GUTACHTEN ZUR PRÜFUNG MÖGLICHER UMWELTAUSWIRKUNGEN DES EINSATZES VON ABFALL- UND RESTSTOFFEN ZUR BRUCH-HOHLRAUMVERFÜLLUNG IN STEINKOHLENBERGWERKEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN, TEIL 1

Endbericht

Abgabe April 2017

Auftraggeber:

Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen

Ministerium für Wirtschaft, Energie, Industrie, Mittelstand und Handwerk des Landes Nordrhein-Westfalen

Auftragnehmer:

ahu AG Wasser · Boden · Geomatik, Aachen (Dr.)

in Zusammenarbeit mit:

Prof. Dr. (TU Clausthal, Abtlg. Hydrogeologie)

delta h Ingenieurgesellschaft mbH, Witten (Prof. Dr.)

LEK Lehrstuhl für Geologie, Geochemie und Lagerstätten des Erdöls und der Kohle,
RWTH Aachen University (Prof. Dr.)

LFH Lehr- und Forschungsgebiet Hydrogeologie, RWTH Aachen University (Prof. Dr.)

IFM Lehrstuhl und Institut für Markscheidewesen, Bergschadenkunde und Geophysik im Bergbau,
RWTH Aachen University (Prof. Dr)

Auftragsdatum: 16.07.2015

I N H A L T

GLOSSAR UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS XIII

0 Einleitung 1

0.1 Anlass Aufgabenstellung und Bearbeitungsgebiet 1

0.2 Projektteam und Aufbau des Gutachtens 4

1 Datengrundlagen 7

1.1 Ausgewertete Unterlagen 7

1.2 Termine 7

1.3 Projektbegleitende Arbeitskreise 9

1.4 Dokumentation 10

Teil A: Beschreibung der Grundlagen 11

1 Geschichte des Bergwerks Haus Aden/Monopol 12

2 Bruchhohlraumverfüllung im BW Haus Aden/Monopol 15

2.1 Immissionsneutrale Untertageverbringung von Kohlekraftwerksabfällen 17

2.2 Umweltverträgliche Untertageverbringung bestimmter Abfall- und Reststoffe 18

2.3 Machbarkeitsstudie: Voraussetzungen für den vollständigen Einschluss gefährlicher Abfälle im Steinkohlenbergbau 19

2.4 Eignung der Abfallstoffe als Versatz, Qualitätssicherungsprogramm 20

2.5 Genehmigungsmanagement bei den Versatzmaßnahmen 20

2.5.1 Begleitende Prüfung durch den Arbeitskreis „Eignung von Steinkohlenbergwerken im rechtsrheinischen Ruhrkohlenbezirk zur Untertageverbringung von Abfall- und Reststoffen“ 20

2.5.2 Ablauf des Zulassungsverfahrens, Prüfung der Einhaltung der in der Machbarkeitsstudie geforderten Voraussetzungen für eine umweltverträgliche Untertageverbringung gefährlicher Abfälle 22

2.5.3 Weitere rechtliche Entwicklung bezüglich der Bruchhohlraumverfüllung mit bergbaufremden Abfällen 23

Teil B: Aktuelle und zukünftige Gefährdungen insbesondere des Grund-und Oberflächenwassers im Einzugsbereich der Steinkohlenbergwerke (Risikoanalyse) 25

B 1: Bruchhohlraumverfüllung 26

1 Aufbau der Risikoanalyse für die BHV 27

2 Schutzgüter bei der Risikoanalyse der Bruchhohlraumverfüllung 29

3 Hydrogeologisch-hydrogeochemisches System 31

3.1 Hydrogeologischer Aufbau 33

3.1.1 Quartär 33

3.1.2 Kreide 33

3.1.3 Karbon 37

3.2 Hydrogeologisches Fließsystem 41

3.2.1 Aktuelles hydrogeologisches Fließsystem 41

3.2.2 Wasserprovinz Haus Aden 48

3.2.3 Teilprovinz Gneisenau 50

3.2.4 Teilprovinz Kurl 50

3.2.5 Teilprovinz Kurl 1 50

3.2.6 Einzugsgebiet Ost 51

3.2.7 Fließsystem nach der Flutung 51

3.3 Aktuelle Mineralisation des Grubenwassers 54

4 Gefährdungspotentiale der Stoffe in der BHV 56

4.1 Gefährdungspotential anorganische Schadstoffe in der BHV 56

4.2 Gefährdungspotential organischer Schadstoffe in der BHV 61

4.2.1 Datenlage und Vorgehen bei den PCDD/F und den Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen 61

4.2.2 Gefährdungspotential PCDD/F 61

4.2.3 Gefährdungspotential PAK 63

5 Freisetzungspotential anorganische Inhaltsstoffe aus der BHV 65

5.1 Umfang und Art der Untersuchungen 65

5.2 Chemisch-thermodynamisch basierte Modellierungen als ergänzender Forschungsansatz 65

5.2.1 Aussagemöglichkeiten und Grenzen der chemisch-thermo-dynamischen Modellierungen 66

5.2.2 Chemisch-thermodynamische Modellierungen zum grundlegenden Verständnis der Prozesse unter Zutritt von Tiefengrundwässern 67
5.2.3 Bedeutung der Sorption 80
5.3 Zusammenfassung des anorganischen Freisetzungspotentials 82
5.3.1 Offene Fragen und weiteres Vorgehen 84
5.3.2 Verfestigung der BHV 84

6 Freisetzungspotential organischer Stoffe aus der BHV 87
6.1 Freisetzungspotential PCDD/F 87
6.2 Freisetzungspotential PAK 87

7 Ausbreitungspotential anorganischer Schadstoffe aus der BHV 88
7.1 Grundlagen 88
7.2 Bruchhohlraumversatzbereiche 91
7.3 Fernfeldmodell 92
7.4 Flutungsmodell Nahfeld 94
7.5 Prognoseberechnungen des Flutungsvorgangs 96
7.6 Prognoserechnungen mit dem Fernfeldmodell 97
7.6.1 Strömungsfeld 98
7.6.2 Störungen 99
7.6.3 Bedeutung der durchflusswirksamen Strecken im Strömungssystem 100
7.6.4 Ergebnisse der instationären Tracer-Berechnung 102
7.6.5 Ausgangszeitpunkt für die Ausbreitungsberechnung 106
7.6.6 Fließlängenbetrachtung 107
7.6.7 Dauer eines Porenwasseraustauschs 109
7.6.8 Quellterme 110
7.7 Ergebnisse Ausbreitungssimulation Zink 112
7.8 Ergebnisse Ausbreitungssimulation Blei 114
7.9 Konzentrationsverminderung durch Grubenwasser 116
7.10 Fazit der Grundwassermodellierungen 117
7.11 Weiteres Vorgehen 118

8 Ausbreitungspotential organische Schadstoffe 119
8.1 Ausbreitungspotential PCDD/F 119
8.2 Ausbreitungspotential PAK 119

9 Aktuelle und zukünftige Risiken durch die BHV 120

9.1 Derzeitige und zukünftige Risiken durch die anorganischen Stoffe 120

9.1.1 Gefährdungspotential der anorganischen Stoffe 120

9.1.2 Freisetzungspotential 120

9.1.3 Ausbreitungspotential 121

9.1.4 Betroffenheit von Schutzgütern 123

9.2 Derzeitige und zukünftige Risiken durch die anorganischen Stoffe 124

9.3 Derzeitige und zukünftige Risiken durch die organischen Stoffe 124

10 Handlungsbedarf und weiteres Vorgehen hinsichtlich des Risikos der BHV 125

10.1 Handlungsbedarf 125

10.2 Weiteres Vorgehen in Teil 2 125

Teil B 2: Prüfung von Auffälligkeiten an der Tagesoberfläche 126

11 Anlass und bisherige Ergebnisse 127

11.1 Weitere Auswertungen und Untersuchungen 129

11.1.1 Bergsenkungen 129

11.1.2 Untersuchungen des Lippeverbandes 131

11.1.3 Untersuchungen des Kreises Unna 132

11.1.4 Gesamtbewertung der festgestellten Auffälligkeiten 132

11.2 Wirkungszusammenhänge mit der BHV 132

11.2.1 Ausbreitung über den Wasserpfad 133

11.2.2 Ausbreitung über den Luftpfad 133

11.3 Thesen von Prof. [redacted] 134

11.3.1 Nicht berücksichtigte Tatsachen und Sachverhalte durch Prof. [redacted] und [redacted] 134

11.3.2 Diskussion der Thesen von Prof. [redacted] 135

11.3.3 Zusammenfassende Beurteilung der Auswirkung der BHV auf die oberflächennahen Auffälligkeiten 137

Teil B 3: Risikoanalyse PCB und Substitute 138

12 Datenlage und Vorgehen 139

13 PCB in Bergwerken 142

13.1 Einsatz PCB 142

13.1.1 Übertägige Entsorgung von Altöl und PCB 143

13.1.2 Untertägige Verluste von PCB 144

13.2 Verbleib der PCB in Bergwerken 146

13.3 Einsatz und Verbleib von PCB in der Wasserprovinz Haus Aden 149

13.4 Einsatz und Verbleib von PCB im Einzugsgebiet Victoriadamm 151

13.5 Einsatz und Verbleib von PCB in den Teilprovinzen im Einzugsgebiet Victoriadamm 154

13.5.1 Teilprovinz Victoria 154

13.5.2 Teilprovinz Hansa 155

13.5.3 Teilprovinz Gneisenau 157

13.5.4 Teilprovinz Kurl 157

13.5.5 Teilprovinz Kurl 1 158

13.5.6 Einzugsgebiet Ost 158

13.5.7 Haus Aden 2 und Schacht Grimberg 2 161

13.6 Untertägige Beprobung 161

13.6.1 Ziele der Probenahme 161

13.6.2 PCB-Belastungen des partikulären Materials 162

13.6.3 PCB gelöst in der Wasserphase 163

13.6.4 PCB im Schwebstoff 164

14 Freisetzungspotential von PCB 165

15 Ausbreitungspotential PCB 166

15.1 Prozesse der Ausbreitung und des Austrags 166

15.1.1 Abschätzung Austrag PCB auf Basis der 100-L-Probe 169

15.1.2 Partikelgröße 169

15.1.3 Strömungsgeschwindigkeit und Erosion, Transport und Sedimentation von Partikeln 169

15.2 Deskriptive Abschätzung des PCB-Austrags im gehobenen Grubenwasser während und nach der Grubenwasseranhebung 171

15.2.1 IST-Zustand 171

15.2.2 Flutungsphase ohne Pumpbetrieb in der zentralen Wasserhaltung Haus Aden 172

15.2.3 Inbetriebnahme der Pumpen im gefluteten Bergwerk 173

15.2.4 Dauerhafter Pumpenbetrieb 173
15.3 Prognose der Entwicklung des PCB-Austrags bei einem weiteren Grubenwasseranstieg in der Wasserprovinz Haus Aden 174
15.4 Offene Fragen und weiteres Vorgehen 179
15.4.1 Gelöster Anteil an PCB 179
15.4.2 PCB-Belastung im Sediment/partikulärem Material 179
15.4.3 Anaerober Abbau von PCB 179

16 Mögliche Maßnahmen zur Verringerung des Austrags von PCB 180
16.1 Verringerung der Höhe des Grubenwasseranfalls und der Schwebmenge durch einen höheren Grubenwasserstand 180
16.1.1 Grubenwasseranstieg bis ca. -600 mNHN 181
16.1.2 Grubenwasseranstieg höher als -600 mNHN 182
16.1.3 Offene Fragen im Zusammenhang mit einem weiteren Grubenwasseranstieg 182
16.2 Verringerung der Schwebmenge durch untertägige Abdeckung in offenen Strecken mit PCB-Belastung 183
16.3 Verringerung der im Grubenwasser gelösten PCB 184

17 PCB-Monitoring 185

Teil C: Bewertung der Grundannahmen, des Genehmigungs-managements und des BHV-Monitorings 186

18 Bewertung der Prinzipien Immissionsneutralität und vollständiger Einschluss 187
18.1 Immissionsneutralität 187
18.2 Vollständiger Einschluss 187
18.3 Bewertung der Eignung der Abfallstoffe als Versatz 191
18.3.1 Bewertung der gebirgsmechanischen Eigenschaften 191
18.4 Bewertung der hydrogeochemischen Eigenschaften und Umweltverhalten der Abfallstoffe und Nebengesteine 192
18.4.1 Bewertungsgrundlagen 193
18.4.2 Anforderungen an Geologie/Hydrogeologie/Tektonik/ Gebirgsmechanik 193
18.4.3 Anforderungen an das hydrogeochemische Stoffverhalten 196
18.4.4 Gesamtbewertung der damaligen Untersuchungen, Ergebnisse und der Kernaussagen/Grundannahmen zum „Barriere- und Langzeitsicherheitskonzept“ 200
18.5 Einfluss des Anstiegs des Grubenwassers 202

18.6 Stand der Wissenschaft und Technik zum Zeitpunkt des Versatzes 202
18.6.1 Thermodynamische Modellierungen 202
18.6.2 Grundwasserströmungsmodellierung 203

19 Wie muss das Monitoring erweitert werden, um ggf. auftretende Gefährdungen frühzeitig zu erkennen*?* 205
19.1 Aufbau eines Monitorings 205
19.2 Ziele des Monitoring 206
19.3 Indikatoren 207
19.3.1 Hydraulische Indikatoren 207
19.3.2 Hydrochemische Indikatoren 207
19.4 Handlungsoptionen 210
19.5 Empfehlungen für ein zukünftiges Monitoring 210

20 Zusammenfassende Stellungnahmen zur Stellungnahme Dr. [redacted] 212

21 Zusammenfassung der Vorschläge für den Teil 2 217

ABBILDUNGEN:

Abb. 1: Überblick über das Bearbeitungsgebiet 1
Abb. 2: Überblick über die verbrachten Massen gemäß den Prinzipien „vollständiger Einschluss“ und „Immissionsneutralität“ in den Betriebsbereichen der Bergwerke im Ruhrgebiet 2
Abb. 3: Aufbau und Inhalt des Gutachtens und der Detailberichte und zuständige Projektleiter der Detailberichte 6
Abb. 4: Struktur der Projekthomepage 10
Abb. 5: Geschichte des BW Haus Aden/Monopol 12
Abb. 6: Feldesgrenzen des Verbundbergwerks Ost (rot), Lage der Baufelder Monopol E1, E2, E3 (gelb), offen gehaltene Tagesschächte und Standort Schacht Grillo 4 13
Abb. 7: Zeitliche Entwicklung der untertägigen Verbringung der Abfall- und Reststoffe im vollständigen Einschluss im Steinkohlenbergbau an der Ruhr in den BW Walsum (BW WA), BW Hugo/Consolidation (BW CO) und BW Haus Aden/Monopol (BW AD) 15
Abb. 8: Schematische Darstellung der Bruchhohlraumverfüllung 17
Abb. 9: Lage der Bauhöhen und Bereiche mit Bruchhohlraumverfüllung im Flöz Grimberg 2/3, Baufelder E1, E2 und E3 des BW Haus Aden/Monopol. In der Bauhöhe Gb6 wurden keine bergbaufremden Abfälle verbracht. 19
Abb. 10: Grundsätzliche Vorgehensweise bei der Risikoanalyse 27

Abb. 11:	Vereinfachtes hydrogeologisches Profil Schacht Grillo 4 des Deckgebirges und des Grundgebirges	34
Abb. 12:	Hydrogeologischer Schnitt NW-SE	36
Abb. 13:	Vereinfachtes geologisches Profil (NNW-SSE) im Untersuchungsgebiet mit der Lage der Bruchhohlraumverfüllung	37
Abb. 14:	Hauptstörungssysteme im Bereich der BHV	38
Abb. 15:	Teufenabhängige Verteilung der NaCl-Konzentration, Haus Aden/Monopol	41
Abb. 16:	Röhrensystem Wasserprovinz Haus Aden mit den zukünftigen Grubenwasserflüssen in m^3/min nach dem Grubenwasseranstieg	43
Abb. 17:	Röhrensystem, geschotterter Hauptwasserweg im BW Auguste Victoria	44
Abb. 18:	Röhrensystem, Hauptwasserweg im BW Haus Aden/Monopol	44
Abb. 19:	Rohrleitung DN 500 mit Unterbrechungen und definierter Zutrittstelle unter der Kiesschüttung	45
Abb. 20:	Hydraulische Anbindung des Röhrensystems an das Gebirge durch einen offenen Ausbau	46
Abb. 21:	Wasserprovinz Haus Aden mit dem Einzugsgebiet Victoriadamm, Einzugsgebiet Ost, Grubenwasserständen und Übertrittstellen zwischen den Teilprovinzen	48
Abb. 22:	Potentialdifferenzen Stand 3/2016 zwischen den Teilprovinzen und bereits eingestaute Bereiche (hellblau) und Zusickerungen aus dem Deckgebirge	49
Abb. 23:	Vereinfachtes Systemdiagramm	53
Abb. 24:	Entstehung von RAA-Schlamm im Kraftwerk	60
Abb. 25:	Geogener Gehalt an PAK (EPA, Gesamt) verschiedener Kohlen	63
Abb. 26:	Auflösung und Neubildung von Mineralphasen in 1 L Tiefengrundwasser bei einem sich dabei einstellenden pH-Wert von ca. 11,5	71
Abb. 27:	Beispiel für eine 1D-Stofftransportmodellierung (Vorstudie) mit dimensionslosem Zeitschritt	72
Abb. 28:	Standardszenario: Entwicklung der pH-Werte sowie der Zink- und Bleikonzentrationen in den Porenwässern der letzten (der 15.) Reaktorzelle	76
Abb. 29:	Zusammenfassende Darstellung der Entwicklung der pH-Werte sowie die Zink- und Bleipeaks in den Porenwässern bei Variation der Reststoffmenge im Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser	78
Abb. 30:	Entwicklung der pH-Werte sowie der Zink- und Bleikonzentrationen in den Porenwässern bei Variation der Fließlänge durch die BHV	80
Abb. 31:	Modellbereiche im Anfangszustand	89
Abb. 32:	Gesamtes Modellgebiet: Geologische Schollen, Hauptwasserwege, Bruchhohlraumverbringung, Modellrand, Störungen, Schollennummern	90
Abb. 33:	Geologie 3D-Ansicht Karbon, Kreide, Quartär	91
Abb. 34:	Lage und Bezeichnung der BHV und der Teil-BHV	92
Abb. 35:	Horizontales FE-Netz des 3D-Fernfeldmodells mit den netzbestimmenden Strukturen und den Gewässerbezeichnungen	93
Abb. 36:	Übersicht Nahfeldmodelle	95

Abb. 37:	Porenwasseraustausch bei unterschiedlichen Durchlässigkeiten der BHV 1 in der instationären und der stationären Phase, als Volumenstrom und als summarische Kurve	96
Abb. 38:	Quasistationäres Strömungsfeld in der Ebene des BHV nach dem Grubenwasseranstieg als Ausgangszustand für die Ausbreitung	99
Abb. 39:	Drainierende Modellknoten im Röhrensystem ohne Störung	101
Abb. 40:	Drainierende Modellknoten im Röhrensystem mit Störung	102
Abb. 41:	Lage der Knotenpunkte	103
Abb. 42:	Tracer-Konzentrationsganglinien an 4 Knoten mit Störung	103
Abb. 43:	Tracer-Konzentrationsganglinien an 4 Knoten ohne Störung	104
Abb. 44:	Bahnlinien mit Startpunkten, Potential-Isolinine und Konzentrationsverteilung bei der Tracer-Berechnung ohne Störung, Abstrom nur nach Südosten	105
Abb. 45:	Bahnlinien mit Startpunkten, Potential-Isolinie, Potential-Isolinien und Konzentrationsverteilung bei der Tracer-Berechnung mit Störung, Abstrom nach Süden und Nordwesten	106
Abb. 46:	Fließlänge durch die BHV 1 für alle Modellknoten in der stationären Phase mit Störung	108
Abb. 47:	Mittlere Fließzeit für einen PWA mit volumengewichtetem Mittelwert ohne Störung. Die Lage der Teil-BHV ist in Abb. 34 dargestellt.	109
Abb. 48:	Mittlere Fließzeit für einen PWA mit volumengewichtetem Mittelwert mit Störung. Die Lage der Teil-BHV ist in Abb. 34 dargestellt.	110
Abb. 49:	Beginn und Dauer der Freisetzung von Zink aus den BHV-Bereichen bei einer Fließlänge von 15 m und 10 % Reststoffen im Reaktionskontakt	111
Abb. 50:	Beginn und Dauer der Freisetzung von Blei aus den BHV-Bereichen bei einer Fließlänge von 15 m und 10 % Reststoffen im Reaktionskontakt	112
Abb. 51:	Zink-Konzentrationsganglinien an den entsprechenden Knoten mit Störung	113
Abb. 52:	Zink-Gesamtfracht im Röhrensystem mit und ohne Störung	113
Abb. 53:	Blei-Konzentrationsganglinien an den entsprechenden Knoten mit Störung	115
Abb. 54:	Blei-Gesamtfracht im Röhrensystem mit Störung	116
Abb. 55:	Erhöhungen der Zink- und Bleikonzentrationen in der Zentralen Wasserhaltung durch freigesetzte Schwermetalle aus der BHV	117
Abb. 56:	Verhältnis der aktuellen Zink- und Bleikonzentrationen im Grubenwasser und die zusätzlichen Konzentrationen an Zink und Blei aus der BHV in 1.000 bzw. 3.800 Jahren	122
Abb. 57:	Zukünftige Zink- und Bleifrachten in der ZWH durch freigesetzte Schwermetalle aus der BHV	122
Abb. 58:	Übersichtsplan zu den Auffälligkeiten an der Tagesoberfläche bei Bergkamen	127
Abb. 59:	Übersicht über die Senkungen im Bereich der Auffälligkeiten bei Bergkamen in Zentimetern	130
Abb. 60:	Gesamtsenkungen im Bereich der BHV	130
Abb. 61:	Übersicht über die Hauptverlustquellen der PCB unter Tage	145

Abb. 62:	Gesamtübersicht der Abbaue zwischen 1969 und 1985 in der Wasserprovinz Haus Aden	150
Abb. 63:	Übersicht über die Wasserprovinz Haus Aden	151
Abb. 64:	Potentialdifferenzen Stand 3/2016 zwischen den Teilprovinzen und schematische Darstellung der Abbaue zur PCB-Zeit und geplanter Grubenwasseranstieg auf -670 mNHN in der Wasserhaltung und -600 mNHN in den Teilprovinzen	155
Abb. 65:	Beispiel für ein offenes Gerinne mit Erosionspotential in der Zentralen Wasserhaltung Haus Aden, Betriebsbereich Haus Aden/Monopol	156
Abb. 66:	Zusammenfassende Darstellung gefluteter und nicht gefluteter Abbaubereiche aus der PCB-Zeit und außerhalb der PCB-Zeit bei verschiedenen Grubenwasserständen	160
Abb. 67:	Ergebnisse der 100-L-Grubenwasserprobe und Szenarios für jährliche Austragsmengen bei sich ändernden Schwebstoffgehalten und PCB-Konzentrationen	168
Abb. 68:	Hjulström Diagramm	170
Abb. 69:	Struktur eines Monitorings	205
Abb. 70:	Erhöhungen der Zink- und Bleikonzentrationen in der Zentralen Wasserhaltung infolge freigesetzter Schwermetalle aus der BHV	209

TABELLEN:

Tab. 1:	Inhaltliche Schwerpunkte der Bearbeitung durch das Konsortium in den Detailberichten	5
Tab. 2:	Termine	8
Tab. 3:	Abfallrechtliche Begriffe, unterschieden nach Entsorgungsziel und Überwachungserfordernis, im Zeitraum der Bruchhohlraumverfüllung in Bergwerken der RAG von 1989 bis 2004	18
Tab. 4:	Arbeitskreis „Eignung von Steinkohlenbergwerken im rechtsrheinischen Ruhrkohlenbezirk zur Untertageverbringung von Abfall- und Reststoffen“	21
Tab. 5:	Aktuelle Grubenwasseranalysen aus der ZWH Haus Aden, Februar und März 2015	54
Tab. 6:	Verbrachte Reststoffe und RAA-Schlämme in den einzelnen Bauhöhen BW Haus Aden/Monopol	57
Tab. 7:	Massenbilanzierung RAA-Schlamm, andere Materialien im BW Haus Aden/Monopol	57
Tab. 8:	Bandbreiten der Belastungen der verbrachten Reststoffe mit Schwermetallen und Chlorid im BW Haus Aden/Monopol	58
Tab. 9:	Verbrachtes Reststoffinventar des HMVA-Filterstaubs im BW Haus Aden/Monopol	58
Tab. 10:	Mittlere Metallgehalte der in Gb2 verbrachten Filterstäube	59
Tab. 11:	Massenbilanz der PCDF/PCDD/PCDF/D	62
Tab. 12:	Minimale Entfernungen der Teil BHV zum nächsten Hauptwasserweg	92
Tab. 13:	Modellparameter	94

Tab. 14:	Modellkenngrößen Nahfeldmodell	95
Tab. 15:	Volumenströme im Vergleich mit und ohne Störung	100
Tab. 16:	Probenahme und Ergebnisse	128
Tab. 17:	Senkungen in den einzelnen Bauhöhen in m	131
Tab. 18:	Verhältnis untertägig eingesetztes Betriebswasser zu gehobenem Grubenwasser	137
Tab. 19:	Mengen der im Steinkohlenbergbau der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1974 bis 1984 genutzten PCB-haltigen Betriebsstoffe	142
Tab. 20:	Vergleich der PCB-Belastungen bei verschiedenen Flächenansätzen im Einzugsgebiet Victoriadamm	152
Tab. 21:	Größe der Abbauflächen und PCB-Belastung durch Verluste im Einzugsgebiet Victoriadamm bei einer Belastung von 10 t/km2	153
Tab. 22:	Untergliederung der Abbaufläche in der Teilprovinz Victoria	154
Tab. 23:	Untergliederung der Abbaufläche in der Teilprovinz Hansa	156
Tab. 24:	Untergliederung der Abbaufläche in der Teilprovinz Gneisenau	157
Tab. 25:	Untergliederung der Abbaufläche in der Teilprovinz Kurl	158
Tab. 26:	Größe der Abbauflächen und PCB-Belastungen im Einzugsgebiet Ost	159
Tab. 27:	Ergebnisse von Bodenuntersuchungen auf PCB	162
Tab. 28:	Ergebnisse der 100 L Grubenwasseruntersuchung auf PCB	163
Tab. 29:	Schwebstoffuntersuchungen an Grubenwasserproben mit Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze in µg/kg Trockengewicht	164
Tab. 30:	Zusammenfassende Abschätzung der PCB-Belastung in der ZWH	177

Dokumentationen zum Gutachten

Dok. 1: Unterlagenverzeichnis (21 Seiten)

Dok. 2: Literaturverzeichnis (5 Seiten)

DIGITAL auf der Daten-CD verfügbar

Dok. 3: Stellungnahmen und Briefe Prof. [redacted] (4 Dokumente, 67 Seiten)

Dok. 4: Prinzipien und Vorgehen bei der Schriftgutaussonderung der Bergverwaltung/Mail der BR Arnsberg vom 23.09.2016 (5 Seiten)

Dok. 5: Inhaltsverzeichnis der Akten „Einsatz untertägiger Verbrauch und Entsorgung“, 55.15-15 (12 Seiten)

Dok. 6: Scans der 6 Aktenordner des Vorgangs 55.15-15 (5 Dateien, ca. 500 MB)

Dok. 7: Inhaltsverzeichnis der Akten „Prüfung von Hydraulikflüssigkeiten“, 13.31 (7 Seiten)

Dok. 8: Einsatz, untertägiger Verbrauch von PCB der Maschinen, Auszug 55.15-15 (12 Seiten)

Dok. 9: Stellungnahme der RAG zum Verfahren 41 JS 144/88 vom 19.04.1991 (134 Seiten)

Dok. 10: Erfassung und Entsorgung von Trafos, Auszug 55.15-15 (20 Seiten)

Dok. 11: Einstellung des Verfahrens 41 JS 144/88, Schreiben der Staatsanwaltschaft Bochum 19.08.92 (25 Seiten)

Dok. 12: Entsorgung PCB-Gebinde auf dem BW Consolidation, Auszug 55.15-15 (13 Seiten)

Dok. 13: Übersicht über die von Dr. [redacted] zur Verfügung gestellten Unterlagen (45 Seiten)

Dok. 14: Steckbrief des BW Haus Aden/Monopol (1 Seite)

GLOSSAR UND ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

Alter Mann

Verlassener bergmännischer Grubenbau, z. B. im Bruchbauverfahren ausgekohlter Raum, der nach dem Entfernen des Strebausbaus sehr schnell durch das nachbrechende Gebirge verstürzt. Durch den Gebirgsdruck wird das anfangs noch lose Bruchhaufwerk schnell kompaktiert und verdichtet. Die Gebirgsdurchlässigkeit wird von GRS (1998) mit 10^{-8} m/s angegeben und liegt damit in der Größenordnung des umgebenden Gebirges.

