäfergraben, Ehle und Bode

Anlage 3 Probenahmeprotokolle, Feldprotokolle
Anlage 3.1 Protokoll Begehung Fließgewässer
Anlage 3.2 Probenahmeprotokolle Wasser, Phase 1
Anlage 3.3 Probenahmeprotokolle Wasser, Phase 2
Anlage 3.4 Probenahmeprotokolle Sediment, Phase 1
Anlage 3.5 Probenahmeprotokolle Sediment, Phase 2
Anlage 3.6 Probenahmeprotokolle Boden, Phase 1
Anlage 3.7 Probenahmeprotokolle Boden, Phase 2
Anlage 3.8 Probenahmeprotokolle Boden, Phase 3 (ohne Haus- und Kleingärten)
Anlage 3.9 Probenahmeprotokolle Pflanzen, Phase 2
Anlage 3.10 Abflussmessungen, Wassertiefe und Sedimentmächtigkeit, Phase 1
Anlage 3.11 Abflussmessungen, Wassertiefe und Sedimentmächtigkeit, Phase 2
Anlage 3.12 Querprofile, Phase 1
Anlage 3.13 Querprofile, Phase 2
Anlage 3.14 Protokolle Durchflussmessungen, Phase 1
Anlage 3.15 Protokolle Durchflussmessungen, Phase 2

Anlage 4 Darstellung der analytischen Befunde
Anlage 4.1 Darstellung der Ergebnisse, Wasser
Anlage 4.2 Darstellung der Ergebnisse, Sediment
Anlage 4.3 Darstellung der Ergebnisse, Boden auf Profilen

Anlage 5 Tabellarische Zusammenstellung analytischer Befunde
Anlage 5.1 Wasser
Anlage 5.2 Sediment, Feinanteil
Anlage 5.3 Sediment, Deklaration/ gesamt
Anlage 5.4 Schwebstoffe Unterlauf Bode
Anlage 5.5 Boden (nur Böschungen und Profile, ohne Haus- und Kleingärten)
Anlage 5.6 Pflanzen
Anlage 5.7 Kornverteilungen

Anlage 6 Prüfberichte Labor GBA
Anlage 6.1 Prüfberichte Wasser, Phase 1
Anlage 6.2 Prüfberichte Wasser, Phase 2

Anlage 6.3 Prüfberichte Sediment, Phase 1
Anlage 6.4 Prüfberichte Sediment, Phase 2
Anlage 6.5 Prüfberichte Schwebstoffe, Phase 2
Anlage 6.6 Prüfberichte Boden, Phase 1
Anlage 6.7 Prüfberichte Boden, Phase 2
Anlage 6.8 Prüfberichte Boden, Phase 3

Anlage 7 Prüfberichte Labor SYNLAB Lebensmittelinstitut Jena

Verzeichnis der weiteren Berichte:

Bericht 1 Dr. Gerd Rippen: Humantoxikologische Beurteilung Polychlorierter Biphenyle und Naphthaline in Böschungen, Böden und Pflanzen entlang der Ehle, Göttingen, Entwurf Januar 2018, ergänzte und überarbeiteten Fassung vom 02.07.2018 [A14]

Bericht 2 Bericht Boden, Böschungen und Profile auf landwirtschaftlichen Nutzflächen (umfasst Phasen 1, 2 und 3)

Bericht 3 Kurzbericht Boden und Wasserproben aus Haus- und Kleingärten (Phase 3.1 und 3.2), Informationsschreiben an die Betroffenen [A12]

Tabellenverzeichnis

Tab. 3-1 Extremwerte Hochwasser der Bode am Pegel Hadmersleben (Aufzeichnung seit 1931) und Bode (seit 1989) [W6] ... 34
Tab. 3-2 Gefälle der Ehle, berechnet nach [E5] ... 44
Tab. 3-3 Zuflüsse in die Ehle ... 59
Tab. 3-4 Einleitungen Regenwasser und Mischwasserentlastungen in Schäfergraben und die Ehle ... 67
Tab. 3-5 Gewässerunterhaltungsarbeiten an der Ehle ... 71
Tab. 4-1 Toxizitätsäquivalente der dl- PCB ... 77
Tab. 4-2 Toxizitätsäquivalente der PCDD/ PCDF ... 79
Tab. 4-3 relevante Stoffdaten der PCN ... 80
Tab. 4-4 Relevante UQN gemäß OGewV [G12] sowie Schwellenwerte nach FGG Elbe [L24], [L26] ... 82
Tab. 4-5 Beurteilungswerte für PCB ... 83
Tab. 4-6 Beurteilungswerte für PCDD/PCDF ... 83
Tab. 4-7 Beurteilungswerte für PCN nach [A14] ... 83
Tab. 4-8 Abfallrechtlich relevante Zuordnungs- und Grenzwerte ... 84
Tab. 5-1 Zusammenstellung erfolgter Anfragen bei Projektbeteiligten ... 85
Tab. 5-2 Probennahmepositionen Bode, Ehle und Zuläufe, Phase 1 ... 86
Tab. 5-3 Probenahmepositionen Sediment und Wasser Ehle und Zuläufe Phase 2 ... 87
Tab. 5-4 Probenahmepositionen Boden und Pflanzen Phase 2 ... 88
Tab. 5-5 zusätzliche Probenahmepositionen Boden Phase 3 ... 89
Tab. 5-6 Probenahmepositionen Boden an Ehle- und Bodedeich ... 89
Tab. 5-7 Sedimentproben Phase 2 ... 96
Tab. 5-8 Bodenproben Profile Phase 2 ... 98
Tab. 5-9 Probenmaterial Pflanzenprobenahme ... 101
Tab. 5-10 Regelumfang der zu untersuchenden Parameter ... 102
Tab. 5-11 Regelumfang der zu untersuchenden Parameter Phase 2 ... 103
Tab. 6-1 Probenahmebedingungen an den Messstellen am Schäfergraben und Schwanenteich ... 107
Tab. 6-2 Probenahmebedingungen Sedimente, Schäfergraben ... 116
Tab. 6-3 Probenahmebedingungen Wasserproben Ehle und Einleiter ... 128
Tab. 6-4 Probenahmebedingungen Sedimentproben Ehle ... 141
Tab. 6-5 Gegenüberstellung berechneter und gemessener PCB-Konzentrationen, Ehle, Phase 2 ... 146
Tab. 6-6 PCDD/PCDF- und dl-PCB in ausgewählten Sedimentproben ... 152
Tab. 6-7 Gegenüberstellung berechneter und gemessener PCN-Konzentrationen, Ehle, Phase 2 ... 155
Tab. 6-8 Probenahmebedingungen Wasserproben Bode ... 163
Tab. 6-9 Probenahmebedingungen Sedimentproben Bode ... 164
Tab. 6-10 PCB- und PCN-Befunde in Sedimentproben der Bode ... 165
Tab. 6-11 Einstufungserhebliche Befunde, Ergebnisse der Deklarationsuntersuchung Phase 1 ... 173
Tab. 6-12 Einstufungserhebliche Befunde, Ergebnisse der Deklarationsuntersuchung Phase 2 ... 174
Tab. 7-1 Quellen und Eintragspfade für PCB- und PCN in das Gewässersystem Ehle ... 188
Tab. 7-2 Frachten im Zulauf der Gräben (Auszug Tabellen 13 und 14 aus [U25]) ... 189
Tab. 7-3 Frachtabschätzung Schäfergraben und Ehle, Phase 1 ... 196
Tab. 7-4 Frachtabschätzung Schäfergraben und Ehle, Phase 2 ... 196
Tab. 7-5 Frachtabschätzung Bode (Unterlauf) ... 202
Tab. 7-6 Zusammenfassung der möglichen Expositionen der Rezeptoren Mensch und Boden ... 209

Tab. 7-7 Zusammenfassung der möglichen Expositionen Rezeptor Gewässer (Rekontamination) 210
Tab. 7-8 potenzielle Abfallmengen und zuordnungsrelevante mittlere Belastungen 212

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3-1 Auszug aus dem GEK-Gebiet untere Bode mit Teileinzugsgebiet Ehle 32
Abb. 3-2 Hochwasserrisikokarte HQ 10 33
Abb. 3-3 Hochwasserrisikokarte HQ 200 33
Abb. 3-4 PCB-Gehalte in Schwebstoffen, Bode, Mittelwerte aller Ergebnisse aus [A26] 35
Abb. 3-5 dl-PCB-TEQ in Schwebstoffen, Bode, Mittelwerte aller Ergebnisse aus [A26] 36
Abb. 3-6 PCB-Gehalte in Schwebstoffen Bode (Neugattersleben), 2008 bis 2016 36
Abb. 3-7 PCB-Fracht, Bode (Neugattersleben), nach [A26] 37
Abb. 3-8 PCB- Gehalte in Schwebstoffen Saale (Groß Rosenburg), 2007 bis 2016 37
Abb. 3-9 PCB-Fracht, Saale (Groß Rosenburg), nach [A26] 38
Abb. 3-10 Bearbeitungsrelevanter Gewässerabschnitt Ehle, Flächennutzung, Auszug aus dem GEK Bode 39
Abb. 3-11 Auszug aus dem Messtischblatt 4034, veränderter Gewässerlauf Beintalgraben/ Schäfergraben 40
Abb. 3-12 Auszug aus dem Messtischblatt 4034, veränderter Gewässerlauf am heutigen Brückenbauwerk B 81 40
Abb. 3-13 Auszug aus dem Messtischblatt 4034, veränderter Gewässerlauf Einbindung Landgraben/ Goldbach 41
Abb. 3-14 Auszug aus dem Luftbild 1945, Gewässerlauf Ehle mit Einbindung Landgraben/ Goldbach 41
Abb. 3-15 Ehle, OL Egeln, Blick von der Furt auf die Fußgängerbrücke (25.01.2011) 43
Abb. 3-16 Ehle, Furt, Blick nach Nordosten (25.01.2011) 43
Abb. 3-17 Längsprofil der Gewässersohle der Ehle von km 18+194 bis zur Mündung in die Bode nach [E5] 44
Abb. 3-18 Darstellung der Probenahmepositionen des LHW 45
Abb. 3-19 PCB- und PCB-Kongenerenverteilung am Messpunkt LHW 414592/ Schäfergraben 6 (2015) 45
Abb. 3-20 PCB- und PCB-Kongenerenverteilung am Messpunkt LHW 414591/ Schäfergraben 3 (2015) 46
Abb. 3-21 PCB- und PCB-Kongenerenverteilung am Messpunkt LHW 414592/ Schäfergraben 2 (2012-2015) 46
Abb. 3-22 PCB- und PCB-Kongenerenverteilung am Messpunkt LHW 414595 (Ehle 4/ Ehle 211), 2009-2015 47
Abb. 3-23 PCB- und PCB-Kongenerenverteilung am Messpunkt LHW 414615/ Mündung (2010-2015) 48
Abb. 3-24 PCB-Gehalte an den Messpunkten LHW, 2015 49
Abb. 3-25 PCB-Gehalte im Sediment, Ehle, Unterlauf, IHU 2015 [E2] 49
Abb. 3-26 Ehle, Mündung in die Bode; Hintergrund Wehr Rothenförde/Bode (22.11.2016) 51
Abb. 3-27 Ehle, Station 0+060, Nähe Mündung in die Bode (22.11.2016) 51
Abb. 3-28 Ehle, km 0+150, Nähe Mündung in die Bode (22.11.2016) 51
Abb. 3-29 Ehle, km 0+180, Nähe Mündung in die Bode (22.11.2016) 51
Abb. 3-30 Ehle, km 0+500, Nähe Mündung in die Bode (18.04.2017) 51
Abb. 3-31 Ehle, km 0+300, Nähe Mündung in die Bode (08.03.2018) 51
Abb. 3-32 Einmündung Grenzgraben, km 1+190 (25.08.2017) 52
Abb. 3-33 Ehle, bei ca km 1+750, Blickrichtung Ost (25.08.2017) 52
Abb. 3-34 Ehle, Tarthun, Brücke Börnecker Weg, ca. km 3+130, Blick nach E (22.11.2016) 52
Abb. 3-35 Ehle, Tarthun, Brücke Börnecker Weg, ca. km 3+130, Blick nach W (22.11.2016) 52

Abb. 3-36 linksseitiger Einlauf unterhalb Brücke Börnecker Weg, ca. km 3+120 (20.02.2018) 52
Abb. 3-37 Ehle, Tarthun, km 3+530, Blick nach N (19.04.2018) 52
Abb. 3-38 Ehle, Tarthun, ca. km 4+000, Blick nach W (25.08.2017) 53
Abb. 3-39 Mündung Windmoner Graben, km 4+040, (15.03.2018) 53
Abb. 3-40 Einmündung Goldbach, km 4+530, Blick nach S (25.08.2017) 53
Abb. 3-41 Einmündung Grabensystem bei km 6+230, Blick nach NW (25.08.2017) 53
Abb. 3-42 Ehle, unterhalb Egeln, ca. km 7+600, Blick auf Brückenbauwerk bei km 7+600 (06.02.2017) 54
Abb. 3-43 Ehle, unterhalb Egeln, ca. km 7+550, ehem. Eisenbahnbrücke (06.02.2017) 54
Abb. 3-44 Ehle, OL Egeln, Thomas-Müntzer-Straße, Blick nach SE (22.11.2016) 54
Abb. 3-45 Ehle, OL Egeln, Thomas-Müntzer-Straße, Blick nach NW (22.11.2016) 54
Abb. 3-46 Ehle, OL Egeln, Garagenkomplex Tarthuner Straße, Blick nach SE (22.11.2016) 54
Abb. 3-47 Ehle, OL Egeln, Garagenkomplex Tarthuner Straße, Blick nach NW (22.11.2016) 54
Abb. 3-48 Ehle, OL Egeln, Fußgängerbrücke unterhalb der Furt, Blick nach SE (22.11.2016) 55
Abb. 3-49 Ehle, OL Egeln, Fußgängerbrücke unterhalb der Furt, Blick nach NW (22.11.2016) Richtung Furt 55
Abb. 3-50 Ehle, OL Egeln, km 8+800, Furt Tarthuner Straße, Blick nach N (22.11.2016) 55
Abb. 3-51 Ehle, OL Egeln, Blick nach SE, Verkrautung (22.11.2016) 55
Abb. 3-52 Ehle, OL Egeln, Blick nach SE, Verkrautung (22.11.2016) 56
Abb. 3-53 Ehle, OL Egeln, Brücke Tarthuner Straße, Blick nach NW (22.11.2016) 56
Abb. 3-54 Brücke B81, km 9+880 (25.08.2017) 56
Abb. 3-55 linksseitiger Zufluss bei km 9+950 (14.09.2017) 56
Abb. 3-56 Ehle, km 11+300, ca. 280 m nach Zulauf Schäfergraben (22.11.2016) 57
Abb. 3-57 Ehle, km 11+500, ca. 100 m nach Zulauf Schäfergraben (22.11.2016) 57
Abb. 3-58 Mündung Schäfergraben (links) in die Ehle (rechts), km 11+600, 22.11.2016 57
Abb. 3-59 Mündung Schäfergraben (links) in die Ehle (rechts), km 11+600, 06.02.2017 57
Abb. 3-60 Ehle, E-lich OL Westeregeln, ca. km 11+800, Blick nach SSW (22.11.2016) 57
Abb. 3-61 Ehle, E-lich OL Westeregeln, ca. km 11+800, Blick nach SSW (06.11.2017) 57
Abb. 3-62 Ehle, Brücke „Bahnhofstraße“, ca. km 11+950, Blick nach N (22.11.2016) 58
Abb. 3-63 Ehle, Brücke „Bahnhofstraße“, ca. km 11+950, Blick nach N (22.11.2016) 58
Abb. 3-64 Ehle, Brücke „Plan / Am Sportplatz“, ca. km 12+860, Blick nach N (06.02.2017) 58
Abb. 3-65 Ehle, Brücke „Plan / Am Sportplatz“, ca. km 12+860, Blick nach S (06.02.2017) 58
Abb. 3-66 Ehle, Blick von Position km 13+330 (Brücke Lindenstraße/ L76) nach E in Richtung Sportplatz 58
Abb. 3-67 Ehle, Brücke Lindenstraße/ L76, ca. km 13+330, Blick nach N (06.02.2017), Verockerung 58
Abb. 3-68 Ehle (Röthegraben) nach Zulauf Ehle II, Durchlass ca. km 14+440, Blick gegen die Fließrichtung (W), von Links: Zulauf Ehle II 59
Abb. 3-69 Ehle (Röthegraben) nach Zulauf Ehle II, Durchlass ca. km 14+440, Blick in Fließrichtung (E), ... 59
Abb. 3-70 Mündung des Goldbach in die Ehle 60
Abb. 3-71 Mündung des Goldbach in die Ehle 60
Abb. 3-72 Mündung Schäfergraben in die Ehle, Blick von S nach N (22.11.2016) 60
Abb. 3-73 Mündung Schäfergraben in die Ehle, Blick von E nach W (25.08.2017) 60
Abb. 3-74 Schäfergraben, Blick nach W, gegen die Fließrichtung (22.11.2016) 61
Abb. 3-75 Blick auf L 76 von E nach W, Durchlass zu Schacht 61
Abb. 3-76 Durchlass/ Schachtbauwerk E-lich L 76/ Egelner Straße (06.02.2017) 61
Abb. 3-77 Durchlass W-lich L 76, Blick nach NW (12.11.2015) 61
Abb. 3-78 Blick über den Schwanenteich nach W (12.11.2015) 61
Abb. 3-79 Auszug Luftbild/ Flurkarte mit Eintragung der Abläufe 63

Abb. 3-80 Nördlicher Ablauf Schwanenteich, Blick von L76 nach W (06.02.2017), rechts im Bild: Sedimentauflage aus Beräumung 64
Abb. 3-81 Nördlicher Ablauf Schwanenteich, Blick nach E zur L76 (22.11.2016) 64
Abb. 3-82 Nördlicher Ablauf Schwanenteich, Blick nach E; Bildmitte: Fotostandort der Fotos 3-42 und 3-45 64
Abb. 3-83 Durchlass (im vorherigen Bild markiert), Blick nach W (22.11.2016) 64
Abb. 3-84 Nördlicher Ablauf Schwanenteich, Blick nach W (22.11.2016) 65
Abb. 3-85 Nördlicher Ablauf Schwanenteich, Blick nach E (22.11.2016) 65
Abb. 3-86 Blick entlang des Grabens an der L76 nach S (Pfeil: südlicher Ablauf Schwanenteich) 65
Abb. 3-87 südlicher Ablauf Schwanenteich, Einlauf in der Graben, Blick von der L 76 nach W 65
Abb. 3-88 Blick auf den Durchlass durch den Wall des Schwanenteichs. Pfeil: Schachtbauwerk; Rohre im Hintergrund: Notüberlauf 66
Abb. 3-89 Blick auf Durchlass durch den Wall von W (Teichseite, verlandet) 66
Abb. 3-90 Vergleichende Darstellung der Uferlinien des Schwanenteichs 66
Abb. 3-91 Ehle II an der Straße „Schacht 3“, Zulauf in straßenparallelen Graben aus Richtung Ziegelei 67
Abb. 3-92 Zulauf Ehle II zur Ehle (Röthegraben), ca. km 14+450 67
Abb. 3-93 Auszug aus dem Entwässerungsplan [K3] 68
Abb. 3-94 S-licher Auslass RW-Kanal in SW-lichen Graben 69
Abb. 3-95 N-licher Auslass RW-Kanal in den NW-lichen Graben 69
Abb. 3-96 Darstellung der Ehle mit Eintragung der Gewässerseite, von der aus die Unterhaltungsarbeiten erfolgen 71
Abb. 3-97 Gewässerabschnitt vor und nach der Unterhaltung (exemplarisch), OL Egeln, Klostersiedlung 72
Abb. 3-98 Gewässerabschnitt vor und nach der Unterhaltung (exemplarisch), OL Egeln 72
Abb. 3-99 Kraut- und Sedimentablage bei Unterhaltungsarbeiten (exemplarisch) 72
Abb. 3-100 Kraut- und Sedimentablage bei Unterhaltungsarbeiten (exemplarisch) 72
Abb. 3-101 Kraut- und Sedimentablage bei Unterhaltungsarbeiten (exemplarisch) 72
Abb. 3-102 Kraut- und Sedimentablage bei Unterhaltungsarbeiten (exemplarisch) 72
Abb. 4-1 Allgemeine Strukturformel der polychlorierten Biphenyle, Quelle: [W1] 75
Abb. 4-2 Strukturformel der 6 Indikator-PCB (Leitkongenere nach Ballschmitter), aus [L27] 76
Abb. 4-3 Strukturformel der 12 dioxinähnlichen PCB, aus [L27] und [W1] 77
Abb. 4-4 Struktur der polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane, Quelle: [W1] 78
Abb. 4-5 Allgemeine Strukturformel der polychlorierten Naphthaline PCN, Quelle: [W1] 79
Abb. 5-1 Einsatz Schwerelot am PN-Punkt Schäfergraben 4 (06.04.2017) 94
Abb. 5-2 PN-Punkt Schäfergraben 4 (06.04.2017) 94
Abb. 5-3 Probenahmeposition Schäfergraben 6 94
Abb. 5-4 Probenahmeposition Ehle 6 94
Abb. 5-5 Probenahmeposition Ehle 5 94
Abb. 5-6 Probenahmeposition Ehle 2 94
Abb. 5-7 Probenahmeposition Ehle 3 97
Abb. 5-8 Probenahmeposition Boden Ehle 6 97
Abb. 5-9 Profil 6 - Nord 100
Abb. 5-10 Profil 8 - Süd 100
Abb. 5-11 Profil 9 – Nord, 15.08.2017 101
Abb. 5-12 Profil 8 - Süd 101
Abb. 6-1 Schematische Darstellung der Probenahmepositionen Phase 1 104
Abb. 6-2 Schematische Darstellung der Probenahmepositionen Phase 2 105
Abb. 6-3 Darstellung der Probenahmepositionen Schäfergraben/ Schwanenteich 106
Abb. 6-4 PCB-Gehalte im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1 108

Abb. 6-5 PCB-Gehalte im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2 108
Abb. 6-6 Abfiltrierbare Stoffe im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2 109
Abb. 6-7 PCB-Kongenerenmuster im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1 109
Abb. 6-8 PCB-Kongenerenmuster im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2 110
Abb. 6-9 PCN-Gehalte im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1 111
Abb. 6-10 PCN-Gehalte im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2 111
Abb. 6-11 PCN-Kongenerenmuster im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1 112
Abb. 6-12 PCN-Kongenerenmuster im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2 112
Abb. 6-13 Leitfähigkeit im Wasser, Schäfergraben, Phase 1 113
Abb. 6-14 Leitfähigkeit im Wasser, Schäfergraben, Phase 2 113
Abb. 6-15 PAK-Gehalte im Wasser, Schäfergraben, Phase 1 114
Abb. 6-16 PAK-Gehalte im Wasser, Schäfergraben, Phase 2 114
Abb. 6-17 Trockenrückstand und Anteil der Feinfraktion < 63 µm im Sediment, Phase 1 117
Abb. 6-18 Trockenrückstand und Anteil der Feinfraktion < 63 µm im Sediment, Phase 2 117
Abb. 6-19 PCB-Gehalte im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1 119
Abb. 6-20 PCB-Gehalte im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2 119
Abb. 6-21 PCB-Kongenerenverteilung im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1 120
Abb. 6-22 PCB- Kongenerenverteilung im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2 121
Abb. 6-23 PCN-Gehalte im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1 122
Abb. 6-24 PCN-Gehalte im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2 122
Abb. 6-25 PCN- Kongenerenverteilung im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1 123
Abb. 6-26 PCN- Kongenerenverteilung im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2 123
Abb. 6-27 PAK-Gehalte im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1 124
Abb. 6-28 PAK-Gehalte im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2 125
Abb. 6-29 Kohlenwasserstoffgehalte im Feinsediment, Phase 1 125
Abb. 6-30 Metallgehalte im Feinsediment, Quotient von Messwert und OSW 126
Abb. 6-31 Darstellung der Probenahmepositionen Ehle 127
Abb. 6-32 PCB-Gehalte im Wasser, Ehle, Phase 1 129
Abb. 6-33 PCB-Gehalte im Wasser, Schäfergraben und Ehle, Phase 2 130
Abb. 6-34 Ehle, Unterlauf, ca. km 4+150 steile Böschungen/ starke Eintiefung des Gerinnes (12.10.2017) 130
Abb. 6-35 Ehle, ca. km 4+050, Nähe Windmoner Graben (12.10.2017) 130
Abb. 6-36 AFS, Ehle, Phase 2 131
Abb. 6-37 PCB-Kongenerenmuster im Wasser, Ehle, Phase 1 131
Abb. 6-38 PCB-Kongenerenmuster im Wasser, Ehle, Phase 2 132
Abb. 6-39 Vergleich der PCB-Gehalte im Wasser an identischen Messpunkten, Phase 1 und Phase 2 133
Abb. 6-40 Vergleich der PCB-Kongenerenverteilung im Wasser an identischen Messpunkten, Phase 1 und Phase 2 134
Abb. 6-41 PCN-Gehalte im Wasser, Ehle, Phase 1 135
Abb. 6-42 PCN-Gehalte im Wasser,Ehle, Phase 2 135
Abb. 6-43 PCN-Kongenerenmuster im in der Ehle, Phase 1 136
Abb. 6-44 PCN-Kongenerenmuster im in der Ehle, Phase 2 136
Abb. 6-45 Vergleich der PCN-Gehalte im Wasser an identischen Messpunkten, Phase 1 und Phase 2 137
Abb. 6-46 Leitfähigkeit, Ehle, Phase 1 138
Abb. 6-47 Leitfähigkeit im Wasser, Ehle, Phase 2 138
Abb. 6-48 PAK-Gehalte im Wasser, Ehle, Phase 1 139
Abb. 6-49 PAK-Gehalte im Wasser, Ehle, Phase 2 139

Abb. 6-50 Metallgehalte im Wasser, Ehle, Phase 1 140
Abb. 6-51 Sedimentmächtigkeit, Phase 2 142
Abb. 6-52 Trockenrückstand und Anteil der Feinfraktion < 63 µm im Sediment, Ehle, Phase 1 143
Abb. 6-53 Trockenrückstand und Anteil der Feinfraktion < 63 µm im Sediment, Ehle, Phase 2 143
Abb. 6-54 PCB-Gehalt im Sediment, Ehle, Phase 1 144
Abb. 6-55 PCB-Verteilung im Sediment, Ehle, Einzelproben, Phase 2 145
Abb. 6-56 PCB-Gehalte im Sediment, Ehle, gemittelte Mischproben, Phase 2 147
Abb. 6-57 PCB-Gehalte im Sediment, Ehle, gemittelte Mischproben (blau) sowie horizontierte Proben (grün), Phase 2 148
Abb. 6-58 PCB-Verteilung im Sediment, Ehle, Phase 1 149
Abb. 6-59 Vergleich der PCB-Kongenerenmuster an der Station 0+800 (IHU 2015 und GBA 2017) 149
Abb. 6-60 PCB-Verteilung im Sediment, Ehle, Einzelproben, Phase 2 150
Abb. 6-61 PCB-Verteilung im Sediment, Ehle, gemittelte Mischproben, Phase 2 150
Abb. 6-62 Vergleich der PCB-Gehalte im Sediment an identischen Messpunkten, Ehle, Phase 1 und Phase 2 (gemittelte Mischproben) 151
Abb. 6-63 Vergleich der PCB-Kongenerenverteilung im Sediment an identischen Messpunkten, Ehle, Phase 1 und Phase 2 (in Phase 2: gemittelte Mischproben) 152
Abb. 6-64 PCN-Gehalte im Sediment, Ehle, Phase 1 153
Abb. 6-65 PCN-Gehalte im Sediment (Einzelproben), Ehle, Phase 2 154
Abb. 6-66 PCN-Gehalt im Sediment (gemittelte Mischprobe), Ehle, Phase 2 154
Abb. 6-67 PCN-Kongenerenverteilung im Sediment, Ehle, Phase 1 156
Abb. 6-68 PCN-Kongenerenverteilung im Sediment (Einzelproben), Ehle, Phase 2 156
Abb. 6-69 PCN-Kongenerenverteilung im Sediment (gemittelte Mischprobe), Ehle, Phase 2 157
Abb. 6-70 Vergleich der PCN-Gehalte im Sediment an identischen Messpunkten, Phase 1 und Phase 2 157
Abb. 6-71 Vergleich der PCN-Kongenerenverteilung im Sediment an identischen Messpunkten, Phase 1 und Phase 2 158
Abb. 6-72 Naphthalin-Gehalte im Sediment, Ehle, Phase 1 159
Abb. 6-73 Naphthalin-Gehalte im Sediment (Einzelproben), Ehle, Phase 2 159
Abb. 6-74 PAK-Gehalte im Feinsediment 160
Abb. 6-75 PAK-Gehalte im Sediment, Phase 2 160
Abb. 6-76 Kohlenwasserstoffgehalte im Feinsediment, Phase 1 161
Abb. 6-77 Metallgehalte im Feinsediment, Quotient von Messwert und OSW 161
Abb. 6-78 Darstellung der Probenahmepositionen Bode 162
Abb. 6-79 Probennahmetermine mit Bezug zum Durchfluss (Pegel Staßfurt) 164
Abb. 6-80 PCB-Befunde im Sediment, Bode, Phase 1 165
Abb. 6-81 PCB-Befunde im Sediment, Bode, Phase 2 166
Abb. 6-82 Vergleich der PCN-Befunde an den Positionen Bode 1 und Bode 2 (Phase 1) 167
Abb. 6-83 PCB-Befunde an den Positionen Bode 201 bis Bode 205 (Phase 2) 167
Abb. 6-84 Position der Sedimentkästen in der Bode [E10] 168
Abb. 6-85 PCB-Gehalte, Schwebstoffproben untere Bode, 09.2016 sowie 04. und 06. 2017 170
Abb. 6-86 PCB-Kongenerenmuster, Schwebstoffproben Untere Bode, Juni 2017 170
Abb. 6-87 PCN-Gehalte, Schwebstoffproben untere Bode, 09.2016 sowie 04. und 06. 2017 171
Abb. 6-88 PCN-Kongenerenmuster, Schwebstoffproben Untere Bode, Juni 2017 172
Abb. 6-89 PCN-Vergleich Gesamtprobe und Feinfraktion Phase 2 175
Abb. 6-90 PCB-Gehalt in Bodenproben (Feinfraktion < 2 mm, Probentiefe 0-2 cm) 176
Abb. 6-91 PCB-Gehalt in Sedimentproben, PN-Position Bodenproben 176
Abb. 6-92 PCB-Gehalte in Bodenproben, OK Böschungen Ehle, Phase 2 (Probentiefe 0-30 bzw. 0-10 cm) 177

Abb. 6-93 PCB-Gehalte in Bodenproben, OK Böschungen Ehle, Phase 2 178
Abb. 6-94 PCB-Kongenerenmuster (Bodenproben, Fraktion < 2 mm) 179
Abb. 6-95 PCB-Kongenerenmuster (Feinsediment), PN-Position Bodenproben 179
Abb. 6-96 PCB-Kongenerenmuster in Bodenproben, OK Böschungen Ehle, Phase 2 180
Abb. 6-97 PCN-Gehalte in Bodenproben (Feinfraktion < 2 mm) 180
Abb. 6-98 PCN-Gehalte in Sedimentproben, PN-Position Bodenproben 181
Abb. 6-99 PCN-Gehalte im Boden (Fraktion < 2 mm), Phase 2 181
Abb. 6-100 PCN-Gehalte im Boden (Fraktion < 2 mm), Phase 2 182
Abb. 6-101 PCN-Kongenerenmuster (Bodenproben, Fraktion < 2 mm), Phase 1 182
Abb. 6-102 PCB-Kongenerenmuster (Feinsediment), PN-Position Bodenproben 183
Abb. 6-103 PCN-Kongenerenmuster (Bodenproben, Fraktion < 2 mm), Phase 2 183
Abb. 6-104 PCN-Kongenerenmuster (Bodenproben, Fraktion < 2 mm), Phase 2 184
Abb. 7-1 Durchflussmessungen an RW-Auslässen in den nördlichen und südlichen Graben (oberhalb Schwanenteich) nach [U25] 190
Abb. 7-2 Schwebstofffracht, Ehle, Phase 2 197
Abb. 7-3 Σ PCB7- und PCN-Frachten Schäfergraben, Phase 1 197
Abb. 7-4 Σ PCB7- und PCN-Frachten Schäfergraben, Phase 2 198
Abb. 7-5 Σ PCB7- und PCN-Frachten Ehle, Phase 1 200
Abb. 7-6 Σ PCB7- und PCN-Frachten Ehle, Phase 2 200
Abb. 7-7 schematische Darstellung der rezenten Quellen und Senken sowie Systemgrenzen 205
Abb. 7-8 schematische Darstellung des Transfers Boden-Mensch nach [L12] 209
Abb. 8-1 Luftbild 1953 220
Abb. 8-2 Luftbild 1969 220
Abb. 8-3 Auszug Luftbild 1953, erkennbare Vernässung 220
Abb. 8-4 Lage und Verlauf des Ehle-Umfluters nach TK 221
Abb. 8-5 Luftbild 1945 221
Abb. 8-6 Luftbild 1969, Nassauskiesung 221
Abb. 8-7 Laufverschwenkung der Ehle am Brückenbauwerk B 81 222
Abb. 8-8 Laufbegradigung Schäfergraben 222
Abb. 8-9 Bodenhaufwerke, Aufbringen auf Ackerflächen (auf eine durchwurzelbare Bodenschicht) an der Ehle 222
Abb. 8-10 Luftbild vom 15.09.2016, Aufbringen Bodenhaufwerke nördlich der Straße Egeln-Tarthun 222

Abkürzungsverzeichnis

A_E	Einzugsgebietsfläche
AG	Auftraggeber
ALFF	Amt für Landwirtschaft, Flurneuordnung und Forsten
AFS	abfiltrierbare Stoffe
ALVF	Altlastverdachtsfläche
AN	Auftragnehmer
AOX	Adsorbierbarer organisch gebundene Halogene (Summe der an Aktivkohle adsorbierten Halogene)
ATKIS	Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem
BaP	Benzo-a-pyren
BG	Bestimmungsgrenze
CN	Chlornaphthalin
DepV	Deponieverordnung
E	Ehle (Abkürzung, verwendet in Tabellen und Grafiken)
EOX	Extrahierbare organisch gebundene Halogene (Summe der mit einem nichtwässrigen Lösungsmittel wie n-Hexan extrahierbaren Halogene)
GAVO	Gefahrenabwehrverordnung
GEK	Gewässerentwicklungskonzept
GFA	Gefährdungsabschätzung
GLD	Gewässerkundlicher Landesdienst
IAA	Industrielle Absetzanlage
JD-UQN	Jahresdurchschnitts-UQN (Die Einhaltung der Umweltqualitätsnormen, gekennzeichnet als JD-UQN, ist anhand des Jahresdurchschnittswertes nach Maßgabe der Anlage 9 Nummer 3.2.2 der OGewV zu überprüfen.
LAF	Landesanstalt für Altlastenfreistellung des Landes Sachsen-Anhalt
LAGA	Länderarbeitsgruppe Abfall
LAU	Landesamt für Umweltschutz
LB	Leistungsbeschreibung
LHW	Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt
LLG	Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau
LV	Leistungsverzeichnis
LVwA	Landesverwaltungsamt Sachsen-Anhalt
MULE	Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Energie
OGewV	Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer, Oberflächengewässerverordnung
OL	Ortslage
OS	Originalsubstanz
OSW	Oberer Schwellenwert (vgl. AG Schadstoffe der FGG Elbe, [L24], [L26])
PAK	Polyzyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
Σ PCB	Gesamtsumme der PCB, wenn nicht anders spezifiziert: $5 \times \Sigma$ PCB_6
PCB_6	PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-138, PCB-153 und PCB-180
Σ PCB_6	Summe der Konzentration der Kongeneren PCB_6
PCB_7	PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153 und PCB-180
Σ PCB_7	Summe der Konzentration der Kongeneren PCB_7

dl-PCB dioxinähnliche PCB, coplanare PCB, PCB-77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189

PCDD Polychlorierte Dibenzodioxine

PCDF Polychlorierte Dibenzofurane

PCDD/F Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane

PCN Polychlorierte Chlornaphthaline

SG Schäfergraben (Abkürzung, verwendet in Tabellen und Grafiken)

TEF Toxizitätsfaktor

TEQ Toxizitätsäquivalent

TM Trockenmasse

TS Trockensubstanz

UBB Bodenschutzbehörde

UHV Unterhaltungsverband Untere Bode

UQN Umweltqualitätsnorm (vgl. OGewV 2016 [G12])

USW Unterer Schwellenwert (vgl. AG Schadstoffe der FGG Elbe, [L24], [L26])

UWS Untere Wasserbehörde

VO Verordnung

VU Vergabeunterlagen, Vergabe- und Vertragsunterlagen

WAZV Wasser- und Abwasserverband Bode-Wipper

WRRL Wasserrahmenrichtlinie

ZHK-UQN zulässige Höchskonzentrations-UQN (Die Umweltqualitätsnormen, gekennzeichnet als ZHK-UQN, sind anhand der zulässigen Höchstkonzentration nach Maßgabe der Anlage 9 Nummer 3.2.1 zu überprüfen. Im Übrigen gilt Anlage 9 Nummer 3.1 und 3.3. der OGewV).

Hinweise zur Gewässerbezeichnung

Im Bericht werden die Gewässer gemäß amtlichem topographisch-kartographischeen Informationssystem (ATKIS) benannt. Danach werden die Gewässer von der Mündung an einheitlich bezeichnet. Diese Benennung entspricht nicht in jedem Fall der ortsüblichen Benennung der Gewässer, bei der die Benennung eines Gewässers in Abschnitten wechseln kann.

Für das Verständnis der Ausführungen wesentliche Gewässer sind in den Anlagen 1.1 und 1.2 dargestellt und bezeichnet. Ortsüblich abweichende Bezeichungen der relevanten Gewässer (z.B. zu finden in älteren/ historischen Karten bzw. in älteren Dokumenten) sind:

Abweichende ortsübliche Benennungen der untersuchten Gewässer

Benennung nach ATKIS	**z.T. abweichende ortsübliche benennung**
Ehle	von der Mündung in die Bode (km 0+000) bis zur Mündung des VEG-Grabens (ca. km 6+230): Ehle
	von der Mündung des VEG-Grabens (ca. km 6+230) bis zur Mündung des Schäfergrabens (km 11+): Schäfergraben
	von der Mündung des Schäfergrabens bis zur Mündung der Ehle II (km 14+450): Röthegraben, Alte Bode
	oberhalb der Mündung Ehle II (bei km 14+450): Ehle
Schäfergraben	Beintalgraben [S1], auch (heute geläufiger) Beintalgraben
Schwanenteich	Kalimagteich
südlicher Zulauf zum Teich	Zulaufgraben zum See, Baintalgraben, Beintalgraben
nördlicher Zulauf zum Teich	Stichgraben zum Zulaufgraben zum See

1 Veranlassung, Aufgabenstellung

1.1 Veranlassung

Vom GLD des LHW ausgeführten Untersuchungen von Wasserproben aus der Ehle zeigten z.T. nicht unerhebliche Überschreitungen der UQN für polychlorierte Biphenyle PCB[1]. Die Ursachen der anhaltenden UQN-Überschreitungen in Wasserproben wurden im Bereich Westeregeln verortet [E1].

Im Zusammenhang mit der Planung wasserbaulicher Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL-Maßnahme „Wiederherstellung eines natürlichen Gewässerlaufes der Ehle von der Quelle bei Hadmersleben bis zur Mündung in die Bode“ [E2] erfolgten im Jahr 2015 Untersuchungen der Sedimentmächtigkeit/der Schlammauflage in der Ehle, einschließlich analytischer Untersuchungen der Sedimente. Die beginnend von der Mündung der Ehle in die Bode (km 0+000) im Unterlauf bis zu km 1+600 entnommenen 6 Sedimentproben zeigten auffällige / erhöhte PCB-Befunde von bis zu 50 mg/kg Σ PCB_7. Die Beseitigung dieser Sedimente/ Schlammauflage ist sowohl zur Herstellung eines ökologischen Zustands als auch aus wasserbaulichen Gründen erforderlich.

Mit weiteren Untersuchungen sollen die möglichen Verursacher/ Quellen präzisiert und daneben Grundlagen für eine Maßnahmenentwicklung zur Erreichung eines guten ökologischen Potentials der Ehle geschaffen werden. Hierfür wurde zwischen den zuständigen Institutionen die Ausführung folgender Untersuchungen abgestimmt:

- Teilprojekt Quellenerkundung Westeregeln (nicht Gegenstand dieses Berichtes)
  Prüfung auf vorhandene Schadstoffpotenziale und mögliche Schadstofftransportwege in Oberflächengewässer: Untersuchung in den dem Schwanenteich zulaufenden Gräben, dem Regenwassersystem des „Solvay-Gewerbeparks“ sowie den umliegenden Altlastenverdachtsflächen (u.a. Teilflächen der ehem. Alkaliwerke Westeregeln, ALVF 13260 Deponie Industrieabwasser).

- Teilprojekt Ehle (Gegenstand dieses Berichtes)
  Untersuchung im Schwanenteich, im Schäfergraben sowie in der Ehle (von der Einmündung Schäfergraben bis zur Mündung der Ehle in die Bode) und der Bode.
  Die Erkundung in der Ehle beinhaltet eine detaillierte Bestimmung des PCB belasteten Schlamminventars und eine Abgrenzung von belasteten Gewässerabschnitten. Die möglichen Eintragsbereiche/ Quellen von Schadstoffen sollen identifiziert und dokumentieren werden (u.a. PCB-Fingerprints). Die Auswirkungen der Schadstoffbelastung der Ehle auf die Bode sind zu beurteilen.

Für die Untersuchungen nach Anstrich 1 wurde durch LAF ein Untersuchungskonzept [U21] erstellt und mit LVwA/LHW abgestimmt. Für die Untersuchungen nach Anstrich 2 wurde durch LVwA/LHW ein Untersuchungskonzept erstellt und mit LAF abgestimmt. Die Aufgaben des LVwA/LHW wurden nach [G6] zum 01.01.2016 im Rahmen der Bearbeitung „altlastenbedingter Gewässerschäden“ durch LAF übernommen. Für die Untersuchungen nach Anstrich 2 ist damit die LAF zuständig.

Die LAF Landesanstalt für Altlastenfreistellung hat die G.U.T. mbH Merseburg mit Vertrag vom 28.12.2016/ 02.01.2017 [A4] mit den Ingenieurleistungen im Teilprojekt „Ehle“ beauftragt. Grundlagen waren die Aufgabenbeschreibung der LAF [A2] sowie das Angebot der G.U.T. vom 28.11.2016 [A3].

---

1 Da abhängig von der Anzahl und der Position der Chloratome im Molekül insgesamt 209 PCB-Kongenere existieren, werden in der Regel lediglich ausgewählte, so genannte Indikator-PCB (PCB -28, -52, -101,-138, -153 und -180, ggf. inkl. PCB-118) identifiziert und quantifiziert und deren Summe (Σ PCB_6 bzw. Σ PCB_7) angegeben. Die UQN für die einzelnen PCB-Kongeneren der Indikator-PCB beträgt 0,0005 µg/l bzw. 0,5 ng/l. Mit Projektstart wurde der Untersuchungsumfang nach OGewV 2011 festgelegt (Untersuchung einschließlich PCB-118 und Angabe der Σ PCB_7). Wenngleich nach OGewV 2016 als Indikator-PCB ausschließlich die PCB_6 zu untersuchen sind, erfolgen alle Angaben zum Gewässer – wenn nicht explizit anders ausgewiesen - durchgängig als Σ PCB_7. Die Beurteilung der entlang der Ehle entstandenen schädlichen Bodenveränderungen bezieht sich abweichend davon i.d.R. auf die Σ PCB_6. Auf andere Bezüge (z.B. Gesamt-PCB für die abfallrechtliche Beurteilung gemäß POP-VO) wird im Einzelfall hingewiesen.

1.2 Aufgabenstellung

Durch die Untersuchung des Vorflutersystems Schwanenteich, Schäfergraben, Ehle und Bode (vor und nach der Mündung der Ehle in die Bode) soll nachgewiesen werden, welche Quellen (Teilflächen) – bezogen auf das o.g. Einzugsgebiet: welche Zuläufe – für den Eintrag von flussgebietsspezifischen Schadstoffen bzw. der Stoffe des chemischen Zustands (nach [A2] PCB, PAK, MKW und Schwermetalle, nach [U21] zusätzlich auch PCN[2], dl-PCB und PCDD/ PCDF) maßgeblich sind und welche Wirkungen diese Belastungen auf die unterhalb liegenden Gewässer Bode und Saale haben.

Hierfür waren in einer **Phase 1** zunächst Wasser- und Sedimentproben (vorzugsweise im Bereich von Zuflüssen) zu entnehmen und zu untersuchen. Ziel dieser Untersuchungen war u.a. der Nachweis der Herkunft der im Unterlauf in den Sedimenten akkumulierten PCB. Dieser Nachweis erfolgte durch Untersuchung von Sediment- und Wasserproben in der Ehle und relevanten Zuläufen (z.B. Schwanenteich und Schäfergraben/ Beintalgraben)

- zur Identifizierung von Gewässerabschnitten mit Schadstoffeintrag; Nachweis der Durchgängigkeit der PCB-Belastung mit rückführbarer Kongenerenverteilung (Fingerprint) von den mit einer Quelle im Zusammenhang stehenden Zuläufen bis zum Unterlauf der Ehle und
- zum Ausschluss des Zustroms von Schadstoffen (PCB) von anderen, nicht mit der maßgeblichen Quelle in Zusammenhang stehenden Zuflüssen.

Neben den PCB sollten gemäß [A2] und [U21] auch die Belastungen der Sedimente mit PAK, MKW, Schwermetallen, PCN, sowie (stichprobenartig) dl-PCB und PCDD/PCDF und der Schadstofftransport (Wasser bzw. Schwebstoffe) untersucht werden.

Das hierfür angemessene Untersuchungsprogramm (stichprobenartige, orientierende Erkundung, Phase 1) wurde, angelehnt an den mit der Aufgabenstellung [A2] vorgegebenen Untersuchungsrahmen, in einem Arbeitsplan konkretisiert [A7]. Das Untersuchungsprogramm wird in Abschnitt 5 dieses Berichtes zusammengefasst.

In der **Phase 2** waren die Voraussetzungen für die Bewertung der Schadstoffverlagerung in die Bode sowie die Ableitung von Handlungsempfehlungen / Maßnahmen zur Zielerreichung gemäß WRRL zu schaffen. „*Kann die Ehle eine relevante Belastung in der Bode hervorrufen und wenn ja, ist die Belastung in der Ehle alleine schon so groß, dass sie das Erreichen eines ökologisch guten Potentials und eines guten chemischen Zustandes in der Bode verhindert oder wird dies erst durch die Addition/ das Zusammenspiel der Belastungen von Ehle und Bode bewirkt?*“ [A2].

Ergänzend waren hierfür gemäß [A2] weitere Untersuchungen an Sediment- und Wasserproben und Aufnahmen von Querprofilen vorgesehen. Weiterhin sollte die Untersuchung der Sedimentverlagerung (nach [A2] eventuell auch durch Sedimentkästen[3]) erfolgen. Die hier relevanten Schadstoffe, insbesondere die PCB (weniger die PCN), werden überwiegend an Partikel (in der Atmosphäre an Staub, im Gewässer an Schwebstoffen) gebunden verlagert. Das Schadstoffpotenzial aus Feinsedimentablagerungen (Schadstoffsenken) kann z.B. durch Starkregen- oder Hochwasserereignisse mobilisiert werden und über einen Transport der sedimentbürtigen Schwebstoffe zu einem erheblichen Anstieg der Schadstoffbelastung in der Wasserphase und zur Erhöhung der Belastung im Unterlauf führen. Sedimentablagerungen sind damit sowohl Schadstoffquelle und –senke, Schwebstoffe sind Transportmedium partikulär gebundener Schadstoffe (wie PCB, PAK und zum Teil PCN).

Die Ergebnisse der Phasen 1 und 2 werden entsprechend Aufgabenstellung [A2] in dem hier vorliegenden Bericht dokumentiert und beurteilt.

---

2 In der OGewV 2011 [G11] in Anlage 5 (Nr. 19 und 20) als flussgebietstypischer Schadstoff geführt.

3 Mit den Sedimentationskästen werden primär die Schwebstoffe in der Wasserphase erfasst, also die Verlagerung der an sedimentbürtige Schwebstoffe gebundenen Schadstoffe im Fließgewässer untersucht. Zu diesen gehören die PCB, PCN und PCDD/ PCDF. Die parallele Ermittlung der Schwebstoffbelastung und –menge (abfiltrierbaren Stoffe) und des Durchflusses gestattet eine Frachtberechnung (Verlagerung sedimentbürtiger Schwebstoffe).

In Phase 1 und 2 wurde orientierend auch untersucht, ob und in welcher Größenordnung durch die bei der Gewässerunterhaltung erfolgte Verlagerung schadstoffbelasteter Sedimente auf die Böschungen und in den Gewässerrandstreifen bzw. auf angrenzende landwirtschaftlich genutzte Flächen Bodenbelastungen (schädliche Bodenveränderungen) entstanden sind. Die dabei auf unmittelbar an die Ehle angrenzenden Flächen nachgewiesenen, zum Teil erheblichen Schadstoffbelastungen des Bodens waren Anlass für eine Erweiterung der Untersuchungen auf angrenzende Flächen (Haus- und Kleingärten sowie landwirtschaftlich genutzter Flächen), teilweise auf Grundwasser (Haus- und Gartenbrunnen), hier als **Phase 3** bezeichnet.

Die Untergliederung in Projektphasen ist in der folgenden Tabelle schematisch dargestellt:

Tab. 1-1 Einordnung der Untersuchungen in die Phasen 1 bis 3 des Projektes

Phase	**1**	**2**	**3**	
Untersuchung von			**3.1**	**3.2**
Wasser (Schäfergraben, Ehle und Bode)	×	×		
Sediment (Schäfergraben,Ehle und Bode)	×	×		
Schwebstoff (Untere Bode und Saale)		×		
Boden (Böschungen von Schäfergraben und Ehle)	**(×)**	×	×	×
Boden (landwirtschaftliche Nutzflächen an Schäfergraben und Ehle)		×	×	×
Boden (Haus- und Kleingärten an Schäfergraben und Ehle)			×	×

(×) exemplarische Untersuchung

Die Bodenuntersuchungen aus Phase 2 sowie die weiteren Untersuchungen der Phase 3 werden aus berichtssystematischen Gründen in weiteren Teilberichten wie folgt dokumentiert und beurteilt:

- Humantoxikologische Beurteilung von PCB und PCN in Böschungen, Böden und Pflanzen entlang der Ehle [A14] (→ Bericht 1)
  Mit diesem Bericht erfolgt die gutachterliche Beurteilung der humantoxikologischen Relevanz der in Phase 2 festgestellten Bodenbelastungen Ehle-naher Flächen.
- Untersuchung der Schadstoffbelastung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen entlang des Vorflutersystems Schäfergraben/ Beintalgraben – Ehle, Phase 3, (→Bericht 2)
  In diesem Bericht erfolgt die Dokumentation der Untersuchung auf Querprofilen entlang des Vorflutersystems Schäfergraben – Ehle. Diese Untersuchungen werden voraussichtlich erst im Dezember 2018 abgeschlossen. Die bis zum 14.09.2018 (Rev. 0) vorliegenden Befunde wurden bei der in dem hier vorliegenden Bericht dokumentierten Beurteilung einbezogen.
- Untersuchung der Schadstoffbelastungen in Haus- und Kleingärten der OL Westeregeln und Egeln, Phase 3 [A12] (→Bericht 3).
  In diesen Berichten erfolgt die Dokumentation der Untersuchung von insgesamt 35 Haus- und Kleingärten (44 Teilflächen) sowie 14 Hausbrunnen auf Ehle-typische Schadstoffe. Die Kurzberichte wurden den Betroffenen (den Grundstückseigentümern/ Nutzern der untersuchten Haus- und Kleingärten bzw. Haus- und Gartenbrunnen) übergeben.

In der hier vorliegenden Dokumentation werden in Abschnitt 6 die Befunde soweit detailliert dargestellt, wie diese das Gewässer Ehle (Wasser, Sediment sowie Boden der Böschungen) selbst betreffen. Aus u.a. datenschutzrechtlichen Gründen erfolgt keine Darstellung der Befunde in Haus- und Kleingärten; die Befunde der Untersuchung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen werden soweit beschrieben, wie dies für die weitere Beurteilung der Ehle (der Wirkung der Ehle auf diese Flächen sowie die Beeinflussung der Ehle durch diese Flächen) erforderlich ist.

In der Diskussion (Abschnitt 6, speziell 6.5 und 6.6) sowie der Maßnahmeableitung (Abschnitte 8 und 9) werden die Ergebnisse der vorgenannten Berichte in Bezug genommen und zusammenfassend mit der Beurteilung der Gewässerbelastung verknüpft.

1.3 Projektverlauf

Entsprechend der Aufgabenstellung [A2] war zunächst ein Arbeitsplan vorzulegen. Der mit Arbeitsplan vom 20.02.2017 in der Fassung vom 10.03.2017 [A7] konkretisierte Untersuchungsumfang, speziell die Positionierung der Probenahmepunkte Phase 1, basierte i.W. auf der Auswertung der vorliegenden Unterlagen (zitiert in den Abschnitten 2.1 bis 2.6), speziell [A2], [U21] und [E4] sowie den Ergebnissen der Begehungen von Schäfergraben, Schwanenteich und Ehle vom 22.11.2016 und 06.02.2017.

Der Arbeitsplan in der überarbeiteten Fassung vom 10.03.2017 [A7] wurde von LAF mit Schreiben vom 22.03.2017 [A17] bestätigt und war damit Grundlage für die Ausführung der technischen Arbeiten der Phase 1. Die analytischen Leistungen wurden von LAF auf Grundlage der abgestimmten Vergabeunterlagen [A6] parallel beauftragt. Auftragnehmer für die analytischen Untersuchungen der Wasser-, Sediment- und Bodenproben war die GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH aus Pinneberg.

Die Untersuchungen der Phase 1 wurden im April 2017 ausgeführt; die Ergebnisse der analytischen Untersuchungen der in Phase 1 entnommenen Wasser-, Sediment- und Bodenproben lagen am 14.06.2017 vollständig vor.

Mit dem Zwischenbericht zur Phase 1 in (Entwurf vom 12.06.2017, überarbeitete Fassung Rev. 2 vom 29.09.2017 ([A11]) wurden die Ergebnisse der Untersuchungen aus Phase 1 dokumentiert und kurz bewertet sowie weitere Untersuchungen (Phase 2) zur Beseitigung der ausgewiesenen Kenntnisdefizite (soweit diese das zu betrachtende System Schäfergraben/ Ehle betrafen) empfohlen.

Die Ergebnisse der Phase 1 sowie Empfehlungen für weitere Untersuchungen in Phase 2 wurden auf Basis des Berichtsentwurfes vom 12.06.2017 bzgl. der Sachverhaltsdarstellung und –bewertung im Fachgespräch vom 19.06.2017 in Auszügen vorgestellt und diskutiert ([A9], [A10]). Die nach den Hinweisen erforderliche Ergänzung erfolgte mit Vorlage der Rev. 0 des Berichtes am 31.07.2017 (LAF überlassen am 01.08.2017). Die dazu von LAF erneut gegebenen Hinweise wurden in der überarbeiteten Berichtsfassung (Rev. 1), die Hinweise LHW in der Rev. 2 [A11] berücksichtigt.

Die Entnahme der Wasser- und Sedimentproben der Phase 2 erfolgte im Zeitraum 10.10.2017 bis 11.11.2017; die Entnahme der Bodenproben (Phase 2) erfolgte im Zeitraum 14.09. bis 10.11.2017. Die Entnahme von Pflanzenproben erfolgte vorgezogen am 15.08. und 14.09.2017.

Die Ergebnisse der analytischen Untersuchungen der in Phase 2 entnommenen Wasser-, Sediment- sowie Pflanzen- und Bodenproben lagen am 21.12.2017 vollständig vor.

In Phase 2 erfolgte die Umsetzung der in [A11] abgeleiteten Untersuchungen. Dabei erfolgte insbesondere auch die Untersuchung der Bodenbelastung mit dem Ziel der Gefährdungsabschätzung für die Expositionspfade Boden – Mensch (Direktpfad) sowie Boden – Nutzpflanze – Mensch (Nahrungskette). Hierfür wurde Herr Dr. Rippen mit der Erstellung eines Berichts zur humantoxikologischen Beurteilung (Bericht 1, [A14]) beauftragt.

Die veranlasste humantoxikologische Beurteilung der PCB- und PCN-Belastung von Bodenproben entlang der Ehle (Bericht 1) wurde im Entwurf am 07.01.2018 vorgelegt. Die dazu gegebenen gutachterlichen Beurteilungen waren Anlass für diverse behördliche Abstimmungen, eine umfassende Information der Betroffenen sowie weitere Untersuchungen (Phase 3) sowohl zur Verdichtung der in Phase 2 ausgeführten Untersuchungen landwirtschaftlich genutzter Flächen auf Querprofilen zu Ehle als auch zur Untersuchung von Haus- und Kleingärten entlang der Gewässer Schäfergraben und Ehle.

Zur Koordinierung insbesondere des behördlichen Handelns zwischen der LAF (zuständig für „*altlastenbedingte Sanierungen von Böden und Wasserkörpern, die zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie notwendig sind*“), dem Salzlandkreis (örtlich zuständige untere Wasserbehörde, Bodenschutzbehörde, Verbraucherschutzbehörde), der Verbandsgemeinde Egelner Mulde sowie ALFF, LLG, LVwA, MULE und LAU wurde ein Gremium (Task-Force Ehle) etabliert. Die Untersuchungen des Bodens insbesondere auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, in

Haus- und Kleingärten sowie des Grundwassers in Haus- und Gartenbrunnen und gewerblich genutzten Brunnen wurden in diesem Gremium und damit zwischen Auftraggeber, Auftragnehmer und zuständiger Behörde abgestimmt, die Ergebnisse jeweils zeitnah vorgestellt, beurteilt und erforderliche weitere Schritte abgeleitet.

Die im Gutachten Dr. Rippen [A14] abgeleiteten Empfehlungen für Sofortmaßnahmen sowie weitere Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen wurden umgesetzt. Dazu zählen die Information der Betroffenen, die Untersagung der Nutzung von Wasser aus der Ehle, die Sperrung der Böschungsbereiche und der Flutrinne in der OL Egeln sowie die Veranlassung weiterer Untersuchungen sowohl der Schadstoffbelastung des Bodens in Haus- und Kleingärten und auf landwirtschaftlich genutzten Flächen als auch der Expositionspfade (Staub- und Gasmessungen). Die Untersuchungen waren zum Teil als Phase 3 Bestandteil dieses Projektes.

Die weiteren Beprobungen (Phase 3.1) erfolgten im Zeitraum 25.01.2018 bis 08.05.2018. Die analytischen Befunde der Untersuchungsetappe Phase 3.1 lagen am 22.05.2018 vollständig vor. Ungeachtet der weiteren Untersuchungen (Phase 3.2, Boden, vgl. Tab. 1-1) erfolgte die Dokumentation und Auswertung der Untersuchungsergebnisse.

Der vorliegende Bericht wurde zum 16.07.2018 als Entwurf vorgelegt, welcher zum Stand 30.07.2018 (Entwurf 2) ergänzt wurde. Nach umfassender Diskussion der Sachverhaltsdartstellung und der vorgenommenen Beurteilungen sowie Ergänzung der Zusammenfassung (Abschnitt 10) wurde der Bericht mit Datum 14.09.2018 als Rev. 0 veröffentlicht. Weitere Hinweise und Diskussionen sowie in diesem Zusammenhang vorzunehmende Präzisierungen der gutachterlichen Aussagen führten zur Berichtsfassung Rev. 1 (Stand 18.10.2018). Diese Berichtsfassung wurde durch den Auftraggeber LAF an verschiedene fachlich Beteiligte mit der Bitte um Prüfung und Stellungnahme übergeben.

Zum Bericht (Rev. 1, Stand 18.10.2018) lagen mit Stichtag 28.11.2018 fachtechnische Stellungnahmen des Salzlandkreises (FD Natur und Umwelt), des LAU (FG Bodenschutz/ Altlasten) sowie des LHW (SB gewässerkunde, SG Chemie) vor. Die in diesen Stellungnahmen gegebenen fachlichen und überwiegend redaktionellen Hinweise wurden für die Erstellung des Berichtes in der hier vorliegenden Fassung Rev. 2 berücksichtigt.

2 Unterlagen

2.1 Unterlagen zum Auftrag

[A1] Angebotsaufforderung der LAF vom 11.11.2016.

[A2] Vergabeunterlagen/ Aufgabenbeschreibung, Untersuchung und Bewertung altlastenbedingter Sedimentbelastungen in der Ehle (Bode), Rev. 20161102 LB Ehle_End_ LHW_AHC, überlassen mit [A1].

[A3] Angebot 3322 der G.U.T. mbH vom 29.11.2016.

[A4] Vertrag LAF/ G.U.T. vom 28.12.2016/ 02.01.2017.

[A5] Projektinformation Projekt Westeregeln, Teilprojekte Quellenerkundung und Ehle (Altlastenbedingte Sedimentbelastungen in der Ehle), LAF, 23.01.2017.

[A6] Vergabeunterlagen / Aufgabenbeschreibung; Altlastenbedingte Sedimentbelastung der Ehle, Analytik von wasser- und Sedimentproben; G.U.T. mbH; 01.02.2017.

[A7] Untersuchung und Bewertung altlastenbedingter Sedimentbelastungen in der Ehle, Arbeitsplan (Phase 1), Projekt Westeregeln, Teilprojekt Ehle, G.U.T. mbH, 20.02.2017, Rev.1, Stand 10.03.2017.

[A8] Protokoll der Beratung vom 06.04.2017 (Integrale Untersuchung und Bewertung der Schadstoffkontaminationen im Umfeld und im Verlauf der Ehle (Bode), LAF.

[A9] Folien/ Vortrag Untersuchungen, Ergebnisse und Bewertung Phase 1, G.U.T. mbH, Magdeburg, 19.06.2017.

[A10] Besprechungsprotokoll der Beratung vom 19.06.2017, LAF, Magdeburg, 03.07.2017.

[A11] Untersuchung und Bewertung altlastenbedingter Sedimentbelastungen in der Ehle, Untersuchungsbericht (Phase 1), G.U.T., Rev. 2, Stand 29.09.2017.

[A12] Kurzberichte zu Bodenbelastungen auf privaten Grundstücken, in Haus- und Kleingärten, Phase 3.1 und 3.2, diverse, G.U.T. mbH, Februar bis Mai 2018

[A13] Stellungnahme, Untersuchung der an die Ehle angrenzenden Flächen, Interpretation der Schadstoffbelastungen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, G.U.T. 12.06.2018

[A14] Dr. Gerd Rippen: Humantoxikologische Beurteilung Polychlorierter Biphenyle und Naphthaline in Böschungen, Böden und Pflanzen entlang der Ehle, Göttingen, Entwurf Januar 2018, ergänzte und überarbeiteten Fassung vom 02.07.2018

2.2 Erhaltene Auskünfte, Hinweise, Stellungnahmen

[A15] Auskunft WAZV Bode-Wipper (Zuarbeit WTE Betriebsgesellschaft mbH), Einleitstellen Regenwasser und Entlastungen Mischwasser in die Ehle, 22.02.2017

[A16] Stellungnahme zum Arbeitsplan [A7], Asbrand Hydro Consult GmbH, 22.03.2017.

[A17] Bestätigung Arbeitsplan [A7], Schreiben LAF an G.U.T. vom 22.03.2017.

[A18] Auskunft Salzlandkreis, FD Natur und Umwelt, Wasserbehörde, Einleitungen in die Ehle (Hinweis auf Drainageleitung in die Ehle und temporäre Wasserzuführung Windmoner Graben), 28.03.2017

[A19] Bestandsplan Wehr Rothenförde, Quer- und Längsprofile Unterlauf Ehle, LHW

[A20] Befahrungsprotokoll/ Haltungsbericht Haltung 1066300752, WTE Betriebsgesellschaft mbH, Befahrung vom 18.11.2010, erhalten von WAZV im Rahmen der Anlaufberatung zum Teilprojekt Quellenerkundung [U25] am 06.04.2017

[A21] Erste Situationsbeschreibung für das MULE, LLG, Dr. M. Schrödter, 23.01.2018

2.3 Erhaltene Auskünfte/ Untersuchungsergebnisse Dritter

[A22] Analysenergebnisse von Ehle und Schäfergraben bzw. den Schäfergraben-Zuflüssen, 20.01.-14.09.2015, GLD des LHW (Datei „Analysedaten Ehle-Bode.xls“).

[A23] Analysenergebnisse Wasserproben an den Messstellen 414591..93 (Schäfergraben) und 414594 Ehle, Westeregeln Bahnhofstraße, 414595 Ehle unterhalb Egeln und 414615 Ehle Mündung), 2009-2015, Datei „von_LHW_Daten_2009-2015_für_LAF.xlsx“.

[A24] Sedimentuntersuchung, Ersatzneubau der Ehlebrücke im Plan in Westeregeln, Prüfbericht für eine Schlammprobe (Mischprobe MP1), Dr. Schleicher & Partner, 01.07.2016.

[A25] Analysenergebnisse an den LHW-Messpunkten 410170, 410175 und 410185 (Bode, Egeln Nord, Unseburg und Staßfurt Wehr), 15.01.2007 – 11.04.2017, Dateien „Analysen Bode.xls“ und „20170421_AnalysenEhle.xlsx“, erhalten von LHW per E-Mail am 24.04.2017[A25]

[A26] Analysenergebnisse und Frachten, Schwebstoffe Bode und Saale, Dateien „PCB_Bode_Stand_19062017.xls“, „PCB_Saale_Stand_30062017.xls“, „Schwebstofffracht Groß Rosenburg 2003-2011.xlsx“ und „Schwebstofffracht Neugattersleben 2003-2011.xlsx“, erhalten von LHW per E-Mail am 30.06.2017

[A27] Analysenergebnisse PCB, Schwebstoffproben Groß Rosenburg 16W05945 (Monatsmischprobe 06.09.-05.10.2016) und 17W02550 (Monatsmischprobe 04.04.-03.05.2017), erhalten von LHW per E-Mail am 26.06.2018 [A27]

2.4 Unterlagen zum Projektareal ehem. Alkaliwerke Westeregeln (Auszug)

[U1] Umweltgutachten zu Boden- und Wasseruntersuchungen auf dem Betriebsgelände der Orbitaplast GmbH, Günther und Partner GmbH, Burgwedel, 25.10.1990

[U2] Gutachterliche Stellungnahme zu Boden- und Wasseruntersuchungen auf dem Betriebsgelände der Orbitaplast GmbH, Günther und Partner GmbH, Burgwedel, 22.02.1991

[U3] Ausarbeitung zum Antrag auf Altlastenfreistellung für den Betriebsteil Westeregeln der Orbitaplast GmbH, Günther und Partner GmbH, Burgwedel, 07.01.1992

[U4] Altlastenuntersuchung und Sanierungskonzeption für die PE-Altfoliendeponie am Kroppenstedter Weg bei Westeregeln, Harress Pickel Consult GmbH, Merseburg, 01.10.1993

[U5] Orientierende Untersuchung zur Gefährdungsabschätzung auf dem Firmengelände der Orbitaplast GmbH, Westeregeln, Infus, Schönebeck, 16.03.1994

[U6] Historische Erkundung zum Rüstungsstandort Consolidierte Alkaliwerke Westeregeln - Kurzbericht-, erstellt im Auftrage des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen – Anhalt durch IMS Ingenieurgesellschaft mbH, NL Magdeburg und BGI Beratende Gesellschaft für geotechnische Ingenieurleistungen mbH Bergwitz im November 1995

[U7] Gefährdungsuntersuchung ehemalige Xylamonanlage /Industriebrache Westeregeln, Nordharz Geo-Consult, Blankenburg, 19.01.1999 (AG: Solvay Alkali GmbH)

[U8] Gefährdungsuntersuchung ehemalige Bromierungsanlage /Industriebrache Westeregeln, Nordharz Geo-Consult, Blankenburg, 25.01.1999 (AG: Solvay Alkali GmbH)

[U9] Beprobung und Analytik von Bausubstanz, Ehemaliges Xylamonlager mit Anbau, Industriebrache Westeregeln, Nordharz Geo-Consult, Blankenburg, 04.03.1999 (AG: Solvay Alkali GmbH)

[U10] Ergänzende Untersuchung, Erschließung des Gewerbegebietes Solvay in Westeregeln, Nordharz Geo-Consult, Blankenburg, 12.04.2000 (AG: Solvay Verwaltungs- und Vermittlungs GmbH)

[U11] Sicherungskonzeption: Areal der ehemaligen Kesselschmiede – Revitalisierung Solvay-Flächen in Westeregeln, Nordharz Geo-Consult, Blankenburg, 16.10.2000 (AG: NILEG)

[U12] Sanierungsplan Areal der ehemaligen Xylamonanlage - Revitalisierung Solvay-Flächen in Westeregeln, Nordharz Geo-Consult, Blankenburg, 16.10.2000 (AG: NILEG)

[U13] Baugrunduntersuchung. Stellungnahme zur Profilierung der Flächen des Xylamonlagers, Industriebrache Westeregeln, Nordharz Geo-Consult, Blankenburg, 15.02.2001 (AG: Solvay Verwaltungs- und Vermittlungs GmbH)

[U14] Bodenuntersuchung im Industriegebiet Westeregeln, Gelände der Fa. WAVIN – Orbita GmbH, IUH, Mansfeld, 14.01.2004

[U15] Statusbericht Auswertung von Grundwasseruntersuchungen im Gewerbepark „SOLVAY" in Westeregeln, Nordharz Geo-Consult, Blankenburg, 18.03.2004 (AG: Solvay Verwaltungs- und Vermittlungs GmbH)

[U16] Gewerbepark Solvay in Westeregeln, Zusammenfassende Darstellung der aktuellen Umweltsituation Boden – Grundwasser, ehemalige Xylamonanlage und benachbarte Bereiche, Nordharz Geo-Consult, Blankenburg, 22.03.2004 (AG: Solvay Verwaltungs- und Vermittlungs GmbH)

[U17] Geotechnischer Bericht zum Bauvorhaben BMHKW Westeregeln, Nordharz Geo-Consult, Derenburg, 16.01.2006 (AG: Austrian Energy & Environment AG, Solvay Verwaltungs- und Vermittlungs GmbH)

[U18] Zusammenfassung vorhandener Unterlagen zur Umweltsituation Boden/ Grundwasser für Teilflächen im Industriegebiet Westeregeln (Verkauf an Wavin), Nordharz Geo-Consult, Derenburg, 05.03.2009 (AG: Solvay Verwaltungs- und Vermittlungs GmbH)

[U19] Zusammenfassung vorhandener Unterlagen zur Umweltsituation Boden/ Grundwasser für Teilflächen im und am Industrie- und Gewerbegebiet Westeregeln, Nordharz Geo-Consult, Derenburg, 24.06.2010 (AG: Solvay Verwaltungs- und Vermittlungs GmbH)

[U20] Zusammenfassung vorhandener Unterlagen zur Umweltsituation Boden/ Grundwasser für Teilflächen im und am Industrie- und Gewerbegebiet Westeregeln, Nordharz Geo-Consult, Derenburg, 03.06.2014 (AG: Cavity GmbH)

[U21] Untersuchungskonzept Quellensuche PCB-Belastung Ehle-Sedimente, im Auftrag der LAF erarbeitet durch G.U.T. mbH, Merseburg, Rev. 1, Stand 05.02.2016.

[U22] PVA Westeregeln, Zusammenfassung vorliegender PCB- und PCN-Befunde im Boden, im Auftrag der Enerparc Solar Invest GmbH erarbeitet durch G.U.T. mbH, Merseburg, Rev. 1, Stand 20.09.2016.

[U23] Vergabeunterlagen Orientierende Erkundung, Identifikation der Herkunft der PCB-Belastung in der Ehle (Quellensuche/ Quellenerkundung), GESA, 07.12.2016.

[U24] Kurzkonzept (Ablaufplan), Orientierende Erkundung, Identifikation der Herkunft der PCB-Belastungen in der Ehle für den Standort der Altablagerung „Deponie Industrieabwasser“ (ALVF 132660), Mull und Partner Ing.-Ges. mbH, Leipzig, Rev. 1 vom 06.06.2017

[U25] Bericht zur Orientierenden Untersuchung, Identifikation der Herkunft der PCB-Belastung in der Ehle, Mull & Partner Ingenieurgesellschaft mbH, Leipzig vom 31.01.2018, Rev. 1 vom 09.02.2018

[U26] Stellungnahme PC LAF zum Bericht Orientierende Erkundung, Identifikation der Herkunft der PCB-Belastung in der Ehle am Standort der ehem. Alkaliwerke Westeregeln (Rev. 0 vom 31.01.2018), G.U.T., Merseburg, 05.02.2018

2.5 Unterlagen zum Schwanenteich (Auszug)

[S1] VEB Orbitaplast BT Westeregeln, Objekt Aschelagerung, Erläuterungsbericht, Westeregeln, 03.12.1981.

[S2] Untersuchung des Schwanenteichs bei Westeregeln am 17.2.1998, Bewertung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen, Dezernat 3.3.2 Wassergütewirtschaft, STAU Magdeburg, 24.07.1998, einschließlich Bewertung der Ergebnisse der Sediment-untersuchung durch Abt. Abfall/Altlasten, STAU Magdeburg, 10.06.1998.

2.6 Unterlagen zum Teilprojekt Ehle/ Sedimentbelastung

[E1] Sachstandsbericht Schadstoffbelastung der Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt und zur Identifizierung der Ursachen und Quelle, LHW, GLD Gewässerkundlicher Landesdienst, Magdeburg, 11.03.2013

[E2] Kurzbericht zur Beprobung der Schlammauflage an der Ehle im Mündungsbereich zur Bode, IHU, 28.05.2015.

[E3] Vermerk über eine Besprechung am 19.08.2014, Abstimmung zu weiteren Vorgehen im Hinblick auf die PCB-belasteten Schlämme in der Ehle (Bode), SAL 19 OW 09-00 im Zuge der Umsetzung von WRRL Maßnahmen am Gewässer Ehle, LVwA, Referat 404, Halle, 20.08.2015.

[E4] Erkundungskonzept für die Erstuntersuchung des Gewässers Ehle (Bode) vor dem Hintergrund einer bestehenden Schadstoffbelastung, LVwA, Halle, (Entwurf, Stand 15.09.2015).

[E5] Wiederherstellung eines natürlichen Gewässerlaufes der Ehle von der Quelle (km 18+200) bei Hadmersleben bis zur Mündung (km 0+000) in die Bode – Vorplanung, IHU, 29.10.2015.

2.7 Unterlagen zum Gewässer Bode/ Saale

[E6] Bestandsaufnahme belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts, Phase I (Grundlagenermittlung und Sedimentmächtigkeitsbestimmung), G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH, Halle, 09.01.2012

[E7] Bestandsaufnahme belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts, Phase II (Sedimentuntersuchung), G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH, Halle, 30.11.2012

[E8] Gewässerentwicklungskonzept „Untere Bode“ mit den Zuflüssen Sarre, Geesgraben, Ehle, Goldbach, Großer Graben (Kollake), Sauerbach und Schaftalgraben, Ingenieurbüro Ellmann / Schulze GbR// Auftraggeber LHW, 30.11.2012

[E9] Projekt: Umsetzung Schadstoffkonzept Sachsen-Anhalt, Endbericht: Dioxinbelastete Altsedimente im Unterlauf der Bode, Arcadis Deutschland GmbH, Halle, 06.04.2014

[E10] Bodesedimente, Zwischenbericht, Tauw GmbH, Berlin, 27.07.2016

[E11] Abschlussbericht Projekt Bodesedimente, Tauw GmbH, Berlin, 21.12.2017

2.8 Weitere Unterlagen

Probenahme

[L1] Abschlussbericht Entwicklung einer Verfahrensrichtlinie „Sedimente und Schwebstoffe“

[L2] Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung Schwebstoff (Entwurf), Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Humanorganproben, Umweltprobenbank des Bundes, UBA, 2005.

[L3] Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung Sediment (Entwurf), Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Humanorganproben, Umweltprobenbank des Bundes, UBA, 2005.

[L4] DIN 38402-A15 „Probenahme Oberflächenwasser".

[L5] LAWA AQS-Merkblatt P-8/3 Probenahme aus Fließgewässern.

[L6] DIN 38414-S11 „Probenahme von Sedimenten".

[L7] LAWA AQS-Merkblatt P-8/4 Probenahme von Schwebstoffen und Sedimenten.

[L8] LAWA; Pegelvorschrift – Anlage D, Richtlinien für das Messen und Ermitteln von Abflüssen und Durchflüssen; Hamburg; 1991.

Beurteilung Stoffe (POP)

[L9] Eva Jakobsson, Lillemor Asplund, Polychlorinated Naphthalenes (PCNs), in The Handbook of Environmental Chemistry Vol. 3, New Types of Persistent Halogenated Compounds, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2000

[L10] Persistant Chlorinated Hydrocarbons (PCHC), Source-oriented monitoring in aquatic media; 5. Clorinated Biphenyls (PCBs), Emanuel Heinisch, Antonius Kettrup, Werner Bergheim, Sabine Wenzel, Fresenius Environmental Bulletin, Vol. 15, No. 11:2006.

[L11] Aktivitäten des Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie (Ref. Landwirtschaft und Bodenschutz, Landesplanung) zur Ermittlung der PCDD/F & dl-PCB-Gehalte in niedersächsischen Böden, LBEG Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Dezember 2009

[L12] UBA-Texte 57/2011, Expositionsbetrachtung und Beurteiliung des Transfers von Dioxinen, dioxinähnlichen PCB und PCB, Dessau-Roßlau, September 2011

[L13] UBA-Texte 34/2015, Ermittlung von potenziell POP-haltigen Abfällen und Reycling-baustoffen – Ableitung von Grenzwerten, Dessau-Roßlau, April 2015

[L14] Analyse und Trendabschätzung der Belastung der Umwelt und von Lebensmitteln mit ausgewählten POPs und Erweiterung des Datenbestandes der POP-Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder mit dem Ziel pfadbezogener Ursachenaufklärung, UBA-Dokumentation 114/2015, Dessau-Roßlau, Dezember 2015

[L15] Comparative organic geochemistries of soil and marine sediments; Hedges, J.I. & J.M. Oades; Org. Geochem. 27 (7/8); S. 319 – 361; 1997

[L16] Dioxine und dioxinähnliche PCB in Umwelt und Nahrungsketten, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Februar 2017

[L17] Evaluierung von Monitoringdaten zu POPs, POP-Kandidaten und Ersatzstoffen zur Aufklärung von Ursachen, Pfaden und Trends der Umweltbelastung, Abschlussbericht, UBA-Texte 65/2017, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

[L18] Hintergrundwerte organischer Schadstoffe in Oberböden des ländlichen Raumes von Sachsen-Anhalt, Berichte des LAU, 2/2016

[L19] The impact of soil pollution on food production and safety, Assessment of POPs contaminated sites and the need for stringent soil standards for food and feed safety, Dr. Roland Weber, Vortrag Global Symposium on soil pollution, 02.-04.05.2018

Gewässer

[L20] Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet, Ursachen und Trends, im Auftrag der Hamburg Port Authority, Dezember 2005

[L21] Bewertung von Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet, April 2008

[L22] Bericht zur Beschaffenheit der Fließgewässer und Seen in Sachsen-Anhalt 2005-2008, LHW, Dezember 2011

[L23] Technischer Bericht Nr. 05/2013, Ermittlung des Remobilisierungspotentials belasteter Altsedimente in ausgewählten Gewässern Sachsen-Anhalts, Institut für Wasser- und Umweltsystemmodellierung (IWS) Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengen-wirtschaft, Stuttgart, 2013

[L24] Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe, Vorschläge für eine gute Sediment-managementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele, Flussgebietsgemeinschaft Elbe, 25.11.2013

[L25] Sedimentmanagementkonzept der IKSE, Vorschläge für eine gute Sediment-managementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele, Abschlussbericht, Ad-hoc-Expertengruppe „Sedimentmanagement“, Magdeburg, 2014

[L26] Vorschlag zur Ableitung neuer „Oberer Schwellenwerte“ für die Stoffe Nickel, Fluoranthen und Tributylzinn, AG Schadstoffe der FGG Elbe, 18.02.2016

[L27] PCB in der Elbe – Eigenschaften, Vorkommen und Trends sowie Ursachen und Folgen der erhöhten Freisetzung im Jahr 2015. Behörde für Umwelt und Energie, Projekt Schadstoffsanierung Elbsedimente, Hamburg, 2016

Sedimenttransport/ Durchgängigkeit

[L28] Leitfaden natürliche Schadstoffminderungsprozesse an Bergbaukippen/ -halden und Flussauensedimenten, Kora-Themenverbund 6 „Bergbau und Sedimente“, November 2008

[L29] DWA-Themen T3/2011, Kontaminierte Gewässersedimente – Strategie, Fallbeispiele, Empfehlungen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Dezember 2011

[L30] DWA-Merkblatt DWA-M 526, Grundlagen morphodynamischer Phänomene in Fließ-gewässern, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., August 2015

[L31] Bewertung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für Sedimente, Anwender-handbuch Sedimente, Bund/Länder-AG Wasser (LAWA), Februar 2017

Gewässerunterhaltung

[L32] Kleine Fließgewässer pflegen und entwickeln, Neue Wege bei der Gewässer-unterhaltung, Umweltbundesamt

[L33] Grundsätze und Hinweise zu Gewässerentschlammungsmaßnahmen, LHW, GLD Gewässerkundlicher Landesdienst, Sachgebiet Ökologie, Stand: 09. 05.2016

[L34] Gewässerunterhaltung, der richtige Umgang mit dem Hochwasser, Bayerisches Landesamt für Umwelt LfU Augsburg & WBW Fortbildungsgesellschaft für Gewässerentwicklung mbH Karlsruhe, 2012

[L35] Gewässerunterhaltung in Sachsen-Anhalt, Teil A: Rechtlich-fachlicher Rahmen, Wasserverbandstag e.V., Hannover, 2012

[L36] DWA-Merkblatt DWA-M 513-1, Umgang mit Sedimenten und Baggergut bei Gewässer-unterhaltung und –ausbau – Teil 1: Handlungsempfehlungen und Untersuchungs-programm, Entwurf (Gelbdruck), Juni 2018

Boden

[L37] ITVA-Arbeitshilfe H1-16, Verhältnismäßigkeitsprüfung bei der Sanierungsuntersuchung, Entwurf (Gelbdruck), 09.05.2018

Pfad Boden – Pflanze - Nahrungskette

[L38] Weitere Sachverhaltsermittlung bei Überschreitung von Prüfwerten nach der BBodSchV für die Wirkungspfade Boden - Mensch und Boden -Nutzpflanze. LANUV-Arbeitsblatt 22. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV), Recklinghausen 2014.

[L39] Beurteilung von Bodenbelastungen in Wuppertaler Kleingartenanlagen, Barkowski et al., altlasten spektrum 1/2005, Seite 36

[L40] Maßnahmenkonzept zur verschmutzungsarmen Nutzpflanzenernte, Handlungs-empfehlungen für die Bodenschutzbehörden für Bewirtschaftungsbeschränkungen auf

landwirtschaftlichen Nutzflächen bei schädlichen Bodenveränderungen, LABO-Projektnummer B 4.03, LABO, 2007

[L41] Grünlandbewirtschaftung von Überschwemmungsflächen im Bereich der Elbtalniederung der Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein, Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Oldenburg, Februar 2010

[L42] Merkblatt PCB und Dioxine in Rindfleisch, Haltungsempfehlungen für Rinderhalter, Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Hannover, Stand 22.01.2014

[L43] Fragen und Antworten zu Dioxinen und PCB in Lebensmitteln, BfR, 13.04.2012

[L44] Dioxin- und PCB-Gehalte in Wild stellen keine Gesundheitsgefahr dar, Stellungnahme Nr. 048/2011 des BfR vom 16. Mai 2011

[L45] Belastung von wildlebenden Flussfischen mit Dioxinen und PCB, aktualisierte Stellungnahme Nr. 027/2010 des BfR vom 16. Juni 2010

Sonstiges

[L46] 50 Jahre Aktiengesellschaft Consolidierte Alkaliwerke Westeregeln : 1881-1931, Magdeburg, Wohlfeld, 1931 [L46]

2.9 Karten und Pläne, Luftbilder

[K1] TK 25, Blatt Egeln (4034), Topographie Stand 1935

[K2] http://lib.byu.edu/collections/german-maps/about/
http://contentdm.lib.byu.edu/cdm/singleitem/collection/GermanyMaps/id/1146/rec/1

[K3] Gemeinde Westeregeln, Kanalnetz Ortslage, Stand Dezember 2013, Ingenieurbüro L&S GmbH, Aschersleben, erhalten vom WAZV Bode-Wipper am 03.12.2015

[K4] Kanalbestandsplan Gebiet 2, Westeregeln, Blätter 3 und 4, Wasser- und Abwasserzweckverband Bode-Wipper, Stand 17.06.2015

Luftbilder

[K5] Luftbild Industriegebiet Westeregeln, Befliegung 07.04.1945, Datei ALLIIERTE_1945-39-3674_1147.tif, M 1:11.000, LVermGeo, 14.12.2015

[K6] Luftbild Industriegebiet Westeregeln, Befliegung 25.05.1953, Datei ALLIIERTE_1953-153-7_4994.tif, M 1:22.000, LVermGeo, 14.12.2015

[K7] Luftbild Industriegebiet Westeregeln, Befliegung 03.05.1966, Datei DDRBA_1966-c11767_15.tif, M 1:18.500, LVermGeo, 14.12.2015

[K8] Luftbild Industriegebiet Westeregeln, Befliegung 13.05.1969, Datei DDRBA_1969-c74864_126.tif, M 1:12.420, LVermGeo, 14.12.2015

[K9] Luftbild Industriegebiet Westeregeln, Befliegung 16.09.1975, Datei DDRBA_1975-c320031_44.tif, M 1:18.100, LVermGeo, 14.12.2015

[K10] Luftbild Industriegebiet Westeregeln, Befliegung 26.08.1980, Datei DDRBA_1980-m901323_33.tif, M 1:18.100, LVermGeo, 14.12.2015

[K11] Luftbild Industriegebiet Westeregeln, Befliegung 26.05.1985, Datei DDR_1985-f185_96.tif, M 1:18.600, LVermGeo, 14.12.2015

[K12] Luftbild Industriegebiet Westeregeln, Befliegung 11.04.1989, Datei DDR_1989-f67_3.tif, M 1:12.600, LVermGeo, 14.12.2015

[K13] Luftbild Industriegebiet Westeregeln, Befliegung 16.03.1990, Datei DDR_1990-f8_123.tif, M 1:18.600, LVermGeo, 14.12.2015

[K14] Luftbild Industriegebiet Westeregeln, Befliegung 13.10.1992, Datei LV_1992-470-163.tif, M 1:14.500, LVermGeo, 14.12.2015

[K15] Luftbild Industriegebiet Westeregeln, Befliegung 23.10.1995, Datei LV_1995-5-326.tif, M 1:14.500, LVermGeo, 14.12.2015

[K16] Luftbild Industriegebiet Westeregeln, Befliegung 18.05.1999, Datei LV_1999-25-6358.tif, M 1:14.500, LVermGeo, 14.12.2015

[K17] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 22.07.1945, Datei ALLIIERTE_1945-366bs314921_71.tif, M 1:39.530, LVermGeo, 05.01.2018

[K18] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 22.07.1945, Datei ALLIIERTE_1945-366bs314921_73.tif, M 1:39.530, LVermGeo, 05.01.2018

[K19] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 24.05.1953, Datei ALLIIERTE_1953-153-6_6446.tif, M 1:22.000, LVermGeo, 18.01.2018

[K20] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 25.05.1953, Datei ALLIIERTE_1953-153-7_4994.tif, M 1:22.000, LVermGeo, 18.01.2018

[K21] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 25.05.1953, Datei ALLIIERTE_1953-153-7_5014.tif, M 1:22.000, LVermGeo, 18.01.2018

[K22] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 03.05.1966, Datei DDRBA_1966-c11766_154.tif, M 1:18.500, LVermGeo, 21.05.2014

[K23] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 03.05.1966, Datei DDRBA_1966-c11766_156.tif, M 1:18.500, LVermGeo, 21.05.2014

[K24] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 03.05.1966, Datei DDRBA_1966-c11766_158.tif, M 1:18.500, LVermGeo, 21.05.2014

[K25] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 03.05.1966, Datei DDRBA_1966-c11766_216.tif, M 1:18.500, LVermGeo, 21.05.2014

[K26] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 03.05.1966, Datei DDRBA_1966-c11767_16.tif, M 1:18.500, LVermGeo, 21.05.2014

[K27] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 13.05.1969, Datei DDRBA_1969-c74864_127.tif, M 1:12.420, LVermGeo, 07.07.2014

[K28] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 13.05.1969, Datei DDRBA_1969-c74864_172.tif, M 1:12.420, LVermGeo, 07.07.2014

[K29] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 13.05.1969, Datei DDRBA_1969-c74864_228.tif, M 1:12.420, LVermGeo, 07.07.2014

[K30] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 13.05.1969, Datei DDRBA_1969-c74864_230.tif, M 1:12.420, LVermGeo, 07.07.2014

[K31] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 13.05.1969, Datei DDRBA_1969-c74864_232.tif, M 1:12.420, LVermGeo, 07.07.2014

[K32] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 13.05.1969, Datei DDRBA_1969-c74864_234.tif, M 1:12.420, LVermGeo, 07.07.2014

[K33] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 26.06.1975, Datei DDRBA_1975-c253980_168.tif, M 1:19.000, LVermGeo, 30.07.2014

[K34] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 16.09.1975, Datei DDRBA_1975-c320031_111.tif, M 1:18.100, LVermGeo, 30.07.2014

[K35] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 16.09.1975, Datei DDRBA_1975-c320031_113.tif, M 1:18.100, LVermGeo, 30.07.2014

[K36] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 16.09.1975, Datei DDRBA_1975-c320031_115.tif, M 1:18.100, LVermGeo, 30.07.2014

[K37] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 16.09.1975, Datei DDRBA_1975-c320031_45.tif, M 1:18.100, LVermGeo, 30.07.2014

[K38] Luftbild Gewässerlauf der Ehle, Befliegung 16.09.1975, Datei DDRBA_1975-c320031_69.tif, M 1:18.100, LVermGeo, 30.07.2014

Digitale Ortholuftbilder

[K39] DOP 40, Industriegebiet Westeregeln, 2002, Datei 2002_DOP40_Wester.tif, LVermGeo, 14.12.2015

[K40] DOP 40, Industriegebiet Westeregeln, 2006, Datei 2006_DOP40_Wester.tif, LVermGeo, 14.12.2015

[K41] DOP 40, Industriegebiet Westeregeln, 2009, Datei 2009_DOP20_Wester.tif, LVermGeo, 14.12.2015

[K42] DOP 40, Industriegebiet Westeregeln, 2011, Datei 2011_DOP20_Wester.tif, LVermGeo, 14.12.2015

[K43] DOP 40, Industriegebiet Westeregeln, 2012, Datei 2012_DOP20_Wester.tif, LVermGeo, 14.12.2015

[K44] DOP 40, Industriegebiet Westeregeln, 2015, Datei 2015_DOP20_Wester.tif, LVermGeo, 14.12.2015

2.10 Gesetze, Verordnungen, Richtlinien

[G1] BBodSchG: Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) vom 17.03.1998 (BGBl. I S. 502), zuletzt geändert am 20.07.2017.

[G2] BBodSchV: Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung, Bundesgesetzblatt Nr. 36 vom 16.07.1999, S. 1554.

[G3] Bekanntmachung der Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 18.6.1999. BAnz. Nr. 161a vom 28.08.1999

[G4] E-BBodSchV: Verordnung zur Einführung einer Ersatzbaustoffverordnung, zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung und zur Änderung der Deponieverordnung und der Gewerbeabfallverordnung, Bearbeitungsstand 10.04.2017

[G5] BodSchAG LSA: Bodenschutz-Ausführungsgesetz des Landes Sachsen-Anhalt vom 02.04.2002, GVBl. LSA Nr. 21/2002, ausgegeben am 08.04.2002.

[G6] Gesetz zur Beschleunigung von Planfeststellungs- und Plangenehmigungsverfahren und zur Verbesserung der Verteidigung im Hochwasserschutz, (GVBl. LSA Nr. 32, 29.12.2015).

[G7] Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasser-Rahmen-Richtlinie - WRRL) vom 22.12.2000, zuletzt geändert am 31.10.2014.

[G8] Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12.12.2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung, zuletzt geändert am 21.06.2014.

[G9] Richtlinie 2008/105/EG über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik vom 16.12.2008, zuletzt geändert am 24.08.2013.

[G10] Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung, GrwV) vom 09.11.2010, zuletzt geändert am 04.05.2017

[G11] Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV), 20.07.2011.

[G12] Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV), 20.06.2016.

[G13] Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29.04.2004 über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG (POP-Verordnung), zuletzt geändert durch VO (EU) 2016/460, ABl. Nr. L 80 vom 21.03.2016

[G14] LAGA 20 - Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen, Technische Regeln, LAGA Länderarbeitsgemeinschaft Abfall

[G15] DepV – Deponieverordnung Verordnung über Deponien und Langzeitlager vom 27.04.2009, zuletzt geändert am 27.09.2017

[G16] PCBAbfallV - PCB/PCT-Abfallverordnung, Verordnung über die Entsorgung polychlorierter Biphenyle, polychlorierter Terphenyle und halogenierter Monomethyl-diphenylmethane, vom 26.06.2000, zuletzt geändert am 24.02.2012

[G17] POP-Abfall-ÜberwV - POP-Abfall-Überwachungs-Verordnung, Verordnung über die Getrenntsammlung und Überwachung von nicht gefährlichen Abfällen mit persistenten organischen Schadstoffen, vom 17.07.2017

[G18] Datensammlung Sachsen-Anhalt, Einstufung von Abfällen anhand ihrer Gefährlichkeit, Stand 31.07.2013 [G18]

[G19] Gefahrenabwehrverordnung der Verbandsgemeinde Egelner Mulde, betreffend die Abwehr von Gefahren durch das Betreten oder Befahren des Sperrgebietes „Grubenfeld Douglashall Westeregeln" (Flur 3, Flurstücke 33/48, 33/9, 37 /2, 33/33, 33/12, 33/15).

2.11 Links

[W1] https://de.Wikipedia.org
zuletzt aufgerufen am 02.06.2018

[W2] Unterhaltungsverband Untere Bode
https://uhv-unterebode.de/was-wir-tun#Gewässerunterhaltung
zuletzt abgerufen am 02.06.2018

[W3] https://laf.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAF/Dokumente/180126_PCB_Ehle/180213_Westeregeln_Ehle_Einwohner_final.pdf
zuletzt abgerufen am 02.06.2018

[W4] Hochwassergefahren- und Risikokarten des LHW
https://lhw.sachsen-anhalt.de/service/hochwasserkarten/
zuletzt abgerufen am 15.07.2018

[W5] Gewässerkundliche Hauptwerte der Pegel Oschersleben, Hadmersleben und Staßfurt
https://hochwasservorhersage.sachsen-anhalt.de/
zuletzt abgerufen am 26.07.2018

[W6] Landesbohrdatenbank Sachsen-Anhalt
https://lagb.sachsen-anhalt.de/service/geofachinformation/landesbohrdatenbank/#
zuletzt abgerufen am 15.07.2018

[W7] PCB-Belastung Gewässer Krupa
https://de.wikipedia.org/wiki/PCB-Verschmutzung_der_Krupa
zuletzt abgerufen am 23.07.2018

3 Standortsituation

Die allgemeine Standortsituation wird u.a. in [A2], [U21] und den weiteren zitierten Unterlagen umfassend beschrieben.

Nachfolgend werden die zu untersuchenden Gewässer kurz soweit beschrieben, wie dies für das Verständnis der Untersuchungen erforderlich ist.

3.1 Charakterisierung des Gewässers Bode (mit Bezug zur Ehle)

3.1.1 Allgemeine Beschreibung

Die Bode, ein Gewässer 1. Ordnung, ist ein linksseitiger Nebenfluss der Saale. Die Bode entspringt mit 2 Quellflüssen im Harz und mündet bei Nienburg in die Saale. Die Fließlänge beträgt 169 km, das Einzugsgebiet umfasst 3.229 km². Im Unterlauf durchfließt die Bode das nördliche Harzvorland, den Landkreis Börde und den Salzlandkreis.

Für den Pegel Hadmersleben (oberhalb des EZG Ehle) werden in [W6] folgende Hauptwerte genannt:

- MNQ = 3,86 m³/s (1931/2016, 86 Jahre)
- MQ = 13,8 m³/s (1931/2016, 86 Jahre)

Dem Gewässerentwicklungskonzept (GEK) Bode [E8] können für die Station Rothenförde, oberhalb der Mündung der Ehle in die Bode, folgende hydrologischen Daten (Auszug) entnommen werden:

- MNQ = 3,25 m³/s (berechnet, lt. Niedrigwasserkonzept)
- MQ = 12,1 m³/s (berechnet, lt. Niedrigwasserkonzept)

Detaillierte Beschreibungen des Gewässers Bode sowie der Gewässerbelastung finden sich im GEK „Untere Bode“ [E8].

Ein rechter Nebenfluss der Bode ist die Ehle. Die folgende Abbildung zeigt einen Teil des Einzugsgebietes der unteren Bode mit dem Teileinzugsgebiet der Ehle.

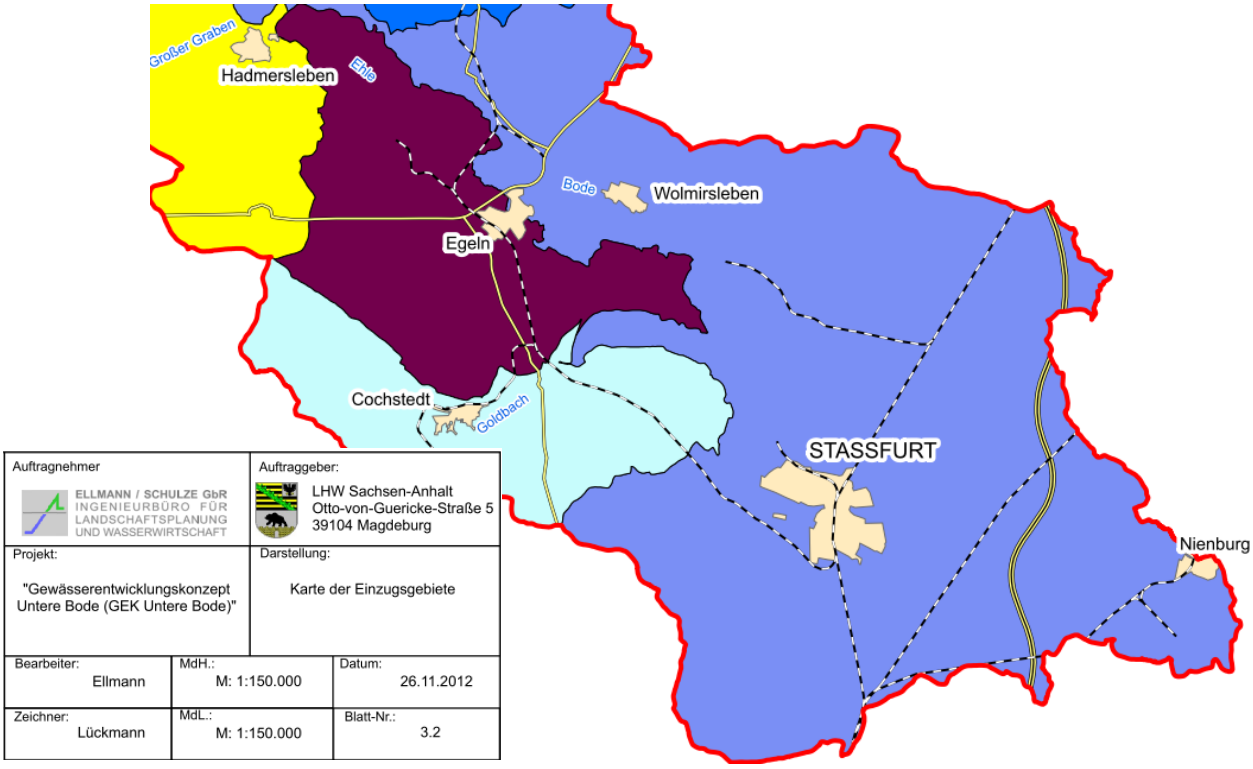


Abb. 3-1 Auszug aus dem GEK-Gebiet untere Bode mit Teileinzugsgebiet Ehle

In den folgenden Abbildungen sind die Überflutungsgebiete entlang der Bode und Ehle für ein Hochwasser mit hoher Wahrscheinlichkeit (HQ 10) und ein Hochwasser mit niedriger Wahrscheinlichkeit (HQ 200) ausgewiesen [W4]:

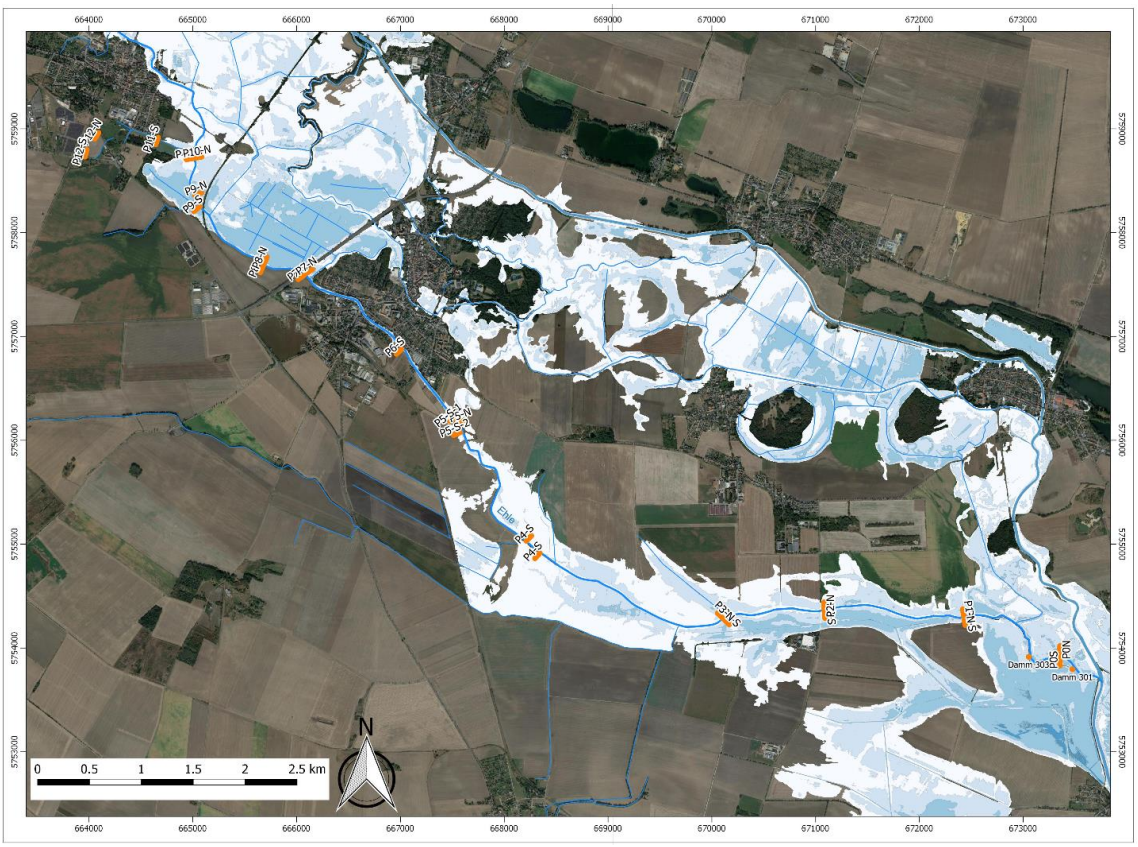


Abb. 3-2 Hochwasserrisikokarte HQ 10

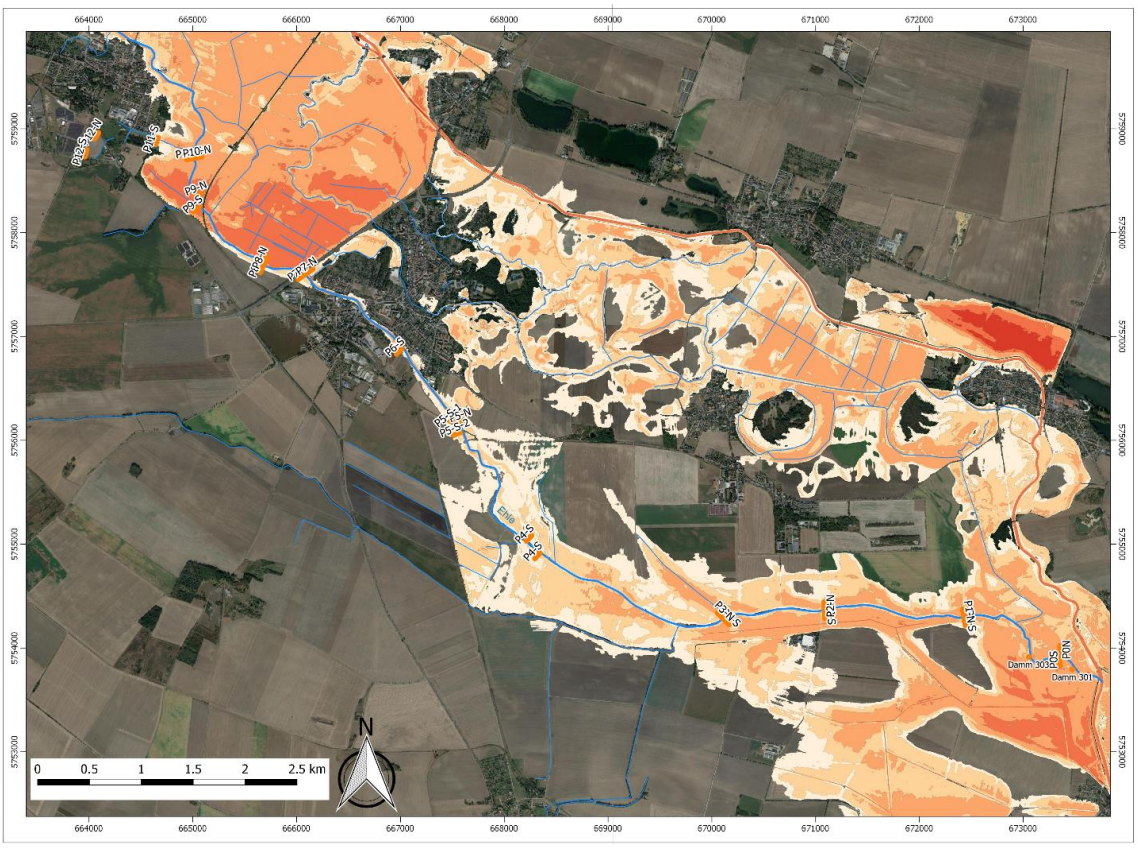


Abb. 3-3 Hochwasserrisikokarte HQ 200

Hochwasserereignisse der Ehle werden durch Bodehochwasser ausgelöst.

Erkennbar wird, dass das Überflutungsgebiet durch die Trasse der B 81 und die Flutrinne der Ehle in der OL Egeln „geteilt“ wird (Überflutung der Bruchwiesen bei Westeregeln und Rückstau der Bode in die Ehle im Mündungsbereich der Bode). Durch die Trasse der B 81 und die hohe „Bordvoll-Leistung“ der Ehle-Flutrinne in der OL Egeln ist die OL Egeln entlang der Ehle überwiegend nicht durch Hochwasserereignisse betroffen.

Für die Bode sind über das Portal HVZ [W6] gewässerkundliche Hauptwerte für die Pegel Oschersleben, Hadmersleben und Staßfurt verfügbar. Der Pegel Hadmersleben gestattet mit einer Aufzeichnungsdauer von > 80 Jahren (seit 1930) auch lange zurückreichende Aussagen zur Hochwasserereignissen der Bode (diese sind stets auch Hochwasserereignisse der Ehle) und eine Inbezugsetzung zu den produktionsbedingten Schadstoffeinträgen in die Ehle und eventuelle hochwasserbedingte Verlagerungen (PCN-Herstellung seit ca. 1930, PCB-Herstellung seit ca. 1955):

Tab. 3-1 Extremwerte Hochwasser der Bode am Pegel Hadmersleben (Aufzeichnung seit 1931) und Bode (seit 1989) [W6]

Nr.	Hadmersleben (1931-2016)			Staßfurt (1989-2016)		
	Datum	Abfluss [m³/s]	Pegelstand [cm]	Datum	Abfluss [m³/s]	Pegelstand [cm]
1	**16.04.1994**	**124**	**328**	**16.04.1994**	**129**	**387**
2	21.12.1965	103	312	**24.01.2011**	**90,5**	**337**
3	31.12.1974	89,9	280	09.01.2003	74,3	308
4	04.01.2003	88,9	306	05.01.1998	69,3	295
5	10.02.1946	88,1	325	04.06.2013	65,3	277
6	15.01.1948	87,1	322	04.02.1995	60,8	270
7	17.03.1947	86,7	321	31.10.1998	57,4	267
8	14.03.1981	86,0	270	03.03.2010	56,4	280
9	30.06.1958	84,0	295	19.07.2002	53,8	272
10	17.07.1956	83,6	294	26.01.2008	50,8	254

Die Ereignisse werden seit 1968 durch die Talsperre Wendefurth, seit 1985 durch die Rappbodetalsperre beeinflusst. Nur 2 der 10 Extremereignisse am Pegel Hadmersleben (Beobachtungszeitraum 86 Jahre) traten nach 1985 auf.

Die Auswirkungen des Hochwasserereignisses Januar 2011 auf die Ehle in der OL Egeln zeigen die Fotos in Abb. 3-15 und Abb. 3-16.

Die Bode soll bei den Untersuchungen und Bewertungen (speziell in Phase 2) als Rezeptor bei der Schadstoffverlagerung über die Ehle betrachtet werden. Einzubeziehen sind die für LHW bzw. LAF durch Arcadis und Tauw ausgeführten oder laufenden Arbeiten.

3.1.2 Sachstand zur PCB - Belastung der Bode (und Saale)

Die Bode als Elbe-Nebenfluss der Kategorie 2b wird im Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe [L24] auf Grund der im Unterlauf lagernden Sedimentdepots und der dort festgestellten hohen Dioxinbelastung als elberelevant eingestuft. Als mit einem Frachtanteil von > 10 % relevante Schadstoffe werden für die Bode (Bezugsmessstelle Rosenburg, Zeitraum 2003-2008) auch PCB-52 und -101 aufgeführt ([L24], Tab. T-A2-1-2). Aktuelle Daten liegen nicht vor. Die PCB gehören zu den 29 elbrelevanten[4] anorganischen und organischen Schadstoffen.

4 Die PCB-Belastung der Sedimente in der Bode werden im Sedimentmanagementkonzept nach Analyse der qualitativen und quantitativen Verhältnisse im Elbeeinzugsgebiet bzw. in den Teileinzugsgebieten nicht als elberelevante Stoffe eingestuft, da die PCB aus dem gesamten deutschen Teileinzugsgebiet bezogen auf die Elbe einen nachrangigen Frachtbeitrag leisten.

Einen umfassenden Überblick über die PCB-Belastung der Elbe sowie der hier relevanten Einzugsgebiete (der Saale und der Bode) gibt die Ausarbeitung ELSA (2016) [L27].

Die durch den LHW übergebenen Messwerte aus der Gewässerüberwachung wurden bzgl. der PCB und PCN ausgewertet (zur Ehle vgl. Abschnitt 3.2.4).

Die PCB-Befunde aller durch LHW untersuchten Wasserproben aus der Bode (Messpunkt Staßfurt-Wehr, LHW 410185) lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze [A25].

Nachweisbar waren PCB hingegen in den Schwebstoffen. In der folgenden Abb. 3-4 ist der Mittelwert aller mit [A26] übergebenen Daten aus Schwebstoffuntersuchungen in der Bode (Probennahme durch Zentrifuge) auf PCB (hier: ausgewertet auf PCB_7) aufgetragen[5]. Die Messstelle Hordorf befindet sich oberhalb, die Messstellen Staßfurt, Hohenerxleben, Neugattersleben und Nienburg unterhalb der Mündung der Ehle in die Bode.

Zwischen der Messstelle Hordorf und der Messstelle Staßfurt steigt die PCB_7-Konzentration der Schwebstoffe in der Bode im Mittel von 11,8 auf 37,1 µg/kg und damit um ca. 200 %. Allerdings wird die UQN (20 µg/kg je PCB-Kongenere) nicht überschritten. Unter der Annahme, dass die Zusatzbelastung ausschließlich über die Ehle in die Bode eingetragen wird ist diese Auffrachtung erheblich. Im weiteren Gewässerverlauf liegt der PCB-Gehalt in den Schwebstoffen bei ca. 25 µg/kg Σ PCB_7.

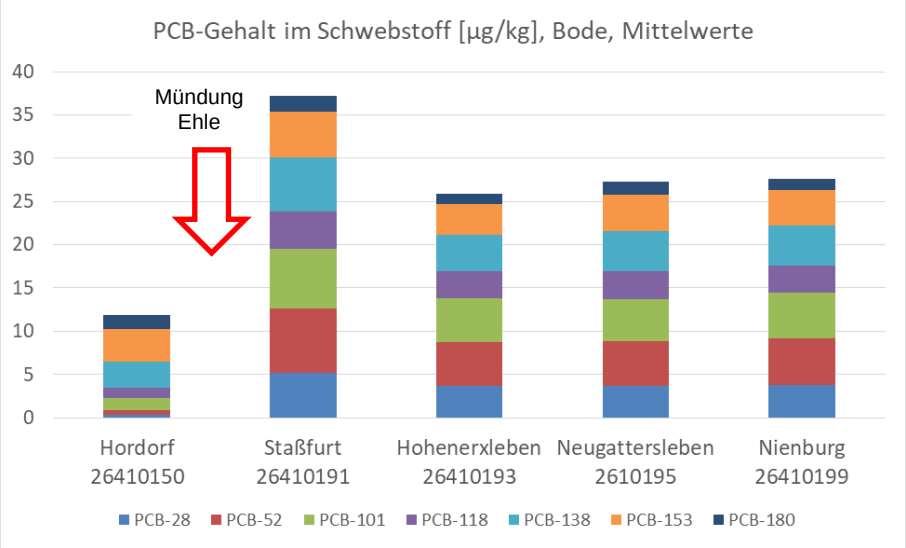


Abb. 3-4 PCB-Gehalte in Schwebstoffen, Bode, Mittelwerte aller Ergebnisse aus [A26]

Das Verhältnis der höher- und niedriger chlorierten PCB

$$Q = \frac{C(\ PCB\ Nr.138 + 153 + \ 180)}{C(PCB\ Nr.\ 28 + 52 + 101)}$$ Formel 3-1

kann zur einfachen Charakterisierung des Kongenerenmusters herangezogen werden [L27]. Für die oberhalb der Mündung der Ehle in die Bode liegende Messstelle liegt dieses im Mittel bei ca. Q = 3,7; die höher chlorierten Biphenyle, insbesondere PCB-138 und -153 stellen die Vormacht. Bei allen Messstellen unterhalb der Mündung der Ehle in die Bode ist dieses Verhältnis deutlich < 1 (im Mittel 0,65 bis 0,76). Über die Ehle treten der Bode damit überwiegend niedrig chlorierte PCB (Tri-, Tetra- und Pentachlorbiphenyle, PCB-28, -52, -101 und das dl-PCB-118) zu.

Während nach [L27] die höher chlorieren PCB im Einzugsgebiet der Elbe überwiegend aus Tschechien stammen, werden die niedrig chlorierten PCB den Teil-EZG Saale und Mulde zugeordnet. In der Elbe liegt dieser Quotient > 2; die Stationen in der Saale und Mulde zeigen ein deutlich niedrigeres Verhältnis; in der Saale ist dieses Verhältnis < 2.

5 Bei der Mittelwertbildung gingen Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenze (je Kongenerem 0,5 µg/kg) mit 50 % der BG in die Mittelwertbildung ein. Dies ist jedoch nur für die Messstelle Hordorf relevant.

Neben den Indikator-PCB werden im GÜSA auch die dl-PCB überwacht. In der folgenden Abbildung wurde nach Auswertung der zur Bode übergebenen Daten [A26] der Mittelwert der TEQ (dl-PCB) in Schwebstoffen für die überwachten Messstellen der Bode dargestellt.