Bauhöhe

Zum Abbau durch einen einzelnen Streb vorgesehener Teil eines Flözes. Die Bauhöhen werden in der Regel nach den abgebauten Flözen benannt, z. B. Gb1 = Bauhöhe 1 im Flöz Grimberg.

Bestimmungsgrenze

Die Bestimmungsgrenze ist die kleinste Konzentration eines Analyten, die quantitativ mit einer festgelegten Präzision bestimmt werden kann. Erst oberhalb der Bestimmungsgrenze werden quantitative Analysenergebnisse angegeben. Die Bestimmungsgrenze hat immer eine höhere Genauigkeit als die Nachweisgrenze. Grob genähert entspricht die Bestimmungsgrenze dann dem dreifachen Wert der Nachweisgrenze.

Betriebsstörungen, besondere Vorkommnisse

Gemäß der bergrechtlichen Zulassung für die Bruchhohlraumverfüllung waren dem Bergamt Erkenntnisse und Ereignisse im Zusammenhang mit dem Betrieb der Reststoffverwertungsanlage, die den Umweltschutz, den Arbeits- und Gesundheitsschutz oder die Grubensicherheit berührten, unverzüglich zu melden.

BHV – Bruchhohlraumverfüllung

Aus bergtechnischen und/oder bergsicherheitlichen Gründen durchgeführtes hydraulisches Nachversetzen der beim Bruchbau im Bruchhaufwerk vorhandenen Hohlräume. Die **Verfüllung** erfolgte aus Mischungen von **Reststoffen** (Begriff gemäß AbfG 1986), ggf. **Zuschlagstoffen** (z. B. Portlandzement) und Wasser, so dass der Versatzstoff eine pastöse, pumpfähige Konsistenz hatte. Die erfolgte zunächst nach Maßgabe der Machbarkeitsstudie (Jäger et al. 1990) und später nach Maßgabe der vom Länderausschuss Bergbau herausgegebenen technischen Regeln für die Verwertung bergbaufremder Abfälle (LAB 1994, LAB 1996). Mit dem KrW-/AbfG ab 1996 wurden die Reststoffe als **Abfälle** bezeichnet. Das Versatzgut (pastöse Mischung) wurde durch Pumpenenergie sowie mit Hilfe der Schwerkraft in die Bruchhohlräume verpresst.

Blindschacht

Ein Blindschacht ist ein vertikaler Grubenbau und dient der Verbindung von Sohlen eines untertägigen Bergwerks sowie dem Zugang zum Flöz; ein Blindschacht reicht nicht bis zur Erdoberfläche.

BR

Bezirksregierung

Bruchbau

Planmäßiges, dem Abbaufortschritt folgendes Zubruchwerfen der Dachschichten, wodurch den Gebirgsschichten oberhalb der entstandenen Bruchzone ein neues Auflager gegeben wird; im Bruchhaufwerk vorhandene Hohlräume werden durch den Überlagerungsdruck des Gebirges allmählich und fast vollständig wieder verschlossen (s. Alter Mann).

BW

Bergwerk

Flotationsberge/Flotationsschlämme/Feinberge

Beim letzten Schritt der Steinkohlenaufbereitung absedimentierte, feinstkörnige, taube (kohlefreie) Gesteine. Es handelt sich in der Regel um stichfeste, aber nicht standfeste Schlämme.

GOK

Geländeoberkante

HMVA

Hausmüllverbrennungsanlage

IAB

Industrieabfallbehandlungsanlage (IAB)

IFM

Lehrstuhl und Institut für Markscheidewesen, Bergschadenkunde und Geophysik im Bergbau, RWTH Aachen University (Prof. Dr. [redacted]).

Kongenere

Chemische Verbindungen, die durch ihren Ursprung oder ihre Struktur in enger Verbindung stehen.

LEK

Lehrstuhl für Geologie, Geochemie und Lagerstätten des Erdöls und der Kohle, RWTH Aachen University (Prof. Dr. [redacted]).

LFH

Lehr- und Forschungsgebiet Hydrogeologie, RWTH Aachen University (Prof. Dr. [redacted]).

LOBA

Landesoberbergamt in Dortmund. Die Aufgaben des LOBA werden seit dem 01.01.2001 von der Bezirksregierung Arnsberg, Abt. Bergbau & Energie in NRW wahrgenommen.

Nachversatz

Dem abbaubedingten Zubruchgehen der Dachschichten nachfolgendes planmäßiges Verfüllen der im Bruchhaufwerk verbliebenen Hohlräume.

Nachweisgrenze

Die Nachweisgrenze bezeichnet den extremen Wert eines Messverfahrens, bis zu dem die Messgröße gerade noch zuverlässig nachgewiesen werden kann (Ja/Nein-Entscheidung), ohne dass eine Konzentration angegeben werden kann.

NHN

Normalhöhennull

NRW

Nordrhein-Westfalen

PWA – Porenwasseraustausch

Austausch des Wassers, das in den Gesteinsporen enthalten ist, durch nachdrängendes Grundwasser. Im Gutachten wird die Konzentration an gelösten Stoffen des letzten PWA innerhalb der BHV angegeben, also bevor das Porenwasser die BHV verlässt und in das umgebende Gebirge abfließt. Dies wird auch als **Quellterm** bezeichnet und ist die „Startkonzentration“ für die Ausbreitungsrechnungen mit dem Grundwassermodell.

PAK – Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe

Stoffgruppe organischer Verbindungen, die aus mindestens zwei verbundenen aromatischen Ringsystemen bestehen. PAK sind natürlicher Bestandteil von Kohle und Erdöl. Sie entstehen vielfach bei der unvollständigen Verbrennung von organischem Material oder durch petrogene Emissionen.

PCB – Polychlorierte Biphenyle

Die polychlorierten Biphenyle umfassen eine Gruppe von theoretisch 209 Kongeneren. Alle PCB basieren auf dem aromatischen Kohlenwasserstoff Biphenyl, bei dem chemisch ein bis zehn Wasserstoffatome durch Chloratome substituiert sind. PCB ist sehr schlecht wasserlöslich, die Löslichkeit nimmt mit zunehmendem Chlorierungsgrad ab. Aufgrund ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften (nicht brennbar, hoher Siedepunkt, hohe Viskosität, thermische Stabilität, chemische Resistenz) hatten PCB einen weit gefächerten Anwendungsbereich. Sie wurden bis in die 1980er Jahre vor allem in Transformatoren, elektrischen Kondensatoren, in Hydraulikanlagen als Hydraulikflüssigkeit sowie als Weichmacher in Lacken, Dichtungsmassen, Isoliermitteln und Kunststoffen verwendet.
PCB gehören zu den zwölf als „dreckiges Dutzend“ bekannten organischen Giftstoffen. Sie wurden durch die Stockholmer Konvention im Jahr 2001 weltweit verboten. Die hohe Persistenz (hohe chemische Stabilität) in der Umwelt führt dazu, dass sich PCB anreichert. PCB ist kaum abbaubar; erst bei Temperaturen über 1.000 °C gelingt eine vollständige Verbrennung. Bei niedrigeren Temperaturen entstehen vor allem die hoch toxischen Furane und Dioxine.

PCDD/F – Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und -furane

Zusammenfassende Abkürzung für polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDD) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDF). Das 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin ist die toxischste Einzelverbindung der Gruppe der PCDD/F und wird auch als „Seveso-Gift" bezeichnet. *Dioxin ist im allgemeinen Sprachgebrauch eine Sammelbezeichnung für chemisch ähnlich aufgebaute chlorhaltige Dioxine und Furane. Insgesamt besteht die Gruppe der Dioxine aus 75 polychlorierten Dibenzo-para-Dioxinen (PCDD) und 135 polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF). Für die toxikologische Beurteilung der Dioxine sind zusätzlich die anderen 2,3,7,8-chlorierten Dioxine, beziehungsweise Furane relevant, die weitere Chloratome besitzen. Diese 17 Verbindungen (7 Dioxine, 10 Furane) werden für die Bewertung der Toxizität herangezogen und die toxische Wirkung als Toxizitätsäquivalent (TEQ) im Verhältnis zu der von 2,3,7,8-TCDD ausgedrückt (http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/dioxine).*[1]

Quellterm

Siehe Porenwasseraustausch.

RAA

Rauchgas-Abwasser-Aufbereitung

RAA-Schlämme

Schlämme aus der Rauchgas-Abwasserreinigungsanlage

RAG

Ruhrkohle AG

Reststoffe

Abfälle zur Verwertung wie (Elektro-) Filterstäube aus der Hausmüllverbrennung (trockene Anlieferung in Silofahrzeugen), Gipse aus der Rauchgas-Abwasser-Aufbereitung (RAA-Schlämme), Gießereialtsande etc. Die Filterstäube haben ein hohes Gefährdungspotential aufgrund hoher Schwermetall- und PCDD/F-Gehalte.

Schreitender Ausbau/Schreitausbau

Als Schreitausbau bezeichnet man alle Ausbaueinheiten (Kettenförderer und darauf arbeitende Kohlenhobel oder Walzenschrämlader), die sich mechanisch fortbewegen.

Streb

Meist 100 bis 300 m langer, bis zu ca. 6 m breiter und durch Schildausbau offengehaltener Gewinnungsraum zwischen zwei Abbaubegleitstrecken, der quer zu seiner Längsrichtung vorrückt und in seiner Höhe der Flözmächtigkeit angepasst ist.

Strecke

Horizontaler oder leicht geneigter Grubenbau mit regelmäßigem Querschnitt; geneigte Strecken werden „Berg" genannt (Flözberg, Gesteinsberg).

[1] Alle Zitate sind durch kursive Schriftsetzung kenntlich gemacht.

TCBT – Tetrachlorbenzyltoluole

Tetrachlorbenzyltoluole, PCB-Substitut, ehemals häufig unter dem Handelsnamen Ugilec 141 vertrieben.

TEQ/TEF

Toxizitätsäquivalent. Summenwert der Produkte aus kongenerspezifischen Toxizitätsäquivalenzfaktoren (TEQ/TEF) und kongenerspezifischer Konzentration zur Darstellung einer der 2,3,7,8-TCDD-äquivalenten Belastungen.

Umtrieb

Schachtnahe Strecken.

Versatz

Verfüllen der Abbauhohlräume durch Eigen-/Selbstversatz (Bruchbau) oder durch zugeführten Fremdversatz.

Versatzgut

Material, mit dem die geschaffenen Abbauhohlräume bzw. bei Nachversatz die im Bruchhaufwerk verbliebenen Hohlräume verfüllt werden.

Versatzbereich

Bereich, in dem durch Bergbau geschaffene Hohlräume planmäßig verfüllt werden, wobei verschiedene Versatzverfahren zum Einsatz kommen können.

WHO

Weltgesundheitsorganisation

ZW

Zentralwerkstatt

ZWH – Zentrale Wasserhaltung

0 EINLEITUNG

0.1 Anlass Aufgabenstellung und Bearbeitungsgebiet

Ein Anlass des vorliegenden Gutachtens war zunächst eine gutachterliche Stellungnahme (Friedrich, o. J.) im Auftrag eines Eigentümers landwirtschaftlicher Flächen im Bereich der Stadt Bergkamen, ca. 1,4 km südlich der Zentralen Wasserhaltung Haus Aden (Abb. 1). Dieser Bereich wird im Folgenden als „Auffälligkeiten bei Bergkamen“ bezeichnet. In dieser Stellungnahme wurde u. a. die Vermutung geäußert, dass es bei einem Grubenwasseranstieg zu Schadstoffausträgen aus den östlich gelegenen Bergwerksbereichen (Baufelder Monopol) kommen könne oder bereits gekommen sei. In dieser Stellungnahme wurden weitere Gutachten und Stellungnahmen zitiert (Krutz (2011), Carls (2013, 2015)). Zu den Aussagen dieser Stellungnahmen wird an verschiedenen Stellen im vorliegenden Gutachten Stellung genommen. Eine Zusammenfassung ist in Kapitel 20 enthalten.

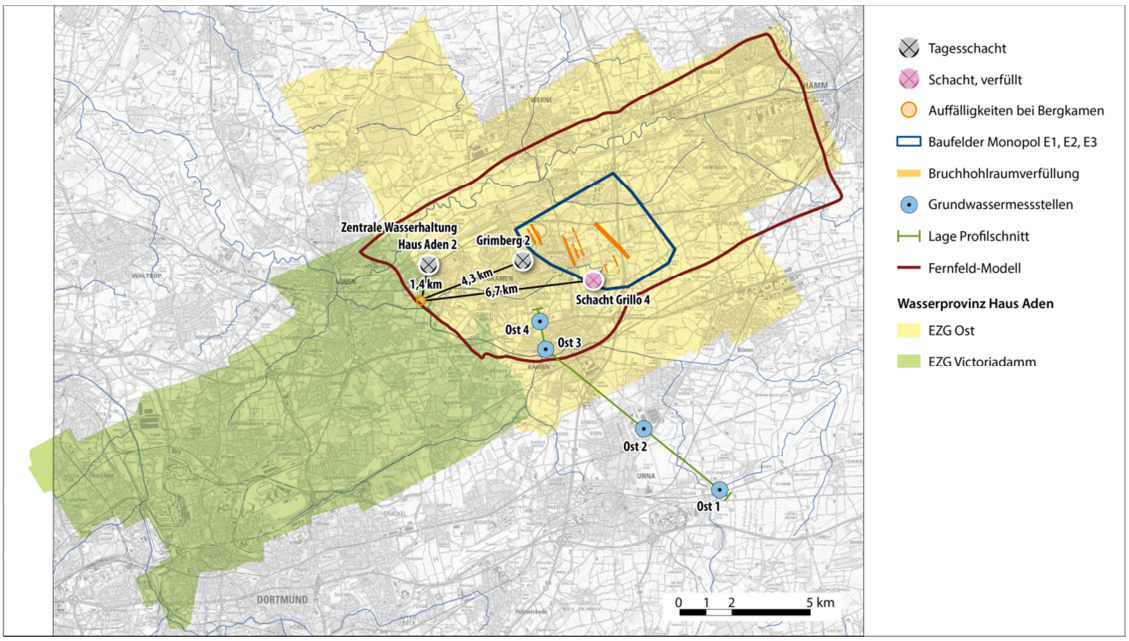


Abb. 1: Überblick über das Bearbeitungsgebiet (ahu AG)

Hintergrund des vorliegenden Gutachtens ist, dass zwischen der Mitte der 1980er Jahre und dem Jahr 2005 1,6 Mio. t bergbaufremde Abfälle (v. a. industrielle Massenreststoffe, Filterstäube und Rauchgasreinigungsrückstände) in 11 Bergwerken (BW) des Ruhrgebiets, u. a. auch auf dem Bergwerk Haus Aden/Monopol, als Versatz eingebracht wurden (Abb. 2). Ein weiterer Aspekt war die Risikobewertung der in der Vergangenheit in Betriebsstoffen eingesetzten PCB und deren Substituten (s. auch weiter unten).

Von den 1,6 Mio. t Abfällen bzw. Reststoffen waren ca. 578.000 t überwachungsbedürftige Reststoffe gemäß Abfallgesetz (AbfG 1986), die gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses in drei Bergwerken zum Nachversatz genutzt wurden. Die nicht überwachungsbedürftigen Reststoffe gemäß AbfG 1986 wie z. B. Aschen aus der Koh-

leverbrennung (ca. 1 Mio. t) wurden in elf Bergwerken nach dem Prinzip der immissionsneutralen Verbringung verbracht (Abb. 2). Hier dargestellt sind die BW im Ruhrgebiet (Betriebsbereiche). Nicht dargestellt ist das BW Emil Mayrisch bei Alsdorf/Aachen.

Es handelte sich nach den damaligen Genehmigungsgrundlagen und abfallrechtlichen Bestimmungen (insb. Bundesberggesetz, Studie zur Eignung von Steinkohlenbergwerken im rechtsrheinischen Ruhrkohlenbezirk zur Untertageverbringung von Abfall- und Reststoffen, Technische Regeln für den Einsatz von bergbaufremden Reststoffen/Abfällen als Versatz) und der Rechtsprechung (Beschluss des OVG NRW vom 18.07.1997) nicht um eine abfallrechtliche Ablagerung oder Einlagerung, sondern um eine Verwertung dieser Abfall-/Reststoffe (Detailbericht 2).

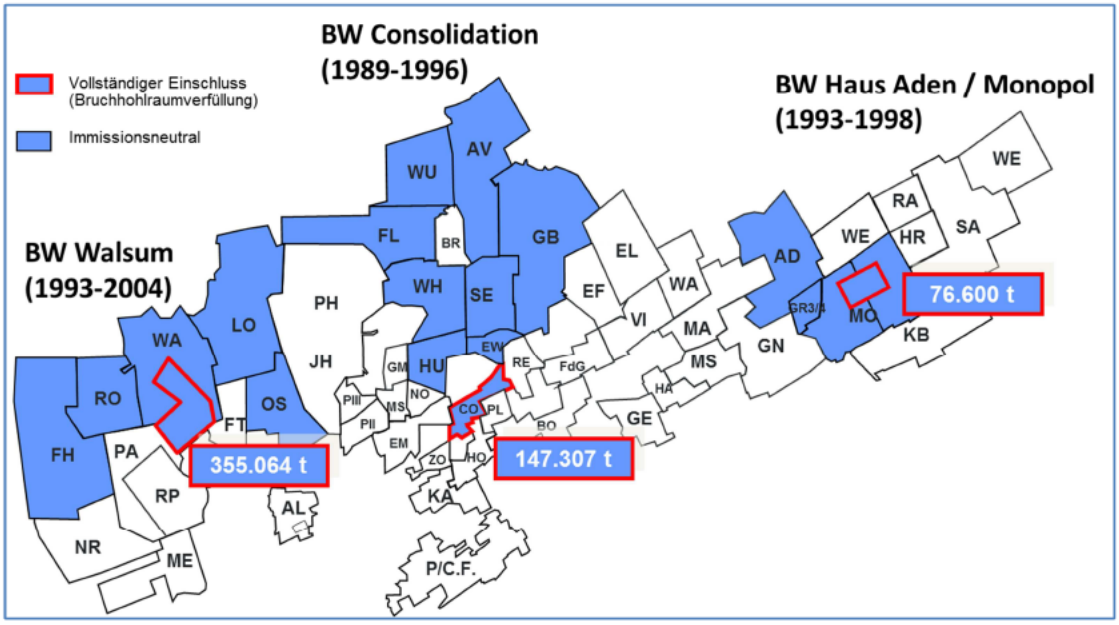


Abb. 2: Überblick über die verbrachten Massen gemäß den Prinzipien „vollständiger Einschluss“ und „Immissionsneutralität“ in den Betriebsbereichen der Bergwerke im Ruhrgebiet (Darstellung der RAG, Ergänzung ahu AG)

Ergänzend zum Thema Reststoffe wurde aufgrund der zunehmenden Diskussion um den Verbleib der im Steinkohlenbergbau eingesetzten PCB die Fragestellung für das Gutachten dahingehend erweitert, inwieweit von den eingesetzten und in den BW verbliebenen PCB eine Gefährdung ausgeht. PCB haben ein großes Gefährdungspotential und sind seit dem Jahr 2001 weltweit verboten. In den BW in NRW wurden zwischen 1964 und 1984 ca. 15.795 t PCB und strukturverwandte Stoffe im Regelbetrieb eingesetzt, v. a. als schwer entflammbare Hydrauliköle (Detailbericht 6). Ab 1984 begann verstärkt der untertägige Austausch der PCB, der bis 1986 weitestgehend abgeschlossen war (siehe hierzu Kap. B13).

Ein weiterer Bearbeitungsaspekt resultiert aus dem von der RAG vorgelegten Grubenwasserkonzept gemäß dem Erblastenvertrag. Mit der Beendigung des Bergbaus – für Ende 2018 ist die Schließung des letzten verbliebenen BW Prosper Haniel geplant – soll das Grubenwasser flächig bis auf ca. -600 mNHN ansteigen. Der Grubenwasseranstieg steht allerdings unter dem Vorbehalt, dass vor Anstieg des Grubenwassers in PCB-belastete Bereiche der Grubengebäude – die Ergebnisse der Risikobetrachtung

durch das vorliegende Gutachten abgewartet werden sollen, außer in solchen Bereichen, in denen dies aus nachvollziehbaren technischen oder sicherheitlichen Gründen vor Beendigung des Gutachtens nicht möglich ist.

Das Gutachten ist in zwei Teile gegliedert: Im vorliegenden Teil 1 wird das BW Haus Aden/Monopol mit den Fragen zu den Umweltauswirkungen der BHV nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses bearbeitet und die Frage nach dem Risiko aufgrund des PCB-Einsatzes weitestgehend beantwortet. Dies ist der Gegenstand des vorliegenden Gutachtens.

Im Rahmen der Risikoanalyse (näher erläutert in Kap. B1) wird das Gefährdungspotential **in** der Bruchhohlraumverfüllung (BHV), das Freisetzungspotential **aus** der BHV und das Ausbreitungspotential **im Grundwasser** untersucht.

Für die einzelnen Fragestellungen ergeben sich unterschiedliche Untersuchungsgebiete, die unter dem Begriff **Bearbeitungsgebiet** zusammengefasst werden (Abb. 1).

Die räumlich Umhüllende ist die Wasserprovinz Haus Aden. Alle hier anfallenden Grubenwässer werden nach dem Anstieg des Grubenwassers in der Zentralen Wasserhaltung Haus Aden (ZWH) gefasst. Derzeit sind dies nur die Grubenwässer aus dem Einzugsgebiet Victoriadamm, da das Grubenwasser im Einzugsgebiet Ost noch im Anstieg begriffen ist.