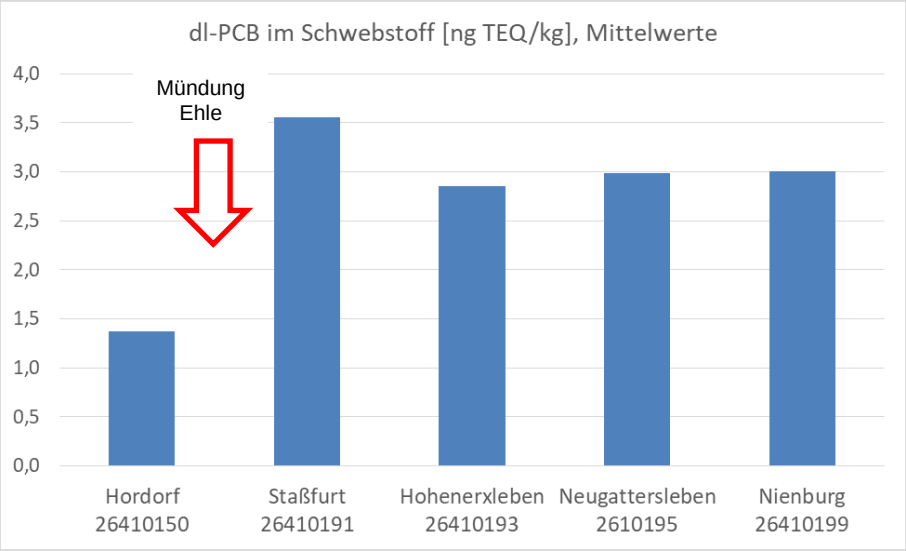


Abb. 3-5 dl-PCB-TEQ in Schwebstoffen, Bode, Mittelwerte aller Ergebnisse aus [A26]

Die Σ TEQ (dl-PCB) zeigt einen ähnlichen Gang wie die Σ PCB_7 (Abb. 3-4).

Die im Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe [L24] dokumentierten sowie von LHW übergebenen Daten [A26] lassen folgende Auswertungen bzgl. der PCB-Gehalte in Schwebstoffen zu:

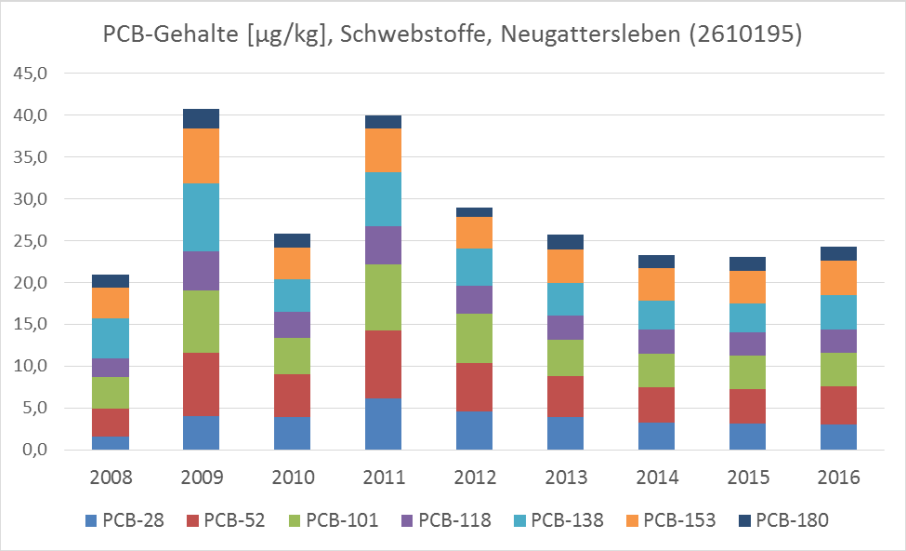


Abb. 3-6 PCB-Gehalte in Schwebstoffen Bode (Neugattersleben), 2008 bis 2016

In der Bode liegt der durchschnittliche PCB-Gehalt der Schwebstoffe bei ca. 25 µg/kg Σ PCB_7; die UQN (20 µg/kg je einzelnem Kongeneren) wird nicht überschritten. Das Verhältnis der höher zu den niedriger chlorierten PCB (Berechnet nach der o.g. Formel 3-1) liegt bei ca. 0,75.

Nach den von LHW übergebenen Daten [A26] beträgt die jährliche Fracht ca. 0,4 bis 0,6 kg, bezogen auf Σ PCB_7 (Abb. 3-7),

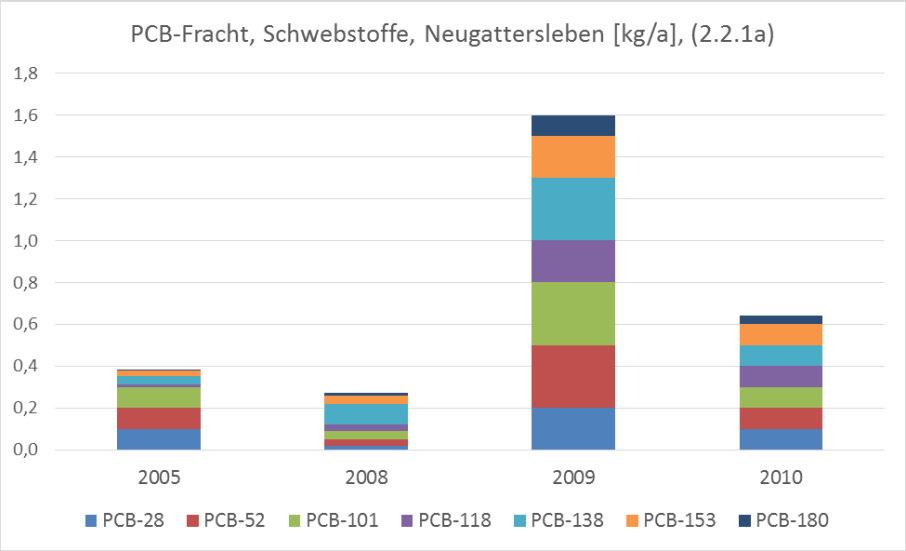


Abb. 3-7 PCB-Fracht, Bode (Neugattersleben), nach [A26]

In der Saale (Station Groß Rosenburg, Messstelle 450201/ Schwebstoffbecken, 2013 bis 2015 ergänzt mit Werten der Messstelle 2641201/ Schadstoffzentrifuge) liegt der PCB-Gehalt in den Schwebstoffen bei 15 bis 20 µg/kg Σ PCB_7 (Abb. 3-8). Das Verhältnis der höher zu den niedriger chlorierten PCB (Formel 3-1) liegt bei ca. 1,65.

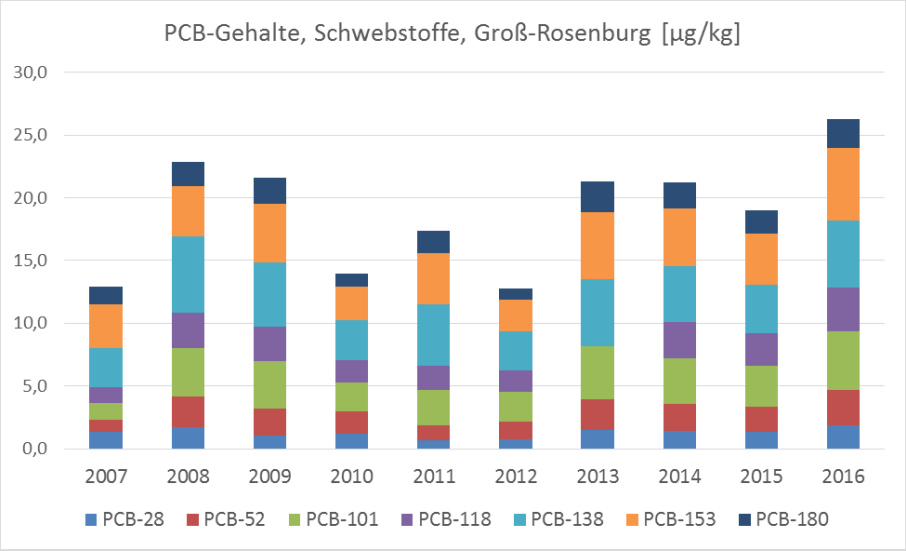


Abb. 3-8 PCB- Gehalte in Schwebstoffen Saale (Groß Rosenburg), 2007 bis 2016

Die PCB-Fracht (Σ PCB_7) entwickelt sich an der Messstation Groß Rosenburg danach zwischen 2003 und 2010 wie in der folgenden Abb. 3-9 dargestellt [A26].

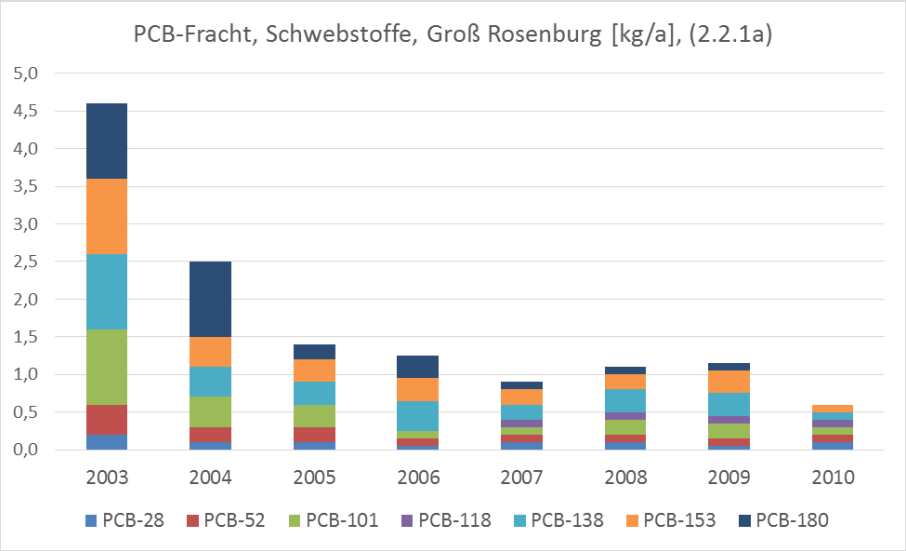


Abb. 3-9 PCB-Fracht, Saale (Groß Rosenburg), nach [A26]

Von 2003 bis 2007 ist die PCB-Fracht (Σ PCB_7) kontinuierlich gesunken; die Fracht lag 2010 unter der des Jahres 2007. Der nach 2010 wieder ansteigende Konzentrationsverlauf in den Schwebstoffen der Saale (Abb. 3-8) lässt erwarten, dass die Frachten nach 2010 nicht weiter gesunken sind. Angaben hierzu liegen jedoch nicht vor.

Der Bezug auf die aktuell für das Gewässer Ehle ermittelte Fracht von 200 g/a Σ PCB_7 [A11] zeigt, dass die Ehle mit > 10% der PCB-Fracht der Saale mindestens noch für das Gewässer Saale einen relevanten Frachtbeitrag leistet (das Teileinzugsgebiet Ehle damit einen relevanten Beitrag zum Frachtgeschehen der Saale liefert).

Neben den Untersuchungen des LHW liegen vereinzelt weitere Ergebnisse zu PCB-Belastungen in der Bode und der unterhalb liegenden Saale vor:

- In Altsedimenten der Bode am Punkt Wehr Staßfurt/ Soda (Bo5d) wurde ein Befund von ca. 340 µg/kg Σ PCB_7 ermittelt (Probe aus Teufe > 0,5 m). Bei dieser Probe wäre die UQN für mehrere PCB-Kongenere überschritten. Der Quotient aus den Gehalten höher und niedriger chlorierter PCB liegt bei 0,4 [E7] (Tabelle 5.5.3).
- Im Rahmen der durch LHW veranlassten Untersuchung der unteren Bode [E9] wurden bei Deklarationsuntersuchungen mit der Gesamtliste der DepV bzw. LAGA auch PCB untersucht. In der Probe vom Punkt 25b (Hohenerxleben) wurde (in der Gesamtprobe) ein Befund von 0,61 mg/kg bzw. 610 µg/kg Σ PCB_7 ermittelt. Der Quotient aus den Gehalten höher und niedriger chlorierter PCB liegt bei 0,4. Dieser Befund könnte plausibel dem „Feinsedimentdepot Unterlauf Ehle“ zugeordnet werden. An den Punkten 19 und 26A lagen die Gehalte unter der Bestimmungsgrenze für die einzelnen Kongeneren (je 10 µg/kg).
- In der Saale wurden im Sediment des Altarms Calbe/ Tippelskirchen (Sa02a) PCB-Befunde i.H. von ca. 140 µg/kg Σ PCB_7 gemessen (2 Proben, aus Teufe 0,1-0,5 m bzw. >0,5 m). In diesem Altsedimentdepot wird die UQN überschritten. Der Quotient höher/ niedriger chlorierter PCB liegt bei 0,5 [E7].

PCB-Analysen aus den Projekten zur Untersuchung der PCDD/PCDF-Belastung im Unterlauf der Bode liegen nicht vor ([E9], [E10]).

3.2 Charakterisierung des Gewässers Ehle

3.2.1 Allgemeine Beschreibung

Die Ehle, ein Nebenfluss der Bode, ist ein etwa 19 km langes Fließgewässer 2. Ordnung. Das Teileinzugsgebiet der Ehle ist in Abb. 3-1 dargestellt.

Die Ehle wird im GEK Bode [E8] zur Bode bzw. dem Bodetal wie folgt in Beziehung gesetzt:

> *„Auf der südwestlichen Talseite entwickelt sich ab Hadmersleben ein Vorfluter, der zunächst als Schäfergraben, weiter östlich als Ehle bezeichnet wird. In dieses System wird eine Reihe von Gräben eingebunden, so u. a. der Landgraben. Es bildet sich somit innerhalb der Bodeaue ein mehr oder weniger paralleles Vorflutsystem heraus, welches mit einer Fläche von 74 km² beachtenswert ist.“*

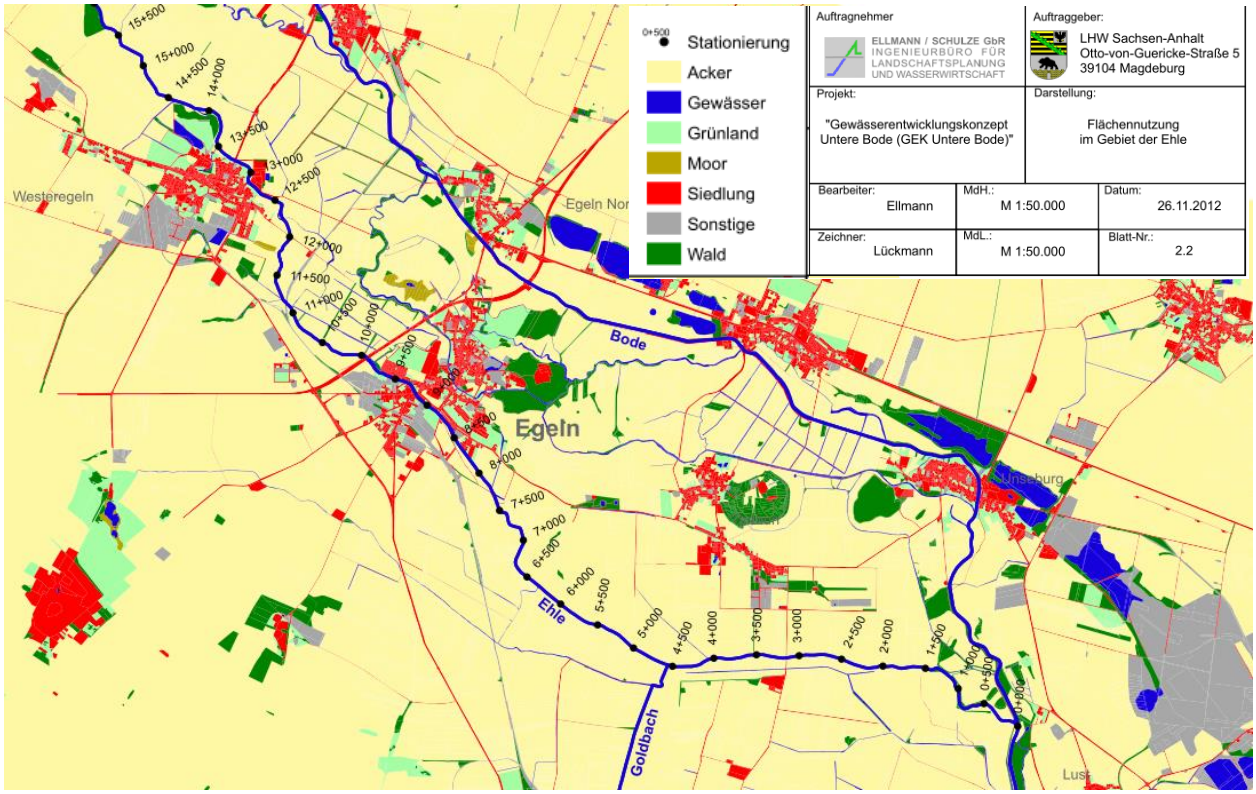


Abb. 3-10 Bearbeitungsrelevanter Gewässerabschnitt Ehle, Flächennutzung, Auszug aus dem GEK Bode

Die Ehle ist ein in weiten Teilen künstlich angelegtes Gewässer, welches in seinem Verlauf auch alte Bodeabschnitte einbezieht. Nach Vergleich historischer Karten wird im GEK Bode [E8] gezeigt, dass oberhalb der Stadt Egeln vor 1905 kein durchgehender Wasserlauf in Richtung Westeregeln vorhanden war. Die Bodeaue wurde nahezu vollständig als Grünland genutzt. Nach [E8] wurde die Verlängerung der Ehle in Richtung Westeregeln erst nach 1905 hergestellt.

> *„In Auswertung der historischen Karten bleibt festzuhalten, dass große Teile der Ehle als künstliche Gewässerstrecken zu definieren sind. Auch der Verlauf östlich von Egeln ist sicher eine künstliche Vorflut, wobei hier zu Entwässerungszwecken frühzeitig Altwasser der Bode miteinander verbunden wurden“.* [E8]

Auch die Mündung des Goldbachs (eines ebenfalls nach WRRL berichtspflichtigem Gewässers) in die Ehle wurde künstlich angelegt.

In den folgenden Kartenausschnitten sind diejenigen Gewässerabschnitte der Ehle und des Schäfergrabens dargestellt, die nach vorliegendem Kartenwerk sowie multitemporaler Luftbildauswertung nach ca. 1960 im Lauf verändert wurden. Ersichtlich wird dies insbesondere beim Abgleich des aktuellen Gewässerverlaufs mit der aktuellen Flurkarte; Abweichungen zwischen Gewässerverlauf und Flurstück des Gewässers weisen auf eine Umverlegung des Gewässers hin.

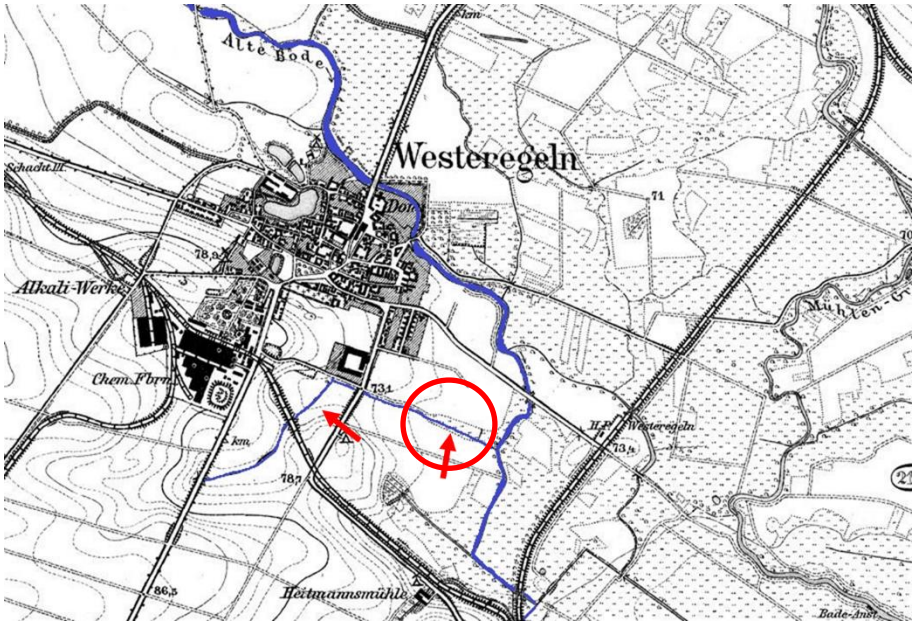


Abb. 3-11 Auszug aus dem Messtischblatt 4034, veränderter Gewässerlauf Beintalgraben/ Schäfergraben

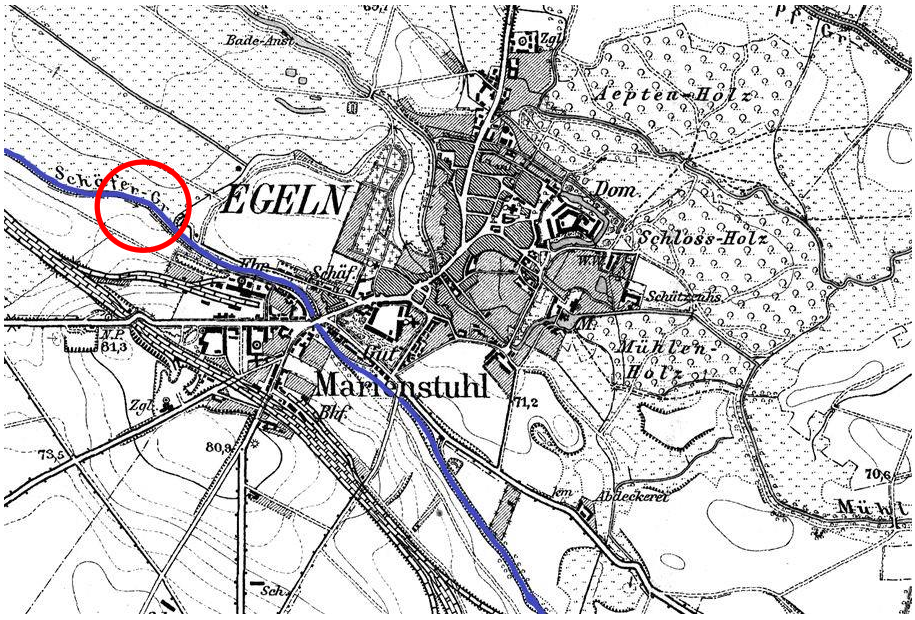


Abb. 3-12 Auszug aus dem Messtischblatt 4034, veränderter Gewässerlauf am heutigen Brückenbauwerk B 81

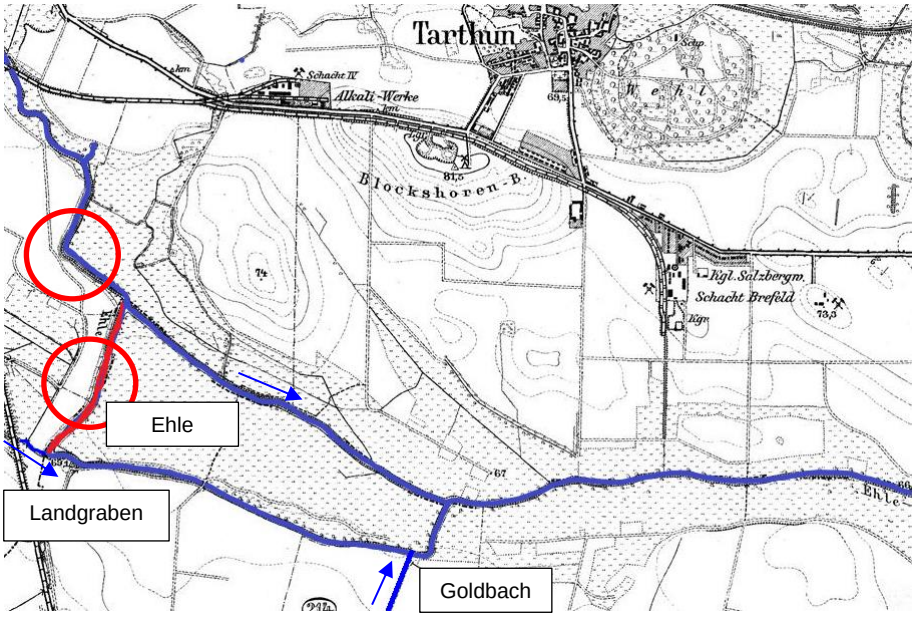


Abb. 3-13 Auszug aus dem Messtischblatt 4034, veränderter Gewässerlauf Einbindung Landgraben/ Goldbach

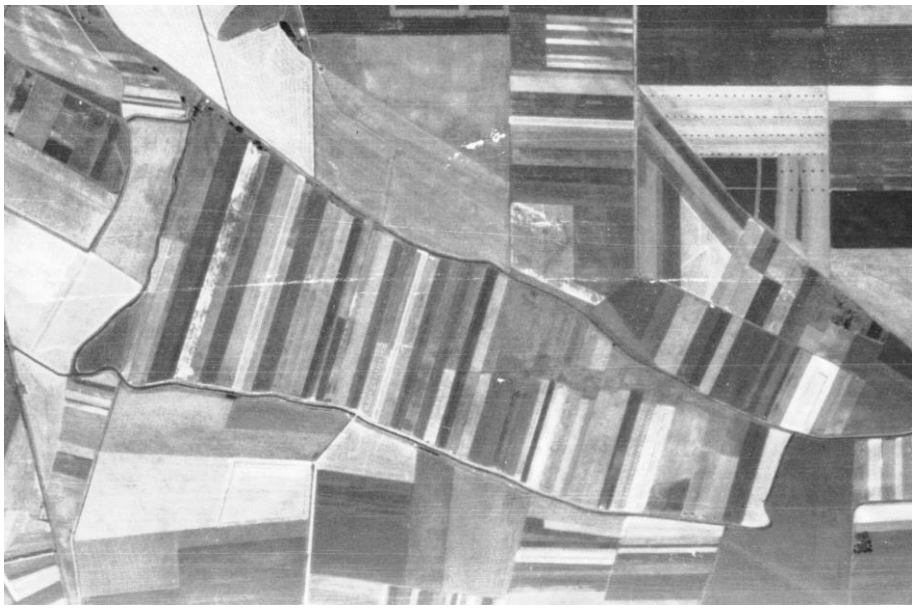


Abb. 3-14 Auszug aus dem Luftbild 1945, Gewässerlauf Ehle mit Einbindung Landgraben/ Goldbach

Nach den kartografischen Darstellungen war bis mindestens 1975 die Ehle mit dem Landgraben (Schachtgraben) durch einen Umfluter verbunden. Unklar ist, ob der in Abb. 3-13 rot markierte Abschnitt einst von Norden nach Süden oder von Süden nach Norden durchflossen wurde. Die Benennung (Ehle) deutet auf einen Umfluter hin.

Die Wassertiefe der Ehle beträgt zwischen 0,25 und 0,5 m (selten tiefer); die Sedimentmächtigkeit wurde z.B. in [E2] (im Unterlauf) mit 0,8 m bis > 1,5 m angegeben.

Die Ehle ist laut LAWA dem Fließgewässertyp 19 „Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern“ zuzuordnen, in welchem das Sohlsubstrat zwar organisch geprägt ist, aber nicht in den o. g. Mächtigkeiten der Sohlauflage [E2].

Eine detaillierte Beschreibung zu Hydrologie und Hydromorphologie der Ehle findet sich in [E5].

3.2.2 Hydrologische Angaben

Dem GEK Bode [E8] können für die Ehle (Mündung in die Bode) folgende hydrologischen Daten entnommen werden:

- A_E = 118,74 km²
- MNQ = 0,08 m³/s
- MQ = 0,395 m³/s
- MHQ = 2,97 m³/s (Abflussspende q = 25 l/(s × km²))

In der Vorplanung [E5] werden für den in diesem Bericht relevanten Gewässerabschnitt der Ehle zwischen Westeregeln und der Mündung der Ehle in die Bode folgende Abflusskennwerte benannt (Auszug):

Abflüsse zwischen Westeregeln und Egeln
- MNQ = 0,020 m³/s
- MQ = 0,110 m³/s
- MHQ = 0,610 m³/s
- HQ_{10} = 1,280 m³/s
- HQ_{50} = 2,310 m³/s
- HQ_{100} = 2,910 m³/s

Abflüsse in der Ortslage Egeln (oberhalb Goldbach/ Landgraben)
- MNQ = 0,025 m³/s
- MQ = 0,150 m³/s
- MHQ = 0,880 m³/s
- HQ_{10} = 1,800 m³/s
- HQ_{50} = 3,100 m³/s
- HQ_{100} = 3,800 m³/s

Abflüsse unterhalb des Goldbachs (des Landgrabens) bis zur Mündung in die Bode
- MNQ = 0,080 m³/s
- MQ = 0,395 m³/s
- MHQ = 1,310 m³/s
- HQ_{10} = 2,670 m³/s
- HQ_{50} = 4,770 m³/s
- HQ_{100} = 5,980 m³/s

Weitere Beschreibungen, z.B. der Teileinzugsgebiete, der Gewässerstrukturgüte der Ehle, der Bauwerke an der Ehle u. dgl. können dem GEK Bode [E8] oder der Vorplanung der WRRL-Maßnahmen [E5] entnommen werden.

In die Ehle münden diverse weitere Gewässer. Hierzu vgl. Abschnitt 3.4.1. Nach WRRL berichtspflichtig ist von diesen Zuflüssen der Goldbach, der oberhalb Schneidlingen bei ca. km 4+530 in die Ehle mündet und vermutlich dabei einem alten Ehlelauf (Umfluter) folgt. Das Teileinzugsgebiet des Goldbachs ist in Abb. 3-1 dargestellt.

Dem GEK Bode [E8] können für den Goldbach (Mündung in die Ehle) folgende hydrologischen Daten entnommen werden:

- A_E = 71,43 km²
- MNQ = 0,036 m³/s (Abflussspende q = 0,5 l/(s × km²))
- MQ = 0,2 m³/s
- MHQ = 1,78 m³/s (Abflussspende q = 25 l/(s × km²))
- HQ_{10} = 2,70 m³/s
- HQ_{50} = 4,60 m³/s
- HQ_{100} = 5,70 m³/s

Zu Hochwasserereignissen der Bode und der Ehle vgl. Abschnitt 3.1.1.

Einen Eindruck vom Zustand der bordvollen Ehle-Flutrinne beim Hochwasserereignis Januar 2011 geben die folgenden Fotos (Stand 25.01.2011):

Abb. 3-15 Ehle, OL Egeln, Blick von der Furt auf die Fußgängerbrücke (25.01.2011)

Abb. 3-16 Ehle, Furt, Blick nach Nordosten (25.01.2011)

3.2.3 Gefälle

Anhand der Vermessungsergebnisse der IHU ([E5]) wurde das Gefälle der Ehle berechnet. Wie Tab. 3-2 zu entnehmen ist, ist das Gefälle der Ehle über die gesamte Fließstrecke sehr gering (entsprechend LAWA-Fließgewässertyp 19 „Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern“). Abb. 3-17 zeigt das Längsprofil der Ehle von km 0+013 bis 18+194. Zu beachten ist hierbei, dass Messungen der Sohltiefe und des Wasserspiegels nur in folgenden Bereichen durchgehend durchgeführt wurden:

- von km 0+000 bis 1+600
- von km 3+000 bis 3+200
- von km 8+700 bis 8+800
- von km 11+000 bis 12+900
- von km 14+400 bis 16+500
- von km 18+100 bis 18+200

In den übrigen Bereichen wurden die Sohltiefen nicht ermittelt, weshalb der hier gezeigte Verlauf im Längsprofil nur als grobe, wenn auch hinreichend genaue, Darstellung anzusehen ist.

Wie in Abb. 3-17 zu sehen ist, weist das Längsprofil der Sohle unterschiedliche Abschnitte auf und ist nicht homogen. Die Sohle weist bis km 1+500 tiefere und flachere Abschnitte auf, welche sich streckenweise in einem negativen Gefälle äußern. Das Sohlgefälle schwankt zwischen + 0,2 und - 0,2 %. Bis km 8+700 sind keine großen Schwankungen des Gefälles zu erkennen, was daran liegt, dass in diesem Bereich fast keine Messungen existieren. Bei km 8+727 (in der OL Egeln) ist ein Anstieg der Sohle von ca. 1,8 m zu erkennen. Es handelt sich hierbei um den Bereich um die Furt an der Tarthuner Straße in Egeln (km 8+974). Für die OL Egeln existieren keine weiteren Vermessungsdaten. Erst südlich des Bahndamms im Bereich des Zuflusses der Seerenne wurde die Sohle wieder vermessen. Sie liegt hier von km 11+050 bis 11+090 ca. 1,5 m höher als in Egeln und fällt dann weiter flussaufwärts wieder ab, sodass auch hier ein Bereich mit negativem Sohlgefälle vorhanden ist. Anhand der Flurstückskarten ist zu erkennen, dass die Ehle in diesem Bereich umverlegt worden ist. In ihrem Oberlauf befindet sich die Messstelle E218; unterhalb, nach dem Zufluss der Seerenne, liegt die Messstelle E217 (vgl. Kap. 5.2.1 Tab. 5-3). Zwischen dem Zufluss des Schäfergrabens und der Straßenbrücke Bahnhofstraße in Westeregeln ist bei km 11+877 ein weiterer Anstieg der Sohle zu erkennen. An dieser Stelle befindet sich eine Überfahrt und die Ehle ist verrohrt. Zwischen km 12+864 und 12+886 nimmt die Tiefe des Sohlgefälles um etwa 0,5 m ab, womit ein negatives Gefälle entsteht. Hier befindet sich die Straßenbrücke „Im Plan“ (Messpunkt Ehle 8, vgl. Tab. 5-2). Weitere auffällige Punkte im

Verlauf der Gewässersohle sind die Abnahme der Tiefe bei km 14+446 um ca. 0,3 m (auf 27 m Fließlänge) und die sprunghafte Abnahme bei km 16+473 um ca. 0,5 m. Die Station km 14+446 befindet sich unmittelbar unterhalb des Zuflusses der Ehle II

Insgesamt ist festzustellen, dass das Gefälle der Ehle sehr gering und teilweise sogar negativ ist. Dadurch sind die Fließgeschwindigkeiten in der Ehle niedrig und die Wahrscheinlichkeit eines Geschiebtransportes sehr gering.

Tab. 3-2 Gefälle der Ehle, berechnet nach [E5]

Abschnitt	Kilometierung		Gefälle Sohle [%]
	von	bis	
Ehle gesamt	**18+194**	**0+0013**	**0,053**
Zufluss Ehle II bis Zufluss SG	14+465	11+877	0,024
Zufluss SG bis Furt	11+877	8+727	0,081
Furt bis Tarthun	8+727	3+118	0,044
Unterlauf	3+118	0+013	0,054

Die Abschnitte mit negativen Sohlgefälle, insbesondere im Unterlauf ab km 1+500, wirken als Sedimentfallen in denen sich Feinsedimente ablagern. Die Sedimentdurchgängigkeit der Ehle ist mindestens intermittierend (z.B. bei Hochwasserereignissen) gegeben ([L31], dort Definition nach BMVI 2016).

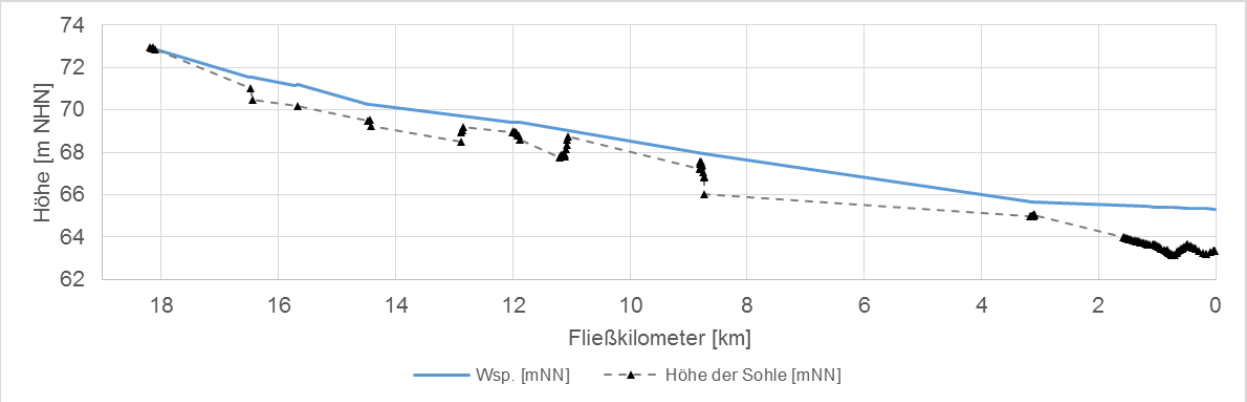


Abb. 3-17 Längsprofil der Gewässersohle der Ehle von km 18+194 bis zur Mündung in die Bode nach [E5]

Querbauwerke (künstliche Einbauten im Gewässer, die eine Barrierewirkung besitzen) sind im Gewässerabschnitt der Ehle unterhalb der Einmündung des Schäfergrabens – mit Ausnahme evtl. der Furt in Egeln – nicht vorhanden.

Die Sedimente der Ehle sind im Ober- und Unterlauf überwiegend tonig-schluffig (kohäsiv) und werden hauptsächlich als Schwebstoff transportiert. An den Positionen Ehle 5 und 4 bzw. Ehle 216 bis 211 (in der Ortslage Egeln, insbesondere im Bereich unterhalb der Klostersiedlung) sind die Sedimente sandig.

3.2.4 Sachstand zur PCB- und PCN-Belastung in der Ehle

3.2.4.1 Wasserproben

Nach Sachstandbericht zur Schadstoffbelastung in den Oberflächengewässern Sachsen-Anhalts [E1] werden UQN-Überschreitungen für PCB im Muldestausee und in der Ehle (Bode) festgestellt. Die in diesem Bericht dokumentierten Untersuchungen sind Teil der veranlassten Ermittlungsuntersuchungen zum Gewässer Ehle.

Durch den LHW wurden im Rahmen dieses Projektes diverse Untersuchungsergebnisse zu Proben aus den Gewässern Ehle und Schäfergraben zur Verfügung gestellt [A25]. Der LHW hat

ausschließlich auf PCB untersucht; PCN-Untersuchungen erfolgten weder in der Ehle noch den unterhalb liegenden Gewässern.

Die Probennahmepositionen des LHW sind in der nachfolgenden Abb. 3-19 dargestellt.

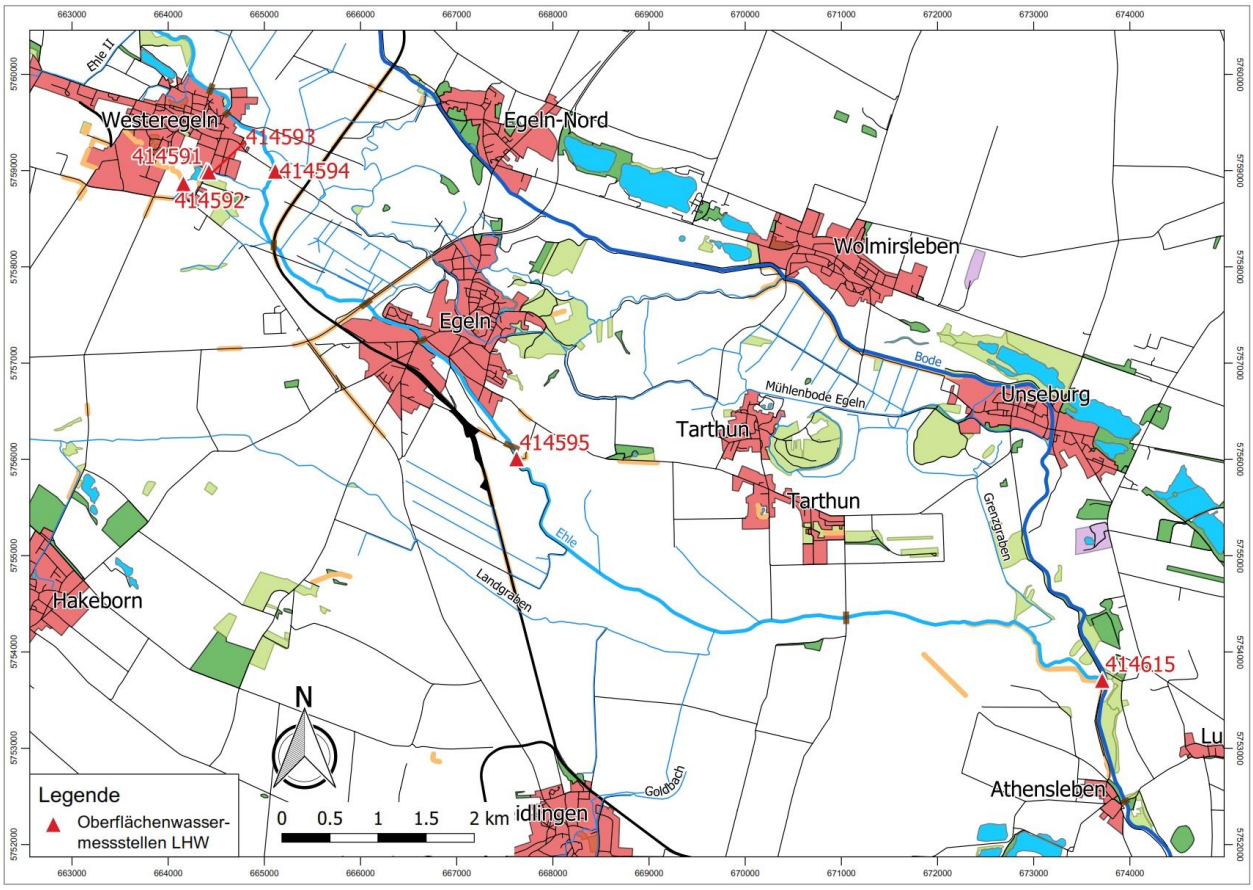


Abb. 3-18 Darstellung der Probenahmepositionen des LHW

Zum Schäfergraben wurden folgende Befunde übergeben:

LHW-Messpunkt 414592 (Zulauf zum Schwanenteich, Position Schäfergraben 6 bzw. SG 6)

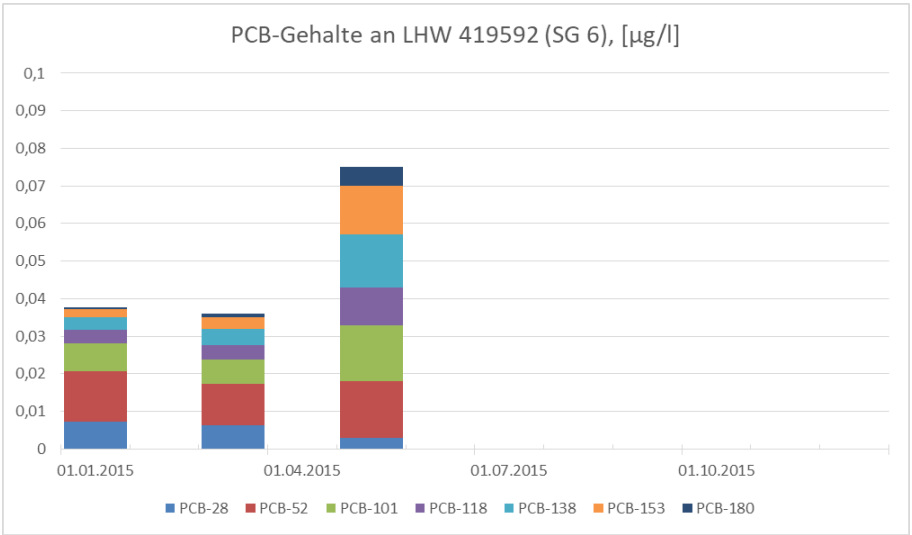


Abb. 3-19 PCB- und PCB-Kongenerenverteilung am Messpunkt LHW 414592/ Schäfergraben 6 (2015)

Nach den LHW-Daten treten im Zulauf zum Schwanenteich (SG 6 = LHW 414592) z.T. die höher chlorierten Biphenyle hervor. Besonders markant ist der relativ hohe Anteil der höher chlorierten PCB (-138 und -153) zum Termin 18.05.2015.

Das Verhältnis der höher- und niedriger chlorierten PCB (Q, gemäß Formel 3-1) liegt im Falle der GLD-Werte 2015 an LHW 414592 zwischen 0,33 und 1,12 (18.05.2015).

LHW 414591 (Ablauf Schwanenteich, westlich Egelner Straße, Position Schäfergraben 3)

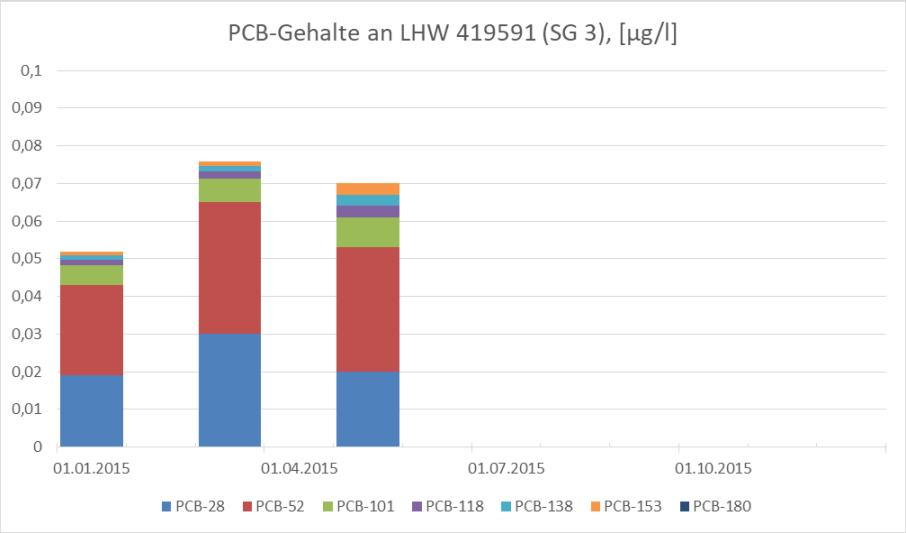


Abb. 3-20 PCB- und PCB-Kongenerenverteilung am Messpunkt LHW 414591/ Schäfergraben 3 (2015)

Am Messpunkt 414591, dem nördlichen Ablauf aus dem Schwanenteich in den Schäfergraben, liegen die Befunde in 2015 mit ca. 0,05 – 0,075 µg/l Σ PCB_7 im Niveau des aktuellen Befundes (SG 3: 0,084 µg/l Σ PCB_7, in Phase 2 nicht untersucht). Die Kongenerenverteilung wird sowohl bei den LHW-Messungen als auch den aktuellen Befunden durch die PCB-28 und -52 dominiert. Damit unterscheiden sich die Kongenerenmuster von Zu- und Ablauf des Schwanenteichs signifikant. In welcher Weise der Schwanenteich dieses Kongenerenmuster beeinflusst, ist nicht offensichtlich. Wahrscheinlich werden die höher chlorierten PCB stärker retardiert (adsorbiert) als die geringer chlorierten PCB.

LHW 414593 (Schäfergraben, östlich Egelner Straße, Position Schäfergraben 2)

An der Position LHW 414593 (Schäfergraben 2) liegen aus der GÜSA Messwerte aus 2012, 2013 und 2015 vor.

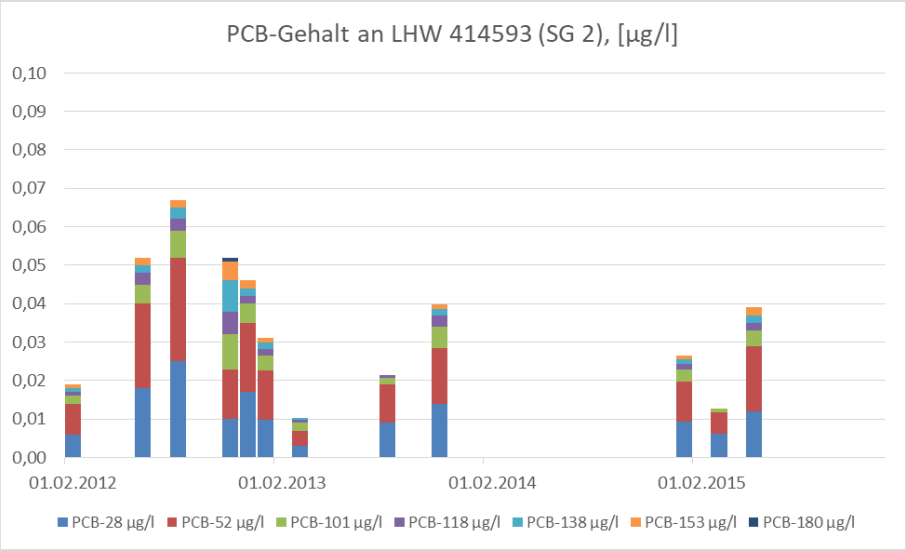


Abb. 3-21 PCB- und PCB-Kongenerenverteilung am Messpunkt LHW 414592/ Schäfergraben 2 (2012-2015)

Die Befunde lagen am 22.08.2012 bei 0,067 µg/l Σ PCB_7 (und damit im Niveau des aktuellen Befundes von 0,064 µg/l Σ PCB_7 (SG 2, Phase 1) bzw. 0,074 µg/l Σ PCB_7 (SG203, Phase 2), vgl. Abschnitt 6.1.1. Auch hier dominieren die PCB-28 und -52 deutlich.

Zur Ehle stellt sich die Belastungssituation nach den überlassenen Befunden wie folgt dar:

Am LHW-Messpunkt 414594 (Ehle 7 bzw. Ehle 220/ Westeregeln, Brücke Bahnhofstraße) waren die Wasserproben in 2015 in jeder der Proben befundfrei. Diese GLD-Befunde wurden bei den aktuellen Untersuchungen (Proben Ehle 7 bzw. Ehle 220) bestätigt.

LHW 414595 (Ehle 4, Ehle 211)

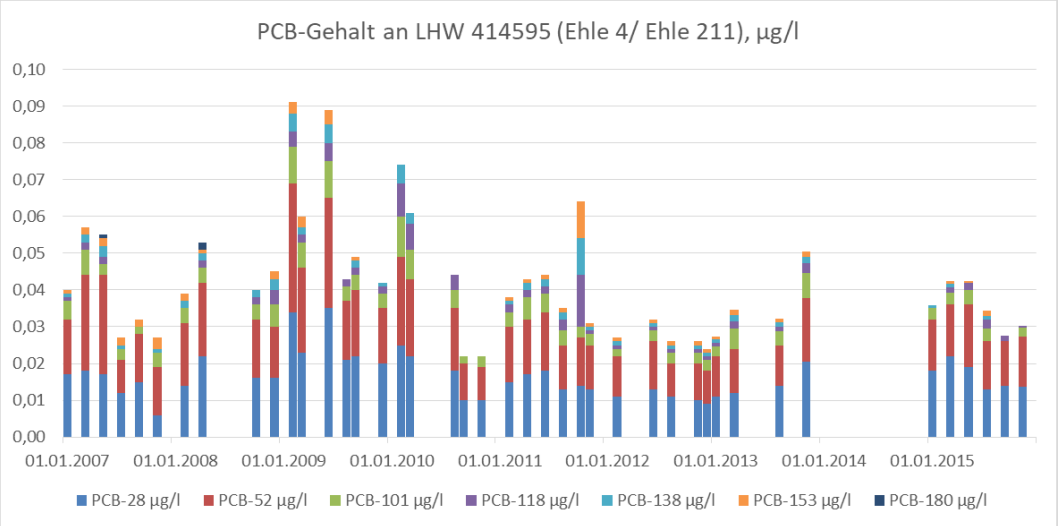


Abb. 3-22 PCB- und PCB-Kongenerenverteilung am Messpunkt LHW 414595 (Ehle 4/ Ehle 211), 2009-2015

Für den Messpunkt LHW 414595 liegt eine langjährige Messreihe der PCB vor. Der Messpunkt befindet sich unterhalb Egeln (ehem. Eisenbahnbrücke, Punkte Ehle 4 bzw. Ehle 211). Die PCB-Gehalte liegen im Mittel bei 0,03 µg/l Σ PCB_7 (die UQN liegt bei 0,0005 µg/l je PCB-Kongenere).

LHW 414615 (km 0+050, Mündung Ehle in die Bode)

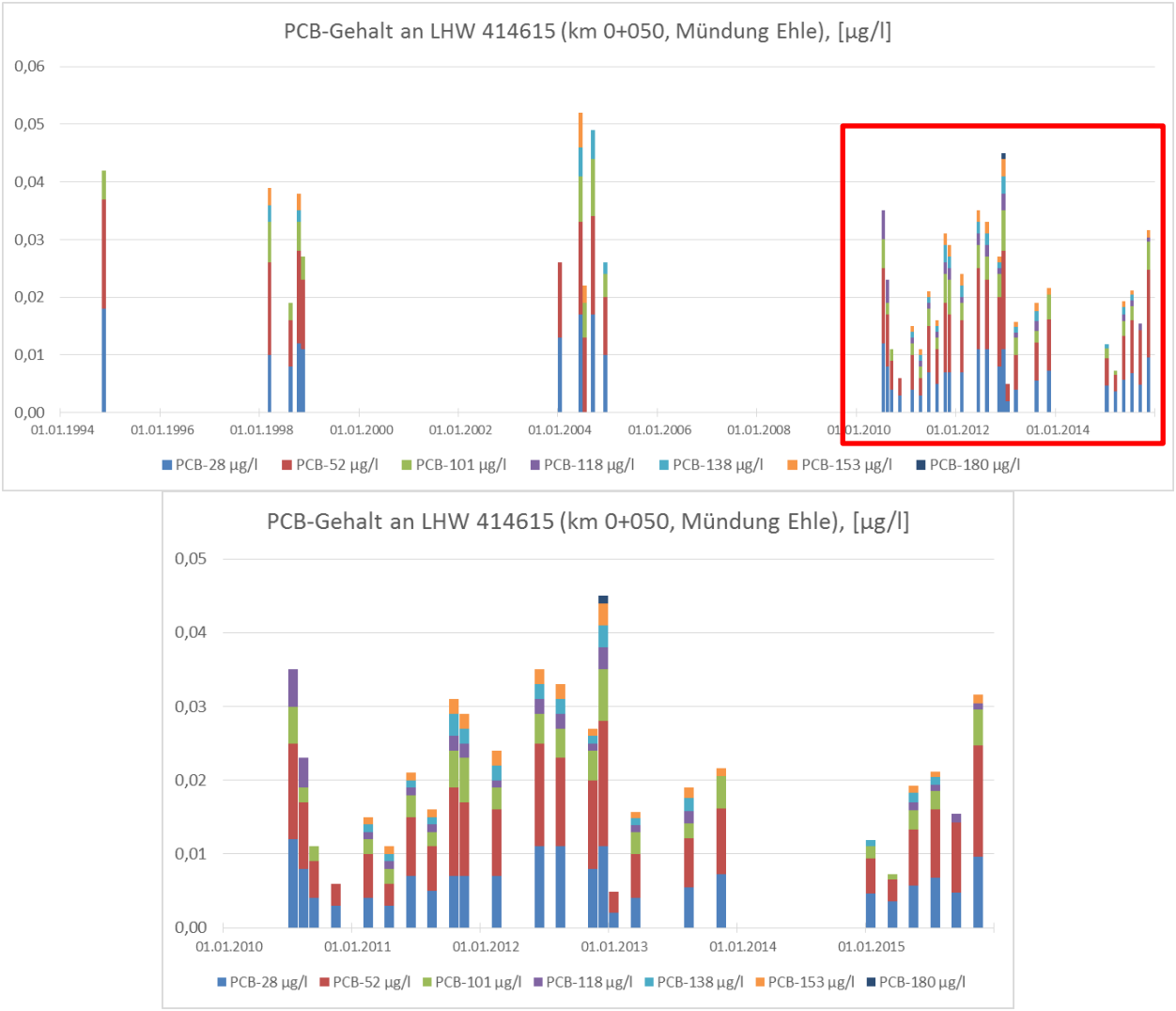


Abb. 3-23 PCB- und PCB-Kongenerenverteilung am Messpunkt LHW 414615/ Mündung (2010-2015)

Für den Messpunkt Mündung Ehle (414615) liegt ebenfalls eine langjährige Messreihe der PCB (ndl-PCB, bis 2004 bestimmt als PCB_6, seit 2010 bestimmt als $PCB_7 = PCB_6 + PCB\text{-}118$) vor.

Die Konzentrationen schwanken zwischen 0,005 und 0,045 µg/l Σ PCB_7; auch an der Mündung dominieren die PCB-28 und -52. Der Quotient (das Verhältnis Q der höher zu den niedriger chlorierten PCB, gemäß Formel 3-1) liegt bei ca. 0,2.

Die UQN (0,0005 µg/l je einzelnem Kongeneren) wird auch im Unterlauf der Ehle (an der Mündung der Ehle in die Bode) signifikant überschritten.

Die Befunde sind mit dem Messpunkt Ehle 1 (km 0+800), der jedoch ca. 750 m weiter im Oberstrom liegt, oder auch dem Messpunkt Ehle 201 (km 0+550), 500 m im Oberstrom, relativ gut vergleichbar (Ehle 1: 0,04 µg/l Σ PCB_7 und Quotient = 0,15; Ehle 201: 0,015 µg/l Σ PCB_7 und Quotient = 0,15). Hierzu vgl. Abschnitt 6.1.1.2.

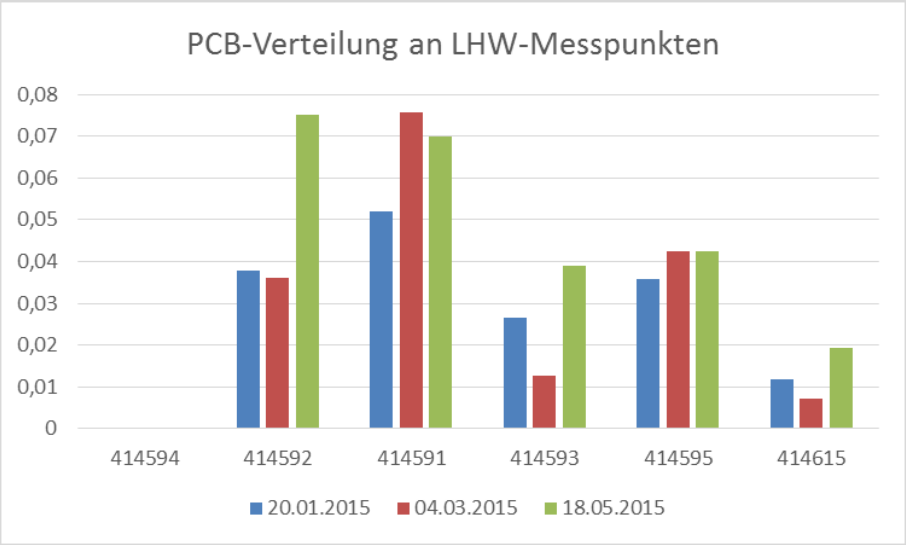


Abb. 3-24 PCB-Gehalte an den Messpunkten LHW, 2015, in µg/l

Im System Schäfergraben (Zulauf Schwanenteich LHW 414592/ Schäfergraben 6; Ablauf Schwanenteich LHW 414591/ Schäfergraben 3 sowie LHW 414593/ Schäfergraben 2) liegen die Befunde zwischen 0,01 und 0,075 µg/l Σ PCB_7. Die PCB-Befunde im Unterlauf der Ehle (LHW 414595/ Ehle 4 sowie LHW 414615/ Mündung) liegen in einem ähnlichen Niveau.

3.2.4.2 Sedimentproben

Durch den LHW wurden ausschließlich Wasserproben untersucht.

Sedimentproben aus der Ehle wurden im Rahmen der Planungen des UHV untersucht.

Durch IHU erfolgte im Auftrag des UHV zur Deklaration die Untersuchung von Gesamtsedimentproben (nicht der Feinfraktion < 63 µm) aus dem Unterlauf der Ehle, in der eine besonders hohe Sedimentmächtigkeit festgestellt wurde. In der Abb. 3-25 sind die PCB-Befunde aus [E2] visualisiert. In der Probe km 0+800 (Position der Probe Ehle 1) wurde ein Befund von 50.400 µg/kg Σ PCB_7 ermittelt. Die JD-UQN beträgt 20 µg/kg für jedes der PCB- Kongeneren (vgl. Abschnitt 4.2.1).

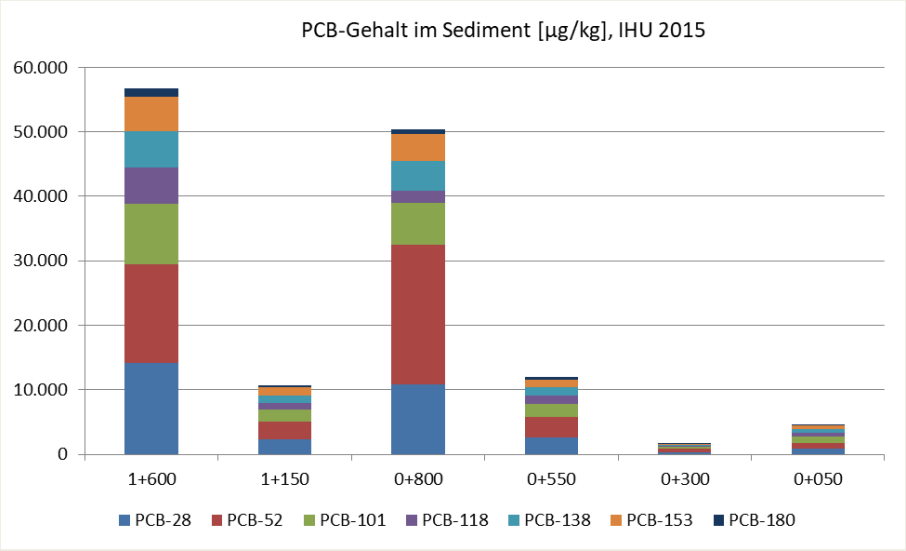


Abb. 3-25 PCB-Gehalte im Sediment, Ehle, Unterlauf, IHU 2015 [E2]

Der Gesamt-PCB-Gehalt (Σ PCB = 5 ×Σ PCB_6) von 4 der untersuchten Sedimentproben überschreitet den Wert von 50 mg/kg. Diese Sedimente unterliegen damit der Abfallbewirtschaftung nach Artikel 7 (4) a) der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 [G13]. Hierzu vgl. Abschnitt 4.2.3.

3.2.5 Gewässerzustand nach WRRL

Der Zustand der Ehle wird nach [E8] wie folgt beschrieben:

> *„Die Ehle verläuft überwiegend im Bodetal und verbindet in einigen Fällen historische Bodealtläufe. Dementsprechend besitzt die Bode ein relativ geringes Wasserspiegelgefälle und Fließgeschwindigkeiten. Insbesondere oberhalb von Egeln ist die Ehle durch Laufverlegungen und Begradigungen im Rahmen von Flächenmeliorationen stark überprägt. Aufgrund der fehlenden Fließdynamik, des hohen Nutzungsdruckes und den geringen Sommerabflüssen ist die Etablierung von nachhaltig wirkenden Strukturverbesserungen nur begrenzt möglich. Sie entspricht in kaum einem Abschnitt dem LAWA-Leitbild."*

In biologischer Hinsicht wird die Ehle dabei wie folgt charakterisiert:

> *„Die Fischfaune in der Ehle (Bode) weist 2007 den ökologischen Zustand „schlecht" aus. Die Leitarten fehlen, und es wurden nur 3 Arten mit geringen Abundanzen nachgewiesen. Aus dem Untersuchungsjahr 2010 liegt keine Bewertung vor, aber es ist eine Verbesserung zu verzeichnen. Positiv hervorzuheben ist, dass alle Leitarten nachgewiesen werden konnten, wenn auch mit geringen Abundanzen. Die Ukelei, die laut Referenz nur als typspezifische Art auftreten dürfte, stellt hier mit 67% den Hauptteil des Fanges. Auch fehlen einige Begleitarten. Die Altersklasse 0+ entspricht nur für Döbel, Hecht, Rotauge und Ukelei den Vorgaben. Anhand des Makrozoobenthos wird die Ehle (Bode) 2005 mit „schlecht" bewertet. Die Artenzahl ist gering und es fehlen rheophile Wasserinsekten-Arten. Die Wasserassel Asellus aquaticus als Zeigerart für kritisch belastetes Wasser kommt in hoher Dichte vor."*

3.3 Aktuelle Gewässerstruktur

Im Zuge der Untersuchungen fand während der Probennahmen und durch diverse Begehungen der Ehle die Erfassung der aktuellen Gewässerstruktur statt. Dabei wurden Einleiter und Entnahmen, sowie Besonderheiten des Gerinnes und angrenzender Flächen aufgenommen. Die aktuelle Gewässerstruktur im Zeitraum der Untersuchungen soll nachfolgend, beginnend von der Mündung in die Bode, beschrieben werden.

Abb. 3-26 und Abb. 3-27 zeigen den Mündungsbereich der Ehle in die Bode unterhalb des Wehres Rothenförde. Zum Zeitpunkt der ersten Probenahme (18.04.2017) hatte die Ehle hier eine Gewässerbreite von 5 – 10 m, die Wassertiefe lag bei ca. 40 cm. Im Süden der Ehle verläuft hier ein Deich, der bis ca. km 0+800 in unterschiedlich großem Abstand zum Gewässer verläuft und Grünlandflächen einschließt (z.B. Abb. 3-31). Im folgenden Abschnitt führt er direkt an der Ehle am rechtsseitigen Ufer entlang (Abb. 3-33), bis er bei km 1+850 endet und im weiteren Anschluss in einen Ufer-/Böschungswall von geringer Höhe (überwiegend < 0,5 m) übergeht. Dieser ist mit Gehölz / Bäumen (Pappeln, Eichen) bestanden und zieht sich bis in die OL Egeln. Bei km 1+190 fließt der Grenzgraben der Ehle linksseitig zu (Abb. 3-32). Der ab der Mündung linksseitig der Ehle verlaufende Gehölzstreifen endet ca. 150 m nach Zutritt des Grenzgrabens bei km 1+340. Bis etwa hierher ist eine Abnahme der Gewässerbreite auf ca. 3 - 4 m zu beobachten und die Ehle ist durch mächtige Schlammablagerungen bis > 1 m und ein langsames Fließen gekennzeichnet. Vor allem während der Begehung am 25.08.2017 war dieser Gewässerabschnitt stark mit Schilf verkrautet.

Abb. 3-26 Ehle, Mündung in die Bode; Hintergrund Wehr Rothenförde/Bode (22.11.2016)

Abb. 3-27 Ehle, Station 0+060, Nähe Mündung in die Bode (22.11.2016)

Abb. 3-28 Ehle, km 0+150, Nähe Mündung in die Bode (22.11.2016)

Abb. 3-29 Ehle, km 0+180, Nähe Mündung in die Bode (22.11.2016)

Abb. 3-30 Ehle, km 0+500, Nähe Mündung in die Bode (18.04.2017)

Abb. 3-31 Ehle, km 0+300, Nähe Mündung in die Bode (08.03.2018)

Abb. 3-32 Einmündung Grenzgraben, km 1+190 (25.08.2017)

Abb. 3-33 Ehle, bei ca km 1+750, Blickrichtung Ost (25.08.2017)

Im weiteren Verlauf, bis zur Brücke Börnecker Weg südlich von Tarthun, bleibt die Gewässerbreite etwa konstant. Die Fließgeschwindigkeit ist weiterhin gering und die Sedimentmächtigkeit nimmt auf 50 - 70 cm ab. Wenige Meter unterhalb der Brücke mündet eine Regenwassereinleitung aus Tarthun kommend in die Ehle, diese war zu jedem Begehungszeitpunkt trocken. Wie der vorangegangene Gewässerabschnitt war auch dieser, insbesondere im August und September 2017 vor den Unterhaltungsmaßnahmen, stark verkrautet.

Abb. 3-34 Ehle, Tarthun, Brücke Börnecker Weg, ca. km 3+130, Blick nach E (22.11.2016)

Abb. 3-35 Ehle, Tarthun, Brücke Börnecker Weg, ca. km 3+130, Blick nach W (22.11.2016)

Abb. 3-36 linksseitiger Einlauf unterhalb Brücke Börnecker Weg, ca. km 3+120 (20.02.2018)

Abb. 3-37 Ehle, Tarthun, km 3+530, Blick nach N (19.04.2018)

Oberhalb der Börnecker Brücke münden linksseitig bei km 3+530 ein aus Norden kommender Graben und bei km 4+040 der Windmoner Graben, ein Drainagegraben, in die Ehle. Aus beiden war kein Zufluss ersichtlich. Bei dem in Abb. 3-39 zu erkennendem Wasser handelt es sich um Rückstauwasser aus der Ehle in dem sonst trockengefallenen Graben.

Abb. 3-38 Ehle, Tarthun, ca. km 4+000, Blick nach W (25.08.2017)

Abb. 3-39 Mündung Windmoner Graben, km 4+040, (15.03.2018)

Bei km 4+530 fließt von Süden der Goldbach in die Ehle (Abb. 3-40). Hier war während der Probennahme Phase 2 in der Ehle nach Zutritt des Goldbachs eine erhöhte Fließgeschwindigkeit zu erkennen, die sich zum Messpunkt Ehle 208 (ca. 250 m unterhalb) wieder stark reduzierte.

Im weiteren Verlauf mündet ein von Norden aus Richtung Schacht IV kommender Graben bei km 5+880 in die Ehle, bevor weiter stromaufwärts bei km 6+230 aus Süden ein Grabensystem der Ehle zufließt (Abb. 3-13). Dieses war Teil des Umfluters der Ehle über den Landgraben.

Bis zur ehemaligen Eisenbahnbrücke bei km 8+650 sind keine wesentlichen Änderungen der Morphologie erkennbar. Die Gewässerbreite beträgt seit der Brücke Börnecker Weg etwa 3 – 4 m, die Fließgeschwindigkeit ist gering, das Wasser klar und die Sedimentmächtigkeit schwankt zwischen 50 und 80 cm.

Abb. 3-40 Einmündung Goldbach, km 4+530, Blick nach S (25.08.2017)

Abb. 3-41 Einmündung Grabensystem bei km 6+230, Blick nach NW (25.08.2017)

Bei km 7+550 stehen die Widerlager und ein Pfeiler einer ehem. Eisenbahnbrücke am Ufer bzw. im Gewässerbett der Ehle. Der südliche Durchlass ist massiv aufgelandet (Feinsediment-ablagerungen > 1 m); durch den UHV wurde lediglich der nördliche Durchlass (zwischen Pfeiler und nördlichem Ufer) beräumt.

Abb. 3-42 Ehle, unterhalb Egeln, ca. km 7+600, Blick auf Brückenbauwerk bei km 7+600 (06.02.2017)

Abb. 3-43 Ehle, unterhalb Egeln, ca. km 7+550, ehem. Eisenbahnbrücke (06.02.2017)

Oberhalb der ehem. Eisenbahnbrücke befindet sich die OL Egeln. Hier hat die Ehle eine ausgeprägte Flutrinne, welche bis zur Furt (km 8+800) schmaler wird. Linksseitig wird diese durch die Wohnhäuser und Gärten der Tarthuner Straße begrenzt, auf der rechten Seite der Ehle liegen außerhalb der Flutrinne Felder und vereinzelte Gärten. Ab der Furt bis zur Straßenbrücke Breiteweg ist die Flutrinne nur schmal ausgeprägt und wird linksseitig weiterhin durch Wohnbebauung und rechtsseitig durch eine Gartenanlage und eine Kindertagesstätte begrenzt.

Abb. 3-44 Ehle, OL Egeln, Thomas-Müntzer-Straße, Blick nach SE (22.11.2016)

Abb. 3-45 Ehle, OL Egeln, Thomas-Müntzer-Straße, Blick nach NW (22.11.2016)

Abb. 3-46 Ehle, OL Egeln, Garagenkomplex Tarthuner Straße, Blick nach SE (22.11.2016)

Abb. 3-47 Ehle, OL Egeln, Garagenkomplex Tarthuner Straße, Blick nach NW (22.11.2016)

Abb. 3-48 Ehle, OL Egeln, Fußgängerbrücke unterhalb der Furt, Blick nach SE (22.11.2016)

Abb. 3-49 Ehle, OL Egeln, Fußgängerbrücke unterhalb der Furt, Blick nach NW (22.11.2016) Richtung Furt

Abb. 3-50 Ehle, OL Egeln, km 8+800, Furt Tarthuner Straße, Blick nach N (22.11.2016)

Abb. 3-51 Ehle, OL Egeln, Blick nach SE, Verkrautung (22.11.2016)

Abb. 3-52 Ehle, OL Egeln, Blick nach SE, Verkrautung (22.11.2016)

Abb. 3-53 Ehle, OL Egeln, Brücke Tarthuner Straße, Blick nach NW (22.11.2016)

Oberhalb der Straßenbrücke, auf Höhe der Klostersiedlung, ist die Flutrinne etwas breiter und wird rechtsseitig durch eine hoch gelegene Böschung begrenzt. Auf der linken Seite zwischen Klostersiedlung und B81 grenzt ein Deich die Flutrinne der Ehle ab.

Abb. 3-54 Brücke B81, km 9+880 (25.08.2017)

Abb. 3-55 linksseitiger Zufluss bei km 9+950 (14.09.2017)

Oberhalb der B81 gibt es einen linksseitigen Zufluss von Drainagegräben, die bei km 9+950 in die Ehle münden. Ab der B81 bis zur Eisenbahnbrücke bei km 11+130 ist die Ehle von einem beidseitigen Gehölzstreifen umgeben, welcher linksseitig deutlich breiter ausgeprägt ist und topographisch tiefer liegt, während rechtsseitig die Ehleböschung mit Bäumen bepflanzt ist und höher gelegen ist. Der rechtsseitige (südliche) Gehölzstreifen ist zwischen dem Zufluss der Seerenne und Schlaggrenze des Feldes unterbrochen. Die Seerenne mündet bei km 11+040 in die Ehle.

Im weiteren Verlauf münden bei km 11+170 rechtsseitig zwei Gräben u.a. aus Richtung Heitmannsmühle (Graben am Wendelberg) aus einem vernässten topographisch tief gelegenen Geländeabschnitt in die Ehle.

Der nächste Zufluss ist der Schäfergraben bei km 11+700. Ab der OL Egeln bis zur Straßenbrücke Bahnhofsstraße in Westeregeln (km 12+000) sind vergleichsweise geringe Sedimentablagerungen von 30 – 50 cm festzustellen. Die Fließgeschwindigkeit ist in diesem gesamten Abschnitt als träge zu beschreiben. Die Gewässerbreite nimmt auf ca. 2 m ab.

Abb. 3-56 Ehle, km 11+300, ca. 280 m nach Zulauf Schäfergraben (22.11.2016)

Abb. 3-57 Ehle, km 11+500, ca. 100 m nach Zulauf Schäfergraben (22.11.2016)

Abb. 3-58 Mündung Schäfergraben (links) in die Ehle (rechts), km 11+600, 22.11.2016

Abb. 3-59 Mündung Schäfergraben (links) in die Ehle (rechts), km 11+600, 06.02.2017

Ab der Straßenbrücke Bahnhofstraße fließt die Ehle am Nordrand von Westeregeln entlang, wo bei km 12+400 ein Grabenzulauf am Sportplatz von Norden und bei km 13+460 der Mahnborngraben von Süden einmünden. Bei km 14+410 fließt die Ehle 2 aus Süden der Ehle zu.

Abb. 3-60 Ehle, E-lich OL Westeregeln, ca. km 11+800, Blick nach SSW (22.11.2016)

Abb. 3-61 Ehle, E-lich OL Westeregeln, ca. km 11+800, Blick nach SSW (06.11.2017)

Abb. 3-62 Ehle, Brücke „Bahnhofstraße“, ca. km 11+950, Blick nach N (22.11.2016)

Abb. 3-63 Ehle, Brücke „Bahnhofstraße“, ca. km 11+950, Blick nach N (22.11.2016)

Die vorstehenden Fotos zeigen den Zustand der Ehle am Fotostandort landwirtschaftlicher Durchlass ca. 50 m unterhalb des Brückenbauwerks Bahnhofstraße Westeregeln und ca. 250 m vor der Mündung des Schäfergrabens.

Abb. 3-64 Ehle, Brücke „Plan / Am Sportplatz“, ca. km 12+860, Blick nach N (06.02.2017)

Abb. 3-65 Ehle, Brücke „Plan / Am Sportplatz“, ca. km 12+860, Blick nach S (06.02.2017)

An der Brücke „Plan / Am Sportplatz“ (siehe Abb. 3-64) wurde im Zusammenhang mit einem geplanten Bauvorhaben in 2016 eine Sedimentprobe der Ehle (Röthegraben) entnommen und analytisch auf die Parameter der LAGA M20 zzgl. Ergänzungsparameter der DepV untersucht [A24]. Die Probe zeigte einen auffälligen EOX- (4 mg/kg) sowie PCB-Befund (1,15 mg/kg bzw. 1.150 µg/kg Σ PCB_7).

Abb. 3-66 Ehle, Blick von Position km 13+330 (Brücke Lindenstraße/ L76) nach E in Richtung Sportplatz

Abb. 3-67 Ehle, Brücke Lindenstraße/ L76, ca. km 13+330, Blick nach N (06.02.2017), Verockerung

Abb. 3-68 Ehle (Röthegraben) nach Zulauf Ehle II, Durchlass ca. km 14+440, Blick gegen die Fließrichtung (W), von Links: Zulauf Ehle II

Abb. 3-69 Ehle (Röthegraben) nach Zulauf Ehle II, Durchlass ca. km 14+440, Blick in Fließrichtung (E),

Der Vergleich der Fotos vom 22.11.2016 (Abb. 3-58) und 06.02.2017 (Abb. 3-59) zeigt u.a. für das Gewässer Ehle, dass durch den UHV eine Beräumung der Gewässer erfolgt ist. Die dabei angefallenen Sedimente wurden auf den Böschungen sowie der Böschungsschulter der Grabenprofile aufgetragen.

3.4 Zuflüsse und Einleitungen in die Ehle

3.4.1 Zuflüsse in die Ehle

In der folgenden Tabelle sind die relevanten Zuflüsse in die Ehle benannt. Hierzu vgl. Anlage 1.

Tab. 3-3 Zuflüsse in die Ehle

Nr.	km	Beschreibung	Bemerkung
Ehle (oberhalb Zulauf Schäfergraben auch: „Röthegraben“)			
-	1+190	Grenzgraben (aus Richtung Unseburg)	aus Richtung N
-	3+530	Nördlicher Zulauf, Drainage bzw. Graben	Begehung 19.04.2018
-	4+040	Drainage „Windmoner Graben“	Auskunft UWB [A18]
-	4+530	**Goldbach**, Landgraben (Schachtgraben)/ Neuer Graben	aus Richtung S; (mit temporärem Zulauf aus Ri. Grube Archibald [A18])
-	5+880	Kl. Graben aus N (Richtung Schacht IV)	aus Richtung N
-	6+230	weiteres Grabensystem aus Süden	aus Richtung S
-	9+540	Hauptgraben	aus Richtung N
-	11+040	Seerenne	aus Richtung N
-	11+170	Graben am Wendelberg	aus Richtung SW
-	11+700	**Schäfergraben**	aus Richtung W
-	12+400	Grabenzulauf am Sportplatz	aus Richtung N
-	13+460	Mahnborngraben (Teichstraße, an der Schäferei)	aus Richtung S
-	14+450	**Ehle II**	aus Richtung S
Schäfergraben			
-	0+630	Ablauf Schwanenteich	(LHW-Messpunkt 414593)
-	0+720	Straßenbegleitender Graben Egelner Straße	(LHW-Messpunkt 414591)

Die nachfolgend detaillierter beschriebenen Zuflüsse sind in der Tabelle hervorgehoben.

3.4.1.1 Goldbach (Ehle, km 4+530)

Der Goldbach ist ein rechtsseitiger Zufluss der Ehle, der bei km 4+530 von Süden in diese mündet. Sein Ursprung liegt bei Cochstedt, von wo aus er durch Schneidlingen fließt. Ca. 600 m vor der Mündung in die Ehle fließt ihm von Westen der Landgraben (Schachtgraben) zu. Dieser hat seinen Ursprung nordwestlich in Hakeborn und entwässert die angrenzenden Felder (auch

ALVF Braunkohlengrube Archibald). Die letzten ca. 2 km seines Gerinnes entsprechen dem ehemaligen Verlauf des Umfluters der Ehle (vgl. Abschnitt 3.2.1, Abb. 3-10 und Abb. 3-13).

Abb. 3-70 Mündung des Goldbach in die Ehle

Abb. 3-71 Mündung des Goldbach in die Ehle

3.4.1.2 Schäfergraben / Beintalgraben / Schwanenteich (Ehle, km 11+700)

Der Schäfergraben[6] entwässert den Schwanenteich und die an der L 76/ Egelner Straße verlaufenden Gräben sowie die über Entwässerungsleitungen angeschlossenen Flächen nach Osten in Richtung Ehle.

Abb. 3-72 Mündung Schäfergraben in die Ehle, Blick von S nach N (22.11.2016)

Abb. 3-73 Mündung Schäfergraben in die Ehle, Blick von E nach W (25.08.2017)

6 Das an km 11+700 in die Ehle mündende Gewässer wird im ATKIS als Schäfergraben bezeichnet. Als „Beintalgraben“ wird vom UHV der südliche Entwässerungskanal des Schwanenteichs bezeichnet. Diese offenbar ortsübliche Bezeichnung findet sich auch in älteren Dokumenten (vgl. auch [S1]).
Mit Ehle werden die von IHU in [E5] beplanten Gewässerabschnitte bezeichnet. Ortsüblich wird die Ehle in der OL Egeln auch als Schäfergraben und oberhalb der Einmündung des Beintalgrabens (Schäfergrabens) auch als Röthegraben bezeichnet. Weitere Benennungen erfolgen entsprechend dem vom UHV übergebenen Kartenmaterial.

Abb. 3-74 Schäfergraben, Blick nach W, gegen die Fließrichtung (22.11.2016)

Abb. 3-75 Blick auf L 76 von E nach W, Durchlass zu Schacht

Abb. 3-76 Durchlass/ Schachtbauwerk E-lich L 76/ Egelner Straße (06.02.2017)

Abb. 3-77 Durchlass W-lich L 76, Blick nach NW (12.11.2015)

Der Schäfergraben zeigte zum Zeitpunkt der Begehungen (12.11.2015, 22.11.2016, 06.02.2017) jeweils einen nachweislichen, jedoch geringen Abfluss.

Schwanenteich / Kalimagteich

Die im Bereich der ehem. Alkaliwerke Westeregeln und des späteren VEB Orbitaplast Westeregeln angefallenen mineralischen Reststoffe (Aschen, Schlacken aber auch Abbruchmassen) wurden zur Verfüllung eines im Umfeld der Schachtanlagen Douglashall I und II gegangenen Großtagesbruchs genutzt [S1]. Diese Materialien wurden z.T. eingespült. Das Wasser wurde teilweise wieder gefasst, z.T. versickerte dieses oder trat dem Grabensystem und damit letztlich der Ehle und der Bode zu.

Abb. 3-78 Blick über den Schwanenteich nach W (12.11.2015)

Die Ablagerungskapazität der Einspülung war zu Beginn der 1980er Jahre erschöpft. Um die Entsorgungssicherheit perspektivisch sicherzustellen, wurde die industrielle Absatzanlage für

Aschen des Heizwerkes (genutzt durch VEB Orbitaplast Weißandt-Gölzau, BT Westeregeln) erweitert.

Der heutige Schwanenteich ist die Erweiterungsfläche der Ascheeinspülung und wurde nach 1981 angelegt ([U21], [S1]). In Planunterlagen der ehem. Orbitaplast Westeregeln [S1] zum Bau des Spülteichs (heute „Schwanenteich“) findet sich folgende Textpassage:

> „*Durch das Gelände führt der Beintalgraben, durch den das angrenzende Territorium entwässert und das betriebliche Abwasser zum Vorfluter Ehle abgeleitet wird*.“

Diese Aussage aus dem Planungsdokument „Objekt Ascheablagerung, VEB Orbitaplast BT Westeregeln“ bezieht sich streng genommen auf den Zeitpunkt 1981.

Mit dieser Erweiterung wurde die Entwässerung der Flächen der ehem. Alkaliwerke bzw. VEB Orbitaplast durch den Schwanenteich geführt, der Beintalgraben, dessen Verlauf in den Flurkarten noch erkennbar ist, verläuft nunmehr durch den Schwanenteich.

Mit Erschließung des heutigen Solvay-Gewerbeparks in den Jahren 2000 - 2002 wurde dieses Entwässerungsregime für das Niederschlagswasser grundsätzlich beibehalten. Das Niederschlagswasser der angeschlossenen Gebäude, Grundstücke und Verkehrsflächen wird in einem Trennsystem gefasst, wobei die Ableitung des Niederschlagwassers in ein Grabensystem östlich des Standortes erfolgt.

Die in den Gräben gefassten Niederschlagswässer fließen dem Schwanenteich zu. Die Gräben vereinigen sich vor einem Durchlass zum ehem. Bahndamm; der LHW-Messpunkt 414592 (südlicher Zulauf) befindet sich unmittelbar an diesem Durchlass.

Dem Schwanenteich fließen ferner Sickerwässer aus dem Bereich des verfüllten Großtagesbruchs zu. Hier ist es nicht unwahrscheinlich, dass es sich um aufsteigende salinare Wässer handelt, die durch den „Deponiekörper“ austreten und abfließen. Hinweise darauf ergeben sich aus Leitfähigkeitsmessungen eines anderen, vermutlich auch die Flächen der Schachtanlagen Douglashall entwässernden Ablaufs (nördlicher Einlauf in den nördlichen Graben, ca. 9.400 µS/cm).

Der Schwanenteich selber wirkt seit seiner Herstellung und Einbindung in das Entwässerungssystem (nach 1981) als Sedimentfalle[7].

Der Schwanenteich wird nach einem 1998 durch das STAU Magdeburg erstelltem Gutachten [S1] als polytrophes Flachgewässer (Trophiegrad 4) eingestuft. Das Wasser im Schwanenteich wies eine erhöhte Leitfähigkeit auf, die auf erhöhte Gehalte an gelösten Salzen (Natrium, Calcium, Magnesium, Chlorid, Sulfat) zurückzuführen ist. Im Teichwasser wurde ein erhöhter AOX von 63 µg Cl/l festgestellt. Das Sediment wies einen EOX von 328 mg Cl/kg (und einen AOX von 3.400 mg Cl/kg) sowie einen Kohlenwasserstoffgehalt von 18.200 mg/kg auf.

Der Schwanenteich hatte nach hiesiger Einschätzung ursprünglich ggf. 2 Abläufe[8]. Beim nördlichen Ablauf handelt es sich um den ehem. Verlauf des Entwässerungsgrabens (vor 1980), erkennbar am Verlauf des Flurstücks. Der südliche Ablauf wurde mit Anlage des östlichen Walls (dem beim Herstellen des Teichs angefallenen Bodenaushub) als Durchlass durch den Wall mit Schachtbauwerk/ Absturzbauwerk mit anschließender Verrohrung zum straßenbegleitenden Graben hergestellt. Der südliche Ablauf war zum Zeitpunkt der Begutachtung durch das STAU Magdeburg noch wirksam [S1].

---

7 Da der Schadstoffeintrag (PCB) in das Vorflutersystem der Ehle in den Alkaliwerken Westeregeln mit der Chlorierung organischer Verbindungen (ab ca. 1930) begann, der Schwanenteich jedoch erst um ca. 1980 angelegt wurde, müssen die „Altsedimente“ im Vorflutersystem (Schilfgebiet im Unterlauf des Schäfergrabens, Ehle) in analoger Weise als Schadstoffsenke betrachtet werden.

8 Hinweis: Die Beschreibung nach Arbeitsplan (Ortsbesichtigung vom 06.02.2017) ergänzt und revidiert z.T. die in [A3] gegebene Beschreibung (Ortsbesichtigung vom 22.11.2016)

Diese Abläufe vereinigen sich am Ortseingang Westeregeln vor dem Durchlass unter der L 76/ Egelner Straße zum „Schäfergraben“. Westlich bzw. östlich der Egelner Straße befinden sich die LHW-Beprobungspunkte 414591 und 414592.

Abb. 3-79 Auszug Luftbild/ Flurkarte mit Eintragung der Abläufe

Die 2 Abläufe des Schwanenteichs sollen nachfolgend weiter beschrieben werden (Abb. 3-79):

1. Nördlicher Ablauf des Schwanenteichs

   Der nördliche Ablauf beginnt im nordwestlichen Teil des Schwanenteichs und entwässert von W nach E in Richtung Durchlass unter L 76 / Egelner Straße (Abb. 3-80). Bei diesem Ablauf handelt es sich um einen Teil des ursprünglich zur Entwässerung der Flächen der Alkaliwerke Westeregeln genutzten Grabens, der um 1980 beim Herstellen des Schwanenteichs durch diesen unterbrochen wurde.

   Eine direkte Entwässerung in den Graben ist jedoch nicht zu erkennen. Vielmehr sorgt der hydraulische Druck des Teichwassers für die Durchsickerung des Dammes. Der nördliche Graben fasst das durch den Damm zutretende Sickerwasser.

Abb. 3-80 Nördlicher Ablauf Schwanenteich, Blick von L76 nach W (06.02.2017), rechts im Bild: Sedimentauflage aus Beräumung

Abb. 3-81 Nördlicher Ablauf Schwanenteich, Blick nach E zur L76 (22.11.2016)

Abb. 3-82 Nördlicher Ablauf Schwanenteich, Blick nach E; Bildmitte: Fotostandort der Fotos 3-42 und 3-45

Abb. 3-83 Durchlass (im vorherigen Bild markiert), Blick nach W (22.11.2016)

Abb. 3-84 Nördlicher Ablauf Schwanenteich, Blick nach W (22.11.2016)

Abb. 3-85 Nördlicher Ablauf Schwanenteich, Blick nach E (22.11.2016)

2. südlicher Ablauf des Schwanenteichs

W-lich zur L 76 / Egelner Straße entwässert ein straßenparalleler Graben (Abb. 3-86) von S nach N (zum Durchlassbauwerk unter der L 76). Etwa 10 m vom nördlichen Ende entfernt mündet ein Durchlass in den Graben, welcher den Teich bei höheren Wasserständen entwässert (Abb. 3-87).

Abb. 3-86 Blick entlang des Grabens an der L76 nach S (Pfeil: südlicher Ablauf Schwanenteich)

Abb. 3-87 südlicher Ablauf Schwanenteich, Einlauf in der Graben, Blick von der L 76 nach W.

Bereits der teichseitige Zulauf des Bauwerkes ist stark verschlammt. Von diesem ausgehend mündet der Durchlass im straßenparallelen, nach N entwässernden Graben. Das Ablaufrohr ist auch grabenseitig stark zugesetzt.

Abb. 3-88 Blick auf den Durchlass durch den Wall des Schwanenteichs. Pfeil: Schachtbauwerk; Rohre im Hintergrund: Notüberlauf

Abb. 3-89 Blick auf Durchlass durch den Wall von W (Teichseite, verlandet)

Eine Begehung während eines längeren Niederschlagsereignisses am 04.06.2017 hat gezeigt, dass der südliche Abfluss 2 (auf Grund der seeseitigen Verlandung) als Abfluss inzwischen vollständig unwirksam ist. Damit erfolgt der Hauptabfluss aus dem Schwanenteich über den ehem. Grabenverlauf (Beintalgraben, verlängerter Schäfergrabe) und den LHW-Messpunkt 414591 (nördlicher Abfluss 1), vermutlich im Regelfall als Durchsickerung des Walls.

Bei Vergleich der Luftbilder 1985 bis 2000 mit denen der Jahre 2011 und 2015 (Kap. 4.4.4 aus [U21]) ist erkennbar, dass der Schwanenteich zunehmend verlandet (siehe Abb. 3-79).

Abb. 3-90 Vergleichende Darstellung der Uferlinien des Schwanenteichs

Der Schwanenzeich wird ausschließlich durch Niederschläge im „Einzugsgebiet“ (Regenentwässerung im Gewerbegebiet Westeregeln/ ehem. Alkaliwerke) sowie aus die Richtung der Schachtanlagen Douglashall zufließenden Sickerwässer gespeist. Die zur Verlandung führenden Sedimente stammen aus dem vorgenannten „Einzugsgebiet“.

3.4.1.3 Ehle II (Ehle, km 14+450)

Mit [A24] liegen Ergebnisse der Deklarationsuntersuchungen von Sedimenten der Ehle (Röthegraben) an der Station km 12+900 (Brückenbauwerk „Plan / Am Sportplatz“) vor. Es wurden ca. 1.150 µg/kg Σ PCB_7 ermittelt. Dieser Befund weist auf den Zutritt von PCB in das Gewässer Ehle oberhalb des Brückenbauwerks „Plan / Am Sportplatz“ hin.

Der Ehle fließen oberhalb dieses Brückenbauwerkes aus südlicher Richtung 2 Gräben zu, die potenziell Schadstoffe eintragen könnten (vgl. Tab. 3-3):

- Mahnborngraben (ca. km 13+500), an der Schäferei
- Ehle II (ca. km 14+450), von Schacht III kommend

In das Gewässer Ehle II tritt im Bereich Schacht III aus einem aus Richtung Tongrube kommenden, nicht dokumentierten Zulauf Wasser ein.

Abb. 3-91 Ehle II an der Straße „Schacht 3“, Zulauf in straßenparallelen Graben aus Richtung Ziegelei

Abb. 3-92 Zulauf Ehle II zur Ehle (Röthegraben), ca. km 14+450

Auf Grund des PCB-Befundes oberhalb des Zulaufes Schachtgraben wurde das Untersuchungsgebiet in Phase 1 auf die Ehle II erweitert. Hierzu vgl. auch Abschnitt 5.2.

3.4.2 Einleitungen im Einzugsgebiet der Ehle

Nach Mitteilung des WAZV [A15] erfolgen aktuell im Betrachtungsraum in die Ehle 6 Einleitungen durch Mischwasserkanal-Entlastungen sowie 2 Einleitungen von Regenwasser aus Rückhaltungen.

Tab. 3-4 Einleitungen Regenwasser und Mischwasserentlastungen in Schäfergraben und die Ehle

Nr.	km	Beschreibung	Bemerkung
Ehle (Röthegraben, Schäfergraben)			
RW 1	3+100	Gewerbegebiet Tarthun, Brücke Börnecker Weg	
MW A	8+500	Egeln, Tarthuner Straße, S 30935E0049	
MW B	9+320	Egeln, Klosterstraße, S 30919E0050	
MW C	9+350	Egeln, Hundertstraße, S 30918E050A	
RW 2	10+620	Gewerbegebiet Egeln	
MW D	11+950	Westeregeln, Bahnhofstraße, S 30602E0052	LHW-Messpunkt 414594
MW E	12+860	Westeregeln, Brücke „Im Plan“, S 30627E0053	
MW F	13+460	Westeregeln, Teichstraße, S 30627E0055	
Schäfergraben (Beintalgraben)			
RW	0+630	Straßenentwässerung Egelner Straße	LHW-Messpunkt 414593
RW	0+720	Flächenentwässerung Kelterei in „nördlichen Zulauf“	LHW-Messpunkt 414591
RW	1+350	Gewerbegebiet „Solvay“, **Zulauf Schwanenteich**	LHW-Messpunkt 414592

Ergänzt ist diese Zusammenstellung des WAZV um die Einleitungen, die über weitere Zuflüsse wie z.B. die Ehle II oder den Schäfergraben (den Beintalgraben) in die Ehle (den Röthegraben/ Schäfergraben) erfolgen [K3].

Zur historischen Einleitung (zur Ableitung von betrieblichem und kommunalem Abwasser der ehem. Alkaliwerke Westeregeln) konnten keine Planunterlagen recherchiert werden.

Es ist davon auszugehen, dass die historische Entwässerung (vor 1989) vollständig in die Ehle erfolgte; Schmutzwasser wurde ggf. über Mehrkammerabsetzgruben geführt, betriebliche Abwässer ggf. vorgereinigt (neutralisiert) und in die Ehle abgeleitet. Die historische Ableitung der Fabrikabwässer der ehem. Alkaliwerke Westeregeln erfolgte vermutlich auch über die heute noch vorhandenen Gräben (Beintalgraben) und Schäfergraben in die Ehle.

Eine Sonderrolle nahm dabei die IAA „Deponie Industrieabwasser“ ein. Das Spülwasser wurde teilweise zurückgepumpt, versickerte oder lief über den Beintalgraben und den Schäfergraben in die Ehle. Die Erweiterung der ursprünglich nur im Bereich des Großtagesbruchs erfolgenden Einspülung durch Anlegen des heutigen Schwanenteichs (Kalimagteich) erfolgte um 1980. Nach dem Bauzustand (Alter) der Durchlässe der Gräben durch die K 1308, den ehem. Bahndamm und die Egelner Straße zu urteilen sowie den Luftbildrecherchen (dokumentiert in [U21]) hat sich das Entwässerungsregime auch mit Anlegen des Teiches nicht grundsätzlich geändert.

Mit der Neuerschließung des Gewerbegebietes Westeregeln (ca. im Jahr 2000) wurde die Gebietsentwässerung oberhalb des Zulaufes zum Schwanenteich neu geordnet. Hierfür wurde ein Trennsystem errichtet, wobei die Ableitung des Regenwassers über unverändert bestehende Gräben (einen nördlichen und einen südlichen Grabenzulauf zum Schwanenteich) erfolgt.

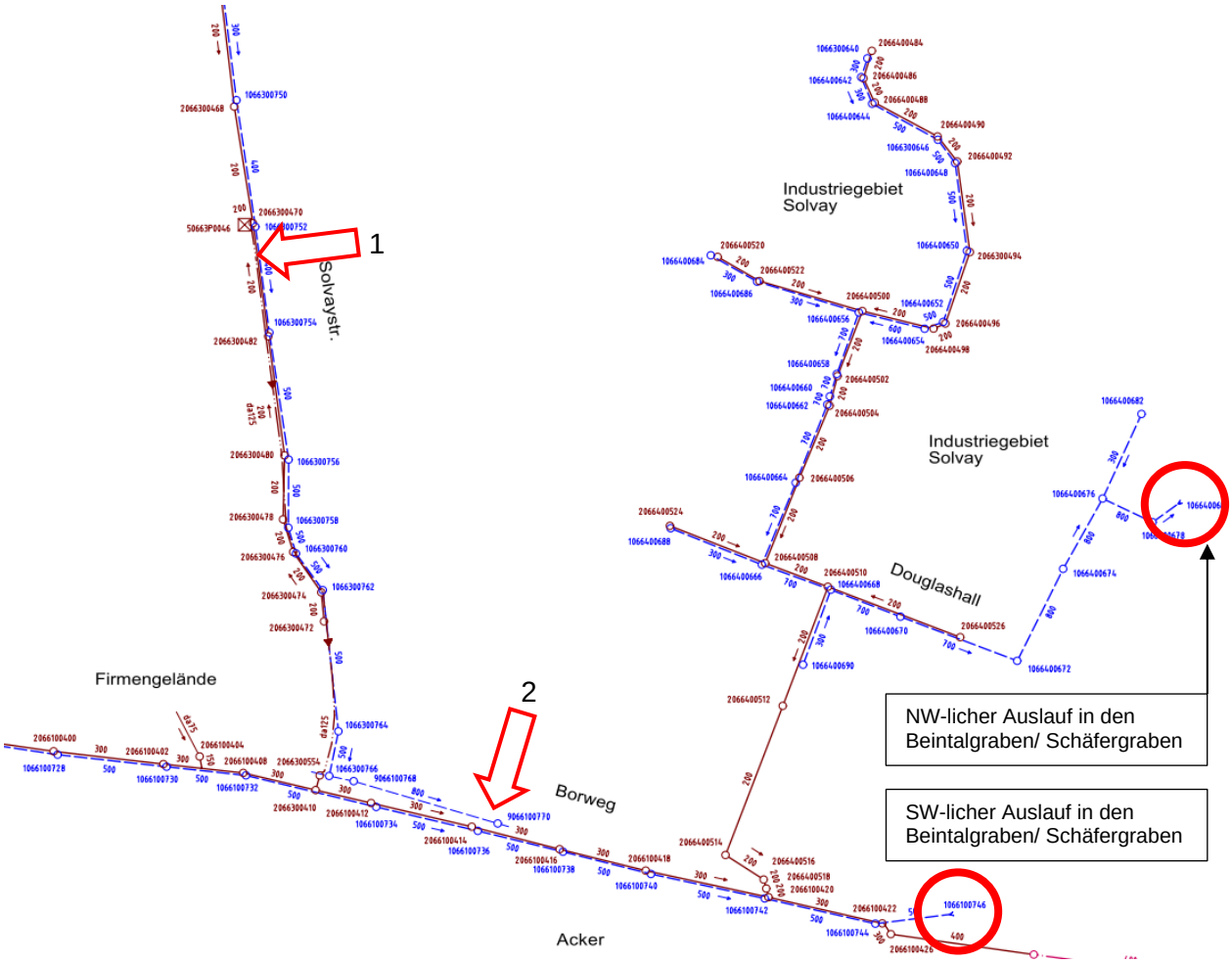


Abb. 3-93 Auszug aus dem Entwässerungsplan [K3]

Diese Erschließung bildet das oberirdische Einzugsgebiet des Schwanenteiches und des Schäfergrabens (Beintalgrabens); die Auswirkungen des Entwässerungssystems wird in den Abschnitten 7.1.1 ff. diskutiert (auch [U21], [U25]).

Die Niederschlagswasserableitung erfolgt aus den Sammlern direkt in einen nordwestlichen und einen südwestlichen Graben. Diese Gräben bilden den Zulauf zum Schwanenteich und vereinigen sich unmittelbar westlich eines ehemaligen Bahndamms (Messpunkt LHW 414592/ Schäfergraben 6). Die Auslässe sind in der Abb. 3-93 farblich markiert.

Im Bereich Solvaystraße weist das Kanalsystem einen Defekt auf (Infiltration, Flüssigkeitszutritt auch im Trockenwetterfall [A20], Position 1 in Abb. 3-93).

Im Bereich Borrweg bindet die Entwässerung der Solvaystraße auf einen historischen Kanal DN 800. Dieser konnte auf Grund Verbruch (Position 2 in Abb. 3-93) bei der vermessungstechnischen Aufnahme des Kanalsystems nicht befahren und daher nicht vollständig in den Bestandsplan übernommen werden, bindet aber im Bereich der Kreuzung Borrweg / Hakeborner Straße / Douglashall auf das neue System auf und entwässert ebenfalls über den SW-lichen Auslass den Graben.

Zur Veranschaulichung sind nachfolgend die Auslässe der Niederschlagsentwässerung Solvaystraße und Borrweg in den SW-lichen Graben sowie Douglashall in den NW-lichen Graben[9] dargestellt.

Abb. 3-94 S-licher Auslass RW-Kanal in SW-lichen Graben

Abb. 3-95 N-licher Auslass RW-Kanal in den NW-lichen Graben

Weitere relevante Sachverhalte vgl. Abschnitt 7.1.1.2 (rezente Einträge).

3.5 Gewässerunterhaltung (Schäfergraben und Ehle)

Die Ehle ist ein Gewässer 2. Ordnung. Für die Pflege und Unterhaltung der Gewässer Ehle und Schäfergraben sowie der Gräben, in die die Niederschlagswässer des Gewerbegebietes eingeleitet werden, ist der UHV Untere Bode zuständig.

Auf Grund des sehr geringen Gefälles und der sehr geringen Fließgeschwindigkeiten einerseits und der relativ hohen Fläche des Einzugsgebietes sind zur Gewährleistung des Gebietswasser-abflusses und der Verhinderung dauerhafter oder temporärer Vernässungen regelmäßige und zum Teil intensive Gewässerunterhaltungsmaßnahmen erforderlich.

9 der linke (südliche) Auslass ist dem RW-Kanal zuzuordnen. Die Herkunft des rechten (östlichen) Kanals ist unbekannt.

Nach den Dokumentationen im GEK wurde zum Zeitpunkt der Bearbeitung des GEK (2012) die Gewässerunterhaltung an der Ehle wie folgt ausgeführt (Tabelle 1-10 aus [E8]):

Abschnitt-Nr.	Station	Anzahl der Pflegegänge/ a	Art der Unterhaltung
1	Mündung bis Westeregeln	1	Schlegeln der Böschung und Sohle, Abharken des Krautes, maschinelle Unterhaltung auch in den Ortslagen, Schneisenkrautung in der Sohle in der OL Westeregeln, Unterhaltungsdruck von den Kommunen

Die Arbeiten zur Gewässerunterhaltung bis einschließlich 2017 haben sich seit 2012 sowohl dem Umfang nach als auch bzgl. der zum Einsatz gebrachten Technik verändert. Erforderlich sind regelmäßige Böschungsmahd und das Krauten[10] der Sohle. Die Mahd erfolgt maschinell mit Mähkorb (Doppelmessermähwerk mit Fangkorb). Das Krauten umfasst das Abmähen der von der Sohle her aufwachsenden Pflanzen und erfolgt ebenfalls mit Mähkorb im Unterwasserschnitt.

Die Bedeutung der Unterhaltungsmaßnahmen für die Ehle und deren Funktion wird mit folgendem Auszug aus dem Leitfaden der Gewässerunterhaltung in Sachsen-Anhalt [L35] zutreffend beschrieben:

> *„In ehemaligen Bruch- und Feuchtgebieten führen die in der Regel künstlichen Gewässer meist ganzjährig Wasser. Bei diesen Gewässern mit überwiegender Entwässerungsfunktion ist die jährliche abflusssichernde Mahd von Sohle und Böschung, gegebenenfalls auch das Entnehmen von Schlamm der Normalfall, so dass eine „eigendynamische" Entwicklung dieser Gewässer gemessen an den Maßstäben bei anderen Gewässertypen nur eingeschränkt möglich ist."*

Durch den UHV wurde am 31.01.2018 darüber informiert, in welchen Gewässerabschnitten der Ehle die Unterhaltungsarbeiten (die Krautung) von welcher Gewässerseite aus erfolgen. Die bei der Krautung anfallenden sedimentverunreinigten Pflanzenteile bzw. die zum Teil auch entnommenen Sedimente werden jeweils auf der Gewässerseite, von der die Unterhaltungsarbeiten erfolgen, abgelegt.

10 Die Krautung umfasst das Abmähen des von der Sohle her aufwachsenden Pflanzenbewuchses sowie seine Entnahme aus dem Gewässer und das Ablegen im Gewässerrandstreifen bzw. die Entsorgung. Ziel ist die Freihaltung des Gewässerquerschnitts/ Beseitigung verkrautungsbedingter Abflusshindernisse und die Verringerung der hydraulischen Rauhigkeit.
Die Böschungsmahd dient der Freihaltung des Gewässerprofils für den Hochwasserabfluss.
Krautung und Böschungsmahd erfolgen überwiegend maschinell z.B. mittels Bagger mit Mähkörben, an schwer zugänglichen Stellen von Hand.

Tab. 3-5 Gewässerunterhaltungsarbeiten an der Ehle

Nr.	von km	bis km	Lage	Linksseitig (von Norden)	Rechtsseitig (von Süden)	Bemerkung
Ehle						
1	0+000	8+600	Unterlauf der Ehle bis Egeln	☒	☒	nach Befund Profil 0 auch von S
1.1	0+000	0+810	bis ca. zum Versprung Deich	☒	☒	Probe Deich 3
1.2	1+000	8+600	Unterlauf der Ehle bis Egeln	☒	☐	Ehle nur von N direkt zugänglich
2	8+600	8+790	OL Egeln	☐	☒	Ehle nur von S direkt zugänglich
3	8+790	8+860	OL Egeln, Umfeld Furt	☒	☒	bis 2014 auch von N
4	8+860	9+320	OL Egeln	☐	☒	Weg unterhalb der KiTa
5	9+320	9+810	OL Egeln, Klosterstraße	☒	☐	
6	9+810	9+950	Brücke B 81	☒	☐	Profil P7, manuelle Unterhaltung
7	9+950	10+850	Mittellauf Ehle	☐	☒	Profil P8, Lückenmahd
8	10+850	11+140	unterhalb Eisenbahnbrücke	☐	☒	nur wenn Fläche abgetrocknet
9	11+140	11+170	oberhalb Eisenbahnbrücke	☒	☒	Profil P 9
10	11+170	11+980	oberhalb Eisenbahnbrücke	☒	☐	bis Mündung Schäfergraben, P 10
Schäfergraben (Beintalgraben)						
1	0+000	0+630	OL Westeregeln	☐	☒	Unterhaltung vom Feld
2			Zulauf zum Schwanenteich	☒	☒	Unterhaltung vom Feld, Profil P12

Die Gewässerseite, von der aus in den letzten Jahren jeweils die Unterhaltungsarbeiten erfolgten, wurde in der folgenden Abb. 3-96 farblich hervorgehoben.

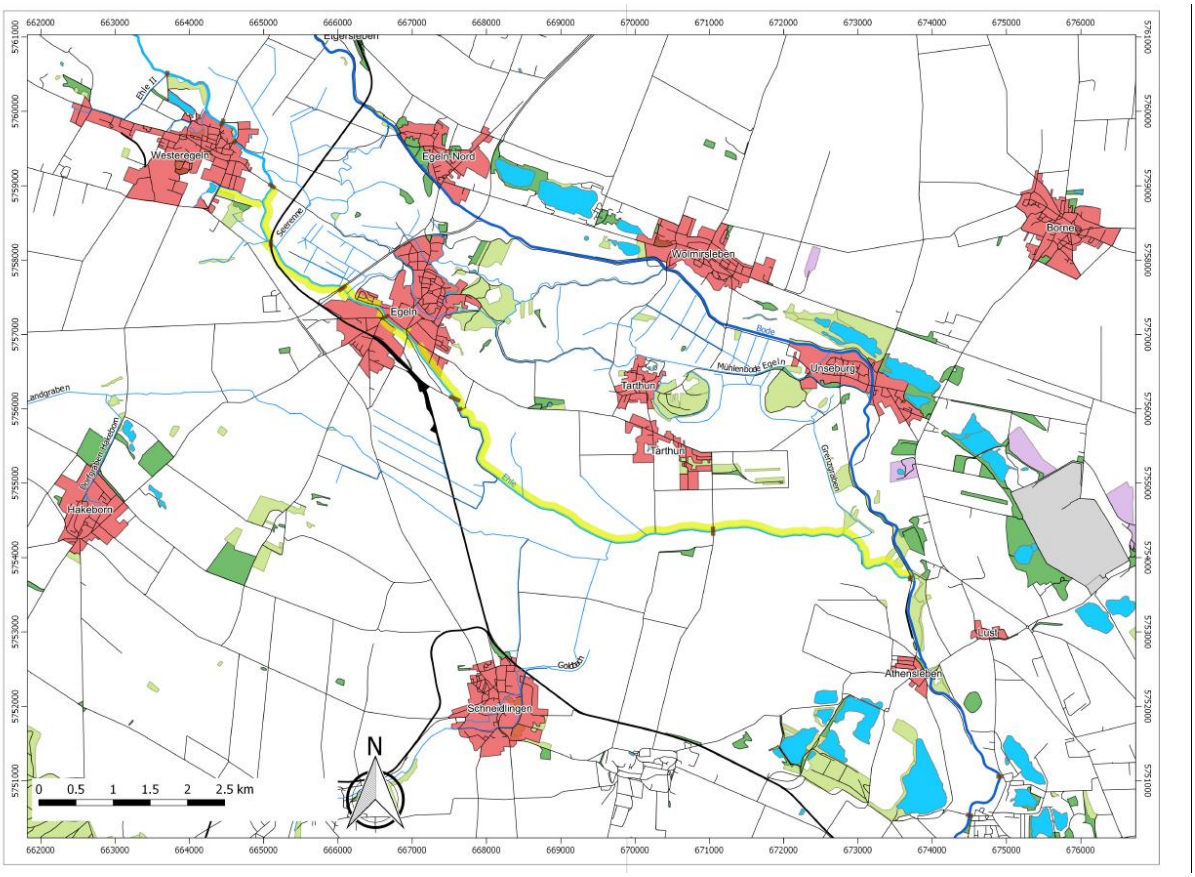


Abb. 3-96 Darstellung der Ehle mit Eintragung der Gewässerseite, von der aus die Unterhaltungsarbeiten erfolgen

Anzumerken ist, dass der Umfang der Gewässerunterhaltungs- sowie z.T. auch der Gewässerausbaumaßnahmen seit anzunehmender Schadstoffbelastung der Sedimente (bezogen auf PCB

und PCN vor 1960) unbekannt ist. Nach den Mitteilungen waren die Gewässerunterhaltungsmaßnahmen vor 1989 deutlich intensiver als danach. Weiterhin ergibt sich aus der multitemporalen Auswertung von Luftbildern, dass dies auch für Gewässerausbau- und Meliorationsmaßnahmen zutrifft.

Die folgenden Abbildungen illustrieren einerseits die Notwendigkeit der regelmäßigen Gewässerunterhaltung, andererseits auch den Umfang der bei der Krautung und z.T. auch separat stattfindenden Sedimententnahme erfolgenden Verlagerung von Räumgut in den Gewässerrandstreifen.

Abb. 3-97 Gewässerabschnitt vor und nach der Unterhaltung (exemplarisch), OL Egeln, Klostersiedlung

Abb. 3-98 Gewässerabschnitt vor und nach der Unterhaltung (exemplarisch), OL Egeln

Abb. 3-99 Kraut- und Sedimentablage bei Unterhaltungsarbeiten (exemplarisch)

Abb. 3-100 Kraut- und Sedimentablage bei Unterhaltungsarbeiten (exemplarisch)

Abb. 3-101 Kraut- und Sedimentablage bei Unterhaltungsarbeiten (exemplarisch)

Abb. 3-102 Kraut- und Sedimentablage bei Unterhaltungsarbeiten (exemplarisch)

Die Ablage des bei der Beräumung anfallenden Krautes und der z.T. bei den Unterhaltungsarbeiten ausgebauten Sedimente erfolgt auf der Böschung bzw. im Gewässerrandstreifen, bei fehlendem Gewässerrandstreifen auch auf angrenzenden, landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Bei der Frage, wie die Ablage der Sedimente aus bodenschutzfachlicher sowie bodenschutz- und abfallrechtlicher Sicht zu werten ist, ist die Abgrenzung zwischen den Arbeiten zur Gewässerunterhaltung und zum Gewässerausbau bedeutsam.

Bei den Maßnahmen der Gewässerunterhaltung (i.d.R. Mahd der Böschungen und Krauten, Reinigen und Räumen des Gewässerbettes) entspricht der Ablage der Sedimente im Bereich der Böschungen der gängigen Praxis. Bodenschutzrechtlich könnte es sich bei der Ablage der Sedimente um das Auf- oder Einbringen von Materialien auf eine durchwurzelbare Bodenschicht handeln, die nach § 12 (2) Satz 2 als „*Umlagerung von Bodenmaterial*“ und Wiederverwendung *„am Herkunftsort*“ auch ohne Einhaltung der Voraussetzungen nach Satz 1 statthaft wäre [G2].

Der Entwurf der BBodSchV [G4] soll die bisher gängige Vollzugspraxis in §7 (8) legitimieren: „*Beim Auf- oder Einbringen von ... Baggergut aus der Unterhaltung von Entwässerungsgräben im räumlichen Umfeld des Herkunftsortes unter vergleichbaren Bodenverhältnissen sowie geologischen und hydrogeologischen Bedingungen ist eine schädliche Bodenveränderung im Sinne des § 6 Absatz 2 aufgrund von Schadstoffgehalten nicht zu besorgen.*“[11]

Diese Verwertung des Krautes und der Sedimente durch Aufbringen auf die Böschungen und in den Gewässerrandstreifen hat auf Grund der hohen Schadstoffbelastung der Sedimente im konkreten Fall jedoch folgende Auswirkungen entfaltet:

- Entstehen schädlicher Bodenveränderung auf angrenzen Flächen (Böschung und Böschungskrone der Gewässer, Gewässerrandstreifen)
- erneuter Eintrag der schadstoffbelasteten Sedimente in das Gewässer (Rekontamination) bei Erosion durch Wasser (Einspülen der aufgebrachten Feinsedimente bei starken Niederschlagsereignissen)
- weiterführende Belastung angrenzender Flächen durch Bodenumlagerung bei Grundbodenbearbeitung oder bei Baumaßnahmen, eventuell auch durch Abwehen (Erosion durch Wind) oder Ausgasen.

Diese Auswirkungen werden in Abschnitt 6.4 und in gesonderten Berichten (z.B. [A12] bis [A14]) vertieft beschrieben und beurteilt.

3.6 Geplante WRRL-Maßnahmen an der Ehle

Im Auftrag des UHV wurden durch die IHU Stendal Planungen (Vorplanung) zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit und Struktur der Ehle erstellt [E5]. Die Planung erfolgte in 2 Maßnahmekomplexen

- Maßnahmen zur Wiederherstellung und Sicherung der ökologischen Durchgängigkeit
- morphologische (strukturverbessernde) Maßnahmen im und am Gewässer.