Die hydrochemischen und hydrogeologischen Verhältnisse werden schwerpunktmäßig in der Wasserprovinz Haus Aden untersucht. Allerdings stammen viele Daten auch aus übrigen BW des Ruhrgebiets (v. a. Wedewardt 1995). Da das Tiefengrundwasser aber vergleichsweise einheitlich ist, können auch diese Analysen für die Fragestellungen verwendet werden.

Das Modellgebiet des Grundwassermodells ist ungefähr mit dem Einzugsgebiet Ost der Wasserprovinz Haus Aden identisch (Abb. 21). Die Freisetzung von Stoffen aus der BHV und die Ausbreitung im Nahbereich der BHV betrachten nur die BHV selbst (Bereiche der Bruchhohlraumverfüllung in Abb. 1). Die mit der BHV verbundenen verfahrens- und genehmigungsrechtlichen Fragen beziehen sich schwerpunktmäßig auf das Baufeld Monopol.

Das Risiko der PCB und Substitute wird schwerpunktmäßig in der Wasserprovinz Haus Aden bearbeitet. Allerdings werden für eine PCB-Bilanz auch alle BW in NRW betrachtet.

Im Teil 2 wird geprüft, inwieweit die Ergebnisse der Risikoanalysen aus dem BW Haus Aden/Monopol auf das BW Hugo/Consolidation und das BW Walsum übertragen werden können. In diesen drei BW wurden Reststoffe nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses verbracht. Weiterhin werden im Teil 2 acht weitere BW untersucht, in denen Reststoffe immissionsneutral verbracht wurden (Abb. 2). Das vorliegende Gutachten bezieht sich ausschließlich auf den Teil 1.

Das Thema „Verfüllung ehemaliger Schachtsäulen“ hat keine Relevanz für die Fragestellungen des vorliegenden Gutachtens.

Im Auftrag mit Datum vom 16.07.2015 wurde folgende Aufgabenstellung vereinbart:

1) Wie sind die Grundannahmen, die damals Basis der Entscheidungen waren, heute zu bewerten? Die Grundannahmen betreffen:
   - Prinzipien: vollständiger Einschluss und immissionsneutrale Verbringung
   - Eignung der Rest/-Abfallstoffe als Versatz
   - Umweltverhalten der Abfallstoffe und Nebengesteine
   - Einfluss des Anstiegs des Grubenwassers
   - Stand der Wissenschaft und Technik zum Zeitpunkt des Versatzes

2) Sind aktuell und künftig Gefährdungen insbesondere des Grund- und Oberflächenwassers im Einzugsbereich der Steinkohlenbergwerke zu befürchten? Welche Maßnahmen müssten ggf. ergriffen werden, um diesen zu begegnen?

3) Wie muss das Monitoring erweitert werden, um ggf. auftretende Gefährdungen frühzeitig zu erkennen?

4) Gibt es zusätzlichen Untersuchungsbedarf?

5) Prüfung von Auffälligkeiten an der Tagesoberfläche (Bewertung vorhandener Gutachten)

6) Welches Risiko geht von PCB und von den Substituten aus? Grundlage sind die vorliegenden Messprogramme und im Rahmen der Bearbeitung erfolgte Untersuchungen.
   - Mobilisierbarkeit und mögliche Stofftransporte (Berücksichtigung des Entwurfs des Grubenwasserkonzepts der RAG)
   - Einträge in tiefe und flache Grundwasserleiter und Oberflächengewässer
   - Ist eine Anpassung des Monitorings erforderlich?
   - Gibt es zusätzlichen Untersuchungsbedarf?

0.2 Projektteam und Aufbau des Gutachtens

Zur Bearbeitung der Fragestellungen hat sich ein unabhängiges Konsortium aus Ingenieurbüros und Hochschulinstituten gebildet. Die Bearbeitung erfolgt durch sechs Projektpartner, deren fachliche Schwerpunkte in der Tab. 1 und in der Abb. 3 dargestellt sind. Die einzelnen Fragestellungen sind vielfältig miteinander verknüpft und können nur in enger Abstimmung der Projektpartner untereinander bearbeitet werden. Das Projektteam wurde fachlich und personell so ausgewählt, dass alle Fragestellungen bearbeitet werden können.

Tab. 1: Inhaltliche Schwerpunkte der Bearbeitung durch das Konsortium in den Detailberichten

Nr	Detailbericht	Verantwortlicher Bearbeiter/ Projektleiter	Inhalte
1	Hydrogeologische Systembeschreibung und Auffälligkeiten an der Tagesoberfläche	Dr. [redacted] (ahu AG)	1. Hydrogeologische Systembeschreibung 2. Auffälligkeiten an der Tagesoberfläche 3. Datenerfassung und Dokumentation
2	Ablauf des Zulassungsverfahrens, der Bruchhohlraumverfüllung und des Monitorings	Prof. [redacted] (IFM) RWTH Aachen	1. Ablauf des Zulassungsverfahrens und des Monitorings 2. Dokumentation der Bruchhohlraumverfüllung 3. Bewertung
3	Hydrogeochemische Systemanalyse	Prof. [redacted] (LFH) RWTH Aachen	1. Tiefengrundwasser 2. Grubenwasser 3. Inventar des anorganischen Gefährdungspotentials 4. Zustand der Bruchhohlraumverfüllung 5. Nebengesteine
4	Freisetzungspotential	Prof. [redacted]	1. Freisetzungspotential 2. Bewertung der damaligen Grundannahmen
5	Ausbreitungspotential	Prof [redacted] (delta h)	1. Ausbreitungspotential (Fernfeldmodell und Nahfeldmodelle) 2. Bewertung der damaligen Grundannahmen
6	Risikoanalyse organische Stoffe	Prof. [redacted] (LEK) RWTH Aachen	1. Risikoanalyse PCB und Substituenten 2. Risikoanalyse andere organische Stoffe

Die Ergebnisse werden durch die jeweiligen Projektpartner eigenverantwortlich in ausführlichen Detailberichten dargestellt. Die wichtigsten Ergebnisse werden in dem dreiteiligen Gutachten zusammengefasst, so dass das Gutachten auch für sich allein zu lesen ist. Die Aussagen des Gutachtens sind mit den Projektpartnern abgestimmt. Die Federführung hat die ahu AG.

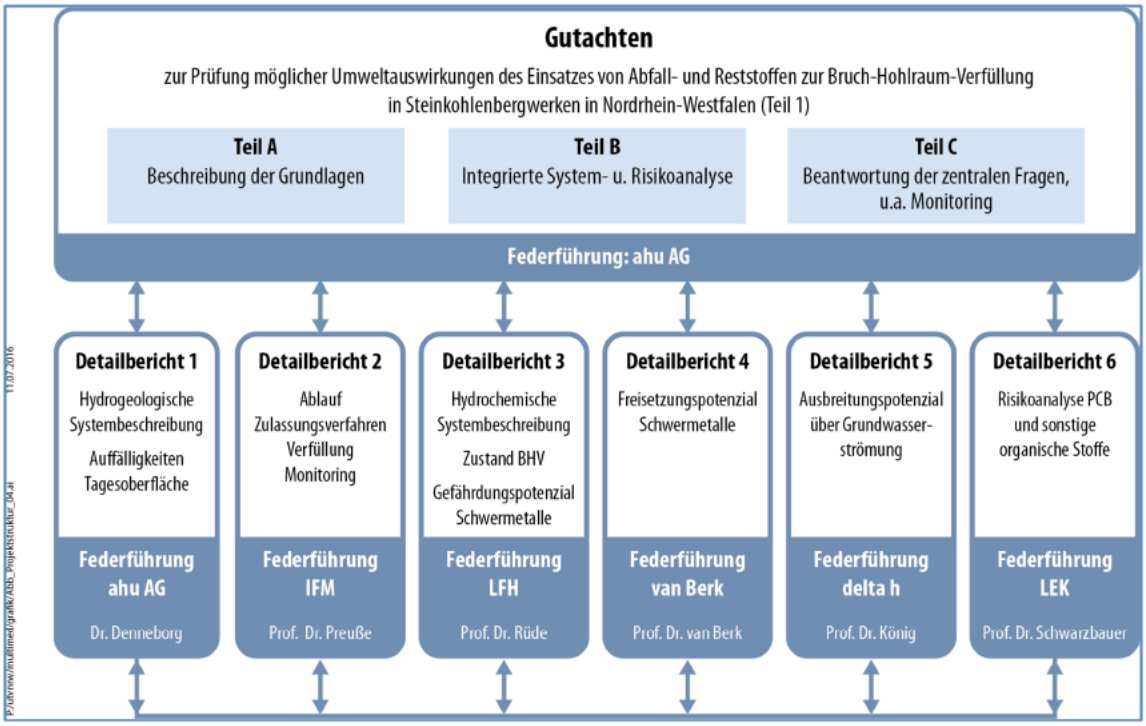


Abb. 3: Aufbau und Inhalt des Gutachtens und der Detailberichte und zuständige Projektleiter der Detailberichte (ahu AG)

Am 14.03.2016 wurde auftragsgemäß ein Zwischenbericht erstellt und als Entwurf auf der Projekthomepage eingestellt. Bis zum 15.04.2016 gingen hierzu 5 Stellungnahmen ein. Zum 01.06.2016 wurde der – unter Berücksichtigung der Stellungnahmen – überarbeitete Zwischenbericht wieder auf der Projekthomepage eingestellt. Nach Fertigstellung des vorliegenden Gutachtens sind nur noch die Aussagen dieses Gutachtens gültig.

1 DATENGRUNDLAGEN

Die Informationen zur Erstellung des Gutachtens wurden den Gutachtern im Wesentlichen von den zuständigen Behörden, der RAG und dem Geologischen Dienst NRW zur Verfügung gestellt bzw. dort von den Gutachtern recherchiert. Zusätzlich wurden weitere nationale und internationale Quellen ausgewertet. Einige Untersuchungen wurden von den Gutachtern selbst durchgeführt bzw. initiiert. Soweit möglich wurden alle Informationen durch die Gutachter auf Plausibilität überprüft und die Bedeutung der Information für die Risikobetrachtung bewertet. Zitate sind unter der Quellenangabe kursiv dargestellt.

Insgesamt erfolgte eine wissenschaftlichen Maßstäben entsprechende und unabhängige Bewertung der zur Verfügung stehenden Unterlagen.

Die Datenrecherche ist noch nicht in allen Punkten abgeschlossen und wird in Teil 2 fortgeführt. Dies betrifft vor allem:

- Stoffliches Inventar der Schlämme aus der Rauchgas-Abwasserreinigungs-Anlage (RAA-Schlämme), insbesondere Schwermetalle
- Oberirdischer Entsorgungsweg PCB
- Lokalisierung untertägiger größerer, potentieller PCB-Quellen wie Werkstätten und Lokschuppen

1.1 Ausgewertete Unterlagen

Die gesammelten, gesichteten und bei Relevanz ausgewerteten Unterlagen sind in der Dokumentation (Dok.) 1: Unterlagenverzeichnis und in der Dokumentation 2: Literaturverzeichnis aufgeführt.

Bei den Unterlagen handelt es sich i. W. um Gutachten, Stellungnahmen, Schriftverkehr und Darstellungen zu Vorbereitung, Durchführung, Begleitung und Nachsorge der Bruchhohlraumverfüllung sowie Einsatz und Verbleib der PCB. Sie sind i. W. in den verschiedenen Dienststellen des Landes NRW und bei der RAG archiviert.

Die bei der Erstellung der Detailberichte verwendete Literatur wurde separat in den Detailberichten dokumentiert.

Neben der Auswertung der umfangreichen Unterlagen erfolgte am 18.02.2016 eine untertägige Beprobung im BW Haus Aden/Monopol auf PCB in Boden- und Wasserproben.

1.2 Termine

Die durchgeführten Termine zu Gesprächen und zur Sichtung von Unterlagen bis zum 30.08.2016 sind in der Tab. 2 enthalten.

Tab. 2: Termine

Kontakt	Datum	Teilnehmende des Gutachterkonsortiums	Inhalt
Datenrecherche			
BR Arnsberg	08.09.2015	Hr. Prof. [redacted] Hr. Dr. [redacted], Hr. [redacted], Hr. Dr. [redacted], Fr. [redacted], Hr. [redacted], Fr. [redacted]	Aktenrecherche BHV
	25.09.2015	Fr. Molt, Hr. [redacted], Hr. [redacted], Hr. [redacted]	Aktenrecherche BHV
	28.09.2015	Hr. [redacted]	Aktenrecherche BHV
	08.10.2015	Hr. [redacted]	Aktenrecherche BHV
	09.11.2015	Hr. [redacted]	Aktenrecherche BHV
	18.12.2015	Hr. [redacted]	Aktenrecherche BHV
	02.05.2016	Hr. Dr. [redacted]	Aktenrecherche BHV/PCB
	11.07.2016	Hr. Dr. [redacted] Hr. [redacted]	Aktenrecherche PCB
	13.07.2016	Hr. Dr. [redacted] Hr. [redacted]	Aktenrecherche PCB
RAG	10.09.2015	Hr. Dr. [redacted]	Recherchen im Bergmännischen Risswerk
	06.-07.10.2015	Hr. Dr. [redacted]	
	12.10.2015	Hr. Dr. [redacted]	
	20.-21.10.2015	Hr. Dr. [redacted]	
	03.-04.11.2015	Hr. Dr. [redacted]	
	17.-18.11.2015	Hr. Dr. [redacted]	
	01.-02.12.2015	Hr. Dr. [redacted]	
	11.09.2015	Hr. Prof. [redacted] Hr. Prof. [redacted] Hr. Prof. [redacted] Hr. Dr. [redacted] Hr. Dr. [redacted] Hr. Dr. [redacted] Fr. [redacted] Fr. [redacted] Hr. [redacted]	Übersicht über das Gruben-wasserkonzept und die Datenlage zu PCB
	30.09.2015	Hr. Dr. [redacted]	Übernahme der Daten zu Grubenwasser und PCB
	15.01.2016	Hr. Dr. [redacted] Fr. [redacted] Hr. [redacted]	Auswertung Betriebsakten Herne
	19.05.2016	Hr. Dr. [redacted]	Gespräch über Grubenwasser-konzept
	08.08.2016	Hr. Dr. [redacted]	Gespräch über PCB-Verteilung in der Wasserprovinz Haus Aden
GD NRW	07.09.2015	Hr. Dr. [redacted] Prof. [redacted] Frau [redacted]	Übersicht über die vorhandenen Unterlagen
	24.09.2015	Hr. [redacted]	Sichtung der Unterlagen

1.3 Projektbegleitende Arbeitskreise

Während der Bearbeitung des Gutachtens erfolgten insgesamt acht Arbeitskreissitzungen. In vier Arbeitskreissitzungen stand die Bruchhohlraumverfüllung im Vordergrund. Der Arbeitskreis hat die Aufgabe, die Arbeiten der Gutachter kritisch zu begleiten. Dies betrifft v. a. die Vollständigkeit der auszuwertenden Datengrundlagen und die Vorgehensweise bei der Risikoanalyse. Die Protokolle und Tischvorlagen sind auf der Projekthomepage dokumentiert.

AK 1: 15.09.2015: Vorstellen der Mitglieder des AK, des Gutachterkonsortiums und der Vorgehensweise

AK 2: 10.12.2015: Ergebnisse der Datenrecherche, erste Ergebnisse, Schwerpunkthemen: Gefährdungspotential und PCB

AK 3: 10.03.2016: Erste Ergebnisse Zustand der BHV, Freisetzungs- und Ausbreitungspotential

AK 4: 24.05.2016: Ergebnisse Zustand der BHV, Freisetzungs- und Ausbreitungspotential

AK 5: 21.02.2017: Vorstellung der Gesamtergebnisse

Sondersitzung 01.07.2016: Vorstellung und Diskussion des Grubenwasserkonzeptes

Hinsichtlich der PCB-Problematik wurde der Unter-Arbeitskreis PCB eingerichtet. Die Aufgaben sind (s. Protokoll 1. Sitzung):

- Festlegung von Verfahren für die zukünftige Probenahme in Oberflächengewässern und Grubenwässern
- Festlegung der Nachweisverfahren
- Festlegung der Probenahmepunkte unter Tage
- Unterstützung der Gutachter

Die bisherigen Sitzungen des AK PCB sind:

AK PCB 1: 16.11.2015: Erfahrungen und Ergebnisse bei den aktuellen Grubenwasserbeprobungen

AK PCB 2: 25.02.2016: Monitoringprogramm des LANUV

AK PCB 3: 10.06.2016: Ergebnisse der untertägigen Beprobung vom 18.02.2016, Struktur der Risikoanalyse

AK PCB 4: 11.08.2016: Ergänzung der Risikoanalyse, Abstimmung des weiteren untertägigen Untersuchungsprogramms

1.4 Dokumentation

Mit der Begleitung des Gutachtens durch die beiden Arbeitskreise wurden die Voraussetzungen für eine möglichst transparente Bearbeitung gewährleistet. Darüber hinaus sind auf der Projekthomepage www.umweltauswirkungen-utv.de alle relevanten Projektinformationen abgelegt.

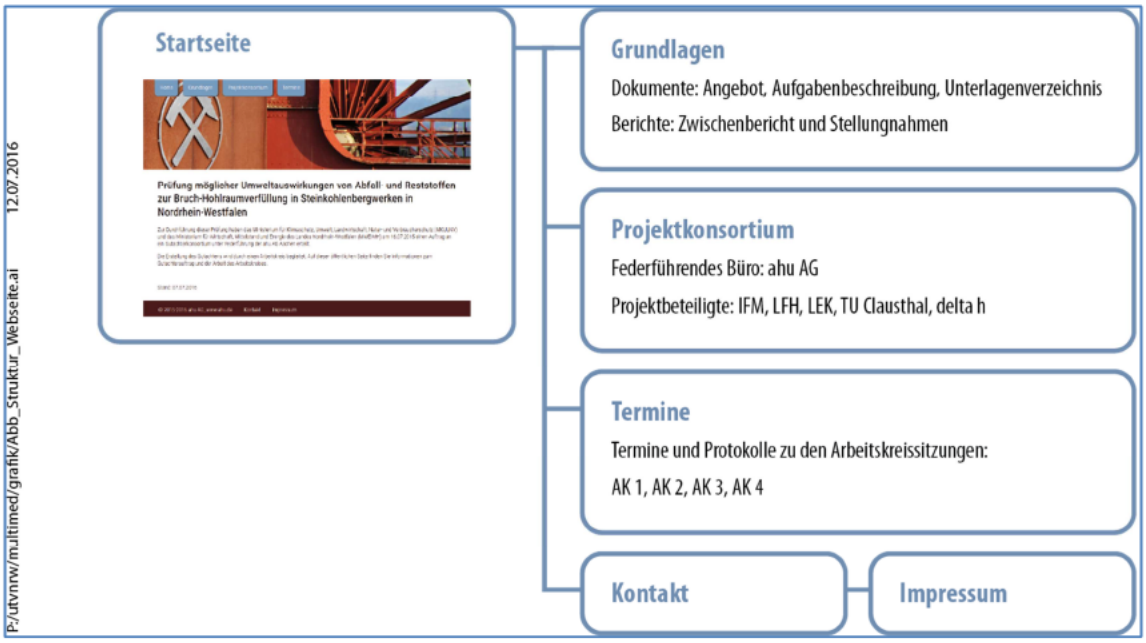


Abb. 4: Struktur der Projekthomepage (ahu AG)

TEIL A: BESCHREIBUNG DER GRUNDLAGEN

1 GESCHICHTE DES BERGWERKS HAUS ADEN/MONOPOL

Die Geschichte des Bergwerks Haus Aden/Monopol (BW) ist im Einzelnen im Detailbericht 2 beschrieben. Das BW Haus Aden/Monopol ist mit dem BW Heinrich Robert und dem BW Radbod eines der drei Gründungsbergwerke des BW Ost, das im Jahr 1998 aus diesen drei BW entstand. Aber auch diese drei BW haben eine lange wechselvolle Vorgeschichte, in deren Verlauf ehemalige Schachtanlagen umbenannt, getrennt, wiedervereinigt, stillgelegt, wieder geöffnet, umgebaut – und nicht zuletzt nach dem Zweiten Weltkrieg auf Betreiben der Alliierten die Besitzverhältnisse entflochten wurden. Die Abb. 5 zeigt in einem Überblick den Stammbaum des BW Haus Aden/Monopol.

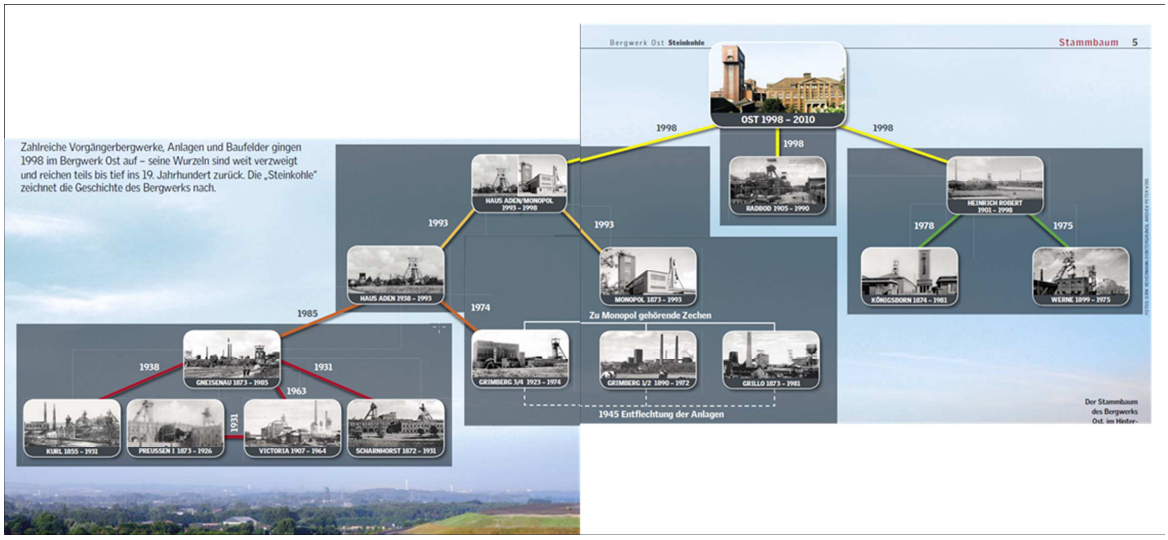


Abb. 5: Geschichte des BW Haus Aden/Monopol (Zeitschrift Steinkohle, Regio-Verlag)

Die Bruchhohlraumverfüllung erfolgte im Grubenfeld des ehemals eigenständigen BW Monopol, das gegen Ende des 19. Jahrhunderts über das seinerzeit größte Grubenfeld im Ruhrrevier (87 km^2) verfügte (Huske 1998). Der Schacht Grimberg 2 (Abb. 6) erreichte im Jahr 1905 eine Teufe von 755 m und war damit der damals tiefste Schacht im Ruhrbergbau (Endteufe im Jahr 1980: 1.143 m).

Ab 1945 kam es zu einer Entflechtung der drei Schachtanlagen Monopol I (Grillo), Monopol II (Grimberg 1/2) und Monopol III (Grimberg 3/4). Die Zeche Grimberg 3/4 operierte nun eigenständig, und zwischen 1952 und 1967 waren auch die Zechen Grillo und Grimberg 1/2 betrieblich getrennt.

Am 20. Februar 1946 ereignete sich auf der Zeche Grimberg 3/4 das schwerste Grubenunglück in Deutschland. Durch eine untertägige Kohlenstaub-/Schlagwetterexplosion kamen 405 Menschen ums Leben.

Die Zeche Grimberg 3/4 bildete 1970 eine Werksdirektion mit der Zeche Haus Aden und wurde 1974 vollständig durch Haus Aden übernommen. 1989 erreichte der

Schacht Grimberg 3 eine Endteufe von 1.635 m und war damit der tiefste Schacht in Europa.

Mitte der 1970er Jahre begannen im Baufeld Grimberg 1/2 Ausrichtungs- und Aufschlussarbeiten für das Bergwerk Neu-Monopol. Ab 1979 wurde auch der Schacht Werne 3, Bergkamen-Rünthe des 1975 stillgelegten Bergwerks Werne von Neu-Monopol genutzt. 1982 wurde Neu-Monopol nach Übernahme des Baufeldes und der Belegschaft der Schachtanlage Grillo umbenannt in Monopol.

Aus den Bergwerken Haus Aden und Monopol entstand zum 1. Januar 1993 das Verbundbergwerk Haus Aden/Monopol, das in demselben Jahr mit einer Förderung von 4,9 Mio. t und 6.731 Beschäftigten das größte Bergwerk im Ruhrrevier war. Ab 1994 wurden die im Baufeld Monopol gewonnenen Kohlen untertägig nach Haus Aden gefördert, um dort zu Tage gefördert zu werden.

Innerhalb der Baufelder E1, E2, E3 (Abb. 6) wurden von April 1993 bis Februar 1998 gefährliche (im Sinne der Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 über gefährliche Abfälle (91/689/EWG)) Abfälle bergbaufremder Herkunft zur Verwertung („überwachungsbedürftige Reststoffe“ nach damaliger bundesdeutscher Abfallrechtsnomenklatur, vgl. Tab. 3) als Nachversatz in Bruchhohlräume des Abbaus im Flöz Grimberg 2/3 eingebracht (Abb. 9). Dies fiel somit in den Zeitraum des Bestehens des Verbundbergwerks Haus Aden/Monopol. Im Gutachten werden die Begriffe „Rest- und Abfallstoffe“ und „Reststoffe“ synonym verwendet.

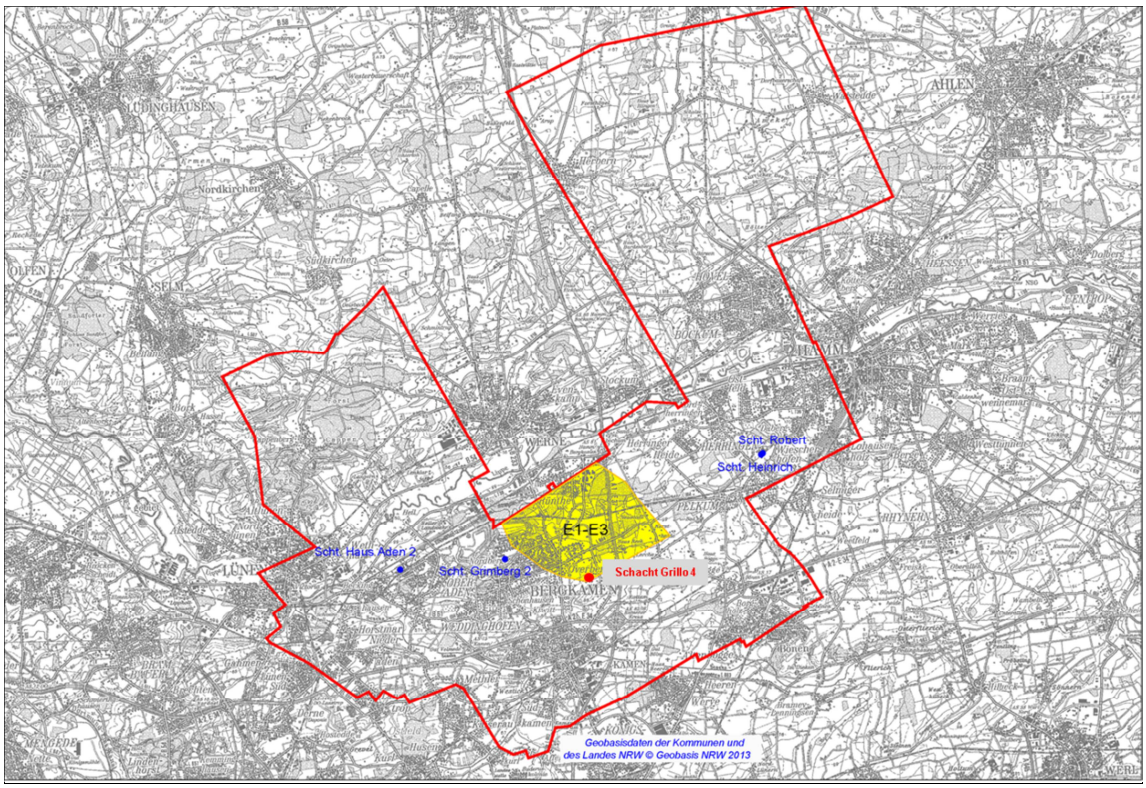


Abb. 6: Feldesgrenzen des Verbundbergwerks Ost (rot), Lage der Baufelder Monopol E1, E2, E3 (gelb), offen gehaltene Tagesschächte und Standort Schacht Grillo 4 (Quelle IFM)

Die Lage des BW Ost, von dem heute v. a. noch der Schacht Haus Aden 2, der Standort der Wasserhaltung, besteht, ist in Abb. 6 dargestellt. Weiterhin dargestellt sind die drei Baufelder Monopol E1 bis E3, innerhalb derer in verschiedenen Bauhöhen die BHV erfolgte (Abb. 9). Die Schächte Robert 1/Heinrich und Grimberg 2 sind noch zugänglich. Der Schacht Grillo 4, an dem die Mischanlage für die BHV betrieben wurde und über den die zubereiteten Versatzstoffe unter Tage gebracht wurden, wurde mittlerweile verfüllt.

2 BRUCHHOHLRAUMVERFÜLLUNG IM BW HAUS ADEN/MONOPOL

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse des Detailberichts 2 zusammenfassend dargestellt.

Im Detailbericht 2 werden die bergtechnischen und bergrechtlichen Aspekte der Bruchhohlraumverfüllung im Bergwerk Haus Aden/Monopol detailliert beschrieben. Hierzu gehört die Beschreibung der Grundlagen, die Prüfung der Einhaltung der Anforderungen gemäß der Machbarkeitstudie (Jäger et al. 1990), die Darstellung des Ablaufes der bergrechtlichen Zulassungsverfahren und der begleitenden Prüfung durch den beim damaligen Landesoberbergamt NRW eingerichteten Arbeitskreis.

In den Jahren 1982 bis 1984 wurde die „DMT-Technologie zur Bruchhohlraumverfüllung“ entwickelt (Hamm 1991) und anschließend in Zusammenarbeit mit der RAG zur Betriebsreife geführt. Einen Überblick über die zeitliche Abfolge gibt die Abb. 7.

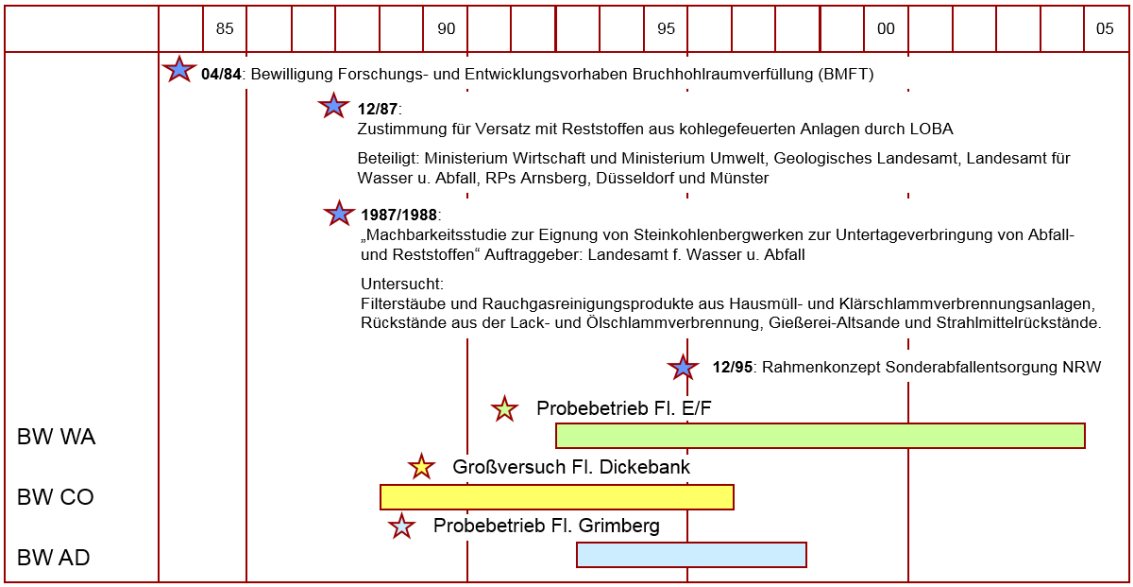


Abb. 7: Zeitliche Entwicklung der untertägigen Verbringung der Abfall- und Reststoffe im vollständigen Einschluss im Steinkohlenbergbau an der Ruhr in den BW Walsum (BW WA), BW Hugo/Consolidation (BW CO) und BW Haus Aden/Monopol (BW AD) (RAG 2013)

Dieses Versatzverfahren dient dem hydraulischen Nachversetzen von Hohlräumen im noch lockeren Bruchhaufwerk der im Zuge des untertägigen „schreitenden“ Abbaus in den ausgekohlten Raum hereinbrechenden Dachschichten (Abb. 8).

Die Flotationsberge und die Schlämme aus der Rauchgas-Abwasserreinigungs-Anlage (RAA-Schlämme) wurden in Fahrzeugen angeliefert. Die feinkörnigen, pulverförmigen und trockenen Filterstäube aus den HMVA wurden in geschlossenen Silofahrzeugen angeliefert und mittels Druckluft über Schlauch- und Rohrleitungen in Silos vor Ort umgefüllt. Die Silos waren mit Abluftfiltern und Überblaseinrichtungen versehen. Die Mischstation mit den Silos stand unmittelbar östlich des Schachtes Grillo 4.

Gemäß einer zuvor gewählten Rezeptur wurden die einzelnen Stoffe einem Chargenmischer zugeführt. Unter Zugabe von Wasser wurde das Wasser-Feststoff-Gemisch zu einer pastösen Masse angerührt. Diese Mischung wurde zunächst in einen Vorratsbehälter gepumpt. Von hier wurde es über eine Doppel-Kolbenpumpe der Schacht- und Streckenleitung zugeführt. Der Anteil der Reststoffe am Wasser-Feststoff-Gemisch lag zwischen 25 und 40 % (Detailbericht 3).

Im Schacht und in den Strecken erfolgte die Förderung über Rohrleitungen DN 150/PN 160. In den Streben wurden Rohrleitungen DN 100/PN 100 eingesetzt. Aus den Strebleitungen wurden 12 bis 18 m lange, im Abstand von 15 bis 20 m zwischen den Einheiten des Schildausbaus verlegte, in den Alten Mann hineinragende Schlepprohre beaufschlagt. Über diese Schlepprohre wurde die Suspension in den Bruchhohlraum eingebracht (Abb. 8). Als Förderenergie diente Pumpenenergie sowie der hydrostatische Druck in der Schachtleitung.

Die in den Alten Mann eingebrachten Versatzmengen machten wenige Volumenprozente eines verbrochenen Bereichs aus. In den Abschlussberichten wurden die erreichten verpressten Mengen mit 0,1 bis 0,5 m^3 pro m^2 abgebauter Fläche angegeben. Bei der üblichen Annahme einer Bruchzone mit einer Höhe von 10 m entspräche das einem Volumenanteil des Nachversatzes von 1 bis 5 %. Bei einer bereits teilkompaktierten Bruchzone mit einer Höhe von 5 m entspräche das einem Volumenanteil des Nachversatzes von 2 bis 10 %.

In der Abbildung 8 ist der Anteil der Versatzmengen (rote Flächen) aus Gründen der Sichtbarkeit überproportional groß dargestellt.

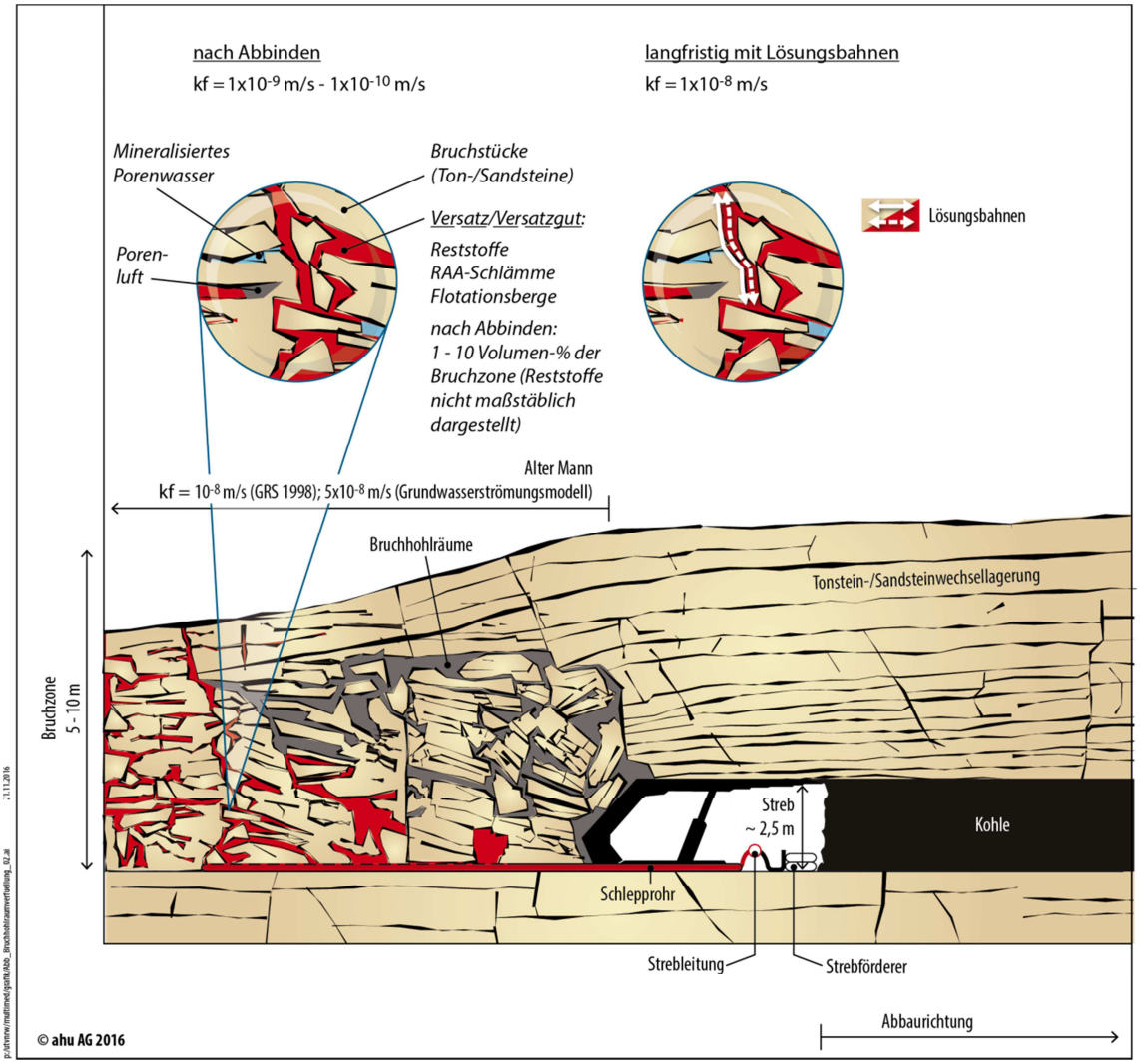


Abb. 8: Schematische Darstellung der Bruchhohlraumverfüllung (ahu AG)

2.1 Immissionsneutrale Untertageverbringung von Kohlekraftwerksabfällen

Die Wasser- und Abfallbehörden des Landes NRW stuften die Verbringung von Kohlekraftwerksabfällen in Steinkohlenbergwerken basierend auf der damaligen Kenntnis über deren wasserwirtschaftliche Auswirkungen als *immissionsneutral* ein (Detailbericht 2). Aufgrund der im Zuge von Probebetrieben erzielten Ergebnisse erfolgte im Jahr 1987 durch das damalige Landesoberbergamt NRW die generelle Zulassung zur Untertageverbringung dieser Abfall- und Reststoffe in großer Teufe und weiteren Randbedingungen.

Eine Bewertung der BW, in denen diese Abfall- und Reststoffe nach dem Prinzip der Immissionsneutralität eingebracht worden waren, erfolgt in Teil 2.

2.2 Umweltverträgliche Untertageverbringung bestimmter Abfall- und Reststoffe

Auf Bundesebene erfolgte eine Zusammenfassung des Abfallrechts erstmals im Jahre 1972 in einem eigenen Gesetz. Im Laufe der Zeit wandelte sich der Abfallbegriff. Eine Zusammenfassung gibt die Tab. 3.

Tab. 3: Abfallrechtliche Begriffe, unterschieden nach Entsorgungsziel (Beseitigung/ Verwertung) und Überwachungserfordernis, im Zeitraum der Bruchhohlraumverfüllung in Bergwerken der RAG von 1989 bis 2004

Zeitraum	Beseitigung		Verwertung		
ab 1986	**Abfälle**		**Reststoffe**		
	besonders überwachungsbedürftige Abfälle gem. VO	Abfälle	Überwachungsbedürftige Reststoffe gem. VO	Reststoffe	
ab 1996	**Abfälle zur Beseitigung**		**Abfälle zur Verwertung***		
	besonders überwachungsbedürftige Abfälle gem. VO	überwachungsbedürftige Abfälle	besonders überwachungsbedürftige Abfälle gem. VO	überwachungsbedürftige Abfälle gem. VO	nicht überwachungsbedürftige Abfälle
ab 2002	**Abfälle zur Beseitigung**		**Abfälle zur Verwertung**		
	besonders überwachungsbedürftige, gefährliche Abfälle gem. VO	überwachungsbedürftige Abfälle	besonders überwachungsbedürftige, gefährliche Abfälle gem. VO	überwachungsbedürftige Abfälle gem. VO	nicht überwachungsbedürftige Abfälle
ab 2006	**Abfälle zur Beseitigung**		**Abfälle zur Verwertung**		
	gefährliche Abfälle gem. VO	nicht gefährliche Abfälle	gefährliche Abfälle gem. VO	nicht gefährliche Abfälle	

* Der Begriff „Reststoffe“ wurde nach den Übergangsvorschriften der Verordnung zur Einführung des Europäischen Abfallkatalogs, EAK-Verordnung (EAKV) vom 13. September 1996, noch bis zum 31. Dezember 1998 verwendet. Damit sollte den Bescheidnehmern und der Verwaltung der Übergang in die europäische Abfallnomenklatur ermöglicht werden.

Die Untertageverbringung bestimmter *gefährlicher Abfälle* ist gemäß der „Studie zur Eignung von Steinkohlenbergwerken im rechtsrheinischen Ruhrkohlenbezirk zur Untertageverbringung von Abfall- und Reststoffen“ (sogenannte *Machbarkeitsstudie*, Jäger et al. 1990) unter speziellen Voraussetzungen und Einschränkungen umweltverträglich durchführbar. Nach dem *Prinzip des vollständigen Einschlusses* wurden derartige Abfälle in den Jahren 1993 bis 1998 im Bergwerk Haus Aden/Monopol, Bergkamen, Flöz Grimberg 2/3 eingebracht. Diese Art der Verbringung erfolgte auch auf den Bergwerken Hugo/Consolidation in Gelsenkirchen und Walsum in Duisburg (Bearbeitung in Teil 2).

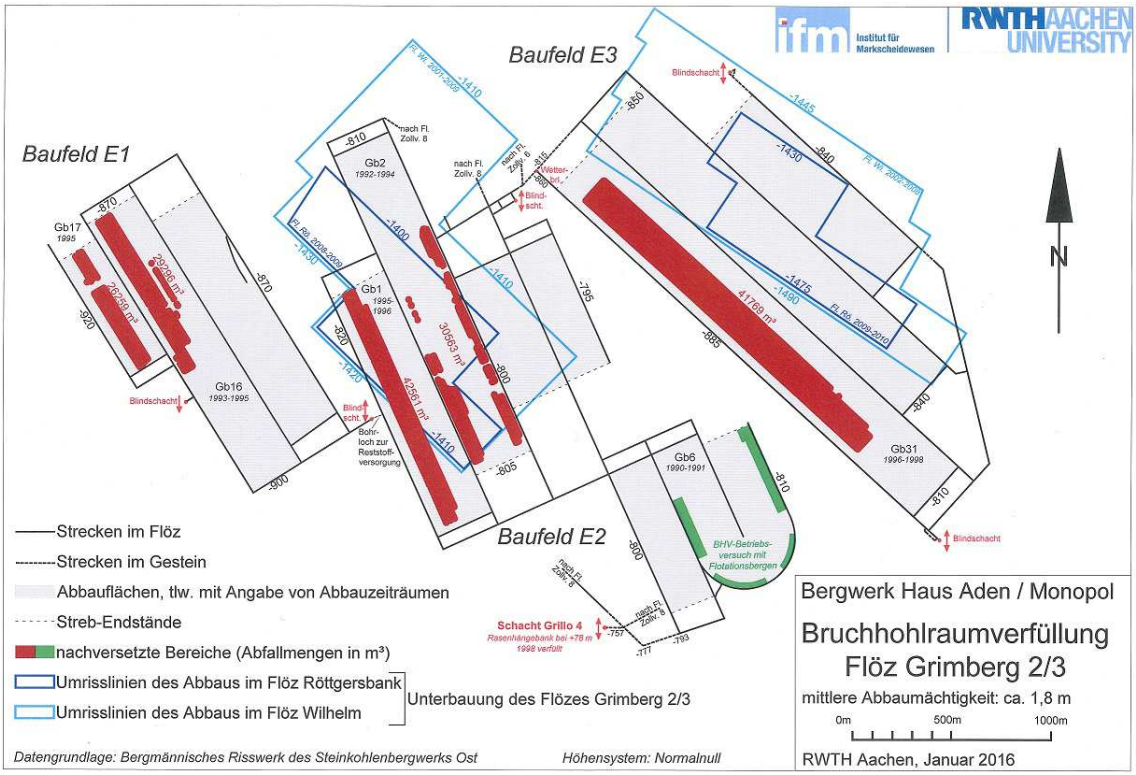


Abb. 9: Lage der Bauhöhen und Bereiche mit Bruchhohlraumverfüllung im Flöz Grimberg 2/3, Baufelder E1, E2 und E3 des BW Haus Aden/Monopol. In der Bauhöhe Gb6 wurden keine bergbaufremden Abfälle verbracht (Betriebsversuch).

2.3 Machbarkeitsstudie: Voraussetzungen für den vollständigen Einschluss gefährlicher Abfälle im Steinkohlenbergbau

Nach Einschätzung der Machbarkeitsstudie (Jäger et al. 1990) kann im Steinkohlengebirge ein relativ kleinräumiger vollständiger Einschluss *nicht immissionsneutraler Abfälle* unter nachfolgend genannten, für die Langzeitsicherheit relevanten Voraussetzungen erzielt werden, wobei die Kombination verschiedener Barrieren (Jäger et al. 1990, vgl. Czech 1993, vgl. Thein et al. 1997) einen Schadstoffaustrag verhindern soll. Zu diesen Voraussetzungen zählen:

- hydraulische Bruchhohlraumverfüllung,
- tonmineralreiches Nebengestein,
- ein Abstand von mindestens 20 bis 25 m zur nächsttieferen und zur nächsthöheren Sohle,
- eine Verbringungsteufe von mindestens 800 m,
- die Einhaltung eines Sicherheitsabstands zu potentiellen Wasserwegsamkeiten sowie
- eine ausreichende hydrogeologische Systemkenntnis.

In der Machbarkeitsstudie wurden noch weitere, in der Verbringungsphase hinsichtlich der Grubensicherheit und des Arbeitsschutzes erforderliche Voraussetzungen definiert sowie die Situationen während und nach einem Grubenwasserwiederanstieg diskutiert.

2.4 Eignung der Abfallstoffe als Versatz, Qualitätssicherungsprogramm

Für das Bergwerk Haus Aden/Monopol hat das Bergamt Bergkamen am 12.02.1993 den ersten, zunächst nur das Baufeld E2 betreffenden „Sonderbetriebsplan bezüglich der Reststoffverwertung als Nachversatz zur Bruchhohlraumverfüllung“ durch das Bergamt Kamen zugelassen. Hierbei wurde festgelegt, dass außer Flotationsbergen und Feinbergen sowie Abfällen aus kohlegefeuerten Kraftwerken/Feuerungsanlagen nur Filterstäube und Rauchgasreinigungsrückstände aus Hausmüll- und Klärschlammverbrennungsanlagen sowie Gießerei-Altsande zur unter-tägigen Verwertung angenommen werden durften. In der Begründung der Zulassung wurde dargelegt, dass die Bruchhohlraumverfüllung bergtechnische, gruben- und arbeitssicherheitliche Ziele verfolgte und daher als Verwertung bergbaufremder Abfälle (bis 1998: „Reststoffe“) eingestuft wurde.

Abfälle aus kohlegefeuerten Kraftwerken/Feuerungsanlagen sind nach § 4 Abs. 2 Zi. 2 der Versatzverordnung von 2002 auch heute noch geeignet für die Verbringung im Kohle- und dessen Nebengestein. Im Rahmen der Machbarkeitsstudie wurden insbesondere Filterstäube und Rauchgasreinigungsrückstände aus Hausmüll- und Klärschlammverbrennungsanlagen sowie Gießerei-Altsande näher untersucht; für diese kam aufgrund des möglichen Schadstoffaustrages nur die untertägige Verbringung nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses in Betracht.

Ein über einen Zeitraum von 36 Monaten durchgeführtes Qualitätssicherungsprogramm im Anschluss an die Machbarkeitsstudie im Rahmen der untertägigen Verbringung gefährlicher Abfälle beinhaltete insbesondere die Untersuchung der räumlichen und zeitlichen Entwicklung des Gebirgsdrucks im nachversetzten Bruchfeld und die sich hieraus ergebende Verdichtung des Nachversatzgutes sowie Abnahme der Wasserdurchlässigkeit des Gebirges. Im Zuge der Machbarkeitsstudie konnten diese für die Gewährleistung des vollständigen Einschlusses wesentlichen Parameter mangels ausreichender In-Situ-Messwerte noch nicht abschließend beurteilt werden. Im Zuge dieses bergbehördlich geforderten Qualitätssicherungsprogramms konnte nachgewiesen werden, „*dass sich die in der Machbarkeitsstudie aufgestellten Annahmen bezüglich des Prinzips des vollständigen Einschlusses uneingeschränkt im Labor als auch In-Situ bestätigen ließen. Die aus diesen Annahmen abgeleiteten Anforderungen geologischer, hydrogeologischer und verfahrenstechnischer Art für eine umweltverträgliche Einbringung von Abfallstoffen sind demzufolge uneingeschränkt und in vollem Umfang erfüllt, teilweise übererfüllt*“ (Wilke und Dartsch 1995).