In der Vorplanung wird ein umfassender Überblick über Hydrologie und Hydromorphologie der Ehle gegeben. Speziell hat IHU an denjenigen Positionen, an denen in der Vorplanung Maßnahmen abgeleitet wurden, Querprofile der Ehle eingemessen und dabei sowohl das Grabenprofil als auch die Sediment- bzw. Schlammmächtigkeit dokumentiert (vgl. [E5], Anhang 01_Maßnahmeskizzen). Eingemessen wurden folgende Gewässerabschnitte:

- km 0+014 bis km 1+571 (Unterlauf Ehle bis zur Mündung in die Bode)
- km 3+099 bis km 3+159 (Tarthun, Brücke Börnecker Weg)
- km 7+599 bis km 7+486 (ehem. Eisenbahnbrücke unterhalb Egeln)
- km 8+729 bis km 8+810 (Egeln, Furt)

11 Der konkrete Fall zeigt, dass dies bodenschutzfachlich so nicht stimmt.

- km 11+053 bis km 11+202 (Eisenbahnbrücke unterhalb Westeregeln)
- km 11+877 bis km 11+895 (Durchlass DN 1000 unterhalb Bahnhofstraße)
- km 12+840 bis km 12+886 (Westeregeln, Brücke „Im Plan/ Am Sportplatz“)
- km 14+419 bis km 14+446 (Durchlass DN 800 oberhalb Westeregeln, Zulauf Ehle II)

Weitere eingemessene Gewässerabschnitte liegen oberhalb des Betrachtungsgebietes dieser Untersuchungen.

Bei der Gewässeraufnahme im Rahmen der Vorplanung [E5] wurden relevante Feinsedimentablagerungen, die im Zuge der Maßnahmeumsetzung entnommen werden sollen, in den folgenden Gewässerabschnitten ermittelt:

- km 0+014 bis km 1+571 (Unterlauf Ehle bis zur Mündung in die Bode)
  Sedimentmenge 5.700 m³
- km 1+500 bis 3.120 (Tarthun, Brücke Börnecker Weg bis Unterlauf Ehle),
  Sedimentmenge ca. 5.600 m³
- km 7+599 bis km 7+486 (ehem. Eisenbahnbrücke unterhalb Egeln),
  Sedimentmenge nicht quantifiziert

Die Untersuchung der stofflichen Zusammensetzung (der Sedimentbelastung) im Unterlauf (Gewässerabschnitt km 0+014 bis km 1+571) erfolgte mit [E2].

Für einzelne Gewässerabschnitte erfolgte die Ableitung und Abstimmung von Vorzugsmaßnahmen. „*In den ersten beiden Planungsabschnitten, km 0+000 bis 1+500 und km 1+500 bis 6+000, soll eine ökologische Aufwertung erfolgen. Dieses ist nicht als Nullvariante oder als Variante mit Entschlammung zu erreichen. Vielmehr sind hier die beiden Vorzugsvarianten im Abstimmungsprozess gleich ausgefallen, wobei die Entschlammungsmaßnahmen von Pflanzmaßnahmen und strukturverbessernden Maßnahmen flankiert werden (siehe Maßnahmenskizzen und Protokolle im Anhang). Da eine Entschlammung zwangsläufig erfolgen muss, auch im Sinne der Nachhaltigkeit und der Einhaltung des Umweltziels „gutes ökologisches Potential“, ist ein weiterer Kostenfaktor der flankierenden Maßnahmen unerheblich (hohe Kosten der Entschlammung/Deponierung an der Ehle, aufgrund von PCB-Belastungen).*“

Auf Grund der nachgewiesenen hohen Schadstoffbelastungen ist die Umsetzung von Maßnahme zur Erfüllung der Anforderungen nach EU-WRRL nur sinnvoll möglich, wenn die Schadstoffproblematik der im Sediment gebundenen Schadstofe (PCB und PCN) im Rahmen eines Gesamtkonzeptes gelöst wird.

4 Relevante Schadstoffe, Stoffeigenschaften und Beurteilungswerte

4.1 Stoffe und Stoffeigenschaften

In der Ehle und damit im Einzugsgebiet der Bode wurden im Gewässerüberwachungsprogramm Sachsen-Anhalt langjährig erhöhte PCB-Befunde (gemessen PCB_7 nach OGewV 2011 [G11]) festgestellt. Die hierzu ausgeführten Recherchen legten nahe, dass dies PCB auf Einträge aus den ehem. Alkaliwerken Westeregeln zurückzuführen sind. Dort wiederum wurden sowohl Biphenyl zu PCB (Handelsname „Orophen“) als auch Naphthalin zu PCN (Handelsname „Xylamon“) chloriert. Die Herstellung von PCN erfolgte seit ca. 1932 bis 1964 (oder 1969), die Herstellung von PCB erfolgte seit ca. 1957 bis ca. 1969.

PCB und PCN sowie PCDD/ PCDF sind persistente organische Verbindungen, da sie folgende Eigenschaften aufweisen:

- über einen langen Zeitraum beständig (schwer abbaubar, persistent)
- Potenzial zum weiträumigen Transport (Ferntransport)
- lipophil (fettlöslich)
- Anreicherung in der Nahrungskette (Bioakkumulation) und
- giftig für Mensch und Tier.

Die wesentlichen Stoffeigenschaften der PCB und PCN sowie der untersuchungsrelevanten PCDD/PCDF sollen nachfolgend benannt werden.

4.1.1 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Zur Gruppe der polychlorierten Biphenyle gehören insgesamt 209 Kongenere[12], die sich durch unterschiedliche Anzahl und Stellung der Chloratome am Biphenyl (2 über Einfachbindung verknüpfte Benzolringe) unterscheiden.

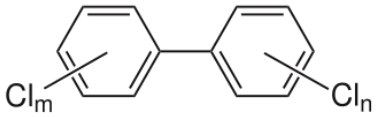


Abb. 4-1 Allgemeine Strukturformel der polychlorierten Biphenyle, Quelle: [W1]

Die Herstellung der PCB erfolgte durch Chlorierung von Biphenyl. Da sich bei der Chlorierung die Position der Chlorsubstitution am Biphenyl nicht steuern lässt, entstehen – abhängig von den Reaktionsbedingungen – technische Gemische von Biphenylen der allgemeinen Summenformel $C_{12}H_{10-x}Cl_x$ (mit x=1 bis 10). Technische PCB-Gemische sind farblose bis gelbliche Flüssigkeiten von mäßiger bis hoher Viskosität, die bei hohem Chlorierungsgrad harzartig werden.

Die PCB sind thermisch und chemisch sehr stabil, stark hydrophob (wasserabweisend) und elektrisch nicht leitend. Auf Grund der Kombination dieser Eigenschaften wurden PCB früher u.a. als Isolieröl in Transformatoren, Dielektrikum in Kondensatoren oder Bestandteil von Korrosionsschutzbeschichtungen, Hydraulikölen u.ä. eingesetzt.

PCB weisen schädliche Eigenschaften für die Gesundheit und die Umwelt auf, die jedoch erst später, nach deren breiter Anwendung, erkannt wurden.

Die akute Toxizität der PCB ist gering, die chronische Toxizität hingegen ist schon bei geringen Gehalten (Konzentrationen) z.T. erheblich. PCB sind bioakkumulierbare, adsorptive und persistente chlororganische Verbindungen. Die PCB reichern sich bevorzugt in Fettgewebe und Schwebstoffen an. Die PCB gehören zu den besonders gefährlichen persistenten organischen Verbindungen (Persistent Organic Pullutants, POP) und sind in Anhang I (Liste der verbotenen Stoffe) der POP-VO [G13] aufgeführt.

Zu den toxischen Eigenschaften der PCB vgl. auch Bericht 1.

12 Kongenere sind chemische Verbindungen gleicher Grundstruktur, jedoch unterschiedlicher Anzahl und Stellung von Substituenten, deren Summenformeln sich unterscheiden können. (Isomere hingegen sind Verbindungen gleicher Struktur und gleicher Summenformel, jedoch unterschiedlicher Position der Substituenten).

Zur vollständigen analytischen Untersuchung der Matrizes Wasser, Sediment oder Boden auf deren PCB-Gehalt müsste die Konzentration aller 209 Kongeneren ermittelt und addiert werden. Der hierfür erforderliche analytische Aufwand wäre erheblich. Aus praktischen Gründen erfolgt daher die Beschränkung der Untersuchung auf jeweils ausgewählte Kongenere wie folgt:

- Indikator-PCB (auch Leitkongenere, ndl-PCB, PCB_6)

  Nach Konvention (Übereinkunft) erfolgt die Quantifizierung der PCB-Kongeneren 28, 52, 101, 138, 156 und 180 und die Angabe des Summenwertes als Σ PCB_6. Die Festlegung auf diese 6 Kongenere (Abb. 4-2) erfolgte nach dem Vorkommen in den meisten technischen Produkten und nach der analytischen Zugänglichkeit.

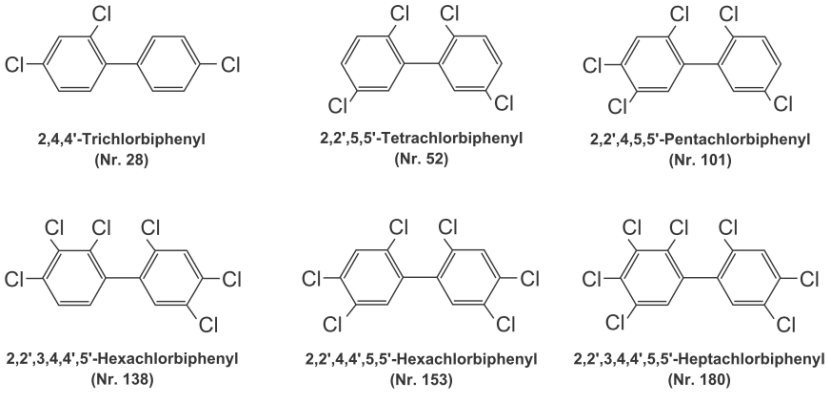


Abb. 4-2 Strukturformel der 6 Indikator-PCB (Leitkongenere nach Ballschmitter), aus [L27]

- Gesamt-PCB

  Für die Bestimmung der Gesamt-PCB gibt es grundsätzlich 2 normierte Verfahren, die in der EN 12766-2 beschrieben sind. Nach „Verfahren A“ erfolgt die Bestimmung aller Kongeneren und deren Addition zur Σ PCB. Nach dem üblichen „Verfahren B“ wird der Gesamtgehalt der PCB durch Multiplikation der Σ PCP_6 mit dem empirischen Faktor 5 ermittelt. Auch nach einer Empfehlung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) wird der Gesamt-PCB-Gehalt einer (Abfall-) Probe durch Multiplikation der Σ PCB_6 mit einem so genannten „LAGA-Faktor“[13] von 5 berechnet.

  Die bodenschutzrechtlichen Beurteilungswerte für die Pfade Boden-Mensch und Boden-Nutzpflanze nehmen Bezug auf die Σ PCB_6.

  Abfallrechtliche Regelwerke wie die VO (EG) Nr. 850/2004 [G13] oder auch wasserrechtliche Bezugswerte wie der Prüfwert Boden-Sickerwasser beziehen sich auf den Gesamt-PCB-Gehalt (z.B. nach „Verfahren B“ ermittelt durch Multiplikation der Σ PCB_6 mit dem Faktor 5).

- dioxinähnliche PCB (coplanare PCB, dl-PCB, PCB_{12})

  Von den 209 möglichen PCB-Kongeneren weisen 12 Kongenere eine mit den Dioxinen (den polychlorierten Dibenzodioxinen) vergleichbare räumliche und elektronische Struktur auf. Diese daher als dioxinähnliche PCB bezeichneten Kongenere haben auch analoge toxische Wirkungen wie die Dioxine (Abb. 4-3).

  Das giftigste dl-PCB ist das PCB-126 mit einem Toxizitätsfaktor von 0,1 (WHO 2005). Zum Vergleich: Der Toxizitätsfaktor des PCB-118[14] liegt bei 0,00003.

---

13 LAGA-Methodensammlung Abfalluntersuchung, Version 3.0, Stand 14.10.2016, Seite 117 ff.: Der LAGA-Faktor *„…gilt für eine Mischung der technischen Gemische Clophen A30, A50, und A60 im Verhältnis 2:1:1*.“

14 Nach diversen Verordnungen (z.B. der DepV oder auch der OGewV 2011 [G11], E-BBodSchV [G4]) ist die Σ PCB_7 zu bestimmen (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 156 und 180). Durch die Quantifizierung eines der 12 dl-PCB (hier: PCB-118) lässt sich bei Proben gleicher Herkunft und Verfügbarkeit und exemplarischer Bestimmungen der ndl-PCB zzgl. PCB-118 der Anteil der dl-PCB abschätzen.

In rezenten Regelwerken (z.B. in der OGewV 2016 [G12], der E-BBodSchV [G4] oder der Verordnung über Höchstgehalte in Futter- und Lebensmitteln) werden daher die dl-PCB und die PCDD/PCDF bei der Berechnung der Toxizitätsäquivalente der Dioxine berücksichtigt. Für die rechtskonforme Ermittlung der Dioxin-Toxizitätsäquivalente sind daher immer sowohl die PCDD/PCDF als auch die dl-PCB zu bestimmen und deren TE nach WHO-Faktoren 2005 zu addieren.

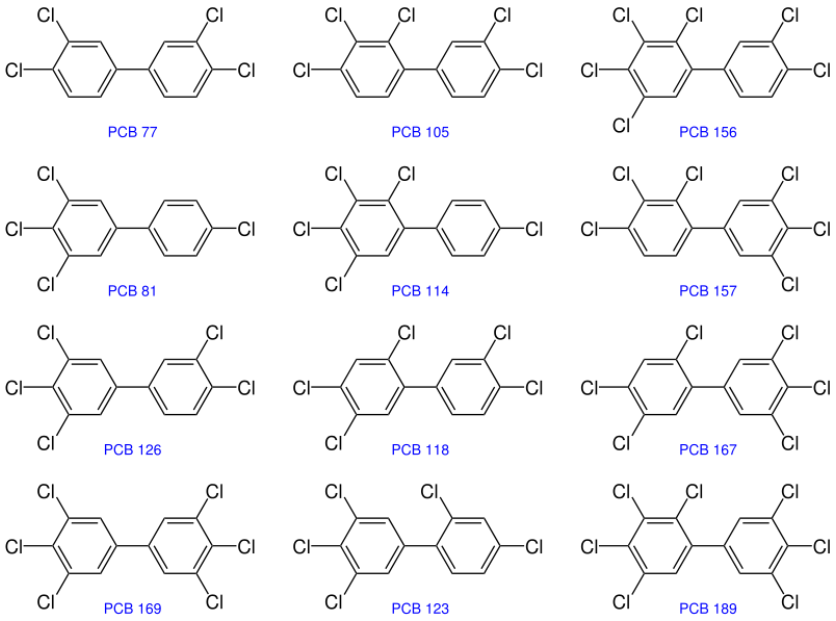


Abb. 4-3 Strukturformel der 12 dioxinähnlichen PCB, aus [L27] und [W1]

In der folgenden Tab. 4-1 sind die Toxizitätsäqivalente der dl-PCB angegeben.

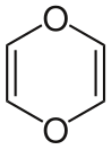
Tab. 4-1 Toxizitätsäquivalente der dl- PCB

Compound	WHO 2005 TEF
non-ortho substituted PCBs	
PCB 77	0.0001
PCB 81	0.0003
PCB 126	0.1
PCB 169	0.03
mono-ortho substituted PCBs	
105	0.00003
114	0.00003
118	0.00003
123	0.00003
156	0.00003
157	0.00003
167	0.00003
189	0.00003

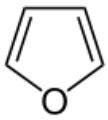
Nach den in [U21] recherchierten Unterlagen (dort Quelle [U7]) wurde in Westeregeln mit dem Produkt „Orophen AK 50“ (auch als Chlordiphenyl bezeichnet) ein technisches Gemisch aus Tri- bis Pentachlorbiphenyl hergestellt; bei der radikalischen Chlorierung (Einleiten von Chlor in Diphenyl bei Anwesenheit eines Katalysators und anschließende destillative Aufbereitung) entstehen jedoch auch höher chlorierte Produkte. Die Herstellung erfolgte in Westeregeln seit ca. 1957 und bis ca. 1969. In 1968 betrug die Produktionskapazität 600-620 t/a.

4.1.2 Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/ PCDF)

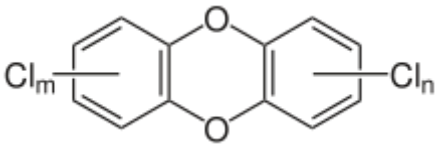
Die polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane sind 2 Gruppen chemisch ähnlicher Verbindungen. Im nicht chlorierten Grundkörper dieser Verbindungen sind jeweils 2 Benzolringe (Dibenzo-) über eine bzw. 2 Sauerstoffbrücken miteinander verknüpft. Bei einer Sauerstoffbrücke entsteht ein Furan- bei 2 Sauerstoffbrücken ein Dioxin-Grundgerüst.



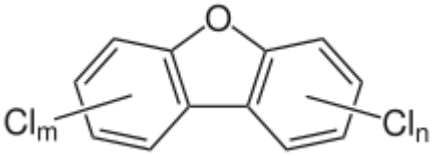
1-4-Dioxin



Furan



PCDD



PCDF

Abb. 4-4 Struktur der polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane, Quelle: [W1]

Abhängig wiederum von der Anzahl der Chloratome (1 bis max. 8) und der Stellung der Chloratome am Ringsystem des Dibenzodioxin bzw. des Dibenzofuran gibt es 75 Kongenere Dibenzodioxine und 135 Kongenere Dibenzofurane.

Dioxine werden, außer für Forschung und Analytik, nicht gezielt hergestellt. Es gibt keinerlei technische Verwendung von Dioxinen. Dioxine entstehen i.d.R. als Nebenprodukt bei Verbrennungsprozessen oder bilden sich als Verunreinigung bei chemischen Prozessen (z.B. der Herstellung von Chlorphenolen oder von Herbiziden[15]).

Die PCDD und PCDF sind sowohl akut als auch chronisch toxisch. Als typische persistente organischen Verbindungen (Persistent Organic Pullutants, POP) sind auch die PCDD/PCDF bioakkumulierbar, adsorptiv und persistent und reichern sich bevorzugt in Fettgewebe und Schwebstoffen an.

Wie bei den PCB auch erfolgt bei der Routineanalytik nicht die Bestimmung aller, sondern nur ausgewählter Kongenere der PCDD und der PCDF. Auf Grund der toxikologischen Relevanz erfolgt die analytische Bestimmung derjenigen PCDD und PCDF, die in 2,3,7,8-Stellung chloriert sind, damit die Bestimmung von 7 PCDD und 10 PCDF.

Für die Bewertung der Toxizität der komplexen Dioxingemische wurde das Konzept der Toxizitätsäquivalente (TEQ) entwickelt. Das toxische 2,3,7,8-Tetrachlor-Dibenzodioxin (so genanntes Seveso-Dioxin) erhält dabei den Toxizitätsfaktor 1. Alle anderen (geringer toxischen) Verbindungen erhalten einen entsprechend geringeren Toxizitätsfaktor (TEF). Für die Ermittlung der Toxizitätsfaktoren gibt es verschiedene Bezugslisten. Alle aktuellen Verordnungen und Regelwerke beziehen sich auf die WHO-Toxizitätsfaktoren von 2005 (WHO-TEF 2005), so z.B. die OGewV 2016 [G12] oder die E-BBodSchV [G4]. Die (ältere) BBodSchV [G2] bezieht sich auf ein älteres, 1988 von einer NATO/CCMS-Arbeitsgruppe vorgeschlagenes Konzept von Toxizitäts-faktoren TEF („I-TEF“, „internationale TEF“).

In der folgenden Tab. 4-2 sind die Toxizitätsäqivalente der i.d.R. analytisch erfassten PCDD/PCDF angegeben.

15 Beim Chemieunfall von Seveso wurde bei der Herstellung des Desinfektionsmittels Hexachlorophen aus 2,4,5-Trichlorphenol bzw. dem Phenolat in Folge einer Havarie große Mengen 2,3,7,8-TCDD gebildet und freigesetzt. Das Totalherbicid Agent Orange enthielt herstellungsbedingt 2,3,7,8-TCDD als Verunreinigung; für den militärischen Einsatz wurde auf eine Reinigung verzichtet und so mit dem Entlaubungsmittel auch große Mengen an 2,3,7,8-TCDD freigesetzt.

Tab. 4-2 Toxizitätsäquivalente der PCDD/ PCDF

Compound	WHO 2005 TEF
chlorinated dibenzo-p-dioxins	
2,3,7,8-TCDD	1
1,2,3,7,8-PeCDD	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01
OCDD	0.0003
chlorinated dibenzofurans	
2,3,7,8-TCDF	0.1
1,2,3,7,8-PeCDF	0.03
2,3,4,7,8-PeCDF	0.3
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01
OCDF	0.0003

4.1.3 Polychlorierte Naphthaline (PCN)

Zur Gruppe der Polychlorierten Naphthaline gehören insgesamt 75 Kongenere, die entsprechend der Anzahl und Position der im Doppelringsystem des Naphthalins die Wasserstoffatome substituierenden Chloratome in 8 homologen Gruppen (Mono- bis Octachlornaphthalin) gegliedert werden.

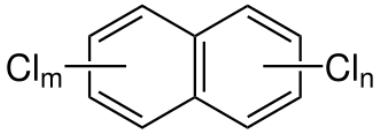


Abb. 4-5 Allgemeine Strukturformel der polychlorierten Naphthaline PCN, Quelle: [W1]

Da die PCN (im Gegensatz zu den PCB oder PCDD/PCDF) als Analyt relativ selten relevant sind, gibt es bislang keine Konventionen zu Einzelstoffen. Bei der „Routine“-Analytik auf PCN ist es daher üblich, die Kongerensummen der Mono- bis Octachlornaphthaline anzugeben.

Nach den in [U21] recherchierten Unterlagen (dort Quelle [U7]) war in Westeregeln mit dem Holzschutzmittel „Xylamon“ das Zielprodukt ein technisches Gemisch aus Mono- bis Tetrachlornaphthalinen; bei der radikalischen Chlorierung entstehen jedoch auch höher chlorierte Produkte.

Die Substanzen der Klasse der PCN zeigen verschiedene toxikologische und umweltrelevante Eigenschaften; diverse Kongenere wurden als hochgradig persistent und toxisch festgestellt, während andere Kongenere scheinbar gut metabolisiert werden [L9].

Die PCN gehörten ebenfalls zu den persistenten organischen Verbindungen (Persistent Organic Pullutants, POP).

Zu den toxischen Eigenschaften der PCN vgl. auch Bericht 1.

Die folgende Tabelle der Stoffdaten wurde aus [L13] entnommen.

Tab. 4-3 relevante Stoffdaten der PCN

Tabelle 44: Physikalisch-Chemische Eigenschaften PCN

Gruppe	Molekular-gewicht [g/mol]	Schmelz-punkt [C°]	Siede-punkt [C°]	Wasser-Löslichkeit [mg/L]	Dampfdruck [kPa]	Henry Konstante [Pa m³/mol]	Oktanol-Wasser-Verteilungs-koeffizient
Mono-CN	162,61	-2,3-60	259-260	0,28-9,2 x 10^{-2}	2,1 x 10^{-3}-3,9 x 10^{-3}	36	3,9
Di-CN	197,00	37-138	287-298	8,5 x 10^{-3}-8,6 x 10^{-2}	1,7 x 10^{-3}	n.a.	4,19-6,39
Tri-CN	231,50	68-133	ca. 274	1,6 x 10^{-2}-6,7 x 10^{-2}	1,3 x 10^{-4}	n.a.	5,35-7,56
Tetra-CN	266,00	115-198	n.a.	3,7 x 10^{-2}-8,0 x 10^{-2}	n.a.	n.a.	5,50-8,58
Penta-CN	300,40	147-171	ca. 313	7,3 x 10^{-3}	4,2 x 10^{-6}	11,9	8,73-9,06
Hexa-CN	335,00	194	ca. 331	1,1 x 10^{-4}	9,5 x 10^{-7}-3,0 x 10^{-9}	8,8	6,98-10,37
Hepta-CN	369,50	194	ca. 348	4,0 x 10^{-5}	3,7 x 10^{-7}	n.a.	7,63-8,3
Octa-CN	404,00	192	440	8,0 x 10^{-5}	1,3 x 10^{-7}	4,8	n.a.

ca. = Schätzwert
n. a. = Unbekannt

4.2 Beurteilungswerte

4.2.1 Oberflächengewässer

Umweltqualitätsnormen nach der Oberflächengewässerverordnung

Grundlage für die Bewertung der Schadstoffkonzentrationen in Oberflächengewässern ist die OGewV 2016 [G12]. Diese legt Umweltqualitätsnormen für die Bewertung fest, wobei unterschieden wird zwischen ZHK-UQN und JD-UQN.

Die Festlegung der UQN erfolgt dabei zum einen für flussgebietsspezifische Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potentials (OGewV, Anlage 6, zu § 2 Nr. 6, § 5 (5) Satz 1 und 2, § 10 (2) Satz 1) sowie zur Beurteilung des chemischen Zustands (OGewV, Anlage 8, zu § 2 Nummer 4 und 5, § 6 Satz 1, § 7 (1) Nummer 1 und 2, § 10 (2) Satz 2, § 13 Absatz 1 Nummer 2a, § 15 (1) Satz 1 und 2).

Die für die Ehle zur Anwendung kommenden UQN sind in der Tab. 4-4 dargestellt.

Für die Beurteilung der Wasser- und Sedimentproben maßgeblich sind die UQN für die einzelnen PCB-Kongeneren. Die PCB sollen vorzugsweise im Sediment oder im Schwebstoff bestimmt werden; die UQN für Wasserproben soll nur dann herangezogen werden, wenn „*die Erhebung von Schwebstoff- oder Sedimentdaten nicht möglich ist*“ ([G12], Anlage 6, Tabelle, Fußnote 5).

Bei der Überarbeitung der OGewV 2011 zur OGewV 2016 wurde die Liste flussgebietstypischer Schadstoffe „gestrafft“, die UQN wurden hinsichtlich der Risikorelevanz überprüft. Unter anderem wurden die Chlornaphthaline (PCN) aus Anlage 5 der OGewV 2011 nicht in die Anlage 6 der OGewV 2016 übernommen, da „die Prüfung anhand aktueller Gewässerzustandsdaten“ ergeben hat, dass die Konzentrationen unterhalb der Signifikanzschwelle von 0,5 UQN lagen (Erläuterung zur OGewV 2016, Bundesrat Drucksache 627/15 vom 16.12.2015). Allerdings müssen die PCN nach Meinung des Gutachters speziell für Ehle und Bode (wie die PCB auch) als flussgebietstypischer Schadstoff angesehen werden. In der Tab. 4-4 wurden daher die UQN der PCN sowie des PCB-118 aus der OGewV 2011 aufgeführt.

Klassifizierung nach FGG Elbe

Zur Klassifizierung der Schadstoffbelastung der Sedimente und Schwebstoffe hat die FGG Elbe im Sedimentmanagementkonzept 2013 [L24] abgestufte Indikatoren entwickelt, mit denen der Sedimentstaus unter quantitativen, qualitativen und hydromorphologischen Aspekten beschrieben werden kann. Qualitative Indikatoren des Sedimentmanagements sind relevante Schadstoffe. In einem 2-stufigen Verfahren wurden 29 elberelevanten Schadstoffe ermittelt. Es handelt sich um persistente, toxische, bioakkumulierbare und adsorptive Schadstoffe, die auf Grund ihres nachweislich erhöhten Vorkommens elberelavant sind.

Durch Definition und stoffspezifische Ableitung eines unteren und oberen Schwellenwertes ist die Einstufung in 3 Belastungsklassen wir folgt möglich:

- Unterschreitung des unteren Schwellenwertes (grün)
- zwischen unterem und oberem Schwellenwert (gelb)
- Überschreitung des oberen Schwellenwertes (rot)

Der **untere Schwellenwert (USW)** stellt eine schadstoffspezifische formale Grenze dar, unterhalb derer nach gegenwärtigem Kenntnis- und Regelungsstand alle von einem guten Sedimentzustand abhängigen Bewirtschaftungsziele zeitlich uneingeschränkt und standortunabhängig erreicht werden können.

Der **obere Schwellenwert (OSW)** wird grundsätzlich durch die nationalen Umsetzungen der EG-WRRL geltenden UQN gebildet. Der OSW ist damit identisch mit der Sediment-UQN nach OGewV 2016 [G12].

Zur Ableitung des USW bzw. OSW vgl. Anlage A2-3 aus [L24].

(Hinweis: Das Wertesystem nach Managementkonzept der FGG Elbe bezieht sich hinsichtlich der zu untersuchenden Fraktionen auf die OGewV 2011 [G11]).

Für die Schadstoffe, die in die Untersuchung der Ehlesedimente einbezogen wurden, wurden die USW und OSW in Tab. 4-4 übernommen.

Tab. 4-4 Relevante UQN gemäß OGewV [G12] sowie Schwellenwerte nach FGG Elbe [L24], [L26]

		/ Potenzial gemäß Anlage 6, OGewV [G12]		Klassifizierung nach FGG Elbe [L24], [L26]		
Nr.	Stoffname	JD-UQN	JD-UQN	Nr.	USW	OSW
		Wasser in [µg/l]		**Schwebstoff oder Sediment in [µg/kg]**		
	Quecksilber			1	150	470
	Cadmium			2	220	2.300
	Blei			3	25.000	53.000
67	Zink		800.000	4	60.000-200.000	800.000
32	Kupfer		160.000	5	14.000	160.000
	Nickel			6	3.000	53.000 [L26]
6	Arsen		40.000	7	7.900	40.000
16	Chrom		640.000	8	26.000	640.000
	1-Chlornaphthalin[11]	1				
	Chlornaphthaline[11]	0,01				
47	PCB-28	0,0005	20	15	0,04	20
48	PCB-52	0,0005	20	16	0,1	20
49	PCB-101	0,0005	20	17	0,54	20
	PCB-118[16]	0,0005	20	18	0,43	20
50	PCB-138	0,0005	20	19	1	20
51	PCB-153	0,0005	20	20	1,5	20
52	PCB-180	0,0005	20	21	0,44	20
	Benzo(a)pyren			24	10	600
	Anthracen			25	30	310
	Fluoranthen			26	180	250 [L26]
	Σ PAK 5			27	600	2.500
	PCDD/F in [ng TEQ/kg]			29	5	20

	Chemischer Zustand gemäß Anlage 8, OGewV [G12]		
	Wasserphase in µg/l		
	Stoffname	JD-UQN	ZHK-UQN
6	Cadmium[17]	≤0,08 (Klasse 1) 0,08 (Klasse 2) 0,09 (Klasse 3) 0,15 (Klasse 4) **0,25 (Klasse 5)**	≤0,45 (Klasse 1) 0,45 (Klasse 2) 0,6 (Klasse 3) 0,9 (Klasse 4) **1,5 (Klasse 5)**
20	Blei und -verbindungen	1,2[18]	14
21	Quecksilber		0,07
22	Naphthalin	2	130
23	Nickel	4[12]	34
2	Anthracen	0,1	0,1
15	Fluoranthen	0,0063	0,12
28	Benzo(a)pyren	0,00017	0,27
	Benzo(b)fluoranthen	-	0,017
	Benzo(k)fluoranthen	-	0,017
	Benzo(g,h,i)perylen	-	0,0082
37	PCFF/PCDF + dl-PCB	nicht anwendbar (nur in Biota)	

16 aus OGewV 2011, Anlage 5 (flussgebietsspezifische Schadstoffe)

17 Bei Cd und Cd-Verbindungen hängt die UQN von der Wasserhärte ab, die in 5 Klassenkategorien abgebildet wird (Klasse 1: < 40 mg $CaCO_3$/l, Klasse 2: 40 bis < 50 mg $CaCO_3$/l, Klasse 3: 50 bis < 100 mg $CaCO_3$/l, Klasse 4: 100 bis < 200 mg $CaCO_3$/l und Klasse 5: ≥ 200 mg $CaCO_3$/l). Zur Beurteilung der JD-UQN wird die UQN der Härteklasse verwendet, die sich aus dem fünfzigsten Perzentil der parallel zu den Cd-Konzentrationen ermittelten $CaCO_3$-Konzentrationen ergibt.

18 Diese UQN bezieht sich auf bioverfügbare Konzentrationen.

4.2.2 Boden

Für die Beurteilung der Schadstoffbelastung in Böden sind die in der BBodSchV tabellierten oder die nach den Methoden und Maßstäben für die Ableitung von Prüf- und Maßnahmenwerten entwickelten Beurteilungswerte heranzuziehen. Die in der BBodSchV bzw. der E BBodSchV abgeleiteten Werte sind in den Tab. 4-5 und Tab. 4-6 zusammengefasst.

Tab. 4-5 Beurteilungswerte für PCB

Σ PCB (6)	in mg/kg TS	in µg/kg TS
Hintergrundwert in Sachsen-Anhalt [L18]		
Ackerfläche	0,0015	1,5
Grünland	0,005	5
Oberboden von Waldstandorten	0,006	6
Vorsorgewert (BBodSchV [G2], Anhang 2, Nr. 4.2)		
Humusgehalt > 8%	0,01	100
Humusgehalt < 8%	0,05	50
Prüfwert Wirkungspfad Boden - Mensch (BBodSchV [G2], Anhang 2, Nr. 1.4)		
Kinderspielflächen	0,4	400
Wohngebiete	0,8	800
Park- und Freizeitanlagen	2	2.000
Industrie- und Gewerbegrundstück	40	40.000
Maßnahmenwert Wirkungspfad Boden - Nutzpflanze/ Grünland (BBodSchV [G2], Anhang 2, Nr. 2.3)		
Maßnahmenwert Boden-Nutzpflanze auf Grünland	0,2	200

Tab. 4-6 Beurteilungswerte für PCDD/PCDF

Hintergrundwert in Sachsen-Anhalt [L18]	ng I-TE (NATO) /kg	
Ackerfläche	2	
Grünland	8	
Maßnahmenwert Pfad Boden – Mensch	**BBodSchV [G2], Anhang 2, Nr. 1.2**	**E-BBodSchV [G4] Anlage 2, Tabelle 5**
	ng I-TE (NATO) /kg	ng WHO-TEQ/kg
Kinderspielflächen	100	100*
Wohngebiete	1.000	1.000*
Park- und Freizeitanlagen	1.000	1.000*
Industrie- und Gewerbegrundstück	10.000	10.000*
Prüfwert Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze	**BBodSchV [G2]**	**E-BBodSchV [G4] Anlage 2, Tabelle 7**
		ng WHO-TEQ/kg
Boden-Nutzpflanze auf Grünland	-	15

* Summe der PCDD, PCDF und dl-PCB nach DIN/CEN TS16190

Die Ableitung der relevanten Beurteilungswerte einschließlich der Beurteilungswerte für PCN erfolgte in [A14] (vgl. auch Bericht 1).

Tab. 4-7 Beurteilungswerte für PCN nach [A14]

	Σ PCB (6)	Σ Tri-Hexachlor-naphthaline	PCDD/PCDF
	in µg/kg TS	in µg/kg TS	ng WHO-TEQ/kg
Wohngebiete (spielende Kinder)	800	13.000	1.000
Boden (Grünland)-Pflanze-Nahrungskette	200	3.000	15
Vorsorgewert (sBV, Baggergut)	100	2.000	

Weitere, in [A14] tabellierte Werte wurden dem Lebens- und Futtermittelrecht entnommen und gelten für diejenigen Futter- und Lebensmittel, die aus den auf den Flächen angebauten Pflanzen hergestellt wurden.

4.2.3 Abfall

Für die Festlegung der Entsorgungswege der Sedimente oder von Bodenmaterial gelten die einschlägigen Regeln, in Sachsen-Anhalt nach aktueller Erlasslage die LAGA M20 [G14] für die Verwertung in bodenähnlicher oder technischer Anwendung sowie die DepV [G15] für die deponietechnische Verwertung oder Beseitigung.

Die PCB, PCDD/PCDF und die PCN sind persistente organische Verbindungen (POP). Diese Abfälle unterliegen damit den Regelungen der VO (EG) Nr. 850/2004 über persistente organische Schadstoffe [G13].

In der folgenden Tabelle sind Zuordnungswerte der LAGA M20 bzw. der DepV für PCB angegeben.

Tab. 4-8 Abfallrechtlich relevante Zuordnungs- und Grenzwerte

	in mg/kg TS	Bezug
Z0 (LAGA M20, Tab. II.1.2-2)	0,05	Σ PCB 6
Z0* (LAGA M20, Tab. II.1.2-2)	0,1	Σ PCB 6
Z1 (LAGA M20, Tab. II.1.2-4)	0,15	Σ PCB 6
Z2 (LAGA M20, Tab. II.1.2-4)	0,5	Σ PCB 6
DK 0 (DepV, Anhang 3, Tabelle 2)	1,0	Σ PCB 7
DK I bis DK III (DepV, Anhang 3, Tabelle 2)	-	
Anhang IV der VO (EG) Nr. 850/2004		
	50	Σ PCB ges. (5 × Σ PCB 6)
	10	Σ PCN
Anhang V der VO (EG) Nr. 850/2004		
	50	Σ PCB ges. (5 × Σ PCB 6)
	1.000	Σ PCN

Die Zuordnungswerte für die Zulassung in bodenähnlicher Anwendung (Z0, Z0*) entsprechen den Vorsorgewerten der BBodSchV.

Die Verwertung PCB-haltiger Abfälle (Bodenmaterial) in technischer Anwendung ist bis zu einer Belastung von 150 bzw. 500 µg/kg zulässig.

Nach § 7 (1) Nr. 7 DepV [G15] ist die Ablagerung von Abfällen nach Anhang V Teil 2 der VO (EG) Nr. 850/2004 [G13] in der jeweils geltenden Fassung, bei denen die in Teil V genannten Konzentrationsgrenzen von in Teil IV genannten Stoffen überschritten sind, auf Deponien der Klassen 0 bis III unzulässig.

PCB und PCN sind in Anhang IV der VO (EG) Nr. 850/2004 (Liste der Stoffe, die den Abfallwirtschaftsbestimmungen gemäß Artikel 7 unterliegen) benannt. Abfälle, deren Gehalt an PCB[19] über 50 mg/kg, an PCN über 10 mg/kg oder an PCDD/PCDF über 15 µg TE/kg liegt, unterliegen der Abfallbewirtschaftung nach Artikel 7 (4) a) der Verordnung (EG) Nr. 850/2004.

Unter den in Artikel 7 (4) b) der VO genannten Voraussetzungen i) bis iii) können Abfälle bis zu den in Anhang V Teil 2 angegeben Konzentrationen von 50 mg/kg Σ PCB, 1.000 mg/kg Σ PCN oder 5 mg TE PCDD/PCDF /kg auf einer oberirdischen Deponie abgelagert werden (Verfahren nach Spalte 4).

Bei Überschreitung der Werte sind die Abfälle so zu behandeln und zu beseitigen, dass die POP zerstört oder unumkehrbar umgewandelt werden.

19 Nach der VO (EG) Nr. 850/2004 ist geregelt: „Das in den europäischen Normen EN 12766-1 und EN 12766-2 festgelegte Berechnungsverfahren ist anzuwenden." Nach dem üblichen „Verfahren B" wird der Gesamtgehalt der PCB durch Multiplikation der Σ PCP_6 mit dem empirischen Faktor 5 ermittelt.

5 Ausgeführte Untersuchungen

5.1 Recherchen (Phase 1)

Für die Erstellung des Arbeitsplans wurden die Projektbeteiligten (nach [A3]) im zeitlichen Zusammenhang mit der durch LAF erfolgten Projektinformation [A5] am 25.01.2017 bzw. 06.04.2017 (LHW) schriftlich angefragt. Die hierzu erteilten Auskünfte sind in der Tab. 5-1 aufgeführt und in Abschnitt 2.2 zitiert.

Tab. 5-1 Zusammenstellung erfolgter Anfragen bei Projektbeteiligten

Projektbeteiligter	Inhalt der Anfrage	Rücklauf am
UHV	Gestattung Gewässerbegehung, Mitteilung Betroffene	06.02.2017 (OT)
WAZV	Einleitungen Abwasser, Regenwasser in die Ehle	23.02.2017 [A15]
SLK, UWB	Zuläufe, genehmigte Einleitungen in die Ehle	29.03.2017[A18]
Gemeinde	Antrag auf Ausnahme von Verboten der GAVO	28.02.2017
Gemeinde, Bauamt	Unterlagen Entwässerung Schwanenteich	keine Auskunft
GESA	Betretungserlaubnis Schwanenteich/ Kalimagteich	-
LHW, SG 5.1.1	Bestimmungsgrenzen, Abgleich	31.01.2017
LHW	Durchfluss/ Profile Bode am Wehr Rothenförde	10.04.2017 [A19] 24.04.2017 [A25] 30.06.2017 [A26]

In Abstimmung mit dem Unterhaltungsverband Untere Bode (im Weiteren UHV) erfolgte am 06.02.2017 eine Begehung der zu untersuchenden Gewässerabschnitte. Vom Unterhaltungsverband wurden folgende weiteren Unterlagen übergeben:

- Anlagen und Anhänge der Vorplanung IHU [E5]
- digitales Kartenmaterial als *.jpg

Von LAF/ PC LAF wurden ergänzend übergeben:

- Bericht Sedimentuntersuchung, Ersatzneubau der Ehlebrücke [A24].

Die Rechercheergebnisse sind in die Sachverhaltsdarstellungen eingeflossen und waren Grundlage für die Festlegung der Probenahmepunkte im Arbeitsplan [A7] (vgl. Abschnitt 5.2.1). Bzgl. der unterhalb der Ehle liegenden Gewässer Bode und Saale hatte LHW am 24.04.2017 lediglich Analysenergebnisse von Wasserproben übergeben. Die Übergabe von Ergebnissen der Schwebstoffuntersuchungen und Frachtberechnungen erfolgte am 30.06.2017.

Im Ergebnis der Beratung vom 19.06.2017 [A9] erfolgte (am 29.06.2017) eine Anfrage bei MDSE (Projekt Untere Bode) sowie eine nochmalige Anfrage bei LHW (Sediment- und Schwebstoffbefunde an Stationen der Bode und der Saale) sowie durch LHW die Bereitstellung von Untersuchungsergebnissen an Schwebstoffproben der Station Groß Rosenburg (Saale) auf PCB. Diese zu unterhalb der Ehle liegenden Gewässern (Bode, Saale) überlassenen Ergebnisse fließen in die Auswertung Phase 2 ein.

5.2 Probenahme Wasser, Sediment, Boden, Pflanzen

Im Folgenden soll die Vorgehensweise bei den verschiedenen Probenahmen in Phase 1 und Phase 2 dargestellt werden. Dafür werden zuerst die Probenahmepositionen beschrieben und anschließend die Probenahmen der einzelnen Umweltmedien erläutert.

In Phase 1 wurden Wasser-, Boden- und Sedimentproben genommen und auf die relevanten organischen Parameter sowie die Schwermetalle untersucht.

In Phase 2 wurden weitere Wasser-, Boden- und Sedimentproben entnommen. Darüber hinaus wurden auch Pflanzenproben genommen und Schwebstoffproben aus Altuntersuchungen (Rückstellproben) untersucht. Die Proben wurden auf die relevanten (flussgebietsspezifischen) Schadstoffe PCB und PCN untersucht. Der Untersuchungsumfang entspricht dem in [A11] vorgeschlagenen und durch den AG bestätigten Umfang.

5.2.1 Probenahmepositionen

5.2.1.1 Probenahmepositionen Phase 1

Nach bestätigtem Arbeitsplan wurden Sediment-, Wasser und Bodenproben an den in der folgenden Tab. 5-2 zusammenfassend dargestellten Positionen entnommen. Eine Begründung für die Probenahmepositionen kann dem Arbeitsplan [A7] in Abschnitt 5.2.2[20] entnommen werden.

Tab. 5-2 Probennahmepositionen Bode, Ehle und Zuläufe, Phase 1

Nr.	km	Beschreibung	S	W	B	Bemerkung
Bode						
1	26+470	Bode, vor Mündung Ehle	☒	☐	☐	oberhalb des Wehres Rothenförde
2	26+150	Bode, nach Mündung Ehle	☒	☐	☐	Westufer, unterhalb Mündung Ehle
Ehle						
1	0+800	Unterlauf Ehle	☒	☒	☐	IHU-Beprobungspunkt 4
2	3+100	Tarthun, Brücke Börnecker Weg	☒	☒	☐	
3	6+230	Egeln - Tarthun	☒	☒	☒	nach Zulauf Grabensystem aus S
4	7+550	Egeln, ehem. Eisenbahnbrücke	☒	☒	☒	LHW-Messpunkt 414595
5	9+540	Egeln, Klosterstraße	☒	☒	☐	nach Zulauf Hauptgraben
6	11+610	Westeregeln	☒	☒	☒	nach Zulauf Schäfergraben
7	11+950	Westeregeln, Bahnhofstraße	☒	☒	☒	LHW-Messpunkt 414594
8	12+860	Westeregeln, Brücke „Im Plan“	☒	☒	☐	(Sedimentprobe aus Deklaration)
9	14+410	Westeregeln	☒	☒	☐	nach Zulauf Ehle II
Ehle II						
1	0+860	Zulauf aus Richtung Ziegelei	☒	☒	☐	
Schäfergraben (Beintalgraben, Schwanenteich)						
1	0+360	Schäfergraben	☒	☒	☒	Straße der Einheit/ Kleiner Weg
2	0+620	Schäfergraben	☒	☒	☐	LHW-Messpunkt 414593
3	0+680	Ablauf Schwanenteich	☒	☒	☒	Nördl. Ablauf 1 (LHW-MP 414591)
4	0+650	Ablauf Schwanenteich	☒	☐	☐	südlicher Ablauf 2
5	-	Schwanenteich (Kalimagteich)	☒	☒	☐	**3** Sedimentproben aus dem Teich
6	0+940	Zulauf Schwanenteich	☒	☒	☐	LHW-Messpunkt 414592
Summe						
		Rev. 2	**20**	**15**	**6**	

20 Hinweis: Die Anzahl der in der Erstfassung des Arbeitsplans vorgesehenen Probenahmepositionen wurde im Zuge der Abstimmungen mit LAF um 7 Stück reduziert. Hierdurch ergaben sich gegenüber dem Arbeitsplan Änderungen in der Bezeichnungen der Probenahmepositionen.

5.2.1.2 Probenahmepositionen Phase 2

Nachdem in Phase 1 festgestellt wurde, dass die starken Belastungen in der Ehle erst ab dem Zutritt des Schäfergrabens auftreten, erfolgte in Phase 2 eine detailliertere Untersuchung der Ehle von der Mündung bis km 11+950.

In der nachfolgenden Tab. 5-3 sind die Positionen der Sediment- und Wasserproben zusammenfassend dargestellt. Eine graphische Übersicht der Probennahmepunkte gibt die Anlage 2.1.

Die Positionen der Profile der Boden- und Pflanzenproben (Phase 2) sind in Tab. 5-4 dargestellt. Ihre Lage kann Anlage 2.2 entnommen werden.

Tab. 5-3 Probenahmepositionen Sediment und Wasser Ehle und Zuläufe Phase 2

Nr.	**km**	**Beschreibung**	Bezug Phase 1	**S**	**W**	**Bemerkung**
Bode						
201	26+470	vor Zulauf Ehle	Bode 1	☒	☒	oberhalb des Wehres Rothenförde
202	26+150	nach Zulauf Ehle	Bode 2	☒	☒	Westufer, nach Einlauf der Ehle
203	25+010	Brücke Athensleben	-	☒	☐	Westufer, oberhalb Brücke
204	23+200	Brücke Löderburg Thiestr.	-	☒	☐	Westufer, oberhalb Brücke
205	22+430	Brücke Löderburg Breite Str.	-	☒	☐	Westufer, oberhalb Brücke
Ehle (*Zuläufe*)						
201*	0+550	Unterlauf Ehle	-	☒ 3	☒	Altsedimentdepot (> 1,5 m) IHU-Beprobungspunkt 2
202*	0+800	Unterlauf Ehle	Ehle 1	☒ 3	☒	Altsedimentdepot (1,4 m) IHU-Beprobungspunkt 4
203*	1+600	Unterlauf Ehle	-	☒ 3	☒	Altsedimentdepot (0,8 m) IHU-Beprobungspunkt 6
204	2+500	Unterlauf Ehle	-	☒ 2	☒	Verdichtung Messpunkte Unterlauf
205	3+110	Tarthun, Brücke Börnecker Weg	-	☒ 2	☒	10 m unterhalb der Brücke
206	3+140	Tarthun, Brücke Börnecker Weg	Ehle 2	☒ 2	☒	50 m oberhalb Brücke
Z207	*4+040*	*Windmoner Graben*		☒	☒	
208	4+250	Tarthun, südlich Blockshorenberg		☒ 2	☒	nach Zulauf Landgraben aus S vor Zulauf Windmoner Graben
Z209	*4+530*	*Goldbach (Landgraben)*		☒	☒	*nach Zulauf Neuer Graben*
210	6+230	Egeln - Tarthun	Ehle 3	☒ 2	☒	nach Zulauf Grabensystem aus S
211	7+550	Egeln, Brücke	Ehle 4	☒ 2	☒	LHW-Messpunkt 414595
212* 213*	7+650 7+700	Egeln, ehem. Eisenbahnbrücke	-	☒ 6	☒	starke Feinsedimentablagerung im südlichen Durchlass
214	8+800	Egeln,		☒	☒	oberhalb der Furt
215	9+540	Egeln, Klosterstraße	Ehle 5	☒ 2	☒	nach Zulauf Hauptgraben
216	9+870	Egeln, unterhalb Brücke B 81		☒ 2	☒	vor Zulauf Hauptgraben
217	10+970	Westeregeln, unterhalb Eisenbahnbrücke		☒ 2	☒	nach Zulauf Seerenne
218	11+130	Westeregeln, Eisenbahnbrücke		☒ 2	☒	nach Zulauf Graben am Wendelberg
219	11+665	Westeregeln	Ehle 6	☒ 2	☒	nach Zulauf Schäfergraben
220	11+950	Westeregeln, Bahnhofstraße	Ehle 7	☒	☒	LHW-Messpunkt 414594

Nr.	km	Beschreibung	Bezug Phase 1	S	W	Bemerkung
Schäfergraben (Beinthalgraben, Schwanenteich)						
201	0+190	Schäfergraben (SG)		☒	☒	Unterhalb der Überfahrt
202	0+360	Schäfergraben (SG)	SG 1	☒	☒	Straße der Einheit/ Kleiner Weg
203	0+620	Schäfergraben (SG)	SG 2	☒	☒	LHW-Messpunkt 414593
204		Schwanenteich (Kalimagteich)	SG 5	☒ 6	☒ 3	3 Sedimentproben aus dem Teich 3 Proben verlandeter Teich
205	0+940	Zulauf Schwanenteich	SG 6	☐	☐	im Rahmen QS mehrfach beprobt LHW-Messpunkt 414592
Summe						
		Phase 2 (Rev. 0)		**55**	**27**	

Tab. 5-4 Probenahmepositionen Boden und Pflanzen Phase 2

Nr.	km	Beschreibung der Flächen auf dem Profil	Bezug Sediment Phase 1 Phase 2	Süd	Nord	Bemerkung
Ehle						
P1	1+600	Landwirtschaftliche Nutzfläche – Acker	Ehle 203	☒	☒	IHU-Beprobungspunkt 6
P2	3+110	Landwirtschaftliche Nutzfläche – Acker	Ehle 2 Ehle 205	☒	☒	10 m unterhalb der Brücke
P3	4+360	Landwirtschaftliche Nutzfläche - Acker	Ehle 208	☒	☒	nach Zulauf Landgraben aus S und vor Zulauf Windmoner Graben aus N
P4	6+230	Landwirtschaftliche Nutzfläche – Acker/ Grünland	Ehle 3 Ehle 210	☒	☒	nach Zulauf Grabensystem aus S
P5	7+550	Landwirtschaftliche Nutzfläche – Acker	Ehle 212	☒	☒	ehem. Eisenbahnbrücke; massive Feinsedimentablagerung
P6	8+790	OL Egeln, innerorts Grünflächen	Ehle 214	☒	☒	oberhalb der Furt
P7	9+870	Landwirtschaftliche Nutzfläche – Acker/ Grünland	Ehle 216	☒	☒	Egeln, unterhalb Brücke B 81 vor Zulauf Hauptgraben
P8	10+200	Landwirtschaftliche Nutzfläche	unterhalb Ehle 217	☒	☒	Egeln, nördlich B 81 nach Zulauf Seerenne
P9	11+110	Landwirtschaftliche Nutzfläche – Acker/ Grünland	Ehle 218	☒	☒	Westeregeln, Eisenbahnbrücke
P10	11+610	Landwirtschaftliche Nutzfläche - Acker	Ehle 6 Ehle 219	☒	☒	nach Zulauf Schäfergraben
		Phase 2 (Rev. 0)		**30**	**30**	je Profil 3 Bodenmischproben und 1 Pflanzenprobe

5.2.1.3 Probenahmepositionen Phase 3

In Phase 3 fand eine weitere Bodenprobennahme an den landwirtschaftlichen Profilen statt. Zusätzlich wurden weitere Profile beprobt, deren Positionen sind in Tab. 5-5 dargestellt. Ihre Lage kann Anlage 2.2 entnommen werden.

Weitere Bodenproben wurden am südlich der Ehle in deren Mündungsbereich verlaufenden Deich sowie am Bodedeich zwischen Athensleben und Rothenförde genommen. Die Positionen sind in Tab. 5-6 dargestellt.

Zusätzlich zu den Proben auf den landwirtschaftlichen Profilen wurden in Phase 3 auch in Haus- und Kleingärten Bodenproben genommen. Darüber hinaus wurden an ausgewählten Stellen auch Grundwasserproben aus Brunnen entnommen. Außerdem wurden auf den Flächen der Kindertagesstätte „Bördespatzen“ in Egeln und in deren unmittelbarer Nähe in der Ehleflutrinne Bodenproben genommen.

Tab. 5-5 zusätzliche Probenahmepositionen Boden Phase 3

Nr.	**km**	Beschreibung der Flächen auf dem Profil	Bezug Sediment Phase 1 Phase 2	Süd	Nord	Bemerkung
Ehle						
P0	0+480	Landwirtschaftliche Nutzfläche – Acker/Grünland	-	☒	☒	Mündungsbereich Ehle, bis Ehle-deich im Süden, im Norden auf Ackerfläche
P5.5	8+200	Landwirtschaftliche Nutzfläche – Acker	-	☒	☐	Kürbisfläche, Egeln, südl. der Tarthuner Str.
P6.5	9+760	Landwirtschaftliche Nutzfläche –Grünland	-	☒	☐	120 m unterhalb P7S
Schäfergraben						
P11	0+370	Landwirtschaftliche Nutzfläche – Acker	-	☒	☐	Am Schäfergraben / Kleiner Weg, Westeregeln gegenüber Klein-gartenanlage
P12	-	Landwirtschaftliche Nutzfläche – Acker	-	☒	☒	Acker südwestl. des Schwanen-teichs, Entwässerung über Gräben in den Schwanenteich

Tab. 5-6 Probenahmepositionen Boden an Ehle- und Bodedeich

Probenname	**km**	Rechtswert	Hochwert	Bemerkungen
Ehle				
Damm 301	0+290	673475,0	5753795,7	Grünland
Damm 302	0+480	673353,6	5753831,1	Grünland
Damm 303	0+800	673053,3	5753915,1	Grünland
Bode				
Bodedeich 1	25+510	673690,0	5753517,6	Grünland / Gehölz
Bodedeich 2	25+730	673657,2	5753318,6	Grünland / Gehölz
Bodedeich 3	25+920	673689,5	5753129,4	Grünland / Gehölz
Bodedeich 4	26+120	673747,7	5752909,8	Grünland / Gehölz

5.2.2 Feststellung der Sedimentverteilung im Gerinne

Die Ablagerung von suspendierten Feststoffen (Sedimenten) erfolgt vor allem in strömungsberuhigten Bereichen des Fließgewässers. Bei der Gewässerbegehung wurde festgestellt, dass alle Gewässerabschnitte der Sedimentation und Verkrautung unterliegen und daher einer regelmäßigen Mahd und Sohlenräumung bedürfen um die Vorflut für Drainage und Oberflächenwasser zu erhalten. Die Dokumentation der Schlammmächtigkeit in den Längs- und Querprofilen aus Anhang 1 der Vorplanung IHU [E2] bestätigt die i.d.R. hohe (Fein-) Sedimentmächtigkeit.

Mit Hilfe von Peilstangensondierungen wurde das räumliche Muster der Sedimentation untersetzt. Die Messung der (Fein-)Sedimentablagerungen erfolgte in den einzelnen Gewässerabschnitten jeweils an den Probennahmepunkten am Tag der Probennahme. Weiterhin konnte so die Gerinnestruktur (z.B. Sohltiefe) am jeweiligen Messpunkt ermittelt werden. Je nach Gerinnebreite erfolgten die Sondierungen des Gerinnes in Abständen zwischen 0,5 – 1,0 m. Die Sondierung der Sedimentmächtigkeit erfolgte (mit Ausnahme des Gewässers Schwanenteich) im Stromstrich/ in der Mitte des Gewässers. Je nach Gerinnebreite erfolgten 3 bis 5 Sondierungen je Profil (Anlage 3.12 und Anlage 3.13). Hierdurch wurde eine Abschätzung der Querverteilung der Sedimente vorgenommen, die mit zunehmender Gewässerbreite unsicher wird.

An den Uferbereichen bzw. den Böschungen wurden die Abstände auf 0,1 m verringert.

5.2.2.1 Sedimentverteilung Phase 1

Die Messpunkte der Sedimentmächtigkeit an den jeweiligen Punkten in Phase 1 sind wie folgt verortet:

- Bode: 2 Peilstangensondierungen an den Probenahmepunkten vor und nach dem Zufluss der Ehle (Bode 1 und Bode 2).
- Ehle: 9 Peilstangensondierungen an den Probenahmepunkten entlang der Ehle.
- Schäfergraben: 5 Peilstangensondierungen, davon eine im Zulauf zum Schwanenteich (LHW-Messpunkt 414592), 2 Sondierungen im Ablauf des Schwanenteichs und 2 Sondierungen im Schäfergraben selbst.

Im Schwanenteich wurden am 05.04.2017 im Vorfeld der Probenahme 12 Peilstangensondierungen zur Ermittlung der Sedimentmächtigkeit durchgeführt.

Somit wurde an insgesamt 28 Punkten die Sedimentmächtigkeit mit Hilfe von Peilstangensondierungen ermittelt. Neben der Sedimentmächtigkeit wurden weitere morphologische Eigenschaften wie z.B. die Uferbeschaffenheit in den Begehungsprotokollen dokumentiert.

5.2.2.2 Sedimentverteilung Phase 2

Auch in Phase 2 erfolgte eine Erfassung der Sedimentverteilung über Peilstangensondierungen. Dabei wurden zum einen die Ergebnisse der Phase 1 bestätigt und zum anderen über die erhöhte Anzahl an Probennahmepositionen ein detaillierteres Bild über die räumliche Verteilung der Sedimente gewonnen.

Die Messungen erfolgten jeweils am Tag der Sedimentprobennahme entlang des jeweiligen Querprofils an bis zu 5 gleichmäßig verteilten Punkten. Dabei lag ein Sondierungspunkt stets im Stromstrich/ in der Mitte des Gewässers. Eine Ausnahme bilden die Entnahmepunkte an der Bode bei denen, bis auf das Profil bei Bode 202, ein Durchwaten des gesamten Querprofils aufgrund des Wasserstands nicht möglich war. Hier wurden von beiden Ufern ausgehend im ufernahen Bereich die Sedimentmächtigkeiten gemessen.

Insgesamt sind die Peilstangensondierungen in Phase 2 wie folgt verortet:

- Bode: 1 Peilstangensondierung am Querprofil bei Probenahmepunkt Bode 202; 4 Peilstangensondierungen im Uferbereich der Probenahmepunkte Bode 201, 203 – 204.

- Ehle: 2 Peilstangensondierungen in den Zuläufen Z207 und Z209; 18 Peilstangensondierungen an den Probennahmepunkten entlang der Ehle, dabei Peilung bei Ehle 212/ 213 sowohl im durchflossenen als auch im zusedimentierten Durchlass.
- Schäfergraben: 3 Peilstangensondierungen an den Punkten Schäfergraben 201, 202, 203.

Im Schwanenteich wurden keine weiteren Sondierungen durchgeführt, da hier bereits in Phase 1 eine detaillierte Ermittlung der Sedimentmächtigkeit durchgeführt wurde.

Somit wurde an insgesamt 28 Punkten die Sedimentmächtigkeit mit Hilfe von Peilstangensondierungen ermittelt.

5.2.3 Abflussmessungen

Gemäß [A2] waren an allen Messstellen, an denen Wasserproben entnommen wurden, Abflussmessungen durchzuführen. Diese sind für eine quantifizierende Betrachtung der Stoffmengentransporte mit dem fließenden Wasser unerlässlich.

Die Messungen wurden gemäß [L8] durchgeführt. Zur messtechnischen Erfassung der Fließgeschwindigkeit wurde der magnetisch-induktive Strömungssensor Nautilus C 2000 in Verbindung mit dem Bedien- und Auswertegerät SENSA Z 300; beides Produkte der Firma OTT; verwendet. Der Nautilus ist besonders für sehr flache Gerinne sowie sehr geringe Fließgeschwindigkeiten geeignet.

Die Abflussmessungen wurden jeweils in einem laminar durchströmten, nicht verkrauteten Gerinnequerprofil durchgeführt. Diese für die Bestimmung der Abflussmenge wichtigen Gegebenheiten waren nicht immer direkt an den Probenahmepunkten zu finden. In diesem Fall erfolgte die Messung an dem nächsten geeigneten, wenige Meter ober- oder unterhalb gelegenen Querschnitt.

Im Vorfeld der Abflussmessung wurde zunächst die Gerinnesohle/ Wassertiefe im Querprofil gepeilt. Dies erfolgte je nach Gerinnebreite in Abständen von 0,5 – 1,0 m. An den Uferbereichen bzw. den Böschungen wurden die Abstände auf 0,1 m verringert.

In äquidistanten Intervallen wurden dann an den Messlotrechten die Fließgeschwindigkeit über 30 Sekunden gemittelt und vor Ort analog aufgezeichnet. Bei Wassertiefen über 10 cm erfolgte die Fließgeschwindigkeitsmessung in 20 % und 80 % der zuvor gepeilten Wassertiefe (Zweipunktverfahren). Bei Wassertiefen ≤ 10 cm wurde in 40 % der Tiefe gemessen (Einpunktmessung). Durch die Multiplikation der Querschnittfläche mit der mittleren Fließgeschwindigkeit ließ sich anschließend die Abflussmenge (m^3s^{-1}) bestimmen.

5.2.3.1 Abflussmessungen Phase 1

In Phase 1 wurden insgesamt 17 Abflussmessungen durchgeführt, die sich wie folgt verteilen:

- Ehle: 9 Messungen
- Ehle II: 1 Messung im Zulauf aus Richtung der Ziegelei
- Schäfergraben: 1 Messung im Zulauf und 2 Messungen im Ablauf des Schwanenteichs, 2 Messungen im Schäfergraben
- Bode: je 1 Messung oberhalb und unterhalb (nach Zutritt der Ehle) des Wehres Rothenförde

Beim Schwanenteich entfiel die Abflussmessung, da es sich um ein stehendes Gewässer handelt.

5.2.3.2 Abflussmessungen Phase 2

In Phase 2 wurden insgesamt 23 Abflussmessungen durchgeführt:

- Schäfergraben: 3 Messungen im Abstrom des Schwanenteichs (SG 210 – 203)
- Ehle: 18 Messungen entlang der Ehle, davon eine Messung im Zulauf Ehle Z207 (Goldbach/ Landgraben)
- Bode: Eine Messung unterhalb des Wehres Rothenförde (Bode 202)

Die Abflussmessung im Zulauf des Schwanenteichs (Schäfergraben 206) entfiel, da hier keine Wasserprobe genommen wurde. Die Probenahmeposition wurde bereits im Rahmen der Qualitätssicherung mehrfach beprobt [U25].

Der Windmoner Graben (Probenahmepunkt Ehle Z207) war zum Zeitpunkt der Probenahme am 25.10.2017 trocken, weshalb keine Abflussmessung durchgeführt wurde.

Am Probenahmepunkt Bode 201 wurde zwar eine Wasserprobe entnommen, jedoch war aufgrund des hohen Wasserstandes im Rückstaubereich des Wehres Rothenförde ein Durchwaten und Messen des Abflusses nicht möglich.

5.2.4 Probennahme Wasser

Die Entnahme von Wasserproben aus Oberflächengewässern erfolgte gemäß DIN 38402-A15 [L4]. Zur Entnahme wurde jeweils eine Probenflasche unterhalb der Wasseroberfläche geöffnet und befüllt; die Befüllung erfolgte oberstromig der Position des Probennehmers, um die Erfassung von Schwebstoffen, die bei der Beprobung aufgewirbelt werden können, zu vermeiden. War der Wasserstand zu gering um die Probenflasche unterhalb der Wasseroberfläche zu befüllen, so wurde mit einem Schöpfer das Wasser entnommen und in die Flasche gefüllt. Eine Filtration der Probe wurde nicht durchgeführt.

Zusätzlich erfolgten an allen Probenahmepunkten Durchflussmessungen (vgl. Abschnitt 5.2.3).

5.2.4.1 Probennahme Wasser Phase 1

Gemäß Arbeitsplan wurden an 15 Positionen (vgl. Tab. 5-2) Wasserproben entnommen, die im Rahmen des Arbeitsplans als relevante Beprobungspunkte identifiziert wurden. Zusätzlich wurden 2 Wasserproben aus der Bode entnommen. Bei Festlegung der Lage der Probenahmepunkte wurde u.a. darauf geachtet, dass nach jedem Zufluss eine ausreichende Durchmischung gewährleistet ist. An den Probennahmestellen, an denen eine Wasser- und Sedimentprobe entnommen wurde, erfolgten zuerst die Wasserprobenahme und danach die Sedimentprobennahme. Je Probennahme wurden 6l Wasser entnommen.

Die Probennahmepunkte sind in [A2] beschrieben und werden in Anlage 2 grafisch dargestellt.

Die Probenahmen erfolgten am 05.04.2017 an der Bode, am 06.04.2017 an den Punkten Ehle II-1, Schäfergraben 1 bis 3 und Schäfergraben 6, am 10.04.2017 an Ehle 7 - 9 und im Schwanenteich sowie am 18.04.2017 an den Punkten Ehle 1 - 6.

Die meteorologischen Bedingungen während der Probenahmen waren mit Ausnahme des 18.04.2017 trocken. Am 18.04.2017 war der Himmel ganztägig bewölkt bis bedeckt und während der Probenahmen an Ehle 5 und Ehle 1 traten Niederschläge auf. Ein Einfluss auf den Schwebstofftransport durch den Eintrag von Bodenpartikeln o.ä. mit dem ablaufenden Niederschlagswasser konnte dabei nicht festgestellt werden, dafür waren die Niederschlagsmengen zu gering.

Die Abflüsse zum Zeitpunkt der Probenahmen an Ehle und Schäfergraben sind als gering einzuschätzen. An der Bode war der Abfluss mit ca. 11 m³/s zum Zeitpunkt der Probenahme etwa auf dem Niveau des mittleren Abflusses (vgl. Kap.3.1.1)

5.2.4.2 Probennahme Wasser Phase 2

In Phase 2 wurde der Beprobungsumfang nach [A11] (vgl. Tab. 5-3) umgesetzt. Dabei wurden insgesamt 24 Wasserproben entnommen. Die geringere Anzahl im Vergleich zu Tab. 5-3 ergibt sich dabei, weil im Schwanenteich (Schäfergraben 205) nur eine Probe und im Windmoner Graben (Ehle Z207) keine Probe genommen wurde. Der Windmoner Graben war zum Zeitpunkt der angestrebten Probenahme trocken.

Im Gegensatz zur Phase 1 wurden je Probe nur 4 l Wasser entnommen, da das Untersuchungsspektrum in Phase 2 geringer war und somit eine geringere Probemenge genügte.

Die Probennahmen erfolgten am 10.10.2017 im Schwanenteich, am Schäfergraben 201 – 203 und an Ehle 217 – 220. Am 25.10.2017 erfolgte die Probenahme an Ehle 205, 206, 208, Z209,

210, 211, 212/213, 214-216. An Ehle 201-204 und Bode 201 und 202 erfolgte die Probenahme am 01.11.2017.

Während der Probenahmen am Schwanenteich (Schäfergraben 204) und am Schäfergraben 202 traten leichte Regenfälle auf. Am Schäfergraben 202 war eine unmittelbare Beeinflussung des Schwebstofftransportes oder Abflusses jedoch nicht zu erkennen.

Die Abflüsse zum Zeitpunkt der Probenahmen an Ehle und Schäfergraben sind auch für die zweite Probenahmekampagne als gering einzuschätzen. An der Bode war der Abfluss deutlich niedriger als zur ersten Probenahme und lag etwa auf Nieveau des Mittleren Niedrigwasserabflusses.

Die Probennahmepunkte sind in Anlage 2.1 dargestellt.

5.2.4.3 Probennahme Grundwasser Phase 3

In Phase 3 wurden insgesamt 14 Grundwasserproben aus Haus- und Gartenbrunnen entnommen. Dabei wurden zuerst 4 Stück vom 22.02. - 15.03.2018 und in einer Erweiterung der Untersuchungen 10 Grundwasserproben vom 03.04. - 30.04.2018 entnommen. Zur Probenahme wurden die vor Ort bereits eingebauten Pumpen der Grundstückseigentümer verwendet.

5.2.5 Probennahme Sediment

Die Probenahme der Sedimente erfolgt gemäß DIN 38414-11 [L6] unter Berücksichtigung des LAWA AQS-Merkblattes P-8/4 [L5]. Die Sedimentproben wurden als ungestörte, tiefenorientierte Sedimentproben mittels Schwerelot bzw. Pistonsampler der Fa. Eijkelkamp gewonnen. Dabei wurde das Stechrohr abgesenkt und mittels Eigengewicht und Muskelkraft oder mittels eines Hammers in das Sediment eingetrieben.

Je Probenahmepunkt erfolgten mehrere Einstiche in das Sediment. Eine tiefenorientierte Probennahme fand in Phase 2 statt.

5.2.5.1 Probennahme Sediment Phase 1

In Phase 1 erfolgte keine tiefenorientierte Probenahme, da sich diese auf Grund der großen benötigten Probenmenge von ca. 5 l als nicht praktikabel erwies. Je Probenahmepunkt wurden 2 Stück 5l-Eimer mit Sediment gefüllt, wofür 8-15 Einstiche in das Sediment erfolgten. Die Probennahme der Sedimente erfolgte aus Tiefen bis ca. 50 cm.

Die Sedimentprobennahme erfolgte im Zeitraum vom 05.04. bis 18.04.2017. Dabei kam am 05.04. und 06.04. ein Schwerelot zum Einsatz, während für die weiteren Probennahmen ein Pistonsampler verwendet wurde. Das Schwerelot erwies sich insbesondere bei Verkrautung der Gräben und bei starkem Algenwuchs (Schwanenteich, Probenahmeposition „Schäfergraben 5“) als wenig geeignet.

Die Probennahmen erfolgten am 05.04.2017 an der Bode, am 06.04.2017 an den Punkten Ehle II-1, Schäfergraben 1 bis 4 und Schäfergraben 6, am 10.04.2017 an Ehle 7 - 9 und im Schwanenteich sowie am 18.04.2017 an den Punkten Ehle 1 - 6.

Insgesamt wurden 20 Proben an den in Tab. 5-2 genannten Probennahmepunkten genommen. Die Lage der Probennahmepunkte ist in Anlage 1 dargestellt.

Abb. 5-1 Einsatz Schwerelot am PN-Punkt Schäfergraben 4 (06.04.2017)

Abb. 5-2 PN-Punkt Schäfergraben 4 (06.04.2017)

Abb. 5-3 Probenahmeposition Schäfergraben 6

Abb. 5-4 Probenahmeposition Ehle 6

Abb. 5-5 Probenahmeposition Ehle 5

Abb. 5-6 Probenahmeposition Ehle 2

5.2.5.2 Probennahme Sediment Phase 2

In Phase 2 erfolgte an den Probennahmestellen in der Ehle eine tiefenorientierte Probenahme. Dabei wurden bei einer Sedimentmächtigkeit > 100 cm 3 Proben im Intervall 0 – 0,1 m, 0,1 m – 0,5 m und > 0,5 m entnommen. War die Sedimentmächtigkeit < 1 m jedoch > 0,3 m, wurden

2 Proben im Intervall 0 – 0,1 m und > 0,1 m bis Endteufe entnommen. Bei einer Sedimentmächtigkeit < 0,3 wurde nur eine Probe über die gesamte Tiefe entnommen.

Für die Probennahmepunkte an der Bode und dem Schäfergraben erfolgte keine horizontierte Beprobung.

Eine Übersicht über die insgesamt 55 Sedimentproben aus Phase 2 gibt Tab. 5-7. Die Lage der Probennahmepunkte kann Anlage 2.1 entnommen werden.

In Phase 2 wurden alle Proben mit einem Pistonsampler der Fa. Eijkelkamp gewonnen. Je Probenahmepunkt wurde dabei für jedes Probenahmeintervall ein 5l-Eimer mit Sediment gefüllt, wobei 6 bis z.T. mehr als 20 Einstiche in das Sediment nötig waren. Die Probennahmen erfolgten im Zeitraum vom 12.10.2017 bis 10.11.2017.

Tab. 5-7 Sedimentproben Phase 2

Entnahmestelle	Datum	Probenname	Entnahmetiefe [m]	Bemerkungen
Bode 201	12.10.2017	BO-MP-Bode 201	0 – 0,1	
Bode 202	12.10.2017	BO-MP-Bode 202	0 – 0,1	
Bode 203	12.10.2017	BO-MP-Bode 203	0 – 0,1	
Bode 204	12.10.2017	BO-MP-Bode 204	0 – 0,2	
Bode 205	12.10.2017	BO-MP-Bode 205	0 – 0,1	
Ehle 201	03.11.2017	BO-MP-Ehle 201-1	0 – 0,1	
		BO-MP-Ehle 201-2	0,1 – 0,5	
		BO-MP-Ehle 201-3	> 0,5	
Ehle 202	03.11.2017	BO-MP-Ehle 202-1	0 – 0,1	
		BO-MP-Ehle 202-2	0,1 – 0,5	
		BO-MP-Ehle 202-3	> 0,5	
Ehle 203	03.11.2017	BO-MP-Ehle 203-1	0 – 0,1	
		BO-MP-Ehle 203-2	0,1 – 0,5	
		BO-MP-Ehle 203-3	> 0,5	
Ehle 204	03.11.2017	BO-MP-Ehle 204-1	0 – 0,1	
		BO-MP-Ehle 204-2	> 0,1	
Ehle 205	27.10.2017	BO-MP-Ehle 205-1	0 – 0,1	
		BO-MP-Ehle 205-2	> 0,1	
Ehle 206	27.10.2017	BO-MP-Ehle 206-1	0 – 0,1	
		BO-MP-Ehle 206-2	> 0,1	
Ehle Z207	*12.10.2017*	*BO-MP-Ehle Z207*	*0 – 0,25*	*Windmoner Graben*
Ehle 208	27.10.2017	BO-MP-Ehle 208-1	0 – 0,1	
		BO-MP-Ehle 208-2	> 0,1	
Ehle Z209	*12.10.2017*	*BO-MP-Ehle Z209*	*0 – 0,50*	*Goldbach*
Ehle 210	27.10.2017	BO-MP-Ehle 210-1	0 – 0,1	
		BO-MP-Ehle 210-2	> 0,1	
Ehle 211	27.10.2017	BO-MP-Ehle 211-1	0 – 0,1	
		BO-MP-Ehle 211-2	> 0,1	
Ehle 212	27.10.2017	BO-MP-Ehle 212-1	0 – 0,1	im südl. zusedimentierten Bereich
		BO-MP-Ehle 212-2	0,1 – 0,5	
		BO-MP-Ehle 212-3	> 0,5	
Ehle 213	27.10.2017	BO-MP-Ehle 213-1	0 – 0,1	im südl. zusedimentierten Bereich
		BO-MP-Ehle 213-2	0,1 – 0,5	
		BO-MP-Ehle 213-3	> 0,5	
Ehle 214	27.10.2017	BO-MP-Ehle 214	0 – 0,30	
Ehle 215	20.10.2017	BO-MP-Ehle 215-1	0 – 0,1	
		BO-MP-Ehle 215-2	> 0,1	
Ehle 216	20.10.2017	BO-MP-Ehle 216-1	0 – 0,1	
		BO-MP-Ehle 216-2	> 0,1	
Ehle 217	20.10.2017	BO-MP-Ehle 217-1	0 – 0,1	
		BO-MP-Ehle 217-2	> 0,1	
Ehle 218	20.10.2017	BO-MP-Ehle 218-1	0 – 0,1	
		BO-MP-Ehle 218-2	> 0,1	
Ehle 219	20.10.2017	BO-MP-Ehle 219-1	0 – 0,1	
		BO-MP-Ehle 219-2	> 0,1	
Ehle 220	12.10.2017	BO-MP-Ehle 220	0 – 0,45	
Schäfergraben201	12.10.2017	BO-MP-Schäfergraben 201	0 – 0,35	
Schäfergraben202	12.10.2017	BO-MP-Schäfergraben 202	0 – 0,40	
Schäfergraben203	12.10.2017	BO-MP-Schäfergraben 203	0 – 0,15	
Schäfergraben204	10.11.2017	BO-MP-Schäfergraben 204-1	0 – 0,30	Schwanenteich, Freiwasserbereich
		BO-MP-Schäfergraben 204-2	0 – 0,35	
		BO-MP-Schäfergraben 204-3	0 – 0,30	
		BO-MP-Schäfergraben 204-4	0 – 0,20	Schwanenteich, verlandeter Teil
		BO-MP-Schäfergraben 204-5	0 – 0,30	
		BO-MP-Schäfergraben 204-6	0 – 0,30	

5.2.6 Probenahme Boden

In Phase 1 erfolgte eine orientierende Untersuchung der bei der Sohlenräumung entnommenen und im Böschungsbereich aufgebrachten Sedimente indem im Uferbereich Bodenproben entnommen wurden.

In der Phase 2 sollten die Ergebnisse der Phase 1 konkretisiert und verifiziert werden. Dafür sollte die Verlagerung von PCB- und PCN-haltigen Sedimenten auf angrenzende Flächen und auch die Verschleppung in angrenzende landwirtschaftliche Nutzflächen betrachtet werden.

Methodisch erfolgte die Beprobung in Anlehnung an die Vorgaben der BBodSchV für den Pfad Boden – Mensch bei Relevanz des inhalativen Aufnahmepfades (Anhang 1, Nr. 2.1.1.).

5.2.6.1 Probenahme Boden Phase 1

Auf Grund der mit hoher Wahrscheinlichkeit bei der Sohlenräumungen erfolgten Aufbringung der entnommenen Sedimente im Böschungsbereich, sollten orientierend im Uferbereich entnommene Bodenproben untersucht werden.

Insgesamt an 6 Punkten (4 entlang der Ehle und 2 am Schäfergraben, vgl. Tab. 5-2) wurden Bodenproben entnommen.

Orientierend wurde dabei auf einer eingemessenen und fotografisch zu dokumentierten Fläche jeweils eine Mischprobe aus 20 bis 25 Einzelproben der jeweiligen Beprobungstiefe (hier: 0 – 2 cm sowie 0 – 10 cm) gebildet. Je Probenahme wurden ca. 4 l Boden entnommen. Die Probennahme erfolgte an den jeweiligen Probennahmepositionen direkt im Anschluss an die Wasser- und Sedimentprobenahme.

Abb. 5-7 Probenahmeposition Ehle 3

Abb. 5-8 Probenahmeposition Boden Ehle 6

5.2.6.2 Probenahme Boden Phase 2

Bei der Untersuchung der Bodenproben aus Phase 1 im Gewässerrandbereich (Schonstreifen) wurden zum Teil auffällig hohe PCB- und PCN-Befunde festgestellt. Um die Verlagerung von PCB- und PCN-haltigen Sedimenten auf angrenzende Flächen und auch die Verschleppung in angrenzende landwirtschaftliche Nutzflächen zu betrachten, wurden in Phase 2 an 10 Querprofilen jeweils links- und rechtsseitig der Ehle Bodenmischproben entnommen. Dabei wurden jeweils 3 Bodenmischproben in folgendem Abstand zur Ehle entnommen:

- Gewässerrandstreifen (Böschungskrone, potenzieller Verwertungsort der Sedimente),
- benachbarte Fläche mit einem Abstand von 0 – 10 m sowie 10 – 50 m gemessen ab der Bewirtschaftungsgrenze der landwirtschaftlichen Nutzflächen.

Als Beprobungstiefe wurde dabei 0 – 10 cm (auf Grünland, Hauptwurzelbereich) sowie 0 – 30 cm (Bearbeitungstiefe Acker, sofern der Boden gepflügt wird) in Abhängigkeit von der Nutzung gewählt.

Insgesamt resultierten bei 10 Profilen daraus 60 Bodenmischproben. Am Profil 6 oberhalb der Furt in Egeln schließen sich nördlich der Ehle (linksseitig) nach dem Gewässerschonstreifen und einem Weg jedoch eingezäunte Gärten und Einfamilienhäuser an. Daher konnte an dieser Stelle keine Probe aus dem Bereich 10 – 50 m entnommen werden. Somit ergeben sich 59 Bodenmischproben. Diese wurden am 14.09.2017 an den Profilen 8 – 10, am 25.09.2017 an den Profilen 1 – 5 und Profil 7 und am 10.11.2017 am Profil 6 genommen.

Die Lage der Profile ist in Anlage 2.2 dargestellt, wobei diese untereinander einen Abstand von ca. 1,5 – 2 km haben. Tab. 5-4 gibt einen Überblick der Querprofile mit Bezug auf die Probennahmepositionen Sediment der Phasen 1 und 2. Tab. 5-8 zeigt die Entnahmetiefen an den einzelnen Probennahmepunkten.

Tab. 5-8 Bodenproben Profile Phase 2

Süd			Profil	Nord		
10 - 50 m	0 - 10 m	Böschungskrone		Böschungskrone	0 - 10 m	10 - 50 m
P1S-3 (0-0,1 m)	P1S-2 (0-0,1 m)	P1S-1 (0-0,3 m)	**P1**	P1N-1 (0-0,3 m)	P1N-2 (0-0,3 m)	P1N-3 (0-0,3 m)
P2S-3 (0-0,3 m)	P2S-2 (0-0,3 m)	P2S-1 (0-0,3 m)	**P2**	P2N-1 (0-0,3 m)	P2N-2 (0-0,3 m)	P2N-3 (0-0,3 m)
P3S-3 (0-0,3 m)	P3S-2 (0-0,3 m)	P3S-1 (0-0,3 m)	**P3**	P3N-1 (0-0,3 m)	P3N-2 (0-0,3 m)	P3N-3 (0-0,3 m)
P4S-3 (0-0,1 m)	P4S-2 (0-0,1 m)	P4S-1 (0-0,3 m)	**P4**	P4N-1 (0-0,3 m)	P4N-2 (0-0,3 m)	P4N-3 (0-0,3 m)
P5S-3 (0-0,3 m)	P5S-2 (0-0,3 m)	P5S-1 (0-0,3 m)	**P5**	P5N-1 (0-0,3 m)	P5N-2 (0-0,3 m)	P5N-3 (0-0,3 m)
P6S-3 (0-0,3 m)	P6S-2 (0-0,1 m)	P6S-1 (0-0,3 m)	**P6**	P6N-1 (0-0,3 m)	P6N-2 (0-0,1 m)	keine PN
P7S-3 (0-0,1 m)	P7S-2 (0-0,1 m)	P7S-1 (0-0,3 m)	**P7**	P7N-1 (0-0,3 m)	P7N-2 (0-0,1 m)	P7N-3 (0-0,1 m)
P8S-3 (0-0,3 m)	P8S-2 (0-0,3 m)	P8S-1 (0-0,3 m)	**P8**	P8N-1 (0-0,1 m)	P8N-2 (0-0,3 m)	P8N-3 (0-0,3 m)
P9S-3 (0-0,1 m)	P9S-2 (0-0,1 m)	P9S-1 (0-0,3 m))	**P9**	P9N-1 (0-0,3 m)	P9N-2 (0-0,1 m)	P9N-3 (0-0,1 m)
P10S-3 (0-0,3 m)	P10S-2 (0-0,3 m)	P10S-1 (0-0,3 m)	**P10**	P10N-1 (0-0,3 m)	P10N-2 (0-0,3 m)	P10N-3 (0-0,3 m)

5.2.6.3 Probenahme Boden Phase 3

Landwirtschaftliche Profile

In Auswertung der Ergebnisse aus Phase 2 zeigte sich eine zum Teil auffällig hohe PCB- und PCN-Belastung nicht nur im 0-10 m Bereich, sondern auch im angrenzenden 10-50 m Bereich. Um ein besseres Verständnis über die Verteilung auf den angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen zu erlangen, wurde eine detailliertere Beprobung an den vorhandenen Profilen umgesetzt. Hierbei wurden in 10 m-Abständen, beginnend ab 10 m Entfernung von der Grenze zwischen Gewässerschonstreifen und landwirtschaftlicher Nutzfläche, bis zu einer Entfernung von 70 m von der Nulllinie (Bewirtschaftungsgrenze) Proben entnommen. Es ergeben sich somit folgende Probennahmebereiche:

- 10 – 20 m
- 20 – 30 m
- 30 – 40 m
- 40 – 50 m
- 50 – 60 m
- 60 – 70 m

In jedem 10 m-Abschnitt wurden 10 Proben (im Abstand von 1 m) entnommen. Diese 10 Einzelproben wurden zu einer Mischprobe zusammengeführt. Die Beprobungstiefe betrug wie in Phase 2 auf Grünland 0 – 10 cm und auf Acker 0 – 30 cm. Zur Analytik wurden zunächst die Proben bis 50 m Abstand untersucht. Ergab sich auch in 50 m Abstand zur Nulllinie noch eine PCB-Belastung oberhalb des Maßnahmenwertes nach BBodSchV [G2] von 200 µg/kg TS (vgl. Kap. 4.2.2) wurden auch die Proben der Bereich 50 – 60 m und 60 – 70 m analytisch untersucht.

Zusätzlich zu den bereits vorhandenen Profilen wurden zur Verdichtung der Messungen 5 weitere Profile angelegt, wobei an den Profilen P5.5, P6.5 und P11 nur die südlich der Ehle bzw. des Schäfergrabens beprobt wurde. Die zusätzlichen Probennahmepositionen der Phase 3 sind in Tab. 5-5 dargestellt. An den zusätzlichen Profilen wurden auch die Böschungskrone und der 0 – 10 m Abschnitt mit beprobt.

An den folgenden Profilen ergaben sich im Vergleich zu Phase 2 Verschiebungen der Probenahmeposition:

- P4S: wurde 180 m ehleabwärts verlagert aus dem Bereich des von Süden zufließenden Grabensystems heraus
- P5: P5N 20 m ehleaufwärts verlagert,
  P5S-1 70 m ehleaufwärts verlagert, um aus dem Bereich des Feldweges herauszukommen, Profil liegt außerhalb der Flutrinne
  P5S-2 60 m ehleabwärts auf Acker, Beginn / Nutzungsgrenze ist Grenze Feldweg - Acker
- P6S: 60 m ehleabwärts verlagert mit erneuter Beprobung der Flutrinne
- P7N: Nulllinie der Probenahme war der Deich (in Phase 2 wurde ab der Uferböschung beprobt, welche 10 m vom Deich entfernt liegt)
- P9N: 100 m aufwärts gelegt um 70 m Entfernung zu erreichen, an alter Stelle ist der Bahndamm dafür zu nah, weiterhin auf Grünland

Die Lage der Profile ist wie die der Phase 2 in Anlage 2.2 dargestellt.

Die Probennahmen fanden überwiegend im Zeitraum vom 20.02. - 19.04.2018 statt, bis auf das Profil P6.5S, welches am 19.06.2018 beprobt wurde. Insgesamt wurden an den landwirtschaftlichen Profilen 186 Mischproben entnommen.

Bode- und Ehledeich

Neben den landwirtschaftlichen Profilen wurden auch der Deich im Unterlauf der Ehle (Ehlerückstaudeich) und der rechtsseitige Deich an der Bode zwischen Athensleben und Rothenförde beprobt. Da diese als Grünland genutzt bzw. durch Beweidung unterhalten werden, wurden die Proben aus einer Tiefe von 0 – 10 cm (Hauptwurzelbereich) entnommen. Für die Probennahme wurden am Ehlerückstaudeich je Probenahmepunkt 10 Einstiche (Einzelproben) so verteilt, dass sich an beiden Flanken des Deiches gleich viele Einstiche befinden. Die Einstiche erfolgten äquidistant. Die Einzelproben wurden zu einer Mischprobe zusammengeführt.

Am Bodedeich erfolgte die Probennahme nach dem gleichen Vorgehen, es wurde vom Fuß der einen Flanke, über den Deich bis zum Fuß der anderen Flanke Proben entnommen. Im Gegensatz zum Ehledeich erfolgte dabei keine Probennahme auf der Krone des Deichs, da diese asphaltiert ist (Fahrradweg). Außerdem erfolgten an jedem Punkt 7 Einstiche zu jeder Seite des Deiches.

Die Probennahmen fanden am 08.03.2018 am Ehledeich und am 12.06.2018 am Bodedeich statt. Insgesamt wurden 7 Mischproben gewonnen.

Gärten

In den OL Egel und Westeregeln wurde auf nahe zur Ehle bzw. zum Schäfergraben liegenden Gartengrundstücken eine erhöhte PCB-Belastung des Bodens vermutet. Daher wurden hier ausgewählte Haus- und Kleingärten beprobt. Dabei wurden je Grundstück zwei repräsentative Mischproben erstellt, die sich aus je 15 bis 20 Einstichen zusammensetzen. Beprobt wurden die Tiefen 0 – 10 cm und 0 – 30 cm. Bei Verdacht auf eine Auffüllung des Oberbodens wurde

zusätzlich aus der Tiefe von 30 – 60 cm eine Probe entnommen. Auf den Gartengrundstücken in der Tarthuner Straße in Egeln, die sich deutlich in einen in der Ehleflutrinne liegenden und einen außerhalb dieser befindlichen Bereich unterscheiden ließen, wurden beide Areale separat beprobt, so dass hier die doppelte Anzahl an Proben resultierte.

Die Probennahmen erfolgten in zwei Phasen. In einer ersten Phase wurden vom 14.02. – 26.02.2018 zunächst 12 Gärten untersucht. In der zweiten Phase wurden vom 03.04. – 13.04.2018 in 28 Gärten Proben genommen. Insgesamt wurden 44 (Teil-)Flächen beprobt.

Abb. 5-9 Profil 6 - Nord

Abb. 5-10 Profil 8 - Süd

KiTa

Am 26.01.2018 fand durch das LAU in Amtshilfe der UBB des Salzlandkreises eine Beprobung der Außenflächen der Kindertagesstätte „Bördespatzen“ in Egeln statt. Im Zuge dieser Untersuchungen wurden durch die G.U.T. zusätzlich 2 Mischproben in der Ehleflutrinne unmittelbar unterhalb der Kindertagesstätte entnommen. Dabei wurde einmal die Böschungskrone der Ehle (10 Einstiche) und einmal die Böschung der Flutrinne (6 Einstiche) beprobt. Aus dem entnommenen Material wurde je eine Mischprobe gebildet. Beprobt wurden die Tiefen 0 – 10 cm und 0 – 35 cm.

5.2.7 Probenahme Pflanzen (nur Phase 2)

Die Pflanzenprobenahme in Phase 2 erfolgte an den Profilen der Bodenprobenahme. Dabei fand am 15.08.2017 die Probenahme an allen Profilen statt. Die Proben wurden als Mischproben verschiedener Pflanzen genommen aus dem Streifen 0 – 10 m gemessen ab Grenze zwischen Gewässerschonstreifen und landwirtschaftlicher Nutzfläche. Dabei wurden die Pflanzenteile beprobt, die in die Nahrungskette gelangen. Bei Feldfrüchten sind dies die Fruchtkörper. Auf Grünland wurde die gesamte Pflanze (ohne Wurzeln) beprobt.

Am 14.09.2017 wurde eine Nachbeprobung der Maisbestände an den Profilen P1 (Süd u. Nord), P2 (Nord), P3 (Nord), P8 (Nord) durchgeführt, wobei die gesamten Maispflanzen mit Ausnahme des Wurzelwerkes als Probe verwendet wurden. Pro Probennahmestelle wurden 2 – 3 Pflanzen als Probe genommen.

Es handelt sich um Stichproben/ Einzelproben von Pflanzenmaterial, nicht um repräsentative Proben von Futter- oder Lebensmitteln.

Tab. 5-9 zeigt das gewonnene Probenmaterial an den Profilen.

Tab. 5-9 Probenmaterial Pflanzenprobenahme

Norden	Profil	Süden
Mais – gesamte Pflanze ohne Wurzeln	1	Mais – gesamte Pflanze ohne Wurzeln
Mais – gesamte Pflanze ohne Wurzeln	2	Weizen-Ähren
Mais – gesamte Pflanze ohne Wurzeln	3	Weizen-Ähren
Getreidehalme	4	Gras (frisch/trocken)
Weizen-Ähren	5	Gras, Hagebutten, Walnüsse
-	6	Holunderbeeren
Äpfel	7	Mais – gesamte Pflanze ohne Wurzeln
Mais – gesamte Pflanze ohne Wurzeln	8	-
Gras (frisch)	9	Heu
Stroh (Raps)	10	Weizen – Halme und Ähren

Abb. 5-11 Profil 9 – Nord, 15.08.2017

Abb. 5-12 Profil 8 - Süd

5.3 Analytik

Die analytischen Untersuchungen der Sediment- und Wasserproben erfolgen nach den Vorschriften zur Analytik in [A2] bzw. den Vergabeunterlagen Analytik [A5] genannten Normen / Verfahren. Die Bestimmungsgrenzen der Analyseparameter betragen gemäß Abstimmung mit LAF / PC LAF und GLD des LHW (SG 5.1.1) soweit technisch möglich und wirtschaftlich vertretbar 30% der UQN aus [G12].

Die analytischen Untersuchungen wurden im Auftrag der LAF durchgeführt durch das Labor

GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH
Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg

Die anzustrebenden Bestimmungsgrenzen in Sediment- und Wasserproben sind in Anlage 1 der VU Analytik [A5] tabellarisch aufgeführt. Ausnahmen wurden im Einzelfall zugelassen ([G12], Anlage 9, Nr. 1.3 und 1.4).

5.3.1 Analytik Phase 1

Die Sediment- und Wasserproben wurden im Regelfall auf die relevanten organischen Parameter sowie die Schwermetalle untersucht (hierzu vgl. [A5] und Tab. 5-10). Die Untersuchung der Wasserproben erfolgt dabei generell ungefiltert inkl. der sedimentbürtigen Schwebstoffe. Die Filtration der Proben, die auf Cd, Pb, Hg und Ni untersucht werden sollen, erfolgte nicht. Eventuelle Überbefunde wurden in dieser Untersuchungsphase in Kauf genommen.

Bodenproben wurden auf die in den Sedimenten relevanten Schadstoffe (überwiegend PCB und PCN) untersucht.

Tab. 5-10 Regelumfang der zu untersuchenden Parameter

Matrix	Parameter, Regelumfang	Parameter, optional	Bemerkung
Sediment	PCB[21], PCN, PAK, MKW, Schwermetalle	dl-PCB, PCDD/PCDF	doppelte Gefriertrockung, Fraktion < 63 µm
Sediment	-	PCB, PAK, Deklaration	3/3 Proben, gesamt
Boden	-	PCB, PCN, PAK	Fraktion < 2 mm
Wasser	PCB, PCN, PAK, MKW, Schwermetalle		unfiltriert

Die PAK-Untersuchungen erfolgen in der Fraktion < 63 µm. Das Extrakt der Fraktion < 63 µm wurde für die analytische Untersuchung sowohl auf PCN, PAK als auch PCB sowie (sofern beauftragt) dl-PCB und PCDD/PCDF eingesetzt.

Der Analysenumfang ist in der Tabelle Tab. 5-10 zusammenfassend dargestellt. In Anlage 5 sind die Analysenergebnisse für die Matrices Wasser, Sediment und Boden tabellarisch zusammengestellt.

Die Prüfberichte sind dem Bericht in Anlage 6 beigefügt. Die Prüfberichte enthalten Angaben zu eingesetzten Verfahren und zu Bestimmungsgrenzen.

Erste Analysenergebnisse zu Sedimentproben wurden am 09.05.2017 berichtet. Im Zuge der weiteren Untersuchungen und Plausibilitätsprüfungen der Befunde wurden z.T. Nachuntersuchungen beauftragt. Alle Ergebnisse einschließlich der Nachuntersuchungen von bei der Plausibilitätsprüfung auffälligen Befunden lagen am 14.06.2017 vor. Zu diesem Termin war die Laboruntersuchungen Phase 1 (Auftrag GBA) abgeschlossen.

5.3.2 Analytik Phase 2

5.3.2.1 Probenmanagement

Die Leistungen werden entsprechend den Vorschriften zur Probenahme und Analytik in [A2] und den Vorgaben der Vergabeunterlagen Analytik [A5] erbracht.

Die Probenverpackung für den Versand zum Labor des AG LAF (GBA) sowie die Koordination der Probenabholung erfolgt durch G.U.T.

5.3.2.2 Analytik Matrix Sediment, Wasser und Boden

Die analytischen Untersuchungen der Sediment- und Wasserproben erfolgen nach den Vorschriften zur Analytik in [A2] bzw. im LV der Vergabeunterlagen [A5] genannten Normen / Verfahren. Die Bestimmungsgrenzen der Analyseparameter entsprechen denen in Phase 1 und sind in den Prüfberichten dokumentiert.

Abweichend von den Methoden und Vorschriften in Phase 1 erfolgte in Phase 2 die Probenvorbehandlung und Untersuchung gemäß Fußnote 3 zur Tabelle in Anlage 6 der OGewV nicht an der Fraktion < 63 µm, sondern an der Fraktion < 2 mm. Für die Bewertung wurde an Stelle der vollständigen Korngrößenverteilung nur den Anteil der Fraktionen < 63 µm und < 2 mm durch Nasssiebung bestimmt. Dabei wurden folgende Abwägungen getroffen [A11]:

- Die Untersuchung der durch doppelte Gefriertrocknung gewonnenen Fraktion < 63 µm (Tonfraktion) ist aus fachlicher Sicht richtig, da nur diese Fraktion einen relevanten

21 Während die Σ PCN tatsächlich als Summe aller 75 isomeren PCN (bzw. der Kongenerensummen der Mono- bis Octachlornaphthaline) zu verstehen ist, erfasst die Σ PCB_7 lediglich 7 der 209 isomeren PCB. Dies ist beim Vergleich der PCB und PCN untereinander zu beachten.

Frachtbeitrag bei partikelgebundenen Schadstoffen leistet. Die Probenvorbehandlung in Phase 1 und 2 der Untersuchung bleibt gleich, damit auch die Vergleichbarkeit der Befunde.

– Die Probenvorbehandlung durch Gefriertrocknung zur Gewinnung der Fraktion < 2 mm (Trockensiebung) zur Extraktion und die parallele Bestimmung der Fraktionen < 63 µg und < 2 mm durch Nasssiebung spart die 2. Gefriertrocknung und entsprechende Behandlungszeit der Probe. Diese Zeitersparnis ist auch der Grund, weshalb in der aktuellen Verordnung (OGewV 2016) von der Gewinnung der 63 µm-Fraktion abgesehen wird. Allerdings ist die Probenvorbehandlung in den Phase 1 und 2 nicht mehr identisch.

Auch nach dazu ergangener Mitteilung des LHW ist die Differenz in den Anteilen der Fraktionen < 63 µm und < 2 mm sowie der Unterschied in den Befunden organischer Stoffe in den Fraktionen nicht erheblich.

Die Proben wurden in Phase 2 daher in der Fraktion < 2 mm untersucht.

Die anzustrebenden Bestimmungsgrenzen in Sediment- und Wasserproben sind in Anlage 1 der VU Analytik [A5] tabellarisch aufgeführt. Ausnahmen können zugelassen werden ([G12], Anlage 9, Nr. 1.3 und 1.4).

Die Untersuchung der Wasserproben erfolgt dabei generell ungefiltert inkl. der sedimentbürtigen Schwebstoffe.

Bodenproben aus Flächen, auf denen schadstoffhaltige Sedimente erkennbar aufgebracht wurden, werden in der Fraktion < 2 mm untersucht.

Tab. 5-11 Regelumfang der zu untersuchenden Parameter Phase 2

Matrix	**Parameter, Regelumfang**	**Parameter, optional**	**Bemerkung**
Sediment	PCB, PCN, PAK	dl-PCB, PCDD/PCDF	einfache Gefriertrockung, Untersuchung an der Fraktion < 2 mm Ermittlung Anteil < 63 µm
Sediment	-	PCB, PCN, Deklaration	Probe Ehle 212
Boden	PCB, PCN	dl-PCB, PCDD/ PCDF	Fraktion < 2 mm
Wasser	PCB, PCN, PAK, AFS		unfiltriert

Mit Ausnahme der verwendeten Fraktionen sowie der Untersuchung der Wasserproben auf den Parameter AFS ergeben sich im Vergleich zu Phase 1 keine nennenswerten Änderungen.

5.3.2.3 Analytik Matrix Schwebstoffe

Die analytische Untersuchung der Schwebstoffproben aus dem Projekt Untere Bode (AG: MDSE) erfolgt durch GBA Freiberg; die Untersuchung auf PCDD/ PCDF erfolgt dabei im GBA-Labor Pinneberg. Die GBA ist im Projekt Ehle auch AN der LAF.

Im Grundsatz unterscheidet sich die Untersuchung (Probenaufbereitung und Messung) bei den Matrizes Sediment und Schwebstoffe nicht. Da die Untersuchung auf PCDD/ PCDF in der Fraktion < 2 mm erfolgt bzw. erfolgte, wurden die Rückstellproben auf PCB- und PCN ebenfalls in der Fraktion < 2 mm untersucht.

5.3.2.4 Analytik Matrix Pflanzenmaterial

Die Untersuchung der Probenmatrix Pflanzenmaterial erfolgte im Nachauftrag der GBA durch das Labor Food GmbH Jena (heute Synlab Umweltinstitut GmbH, Lebensmittelinstitut Jena).

Untersucht wurden bei Mais die Kolben ohne Hüllblätter, bei Weizen die Ähren komplett (wie beprobt) und bei Gras und Heu die beprobten Pflanzenteile (ebenfalls komplett).

6 Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der analytischen Untersuchung der Wasser- Sediment- und Bodenproben sind tabellarisch in Anlage 5 zusammengefasst; die Prüfberichte des Labors sind als Anlage 6 des Berichtes beigefügt.

Gemäß Aufgabenstellung **Phase 1** ist zu untersuchen, welche Punktquelle (Altlast) für die nach vorliegenden Untersuchungen vorhandene PCB-Belastung der sedimentbürtigen Schwebstoffe in der Ehle (ermittelt durch Untersuchungen von Wasserproben) ursächlich ist. Nach [U21] kommen hierfür folgende Flächen in Frage:

- ehem. Alkaliwerke Westeregeln – oberhalb PN-Position Schäfergraben 6
- ehem. IAA Deponie Industrieabwasser – oberhalb PN-Positionen Schäfergraben 3 und 5
- ehem. Hydraulik Tarthun – Einleitung an Position Ehle 2.

Die folgende Systemzeichnung veranschaulicht die Lage der Probenahmepositionen mit relativem Bezug zu den 3 vorgenannten Verdachtsflächen.

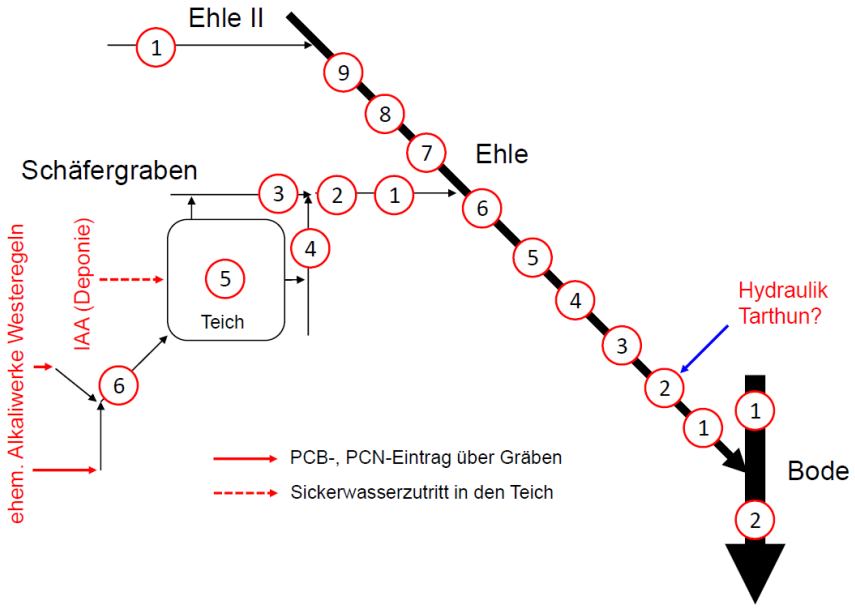


Abb. 6-1 Schematische Darstellung der Probenahmepositionen Phase 1

Die dargestellten Einleitungen stellen den aktuellen Zustand dar; zur historischen Entwässerung (speziell Abwasserbeseitigung) vgl. Abschnitte 3.4.2 und 7.1.1.

Die Ergebnisse der **Phase 1** werden in den zusammenfassenden Tabellen der Anlage 5 in der Reihenfolge Oberlauf Ehle (Ehle 9 – 8) – Schäfergraben (6 bis 1) – Unterlauf Ehle (6 bis 1) sowie Bode (v. l. n. r.) dargestellt.

Ehle, Oberlauf				Schäfergraben (inkl. Schwanenteich)								Ehle, Unterlauf						Bode	
Ehle II-1	Ehle 9	Ehle 8	Ehle 7 (LHW 414594)	Schäfergraben 6 (LHW 414592)	Schäfergraben 5-1 (Teich)	Schäfergraben 5-2 (Teich)	Schäfergraben 5-3 (Teich)	Schäfergraben 4	Schäfergraben 3 (LHW 414591)	Schäfergraben 2 (LHW 414593)	Schäfergraben 1	Ehle 6	Ehle 5	Ehle 4 (LHW 414595)	Ehle 3	Ehle 2	Ehle 1	Bode 1	Bode 2

Im Text des Berichtes erfolgt eine getrennte Beschreibung von Schäfergraben, Ehle und Bode.

Mit den Untersuchungen Phase 1 konnte gezeigt werden, dass die in der Ehle nachgewiesenen PCB- und PCN-Belastungen mit hoher Wahrscheinlichkeit ausschließlich ausgehend von den ehem. Alkaliwerken Westeregeln über die betriebliche Abwasserableitung (Beintalgraben/ Schäfergraben) in die Ehle gelangten. Zusatzeinträge weiterer Quellen, z.B. der Hydraulik Tarthun, sind entweder vernachlässigbar gering oder nicht vorhanden. Weitere oberstromige Belastungen in der Ehle werden auch mit einer Schadstofffreisetzung durch die ehem. Alkaliwerke Westeregeln in Verbindung gebracht.

Mit dem Untersuchungsprogramm Phase 2 sollten die Befunde Phase 1 verifiziert und die Belastungssituation zwischen den wenigen orientierenden Proben aus Phase 1 untersetzt werden. Weiterhin waren die Wirkungen auf die unterhalb liegenden Gewässer zu untersuchen und Handlungsempfehlungen abzuleiten.

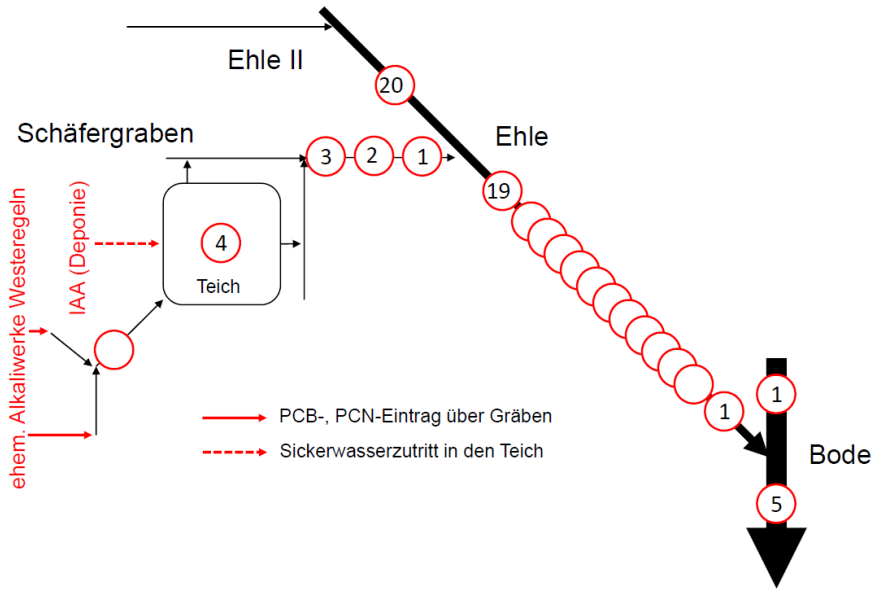


Abb. 6-2 Schematische Darstellung der Probenahmepositionen Phase 2

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt im Abschnitt 6 dieses Berichtes getrennt für die Gewässer Schäfergraben/ Schwanenteich, Ehle und Bode; innerhalb dieser Abschnitte dann jeweils getrennt nach den Umweltkompartimenten Wasser und Sediment.

Zur Untersuchung der in Folge der Unterhaltungsarbeiten des Gewässers entstandenen schädlichen Bodenveränderungen wurden Bodenproben auf landwirtschaftlichen Flächen sowie in Haus- und Kleingärten entnommen. Die Darstellung der Beprobung erfolgt in Abschnitt 5.2.6, die Darstellung der ausgewählten, das Gewässer Ehle unmittelbar betreffende Ergebnisse (Böschungen der Ehle) erfolgt in Abschnitt 6.5. Alle weiteren Untersuchungsergebnisse werden – sofern diese nicht in den Anlagen (z.B. Anlage 4.3) dargestellt sind – in separaten Berichten dokumentiert (zusammengefasst).

Die Untersuchungsergebnisse sind überwiegend bereits in Kurzberichten und Stellungnahmen enthalten (z.B. [A12] bis [A14]) und waren bzw. sind Grundlage bodenschutzbehördlicher Entscheidungen.

6.1 Beintalgraben/ Schäfergraben/ Schwanenteich

Der Beintalgraben/ Schäfergraben führte ursprünglich ausschließlich das Wasser eines Quellaustrittes in die Ehle ab. Dieser Quellaustritt liegt westlich der Verbindungsstraße Westeregeln (Douglashall) – Hakeborn, nördlich der ehem. Bahntrasse. Dieser Graben wurde dann vermutlich als Abwassergraben der Alkaliwerke Westeregeln[22], später dann als Abwassergraben des VEB Orbitaplast (zur Ableitung des Spülwassers der Absetzanlage für Heizwerksaschen) genutzt [S1].

Im System Beintalgraben/ Schäfergraben wurde nach ca. 1981 der so genannte Schwanenteich als Spülbereich bzw. Ablagerungsbereich der IAA angelegt, bis zur Einstellung der Einspülung jedoch als Rückhaltebecken für Spülwasser genutzt.

Im Text werden die Probennahmepositionen als „Schäfergraben“ bzw. als „SG“ bezeichnet. Die folgende Abbildung zeigt die Probennahmepositionen im System Schäfergraben/ Schwanenteich.

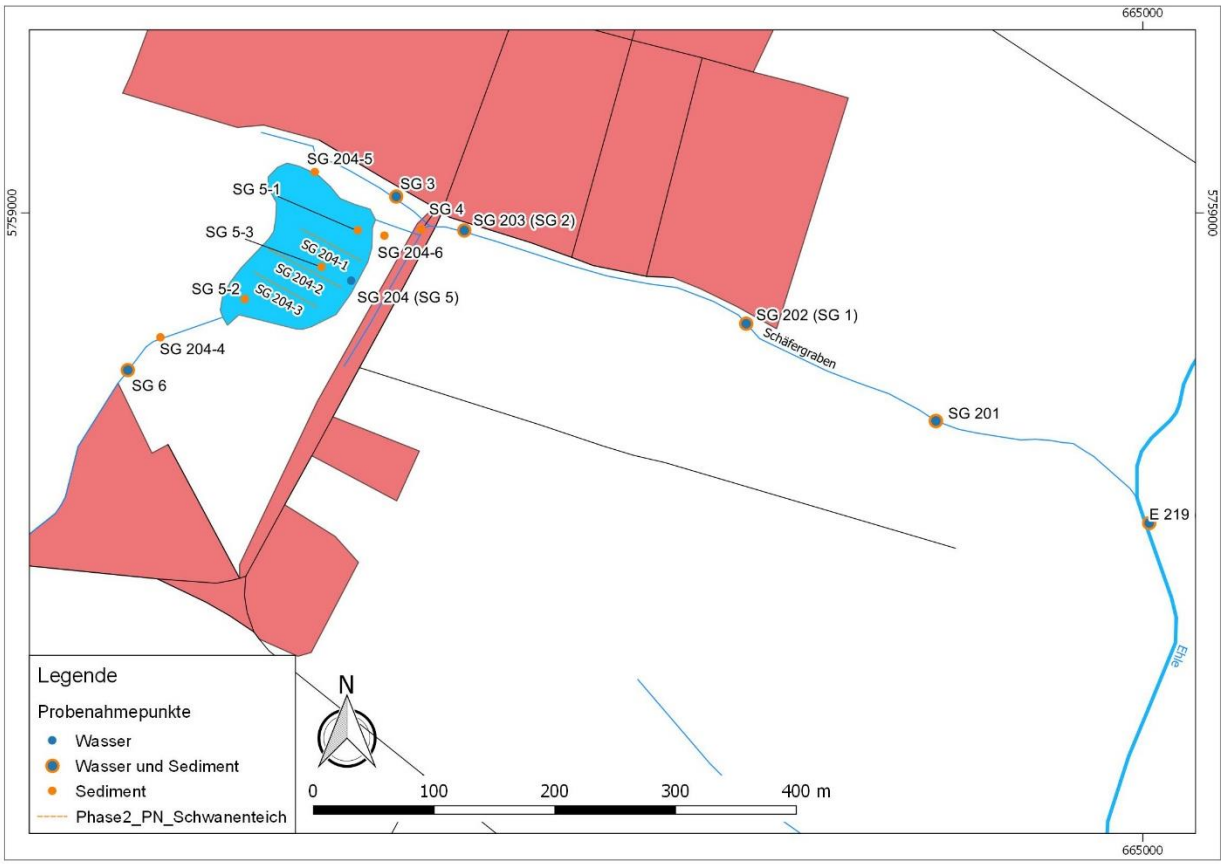


Abb. 6-3 Darstellung der Probenahmepositionen Schäfergraben/ Schwanenteich

Die Probennahmepositionen sind in Karten und Luftbildern der Anlage 2 sowie in Abb. 6-3 dargestellt.

22 Angaben zum betrieblichen Abwassersystem der ehem. Alkaliwerke liegen nicht vor. Die Annahme beruht auf der Darstellung der „Efluvien-Station“ (Abwasser-Station) in der Nähe des heutigen nördlichen Zulaufs zum Schäfergraben (vgl. [U21], Abb. 4-2) sowie dem bereits im Luftbild 1945 sichtbaren nördlichen Entwässerungsgrabens ([U21], Abb. 4-7).

6.1.1 Wasser

6.1.1.1 Feststellungen bei der Probennahme

Zum Zeitpunkt der Probenahme Phase 1 (Anfang April 2017) war der Schäfergraben kaum verkrautet, lediglich im östlichen Ablaufgraben des Schwanenteichs war das Gerinne über die gesamte Breite niedrig mit Schilf bewachsen. Im Zulauf zum Schwanenteich (SG 6) war das Gerinne leicht vermüllt und mit Schilfresten der vorangegangenen Vegetationsperiode bestanden, welche die Sichttiefe auf wenige Zentimeter reduzierten.

Die Gewässerbreite an den untersuchten Punkten ist mit Ausnahme von SG 4 (1,3 m) und dem Zulauf SG 6 (1,65 m) kleiner als 1 m und die Wassertiefe mit maximal 19 cm an SG 6 als gering zu bezeichnen. An allen Messpunkten war nur eine geringe Fließgeschwindigkeit zu beobachten. Lediglich an SG 2 war ein schnelleres Fließen erkennbar. Organoleptisch war nur der nördliche Ablaufgraben des Schwanenteichs mit einer leichten Trübung und einem leicht fauligem Geruch auffällig. Darüber hinaus konnte ein Durchsickern des nördlichen Uferwalls des Schwanenteichs beobachtet werden. Die meteorologischen Bedingungen waren trocken und es konnten nur geringe Abflüsse festgestellt werden.

Auch zur zweiten Probenahme (Phase 2) Anfang Oktober 2017 war der Schäfergraben kaum verkrautet, die Wasserstände befanden sich auf einem ähnlich niedrigen Niveau wie im April. Organoleptisch fiel bei der zweiten Probenahmekampagne der Geruch nach H_2S im Uferbereich des Schwanenteichs auf. Das Wasser des Schwanenteichs war gelb. Auch an SG 3 war das entnommene Wasser leicht gelb und roch schwach. Am Tag der Probenahme war es bewölkt, vereinzelt fiel leichter Regen. Die Abflüsse waren geringer als im April 2017.

Die Tab. 6-1 gibt einen Überblick über die Probennahmebedingungen beider Kampagnen. Detaillierte Angaben sind den Protokollen der Wasserprobennahmen in den Anlage 3.2 und Anlage 3.3 zu entnehmen.

Tab. 6-1 Probenahmebedingungen an den Messstellen am Schäfergraben und Schwanenteich

	Datum PN	Q [m³/s]	Wassertiefe [cm]	AFS [mg/l]
Phase 1				
SG 6 (Zulauf Teich)	06.04.2017	0,0041	19	-
SG 5 (Schwanenteich)	05.04.2017	-	102	-
SG 4	06.04.2017	0,0022	6	-
SG 3	06.04.2017	0,0011	15	-
SG 2	06.04.2017	0,0020	5	-
SG 1	06.04.2017	0,0015	10	-
Phase 2				
SG 204 (Schwanenteich)	10.10.2017	-	-	< 2
SG 203 (PN-Punkt SG 2)	10.10.2017	0,0001	5	8,2
SG 202 (PN-Punkt SG 1)	10.10.2017	0,0011	11	4,6
SG 201	10.10.2017	0,0007	7	5,0

6.1.1.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Im System Schäfergraben liegen die PCB-Befunde stets signifikant über der UQN (je PCB-Kongenerem 0,0005 µg/l).

In der Wasserprobe am Zulauf zum Schwanenteich (SG 6) und damit zum hier betrachteten System liegt der PCB-Befund in Phase 1 bei 0,028 µg/l Σ PCB_7 bzw. 0,025 µg/l Σ PCB_6.

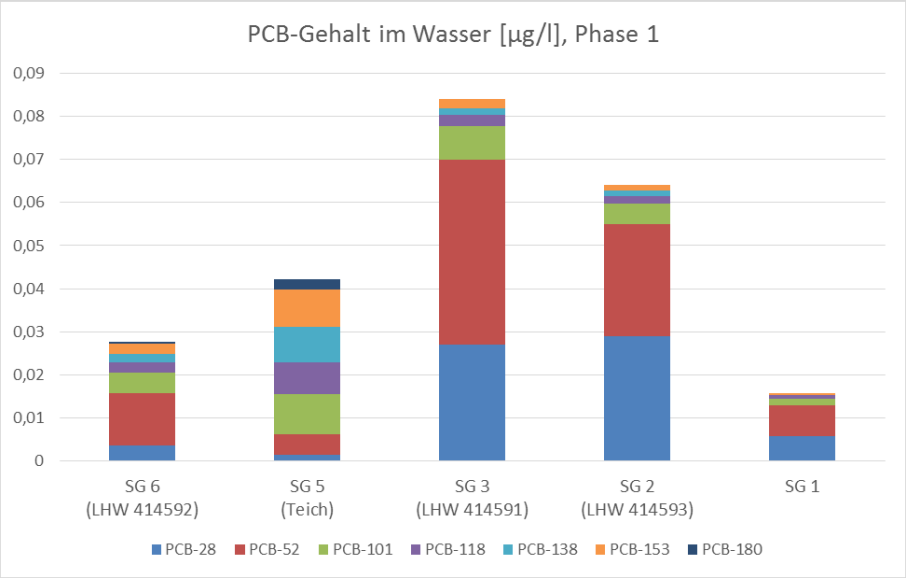


Abb. 6-4 PCB-Gehalte im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1

An dieser Position (SG 6, LHW 414592) erfolgten weitere Wasser- (und Sediment-) Untersuchungen sowohl durch das Labor Eurofins (Auftrag MuP [U25]) als auch durch das Labor GBA (Auftrag LAF). Während 3 der insgesamt 4 Untersuchungen Befunde im Niveau um 0,02 µg/l Σ PCB_7 ergaben, zeigte eine Paralleluntersuchung (Probennahme Analytech, Analytik GBA) einen PCB-Befund in Höhe von 0,83 µg/l Σ PCB_7 bzw. 0,7 µg/l Σ PCB_6. Dies muss als Hinweis auf eine heterogene Probe, z.B. einen hohen Schwebstoffgehalt in der Probe GBA 17503822-016 (Probennahme: Analytech im Auftrag MuP) gewertet werden. Dargestellt wurde in Abb. 6-4 nur die in Phase 1 durch G.U.T. entnommene Probe, nicht die weiteren an dieser Position (durch Analytech) entnommenen Wasser- bzw. Sedimentproben.

Nicht untersucht wurde die Wasserprobe am Punkt Schäfergraben 4.

Die entsprechenden Untersuchungen in Phase 2 bestätigen den Befund aus Phase 1 im Grundsatz, und zwar sowohl nach der Höhe als auch nach dem Kongenerenmuster.

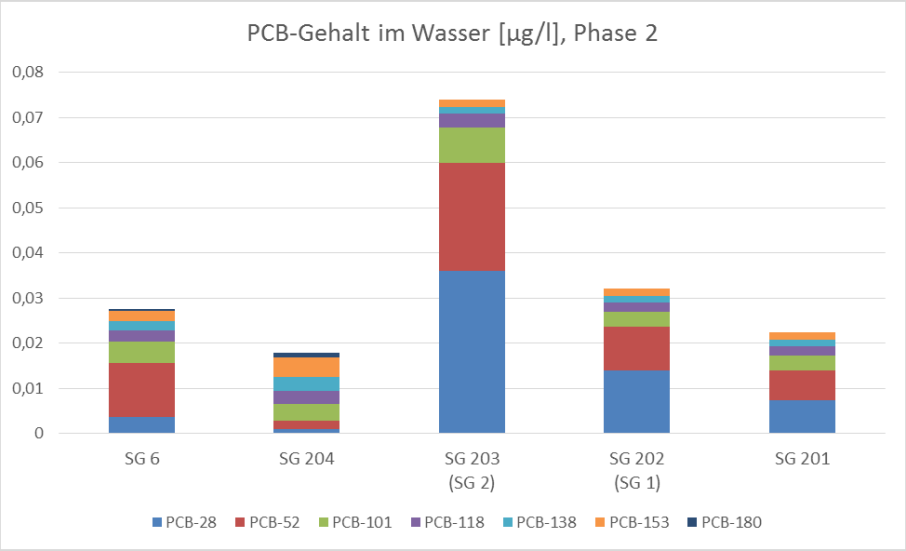


Abb. 6-5 PCB-Gehalte im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2

(Hinweis: In Abb. 6-5 wurde für die Darstellung der Wert der Wasserprobe Schäfergraben 6 aus der Phase 1 übernommen.)

Die höchste Belastung weist die Probe SG 203 (an Position SG 2, LHW-Messpunkt 414593) mit ca. 0,074 µg/l Σ PCB_7 bzw. 0,071 µg/l Σ PCB_6 auf. An der Position SG 3 wurde in Phase 2 keine Probe gewonnen.

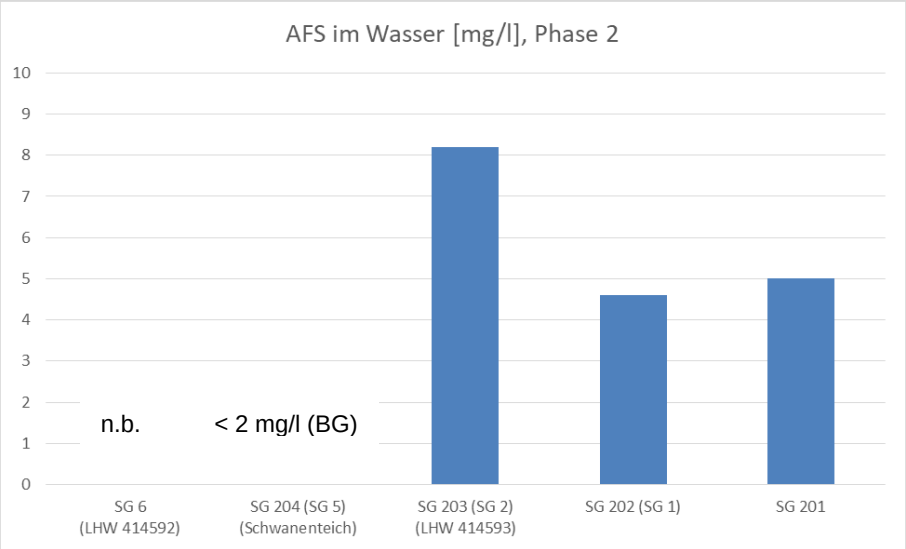


Abb. 6-6 Abfiltrierbare Stoffe im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2

Der PCB-Gehalt in den Wasserproben korreliert annähernd mit dem AFS (vgl. Abb. 6-6), was bei schwebstoffgebundenem Schadstofftransport so auch zu erwarten ist.

Bzgl. der Kongenerenverteilung zeigt sich für alle Wasserproben im Schäfergraben – mit Ausnahme der aus dem Schwanenteich (PN-Punkt Schäfergraben 5/ Schwanenteich) entnommenen Probe – ein vergleichbares Bild. Es dominieren die Tri- und Tetrachlorbiphenyle (PCB-28 ca. 10-40 % und PCB-52 ca. 40-50 %); die höher chlorierten PCB-101, -118, -153 und -180 treten demgegenüber deutlich zurück.

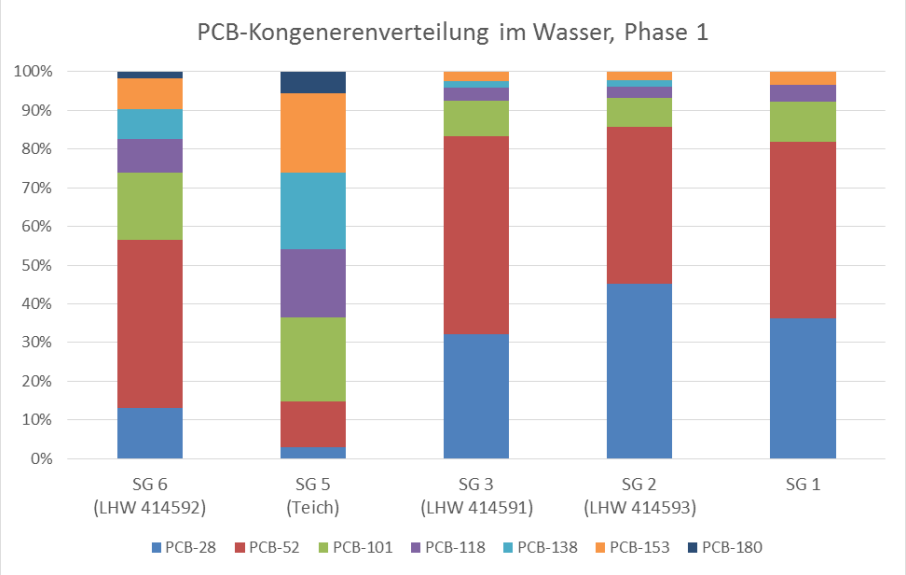


Abb. 6-7 PCB-Kongenerenmuster im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1

Dieser Fingerprint (SG 6, sowie SG 3 bis 1) ist auch zu erwarten. Nach den Recherche-ergebnissen aus [U21] (dort [U7]) waren gering chlorierte Produkte (die Pentachlorbiphenyle) das Ziel der PCB-Chlorierung. Die geringer chlorierten Biphenyle (PCB-28 und PCB-52) sind jedoch deutlich mobiler und werden offenbar auch noch rezent mobilisiert und über das Niederschlags-wassersystem der ehem. Alkaliwerke bzw. des heutigen Gewerbeparks in den Vorfluter (Grabensystem, Schäfergraben, Ehle) ausgetragen [U25].

In der Wasserprobe im Zulauf zum Schwanenteich, Schäfergraben 6 (LHW 414592), dominiert zwar ebenfalls PCB-52, jedoch liegen die Gehalte der höher chlorierten PCB (speziell PCB-101) im Niveau des PCB-28; auch die anderen höher chlorierten PCB (-118, -138, -153) zeigen sich gegenüber den Proben SG 1 bis 3 und in der Ehle (Ehle 1 bis Ehle 6) in höheren Anteilen. Ob

dies auf eine gealterte Quelle (in der die mobileren niedrig chlorierten Biphenyle bereits anteilig zurückgegangen sind) oder auf die Depotwirkung der Altsedimente in Schäfergraben (und Ehle) zurückzuführen ist, muss im Zusammenhang mit der Quelle bewertet werden. Die Datenlage zur Quelle ist hierzu aktuell nicht ausreichend.

Allerdings liegen Daten des LHW vor, der die PCB-Belastung am Zulauf zum Schwanenteich in 2015 untersucht hat (Abschnitt 3.2.4, Abb. 3-19). Die Kongenerenverteilung, die der LHW am Messpunkt 414592 zu den Terminen 20.01. und 04.03.2015 festgestellt hat, stimmt gut mit dem Kongenerenmuster der Probe SG 6 (vom 06.04.2017) überein (Abb. 6-7 und Abb. 6-8).

Die Kongenerenverteilung im Gewässer Schwanenteich (SG 5) weicht dagegen vollkommen von der der anderen Proben ab; es dominieren die höher chlorierten penta- und hexachlorierten Biphenyle (-101, -118, -138 und -153); den geringsten Anteil weist PCB-28 auf. Hier könnte ein Zusammenhang mit dem Algenwachstum im Schwanenteich (Biomasse- und Faulschlammbildung) bestehen; darauf deuten auch die PCB-Befunde sowie die Kornverteilung der Sedimente (Anlage 5.7) hin. Möglich wäre eine verstärkte Retardierung (Sorption) der höher chlorierten PCB im Schwanenteich.

Im Kongenerenmuster dominieren in Phase 2 erneut – und wieder mit Ausnahme der Probe aus dem Schwanenteich – die gering chlorierten PCB-28 und -52 mit zusammen > 50 bis 80 %.

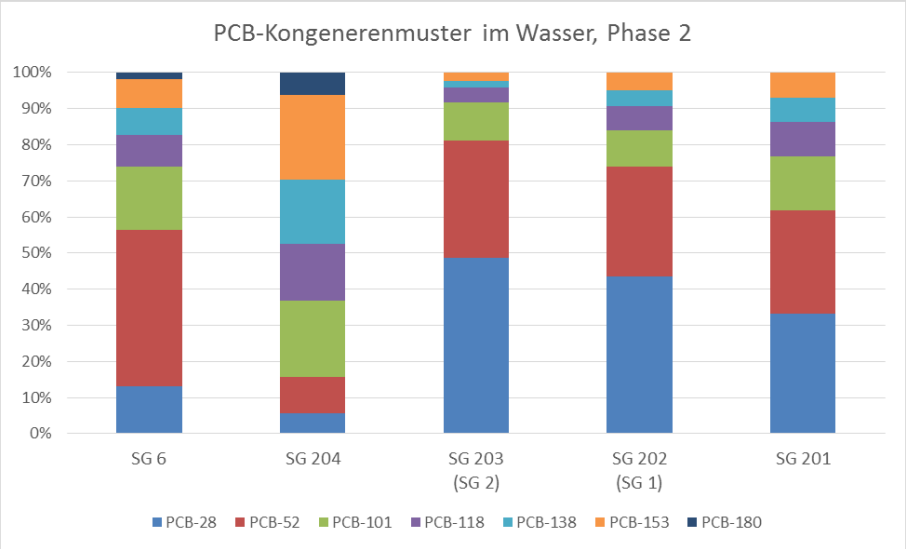


Abb. 6-8 PCB-Kongenerenmuster im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2

In [L27] wurde das Verhältnis der höher- und niedriger chlorierten PCB vereinfacht durch den Quotienten

$$Q = \frac{C(\ PCB\ Nr.138 + 153 + \ 180)}{C(PCB\ Nr.\ 28 + 52 + 101)}$$

beschreiben (entspricht Formel 3-1, Abschnitt 3.1.2, Seite 35). Dieses Verhältnis ist in den Übersichten der Anlage 5 für die aktuellen Befunde berechnet und dokumentiert (Zeile „Quotient“) und kann ergänzend zur Charakterisierung der PCB-Kongenerenverteilung genutzt werden.

Für die Proben im Schwanenteich (SG 5 und SG 204) liegt dieses Verhältnis Q bei > 1 (1,26 in Phase 1 bzw. 1,29 in Phase 2). In den Wasserproben aus den ablaufenden Gräben liegt das Verhältnis Q zwischen 0,05 und 0,12, im Falle der Probe aus dem zulaufenden Graben (SG 6) bei 0,24. In den Wasserproben aus der Ehle liegt dieses Verhältnis bei ca. 0,1 bis 0,15. In den Sedimentproben ist der Quotient jeweils signifikant höher als in den an der jeweiligen Position entnommenen Wasserproben. Letzteres ist Ausdruck der unterschiedlichen Mobilität der PCB-Kongeneren und des daraus resultierenden Chromatographie-Effektes.

Der zur Plausibilitätsprüfung vorgenommener Vergleich mit den Befunden aus dem Gewässerüberwachungsprogramm des GLD des LHW bestätigt sowohl den generellen Verlauf der PCB-Belastung im Gewässer als auch die gefundene Kongenerenverteilung. Die aktuellen PCB-Befunde aus den Phasen 1 und 2 dieser Untersuchung sind damit mit denen der Messreihen des GLD des LHW vergleichbar. Hierzu vgl. Abschnitt 3.2.4.

6.1.1.3 Polychlorierte Naphthaline (PCN)

Die höchsten PCN-Gehalte weisen die Proben Schäfergraben 5 (Schwanenteich) und Schäfergraben 3 (LHW 414591) mit ca. 0,5 µg/l auf. Die UQN (nach OGewV 2011) liegt (bzw. lag) bei 0,01 µg/l. Alle anderen unterhalb dieser PN-Punkte entnommenen Proben weisen Gehalte über 0,1 µg/l auf. Die Probe Ehle 6 ist relativ unbelastet und zeigt ausschließlich Di-CN mit 0,15 µg/l. Die Befunde aller anderen Kongeneren Chlornaphthaline liegen unterhalb der BG.

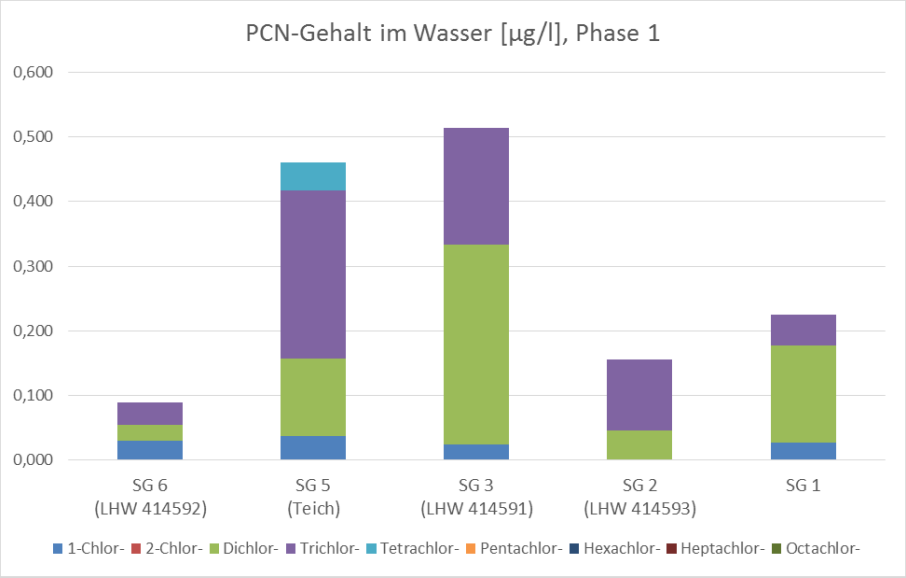


Abb. 6-9 PCN-Gehalte im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1

In den in Phase 2 untersuchten Proben SG 204 bzw. SG 202 sind die Befunde der Höhe nach mit ca. 0,4 µg/l bzw. ca. 0,2 µg/l (vgl. Abb. 6-10) mit denen zugehörigen Proben aus Phase 1 (Proben SG 5 bzw. SG 1, Abb. 6-9) vergleichbar. Deutlich höher ist der PCB-Befund der Probe SG 203 (1,3 µg/l) gegenüber der an gleicher Stelle in Phase 1 entnommenen Probe SG 2 (0,16 µg/l).

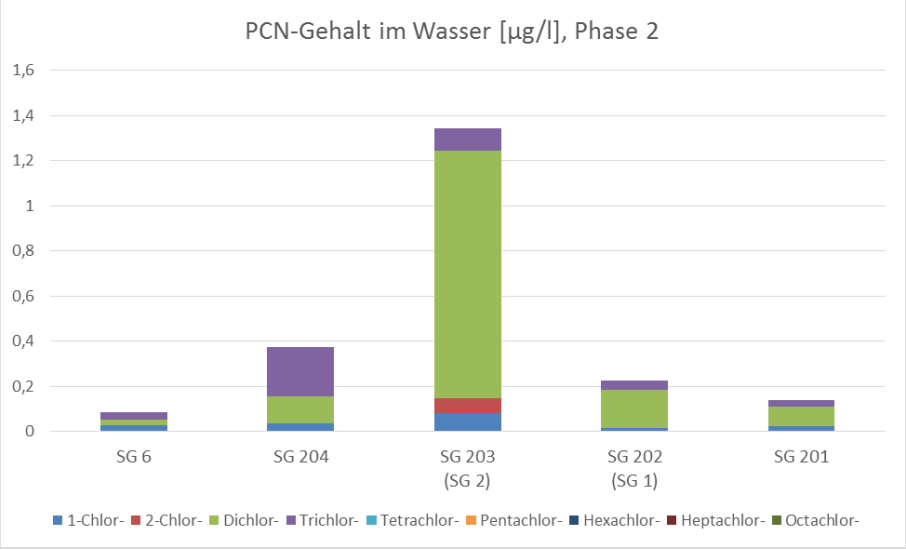


Abb. 6-10 PCN-Gehalte im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2

(Hinweis: In Abb. 6-10 wurde für die Darstellung der Wert der Wasserprobe Schäfergraben 6 aus der Phase 1 übernommen.)

Soweit wie diese bestimmt wurde, korreliert ein hoher AFS (vgl. Abb. 6-6) wieder mit einem hohen PCN-Befund (z.B. SG 203). Der hohe AFS sowie die entsprechend hohen PCB- und PCN-Befunde in der Wasserprobe an dieser Position lassen sich mit den relativ hohen Fließgeschwindigkeiten erklären.

In der Kongenerenverteilung ähneln sich wiederum die Proben; es dominieren die Di-CN, ferner treten Tri- und Mono-CN hervor. Zielprodukt der Naphthalinchlorierung war ein Gemisch von Mono- bis Tetrachlornaphthalin (Xylamon).

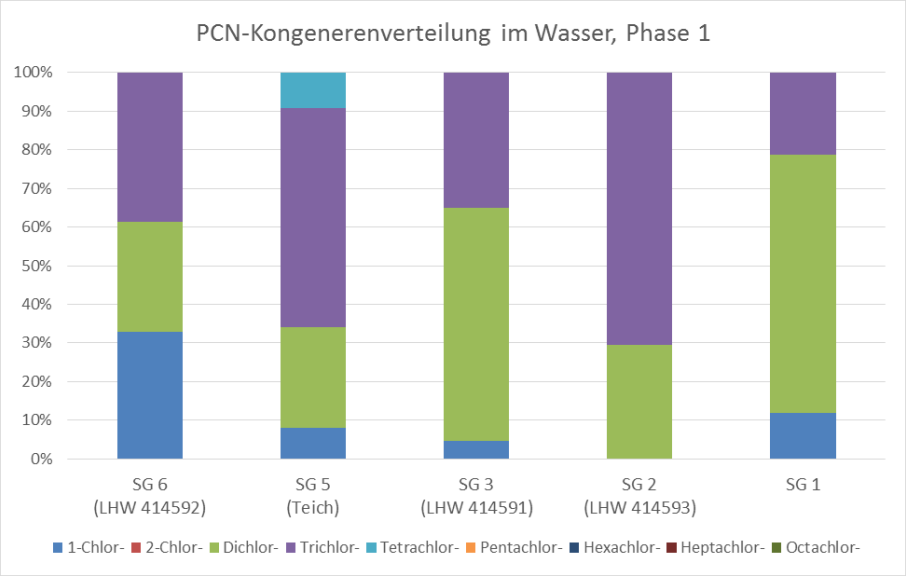


Abb. 6-11 PCN-Kongenerenmuster im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1

Ausschließlich in der Wasserprobe aus der Position Schäfergraben 5 (Teich) wurde Tetra-CN nachgewiesen; damit verhalten sich in dieser Wasserprobe die PCN analog zu den PCB; es kommt anscheinend zu einer Anreicherung höher chlorierter Verbindungen bzw. bevorzugt im Schwanenteich zum Abbau der niedrig chlorierten Naphthaline.

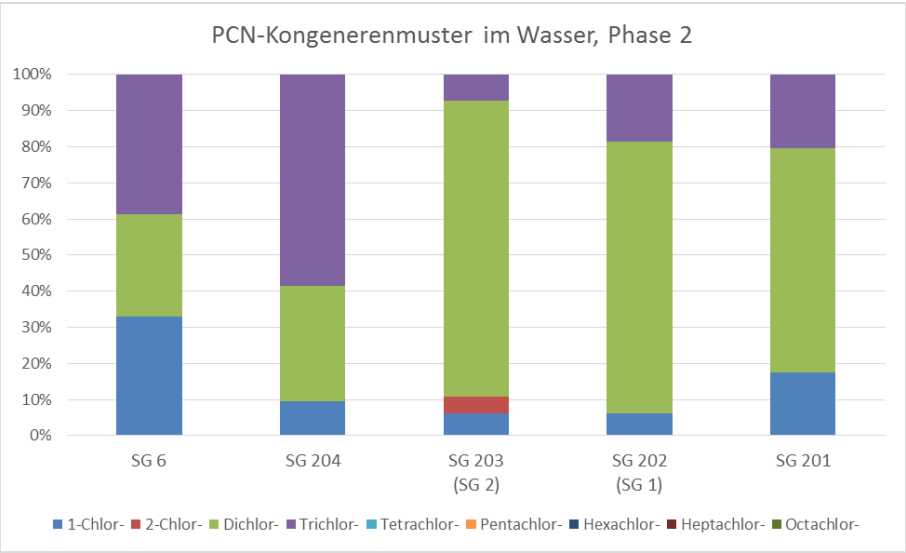


Abb. 6-12 PCN-Kongenerenmuster im Wasser, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2

Die Übereinstimmung des Kongenerenmusters in Phase 1 und 2 ist im Falle der Proben Schäfergraben SG 1 und SG 202 sowie Schwanenteich SG 5 und SG 204 vergleichsweise gut (mit der Ausnahme, dass in der Probe SG 5 der Befunde der Kongenerensumme der

Tetrachlornaphthaline mit 0,043 µg/l über der BG von 0,025 µg/l lag, in der Probe SG 204 hingegen nicht).

6.1.1.4 Sonstige Parameter

Die Leitfähigkeit ist im Gewässersystem Schäfergraben/ Schwanenteich mit ca. 3.400 µS/cm relativ hoch. Als Ursache hierfür ist nach den dazu vorliegenden Untersuchungen ([U21], [U25]) der Zutritt stark mineralisierter Wässer in das dem Schwanenteich zulaufende Grabensystem (nördlicher Einlauf in den nördlichen Graben, ca. 9.400 µS/cm) anzusehen. Das dem Schwanenteich über die Position SG 6 zulaufende Wasser weist eine Leitfähigkeit von 3.800 µS/cm auf; im Schwanenteich reduziert sich diese durch den Einfluss des Niederschlagswassers auf ca. 3.400 µS/cm.

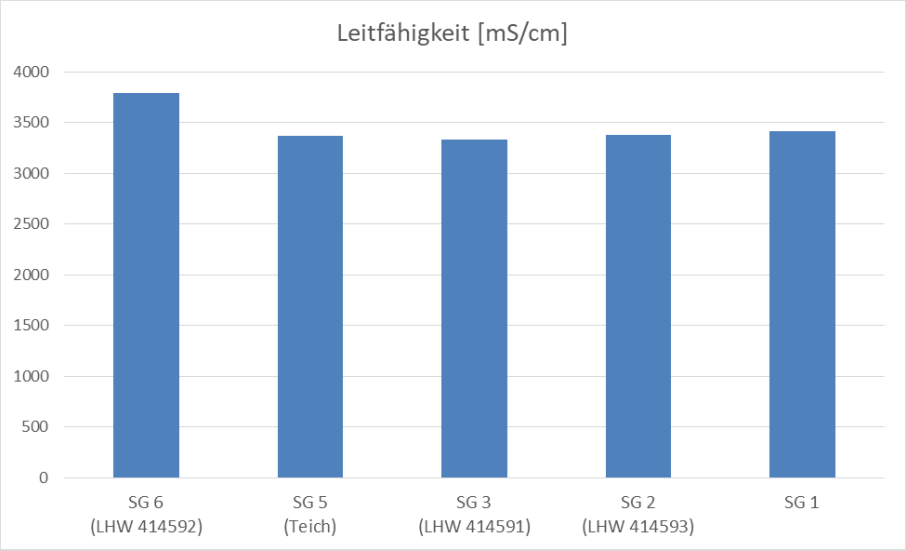


Abb. 6-13 Leitfähigkeit im Wasser, Schäfergraben, Phase 1

In Phase 2 liegt die Leitfähigkeit im System Schwanenteich/ Schäfergraben deutlich niedriger; ein Effekt einer höheren, niederschlagsbedingten Wasserführung ist nicht zwingend anzunehmen, da die Beprobung Phase 2 zwar im Oktober/ November erfolgte, die Durchflüsse der beprobten Gewässer jedoch nicht höher (in Ehle und Bode signifikant niedriger) waren als bei der Beprobung Phase 1 (April 2017).

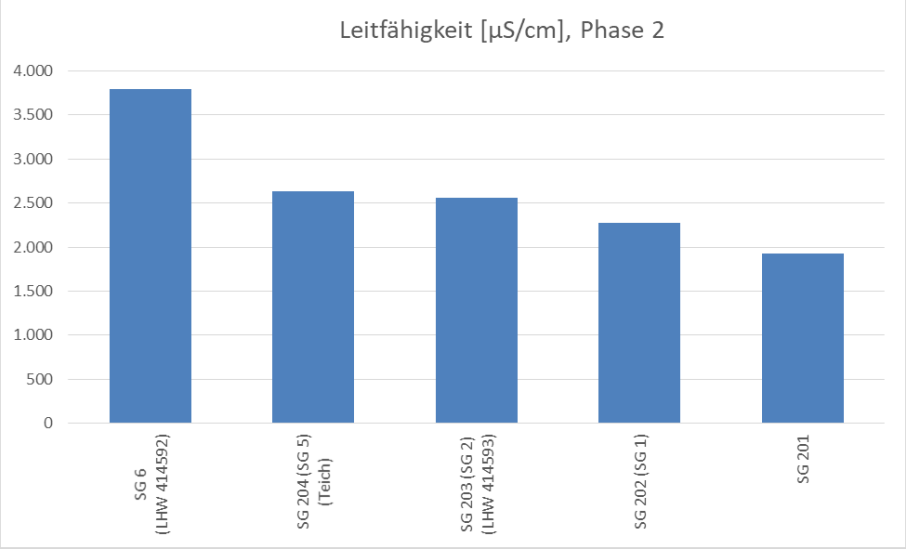


Abb. 6-14 Leitfähigkeit im Wasser, Schäfergraben, Phase 2

(Hinweis: In Abb. 6-14 wurde für die Darstellung der Wert der Wasserprobe Schäfergraben 6 aus der Phase 1 übernommen.)

Die PAK-Gehalte in den untersuchten Wasserproben (dargestellt nach OGewV: Anthracen, Fluoranthen und PAK_5, vgl. Tab. 4-4) liegen generell bei allen Kongeneren unter der UQN (ZHK-UQN).

Auffällig hoch sind in Phase 1 die PAK-Befunde in der Probe aus dem Schwanenteich (SG 5), die deutlich höher belastet ist als die Wasserproben aus dem Zu- und Ablauf des Teiches. Auch hier zeigt sich – analog zu den PCB- und PCN-befunden – die Ausnahmestellung der Wasserprobe(n) aus dem Schwanenteich (SG 5 bzw. SG 204).

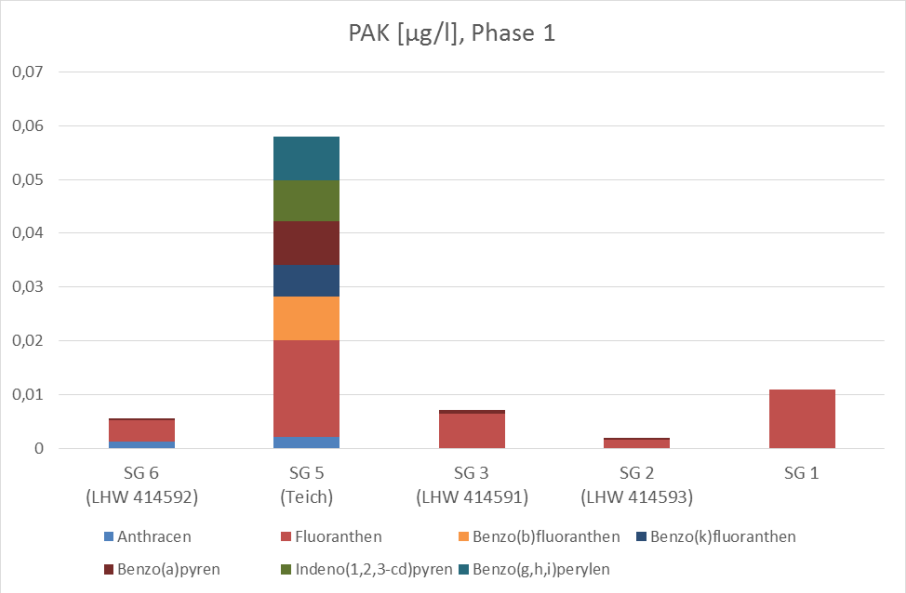


Abb. 6-15 PAK-Gehalte im Wasser, Schäfergraben, Phase 1

In Phase 2 zeigen sowohl die Wasserproben aus dem Schwanenteich (SG 204) als auch aus dem nördlich abfließenden Graben (SG 203) Befunde an Benzo(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren und Benzo(g,h,i)perylen; hohe Fluoranthen-Befunde zeigten die Proben SG 203 und SG 201.

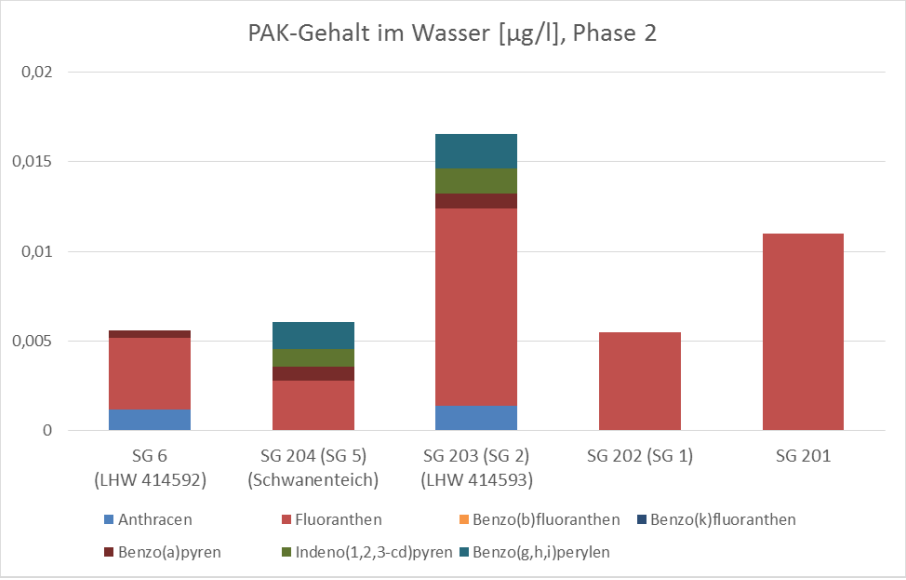
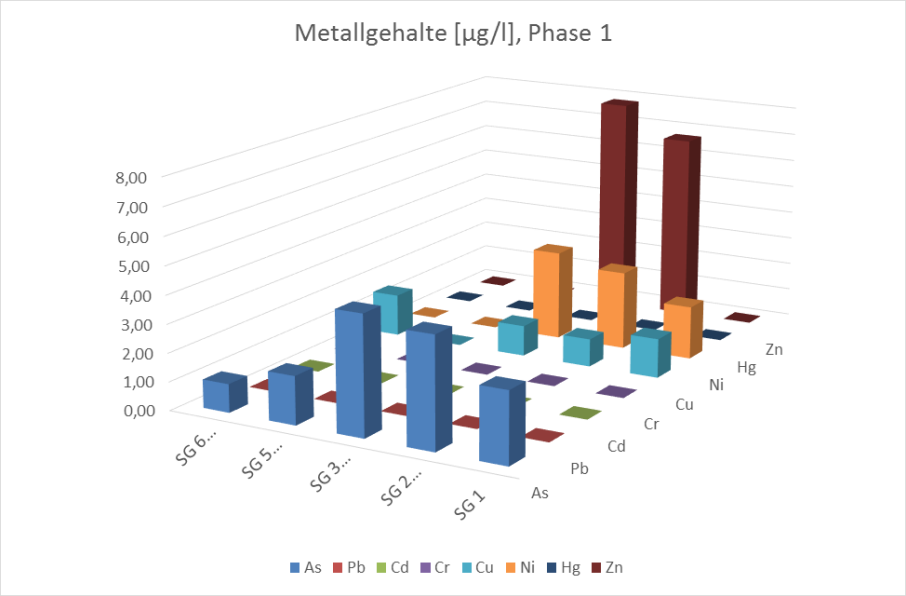


Abb. 6-16 PAK-Gehalte im Wasser, Schäfergraben, Phase 2

(Hinweis: In Abb. 6-16 wurde für die Darstellung der Wert der Wasserprobe Schäfergraben 6 aus der Phase 1 übernommen.)

Der Kohlenwasserstoffindex liegt in Phase 1 bei allen untersuchten Proben unter der Bestimmungsgrenze. In Phase 2 wurde der Kohlenwasserstoffindex daher nicht bestimmt.

Der Metallgehalt in den untersuchten Wasserproben liegt in allen Proben unterhalb der UQN bzw. ist bei allen Proben unauffällig.



In Phase 2 erfolgten keine weiteren Untersuchungen auf Schwermetalle und Arsen.

6.1.2 Sediment

6.1.2.1 Feststellungen bei der Probennahme

Die erste Probenahme Phase 1 Anfang April 2017 erfolgte unmittelbar im Anschluss an die Wasserprobenahme. Die jeweils ermittelte Sedimentmächtigkeit ist in Tab. 6-2 dargestellt. Auffällig sind die mit 0,94 m besonders mächtigen Ablagerungen im Zulauf zum Schwanenteich (SG 6), sowie die sehr geringe Sedimentmächtigkeit von 0,05 m an SG 3. Am Punkt SG 3 ist der nördliche Ablaufgraben des Schwanenteichs aus Betonelementen aufgebaut, in denen sich vor allem Pflanzenreste (u.a. Blätter der umstehenden Erlen) ablagern und nur wenig Sedimente. Der Gewässergrund im System des Schäfergrabens ist zumeist schlammig. Ausnahmen bilden der betonierte Querschnitt an SG 3 mit einer sehr geringen Schlammauflage, der Punkt SG 2, wo nach Durchfließen der Straße ein kiesiger Untergrund vorherrscht und SG 4, wo ein höherer Sandanteil vorkommt. Im Schwanenteich ist der Gewässergrund mit einer dichten Algendecke bewachsen, welche für die Probenahme zunächst gelichtet werden musste, um mit dem Pistonsampler eine Probe entnehmen zu können. Die entnommenen Sedimente sind schluffig, an den Positionen SG 3 und SG 4 auch sandig, und schwarz gefärbt. Im Zulauf zum Schwanenteich riechen sie stark faulig, im Schwanenteich faulig und an SG 1 – SG 4 nur noch schwach faulig.

Die zweite Probennahme (Phase 2) erfolgte im Schäfergraben zwei Tage nach der Wasserprobenahme, im Schwanenteich einen Monat später. Die entnommenen Sedimente hatten einen fauligen Geruch mit Ausnahme des Punktes SG 203 (=SG 2), der einen fäkalischen Geruch aufwies. An diesem Punkt wurden außerdem Müllablagerungen von Bauschutt, Glas und Plaste festgestellt. Die Proben aus dem Schwanenteich waren wie in der ersten Kampagne schwarz und rochen stark faulig. Zusätzlich konnte stellenweise das Aufschwimmen von Phasenfetzen nach der Entnahme der Proben beobachtet werden. Die im verlandeten Bereich des Teichs (SG 204-4, -5, -6) entnommenen Proben wiesen alle einen hohen Wasser- und Organikanteil auf und waren schluffig bis tonig. Das Sediment war dunkelbraun bis graubraun mit fauligem bis stark fauligem (Südufer, SG 204-4) Geruch. In den Proben vom Südufer (SG 204-4) wurden zudem ab 0,1 m Tiefe weiße „Scherben“ gefunden.

Tab. 6-2 Probenahmebedingungen Sedimente, Schäfergraben

	Datum PN	Sediment-mächtigkeit [cm]	Fraktion <2 mm [Ma.-%]	Fraktion <63 µm [Ma.-%]
Phase 1				
SG 6 (Zulauf Teich)	06.04.2017	94	99,2	90,2-
SG 5 (Schwanenteich)	10.04.2017	30 – 68	99,1[1]	88,2[1]
SG 4	06.04.2017	62	96,5	51,2
SG 3	06.04.2017	5	94,0	39,4-
SG 2	06.04.2017	36	74,9	28,5
SG 1	06.04.2017	36	99,3	89,7
Phase 2				
SG 204-1 (Schwanenteich)	10.10.2017	30	99,5	89,5
SG 204-2 (Schwanenteich)	10.10.2017	30	99,3	89,2
SG 204-3 (Schwanenteich)	10.10.2017	35	99,8	89,0
SG 204-4 (Schwanenteich)[2]	10.10.2017	60	91,9	63,3
SG 204-5 (Schwanenteich)[2]	10.10.2017	50	97,4	55,8
SG 204-6 (Schwanenteich)[2]	10.10.2017	50	96,5	74,8
SG 203 (PN-Punkt SG 2)	10.10.2017	15	80,5	32,7
SG 202 (PN-Punkt SG 1)	10.10.2017	60	97,7	80,6
SG 201	10.10.2017	45	98,0	81,2

1 – Mittelwert der 3 Sedimentproben aus dem Schwanenteich
2 – verlandeter Teil des Schwanenteichs, keine Freiwasserlamelle

Tab. 6-2 gibt einen Überblick der Probennahmebedingungen beider Kampagnen. Detaillierte Angaben sind den Protokollen der Sedimentprobennahmen in den Anlage 3.4 und Anlage 3.5 zu entnehmen.

Die Untersuchung in Phase 1 erfolgte an der Feinfraktion < 63 µm, die Untersuchung der Phase 2 an der Fraktion < 2 mm, wobei allerdings der Anteil der Feinfraktion < 2 mm und 63 µm in den Sedimentproben ermittelt wurde. In Abb. 6-17 und Abb. 6-18 ist der Schluffanteil (Anteil der Fraktion < 63 µm) dargestellt.

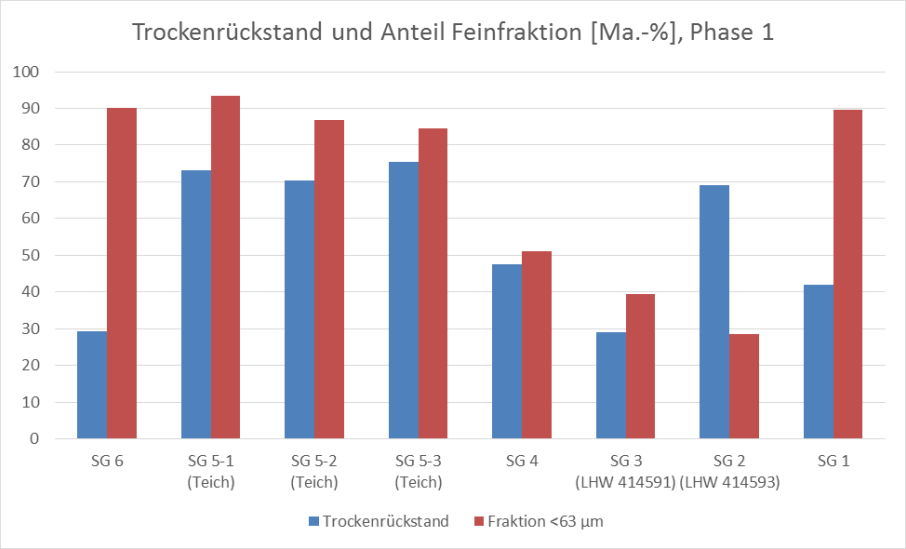


Abb. 6-17 Trockenrückstand und Anteil der Feinfraktion < 63 µm im Sediment, Phase 1

Einen besonders hohen Feinanteil weisen in Phase 1 die Proben der Positionen SG 6 (LHW 414592), SG 5 (Schwanenteich) und SG 1 auf. Der Schluffanteil ist in den Proben SG 3 und SG 2 (ober- und unterhalb der Unterführung des Grabens an der Egelner Straße) mit 30 bis 40 % relativ gering.

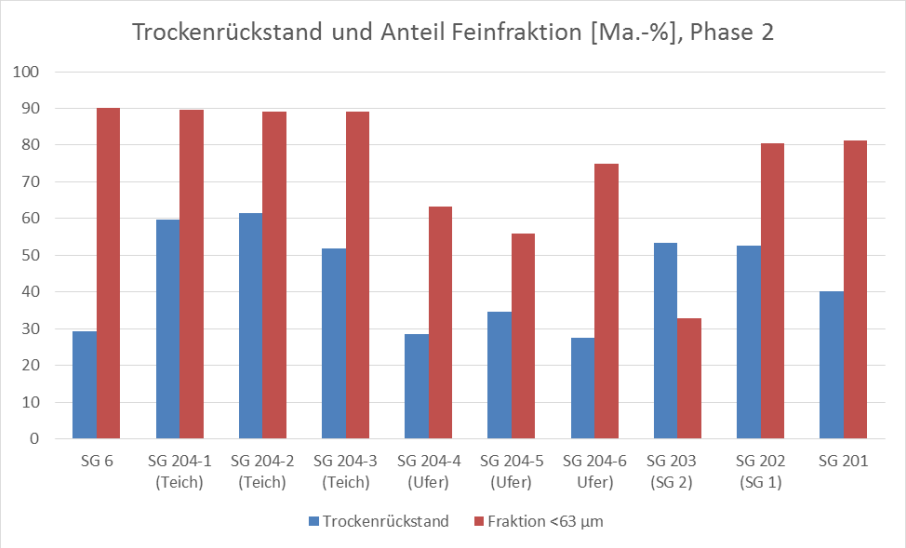


Abb. 6-18 Trockenrückstand und Anteil der Feinfraktion < 63 µm im Sediment, Phase 2

(Hinweis: In Abb. 6-18 wurde für die Darstellung der Wert der Sedimentprobe SG 6 aus der Phase 1 übernommen. Die Proben „Ufer“ wurden aus dem verlandeten Teil des Schwanenteichs entnommen.)

An der Position SG 203 (entspricht dem Probennahmepunkt SG 2) wurde in Phase 2 der relativ geringe Feinanteil im Sediment bestätigt. Einen besonders hohen Feinanteil weisen wieder die

Sedimentproben auf, die aus dem Schwanenteich entnommen wurden (SG 205-1 bis -3); die im Gerinne des Schäfergrabens westlich des Schwanenteichs/ der Egelner Straße entnommenen Sedimentproben zeigen ebenfalls eine hohen Anteil der Schlufffraktion.

Die in den verlandeten Teilen des Schwanenteichs entnommenen Sedimentproben SG 204-4 (Zulauf), SG 204-5 (nördlicher Ablauf) und SG 204-6 (ehem. Ablaufbauwerk) weisen Schluffanteile zwischen 55 und 75 % auf (zur Lage vgl. u.a. Abb. 6-3).

Der Trockenrückstand der aus dem Schwanenteich entnommenen Proben ist mit 70 bis 75 Ma. % am höchsten (der Wassergehalt der Sedimentproben damit gering).

In Anlage 5.2 sind ergänzend Glühverlust und TOC der Proben SG 6, Schwanenteich (SG 5-1 und -2), SG 1 sowie Ehle 4 und Ehle 1 dokumentiert.

In den sechs untersuchten Proben wurde ein Glühverlust zw. 4,5 – 11 Ma.-% festgestellt. Der TOC-Gehalt beträgt 1,9 – 5,9 Ma.-%. Unter Berücksichtigung des mittleren Kohlenstoffgehaltes der organischen Substanz von 50 % [L15] liegt der Gehalt an organischer Substanz zwischen 3,8 – 11,8 Ma.-%. Somit kann bei allen Proben zumindest von einem stark humosen Sediment (4 - <8 Ma.-% organisches Material) ausgegangen werden. Der starke humose Anteil ist auf die Rückstände und Humifizierungsprodukte organischer Organismen (v.a. Makrofauna) zurückzuführen. Die mittleren Gehalte an organischer Substanz in fluvialen Sedimenten liegen zwischen 0,1 % - 5 %, können allerdings lokal erhöht sein. Die Werte der Proben aus dem Schwanenteich („SG 5“) liegen innerhalb dieses Bereiches.

Die Annahme, dass die Sedimente im Schwanenteich (korrekt: die Feinfraktion dieser Sedimente) überwiegend organischer Natur sind (Faulschlamm, abgestorbene Algen), konnte durch orientierende Bestimmungen von TOC- und Glühverlust in Phase 1 nicht bestätigt werden (vgl. Analysenergebnisse Phase 1, Anlage 5). Die Proben SG 5-1 und 5-2 mit sehr hohem Trockenrückstand (geringem Wassergehalt) und hohem Schluffanteil zeigten mit einem TOC von 1,9 bzw. 2.3 Ma.-% im Vergleich zu Proben aus dem Zulauf (SG 6) oder der Ehle (Ehle 4, Ehle 1) geringere Werte für Glühverlust und TOC. Die Sedimente (< 63 µm) im Schwanenteich selbst sind danach mineralisch (eingepülte Ton- und Schlufffraktion).

Eine weitere Ursache hierfür kann das verstärkte Wachstum der Makrofauna zum Probenahmezeitpunkt Phase 1 (April 2017) sein. Während oder unmittelbar nach solchen Phasen erhöhter Pflanzen-/Algenproduktion können die Werte auf 13 % – ca. 30 % ansteigen. Eine weitere Ursache für die unterschiedlichen Gehalte kann auch die Probenahme an sich sein. Zur Probenahme im Teich mussten zunächst die Algen vom Teichboden entfernt werden. Hierdurch kam es zu Verwirbelungen, wodurch das Feinmaterial (Ton, organische Substanz) in Schwebe ging und somit nicht beprobt wurde.

In Phase 2 wurden Sedimentproben selbst nicht nochmals auf TOC untersucht. Bei den ausgeführten Deklarationsuntersuchungen wurde allerdings eine Mischprobe aus SG 204-4, -5 und -6 (den verlandeten Abschnitten des Schwanenteichs) untersucht. In dieser liegen der Glühverlust und der TOC signifikant höher als in den Sedimenten aus der Ehle. Diese Proben zeigen auch einen relativ geringen Trockenrückstand und einen relativ geringen Anteil der Schluff- und Tonfraktion. Hierzu vgl. Anlage 5 und Anlage 6.

6.1.2.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die PCB-Gehalte im Sediment aus dem Zulauf zum Schwanenteich (Probe SG 6, an der Position LHW 414594) sind mit ca. 4.400 µg/kg Σ PCB_7 relativ stark belastet. Dieser Befund wird durch die Untersuchung aus dem Teilprojekt Quellenerkundung [U25] bestätigt (Sedimentprobe SP 8/17: 5.200 µg/kg Σ PCB_7 bzw. 4.010 µg/kg Σ PCB_6). Bei einer zur Qualitätssicherung erfolgten zweiten Untersuchung (Probennahme Analytech, Analytik parallel durch Eurofins bzw. GBA) wurden im Sediment an dieser Probennahmeposition (übereinstimmend) deutlich höhere Belastungen von 31.900 µg/kg Σ PCB_7 (GBA) bzw. 36.600 µg/kg Σ PCB_7 (Eurofins) festgestellt. Diese Befunde sind in die tabellarische Zusammenstellung der Ergebnisse (Anlage 5) eingetragen. Die weiteren, im Bericht zur Quellenerkundung [U25] (dort Anlage 2.5) dokumentierten Befunde an Sedimentproben aus dem, dem Schwanenteich zulaufenden Grabensystem von max. 140.000 µg/kg Σ PCB_7 (Probe SP 3/17, SW-liches RW-Auslaufbauwerk, südlicher Entwässerungsgraben an der Kreuzung Borrweg/ Douglashall)[23] lassen diesen hohen Befund auch vor dem Hintergrund einer heterogenen Belastung der Matrix Sediment plausibel erscheinen.

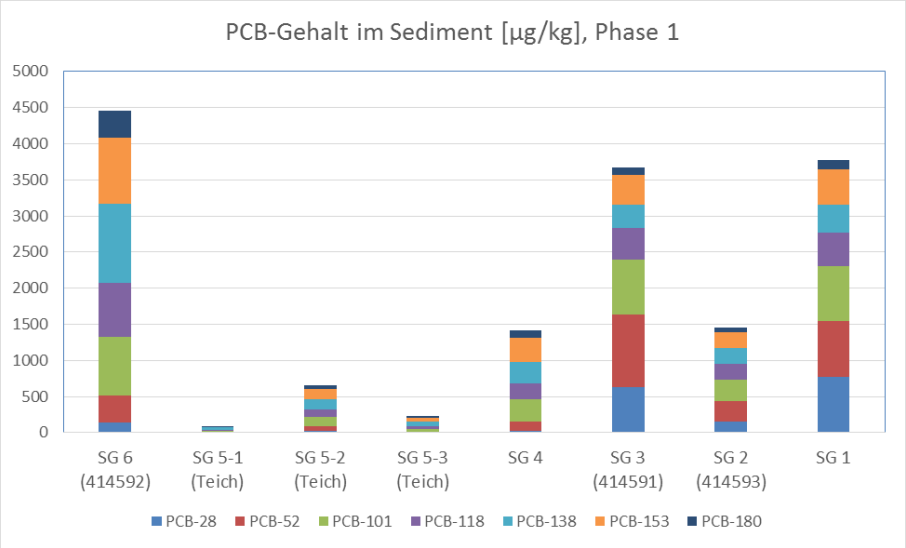


Abb. 6-19 PCB-Gehalte im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1

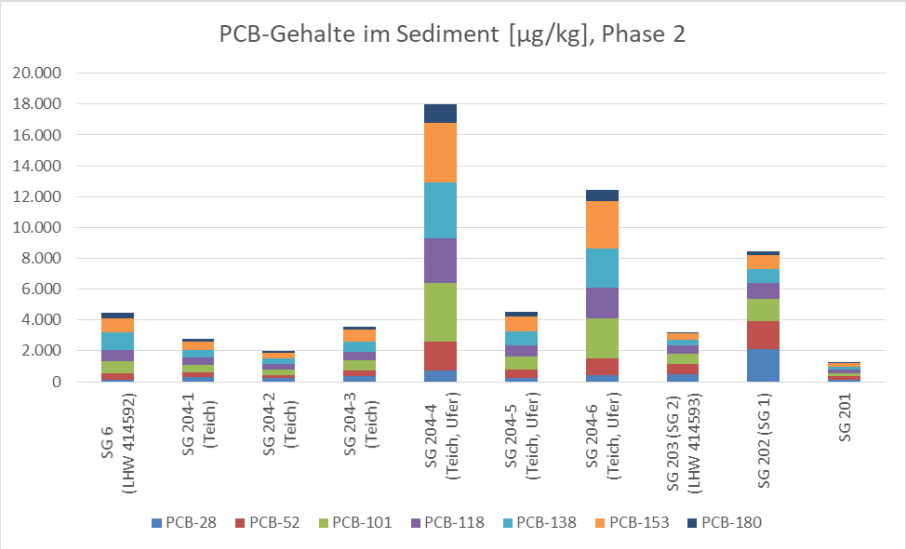


Abb. 6-20 PCB-Gehalte im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2

23 Nicht berücksichtigt wurden die vom Gutachter [U25] als nicht plausibel eingestuften Befunde der Sedimentproben SP 2/17 mit 19.500.000 µg/kg und SP 11/17 mit 49.000.000 µg/kg Σ PCB_7.

Im Gegensatz zu den sehr hohen Befunden im Zulauf (SG 6) und dem zulaufenden Grabensystem [U25] waren die Sedimentproben aus dem Schwanenteich in Phase 1 nur gering belastet. In diesen 3 Proben (SG 5, Teich) liegt die PCB-Belastung im Maximum bei 660 µg/kg Σ PCB_7.

In allen anderen, unterhalb des Teiches aus dem System Schäfergraben entnommenen Sedimentproben zeigen sich höhere Befunde, in Phase 1 mit 1.500 bzw. 3.500 µg/kg Σ PCB_7 an SG 2 und SG 1 und in Phase 2 mit 3.500 bzw. 8.400 µg/kg an den identischen Positionen (Proben SB 203 und 202).

Die unterschiedlichen Befunde an den Sedimentproben in den Gerinnen sind auf die heterogene Matrix sowie weitere Einflüsse wie z.B. Umfang der Gewässerunterhaltung und zeitlicher Abstand zwischen Gewässerunterhaltung und Probennahme zurückzuführen.

Als eine Ursache für die im Schwanenteich geringen PCB-Belastungen wurde im Bericht Phase 1 angeführt, dass der Schwanenteich erst um 1981 und damit nach der Phase des produktions- und ggf. havariebedingten Eintrags der PCB und PCN angelegt wurde. Während die Sedimente im Schwanenteich damit ausschließlich durch den Zulauf schadstoffbelasteter Wässer und den in diesen mitgeführter Sedimente beeinflusst wurden, können in allen unterhalb des Zulaufs der ehem. Alkaliwerkle Westeregeln liegenden Gewässerabschnitten die Altsedimente deutlich älter und die Belastungen damit deutlich höher sein. Allerdings ist festzustellen, dass

- die aus dem Schwanenteich ablaufenden Abschnitte des Schäfergrabens (mit Ausnahme des Ablaufbauwerkes) regelmäßig beräumt werden und eine Sedimentakkumulation und damit Anreicherung von Altsedimenten nicht festzustellen ist. Altsedimentdepots sind nur in der Ehle (Abschnitt 6.2.2) vorhanden.
- Die Sedimentproben aus dem Gewässer Schwanenteich in Phase 2 (SG 204-1 bis -3) mit 2.000 bis 3.600 µg/kg erheblich stärker belastet waren als die in Phase 1 untersuchten Proben (SG 5-1 bis 5-3) mit 85 bis 660 µg/kg (jeweils Σ PCB_7).
- in den verlandeten Teilen des Schwanenteiches (SG 204-4 bis -6) mit 4.500 bis 18.000 µg/kg Σ PCB_7 erheblich höhere PCB-Befunde zu verzeichnen sind als in den Sedimentproben aus dem Gewässer Schwanenteich (Phase 1: SG 5-1 bis -3, Phase 2: SG 204-1 bis -3). Hierzu vgl. auch Abb. 6-33.

Die folgende Abb. 6-21 zeigt das Kongenerenmuster der PCB (Phase 1).

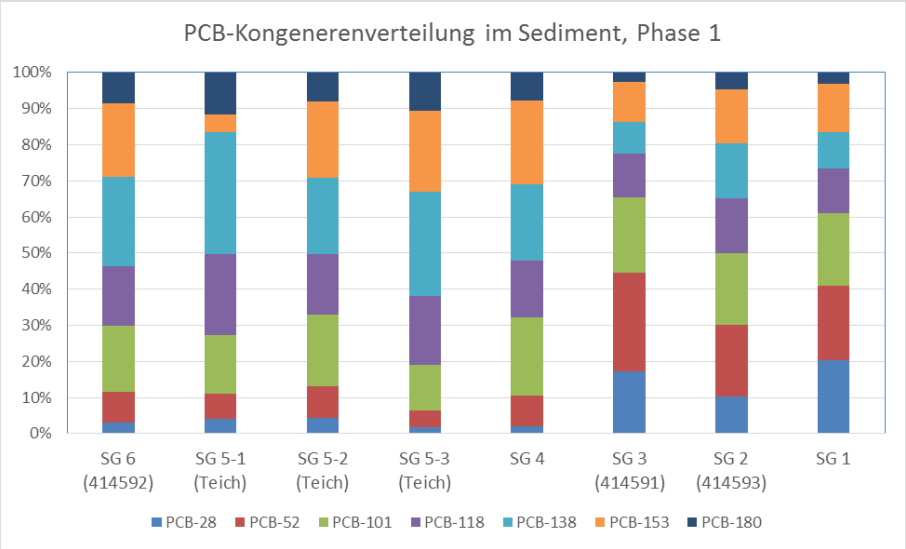


Abb. 6-21 PCB-Kongenerenverteilung im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1

Im Gegensatz zu den Wasserproben, bei denen sich das Kongenerenmuster von Zulauf zum Schwanenteich und Wasser im Schwanenteich unterschied (Abb. 6-7, Abb. 6-8), ist das Kongenerenmuster der Sedimente aus dem Zulauf und aus dem Schwanenteich (sowohl der

Sedimente aus dem Gewässer als auch der Sedimente aus dem verlandeten Teil) identisch (vgl. Abb. 6-21 und Abb. 6-22).

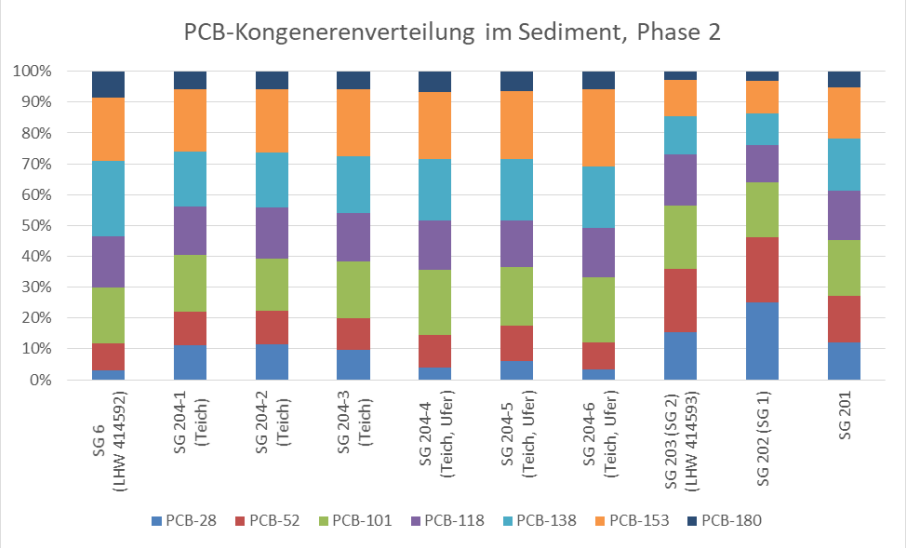


Abb. 6-22 PCB- Kongenerenverteilung im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2

Das Verhältnis der höher und niedriger chlorierten PCB (Formel 3-1, Abschnitt 3.1.2)

$$Q = \frac{C(\ PCB\ Nr.138 + 153 + \ 180)}{C(PCB\ Nr.\ 28 + 52 + 101)}$$

liegt bei den Sedimenten im Zulauf zum Schwanenteich und im Schwanenteich bei > 1 (1,1 bis 1,8, im Falle der Probe SG 5-3 aus Phase 1 bei 3,2)[24]. In diesen Fällen dominieren die höher chlorierten PCB entsprechend; die Probe SG 4 (verlandetes Ablaufbauwerk) entspricht in der Kongenerenverteilung den Proben aus dem Schwanenteich.

Im Gerinne des ablaufenden Schäfergrabens (SG 1 bis 3, SG 201 bis 301) liegt dieses Verhältnis signifikant < 1 (zwischen 0,34 und 0,85). In diesen Proben dominieren die niedriger chlorierten (Tetra- und Penta-) Chlorbiphenyle (PCB-28, -52, -101 und -118).

6.1.2.3 Polychlorierte Naphthaline (PCN)

Die Sedimentprobe im Zulauf zum Schwanenteich an der Position SG 6 weist eine Belastung von 8.400 µg/kg auf. Die an dieser Position entnommene Probe SP 8/17 zeigt einen PCN-Befund von 34.800 µg/kg [U25].

Die zur Qualitätssicherung ausgeführte zweite Untersuchung (Probennahme Analytech, Analytik durch Eurofins bzw. GBA) zeigte im Sediment an dieser Probennahmeposition deutlich höhere Belastungen von 640.000 µg/kg PCN (GBA) bzw. 770.000 µg/kg PCN (Eurofins). Diese Befunde sind in die tabellarische Zusammenstellung der Ergebnisse (Anlage 5) eingetragen. Die weiteren, im Bericht zur Quellenerkundung [U25] (dort Anlage 2.5) dokumentierten Befunde an Sedimentproben aus dem zulaufenden Grabensystem bestätigen diese Befunde.

Im Schwanenteich (Proben SG 5) zeigen die 3 in Phase 1 entnommenen Proben eine uneinheitliche PCN-Belastung, die zwischen 900 und 15.900 µg/kg schwankt. Im Vergleich zu den Sedimentproben aus Phase 2 mit zwischen 71.000 und 120.000 µg/kg PCN (SG 204-1 bis

24 Beachtlich ist der Unterschied im Kongenerenmuster zwischen Wasser- und Sedimentproben. In den LHW-Proben (vom 20.01. und 04.03.2015) und der Probe SG 6 (vom 06.05.2017) liegt das Verhältnis der höher zu den niedriger chlorierten Kongeneren bei ca. 0,3 und weicht damit erheblich vom dem der Sedimente ab. Bei den weiteren Beprobungen liegt das Verhältnis im Wasser deutlich höher (> 1) und ähnelt damit mehr den Sedimenten. Unter Umständen ist das auf die Miterfassung von Sedimenten bei der Entnahme den Wasserproben (LHW vom 18.05.2015, Analytech vom 06.07.2017) zurückzuführen.

204-3) bzw. zwischen 120.000 und 330.000 µg/kg PCN im verlandeten Teil (SG 204-4 bis -6) ist die Belastung auffällig gering.

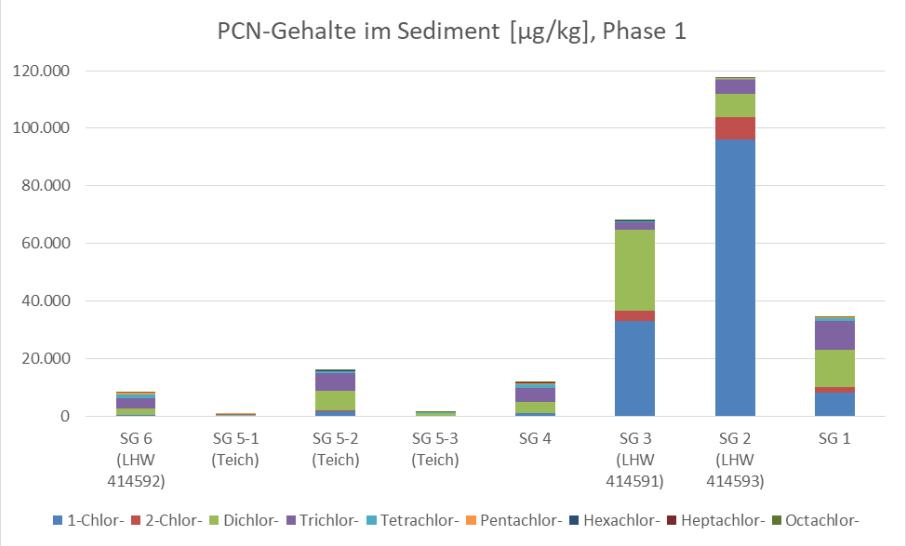


Abb. 6-23 PCN-Gehalte im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1

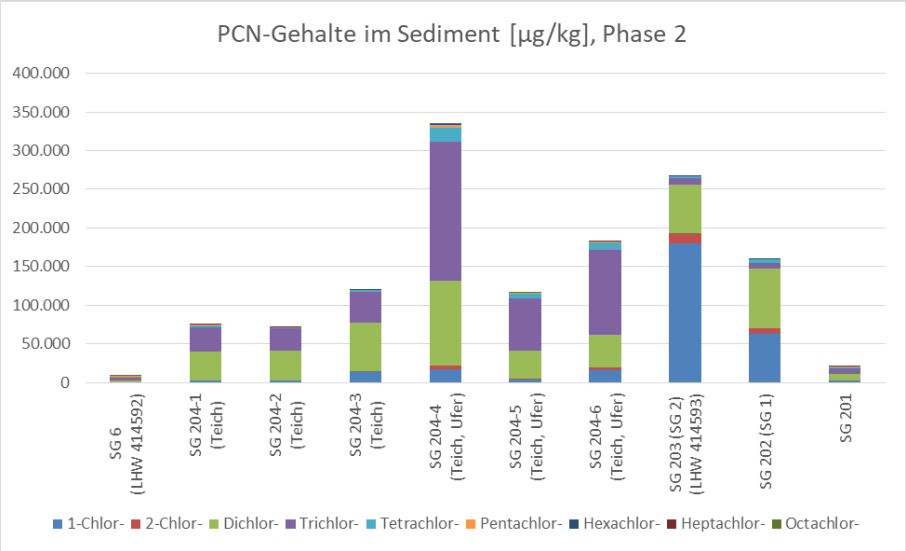


Abb. 6-24 PCN-Gehalte im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2

Die in Phase 1 auffällig geringe Schadstoffbelastung der Sedimente aus dem Schwanenteich zeigt sich damit sowohl bei den PCB als auch den PCN. Sowohl bei PCB als auch PCN ist die Belastung im verlandeten Teil des Schwanenteichs höher als in den Sedimenten aus dem Gewässer selbst.

Sehr hohe PCN-Belastungen zeigen sich dann an den Probenahmepositionen SG 3 (LHW 414591 und SG 2 (LHW 414593) sowie SG 1. In Phase 2 liegen auch die in diesem Gerinne gemessenen Befunde für PCN (wie bei den PCB) deutlich höher als in Phase 1. Im Falle der an vergleichbaren Positionen entnommenen Proben an SG 203: 266.000 µg/kg (im Vergleich: Phase 1, SG 2: 120 mg/kg) und an SG 202: 160.000 µg/kg (im Vergleich: Phase 1, SG 1: 34.000 µg/kg).

Die folgenden Abb. 6-32 und Abb. 6-33 zeigen das Kongenerenmuster der PCN.

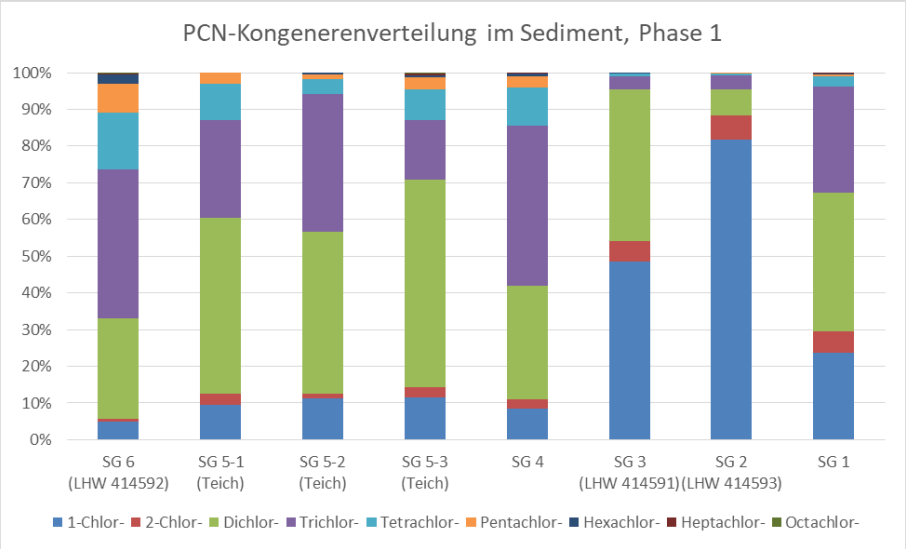


Abb. 6-25 PCN- Kongenerenverteilung im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1

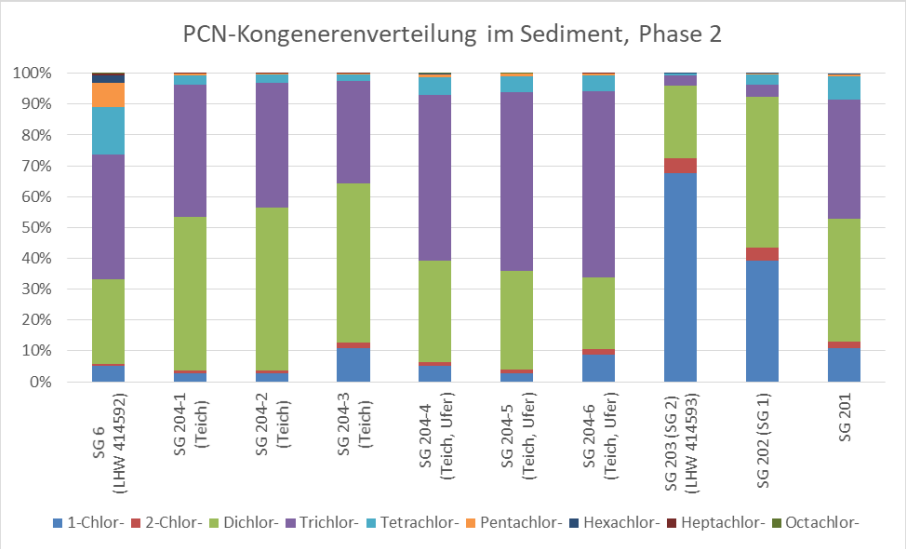


Abb. 6-26 PCN- Kongenerenverteilung im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2

In den Wasserproben bilden die Mono-, Di- und Trichlornaphthaline mit gleichen Anteilen die Vormacht im Zulauf; Pentachlornaphthaline sind mit einem Anteil von ca. 8 % im Zulauf enthalten; der Anteil der Tetra- bis Octachlornaphthaline liegt bei ca. 25%. Im Schwanenteich und im ablaufenden Gerinne des Schäfergrabens dominieren dann Mono-, Di und Trichlornaphthalin; der Anteil höher chlorierte Naphthaline liegt zwischen 3 und 8 %.

Im Schwanenteich entspricht die Kongenerenverteilung im Sediment mit hohem Anteil der Trichlornaphthaline annähernd der Verteilung im Wasser. Überraschend ist, dass die Kongenerenmuster der Sedimentproben aus dem verlandeten Teil am ehesten dem Muster im Wasser entsprechen (einschließlich einem Anteil der Tetrachlornaphthaline um 10%).

In den Sedimentproben aus dem ablaufenden Gerinne des Schäfergrabens ist die Kongenerenverteilung im Vergleich zu den Wasserproben zum Teil in Richtung der niedriger chlorierten Chlornaphthaline (Mono- und Dichlornaphthalin) verschoben, was so den Erwartungen nicht entspricht. Zu erwarten wäre eine Anreicherung im Sediment.

Für die Interpretation ist darauf hinzuweisen, dass die Bestimmungsgrenze der Kongeneren im Wasser (zwischen 0,01 und 0,025 µg/l) gemessen am Gesamtbefund der PCN von z.T. 0,1-0,2 µg/l relativ hoch ist, während im Sediment die Bestimmungsgrenze (10 bis 25 µg/kg) gemessen an den Gehalten (> 1.000 µg/kg) deutlich besser ist.

6.1.2.4 Sonstige Parameter

Die PAK können als ein Zeiger für eine starke anthropogene Beeinflussung angesehen werden. Im Falle der ehem. Alkaliwerke Westeregeln ist speziell Naphthalin auch Ausgangsprodukt der PCN-Herstellung gewesen und insofern ggf. produktions- und havariebedingt freigesetzt worden.

Der obere Schwellenwert (OSW) des für Sedimente genutzten Bewertungsschemas nach AG Schadstoffe der FFG Elbe ([L24], [L26], vgl. Tab. 4-4) ist in den Sedimenten des Systems Schäfergraben für Fluoranthen und Benzo(a)pyren häufig bis dauerhaft überschritten.

Den höchsten PAK-Befund weist die Probe SG 6 (LHW 414592) auf; bei dieser ist der OSW für Benzo(a)pyren mit 1,5 mg/kg um den Faktor 2,5, der OSW für Fluoranthen mit 2,7 mg/kg um den Faktor 10 und der OSW für Σ PAK mit 6,4 mg/kg um den Faktor 2,5 überschritten.

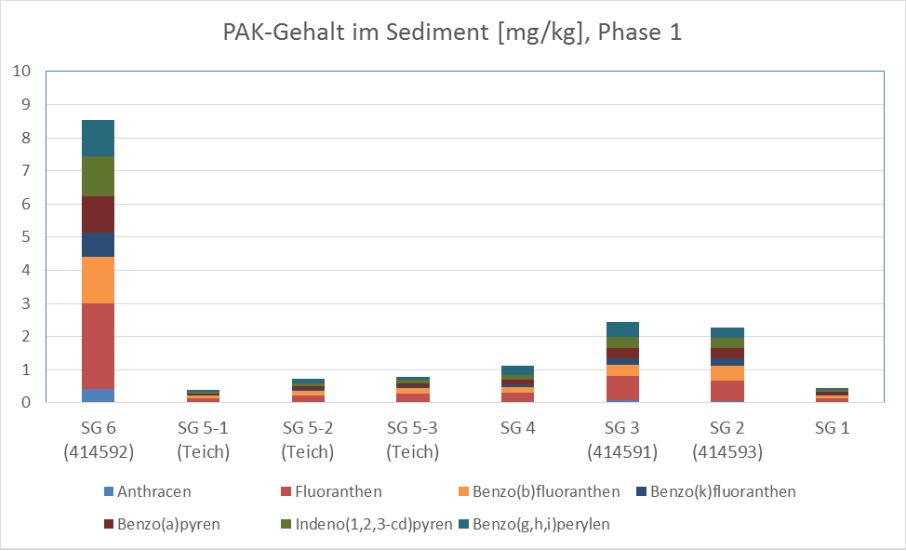


Abb. 6-27 PAK-Gehalte im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 1

Der OSW für Fluoranthen (0,25 mg/l) wird in Phase 1 auch durch die Befunde an den Proben SG 5-3, SG 4, SG 3 und SG 2 überschritten; in Phase 2 überschreitet der Fluoranthen-Gehalt aller im System Schäfergraben untersuchten Proben den OSW.

Weitere hohe Befunde zeigen die Proben SG 3 und 2 (Phase 1) sowie die Probe SG 204-2 (Phase 2); letzteres ist nicht unerwartet, da diese Sedimentprobe aus dem verlandeten Teil des Zulaufs zum Schwanenteich entnommen wurde und daher genetisch dem Sediment im Zulauf zum untersuchten System (SG 6) entsprechen sollte.

Dies wird in der Abb. 6-28 erkennbar; entnommen werden kann dieser Darstellung auch, dass der Fingerprint (das PAK-Muster) in allen Sedimentproben ähnlich ist.

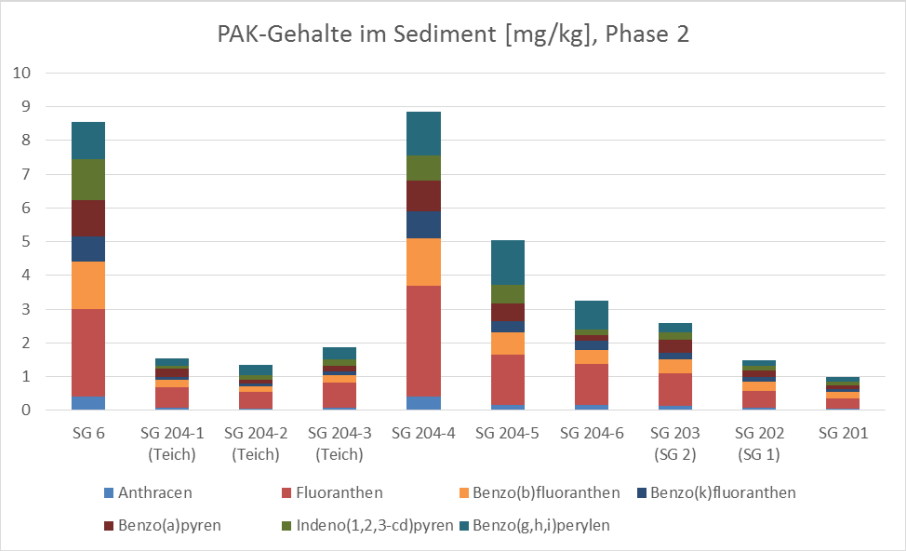


Abb. 6-28 PAK-Gehalte im Sediment, Schäfergraben/ Schwanenteich, Phase 2

Insbesondere entspricht das PAK-Muster im Zulauf zum Schwanenteich am ehesten dem im verlandeten Teil; dieses Phänomen war so auch bei den PCB und PCN festzustellen.

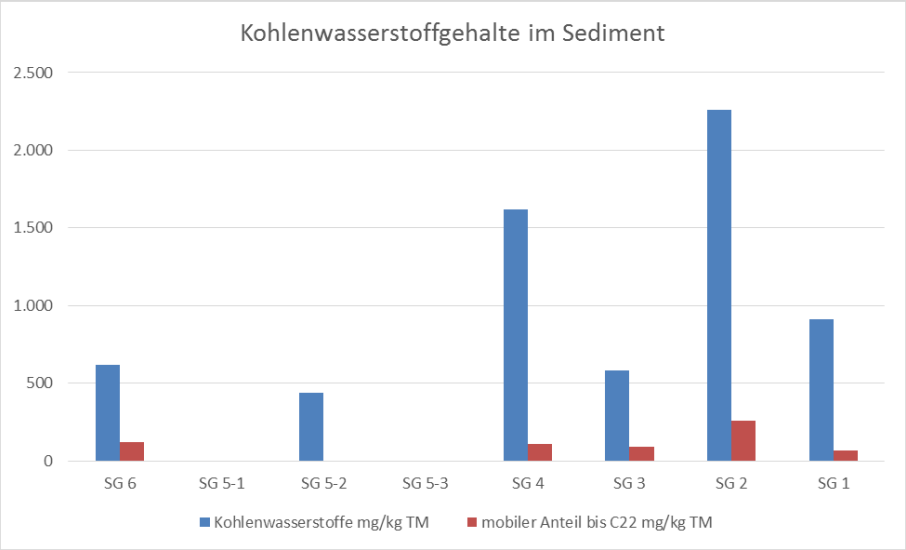


Abb. 6-29 Kohlenwasserstoffgehalte im Feinsediment, Phase 1

Der Kohlenwasserstoffgehalt in den Sedimenten im Schwanenteich liegt bei 2 von 3 Proben unter der Bestimmungsgrenze. In der Sedimentproben SG 4 und SG 2 liegt der Kohlenwasserstoffindex über 1.000 mg/kg.

In der folgenden Abb. 6-30 ist das Verhältnis der Metallgehalte zum OSW abgebildet. Bei Werten > 1 überschreitet der Messwert den OSW.

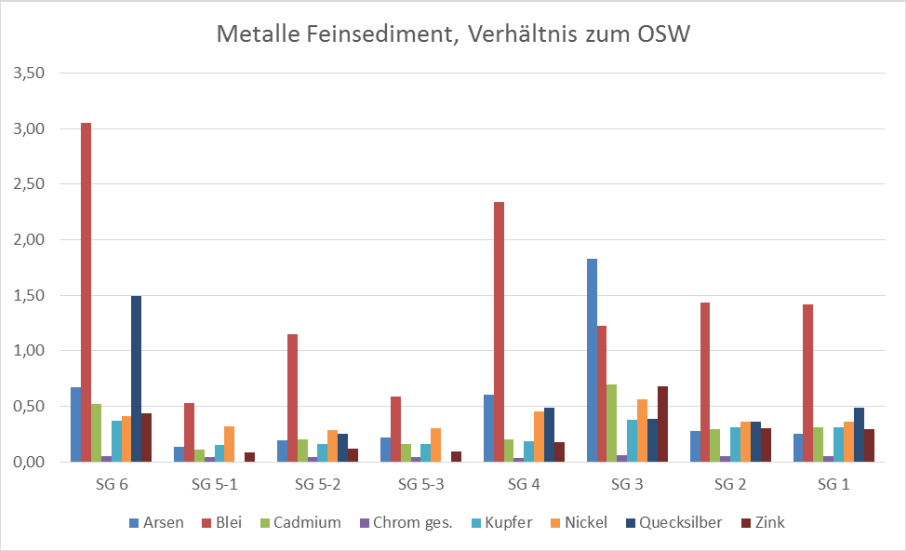


Abb. 6-30 Metallgehalte im Feinsediment, Quotient von Messwert und OSW

Auffällig sind die im System Schäfergraben relativ hohen Bleigehalte im Sediment. Die höchsten Bleigehalte wurden in den Sedimenten Schäfergraben 6 und 4 nachgewiesen. In einzelnen weiteren Proben sind andere Metalle (an SG 6: Quecksilber, an SG 3: Arsen) auffällig;

Die Schwermetallbelastung in den Sedimenten ist insgesamt jedoch nachrangig.

6.2 Ehle

Die folgende Abb. 6-31 zeigt die Probennahmepositionen in der Ehle. Hierzu vgl. Anlage 2.

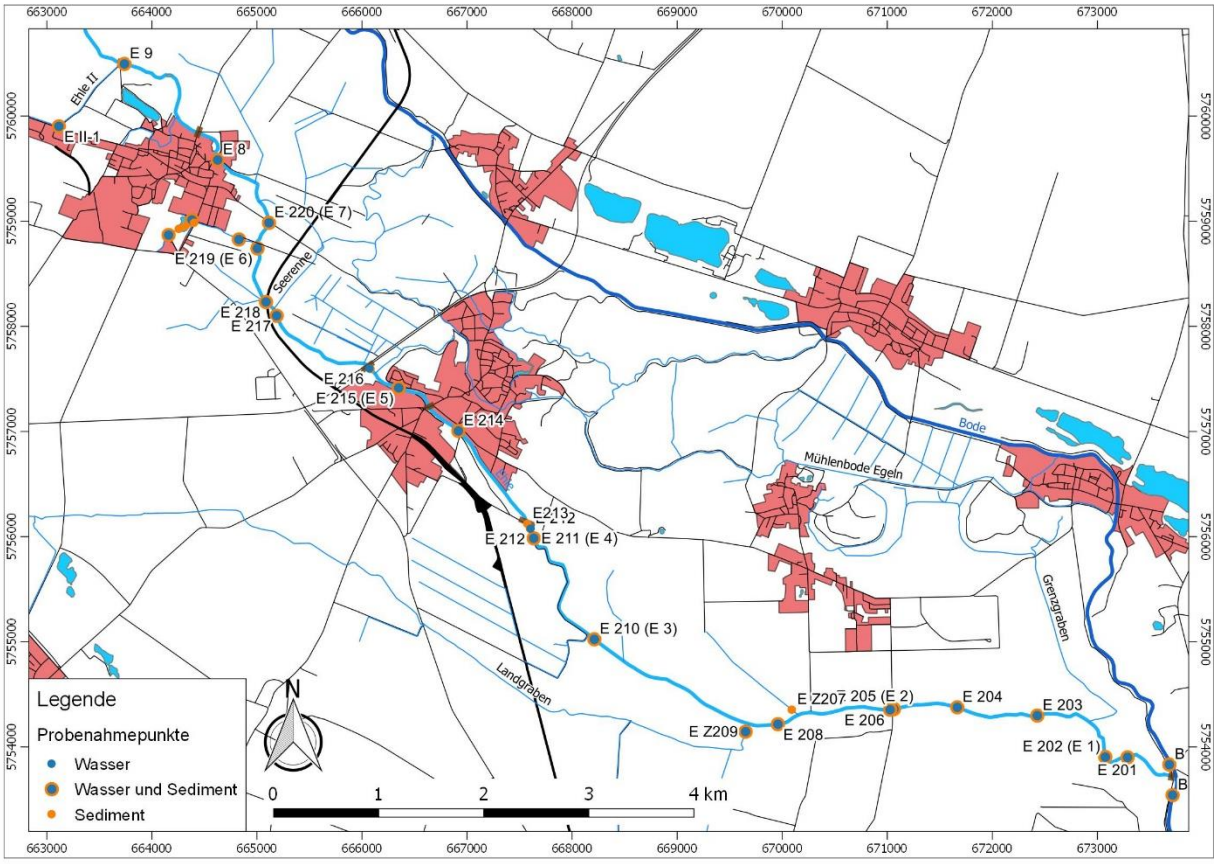


Abb. 6-31 Darstellung der Probenahmepositionen Ehle

Im Text werden die Probennahmepositionen als „Ehle“ bzw. als „E“ bezeichnet.

6.2.1 Wasser

6.2.1.1 Feststellungen bei der Probennahme

Zur ersten Probenahmekampagne im April 2017 (Phase 1) war die Ehle mit Ausnahme von Messpunkt Ehle 2 durchgängig verkrautet, an Ehle 5 sogar sehr stark. Auch der Zufluss Ehle II 1 war verkrautet. Am Messpunkt Ehle 8 befanden sich Ablagerungen von Pflanzenresten (Äste, Blätter) im Gerinne. Die Breite der Ehle betrug über den gesamten Ober- und Mittellauf etwa 3 m und nahm im Unterlauf auf > 5 m zu. Das Fließen war im gesamten Verlauf als träge bis langsam zu beschreiben. Der ermittelte Abflusswert an Ehle 9 ist in diesem Zusammenhang als unplausibel anzusehen. Auch in der Ehle II, die ca. 0,7 m breit war, war die Fließgeschwindigkeit nur gering. Die ermittelten Abflüsse sind alle geringer als der mittlere Abfluss, welcher in [E5] für die einzelnen Abschnitte der Ehle angegeben wird.

Organoleptisch war das Wasser der Ehle an allen Messpunkten unauffällig, nur an den Punkten Ehle 9 (Oberlauf) und Ehle 2 (Unterlauf) ist eine schwache Trübung zu sehen gewesen.

Während der zweiten Probenahmekampagne im Oktober und am 1. November 2017 (Phase 2) war die Ehle generell nur leicht verkrautet. An den Punkten Ehle 211 und Ehle 213 – E 215 war sie stärker mit Schilf zugewachsen. Am Punkt Ehle 205 befanden sich Müll- und Pflanzenreste (Äste, Blätter) im Gerinne. Hier wurden bei der Probenahme auch ein sehr schwach modriger Geruch und eine starke Trübung des Wassers festgestellt. Bei Ehle 206 war die Ehle schwach getrübt. Bis auf einen sehr schwachen, unbestimmten Geruch an Ehle 219 und Ehle 214 - Ehle 216 konnten keine weiteren organoleptischen Auffälligkeiten festgestellt werden.

Bei der Probenahme Phase 2 konnte am Windmoner Graben keine Wasserprobe entnommen werden, da dieser trocken war. Am Punkt Ehle 212 war keine Wasserprobe vorgesehen.

Die ermittelten Abflüsse befinden sich oberhalb und unterhalb von Egeln unterhalb des mittleren Abflusses (nach [E5]). In der OL Egeln erreichen die gemessenen Abflüsse das Niveau des in [E5] angegebenen mittleren Abflusses.

Tab. 6-3 gibt einen Überblick der Probennahmebedingungen beider Kampagnen. Detaillierte Angaben sind den Protokollen der Wasserprobennahmen in den Anlage 3.2 und Anlage 3.3 zu entnehmen.

Tab. 6-3 Probenahmebedingungen Wasserproben Ehle und Einleiter

	Datum PN	Q [m³/s]	Wassertiefe [cm]	AFS
Phase 1				
Ehle II 1	06.04.2017	0,002	9	-
Ehle 9	10.04.2017	0,455	79	-
Ehle 8	10.04.2017	0,029	54	-
Ehle 7	10.04.2017	0,026	47	-
Ehle 6	10.04.2017	0,032	35	-
Ehle 5	18.04.2017	0,053	44	-
Ehle 4	18.04.2017	0,053	31	-
Ehle 3	18.04.2017	0,043	38	-
Ehle 2	18.04.2017	0,083	49	-
Ehle 1	18.04.2017	0,157	38	-
Phase 2				
Ehle 220 (PN-Punkt Ehle 7)	10.10.2017	0,014	13	2,2
Ehle 219 (PN-Punkt Ehle 6)	10.10.2017	0,017	16	3,6
Ehle 218	10.10.2017	0,018	53	2,0
Ehle 217	10.10.2017	0,015	37	< 2
Ehle 216	25.10.2017	0,101	28	4,8
Ehle 215 (PN-Punkt Ehle 5)	25.10.2017	0,170	47	5,8
Ehle 214	25.10.2017	0,103	56	< 2
Ehle 213	25.10.2017	0,127	51	< 2
Ehle 212	-	-	-	-
Ehle 211 (PN-Punkt Ehle 4)	25.10.2017	0,043	60	< 2
Ehle 210 (PN-Punkt Ehle 3)	25.10.2017	0,085	42	5,2
Ehle Z209 (Goldbach)	25.10.2017	0,011	14	29
Ehle 208	25.10.2017	0,027	44	175
Ehle Z207 (Windmoner Graben)	-	-	-	-
Ehle 206	25.10.2017	0,044	89	47
Ehle 205 (PN-Punkt Ehle 2)	25.10.2017	0,072	57	6,8
Ehle 204	01.11.2017	0,045	36	< 2
Ehle 203	01.11.2017	0,084	56	3,0
Ehle 202 (PN-Punkt Ehle 1)	01.11.2017	0,084	65	< 2
Ehle 201	01.11.2017	0,025	68	6,2

Bei der Betrachtung der gemessenen Abflüsse an der Ehle fällt auf, dass diese nicht wie erwartet von der Quelle zu Mündung kontinuierlich zunehmen. Stattdessen sind Schwankungen der Abflussmengen im gesamten Verlauf zu beobachten. In Phase 2 wurden beispielsweise in der Ortslage Egeln (Ehle 216 – Ehle 217) die höchsten Abflüsse ermittelt. Im weiteren Verlauf nimmt der Abfluss wieder ab und schwankt zwischen 0,03 und 0,08 m³/s. Diese Schwankungen lassen

sich auf Schwankungen des Gefälles und z.T. starke Verkautungen zurückführen, so sind bereits visuell bei der Begehung der Ehle schneller fließende (z.B. an der Mündung des Goldbachs) und (fast) stehende Gewässerabschnitte zu erkennen. Durch ein geringeres Gefälle und Verkrautungen wird die Fließgeschwindigkeit z.T. so stark reduziert, dass diese nur noch im Millimeterbereich liegt (z.B. Ehle 201).

6.2.1.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

In den Proben aus dem Oberlauf (Ehle II-1, Ehle 9, Ehle 8 und Ehle 7/ LHW 414594) liegt der Befund im Wasser für alle Kongenere der PCB_7 unterhalb der Bestimmungsgrenze. In allen anderen Proben aus Phase 1 (Ehle 6 bis Ehle 1) liegen die PCB-Befunde mindestens für 2 Kongenere über der UQN von 0,0005 µg/l (hier gleichzeitig BG).

Die Wasserprobe am Untersuchungspunkt Ehle 6 zeigt sich (analog zum Punkt SG 1) relativ unbelastet; der Gehalt liegt bei 0,004 µg/l Σ PCB_7. Die höchsten Belastungen zeigen sich an den Punkten Ehle 5 mit 0,073 µg/l Σ PCB_7 bzw. 0,069 µg/l Σ PCB_6 und Ehle 1 mit 0,04 µg/l bzw. 0,038 µg/l Σ PCB_6 (vgl. Abb. 6-32).

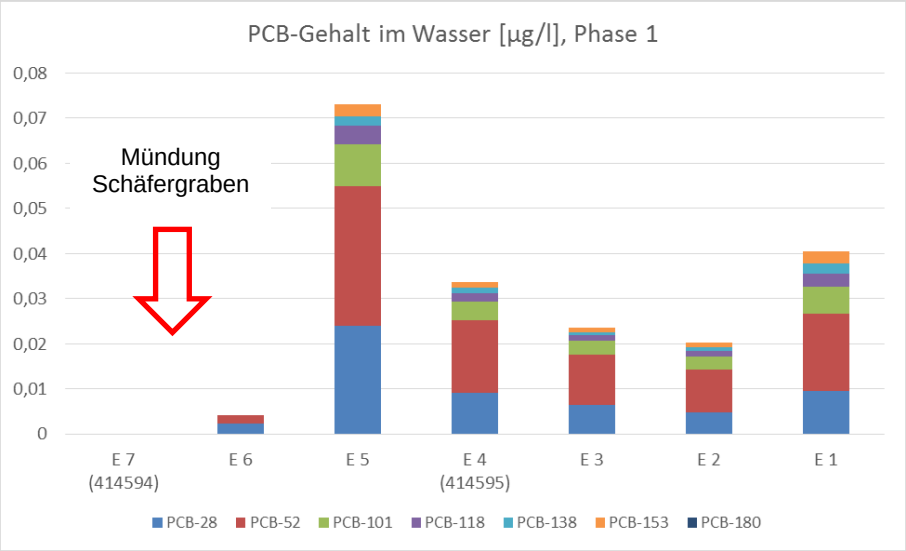


Abb. 6-32 PCB-Gehalte im Wasser, Ehle, Phase 1

Auffällig gering sind die Befunde an der Position Ehle 6. Der Messpunkt Ehle 6 liegt ca. 35 m unterhalb des Zulaufs des Schäfergrabens in die Ehle. Die Ehle ist oberhalb der Mündung des Schäfergrabens unbelastet (die Probe Ehle 7 ist befundfrei).

Ursache für die geringe PCB-Konzentration im Wasser an der Position Ehle 6 ist, dass es in der kurzen Fließstrecke oberhalb des Messpunktes faktisch keine relevante Mobilisierung der Schadstoffe aus den Altsedimentdepots gibt. Ohne eine relevante Remobilisierung PCB-haltiger Sedimente zu wiederum PCB-haltigen Schwebstoffen (die den Befund im Wasser verursachen) ist der PCB-Gehalt im Wasser auf den Zufluss aus dem Schäfergraben zurückzuführen. Die rechnerische „Mischung“ eines PCB-führenden Zulaufs (eines mit PCB-haltigen Schwebstoffen belasteten Wassers) aus dem Schäfergraben (Q = 0,001 bis 0,002 m³/s, 0,016 µg/l Σ PCB_7) mit einem unbelasteten Gewässer Ehle (Q = 0,026 bis 0,032 m³/s, jeweils am Tag der Probenahme, Anlage 3.10/ Durchflussmessungen) erklärt den sehr geringen Befund im Wasser an der Position Ehle 6 (0,004 µg/l Σ PCB_7).

Das Belastungsbild im Wasser der Ehle wird durch die Untersuchungen in Phase 2 grundsätzlich bestätigt (Abb. 6-33). An der Position Ehle 220 (= Ehle 7 aus Phase 1) ist das Wasser befundfrei; an der Position Ehle 219 (= Ehle 6) in Folge Zutritt geringer Mengen von Wasser, welches an Schwebstoffe gebundenes PCB führt, mit 0,013 µg/l (ausschließlich PCB-28 und PCB-52 > BG) relativ gering belastet.

Bis zur Position Ehle 215 (Ehle 5) steigen die Gehalte auf 0,13 µg/l und sind im weiteren Gewässerlauf bis zur Position Ehle 210 (Ehle 3) mit durchschnittlich 0,03 µg/l relativ gering. Die Zunahme des PCB-Gehaltes im Wasser von der Position Ehle 6 (Ehle 219) bis zur Position Ehle 5 (Ehle 215) sollte mit einer Zunahme der transportierten Schwebstoffe (charakterisiert durch den Parameter AFS) einhergehen. Im Grundsatz ist dies so, eine eindeutige Korrelation ist jedoch für diesen Gewässerabschnitt nicht erkennbar (Abb. 6-36).

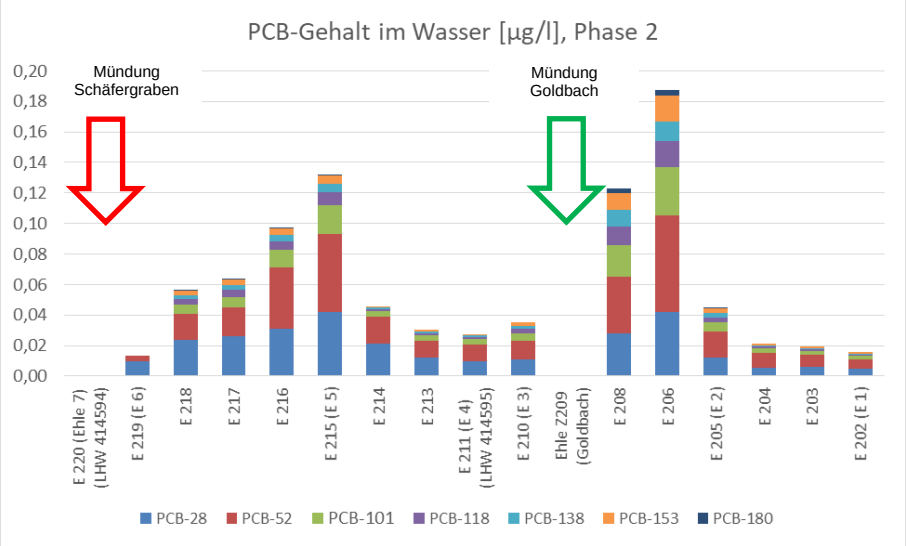


Abb. 6-33 PCB-Gehalte im Wasser, Schäfergraben und Ehle, Phase 2

Das Wasser des Goldbachs (Landgraben), der bei km 4+530 in die Ehle mündet, ist unbelastet. Der Volumenstrom liegt bei ca. 30% des Durchflusses der Ehle an dieser Position (Feststellung bei der Probennahme). An der ca. 50 m unterstromig der Mündung des Goldbachs gelegenen Position Ehle 208 weist das Wasser jedoch nicht verdünnungsbedingt geringere, sondern mit ca. 0,12 µg/l Σ PCB_7 bzw. 0,11 µg/l Σ PCB_6 deutlich höhere Belastungen auf als oberstromig dieser Mündung. Ursache ist die in Folge des größeren Durchflusses höhere Sohlschubspannung im Gerinne und die damit verstärkte Mobilisierung der Feinsedimentdepots. Inwieweit Erosionserscheinungen am Gerinne und dabei erfolgende Remobilisierung von bei Unterhaltungsarbeiten abgelagerten Schadstoffen (Uferabbrüche) eine Rolle spielen, muss näher untersucht werden. Bei der Gewässerbegehung/ Probennahme wurden im Gewässerabschnitt zwischen der Mündung des Goldbachs und der Brücke unterhalb Tarthun (im Bereich der Mündung des Windmoner Grabens) entsprechende Gewässerabschnitte identifiziert (Abb. 6-34, Abb. 6-35).

Abb. 6-34 Ehle, Unterlauf, ca. km 4+150 steile Böschungen/ starke Eintiefung des Gerinnes (12.10.2017)

Abb. 6-35 Ehle, ca. km 4+050, Nähe Windmoner Graben (12.10.2017)

Ein Indiz dafür ist auch die Schwebstoffführung des Wassers, ablesbar am Parameter AFS. Der AFS liegt in der Ehle überwiegend zwischen 2 und 5 mg/l, an der Position E 209 (Goldbach, vor der Mündung in die Ehle) bei 29 mg/l und an den folgenden 2 Messstellen der Ehle (Ehle 208, nach der Mündung des Goldbachs, jedoch vor dem Windmoner Graben; Ehle 206, ca. 50 m oberhalb der Brücke Tarthun und der dortigen RW-Einleitung) bei 175 bzw. 47 mg/l (vgl. folgende Abb. 6-36).

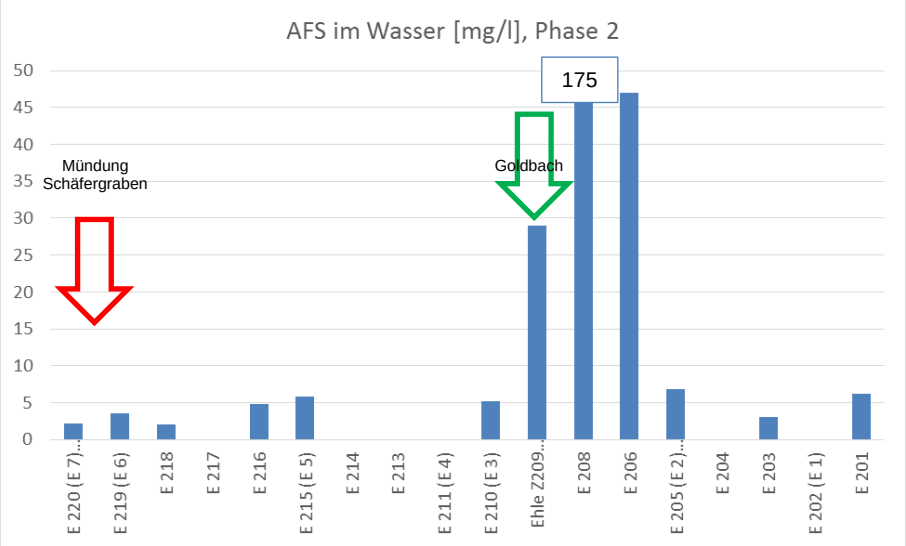


Abb. 6-36 AFS, Ehle, Phase 2

Bzgl. der Kongenerenverteilung zeigt sich für alle Wasserproben in der Ehle mit Ausnahme der Position Ehle 6 (sowie im Schäfergraben – mit Ausnahme des Schwanenteichs) – ein vergleichbares Bild. Es dominieren die Tri- und Tetrachlorbiphenyle (PCB-28 ca. 30%, PCB-52 ca. 40% und PCB 101 ca. 10%); die höher chlorierten PCB-138, -153 und -180 treten dem gegenüber deutlich zurück. An der gering belasteten Position Ehle 6 liegen nur die Befunde des PCB-28 und PCB-52 über der Bestimmungsgrenze von 0,0005 µg/l.

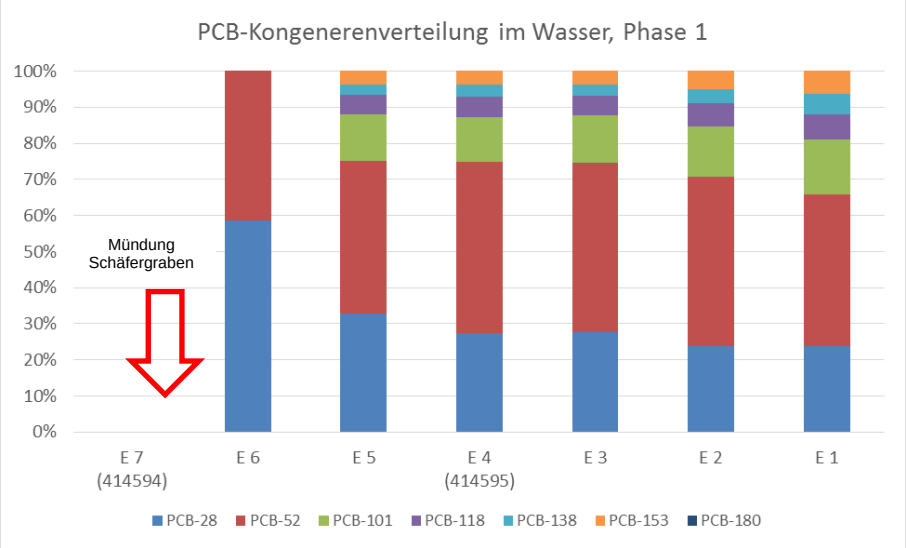


Abb. 6-37 PCB-Kongenerenmuster im Wasser, Ehle, Phase 1

Dieser Fingerprint ist so auch zu erwarten, da nach den Rechercheergebnisses aus [U21] (dort [U7]) die Biphenylchlorierung mit dem Ziel der Gewinnung eines Gemischs von überwiegend Tri- bis Pentachlorbiphenylen (Orophen) erfolgte.

Nach [L27] kann das Verhältnis der höher und niedriger chlorierten PCB vereinfacht durch den Quotienten

$$Q = \frac{C(\ PCB\ Nr.138 + 153 + \ 180)}{C(PCB\ Nr.\ 28 + 52 + 101)}$$

beschrieben werden. Dieses Verhältnis ist in den Übersichten der Anlage 5 für die aktuellen Befunde berechnet und dokumentiert (Zeile „Quotient“).

Das Verhältnis der höher zu den geringer chlorierten Indikator-PCB liegt bei den Wasserproben aus der Ehle bei ca. 0,1; das Verhältnis steigt (Messungen Phase 1) im Gewässerverlauf von 0,08 (Ehle 5) auf 0,15 (Ehle 1); der Anteil der niedriger chlorierten PCB sinkt, der Anteil der höher chlorierten PCB nimmt in den Wasserproben zu. Diese Tendenz ist auch an den Befunden aus Phase 2 zu beobachten (speziell zwischen den Positionen Ehle 214 und Ehle 208).

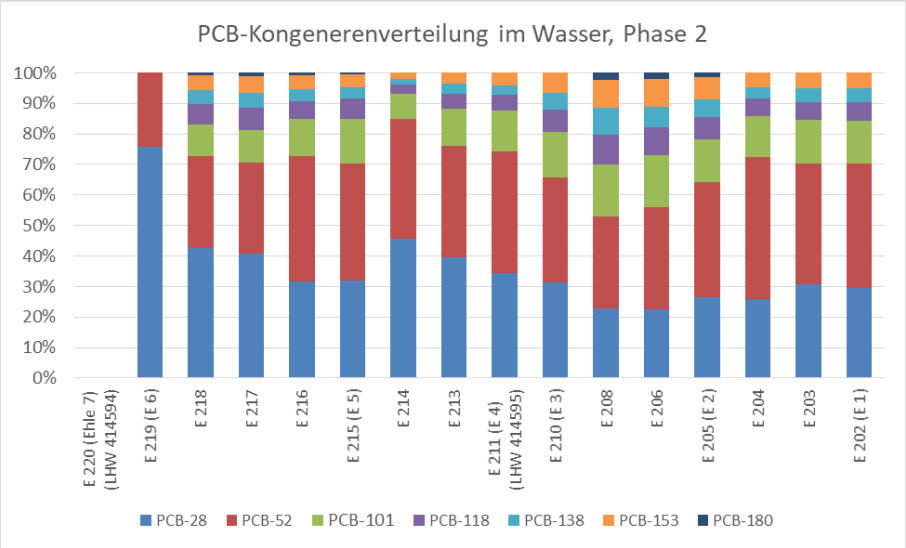


Abb. 6-38 PCB-Kongenerenmuster im Wasser, Ehle, Phase 2

Der PCB-Fingerprint in den Sedimenten zeigt einen annähernd umgekehrten Trend. Im Gewässerverlauf der Ehle nimmt der Anteil der niedriger chlorierten PCB-28, -52 und -101 in den Sedimenten tendenziell zu (vgl. hierzu auch Abschnitt 6.2.2.3).

An der Position Ehle 6 (bzw. in Phase 2: Ehle 219) ergibt sich aus den bereits erläuterten Gründen eine geringe PCB-Belastung des Wassers und damit (bedingt durch die erreichbare Bestimmungsgrenze) eine abweichende Kongenerenverteilung.

Der Vergleich der PCB-Gehalte und PCB-Kongererenverteilung in Wasserproben an identischen Untersuchungspositionen der Phasen 1 und 2 zeigt eine sehr gute Übereinstimmung in den Verhältnissen der Belastung der einzelnen Wasserproben und im Kongenerenmuster, allerdings bei Abweichungen in den Absolutwerten der PCB-Gehalte von z.T. > 100 %:

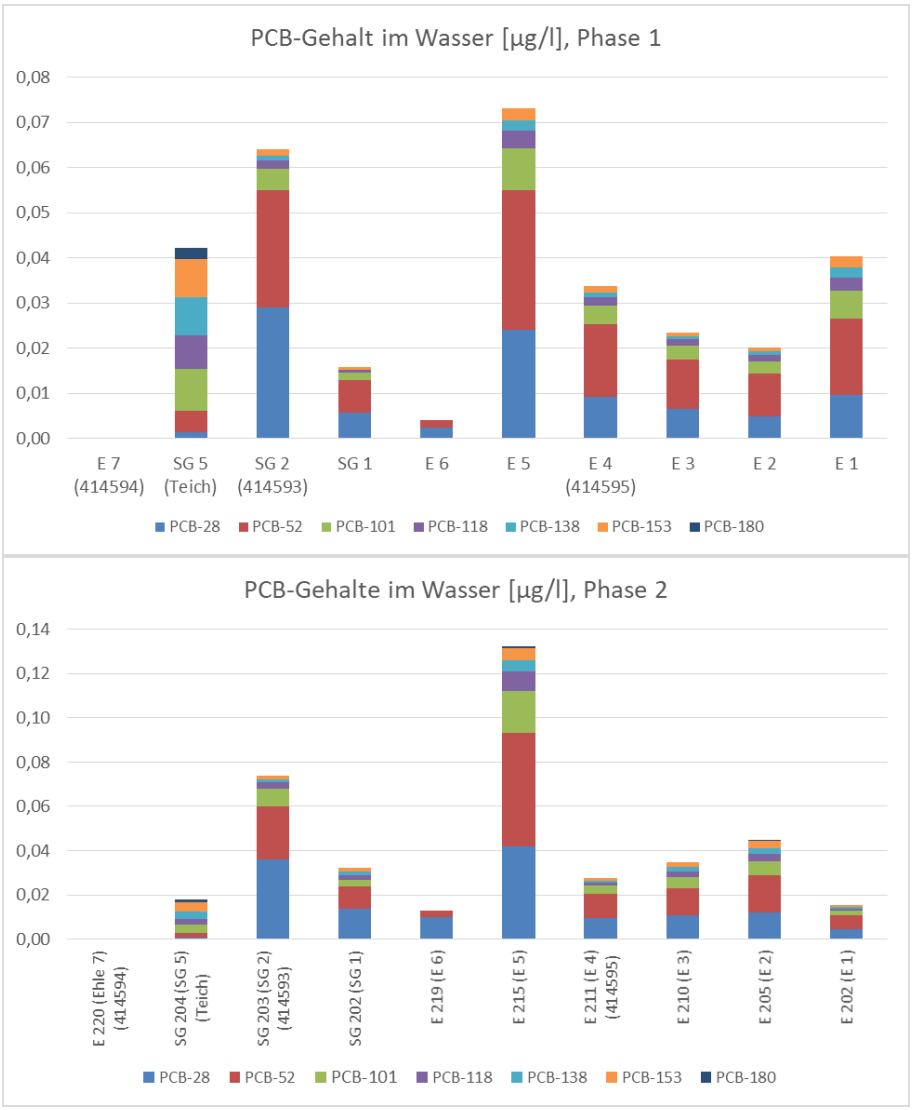


Abb. 6-39 Vergleich der PCB-Gehalte im Wasser an identischen Messpunkten, Phase 1 und Phase 2

Der Schwebstofftransport und im Falle schwebstoffgebundener Schadstoffe wie der POP damit der Schadstofftransport ist in einem Gewässer u.a. abhängig von der Wasserführung und wird damit im innerjährlichen Gang schwanken.

Die Sonderpositionen des Schwanenteiches (SG 5 bzw. SG 204) und der Ehle unterhalb der Mündung des Schäfergrabens (E 6 bzw. E 219) zeigen sich in beiden Untersuchungsphasen deutlich, und zwar sowohl hinsichtlich der Höhe der Belastung (Abb. 6-38) als auch der Kongenerenverteilung (Abb. 6-40).