2.5 Genehmigungsmanagement bei den Versatzmaßnahmen

2.5.1 Begleitende Prüfung durch den Arbeitskreis „Eignung von Steinkohlenbergwerken im rechtsrheinischen Ruhrkohlenbezirk zur Untertageverbringung von Abfall- und Reststoffen“

Wie in der Verfügung des Landesoberbergamtes NRW vom 18.01.1991 dokumentiert, sollte in Arbeitskreisen, bestehend aus Vertretern des Geologischen Landesamtes, des Landesamtes für Wasser und Abfall, der Bezirksregierungen, der Staatlichen Umweltämter, der Kreise bzw. kreisfreien Städte, des Landesoberbergamtes (federführend) und der Bergämter geprüft werden, ob die in der Machbarkeitsstudie geforderten Vor-

aussetzungen der Untertageverbringung im Falle konkret geplanter Versatzbereiche tatsächlich vorlagen und damit der vollständige Einschluss gefährlicher Abfälle im Steinkohlengebirge gewährleistet war. An diese Prüfung schloss sich standortspezifisch die Durchführung des jeweiligen bergrechtlichen Betriebsplanverfahrens an.

Die Niederschriften zu den Sitzungen des für das Bergwerk Haus Aden/Monopol gebildeten Arbeitskreises lassen erkennen, dass die vom Bergbauunternehmen vorgelegten Betriebspläne für Nachversatzmaßnahmen intensiv geprüft und dabei Mängel sowie Unklarheiten aufgezeigt wurden (Tab. 4). Dies führte zu Änderungen und Ergänzungen der Betriebspläne. Im Rahmen der Arbeitskreissitzungen erfolgten darüber hinaus in der Verbringungsphase Sachstandsberichte über die durchgeführten Nachversatzmaßnahmen und die Vorstellung der jeweils weiteren geplanten Maßnahmen.

Tab. 4: Arbeitskreis „Eignung von Steinkohlenbergwerken im rechtsrheinischen Ruhrkohlenbezirk zur Untertageverbringung von Abfall- und Reststoffen“

Nr.	Sitzungstag und -ort	Diskutiert wurden insbesondere folgende Themen
1	27.06.1991 Landesoberbergamt NRW	1) Ergebnisse des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens zur Verbringung von Flotations- und Feinbergen auf dem Bergwerk Monopol 2) Rahmenkonzept des Bergwerks Monopol der Ruhrkohle Westfalen AG vom 10.04.1991 für die Verbringung von Gemischen aus Flotationsbergen sowie Flugaschen und -stäuben […] und Rauchgasreinigungsrückständen […] aus Hausmüllverbrennungsanlagen […] zur Bruchhohlraumverfüllung 3) Fragen bzgl. der Machbarkeitsstudie (Jäger et al. 1990)
2	11.09.1991 Bergwerk Monopol	1) Nachweis der immissionsneutralen Verbringung durch chemische Analysen 2) Verunreinigung des Grubenwassers bei Betriebsstörungen?
3	07.11.1991 Bergwerk Monopol	Entwurf des Rahmenbetriebsplans für die Verbringung von Reststoffen zur Bruchhohlraumverfüllung auf dem Bergwerk Monopol: Es wurden eine Erweiterung des Stoffkatalogs um Flotationsberge und Abfälle aus kohlegefeuerten Kraftwerken und Feuerungsanlagen sowie Ergänzungen und genauere Darstellungen zu vielen Details gefordert.
4	23.01.1992 Bergwerk Monopol	1) Aufgabe des Arbeitskreises: anhand des vorgelegten Rahmenkonzepts prüfen, ob die in der Machbarkeitsstudie definierten Rahmenbedingungen erfüllt werden 2) Aufgrund der Vorschriften des Bundesberggesetzes ist der Betriebsplan für die Verbringung von Reststoffen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses auf dem Bergwerk Monopol als *Sonderbetriebsplan* zu behandeln 3) Mängel und Unklarheiten des vorliegenden Betriebsplans wurden benannt und eine vollständige Überarbeitung des Textteils gefordert
5	25.05.1994 Landesoberbergamt NRW	1) Sachstandsbericht über den seit 1993 erfolgten Nachversatz im Baufeld Monopol E2 und Vorstellung der weiteren Planung für 1994, Baufelder E2 und E1 2) Widerspruch und nachfolgende Klage des BUND gegen die am 12.02.1993 seitens des Bergamtes Kamen ergangene Zulassung des Sonderbetriebsplans für die Verbringung von Reststoffen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses auf dem Bergwerk Monopol, Baufeld E2 3) Damaliger Standpunkt der Landesregierung NRW zur Verwertungsfrage

Nr.	Sitzungstag und -ort	Diskutiert wurden insbesondere folgende Themen
6	17.01.1995 Landesoberbergamt NRW	1) Anwendung der vom Länderausschuss Bergbau erarbeiteten „Technischen Regeln für den Einsatz von bergbaufremden Reststoffen/Abfällen als Versatz“ im Betriebsplanverfahren 2) Sachstandsbericht über die untertägigen Nachversatzmaßnahmen in 1994 und Vorstellung der für 1995 geplanten Maßnahmen 3) Generell konnte jede der Müllverbrennungsanlagen jedes der Bergwerke, in denen in Teilbereichen die Verbringung von Reststoffen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses erfolgte, beliefern 4) Stand des Verwaltungsstreitverfahrens BUND gegen Bergamt Kamen 5) Zuständigkeitswechsel der Bergämter
7	05.09.1995 Landesoberbergamt NRW	1) Sachstandsbericht über die Nachversatzmaßnahmen im Zeitraum Januar bis August 1995 und Vorstellung der für 1996 geplanten Maßnahmen 2) Vom Länderausschuss Bergbau erarbeitete „Technische Regeln für den Einsatz von bergbaufremden Reststoffen/Abfällen als Versatz“, Einführung in NRW und Fortschreibung
8	26.03.1996 Bergwerk Haus Aden/ Monopol	1) Sachstandsbericht über die Nachversatzmaßnahmen im Zeitraum September 1995 bis Februar 1996 2) Vorstellung der für das Baufeld E3/E4 geplanten Maßnahmen; der Antrag auf betriebsplanmäßige Zulassung der Reststoffverbringung für das Flöz Victoria wurde zurückgezogen; Erörterung der gutachterlichen Stellungnahme von Professor [redacted] hinsichtlich der einzelnen Zulassungsvoraussetzungen der Machbarkeitsstudie 3) Endbericht des „Qualitätssicherungsprogramms zur Verifizierung des in der Machbarkeitsstudie formulierten vollständigen Einschlusses der in den Bruchhohlraum eingebrachten Reststoffe“
9	12.05.1998 Landesoberbergamt NRW	1) Sachstandsbericht über die Nachversatzmaßnahmen im Zeitraum März bis Juni 1996 (Abbaubetrieb Gb1) und Dezember 1996 bis Februar 1998 (Gb31); Stilllegung der Abfallverwertungsanlage auf dem Bergwerk Haus Aden/Monopol im Februar 1998 gemäß eines Sonderbetriebsplans; vom Kreis Unna im August 1996 geäußerte Bedenken hinsichtlich eines mangelnden Erkundungsgrades der Baufelder E3/E4 konnten ausgeräumt werden 2) Abschluss der Nachversatzmaßnahmen wegen Aufgabe des Standortes Schacht Grillo 4 aufgrund kohlepolitischer Entscheidungen; Überwachung des Nachversatzbereichs durch monatliche Entnahme und Analyse von Wasserproben; „Alle Untersuchungen bestätigen das Vorhandensein der mehrfachen unabhängig wirkenden natürlichen Barrieren und belegen die Langzeitsicherheit des Versatzes im Steinkohlengebirge“ 3) Beendigung des Verwaltungsstreitverfahrens BUND gegen Bergamt Kamen: die Klage gegen die Betriebsplanzulassung wurde zurückgezogen

2.5.2 Ablauf des Zulassungsverfahrens, Prüfung der Einhaltung der in der Machbarkeitsstudie geforderten Voraussetzungen für eine umweltverträgliche Untertageverbringung gefährlicher Abfälle

Im Rahmen des Detailberichts 2 wurde der Ablauf des bergrechtlichen Zulassungsverfahrens zunächst für die ersten Nachversatzmaßnahmen im Baufeld Monopol E2 detailliert nachvollzogen. Nachdem die Entwicklung des Verfahrens der Bruchhohlraumverfüllung seit den frühen 1980er-Jahren vorangetrieben worden war, vergingen ab April 1991 von der Vorstellung des Nachversatzkonzepts für das Bergwerk Haus Aden/Monopol über die Erstellung und Abstimmung des Betriebsplans bis hin zu dessen

Zulassung und dem anschließenden Beginn der betrieblichen Durchführung rund zwei Jahre. Die Planungen für die Verbringung von Abfällen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses in den Baufeldern E1 und E3 konnten auf den bereits gewonnenen Erfahrungen aufbauen.

Bezüglich der in den drei Baufeldern geplanten Nachversatzmaßnahmen wurden gutachterliche Stellungnahmen (DMT, Universität Bonn) zur Umweltverträglichkeit dieser Maßnahmen vorgelegt. Hierin wurde jeweils ein Überblick über die Geologie und Hydrogeologie im Umfeld der Verbringungsbereiche gegeben und eine auf dem Anforderungskatalog der Machbarkeitsstudie basierende Bewertung einer umweltverträglichen Untertageverbringung gefährlicher Abfälle nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses vorgenommen. Nach Ansicht der im Rahmen der Zulassungsverfahren tätigen Gutachter waren die Kriterien der Machbarkeitsstudie jeweils erfüllt.

Basierend auf den Bestimmungen des Bundesberggesetzes leitete das damals zuständige Bergamt Kamen den Sonderbetriebsplan vom 11.02.1992 für die ersten Nachversatzmaßnahmen im Baufeld Monopol E2 noch im Februar 1992 mit der Bitte um Stellungnahme an die am Zulassungsverfahren beteiligten, vom Vorhaben betroffenen Träger öffentlicher Belange weiter. Über die Stellungnahmen dieser Stellen hinaus erfolgten weitere Stellungnahmen zweier nicht am Zulassungsverfahren Beteiligter, die dennoch vom Bergamt in die Prüfung des Sonderbetriebsplans einbezogen wurden.

In der Begründung der Zulassung führte das Bergamt aus, dass die im Rahmen der Stellungnahmen vorgebrachten Hinweise, Anregungen und Bedenken in die Prüfung des Sonderbetriebsplans und in die Entscheidungsfindung einbezogen worden waren und – sofern diese sachlich und/oder rechtlich begründet und nicht bereits Gegenstand des Betriebsplanantrags waren – im Zulassungsbescheid als Nebenbestimmung oder Hinweis Berücksichtigung fanden. Darüber hinaus wurde erläutert, aus welchen Gründen einige vorgebrachte Anregungen, Bedenken und Forderungen nicht berücksichtigt worden waren.

Im Zuge der folgenden Zulassungsverfahren für die Nachversatzmaßnahmen in den Baufeldern E1 und E3 erfolgte keine Beteiligung von Trägern öffentlicher Belange, da deren Aufgabenbereiche im Vergleich zum vorherigen Zulassungsverfahren für das Baufeld E2 nicht noch weitergehend berührt waren. Die betroffenen Träger öffentlicher Belange waren jedoch Mitglieder im begleitenden Arbeitskreis unter Vorsitz des Landesoberbergamtes NRW und konnten hier ihre Interessen vertreten.

2.5.3 Weitere rechtliche Entwicklung bezüglich der Bruchhohlraumverfüllung mit bergbaufremden Abfällen

Aufgrund der Klage des BUND gegen die mit Bescheid vom 12.02.1993 bergrechtlich zugelassenen ersten Nachversatzmaßnahmen im Baufeld Monopol E2 bestätigte das Oberverwaltungsgericht für das Land Nordrhein-Westfalen in seinem Beschluss vom 18.07.1997 (Az: 21 B 1717/94) die Rechtmäßigkeit der untertägigen Abfallverwertung und damit der bergrechtlichen Zulassung: „Der Einsatz der … Reststoffe zur Bruchhohlraumverfüllung als Nachversatz ist stoffliche Verwertung, nämlich die Nutzung der stofflichen Eigenschaften der Stoffe zu einem konkreten Zweck, die eine auf die schadlose Verwahrung beschränkte bloße Ablagerung unnötig macht; …“.

Demgegenüber wurden jedoch mit der am 30. Oktober 2002 in Kraft getretenen Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage unter anderem „stoffliche Anforderungen … für Versatzstandorte, die nicht im Salzgestein liegen und nicht den dauerhaften Abschluss der Abfälle durch einen Langzeitsicherheitsnachweis belegen können, rechtsverbindlich festgelegt“ (Bundesministerium für Umwelt 2002, Frenz 2003). Hiermit sollte die Einbringung von hoch schadstoffhaltigen Abfällen als Versatz in solchen Bergwerken ausgeschlossen werden, „die nicht den dauerhaften Abschluss von der Biosphäre im Salzgestein gewährleisten“. Aufgrund von Übergangsregelungen waren die in der Versatzverordnung genannten Anforderungen spätestens ab dem 1. März 2006 einzuhalten. Im Jahr 2004 endete der Einsatz der Bruchhohlraumverfüllung im deutschen Steinkohlenbergbau, da hier keine dem Salzgestein vergleichbaren Einschlussbedingungen vorliegen.

TEIL B: AKTUELLE UND ZUKÜNFTIGE GEFÄHRDUNGEN INSBESONDERE DES GRUND- UND OBERFLÄCHENWASSERS IM EINZUGSBEREICH DER STEINKOHLENBERGWERKE (RISIKOANALYSE)

Die Risikoanalyse, in der die heutigen und zukünftigen Risiken beschrieben und bewertet werden, bezieht sich auf drei Aspekte:

B1: Im Teil B1 wird das Risiko, das von der BHV ausgeht, betrachtet. Aufgrund der unterschiedlichen Stoffeigenschaften wird zwischen den anorganischen (Schwermetalle) und den organischen Schadstoffen (Dioxine und PAK) unterschieden.

B2: Im Teil B2 wird der Frage nachgegangen, ob die tagnahen Auffälligkeiten südwestlich von Bergkamen ursächlich mit der BHV in Zusammenhang stehen können.

B3: Im Teil B3 wird das Risiko durch die zwischen 1964 und 1986 eingesetzten PCB und die bis 1992 verwendeten Substitute betrachtet.

B 1: BRUCHHOHLRAUMVERFÜLLUNG (BHV)

1 AUFBAU DER RISIKOANALYSE FÜR DIE BHV

Der Untersuchungsansatz des Gutachtens beinhaltet als wesentliche Bausteine eine hydrogeologische und hydrogeochemische Systembeschreibung, die Erfassung des Gefährdungspotentials sowie Abschätzungen des Freisetzungspotentials und des Ausbreitungspotentials in das Umfeld der Bruchhohlraumverfüllungen bzw. darüber hinaus (Abb. 10). Die Verknüpfung der Bausteine ermöglicht eine integrierte Risikoanalyse, auf deren Grundlage sich die gestellten Fragen hinsichtlich der Risiken, der notwendigen Maßnahmen und des zukünftigen Monitorings beantworten lassen. Hierbei werden auch verschiedene hydraulische Zustände (Grubenwasserstände) berücksichtigt.

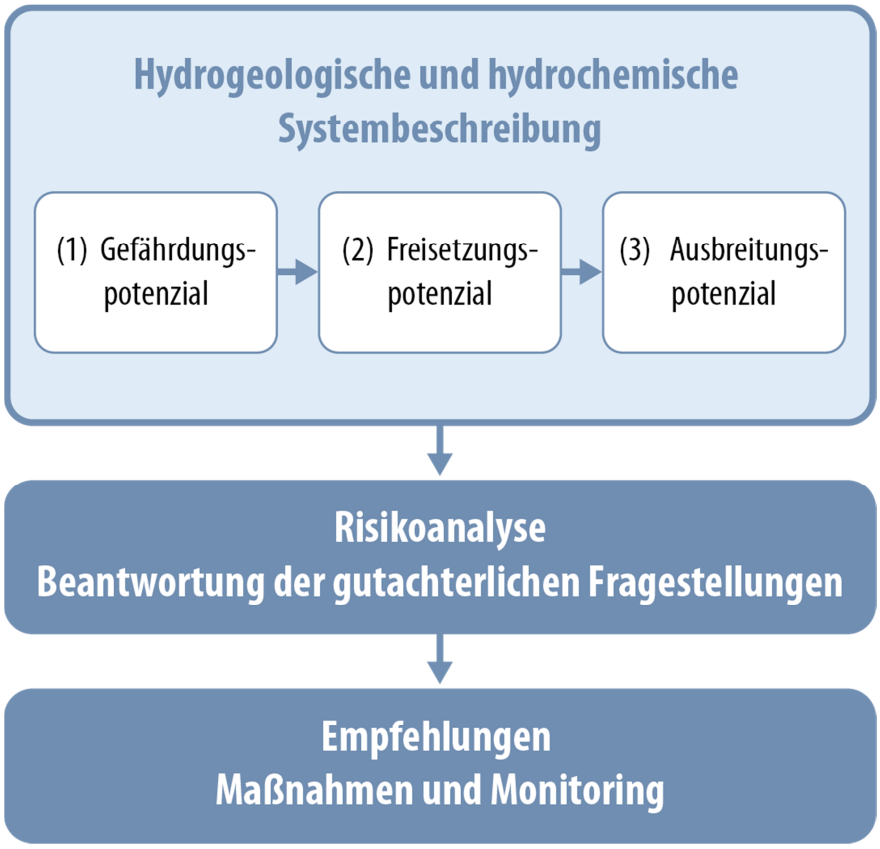


Abb. 10: Grundsätzliche Vorgehensweise bei der Risikoanalyse

Die **hydrogeologische und hydrogeochemische Systembeschreibung** zeigt den geologischen/hydrogeologischen Aufbau inkl. Störungen, die Eigenschaften und Verbreitung der Schichten, die Abgrenzung der hydrogeologischen Einheiten (z. B. Durchlässigkeit) und die hydraulischen Wirkungszusammenhänge zwischen den einzelnen hydrogeologischen Einheiten. Diese Wirkungszusammenhänge berücksichtigen den langjährigen Einfluss des Bergbaus, die verschiedenen hydrogeochemischen Verhältnisse und die unterschiedlichen Flutungszustände der Grubengebäude. Die hydrogeologische und hydrogeochemische Systembeschreibung bildet damit auch den Rahmen für die Modellierung zur Abschätzung des Freisetzungspotentials (PHREEQC) und für das numerische Modell zur Grundwasserströmung. Da diese Modelle nicht an gemes-

senen Zuständen kalibriert werden können, weil diese Messungen nicht zur Verfügung stehen, müssen eine Reihe von Annahmen getroffen werden. Die Plausibilität dieser Annahmen und die Einordnung (Worst-Case – Most-Likely – Best-Case) ist eine wesentliche Aufgabe der Systembeschreibung.

Zur Beschreibung des **Gefährdungspotentials** werden Art, Mengen und Verortung der im Grubengebäude verbrachten bzw. eingesetzten Stoffe beschrieben.

Die Frage, ob, wie, in welchen Konzentrationen und Frachten und über welche Zeiträume diese Stoffe in das Tiefengrundwasser freigesetzt werden, ist Inhalt der Abschätzung des **Freisetzungspotentials**. Wegen des unterschiedlichen Stoffverhaltens wird es gesondert für Schwermetalle (v. a. Blei, Cadmium, Zink), Dioxine und Furane und PAK betrachtet. Für die anorganischen Stoffe wird dabei ein über den damaligen empirischen Forschungsansatz hinausgehender Ansatz verfolgt, in dessen Mittelpunkt hydrogeochemische und chemisch-thermodynamisch basierte Modellierungen (PHREEQC) stehen. Die hydraulischen Randbedingungen für die Freisetzung (Fließrichtungen und Fließmengen sowie Stoffinhalte des Tiefengrundwassers) werden aus der Systembeschreibung und den Grundwassermodellierungen abgeleitet. Ergebnisse sind dann Quellterme zur Freisetzung der Stoffe (Konzentrationen über die Zeit) für verschiedene Stoffe, die eine wichtige Eingangsgröße für die Grundwassermodellierungen sind. Diese Untersuchungen ermöglichen eine (Neu-)Bewertung der damaligen Untersuchungen, Ergebnisse und des Barriere- und Sicherungskonzepts (inkl. Langzeitsicherungskonzept), die die Genehmigungsgrundlage für die Bruchhohlraumverfüllung waren.

Das **Ausbreitungspotential** wird mit Hilfe numerischer Grundwassersimulationen berechnet. Betrachtet wird zunächst die Ausbreitung gelöster Stoffe in das Nahfeld der BHV (< 50 m) und das regionale Fernfeld (> 50 m) als Tracer, also ohne Abbau und Sorption. An den tonigen Bestandteilen der Schichten ist mit einer erheblichen Sorption und damit Reduzierung der Schwermetallkonzentrationen zu rechnen (GRS 1998). Diese wird jedoch aufgrund unsicherer Datengrundlagen in den Grundwassermodellierungen nicht berücksichtigt (s. detaillierte Erläuterung, Abschn. 5.2.3). Die Grundwassermodellierungen zeigen, wie schnell – vor allem in der Phase des Wiederanstiegs des Grubenwassers – die Sättigung der BHV erfolgt und inwieweit sich dann das Porenwasser im Nahbereich der BHV austauscht.

Die Ergebnisse der oben beschriebenen Bausteine sind Grundlage für die **integrierte System- und Risikoanalyse** in Bezug auf z. B. folgende Fragestellungen: Gibt es Wegsamkeiten von den tiefen Karbonschichten in darüber liegende Schichten? Wie wird sich das Grundwasserfließsystem durch den geplanten Grundwasseranstieg verändern? Welche hydrogeochemischen Prozesse (Neubildung, Umwandlung, Auflösung) erfolgen in der Bruchhohlraumverfüllung (BHV)? Wie verändern sich dadurch die Eigenschaften der BHV hinsichtlich ihrer Langzeitstabilität (Durchlässigkeit, pH-Wert-Stabilität)? Ab wann und in welchem Maß wird die BHV durchströmt? Welche Wechselwirkungen wird es mit dem umgebenden Gestein geben? Und letztlich: Welche Frachten und Konzentrationen können aus der BHV ab welchem Zeitpunkt und für welche Zeitdauer in der zentralen Grubenwasserhaltung Bergwerk Haus Aden/Monopol erwartet werden?

2 SCHUTZGÜTER BEI DER RISIKOANALYSE DER BRUCHHOHL-RAUMVERFÜLLUNG

In dem Teil 1 des Gutachtens ist das Risiko ausgehend von der BHV im BW Haus Aden/Monopol zu bewerten. Die BHV erfolgte nach dem Prinzip des „vollständigen Einschlusses“[2]. Das Prinzip des „vollständigen Einschlusses“ wird vom Länderausschuss Bergbau (LAB 1996) wie folgt definiert: *„Das Prinzip des vollständigen Einschlusses erfordert, dass die in dem Versatzmaterial enthaltenen Schadstoffe dauerhaft unter Tage eingeschlossen und auf diese Weise von der Biosphäre ferngehalten werden, so dass ihre Rückkehr zur Biosphäre nicht zu erwarten ist. Dies setzt voraus, dass sich eine möglichst vollständige Abschirmung des Versatzmaterials gegenüber dem Grundwasser (Lösungen und Laugen) erreichen lässt und ein Transport von Schadstoffen bis in die Biosphäre verhindert wird (LAB 1996)“.*

Als Schutzgut wird hier mehrfach die Biosphäre definiert. Allerdings wird nicht weiter definiert, was um 1996 unter der Biosphäre zu verstehen ist.

Was ist die Biosphäre?

Unter der Biosphäre (von griechisch *bíos* ‚Leben‘ und *sphaira* ‚Kugel‘) wird heute (2016) im Allgemeinen der *„Raum mit Leben“* eines Himmelskörpers verstanden. Auf der Erde reicht die Biosphäre bis ungefähr von 60 km über und bis 5 km unter die Erdoberfläche. Die Außengrenzen der Biosphäre werden ausschließlich von Mikroorganismen bewohnt (https://de.wikipedia.org/wiki/Biosph%C3%A4re).

Für die Grubenbaue kann aufgrund der guten Zugänglichkeit während des Abbaus und der menschlichen Tätigkeit davon ausgegangen werden, dass die Bioaktivität (z. B. sulfatreduzierende Bakterien) in diesen Bereichen um ein Vielfaches höher ist als in vergleichbaren Tiefen ohne Bergbautätigkeit. Diese Bereiche gehören damit nach heutigem Verständnis zur Außengrenze der Biosphäre.

Die damalige Formulierung „Rückkehr zur Biosphäre“ und andere Formulierungen zeigen an, dass die Bereiche, in denen die BHV erfolgte, und das Tiefengrundwasser nicht zur Biosphäre gerechnet wurden.