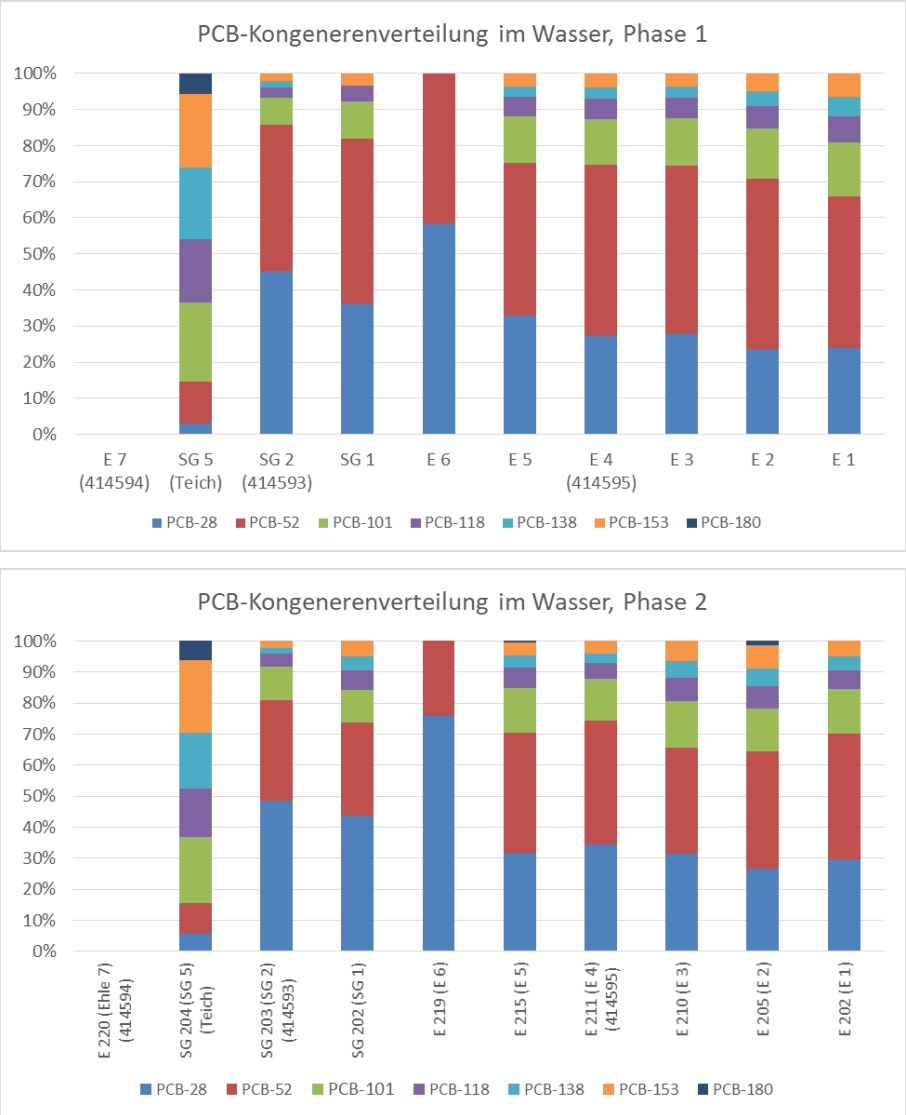


Abb. 6-40 Vergleich der PCB-Kongenerenverteilung im Wasser an identischen Messpunkten, Phase 1 und Phase 2

Das Kongenerenmuster der PCB zu den Zeitpunkten der Probennahme Phase 1 (April 2017) und Phase 2 (Oktober 2017) ist nahezu identisch. Die Befunde werden auch daher als plausibel eingeschätzt.

Der zur Plausibilitätsprüfung vorgenommene Vergleich mit den GÜSA-Befunden des GLD bestätigt – analog zu den Messpunkten im Schäfergraben – sowohl den generellen Verlauf der PCB-Belastung im Gewässer als auch die festgestellte Kongenerenverteilung. Die aktuellen PCB-Befunde aus den Phasen 1 und 2 dieser Untersuchung sind damit mit denen der Messreihen des GLD des LHW (Abschnitt 3.2.4) vergleichbar.

6.2.1.3 Polychlorierte Naphthaline (PCN)

In den Proben aus dem Oberlauf (Ehle II-1, Ehle 9, Ehle 8 und Ehle 7/ LHW 414594) liegt der Befund für alle chlorierten Naphthaline (Mono- bis Octa-CN) unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze. Dies entspricht den PCB-Befunden und im Übrigen den Erwartungen.

Im Wasser des Punktes SG 1 wurden 0,23 µg/l PCN gemessen; an der Position nach der Mündung des Schäfergrabens lagen die Befunde in Phase 1 (Ehle 6) bei 0,15 µg/l, in Phase 2 (Ehle 219) bei 0,3 µg/l. Der PCN-Befund im Gewässer Ehle zeigt einen ähnlichen Gang wie der PCB-Befund (vgl. Abb. 6-32). Dies ist dann zu erwarten, wenn sowohl PCN als auch PCB im Gewässer überwiegend an Schwebstoffe gebunden verlagert werden.

Im Falle der Mono-, Di- und Trichlornaphthaline kann ein relevanter Beitrag gelöster Schadstoffe angenommen werden. Die Angaben zur Löslichkeit schwanken um zwischen ca. 0,028 und 0,09 mg/l (Monochlornaphthalin), 0,086 bis 0,085 mg/l (Dichlornaphtaline) und 0,016 bis 0,067 mg/l (Trichlornaphthaline). Hierzu vgl. [L13] und Tab. 4-3. Hierdurch ist der, bezogen auf den Befund in SG 1, relativ hohe PCN-Befund an der Position Ehle 6 zu erklären.

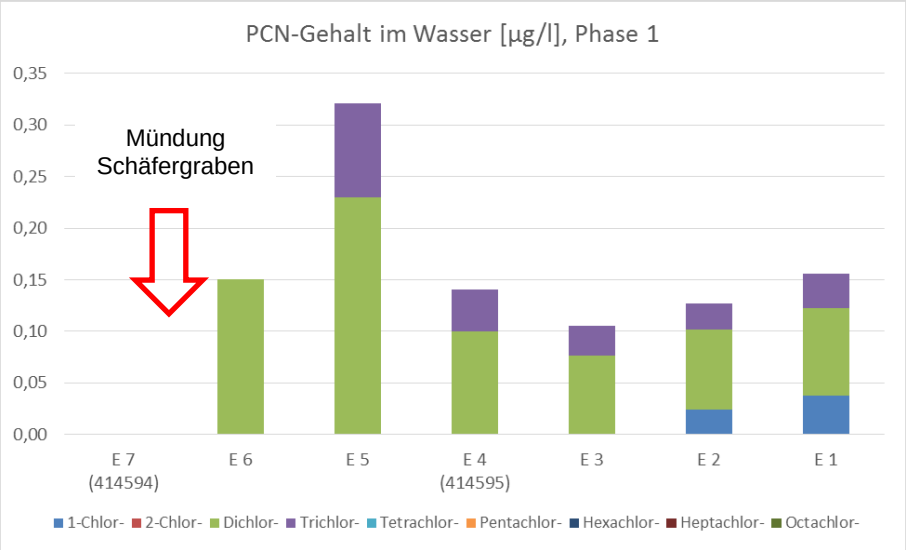


Abb. 6-41 PCN-Gehalte im Wasser, Ehle, Phase 1

An der Position Ehle 5 (Egeln, unterhalb Klostersiedlung) wurde mit ca. 0,32 µg/l in Phase 1 der höchste Befund festgestellt (in Phase 2 0,2 µg/l, Probe Ehle 215).

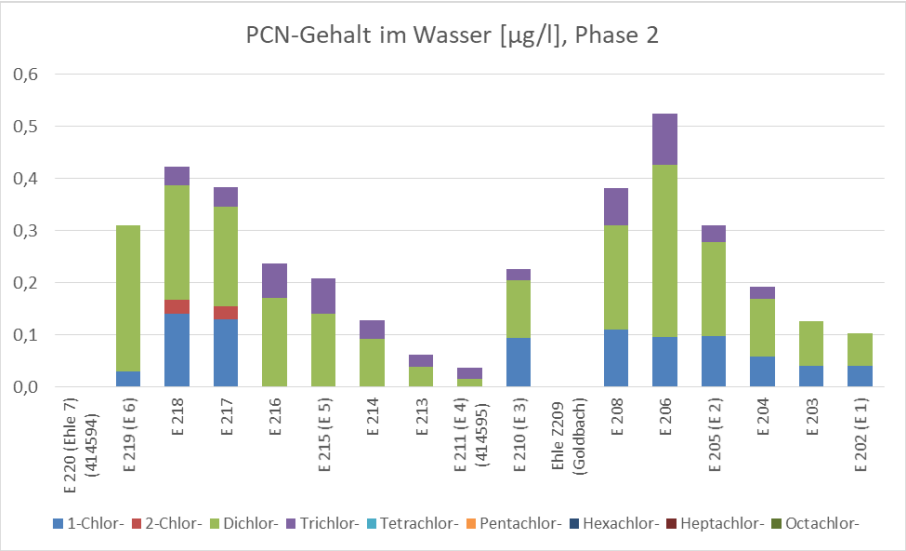


Abb. 6-42 PCN-Gehalte im Wasser,Ehle, Phase 2

Die in den Proben an den Positionen nach Einmündung des Goldbachs in die Ehle (Ehle 208, 206 und 205/Ehle 2) ermittelten relativ hohen Befunde werden (wie bei den an diesen Positionen höheren PCB-Befunden) auf den erhöhten Durchfluss und Sedimentmobilisierung (Resuspension) in Verbindung mit Rekontaminationen durch Ufererosion zurückgeführt.

In der Kongenerenverteilung ähneln sich wiederum die Proben; es dominieren die Di-CN, ferner treten Tri- und Mono-CN hervor. Zielprodukt der Naphthalinchlorierung war ein Gemisch von Mono- bis Tetra-CN (Xylamon).

Wie im System Schäfergraben ist bei der Interpretation des Kongenerenmusters zu beachten, dass die Befunde zum Teil nur unwesentlich über der Bestimmungsgrenze (je Kongenerensumme zwischen 0,01 und 0,025 µg/l) liegen.

In den Wasserproben wurden ausschließlich Mono- bis Trichlornaphthaline nachgewiesen.

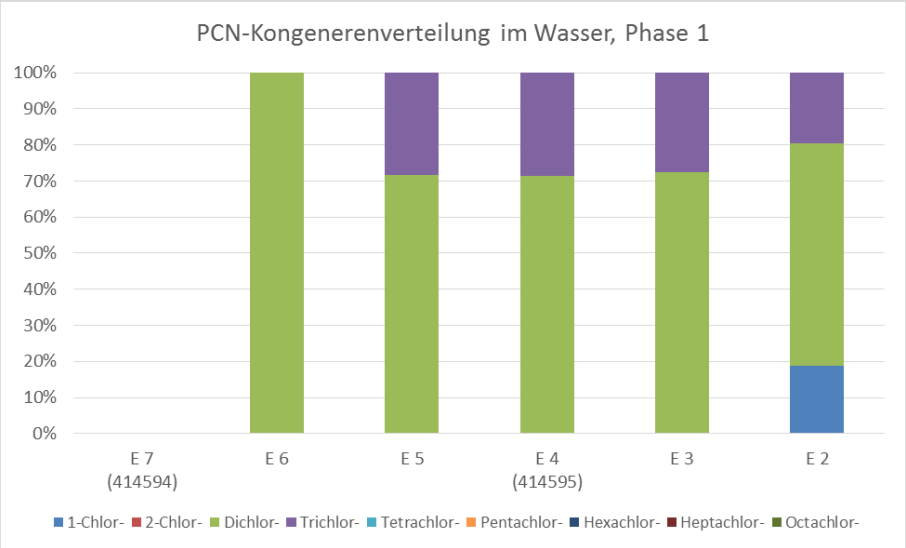


Abb. 6-43 PCN-Kongenerenmuster im in der Ehle, Phase 1

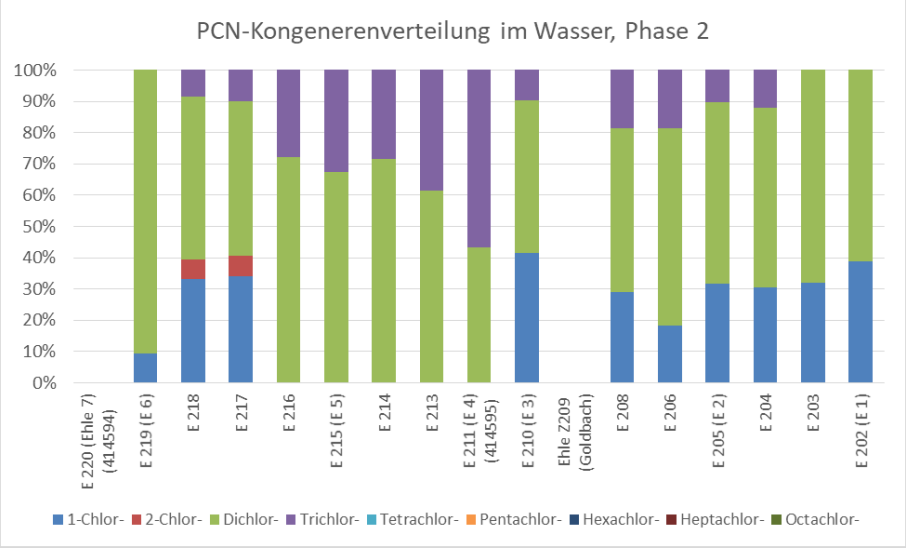


Abb. 6-44 PCN-Kongenerenmuster im in der Ehle, Phase 2

Im Rahmen des GÜSA wurde der Parameter PCN bisher weder im Schäfergraben oder in der Ehle oder den unterhalb liegenden Gewässern Bode und Saale untersucht. Die Plausibilisierung ist daher durch Vergleiche mit vorliegenden Messungen nicht möglich.

Nach den in [U21] zusammengestellten Literaturdaten sowie den Auswertungen in [U22] zu PCN- und PCB-Befunden auf den Flächen der ehem. Alkaliwerke Westeregeln sind die Befunde dem Grunde nach plausibel.

Die Gegenüberstellung der PCN-Befunde aus den Phasen 1 (April 2017) und 2 (Oktober 2017) zeigt für unmittelbar vergleichbare Proben (für identische Probennahmepositionen) keine unplausiblen Werte.

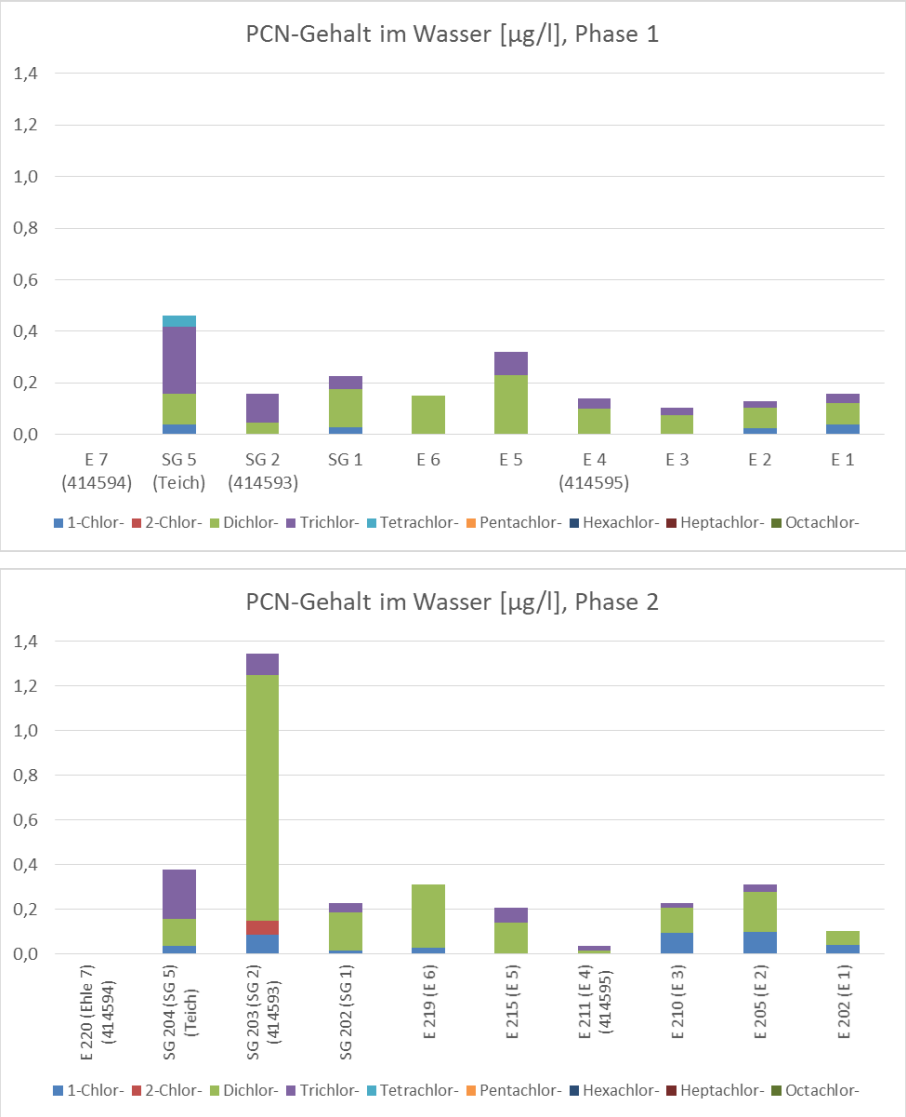


Abb. 6-45 Vergleich der PCN-Gehalte im Wasser an identischen Messpunkten, Phase 1 und Phase 2

Die Übereinstimmung der Kongenerenverteilung vergleichbarer Wasserproben in den Phasen 1 und 2 ist für die PCN scheinbar weniger gut als für PCB (Abb. 6-39); bei Beachtung der Bestimmungsgrenzen[25] sowie der Löslichkeit insbesondere der gering chlorierten Naphthaline ist die Übereinstimmung jedoch relativ gut.

25 Die Bestimmungsgrenze (BG) liegt für die Kongenerensummen zwischen 0,01 und 0,025 µg/l. Im Falle der Unterschreitung der BG z.B. für Tetra-CN in der Probe SG 5, 2-Mono-CN in der Probe SG 203, 1-Mono-CN in der Probe Ehle 6 oder Tri-CN in der Probe Ehle 202 ergibt sich optisch ein anderes Muster.

6.2.1.4 Sonstige Parameter

Leitfähigkeit: Das Wasser ist bereits im Oberlauf der Ehle relativ stark mineralisiert und zeigt z.B. an den Positionen Ehle II-1, Ehle 9 oder auch Ehle 8 Leitfähigkeiten von ca. 4.600, 3.000 bzw. 3.200 µS/cm (Anlage 5). Das aus dem System Schäfergraben der Ehle zulaufende Wasser ist ebenfalls stark mineralisiert (LF ca. 3.400 mS/cm). Entsprechend hoch ist die Leitfähigkeit an den Positionen Ehle 7 (Brücke Bahnhofstraße) sowie Ehle 6 (nach der Mündung des Schäfergrabens in die Ehle).

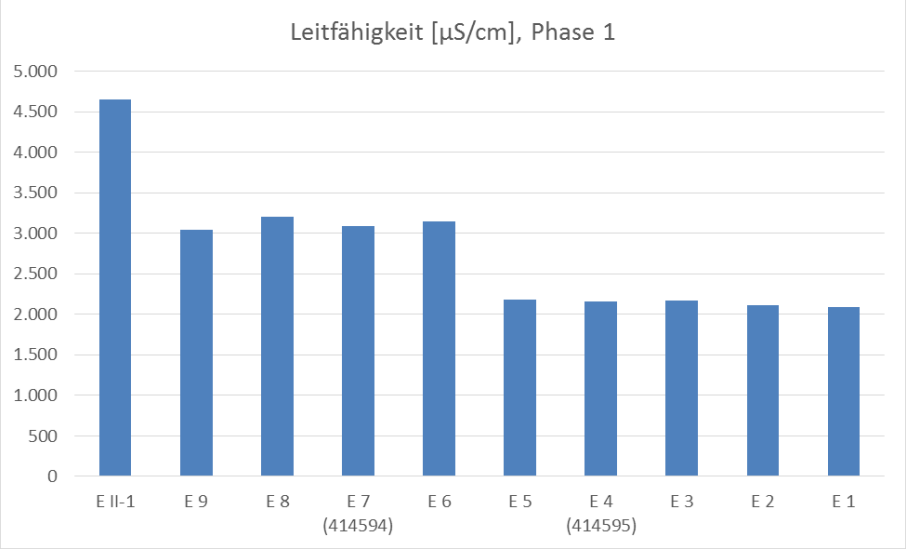


Abb. 6-46 Leitfähigkeit, Ehle, Phase 1

Die Abnahme der Leitfähigkeit zwischen den Positionen Ehle 6 und Ehle 5 (Egeln, Klostersiedlung) auf dann nur noch ca. 2.100 µS/cm ist auf den Zutritt weniger mineralisierter Wässer aus z.B. aus dem Hauptgraben/ Westeregelner Wiesen (Entwässerung der Bruchwiesen) zurückzuführen. Die Messpunkte aus Phase 1 gestatten keine weitere Differenzierung. Der in Abb. 6-47 für Phase 2 dargestellte Verlauf zeigt, dass die Leitfähigkeit in der Ehle durch den Zutritt geringer mineralisierter Wässer aus einmündenden Gräben oder eingeleitetem Niederschlagswasser tendenziell sinkt, erkennbar z.B. an der geringeren Leitfähigkeit des Wassers (1.499 µS/cm) aus dem Goldbach (E Z209) und der in der Probe Ehle 208 gegenüber der Probe Ehle 210 von 3.100 µS/cm auf 2.800 µS/cm gesunkenen Leitfähigkeit.

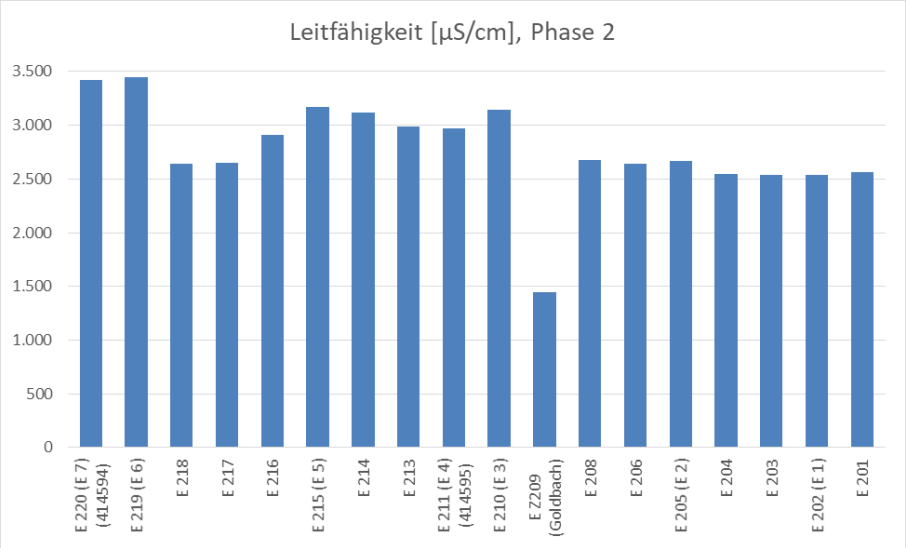


Abb. 6-47 Leitfähigkeit im Wasser, Ehle, Phase 2

Die PAK-Gehalte der in Phase 1 untersuchten Wasserproben (hier: in OGewV genannte PAK einschließlich Anthracen und Fluoranthen) liegen generell bei allen Kongeneren unter der UQN (ZHK-UQN). Während in allen anderen Proben die Gehalte aller Kongeneren der PAK_5 oder aller Kongeneren mit Ausnahme des Benzo(a)pyren unterhalb der BG liegen, weist die Probe Schäfergraben 5 deutliche Befunde auf. Auch hier zeigt sich die Ausnahmestellung der Wasserprobe aus dem Teich (Schäfergraben 5).

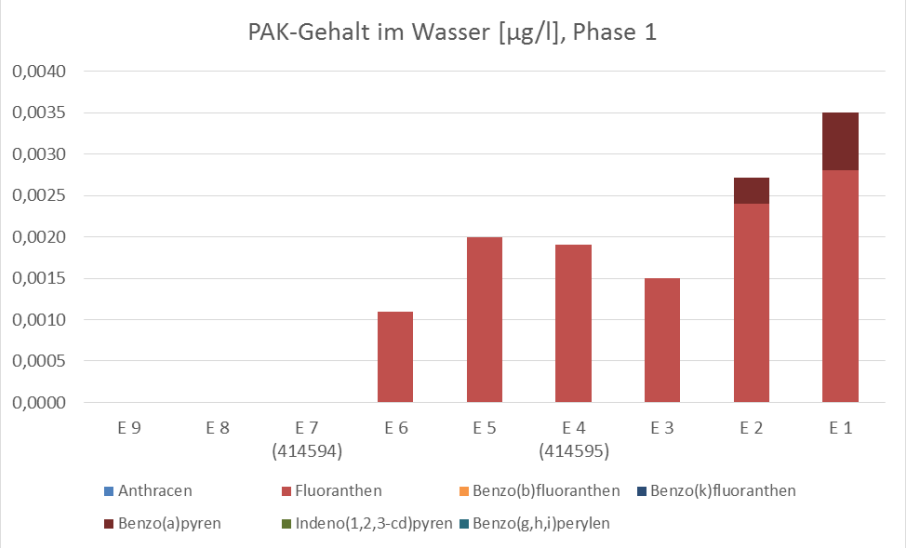


Abb. 6-48 PAK-Gehalte im Wasser, Ehle, Phase 1

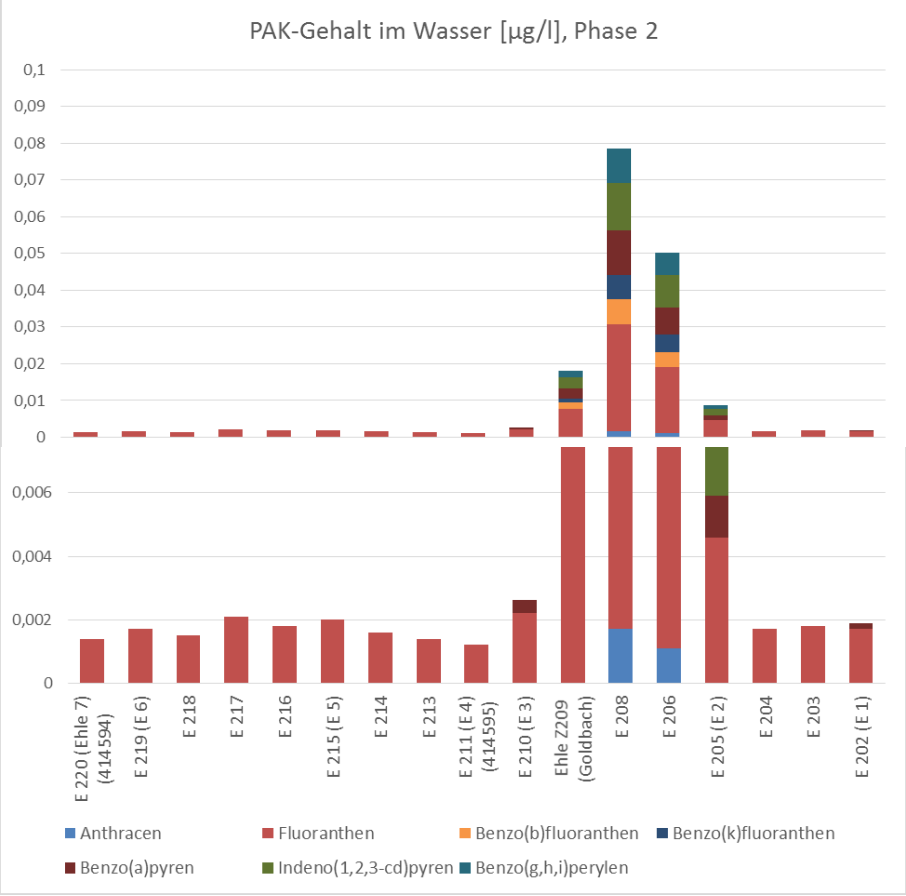


Abb. 6-49 PAK-Gehalte im Wasser, Ehle, Phase 2

In Phase 2 zeigt sich ein Verlauf analog zum AFS mit hohen PAK-Befunden im Goldbach und den unterhalb folgenden Positionen Ehle 208 und Ehle 206. Die UQN wird dabei jedoch lediglich in der Probe Ehle 208 durch den Parameter Benzo(g,h,i)perylen (0,094 µg/l) überschritten. Der

Konzentrationsrückgang ist auf das Abnehmen der Schwebstofffracht (des AFS) zurückzuführen, was auf die vermutlich stagnierende Fließgeschwindigkeit in Folge des abnehmenden Gefälles zurückgeführt werden kann. Für genauere Interpretationen wäre eine durchgängige Vermessung des Gewässers erforderlich.

Der Kohlenwasserstoffindex liegt bei allen untersuchten Proben unter der Bestimmungsgrenze.

Der Metallgehalt in den untersuchten Wasserproben lag in Phase 1 in allen Proben unterhalb der UQN bzw. ist bei allen Proben unauffällig.

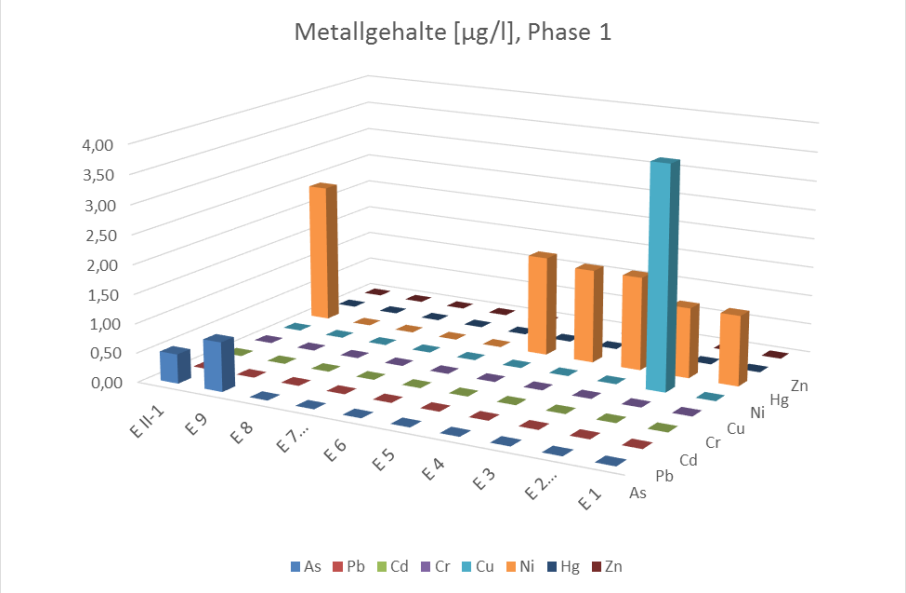


Abb. 6-50 Metallgehalte im Wasser, Ehle, Phase 1

In Phase 2 erfolgten keine weiteren Untersuchungen auf Schwermetallgehalte im Wasser.

6.2.2 Sediment

6.2.2.1 Feststellungen bei der Probennahme

Die Probenahme der Phase 1 im April 2017 erfolgte unmittelbar im Anschluss an die Wasserprobennahme. Die jeweils ermittelte Sedimentmächtigkeit ist in Tab. 6-4 dargestellt. Auffällig ist die geringe Sedimentmächtigkeit in der Ehle II (0,15 m), einem schmalen (Breite < 1 m), künstlich angelegten Graben. In der Ehle beträgt die Sedimentmächtigkeit nahezu durchgängig > 0,5 m mit Ausnahme der Punkte Ehle 5 und Ehle 2, wo 0,43 m bzw. 0,35 m gemessen wurden. Im Unterlauf / Mündungsbereich der Ehle nimmt die Sedimentmächtigkeit auf > 1 m zu. Der Gewässergrund ist in der Ehle durchgängig als schlammig anzusprechen, wobei an den Positionen Ehle 9 und Ehle 5 auch ein höherer Sandanteil festgestellt wurde. Bei Ehle II 1 war die Gewässersohle sandig. Dementsprechend sind die entnommenen Sedimente überwiegend schluffig gewesen. Ausnahmen sind die Sedimente bei Ehle II 1, die sandig-schluffig waren, sowie die Sedimente bei Ehle 5 und Ehle 4, die auch einen höheren Sandanteil aufwiesen. An Ehle 5 wurden auch kiesige Bestandteile festgestellt. Die in der Ehle entnommenen Sedimente wiesen eine schwarze Färbung und einen leicht bis stark fauligen Geruch auf. Die Sedimente des Zuflusses Ehle II waren braun und geruchlos.

Die zweite Probennahme (Phase 2) erfolgte zumeist wenige Tage nach der Wasserprobenahme. Einzige Ausnahme bilden hierbei die beiden Zuflüsse Goldbach (Ehle Z209) und Windmoner Graben (Ehle Z207). Am Goldbach fand die Sedimentprobenahme 2 Tage vor der Wasserprobenahme statt, am Windmoner Graben konnte keine Wasserprobe entnommen werden. Die Sedimentverteilung entsprach im Wesentlichen der in Phase 1 festgestellten. Bis zur Eisenbahnbrücke bei E 218 liegt die Sedimentmächtigkeit bei ca. 0,5 m, danach ist sie etwas

geringer ausgeprägt und bei der Klostersiedlung (Ehle 215) und der Furt (Ehle 214) in Egeln mit etwa 0,3 m vergleichsweise gering. An der ehemaligen Eisenbahnbrücke südlich von Egeln sind starke Sedimentauflandungen > 1 m im verlandeten Bereich anzutreffen.

Tab. 6-4 Probenahmebedingungen Sedimentproben Ehle

	Datum PN	Sediment-mächtigkeit [cm]	Fraktion <2 mm [Ma.-%]	Fraktion <63 µm [Ma.-%]
Phase 1				
Ehle II 1	06.04.2017	15	82,7	40,7
Ehle 9	10.04.2017	61	91,3	59,7
Ehle 8	10.04.2017	95	88,4	51,2
Ehle 7 (LHW 414594)	10.04.2017	95	98,0	67,0
Ehle 6	18.04.2017	52	91,3	64,9
Ehle 5	18.04.2017	43	49,6	0,7
Ehle 4 (LHW 414595)	18.04.2017	76	81,0	38,6
Ehle 3	18.04.2017	72	95,8	59,5
Ehle 2	18.04.2017	35	95,4	74,3
Ehle 1	18.04.2017	143	87,4	21,3
Phase 2				
Ehle 220 (PN-Punkt E 7)	12.10.2017	51	58,6	22,7
Ehle 219 (PN-Punkt E 6)	20.10.2017	48	98,5[1]	72,3[1]
Ehle 218	20.10.2017	36	94,8[1]	75,0[1]
Ehle 217	20.10.2017	48	98,1[1]	71,4[1]
Ehle 216	20.10.2017	43	76,9[1]	32,9[1]
Ehle 215 (PN-Punkt E 5)	20.10.2017	34	56,8[1]	18,9[1]
Ehle 214	27.10.2017	30	95,3	97,3
Ehle 213	27.10.2017	110	95,0[1]	77,9[1]
Ehle 212	27.10.2017	105	79,1[1]	50,7[1]
Ehle 211 (PN-Punkt E 4)	27.10.2017	70	94,5[1]	65,9[1]
Ehle 210 (PN-Punkt E 3)	27.10.2017	70	94,4[1]	72,4[1]
Ehle Z209 (Goldbach)	12.10.2017	80	91,6	52,9
Ehle 208	27.10.2017	82	99,7[1]	93,2[1]
Ehle Z207 (Windmoner Graben)	12.10.2017	30	93,7	76,7
Ehle 206	27.10.2017	50	99,2[1]	93,6[1]
Ehle 205 (PN-Punkt E 2)	27.10.2017	71	98,7[1]	84,4[1]
Ehle 204	03.11.2017	54	99,1[1]	94,7[1]
Ehle 203	03.11.2017	93	97,4[1]	88,1[1]
Ehle 202 (PN-Punkt E 1)	03.11.2017	120	96,8[1]	83,1[1]
Ehle 201	03.11.2017	120	96,1[1]	84,4[1]

1 – Mittelwert der Proben über alle Tiefenbereiche

In der Ehle lag die Sedimentmächtigkeit an diesen Punkten (Ehle 213/212) bei 0,4-0,7 m. Im weiteren Verlauf lag die Sedimentmächtigkeit bei 0,5-0,8 m und im Unterlauf, etwa ab km 1+500, nahm sie auf > 1 m zu. Im Vergleich zur Phase 1 fällt auf, dass sich am Punkt Ehle 2/E 205 die Sedimentmächtigkeit etwa verdoppelt hat, während sie an Ehle 7/E 220 vor dem Zufluss des Schäfergrabens sich fast halbiert hat. Im Windmoner Graben (E Z207) wurde eine Mächtigkeit von 0,3 m gemessen. Wie in Phase 1 war die Sohle der Ehle durchgängig als schlammig zu beschreiben und die entnommenen Sedimente überwiegend schwarz und faulig bis stark faulig. Zusätzlich wurde in der zweiten Phase ab E 218 bis E 210 immer wieder ein zum Teil sehr starker Geruch nach Naphthalin bemerkt, insbesondere in dem Gewässerabschnitt zwischen den Positionen Ehle 6 und Ehle 5, der in Phase 1 nicht untersucht wurde.

Im Unterlauf ab Ehle 204 war ein hoher Organikanteil in den Sedimenten feststellbar und ab Ehle 203 wurden bei der Probenahme auftreibende Schlieren auf der Wasseroberfläche bemerkt. Im Unterlauf wurden durch IHU analytisch zum Teil auch hohe Naphthalin-Befunde festgestellt (Abschnitt 3.2.4, [E2]).

Wie auch in Phase 1 wurde am Messpunkt bei der Klostersiedlung in Egeln (Ehle 215/Ehle 5) stark sandiges Sediment entnommen und die Sohle war vor allem am Gewässerrand sandig-kiesig, während sie zur Gewässermitte hin schlammiger wurde. Am Messpunkt vor dem Zutritt des Schäfergrabens E 220 (E 7) wurde im Vergleich zur Phase 1 eine geringere Sedimentmächtigkeit festgestellt. Weiterhin war das Sediment vorwiegend aus sandig-kiesigem Material aufgebaut. Dies spricht dafür, dass im Zuge der Gewässerunterhaltung in diesem Bereich auch ein großer Teil der Schlammauflage der Gewässersohle entnommen wurde. Die in Phase 1 nicht untersuchten Zuflüsse E Z209 und E Z207 weisen tonig bis sandige Sedimente mit dunkelbrauner bis schwarzer Färbung auf. Die Sedimente bei E Z209 riechen leicht faulig, bei E Z207 sind sie geruchlos.

Tab. 6-4 gibt einen Überblick der Probennahmebedingungen beider Kampagnen. Detaillierte Angaben sind den Protokollen der Sedimentprobennahmen in den Anlage 3.4 und Anlage 3.5 zu entnehmen.

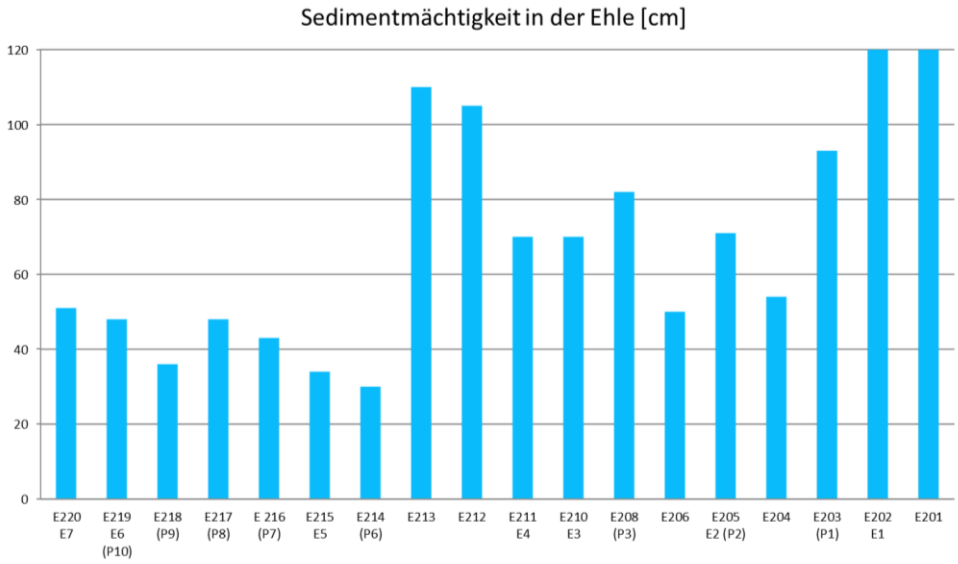


Abb. 6-51 Sedimentmächtigkeit in der Ehle [cm], Phase 2

6.2.2.2 Kornverteilung

Die Untersuchung in Phase 1 erfolgte an der Feinfraktion < 63 µm, die Untersuchung in Phase 2 an der Fraktion < 2 mm, wobei allerdings der Anteil der Feinfraktion in den Sedimentproben ermittelt wurde. In Abb. 6-52 und Abb. 6-53 ist der Schluffanteil (Anteil der Fraktion < 63 µm) für die Proben aus dem Gewässerlauf der Ehle dargestellt.

Die Kornverteilungen der entnommenen Sedimentproben sind in Anlage 5.7 dargestellt; die Untersuchungsergebnisse sind Bestandteil der Prüfberichte (Anlage 6.3 und Anlage 6.4).

Einen besonders hohen Feinanteil weist in Phase 1 die Probe im Unterlauf der Ehle (Ehle 2) auf. Der Anteil der Ton- und Schlufffraktion (< 63 µm) liegt bei 83 Ma.-% und ist damit vergleichbar hoch wie an den Positionen Schäfergraben 6 und 1. Diese Feststellung entspricht den Erwartungen im Unterlauf (Rückstaus der Bode geringen Gefälles der Ehle, hohe Sedimentmächtigkeit).

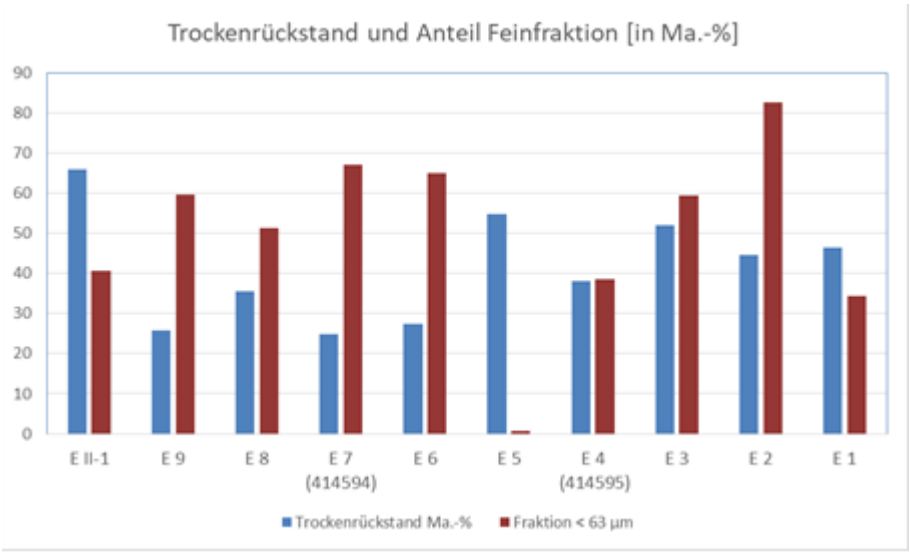


Abb. 6-52 Trockenrückstand und Anteil der Feinfraktion < 63 µm im Sediment, Ehle, Phase 1

Einen außerordentlich geringen Schluffanteil zeigt das Sediment der Probe Ehle 5 (unterhalb der Klostersiedlung). Umso überraschender ist der relativ hohe Schadstoffgehalt dieser Probe mit ca. 10.000 µg/kg Σ PCB_7 und 4.100 µg/kg PCN. Nach OGewV sollen Befunde nur zur Beurteilung herangezogen werden, wenn der Anteil der Feinfraktion < 63 µm über 50% liegt.

Der geringe Anteil der Schlufffraktion (< 63 µm) an der Position Ehle 5 (Ehle 215) wird durch die Untersuchungen in Phase 2 bestätigt (< 13,3 bzw. 24,4 % in Ehle 215-1 bzw. -2).

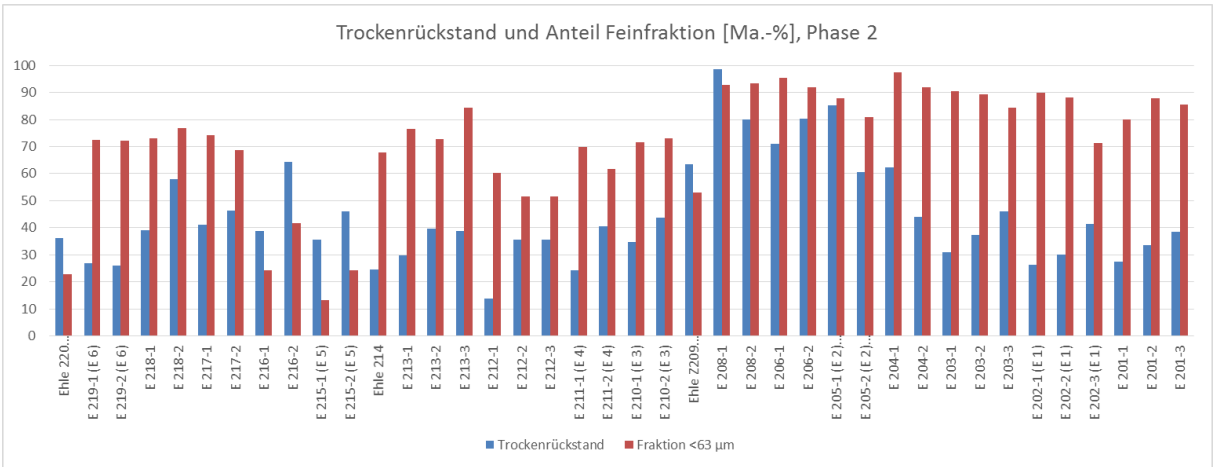


Abb. 6-53 Trockenrückstand und Anteil der Feinfraktion < 63 µm im Sediment, Ehle, Phase 2

Die Darstellung des Schluffanteils der Proben über den Gewässerlauf in Abb. 6-52 und Abb. 6-53 lässt erkennen, dass der Feinkornanteil im Sediment im Unterlauf mit ca. 90 % deutlich höher ist als im Mittellauf der Ehle (im Abschnitt zwischen der Mündung des Schäfergrabens und der Brücke B 81) mit dort ca. 70%.

In Phase 2 wurden Sedimentproben horizontiert entnommen und untersucht. Die aus tieferen Horizonten entnommenen Proben weisen weder einen signifikant höheren noch signifikant geringeren Anteil der Fraktion < 63 µm auf.

In Anlage 5.2 sind ergänzend Glühverlust und TOC der Proben Schäfergraben 6, Schwanenteich (Schäfergraben 5-1 und -2), Schäfergraben 1 sowie Ehle 4 und Ehle 1 dokumentiert.

6.2.2.3 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die folgende Abb. 6-54 zeigt das in Phase 1 ermittelte Profil der PCB-Gehalte (Σ PCB_7) in den Feinsedimenten im Gewässersystem Ehle.

Während die PCB-Befunde in den oberhalb des Zulaufs Schäfergraben zur Ehle entnommenen Wasserproben unterhalb der jeweiligen BG lagen, zeigen sich in allen untersuchten Feinsedimentproben der Fraktion < 63 µm Befunde über der jeweiligen BG. Mit Ausnahme der Proben Ehle 9 (Oberlauf, Lage vgl. Abb. 6-31) liegen die Befunde mindestens eines PCB-Kongeneren oberhalb des OSW (entsprechend über der UQN). Der PCB-Gehalt der Sedimentprobe Ehle 8 (Westeregeln, Brücke Am Sportplatz/ Plan) ist mit 570 µg/kg Σ PCB_7 auffällig belastet. Dieser Befund bestätigt Deklarationsuntersuchungen am Sediment aus dem dortigen Brückenbauvorhaben [A24] (gemessen 1.150 µg/kg Σ PCB_7, siehe auch Kap. 3.3).

Diese signifikanten Sedimentbelastungen im Oberlauf der Ehle lassen sich über atmosphärische Deposition der PCB und PCN auf z.B. versiegelte Flächen in der OL Westeregeln und Einleitungen über Niederschlagswasser sowie Mischwasserentlastungen an den Positionen jeweils der Brückenbauwerke erklären (vgl. dazu auch Abschnitt 3.4.2).

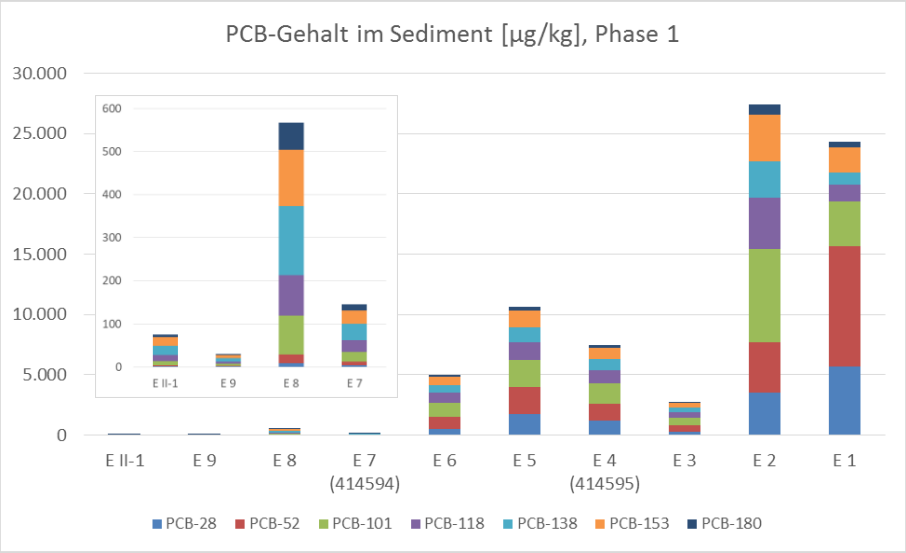


Abb. 6-54 PCB-Gehalt im Sediment, Ehle, Phase 1

Das Sediment an der Position Ehle 7 weist eine Belastung von 100 µg/kg Σ PCB_7 auf. Der Befund an der Position Ehle 6 (nach der Mündung des Schäfergrabens in die Ehle) zeigt hingegen einen signifikant höheren PCB-Gehalt von 5.000 µg/kg Σ PCB_7.

Beachtlich ist der im Gewässerverlauf folgende Befund an der Position Ehle 5 (10.000 µg/kg Σ PCB_7) insbesondere, da die Gewässersohle an dieser Position nahezu frei von tonigen und organischen Anteilen ist und überwiegend als sandig/ kiesig festgestellt wurde.

Auffällig hohe PCB-Befunde zeigten sich an den Positionen Ehle 2 und Ehle 1 (identisch mit Punkt IHU 4 aus [E2], Abschnitt 3.2.4.2) mit 27.000 bzw. 24.000 µg/kg Σ PCB_7. (Durch LHW erfolgten stets Wasseruntersuchungen, so dass die Befunde nicht direkt vergleichbar sind). Die von IHU durchgeführten Untersuchungen und deren Befunde sind in Abschnitt 3.2.4.2 beschrieben.

Der Befund in der Probe Ehle 1 bestätigt das Niveau der Belastung.

In Phase 2 erfolgte im Gewässerlauf der Ehle eine horizontierte Entnahme von Sedimentproben, im Regelfall in den Abschnitten 0-10 cm, 10-50 cm und (bei signifikant höherer Sedimentmächtigkeit) von 50 cm bis Endteufe.

In der Abb. 6-55 ist der PCB-Gehalt aller entnommenen Einzelproben dargestellt.

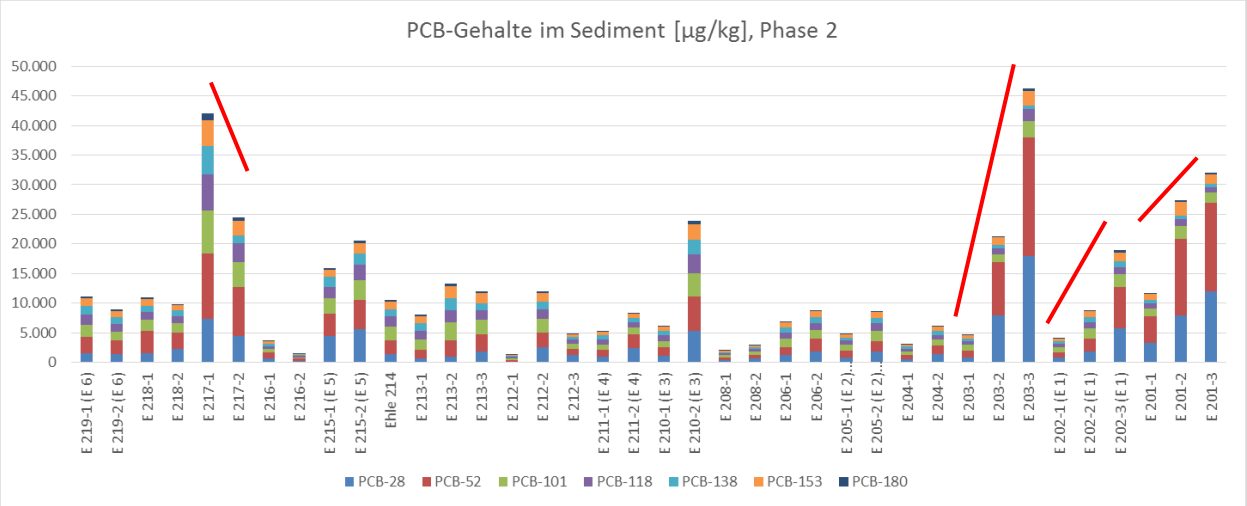


Abb. 6-55 PCB-Verteilung im Sediment, Ehle, Einzelproben, Phase 2

Außerordentlich hohe PCB-Befunde > 20.000 µg/kg Σ PCB_7 zeigen sich an den Positionen Ehle 217 sowie Ehle 210 (Ehle 3), Ehle 203, Ehle 202 (Ehle 1) und Ehle 201. Im Falle der Proben aus dem Unterlauf sind die rezenten Sedimente (0-10 cm) mit 5.000 µg/kg Σ PCB_7 signifikant geringer belastet als die älteren Sedimente aus tieferen Horizonten. Der Unterschied in den Befunden zwischen den Proben Ehle 210 und der in Phase 1 an identischer Position entnommenen Probe Ehle 3 zeigt, dass die Sedimente zwar sehr stark, jedoch nicht homogen mit PCB belastet sind.

Der geringe Befund an der Position Ehle 216 (1.400 bzw. 3.700 µg/kg Σ PCB_7) kann auf die Lage im Baubereich der Brücke B 81 zurückgeführt werden. Beim Bau der B 81 (damals F 81) um 1975 wurde das Gerinne der Ehle zum Teil verändert (vgl. Lage des Flurstücks der Ehle und Lage des heutigen Gerinnes). Das Brückenbauwerk wurde um 2005 erneuert, wobei auch das Gerinne beräumt, ggf. auch nochmals kanalisiert wurde.

Relativ gering sind auch die PCB-Befunde im Sediment im Gewässerabschnitt zwischen der Mündung des Goldbachs und dem Brückenbauwerk unterhalb Tarthun (Ehle 208, Ehle 206 bis Ehle 204); die dortigen Belastungen liegen zwischen 2.000 und 9.000 µg/kg Σ PCB_7. Dies steht in scheinbarem Gegensatz zu den Befunden in den Wasserproben Ehle 208 und Ehle 206, die mit 0,13 bzw. 0,19 µg/l Σ PCB_7 relativ stark belastet waren (Abb. 6-33). Dies soll nachfolgend überprüft werden.

Zwischen der durch Schwebstoffe verursachten Belastung im Wasser und der Sediment-belastung besteht ein theoretischer Zusammenhang wie folgt:

$$c(Wasser)\left[\frac{\mu g}{l}\right] = 10^{-6}\left[\frac{kg}{mg}\right] \times AFS\left[\frac{mg}{l}\right] \times c\,(Sediment)\left[\frac{\mu g}{kg}\right] \qquad \text{Formel 6-1}$$

Für die Wasserproben mit einem AFS > BG (2 mg/l) ist der Zusammenhang in der folgenden Tabelle dargestellt:

Tab. 6-5 Gegenüberstellung berechneter und gemessener PCB-Konzentrationen (Σ PCB_7), Ehle, Phase 2

Probe	AFS [mg/l]	c (Sediment, 0-10 cm) [µg/kg]	c (Wasser) berechnet [µg/l]	c (Wasser) gemessen [µg/l]
Schäfergraben				
SG 203	8,2	3.200	0,026	0,074
SG 202	4,6	8.430	0,039	0,032
SG 201	5,0	1.260	0,006	0,022
Ehle				
Ehle 219	3,8	11.190	0,040	0,013
Ehle 218	2,0	10.990	0,022	0,056
Ehle 216	4,8	3.700	0,018	0,098
Ehle 215	5,8	15.970	0,093	0,132
Ehle 210	5,2	6.230	0,032	0,035
Ehle 209 (Goldbach)	29	15,5	0,00045	< 0,0005
Ehle 208	175	2.038	0,357	0,123
Ehle 206	47	6.950	0,327	0,188
Ehle 205	6,8	4.950	0,034	0,045
Ehle 203	3,0	4.800	0,014	0,019
Ehle 201	6,2	11.720	0,073	0,015

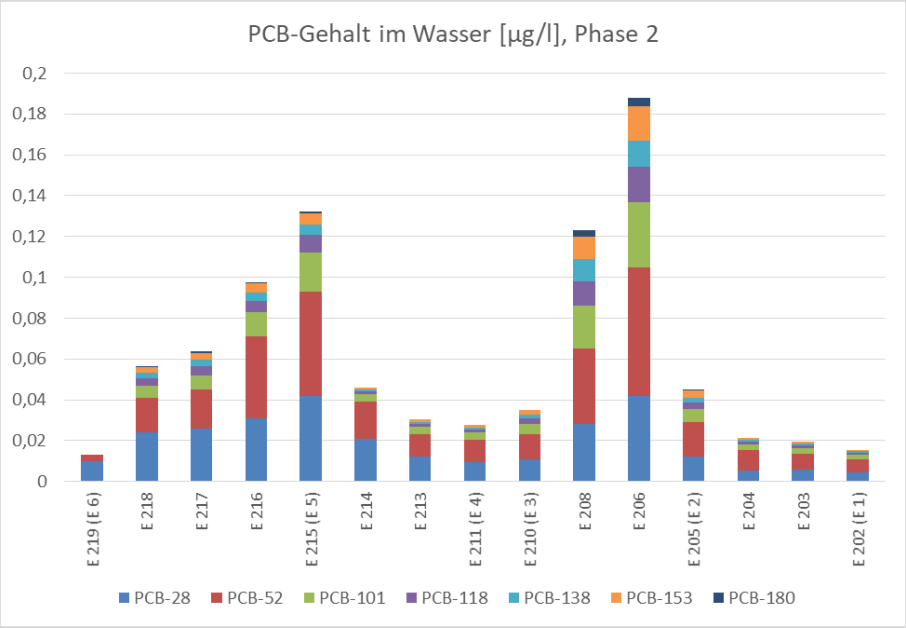
Für die Berechnung wurden ausschließlich die PCB-Befunde (Σ PCB_7) der rezenten Sedimente (Proben Phase 2 aus dem Teufenbereich 0-10 cm) verwendet.

Die Übereinstimmung zwischen den aus der Sedimentbelastung und dem AFS berechneten theoretischen PCB-Konzentrationen im Wasser und der gemessenen PCB-Belastung ist akzeptabel. Der scheinbare Widerspruch bei den Proben Ehle 208 und Ehle 206 bis 203 erklärt sich über den hohen Schwebstoffgehalt (AFS) der Wasserproben.

Für die Potenzialabschätzung wurden aus den Einzelproben jeder Position die Gehalte hypothetischer Mischproben berechnet: die Gehalte der Einzelproben wurden unter Berücksichtigung der jeweiligen Horizontmächtigkeit gewichtet.

Der PCB-Gehalt an den gemittelten „Mischproben“ (MW) an den Probennahmepositionen der Phase 2 ist in der folgenden Abb. 6-56 über den Gewässerlauf abgetragen. Zum Vergleich wurden die gemittelten Sedimentbelastungen der PCB-Belastung in den Wasserproben (auch Abb. 6-33) gegenübergestellt.

Im Unterlauf zeigt sich mit zunehmender Breite und damit verringerter Fließgeschwindigkeit sowohl eine Zunahme der Sedimentmächtigkeit (Tab. 6-4, Abb. 6-51), eine Zunahme der Sedimentbelastung (insbesondere der älteren Sedimente/ tieferen Sedimentabschnitte, Abb. 6-55) bei Abnahme der Schwebstofffracht und der schwebstoffgebundenen Schadstoffbelastung (PCB).



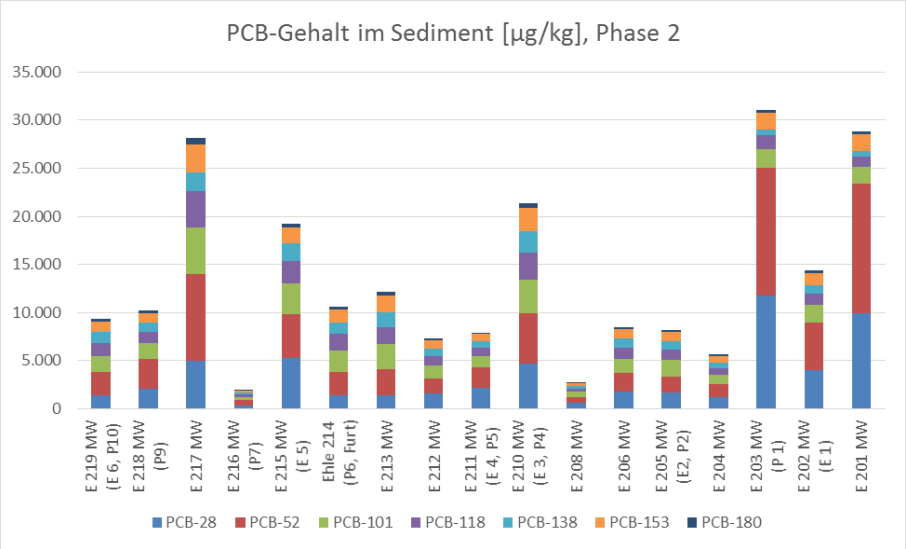


Abb. 6-56 PCB-Gehalte im Sediment, Ehle, gemittelte Mischproben, Phase 2

In der Abb. 6-57 wurde der PCB-Gehalt der Proben teufenbezogen in den Abschnitten 0-10 cm, 10-ca. 50 cm und (sofern die Sedimentauflage signifikant höher war) im Abschnitt > 50 cm dargestellt. Zu Vergleichszwecken wird der PCB-Gehalt der gemittelten Mischprobe ebenfalls abgebildet (MW).

Erkennbar ist, dass im Mittellauf (an den Positionen Ehle 219 bis einschließlich Ehle 216) die jüngeren Sedimentproben (0-10 cm) zum Teil signifikant stärker belastet sind als die älteren Sedimentproben (> 10 cm). Ab einschließlich der Position Ehle 215 sind die älteren Sedimente hingegen zum Teil erheblich stärker belastet als die jüngeren Sedimente. Die älteren Sedimente schließen zum Teil noch Phase (Naphthalin) ein.

Besonders auffällig ist dies im Unterlauf auf Grund der hohen Sedimentmächtigkeit von > 80 cm (vgl. Abschnitt 6.2.2.1, hierzu Abb. 6-51).

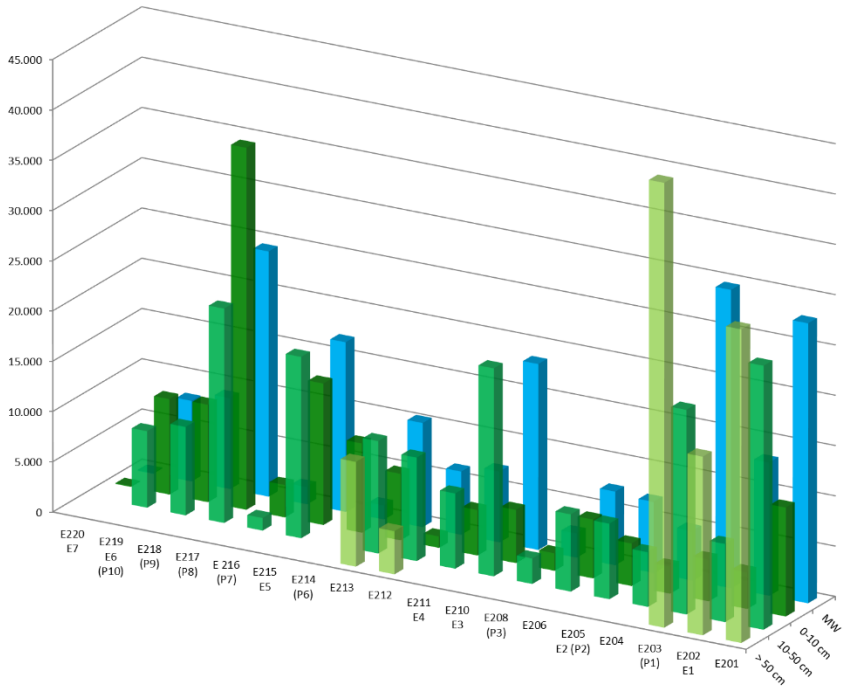


Abb. 6-57 PCB-Gehalte im Sediment, Ehle, gemittelte Mischproben (blau) sowie horizontierte Proben (grün), Phase 2

Einerseits kann die mit der Tiefe zunehmende PCB-Belastung der Sedimente als Überdeckung alter, stark belasteter Sedimente mit rezenten, weniger stark belasteten Sedimenten (Monitored Natural Recovery, MNR, [L28]) gedeutet werden. In Frage käme im Unterlauf die Wirkung der zutretenden unbelasteten Schwebstoffe des Goldbachs. Andererseits bleibt der Einfluss der historischen Gewässerausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen ebenso wie die Auswirkung aktueller Unterhaltungsarbeiten unklar. Mindestens in den letzten Jahren wurden bei der Gewässerunterhaltung (Krautung) lediglich die oberen Sedimentschichten entnommen. Nach vorliegenden Informationen erfolgte (vermutlich im Zusammenhang mit diversen Meliorationsmaßnahmen, u.a. auch der Umgestaltung des Gewässerlaufs der Ehle vor der Einmündung des Goldbachs um ca. 1975) mindestens eine Grundräumung der Ehle.

Das Kongenerenmuster der PCB in der Ehle zeigt bei allen gering belasteten Proben aus dem Oberlauf (Ehle 9 bis Ehle 7) einen relativ hohen Anteil der höher chlorierten PCB; der Faktor Q, das Verhältnis der hoch zu niedrig chlorierten PCB, liegt zwischen 2,4 und 2,9 (Abb. 6-58). Es handelt sich danach um gealterte Sedimente; die mobilen (löslichen) Anteile wurden bereits abtransportiert.

Unterhalb der Mündung des Schäfergrabens sinkt dieses auf ca. 0,5 (Ehle 6 bis einschließlich Ehle 2); in der Sedimentprobe Ehle 1 liegt das Verhältnis bei 0,18.

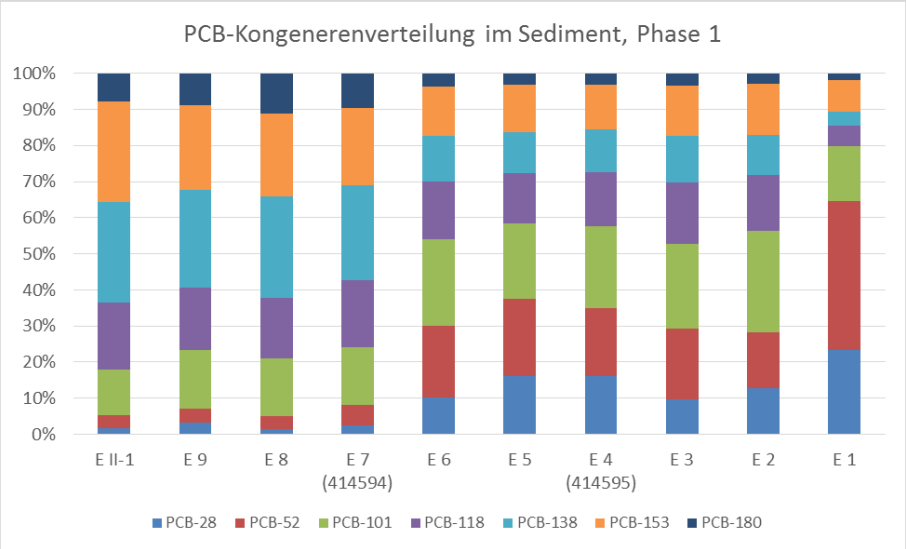


Abb. 6-58 PCB-Verteilung im Sediment, Ehle, Phase 1

In der Abb. 6-59 ist die Kongenerenverteilung der an km 0+800 entnommenen Proben IHU 4 (B298/4, PN vom 28.05.2015) und Ehle 1 (G.U.T./ GBA) gegenübergestellt (vgl. hierzu auch Abschnitt 3.2.4.2):

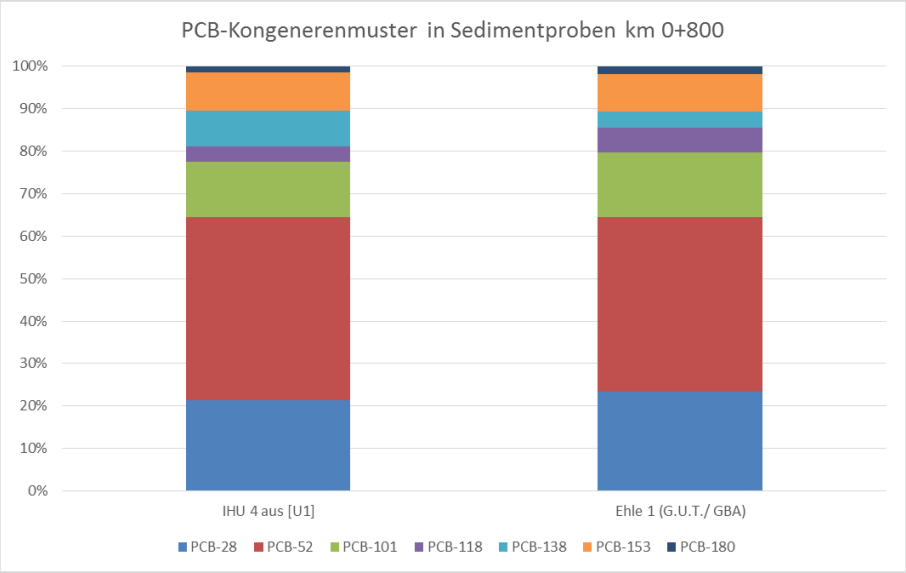


Abb. 6-59 Vergleich der PCB-Kongenerenmuster an der Station 0+800 (IHU 2015 und GBA 2017)

Die jeweils ermittelten Kongenerenmuster stimmen sehr gut überein.

Die Kongenerenverteilung der Einzelproben zeigt sowohl einen Gang innerhalb des Gewässerlaufs als auch in der Vertikalen der horizontiert entnommenen Proben (Abb. 6-60).

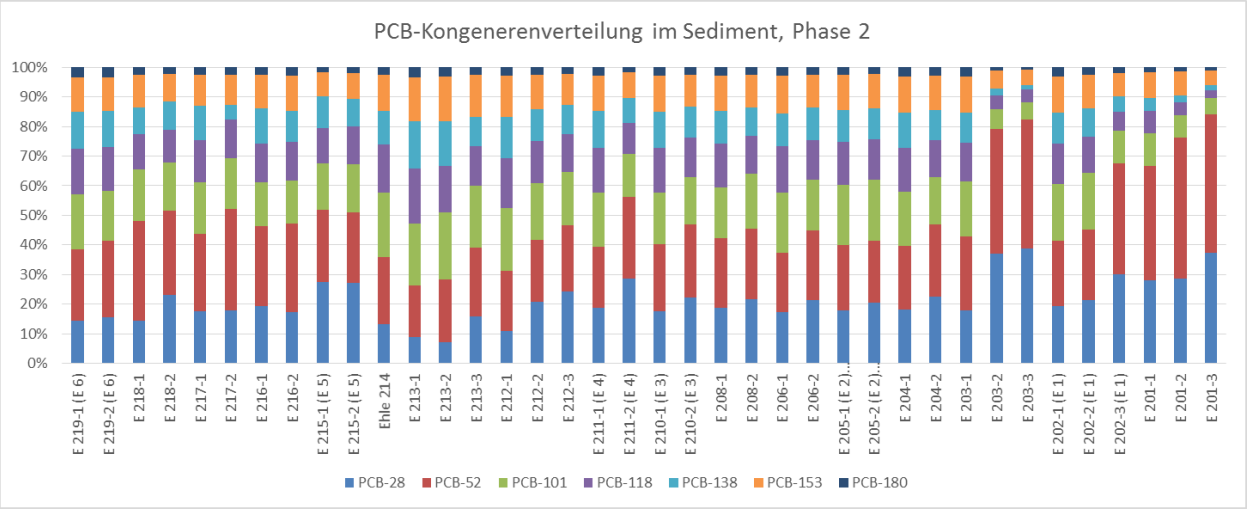


Abb. 6-60 PCB-Verteilung im Sediment, Ehle, Einzelproben, Phase 2

Der Mittelwert des Verhältnisses Q liegt in der Ehle bei allen Wasserproben der Phase 2 bei 0,13 (n = 15); der Mittelwert des Verhältnisses liegt in der Ehle bei allen Sedimentproben aus dem Teufenbereich 0-10 cm bei 0,43 (n = 16) und unter Einbezug aller Sedimentproben (berechnet aus den teufengemittelten Sedimentproben) bei 0,3 (n = 16). Dies bedeutet:

– der Anteil gering chlorierter PCB ist im Wasser signifikant höher als im Sediment
– in den rezenten Sedimentproben (0-10 cm) ist der Anteil niedrig chlorierter PCB signifikant niedriger als in den tiefen (Alt-)sedimentproben.

Ältere Sedimente (aus tieferen Schichten entnommene Sedimente) speziell im Unterlauf der Ehle sind nicht nur deutlich höher belastet als die rezenten Sedimente (0-10 cm), sondern zeigen auch ein Kongenerenmuster mit höherem Anteil der niedriger chlorierten PCB-28 und -52. Dies kann darauf zurückzuführen sein, dass in den rezent abgelagerten Sedimenten die höher chlorierten Biphenyle einen höheren Anteil haben, sich also die „Quellsignatur“ hin zu höher chlorierten Biphenylen verschoben hat. Der Abbau der hoch chlorierten Biphenyle in den anaeroben Altsedimentdepots ist als Ursache für dieses Phänomen ebenso auszuschießen wie die Verlagerung der flüchtigeren PCB (-28, -52) aus rezenten Sedimenten in diese Altsedimente.

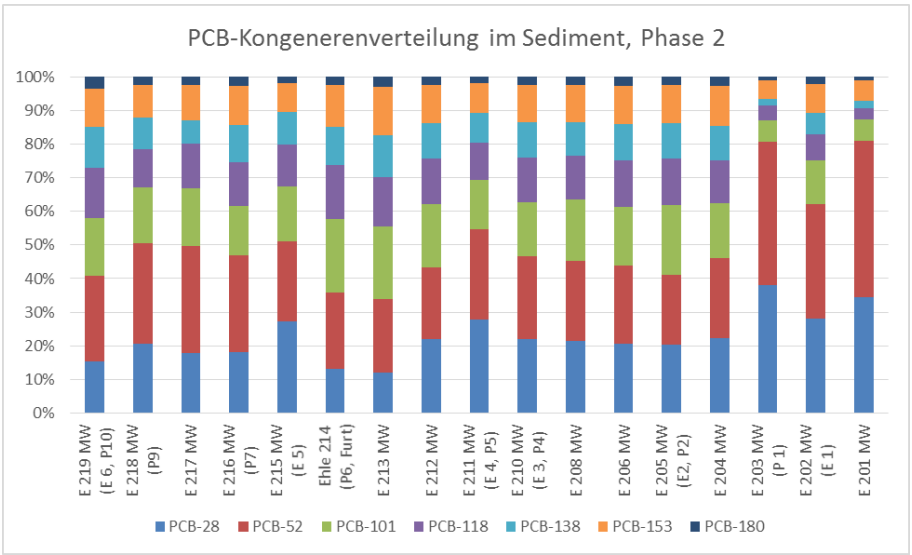


Abb. 6-61 PCB-Verteilung im Sediment, Ehle, gemittelte Mischproben, Phase 2

Die vereinfachte Darstellung der Kongenerenverteilung in den gemittelten Mischproben in Abb. 6-61 zeigt – analog zur Kongenerenverteilung der Phase 1 (vgl. Abb. 6-58) – im Mittellauf ein Verhältnis der höheren zu den niederen PCB von ca. 0,5. Im Unterlauf (Ehle 203 bis 201) sinkt

dieses auf 0,2 bis 0,1. In den hoch belasteten Sedimenten dominieren die gering chlorierten PCB-28 und -52. Tendenziell sinkt der Anteil der höher chlorierten PCB im Gewässerlauf.

Der in den folgenden Grafiken vorgenommene Vergleich der PCB Befunde aus den Phasen 1 (April 2017) und 2 (Oktober 2017) zeigt für unmittelbar vergleichbare Proben (für identische Probennahmepositionen) keine unplausiblen Werte. Die Höhe der PCB-Belastung schwankt, was auf eine inhomogene, jedoch stark belastete Matrix (Sediment) zurückzuführen ist.

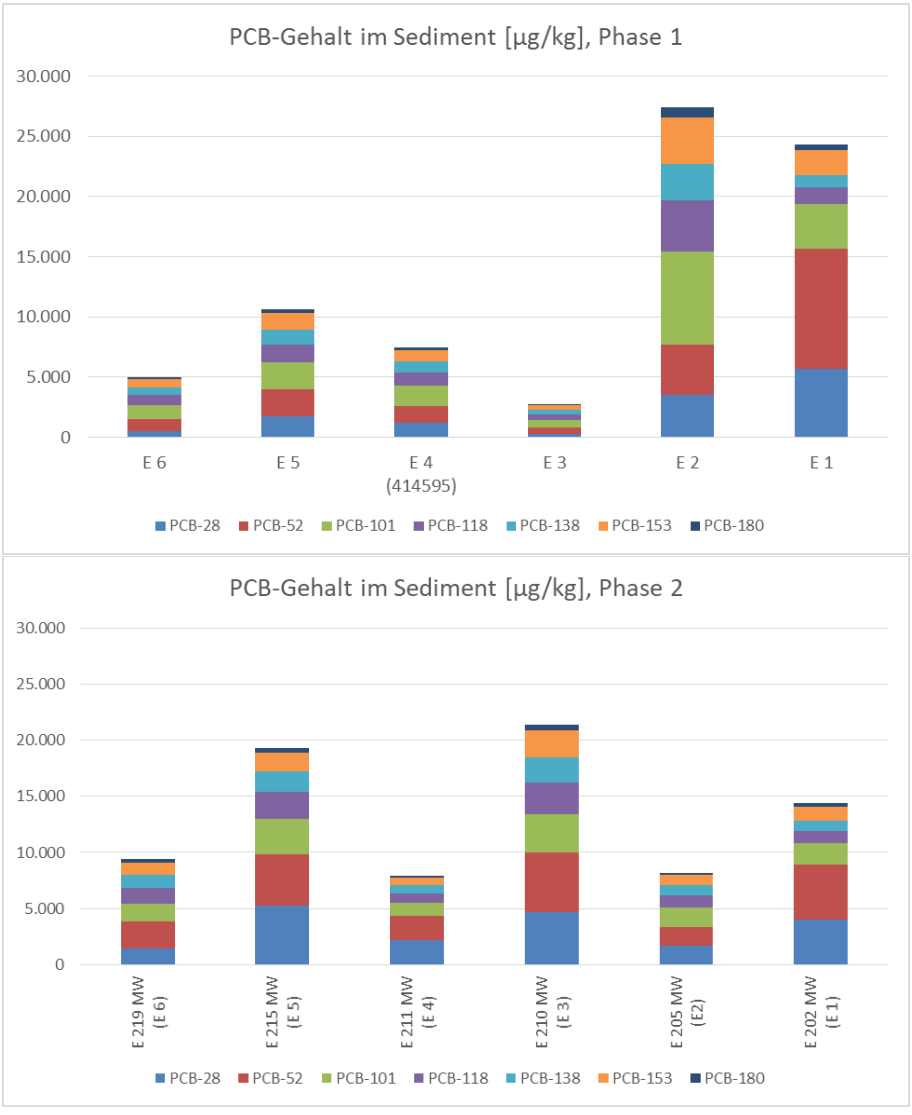


Abb. 6-62 Vergleich der PCB-Gehalte im Sediment an identischen Messpunkten, Ehle, Phase 1 und Phase 2 (gemittelte Mischproben)

Die PCB-Kongenerenmuster stimmen jedoch trotz unterschiedlich hoher absoluter Befunde an den einzelnen Probennahmepositionen relativ gut überein.

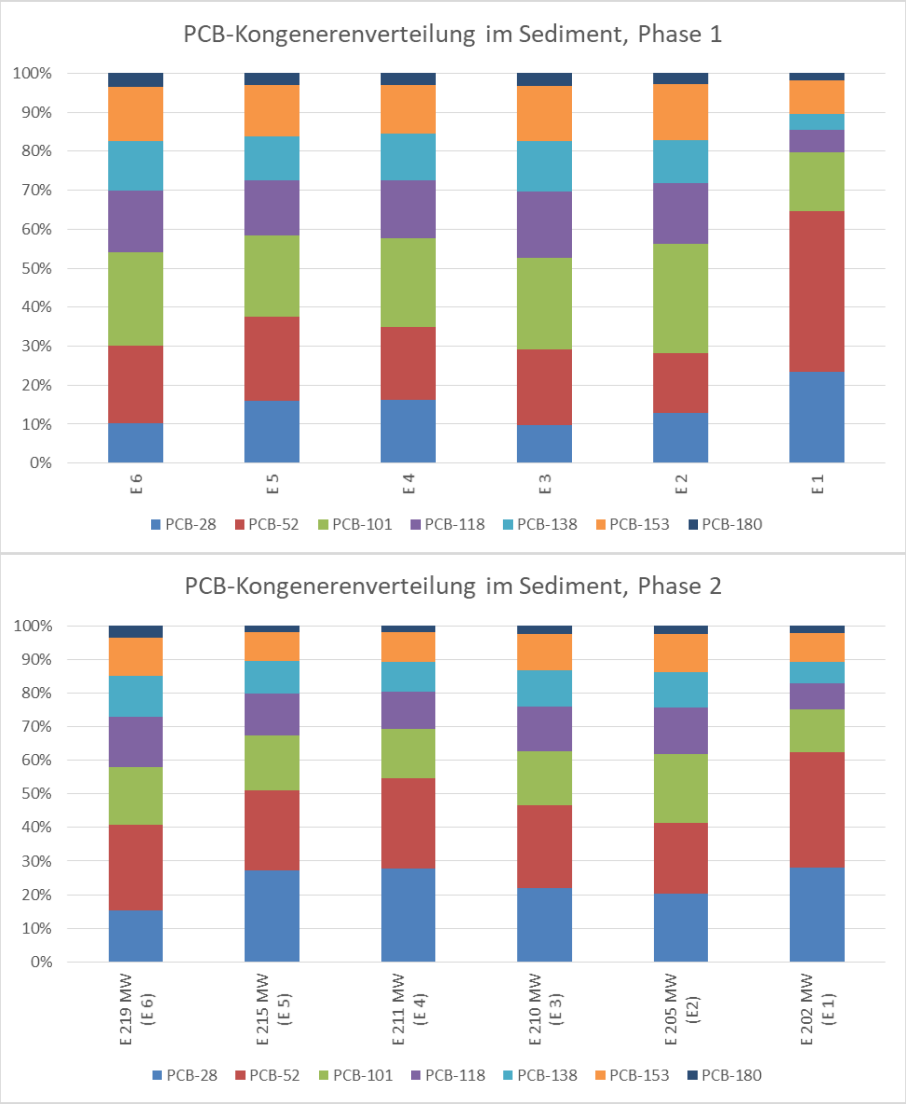


Abb. 6-63 Vergleich der PCB-Kongenerenverteilung im Sediment an identischen Messpunkten, Ehle, Phase 1 und Phase 2 (in Phase 2: gemittelte Mischproben)

6.2.2.4 PCDD/PCDF und dl-PCB

Orientierend wurden ausgewählte Sedimentproben (in Phase 1 zunächst 3 und in Phase 2 ebenfalls 3) auf PCDD/PCDF sowie dl-PCB untersucht. Das Ergebnis ist in der folgenden Tabelle angegeben.

Tab. 6-6 PCDD/PCDF- und dl-PCB in ausgewählten Sedimentproben

	Σ PCB_7	dl-PCB	PCDD/ PCDF	dl-PCB+PCDD/ F
Einheit	µg/kg	ng TE (WHO 2005)/kg		
SG 6 (LHW 414592)	4.460	484	240	724
Ehle 6	4.990	255	107	362
Ehle 218-1	10.990	229	190	419
Ehle 214	10.570	218	168	386
Ehle 208-1	2.040	51	38	89
Ehle 1	24.320	168	364	532

Die Dioxinbelastung (dl-PCB + PCDD/PCDF) liegt in allen untersuchten Sedimentproben signifikant über dem OSW ([L24], [L26]) von 20 ng TEQ/ kg. Mit Ausnahme der Probe Ehle 1 ist

an allen anderen Proben der Beitrag der dl-PCB zur Summe der TEQ höher als der der PCDD/ PCDF. Bei den untersuchten Bodenproben ist der Beitrag der dl-PCB durchgängig höher als der der PCDD/ PCDF.

6.2.2.5 Polychlorierte Naphthaline (PCN)

In den Abb. 6-64 und Abb. 6-65 ist die PCN-Belastung im Gewässerverlauf visualisiert.

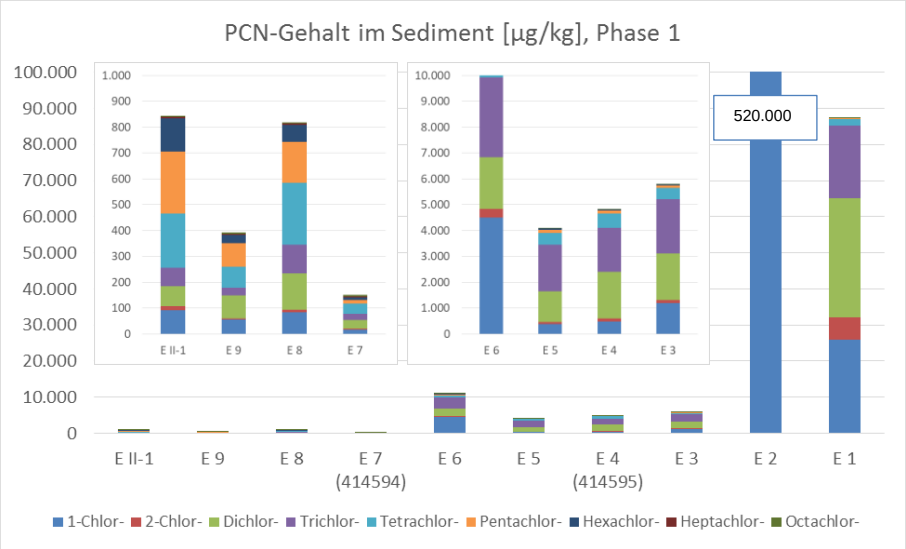


Abb. 6-64 PCN-Gehalte im Sediment, Ehle, Phase 1

Die PCN-Befunde an den Sedimentproben aus dem Oberlauf (Ehle II-1, Ehle 9 bis 7) weisen nur eine geringe Belastung (Σ PCN zwischen 100 bis 800 µg/kg)[26] auf. Analog zu den an diesen Positionen festzustellenden PCB-Befundeg (insbesondere Ehle 8, Brücke Am Sportplatz) können diese Befunde auf atmosphärische Deposition der PCB und PCN auf z.B. versiegelte Flächen in der OL Westeregeln und Einleitungen über Niederschlagswasser sowie Mischwasser-entlastungen an den Positionen jeweils der Brückenbauwerke erklärt werden. Im Falle des Befundes an der Position Ehle-II (Westeregeln, Schacht 3) kommen verschiedene Möglichkeiten in Betracht. Neben atmosphärischer Deposition und Ableitung über versiegelte Flächen könnten die PCN auch über die Dränage des Feldes in den Graben gelangen.

In den Sedimenten des Schäfergrabens vor der Mündung in die Ehle weisen die Sedimente z.T. hohe PCN-Belastungen auf (Abschnitt 6.1.1.3). An der ersten Probennahmeposition nach der Mündung des Schäfergrabens in die Ehle weisen die Sedimente Belastungen im Niveau 10.000 µg/kg auf (Ehle 6, Ehle 219).

Bei den in Phase 1 untersuchten weiteren Positionen lagen bis in den Unterlauf die Gehalte bei ca. 5.000 µg/kg, bei den im Unterlauf entnommenen Proben Ehle 2 bzw. Ehle 1 dann jedoch bei 520.000 bzw. 87.000 µg/kg. Dieser im Gewässerlauf zu beobachtende Gang der Schadstoff-belastung zeigt sich auch bei den PCB (Abschnitt 6.2.2.3). Deutlicher allerdings als bei den PCB zeigt sich bei den PCN der Zusammenhang zwischen Schadstoffbelastung und Feinsedimentanteil; die Proben an der Position Ehle 5 (Ehle 215) zeigen relativ geringe PCN-Befunde.

Die in Phase 2 erfolgte weitere Untersuchung der Belastung im Gewässerlauf zeigt weitere Belastungsschwerpunkte im Mittellauf der Ehle (Positionen Ehle 218, 217 und 216). An diesen Positionen entspricht der PCN-Befund jedoch nicht dem PCB-Befund. Speziell an der Position Ehle 216 unterhalb des Brückenbauwerks, an der die geringe PCB-Belastung auf baubedingte Eingriffe in den Gewässerlauf zurückgeführt wurden, zeigen die Sedimente relativ hohe PCN-Gehalte. Der extrem hohe PCN-Befund an der Probe Ehle 2 hat sich an den Proben Ehle 205 (an der Position Ehle 2 entnommen) nicht bestätigt. Insgesamt ist dies (wie bei den PCB-Befunden

26 Nach [L13] (dort Seite 223) beträgt die Hintergrundbelastung an PCN bis zu 0,015 mg/kg (15 µg/kg). Daran gemessen sind die PCN-Gehalte in den gering belasteten Sedimenten des Oberlaufs keinesfalls unrelevant.

auch) auf eine zwar generell hohe, jedoch inhomogene Schadstoffbelastung der Sedimente zurückzuführen.

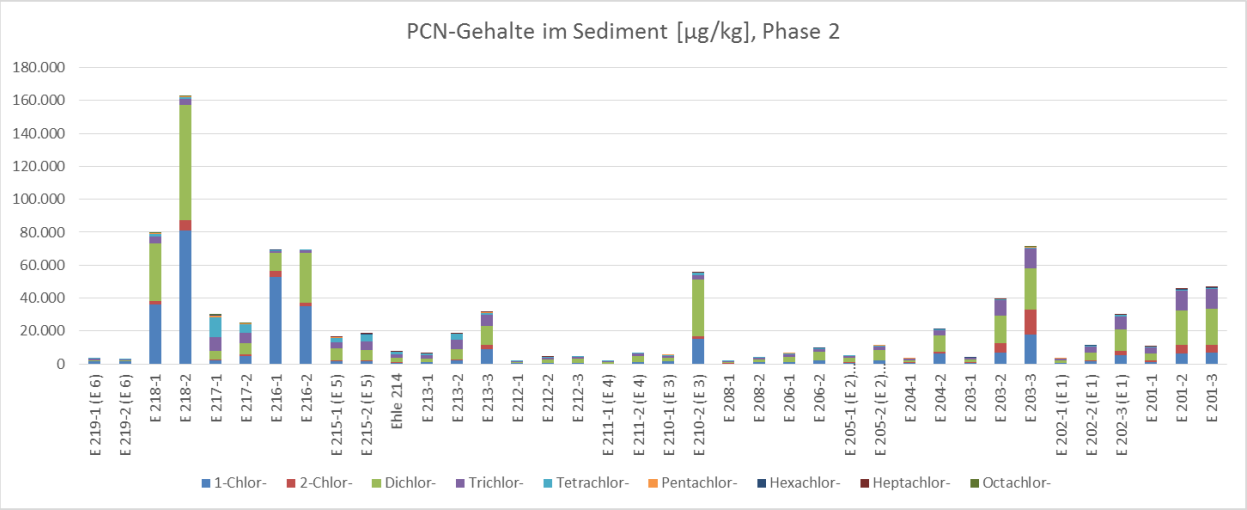


Abb. 6-65 PCN-Gehalte im Sediment (Einzelproben), Ehle, Phase 2

In Phase 2 erfolgte im Gewässerlauf der Ehle eine horizontierte Entnahme von Sedimentproben, im Regelfall in den Abschnitten 0-10 cm, 10-50 cm und (bei signifikant höherer Sedimentmächtigkeit) von 50 cm bis Endteufe.

Erkennbar ist analog zu den PCB, dass im Mittellauf (an den Positionen Ehle 219 und 217) teilweise die jüngeren Sedimentproben (0-10 cm) zum Teil geringfügig stärker belastet sind als die älteren Sedimentproben (> 10 cm). Wiederum an Position Ehle 217 und ab einschließlich der Position Ehle 215 sind die älteren Sedimente hingegen zum Teil erheblich stärker belastet als die jüngeren Sedimente (z.B. an den Positionen Ehle 210 und 203 bis 201.

Zur Darstellung der generellen Entwicklung der Sedimentbelastung im Gewässerlauf wurden wiederum die gemittelten PCN-Belastungen berechnet (Abb. 6-66).

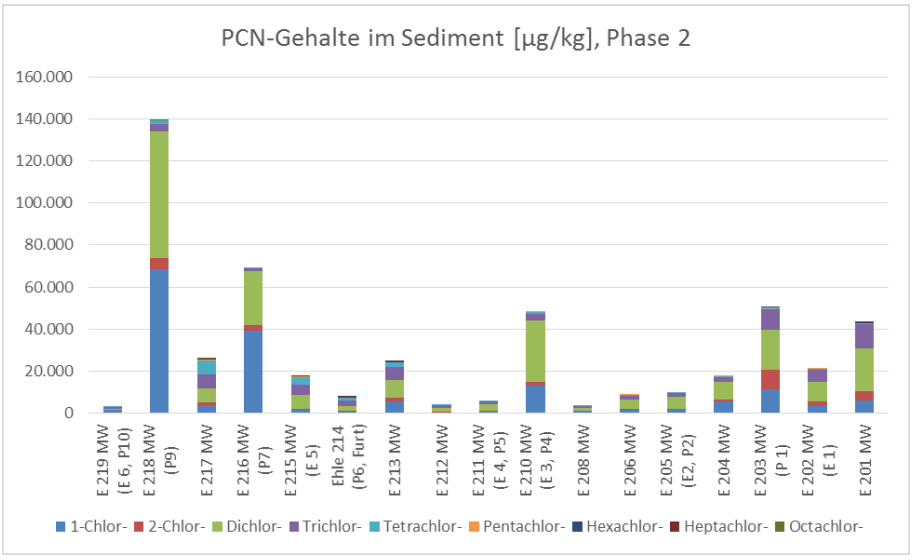


Abb. 6-66 PCN-Gehalt im Sediment (gemittelte Mischprobe), Ehle, Phase 2

Analog zur PCB-Belastung zeigen sich Belastungsschwerpunkte im Mittellauf (Ehle 218) sowie im Unterlauf (Ehle 213, Ehle 210, Ehle 203 bis 201). Auch bzgl. der PCN lässt sich der relativ geringe Befund im Sediment auf den Einfluss der Sedimentfracht des Goldbachs zurückführen.

Ob eine Korrelation zwischen den PCN-Befunden im Wasser (Abschnitt 6.1.2.3) und in den Sedimenten besteht, kann (analog zur Diskussion bei den PCB) durch die Gegenüberstellung der

gemessenen und aus den Sedimentbefunden und dem AFS berechneten Gehalten im Wasser untersucht werden.

Für die Wasserproben mit einem AFS > BG (2 mg/l) ist der Zusammenhang in der folgenden Tab. 6-7 dargestellt:

Tab. 6-7 Gegenüberstellung berechneter und gemessener PCN-Konzentrationen, Ehle, Phase 2

Probe	AFS [mg/l]	c (Sediment) [µg/kg]	c (Wasser) berechnet [µg/l]	c (Wasser) gemessen [µg/l]
Schäfergraben				
SG 203	8,2	266.500	0,358	1,34
SG 202	4,6	160.000	0,036	0,226
SG 201	5,0	20.100	0,003	0,138
Ehle				
Ehle 219	3,8	3.200	0,001	0,309
Ehle 218	2,0	79.400	0,034	0,442
Ehle 216	4,8	69.100	0,016	0,236
Ehle 215	5,8	16.300	0,034	0,208
Ehle 210	5,2	5.200	0,001	0,226
Ehle 209 (Goldbach)	29	210	0	0
Ehle 208	175	1.500	0,0005	0,381
Ehle 206	47	6.200	0,003	0,524
Ehle 205	6,8	5.000	0,002	0,310
Ehle 203	3,0	3.700	0,0005	0,125
Ehle 201	6,2	10.300	0,001	0,097

Die über den AFS und die Sedimentgehalte berechnete theoretische (schwebstoffbürtige) PCN-Belastung der Wasserproben liegt signifikant (mindestens immer eine Größenordnung) unter den tatsächlich gemessenen Werten. Ursache hierfür ist vermutlich ein relativ geringer schwebstoffbürtiger Anteil und ein hoher Anteil echt gelöster PCN in den Wasserproben[27]. Bei den PCB (Tab. 6-5) zeigte sich eine befriedigende Übereinstimmung, was mit primär schwebstoffgebundenem Transfer der PCB zu Zusammenhang zu bringen ist. Allerdings können im Transfer gelöste PCN durchaus erneut an Schwebstoffen adsorbiert werden und so zur Sedimentbelastung in unterhalb liegende Gewässerabschnitte führen. Hierzu vgl. auch PCN-Untersuchung in den Schwebstoffen der Bode, Abschnitt 6.3.2.

Gegenüber dem Kongenerenmuster in den Wasserproben aus dem Mittel- und Unterlauf der Ehle ist das Kongenerenmuster der PCN in den Sedimentproben zu den höher chlorierten Kongeneren verschoben – oder umgekehrt: Die besser löslichen Mono-, Di- und Trichlornaphthaline zeigen sich bevorzugt in der wässrigen Phase; dies stützt die Annahme eines teilweisen (oder überwiegenden) Transfers der PCN in Lösung.

Dominante Chlornaphthaline sind bei den stärker belasteten Proben aus dem Mittel- und Unterlauf der Ehle insbesondere 1-Chlornaphthalin sowie die Di- und Trichlornaphthaline (vgl. Proben Ehle 6 bis Ehle 1).

In den geringer belasteten Proben aus dem Oberlauf hingegen zeigen sich hohe Anteile der höher chlorierten Tetra-, Penta- und Hexachlornaphthaline (zusammen 60-70 %). Während die niedrig chlorierten Naphthaline relativ gut wasserlöslich und relativ flüchtig sind, zeigen sich die hoch chlorierten Kongenere ausgeprägter als „POP“ (u.a. persistent, lipophil). Die PCB- und PCN-Befunde im Oberlauf der Ehle sind als Indiz für eine vermutlich weiträumig um den ehemaligen

27 Experimentell ließe sich das durch die Untersuchung der Gesamtwasserproben sowie von Wasserproben nach Filtration klären. Im Falle der überwiegenden PCN-Verlagerung über Lösung müssten PCN auch im Filtrat in hohen Anteilen messbar vorliegen.

Produktionsstandort der Alkaliwerke Westeregeln herum entstandene Schadstoffaureole (erhöhte Hintergrundbelastung) zu werten.

Im Mittel- und Unterlauf der Ehle (unterhalb der Mündung des Schäfergrabens) nimmt der Anteil der Mono-, Di- und Trichlornaphthaline mit zunehmender PCN-Konzentration zu.

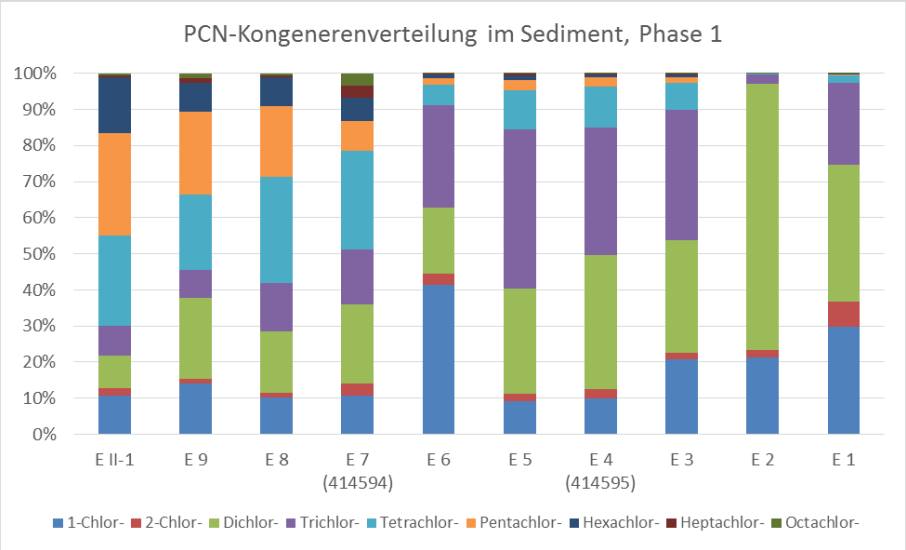


Abb. 6-67 PCN-Kongenerenverteilung im Sediment, Ehle, Phase 1

Während sich in den Wasserproben der Ehle keine höher chlorierten Naphthaline nachweisen lassen, zeigen die Sedimentproben in geringen Konzentrationen auch Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta- und (in geringen Konzentrationen) auch Octa-Chlornaphthaline. Eine relativ gute Übereinstimmung zwischen dem Kongenerenmuster in Wasser und Sediment zeigt sich an der Position Ehle 1.

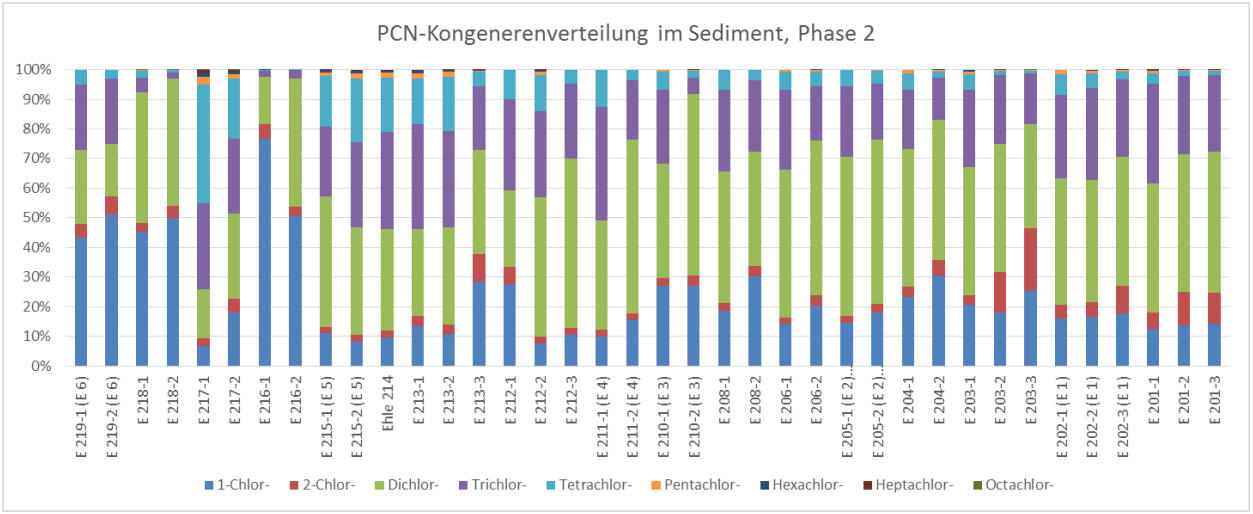


Abb. 6-68 PCN-Kongenerenverteilung im Sediment (Einzelproben), Ehle, Phase 2

In den Sedimenten des Mittellaufs (Ehle 217, Ehle 215, 214 bis 211) zeigen sich relativ hohe Anteile an Tetrachlornaphthalin; der Anteil scheint in den rezenten Sedimenten höher zu sein als in den älteren Sedimenten; der Trend ist jedoch nicht eindeutig.

Im Unterlauf der Ehle werden sowohl in den Wasser- als auch den Sedimentproben nur die Mono-Di- und Trichlornaphthaline in höheren Konzentrationen analytisch nachgewiesen. Die absoluten Befunde der höher chlorierten Naphthaline liegt unter 1.000 µg/kg und nimmt mit steigendem Chlorgehalt im Molekül drastisch ab. Octachlornaphthalin ist lediglich in Spuren (in Gehalten im Bereich der Bestimmungsgrenze von 10 µg/kg) nachweisbar. Hierzu vgl. tabellarische Zusammenstellung der Analysenergebnisse in Anlage 5.2.

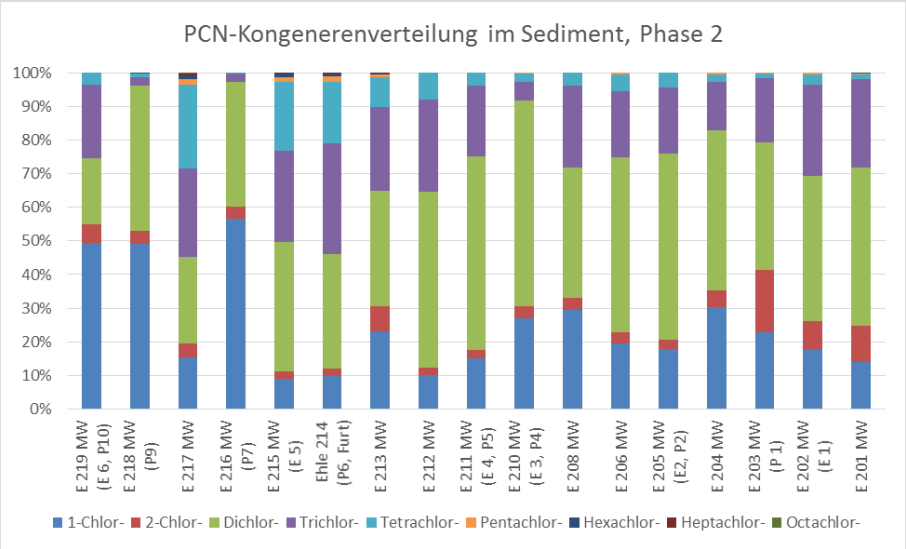
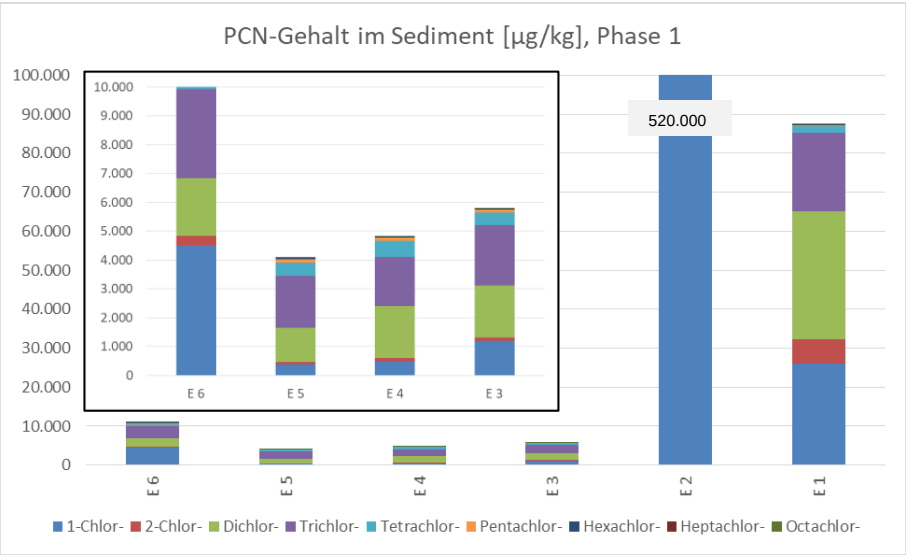


Abb. 6-69 PCN-Kongenerenverteilung im Sediment (gemittelte Mischprobe), Ehle, Phase 2

Der in den folgenden Grafiken vorgenommene Vergleich der PCN Befunde aus den Phasen 1 (April 2017) und 2 (Oktober 2017) zeigt für unmittelbar vergleichbare Proben (für identische Probennahmepositionen) keine unplausiblen Werte.



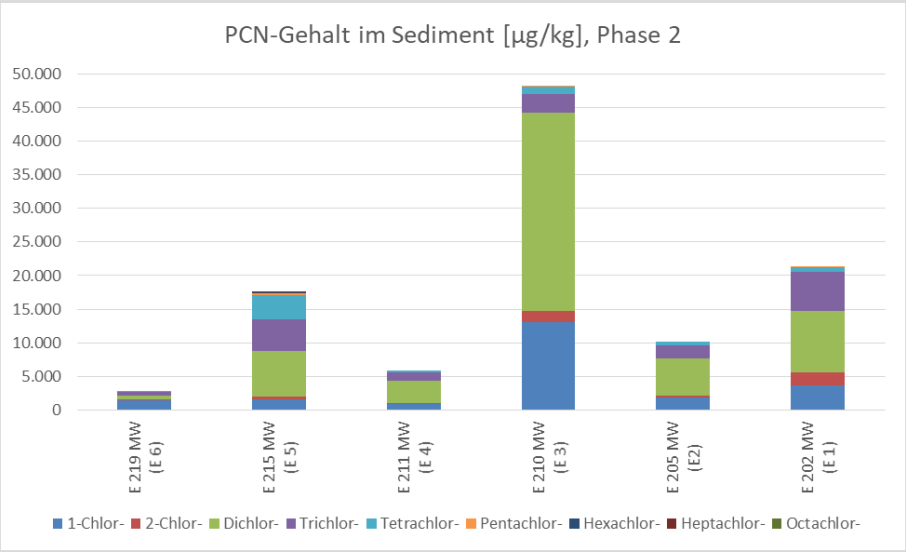


Abb. 6-70 Vergleich der PCN-Gehalte im Sediment an identischen Messpunkten, Phase 1 und Phase 2

Die Schwankungen in den quantitativen Befunden sind jedoch höher als im Falle der PCB. Dies gilt auch für das Kongenerenmuster an den einzelnen Positionen.

Abb. 6-71 Vergleich der PCN-Kongenerenverteilung im Sediment an identischen Messpunkten, Phase 1 und Phase 2

6.2.2.6 Sonstige Parameter

Da PCN durch die Chlorierung von Naphthalin hergestellt wurden, ist der Nachweis und die Verteilung von Naphthalin von Interesse. In den Alkaliwerken Westeregeln wurde Naphthalin zu PCN chloriert und wurde ggf. zusammen mit PCB über das betriebliche Abwassersystem in den Schäfergraben und damit in die Ehle geleitet. Bei einem dokumentierten Brandereignis kann Naphthalin auch mit dem Löschwasser in das betriebliche Abwasser- und Regenwassersystem und weiter in Schäfergraben und Ehle gelangt sein.

An der Position Ehle 1 wurde in der durch IHU untersuchten Probe ([E2], IHU 4, km 0+800) ein Naphthalingehalt von 207 mg/kg (!) dokumentiert. In Phase 1 wurde in der Probe Ehle 1 ein Befund von 1,0 mg/kg, in Phase 2 von 20 mg/kg Naphthalin ermittelt. Ursächlich für die stark differierenden Befunde ist wahrscheinlich eine heterogene Verteilung des Naphthalins. Wenn dieses als Produkt oder Bestandteil eines Produktgemisches in das Gewässer gelangt ist, können Phasenbestandteile derart differierende Befunde bewirken.

Die Befunde aus der Untersuchung im April 2017 (Abb. 6-72) zeigen keine auffälligen Naphthalingehalte.

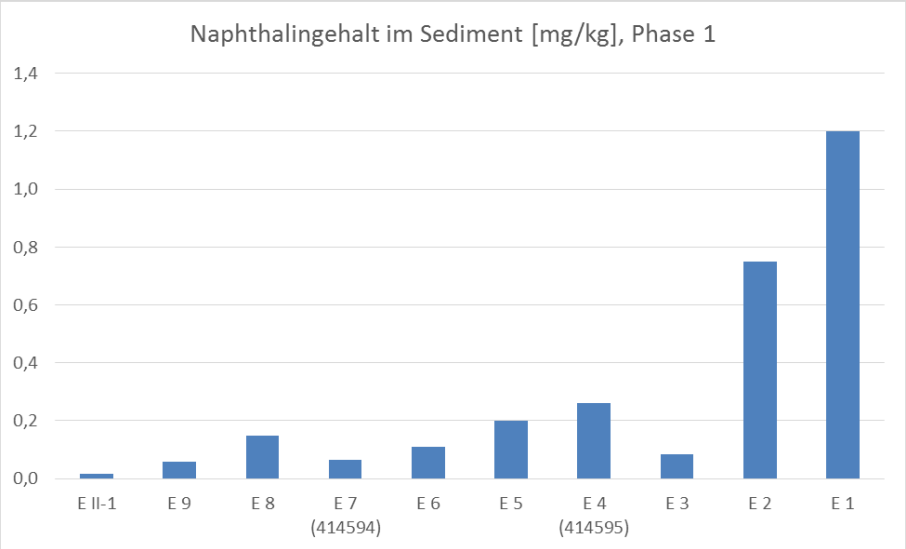


Abb. 6-72 Naphthalin-Gehalte im Sediment, Ehle, Phase 1

Die hohen Naphthalingehalte in den Ehle 218, Ehle 217 und Ehle 213-3 im Mittellauf sowie Ehle 203 im Unterlauf korrelieren grundsätzlich mit dem PCB- und PCN-Gehalt; ein direkter Zusammenhang (z.B. hohe Naphthalin- und hohe PCN-Gehalte) liegt nicht vor.

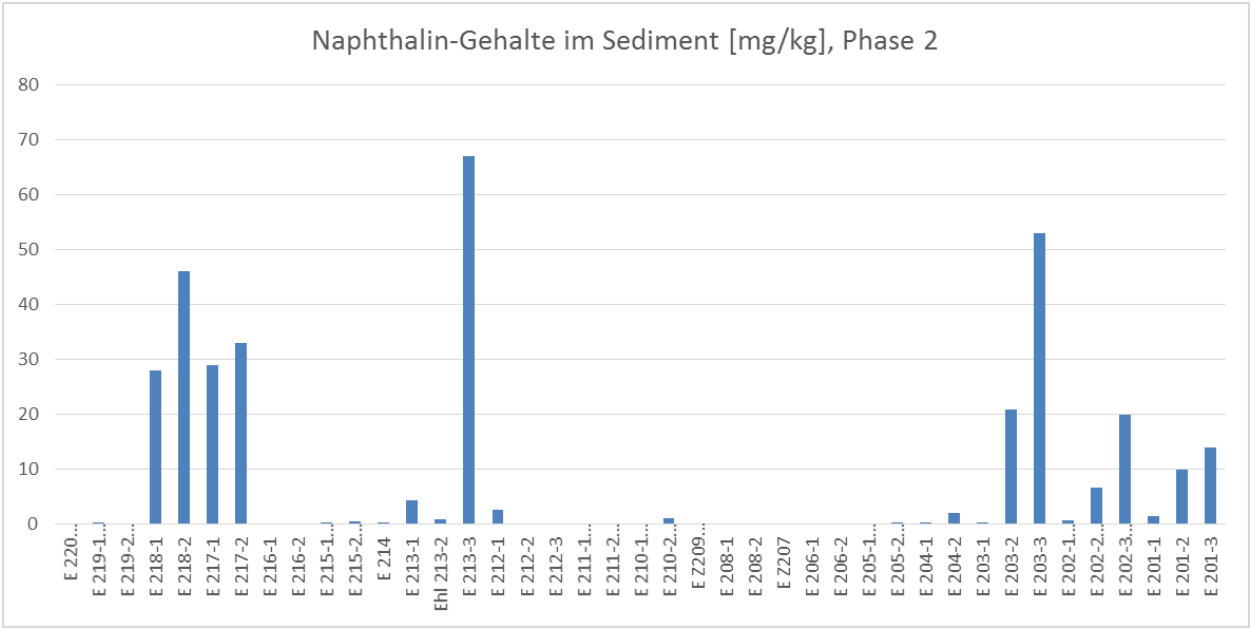


Abb. 6-73 Naphthalin-Gehalte im Sediment (Einzelproben), Ehle, Phase 2

Insbesondere die sehr hohen Naphthalin-Befunde treten in den unteren (älteren) Sedimentbereichen auf (z.B. Ehle 213-3, Ehle 203-3).

Der Konzentrationsverlauf der PAK[28] (dargestellt diejenigen PAK, für die durch die AG Schadstoffe der FGG Elbe jeweils OSW festgelegt wurden [L24], [L26] und Tab. 4-4) zeigt bereits vor Zutritt des Schäfergrabens mit 5 mg/kg (Westeregeln, an der Position der Brücke Im Plan) relativ hohe Befunde. Der Obere Schwellenwert für Fluoranthen und Σ PAK5 ist dort überschritten; als Ursache hierfür kann die dort erfolgende Mischwasserentlastung angesehen werden. Dies ist vermutlich auch die Ursache für die relativ hohen Befunde an Fluoranthen und Σ PAK5 an der Position Ehle 7 (LHW 414594, Brücke Bahnhofstraße); auch dort erfolgt eine Mischwasser-entlastung in die Ehle.

28 Die PAK-Bestimmung erfolgte in Phase 1 in der Fraktion < 63 µm und nicht in der Fraktion < 2 mm; in Phase 2 erfolgten alle Untersuchungen in der Fraktion < 2 mm.

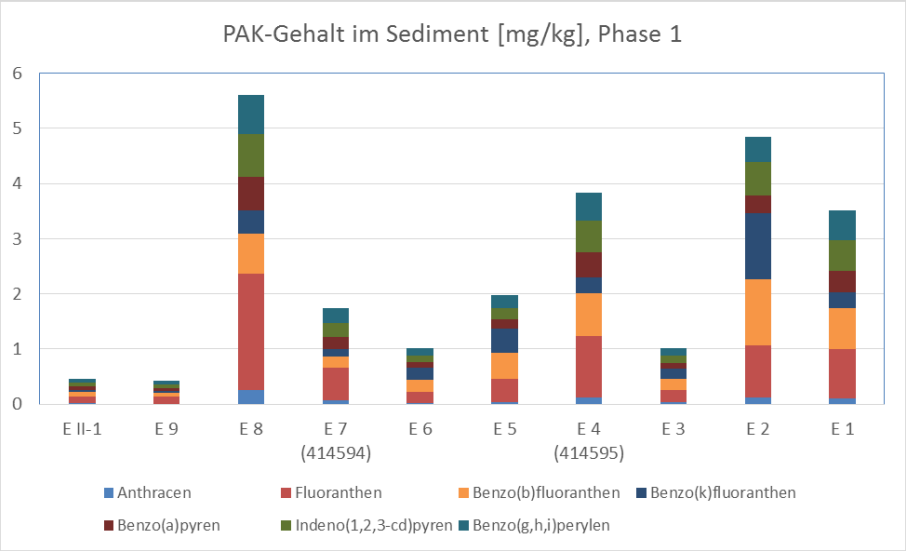


Abb. 6-74 PAK-Gehalte im Feinsediment

Im weiteren Gewässerverlauf zeigt sich ein dem Gang der PCB im Gewässerlauf ähnelnder Verlauf mit relativ hohen Befunden an der Position Ehle 213 (dem Altsedimentdepot an der ehem. Eisenbahnbrücke unterhalb von Egeln), der Position Ehle 210 (oberhalb der Mündung Goldbach), Ehle Z 209 (im Goldbach) sowie Ehle 205-3 und 203-3.

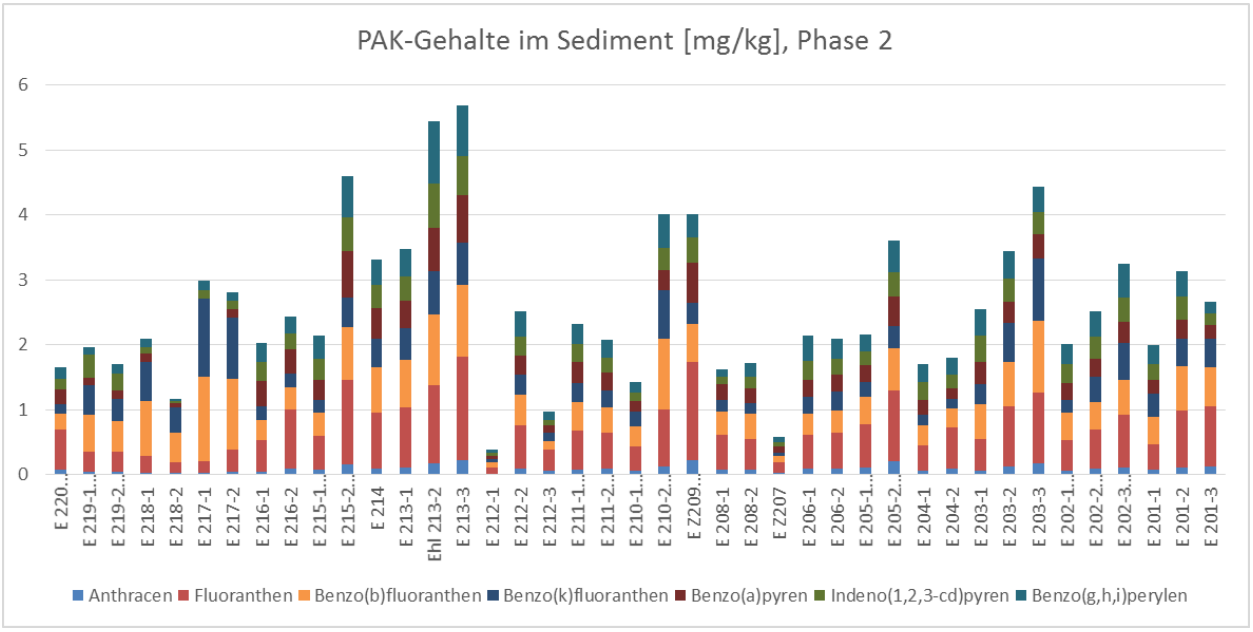


Abb. 6-75 PAK-Gehalte im Sediment, Phase 2

Auffällig ist die hohe PAK-Belastung der Sedimente im zulaufenden Goldbach (Ehle Z 209). Dies zeigt, dass relativ hohe PAK-Belastungen (Überschreitungen des OSW für Fluoranthen und Benzo(a)pyren) nicht zwingend typisch für die Ehle sind.

Analog zu den PCB ist nach der Mündung des Schäfergrabens die Belastung der rezenten Sedimente tendenziell höher als die der älteren Sedimente; ab einschließlich der Position Ehle 215 (Ehle 5, Egeln, Klostersiedlung) zeigen die älteren Sedimente die höheren PAK-Befunde.

Kohlenwasserstoffe (ermittelt über den Kohlenwasserstoffindex) wurden sowohl im Oberlauf der Ehle am Messpunkt Ehle 8 als auch – in deutlich höheren Konzentrationen – im System Schäfergraben nachgewiesen.

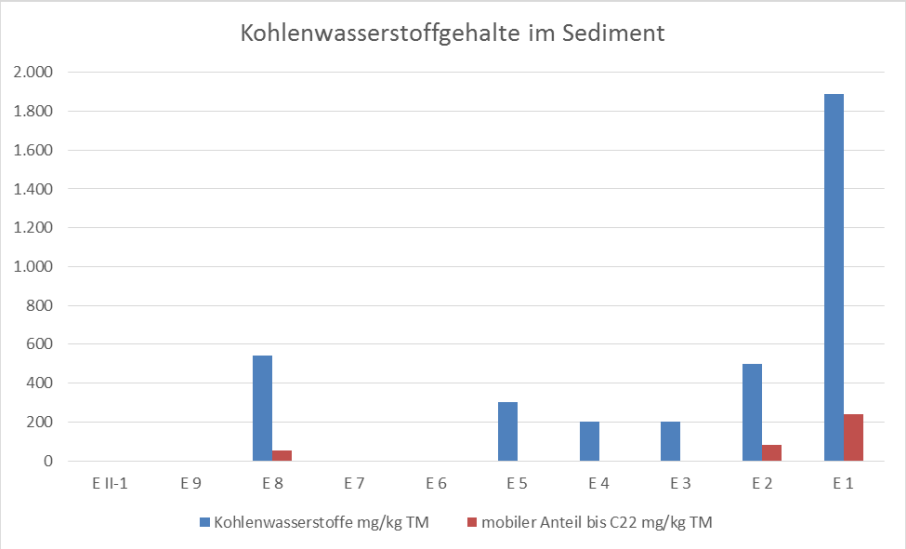


Abb. 6-76 Kohlenwasserstoffgehalte im Feinsediment, Phase 1

Die Befunde liegen nach der Mündung des Schäfergrabens in der Ehle nahezu durchgängig über der Bestimmungsgrenze; im Feinsedimentdepot (Position Ehle 1) liegt der Befund bei ca. 1.900 mg/kg. Durch IHU ([E2], IHU 4, km 0+800) wurde dort ein Befund in Höhe von 1.400 mg/kg (Gesamtprobe) ermittelt.

In Phase 2 der Untersuchungen wurde der KW-Index nicht bestimmt.

Die Metallgehalte in den Sedimentproben zeigen durchgängig Auffälligkeiten im Parameter Blei; dies betrifft sowohl den Ober- als auch den Unterlauf der Ehle.

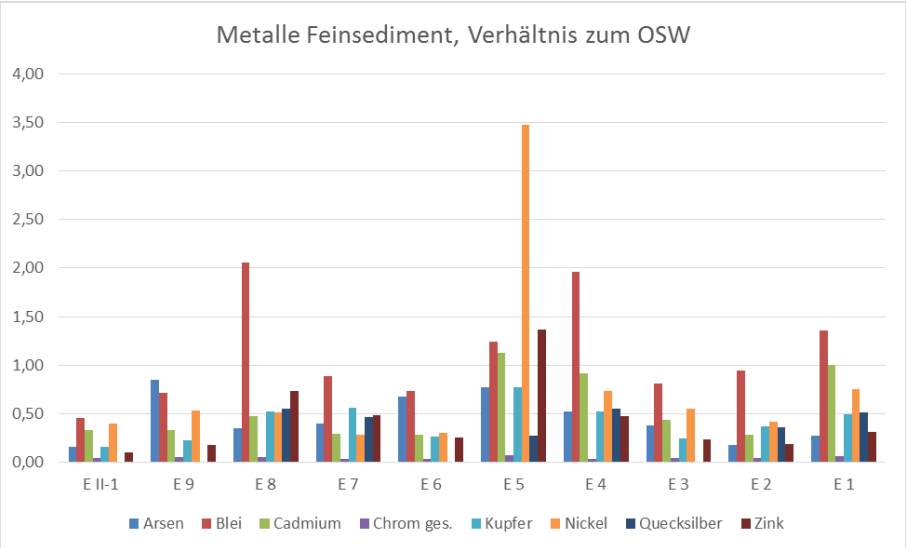


Abb. 6-77 Metallgehalte im Feinsediment, Quotient von Messwert und OSW

Auffällig hohe Metallgehalte und OSW-Überschreitungen [L26] bei den Parametern Cadmium, Nickel und Zink weist die Probe Ehle 5 auf. Diese Befunde stehen mit hoher Wahrscheinlichkeit im Zusammenhang mit Niederschlagswassereinleitungen oder Immissionen ausgehend von der oberhalb des Messpunktes Ehle 5 die Ehle querenden Bundesstraße B 81 (Abrieb von Reifen und/oder Bremsen; Korrosion von Leitplanken u. dgl.).

6.3 Bode

Gemäß Aufgabenstellung ist der Einfluss der Schadstoffbelastung der Ehle auf die unterhalb liegenden Gewässer (die Bode und – soweit dazu Messwerte verfügbar sind – die Saale) zu beurteilen.

In Phase 1 der Untersuchungen wurde je eine Sedimentprobe aus dem Oberwasser des Wehrs Rothenförde (Probe Bode 1) und unterhalb der Mündung der Ehle in die Bode (Probe Bode 2) entnommen und auf PCB und PCN untersucht.

In Phase 2 erfolgte zur Verifizierung der Befunde eine nochmalige Beprobung der im Oberwasser des Wehrs (Probe 201) sowie unterhalb der Mündung der Ehle (Probe Bode 202); ferner sollte die Sedimentbelastung im Gewässer durch 3 weitere Proben (Athensleben, Thie und Löderburg) untersucht werden.

Die Probennahmepositionen Wasser/ Sediment sind in der Abb. 6-78 dargestellt. Die Probennahmeprotokolle sind Anlage 3 des Berichtes.

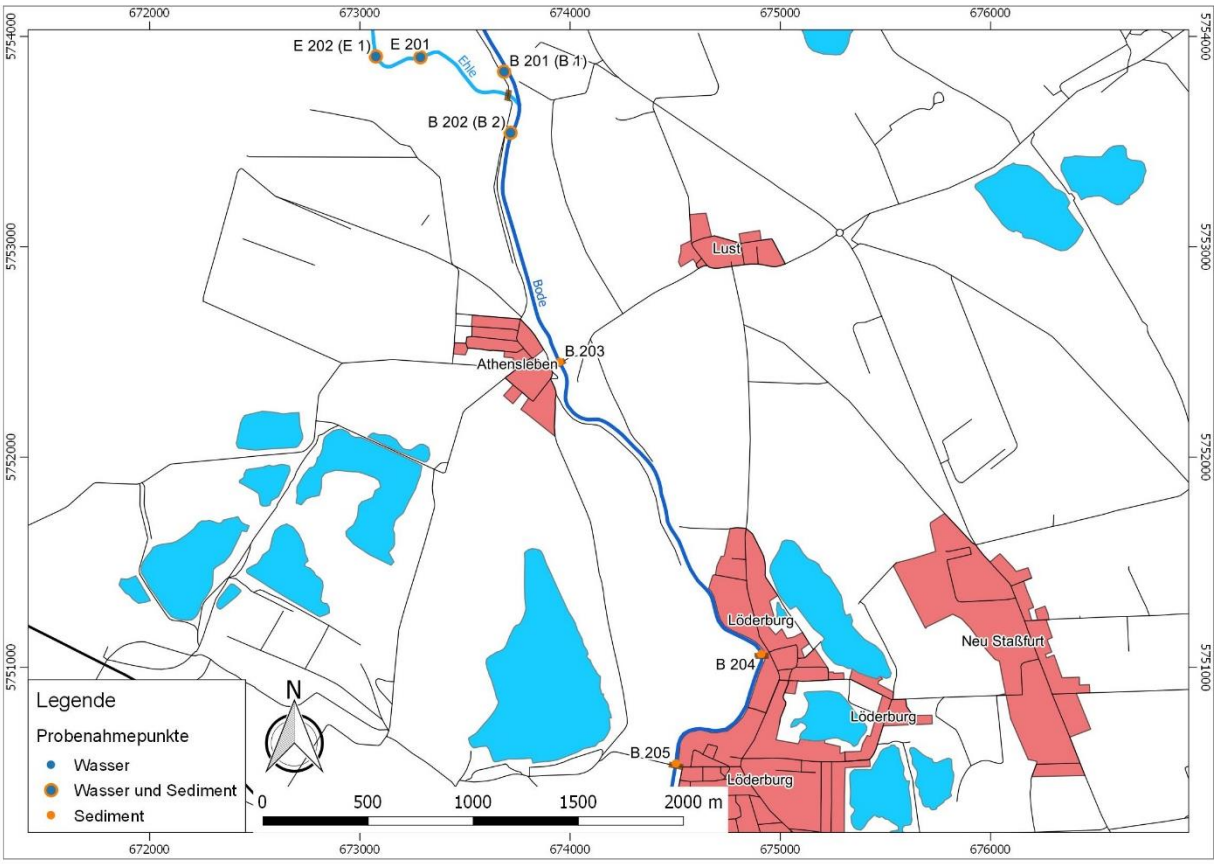


Abb. 6-78 Darstellung der Probenahmepositionen Bode

Die Analysenergebnisse sind in Anlage 5.2 tabellarisch dargestellt; die Prüfberichte sind dem Bericht in Anlage 6 beigefügt.

Ferner wurden ausgewählte Rückstellproben von Schwebstoffen aus Sedimentkästen, die im Projekt untere Bode ([E10], [E11]) gewonnen und im Labor GBA untersucht wurden, auf PCB_7 und PCN untersucht.

6.3.1 Wasser

6.3.1.1 Feststellungen bei der Probennahme

Während der ersten Kampagne am 05.04.2017 konnte an beiden Probennahmepunkten, sowohl oberhalb als auch unterhalb des Wehres Rothenförde ein schnelles Fließen beobachtet werden. Unterhalb des Wehres und nach Zutritt der Ehle waren eine leichte Trübung des Wassers und ein leichter Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit festzustellen. Durch den Betrieb des Wehres können sich kurzfristig größere Wasserspiegelschwankungen ergeben. Diese konnten unmittelbar im Anschluss an die Probenahme beobachtet werden, da das Wehr gesetzt wurde und somit der Wasserspiegel oberhalb des Wehres stark anstieg. Die Situation im April 2017 entsprach dem normalen Mittelwasserabfluss.

Die Probenahme in Phase 2 erfolgte bei Niedrigwasser der Bode. An den Punkten Bode 1 und Bode 2 waren keine organoleptischen Auffälligkeiten festzustellen. Wie in Phase 1 war nach Zutritt der Ehle ein leichter Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit zu bemerken. Dadurch, dass das Wehr gesetzt war, war trotz Niedrigwasser der Wasserstand oberhalb des Rothenförder Wehres zu hoch für ein Durchwaten und somit eine Abflussmessung.

Tab. 6-8 gibt einen Überblick der Probennahmebedingungen beider Kampagnen. Detaillierte Angaben sind den Protokollen der Wasserprobennahmen in den Anlage 3.2 und Anlage 3.3 zu entnehmen.

Tab. 6-8 Probenahmebedingungen Wasserproben Bode

	Datum PN	Q [m³/s]	Wassertiefe [cm]	AFS
Phase 1				
Bode 1	05.04.2017	11,564	55	-
Bode 2	05.04.2017	11,017	71	-
Phase 2				
Bode 201 (PN-Punkt Bode 1)	01.11.2017	-	-	3,2
Bode 202 (PN-Punkt Bode 2)	01.11.2017	4,913	120	3,0

6.3.1.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Polychlorierte Naphthaline (PCN)

In Phase 2 der Untersuchungen wurden Wasserproben aus dem Oberwasser des Wehrs Rothenförde und unterhalb der Mündung der Ehle in die Bode entnommen und auf PCB und PCN untersucht. Die Befunde liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Im Übrigen waren im Gewässer Bode alle an Messpunkten des LHW im Parameter PCB befundfrei [A25].

Die Maximalgehalte der PCB-Kongenern im Unterlauf der Ehle (gemessen in diesem Projekt, Ehle 201 oder Ehle 202) liegen bei 0,0046 µg/l PCB-28 und 0,0063 µg/l PCB-52, der Maximalgehalt des Dichlornaphthalin liegt bei 0,33 µg/l. Die an der Messstelle „Mündung Ehle“ (LHW 414615) gemessenen Maximalgehalte liegen (am 14.12.2012) bei 0,011 µg/l PCB-28 und 0,017 µg/l PCB-52. Der Abfluss der Ehle in die Bode liegt bei 0,1 m³/s, der Durchfluss der Bode am Wehr Rothenförde (der Mündung der Ehle in die Bode) bei ca. 10 m³/s und damit 2 Größenordnungen über dem der Ehle.

Wird unterstellt, dass die Schadstoffe gelöst verlagert werden und sich homogen einmischen, resultieren in der Bode rechnerische Mischkonzentrationen von 0,00005 µg/l PCB-28, 0,00006 µg/l PCB-52 oder 0,003 µg/l Dichlornaphthalin, für den maximalen Befund des LHW zu 0,0001 µg/l PCB-28 und 0,0002 µg/l PCB-52. Die Bestimmungsgrenzen der PCB-Kongeneren liegt bei 0,0005 µg/l, die des Dichlornaphthalin bei 0,01 µg/l. Diese berechneten Werte liegen stets unter der Bestimmungsgrenze der Methode.

Die Negativbefunde in den Wasserproben der Bode sind daher plausibel.

6.3.2 Sediment

6.3.2.1 Feststellungen bei der Probennahme

Die Probennahme in Phase 1 im April 2017 erfolgte bei Mittelwasserabfluss. Der Gewässergrund kann an beiden Messpunkten als kiesig-steinig mit leichten Faulschlammablagerungen beschrieben werden. Die entnommenen Sedimente waren schwarz mit leicht fauligem Geruch. Unterhalb des Wehres wiesen sie einen höheren Sandanteil auf.

In Phase 2 erfolgte die Sedimentprobenahme bei Niedrigwasser der Bode am 12.10.2017. Die Wiederholung der Sedimentbeprobung an den Punkten Bode 201 und 202 am 30.01.2018 erfolgte zur Hochwassersituation bei erhöhtem Wasserstand und Durchfluss. Zur Probenahme am 12.10.2017 wurden überwiegend sandig-kiesige Sedimente entnommen. Diese waren braun bis bunt und geruchlos. Der Gewässergrund wurde an allen Punkten als Sand bis Kies angesprochen, am Punkt Bode 205 besteht das Ufer aus einer Steinschüttung. Die Nachbeprobung der Punkte Bode 201 und 202 fand aufgrund der Hochwassersituation und des erhöhten Wasserstandes in Ufernähe statt. Dabei wurden sandig-schluffige Sedimente beprobt. Die Gewässersohle in Ufernähe war sandig und oberhalb des Wehres auch schlammig.

Tab. 6-9 gibt einen Überblick der Probennahmebedingungen beider Kampagnen. Detaillierte Angaben sind den Protokollen der Sedimentprobennahmen in den Anlage 3.4 und Anlage 3.5 zu entnehmen.

Tab. 6-9 Probenahmebedingungen Sedimentproben Bode

	Datum PN	Sediment-mächtigkeit [cm]	Fraktion <2 mm [Ma.-%]	Fraktion <63 µm [Ma.-%]
Phase 1				
Bode 1	05.04.2017	58	95,4	74,3
Bode 2	05.04.2017	80	87,4	21,3
Phase 2				
Bode 201 (PN-Punkt Bode 1)	30.01.2018[1]	60	92,8[1]	66,0[1]
Bode 202 (PN-Punkt Bode 2)	30.01.2018[1]	43	97,1[1]	54,4[1]
Bode 203	12.10.2017	90	27,4	2,2
Bode 204	12.10.2017	23	65,6	2
Bode 205	12.10.2017	34	29,6	6,1

1 – Werte der wiederholten Probenahme

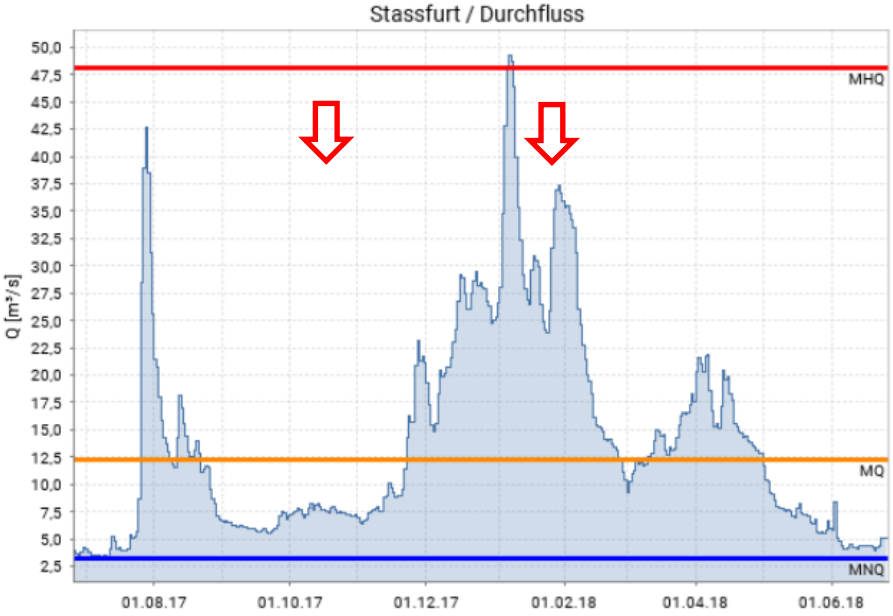


Abb. 6-79 Probennahmetermine mit Bezug zum Durchfluss (Pegel Staßfurt)

6.3.2.2 Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Polychlorierte Naphthaline (PCN)

In der Tab. 6-10 sind die Summen der PCB_7 und der PCN zusammengefasst und dem Anteil der Ton- und Schlufffraktion der jeweiligen Probe gegenübergestellt.

Tab. 6-10 PCB- und PCN-Befunde in Sedimentproben der Bode

	Datum PN	Anteil < 63 µm	Σ PCB_7 [µg/kg]	Σ PCN [µg/kg]
Phase 1				
Bode 1	05.04.2017	74,3 %	8,7	90
Bode 2	05.04.2017	21,3 %	63	354
Phase 2				
Bode 201 (Oberwasser)	12.10.2017	38,8 %	107	1.440
Bode 201 (Oberwasser)	30.01.2018	66 %	48	824
Bode 202 (Unterwasser)	12.10.2017	1,7 %	2,5	115
Bode 202 (Unterwasser)	30.01.2018	54,4 %	57	1.528
Bode 203 (Athensleben)	12.10.2017	2,2 %	6,9	380
Bode 204 (Brücke Thie)	12.10.2017	2,0 %	32,3	165
Bode 205 (Brücke Löderburg)	12.10.2017	6,1 %	4,1	171

In Phase 1 erfolgte die Untersuchung der Feinfraktion < 63 µm (nach OGewV 2011). In Phase 2 wurde nach OGewV (2016) die Fraktion < 2 mm untersucht und der Anteil der Fraktionen < 2 mm und < 63 µm in den Proben bestimmt. Nach Fußnote 3 zu Anlage 6 [G12] können bei organischen Stoffen Befunde von Sedimentproben nur dann zur Bewertung herangezogen werden, wenn die Sedimentproben eine Feinkornanteil < 63 µm von > 50% aufweisen. Das genau ist bei den z.T. kiesigen Sedimentproben aus der Bode zum Teil nicht der Fall.

Sowohl der PCB-Gehalt als auch das Kongenerenmuster[29] in Sedimenten der Bode werden durch die Ehle signifikant beeinflusst. Während in Phase 1 der PCB-Gehalt oberhalb des Wehres Rothenförde bei ca. 9 µg/kg Σ PCB_7 liegt, wurde nach der Mündung der Ehle in die Bode (an der Position Bode 2) ein Gehalt von 63 µg/kg Σ PCB_7 ermittelt. Anzumerken ist dabei, dass der OSW (die UQN von 20 µg/kg) durch keines der PCB-Kongeneren überschritten wird.

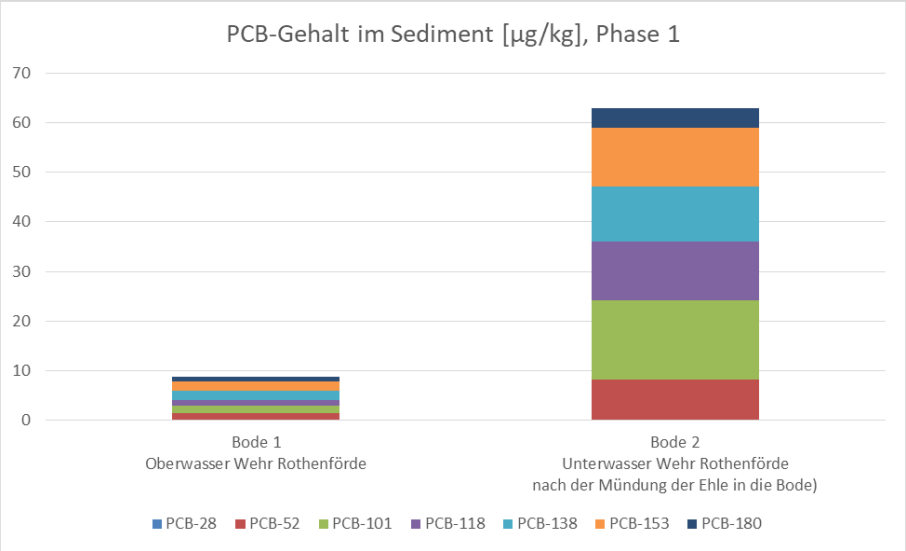


Abb. 6-80 PCB-Befunde im Sediment, Bode, Phase 1

29 Für PCB-28 wird für die Visualisierung ein Betrag von 50% der Bestimmungsgrenze verwendet. Abweichend von den Befunden an allen anderen Proben lag die Bestimmungsgrenze auf Grund eines Matrixeffektes an den Sedimentproben Bode 1 und 2 bei 1 bzw. 5 µg/kg.

In der PCB-Kongenerenverteilung nimmt der Anteil der PCB-101 und -118 relativ zu. In den relativ unbelasteten Proben aus dem Oberlauf der Ehle dominieren die penta- und hexachlorierten Biphenyle (PCB-138 und -153); die tri- und tetrachlorierten PCB-28 und -52 zeigen Befunde unterhalb bzw. im Niveau des OSW (bzw. der UQN).

In der Probe Bode 1 liegt das Verhältnis der höher zu den niedriger chlorierten PCB bei 1,42, in der Probe Bode 2 unterhalb der Mündung der Ehle liegt dieses Verhältnis bei 1,01.

Bei den im Herbst 2017 entnommenen Sedimentproben ist zunächst der sehr geringe Feinsedimentgehalt (Fraktion < 63 µm) festzustellen. Die erhaltenen PCB- (und PCN-) Befunde ließen sich nicht plausibel interpretieren. An den Positionen Bode 201 und 202 wurde daher die Probennahme wiederholt. In der Abb. 6-81 sind nur die Befunde der Wiederholungsmessung abgetragen.

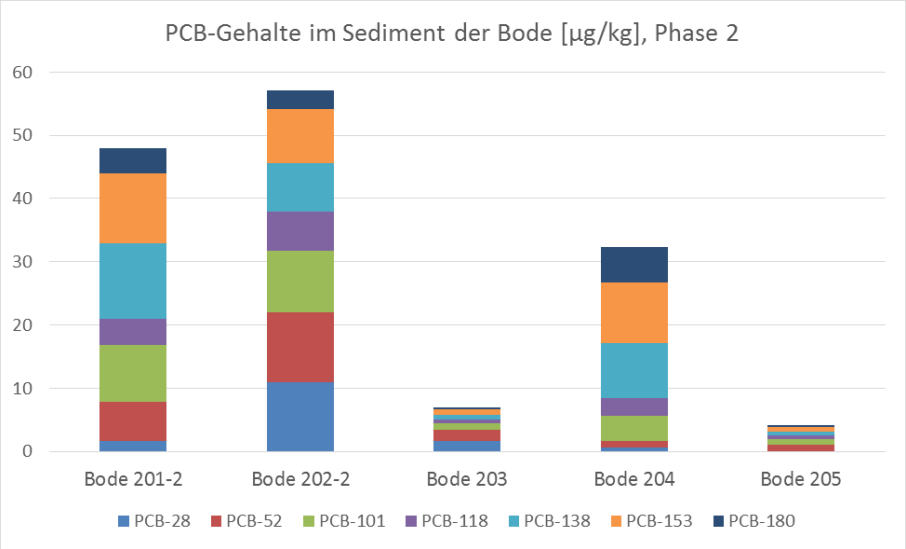


Abb. 6-81 PCB-Befunde im Sediment, Bode, Phase 2

Nach dem Anteil der Schlufffraktion können die Befunde der Proben Bode 201-1 und 202-1 zur Interpretation herangezogen werden. Der hohe PCB-Befund (Abb. 6-81) und der ebenfalls hohe PCN-Befund (Abb. 6-83) an der Probe aus dem Oberwasser des Wehrs Rothenförde oberhalb der Mündung der Ehle in die Bode lässt sich allerdings nicht erklären.

Im weiteren Gewässerlauf liegt der PCB-Gehalt der Sedimente bei < 10, im Fall der Probe Bode 204 bei 32 µg/kg. Der Befund im Sediment an der Position Bode 204 (Brücke Thie) wird wiederum als nicht plausibel eingestuft.

In der Probe Bode 201-1 (Phase 2) im Oberwasser liegt das Verhältnis der höher zu den niedriger chlorierten PCB in allerdings sehr guter Übereinstimmung zu den Untersuchungen Phase 1 (Probe Bode 1) bei 1,37. In den Proben Bode 202-1 (sowie 203 bzw. 205) unterhalb der Mündung der Ehle liegt dieses Verhältnis bei 0,51 (0,33 bzw. 0,64). In der Probe Bode 204 ist dieses Verhältnis mit 3,23 unplausibel hoch.

Der PCN-Gehalt in der Probe Bode 1 aus dem Oberwasser ist mit 90 µg/kg auffällig hoch; der Anteil der Schlufffraktion spricht nicht gegen die Berücksichtigung dieses Befundes. In der Probe Bode 2 unterhalb der Mündung der Ehle in die Bode liegt der PCN-Befund bei 305 µg/kg. Im Kongenerenmuster dominieren die Mono, Di- und Trichlornaphthaline.

Bei der in Phase 2 aus dem Oberwasser entnommenen Sedimentprobe Bode 201-1 ist der PCN-Befund mit 820 µg/kg auffällig hoch – höher als in Phase 1 unterhalb der Mündung der Ehle in die Bode.

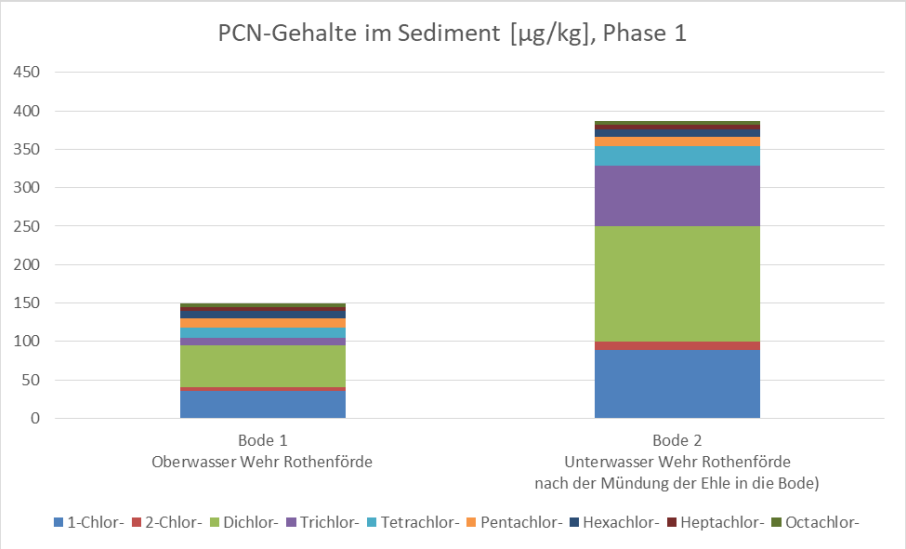


Abb. 6-82 Vergleich der PCN-Befunde an den Positionen Bode 1 und Bode 2 (Phase 1)

Die PCN-Befunde unterhalb der Mündung der Ehle in die Bode sind mit 350 µg/kg (Probe Bode 2) bzw. 1.500 µg/kg (Probe Bode 202-1) angesichts der z.T. sehr hohen PCN-Befunde im Unterlauf der Ehle (> 100.000 µg/kg) nicht unplausibel. Dies gilt auch für den Fingerprint (das Kongenerenmuster) mit der Dominanz der Mono- und Dichlornaphthaline.

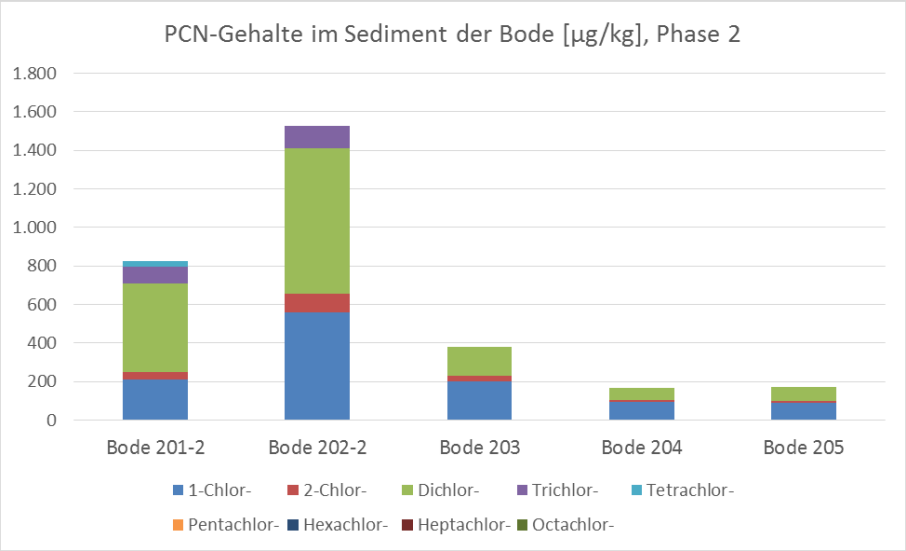


Abb. 6-83 PCB-Befunde an den Positionen Bode 201 bis Bode 205 (Phase 2)

Grundsätzlich ist es möglich, dass in der Vergangenheit Schadstoffeinleitungen auch aus den Alkaliwerken Westeregeln in die Bode (im Bereich Etgersleben) erfolgt sind. Hinweise darauf ergaben sich aus Mitteilungen von Zeitzeugen, wonach neben einer Brauchwasserentnahme aus der Bode bei Etgersleben mit einer parallelen Rohrleitung auch Abwässer aus Westeregeln direkt in die Bode geleitet wurden.

Dieser Sachverhalt und die im Oberwasser des Wehres Rothenförde auffälligen Schadstoffbefunde sollten im Rahmen eines parallel bereits laufenden Projekte (OWK-Belastungen im EZG Bode, AG LAF) weiter untersucht werden.

6.3.3 Schwebstoffe

In Phase 2 wurden ausgewählte Rückstellproben von Schwebstoffen aus Sedimentkästen, die im Projekt untere Bode ([E10], [E11]) gewonnen und im Labor GBA untersucht wurden, auf PCB_7 und PCN untersucht. Im Projekt untere Bode wurden die in den Sedimentkästen gewonnenen Proben auf PCDD/ PCDF untersucht. Mit parallel ermittelten Gehalten an abfiltrierbaren Stoffen und dem Durchfluss wurden einsprechende Schadstofffrachten berechnet.

Die Sedimentkästen 1 bis 9 einschließlich der optionalen Standorte (Opt) erfassen das Gewässer Bode. Der Sedimentkasten 10 wurde in der Saale oberhalb der Mündung der Bode installiert und erfasst so den von der Bode (und der Ehle) unbeeinflussten Zustand der Saale. Für die Charakterisierung der Schwebstoffe in der Saale nach der Einmündung der Bode wurde (soweit verfügbar) auf Proben aus dem Sedimentationsbecken Groß Rosenburg des LHW zurückgegriffen, die im Rahmen des Projektes untere Bode durch LHW und MDSE an das Labor GBA übergeben wurden.

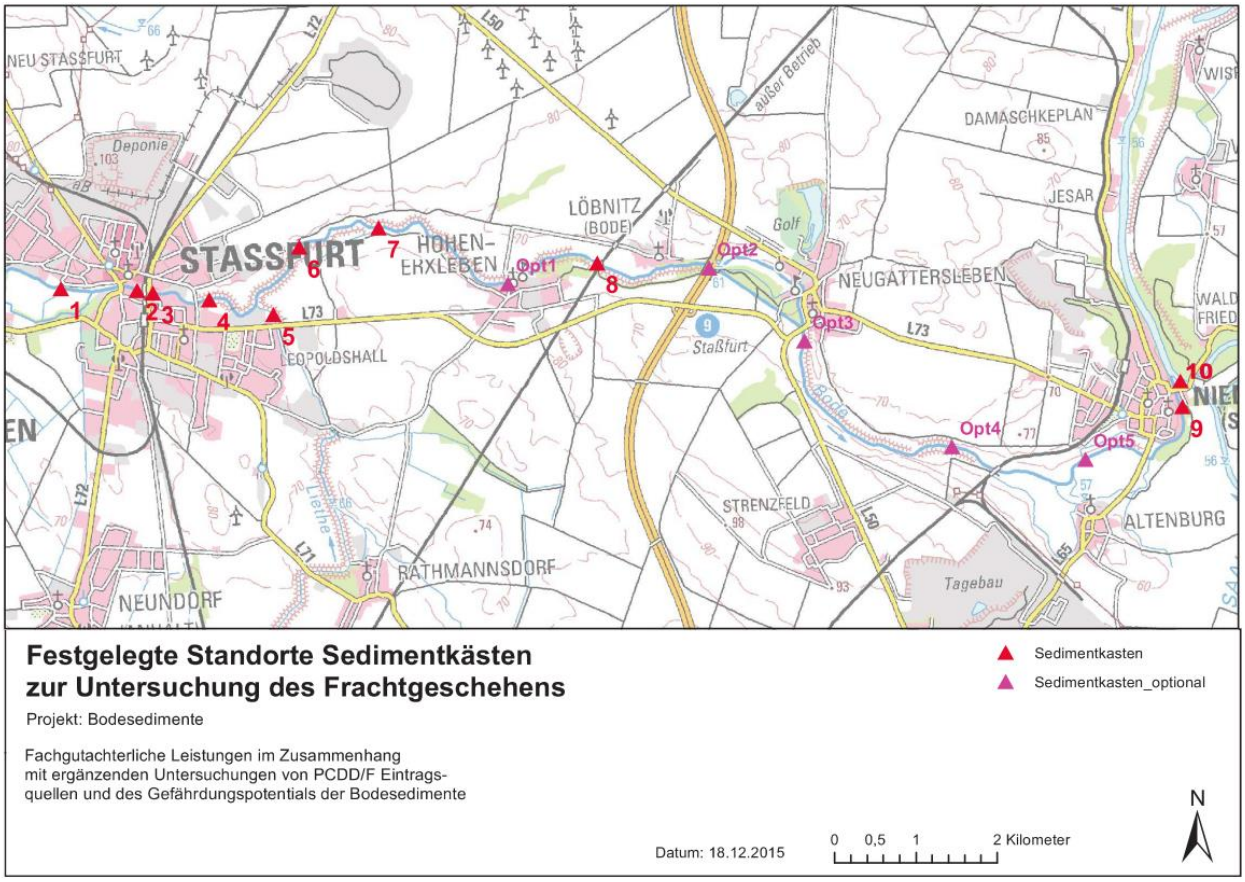


Abb. 6-84 Position der Sedimentkästen in der Bode [E10]

Für folgende 3 Probenreihen wurde die Untersuchung der Rückstellproben auf Indikator-PCB und PCN beauftragt:

- „September 2016“:
  - Sedimentkästen Bode 1 bis 9 sowie Saale 10 (Proben vom 21.09.2016) GBA Auftrag 1642730 (Prüfbericht 2016P45711/1)
  - Schwebstoffe Groß Rosenburg 16W05945 (Monatsmischprobe 06.09.-05.10.2016) GBA-Nr. 1643208-002 (Prüfbericht 2016P46030/1)
- „April 2017“:
  - Sedimentkästen Bode 1 bis 9 sowie Saale 10 (Proben vom 12.04.2017) GBA 1741409 (Prüfbericht 2017P42938/1)
  - Schwebstoffe Groß Rosenburg 17W02550 (Monatsmischprobe 04.04.-03.05.2017) GBA-Nr. 1741913-003 (Prüfbericht 2017P43758/1)

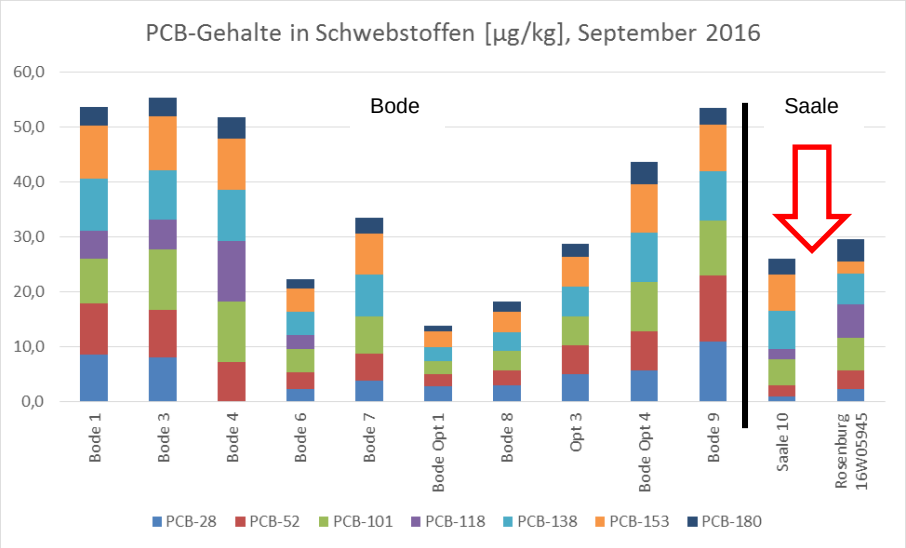
- „Juni 2017“:
  - Sedimentkästen Bode 1 bis 9 sowie Saale 10 (Proben vom 11.07.2017)
  - Schwebstoffe Groß Rosenburg 17W04010 (Monatsmischprobe 07.06.-26.06.2017)

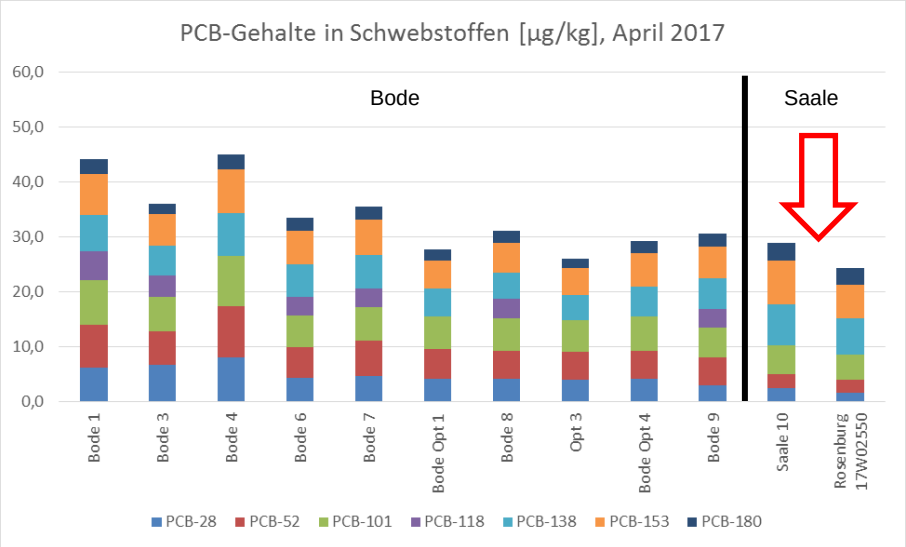
Die Rückstellproben September 2016 und April 2017 des Sedimentationsbeckens Groß Rosenburg waren bei GBA nicht mehr verfügbar. Für diese Proben wurden daher die Analysenergebnisse (Indikator-PCB) des LHW verwendet [A27].

Die Analysenergebnisse sind in Anlage 5.4 zusammengefasst. Die Prüfberichte sind dem Bericht in Anlage 6.5 beigefügt.

6.3.3.1 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die PCB-Befunde in Schwebstoffen sind in den folgenden Grafiken in der Reihenfolge der Anordnung an der Fließstrecke vom Wehr Staßfurt bis zu Mündung der Bode in die Saale angeordnet.





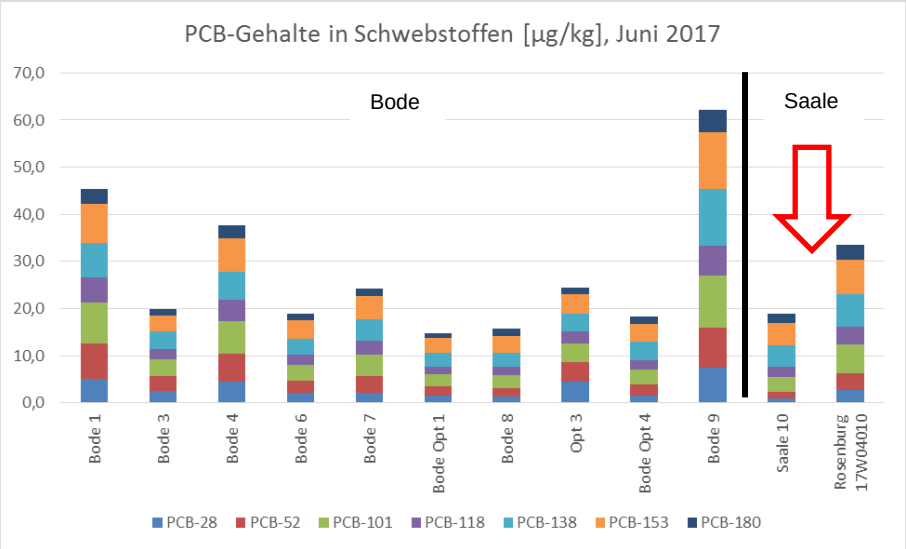


Abb. 6-85 PCB-Gehalte, Schwebstoffproben untere Bode, 09.2016 sowie 04. und 06. 2017

An der Reihe „Juni 2017“ ist erkennbar, dass die aus der Bode zutretenden PCB in der Saale zu einem signifikanten Anstieg des PCB-Gehaltes in den Schwebstoffen von 19 auf 34 µg/kg Σ PCB_7 führen. Für die beiden anderen Reihen ist dieser Unterschied zwischen den Messpunkten Saale 10 und Rosenburg nicht so deutlich (verschiedene Labore).

In den Schwebstoffen der Bode ist der Anteil der höher chlorierten PCB (PCB 138, -153 und 180) annähernd gleich dem Anteil der niedrig chlorierten PCB (-28, -52 und -101). In der Saale (vor der Einmündung der Bode) wiederum ist der Anteil der höher chlorierten PCB deutlich höher als in der Bode; an der Station Groß Rosenburg sinkt der Anteil der höher chlorierte PCB. In der Reihe „September 2016“ liegt der Mittelwert des Verhältnisses der höher zu den niedriger chlorierten PCB in der Bode bei 0,94, in der Saale vor der Mündung der Bode bei 2,43 und nach der Einmündung der Bode bei 1,5. In der Reihe Juni 2017 liegt dieses Verhältnis in der Bode bei 1,06, in der Saale vor der Mündung der Bode bei 2,1 und nach der Mündung der Bode bei 1,4.

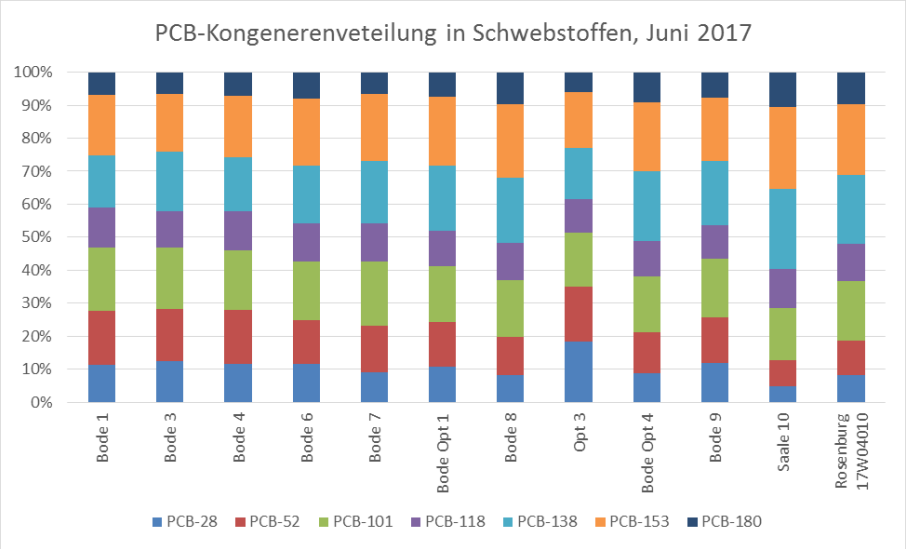


Abb. 6-86 PCB-Kongenerenmuster, Schwebstoffproben Untere Bode, Juni 2017

Die Kongenerenmuster der Schwebstoffproben aus der Bode sind miteinander gut vergleichbar. Lediglich immer dann, wenn der Gehalt an PCB-118 unter der in den Anlagen 5.4 und 6.5 benannten BG (von 2 bis 5 µg/kg z.B. bei einzelnen Proben aus den Reihen 09.2016 und 04.2017) liegt, stellt sich das Kongenerenmuster anders dar.

6.3.3.2 Polychlorierte Naphthaline (PCN)

Die PCN-Befunde in Schwebstoffen sind in den folgenden Grafiken wieder entlang der Fließstrecke der Bode vom Wehr Staßfurt bis zu Mündung der Bode in die Saale angeordnet.

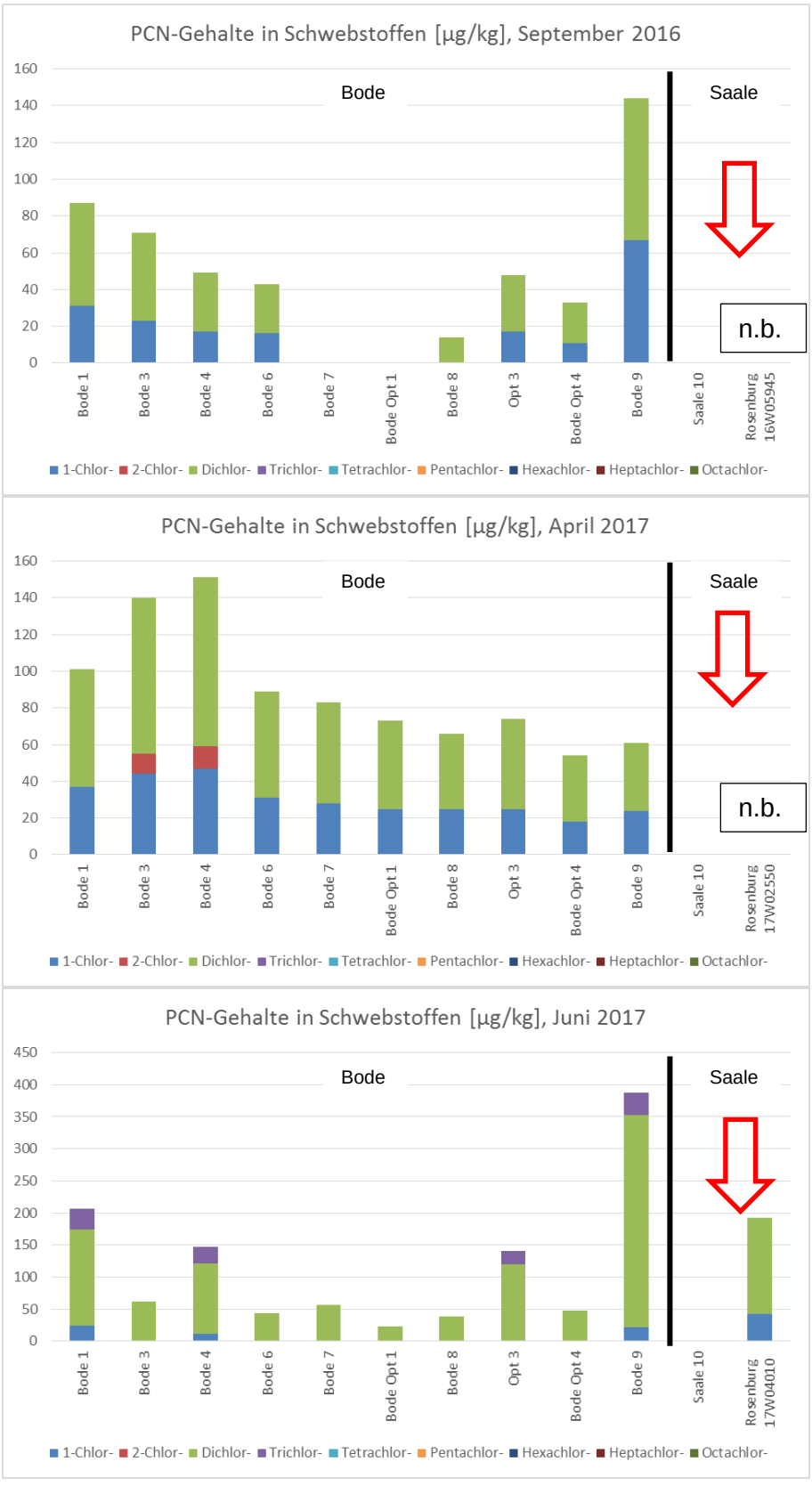


Abb. 6-87 PCN-Gehalte, Schwebstoffproben untere Bode, 09.2016 sowie 04. und 06. 2017

Die PCN-Gehalte der Schwebstoffe liegen in der Bode bei max. 390 µg/kg Σ PCN (Sedimentkasten Bode 9, 11.07.2017), im Mittel schwanken die Befunde zwischen 50 und 120 µg/kg Σ PCN. Die höchsten Gehalte zeigen dabei die Proben der Sedimentationskästen Bode 1, 3 und 4 (Stadtgebiet Staßfurt) sowie Bode 9 (vor der Mündung der Bode in die Saale).

Die Bestimmungsgrenze für PCN liegt für die einzelnen Kongenerensummen zwischen 10 und 25 µg/kg. Bei Unterschreitung der UQN wird bei den Summenbildungen jeweils „0“ angesetzt; die jeweiligen Kongenerengruppen werden in der Grafik nicht dargestellt. Würden Werte unterhalb der jeweiligen BG mit jeweils 50% der BG in die Summenbildung einfließen, so würde sich allein daraus rechnerisch ein Summenwert der PCN von 70 µg/kg ergeben.

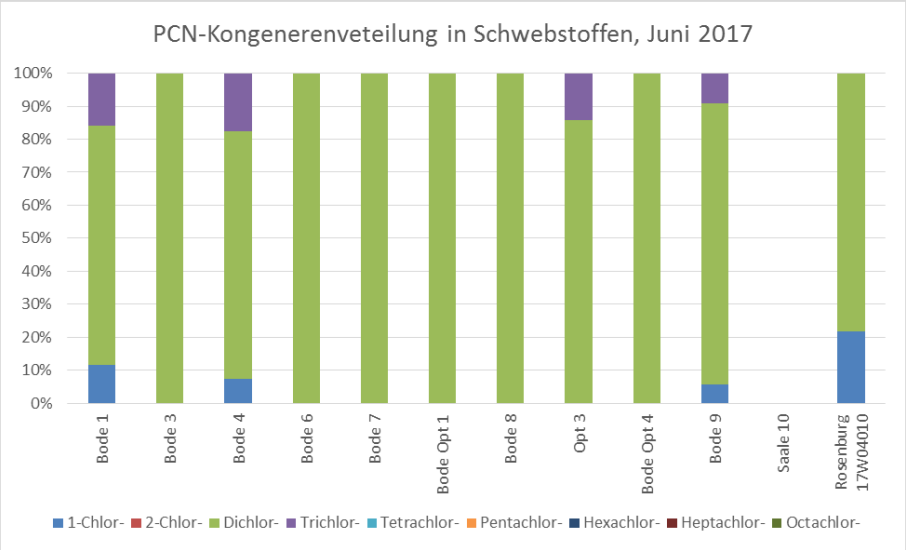


Abb. 6-88 PCN-Kongenerenmuster, Schwebstoffproben Untere Bode, Juni 2017

In den Schwebstoffen liegen ausschließlich die Befunde für Mono- Di- und Trichlornaphthaline über der Bestimmungsgrenze. Es dominiert Dichlornaphthalin (Abb. 6-90).

Eine Schwebstoffprobe des Sedimentationsbeckens Groß Rosenburg stand für Nachuntersuchungen lediglich (wie bei den PCB auch) für den Zeitraum Juni 2017 zur Verfügung.

Deutlich wird, dass in den Schwebstoffen der Saale vor Einmündung der Bode (Sedimentationskasten 10) die Schwebstoffe PCN-frei sind und an der Station Groß Rosenburg (Saale) in den Schwebstoffen ca. 190 µg/kg PCN (ausschließlich Mono- und Dichlornaphthalin) nachgewiesen wurden.

Nach Definition gemäß Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe liegt eine Beeinflussung dann in relevanter Größenordnung vor, wenn die UQN bzw. der OSW der Sedimente überschritten wird und der Zusatzbeitrag zur Schadstofffracht eines Zuflusses > 10 % liegt.

Die UQN bzw. der OSW wird für keines der PCB-Kongeneren überschritten, für PCN ist ein OSW nicht festgelegt. Der Frachtbeitrag der Ehle liegt bezogen auf die Saale zwar > 10 %; dies ist jedoch bezogen auf die Elbe nicht der Fall.

Die Teileinzugsgebiete Ehle und Bode und die PCB sind im status quo nicht elbrelevant, da diese einen auf die Elbe bezogen nachrangigen Frachtbeitrag leisten.

Für die Beurteilung des Frachtbeitrages der PCN fehlt die Datenbasis.

6.4 Deklarationsuntersuchungen an Sedimentproben (Schwanenteich, Ehle)

In Phase 1 der Untersuchungen wurden an 3 Sedimentproben aus dem Schäfergraben bzw. der Ehle Deklarationsuntersuchungen ausgeführt (Schäfergraben 6 sowie Ehle 4 und Ehle 1). Die Ergebnisse sind der tabellarischen Übersicht Anlage 5.3 zu entnehmen.

In Phase 2 der Untersuchungen wurden Sedimentproben (teufengemittelte Mischproben) an den Positionen Schäfergraben 204-4 bis -6 sowie teufengemittelte Mischproben an den Positionen Ehle 218, Ehle 213 und Ehle 202 auf den Parametersatz der LAGA M20 zzgl. DepV und auf den Gesamt-PCB-Gehalt durch Bestimmung der Kongenerensummen der Mono- bis Decachlorbiphenyle und deren Addition ermittelt. Die Ergebnisse sind ebenfalls der tabellarischen Übersicht Anlage 5.3 zu entnehmen. Die Prüfberichte sind in Anlage 6 beigefügt.

Tab. 6-11 Einstufungserhebliche Befunde, Ergebnisse der Deklarationsuntersuchung Phase 1

Prüfbericht-Nr.: 2017P509278 / 1					
Auftrag		17504963	17504963	17504963	
Probe-Nr.		2	1	3	
Material		Sediment	Sediment	Sediment	
Herkunft		SG 6	Ehle 4	Ehle 1	
Probenbezeichnung		Schäfergraben 6	Ehle 4	Ehle 1	
Analysenergebnisse	Einheit				
Glühverlust	Ma.-%	**11**	**10,1**	**10,6**	
TOC	Ma.-%	5,9	3	3,9	
PCB 28 - Tri	µg/kg TM	580	720	3.600	
PCB 52 - Tetra	µg/kg TM	860	1.100	5.900	
PCB 101 - Penta	µg/kg TM	840	1.600	2.300	
PCB 138 - Hexa	µg/kg TM	620	2.000	1.300	
PCB 153 - Hexa	µg/kg TM	430	1.500	1.200	
PCB 180 - Hepta	µg/kg TM	92	600	230	
PCB Σ 6 Kongenere	µg/kg TM	**3.422**	**7.520**	**14.530**	
PCB Gesamt berechnet	µg/kg TM	**17.110**	**37.600**	**72.650**	
Q (PCB-138+153+180)/(28+52+101)		0,5	1,2	0,2	
PCN Gesamt	µg/kg TM	**2.440**	**2.590**	**74.370**	
zum Vergleich: in der Feinfraktion < 63 µm					
PCB Σ 6 Kongenere	µg/kg TM	3.720	6.350	24.320	
Q (PCB-138+153+180)/(28+52+101)		1,8	0,48	0,18	
PCN Gesamt	µg/kg TM	8.392	4.815	87.420	

Die Sedimente aus dem Unterlauf (Ehle 1) zeigen eine sehr hohe Gesamt-PCB-Belastung, die sich mit dem LAGA-Faktor zu ca. 72 mg/kg ergibt. Damit überschreiten diese Abfälle den Höchstwert nach Anhang V der VO EU 804/2004 von 50 mg/kg Gesamt-PCB (Tab. 6-11).

Die in Phase 1 untersuchten Gesamtsedimentproben zeigen im Vergleich mit den Befunden in der jeweiligen Feinfraktion < 63 µm vergleichbare PCB- und PCN-Gehalte. In der Feinfraktion liegt der Schadstoffgehalt nicht wesentlich höher als in der für die Deklaration untersuchten Gesamtprobe.

In Phase 2 der Untersuchung wurden Sedimentproben in der Ehle ausschließlich horizontiert entnommen. Zur Untersuchung einer Gesamtprobe wurden die teufenorientiert entnommenen Sedimentproben im Labor entsprechend zu „synthetischen Mischproben“ zusammengestellt und in diesen so gewonnenen Gesamtproben die Deklarationsuntersuchung nach LAGA M20 und

DepV vorgenommen. Weiterhin wurde der Gesamt-PCB-Gehalt durch Ermittlung und Addition der Kongenerensummen je Chlorierungsgrad (analog zu den PCN) bestimmt. Die bewertungsrelevanten Ergebnisse sind in der Tab. 6-12 zusammengefasst.

Ergänzend wurde der in der Feinfraktion < 2 mm ermittelte PCB- und PCN-Gehalt eingetragen. Zu beachten ist, dass die Bestimmung in den horizontiert gewonnenen Einzelproben erfolgte und für den Vergleich die Gehalte unter Berücksichtigung der durch die Proben jeweils repräsentierten Horizonte berechnet wurden („rechnerische synthetische Mischprobe“).

Tab. 6-12 Einstufungserhebliche Befunde, Ergebnisse der Deklarationsuntersuchung Phase 2

Prüfbericht-Nr.: 2018P503164 / 1					
Auftrag		18500813	18500813	18500813	18500813
Probe-Nr.		4	3	2	1
Material		Sediment	Sediment	Sediment	Sediment
Herkunft		Schwanenteich, verlandeter Teil	Ehle 218	Ehle 213	Ehle 203
Probenbezeichnung		SG 204 -4, -5, -6	E 218 (-1, -2)	E 213 (-1,-2,-3)	E 203 (-1,-2,-3)
Analysenergebnisse	Einheit				
Glühverlust	Ma.-%	**29,3**	7,9	**16,3**	**11,4**
TOC	Ma.-%	**11**	2,6	5,7	4,1
PCB 28 - Tri	µg/kg TM	1.100	1.700	1.600	6.400
PCB 52 - Tetra	µg/kg TM	2.200	1.900	2.100	9.000
PCB 101 - Penta	µg/kg TM	3.100	1.900	3.500	3.500
PCB 118 - Penta	µg/kg TM	2.700	1.300	2.000	1.300
PCB 138 - Hexa	*µg/kg TM*	*3.500*	*1.100*	*1.800*	*640*
PCB 153 - Hexa	µg/kg TM	3.400	1.300	2.100	1.600
PCB 180 - Hepta	µg/kg TM	1.100	310	410	270
PCB Σ 6 Kongenere	µg/kg TM	**14.400**	**8.210**	**11.510**	**21.410**
PCB Gesamt berechnet	**µg/kg TM**	**72.000**	**41.050**	**57.550**	**107.050**
Q (PCB-138+153+180)/(28+52+101)		1,25	0,49	0,60	0,13
PCN Gesamt	**µg/kg TM**	**356.100**	**1.099.430**	**85.710**	**114.180**
Prüfbericht-Nr.: 2018P506423/ 1					
Probe-Nr.		8	7	6	5
Summe MonoCB	µg/kg TM	210	14.000	2.400	13.000
Summe DiCB	µg/kg TM	1.400	16.000	8.400	32.000
Summe TriCB	µg/kg TM	2.800	16.000	13.000	38.000
Summe TetraCB	µg/kg TM	4.700	11.000	13.000	24.000
Summe PentaCB	µg/kg TM	8.700	6.700	11.000	12.000
Summe HexaCB	µg/kg TM	6.300	3.300	5.400	5.300
Summe HeptaCB	µg/kg TM	1.400	670	970	850
Summe OctaCB	µg/kg TM	62	<50	<50	<50
Summe NonaCB	µg/kg TM	<30	<30	<30	<30
PCB-209 (DecaCB)	µg/kg TM	<10	<10	<10	<10
PCB Gesamt gemessen	**µg/kg TM**	**25.615**	**67.676**	**54.183**	**125.155**
zum Vergleich: in der Feinfraktion < 2 µm, in der Ehle: rechnerisch gemittelte Mischprobe					
PCB Σ 6 Kongenere	µg/kg TM	9.790	9.040	10.350	29.600
Q (PCB-138+153+180)/(28+52+101)		1,23	0,32	0,54	0,1
PCN Gesamt	µg/kg TM	211.000	146.000	24.400	50.100

Die in Phase 2 untersuchte Mischprobe aus dem verlandeten Teil des Schwanenteichs weist einen sehr hohen organischen Anteil auf (Glühverlust 29 Ma.-%, TOC 11 Ma.-%). Der Gehalt an Σ PCB_6 liegt bei 14,4 mg/kg. Mit dem LAGA-Faktor ermittelt sich ein Gesamt-PCB von 72 mg/kg. Damit überschreiten diese Abfälle den Höchstwert nach Anhang V der VO EU 804/2004 von 50 mg/kg Gesamt-PCB. Der PCN-Gehalt liegt bei 350 mg/kg. Dieser überschreitet die Konzentrationsgrenze nach Anhang IV der VO.

Die Sedimente aus dem Schwanenteich sind im Falle einer Entsorgung als gefährliche Abfälle einzustufen [G18].

Der TOC der aus der Ehle entnommenen Proben gestattet unter Berücksichtigung des Verordnungstextes in Anhang 3 der DepV und der Fußnoten die Einstufung in DK III; die Sedimente sind überwiegend mineralischer Natur. Der direkt gemessene Gesamt-PCB-Gehalt aller 3 Proben (und der berechnete Gesamt-PCB-Gehalt von 2 der 3 Proben) liegt über dem Höchstwert nach Anhang V der VO EU 804/2004 von 50 mg/kg Gesamt-PCB; im Falle der Probe Ehle 218 überschreitet auch der PCN-Gehalt den Höchstwert von 1.000 mg/kg.

Die mit den Proben charakterisierten Sedimente aus der Ehle sind im Falle einer Entsorgung als gefährliche Abfälle einzustufen [G18].

Folgende sonstigen Feststellungen sind beurteilungserheblich: Ein Vergleich der PCN-Befunde der Fraktion < 2 mm und der teufenbezogenen Mittelwertbildung des Stoffgehaltes einerseits und des Befundes in der Gesamtprobe andererseits zeigt, dass insbesondere für die PCN-Gehalte in der Gesamtprobe signifikant über denen der Feinfraktion < 2 mm liegen.

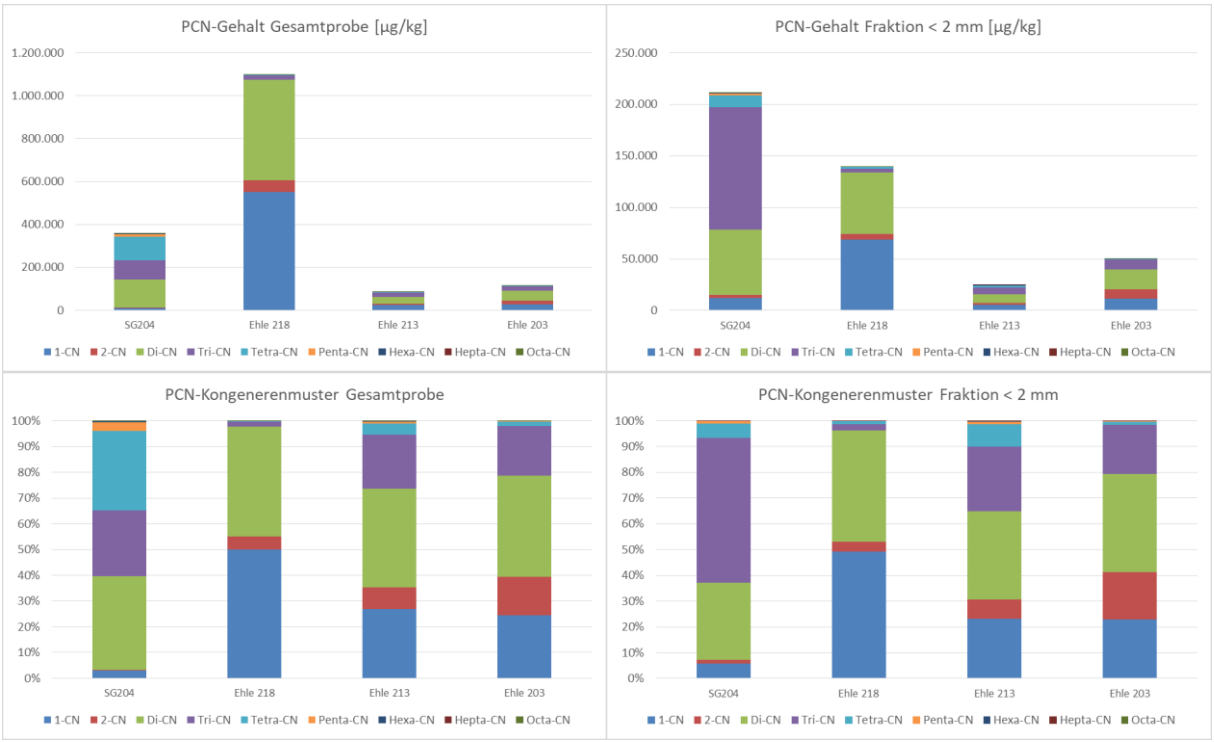


Abb. 6-89 PCN-Vergleich Gesamtprobe und Feinfraktion Phase 2

Der Abb. 6-89 kann entnommen werden, dass zwar die Gesamt-PCN-Belastung in der Gesamtprobe signifikant über der der untersuchten Feinfraktion liegt, das Kongenerenmuster in den Proben (mit Ausnahme der Probe Schäfergraben 204) in der Feinfraktion und der Gesamtprobe identisch ist. Dies deutet nicht auf einen Analytverlust bei der Abtrennung der Feinfraktion < 2 mm hin. Als Ursache kommen Inhomogenitäten des Probenmaterials selbst in Frage, da – wie vorlaufend beschrieben – einerseits die abzutrennende Feinfraktion der horizontierten Proben untersucht wurde und andererseits aus den einzelnen Gesamtproben zunächst eine synthetische Mischprobe zusammengestellt wurde, die dann als Gesamtprobe deklariert wurde.

6.5 Boden auf Böschungen der Ehle

In Folge überwiegend der Verlagerung der Sedimente bei Gewässerunterhaltungsarbeiten auf die Böschungen der Ehle sowie in die Gewässerrandstreifen bzw. auf benachbarte landwirtschaftlich genutzte Flächen und weitere Verlagerung der Schadstoffe durch Grundbodenbearbeitung, aber auch Bodenumlagerungen bei Meliorationsmaßnahmen oder anderen Bauarbeiten hat sich entlang der Ehle eine Bodenkontamination (i.S. einer schädlichen Bodenveränderung) entwickelt. Die Bodenbelastung ist im Regelfall dort am höchsten, wo die Sedimente bei den Unterhaltungsarbeiten abgelegt und eingearbeitet/ verlagert wurden.

Die ausgeführten Bodenuntersuchungen werden in einem separaten Bericht (Bericht 2) dokumentiert und interpretiert. Die Messwerte selbst sind jedoch Bestandteil der Anlage 5.5 dieses Berichtes. In den folgenden Abschnitten werden lediglich die Befunde der auf den Böschungen entnommenen Bodenproben vorgestellt und diskutiert.

6.5.1 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Das bei Unterhaltungsarbeiten anfallende Räumgut bzw. Sediment wurde im Regelfall im Bereich der Böschung, zur Verhinderung des unmittelbar erneuten Eintrages in Folge Erosion durch Regen auch im Bereich der Böschungsschulter bzw. des Gewässerschonstreifens eingebaut.

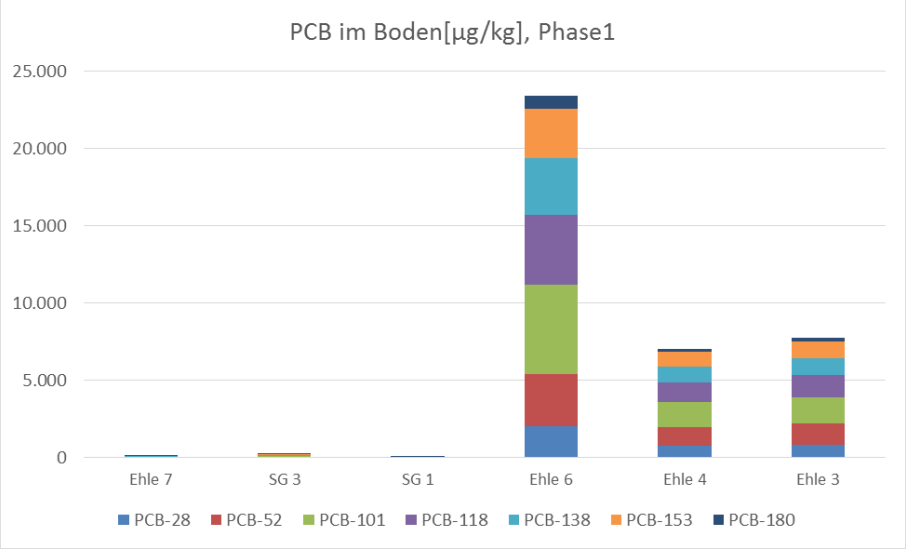


Abb. 6-90 PCB-Gehalt in Bodenproben (Feinfraktion < 2 mm, Probentiefe 0-2 cm)

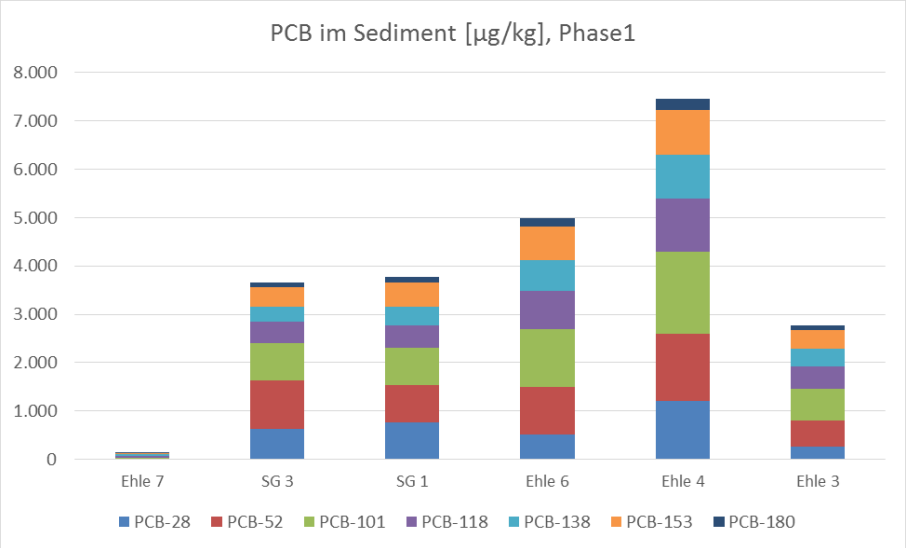


Abb. 6-91 PCB-Gehalt in Sedimentproben, PN-Position Bodenproben

Ob es hierdurch zu einer nennenswerten Verlagerung der relevanten Schadstoffe (PCB, PCN) gekommen ist, sollte in Phase 1 durch stichprobenartige Untersuchung von Bodenproben aus dem Bereich der Böschungsschulter/ des Gewässerschonstreifens untersucht werden. Die orientierenden Ergebnisse sind in Abb. 6-90 visualisiert.

Die im Bereich der Beprobungspunkte Ehle 7 (LHW 414594), SG 3 (LHW 414591) und SG 1 entnommenen Bodenproben weisen Belastungen im Bereich von 50 bis 200 µg/kg Σ PCB_7 auf. Diese Befunde liegen zwar über der Hintergrundbelastung [L13], sind aber im Vergleich zu den an den Positionen SG 3 und SG 1 im Sediment festgestellten PCB-Belastungen (3.700 bzw. 3.800 µg/kg Σ PCB_7) gering. Zum Vergleich sind in der Abb. 6-91 die PCB-Gehalte in den Sedimenten an den jeweiligen Position visualisiert.

An den Positionen Ehle 6, Ehle 4 und Ehle 3 sind die Bodenproben hoch mit PCB belastet. Beim direkten Vergleich der Befunde im Boden und im Sediment ist zu beachten, dass die Untersuchungen der Sedimente in Phase 1 an der Feinfraktion < 63 µm und in Phase 2 an der Fraktion < 2 mm, die Untersuchung der Bodenproben (0-2 cm) aus der Fraktion < 2 mm erfolgt ist. Σ PCB_6 -Gehalte von ca. 6,3 bis 19 mg/kg TS überschreiten sowohl den Prüfwert für den Pfad Boden-Mensch (Nutzungsart Wohnnutzung) i.H.v. 800 µg/kg Σ PCB_6 (Tab. 4-7) und insbesondere auch den Maßnahmenwert für den Pfad Boden-Nutzpflanze[30] (Stoffübergang Boden-Nutzpflanze im Hinblick auf die Pflanzenqualität) i.H.v. 0,2 mg/kg Σ PCB_6 erheblich. Letzteres ist deshalb zu beachten, weil der Schäfergraben im Bereich östlich der Egelner Straße sowie die Ehle insbesondere an den Probenahmepositionen Ehle 6, 4 und 3 (sowie mit Ausnahme der OL Egeln in weiten Teilen des Gewässers) an landwirtschaftliche Nutzflächen grenzt.

Die in den Bodenproben der Profile aus Phase 2 an den Böschungskronen jeweils links (Profil Nord) bzw. rechts (Profil Süd) des Gewässers ermittelten PCB-Gehalte sind in der folgenden Abb. 6-92 abgetragen.

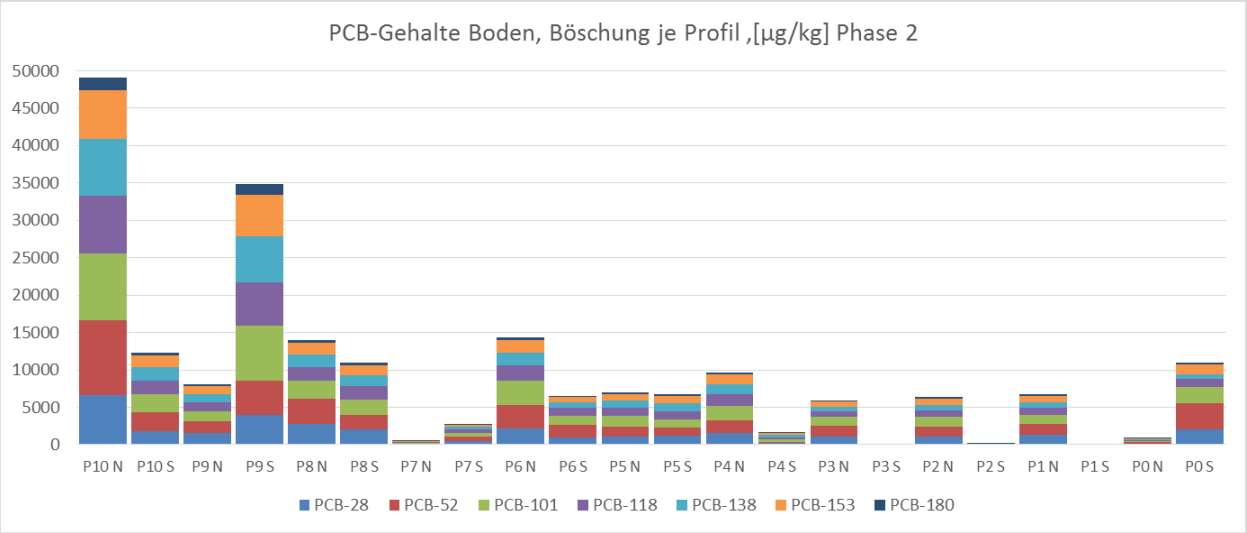


Abb. 6-92 PCB-Gehalte in Bodenproben, OK Böschungen Ehle, Phase 2 (Probentiefe 0-30 bzw. 0-10 cm)

Erkennbar wird, dass die Belastung der Bodenproben entlang des Gewässers vom Profil 10 an der Mündung des Schäfergrabens in die Ehle bis zu Profil 0 an der Mündung der Ehle in die Bode tendenziell abnimmt. Ferner fällt auf, dass oftmals die Bodenbelastung an einer Gewässerseite deutlich höher ist als auf der anderen Gewässerseite. Das ist darauf zurückzuführen, dass die Unterhaltungsarbeiten (ebenso wie Gewässerausbauarbeiten) i.d.R. von der Gewässerseite erfolgten, von denen das Gerinne gut erreichbar und auf der das Gerinne über längere Strecken

30 Bei den orientierenden Untersuchungen wurde die Beprobungstiefe am Wirkungspfad Boden-Mensch ausgerichtet (0-2 cm und 0-10 cm). Untersucht wurden die Proben 0-2 cm. Für die Bewertung des Pfades Boden-Nutzpflanze wäre die Untersuchung der Proben 0-10 cm (Grünland) bzw. 0-30 cm (Acker) erforderlich. In Phase 2 erfolgte Entnahme der Proben von 0-10 cm (Grünland) bzw. 0-30 cm (Acker, Böschungen der Ehle). Hierzu vgl. auch Tab. 5-8.

mit Technik befahrbar ist. Dies ist unterhalb der OL Egeln über weite Strecken von der linken Gewässerseite (Norden) aus möglich. Die im Gewässerverlauf bei Unterhaltungsarbeiten und zur Sedimentablage genutzten Ufer sind in Abb. 3-96 hervorgehoben.

In der folgende Abb. 6-93 sind jeweils die Maximalgehalte der Böschungsproben an den jeweiligen Profilen dargestellt. Im Regelfall wird es sich um die Gewässerseite handeln, von der aus die Unterhaltungsarbeiten erfolgten. Lediglich an den Profilen 8 und 9 (sowie 0) zeigen sich die höchsten Belastungen nicht auf der Gewässerseite, von der aus in den letzten Jahren (nach Mitteilung UHV) die Unterhaltungsarbeiten erfolgt sind.

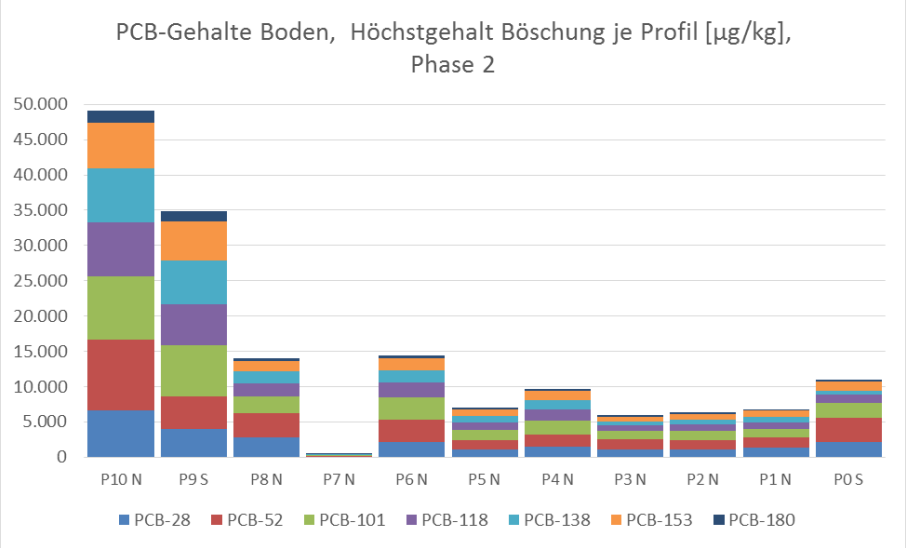


Abb. 6-93 PCB-Gehalte in Bodenproben, OK Böschungen Ehle, Phase 2

Entlang des Gewässers zeigt sich eine signifikante Abnahme der PCB-Gehalte in den Bodenproben von ca. 50.000 µg/kg Σ PCB_7 an der Position P10N auf ca. 10.000 µg/kg Σ PCB_7 an der Position P0S. Dieser Trend wäre eigentlich auch für die Sedimentbelastung zu erwarten, zeigt sich aber auf Grund der Überprägung der Schwebstoffverlagerung durch morpho-dynamische Protzesse nicht so deutlich.

Der Trend wird nur an der Position P7 „unterbrochen“. Dieses Profil befindet sich unmittelbar neben dem Brückenbauwerk an der B 81. Beim Bau der Trasse (ca. 1975) wurde der Gewässerlauf geringfügig geändert, Bodenumlagerungen sind wahrscheinlich. Nochmals beim Ersatzneubau des Brückenbauwerks (um 2005) erfolgten Bodenumlagerungen, so dass die bei Unterhaltungsarbeiten aufgelandeten Altsedimente wahrscheinlich beseitigt wurden.

Der Vergleich des PCB-Kongenerenmusters an Feinsediment und Boden an den 6 Positionen, an denen in Phase 1 Sediment und Boden im Bereich der Böschungsschulter bzw. des Gewässerrandstreifens beprobt wurden, zeigt insbesondere an den stark belasteten Proben (Ehle 6, 4 und 3) eine gute Übereinstimmung in der Kongenerenverteilung (vgl. Abb. 6-94 und Abb. 6-95). Daraus lässt sich der Schluss ziehen, dass tatsächlich die Umlagerung von Sediment aus dem Graben in den Gewässerschonstreifen/ die Böschungsschulter und nicht z.B. atmosphärische Deposition für die PCB-Belastung des Bodens ursächlich ist.

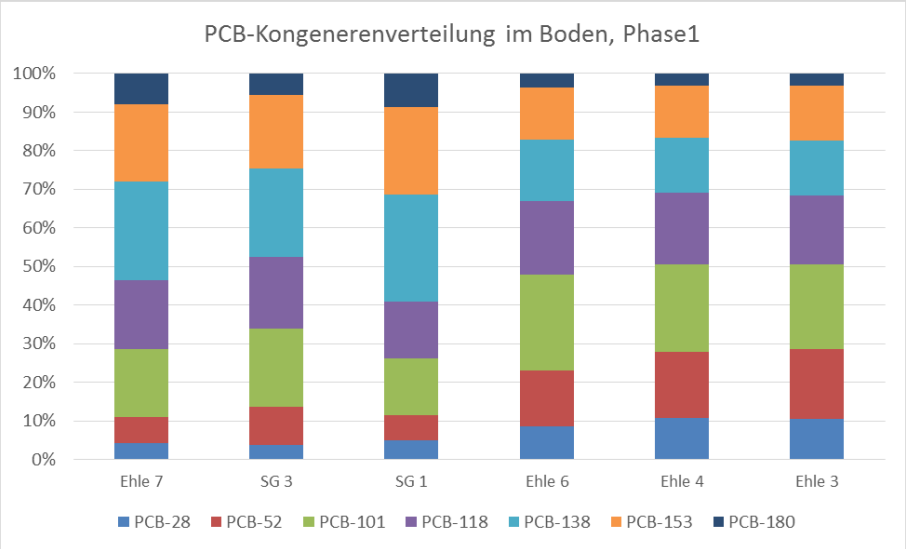


Abb. 6-94 PCB-Kongenerenmuster (Bodenproben, Fraktion < 2 mm)

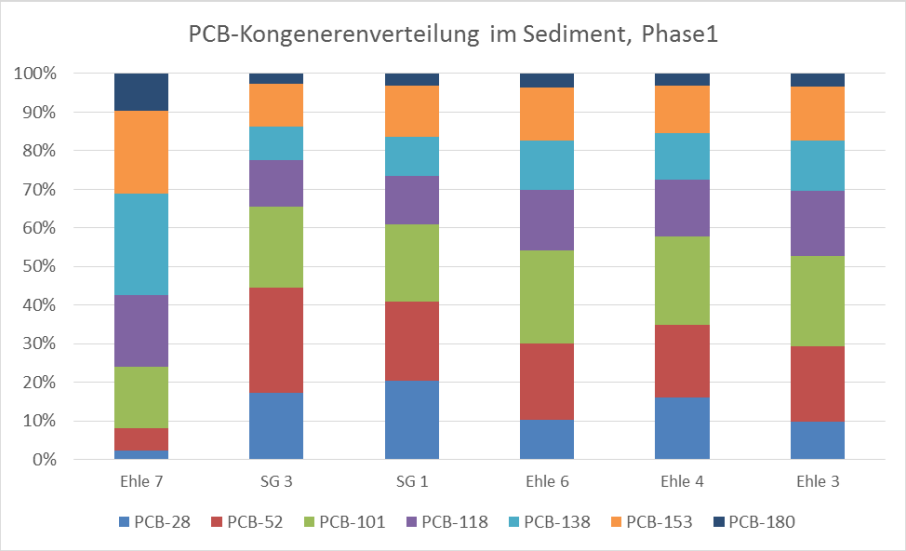


Abb. 6-95 PCB-Kongenerenmuster (Feinsediment), PN-Position Bodenproben

In der Abb. 6-96 visualisiert die Kongenerenverteilung in den Bodenproben der Böschungen.

Tendenziell sinkt der Anteil der geringer chlorierten PCB entlang der Ehle (mit sinkender Belastung der Bodenproben). Dies entspricht den Feststellung in den Sedimentproben im Gewässerlauf der Ehle (Abschnitt 6.2.2.3, z.B. Abb. 6-61).

Auffällig ist, dass in den im Unterlauf relativ gering belasteten Bodenproben der rechten Böschung (Profile Süd, Proben P3-S, P2-S, P1-S) die höher chlorierten PCB (-138, -153, -180) angereichert sind. Ursache hierfür ist der Abbau oder das Ausgasen der geringer chlorierten PCB (-28 und -52), die geringer belasteten Bodenbereiche könnten bei früheren Unterhaltungs- oder Ausbauarbeiten abgelagert und gealtert sein.

Bei den höher belasteten Bodenproben ist dies so nicht festzustellen. In diesen höher belasteten Proben erfolgte diese Alterung scheinbar nicht bzw. noch nicht.

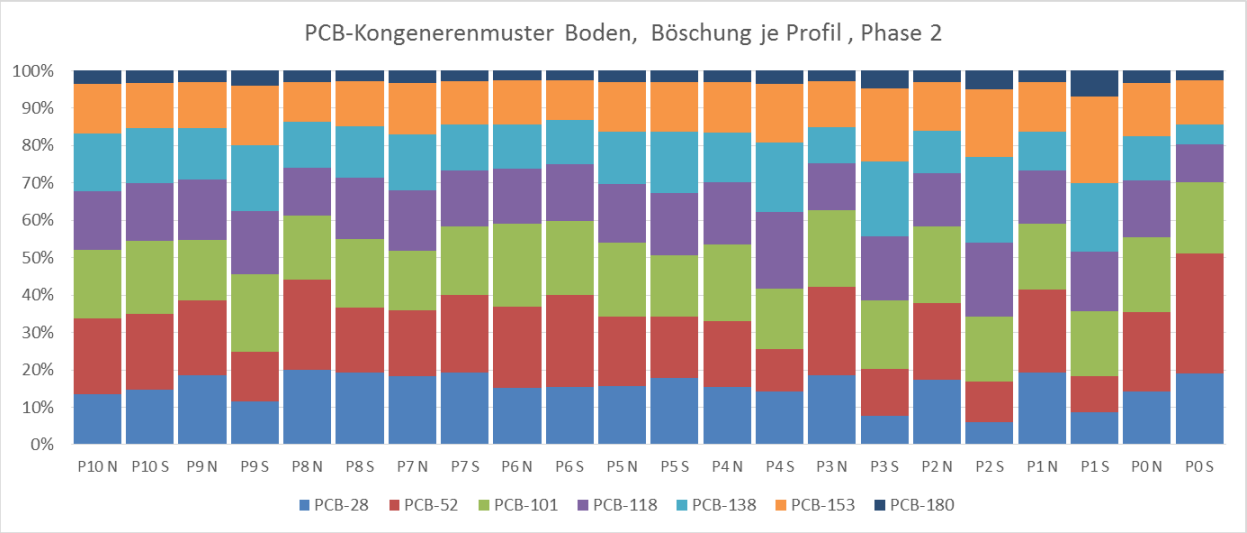


Abb. 6-96 PCB-Kongenerenmuster in Bodenproben, OK Böschungen Ehle, Phase 2

In den Bodenproben (Böschungen, 0-30 cm) liegt das Verhältnis der höher zu den niedriger chlorierten PCB im Mittel bei 0,64, in den Sedimentproben bei 0,37.

6.5.2 Polychlorierte Naphthaline (PCN)

Die auf Grundlage der PCB-Befunde im Boden abgeleitete Aussage wird durch die in Phase 1 orientierend ausgeführte PCN-Untersuchung der Bodenproben gestützt. In den Bodenproben zeigt sich ein paralleler Gang der PCB- und PCN-Belastung.

Auffällig ist wiederum, dass entlang des Grabensystems zwischen Schwanenteich und Ehle (SG 3 und SG 1) die Sedimentbelastung mit 30 bis 70.000 µg/kg PCN ca. 3 Größenordnungen über den Bodenbelastungen (50 bis 170 µg/kg) liegt. Unter Umständen wurden bei der Beprobung im Bereich des Schäfergrabens die abgelegten Altsedimente nicht identifiziert/ beprobt (die Beprobung erfolgte dabei stets nur auf einer Gewässerseite).

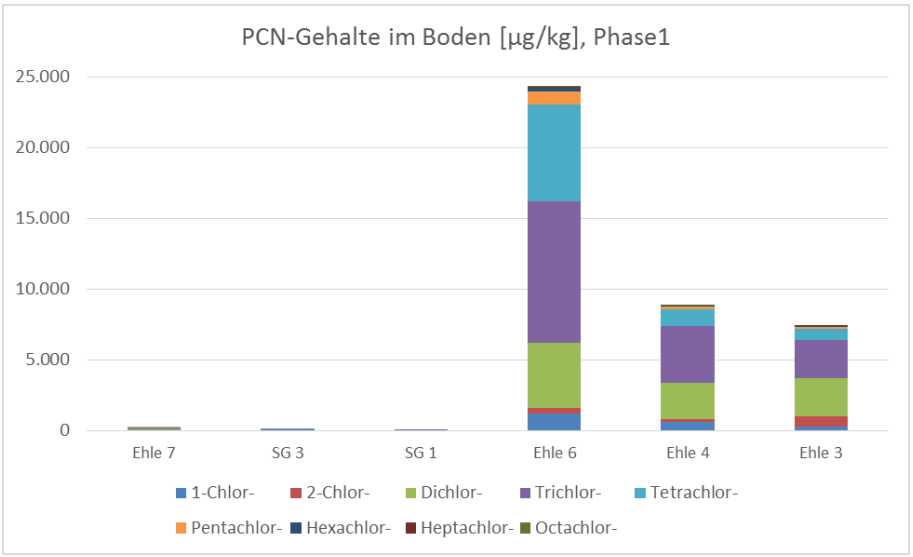


Abb. 6-97 PCN-Gehalte in Bodenproben (Feinfraktion < 2 mm)

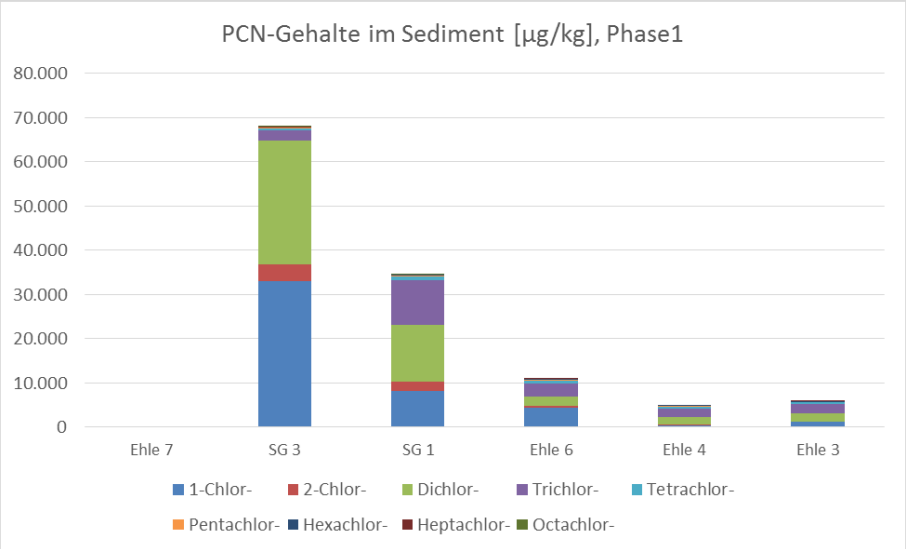


Abb. 6-98 PCN-Gehalte in Sedimentproben, PN-Position Bodenproben

Die in den Bodenproben der Profile aus Phase 2 an den Böschungskronen jeweils links (Profil Nord) bzw. rechts (Profil Süd) des Gewässers ermittelten PCN-Gehalte sind in der folgenden Abb. 6-99 abgetragen. Erkennbar ist auch hier zunächst, dass der PCN-Gehalt in den Bodenproben tendenziell von der Mündung des Schäfergrabens in die Ehle bis zur Mündung der Ehle in die Bode sinkt.

Auch wird erkennbar, dass dieser Trend – wie bei den PCB auch – an der Position P7 „unterbrochen“ wird (Position im Einflussbereich der Baumaßnahme F 81/ B 81 und Ersatzneubau Brückenbauwerk). Erkennbar ist ebenfalls, dass insbesondere im Unterlauf die PCN-Belastung an der Böschung immer auf der Gewässerseite hoch ist, von der die Unterhaltungsarbeiten auch erfolgten.

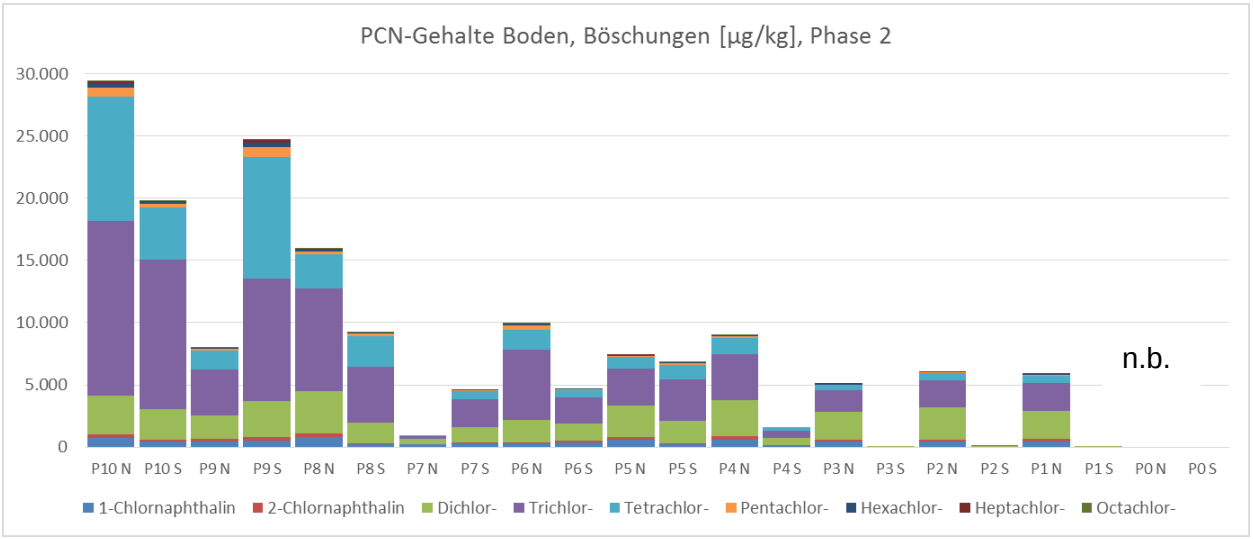


Abb. 6-99 PCN-Gehalte im Boden (Fraktion < 2 mm), Phase 2

In der folgenden Abb. 6-100 sind jeweils die Maximalgehalte der Böschungsproben an den jeweiligen Profilen dargestellt.

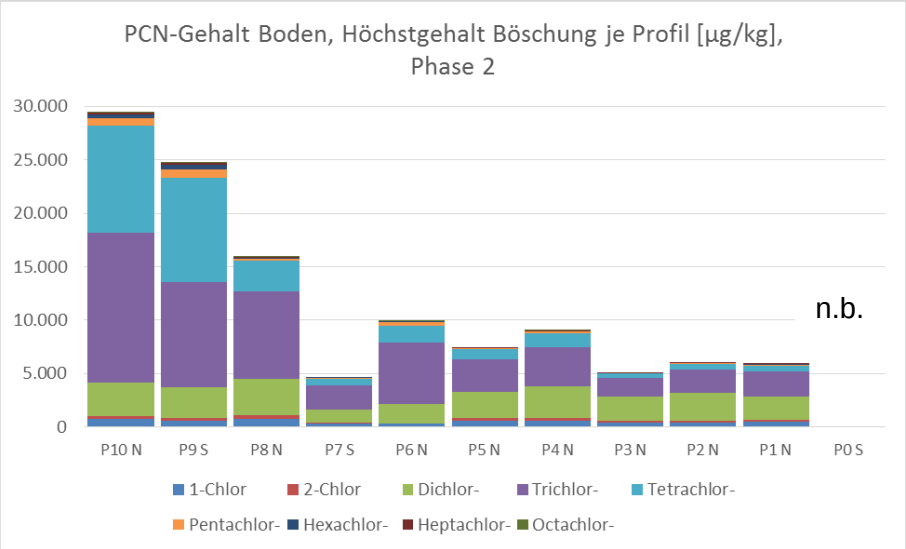


Abb. 6-100 PCN-Gehalte im Boden (Fraktion < 2 mm), Phase 2

Mit Ausnahme der Positionen P8 und 9 sind die Gehalte immer auf der Gewässerseite am höchsten, von der nach Angaben des UHV die Unterhaltungsarbeiten auch erfolgten. Die Proben von Profil 0 wurden nicht auf PCN untersucht (n.b.).

Das PCN-Kongenerenmuster im Boden weicht (in Phase 1) deutlich von dem der Sedimente an den jeweiligen Positionen ab. Das kann auf die relativ gute Abbaubarkeit der mono- und dichlorierten Naphthaline im aeroben Milieu (oder aber Mobilität/ Flüchtigkeit oder auch Löslichkeit und damit Verlagerung der niedrig chlorierten PCN) zurückgeführt werden; in den Bodenproben wären dann diese niedrig chlorierten Naphthaline „abgereichert“, was im Verteilungsmuster wie eine Anreicherung der höher chlorierten Naphthaline aussieht.

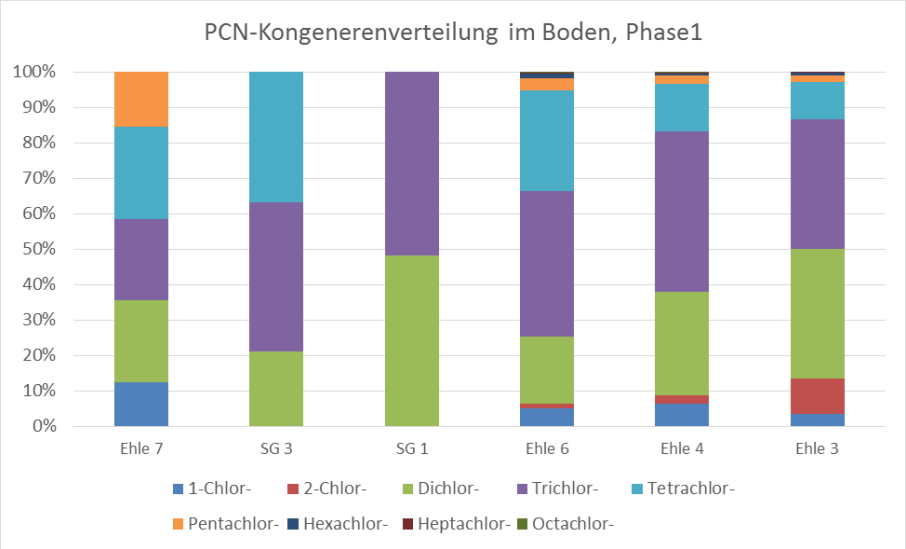


Abb. 6-101 PCN-Kongenerenmuster (Bodenproben, Fraktion < 2 mm), Phase 1

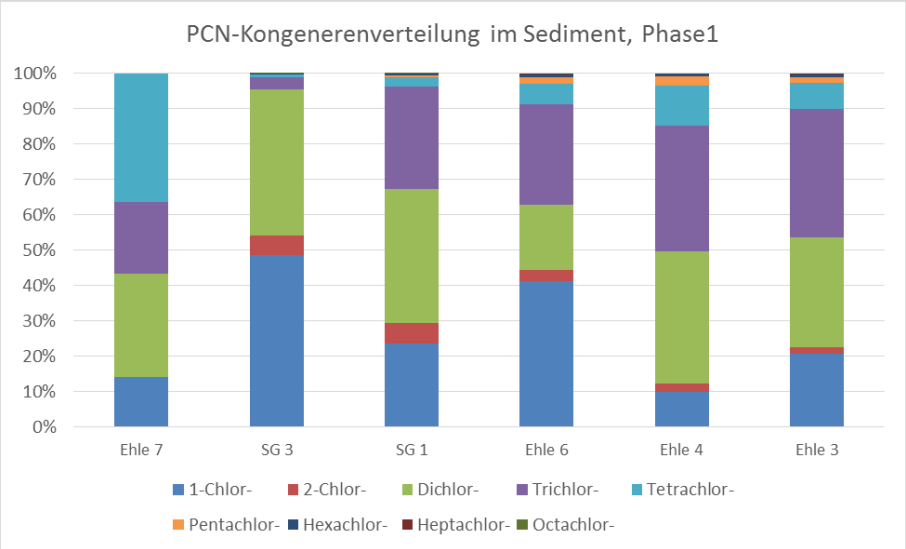


Abb. 6-102 PCB-Kongenerenmuster (Feinsediment), PN-Position Bodenproben

An Positionen, an denen im Boden nur geringe (Hintergrund-) Belastungen ermittelt wurden, ist ein Vergleich mit den PCN-Gehalten und der –verteilung im Sediment nicht möglich.

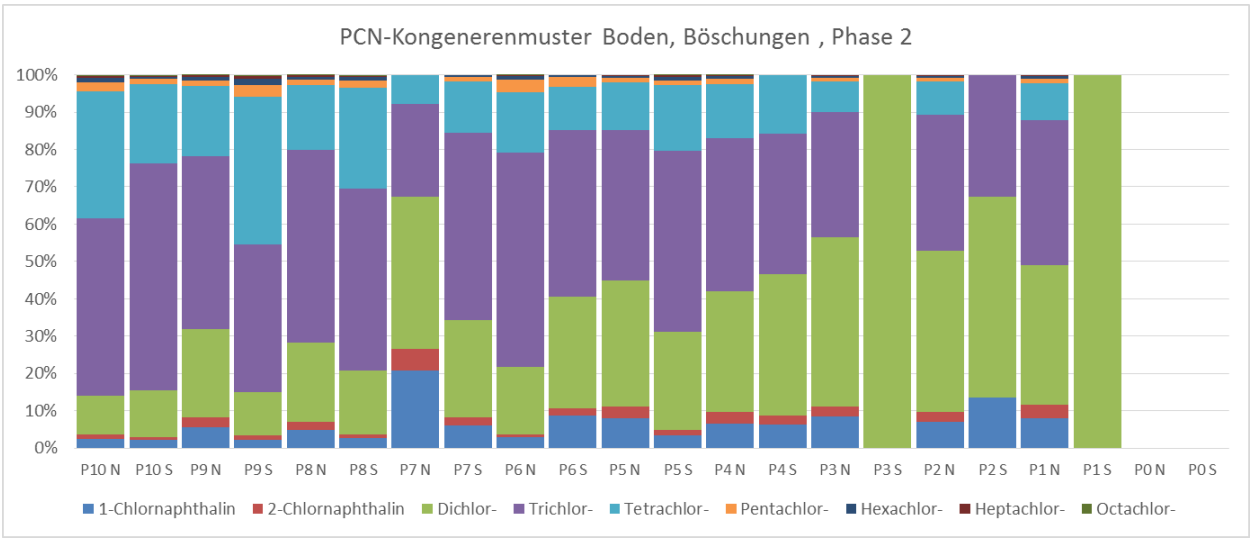


Abb. 6-103 PCN-Kongenerenmuster (Bodenproben, Fraktion < 2 mm), Phase 2

Der Abgleich der PCN-Verteilung (des Kongenerenmusters) in den Bodenproben (Abb. 6-103 und Abb. 6-104) mit dem Kongenerenmuster in den Sedimenten (Abb. 6-69) zeigt, dass in den Bodenproben gegenüber den Sedimentproben die höher chlorierten (und damit toxischeren) Tri- und Tetrachlornaphthaline dominieren, wohingegen in den Sedimentproben die Mono- und Dichlornaphthaline die Vormacht bilden.

In den Bodenproben (Böschungen, 0-30 cm) liegt das Verhältnis der Tri- und Tetrachlor- zu den Di- und Monochlornaphthalinen im Mittel bei 2,2, in den Bodenproben bei 0,52.

Im Gegensatz zu den PCB, bei denen durch Alterung an Land eine nur geringe Verschiebung des Kongenerenmusters hin zu höher chlorierten PCB erfolgt, ist diese Verschiebung bei den PCN sehr deutlich ausgeprägt.

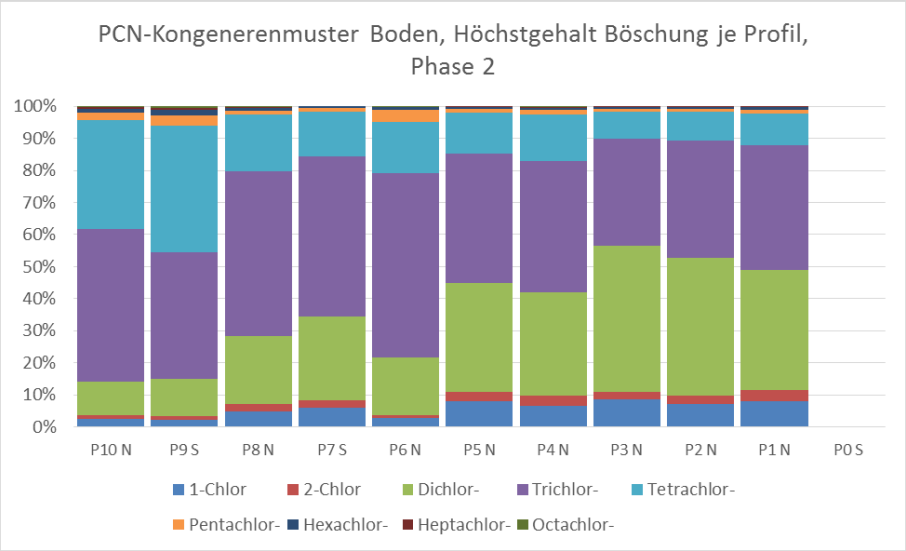


Abb. 6-104 PCN-Kongenerenmuster (Bodenproben, Fraktion < 2 mm), Phase 2

Maßgeblich hierfür ist die hohe Flüchtigkeit und Löslichkeit sowie relativ geringe Persistenz der Mono- und Dichlornaphthaline unter den Ablagerungsbedingungen an Land (aerob, höhere Maximaltemperatur der ggf. nicht durch Vegetation gesicherten Bodenpartien/ an Land aufgebrachten Sedimente gegenüber den anaeroben und kühlen Sedimenten im Gerinne).

6.5.3 PAK

Der PAK-Gehalt in den in Phase 1 untersuchten Bodenproben zeigt erhöhte Befunde an den Positionen Ehle 7 (LHW 414594), Schäfergraben 1 sowie den parallel zur Ehle am Unterlauf entnommenen Proben Ehle 6, 4 und 3. Die Prüfwerte der BBodSchV für die Pfade Boden-Mensch und Boden-Nutzpflanze (tabelliert für Benzo(a)pyren) werden auch unter Ansatz der sensibelsten Nutzungsart nicht überschritten.

In Phase 2 erfolgten keine PAK-Untersuchungen.

6.6 Boden der Flutrinne und weiterer an die Ehle angrenzenden Flächen

Über die im Böschungsbereich der Ehle festgestellten Bodenbelastungen (Abschnitt 6.5) hinaus sind entlang der Ehle weitere Bodenbelastungen entstanden. Maßgeblich hierfür waren nach vorliegenden Untersuchungsergebnissen folgende Primärprozesse:

- Verlagerung von Sediment bei Gewässerunterhaltungsarbeiten, wahrscheinlich auch beim Gewässerausbau; Ablage der kontaminierten Sedimente auf Böschungen und im Gewässerrandstreifen (Aufbringen auf eine durchwurzelbare Bodenschicht).
- Verlagerung von Sediment/ Schwebstoff bei Wasserentnahmen aus der Ehle zur Bewässerung von Gärten und landwirtschaftlichen Nutzflächen.
- Weitere Verlagerung durch Bodenbearbeitung oder Bodenumlagerung bei Baumaßnahmen (dabei auch gezieltes Einarbeiten der bei Beräumung/ Ausbau (durch Meliorationsbaubetrieb) anfallenden Sedimente durch Einpflügen auf den Flächen (durch bewirtschaftende LPG), Meliorationsbaumaßnahmen wie Herstellen und Verfüllen von Gräben).