Allerdings wurde seinerzeit auch davon ausgegangen, dass das Grubenwasser bis weit in das Deckgebirge ansteigt und sich dann in den Grubengebäuden eine stabile teufenabhängige Schichtung bildet. Das dann noch zu hebende Grubenwasser wäre im Wesentlichen die Grundwasserneubildung gewesen. Weiterhin wäre dann auch der geringdurchlässige Emscher Mergel eine Barriere zwischen dem Grubenwasser und dem oberflächennahen Grundwasserfließsystem. Langfristig freigesetzte Stoffe aus der BHV wären durch die geforderte *„möglichst vollständige Abschirmung“* und die verschiedenen Barrieren im Tiefengrundwasser verblieben.

[2] Im Teil 2 des Gutachtens ist für andere BW auch das Prinzip der „Immissionsneutralität“ zu bewerten. Das Prinzip der immissionsneutralen Einbringung liegt dann vor, wenn nachgewiesen ist, dass durch die geogene Beschaffenheit des Grundwassers eine Auslaugung und zusätzliche Befrachtung des Grubenwassers mit anorganischen Schadstoffen aus dem Versatzmaterial nicht möglich ist (LAB 1996).

Im derzeitigen Grubenwasserkonzept soll hingegen dauerhaft bei einem Grubenwasserstand weit unterhalb des Deckgebirges gesümpft werden. Dieses „Ewige Pumpen“ würde letztlich dann die Voraussetzungen für eine Rückkehr der Schadstoffe – in einer fernen Zukunft und in sehr geringen Konzentrationen – in die Biosphäre schaffen.

Die Risikoanalyse erfolgt im Bezug auf die Schutzgüter Grund- und Oberflächengewässer. Der allgemeine Begriff „Biosphäre“ ist nach heutigem Verständnis kein definiertes Schutzgut.

3 HYDROGEOLOGISCH-HYDROGEOCHEMISCHES SYSTEM

Um eine der zentralen Frage des Gutachtens „Gibt es heute oder zukünftig ein Risiko durch Schadstoffausträge aus der BHV?“ zu beantworten, müssen zunächst das komplexe hydrogeologisch-hydrogeochemische System und die vielfältigen Wirkungszusammenhänge innerhalb des Systems verstanden werden. Hierzu werden „Hilfsmittel“ wie die hydrogeochemischen-thermodynamischen Modellierungen zum Stoffverhalten (Freisetzungspotential, Detailbericht 4) und hydraulische Grundwasserströmungsmodelle (Ausbreitungspotential, Detailbericht 5) eingesetzt.

- Grundlage für diese Modelle, die eine Vereinfachung der komplexen Realität sind, ist eine hydrogeologisch-hydrogeochemische Systembeschreibung (konzeptionelles Modell) mit den Aufgaben:

- das vorhandene Wissen zu strukturieren und auf die zu Verfügung stehenden Werkzeuge (numerische Modelle) zu übertragen,

- die relevanten Randbedingungen und „Startparameter“ zu benennen bzw. hierfür begründbare Annahmen zu treffen, wenn sie nicht bekannt oder ermittelbar sind,

- die ablaufenden Prozesse soweit möglich zu beschreiben,

- die Größenordnung der relevanten Eingangsdaten und ihre Bandbreiten einzugrenzen (Worst-Case, Most-Likely, Best-Case),

- die Unsicherheiten und deren Bedeutung zu benennen.

Die numerischen Modelle haben dann v. a. die Aufgabe, dieses System- und Prozessverständnis zu überprüfen und weiterzuentwickeln. Auf dieser Grundlage können dann Prognosen über das Systemverhalten heute und in Zukunft und unter sich ändernden Randbedingungen erstellt werden.

Es muss klar sein, dass nicht alle Randparameter des Systems bekannt sind bzw. erhoben werden können, weil z. B.

- Messwerte über ein mit Grubenwasser geflutetes System erst in der Zukunft (zumindest theoretisch) erhoben werden können;

- viele der komplexen hydrogeochemischen Prozesse über Jahrhunderte bis Jahrtausende ablaufen und auch noch nicht vollständig verstanden sind;

- Parameter wie z. B. die mineralogische Stoffzusammensetzung der eingebrachten Reststoffe unter In-Situ-Bedingungen (Druck, Temperatur, Einfluss Tiefengrundwasser) vor und während der Bruchhohlraumverfüllung nicht erfasst wurden und heute – zumindest innerhalb der nächsten Jahre und auch nicht repräsentativ – nacherhoben werden können[3];

[3] Hier wären auch Rückstellproben aus der BHV wenig hilfreich, die unter anderen Umweltbedingungen gelagert worden wären.

Deshalb ist eine wichtige Aufgabe im Gutachten – auf Grundlage des hydrogeologisch-hydrogeochemischen Systemverständnisses – Aussagen zu treffen über:

- Plausibilität, Variabilität und Prognoseunsicherheiten der Modellaussagen,
- ggf. Vorschläge zur Behebung der Unsicherheiten und/oder weiterführender Untersuchungen,
- ein Monitoringkonzept, das rechtzeitig Auskunft gibt, ob die Entwicklung wie erwartet verläuft oder die Auslösung von Handlungsoptionen erforderlich ist.

Das hier betrachtete hydrogeologisch-hydrogeochemische System in seiner Gesamtheit reicht bis ca. -1.700 mNHN. Der Kohlenabbau erreichte Tiefen von ca. -1.400 mNHN. Innerhalb dieses Systems bestehen zahlreiche komplexe Wirkungszusammenhänge, die – aus geologischer Sicht – erst vor kurzem begonnen haben, teilweise sehr langsam ablaufen und noch Jahrtausende andauern werden. Die wichtigsten Merkmale dieses Systems sind, Abschn. 3.1):

Aufbau aus sehr unterschiedlichen hydrogeologischen Einheiten (Detailbericht 1):

- flacher quartärer, oberflächennaher Poren-Grundwasserleiter (bis ca. 10 m unter GOK);
- unterlagernder Kluftgrundwasserleiter in der Auflockerungszone des Emscher Mergel (bis ca. 50 m unter GOK);
- zunehmend salinarer Kluftgrundwasserleiter im tiefen Emscher Mergel (bis ca. 230 m unter GOK);
- hoch salinarer Kluft/Karstgrundwasserleiter (v. a. Kalksteine des Turon) (bis ca. 370 bis 420 m unter GOK);
- karbonisches Grundgebirge: Wechsellagerung Sandsteine/Tonsteine/Kohle (hier betrachtet bis ca. 1.700 m unter GOK).

Auswirkungen des jahrzehntelangen Kohlenabbaus in großen Teilen des flözführenden Gebirges und dadurch in der Folge

- Grundwasserabsenkung über die Strecken,
- weiträumige Entwässerung des die Strecken umgebenden Gebirges,
- unverritztes Gebirge und abgebaute Bereiche (Alter Mann) mit einer geringen Durchlässigkeit und geringen Wasserführung,
- in weiten Teilen künstliches Vorflutsystem (offen gehaltene Strecken = Hauptwasserwege) mit hoher Durchlässigkeit und Wasserführung.

Begonnene Flutung der Strecken und des entwässerten Gebirges.

Versatz von ca. 170.000 t gebirgsfremden Stoffen (Bruchhohlraumverfüllung mit Reststoffen (Filterstäube aus der Hausmüllverbrennung) und RAA-Schlämmen), die in komplexen und langfristigen hydrogeochemischen Reaktionen mit dem Tiefengrund-

wasser wie wiederholte Ausfällung, Lösung und Umwandlung von Mineralgemischen stehen.

Um die Wechselwirkungen und Besonderheiten des Systems zu verstehen, ist es zunächst notwendig, die – für die Fragestellung relevanten – geologischen Einheiten zu beschreiben.

3.1 Hydrogeologischer Aufbau

Im Folgenden werden die Schichten, die den Untergrund aufbauen, kurz beschrieben. Es handelt sich von der Erdoberfläche aus gesehen um die Schichten des Quartär und der Kreide, die zusammen das Deckgebirge aufbauen. Darunter liegt das Grundgebirge (Karbon), oft unterteilt in das Flözleere und Flözführende Karbon. Einen Überblick über den geologischen Aufbau gibt das vereinfachte Bohrprofil in Abb. 11 und der hydrogeologische Schnitt in Abb. 12. Das Bearbeitungsgebiet zeigt die Abb. 1.

Als Datengrundlage stehen v. a. zur Verfügung: Fachliteratur, Daten aus der Kohlenvorratsberechnung (KVB) des Geologischen Dienstes NRW, Kenntnisse der Gutachter und Datenauswertung der umfangreichen Unterlagen der BR Arnsberg und der RAG.

3.1.1 Quartär

Das z. T. nur wenige Meter mächtige Quartär ist vor allem aus lehmig-tonigen Sedimenten aufgebaut. Im Bereich der Lippeaue sind auch geringmächtige sandig-kiesige Grundwasserleiter verbreitet.

Gemäß dem Umweltportal NRW (http://www.umweltportal.nrw.de) gibt es im Bearbeitungsgebiet (Abb. 1) keine festgesetzten oder geplanten Entnahmen für die öffentliche Trinkwasserversorgung und keine Heilquellen und damit auch keine festgesetzten oder geplanten Schutzgebiete.

3.1.2 Kreide

Unterhalb des Quartärs folgen die Schichten der Oberkreide. Innerhalb der Oberkreide werden die höher gelegenen tonig-mergeligen Schichten des Emscher Mergel und die darunterliegenden kalkigen Schichten (v. a. Kalke des Cenoman und Turon) unterschieden.

Den repräsentativen geologischen Aufbau im Bearbeitungsgebiet zeigt das Bohrprofil am Schacht Grillo 4 (Abb. 11). Das Deckgebirge hat am Schacht Grillo 4 eine Mächtigkeit von 413 m. Die Schichten sind annähernd horizontal gelagert (Abb. 13), so dass diese Mächtigkeit und der hydrogeologische Aufbau zunächst mehr oder weniger im gesamten Untersuchungsgebiet gelten.

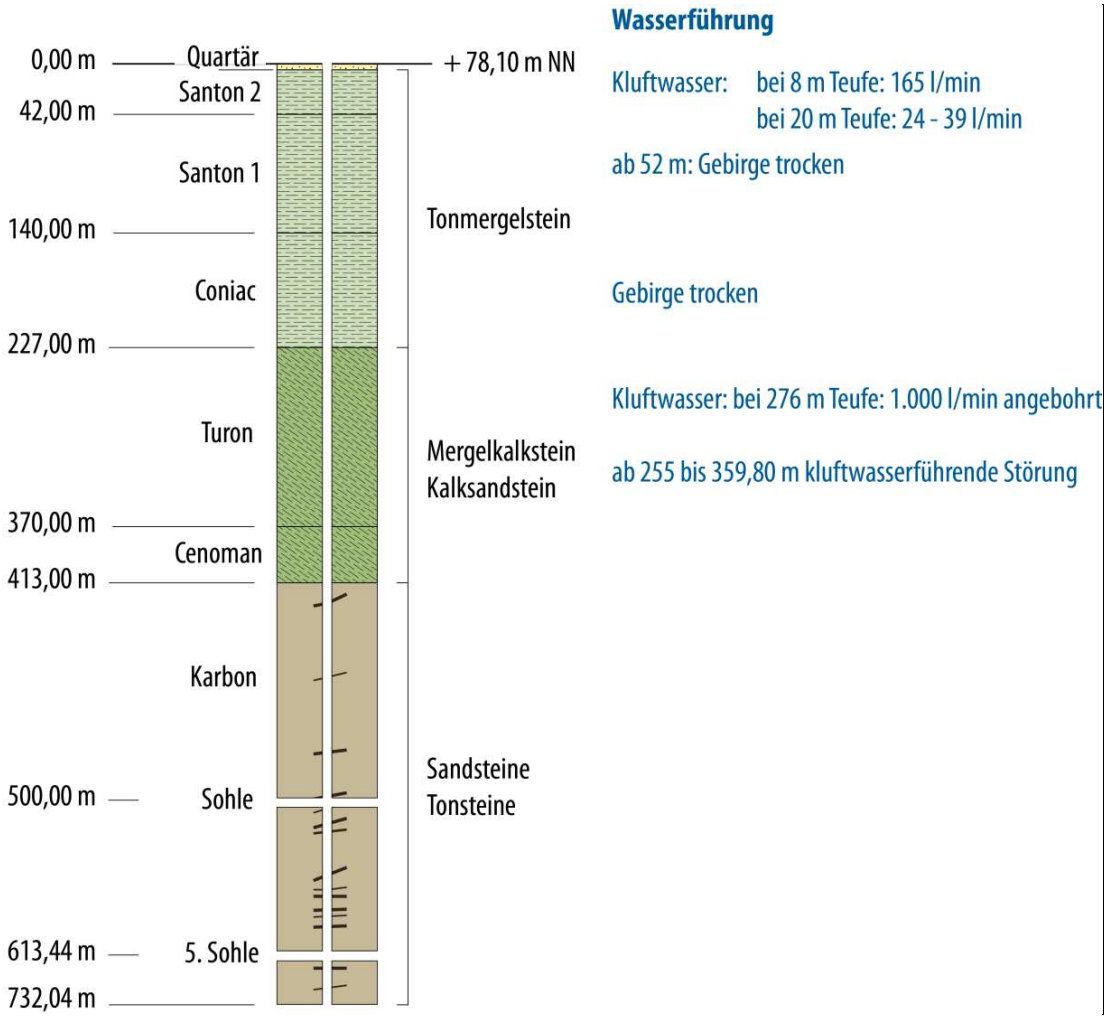


Abb. 11: Vereinfachtes hydrogeologisches Profil Schacht Grillo 4 des Deckgebirges und des Grundgebirges (ahu AG)

3.1.2.1 Emscher Mergel

Bis zu einer Teufe von 227 m ist im Schacht Grillo 4 der Emscher Mergel verbreitet (Abb. 11). Aufgrund der geringen Durchlässigkeiten ist der Emscher Mergel als ein Grundwasserstauer einzustufen. Bei der Bohrung zum Schacht Grillo 4 wurde Grundwasser im oberen Bereich des Emscher Mergel bis zu einer Tiefe von -52 m unter der Geländeoberfläche auf Klüften festgestellt.

Mit zunehmender Tiefe steigt der Salzgehalt im Emscher Mergel schnell an. In der Regel kann man davon ausgehen, dass ab ca. 150 m Tiefe das Grundwasser im Emscher Mergel zu salzig für den menschlichen Genuss ist (Erläuterungen Blatt Münster C 4310). Die hydrochemische Grenze zwischen Süß- und Salzwasser liegt bei 1.000 mg/L Chlorid. Gemäß den Ergebnissen von drei Grundwassermessstellen in der Kreide (45 m, 180 m und 200 m tief) hat das Grundwasser bereits in einer Tiefe von 45 m einen sehr hohen Chloridgehalt von über 10.000 mg/L.

3.1.2.2 Kalksteine des Turon

Ab 225 m bis 413 m wurden Kalksteine mit verschiedenen Beimengungen an Ton (Mergelkalkstein) und Sand (Kalksandstein) im Schacht Grillo 4 erbohrt. Es wurden mehrfach Wasser führende Klüfte erbohrt. Die Mergelkalksteine und Kalksandsteine des Turon und des oberen Cenoman (im Folgenden Kalksteine des Turon) bilden einen mehr oder weniger ergiebigen Kluft- bis Karstgrundwasserleiter

Die Abb. 12 zeigt in der Übersicht einen hydrogeologischen Schnitt NW-SE der RAG. Die Lage des Schnittes ist in der Abb. 1 dargestellt. In diesem Schnitt wird von einem durchgehend verbreiteten Essener Grünsand ausgegangen. Mit zunehmendem Abtauchen der Schichten nach Nordwesten nimmt die Potentialdifferenz zwischen den Grundwasserständen im Emscher Mergel (braune Linie) und den Grundwasserständen im Turon (blaue Linie) sowie der Salzgehalt zu. Während im Bereich der Messstellengruppe Ost 2 die Grundwasserdruckflächen im Emscher Mergel und im Turon noch annähernd auf gleicher Höhe liegen, liegt die Druckfläche des Turon im Bereich der Messstellengruppe Ost 4 schon fast 80 m höher, obwohl das Turon tiefer als der Emscher Mergel liegt. Dies bedeutet gemäß der Abb. 12, dass das Grundwasser im Turon hoch gespannt ist und unter Druck steht. Bei einem „Anbohren“ des Turon steigt das Grundwasser dann bis auf die in der Abbildung 12 dargestellte Höhe. Gegenüber der Basis des Turon beträgt das Druckpotential fast 280 m, trotz des darunterliegenden, weitgehend entwässerten Grundgebirges. Dies zeigt großräumig eine hydraulische Trennung zwischen Grundgebirge und Deckgebirge.

Solange die Druckverteilung im Grundwasser so bleibt, ist kein Grundwasseraufstieg aus dem Karbon möglich. Beim Auftreten von höherdurchlässigen Störungen/Klüften wäre die Fließrichtung aus der Kreide (Turon und Emscher Mergel) in das Karbon gerichtet und nicht umgekehrt.

Eine aufsteigende Potentialverteilung und (bei höheren Durchlässigkeiten) dann auch eine Grundwasserströmung aus dem Karbon in das Deckgebirge wäre erst dann möglich, wenn das Tiefengrundwasser im Karbon höher ansteigen würde als die Grundwasserstände im Turon, also höher als ca. 30 mNHN.

Da es aber großräumig eine weitestgehende hydraulische Trennung zwischen Grundgebirge und Deckgebirge gibt, wären die Grundwassermengen auch bei aufwärtsgerichteten Strömungen sehr klein.

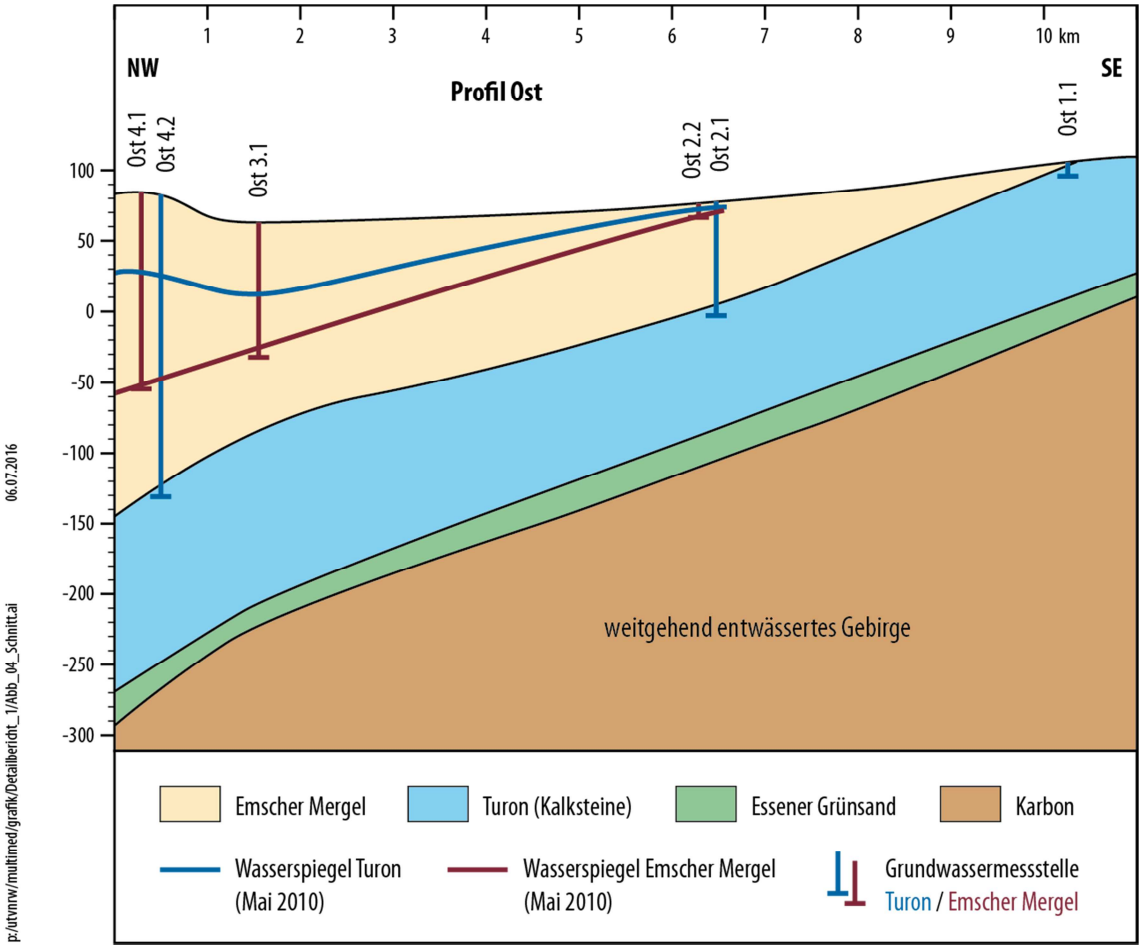


Abb. 12: Hydrogeologischer Schnitt NW-SE (Quelle: RAG, Darstellung: ahu AG)

3.1.2.3 Essen Grünsand

Der Essen Grünsand (Unteres Cenoman) ist ein schluffiger und damit geringdurchlässiger Feinsand, der in der Regel eine hydraulische Trennung zwischen den wasserführenden Kalken des Turon und des Karbon bewirkt. Beim Auffahren der ersten Bergwerke konnte es bei lokalen Fehlstellen oder Geringmächtigkeit des Essen Grünsand (wie z. B. im Standardprofil des GD NRW) oder bei höheren Durchlässigkeiten des Essen Grünsand (wie im Westen des Ruhrgebietes) zu massiven Wassereinbrüchen und dauerhaften Wasserzuläufen kommen.

Der Essen Grünsand (Unteres Cenoman) wurde im Bohrprofil Schacht Grillo nicht explizit erwähnt. Im Standardprofil des GD NRW ist der Essen Grünsand in diesem Bereich nur 0,6 m mächtig. Dies deutet auf eine lokale Fehlstelle hin, was auch die hohen Wasserzutritte im Einzugsgebiet des Victoriadamms erklären würde. Im Einzugsgebiet Ost (im Bereich der BHV) treten diese hohen Wasserzutritte aus dem Deckgebirge nicht auf.

In dem schematischen hydrogeologischen Schnitt der RAG (Abb. 12) wird eine regionale Verbreitung des Essen Grünsand – als Basis des Deckgebirges – mit einer Mächtigkeit von ca. 20 m dargestellt.

Im großräumigen Grundwassermodell wurde dem Deckgebirge eine Gesamttransmissivität (Faktor aus Durchlässigkeit und Mächtigkeit) zugeordnet, so dass die Frage nach der durchgehenden oder nur lokalen Verbreitung und Mächtigkeit des Essen Grünsand für die Modellberechnungen keine Relevanz hat, zumal im Grundwassermodell auch von einem Grundwasserstand weit unterhalb des Deckgebirges ausgegangen wird.

3.1.3 Karbon

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Bochumer Mulde. Die Abb. 13 zeigt ein vereinfachtes geologisches NNW-SSE-Profil durch die Bochumer Mulde. Das Deckgebirge – bestehend aus Quartär und Kreide (Emscher Mergel, Turon/Cenoman) ist zusammenfassend dargestellt. Die Schichten fallen nur mit geringer Neigung nach NW ein. Die schematische Lage der BHV ist in rot dargestellt und liegt im Bereich einer weitgehend horizontalen Lagerung.

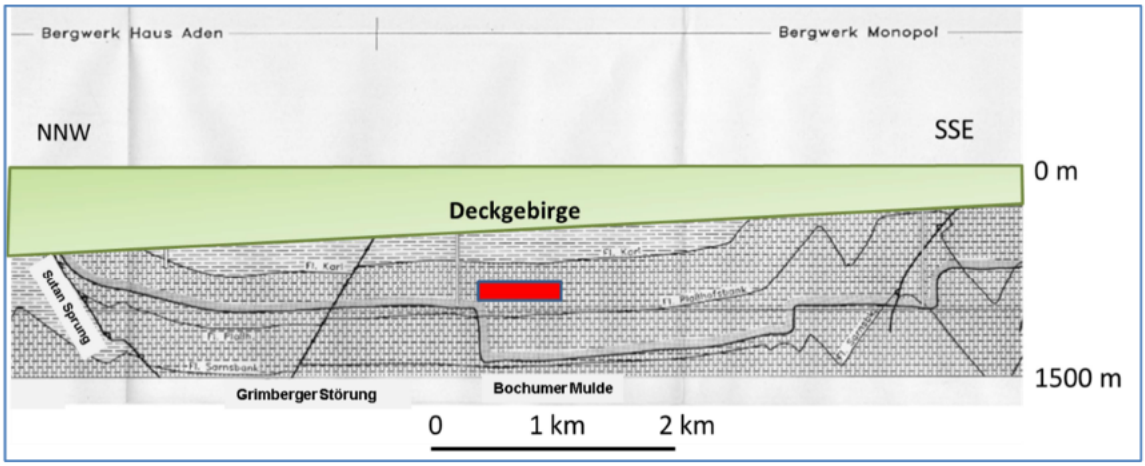


Abb. 13: Vereinfachtes geologisches Profil (NNW-SSE) im Untersuchungsgebiet mit der Lage der Bruchhohlraumverfüllung (WBK 1990)

3.1.3.1 Schichtenfolge des Karbon

Das flözführende Oberkarbon hat eine Gesamtmächtigkeit von ca. 3.000 m. Darin sind ca. 200 Flöze enthalten. Die Mächtigkeit der Flöze beträgt wenige Zentimeter bis 5 bis 6 Meter. Insgesamt wird der Kohleanteil in den Flözen bezogen auf das flözführende Karbon auf 3 bis 5 % geschätzt. Es wird allgemein davon ausgegangen, dass im Nebengestein des flözführenden Karbon fein verteilt noch einmal dieselbe Menge an Kohlenstoff vorkommt (GD NRW 2011). Dies ist wichtig für die Bewertung der Sorptionseigenschaften der Gesteine bezüglich der organischen Schadstoffe PCDD/PCDF und PCB (Detailbericht 6).