Die entlang der Ehle durch überwiegend die Primärprozesse eingetretenen Bodenbelastungen mit den hier relevanten Schadstoffen PCB (auch dl-PCB, PCD/PCDF) und PCN sind im zugehörigen Bericht beschrieben (Bericht 2, [A13]); die Befunde sind Teil der Anlage 5.5. Eine Visualisierung erfolgt in Anlage 4.3.

Die durch die Untersuchung der Bodenbelastung auf Profilen entlang der Ehle und durch Untersuchung angrenzender Haus- und Kleingärten in den OL Westeregeln und Egeln mögliche

Bewertung bezieht sich auf die durch Primärprozesse der Schadstoffverlagerung entstandenen schädlichen Bodenveränderungen. Diese Primärprozesse sind entlang des Gewässers Ehle differenziert zu beurteilen. Maßgeblich sind der Umfang der Gewässerausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen (z.B. Abschnitt 3.5) sowie die Umfeldnutzung. Hinsichtlich der Einbettung in die Landschaft, der Ufergestaltung und der Umfeldnutzung können an der Ehle von der Mündung in die Bode bis zur Einmündung des Beintalgrabens/ Schäfergrabens grundsätzlich folgende Abschnitte unterschieden werden:

- Unterhalb der OL Egeln: Gewässerabschnitte mit unmittelbar an die Ehle angrenzender landwirtschaftlicher Nutzung der Gewässerrandbereiche/ ohne Gewässerrandstreifen (von der Mündung der Ehle in die Bode km 0+000 bis zum Brückenbauwerk bei km 7+500).
- OL Egeln: Gewässerabschnitte mit einem ausgeprägten, als Flutrinne gegenüber dem Umfeld eingetieften Gewässerrandstreifen (vom Brückenbauwerk unterhalb Egeln bei km 7+500 bis zum Brückenbauwerk B 81 bei ca. km 9+900 oberhalb Egeln/ Klostersiedlung).
- Oberhalb OL Egeln: Gewässerabschnitte mit unmittelbar an die Ehle angrenzender landwirtschaftlicher Nutzung der Gewässerrandbereiche/ ohne Gewässerrandstreifen (Brückenbauwerk B 81 oberhalb Egeln/ Klostersiedlung bis zur Mündung des Schäfergrabens in die Ehle bei km 11+665 und weiter im Oberlauf der Ehle).

Bei ausgebildeter Flutrinne bzw. eines durch diese gebildeten breiten Gewässerrandstreifens wurden die bei Unterhaltungsarbeiten aus dem Mittelwassergerinne entnommenen Sedimente ausschließlich innerhalb der Flutrinne abgelegt. Durch die innerhalb dieser Flutrinne dort erfolgende Bewirtschaftung (ausschließlich Grasmahd bei Unterhaltungs- und Pflegearbeiten) erfolgte (mit Ausnahme der Verlagerung bei Hochwasserereignissen und über den Luftpfad[31]) keine weitere massive Boden- und damit Schadstoffverlagerung auf angrenzende Flächen.

Unterhalb und oberhalb der OL Egeln lassen sich die Abschnitte, in denen die Breite des Gewässerrandstreifes in Folge des Nutzungsdrucks durchgängig praktisch auf ein Minimum („Null“) reduziert ist, nochmals wie folgt unterteilen:

- Gewässerabschnitte mit einseitig begleitendem (untergeordnet beidseitig begleitenden) Gehölzstreifen: In diesen Gewässerabschnitten erfolgten die Unterhaltungsarbeiten einschließlich Ablage der Sedimente von der jeweils dem Gehölzstreifen an der Ehle gegenüberliegenden Uferseite (bei beidseitigem Gehölzstreifen erfolgte Lückenräumung);
- Gewässerabschnitte ohne ehlebegleitenden Gehölzstreifen (z.B. von der Eisenbahnbrücke unterhalb Westeregeln bei km 10+970 bis zur Mündung des Schäfergrabens in die Ehle bei km 11+665): In diesen Gewässerabschnitten ist die Beräumung und Sedimentablage von beiden Seiten aus möglich.

Diese morphologischen und topographischen Randbedingungen haben Einfluss auf die Primärprozesse, also den Umfang der Gewässerunterhaltung und die Bodenumlagerung bei der landwirtschaftlichen Bodenbearbeitung. Wenn z.B. entlang der Ehle-Flutrinne das Räumgut und Sediment nur innerhalb der Flutrinne abgelegt wurde, sind die angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen i.d.R. unbelastet (Profile 5, 5.5 und 6 südlich der Ehle).

Die durch die Primärprozesse im Nahbereich der Ehle (innerhalb der Flutrinne der OL Egeln und im Streifen der Profile 0-10 m) entstandenen Kontaminationen liegen zum Teil im Niveau der Bodenbelastungen auf den Böschungen bzw. geringfügig darunter. Die Relevanz einzelner Umlagerungsprozesse ist für die Profile in [A13] dargestellt.

Gegenüber der direkten Umlagerung von Sediment aus dem Gerinne der Ehle auf den angrenzenden Boden (Primärprozesse) kann eine nachrangige Schadstoffverlagerung (Sekundärprozesse) durch folgende Mechanismen erfolgen:

---

31 Der Luftpfad, d.h. die an Staub gebundene oder gasförmige Verlagerung der PCB oder PCN ist im Projekt noch nicht untersucht. Nach Literaturangaben ist dieser Expositionspfad für die persistenten organischen Verbindungen relevant. Gegenüber der im Nahbereich relevanten direkten Bodenverlagerung sind die im Luftpfad zu erwartenden Frachten und damit resultierenden Sekundärbelastungen jedoch signifikant geringer. Diese liegen im Erwartungsbereich von 10 bis 100 µg/kg mit gegenüber der Bodenverlagerung durch z.B. Grundbodenbearbeitung jedoch deutlich höherer Fernwirkung.

- Sedimentverlagerung bei Hochwasserereignissen aus dem Gerinne der Ehle auf überschwemmte Flächen (Abschnitt 3.1.1),
- Bodenverlagerung durch Erosion bei Hochwasserereignissen und Deposition auf überschwemmten Fächen
- Bodenverlagerung durch Erosion (Wind, Wasser) und trockene oder nasse Deposition (Ferntransport)
- Schadstoffverlagerung nach Ausgasen (Ferntransport), gasförmiger Transfer, trockene oder nasse Deposition (Ferntransport).

Während die Primärprozesse überwiegend im Nahbereich der Ehle, eines im Mittel beiderseits der Ehle ca. 50 m breiten Streifens, dominieren, wirken die sekundären Prozesse nach gutachterlicher Einschätzung wir folgt:

- Hochwasserereignisse bewirken innerhalb der OL Egeln (der Ehle-Flutrinne) in Folge der dort vorherrschenden turbolenten Strömung und starker Erosion im Gerinne und an den Böschungen eine beachtliche Schadstofffverlagerung innerhalb der Flutrinne. Innerhalb der Flutrinne werden Bodenbelastungen von wahrscheinlich durchgängig > 1.000 µg/kg Σ PCB_6 verursacht.
- Hochwasserereignisse wirken außerhalb der OL Egeln (der Ehle-Flutrinne) auf die ausgewiesenen Überschwemmungsflächen HQ 10 (Abb. 3-2), insbesondere die Bruchwiesen der Seerenne oberhalb der OL Egeln und die Niederungen der Aue im Unterlauf der Ehle (Umfeld VEG-Graben, Schachtgraben, Windmoner Graben, Bruchgraben II, Löderburger Bruchgraben) so, dass durch Deposition eine diffuse Belastung vermutlich im Niveau von 50 bis 200 µg/kg Σ PCB_6, des Vorsorgewertes bis Maßnahmenwertes Boden-Nutzpflanze (Grünland) z.B. in Senken/ Vernässungsbereichen verbleibt.
- Verlagerungen über den Luftpfad (staubförmig, trockene und nasse Deposition) wirken auf das weitere Umfeld (Ferntransport) durch vermutlich großflächige und signifikante Anhebung des Hintergrundwertes der PCB, dl-PCB und PCDD/PCDF, im Nahbereich (außerhalb der Überschwemmungsflächen) bis in das Niveau des Vorsorgewertes.

Die Relevanz der sekundären Umlagerungsprozesse ist weiter zu untersuchen. Hierzu vgl. Abschnitt 8.3 und 9.1.3.

7 Schlussfolgerungen und Beurteilungen

7.1 Quellen, Senken, Expositionspfade

7.1.1 Schadstoffeinträge in das System, Quellen

Anhand der PCB- und PCN-Verteilung sowie der PCB- und PCN-Kongenerenverteilung im Sediment ist festzustellen, dass die genannten Schadstoffe dem System Schäfergraben/ Ehle über den Messpunkt Schäfergraben 6 (LHW 414592) und damit aus dem Bereich der ehem. Alkaliwerke Westeregeln zutraten und in geringem Umfang weiterhin zutreten.

Nach den ausgeführten Untersuchungen gibt es keinen Hinweis auf relevante zusätzliche Einträge von PCB oder PCN in die Ehle.

Die im Oberlauf der Ehle an den Positionen Ehle 8 und Ehle 7 nachgewiesenen Belastungen sind – gemessen an den Gehalten im System Schäfergraben/ Schwanenteich (Abschnitt 6.1.2) und Ehle unterhalb der Mündung der Schäfergrabens (Abschnitt 6.2.2) – gering und im Übrigen auch auf die Quelle „Alkaliwerke Westeregeln“ zurückführbar[32]. Auch der Konzentrationsverlauf von PCB und PCN im Gewässer Ehle (im Wasser und im Sediment) lässt keine Rückschlüsse auf zusätzliche Einträge zu. Insbesondere konnte die Annahme eines Zusatzbeitrages über die ehemalige Ableitung der Hydraulik Tarthun nicht bestätigt werden. Die in Phase 2 belegten Belastungen an den Punkten Ehle 210 und Ehle 206 oberhalb der Mündung des Goldbachs und oberhalb der Einleitung am Brückenbauwerk an der Straße zwischen Tarthun und Groß Börnecke sowie Ehle 205 (Ehle 2) unterhalb der Einleitung am Brückenbauwerk zeigen sowohl der Höhe als auch dem Kongenerenmuster nach vergleichbare Schadstoffbefunde. Hinweise auf einen Zusatzbeitrag durch Einleitungen zwischen den Punkten Ehle 206 und Ehle 205 (Ehle 2) ergeben sich nicht.

Alle Befunde lassen eine widerspruchsfreie Interpretation der ausschließlichen Herkunft der PCB und PCN aus den ehem. Alkaliwerken Westeregeln zu.

Nach den Rechercheergebnissen aus [U21] (dort: [U7]) wurden in den Alkaliwerken Westeregeln PCN und PCB in den Zeiträumen 1932-1964 (Xylamon/ PCN) sowie 1955-1964 (Orophen/ PCB) hergestellt. Nach Literaturangaben sollen insgesamt ca. 1.000 t PCB hergestellt worden sein. Nach recherchierten Unterlagen zum Produktionsumfang der „Deutsche Solvay AG, Chemische Fabrik Westeregeln“ um das Jahr 1968 lag die hergestellte Menge an PCB (Produkt „Orophen AK 50“, auch als Chlordiphenyl bezeichnet) bei ca. 600 t/a; Orophen wurde seit 1957 hergestellt. Die Gesamtmenge an in Westeregeln hergestelltem PCB lag demnach bei ca. 8.000 t.

Zu den PCB-Verlusten bei der Produktion, speziell zu den mit dem Abwasser abgegebenen Mengen, liegen keine Informationen vor.

Zur hergestellten Gesamtmenge Xylamon (PCN) finden sich in der Literatur keine Angaben.

Bei der Havarie vom 15.01.1961 kam es zu einem Brand im Naphthalinlager der Alkaliwerke Westeregeln, der ehemaligen Lagerhalle an der elektrochemischen Fabrik; inwieweit dabei auch PCB oder PCN in Brand gerieten oder austraten ist unbekannt. Hinweise auf die Freisetzung von PCB oder PCN bei diesem Brandereignis gibt es nicht. Die Lagerhalle liegt außerhalb des Bereichs, in welchem die Chlorierung von Biphenyl und Naphthalin zu Orophen und Xylamon, die Destillation und die Lagerung der Produkte erfolgten.

Folgende in Tab. 7-1 aufgeführten Szenarien der Schadstoffeinträge (speziell PCB und PCN) aus dem Bereich der ehem. Alkaliwerke Westeregeln in die Umwelt und speziell in Schäfergraben und Ehle sind möglich:

32 Schadstoffdeposition in der OL Westeregeln und Eintrag über Abwassereinträge, Niederschlagsableitung sowie (rezent) Mischwasserentlastungen.

Tab. 7-1 Quellen und Eintragspfade für PCB- und PCN in das Gewässersystem Ehle

Ursache, Quelle	Eintragspfad in Schäfergraben/ Ehle	
während der Produktion Xylamon und Orophen („historisch“, bis zur Stilllegung ca. 1969)		Rezeptor Gewässersystem Schäfergraben/ Ehle
Abwasser	Einleitung PCB- und PCN-belasteter Abwässer →	
Verbringen in Großtagesbruch (IAA)	Sicker- oder Grundwassereintrag →	
schadstoffbelasteter Boden	Grundwasser →	
belasteter Oberboden, unversiegelt	Abschwemmen, Direkt- oder Indirekteintrag →	
atmosphärische Deposition	Immission auf Flächen und Abspülen durch Niederschlag, Direkt- oder Indirekteintrag[33] →	
Räumgut aus Unterhaltungsmaß-nahmen im Gewässerrandstreifen?	Abspülen durch Niederschläge und/oder Abwehen (weiter wie atmosphärische Deposition) →	
Nach Stilllegung der Produktion bis zum Bau des Schwanenteichs (ca. 1970 – ca. 1981)		
Boden	Grundwasser →	
Oberboden, unversiegelt	Abschwemmen, Direkt- oder Indirekteintrag →	
Inventar Großtagesbruch (IAA)	Sickerwasser, Direkteintrag Graben →	
atmosphärische Deposition	Immission auf Flächen und Abspülen durch Niederschlag, Direkt- oder Indirekteintrag →	
Räumgut aus Unterhaltungsmaß-nahmen im Gewässerrandstreifen?	Abspülen durch Niederschläge und/oder Abwehen (weiter wie atmosphärische Deposition) →	
rezent (nach Herstellen des Schwanenteichs, ab ca. 1981)		
Boden und Inventar Großtagesbruch	Grundwasser →	
Boden	Grundwasser, Direkteintrag Gräben →	
Grundwasser	Infiltration in RW-Kanal, Indirekteintrag in Gräben	
Inventar Großtagesbruch (IAA)	Sickerwasser, Direkteintrag Teich →	
Boden, unversiegelt bzw. Bauschutt-RC, unversiegelt (z.B. unter PVA)	Abwehen, Immission auf Flächen und Abspülen durch Niederschlag, Direkt- oder Indirekteintrag (Regenwassersystem, Mischwasserentlastungen) →	
atmosphärische Deposition	Immission auf Flächen und Abspülen durch Niederschlag, Direkt- oder Indirekteintrag →	
Räumgut aus Unterhaltungsmaß-nahmen im Gewässerrandstreifen	Abspülen durch Niederschläge und/oder Abwehen (weiter wie atmosphärische Deposition) →	

7.1.1.1 Historische Einträge

Es kann kein Zweifel daran bestehen, dass die in Tab. 7-1 rot hervorgehobenen „historischen“ produktionsbedingten Schadstoffeinträge über das Abwassersystem in die Ehle zu den heute feststellbaren hohen Belastungen der Sedimente der Ehle geführt haben.

Ebenso kann als gesichert angesehen werden, dass das Gewässer Ehle auf Grund der gegebenen Hydromorphologie der regelmäßigen Unterhaltung bedurfte und weiterhin bedarf. Bei der Gewässerunterhaltung wurden stets Sedimente an die Böschungen von Schäfergraben und Ehle sowie in den Gewässerrandstreifen verlagert. Mit den Schadstoffeinträgen über das Abwassersystem wurden so mit dem Räumgut auch Schadstoffe auf Böschungen und in den Gewässerrandstreifen verlagert. Deren Erosion wird zu einer Mobilisierung und Rekontamination geführt haben.

Die historischen Einträge sind für die Belastungen der Altsedimentdepots der Ehle und (in Folge der Verlagerung bei der Gewässerunterhaltung) für die Bodenbelastungen der Böschungen und Gewässerrandstreifen maßgeblich.

33 Direkteintrag: Abfluss des schadstoffführenden Niederschlagswassers in das Gewässer; Indirekteintrag: Abfluss des schadstoffführenden Wassers über ein Kanalsystem (Regenwasser, Schmutzwasserdirekteinleitung oder Mischwasser-entlastung) in das Gewässer

7.1.1.2 Rezente Einträge

Nach der Zusammenstellung in Tab. 7-1 erfolgt der rezente Zutritt der Schadstoffe in das System Schäfergraben/ Ehle

- über Schadstoffeinträge in die Niederschlagsentwässerung und Zutritt in den Schwanenteich über den Punkt „Schäfergraben 6“
- über Grundwasserentlastungen in die zulaufenden Gräben
- über den Eintrag von kontaminierten Feststoffen (atmosphärische Deposition, Erosion von und Rekontamination durch bei Unterhaltungsarbeiten im Randbereich abgelegten Sedimenten).

Die Relevanz der Einträge soll nachfolgend beschrieben werden.

Durch die ausgeführten Untersuchungen an Wasser-, Sediment- und Bodenproben wurden die in Tab. 7-1 genannten rezenten Einträge in das System nur zum Teil erfasst (z.B. Zulauf zum Schwanenteich am Messpunkt Schäfergraben 6 (LHW 414592)). Im konkreten Falle ist der nach wie vor erfolgende Sediment- und Schadstoffeintrag über die Niederschlagsentwässerung des Solvay-Gewerbeparks (ehem. Alkaliwerke Westeregeln) der wesentliche rezente Eintrag in das System Schäfergraben/ Schwanenteich – Ehle (vgl. hierzu Abschnitt 3.4.2, Einleitungen im EZG Schäfergraben).

Die Systemgrenzen sind in der Abb. 7-7 (Seite 205) schematisch dargestellt.

Oberhalb der Systemgrenzen der hier dokumentierten Untersuchungen zur Ehle und zum Schäfergraben, oberhalb des Messpunktes „Schäfergraben 6“ (SG 6), wurden in den Jahren 1991 bis ca. 2000 bereits diverse Untersuchungen (Altlastenuntersuchung Alkaliwerke Westeregeln) ausgeführt. In einer in 2017 ergänzend vorgenommenen Erkundung (Teilprojekt Quelle, [U25]) wurde der Status der Belastungen von Boden und Grundwasser aktualisiert; dabei wurden in Abstimmung mit dem hier dokumentierten Teilprojekt Ehle auch Untersuchungen am Kanal- und Grabensystem oberhalb des Messpunktes SG 6 ausgeführt.

Aus der Niederschlagsentwässerung des Gewerbeparks (ehem. Alkaliwerke Westeregeln) tritt sowohl in den nördlichen als auch den südlichen Graben[34] noch belastetes Wasser aus (Abb. 3-93).

Tab. 7-2 Frachten im Zulauf der Gräben (Auszug Tabellen 13 und 14 aus [U25])

	Abfluss Q Messzeitraum		c	Fracht Messzeitraum	Fracht
	[m³]		[µg/m³]	[mg]	[mg/a]
OWP 11 (nördlicher Graben)	982	PCB	160	154	687
		PCN	360	355	1.580
OWP 3 (südlicher Graben)	1.750	PCB	20	33,27	148
		PCN	60	108	484
Summe Frachten		PCB			837
		PCN			2.100

Die Wassermengen wurden über kontinuierliche Durchflussmessungen über den Zeitraum von ca. 30 Tagen ermittelt (Abb. 7-1).

Der Aufzeichnung des Durchflusses gestattet im Vergleich mit den Niederschlagswerten eine Interpretation der Befunde. Aus dem südlichen Auslass (OWP 3) tritt auch im Trockenwetterfall

34 Der nördliche Graben (OWP 11) nimmt das Wasser von 2 Einläufen auf. Der südliche Auslauf (DN 800, DFMM 3) ist Teil der Niederschlagsentwässerung des Gewerbegebietes und nimmt das Niederschlagswasser aus dem Bereich Douglashall auf. Der nördliche Auslauf (DN 500) „unbekannter Herkunft“ ist nicht in den Bestandsplänen des WAZV verzeichnet (DFMM 4). Dieser schüttet relativ konstant ein stark mineralisiertes Wasser.
Der südliche Graben nimmt das Wasser des Quellaustrittes sowie das Niederschlagswasser des Gewerbegebietes aus den Bereichen Borrweg und Solvaystraße auf.

ca. 0,18 m³/h Wasser aus. Hierbei handelt es sich um die Infiltration von Grundwasser in das Niederschlagswassersystem (Abschnitt 3.4.2).

Der südliche Austritt im nördlichen Graben (OWP 11, DFMM 3) schüttet im Trockenwetterfall lediglich 0,03 m³/h. Der nördliche Austritt im nördlichen Graben (OWP 11, DFMM 4, gelbe Linie in Abb. 7-1) schüttet praktisch niederschlagsunabhängig ca. 0,5 bis 2,6 m³/h; das Wasser weist eine auffällig hohe Leitfähigkeit auf.

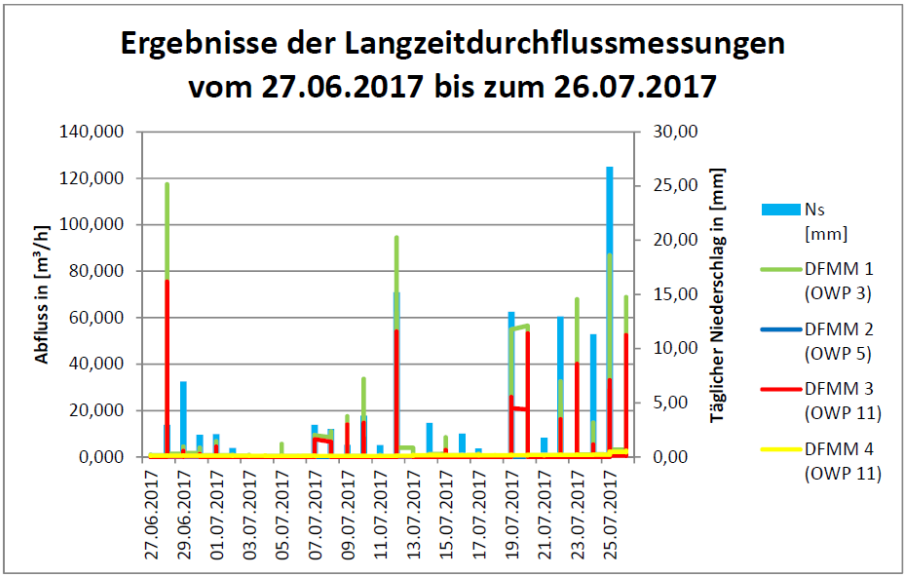


Abb. 7-1 Durchflussmessungen an RW-Auslässen in den nördlichen und südlichen Graben (oberhalb Schwanenteich) nach [U25]

Ereignisbedingt (niederschlagsbedingt) steigen die Abflüsse im Messzeitraum (30 Tage, 27.06. bis 26.07.2017) auf bis zu 117 m³/h im Regenwasserauslass des südlichen und 75 m³/h im nördlichen Graben (Abb. 7-1, RW-Kanal vgl. Abb. 3-93, Auslässe vgl. Abb. 3-94 und Abb. 3-95).

Die für die Frachtberechnung herangezogenen Analysenwerte (Konzentrationen) sind Einzelwerte und berücksichtigen die Konzentrationen bei Starkregenereignissen (Abspülen von Feinfraktionen von entwässerten Flächen) nicht. Die Frachtberechnungen sind daher lediglich als Schätzung anzusehen, da ereignisbedingte Einflüsse auf die Fracht im Faktor „Konzentration“ nicht erfasst werden konnten. Die in Tab. 7-2 ausgewiesenen Frachten repräsentieren daher lediglich den Trockenwetterfall. Für die Belastung im Zulauf zum südlichen Graben kommen Fremdwasserzutritte (Infiltrationen) in der Haltung 1066300752 (zwischen den Schächten 1066300752 und _754, Solvaystraße) sowie ein in Abschnitten weitergenutzter alter Kanal (Borrweg) in Frage (Abschnitt 3.4.2). Diese Fremdwasserzutritte stellen die „Grundlast“ dar, die in die Frachtberechnung der Tab. 7-2 eingegangen ist.

Die Relevanz des rezenten Grundwasserpfades (der Eintrag belasteten Grundwassers über das Kanalsystem oder direkt durch Entlastung in die Entwässerungsgräben) kann nach der aktuellen Datenlage[35] nicht vollständig beurteilt werden:

– Auf den Flächen der ehem. Alkaliwerke Westeregeln wurden z.T. erhebliche Grundwasserbelastungen mit Naphthalin und PCN nachgewiesen [U15]. Nach seinerzeitiger gutachterlicher Beurteilung ist dieser Schaden jedoch auf Grund der Stoffeigenschaften und des geringmächtigen Grundwasserleiters als stationär anzunehmen: „*Von der vorgefundenen Schadstoffbelastung des Bodens und Grundwassers (geht) bei der ausgewiesenen Nutzung des Standortes als Industrie- und Gewerbefläche weiterhin keine akute Gefährdung aus*.“

35 Die GWM ([U15], [U25]) sowie die OWP-Messpunkte aus [U25] befinden sich oberhalb (außerhalb) des Untersuchungsraums. Für detaillierte Erläuterungen wird daher auf dieses Gutachten und dazu vorliegenden Stellungnahmen verwiesen.

Im Gutachten [U15] finden sich keine Beurteilungen einer eventuellen Beeinträchtigung der Oberflächengewässer Beintalgraben/ Schäfergraben und Schwanenteich.

– Im Rahmen einer in 2017 ausgeführten Untersuchung wurden vorhandene Grundwassermessstellen beprobt und neu errichtet [U25]. Nach Stichtagsmessung in 15 GWM wird die Grundwasserfließrichtung mit ESE angegeben. Der Flurabstand liegt zwischen 2 und 3 m. Aussagen zu einer westlich der Solvaystraße vorhandenen Grundwasserscheide und zur Wirkung einer Buntsandsteinhochlage in [U25] werden älteren Berichten [U15] entnommen. Nach den Grundwasseruntersuchungen an 17 GWM werden zwei lokale Schadstofffahnen identifiziert; hohe Belastungen weisen die GWM P2no/02, P2/90o, 6/02 und 12/17 auf. Der PCN-Gehalt liegt bei max. ca. 4.200 µg/l, der Gehalt an Σ PCB6 bei max. 18 µg/l. Der Naphthalin-Gehalt im Grundwasser beträgt max. 660 µg/l. (Die GWM P2no/02 erschließt einen tieferen Grundwasserleiter im Buntsandstein. Wohin dieser entwässert und wie ausgeprägt die Schadstofffahne in diesem GWL ist, ist unbekannt).

  Hinweise auf Entlastungen des Grundwassers in die Gräben und damit das System Schäfergraben/ Ehle gibt es aktuell nicht.

  Die Infiltration von Grundwasser in das Kanalsystem ist mit den Frachten Tab. 7-2 erfasst.

  Die hydrodynamischen Verhältnisse im Bereich der Altlast ehem. Alkaliwerke Westeregeln bedürfen der weiteren Klärung. Hinweise auf den direkten Zutritt von kontaminiertem Grundwasser in die Gräben gibt es jedoch nicht.

Die vorgenannten Gräben (nördlicher und südlicher Zulauf) vereinigen sich am Punkt „SG 6“ (dem Durchlass im ehem. Bahndamm) und fließen dem Schwanenteich zu.

Dem Schwanenteich treten weiterhin Sickerwässer aus der ehemaligen Spüldeponie („IAA Deponie Industrieabwasser“) zu. Die „Deponie“ ist ein ehem. Großtagesbruch, der mit diversen mineralischen Abfällen überwiegend aus dem Einzugsgebiet sowie Aschen, Schlacken und mineralischem Abbruchmaterial der ehem. Alkaliwerke und der später errichteten VEB Orbitaplast Westeregeln verfüllt wurde (zur Entwicklung des Großtagesbruchs vgl. u.a. [U21]). Hier ist die Einbringung schadstoffbelasteter Abfälle nicht auszuschließen.

Nach der Verfüllung des Großtagesbruchs erfolgte das Einbringen der Aschen aus dem Heiz- bzw. Kraftwerk überwiegend durch Verspülen, wodurch eine Erweiterung der Ablagerungsfläche nach Osten in Richtung des seinerzeit dort verlaufenden Beintalgrabens erfolgte [S1].

In der orientierenden Erkundung [U25] wurden in den aus dem Spülfächer oberflächennah entnommenen Sedimentproben keine erhöhten PCB-Belastungen festgestellt. Der maximale Schadstoffgehalt wurde in der Probe SP 12/17-1 (0-10 cm) mit 400 µg/kg Σ PCB_7, bzw. 315 µg/kg Σ PCB_6, jedoch 34.000 µg/kg PCN (!) festgestellt. Im Zeitpunkt der Probennahme konnte kein Grund- oder Sickerwasser im Schwemmfächer festgestellt und beprobt werden.

Das aus den Gräben über den Messpunkt SG 6 (LHW 414592) zutretende Wasser sowie das Sickerwasser der ehemaligen Spüldeponie und das dort ablaufende Niederschlagswasser stellen die Zuflüsse des Schwanenteichs dar.

Der Schwanenteich ist die Erweiterungsfläche der Ascheeinspülung IAA Deponie Industrieabwasser und wurde um 1981 durch Ausschieben der Flächen und Einbau des ausgeschobenen Bodens in einen den Teich im Norden, Osten und Süden umschließenden Damm hergestellt [S1]. Nach Herstellen des Schwanenteichs wurden die Zuläufe zwangsläufig durch diesen Teich geleitet; das Wasser aus dem Teich wird über den Schäfergraben in die Ehle abgeleitet (Abschnitt 3.4.1.2).

Der Schwanenteich wirkt wie eine Sedimentfalle und verlandet zunehmend (Abb. 3-90). Die Entwicklung kann anhand der multitemporalen Luftbildauswertung (dokumentiert in [U21]) nachvollzogen werden. Während sich in den Luftbildern bis ca. 1999 kaum eine Verlandung zeigt, ist im DOP 2002 eine Auflandung vor dem Ab- und Überlaufbauwerk (südlicher Ablauf) erkennbar. Durch die Verlandung dieses Bauwerkes, evtl. auch in Folge eines geänderten Sedimentregimes nach Erschließung des Gewerbeparks im Jahr 2000, verringert sich die Freiwasserfläche des

Schwanenteichs. Der Schwanenteich fungiert – da die in Abb. 3-79 gekennzeichneten Abflüsse praktisch unwirksam sind – seither als Sedimentfalle.

Im Trockenwetterfall ist kein Abfluss aus dem Schwanenteich festzustellen. Der Schäfergraben unterhalb des Schwanenteiches speist sich im Trockenwetterfall nur aus der Durchsickerung des Damms. Da jedoch im System unterhalb des Schwanenteichs im Schäfergraben PCB- und PCN-Befunde festgestellt wurden, die in der Größenordnung denen an der oberen Systemgrenze entsprechen (Abschnitt 6.1.1.1), ist die Wirkung der Sedimentfalle unvollständig. Für das Frachtgeschehen im System spielen vermutlich Starkniederschlagsereignisse, in deren Verlauf oder Folge es zu einer temporären Wasserführung mindestens im nördlichen Ablauf 1 des Schwanenteichs kommt, eine entscheidende Rolle (Abb. 3-79). Darauf weisen im Übrigen auch die Durchflussmessungen oberhalb der Systemgrenzen hin (Abb. 7-1).

Die atmosphärische Deposition auf versiegelten Flächen und der (direkte und indirekte) Eintrag in Gewässer lassen sich im System nach aktueller Datenlage nicht quantifizieren. Hinweise auf solche historischen Einträge geben jedoch erhöhte PCB- und PCN-Gehalte in den Sedimenten oberhalb der Einmündung des Beintalgrabens/ Schäfergrabens in die Ehle.

Nach den örtlichen Feststellungen erfolgt die Verwertung des bei Unterhaltungsarbeiten anfallenden Räumgutes (u.a. der Sedimente) durch Aufbringen auf die Böschungsschulter bzw. den Gewässerschonstreifen. Die Unterhaltung (Beräumung) der Gräben, die dem Schwanenteich zulaufen, des Schäfergrabens und weiter Teile der Ehle ist relativ häufig erforderlich, da dies für die Gewährleistung der Gebietsentwässerung notwendig ist.

Für den Schadstofftransport im Gewässersystem der Ehle ist neben dem geringen Schadstoffeintrag aus dem Schwanenteich und neben der Remobilisierung schadstoffbelasteter Feinsedimentdepots und Verlagerung über sedimentbürtige Schwebstoffe z.B. in Folge von Starkniederschlags- und Hochwasserereignissen der Sedimentumgang (Einbau im Uferbereich des Gewässers/ im Gewässerrandstreifen) bei den häufig erforderlichen Unterhaltungsmaßnahmen von Bedeutung. Hierbei erfolgt eine Schadstoffabreicherung im Gewässersystem nur durch Bildung anderer Schadstoffdepots (im Gewässerrandstreifen) oder weitere Verlagerung (Erosion und Staubemission).

Die Erosion und Rückführung des bei Unterhaltungsarbeiten auf Böschungen und im Gewässerrandstreifen abgelegten Räumgutes (der belasteten Sedimente) in das Gewässer (Rekontamination) führt im engeren Sinne nicht zu einem weiteren Schadstoffeintrag in das System (sofern die Systemgrenzen die von der Ehle ausgehenden Bodenbelastungen einschließen).

Alle diskutierten Schadstoffeinträge in das betrachtete System lassen sich direkt oder indirekt auf die Quelle ehem. Alkaliwerke Westeregeln zurückführen. In der Hauptsache erfolgte oder erfolgt (in noch zu untersuchendem Umfang) der Zutritt in das System über die obere Systemgrenze Messpunkt „Schäfergraben 6“ (Abb. 7-7); untergeordnet kann ein Eintrag über atmosphärische Deposition in die oberirdischen Einzugsgebiete von Entwässerungsanlagen und indirekten Eintrag in das System (Schäfergraben und Ehle) erfolgt sein oder erfolgen.

7.1.2 Senken, Sedimentmengen, Potenzialabschätzung

Die Sedimente wirken im System als Schadstoffsenken (Abb. 7-7). Als weitere Schadstoffsenke wirken die schädlichen Bodenveränderungen; diese werden in Abschnitt 7.5 beurteilt. Im System ist zwischen den Sedimentdepots im Schwanenteich und in der Ehle zu unterscheiden.

7.1.2.1 Schwanenteich/ Schäfergraben

Wie in Abschnitt 7.1.1 beschrieben, wirkt der (im Trockenwetterfall praktisch abflusslose) Schwanenteich als Sedimentfalle.

Die Abschätzung der Sedimentmenge und des Schadstoffpotenzials im Schwanenteich erfolgte über einen Flächenansatz des Gewässers. Im Bereich der freien Wasserfläche wurde die Sedimentmächtigkeit in Phase 1 an 12 Punkten im Mittel mit 53 cm bestimmt. Die freie Wasserfläche wird über Flächenabgriff im GIS zu 8.200 m² ermittelt. Dort liegt die in Phase 2 gemittelte Belastung Σ PCB_6 bei 2.300 µg/kg TS bzw. die Gesamt-PCB-Belastung (Σ PCB) bei 11.500 µg/kg TS und Σ PCN bei 90.000 µg/kg TS. Die Trockenmasse beträgt 60 %.

Wie den Luftbildern aus [U21] bzw. auch der Eintragung der verlandeten Flächen in Abb. 3-90 entnommen werden kann, ist der bereits verlandete Teil des Schwanenteichs größer als die offene Wasserfläche des Teichs. Die Sedimentmächtigkeit wurde in diesen verlandeten Abschnitten in Phase 2 zu ca. 0,6 m ermittelt. Im verlandeten Teil liegt die gemittelte Belastung Σ PCB_6 bei 10.000 µg/kg TS bzw. Σ PCB bei 50.000 µg/TS und Σ PCN bei 200.000 µg/kg TS. Die Trockenmasse des überwiegend organischen Materials beträgt 30 %. Auf Grund des hohen organischen Anteils der Sedimenrte wird die Dichte mit 1,2 t/m³ angesetzt.

Damit ergibt die Schätzung:

Sedimentvolumen Freiwasserfläche, 0,5 m × 8.200 m²:	4.100 m³
Sedimentmasse Freiwasserfläche (Dichte 1,2 t/m³)	ca. 5.000 t
Potenzial Σ PCB (Gehalt im Sediment ∅ 6,9 g/t OS)	ca. 34,5 kg Σ $PCB_{ges.}$
Potenzial Σ PCN (Gehalt im Sediment ∅ 54 g/t OS)	ca. 270 kg Σ PCN
Sedimentvolumen verlandeter Teil, 0,6 m × (19.200 m²- 8.200 m²)	6.600 m³
Sedimentmasse Freiwasserfläche (Dichte 1,2 t/m³)	ca. 8.000 t
Potenzial Σ PCB (Gehalt im Sediment ∅ 15 g/t OS)	ca. 120 kg Σ $PCB_{ges.}$
Potenzial Σ PCN (Gehalt im Sediment ∅ 60 g/t OS)	ca. 480 kg Σ PCN
Sedimentmasse Sediment Schwanenteich	13.000 t
Potenzial Σ PCB im Teichsediment (Wasser und verlandet)	ca. 155 kg Σ $PCB_{ges.}$
Potenzial Σ PCN im Teichsediment (Wasser und verlandet)	ca. 750 kg Σ PCN

Die Gesamtsedimentmenge im Schwanenteich beläuft sich auf ca. 10.700 m³ bzw. 13.000 t.

Die in Phase 1 ermittelten Schadstoffpotenziale im Schwanenteich lagen um eine Größenordnung unter den in Phase 2 ermittelten Werten; Ursache hierfür ist vermutlich die Beeinflussung der Probennahme in Phase 1 durch die Algenblüte einerseits und die konzeptbedingt nicht berücksichtigte Belastung im verlandeten Teil andererseits.

Die Sedimentmengen im Schäfergraben (zwischen den Messpunkten SG 2/ SG 203) und der Mündung in die Ehle) sind gegenüber denen im Schwanenteich (oder in der Ehle) vernachlässigbar gering:

Sedimentvolumen Schäfergraben, 800 m × (Querschnitt 0,1 m²)	80 m³
Sedimentmasse Sediment Schäfergraben	100 t
Potenzial Σ PCB im Schäfergraben (∅ 5 g/t)	ca. 0,5 kg Σ $PCB_{ges.}$
Potenzial Σ PCN im Schäfergraben (∅ 150 g/t)	ca. 15 kg Σ PCN.

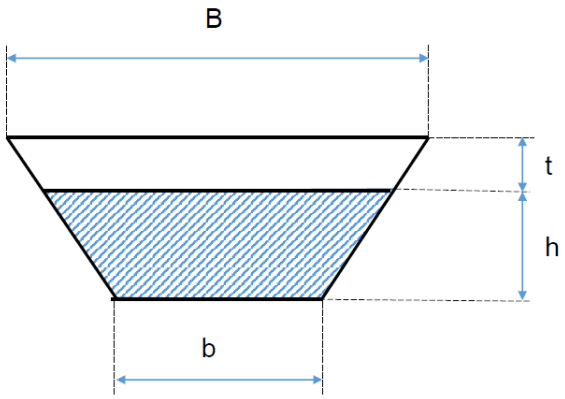
7.1.2.2 Ehle

Die in der Ehle vorhandenen Feinsedimentmengen (Feinsedimentdepots) lassen sich bzgl. der Schadstoffbelastung und des Schadstoffpotenzials (Schadstoffdepots) auf Basis der stichprobenartig entnommenen Sediment-Mischproben nur grob abschätzen.

In Phase 1 [A11] wurde die Sedimentmenge im Gewässer Ehle auf Grundlage der Probennahmen (n=6) und der Peilstangensondierungen (n= 9), sowie unter Berücksichtigung der in nach [E5] maßnahmerelevanten Teilbereichen ausgeführten Vermessung zu 22.000 m³ bzw. (bei Ansatz einer Dichte von 1,4 t/m³ auf Grund des hohen mineralischen Anteils) zu 30.800 t ermittelt:

Sedimentvolumen von km 0+000 bis km 1+500 nach [E5]:	5.700 m³
Sedimentvolumen von km 1+500 bis km 3+120 [E5]:	5.600 m³
Sedimentvolumen von km 3+120 bis km 11+600 8.500 m × Querschnitt Schlamm im Mittel ca. 1 m² (Schätzung)	8.500 m³
Zulage Feinsedimentdepot km 7+700 (Schätzung)	ca. 2.000 m³
Sedimentmenge	22.000 m³
Gesamtmasse (Dichte 1,4 t/m³)	30.800 t

In Phase 2 wurden aus dem Gewässer Ehle im betreffenden Abschnitt an 17 Positionen Sedimentproben entnommen und dabei die Sedimentmächtigkeit abschnittsweise unter Annahme eines Trapezprofiles im Gerinne ermittelt. Für den Querschnitt (Sedimentfüllung im Gerinne) am jeweiligen Messpunkt gilt:



B: Breite des Gewässers

b: Sohlbreite (b = 0,5 × B)

t: Wassertiefe

h: Sedimentmächtigkeit

T: Gesamttiefe (= t + h)

$$A = 0{,}5 \times B \times h \times (1 + \frac{0{,}5 \times h}{t + h})$$

Die Sedimentmenge wird danach im Gewässer Ehle zu ca. 20.000 m³ ermittelt; zzgl. den Mengen im Feinsedimentdepot bei km 7+700 ergeben sich ca. 21.000 m³ bzw. (bei Ansatz einer Dichte von 1,4 t/m³) ca. 29.400 t.

Für die weitere Abschätzung werden 30.000 t Sediment (Originalsubstanz, wasserhaltig) angesetzt.

Die Sedimentbelastung in der Ehle liegt im Mittel bei ca. 12,5 mg/kg Σ PCB_7 (Median: 8,9 mg/kg) bzw. 11,2 mg/kg Σ PCB_6 (Median: 7,7 mg/kg) und im Mittel bei 37 mg/kg Σ PCN (Median: 10,6 mg/kg) mit Maximalbefunden von 46 mg Σ PCB_6 und 520 mg/kg Σ PCN (Phase 1: n = 6, Phase 2: n=38). Für die weiteren Abschätzungen werden die Mittelwerte verwendet. Diese beziehen sich auf die Trockensubstanz. Der Trockenrückstand beträgt im Mittel 45 %. Der Gehalt in der Originalsubstanz (OS) ergibt sich entsprechend. Damit ergibt sich im Gewässerbett der Ehle folgendes Potenzial:

Sedimentvolumen (Ehle, km 0+000 bis 11+700)	21.000 m³
Gesamtmasse (Dichte 1,4 t/m³)	30.000 t
Potenzial Σ PCB (Gehalt im Sediment ∅ 25,2 g/t OS)	ca. 756 kg Σ $PCB_{ges.}$
Potenzial Σ PCN (Gehalt im Sediment ∅ 16,7 g/t)	ca. 500 kg Σ PCN

Die Sedimentmengen in der Ehle liegen ungefähr um den Faktor 2,3 über den rezenten Sedimentmengen im Schwanenteich.

Der PCB-Gehalt der (Alt-)Sedimentdepots in der Ehle liegt um ca. den Faktor 2 über dem PCB-Gehalt der rezenten Sedimente im Schwanenteich. Maßgeblich hierfür ist der relativ geringe PCB-Gehalt der Teichsedimente im Freiwasserbereich (SG 5-1 bis 3, 204-1 bis 3).

Im deutlichen Gegensatz dazu liegt der PCN-Gehalt in den Teichsedimenten (und zwar sowohl aus dem Freiwasserbereich als auch dem verlandeten Teil) deutlich über dem mittleren PCN-Gehalt der Ehlesedimente.

Das für das Gesamtsystem Schwanenteich/ Schäfergraben/ Ehle geschätzte Potenzial von ca. 910 kg Σ PCB (Gesamt-PCB) und ca. 1.250 kg Σ PCN ist als erheblich einzustufen; die Sediment- oder auch Schadstoffmenge im Sediment gestattet jedoch keine Aussagen über die Mobilisierbarkeit der Feinsedimente (des Remobilisierungspotenzials bzw. Resuspensionsrisikos, vgl. [L23]).

Die PCB-Abschätzung erscheint plausibel; bei den in der Literatur angegebenen Produktionsmengen von ca. 1.000 t beliefe sich der „Verlust“ auf ca. 0,1 %, bei den nach eigenen Recherchen anzusetzenden Produktionsmengen von ca. 8.000 t auf ca. 0,01 %. Wenngleich Angaben zu Kapazitäten und Produktionsmengen für die PCN nicht vorliegen, gilt dies grundsätzlich auch für die PCN.

7.2 Frachtabschätzung

Neben den Schadstoffkonzentrationen im Wasser und im Sediment der Gewässer Schäfergraben (Abschnitt 6.1) und Ehle (Abschnitt 6.2) sowie in der unterhalb liegenden Bode (Abschnitt 6.3) sind – soweit zugänglich – die Schadstofffrachten für die Beurteilung des in diesem Falle überwiegend sedimentgebundenen Schadstofftransports maßgeblich. Die im Gewässer verlagerte Sediment- und Schadstofffracht erlaubt – im Gegensatz zu Stoffgehalten im Wasser oder im Sediment – die Beurteilung des Sediment- und damit Schadstofftransports im Gewässer.

Einen umfassenden Überblick über mögliche Methoden zur Berechnung der Schadstoff-Jahresfracht an den Bezugsmessstellen der Elbe gibt u.a. Anlage A2-11 des Sedimentmanagementkonzeptes der FGG Elbe [L24]. Die dort empfohlenen Methoden sind (für die partikelgetragenen organischen Schadstoffe PCB und PCN) mangels entsprechender Schwebstoffuntersuchungen nicht möglich. Schwebstoffuntersuchungen sollten nach abgestimmten Untersuchungskonzept [A11] in der Ehle aus u.a. technischen Erwägungen heraus (für Installation von Sedimentkästen z.T. zu geringe Wassertiefe) nicht ausgeführt werden. Daher bleibt hier nur die hilfsweise Frachtberechnung als Augenblicksfracht.

Die Berechnung der Augenblicksfracht erfolgte unter Ansatz des gemessenen Durchflusses und der Stoffkonzentration.

$$F = Ci \times Qi$$

Im Zeitpunkt z.B. der Probenahme Phase 1 wurde am Punkt Ehle 1 ein Abfluss von 0,157 m³/s gemessen. Mit dem Messwert der Phase 1 ergibt sich die momentane Fracht wie folgt

F (PCB) = 0,04 × 10^{-3} g/m³ Σ PCB_7 × 0,157 m³/s × 3.600 s/h × 24 h/d × 365,25 d/a
F (PCB) ≈ 200 g/a Σ PCB_7

F (PCN) = 0,156 × 10^{-3} g/m³ Σ PCN × 0,157 m³/s × 3.600 s/h × 24 h/d × 365,25 d/a
F (PCN) ≈ 770 g/a Σ PCN

Die in den Phasen 1 und 2 auf Grundlage der jeweils am Tag der Probenahme ausgeführten Durchflussmessungen sowie der PCB- und PCN-Gehalte in den Wasserproben ermittelten Frachten sind in den folgenden Tab. 7-3 und Tab. 7-4 ausgewiesen.

Tab. 7-3 Frachtabschätzung Schäfergraben und Ehle, Phase 1

Nr.	km	Beschreibung	Q	[PCB 7]	F (PCB)	[PCN]	F (PCN)
			m³/s	mg/m³	g/a	mg/m³	g/a
Schäfergraben							
6	1+350	Zulauf LHW 414592	0,0041	0,028	**3,6**	0,088	**11,4**
2	0+630	Schäfergraben, LHW 414593	0,002	0,064	**4,1**	0,156	**9,9**
1		Schäfergraben	0,0015	0,016	**0,7**	0,225	**10,5**
Ehle							
6	11+610	Westeregeln	0,032	0,004	**4,1**	0,150	**151,5**
5	9+540	Egeln, Klosterstraße	0,053	0,073	**122**	0,321	**538**
4	7+550	Egeln, eh. Brücke, LHW 414595	0,0525	0,034	**56**	0,140	**232**
3	6+230	Egeln - Tarthun	0,043	0,023	**32**	0,105	**143**
2	3+100	Tarthun, Brücke	0,083	0,020	**53**	0,127	**333**
1	0+800	Unterlauf Ehle (IHU 4)	0,157	0,040	**201**	0,156	**775**

In Phase 2 wurde der Schwebstoffgehalt im Wasser (abfiltrierbare Stoffe, AFS) gravimetrisch ermittelt. Aus diesem wurde die Schwebstoff- bzw. Sedimentfracht berechnet.

Tab. 7-4 Frachtabschätzung Schäfergraben und Ehle, Phase 2

Nr.	km	Beschreibung	Q	Schwebstoff-fracht	F (PCB)	F (PCN)
			m³/s	kg/a	g/a	g/a
Schäfergraben						
6	1+350	Zulauf LHW 414592	0,0041	(nicht bestimmt)[36]	3,6	11,4
203	0+630	Schäfergraben, LHW 414593	0,0001	14,23	0,1	2,3
202	0+630	Schäfergraben, LHW 414593	0,0011	155,47	1,1	7,6
201	0+190	Schäfergraben	0,0007	113,61	0,5	3,1
Ehle						
220	11+950	E7 Brücke Bahnhofstraße	0,0137	950	0	0
219	11+610	E6 Westeregeln	0,0166	1.880	6,9	161
218	11+130	Westeregeln, Eisenbahnbrücke	0,0181	1.140	32,1	241
217	10+970	Westeregeln, Eisenbahnbrücke	0,0149	(AFS < BG)	30	180
216	9+870	Egeln, unterhalb Brücke B 81	0,1012	15.330	312	754
215	9+540	E5 Egeln, Klosterstraße	0,1697	31.050	707	1.114
214	8+800	Egeln, Furt	0,1027	(AFS < BG)	149	412
213	7+700	Egeln, ehem. Eisenbahnbrücke	0,1270	(AFS < BG)	121	249
211	7+550	E4, Brücke, LHW 414595	0,0429	(AFS < BG)	37	50
210	6+230	E3 Egeln – Tarthun	0,0852	13.980	94	608
Z209	-	Goldbach (km 4+530)	0,0109	10.000	0	0
208	4+250	Unterhalb Mündung Goldbach	0,0271	149.630	105	326
206	3+140	E2, oberhalb der Brücke	0,0439	65.120	260	726
205	3+100	E2, Brücke Tarthun	0,0715	15.350	102	700
204	2+500	Unterlauf	0,0445	1.400	30	268
203	1+600	Unterlauf	0,0842	7.970	52	332
202	0+800	E1, Unterlauf Ehle (IHU 4)	0,0844	(AFS < BG)	41	274
201	0+550	Unterlauf	0,0254	4.970	12	78

Während die Schwebstofffracht (Augenblicksfracht) im Schäfergraben über den AFS mit ca. 100 kg/a berechnet wird, kann diese auf Grundlage der Augenblickswerte in der Ehle zu im Mittel

36 Der Schwanenteich wurde 1980 hergestellt. Die im Schwanenteich akkumulierte Sedimentmenge wurde zu 13.000 t abgeschätzt (Abschnitt 7.1.2.1). Die Gesamtsedimentmenge setzt sich zusammen aus der im Teich gebildeten Biomasse und der über den Zulauf eingetragenen Schwebstoffmenge. Eine Zuordnung ist ohne weitere Untersuchungen nicht möglich.

25 t/a abgeschätzt werden. Zum Vergleich: Die Schwebstofffracht der Bode an der Bezugsmessstelle Neugattersleben wird im Sedimentmanagementkonzept [L24] für den Zeitraum 2003-2008 mit im Mittel 8.948 t/a bei einem Durchfluss (MQ) von 11,9 m³/s angegeben.

Bei der Interpretation der Werte ist zu beachten, dass es sich um Augenblickswerte handelt, die zudem ausschließlich in Phase 2 ermittelt und damit nicht verifiziert wurden. Diese Augenblickswerte erfassen ereignisbedingte Änderungen im Durchfluss und im Schwebstoffgehalt (AFS) nicht.

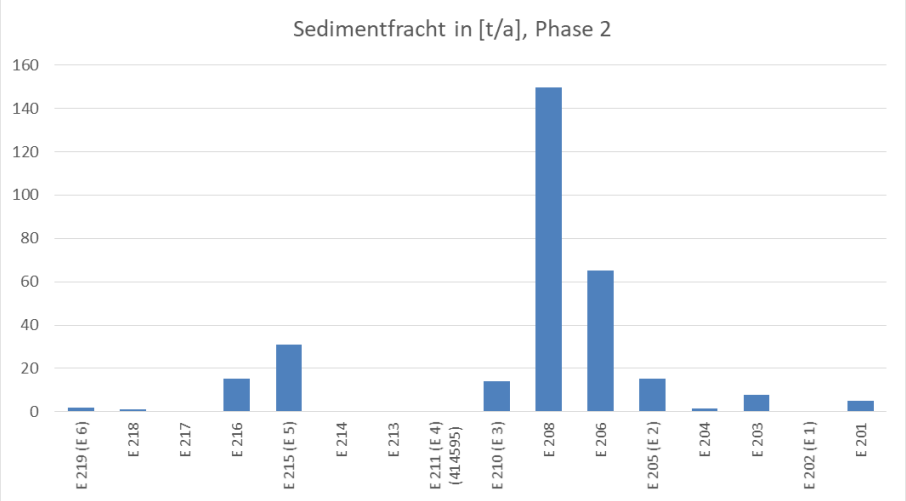


Abb. 7-2 Schwebstofffracht, Ehle, Phase 2

Die Schwebstofffracht zeigt im Gewässerlauf erwartungsgemäß einen Gang, der die hohen AFS-Werte in der Ehle unterhalb der Klostersiedlung (Ehle 215/ Ehle 5) und unterhalb der Einmündung des Goldbachs in die Ehle (Messpunkte Ehle 208, Ehle 206) widerspiegelt.

7.2.1.1 Schäfergraben

Die Schadstofffracht liegt an der oberen Systemgrenze (am Messpunkt SG 6) bei 3,6 g/a Σ PCB_7 und 11,4 g/a PCN. Diese ermittelten Schadstofffrachten stimmen in der Größenordnung gut mit denen überein, die in [U25] am Einlauf in die Gräben ermittelt wurden, die am Messpunkt SG 6 in den Schwanenteich fließen (Σ PCB_7: 0,8 g/a, PCN: 2,1 g/a). Hierzu vgl. Tab. 7-2.

Die im System Schäfergraben ermittelten Frachten sind in den Abb. 7-3 und Abb. 7-4. dargestellt:

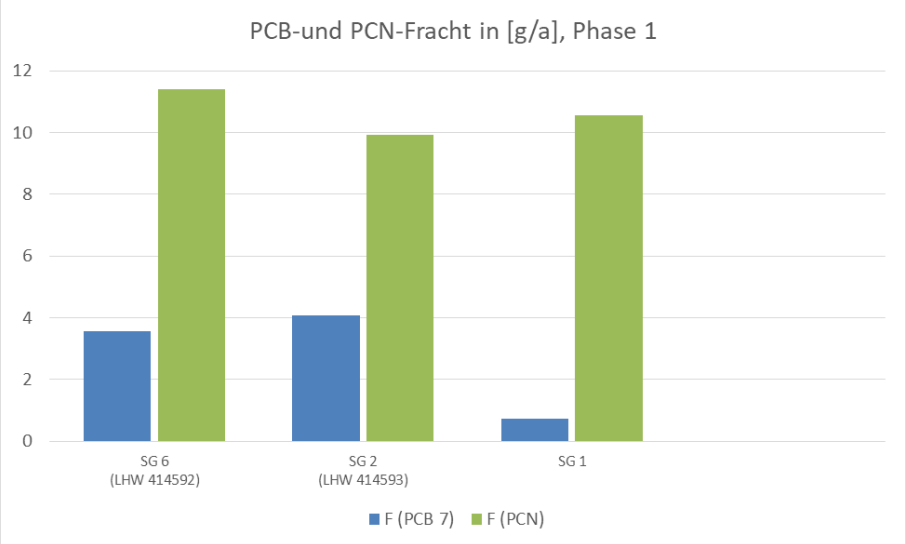


Abb. 7-3 Σ PCB7- und PCN-Frachten Schäfergraben, Phase 1

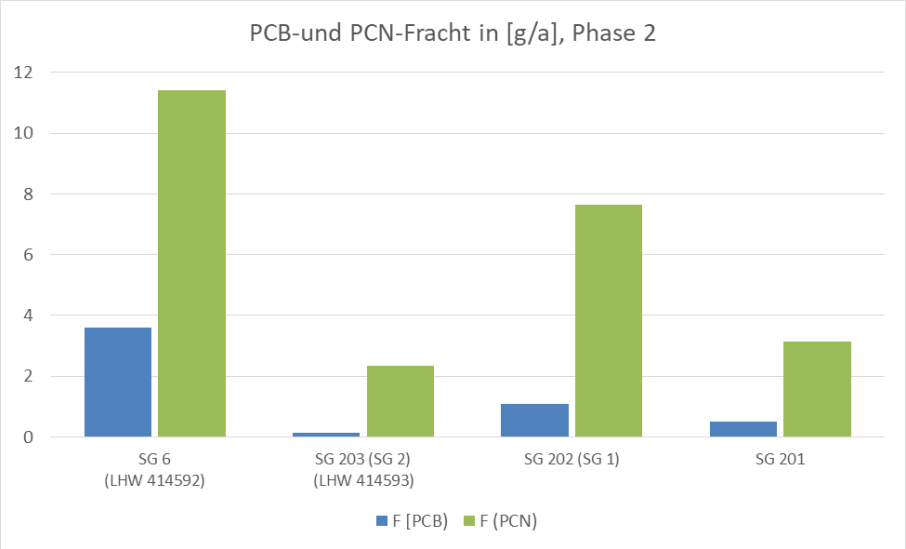


Abb. 7-4 Σ PCB7- und PCN-Frachten Schäfergraben, Phase 2

(Zu beachten ist, dass an der oberen Systemgrenze Messungen nur in Phase 1 erfolgten und in Abb. 7-4 daher für den Punkt SG 6 der Messwert aus Phase 1 übernommen wurde.)

Die an der oberen Systemgrenze gemessenen Frachten liegen ca. eine Größenordnung unter den Schadstofffrachten in der Ehle.

7.2.1.2 Schwanenteich

Das für den Schwanenteich maßgebliche Frachtgeschehen kann durch Messungen nicht direkt ermittelt werden. Relevant sind hierfür insofern die Zu- und Abläufe sowie die Sedimentation im Schwanenteich (als Differenz von Zu- und Ablauf) und die Biomassebildung (vgl. [S2]).

Die zulaufenden Frachten wurden in [U25] für den nördlichen und den südlichen Graben separat im Regenwassereinlauf in die Gräben zu 0,8 g/a Σ PCB_6 und 2,1 g/a Σ PCN ermittelt. (Tab. 7-2). In Phase 1 wurde die Fracht an der oberen Systemgrenze zu 3,6 g/a Σ PCB_7 und 11,4 g/a Σ PCN ermittelt (Tab. 7-3). Im Rahmen der zu erwartenden Fehler stimmen die Werte gut überein.

Auf Grundlage der Untersuchungen Phase 2 werden für den Schwanenteich in Abschnitt 7.1.2.1 Potenziale in Höhe von ca. 155 kg Σ PCB (Gesamt-PCB) und 750 kg Σ PCN ausgewiesen. Werden die oben beschriebenen Frachten mit gerundet ca. 10 g/a Σ PCB angesetzt, so wäre ein Zeitraum von (theoretisch) 15.000 Jahren erforderlich, um die im Schwanenteich abgeschätzte Schadstoffmenge zu akkumulieren. Das aktuell im Schwanenteich ermittelte Schadstoffpotenzial wurde in einem Zeitraum von (gerundet) 40 Jahren abgelagert. Diese Diskrepanz erfordert weitere Untersuchungen.

Die aus dem Schwanenteich ausgetragenen Frachten liegen unter denen im Zulauf. Im Trockenwetterfall ist an keinem der Abläufe des Schwanenteichs ein direkter Abfluss zu identifizieren.

Der Schwanenteich wurde ca. 1980 als Erweiterung der Ascheeinspülung angelegt [S1]. Der Teich enthielt 1980 keine Sedimente. Eventuell im Gewässerlauf des ausgeschobenen Beintalgrabens (Teich) enthaltene Sedimente dürften Teil der (nicht untersuchten) Umwallung des Schwanenteichs sein. Der Schwanenteich wirkt (wie in den Abschnitten 3.4.1.2 und 7.1.1 beschrieben) als Sedimentfalle. Die im Schwanenteich abgelagerte Sedimentmenge (Abschnitt 7.1.2.1) setzt sich zusammen aus der im Teich gebildeten Biomasse und der über den Zulauf eingetragenen Schwebstoffmenge. Eine Zuordnung ist ohne weitere Untersuchungen nicht möglich.

Die Verlandung kann in Abb. 3-90 (Seite 66) nachvollzogen werden. Bei der Beurteilung der Verlandung ist zu berücksichtigen, dass der Teich ursprünglich (bis zur Unwirksamkeit der Auslaufbauwerke) mindestens teilweise sedimentdurchgängig war, diese also nicht „linear“ erfolgt sein muss.

Allerdings haben sich seit der Herstellung des Schwanenteichs (um ca. 1980) diverse Randbedingungen geändert. Zunächst einmal wurde mit Stilllegung des Heizwerkes des VEB Orbitaplast Weißandt-Gölzau, BT Westeregeln, die Einspülung von Aschen eingestellt. Damit traten dem Schwanenteich nur noch Oberflächenwasser überwiegend über den Zulauf an der aktuell oberen Systemgrenze (Schäfergraben 6, Durchlass des Grabens durch den ehem. Bahndamm) zu.

Mit der Erschließung des Gewerbeparks (im Jahr 2000) erfolgten eine Neugestaltung der Niederschlagsentwässerung, die Beseitigung aufragender Bausubstanz der ehem. Alkaliwerke und die Sicherung von kontaminierten Flächen (Chlorierung, Xylamonanlage) durch Versiegelung. Damit sollte es zu einer Verringerung der Einträge (Sedimentfrachten) sowie der Schadstofffrachten gekommen sein.

Zu beobachten ist jedoch eine erst seit 2005 zunehmende Verlandung des Teichs. Hierfür gibt es folgende Erklärungsansätze:

- Möglich wäre eine bis ca. 2005 erfolgende langsame Verlandung bis zur Wirkungslosigkeit des Abflussbauwerkes (Ablauf 2) und des nördlichen Ablaufes 1 (vgl. Abb. 3-79). Eine damit bis ca. 2005 vorhandene teilweise Durchgängigkeit[37] insbesondere für Schwebstoffe würde mit Verlandung der Abläufe soweit reduziert, dass die eingespülten Schwebstoffe praktisch vollständig zurückgehalten werden; der Schwanenteich verlandet.
- Auf den mit dem aufbereiteten Abbruchmaterial (Ziegel-RC) befestigten Flächen des Solvay-Gewerbeparks wurden überwiegend Photovoltaikanlagen (PVA) aufgestellt. Das aufbereitete Abbruchmaterial (Ziegel-RC) ist nicht frostbeständig und wird z.B. in Folge Frost-Tau-Wechsel zersetzt; der so gebildete Zersatz (Sand- und Schlufffraktion) kann potenziell abgespült und über die Regenentwässerung der Erschließungsstraßen als Schwebstoff/ Sediment abtransportiert werden.
- Durch die Erschließung der Flächen westlich der Wavin GmbH (verlängerter Borrweg) und dort installierte Niederschlagsentwässerung wurde das Einzugsgebiet für Niederschlagswasser (Flächenerosion) und über Niederschlagswasser eingespülten Feststofffracht (überwiegend Ton- und Schlufffraktion) erheblich vergrößert. Diese fließt über den südlichen Graben dem Schwanenteich zu.
- Mit der Erschließung des Gewerbeparks, der Umgestaltung der Flächen um die Schachtanlagen Douglashall I und II und entsprechende Baumaßnahmen wie der Einbindung der Zuleitung stärker mineralisierter Wässer (Drainage, nördlicher Zufluss in den nördlichen Graben) könnte die beschleunigte Ausflockung von Schwebstoffen im Schwanenteich verbunden sein.
- Die Verlandung könnte auch durch einen verstärkten Düngemittel- und Nährstoffeintrag von den über den Borrweg angeschlossenen landwirtschaftlichen Nutzflächen und die so noch beschleunigte Eutrophierung und das Algenwachstum beschleunigt worden sein. Als Hinweis darauf muss der hohe Anteil organischen Materials in den Mischproben aus dem verlandeten Teil (SG 204-4 bis -6 mit einem Glühverlust von 29,3 % und einem TOC von 11%) gewertet werden.

Wahrscheinlich bewirken alle genannten Faktoren eine Zunahme der Verlandung. Der Einfluss der einzelnen Effekte auf die Verlandung des Schwanenteichs bzw. die Zunahme der Verlandung kann aus der Datenlage nicht abgeleitet werden.

37 Die nachlassende Durchgängigkeit des Schwanenteichs müsste sich in den Schadstoffgehalten an unmittelbar unterhalb liegenden Messstellen zeigen. Die vorliegenden Messreihen reichen jedoch nicht weit genug zurück, um einen solchen Effekt sicher identifizieren zu können.

7.2.1.3 Ehle

Die aus den gemessenen PCB- und PCN-Befunden und dem zum Zeitpunkt der Probennahme gemessenen Durchfluss berechneten Frachten sind in den Abb. 7-5 und Abb. 7-6 visualisiert.

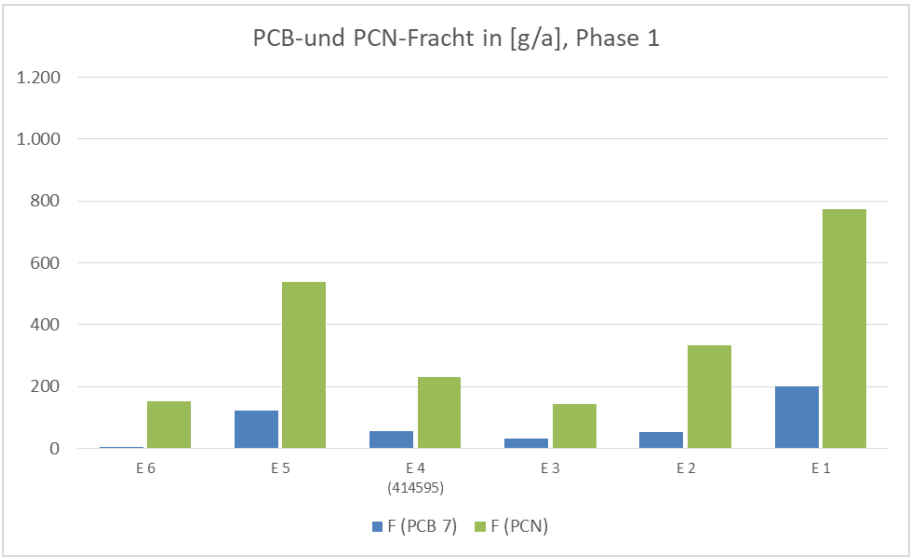
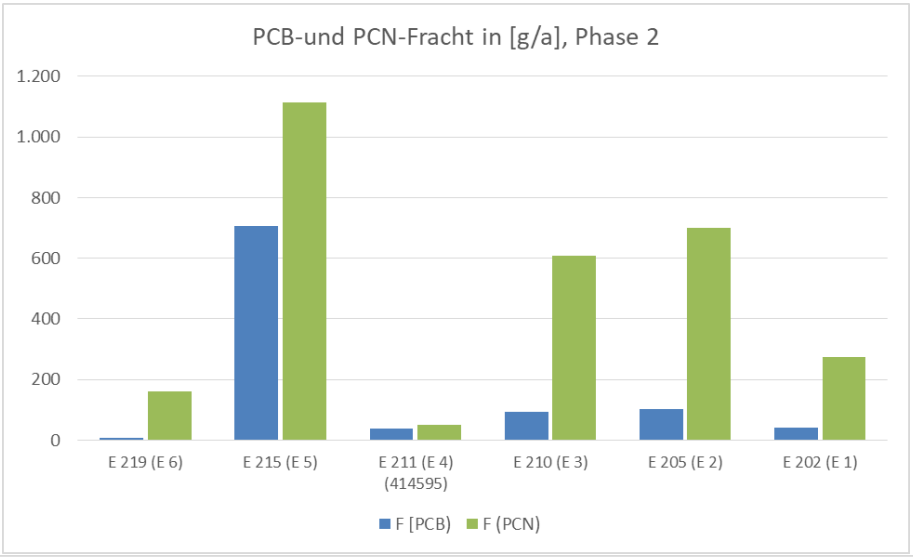


Abb. 7-5 Σ PCB_7- und PCN-Frachten Ehle, Phase 1



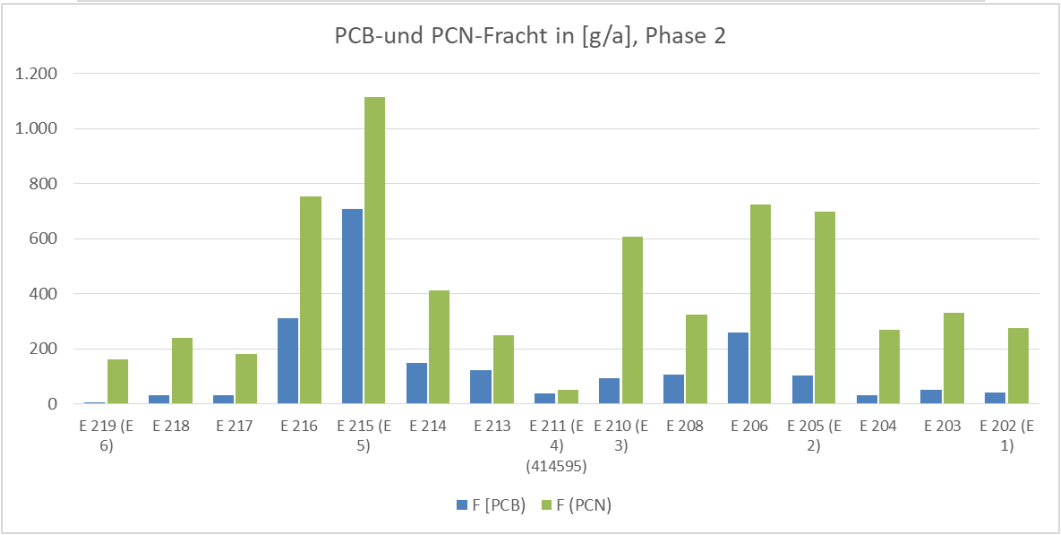


Abb. 7-6 Σ PCB_7- und PCN-Frachten Ehle, Phase 2

Der Gang der im Gewässer berechneten Fracht entspricht (erwartungsgemäß) dem Verlauf der Wasserbelastung (Abschnitt 6.2.1.2, Abb. 6-33 und, Abb. 6-42) und der Schwebstofffracht (AFS, Abb. 7-2). Zu beachten ist, dass die Messergebnisse des Durchflusses Q, der in die Frachtberechnung eingeht, methodisch bedingt fehlerbehaftet ist und dieser Fehler Einfluss auf die berechnete Fracht hat.

Die aus den Augenblickswerten ermittelte Fracht im Unterlauf (Ehle 1) ergibt sich zu

- 12 g/a Σ PCB_7 (Ehle 201) bzw. 34 g/a Σ PCB_7 (gemittelt über die Messpunkte im Unterlauf, Ehle 201-204). Die maximal ermittelte Fracht liegt bei 200 g/a (Ehle 1, Phase 1).
- 78 g/a Σ PCN (Ehle 201) bzw. 240 g/a Σ PCN (gemittelt über die Messpunkte im Unterlauf, Ehle 201-204). Die maximal ermittelte Fracht liegt bei 800 g/a (Ehle 1).

Für die Verwendung der FFG-Methoden nach [L24] fehlt – wie oben beschrieben – die Datenbasis. Bei Verwendung der (für gelöste Metalle vorgegebenen) Methode 1.1a) wäre

$$F = \frac{MQ \ \sum_{i=1}^{n}(Ci \ \times Qi)}{\sum_{i=1}^{n}(Qi)}$$

Der MQ der Ehle beträgt nach den in [E5] dokumentierten Angaben des LHW

- in der OL Egeln: 0,150 m³/s
- unterhalb des Landgrabens bis zur Mündung: 0,395 m³/s

Rein mathematisch wäre danach die Fracht nicht unter Ansatz des zum Zeitpunkt der Probenahme ermittelten Durchflusses von 0,157 m³/s (Phase 1) oder 0,0844 (Phase 2), sondern des MQ zu ermitteln. Die Frachten wären um den Faktor 2,5 (Phase 1) bzw. 4,6 (Phase 2) höher.

Im System der Ehle zeigen sich in Phase 1 die höchsten Frachten an den Punkten Ehle 5 in der OL Egeln sowie Ehle 1 im Unterlauf (Abb. 7-5). In Phase 2 zeigen sich die höchsten Frachten ebenfalls im Bereich der OL Egeln (Ehle 216, Ehle 215/Ehle 5) sowie im Unterlauf (Ehle 210 bis Ehle 201/Ehle 1, vgl. Abb. 7-6). Die im Unterlauf (im Bereich der Mündung der Ehle in die Bode, Punkt Ehle 201) ermittelte geringe Schadstofffracht ist auf die dortigen stagnierenden Verhältnisse in Folge Rückstau zurückzuführen.

Das Verhältnis der dem System am Punkt Schäfergraben 6 (LHW 414592) zulaufenden Frachten zu den Frachten in der Ehle lässt die Schlussfolgerung zu, dass im status quo die Schadstoffbelastung (sowohl Konzentrationen als auch Frachten) in der Ehle durch das Altsedimentdepot der Ehle und nicht durch rezente Schadstoffzutritte aus der Quelle gesteuert wird.

Die tatsächliche jährliche Schwebstoff- und Schadstofffracht innerhalb der Systemgrenzen ist in hohem Maße ereignisabhängig.

- Im Bereich Schäfergraben, der (mit Ausnahme des ursprünglich den Graben speisenden Quellaustritts) nahezu ausschließlich durch Niederschlagswasser aus dem Gewerbegebiet Westeregeln gespeist wird, wird der Durchfluss und damit sowohl die Gesamtschadstoffkonzentration im Wasser und die Fracht durch Starkniederschlagsereignisse bestimmt sein. Niederschlagsereignisse mobilisieren Feinmaterial und tragen dieses über die Entwässerung in das System ein. Eventuell dabei auftretende Verdünnung ist für das Frachtgeschehen nicht maßgeblich, da der Volumenstrom stärker steigt als die Konzentration sinkt.
- An Regenwassereinleitungen und Mischwasserentlastungen sowie ggf. bei der Einmündung anderer Gräben kann es bei Starkniederschlagsereignissen ebenfalls zur Mobilisierung (Remobilisierung/ Resuspension) der Sedimente kommen.
- Die durch Niederschlagsereignisse mögliche Erosion von schadstoffhaltigem Räumgut aus der Gewässerunterhaltung kann ebenfalls zum Eintrag von Schadstoffen in das Gewässer führen. Es handelt sich jedoch um eine Remobilisierung von bereits im System vorhandenen Schadstoffen.

– Im Unterlauf der Ehle, speziell im Mündungsbereich zur Bode, werden ggf. Hochwasserereignisse das Frachtgeschehen dominieren.

Für das Frachtgeschehen in der Ehle maßgeblich sind Starkniederschläge und Hochwasserereignisse, die weder mit den Durchflussmessungen im Gerinne von Schäfergraben und Ehle noch den Untersuchungen der Wasserproben aus Schäfergraben und Ehle erfasst sind.

7.2.1.4 Bode

Im Gegensatz zu den Untersuchungen in den Gewässern Schäfergraben und Ehle standen für die Ermittlung der Stofffrachten in der Bode entsprechende, auf die Ermittlung der PCDD/PCDF-Frachten ausgerichtete Untersuchungen [E11] (Untersuchung von Schwebstoffen) und dabei entnommene Rückstellproben von Schwebstoffen zur Verfügung.

Die an den Rückstellproben ermittelten PCB- und PCN-Gehalte der Schwebstoffe werden in Abschnitt 6.3.3 diskutiert.

Für die Frachtermittlung wurden die in [E11] in den zu den untersuchten Rückstellproben der Schwebstoffe „passenden“ Bezugszeiträumen berechneten Dioxinkonzentrationen und Dioxinfrachten mit den in den Schwebstoffproben ermittelten PCB- und PCN-Konzentrationen ins Verhältnis gesetzt. Die eigentliche Frachtberechnung erfolgte in [E11] (vgl. dort Abschnitt 2.8.1).

Für den Zeitraum vom 20.01.2016 – 10.07.2017 standen ermittelte Tagesfrachten von PCDD/F zur Verfügung. In diesem Zeitraum gab es 2 Proben, an denen die Konzentration von PCDD/DF und im Nachgang auch an PCB und PCN bestimmt wurde. Eine weitere Probe ist vom 11.07.2017. Über das Verhältnis von PCCD/F zu PCB_6 bzw. PCN konnte jedem Tag eine entsprechende PCB_6-/PCN-Fracht zugewiesen werden. Dabei wurde bis zum 12.04.2017 das Verhältnis aus der Probe vom 21.09.2016 verwendet und danach das neue Messergebnis. Für den genannten Zeitraum wurde dann die mittlere Tagesfracht an PCB_6 und PCN bestimmt. Die Jahresfracht ergibt sich durch Multiplikation mit dem Faktor 365,25.

Für die Bode ergeben sich nach Tab. 7-5 PCB-Frachten von 110 – 510 g/a und PCN-Frachten von 150 – 1.200 g/a (Mono- und Dichlornaphthalin).

Nach den von LHW übergebenen Daten [A26] beträgt die jährliche PCB-Fracht in der Bode an der Messstelle Neugattersleben ca. 0,4 bis 0,6 kg/a bzw. 400 bis 600 g/a Σ PCB_7, im Maximum (2009) 1,6 kg/a Σ PCB_7 (Abschnitt 3.1.2). Die nach Tab. 7-5 ermittelten PCB-Frachten stimmen relativ gut mit den Frachtangaben des LHW überein.

Tab. 7-5 Frachtabschätzung Bode (Unterlauf)

Sediment-kasten	Datum PN	Σ PCDD/F [ng/kg TE (WHO 2005) inkl. BG]	Σ PCB_6 [µg/kg TM]	Σ PCN [µg/kg TM]	∅ Fracht PCDD/F [mg TEQ /d]	∅ Fracht PCB_6 [g/a]	∅ Fracht PCN [g/a]
Bode 1	21.09.16	14,3	48,5	87-	0,25	316,6	590,3
	12.04.17	9,8	38,8	101			
	11.07.17	13,1	39,8	207			
Bode 3	21.09.16	14,3	50	71	0,50	510,3	838,0
	12.04.17	39,8	32,1	140			
	11.07.17	49,6	17,7	62			
Bode 4	21.09.16	21,2	40,7	49	0,47	338,4	518,5
	12.04.17	20,1	45,1	151			
	11.07.17	30,4	33,1	147			
Bode 6	21.09.16	21,2	19,9	43	1,03	357,5	806,5
	12.04.17	28	30,2	89			
	11.07.17	19	16,8	44			

Sediment-kasten	Datum PN	Σ PCDD/F [ng/kg TE (WHO 2005) inkl. BG]	Σ PCB_6 [µg/kg TM]	Σ PCN [µg/kg TM]	∅ Fracht PCDD/F [mg TEQ /d]	∅ Fracht PCB_6 [g/a]	∅ Fracht PCN [g/a]
Bode 7	21.09.16	266	33,5	0	2,49	186,5	228,2
	12.04.17	46,8	32,1	83			
	11.07.17	86,1	21,4	57			
Bode Opt. 1	21.09.16	123	13,9	0	1,52	109,8	153,8
	12.04.17	48,9	27,8	73			
	11.07.17	60,4	13,2	23			
Bode 8	21.09.16	492	18,3	14	3,38	137,8	266,0
	12.04.17	54,9	27,7	66			
	11.07.17	231	13,9	39			
Bode Opt. 3	21.09.16	96,5	28,8	48	2,77	318,3	657,9
	12.04.17	74,7	26,1	74			
	11.07.17	101	22	140			
Bode Opt. 4	21.09.16	278	43,7	33	4,14	243,4	240,8
	12.04.17	169	29,3	54			
	11.07.17	273	16,4	48			
Bode 9	21.09.16	151	53,5	144	3,63	456,3	1.209,0
	12.04.17	102	27,3	61			
	11.07.17	105	55,8	387			

Die in der Bode ermittelten Frachten liegen über denen, die im Unterlauf der Ehle als Zulauf zur Bode bestimmt wurden (Abschnitt 7.2.1.3, im Unterlauf gemittelt ca. 36 g/a Σ PCB_7, max. 200 g/a Σ PCB_7 und ca. 240 g/a PCN, max. 775 g/a). Hierfür sind primär methodische Unterschiede maßgeblich, da insbesondere die Schwebstofffracht (und damit die PCB-Fracht) ereignisgesteuert ist und diese mit den Augenblicksfrachten (Schäfergraben und Ehle) nicht erfasst werden. Wirkungen von permanenten Senken im Flussabschnitt der Bode zwischen der Mündung der Ehle und den Messpositionen im Unterlauf der Bode, z.B. im Oberwasser des Wehres Staßfurt, sind ebenfalls nicht auszuschließen.

Aus [L24] lässt sich für die Saale am Messpunkt Groß Rosenburg eine Fracht von 1,6 kg/a für Σ PCB_7 entnehmen. Der Bezug auf die für das Gewässer Ehle ermittelte Fracht von max. 200 g/a Σ PCB_7 (Ehle 1) zeigt, dass die Ehle mit > 10% der PCB-Fracht der Saale mindestens noch für das Gewässer Saale einen relevanten Frachtbeitrag leistet (das Teileinzugsgebiet Ehle damit einen relevanten Beitrag zum Frachtgeschehen der Saale liefert).

Die Frachtangaben zur Ehle sind methodisch bedingt zu gering (vgl. vorheriger Absatz). Mit der Modellannahme, dass die PCB-Fracht der Bode oberhalb Rothenförde „Null“ ist und die PCB-Fracht der Bode daher ausschließlich auf die Ehle zurückzuführen ist, können die Frachten der Bode und der Saale direkt ins Verhältnis gesetzt werden. Mit diesem Ansatz liegt der Frachtanteil der Ehle an der PCB-Fracht der Saale bei deutlich über 10 %.

7.3 Beurteilung des Frachtgeschehens

Für das Frachtgeschehen an der oberen Systemgrenze, dem Zulauf des Grabensystems zum Schwanenteich, ist der Schwanenteich selbst maßgeblich. Durch die Verlandung des südlichen Auslaufbauwerks 2 und den im Trockenwetterfall ebenfalls unwirksamen nördlichen Auslauf 1 (vgl. Abb. 3-79) wirkt dieser als Sedimentfalle. Die Gesamtsedimentmenge im Teich wird (einschließlich des verlandeten Teils) auf ca. 13.000 t abgeschätzt.

Da mit Ausnahme der Dammdurchsickerung zu keinem Zeitpunkt ein Zulauf von Wasser aus dem Schwanenteich in die diesen im Norden und Osten außerhalb des Damms umgebenden Gräben beobachtet wurde ist anzunehmen, dass mit Herstellung des Schwanenteichs, mindestens aber

seit unwirksam werden des Auslaufbauwerks 2 (Abb. 3-79), der Schwebstoff- und damit der Schadstoffeintrag in die Ehle deutlich verringert ist.

Mit Herstellen des Schwanenteichs (spätestens mit unwirksam werden der Abläufe) sind die Systeme Einzugsgebiet Schwanenteich und Ehle bzgl. des Schwebstofftransports und damit des Transports schwebstoffgebundener Schadstoffe weitgehend entkoppelt (Abb. 7-7).

Im Status quo ist der Schäfergraben (der Schwanenteich) nicht sedimentdurchgängig. Ereignisse, die diese Durchgängigkeit intermittierend herstellen (z.B. Hochwasserereignisse) [L31], sind im Schäfergraben nicht zu erwarten.

Das Restvolumen des teilverlandeten Schwanenteichs lässt erwarten, dass die Verlandung in 10 bis 20 Jahren soweit erfolgt ist, dass weitere Maßnahmen (in erster Linie der Herstellung der Sedimentdurchgängigkeit) erforderlich sind.

Restvolumen Freiwasserfläche, 0,6 m × 8.200 m²:	ca. 4.900 m³
Ablagerungsmenge Freiwasserfläche (Dichte 1,2 t/m³)	ca. 5.900 t
„Restlaufzeit“ bei angenommener Schwebstofffracht	ca. 18 a.

Bis dahin wirkt der Schwanenteich weiter als Sedimentfalle und reduziert dadurch den Schwebstoff- und Schadstoffeintrag in die Ehle.

Das Frachtgeschehen in der Ehle kann relativ gut im Bereich der Mündung des Schäfergrabens in die Ehle verfolgt werden. Oberhalb der Mündung sind die Sedimente (relativ) unbelastet, z.B. am Messpunkt Ehle 220 (Ehle 7) mit ca. 100 µg/kg Σ PCB_7 und 900 µg/kg PCN. Im Wasser sind PCB und PCN nicht nachweisbar.

Unterhalb der Einmündung des Schäfergrabens in die Ehle sind die Sedimente hoch belastet (Ehle 219, ca. 11.000 µg/ kg Σ PCB_7). Dies wird durch die dort festgestellte Bodenbelastung bestätigt, die in Folge der bei Gewässerunterhaltungsmaßnahmen abgelegten Sedimente entstanden sind (Profil 10, Bo MP 10N-1 (Böschung, 0-30 cm): 49.100 µg/kg Σ PCB_7). In der Gesamtwasserprobe WA-Ehle 219 wurden mit 0,013 µg/l Σ PCB_7 nur relativ geringe Belastungen festgestellt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Wasser der Ehle unmittelbar unterhalb der Mündung des Schäfergrabens nur durch Einmischen des belasteten Wassers aus dem Schäfergraben verunreinigt wird und die Remobilisierung (Resuspension) der stark belasteten PCB Sedimente noch nicht zu einem höheren Gehalt an Schwebstoffen und damit schwebstoffgebundener Schadstoffe geführt hat. (Abb. 6-33)

Im Gegensatz dazu lösen sich die PCN, die zu einem nicht unerheblichen Teil eben nicht schwebstoffgebunden, sondern als gelöste Schadstoffe transportiert werden, relativ schnell; die PCN-Belastung des Wassers ist bereits an der Position Ehle 219 mit 0,3 µg/l hoch (Abb. 6-42).

Entsprechend steigen die PCN-Frachten bei Zutritt des Wassers in den kontaminierten Gewässerabschnitt unterhalb der Einmündung des Schäfergrabens deutlich schneller als die PCB-Frachten (vgl. hierzu Tab. 7-3 und Tab. 7-4). In der Folge wird das Frachtgeschehen der (im Ober- und Unterlauf kohäsiven) Sedimente durch eine Abfolge von Sedimentations- und Resuspensionsprozessen geprägt (Abb. 7-7).

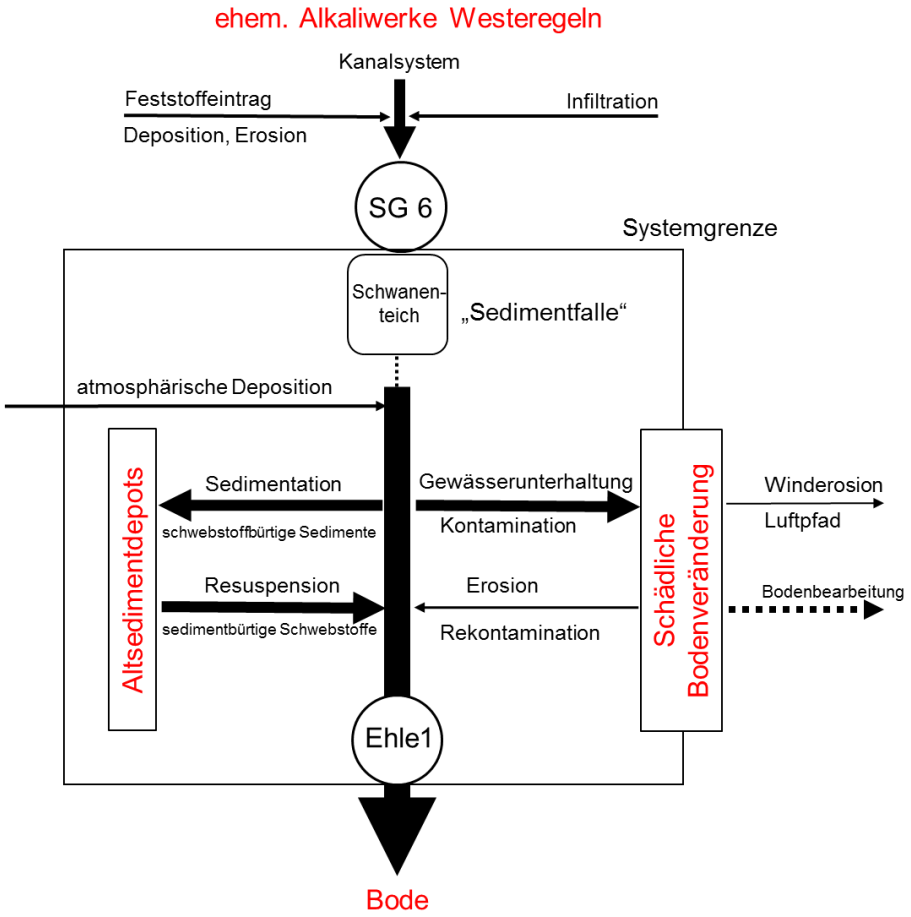


Abb. 7-7 schematische Darstellung der rezenten Quellen und Senken sowie Systemgrenzen

Die in der Ehle an den diversen Messpunkten ermittelten Stoffgehalte in den Wasserproben zeigen für die sediment- bzw. schwebstoffgebundenen PCB innerhalb des Gewässers einen Konzentrationsverlauf, der sich unter Berücksichtigung von Sondereffekten (Baumaßnahmen am Punkt Ehle 217, Zutritt unbelasteter Sedimente am Messpunkt Ehle Z 209/ Goldbach) mit dem Verlauf im Wasser abgleichen lässt.

Der Zutritt des stark schwebstoffführenden Wassers des Goldbachs in die Ehle ist vermutlich auch die Ursache für die vertikal zunehmende Belastung der Sedimente im Unterlauf (vgl. Abb. 6-55 und Abb. 6-57). Da die unbelasteten Schwebstoffe zusammen mit den oberhalb der Mündung des Goldbachs in der Ehle transportierten belasteten Schwebstoffen abgelagert werden, führen die Überlagerungseffekte (MNR, Monitored Natural Recovery, [L28]) lediglich zu einer „Verdünnung“ der Schadstoffbelastung in den rezenten Sedimenten, nicht jedoch zur Überdeckung der älteren, sehr stark belasteten Sedimente mit unbelastetem Sediment.

Das Gewässerbett der Ehle befindet sich so gesehen in einem dynamischen Gleichgewicht; in den einzelnen Gewässerabschnitten werden annähernd identische Mengen Sediment abgelagert (Sedimentation, Deposition) bzw. ausgetragen (Remobilisierung, Resuspension). Wie die Körnungslinien (Phase 1) bzw. der Anteil der Fraktion < 63 µm (Phase 2) zeigen, sind die Sedimente im Ober- und Unterlauf der Ehle überwiegend schluffig, im Mittellauf (in der OL Egeln, dort insbesondere auch im Abschnitt unterhalb der Klostersiedlung) sandig. In diesem Gewässerabschnitt scheint die Sedimentation gering (das Gefälle und die Fließgeschwindigkeit höher) zu sein. Die Sedimentbelastung an der Position Ehle 215 (Ehle 5) ist relativ hoch; da nur die Feinfraktion (in Phase 1 < 63 µm, in Phase 2 < 2 mm) untersucht wurde.

Durch das im Gewässer Ehle ausgebildete morphodynamische Gleichgewicht zwischen Sedimentation/ Deposition und Remobilisierung/ Resuspension würde die Teilentnahme der Sedimente im Unterlauf der Ehle keinen nachhaltigen Effekt auf den ökologischen und chemischen Zustand des Gewässers haben. Im Status quo ist die Ehle „sedimentdurchgängig“.

Neben der Verlagerung von Sediment in die unterhalb der Ehle liegende Bode erfolgte in den vergangenen Jahrzehnten eine wirksame Schadstoffentnahme nur bei der Gewässerunterhaltung. Das bei der Gewässerunterhaltung anfallende Räumgut wurde an und auf der Böschung sowie im Gewässerrandstreifen abgelegt/ eingebaut. Wo im Gewässerrandstreifen der Boden bearbeitet/ landwirtschaftlich genutzt wird, wurden die Sedimente in den Boden eingearbeitet und bei der Grundbodenbearbeitung weiter verlagert. Es ist davon auszugehen, dass nach dem beginnenden Schadstoffeintrag in die Ehle mindestens in einer Kampagne ein Gewässerausbau mit weitgehender Sedimententnahme erfolgt ist. In diesem Zusammenhang könnte der Gewässerlauf geändert worden sein (vgl. Abschnitt 3.2.1). Ob die dabei anfallenden Sedimente ebenfalls im Gewässerrandstreifen abgelegt und dann gezielt auf den angrenzenden Flächen eingearbeitet wurden oder entsorgt (beseitigt) worden sind, ist nicht recherchierbar. Nach dazu vorliegenden mündlichen Informationen wurden die vom Meliorationsbaubetrieb entnommenen Sedimente von den bewirtschaftenden landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften (LPG) in den Boden eingearbeitet und dadurch „verwertet“.

In Folge der bei Gewässerunterhaltungs- und -ausbaumaßnahmen vorgenommenen Verlagerung schadstoffhaltiger Sedimente sind auf den angrenzenden Böschungen und in den Gewässerrandstreifen bzw. landwirtschaftlichen Nutzflächen schädliche Bodenveränderungen entstanden. Die ereignisbedingte Rückführung von kontaminiertem Bodenmaterial in das Gerinne der Ehle (z.B. bei Niederschlag oder Hochwasser) stellt ebenfalls eine Rekontamination dar. Die Schadstoffe werden dabei nur innerhalb der Systemgrenzen verlagert. Die Schadstoffentnahme aus der Ehle und Akkumulation bzw. Verlagerung durch z.B. Bodenbearbeitung (Pflügen) ist höher als die Rückführung durch Erosion und Eintrag in die Ehle. Für die Rückführung (Rekontamination der Ehle) kommen nur Schadstoffe auf Flächen in Frage, von denen diese mittelbar oder unmittelbar in das Gewässer eingetragen werden können. Die in Frage kommenden Flächen sind in Richtung Ehle geneigt (Böschungen des Gewässers Ehle, Böschungen der Flutrinne) oder aber mit indirekter oder direkter Entwässerung an die Ehle angebunden (z.B. Flächen, die in den Windmoner Graben entwässern).

Als Systemgrenze wird die Linie entlang der Ehle verstanden, innerhalb derer die aus den schädlichen Bodenveränderungen ereignisbedingt mobilisierten Schadstoffe vollständig oder ganz überwiegend in das Gewässer eingetragen werden. Diese Flächen können nach der Lage zum Gewässer morphologisch (als Einzugsgebiet) abgeleitet werden.

7.4 Beurteilung der Wirkung auf unterhalb liegende Gewässer

Die PCB- und (soweit untersucht) die PCN-Belastung der Bode sowie z.T. der Saale sind in den Abschnitten 3.1.2 (Ergebnisse bisheriger Untersuchungen) sowie 6.3 (Ergebnisse dieser Untersuchungen) dokumentiert.

Einen umfassenden Überblick über die PCB-Belastung der Elbe sowie des Einzugsgebietes gibt die Ausarbeitung der ELSA (2016) [L27]. Eine Zusammenstellung der Schadstofffrachten an Bezugsmessstellen findet sich im Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe [L24].

Die PCB-Fracht an den Bezugsmessstellen Groß Rosenburg (Saale) ermittelt sich danach ([L24], Tabelle T-A4-2) für das Jahr 2008 zu 1,5 kg/a Σ PCB_7, für die unterhalb der Mündung in die Elbe liegende Messstelle Magdeburg (Elbe) zu 14 kg/a Σ PCB_7. In diesem Bezugsjahr 2008 beträgt die Fracht an der Messstelle Neugattersleben (Bode) 0,27 kg/a.

Bezogen auf die Elbe wird sowohl im Sedimentmanagementkonzept [L24] als auch in der PCB-Studie 2016 [L27] nach Analyse der qualitativen und quantitativen Verhältnisse im Elbeeinzugsgebiet bzw. den Teileinzugsgebieten ausgeführt, dass u.a. die PCB aus dem gesamten deutschen Teileinzugsgebiet einen nachrangigen Frachtbeitrag leisten und daher nicht als relevante Stoffe eingestuft sind.

Bezogen auf die Gewässer Bode und Saale ist der Frachtbeitrag der Ehle, wie in den Abschnitten 7.2 und 7.3 ausgeführt, hingegen relevant (> 10%).

Während die höher chlorieren PCB im Einzugsgebiet der Elbe überwiegend aus Tschechien stammen, werden die niedrig chlorierten PCB den Teil-EZG Saale und Mulde zugeordnet. In der ELSA-Studie 2016 [L27] wird dies anhand des Quotienten der Gehalte höher und niedriger chlorierter PCB gezeigt. Während in der Elbe die PCB einen Quotienten > 2 aufweisen, zeigen die Stationen in der Saale und Mulde ein deutlich niedrigeres Verhältnis. Das Verhältnis der höher zu den niedriger chlorierten PCB liegt im Altsedimentdepot der Ehle um ca. 0,5. In den Wasserproben liegt das Verhältnis im Mittel aller aus der Ehle entnommenen Proben bei 0,1 (Phase 1) bzw. 0,17 (Phase 2). Der Quotient von 0,1 bzw. 0,17 zeigt (wie die Diskussion zum Kongenerenmuster) auch, dass im Gewässer bevorzugt die mobileren Tri- und Tetrachlorbiphenyle (PCB-28 und -52) verlagert werden.

Anhand des Kongenerenmusters ist der Einfluss der Ehle in den unterhalb liegenden Gewässern Bode und Saale ebenfalls deutlich erkennbar.

Die Beurteilung der Relevanz der Quelle (Alkaliwerke Westeregeln) führt damit zunächst zu dem Ergebnis, dass die dort historisch freigesetzten Schadstoffe, die sich in Altsedimentablagerungen manifestiert haben, das Erreichen eines ökologisch guten Potenzials und eines guten chemischen Zustandes in der Ehle verhindern. Wenngleich die aus der Ehle freigesetzte Schadstofffracht bode- und saalerelevant ist, verhindern diese jedoch nicht das Erreichen eines ökologisch guten Potentials und eines guten chemischen Zustandes in der Bode und der Saale.

Werden die Kriterien der quellenbezogenen Risikoanalyse der FGG Elbe ([L24], Kap. 6, Abbildung 6-1) herangezogen, dann bestehen hinsichtlich der Mobilisierbarkeit der Schadstoffe sowohl in der Altlast „Alkaliwerke Westeregeln“ als auch im Altsedimentdepot in der Ehle Kenntnisdefizite. Hierzu vgl. Abschnitt 8.

7.5 Beurteilung der eingetretenen schädlichen Bodenveränderungen

7.5.1 Bodenschutzfachliche Beurteilung

Primär durch die Verlagerung schadstoffbeasteter Sedimente auf Böschungen und in den Gewässerrandstreifen und Bodenumlagerung bei Bodenbearbeitung oder Baumaßnahmen, sekundär durch Sedimenteintrag bei Hochwasserereignissen, Erosion durch Wind und staubgebundene Verlagerung sowie Ausgasen und Verlagerung über den Gaspfad sind Bodenbelastungen eingetreten, die in Folge Überschreitens der Maßnahmenwerte der BBodSchV für PCB i.d.R. als schädliche Bodenveränderung einzustufen sind und gemäß § 8 (1) BBodSchG Maßnahmen erfordern. Die Bodenbelastungen auf den Böschungen entlang der Ehle sind in Abschnitt 6.5 des Berichtes beschrieben. Festzustellen ist, dass entlang der Ehle der Boden der Böschungen, der Ehle-Flutrinne (km 7+500 bis km 9+900) und im Nahbereich zur Ehle (landwirtschaftlich genutzte Flächen in einer Breite zwischen 10 und 70 m) z.B. massiv mit PCB, dl-PCB, PCDD/PCDF und PCN kontaminiert ist (vgl. Anlage 2.4 und Anlage 5.5). Diese entlang des Gewässers durch Primärprozesse der Schadstoffverlagerung entstandene hohe Belastung (Abschnitte 6.5 und 6.6) unterscheidet sich von den diffusen Bodenbelastungen in Auen und Überschwemmungsgebieten z.B. der Saale, Mulde und Elbe. Damit müssen die Beurteilung und die Bewirtschaftungsmaßnahmen differenziert entsprechend der Höhe der Belastung (der verursachenden Primär- oder Sekundärprozesse) angepasst erfolgen.

Die Breite des Geländestreifens entlang der Ehle, bei dem auf landwirtschaftlichen Nutzflächen der Maßnahmenwert Boden-Nutzpflanze (Grünland) von 200 µg/kg Σ PCB_6 überschritten ist, wurde mit [A13] abgeleitet. Dort sind auch die Abschnitte entlang der Ehle dargestellt, in denen auf Grund der Überschreitung des Vorsorgewertes (100 µg/kg Σ PCB_6 bei Humusgehalt > 8%) die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Die Abgrenzungen (sowohl die Ausweisung der 100 µg/kg- als auch der 200 µg/kg-Linie) sind zum Teil unsicher/ unvollständig; die Untersuchungen zur Präzisierung dieser Abgrenzung laufen aktuell noch.

Die von den in Folge der im Abschnitt 6.6 benannten Prozesse entstandenen schädlichen Bodenveränderungen entlang der Ehle in Anspruch genommenen weiteren Expositionspfade und die betroffenen Rezeptoren wurden in Hinblick auf des Schutzgut (den Rezeptor) Mensch im „Dr. Rippen-Bericht“ (Humantoxikologische Beurteilung polychlorierter Biphenyle und Naphthaline in Böschungen, Böden und Pflanzen entlang der Ehle, [A14], Bericht 1) umfassend beschrieben und bzgl. der Relevanz beurteilt.

Während für PCB sowie PCDD/PCDF Beurteilungswerte für Boden (verschiedene Expositions-pfade) sowie für Futter- und Lebensmittel abgeleitet bzw. festgelegt wurden, ist dies für die PCN nicht der Fall. In [A14] wurden daher zunächst entsprechend den Methoden und Maßstäben für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte [G3] für PCN Beurteilungswerte abgeleitet. Diese sind in Abschnitt 4.2.2, Tab. 4-7 angegeben. Ein Vergleich zwischen den abgeleiteten Beurteilungswerten und den festgestellten Befunden lässt die Schlussfolgerung zu, dass die humantoxikologsch relevanten Schadstoffe die PCB sind und nicht die PCN. Dies trifft sowohl für den Direktpfad (Boden-Mensch mit oraler, inhalativer und/oder dermaler Aufnahme) als auch den Übergang in die Nahrungskette (Boden-Pflanze-Lebensmittel-Mensch, Boden-Pflanze-Futter-mittel-Tier- Lebensmittel-Mensch und/oder Boden-Tier-Mensch) zu.

Für die Beurteilung der Exposition über diese Pfade ist es daher i.d.R. ausreichend, die Belastung mit den Indikator-PCB (Σ PCB6) zu ermitteln und zu beurteilen und die PCN-Belastung nur stichprobenartig auf Ausreißer (hohe Befunde, die für sich genommen eine humantoxikologische Relevanz besitzen könnten) zu prüfen.

Für die Beurteilung der Wirkung der schädlichen Bodenveränderungen auf Gewässer (und zwar auf Grundwasser sowie Oberflächengewässer) muss der Parameter PCN auf Grund der Mobilität und Mobilisierbarkeit berücksichtigt werden. PCN wird (wie der Abgleich zwischen dem Befund im Wasser einerseits und dem nach AFS und Sedimentbefund zu erwartenden Gehalt im Wasser andererseits ebenso wie die Befunde im Grundwasser auf den Flächen der ehem. Alkaliwerke Westeregeln zeigen) zu einem erheblichen Teil in Lösung verlagert. Bei der Beurteilung der

Relevanz der Pfade Boden-Sickerwasser-Grundwasser und Boden-Oberflächenwasser sind die PCN daher beachtlich.

Nachfolgend werden die in [A14] sowie [U25] (einschließlich [U26]) ausführlich vorgenommenen pfad- und schutzgutbezogenen Beurteilungen kurz und stichpunktartig zusammengefasst.

Tab. 7-6 Zusammenfassung der möglichen Expositionen der Rezeptoren Mensch und Boden

1	Mobilisierung durch	Expositionspfad	Aufnahme über…	2
	Pfad Boden → Mensch			
Schädliche **Boden**veränderung	Bodenkontakt (z.B. Erd- und Tiefbau, Bodenbearbeitung)	Direktkontakt	(oral), dermal, inhalativ	**Mensch**
	Bodenbearbeitung, Erosion durch Wind, Abwehen	Luftpfad (Staub)	Inkorporation (inhalativ, dermal)	
	Ausgasung	Luftpfad (Gas)	Inkorporation (inhalativ)	
	Verschmutzung der Pflanze, systemische oder gasförmige Aufnahme durch die Pflanze	Pflanze, Lebens- oder Futtermittel	Nahrungskette (pflanzliches oder tierisches Lebensmittel)	
	Verschmutzung der Pflanzen, Bodenaufnahme bei Beweidung	Pflanze, Futtermittel	Nahrungsmittel (tierisches Lebensmittel)	
	z.B. Futtersuche	Wild	Nahrungskette	
	Pfad Boden → Boden			
Boden	Bodenbearbeitung, -umlagerung	Verlagerung	Bodeneinbau	**Boden**
	Erosion durch Hochwasser	Verlagerung	Deposition (Sedimentation)	
	Erosion durch Wind	Luftpfad	trockene und nasse Deposition	
	Ausgasung	Luftpfad (Gas)	trockene und nasse Deposition	

1 Sekundärquelle (kontaminierter Boden)
2 Rezeptor/ Schutzgut

Im Pfad Boden – Mensch sind insbesondere auf Grund der Stoffeigenschaften der PCB sowie PCDD/PCDF (Akkumulation im Körper) die verschiedenen Aufnahmepfade und –mengen auch additiv zu betrachten.

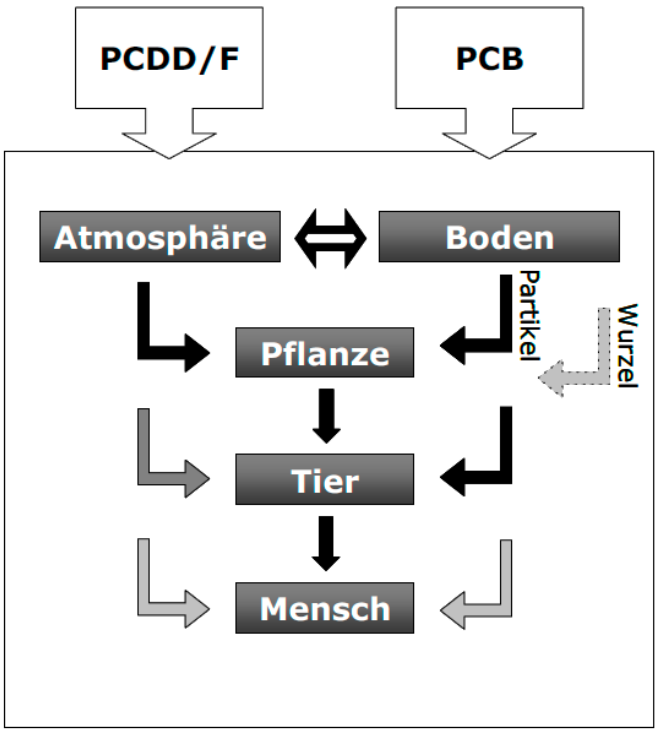


Abb. 7-8 schematische Darstellung des Transfers Boden-Mensch nach [L12]

Die Relevanz der Expositionspfade nach Abb. 7-8 nimmt mit der zunehmenden Farbtiefe der Pfeile zu; insbesondere relevant für den Menschen ist die Aufnahme der PCB über die Nahrung und dabei der Übergang der PCB aus dem Boden in die Nahrungskette entweder über pflanzliche Lebensmittel, pflanzliche Futtermittel oder direkte Bodenaufnahme durch Tiere bei der Beweidung kontaminierter Flächen bzw. Nahrungssuche auf diesen.

Die direkte (orale, dermale oder inhalative) Aufnahme der PCB durch den Menschen aus dem Boden nach Inanspruchnahme von Direkt- oder Luftpfad (Zeile 1 bis 3 in Tab. 7-6) liegt nach Literaturdaten ([L12], [L14], [L16], [L17]) signifikant unterhalb der Aufnahme über die Nahrungskette. Für den konkreten Fall bedarf es jedoch weiterer Untersuchungen.

Der Luftpfad ist zwar bei der direkten Exposition des Rezeptors Mensch weniger von Relevanz, darf jedoch für die Stoffaufnahme über die Nahrungskette[38] nicht unterschätzt werden.

Die Exposition der Rezeptoren/ Schutzgüter Gewässer durch schädliche Bodenveränderungen wurde bereits in Abschnitt 7.1.1 (Tab. 7-1) untersucht.

Tab. 7-7 Zusammenfassung der möglichen Expositionen Rezeptor Gewässer (Rekontamination)

1	Mobilisierung durch	Expositionspfad	Aufnahme über…	2
	Pfad Boden → Gewässer			
Boden	ungesättigte Zone, Lösen (PCN)	Sickerwasser	Grundwasser, Oberflächengewässer	Gewässer
	gesättigte Zone, Grundwasser	Grundwasser	Grundwasser, Oberflächengewässer	
	Grundwasser	Kanalsystem	Indirekteinleitung (über Regenwassersystem)	
	Bodenbearbeitung, Erosion durch Wasser	Abspülen	Direkt- oder Indirekteintrag (über Regenwassersystem)	
	Bodenbearbeitung, Erosion durch Wind, Abwehen	Luftpfad (Staub)	trockene und nasse Deposition, Abspülen, Direkt- oder Indirekt	
	Ausgasung	Luftpfad (Gas)	trockene und nasse Deposition, Abspülen, Direkt- oder Indirekt	

Bei der Dimension der eingetretenen schädlichen Bodenveränderungen (Menge an kontaminiertem Boden, vgl. Abschnitt 7.5.2, Schadstoffkonzentration in den Böden, vgl. Abschnitte 6.5 und 6.6) bedarf es der detaillierten Untersuchung, Beurteilung und Überwachung der relevanten Expositionspfade, in erster Linie der Überwachung der angebauten Futtermittel, der hergestellten Nahrungsmittel sowie der Komponenten des Luftpfades (Staub, Gas).

Ohne eine angepasste Bewirtschaftung der Flächen und (temporäre und/ oder dauerhafte) Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen (Abschnitt 9.2.3) besteht das Risiko des Übergangs der POP (vorrangig PCB/ dl-PCB) in die Nahrungskette (Rezeptor Mensch) und der weiteren Schadstoffverlagerung mit der Folge der Ausweitung der schädlichen Bodenveränderungen.

Aktuell bestehende Kenntnisdefizite sind in Abschnitt 8.3 benannt, Empfehlungen für weitere Untersuchungen werden in Abschnitt 9.1.3 gegeben.

38 Die Relevanz der verschiedenen Pfade des Stoffübergangs PCB-Pflanze wird in diversen Literaturstellen unterschiedlich beurteilt und ist neben den Stoffeigenschaften der jeweiligen PCB von der Pflanzenart, Bodenart und Bearbeitungstechnik abhängig:
[L12]: „Die Exposition von Nutzpflanzen mit PCB und PCDD/F erfolgt überwiegend über den Luftpfad gefolgt von der Kontamination durch Aufwirbelung und Deposition belasteter Bodenpartikel sowie Spritzwasser".
[L38]: „Vielmehr überwiegt der Verschmutzungspfad vor allem bei den mehrkernigen PAK … bzw. der Gaspfad bei PCB." Nach Tabelle 10 ist für den Stoffübergang der PCB vom Boden in die Pflanze der Verschmutzungspfad relevant, der Gaspfad und der systemische Pfad sind mäßig relevant. Für den Übergang Atmosphäre-Pflanze ist Deposition relevant.

7.5.2 Menge kontaminierten Bodens (Schadstoffpotenzial im Boden)

Die Gesamtmenge an kontaminiertem Boden innerhalb des in [A13] ausgewiesenen 200 µg/kg-Streifens entlang der Ehle lässt sich unter folgenden weiteren Annahmen abschätzen:

- Als belastet wird ein Uferstreifen von 5 m zzgl. der an den Profilen jeweils abgeleiteten Profilbreite bis zur interpretierten 200 µg/kg-Linie ausgewiesen. Bei einem Abstand zwischen Feldblockgrenze und Abgrenzung der 200 µg/kg-Linie von 20 m wird mit einer Breite von 25 m gerechnet.
- Dort, wo eine Flutrinne ausgebildet ist und daher landwirtschaftliche Nutzflächen nicht kontaminiert sind (in der OL Egeln), wird die Breite der Flutrinne beiderseits des Gewässers mit 12,5 m (mittlere Breite 30 m, abzgl. 5 m Gewässerbreite) angesetzt.
- Die Mächtigkeit der Bodenbelastung wird mit 0,3 m (der auf Ackerflächen zur Mischprobenbildung nach BBodSchV gewählten Beprobungstiefe, nach BBodSchV die Bearbeitungstiefe) angesetzt. Die vertikale Abgrenzung wurde auf den Ackerflächen nicht vorgenommen.
- Die Mächtigkeit der Bodenbelastung auf den Böschungen und in der Flutrinne wird mit 0,6 m angesetzt. Untersuchungen dazu laufen noch.
- Als Belastung wird der Mittelwert innerhalb des als belastet ausgewiesenen Streifens angesetzt.
- Die Länge der Abschnitte entspricht den Abschnitten in [A13].

Insgesamt ergibt sich so eine Gesamtmenge kontaminierten Bodens von 360.000 t. Davon entfallen ca. 65.000 t auf die Flutrinne innerhalb der OL Egeln sowie im Gewässerabschnitt unterhalb der OL bis zum Profil 5.

Die Gesamtschadstoffmenge beläuft sich auf ca. 1.600 kg Σ PCB_6 bzw. 8.000 kg Σ PCB; der Boden ist damit im Mittel mit ca. 4,5 g/t bzw. 4,5 mg/kg Σ PCB_6 (bzw. 22,5 mg/kg Gesamt-PCB, = 5 $\times$ Σ PCB_6) belastet.

Für die PCN liegen auf den Profilen nur Messwerte aus der Phase 2 vor. Die Gesamtschadstoffmenge ergibt sich zu 2.300 kg PCN; der Boden ist damit im Mittel mit 6,4 mg/kg PCN belastet. Die Abschätzung ist bei PCN unsicherer als bei den PCB, da erheblich weniger Messwerte zur Verfügung stehen.

Die Bodenmenge auf der Böschung (mit einer mittleren Breite von beiderseits der Ehle 5 m) einschließlich der Ehle-Flutrinne (beiderseits der Ehle ca. 12,5 m) beträgt ca. 116.000 t. Davon entfallen ca. 65.000 t auf die Flutrinne in der OL Egeln (s.o.).

Die Gesamtschadstoffmenge PCB beläuft sich auf ca. 850 kg Σ PCB_6; der Boden ist damit im Mittel mit ca. 7,3 g/t bzw. 7,3 mg/kg Σ PCB_6 (bzw. 36,5 mg/kg Gesamt-PCB, = 5 $\times$ Σ PCB_6) belastet.

Die Gesamtschadstoffmenge PCN ergibt sich zu 740 kg PCN; der Boden ist damit im Mittel mit 6,4 mg/kg PCN belastet.

Diese Mengenschätzungen sind in weiteren Stufen der Altlastenbearbeitung zu verifizieren und bei der Ableitung der erforderlichen Maßnahmen (dem vorzugswürdigen Maßnahmekonzept) einzubeziehen.