Die einzelnen Flöze wurden in sog. Cyclothemen abgelagert. Dies ist eine regelmäßige Abfolge von Flöz, Ton- und Schluffsteinen, Sandsteinen/Konglomeraten, Schluffstein, Tonstein und dem nächsten Flöz. Die einzelnen Ton- und Schluffsteinlagen haben eine geringere Durchlässigkeit als die Sandsteinlagen, die auch geklüftet sein können. Die Mächtigkeit eines Cyclothems beträgt im Durchschnitt 7 bis 10 m.

In der Bohrung Schacht Grillo 4 wurden ca. 20 größere Kohleflöze angetroffen. Im Bereich der Baufelder Monopol E1-E3 wurden insgesamt 10 Flöze abgebaut. Zwischen dem Abbau im Flöz Grimberg 2/3, wo die BHV erfolgte und dem Abbau im darunterliegenden Flöz Röttgersbank besteht ein Abstand von ca. 600 m.

3.1.3.2 Störungen im Karbon

Entlang von Störungsflächen können höhere, aber auch geringere Durchlässigkeiten als im umgebenden Gebirge auftreten.

Eine der Anforderungen an einen BHV-Bereich war der Nachweis der Freiheit von Störungen. Das Gebirge oberhalb der Bruchhohlraumverfüllung wurde fast flächig mit den Flözen der Zollvereinsgruppe durchbaut. Dabei wurden „*keine Wasser führenden Störungen festgestellt und größere, unbekannte Störungen, die potentielle Wasserwege darstellen können, sind nicht zu erwarten*“ (Thein & Klingel 1995).

Im Untersuchungsgebiet treten drei große NNW-SSE verlaufende Störungen auf, die die einzelnen Schollen begrenzen. Vor allem dier Königsborner Sprung ist von Bedeutung, da sie am nächsten an einer BHV liegt.

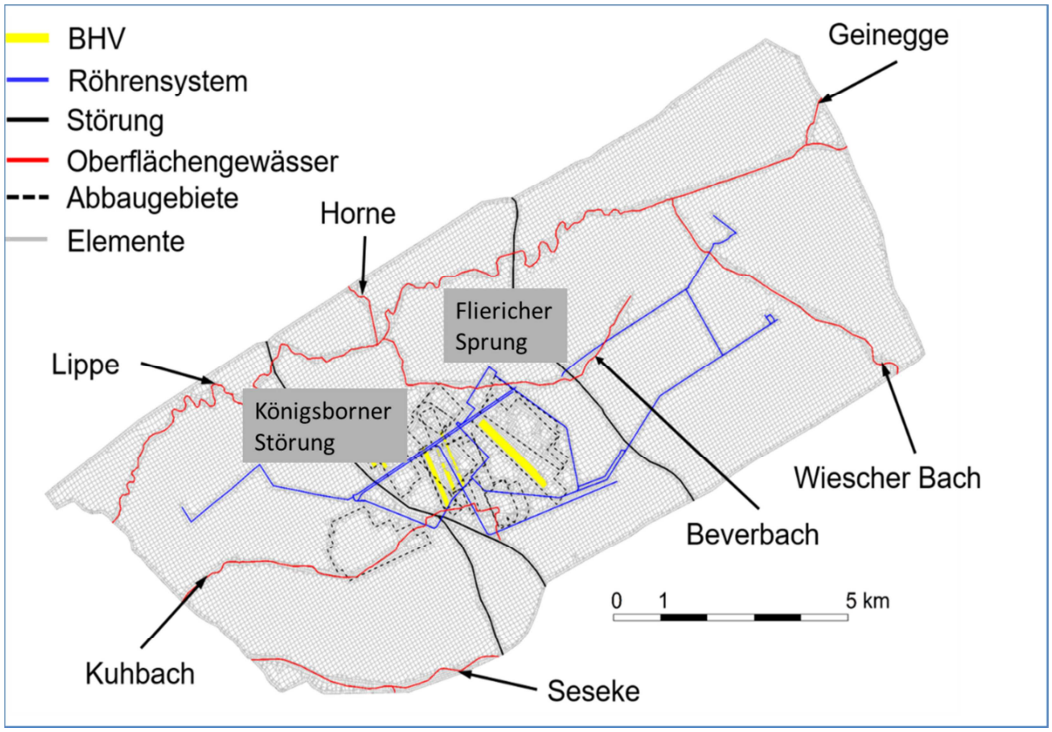


Abb. 14: Hauptstörungssysteme im Bereich der BHV (Darstellung delta h)

Da die Durchlässigkeit des Königsborner Sprung nicht bekannt ist, wurde in den Grundwasserströmungsmodellierungen für den Königsborner Sprung eine sehr hohe Durchlässigkeit von 1 x 10^{-5} m/s angenommen und die Bedeutung für das Grundwasserfließsystem gezeigt (Detailbericht 5).

Für die Betrachtung der Ausbreitung sind die Entfernungen zwischen den BHV-Bereichen und den Wegsamkeiten (Störungen und Wasserwege) wichtig:

Die kürzeste Entfernung zwischen der BHV (Bauhöhen Gb16 und Gb17) zum Königsborner Sprung beträgt 200 Meter.

Die kürzeste Entfernung von der BHV (Bauhöhen Gb16 und Gb17) über den Königsborner Sprung zu einer offenen Strecke, die dann zur ZWH führt, beträgt 266 m. Diese offene Strecke liegt in einer Tiefe von ca. 960 m.

Die kürzeste Entfernung zwischen der BHV (Bauhöhen Gb1, Gb2 und Gb31) zu dem Röhrensystem beträgt 139 Meter, von der Bauhöhen Gb16 aus sind es 126 m.

Hierbei ist zu beachten dass die Hauptmasse der BHV und damit der eingebrachten Schwermetalle weiter von der Störung und dem Röhrensystem entfernt liegen (Abb. 14). Über die Grundwassermodellierungen wird für das gesamte Röhrensystem über die Zeit aufsummiert, welche Schwermetallfrachten in das Röhrensystem – ob über eine Störung oder über die Durchströmung des Gebirges – gelangen.

3.1.3.3 Tiefengrundwässer

Tiefengrundwasser ist das Grundwasser, was bereits vor dem Auffahren der Bergwerke (BW) in den Klüften und Poren des Steinkohlengebirges vorhanden war und aufgrund der weiträumigen Überdeckung durch gering durchlässige Schichten nicht unmittelbar durch Zusickerung aus der Grundwasserneubildung ergänzt wird. Es sickert auch heute noch dem BW zu und wird nach einer Flutung langfristig das Wasser sein, das mit der Bruchhohlraumverfüllung (BHV) in Kontakt kommt. Dieses Tiefengrundwasser ist immer hoch mineralisiert und die Mineralisation nimmt mit der Tiefe zu.

Die Auswertungen des Chemismus der Tiefengrundwässer sind deshalb relevant, weil bei den hydrogeochemischen Modellierungen (Detailbericht 4) eine Annahme für die Zusammensetzung eines unbeeinflussten Tiefengrundwassers getroffen werden muss.

Alle verfügbaren Unterlagen der RAG, der DMT und sonstiger Gutachter sowie allgemeine Literatur wurden hinsichtlich ihrer Verwertbarkeit geprüft. Es wurden die Originaldaten, soweit verfügbar nochmals einer eigenen Auswertung unterzogen (Detailbericht 3).

Es können folgende Wässer definiert werden (Detailbericht 3):

„RAG-Wasser“

In der Machbarkeitsstudie und vielen Studien aus der Zeit vor der Verbringung der Reststoffe wurden Elutionsversuche durchgeführt. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurde für die Studien durch die RAG in Zusammenarbeit mit dem Landesumweltamt

und der Ruhr-Universität Bochum ein standardisiertes, sog. „RAG-Wasser“ definiert (Paas 1997). Wilke und Dartsch (1995) verweisen darauf, dass dessen Zusammensetzung „*zwischen den beteiligten Stellen Mitte 1992 vereinbart wurde*“. Dieses Wasser sollte den Hauptbestandteilen eines Tiefenwassers in der Tiefe der Bruchhohlraumverfüllungen (Teufe - 800 m) entsprechen. Allerdings enthält dieses RAG-Wasser nur eine Auswahl von Stoffen, u. a. keine Schwermetalle.

Untersuchungen zum Tiefengrundwasser (Wedewardt 1995)

Als wichtigste und verlässliche Datenquelle für Aussagen über die Hydrochemie der tiefen Grundwässer und Grubenwässer wurde Wedewardt (1995) identifiziert.

Die in der Arbeit enthaltenen Analysenergebnisse sind die einzigen nachvollziehbaren Werte, zumal die Arbeit als Dissertationsschrift an der Universität Bonn durch die Promotionskommission hinsichtlich ihrer wissenschaftlichen Qualität geprüft wurde (Detailbericht 3). Sie werden deshalb als geogene Hintergrundwerte für die weiteren Betrachtungen herangezogen.

Von Wedewardt (1995) liegen gut dokumentierte und vom LFH überprüfte Analysen von zutretendem, weitgehend unbeeinflusstem Tiefengrundwasser vor. Der untersuchte Parameterumfang bei Wedewardt (1995) ist deutlich größer als beim RAG-Wasser.

Für die weiteren Betrachtungen wurden zwei Wässer definiert:

1. Mittelwert der validierten Analysen („Wedewardt Mittelwert“). Der Mittelwert der einzelnen Parameter wurde aus 7 Proben aus Teufen von - 689 bis - 957 mNHN nach Wedewardt, 1995 berechnet.

2. Typische Analyse aus ca. -800 mNHN Tiefe aus dem BW Haus Aden („Wedewardt Z2“).

Die hydrogeochemischen Modellierungen (Detailbericht 4) erfolgten mit RAG-Wasser, um die Vergleichbarkeit zu früheren Untersuchungen herzustellen, und dem realen Tiefengrundwasser Wedewardt Z2, um das Freisetzungspotential möglichst realistisch darzustellen.

Das Tiefengrundwasser ist generell gekennzeichnet durch eine hohe Mineralisation, vor allem einen hohen Gehalt an NaCl und eine entsprechend hohe Leitfähigkeit und erhöhte Dichte. Die Temperatur beträgt in -800 mNHN im Mittel ca. 30 Grad Celsius. Beispielhaft ist in Abb. 15 der NaCl-Gehalt in Abhängigkeit der Tiefe dargestellt.

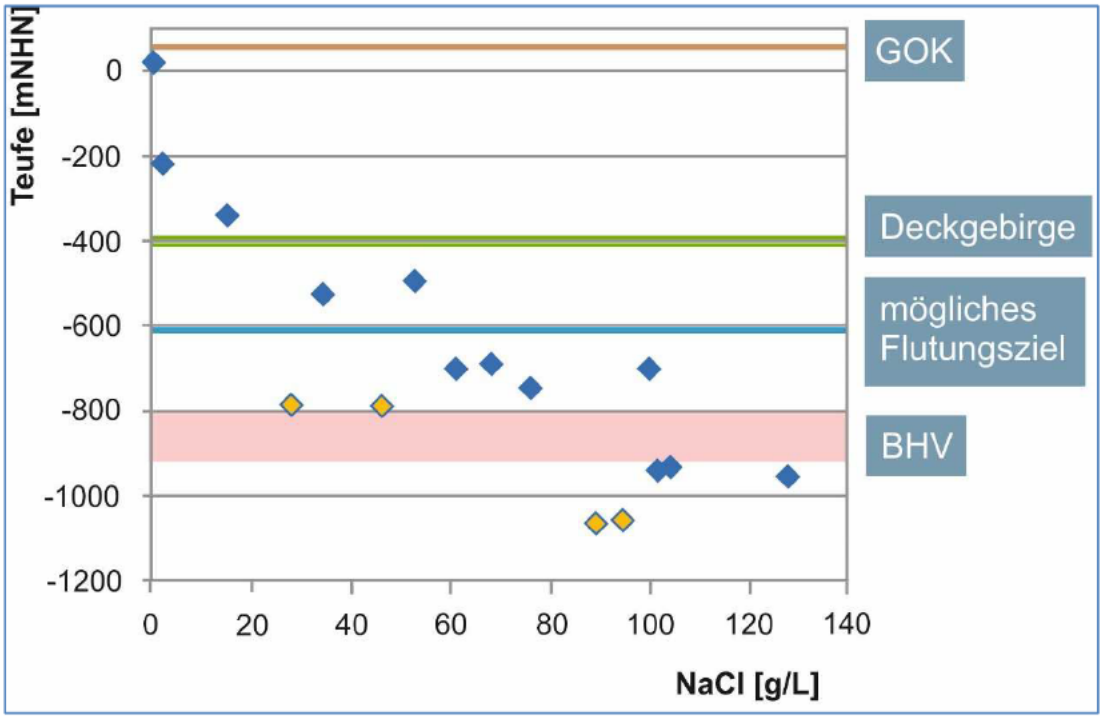


Abb. 15: Teufenabhängige Verteilung der NaCl-Konzentration, Haus Aden/Monopol (gelb = nicht repräsentative Proben, Erläuterung s. Detailbericht 3, Quelle: LFH)

3.2 Hydrogeologisches Fließsystem

3.2.1 Aktuelles hydrogeologisches Fließsystem

In den Kapiteln zuvor wurden die natürlichen „Bausteine“ des hydrogeologischen Systems mit ihren Eigenschaften und ihrer Verbreitung beschrieben.

Im Bereich der BHV besteht jedoch kein natürliches Fließsystem (mehr), sondern es gibt eine Reihe von anthropogenen Veränderungen, die einen großen Einfluss auf das hydrogeologische Fließsystem haben und haben werden.

Vor dem Bergbau nahm das tiefe, hochsalinare (und schwere) Tiefengrundwasser kaum am Fließsystem teil. Lediglich an einigen Solequellen am Südrand des Münsterlandes trat Tiefengrundwassers zu Tage. Durch den Bergbau erfolgte zum einen eine Entwässerung des Tiefengrundwassers bis in eine Tiefe von -1.400 mNHN und zum anderen wurden künstliche Wegsamkeiten mit einer hohen Durchlässigkeit geschaffen, die im Rahmen des Grubenwasserkonzepts auch möglichst lange erhalten bleiben sollen, um eine gezielte Führung des Grubenwassers zu gewährleisten.

Im Folgenden wird das aktuelle hydrogeologische Fließsystem näher beschrieben.

Das hydrogeologische System, in dem die Bruchhohlraumverfüllung liegt, besteht aus mindestens zwei übergeordneten Einheiten: dem Deckgebirge (Quartär und Kreide) und dem Grundgebirge (Karbon).

Das **Deckgebirge** ist überwiegend aus dem geringdurchlässigen Emscher Mergel aufbaut. In seiner Auflockerungszone, bis ca. 30 m Tiefe können wassergefüllte Klüfte auftreten (Kluftgrundwasserleiter), die auch mehr oder weniger mit überlagernden quartären Sedimenten (Porengrundwasserleiter) hydraulisch in Kontakt stehen können. Mit der Tiefe sinken die Durchlässigkeit und Wasserführung schnell ab. Wenn Wasser angetroffen wird, erfolgt dies auf tiefergreifenden Klüften. Die Mineralisation ist ab einer Tiefe von ca. 45 m bereits deutlich erhöht und beträgt gemäß tiefer Grundwassermessstellen der RAG bereits über 10.000 mg/L Chlorid (ca. 1/3 der Meerwasserkonzentration).

Unterlagert wird der Emscher Mergel von Kalken und Kalkmergelsteinen des Cenoman und Turon. Wenn diese Schichten oberflächennah auftreten, sind sie oft erheblich verkarstet. Unter mächtiger Bedeckung durch den Emscher Mergel wird zwar immer wieder eine höher mineralisierte Wasserführung auf Klüften festgestellt, aber es gibt keine Hinweise für eine durchgehende Verkarstung und die Ausbildung eines regionalen Tiefen-Grundwasserleiters (ahu 2012).

Das Fließsystem im vom Bergbau durchörterten **Grundgebirge** ist am ehesten mit einem Doppelkontinuum aus Röhren und Matrix zu vergleichen, in dem auch über die Röhren fast der gesamte Wasserumsatz erfolgt. Die Gesteinsmatrix, das umgebende Gebirge, nimmt aufgrund der erheblich geringeren Durchlässigkeit (mindestens 10.000.000-fach geringere Durchlässigkeit) kaum am Wasserumsatz teil. Dies betrifft auch die verbrochenen Abbaubereiche (Alter Mann), die nach einer gewissen Zeit fast dieselbe geringe Durchlässigkeit wie das nicht durchbaute Gebirge haben (1×10^{-8} m/s (GRS 1998) bis 5×10^{-8} m/s (Detailbericht 5). Der Nahbereich um die Strecken (Röhren) herum ist durch den jahrzehntelangen Bergbau ebenfalls teilweise entwässert.

Das Fließsystem ähnelt damit einem Karst-Grundwasserleiter, der auch aus Röhren (Höhlen und Gesteinsmatrix) aufgebaut wird. Anders als in einem natürlichen Karstsystem ist die zukünftige Entwässerungsfunktion der Grubengebäude jedoch künstlich angelegt und geplant (Abb. 16). Dies betrifft vor allem die BW, die seit Mitte der 1990er Jahre abgeworfen wurden, wie auch das Einzugsgebiet Ost der Wasserprovinz Haus Aden (Abb. 16). Hierzu gehören mehrere Elemente:

- Offene Strecken mit Querschnitten bis zu 20 m^2 (Abb. 18). In Abb. 17 sind es sogar 35 m^2 – 40 m^2.
- Schotterschicht: Alle gleisgebundenen Strecken sind geschottert. Die Mächtigkeit beträgt mind. 10 cm. Selbst bei einer langfristig zusammengesunkenen Röhre soll der Schotter dann noch eine Grundwasserströmung ermöglichen (Abb. 17).
- Zusätzliche ein bis zwei Rohrleitungen (DN 300 bis DN 500) mit regelmäßigen Wasserzutrittsmöglichkeiten. Über diese Rohre soll das Grubenwasser fließen, wenn die Strecken langfristig verbrochen und vollständig verschlossen sind (Abb. 19).
- Abgedämmte Strecken mit Einfluss auf den Wasserfluss.

Das zukünftige Röhrensystem für den östlichen Teil der Wasserprovinz Haus Aden ist in der Abb. 16 dargestellt. Es zeigt die Haupt- und Nebenwasserwege (Zubringer), einige Schächte und Dämme sowie die BHV-Bereiche.

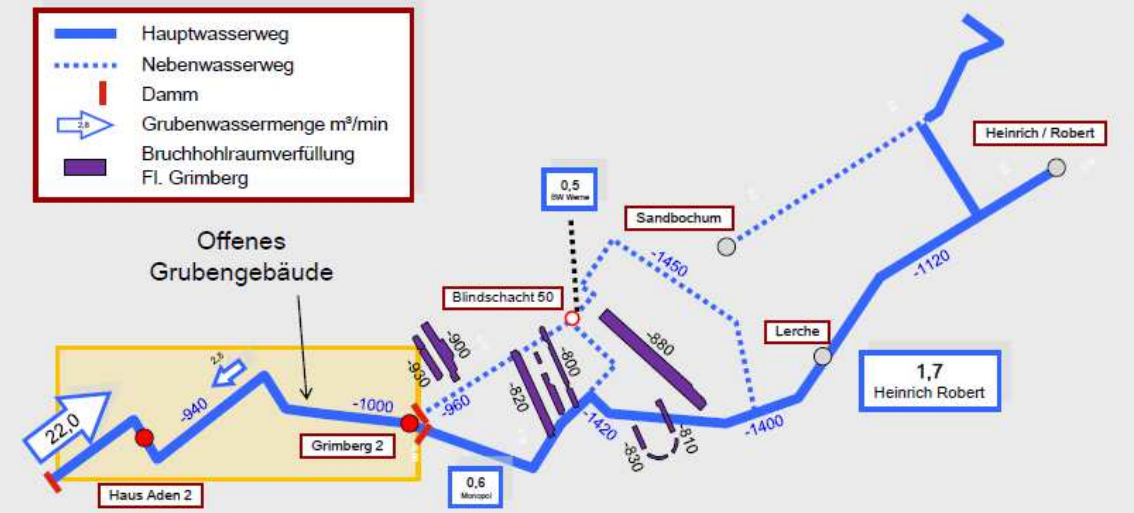


Abb. 16: Röhrensystem Wasserprovinz Haus Aden mit den zukünftigen Grubenwasserflüssen in m^3/min nach dem Grubenwasseranstieg (Quelle: RAG)

Die Zentrale Wasserhaltung (ZWH) befindet sich auf Haus Aden 2. Hier werden zzt. nur die Wässer aus dem westlichen Einzugsgebiet Victoriadamm angenommen, welches hier nur mit einem Pfeil dargestellt ist (Zufluss im Durchschnitt 22 m^3/min). Zukünftig, nach dem zugelassenen Grubenwasseranstieg bis auf -960 mNHN wird auch aus dem Einzugsgebiet Ost Grubenwasser in einer Menge von ca. 2,8 m^3/min der ZWH zuströmen. Die Hauptwasserführung im Einzugsgebiet Ost verläuft ca. 600 m unterhalb der BHV (Abb. 16) auf einem Niveau von -1.400 mNHN. Die BHV liegt zwischen -820 mNHN und -930 mNHN. Ein Nebenwasserweg vom Blindschacht 50 zum Schacht Grimberg 2 wurde an beiden Stellen verdämmt.



Abb. 17: Röhrensystem, geschotterter Hauptwasserweg im BW Auguste Victoria (Foto: RAG)



Abb. 18: Röhrensystem, Hauptwasserweg im BW Haus Aden/Monopol (Foto: RAG)



Abb. 19: Rohrleitung DN 500 mit Unterbrechungen und definierter Zutrittstelle unter der Kiesschüttung (Foto: RAG)



Abb. 20: Hydraulische Anbindung des Röhrensystems an das Gebirge durch einen offenen Ausbau (Foto: RAG)

Hydraulische Anbindung der Röhren an die Gebirgsmatrix

Da die Wände des Röhrensystems nicht wasserdicht ausgebaut sind, bestehen Zutrittsmöglichkeiten von Grundwasser aus dem umgebenden Gebirge (Matrix) in die Röhren (Abb. 20). Aufgrund der mindestens 10.000.000-fach geringeren Durchlässigkeit der Matrix und des Alten Mannes (Detailbericht 5) sind die Fließmengen in der Gebirgsmatrix auch erheblich geringer.

Ausnahmen sind Wasserzutritte an Klüften. Diese oft dauerhaft fließenden Zuläufe haben wahrscheinlich auch Kontakt zu geklüfteten Sandsteinlagen mit einer gewissen Wasserführung. Die unterschiedlichen Durchlässigkeiten der Sandstein- und Tonsteinschichten werden im Grundwassermodell berücksichtigt.

Dämme

Im Bergwerksbetrieb wurden mit Fortschreiten des Abbaus nicht mehr genutzte Bereiche (abgeworfene Bereiche) abgedämmt, damit vor allem die Luftströmung (Wetter) gezielter geführt werden konnte und aus abgeworfenen Bereichen keine Grubengase austreten konnten. Bei gasreichen Kohlen liegen die Abstände bei 25 m und darunter (z. B. Prosper Haniel). Dies erfolgte durch mehrere tausend Dammbauwerke, die in der Regel aus Beton – gemäß den entsprechenden Regelwerken und auf Grundlage von

Betriebsplanzulassungen – errichtet wurden. Dadurch wurde sukzessive in den die Abbaue begleitenden Strecken eine Kaskade von Barrieren geschaffen, die auch bei einem Verbleib von Hohlräumen in langfristig zusammengedrückten Strecken eine durchgehende Durchlässigkeit einschränkt. Bei Dämmen, durch die eine spätere Wasserführung erfolgen soll, wird vor dem Rückzug aus dem BW eine aufgeschraubte Platte entfernt. Die Lage der Dämme wurde im Grundwassermodell berücksichtigt.

Dauerhaftigkeit/Wasserwegsamkeit des Röhrensystems

Die Dauerhaftigkeit des Röhrensystems kann nur abgeschätzt werden, da seit langem abgeworfene Bergbaubereiche nicht mehr zugänglich sind. Die folgenden Punkte lassen vermuten, dass erhöhte Wasserwegsamkeiten aber über mehrere Jahrzehnte bis Jahrhunderte bestehen bleiben werden:

Die Entwässerung der seit längerem abgeworfenen Grubenbereiche aus den 1930er Jahren wie z. B. das Einzugsgebiet des Victoriadamms mit der Überleitung aus den BW Gneisenau und BW Hansa funktioniert.