7.6 Beurteilung der Abfalleigenschaften

Die Beurteilung der Abfalleigenschaften der Sedimente oder Böden erfolgt unabhängig davon, ob die Gewässerverunreinigung oder die schädlichen Bodenveränderung tatsächlich saniert wird, also ob die Sedimente und Böden zu Abfällen werden (Stoffe, derer sich der Besitzer entledigen will oder muss).

Innerhalb der Systemgrenzen lassen sich folgende potezielle Abfallmengen mit den angegebenen mittleren Gehalten an PCB und PCN identifizieren (vgl. Abschnitte 7.1.2 und 7.5):

Tab. 7-8 potenzielle Abfallmengen und zuordnungsrelevante mittlere Belastungen

potenzieller Abfall	Menge	∅ Gesamt-PCB	∅ Gesamt-PCN
	[t]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]
Sediment Schwanenteich	13.000	12	59
Sediment Ehle	30.000	25,5	16,7
Böschungen der Ehle inkl. Flutrinne	116.000	36,5	6,8
Summe	159.000	-	-

7.6.1 Sedimente aus dem Schwanenteich und der Ehle

Die Sedimente aus dem Schwanenteich und der Ehle wurden im Rahmen des Projektes exemplarisch nach LAGA M20 bzw. DepV untersucht. Hierzu vgl. Abschnitt 6.4.

7.6.1.1 Sedimente im Schwanenteich

Die Sedimentmenge und –belastung im Schwanenteich wurde in Abschnitt 7.1.2.1 abgeschätzt. Danach handelt es sich insgesamt um 13.000 t organischer Sedimente.

Für die Abfalleinstufung maßgebliche Parameter sind

- TOC und Glühverlust (der organische Gehalt des Materials),
- zur Entscheidung über die Zulässigkeit der Ablagerung auf einer Deponie der Gesamt-PCB-Gehalt und der PCN-Gehalt des Abfalls,
- der Wassergehalt/ die Konsistenz des Abfalls, sowie weitere, anlagen- oder verfahrensspezifische Parameter (im Falle der vorgesehenen thermischen Beseitigung weitere Parameter z.B. Heizwert).

Zu den Sedimenten im Schwanenteich liegt eine Deklarationsuntersuchung vor (Abschnitt 6.4, Tab. 6-12).

TOC und Glühverlust überschreiten die Zuordnungswerte der Deponieklasse III (Glühverlust 29 Ma.-%, TOC 11 Ma.-%). Der Gehalt an Σ PCB_6 liegt bei 14,4 mg/kg. Mit dem LAGA-Faktor ermittelt sich ein Gesamt-PCB von 72 mg/kg. Der Gesamt-PCB überschreitet damit den Höchstwert nach Anhang V der VO EU 804/2004 von 50 mg/kg Gesamt-PCB. Der über die Kongenerensummen je Chlorierungsgrad bestimmte Gesamt-PCB der untersuchten Mischprobe überschreitet mit 25,6 mg/kg den Höchstgehalt nicht (Tab. 6-12). Im Zuge weiterer Planungen wäre zu prüfen, ob abfallbehördlich die Heranziehung der Kongenerensumme je Chlorierungsgrad nach dem verwendeten Verfahren eine zulässige Methode zur Bestimmung des Gesamt-PCB ist.

Der PCN-Gehalt liegt bei 350 mg/kg. Dieser überschreitet die Konzentrationsgrenze nach Anhang IV der VO, nicht jedoch den Höchstwert nach Anhang V von 1.000 mg/kg PCN.

Die Sedimente aus dem Schwanenteich sind als gefährliche Abfälle einzustufen [G18]; die Ablagerung dieser Sedimente ist auf einer oberirdischen Deponie voraussichtlich nicht bzw. nicht ohne Vorbehandlung möglich.

7.6.1.2 Sedimente der Ehle

Die Sedimentmenge und –belastung in der Ehle wurde in Abschnitt 7.1.2.2 abgeschätzt. Danach handelt es sich insgesamt um 30.000 t weitgehend mineralischer Sedimente.

Für die Abfalleinstufung maßgebliche Parameter sind wiederum (Abschnitt 6.4, Tab. 6-11 und Tab. 6-12)

- TOC und Glühverlust (der organische Gehalt des Materials)
- zur Entscheidung über die Zulässigkeit der Ablagerung auf einer Deponie der Gesamt-PCB-Gehalt und der PCN-Gehalt des Abfalls,
- der Wassergehalt/ die Konsistenz des Abfalls, sowie weitere, anlagen- oder verfahrensspezifische Parameter (im Falle der vorgesehenen thermischen Beseitigung weitere Parameter z.B. Heizwert).

Der TOC der Proben aus der Ehle gestattet unter Berücksichtigung des Verordnungstextes in Anhang 3 der DepV und der Fußnoten die Einstufung in DK III; die Sedimente sind überwiegend mineralischer Natur.

Die Sedimentbelastung in der Ehle liegt im Mittel bei ca. 12,5 mg/kg Σ PCB_7 (Median: 8,9 mg/kg) bzw. 11,2 mg/kg Σ PCB_6 (Median: 7,7 mg/kg) und im Mittel bei 37 mg/kg Σ PCN (Median: 10,6 mg/kg) mit Maximalbefunden von 46 mg Σ PCB_6 und 520 mg/kg Σ PCN (Phase 1: n = 6, Phase 2: n=38). Weitere stoffliche Belastungen (z.B. mit Naphthalin) sind für die Abfalleinstufung und die Entsorgung weniger bzw. nicht relevant und beim Arbeits- und Nachbarschaftsschutz zu beachten.

Der berechnete Gesamt-PCB-Gehalt einer der 2 in Phase 1 untersuchten Proben aus Tab. 6-11 liegt über dem Höchstwert nach Anhang V der VO (EG) 804/2004 von 50 mg/kg Gesamt-PCB; der Gehalt der zweiten Proben (Ehle 4) liegt mit 37 mg/kg Gesamt-PCB nur unwesentlich unter diesem Höchstwert.

Der direkt gemessene Gesamt-PCB-Gehalt aller 3 in Phase 2 untersuchten Ehle-Proben aus Tab. 6-12 (und der berechnete Gesamt-PCB-Gehalt von 2 der 3 Proben) liegt über dem Höchstwert nach Anhang V der VO (EG) 804/2004 von 50 mg/kg Gesamt-PCB; im Falle der Probe Ehle 218 überschreitet auch der PCN-Gehalt den Höchstwert von 1.000 mg/kg.

Nach § 7 (1) Nr. 7 DepV ist die Ablagerung von Abfällen nach Anhang V Teil 2 der VO (EG) Nr. 850/2004 in der jeweils geltenden Fassung, bei denen die in Teil V genannten Konzentrationsgrenzen von in Teil IV genannten Stoffen überschritten sind, auf Deponien der Klassen 0 bis III unzulässig.

PCB und PCN sind in Anhang IV der VO (EG) Nr. 850/2004 (Liste der Stoffe, die den Abfallwirtschaftsbestimmungen gemäß Artikel 7 unterliegen) benannt. Abfälle, deren Gehalt an Gesamt-PCB über 50 mg/kg, an PCN über 10 mg/kg oder an PCDD/PCDF über 15 µg TE/kg liegt, unterliegen der Abfallbewirtschaftung nach Artikel 7 (4) a) der VO (EG) Nr. 850/2004 [G13]. Die Konzentrationsgrenze von 50 mg/kg Σ PCB[39] ist bei den untersuchten Sedimenten[40] (mehrheitlich) unterschritten, die Konzentrationsgrenze von 10 mg/kg Σ PCN ist in 26 von 44 untersuchten Sedimentproben der Ehle hingegen überschritten. Die Konzentrationsgrenze für PCDD/PCDF (hier: Summe der TEQ der PCDD/PCDF und dl-PCB) ist bei den bisher auf Dioxine untersuchten Sedimentproben aus der Ehle sicher unterschritten.

Unter den in Artikel 7 (4) b) der VO genannten Voraussetzungen i) bis iii) können Abfälle bis zu den in Anhang V Teil 2 angegebenen Konzentrationen von 50 mg/kg Σ PCB, 1.000 mg/kg Σ PCN

---

39 Die Ermittlung des Gesamt-PCB-Gehaltes über den „LAGA-Faktor (Gesamtgehalt = Summe der Gehalte der 6 Leitkongenere × 5) könnte zu einer Überbestimmung führen. Das Produkt „Orophen“, welches die Ehle-Belastungen primär verursacht hat, weist im Gegensatz zu den LAGA-Bezugsgemischen Chlophen A30, A50 und A60 (vergleiche Fußnote 13) einen geringeren Chlorgehalt auf. Literaturangaben zu einem für das Produkt „Orophen“ abgeleiteten Umrechnungsfaktor waren nicht verfügbar.

40 Beachte: Die Sedimentproben wurden in den Fraktionen < 63 µm (Phase 1) bzw. < 2 mm (Phase 2) untersucht. Für die Abfalleinstufung sind Untersuchungen der Gesamtproben, nach eventueller Konditionierung die Untersuchung der dann konditionierten/ verfestigten Abfälle einstufungsrelevant.

oder 5 mg TE PCDD/PCDF /kg auf einer oberirdischen Deponie abgelagert werden (Verfahren nach Spalte 4).

Hierzu, d.h. zum Vorliegen der Voraussetzungen und zur Genehmigung der Ablagerung auf einer oberirdischen Deponie, werden folgende, noch zu verifizierenden Annahmen getroffen:

- Die Sedimente sind nach der Herkunft als ASN 170505* (Baggergut, das gefährliche Stoffe enthält) zu deklarieren[41]. Diese Abfallart ist in der Tabelle in Anhang V, Teil 2, Spalte 1 nicht benannt, so dass die Ausnahmeregelung nach Artikel 7 (4) b) nicht anwendbar wäre. Auf Grund der Besonderheiten des vorliegenden Falles wird die Ablagerung von vorbehandelten Sedimenten behördlich dennoch gestattet. Möglich wäre die Deklaration der Sedimente als 170503* (Boden und Steine, die gefährliche Stoffe enthalten)[42].
- Die Sedimente werden so aufbereitet (konditioniert), dass die Abfälle verfestigt sind. Dies dient überwiegend der Bindung des in den Sedimenten enthaltenen Wassers und wird im Regelfall nicht zur Zerstörung oder unumkehrbaren Umwandlung der PCB und PCN führen. Die verfestigten Abfälle werden als z.B. 190307* (gefährlich eingestufte verfestigte Abfälle) deklariert. Die im Weiteren erforderlichen Nachweise (Artikel 7 (4) b) i der VO[43]) werden erbracht, das Verfahren wird von der zuständigen Behörde genehmigt.
- Die derart vorbehandelten (verfestigten) Abfälle dürfen auf einer Deponie der Klasse III abgelagert werden. Da Deponien der Klasse III in Sachsen-Anhalt nicht mehr im Ablagerungsbetreib sind, kommt für die Ablagerung z.B. die Zentraldeponie der WEV Westsächsische Entsorgungs- und Verwertungsgesellschaft mbH in Frage.

Chargen, deren Gesamt-PCB-Gehalt über 50 mg/kg liegen, dürfen nicht auf einer oberirdischen Deponie abgelagert werden. Als Entsorgungswege kommen für diese Sedimente die thermische Beseitigung oder die Lagerung in einer dafür zugelassenen UTD in Betracht. Die jeweiligen Annahmebedingungen bzw. Einlagerungsbedingungen sind zu beachten.

Der Anteil der Sedimente, die entsprechend beseitigt werden müssen, lässt sich nach der Datenlage nicht sicher ermitteln. Unter der Voraussetzung, dass Sedimente, deren Schadstoffgehalte die Höchstgrenze nach Anhang V der VO (EG) 805/2004 unterschreiten auf einer oberirdischen Deponie abgelagert werden dürfen (die Annahmen zutreffen), betrifft dies ca. 30 bis 50 % der Sedimente (10 bis 15.000 t).

Sollten die Annahmen nicht zutreffen, müssten Sedimente, die die Konzentrationsgrenze nach Anhang IV der VO (EG) 805/2004 überschreiten, dürften auf Grund der Überschreitung dieser Konzentrationsgrenze bei PCN (10 mg/kg) die Sedimente ganz überwiegend (geschätzt > 80%) nicht auf einer oberirdischen Deponie abgelagert werden.

7.6.2 Bodenmaterial aus Gewässerrandstreifen

An Bodenproben aus der Böschung bzw. dem Gewässerrandstreifen wurden im Rahmen des Projektes keine Deklarationsuntersuchungen ausgeführt. Für die Abfalleinstufung maßgebliche Parameter PCB und PCN wurden hingegen an einer Vielzahl von Einzelproben untersucht, so dass eine grundsätzliche Bewertung der Abfälle möglich ist.

---

41 Datensammlung Sachsen-Anhalt, Einstufung von Abfällen anhand ihrer Gefährlichkeit, Kap. 3.3.3.2, Seite 76: „*Der für die Einstufung als gefährlicher Abfall heranzuziehende Grenzwert soll nicht höher sein als* (… der in Anhang IV der EG-Verordnung 850/2004…) *für die Zerstörung der POP festgelegte Grenzwert, so dass bei dessen Überschreitung ein entsprechender POP-haltiger Abfall auch als gefährlich einzustufen ist.* Abfälle, deren PCB-Gehalt 50 mg/kg oder PCN-Gehalt 10 mg/kg überschreitet, sind daher als gefährlich einzustufen. Maßgeblich ist der PCN-Gehalt, der die Konzentrationsgrenze von 10 mg/kg mehrheitlich überschreitet.

42 Richtlinie für die Entsorgung von Baggergut im Land Sachsen-Anhalt. Runderlass des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt, Sachsen-Anhalt, vom 8.3.1999. MBL LSA Nr. 18/1999 vom 27.5.99: „*Baggergut im Sinne dieser Richtlinie ist Bodenaushub*."

43 Der betroffene Besitzer hat gegenüber der zuständigen Behörde des betreffenden Mitgliedstaats hinreichend nachgewiesen, dass die Dekontamination der Abfälle in Bezug auf die in Anhang IV aufgelisteten Stoffe nicht durchführbar war und dass die Zerstörung oder unumkehrbare Umwandlung des Gehalts an persistenten organischen Schadstoffen nach der besten Umweltschutzpraxis oder der besten verfügbaren Technik nicht die unter Umweltgesichtspunkten vorzuziehende Möglichkeit darstellt, und die zuständige Behörde hat anschließend das alternative Verfahren genehmigt.

Bodenmaterial, welches den Zuordnungswert Z0* (und damit den Vorsorgewert der BBodSchV) einhält, kann sowohl zur Herstellung einer durchwurzelbaren Bodenschicht verwendet, auf eine durchwurzelbare Bodenschicht auf oder eingebracht werden oder aber als Unterboden in bodenähnlicher Anwendung zur Verfüllung Verwendung finden. Innerhalb der Systemgrenzen nach Abb. 7-7 liegt ein derart gering belastetes Bodenmaterial oberflächennah per Definition nicht vor. Die 100 µg/kg-Linie, d.h. die Grenze, ab der ein Bodenmaterial (0-30 cm) wahrscheinlich geringer belastet ist als 100 µg/kg, wurde in [A13] abgeleitet.

Bodenmaterial kann in technischer Anwendung verwertet oder aber auf einer Deponie der Klasse 0 abgelagert werden, wenn der PCB-Gehalt den Zuordnungswert Z1 von 0,15 mg/ kg Σ PCB_6 bzw. den DK 0 von 1 mg/kg Σ PCB_7 nicht überschreitet. Innerhalb der Ehle-Flutrinne einschließlich der Böschungen wird ein derartiger Abfall nur untergeordnet anfallen.

Der im Falle der Sanierung der Böschungen der Ehle einschließlich der Böschungen und der Flutrinne innerhalb der Systemgrenzen anfallende Abfall weist eine Belastung von im Mittel 6 bis 7 mg/kg Σ PCB_6 und damit von 30 bis 35 mg/kg Σ PCB (Gesamt-PCB) auf. Ein solcher „Modellabfall“, der sich rechnerisch aus der Gesamtmenge an kontaminiertem Boden auf Böschungen entlang der Ehle ergibt (Abschnitt 7.5), wäre mit einem Gehalt < 50 mg/kg Gesamt-PCB und < 10 mg/kg PCN nicht als gefährlicher Abfall einzustufen (170504).

Tatsächlich wären Teilmengen des Bodens aus dem Bereich der Böschungen auf Grund der PCN-Befunde > 10 mg/kg (der Konzentrationsgrenze nach Anhang IV der VO (EG) 805/2004 [G13]) als gefährlicher Abfall (170503*) einzustufen [G18].

Gleichwohl kann das Bodenmaterial auf einer oberirdischen Deponie der Klasse III beseitigt werden, da der Höchstwert nach Anhang V für PCN (1.000 mg/kg) nicht überschritten ist und die Annahmen/ Ausnahmen zutreffen. Eine geeignete Anlage für die Beseitigung des Bodenmaterials ist die Zentraldeponie Cröbern der WEV Westsächsische Entsorgungs- und Verwertungs-gesellschaft mbH.

8 Kenntnisdefizite, Unsicherheiten

8.1 Quelle ehem. Alkaliwerke Westeregeln

In den vorliegenden Gutachten zu den ehem. Alkaliwerken Westeregeln wurden zum Teil erhebliche Belastungen des Bodens und des Grundwassers mit PCB, insbesondere aber PCN und Naphthalin nachgewiesen. Festgestellt wird jedoch, dass von diesen Belastungen keine Gefahren für auf den Flächen Tätige und Verkehrende ausgehen. Ferner wird eine nur lokale Grundwasserbelastung festgestellt [U25]; auf Grund der geringen Mobilität der PCB ist die Ausbildung einer langen Schadstofffahne für PCB nicht zu besorgen. Die PCN-Belastungen im oberen Grundwasserleiter sind nicht abgegrenzt. Nicht bekannt ist, ob und wie die betroffenen Grundwasserleiter an die Oberflächengewässer anbinden (infiltrieren) und ob ein relevanter Frachtbeitrag durch Entlastung aus dem Grundwasser in die Gräben erfolgt.

Bezogen auf die unterhalb der ehem. Alkaliwerke Westeregeln liegenden Gewässer bestehen zur Quelle u.a. folgende Kenntnisdefizite:

- Welches Schadstoffpotenzial ist auf welchen Teilflächen der ehem. Alkaliwerke Westeregeln im Boden und Grundwasser vorhanden?
- Auf welchen Expositionspfaden (Abschnitt 7.1.1) erfolgt die immer noch stattfindende Verlagerung von Schadstoffen aus dem Teileinzugsgebiet in die Ehle?
- Wie hoch sind die Frachten über die jeweiligen Expositionspfade? Wie hoch sind insbesondere die ereignisbezogenen Frachten in das System (in den Schwanenteich)?
  Welcher Frachtbeitrag verbleibt, wenn die Austräge über das Regenwassersystem (insbesondere die Infiltration in der Solvaystraße und den potenziellen Schadstoffeintrag über den alten Abwassersammler im Borrweg, Abschnitt 3.4.2, Abb. 3-93) durch Reparatur oder Ersatzneubau der Regenwassersammler beseitigt sind?
  Welchen Frachtbeitrag leisten die in Folge Frost-Tau-Wechsel induzierten Einträge von Feinmaterial aus den RC-Flächen der PV-Anlagen bzgl. der Schwebstoff- und der Schadstofffracht?

8.2 Gewässer

8.2.1 Schäfergraben/ Schwanenteich

Bei der Beurteilung des Systems Schäfergraben/ Schwanenteich muss der status quo (der Wirkung des Schwanenteichs als Sedimentfalle) von der Prognose (vollständige Verlandung des Schwanenteichs, Wiederherstellen der Durchgängigkeit des Entwässerungssystems der Alkaliwerke – Schäfergraben – Ehle) getrennt betrachtet werden.

Im status quo sind die Einträge aus dem System ehem. Alkaliwerke Westeregeln – Entwässerungsgräben – Schwanenteich – Schäfergraben zwar bezogen auf die Ehle nicht zu vernachlässigen und daher beachtlich, jedoch (wie in Abschnitt 7.2 gezeigt) auf Grund der Wirkung des Schwanenteichs gegenüber den Schadstoffdepots in der Ehle nachrangig. Die ggf. in der Ehle erforderliche Maßnahmeumsetzung (z.B. Sedimententnahme/ Verringerung dieser Schadstoffdepots) kann bis zur erforderlichen Herstellung der Durchgängigkeit des Schwanenteichs unabhängig von der Untersuchung und den Maßnahmen zur Entfrachtung der Quelle oder des Schwanenteichs erfolgen.

Da jedoch die Prozesse der Verlandung des Schwanenteichs fortschreiten werden, wird sich mittelfristig die Frage stellen, wie dieses Gewässer unterhalten oder gestaltet werden soll. Fortschreitende Verlandung einerseits und der Zwang zur Sicherstellung der Entwässerung der oberhalb liegenden Flächen (sowohl des Gewerbegebietes Westeregeln und der angeschlossenen Verkehrsflächen als auch des Quellaustritts im SW des Untersuchungsgebietes [U21]) und damit erforderliche Wiederherstellung der Durchgängigkeit (z.B. durch Wiederherstellung des bis 1980 bestehenden Vorfluters (Beintalgraben, [S1]) andererseits werden zu einer signifikanten Erhöhung des Schwebstoff- und damit Sedimenteintrages über den Schäfergraben in die Ehle führen. Ziel muss es daher sein, den Schadstoffeintrag (die

Schadstofffrachten) aus der Quelle in das System Schäfergraben/ Schwanenteich bis spätestens zur Herstellung der Durchgängigkeit des Schwanenteichs erheblich zu reduzieren.

Ein Teil der im Bericht Phase 1 [A11] (dort Abschnitt 7.4) bezogen auf den Schäfergraben und Schwanenteich formulierten Kenntnisdefizite konnten mit den Untersuchungen in Phase 2 ganz oder teilweise ausgeräumt werden. Für den Schäfergraben und den Schwanenteich verbleiben folgende Kenntnisdefizite:

- Wie hoch ist die Durchgängigkeit des Schwanenteichs im status quo? Erfolgt eine Entwässerung des Teiches nur durch Verdunstung, Versickerung und Dammdurchsickerung oder auch durch einen (ereignisbedingten) Abfluss z.B. im nördlichen Ablauf und wie erklärt sich (ohne einen ereignisbedingten Abfluss) die „Restdurchlässigkeit“ für partikelgebundene (schwebstoffgebundene) Schadstoffe? Wie ist das Abflussregime des Schwanenteichs aktuell und künftig (Prognose Verlandung) und wie wird dies das Frachtgeschehen in der Ehle künftig beeinflussen?
- Wie hoch ist das Altsedimentdepot, welche Sedimentmengen mit welchen Schadstoffkonzentrationen sind akkumuliert? Die Messungen der Sedimentmächtigkeit erfolgte bei der Beprobung an 3 Positionen mittels Peilstange. Dies ergab keine Information darüber, ob die Sondierung in Folge Konsolidierung der Sedimente abgebrochen werden musste oder ob tatsächlich der anstehende Boden angetroffen wurde. Im Zuge der Planung muss eine genauere Mengenermittlung in einem engeren Raster und vorzugsweise über Schlitz- oder Rammkernsondierung erfolgen.
- Ist der den Schwanenteich umgebende Wall belastet (enthält dieser Altsedimente des Beintalgrabens oder ausschließlich den beim Bau des Sedimentationsbeckens der ehemaligen Absatzanlage Schwanenteich ausgeschobenen Boden)?

Mit Blick auf die künftig erforderliche Wiederherstellung der Durchgängigkeit einerseits und den eventuellen Umgang der im Schwanenteich akkumulierten hoch belasteten Altsedimente andererseits stellen sich diverse weitere Fragen aus wasserbaulicher oder altlasten- und abfalltechnischer Sicht, die zu gegebener Zeit zu beantworten sind.

8.2.2 Ehle

Der eigentliche produktionsbedingte PCB- und PCN-Eintrag über Abwasser in die Ehle endete ca. 1969 mit der Einstellung der PCB- und PCN-Produktion. Mit dem Bau des Schwanenteichs um ca. 1980 und dem unwirksam werden des Abflusses aus dem Schwanenteich im Zeitraum zwischen den Jahren 2000 und ca. 2005 muss sich der Schwebstoff- und damit auch der Schadstoffeintrag in die Ehle nochmals deutlich verringert haben.

Daran gemessen ist das Schadstoffpotenzial, das offenbar vor unwirksam werden des Abflusses (Versagen der Durchgängigkeit) in die Ehle eingetragen und in den Sedimenten akkumuliert wurde, erheblich. Die vertikale Belastung der Sedimente zeigt insbesondere im Mittellauf (Ehle 217), dass auch noch aktuell hohe Schadstoffgehalte in der Ehle über Schwebstoffe verlagert werden oder verlagert werden können.

In der Ehle bestehen folgende Kenntnisdefizite:

- Sedimentbelastung in bisher nicht untersuchten Teilabschnitten.

  In Phase 2 der Untersuchung wurden die Probennahmepositionen im Gewässer so gewählt, dass die Zuflüsse und Einleitungen in die Ehle in ihrer Wirkung erfasst werden. Da es in Teilabschnitten des Gewässers (z.B. zwischen den Positionen Ehle 217 und Ehle 215 oder auch Ehle 210 und Ehle 208 keine Zuflüsse gibt, liegen für diese jeweils längeren Abschnitte keine Informationen zur Sedimentbelastung vor.

  Im Gewässerabschnitt zwischen der Eisenbahnbrücke/ Ehle 217 und OL Egeln (Klostersiedlung, Ehle 215) betrifft dies in Folge der baubedingten Überprägung (Reduzierung) der Sedimentbelastung an Ehle 216 (dem Brückenbauwerk B81) einen Gewässerabschnitt von ca. 1,4 km, im Unterlauf zwischen Ehle 210 und 208 ca. 2,0 km.

Für die innerhalb dieses Projektes zu beantwortenden Fragestellungen (Herkunft der Belastung, Auswirkung auf unterhalb liegende Gewässer) ist dieses Defizit nicht relevant.

Die Frage, ob in diesen Abschnitten Sedimentdepots größerer Mächtigkeit oder erhöhter Belastung übersehen wurden, ist jedoch sowohl für den Fall der vorgesehenen Sedimentberäumung, als auch im Falle des (vollständigen oder teilweisen) Verbleibs der Sedimente (Sedimentmanagement) von Bedeutung.

– Hydromorphologische Einflüsse auf das Frachtgeschehen

Im Gewässerlauf lassen sich Abschnitte mit unterschiedlich hoher Schadstoffbelastung im Wasser und im Sediment aushalten. Diese Zusammenhänge erklären sich mit den vorliegenden Daten (vgl. hierzu Zusammenhang zwischen PCB-Gehalt im Wasser und im Sediment, Schwebstoffführung, Sedimentmächtigkeit und Gewässerbreite/ Fließgeschwindigkeit, Abb. 6-56). In anderen Abschnitten der Ehle lassen sich solche Zusammenhänge nicht erkennen bzw. mit den vorliegenden Daten nicht vollständig einordnen. So wäre z.B. die sowohl relativ hohe Sediment- und Wasserbelastung am Punkt Ehle 215/ Ehle 5 bei relativ unauffälligem AFS und eher sandiger Ausbildung der Gewässersohle bei hohem Gefälle verständlich; Vermessungen der Ehle liegen jedoch nur für die Abschnitte vor, in denen nach der Vorplanung [E5] Maßnahmen zur Wiederherstellung eines natürlichen Gewässerlaufs und der ökologischen Durchgängigkeit der Ehle vorgesehen waren.

Für die Abschätzung dieser Einflüsse ist eine durchgängige Detailvermessung des Gewässerlaufs (Sohle und Wasserspiegel), der Böschungen und der Gewässerrandbereiche erforderlich. Weiterhin sind Informationen zum ursprünglichen Gewässerbett einzubeziehen. Eventuell ist eine Korrelation des Gewässerlaufs der Ehle mit der abgedeckten geologischen Karte ausreichend; wo erforderlich, müssten zusätzliche Sondierungen erfolgen.

– Risiko der ereignisbezogenen Mobilisierung des Altsedimentdepots

Als relevant sind Hochwasserereignisse der Bode anzusehen.

Diese bewirken einerseits eine Überflutung der Bruchwiesen der Seerenne, aufgestaut auch durch den Damm der Bundesstraße B 81 und einen Abfluss durch die Ehle-Flutrinne in der OL Egeln und andererseits einen Rückstau von der Mündung der Ehle in den Unterlauf der Ehle. Hierzu vgl. Hochwasserrisikokarten (Abschnitt 3.1.1).

Die Sohlschubspannung des im Unterlauf ablaufenden Hochwassers ist - wie aus der Sedimentmächtigkeit und der vertikalen Schadstoffbelastung zu erkennen ist - für eine vollständige Mobilisierung der aufgelandeten Altsedimente nicht ausreichend.

Die Beurteilung des Risikos der ereignisbezogenen Mobilisierung der Schadstoffe ist dann erforderlich, wenn das Schadstoffdepot im Zuge der geplanten Maßnahmen ganz oder teilweise in der Ehle verbleiben soll. Für die Beurteilung dieses Risikos sind weitere Untersuchungen an Sedimentproben im Labor sowie ggf. im Feld (im Gewässer selbst) und eine ggf. modellbasierte Abschätzung der hochwasserinduzierten Remobilisierung/ Resuspension erforderlich.

8.3 Boden, schädliche Bodenveränderungen

8.3.1 Böschungen und unmittelbarer Gewässernahbereich/ Flutrinne

Im Bereich der unmittelbaren Böschungen einschließlich Böschungskrone der Ehle sowie der Ehle-Flutrinne (soweit diese ausgebildet ist) sind Bodenbelastungen überwiegend durch Auftrag der Sedimente bei Unterhaltungsarbeiten (Primärprozesse, Abschnitt 6.5 und 6.6) entstanden. Diese Belastungen sind i.d.R. nicht durch anschließende Bodenbearbeitung oder durch Baumaßnahmen verlagert worden, sondern verblieben an Ort und Stelle. Eine Ausnahme bildete in den letzten Jahren der Gewässerabschnitt in der OL Egeln, aus der nach dazu erhaltener Auskunft das Mahdgut und das Kraut abgefahren wurden. Sofern Sediment entnommen wurde, verblieb dieses jedoch im Böschungsbereich bzw. in der Flutrinne.

Die Böschungen wurden bislang im Teufenbereich 0-30 cm untersucht. Die mittlere PCB-Belastung der Böschungen in diesem Teufenabschnitt liegt auf den Böschungen der Ehle bei 8.000 µg/kg (Phase 2, n = 22). Unbekannt ist derzeit, in welcher Mächtigkeit auf der Böschung belastete Sedimente aufliegen. Gleiches gilt für die Ehle-Flutrinne, innerhalb derer der Boden mit Gehalten zwischen 5.000 und 20.000 µg/kg Σ PCB_6 bzw. 25.000 und 100.000 µg/kg Σ PCB sowie (soweit untersucht bis zu) ca. 26.000 µg/kg PCN ebenfalls hoch belastet ist.

Stichprobenartige Untersuchungen an 6 Positionen innerhalb der Ehle-Flutrinne haben gezeigt, dass die Sedimentauflandung und daraus folgende Mächtigkeit der belasteten Bodenzone mit ca. 60 cm angenommen werden muss.

Kenntnisdefizite sind insofern

- vertikale Abgrenzung der Schadstoffbelastung auf Böschungen und im unmittelbaren Gewässerrandstreifen einschließlich der Ehle-Flutrinne
- Beurteilung der vertikalen Verlagerung der Schadstoffe nach Aufbringen von Kraut und Sediment auf den Boden (erfolgte durch Sickerwasseraustrag eine vertikale Schadstoffverlagerung oder ist die Bodenbelastung auf diejenigen Schichten begrenzt, die durch Sedimentanlage nach Schadstoffeintrag in die Ehle entstanden sind?)
- Mobilität und Mobilisierbarkeit der Schadstoffe (Rekontaminationspotenzial).

8.3.2 Landwirtschaftlich genutzte Flächen an der Ehle

Durch die in Abschnitt 6.6 beschriebenen Primärprozesse (Sedimentablage, Bodenbearbeitung) sowie untergeordnet die Sekundärprozesse (weitere Schadstoffausbreitung) sind entlang der Ehle Bodenbelastungen entstanden, die insbesondere auf landwirtschaftlich genutzten Flächen entlang der Ehle über den Ablagebereich der Sedimente (die Böschung und den Gewässerrandstreifen) hinaus zu Bodenbelastungen geführt haben. Mit [A13] erfolgte auf Grundlage der aktuell vorhandenen Stützstellen eine Abgrenzung der Bodenbelastungen.

Die Abgrenzung ist bzgl. der vorläufigen Beurteilungswerte (konsensiert: 200 µg/kg als Maßnahmenwert Boden-Nutzpflanze (Grünland); 100 µg/kg bezogen auf die Besorgnis des Entstehens bzw. weiteren Ausbreitung einer schädlichen Bodenveränderung) nicht abschließend möglich. Insoweit bestehen dazu Kenntnisdefizite.

Diese Kenntnisdefizite werden durch aktuell laufende Untersuchungsetappen verringert oder beseitigt.

8.3.3 Sonstige Bodenbelastungen

Wie in den Abschnitten 6.5 und 7.5 dargestellt, wurden primär in Folge von Gewässerausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen und sekundär durch Hochwasserereignisse die hier relevanten Schadstoffe aus der Ehle auf angrenzende Flächen verlagert. Zum Teil erfolgte eine Akkumulation der Sedimente und damit der Schadstoffe auf Böschungen und im Gewässerrandstreifen, zum Teil wurden diese Schadstoffe durch Grundbodenbearbeitung oder Baumaßnahmen und andere (sekundäre) Prozesse weiter verlagert.

Auf Grundlage der in Phase 2 und 3.1 ausgeführten Bodenuntersuchungen auf Querprofilen entlang der Ehle wurden zum Teil Bodenbelastungen ausgewiesen, die über die Böschungen und den Nahbereich (0-10 m) der Ehle hinaus auf landwirtschaftlich genutzte Flächen reichen. Unter Nutzung der Stützstellen (Profilen) und weiteren Annahmen wurden diejenigen Teilflächen ausgewiesen, auf denen die Bodenbelastung entlang der Ehle den Maßnahmenwert Boden – Nutzpflanze (Grünland) von 200 µg/kg Σ PCB_6 überschreitet [A13].

Die Interpretation dieser Belastungsgrenzen der an die Ehle angrenzenden Flächen in Kap. 4 der Ausarbeitung [A13] weist in einigen Gewässerabschnitten Unsicherheiten auf (Abschnitt 8.3.2). Primär sind diese auf die relativ geringe Anzahl von Stützstellen (von Profilen) zurückzuführen. Diese Unsicherheiten werden noch dadurch verstärkt, dass an einigen dieser Profile

„Sondereffekte“ zu erwarten sind (z.B. an den Profilen 3, 4 und 7) und für einige der vermutlich auch betroffenen Gewässerabschnitte noch keine Untersuchung erfolgt ist (z.B. „Ehle-Umfluter“). Unsicherheiten bestehen auch bzgl. der Belastung an Gewässerabschnitten, an denen z.B. durch multitemporale Karten- oder Luftbildauswertung Verlegungen der Gewässer Schäfergraben und Ehle nach Beginn des Schadstoffeintrags (um 1950) nicht ausgeschlossen werden können.

Die Gewässerabschnitte, in denen Hinweise auf Besonderheiten vorliegen, sollen nachfolgend benannt werden. Erkennbar sind diese z.Z. bereits auf den Flurkarten, da die Grundstücksgrenzen i.d.R. den ehemaligen Gewässerlauf abbilden. Für weitere Erläuterungen vgl. [A13].

– Altablagerung N-lich der Ehle (ca. km 2+000)

  Nördlich der Ehle, in der Nähe des auslaufenden Ehle-Rückstaudeichs, ist in den Luftbildern z.B. 1953 eine Abgrabung und Verfüllung zu erkennen. Diese ist verfüllt, wird jedoch auch in rezenten Luftbildern in Folge der Vegetationsbeeinflussung der verschiedenen Bodenmaterialien sichtbar. Nach den Luftbildern hatte diese Abgrabung wahrscheinlich keinen Zulauf von der Ehle, so dass Sedimenteinspülungen unwahrscheinlich sind.

Abb. 8-1 Luftbild 1953

Abb. 8-2 Luftbild 1969

– Profil 3 (km 4+350)

Abb. 8-3 Auszug Luftbild 1953, erkennbare Vernässung

Im Bereich Windmoner Graben und Bruchgraben können ältere Meliorationsarbeiten zu einer Bodenumlagerung und damit zu den heute auf Profil 3S detektierten Bodenbelastungen geführt haben.

– Ehle-Umfluter (Ehle km 4+530 bis 6+250)

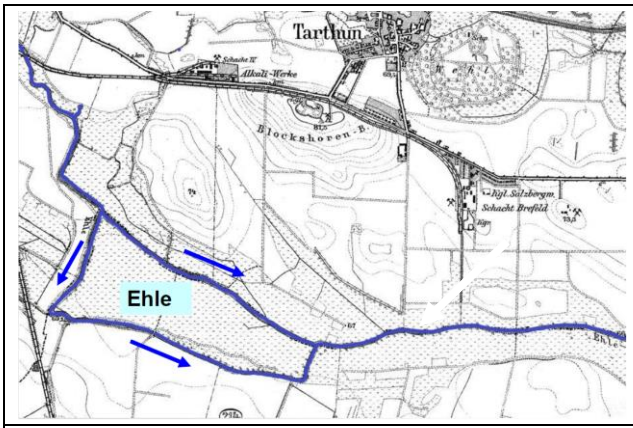


Abb. 8-4 Lage und Verlauf des Ehle-Umfluters nach TK

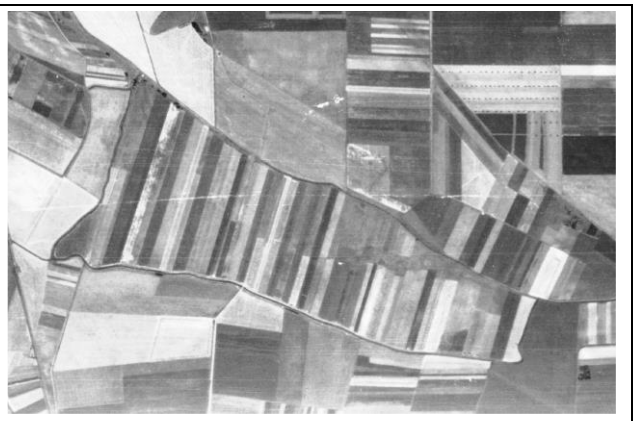


Abb. 8-5 Luftbild 1945

In dem auch in Abschnitt 3.2.1 beschriebenen Teilbereich des Gewässers Ehle hat vor 1975 ein Verbindungsgraben zwischen dem heutigen Landgraben und der Ehle bestanden, der sich nach dem Kartenwerk (nach der Benennung) als Ehle-Umfluter interpretieren lässt. Auch dieser Gewässerverlauf ist in den Flurkarten erkennbar. Ob es sich um einen solchen oder einen Zulauf des Landgrabens zur Ehle handelt, müsste anhand der Gefälleverhältnisse geklärt werden (Abschnitt 3.2.1, Abb. 3-13).

– Nassauskiesung im Bereich Tarthuner Straße Thomas-Müntzer-Straße (km 8+200)

In den Luftbildern 1953, 1966 und 1969 ist südlich des heutigen Garagenkomplexes eine Nassauskiesung erkennbar. Der Zutritt von Sediment aus der Ehle in dieses Gewässer kann nicht ausgeschlossen werden.

Abb. 8-6 Luftbild 1969, Nassauskiesung

– Gewässerbegradigung am Brückenbauwerk B 81 (km 9+900)

Im Zuge des Baus der Fernverkehrsstraße 81 (heute B 81) wurde der Ehlelauf nördlich des Brückenbauwerks verschwenkt (Abschnitt 3.2.1, Abb. 3-12).

– Schäfergraben/ Beintalgraben, Laufbegradigung (km 0+100)

Zwischen der Siedlung Straße der Einheit und Mündung des Schäfergrabens in die Ehle befindet sich eine mit Röhricht bewachsene Fläche. Der Graben, der vor ca. 1975 durch diese Fläche verlief, wurde (wahrscheinlich zur Erleichterung der Unterhaltungsarbeiten) an den südlichen Rand dieser Fläche verlegt.

Abb. 8-7 Laufverschwenkung der Ehle am Brückenbauwerk B 81

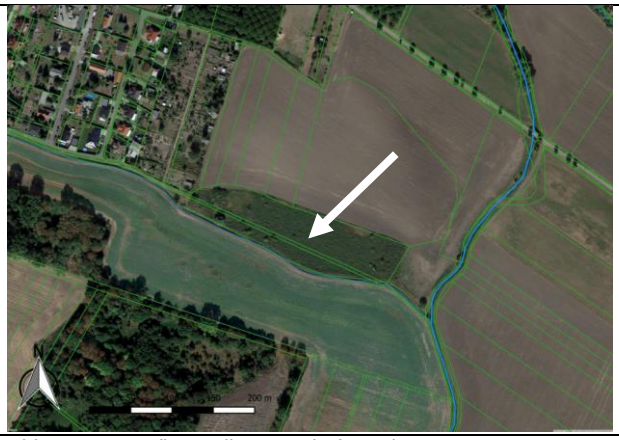


Abb. 8-8 Laufbegradigung Schäfergraben

Als weiterer „Sondereffekt“ kann die Bodenverlagerung z.B. Ein- und Aufbringen schadstoffbelasteter Böden auf oder in die durchwurzelbare Bodenschicht durch Rückführung von z.B. Kartoffel- der Rübenerde in Betracht kommen.

Das Aufbringen von Bodenmaterial auf landwirtschaftliche Nutzflächen (das Rückführen von Bodenmaterial aus der Verarbeitung landwirtschaftlicher Produkte, die selber mit Bodenanhaftungen geerntet werden, z.B. Rüben oder Kartoffeln) ist soweit erkennbar gängige Praxis. In den nachfolgenden Fotos bzw. Luftbildern sind exemplarisch solche Verlagerungen im näheren Umfeld der Ehle dokumentiert:

Abb. 8-9 Bodenhaufwerke, Aufbringen auf Ackerflächen (auf eine durchwurzelbare Bodenschicht) an der Ehle

Abb. 8-10 Luftbild vom 15.09.2016, Aufbringen Bodenhaufwerke nördlich der Straße Egeln-Tarthun

Die Verlagerung von kontaminierten Bodenmaterialien durch Rückführung auf Flächen, die nicht mit den Herkunftsflächen der Materialien identisch sind, könnten auch erhebliche Bodenkontaminationen auf Flächen entstehen, die durch die primären oder sekundären Verlagerungsprozesse nicht oder nur sehr geringfügig betroffen sind.

Da die Schadstoffbelastung der Sedimente oder der Böden visuell nicht erkennbar ist, kann es im Zeitraum seit Entstehen der ersten Sedimentbelastungen zu diversen, z.B. Bodenverlagerungen bei Baumaßnahen gekommen sein. Selbst dann, wenn die primären Ursachen der Schadstoffverlagerung erkannt sind, werden langfristige Unsicherheiten bzgl. der PCB-Bodenbelastung von Flächen im „Einflussgebiet“ der Ehle verbleiben. Diesen Unsicherheiten kann nur mit entsprechender Sorgfalt bei der Bodenverwertung (Untersuchung entsprechend der jeweils geltenden Regelungen unter Einbezug des Parameters Σ PCB_6 in den Analysenumfang) begegnet werden.

Kenntnisdefizite sind daher

- Reichweite der Verlagerung der Schadstoffbelastung durch Grundbodenbearbeitung oder Baumaßnahmen
- Qualitativer und räumlicher Umfang der Wirkung von Sondereffekten wie Meliorationsmaßnahmen, Gewässerverlegungen, Abgrabungen, sonstigen Bodenumlagerungen

Diese Kenntnisdefizite sind bezogen auf das Gewässer Ehle nachrangig, jedoch für die nachhaltige Beseitigung der PCB (einschließlich dl-PCB und PCDD/ PCDF) und der PCN (allgemein: der persistenten organischen Verbindungen, POP) und deren Übergang in die Nahrungskette von Bedeutung.

8.3.4 Schadstoffübergang Boden – Nahrungskette – Mensch

Die grundsätzlichen Mechanismen der Verlagerung von PCB, dl-PCB, PCDD/PCDF (mit Abstrichen PCN) aus dem Boden in Pflanzen und weiter in die Nahrungskette sind bekannt ([L14] bis [L17], [L38]). Zur Verhinderung des Eintrages der PCB insbesondere über den Verschmutzungspfad gibt es diverse Handlungsempfehlungen (z.B. [L40] - [L42]).

Kenntnisdefizite bestehen bzgl. der Sicherheit der agrarindustriellen Bewirtschaftung der zum Teil massiv mit POP belasteten Böden und des erforderlichen Umfangs der Überwachung der auf den Flächen angebauten Produkte bzgl. des möglichen Eintrags der POP in die Nahrungskette mit dem Rezeptor Mensch (pflanzliche Lebensmittel, Futtermittel und mit diesen hergestellte tierische Lebensmittel).

Mit Stand 2018 wurde durch den Salzlandkreis die Bewirtschaftung des massiv belasteten Streifens von 0-10 m untersagt (Schutz- und Beschränkungsmaßnahme). Für die belasteten Streifen von 10 m bis zur Unterschreitung des Maßnahmenwertes Boden – Nutzpflanze (Grünland) von 200 µg/kg erfolgten in 2018 repräsentative behördliche Untersuchungen des Erntegutes (Weizen); im eigentlichen Produkt (den Körnern) waren weder der Aktions- noch der Höchstwert überschritten.

Nicht oder noch nicht untersucht ist der Schadstofftransfer (der Schadstoffgehalt) in anderen zur Nahrungsmittel- oder Futtermittelherstellung genutzten Pflanzen bzw. Pflanzenteilen wie Gras/ Heu, Silomais oder Raps (Ölsaat).

Für eine umfassende Korrelation zwischen Bodenbelastung und zu erwartender Belastung des Erntegutes bedarf es im Falle des weiterhin beabsichtigen Anbaus von Lebens- und Futtermitteln weiterer Untersuchungen zum Stoffübergang, also insbesondere der Untersuchung der Schadstoffbelastung des Bodens und der auf diesem Boden erzeugten pflanzlichen Nahrungs- und Futtermittel sowie Folgeprodukte (z.B. Presskuchen von Ölsaaten die als Futtermittel verwendet werden, Gärreste aus Biogasanlagen mit Energiemaisinput von belasteten Flächen).

Sofern aus der Bodenbelastung nicht auf den resultierenden Schadstoffübergang in die Nahrungskette geschlossen werden kann, bedarf es einer Überwachung (des Monitorings) der erzeugten Lebens- und Futtermittel sowie der Begleitprodukte (z.B. Einstreu, Presskuchen der Ölsaaten als Futtermittel, Gärreste bei Nutzung von Energiemais von kontaminierten Flächen).

9 Handlungsempfehlungen

9.1 Weitere Untersuchungen

Im Projekt weiter erforderliche Untersuchungen dienen

- der Beseitigung beurteilungsrelevanter Kenntnisdefizite (vgl. Abschnitt 8),
- der Schaffung von Planungsvoraussetzungen,
- dem Eignungsnachweis von konzipierten (in Erwägung gezogenen) Maßnahmen.

Hinzu kommen sanierungsbegleitende Untersuchungen zur Verlaufs- und Erfolgskontrolle.

Nachfolgend werden diejenigen Untersuchungen ausgewiesen, die entweder zur Schließung der in Abschnitt 8 genannten Kenntnisdefizite erforderlich sind oder absehbar im Zuge der Planung ausgeführt werden müssen. Die Benennung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, da z.B. die Eignungsuntersuchungen von den zu prüfenden Sanierungsansätzen abhängig sind, die momentan jedoch nicht vollständig benannt werden können.

9.1.1 Quelle (ehem. Alkaliwerke Westeregeln)

Der Umfang der bei der weiteren detaillierten Untersuchung (DU) oder Sanierungsuntersuchung (SU) zu integrierenden technischen Erkundungen (z.B. i.S. einer ergänzenden Standortuntersuchung zur lateralen und vertikalen Abgrenzung belasteter Bereiche oder zur Ermittlung des mobilen und mobilisierbaren Anteils) ist im Teilprojekt Quelle zu entwickeln.

Zur Behebung der in Abschnitt 8.1 zur Quelle benannten Kenntnisdefizite, die zudem für den Schadstofftransfer in die unterhalb liegenden Gewässer relevant sind, werden voraussichtlich folgende Untersuchungen und Begutachtungen erforderlich:

- Untersuchung des Regenwassersystems, Identifikation von Infiltrationen im neuen Regenwassersystem sowie der Wirkung des in Abschnitten (Borrweg) genutzten historischen Sammlers.
- Durchführung von Langzeit-Abflussmessungen uber 3 bis 6 Monate mit integrierter Bestimmung ereignisbezogener Sedimentfracht (AFS) sowie PCB- und PCN-Gehalte im Wasser (Messpunkte wie in [U25]).
- Untersuchung der Kornstabilität sowie der Schadstoffbelastung des unterhalb der PV-Anlagen verwendeten Ziegel-RC, ggf. ergänzt mit einer Abflussberechnung und Austragsprognose für Feinmaterial und Schadstoffe.

Diese Untersuchungen sind mit denen in den unterhalb liegenden Abschnitten des Gesamtsystems zu koordinieren. Dies gilt insbesondere für die hydraulischen Untersuchungen (Langzeit-Durchflussmessungen, ereignisorientierte Beprobung des Wassers auf Schweb- und Schadstoffgehalt, Frachtberechnung).

9.1.2 Gewässer

9.1.2.1 Schäfergraben/ Schwanenteich

Zur Behebung der in Abschnitt 8.2.18.2 zum System Schäfergraben/ Schwanenteich benannten Kenntnisdefizite, werden voraussichtlich folgende Untersuchungen und Begutachtungen erforderlich:

- Ermittlung des Gesamtsedimentinventars einschließlich Abgrenzung zur Teichsohle, vorzugsweise durch Sondierungen (Schlitz- oder Rammkernsondierungen); Zuordnung (Bilanzierung) des Sedimentinventars in Eintrag über die Systemgrenze und Sedimentbildung über Biomasse und Faulschlamm im Schwanenteich selbst. Dazu ggf. Aktualisierung der vorliegenden limnologischen Stellungnahme.
- Untersuchung des Walls am Schwanenteich (Charakterisierung des Inventars) und Untersuchung der Dammdurchsickerung.

- Durchführung von Langzeit-Abflussmessungen mit integrierter Bestimmung ereignisbezogener Sedimentfracht (AFS) sowie PCB- und PCN-Gehalte im Wasser über 3 bis 6 Monate (parallel zu den Messungen oberhalb der Systemgrenzen). Geeignete Messpunkte hierzu wären z.B. der Durchlass durch den ehemaligen Bahndamm (SG 6, LHW 414592), der Durchlass durch die Egelner Straße (SG 2, LHW 414593) sowie der Durchlass in der Zufahrt zur landwirtschaftlichen Nutzfläche am östlichen Ende der Straße der Einheit. Dort stehen definierte Querschnitte zur Verfügung, was die Installation von Langzeitmessgeräten erheblich vereinfacht.

Die Untersuchung der Auswirkungen der Verlegung des Gerinneverlaufs zwischen der Straße der Einheit und der Mündung in die Ehle wird im Zusammenhang mit den Untersuchungsmaßnahmen Boden diskutiert.

9.1.2.2 Ehle

Zur Behebung der in Abschnitt 8.2.2 zur Ehle benannten Kenntnisdefizite, werden voraussichtlich folgende Untersuchungen und Begutachtungen erforderlich:

- Im Zuge der Sanierungsvorplanung (LPH 2 HOAI) ergänzende Untersuchung der Sedimentmächtigkeit und Sedimentbelastung in den Gewässerabschnitten zwischen der Eisenbahnbrücke/ Ehle 217 und OL Egeln (Klostersiedlung, Ehle 215) sowie im Unterlauf zwischen Ehle 210 und Ehle 208.
- Detailvermessung der Ehle mit mehreren Punkten im Gerinne inkl. detaillierter Aufnahme des Profils der Böschungen einschließlich Ehle-Flutrinne bzw. – wo diese nicht ausgebildet ist – einschließlich des Gewässerrandstreifens mit einer Breite von min. 10 m.
- In Bezug setzen des Ehleverlaufs zum Material der Gewässersohle, sofern möglich durch Abgleich mit der abgedeckten geologischen Karte, der Landesbohrdatenbank oder durch ergänzende Sondierungen
- Ermittlung des Risikos der ereignisbedingten Mobilisierung der unterschiedlich gealterten (konsolidierten) Sedimente, z.B. durch Ermittlung der kritischen Sohlschubspannung sowie horizontbezogen weiterer Sedimentparameter, die zur Abschätzung der Erosionsstabilität erforderlich sind (Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte, TOC, vgl. hierzu [L23] und [L24]).
  Diese Untersuchungen sind dann erforderlich, wenn die Sedimente ganz oder teilweise in der Ehle verbleiben und dort „gemanagt“ werden sollen.

Die Untersuchungen des geänderten Gerinneverlaufs in den in Abschnitt 8.3.3 ausgewiesenen Gewässerabschnitten werden im Zusammenhang mit den Bodenuntersuchungen dargestellt.

9.1.3 Schädliche Bodenveränderungen

9.1.3.1 Böschungen und unmittelbarer Gewässernahbereich/ Flutrinne

Zur Behebung der in Abschnitt 8.3.1 zu den Böschungen und zur Ehle-Flutrinne benannten Kenntnisdefizite, werden voraussichtlich folgende Untersuchungen und Begutachtungen erforderlich:

- Schlitz- oder Rammkernsondierungen zur Aufnahme des Vertikalprofils bis ca. 1,2 m u. GOK, Bodenansprache, Probennahme und Untersuchung der Bodenproben auf PCB; Einmessen der Ansatzpunkte (Ziel: Ermittlung der vertikalen Schadstoffverteilung).
- Vermessungstechnische Geländeaufnahme der Böschungen (vgl. Abschnitt 9.1.2.2) einschließlich relevanter Bauwerke und Vegetation im Bereich der Böschung und der Flutrinne; einholen von Informationen über in diesen Abschnitte vorhandene Bauwerke und Infrastrukturelemente (Kabel, Leitungen), deren Nutzung und Zuständigkeiten.

9.1.3.2 Landwirtschaftlich genutzte Flächen an der Ehle

Zur Beseitigung der Unsicherheiten bei der Interpretationen zur Belastung der an die Ehle angrenzenden Flächen sind folgende Untersuchungen erforderlich:

- Untersuchung der Bodenbelastungen auf weiteren Profilen entlang der Ehle; dabei Bildung von Mischproben und Untersuchung auf PCB, bei Auffälligkeiten auch auf dl-PCB, PCDD/PCDF und PCN.
- alternativ schlagbezogene Untersuchung durch Beprobung von Streifen parallel zur Ehle; Breite der Streifen ggf. analog zu den Profilen 0-10 m, 10-20 m, 20-30 m usw. Abstand vom Gewässer (der „Nulllinie“).
- Einbezug der Geländemorphologie (Senken, Vernässungsflächen) und der Vornutzung (z.B. historische oder ältere Meliorationsmaßnahmen) in die Interpretation der Befunde.

9.1.3.3 Sonstige Bodenbelastungen

Zur Untersuchung (Gefahrenverdachtsermittlung) der in Abschnitt 8.3.3 ausgewiesenen sonstigen Bodenbelastungen sind folgende Maßnahmen erforderlich und geeignet:

- Vermessungstechnisches Abstecken der Verdachtsflächen im Gelände (da diese überwiegend nicht im Gelände erkennbar sind)
- Untersuchung (Sondierung) im vermuteten ehemaligen Gewässerlauf mittels Rammkernsondierung (ca. 2 m, bis zum Nachweis des „gewachsenen“ Bodens), Schichtenaufnahme, Entnahme von Bodenproben und Untersuchung auf PCB und PCN.
- Untersuchung der ggf. auf zu diesen Altläufen benachbarten landwirtschaftlichen Nutzflächen entstandenen schädlichen Bodenveränderungen durch Entnahme von Mischproben 0-30 bzw. 0-10 cm auf Profilen (nach BBodSchV) und Untersuchung auf PCB, bei Auffälligkeiten auch auf PCN und PAK (Naphthalin).

Diese Untersuchungen sollten in die Sanierungsuntersuchung zur Ehle dann integriert werden, wenn potenziell erforderliche Maßnahmen im Zusammenhang mit der Ehle konzipiert, geplant und ausgeführt werden. Dies ist mit Ausnahme der vermuteten Altablagerung nördlich der Ehle an km 2+000 der Fall.

Da mit den vorliegenden Untersuchungsergebnissen (Phase 2 und 3.1 landwirtschaftliche Nutzflächen) und den in der Ausarbeitung [A13] gegebenen Interpretationen

- für die an die Ehle angrenzenden Flächen „*konkrete Anhaltspunkte, die den hinreichenden Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung … begründen*“
- für die Teilflächen des „Ehle-Umfluters“ „*Anhaltspunkte für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung*“

vorliegen, ließen sich

- für die an die Ehle angrenzenden Flächen die weiteren Untersuchungen anordnen und
- für die Teilflächen des Ehle-Umfluters die erforderlichen orientierenden Untersuchungen bodenschutzbehördlich (als Amtsermittlung) veranlassen.

Aus fachtechnischen Gründen ist zu empfehlen, alle Untersuchungen zur Beseitigung der Kenntnisdefizite einheitlich und koordiniert ausführen und beurteilen zu lassen, also die Untersuchungen nicht den einzelnen Pflichtigen (z.B. Grundstückseigentümer der Flächen an der Ehle) aufzugeben.

§ 14 BBodSchG eröffnet die Möglichkeit, dann, wenn „*auf Grund der großflächigen Ausdehnung der Altlast, der auf der Altlast beruhenden weiträumigen Verunreinigung eines Gewässers oder auf Grund der Anzahl der nach § 4 Abs. 3, 5 und 6 Verpflichteten ein koordiniertes Vorgehen erforderlich ist*“, einen Sanierungsplan durch die zuständige Behörde selbst erstellen zu lassen. Nach § 5 BodSchAG LSA gelten diese Regelungen für schädliche Bodenveränderungen entsprechend. Eine solche Fallgestaltung liegt hier zweifelsfrei vor. Es sollte geprüft werden, ob dieses behördlich koordinierte Vorgehen auch für weitere Untersuchungen (Detailuntersuchung)

ausführbar ist. Da auf landwirtschaftlich genutzten Flächen bei schädlichen Bodenveränderungen oder Altlasten den Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen gegenüber Sanierungsmaßnahmen der Vorrang[44] einzuräumen ist, könnten z.B. alle Untersuchungen zur Ausgrenzung eben jener aus der Nutzung zu nehmender Flächen als ergänzende Standortuntersuchung oder (sanierungs)planbegleitende Untersuchung und damit Teil einer Sanierungsuntersuchung gewertet und so koordiniert in die behördlichen Maßnahmen integriert werden.

9.2 Maßnahmen

Aus Umweltgesichtspunkten, insbesondere auch zur Vermeidung der weiteren Freisetzung von persistenten organischen Verbindungen (PCB, PCDD/PCDF, PCN), wäre die vollständige Beseitigung der Altsedimentdepots im Schwanenteich und in der Ehle anzustreben. Dies ist gleichzeitig auch die nachhaltigste Maßnahme, wenn und soweit die dabei anfallenden Abfälle (Sedimente und Böden) entsprechend den Vorschriften des Artikel 7 der VO (EG) 850/2004 so beseitigt oder verwertet werden, dass die darin enthaltenen persistenten organischen Schadstoffe zerstört oder unumkehrbar umgewandelt werden. Ziel ist unter anderem zu verhindern, dass andere Abfälle (z.B. Sedimente in unterhalb liegenden Gewässern, das Räumgut aus Unterhaltungsmaßnahmen der Ehle, Boden angrenzender Flächen) dauerhaft die Eigenschaften persistenter organischer Schadstoffe aufweisen.

Bei der Ableitung von Maßnahmen sind primär folgende Rechtsgebiete zu beachten:

- Wasserrechtliche Regelungen

  Die Maßnahmen an der Ehle sind Teil der Maßnahmen nach WRRL zur Verbesserung des ökologischen und chemischen Zustands und des ökologischen Potenzials der Ehle. Weiterhin leisten die Maßnahmen einen Beitrag zur Zielerreichung an unterhalb liegenden Gewässern. Diese sind in der OGewV [G12] untersetzt.

  Für die Ableitung von Maßnahmen können die im Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe [L24] in Kap. 7 benannten Kriterien herangezogen werden.

- Bodenschutzrechtliche Regelungen

  Die Vorschriften des BBodSchG sowie insbesondere des BodSchAG LSA sind bei der Ableitung der Maßnahmen zum Umgang mit den entlang der Ehle entstandenen schädlichen Bodenveränderungen zu beachten.

  Für die Ableitung von Maßnahmen sind die Methoden und Maßstäbe der BBodSchV [G2] heranzuziehen; ergänzend kann auf ermessensleitende Regeln und Arbeitshilfen zurückgegriffen werden.

- Abfallrechtliche Regelungen

  Da die relevanten Schadstoffe in Artikel IV der VO (EG) 850/2004 [G13] gelistet sind, unterliegen diese den Regelungen der Abfallbewirtschaftung nach Artikel 7 dieser VO.

Beachtlich sind ferner die naturschutzfachlichen sowie –rechtlichen Anforderungen, Eingriffs- und Ausgleichsregelungen.

Eine nachhaltige Gesamtlösung ist anzustreben.

9.2.1 Quelle (ehem. Alkaliwerke Westeregeln)

Das Ziel der Maßnahmen an der Quelle ehem. Alkaliwerke Westeregeln ist primär die Unterbrechung aller Expositionspfade, auf denen die hier relevanten Schadstoffe in die Gewässer

[44] BBodSchV, § 5 (5): Auf land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen kommen bei schädlichen Bodenveränderungen oder Altlasten vor allem Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen durch Anpassungen der Nutzung und der Bewirtschaftung von Böden sowie Veränderungen der Bodenbeschaffenheit in Betracht. Über die getroffenen Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen sind Aufzeichnungen zu führen. Mit der zuständigen landwirtschaftlichen Fachbehörde ist Einvernehmen herbeizuführen

Schäfergraben / Schwanenteich und Ehle gelangen. Dabei wird vorausgesetzt, dass die gefahrlose Nutzung der Flächen im Gewerbegebiet bereits im status-quo möglich ist.

Das Frachtgeschehen oberhalb der Ehle, insbesondere die andauernde Verlandung des Schwanenteichs mit massiv schadstoffbelasteten Sedimenten, ist durch geeignete Untersuchungen zu prüfen. Da weder alle Teilquellen und Einträge identifiziert noch der jeweilige Frachtbeitrag quantifiziert ist, können Maßnahmen erst nach Ausführung weiterer Untersuchungen abgeleitet werden. Als relevante Teilquellen wurden bislang die Chlorierung (die Anlage, in der Biphenyl zu PCB und Naphthalin zu PCN chloriert wurde), die Xylamon- bzw. Chloröl-Destillation, die Xylamon-Anlage, die Orophen-Destillation und das Xylamon-Tanklager identifiziert. Die laterale und vertikale Abgrenzung der dortigen Bodenbelastungen steht aus.

Bestandteile möglicher Maßnahmen könnten (abhängig vom Ergebnis der noch auszuführenden Untersuchungen) sein:

- Lokale Sanierung (hot spots) durch Bodenaustausch.
- Sanierung der defekten Haltungen und (sofern betroffen) Schächte im Gewerbegebiet zur Verhinderung von Fremdwasser- und Schadstoffeinträgen
- Umbinden der Regenwassersammlers auf den neuen Sammler im Borrweg oder – sofern dies aus hydraulischen Gründen nicht möglich ist – Ersatzneubau eines Regenwassersammlers im Borrweg zur kontaminationsfreien Ableitung des Niederschlagswassers aus der Solvaystraße zum Auslassbauwerk in den südwestlichen Graben
- Verhinderung des Eintrags diffus belasteter Feinsedimente von mit Ziegel-RC befestigten Flächen unterhalb von PV-Anlagen, z.B. durch Austausch des Materials, Verhinderung des Abflusses auf Verkehrsflächen/ in das Niederschlagssystem oder Sicherung durch Abdichtung
- Einbau je eines Sedimentfangs in die Regenwassersammler oder Nutzen und Gestalten des Schwanenteichs als Rückhalteeinrichtung für Sedimente.

Die Maßnahmen sollten innerhalb eines Zeithorizontes von 10 bis 15 Jahren (bis ca. 2030) umgesetzt werden um sicherzustellen, dass nach Sanierung bzw. Herstellen der Durchgängigkeit des Schwanenteichs keine Rekontamination erfolgt.

9.2.2 Gewässer

9.2.2.1 Schäfergraben/ Schwanenteich

Der Schwanenteich wurde als Teil einer IAA (Industriellen Absetzanlage, Spüldeponie für Aschen) errichtet. Diese technische Funktion wird nicht mehr benötigt. Im status quo wirkt dieser als Sedimentfalle und hält einen nicht unerheblichen Teil der aus der Quelle und den oberhalb liegenden schädlichen Bodenveränderungen rezent (vermutlich ereignisgesteuert) in das Gewässersystem austretenden Schadstoffe zurück (zum im Schwanenteich akkumulierten Potenzial und zu den Frachten vgl. Abschnitte 7.1.2.1 und 7.2.1.2).

Der Schwanenteich wird innerhalb der kommenden ca. 15 bis 20 Jahre vollständig verlanden und damit seine Funktion als Sedimentfalle verlieren. Spätestens zu diesem Zeitpunkt müsste die Durchgängigkeit z.B. durch Herstellen des ehemaligen Gewässerlaufs des Beintalgrabens, wieder hergestellt werden. Abhängig davon, ob zu diesem Zeitpunkt über die oberhalb angeschlossenen Systeme Schadstoffe zutreten, müsste ggf. der Sedimentrückhalt durch geignete Maßnahmen weiter gewährleistet werden.

Ziel der Sanierung des Schwanenteichs ist die nachhaltige Unterbrechung der Expositionspfade, auf denen die in der „Sedimentfalle“ Schwanenteich akkumulierten Schadstoffe in das Gewässer Ehle und in die Umwelt (Luft, Grundwasser) gelangen oder gelangen könnten. Maßnahmen wären auf dieses Ziel auszurichten.

Grundsätzlich sind 2 Sanierungsvarianten möglich:

- Dekontamination, d.h. Beseitigung des Altsedimentdepots
- Sicherung, d.h. Unterbrechung der für den Schadstoffaustrag in die Ehle und (allgemein) die Umwelt maßgeblichen Expositionspfade z.B. durch Verfestigung und Wiedereinbau, Abdeckung, Kapselung o.ä.

Denkbar sind auch Kombinationen beider Varianten (Variantenkombinationen), z.B. Teilentnahme von Sediment und Sicherung des verbleibenden Restpotenzials.

Auf Grund des geringen Umfangs der Sedimentauflandungen ist für den Schäfergraben unterhalb des Schwanenteichs bis zur Mündung in die Ehle die Dekontamination zu bevorzugen. Die Böschungen sind als (unterhaltungspflichtiger) Teil des Gewässers in die Sanierung einzubeziehen.

Die auf den Schwanenteich zulaufenden 2 Gräben (Abschnitt 3.4.1.2, Abb. 3-79) sind ebenfalls einzubeziehen. Hinsichtlich der Betroffenheit (Sedimententnahme bei Unterhaltungsarbeiten, Sedimentablage auf Böschung und im Gewässerrandstreifen) unterscheiden sich diese Gräben nicht von den unterhalb des Schwanenteichs liegenden Abschnitten.

Das vorzugswürdige Maßnahmekonzept ist im Zuge einer Sanierungsuntersuchung abzuleiten. Im Rahmen dieser Vorplanung muss auch der Umfang der erforderlichen Genehmigungsplanung geklärt werden (Plangenehmigung oder Planfeststellung, vgl. z.B. [L33]).

9.2.2.2 Ehle

Die an der Ehle auszuführenden Maßnahmen dienen primär der Verbesserung des ökologischen (und chemischen) Zustands und des ökologischen Potenzials. Wenngleich das Altsedimentdepot in der Ehle ebenso wie das darin gebundene Schadstoffpotenzial hoch ist, ist deren Beseitigung nach den Kriterien und Handlungsempfehlungen des Sedimentmanagementkonzeptes der FGG Elbe [L24] zum Schutz der Elbe nicht zwingend geboten. Dies gilt jedenfalls dann, wenn kein oder ein nur vertretbar geringes Risiko der Mobilisierung des Altsedimentdepots der Ehle besteht.

Die in [L24] benannten allgemeinen Kriterien zur Auswahl und Priorisierung von Maßnahmen sind:

1.) Die Lösung eines Problems an der Quelle bzw. die Beseitigung der Ursache ist zu bevorzugen.
2.) Besteht die Quelle nicht mehr, sollte die Lösung möglichst quellnah erfolgen.
3.) Resonanzwirkung 1: Empfehlung wirkt sich positiv auf einen der beiden anderen Aspekte oder auf beide aus.
4.) Resonanzwirkung 2: Einmalige Investition bewirkt dauerhaft geringere Folgekosten.
5.) Schwierigkeitsgrad / Aufwand der Realisierung.
6.) Sicherheit / Unsicherheit in der Abschätzbarkeit der Erfolgsaussichten, z.B. infolge Variabilität des Systems.
7.) Das Ausschlusskriterium „Fehlen verhältnismäßiger Lösungsmöglichkeiten“ wird nur im Ausnahmefall bei sehr gut gesichertem / begründetem Kenntnisstand angewandt.

Die allgemeinen Kriterien 1-4 wirken aufwertend, die Kriterien 5-7 tendenziell abwertend für die Relevanz einer Maßnahme

Maßnahmen an der Quelle umfassen hier (bezogen auf die Ehle) ggf. die ehem. Alkaliwerke und den Schäfergraben einschließlich Schwanenteich. Die aus Sicht unterhalb liegender Gewässer quellnahe Lösung ist die vollständige Beseitigung der hoch kontaminierten Altsedimente oder aber die teilweise Beseitigung dieser Sedimente und die dauerhafte Sicherung der verbleibenden Restpotenziale gegen Mobilisierung. Diese Sicherung muss sowohl die Mobilisierung durch z.B. Hochwasserereignisse unterbinden als auch gewährleisten, dass die bei künftig dauerhaft erforderlichen Unterhaltungsarbeiten (Krauten einschließlich Sedimententnahme) auftretende Kontaminationsverschleppung ausgeschlossen ist.

Die Planung der (Sanierungs-) Maßnahmen an der Ehle muss mit der Planung der WRRL-Maßnahmen zur Herstellung eines natürlichen Gewässerlaufs koordiniert erfolgen und den

Folgeaufwand für die Gewässerunterhaltung ebenso berücksichtigen wie die überwiegende Entwässerungsfunktion der Ehle.

Auch die Vorzugsvariante ist aus Sanierungssicht in einer Sanierungsuntersuchung im Umfang nach Anhang 3 Nr. 1 BBodSchV, aus wasserbaulicher Sicht in einer Vorplanung LPH 2 HOAI zu entwickeln. Im Rahmen dieser koordinierten Vorplanung muss auch für die Ehle der Umfang der erforderlichen Genehmigungsplanung geklärt werden (Plangenehmigung oder Planfeststellung vgl. z.B. [L33], Sanierungsplan nach § 13 BBodSchG).

Mit der Vorplanung, bei Bedarf auch als separates Dokument, ist ein Konzept zur Gewässerunterhaltung zu entwickeln und abzustimmen. Zu berücksichtigen sind dabei insbesondere die Folgeaufwendungen für die Gewässerunterhaltung einschließlich Entsorgung von Kraut und Sediment.

Wie in Abschnitt 3.5 dargestellt ist zur Gewährleistung des Gebietswasserabflusses und der Verhinderung dauerhafter oder temporärer Vernässungen die Unterhaltung der Ehle weiterhin erforderlich. Zur Verhinderung der Schadstoffmobilisierung und –verlagerung bei den Unterhaltungsarbeiten bedarf es eines entsprechenden Konzeptes der Gewässerunterhaltung. Eine Grundlage dieses Konzeptes ist der Umgang mit den bei dem Unterhaltungsarbeiten anfallenden Mahdgut (hier: Mahdgut von Böschungen), Kraut (hier: von der Gewässersohle entnommenes Pflanzenmaterial einschließlich anhaftender Sedimente) und – wo zwingend erforderlich – Sediment.

Das Unterhaltungskonzept muss sowohl den Umfang der Maßnahmen im status quo als auch den der künftigen Maßnahmen nach der Sanierung der Ehle berücksichtigen.

Das Mahdgut wird ggf. dann unbelastet sein, wenn dieses ohne Bodenanhaftungen gewonnen werden kann. Wird die Regelanhaftung von 3% Boden am Mahdgut angenommen, so resultiert mit einer mittleren Bodenbelastung auf den Böschungen (auf den Abschnitten, auf denen die Unterhaltungsarbeiten bislang erfolgten) von 10.000 µg/kg ΣPBC_6 eine Belastung von 300 µg/kg ΣPBC_6 bzw. 1.800 µg/kg Gesamt-PCB. Ob und wie diese Biomasse verwertet werden kann wäre zu untersuchen.

Die Belastung des Krautes wird in Folge Sedimentanhaftung (geschätzt 5 bis 10 Ma.-%) deutlich höher sein. Eine signifikante Reduzierung der Abfallmenge scheint nur möglich wenn es gelingt, die im Gewässer über der Wasseroberfläche stehenden Teile der Pflanzen (Röhricht) belastungsfrei zu schneiden und am Ufer abzulegen. Bei der dann eigentlichen Krautung sind Sedimentanhaftungen und damit Belastungen unvermeidlich.

Zur abfallrechtlichen Einstufung der Sediment vgl. Abschnitte 6.4 und 7.6.

9.2.3 Schädliche Bodenveränderungen

9.2.3.1 Böschungen und unmittelbarer Gewässernahbereich/ Flutrinne

Die Böschungen der Ehle sind (unterhaltungspflichtiger) Teil der Gewässer und daher bei der Maßnahmeplanung der Gewässersanierung (Abschnitt 9.2.2.2) zu berücksichtigen. Die Notwendigkeit der Sanierung der Böschungen (Schulter und Krone) ergibt sich sowohl aus bodenschutzfachlichen Belangen als auch aus wasserbaulichen Gründen auf Grund der hohen Schadstoffgehalte der Böden und der Mobilisierbarkeit durch Erosion mit Eintrag in das Gewässer (nach Sanierung: der Rekontamination des Gewässers).

Die Böschungen sind damit Teil der schädlichen Bodenveränderungen innerhalb der Systemgrenzen (Abb. 7-7).

Die Sanierung der Böschungen ist im Zusammenhang mit den Maßnahmen am Gewässer Ehle zu planen.

Eine Besonderheit stellt die Flutrinne der Ehle dar, die überwiegend im Bereich der OL Egeln zwischen km 7+500 (am Brückenbauwerk unterhalb Egeln) bis 9+900 (Brücke B 81) ausgebildet ist. Diese Flutrinne gewährleistet, dass Hochwasserdurchflüsse in dieser Rinne ablaufen und

Überschwemmungen nur oberhalb Egeln (nördlich des Straßendamms der B 81) oder unterhalb Egeln auftreten. Bei Unterhaltungsmaßnahmen wurden Kraut und Sediment innerhalb dieser Flutrinne abgelegt und verblieb dort, d.h. wurden nicht auf angrenzende Flächen außerhalb der Flutrinne verlagert. In Folge dessen sind innerhalb der Flutrinne ebenfalls massive Bodenbelastungen entstanden. Das Profil der Flutrinne wurde durch die Ablage des Krautes und der Sedimente nicht soweit verändert, dass der Hochwasserabfluss behindert ist.

9.2.3.2 Landwirtschaftlich genutzte Flächen an der Ehle

Die Verlagerung der hier relevanten Schadstoffe PCB, PDCC/PCDF und höher chlorierter PCN (stets persistente organische Verbindungen) in die Nahrungskette ist zweifelsfrei belegt. In aktuellen Studien (z.B. [L14], [L16] oder [L17]) wurde gezeigt, dass bereits relativ geringe Bodenbelastungen zu Schadstoffanreicherungen in pflanzlichen, insbesondere aber tierischen Lebensmitteln führen. Für die hier zu beurteilenden schädlichen Bodenveränderungen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen entlang der Ehle reicht die Datenlage aktuell nicht aus, um für alle angebauten Lebens- und Futtermittel sowie deren Begleit- und Folgeprodukte diejenige Schadstoffkonzentration im Boden zu ermitteln, bei deren Unterschreitung die jeweiligen Produkte die für diese geltenden Höchstgehalte an hier relevanten Schadstoffen (abgeleitet und festgelegt überwiegend für Dioxine, dioxinähnliche PCB und ndl-PCB[45]) einhalten.

Es bestehen grundsätzlich verschiedene Möglichkeiten, die Schadstoffverlagerung innerhalb der Nahrungskette zu verhindern (hier: die Verkehrsfähigkeit der angebauten Futter- und Lebensmittel sowie der produzierten tierischen Lebensmittel zu gewährleisten). So bestünde z.B. die Möglichkeit, die hergestellten Futter- und Lebensmittel engmaschig zu überwachen, ebenso die Folgeprodukte. Diese organisatorischen und eventuell rechtlichen Fragen sind im Projekt bisher ungeklärt und wären im Vollzug mit erheblichem Aufwand für die Erzeuger und/ oder die zuständigen Behörden verbunden.

Da die auf den Flächen jeweils angebauten Agrarprodukte wechseln (Fruchtfolge) und demzufolge der Schadstoffhöchstgehalt im Boden, bis zu dem wiederum die zulässigen Höchstgehalte in den angebauten Nutzpflanzen und aus diesen gewonnen Futter- und Lebensmitteln eingehalten sind variieren kann, sollte aus Vorsorgegründen und zur Vereinheitlichung im Vollzug ein Höchstgehalt im Boden festgelegt werden, bei dessen Überschreitung keine Bewirtschaftung der Flächen und keine Beweidung erfolgen soll. Dieser muss sich an der sensibelsten Nutzung orientieren. Wie in Abschnitt 7.5.1 (dort z.B. Abb. 7-8) beschrieben, ist dies bezogen auf das Schutzgut Mensch der Eintrag in die Nahrungskette (über die Pfade Boden-Pflanze-Lebensmittel-Mensch, Boden-Pflanze-Futtermittel-Tier- Lebensmittel-Mensch und/oder Boden-Tier (Beweidung)-Lebensmittel-Mensch).

Der Pfad Boden (Nahrungskette) Mensch kann (und muss) bei den verschiedenen Elementen nach den dafür jeweils geltende Vorschriften überwacht werden. Es liegt auf der Hand, dass die höchste Sicherheit bei der Verhinderung des Schadstoffeintrages bereits im ersten Schritt, dem Stoffübergang Boden-Nutzpflanze bzw. Boden-Tier (Beweidung) gegeben ist.

Theoretisch möglich ist die Nutzung der kontaminierten Flächen zum Anbau von Pflanzen unabhängig von der Bodenbelastung und die Verwendung der Pflanzen bzw. zur Herstelllung von Nahrungsmitteln oder als Futtermittel vorgesehenen Pflanzenteile nur dann, wenn zulässige Höchstwerte unterschritten sind. Das setzt eine engmaschige Kontrolle der Partien, die auf kontaminierten Flächen gewonnen werden voraus. Zu besorgen ist jedoch, dass PCB- und Dioxin-belastete Partien unerkannt bleiben und die Schadstoffe ggf. erst bei Untersuchungen der verbrauchsfertigen Produkte (v.a. Fleisch, Eier, Öl) erkannt werden oder im denkbar schlechtesten Fall trotz Überschreitung der zulässigen Höchstgehalte in Verkehr gebracht werden.

---

[45] VO (EU) 1259/2011 hinsichtlich der Höchstgehalte für Dioxine, dioxinähnliche PCB und nicht dioxinähnliche PCB in Lebensmitteln, Empfehlung 2013/711/EU der Kommission vom 3. Dezember 2013 zur Reduzierung des Anteils von Dioxinen, Furanen und PCB in Futtermitteln und Lebensmitteln

Die Alternativen sind aus gutachterlicher Sicht also

- Untersagung der Nutzung von Flächen bei Überschreitung des z.B. Maßnahmenwertes Boden-Nutzpflanze (Grünland)[46];
  - weitere Untersuchung und Freigabe von Teilflächen mit höheren Belastungen für ausgewälte Nutzungen dann, wenn die Schadlosigkeit der Nutzung belegt ist,
  - etablieren von Sondernutzungen (Anbau von Pflanzen, die weder zur Herstellung von Nahrungs- opder Futtermitteln verwendet werden.
- oder uneingeschränkte Weiternutzung der belasteten Flächen außerhalb des erweiterten Gewässerrandstreifens (0-10 m) und Überwachung der auf diesen Flächen hergestellten und mit Aufwuchs dieser Flächen gewonnenen Lebens- oder Futtermittel bis zum Nachweis[47] des Schadstoffübergangs Boden-Nahrungskette.

Der Schutz der Allgemeinheit stellt aus gutachterlicher Sicht ein höheres Rechtsgut dar als das berechtigte Interesse der Bewirtschafter auf weitgehend uneingeschränkte Nutzung aller, einschließlich belasteter Flächen, so dass mindestens bis zum Nachweis der Unbedenklichkeit der Weiternutzung oder der durch Messungen begründeten Ausarbeitung von Bewirtschaftungskonzepten die landwirtschaftliche Nutzung der höher belasteten Teilflächen entlang der Ehle aus gutachterlicher Sicht untersagt werden sollte. Diese Teilflächen sind in der Ausarbeitung [A13] ausgewiesen. Auf erforderlichen weiteren Untersuchungsbedarf wurde in Abschnitt 8.3 hingewiesen.

Mit dem bodenschutzrechtlichen Grundsatz, nach dem auf landwirtschaftlich genutzten Flächen bei schädlichen Bodenveränderungen vor allem Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen durch Anpassungen der Nutzung und der Bewirtschaftung von Böden der Vorrang einzuräumen ist, sollten die kontaminierten Streifen entlang der Ehle dauerhaft nicht zur Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln genutzt und über Flurneuordnung (vgl. z.B. [A21]) entsprechend einem noch zu entwickelnden Nutzungskonzept einer Sondernutzung (Gewässerrandstreifen, Brache, Kurzumtriebsplantagen) zugeführt werden. Elemente dieses Konzeptes könnten sein:

- Auf der Gewässerseite, von der die Gewässerunterhaltung bisher erfolgt ist und die daher in besonderer Weise belastet sind: Befestigung eines unmittelbar an die Ehle angrenzenden Gewässerrandstreifens (Regelbreite ca. 5 m bezogen auf die Nulllinie), ggf. Weiternutzung von Elementen der für die Sedimentbergung ggf. erforderlichen Baustraße.
- Daran anschließend von 5 m bis zur ausgewiesenen/ behördlich bestätigten Abgrenzung (pragmatisch orientiert an der z.B. 200 µg/kg-Linie [A13], im Ergebnis der weiteren Untersuchungen nach Abschnitt 8.3 angepasst): Etablieren einer Flächennutzung, bei der die Schadstoffe weder durch Bodenbearbeitung oder Erosion mobilisiert und verlagert noch bei der Nutzung des Aufwuchses in die Nahrungskette (in hergestellte Futtermittel oder Lebensmittel) gelangen (z.B. Gehölzstreifen, Brache, Kurzumtriebsplantage).
- Auf der jeweils gegenüberliegenden (im Regelfall geringer belasteten) Gewässerseite: Erweiterung des i.d.R. dort bereits vorhandenen Gehölzstreifens oder andere, geeignete Flächenbewirtschaftung (z.B. Gehölzstreifen, Brache, Streuobstwiese, Kurzumtriebsplantage).

Bei der Entwicklung des Nutzungskonzeptes ist das Konzept zur Gewässerunterhaltung zu berücksichtigen; ferner sind die langfristig erforderlichen Pflegemaßnahmen sowie ebenfalls

46 Vorsorgegrundsatz; Schutz- und Beschränkungsmaßnahme werden auf Grund der allgemein anerkannten Stoffeigenschaften der PCB ergriffen, ohne abzuwarten, bis der Übergang der „Ehle-PCB“ in die Nahrungskette für die verschiedenen Expositionsszenarien (Korrelation Bodenbelastungen, Gehalte in den Nutzpflanzen bzw.genutzten Pflanzenteilen usw.) nachgewiesen ist.

47 Nachsorgegrundsatz. Maßnahmen werden erst ergriffen wenn - ggf. in mehreren Prüfschritten - nachgewiesen ist, dass diese Teil des vorzugswürdigen Maßnahmekonzeptes und zur Herstellung des gefahrlosen Zustandes erforderlich, geeignet und angemessen sind.

langfristigen weiteren Einschränkungen[48] (auch: Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen) für die abgegrenzten erweiterten Gewässerrandstreifen zu berücksichtigen.

Auf die Zusammenhänge zwischen Ausweisung und Sanierung von Böschung und Flutrinne einerseits und Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen (Nutzungseinschränkungen) andererseits ist hinzuweisen.

Wenn und soweit sich nach der Schadstoffbeseitigung innerhalb des sanierten Gewässerrandbereichs (Sanierung) ein breiterer Geländestreifen anschließen muss, innerhalb dessen die Flächen nicht oder nicht uneingeschränkt genutzt werden können, sollte bereits aus wirtschaftlichen Erwägungen heraus der zu sanierende Geländestreifen minimiert und der aus der Nutzung zu nehmende Geländestreifen in diesem Sinne optimiert werden.

Der zu sanierende Randstreifen kann insofern auch als Geländestreifen zur ökologischen Aufwertung des Gewässers genutzt werden, z.B. indem nach Abtrag des kontaminierten Oberbodens die durch Massendefizit entstandene Mulde für die Gestaltung des Gewässerlaufs genutzt wird. Bei weiter überwiegend gestrecktem (linearem) Verlauf des Gewässers ließe die so entstehende „Flutrinne“ eine naturnahe Gestaltung der Uferbereiche zu.

9.2.3.3 Sonstige Bodenbelastungen

Im Zuge der in diesem Projekt ausgeführten Recherchen ergaben sich „*konkrete Anhaltspunkte, die den hinreichenden Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung … begründen*“ bzw. *„Anhaltspunkte für das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung“.* Der Verdacht wird sich im Ergebnis der daraus resultierenden weiteren Untersuchungen entweder bestätigen oder widerlegen lassen.

Ob und welche Maßnahmen im Zusammenhang mit den sonstigen Bodenbelastungen erforderlich werden, kann erst nach Beseitigung der Kenntnisdefizite abgeleitet werden

48 Für die Pflege der Gehölzstreifen, Streuobstwiesen oder Kurzumtriebsplantagen ist Beweidung nicht zulässig. Das Fleisch des im dann erweiterten Gewässerrandstreifen (für die landwirtschaftliche Regelnutzung gesperrten Streifens) einstehenden Wildes, insbesondere des Schwarzwildes, sollte nur nach vorheriger Untersuchung in Verkehr gebracht werden.

10 Zusammenfassung

Aus dem Gewässerüberwachungsprogramm des Landes Sachsen-Anhalt (GÜSA) ergaben sich Hinweise auf eine Überschreitung von Umweltqualitätsnormen die in der OGewV genannten PCB-Kongeneren in Wasserproben der Ehle und erhöhte Befunde in Sedimentproben aus der Bode, zurückzuführen auf Einträge aus dem Bereich Westeregeln. Parallel dazu wurden 2015, im Zusammenhang mit geplanten wasserbaulichen Maßnahmen, hohe PCB-Belastungen in den Sedimenten der Ehle festgestellt.

Daraufhin wurde zunächst ein Untersuchungsprogramm aufgestellt und fachlich abgestimmt. Die dabei ausgeführten Recherchen ergaben, dass in den ehem. Alkaliwerken Westeregeln sowohl polychlorierte Biphenyle (PCB) als auch polychlorierte Naphthaline (PCN) hergestellt wurden, die früher u.a. in Transformatorenölen, Kondensatoren oder Dichtungsmassen bzw. Holzschutzmitteln Verwendung fanden. Durch zwischen 1991 und 2004 auf verschiedenen Flächen der ehem. Alkaliwerke Westeregeln ausgeführte Untersuchungen und erstellte Gutachten wurden zwar punktuell deutliche Boden- und Grundwasserbelastungen insbesondere mit PCN, weniger mit PCB belegt; eine weiterreichende Schadstoffausbreitung z.B. über das Grundwasser oder Oberflächengewässer wurde jedoch nicht festgestellt.

Auftraggeber für die abgestimmten Untersuchungen an der Ehle ist die Landesanstalt für Altlastenfreistellung (LAF) im Rahmen ihrer Zuständigkeit für die *„altlastenbedingte Sanierung von Böden und Wasserkörpern, die zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie notwendig sind".*

Durch Beprobungen des Vorflutersystems Schwanenteich, Schäfergraben, Ehle und Bode (vor und nach der Mündung der Ehle in die Bode) sollte untersucht werden, welche Quellen (Teilflächen) bzw. welche Zuläufe für den Eintrag von flussgebietsspezifischen Schadstoffen in die Ehle maßgeblich sind. Hierzu wurden in einer ersten Untersuchungsphase Wasser- und Sedimentproben aus der Ehle und dem Schäfergraben sowie exemplarisch wenige Bodenproben von Böschungen der Ehle u.a. auf PCB und PCN untersucht. In einer anschließenden vertiefenden Untersuchungsphase 2 wurden zur Verifizierung der Befunde weitere Sediment- und Wasserproben, Bodenproben von Böschungen und an die Ehle angrenzenden Flächen sowie stichprobenartig Pflanzenproben untersucht.

10.1 ehem. Alkaliwerke Westeregeln (Quelle)

Die hier relevanten Schadstoffe PCB und PCN wurden in den ehem. Alkaliwerken Westeregeln großtechnisch bis ca. 1969 hergestellt.

Insbesondere in den 1990-er Jahren erfolgten im Zusammenhang mit der Revitalisierung durch Rückbau der alten Anlagen und Erschließung des Gewerbeparks umfangreiche Untersuchungen des Bodens und des Grundwassers. Dabei wurden lokal massive Belastungen sowohl im Boden als auch im Grundwasser überwiegend mit PCN, untergeordnet mit PCB nachgewiesen. Eine Sanierung erfolgte nur zum Teil, z.B. durch Herstellen einer Versiegelung im Bereich der ehem. Chlorierung („Xylamonanlage").

Untersuchungen im Bereich der Alkaliwerke Westeregeln selbst erfolgten in dem hier dokumentierten Projekt nicht. Die gutachterlichen Schlussfolgerungen beruhen auf den Untersuchungen Dritter ([U1] bis [U25]) und den aktuell im System Schäfergraben, Schwanenteich und Ehle vorgenommenen Untersuchungen von Sediment- und Wasserproben.

Die in Oberflächenmischproben der Teilflächen festgestellten Belastungen [U25] liegen mit maximal 6.500 µg/kg Σ PCB_6 deutlich unter dem im Pfad Boden-Mensch für die Nutzungsart Industrie-Bewerbe geltenden Prüfwert (40.000 µg/kg Σ PCB_6). Die mit [A14] abgeleiteten Beurteilungswerte für PCN sind in diesen Proben ebenfalls signifikant unterschritten. Die gewerbliche Nutzung der Flächen ist bedenkenlos möglich. Gleichwohl sind Teilflächen insbesondere des ehem. Tanklagers, der Chlorierung, der Orophen- und Xylamon-Destillation erheblich mit PCB und PCN belastet.

Durch die in diesem Bericht dokumentierten Untersuchungen konnte belegt werden, dass die in der Ehle relevanten Schadstoffe PCB und PCN ausschließlich aus den ehem. Alkaliwerken Westeregeln in das System gelangten, wobei der Eintrag vermutlich überwiegend über das Abwassersystem erfolgte; das vorgereinigte Abwasser wurde nach vorliegenden Plänen über ein Grabensystem in den Beintalgraben/ Schäfergraben und über diesen in die Ehle abgeleitet.

Zu den produktionsbegleitend angefallenen Abwassermengen und den Schadstoffgehalten im Abwasser und damit zu den insgesamt in das System eingetragenen Schadstoffmengen konnten keine Unterlagen recherchiert werden.

Das Grabensystem wurde und wird weiterhin auch zur Ableitung des Niederschlagswassers von den Flächen der ehem. Alkaliwerke und Orbitaplast Westeregeln, heute den Flächen des Gewerbeparks und der Wavin GmbH genutzt. Um ca. 1980 wurde zur Erfassung und Ableitung des Spülwassers einer zur Ablagerung von Kesselasche im Bereich des ehem. Tagesbruchs betriebenen Spüldeponie östlich dieses Tagesbruchs ein Spülteich (heute: Schwanenteich) errichtet. Mit dem dabei anfallenden Bodenmaterial wurden nördlich und östlich des Teiches (entlang der Egelner Straße) ein „Staudamm“ [S1] aufgeschüttet.

Das betriebliche Abwassersystem (der Beintalgraben/ Schäfergraben) sowie die Niederschlagswasserableitung verläuft durch diesen Teich. Durch Einbau eines Überlaufbauwerks in den Damm wurde das dem Teich zufließende Wasser dem ablaufenden Teil des Beintalgrabens/ Schäfergrabens und damit der Ehle zugeführt. Ein Teil des Wassers versickerte bzw. versickert im Teich [S1]. Der Teich der ehem. Spüldeponie hält dabei die im zulaufenden Wasser enthaltenen Schwebstoffe zurück, wodurch dieser verlandet. Dieser Prozess ist so weit fortgeschritten, dass die Abflussbauwerke unwirksam sind und das zulaufende Wasser überwiegend versickert bzw. durch den aufgeschütteten Damm in die Gräben drückt.

Der Schwanenteich wirkt im status quo als Sedimentfalle und reduziert den Eintrag von Schwebstoffen und damit Sediment aus dem Bereich der ehem. Alkaliwerke Westeregeln bzw. den aktuell angeschlossenen Flächen des Gewerbegebietes erheblich. Die Sedimentmenge im Schwanenteich lässt sich mit ca. 13.000 t abschätzen; davon entfallen ca. 8.000 t auf den bereits verlandeten Teil. Die im verlandeten Teil des Schwanenteichs entnommenen Sedimentproben wiesen durchgängig sehr hohe Schadstoffbelastungen (4.000 bis 15.000 µg/kg Σ PCB_6 sowie 100.000 bis 300.000 µg/kg PCN) auf. Da der Schwanenteich mindestens eine Dekade nach Einstellung der PCB- und PCN-Produktion angelegt wurde ist nicht auszuschließen, dass (nach 1980) noch ein signifikanter Schadstoffaustrag aus der „Altlast“ ehem. Alkaliwerke Westeregeln in das Gewässersystem erfolgte und in der Sedimentfalle Schwanenteich zurückgehalten wird.

Durch aktuelle Untersuchungen in den Gräben zur Niederschlagswasserableitung [U25] sowie im Schäfergraben ober- und unterhalb des Schwanenteiches wurden sehr geringe Schwebstoff- und Schadstofffrachten (in der Größenordnung von ca. 100 kg/a Feststoff, ca. 1 g/a Σ PCB und 10 g/a PCN) ermittelt. Diese stehen möglicherweise im Widerspruch zu der in den vergangenen Jahren verstärkten Verlandung und insbesondere zu den hohen Schadstoffgehalten in den Sedimenten des verlandeten Schwanenteichs. Da Schadstoffeinträge aus der Spüldeponie nach den vorliegenden Untersuchungen [U25] auszuschließen sind, weisen diese Widersprüche auf vermutlich ereignisbedingte Sediment- und Schadstoffeinträge in das betrachtete System (Abb. 7-7) hin.

Wenngleich diese Frachten aktuell im Schwanenteich (an der oberen Systemgrenze) überwiegend zurückgehalten werden und nicht in die Ehle gelangen, besteht zu den Schadstoffausträgen aus den Flächen der ehem. Alkaliwerke Westeregeln weiterer Untersuchungsbedarf. Als potenzielle Migrationspfade in Frage kommen

- Abtrag belasteter Materialien durch Erosion und Eintrag über das Regenwassersystem
- Infiltration von Schadstoffen (Sickerwasser) in das Regenwassersystem
- Entlastung von kontaminiertem Grundwasser in das Grabensystem

Hierauf wird in den Abschnitten 8.1 und 9.1 des Berichtes eingegangen.

10.2 Gewässer (Wasser und Sediment)

Zur Untersuchung des Gewässers Ehle und zur Klärung der Herkunft der PCB im Gewässer wurden in der Phase 1 der Untersuchungen aus Schäfergraben, Schwanenteich, Ehle und Bode 15 Wasser- und 20 Sedimentproben entnommen und auf PCB (PCB_7 = PCB_6 zzgl. PCB-118), PCN, PAK, MKW und Schwermetalle untersucht.

In Phase 2 wurden weitere 24 Wasserproben sowie Sedimentproben an 29 Positionen (z.T. horizontiert, insgesamt 55 Proben) entnommen und auf PCB, PCN und PAK untersucht. Bei ausgewählten Proben wurde das Untersuchungsspektrum um dl-PCB und PCDD/PCDF erweitert. Exemplarisch erfolgte die Untersuchung auf weitere Parameter z.B. Gesamt-PCB durch Bestimmung der Kongenerensummen oder die Parameter der DepV und LAGA M20.

An den Positionen, an denen Wasserproben entnommen wurden, erfolgten parallel Abfluss-messungen.

Zur Beurteilung der Auswirkungen der Schadstoffbelastungen der Ehle auf die unterhalb liegenden Gewässer Bode und Saale wurden zusätzlich zu den Sedimentuntersuchungen im Projekt „Untere Bode“ gewonnene Schwebstoffproben (Bode unterhalb Staßfurt, Saale ober- und unterhalb der Einmündung der Bode) auf PCB und PCN untersucht. Die im Projekt „Untere Bode“ ermittelten PCDD/PCDF-Befunde und –Frachten wurden in die Beurteilung einbezogen

Grundlage für die Beurteilung der Schadstoffkonzentrationen in den Gewässern bildet die OGewV [G12].

Ziel der nach WRRL erforderlichen Maßnahmen ist die Herstellung eines guten ökologischen und chemischen Zustands und guten ökologischen Potenzials der Ehle.

In den Gewässern Schäfergraben, Schwanenteich und Ehle überschreiten die PCB-Befunde die UQN (je PCB-Kongenerem 0,5 ng/l im Wasser bzw. 20 µg/kg im Schwebstoff oder Sediment) erheblich. Die PCN-Gehalte im Wasser und im Sediment sind ebenfalls erhöht; die UQN nach OGewV 2011 (Σ PCN 0,01 µg/l) ist in diesen Gewässern überschritten. Bei der Novelle der OGewV 2016 wurden die PCN aus der Liste der flussgebietstypischen Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials (Anlage 6) gestrichen.

Der ökologische Zustand oder das ökologische Potenzial des Gewässers Ehle/ des Oberflächenwasserkörpers SAL19OW09-00 wird als schlecht eingestuft [E5] und könnte im Übrigen auf Grund der Überschreitung der UQN für die PCB-Kongeneren (Anlage 3, Nr. 3.1 i.V. Anlage 6) höchstens als mäßig eingestuft werden (vgl. auch Abschnitt 3.2.5). Der chemische Zustand kann für die hier relevanten Stoffe nicht abschließend beurteilt werden, da u.a. keine Untersuchungen von Biota auf PCDD/PCDF einschließlich der dl-PCB verfügbar sind.

In den unterhalb liegenden Gewässern Bode und Saale sind in Wasserproben weder die PCB noch die PCN nachweisbar (< Bestimmungsgrenze). In den Sedimentproben können sowohl die PCB als auch die PCN nachgewiesen werden. Die UQN (je PCB-Kongenerem 20 µg/kg) wird in allen Sediment- und Schwebstoffproben, die unterhalb der Mündung der Ehle in die Bode entnommen wurden, unterschritten/ eingehalten.

Der PCB-Frachtbeitrag der Ehle ist bezogen auf die Gewässer Bode und Saale relevant; der Frachtbeitrag liegt bei über 10 % an der Gesamt-PCB-Fracht. Bezogen auf die Elbe ist nach Analyse der qualitativen und quantitativen Verhältnisse im Elbeeinzugsgebiet bzw. den Teileinzugsgebieten festzustellen, dass u.a. die PCB aus dem gesamten deutschen Teileinzugsgebiet einen nachrangigen Frachtbeitrag leisten und daher nicht als relevante Stoffe eingestuft sind. Dies schließt den Frachtbeitrag der PCB aus der Ehle ein. Weder PCB noch PCN werden in der Liste prioritärer Stoffe des aktuellen Bewirtschaftungsplans für den deutschen Teil der FGG Elbe (Anlage A4-4) geführt.

Nach WRRL bzw. OGewV ergibt sich Handlungsbedarf für den Oberflächenwasserkörper SAL19OW09-00 (die Ehle und ihr Einzugsgebiet) aus der Überschreitung der UQN für die PCB-Kongeneren PCB-28, -52, -101, -138, -153 und -180 (Stoff-Nrn. 47 bis 52 nach Anhang 6 OGewV).

Weiterer Handlungsbedarf ergibt sich aus der Notwendigkeit der Gewässerunterhaltung und der Verwertung des bei der Krautung und lokalen Sedimententnahme anfallenden Räumgutes.

Die an der Ehle erforderlichen WRRL-Maßnahmen (Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustandes und des ökologischen Potenzials) müssen Maßnahmen zur Einhaltung der UQN für die relevanten flussgebietsspezifischen Schadstoffe einschließen. Allein durch Maßnahmen zur Beseitigung der Sedimente und Einhaltung der UQN ist ein guter ökologischer Zustand der Ehle nicht zu erreichen.

Wenn die UQN für die flussgebietsspezifischen Schadstoffe nicht erreichbar ist oder Maßnahmen, die zu Einhaltung der UQN führen nicht verhältnismäßig sind, dann sind angepasste Bewirtschaftungsziele (abgesenkte Umweltziele) abzuleiten.

Die Planung der (Sanierungs-) Maßnahmen an der Ehle muss mit der Planung der WRRL-Maßnahmen zur Herstellung eines natürlichen Gewässerlaufs koordiniert erfolgen und den Folgeaufwand für die Gewässerunterhaltung ebenso berücksichtigen wie die überwiegende Entwässerungsfunktion der Ehle.

10.3 Boden (schädliche Bodenveränderungen)

In Phase 1 der Untersuchungen wurden exemplarisch 6 Bodenproben von Böschungen des Schäfergrabens und der Ehle untersucht. Hierbei zeigten sich teilweise auffällige Belastungen, was Anlass für vertiefte Bodenuntersuchungen war. In Phase 2 wurden zunächst auf 10 Profilen links (nördlich) und rechts (südlich) der der Ehle Bodenmischproben der Böschung sowie von 0-10 m sowie 10 bis 50 m auf den angrenzenden, überwiegend landwirtschaftlich genutzten Flächen entnommen. Die Bodenmischproben wurden auf PCB und PCN untersucht. Nach Auswertung der Ergebnisse der Phase 2 und auf Grund der zum Teil erhöhten Schadstoffbelastung erfolgte in einer Phase 3 die detailliertere Untersuchung dieser Profile durch zusätzliche Entnahme von Mischproben über eine Teilprofillänge von jeweils 10 m (von 10-20 m bis zu 60-70 m, bezogen auf die Bewirtschaftungsgrenze („Nulllinie“)). Die Mischproben wurden nach BBodSchV aus einer Tiefe von 0-10 cm (Pfad Boden-Nutzpflanze, Grünland, Hauptwurzelbereich) bzw. 0-30 cm (Pfad Boden-Nutzpflanze, Acker, Bearbeitungshorizont) entnommen.

Da nach den Ergebnissen der Phase 2 auch Schadstoffverlagerungen in die an Schäfergraben und Ehle angrenzenden Haus- und Kleingärten zu besorgen waren, wurden in den Ortschaften Westeregeln und Egeln insgesamt 40 Haus- und Kleingärten, die an die Gewässer angrenzen bzw. von Hochwasserereignissen betroffen waren, untersucht. Die Mischproben aus den Haus- und Kleingärten wurden nach BBodSchV aus einer Tiefe von 0-10 cm (Pfad Boden-Mensch und Pfad Boden-Nutzpflanze, Grünland) bzw. 0-30 cm (Pfad Boden-Nutzpflanze, Nutzgarten, Bearbeitungshorizont) entnommen. Auch diese Ergebnisse werden im vorliegenden Bericht nicht ortskonkret dargestellt, jedoch in die gutachterliche Beurteilung einbezogen. Die Untersuchungsergebnisse wurden den Betroffen bekannt gegeben [A12].

Grundlage für die Beurteilung der Schadstoffkonzentrationen im Boden bildet die BBodSchV [G2]. Da für die PCN in der BBodSchV keine Beurteilungswerte tabelliert sind, erfolgte in einem separaten Gutachten [A14] die Ableitung der Beurteilungswerte für PCN nach den Methoden und Maßstäben für die Ableitung von Prüf- und Maßnahmenwerten [G3].

Die Ergebnisse der Bodenproben auf den Böschungen der Gewässer sind in Abschnitt 6.5 dokumentiert. Die Ergebnisse der Untersuchung auf den angrenzenden Flächen werden im vorliegenden Bericht (aus datenschutzrechtlichen Gründen) nicht ortskonkret dargestellt, jedoch in die gutachterliche Beurteilung einbezogen.

Die Schadstoffgehalte auf den Böschungen sind auf der Gewässerseite am höchsten, von der aus die Unterhaltungsarbeiten (Krautung, Sedimententnahme) erfolgt ist. Auf den Böschungen der Ehle nehmen diese von der Einmündung des Schäfergrabens (Profil 10) bis zur Mündung der Ehle in die Bode von ca. 50.000 µg/kg auf ca. 10.000 µg/kg Σ PCB_6 bzw. 30.000 µg/kg auf 5.000 µg/kg PCN ab.

Auf den Profilen sinkt die Belastung des Bodens auf landwirtschaftlichen Nutzflächen im Regelfall mit zunehmender Entfernung von der Ehle. Der Wert 1.000 µg/kg Σ PCB_6 wird auf der Beräumungsseite in der Regel ab einer Entfernung von ca. 30 m, der Maßnahmenwert Boden-Nutzpflanze (Grünland) von 200 µg/kg Σ PCB_6 ab einer Entfernung von ca. 50 m, im Einzelfall ab 60 m unterschritten. Ergänzende (im Bericht nicht dokumentierte) Untersuchungen zeigen, dass die Schadstoffbelastung auf den Böschungen nicht auf die untersuchten Teufenabschnitt 0-30 cm beschränkt ist, sondern vollständig die gemischtkörnigen Auffüllungen mit einer mittleren Mächtigkeit von 60 cm und einer maximalen Mächtigkeit von 120 cm erfasst.

Bis auf wenige Ausnahmen liegen die PCB-Gehalte in den Mischproben aus den Haus- und Kleingärten signifikant unter dem Prüfwert Pfad Boden-Mensch der sensibelsten Nutzungsart (Kinderspielfläche) von 400 µg/kg Σ PCB_6 sowie unter dem Maßnahmenwert Boden-Nutzpflanze (Grünland bzw. Ackerfutter) von 200 µg/kg. Erhöhte Werte erklären sich durch Bodenverlagerung bei Bauarbeiten, Sedimentverlagerung bei Hochwasserereignissen oder Lage der untersuchten Fläche unmittelbar in der Ehle-Flutrinne.

Die entstandenen schädlichen Bodenveränderungen lassen sich mit plausiblen Modell-vorstellungen (Kontaminationshypothesen) weitgehend erklären.

In Folge überwiegend der Verlagerung der Sedimente bei Gewässerunterhaltungsarbeiten und einer weiteren Verlagerung der Schadstoffe durch Grundbodenbearbeitung, aber auch Boden-umlagerungen bei Meliorationsmaßnahmen oder anderen Bauarbeiten sind entlang der Ehle Bodenkontaminationen (i.S. einer schädlichen Bodenveränderung) entstanden (Abschnitt 3.5) . Die Bodenbelastung ist im Regelfall dort am höchsten, wo die Sedimente bei den Unterhaltungs-arbeiten auf die Böschungen der Ehle sowie in die Gewässerrandstreifen bzw. auf benachbarte landwirtschaftlich genutzte Flächen abgelegt und eingearbeitet/ verlagert wurden. Im Regelfall nimmt die Bodenbelastung mit zunehmender Entfernung zur Ehle ab.

Im Einwirkungsbereich von Baumaßnahmen und damit einhergehenden Verlegungen des Gewässerlaufs (Abschnitt 3.2.1) oder Bodenumlagerungen kann dieses Belastungsbild „gestört“ sein.

Einen besonderen Einfluss auf die resultierende Bodenbelastung der an die Ehle angrenzenden Flächen hat deren Lage zum Gewässer Ehle und die Ausbildung sowie Nutzung des Gewässerrandstreifens. Innerhalb der OL Egeln (vom Brückenbauwerk unterhalb Egeln bei km 7+500 (LHW-Messpunkt 414595) bis zum Brückenbauwerk B 81 bei ca. km 9+900 oberhalb Egeln/ Klostersiedlung) verläuft die Ehle innerhalb eines gegenüber dem Umfeld eingetieften, ca. 20 bis 30 m breiten Tals, der so genannten Ehle-Flutrinne. Diese Flutrinne ist so breit, dass Sedimente aus Unterhaltungsmaßnahmen stets innerhalb dieser Flutrinne abgelegt wurden. Innerhalb der Flutrinne erfolgt keine Bodenbearbeitung. Die an die Flutrinne angrenzenden Flächen liegen darüber hinaus gegenüber der Mittelwasserrinne so erhöht, dass die Ehle innerhalb der OL Egeln/ im Bereich dieser Flutrinne auch bei Hochwasserereignissen geringer Wahrscheinlichkeit (HQ 200, vgl. Abb. 3-3) nicht weiter ausufert, das Hochwasser also in dieser Flutrinne abfließt. Schadstoffumlagerungen durch Erosion und Sedimentation beeinflussen daher die an die Flutrinne angrenzenden Flächen nicht. In dem Gewässerabschnitt mit ausgebildeter Flutrinne beschränken sich die schädlichen Bodenveränderungen auf diese Flutrinne selbst. Der Konzentrationskontrast zwischen Teilflächen innerhalb und außerhalb der Flutrinne beträgt 2 bis 3 Zehnerpotenzen.

Mechanismen, durch die Sedimente aus der Ehle auf angrenzende Flächen verlagert wurden, waren bzw. sind

- Maßnahmen der Gewässerunterhaltung und ggf. des Gewässerausbaus,
- Bewässerung der Flächen (Entnahme von Wasser aus der Ehle, Schadstoffverlagerung über mitgeförderte Schwebstoffe, verstärkt durch Sedimentmobilisierung),
- Hochwasserereignisse (Resuspension von Sediment und Sedimentation auf überfluteten Flächen).

Die weitere Verlagerung von bereits durch vorgenannte Prozesse entstandene Bodenbelastungen (von aufgelandeten Sedimenten) erfolgte bzw. erfolgt durch

- Bodenumlagerung bei Bodenbearbeitung (pflügen, eggen),
- Bodenumlagerung bei Baumaßnahmen (z.B. Bau der B 81, Bau von Brücken) einschließlich Meliorationsmaßnahmen (Bau von Drainagen und Gräben),
- Bodenverlagerung durch Erosion (Wind, Wasser) und anschließende (trockene oder nasse) Deposition bzw. Sedimentation oder auch
- Schadstoffverlagerung nach Ausgasen.

Prioritäre Mechanismen der Schadstoffverlagerung sind die Verlagerung der Sedimente der Ehle bei Maßnahmen der Gewässerunterhaltung und des Gewässerausbaus sowie die Bodenumlagerung bei der Bodenbearbeitung und bei Baumaßnahmen. Lokal werden durch Bewässerung oder durch Hochwasserereignisse Bodenbelastungen im und über dem Niveau des Maßnahmenwertes Boden-Nutzpflanze (Grünland) entstanden sein. Nach gutachterlicher Einschätzung werden durch Schadstoffverlagerung über den Luftpfad resultierende Bodenbelastungen im Niveau des Vorsorgewertes (50 bzw. 100 µg/kg Σ PCB_6) liegen. Entsprechende Messungen werden aktuell (Juli bis September 2017) ausgeführt.

Die PCB (einschließlich der dl-PCB und der PCDD/PCDF) und die PCN sind persistente organische Verbindungen (POP), da sie folgende Eigenschaften aufweisen:

- über einen langen Zeitraum beständig (schwer abbaubar, persistent)
- Potenzial zum weiträumigen Transport (Ferntransport)
- lipophil (fettlöslich), Anreicherung in der Nahrungskette (Bioakkumulation) und
- giftig für Mensch und Tier.

Es konnte gezeigt werden, dass für die Beurteilung der human- und ökotoxikologischen Relevanz der eingetretenen schädlichen Bodenveränderungen die PCB als Prioritätskontaminante dienen können und die PCN auf Grund ihrer hohem Mobilität und Mobilisierbarkeit bei der Beurteilung der Expositionspfade Boden-Sickerwasser-Grundwasser und Boden-Oberflächenwasser zu beachten sind.

Im Pfad Boden – Mensch ist die direkte (orale, dermale oder inhalative) Aufnahme der PCB durch den Menschen aus dem Boden nach Inanspruchnahme von Direkt- oder Luftpfad weniger relevant als die Aufnahme über die Nahrungskette (Tab. 7-6). Der Übergang der PCB in die Nahrungskette kann über Pflanzen, die zur Herstellung von Nahrungs- oder Futtermittel genutzt werden, erfolgen. Pflanzen nehmen die PCB überwiegend über den Verschmutzungspfad (über die Pflanzenoberfläche) sowie die aus der Gasphase (über Stomata/ Kutikula) und weniger über den systemischen Pfad (über die Wurzel) auf. Relevant ist ebenfalls der direkte Übergang Boden – Tier z.B. bei der Beweidung kontaminierter Flächen oder im Falle von Wildbret (z.B. Schwarzwild).

Im Pfad Boden – Gewässer ist der (direkte oder indirekte) Eintrag der remobilisierten Schadstoffe in die Oberflächengewässer Schäfergraben und Ehle von Relevanz (Tab. 7-7).

Hinsichtlich der bei Vorliegen von schädlichen Bodenveränderungen erforderlichen Maßnahmen ist zu unterscheiden zwischen

- den Böschungen und unmittelbarer Gewässernahbereich/ Flutrinne und
- den landwirtschaftlich genutzten Flächen an der Ehle sowie
- einzelnen Haus- und Kleingärten.

Die Böschungen der Ehle sind (unterhaltungspflichtiger) Teil der Gewässer und daher bei der Maßnahmeplanung der Gewässersanierung (Abschnitt 9.2.2) zu berücksichtigen. Hierbei ist die Spezifik der Flutrinne in der OL Egeln zu beachten. Diese Maßnahmen sind daher zusammen mit den WRRL-Maßnahmen an den Gewässern zu planen.

Auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen ist den Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen durch Anpassungen der Nutzung und der Bewirtschaftung von Böden der Vorrang gegenüber anderen Maßnahmen einzuräumen (§ 5 (5) BBodSchV). Auf Grund der Relevanz des

Stoffübergangs in die Nahrungskette sowie der bei Bodenbearbeitung stets weiter erfolgenden Verlagerung der Schadstoffe sollten die kontaminierten Streifen entlang der Ehle dauerhaft nicht zur Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln genutzt und über Flurneuordnung und einem noch zu entwickelnden Nutzungskonzept einer Sondernutzung (Gewässerrandstreifen, Brache, Kurzumtriebsplantagen) zugeführt werden.

Erfolgt entgegen den gutachterlichen Empfehlungen dennoch eine weitere landwirtschaftliche Nutzung der Flächen mit schädlichen Bodenveränderungen, so ist durch engmaschige und dauerhafte Überwachung des Erntegutes und der unter Nutzung der angebauten Pflanzen hergestellten Nahrungs- und Futtermittel der Nachweis der Verkehrsfähigkeit der Produkte zu erbringen. Die Notwendigkeit der Überwachung betrifft in diesem Falle alle Produkte (Stoffströme), in die auf belasteten Flächen angebaute Pflanzen oder Pflanzenteile eingehen (z.B. Stroh/ Einstreu, Gärreste in Biogasanlagen, Presskuchen aus der Rapsölgewinnung bei Nutzung als Futtermittel usw.). Zu überwachen wären dann die Parameter PCB, dl-PCB, PCDD/PCDF sowie PCN.

(Hierzu vgl. Abschnitt 9.2.3.2).

Bei im Einzelfall betroffenen Haus- und Kleingärten sind erforderliche Maßnahmen unter Beachtung der sensiblen Nutzung der betroffenen sowie der angrenzenden Flächen abzuleiten.

Merseburg, 16.07.2018/ 14.09.2018 (Rev. 0)

G.U.T. mbH

Dipl.-Chem. Dr. Hans-Joachim Berger
(Geschäftsführer/ Projektleiter)

Dipl.-Geogr. Henning Baewert
(Projektbearbeiter)

M. Sc. Matthias Faust
(Projektbearbeiter)