Die meisten Strecken bestehen seit mehreren Jahrzehnten und erfolgten im Gleitbogenausbau. Der Gleitbogenausbau wurde in seiner ersten Ausführungsform Anfang der 1930er Jahre entwickelt und eingesetzt. Das heutige Profil des Gleitbogenausbaus wurde 1970 eingeführt, daher die Bezeichnung TH-70. In der Regel erfolgt kein Zusammendrücken der Firste, sondern ein langfristiges langsames „Hochdrücken“ der Streckensohle durch den Gebirgsdruck. Im Betrieb wurden deshalb regelmäßig die Sohlen wieder abgeschoben. Es ist das Ziel des sohlenoffenen Bogenquerschnitts, die Firste zu stabilisieren und Verformungen aus der Sohle zuzulassen. Dies gelingt in der Regel, da die freie Knicklänge der Sohle wesentlich größer ist als in der Firste (Podjadke, Witthaus, Bartel 2008).

Die langfristig genutzten Strecken (Ausrichtungsstrecken), die zentrale Bedeutung für das Bergwerk haben, wurden so ausgebaut (z. B. durch Vollringausbau), dass sie ähnlich wie ein Tunnelbauwerk weitestgehend dauerhaft unverändert bleiben. Als Beginn dieser Technik der mechanisierten Gesteinsstreckenauffahrung (mit Vollschnittmaschinen) wird eine Auffahrung auf dem Bergwerk Minister Stein in der Zeit 1971 bis 1973 gesehen (Stadie 1987).

Zusätzliche Rohrleitungen (DN300 bis DN500) mit regelmäßigen Wasserzutrittsmöglichkeiten. Über diese Rohre soll das Grubenwasser fließen, wenn die Strecken verbrochen und vollständig verschlossen sind (Abb. 19).

Schotterschicht (mind. 0,1 m): Selbst bei einer langfristig zusammengesunkenen Röhre soll der Schotter noch eine Grundwasserströmung ermöglichen (Abb. 17).

Nach einem Grubenwasseranstieg ist das Tiefenwasser fast sauerstofffrei. Dies minimiert die Korrosion des Streckenausbaus.

Bei einer langfristig verringerten Durchlässigkeit des Röhrensystems wird erwartet, dass die Grubenwassermengen in der ZWH abnehmen und eine langsame Ausbreitung im Tiefengrundwasser zunimmt. Die Auswirkungen einer langfristig verringerten Durchlässigkeit des Röhrensystems wird anhand weiterführender Grundwassermodellierungen in Teil 2 des Gutachtens untersucht (Detailbericht 5 und Kap. 21).

3.2.2 Wasserprovinz Haus Aden

Die Wasserprovinz Haus Aden gliedert sich in drei Bereiche (Abb. 21);

1) Einzugsgebiet Victoriadamm (derzeit Grubenwasseranstieg gestoppt);

2) Einzugsgebiet Ost (derzeit Grubenwasseranstieg), zugelassen bis -960 mNHN;

3) zugängliche Bereiche zwischen Haus Aden 2 und Schacht Grimberg 2.

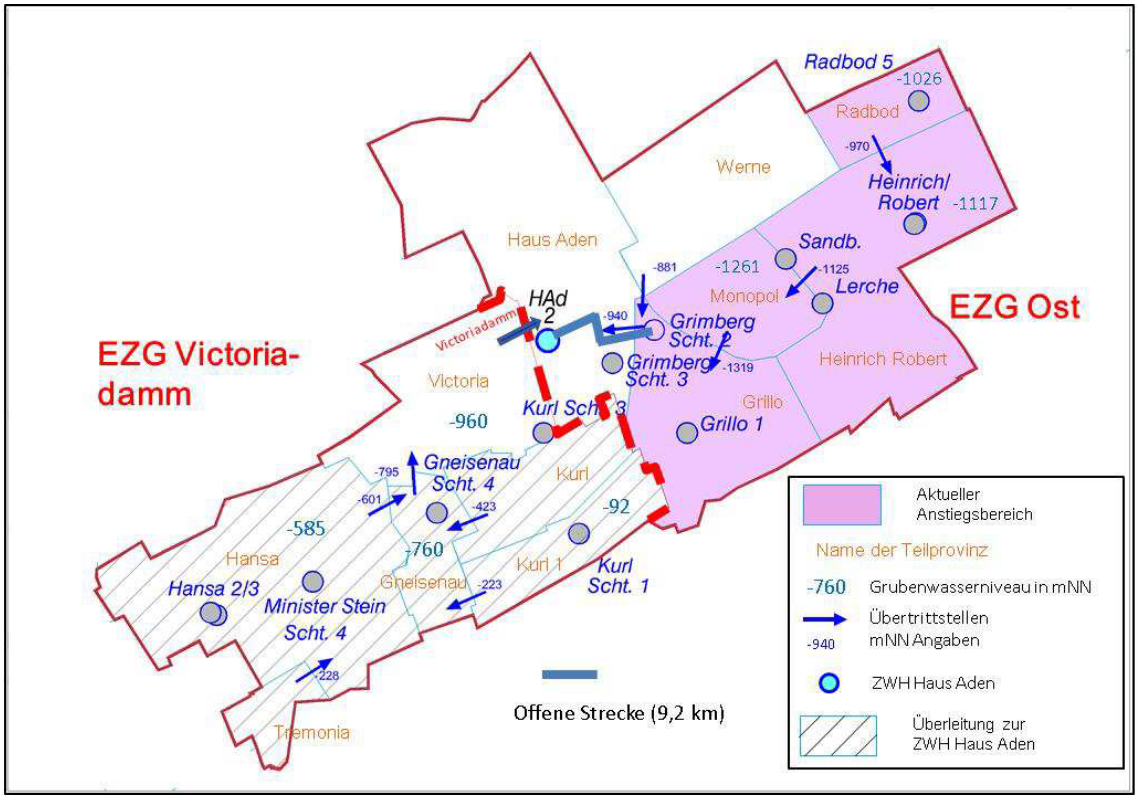


Abb. 21: Wasserprovinz Haus Aden mit dem Einzugsgebiet Victoriadamm, Einzugsgebiet Ost, Grubenwasserständen und Übertrittstellen zwischen den Teilprovinzen (Stand 2016) (Quelle: RAG)

Die Teilprovinzen, aus denen das derzeit geförderte Grubenwasser im Einzugsgebiet Victoriadamm stammt, werden im Folgenden mit Stand 2016 beschrieben.

Der Victoriadamm liegt im nordöstlichen Bereich der Teilprovinz Victoria (Abb. 21). Die Bereiche Victoria 1/2/3/4 werden zusammenfassend als Teilprovinz Victoria betrachtet. Am Victoriadamm werden auf einer Höhe von -960 mNHN zzt. Grubenwässer in Höhe

von ca. 22 m³/min angenommen und über eine geschlossene Leitung nach über Tage gepumpt und dann in die Lippe eingeleitet[4].

Hinter dem Victoriadamm steht im Baufeld Victoria ein geflutetes Resthohlraumvolumen von ca. 4 Mio. m³ an, das seit Ende der 1990er Jahre eingestaut ist. Die Abbautiefen reichten hier bis ca. -1.460 mNHN. Die wassererfüllte Mächtigkeit im BW Victoria beträgt damit ca. 500 Meter. Diese mehrere 10er Kilometer langen wassergefüllten Strecken dienen aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeit auch als Beruhigungsstrecke zur Sedimentation schwebender Partikel[5].

Weitere 22 Mio. m³ Wasser sind in den übrigen Teilprovinzen bereits eingestaut, die im Folgenden beschrieben werden (blaue Bereiche in Abb. 22). Zwischen den Teilprovinzen bestehen große Potentialunterschiede. Zudem werden die ehemaligen, höherliegenden Abbaue, die noch nicht geflutet sind, von Wasser aus dem Deckgebirge durchströmt (Abb. 22).

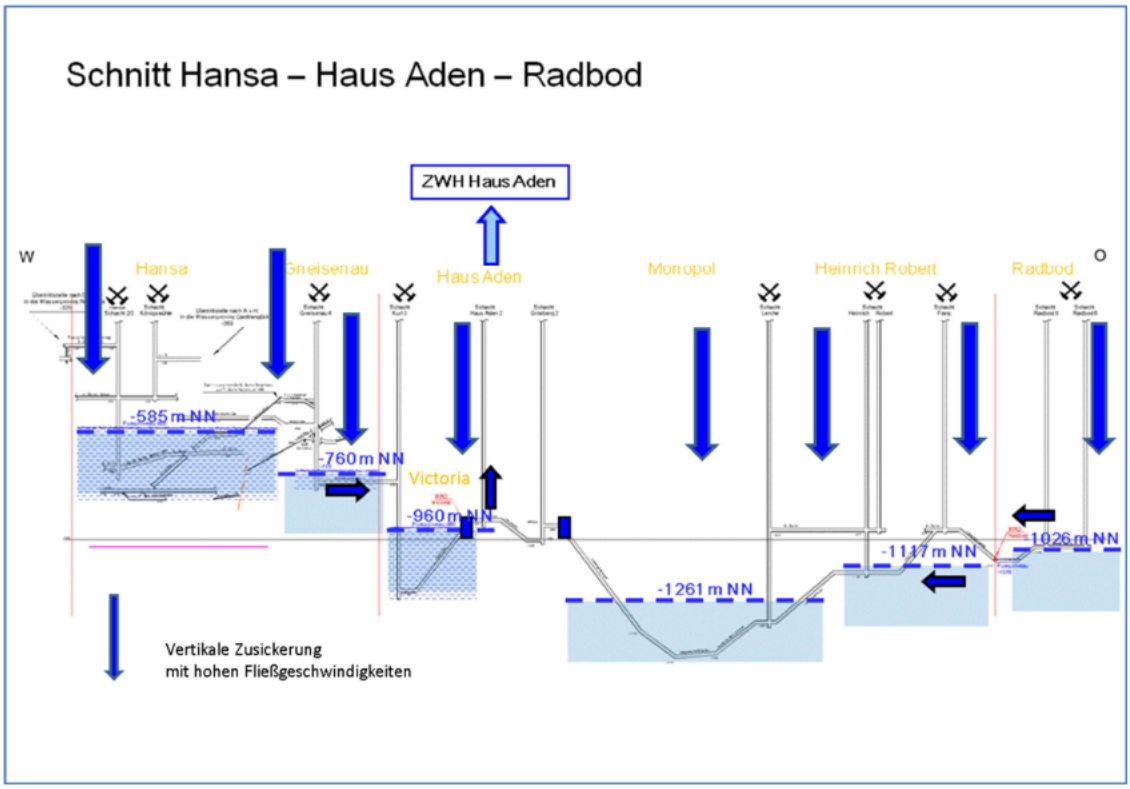


Abb. 22: Potentialdifferenzen Stand 3/2016 zwischen den Teilprovinzen und bereits eingestaute Bereiche (hellblau) und Zusickerungen aus dem Deckgebirge (Quelle: RAG, Ergänzung ahu AG)

[4] Die aktuelle Grubenwasseranalyse ist im Detailbericht 3 dargestellt. An dieser Grubenwassereinleitung wurde auch die PCB-Untersuchungskampagne des LANUV in 2015 durchgeführt.

[5] Wie in Abschnitt 15.1.2 auf Seite 163 ausgeführt wird, reichen auch diese langen Beruhigungsstrecken nicht aus, um sehr kleine Partikel zu sedimentieren, so dass das Grubenwasser noch ca. 4 bis 11 mg/L Schweb enthält (Messung Victoriadamm 18.02.2016 und LANUV Sondermessprogramm 2015).

Der Abbau im BW Hansa reichte von -167 mNHN bis -974 mNHN. Das Grubenwasser steht derzeit bei -585 mNHN.

Die Übertrittstelle in die Teilprovinz Gneisenau liegt bei -601 mNHN. Das Grubenwasser überwindet dann kaskadenartig eine Höhendifferenz von ca. 160 m bis auf das Niveau von -760 mNHN in Gneisenau. Dies erfolgt über wassergefüllte Strecken, wahrscheinlich aber auch in offenen Gerinnen mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten. Die Grubenwassermenge, die in die Teilprovinz Gneisenau überströmt, beträgt ca. 1,7 m^3/min.

3.2.3 Teilprovinz Gneisenau

In der Teilprovinz Gneisenau reichte der Abbau von -290 mNHN bis ca. -787 mNHN. Bereits beim Auffahren des BW im Jahr 1875 soff die Grube aufgrund starker Wasserzutritte aus dem Deckgebirge zunächst ab. Bis heute strömen große Wassermengen in Höhe von ca. 11 m^3/min aus dem Deckgebirge in das BW Gneisenau. Deshalb stammt auch heute noch ein Großteil der am Victoriadamm angenommenen Grubenwässer aus der Teilprovinz Gneisenau. Das Grubenwasser überwindet eine Schwelle bei -509 mNHN im BW Scharnhorst und fließt dann – wahrscheinlich auch über offene Gerinne – kaskadenartig in den nördlichen Bereich der Teilprovinz Gneisenau bis auf das Niveau von -760 mNHN (Abb. 22).

3.2.4 Teilprovinz Kurl

Auch in der Teilprovinz Kurl kommt es zu großen Wasserzutritten aus dem Deckgebirge in Höhe von ca. 6,5 m^3/min. Der Wasserstand in Kurl liegt bei ca. -423 mNHN, also im Bereich der Übertrittstelle nach Gneisenau.

Das Wasser überwindet dann kaskadenartig – und wahrscheinlich auch über offene Gerinne – einen sehr großen Höhenunterschied von 390 m auf dem Weg zum Victoriadamm. Die Fließmengen liegen dann ungefähr bei 7 m^3/min.

3.2.5 Teilprovinz Kurl 1

Auch in der Teilprovinz Kurl 1 kommt es zu großen Wasserzutritten aus dem Deckgebirge. Der Wasserstand in Kurl 1 liegt bereits bei -92 mNHN, das heißt das gesamte BW ist bereits bis ins Deckgebirge hinein eingestaut. Das Deckgebirge liegt hier bei -108 mNHN. Das BW wurde bereits 1930 stillgelegt.

Das Wasser fließt dann kaskadenartig – und wahrscheinlich auch über offene Gerinne – über den Übertritt bei -223 mNHN zum BW Gneisenau (-509 mNHN) und weiter zum Victoriadamm (-960 mNHN). Die Fließmengen liegen ungefähr bei 2 m^3/min.

3.2.6 Einzugsgebiet Ost

Das Einzugsgebiet Ost wird aufgebaut durch die Teilprovinzen Haus Aden, Werne, Grillo, Monopol, Heinrich Robert und Radbod.

Aus dem östlichen Bereich wird noch kein Grubenwasser angenommen. Das Grubenwasser befindet sich hier im Anstieg und steht derzeit bei ca. -1.117 mNHN in der Teilprovinz Heinrich Robert und -1.026 mNHN in der Teilprovinz Radbod 5. Sobald das Grubenwasser in einigen Jahren auch in den Teilprovinzen einen Wasserstand von ca. -600 mNHN und in der ZWH von -670 mNHN erreicht, soll das gesamte Grubenwasser in der ZWH (Zentrale Wasserhaltung) abgepumpt und in die Lippe eingeleitet werden. Zwischen den Teilprovinzen und der ZWH ist ein Gefälleunterschied erforderlich, damit das Wasser zur ZWH fließt. Der vgl. große Gefälleunterschied von ca. 70 m ist eine Abschätzung der Gutachter, die sich aus den Untersuchungen zum Grubenwasserkonzept und dem Grundwassermodell ergeben. Es ist keine Empfehlung eines Pumpniveaus in der ZWH. Welche Gefälle sich letztlich im Röhrensystem einstellen, kann nach einem Anstieg gemessen werden. Aufgrund der ausgebauten, gut durchlässigen Verbindungen zwischen den Teilprovinzen (Röhrensystem) werden deutlich geringere Gefälleunterschiede als im Einzugsgebiet Victoriadamm erwartet. Die sich einstellenden Grubenwasserstände werden durch Lotungen an einzelnen Messpunkten durch die RAG erfasst.

Es wird mit einem Zustrom von ca. 2,8 m^3/min aus dem EZG Ost gerechnet (Grubenwasserkonzept der RAG 2016).

3.2.7 Fließsystem nach der Flutung

Die Abb. 23 zeigt ein vereinfachtes Systemdiagramm mit den oben beschriebenen Wirkungszusammenhängen nach der Flutung.

Nach einem dauerhaften Anstieg des Grubenwassers auf ca. -670 mNHN in der ZWH und ca. -600 mNHN in den Teilprovinzen innerhalb weniger Jahre geht die RAG von ca. 13,4 Mio. m^3 Grubenwasser aus, die pro Jahr in der ZWH zu heben sind (Grubenwasserkonzept Stand Juli 2016).

Aus den östlichen Bereichen der Wasserprovinz Haus Aden sollen dann der ZWH ca. 2,8 m^3/min zufließen (Abb. 21). Weitere 22 m^3/min fließen im Mittel – wie bereits heute schon – aus Westen über den Victoriadamm zu. In der Summe sind dies dann zukünftig ca. 25 m^3/min, bzw. 1.500 m^3/h bzw. 13 Mio. m^3/a.

Circa 90 % dieses Wassers kommen aus dem Einzugsgebiet Victoriadamm, vor allem aus den Teilprovinzen Gneisenau und Kurl mit starkem Zustrom aus dem Deckgebirge. Das Grund-/Grubenwasser fließt dann kaskadenartig über die einzelnen Teilprovinzen bis auf das tiefste Niveau der Teilprovinz Victoria. Aufgrund der hohen Gefälle haben diese Teilströme in freifließenden Gerinnen ein hohes Erosionspotential.

Nach dem Anstieg des Grubenwassers bis auf ca. -670 mNHN in der ZWH erfolgt nach und nach auch eine Aufsättigung des entwässerten Gebirges. Die Zeitdauer hierfür wird anhand der Modellberechnungen auf ca. 26 Jahre geschätzt. Erst wenn diese Phase abgeschlossen ist, beginnt eine langsame, vorwiegend vertikale, nach unten gerichtete Durchströmung der BHV. Die Strömung ist auf den nächsten Vorfluter, das

tieferliegende Röhrensystem gerichtet. Der Beginn der Durchströmung, die mittlere Fließlänge bei der Durchströmung, die Strömungsmenge und die Konzentrationen an verschiedenen Inhaltsstoffen werden in den Grundwasserströmungsmodellierungen untersucht (Detailbericht 5).

In der BHV bestimmen die Fließlänge (und damit die Dauer des Kontaktes mit den Versatzmaterialien) und der Prozentsatz der Versatzmaterialien, die mit dem Tiefengrundwasser reagieren, wie lange eine hydrogeochemische Barriere in Form eines hohen pH-Wertes die Freisetzung der in den Reststoffen eingebrachten Schwermetalle begrenzt (Detailbericht 4).

Auf dem Weg aus der BHV zum „Vorfluter“, dem Röhrensystem erfolgt zunächst eine Durchströmung des unverritzten Gebirges und der durchbauten Grubenbereiche (Alter Mann). Hierbei kommt es zu komplexen hydrogeochemischen Wechselwirkungen wie z. B. der Sorption der Schwermetalle in der Porenmatrix der Sandsteine und an den Tonen selbst. Die Sorption – als konzentrationsvermindernder Prozess – wird jedoch bei der Risikobewertung nicht weiter berücksichtigt, da sie in ihrer Auswirkung nicht ausreichend quantifiziert werden kann.

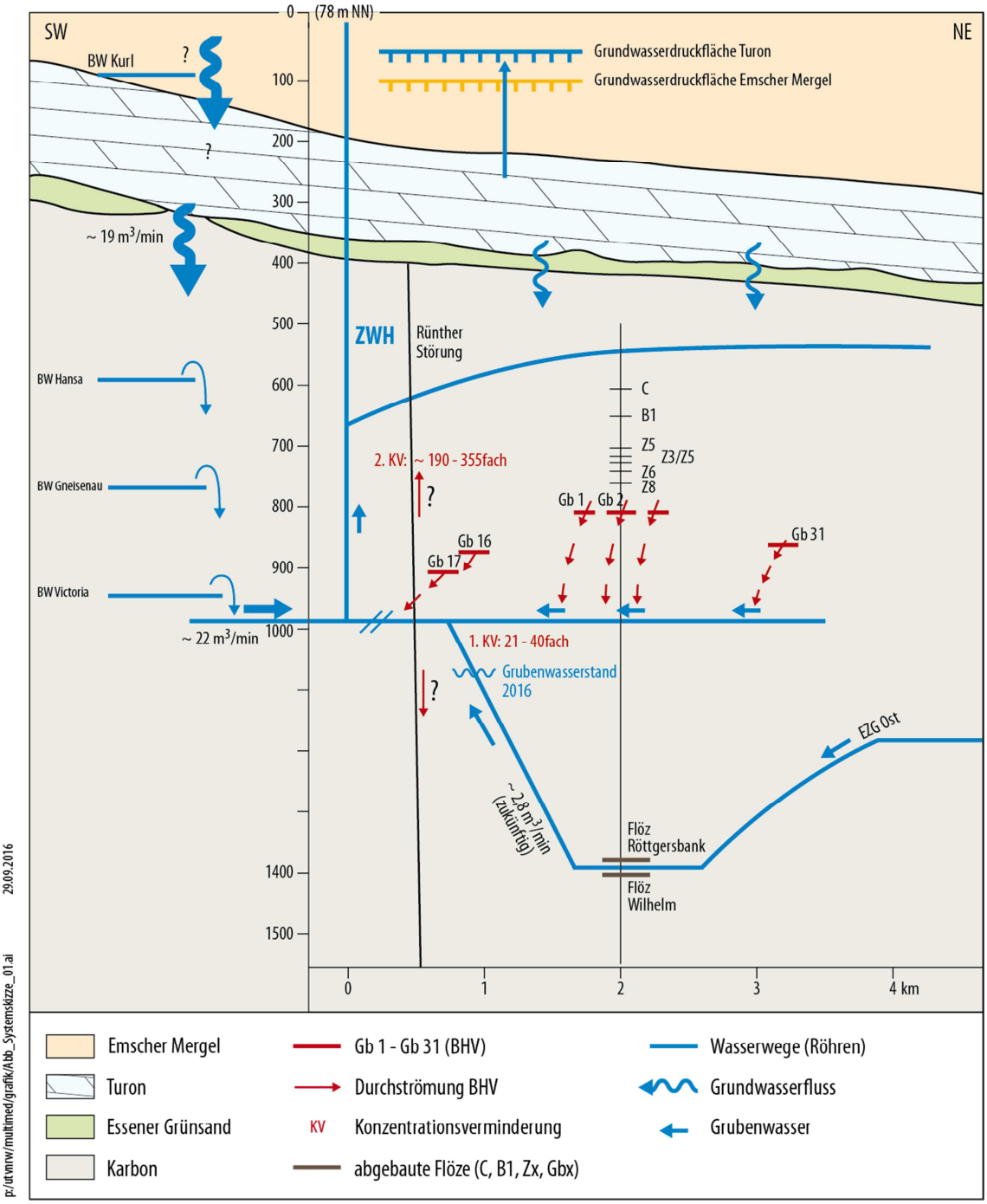


Abb. 23: Vereinfachtes Systemdiagramm (Darstellung ahu AG)

Beim Übergang aus dem Gebirge in das Röhrensystem mit seinen wesentlich größeren Durchflussmengen (2,8 m³/min aus dem EZG Ost) im Bereich der BHV erfolgt eine erste Konzentrationsverminderung der im Tiefengrundwasser gelösten Schwermetalle. Eine zweite Konzentrationsverminderung erfolgt in der ZWH beim Zusammentreffen mit den Grubenwässern aus dem Einzugsgebiet Victoriadamm (im Mittel 22 m³/min).

Ein Grundwasseranstieg in das Deckgebirge (Kreide), das hier durchschnittlich bei ca. -400 mNHN ansteht, ist durch die Begrenzung des Grubenwasseranstiegs gemäß Grubenwasserkonzept auf ca. -670 mNHN in der ZWH nicht möglich.

Darüber hinaus ist das Grundwasser im Turon hoch gespannt. Gegenüber der Basis des Turon beträgt das Druckpotential fast 280 m. Solange das so bleibt, ist auch bei höheren Grubenwasserständen kein Grundwasseraufstieg aus dem Karbon in den Emscher Mergel möglich. Beim Auftreten von höherdurchlässigen Störungen/Klüften würde ein Grundwasserfluss aus der Kreide (zunächst Turon und Emscher Mergel) in das Karbon erfolgen und nicht umgekehrt.

3.3 Aktuelle Mineralisation des Grubenwassers

Die Tab. 5 zeigt beispielhaft die derzeitige Mineralisation des Grubenwassers von ca. 4.500 mg/L Chlorid anhand zweier aktuelle Analysen aus der ZWH Haus Aden aus dem laufenden Grubenwassermonitoring der RAG. Das Wasser stammt aus dem Einzugsgebiet Victoriadamm. Vergleichbare Stoffgehalte und Mineralisation zeigen auch die ausgewerteten Analysen des LANUV und der BR Arnsberg.

Sie zeigt die Mineralisierung eines durch das Cenoman/Turon-Grundwasserstockwerk beeinflussten Grubenwassers mit ca. 4.500 mg/L NaCl. Es ist gegenüber dem durchschnittlichen Tiefengrundwasser (Wedewardt Mittelwert) mit einem Natriumchloridgehalt von ca. 100.000 mg/L NaCl deutlich geringer mineralisiert, aber wesentlich höher als oberflächennahe Grundwässer des quartären Grundwasserstockwerkes.

Für die Zukunft wird wieder eine auf ca. 6.500 mg/L Chlorid zunehmende Mineralisation erwartet, da aus den heute noch trockenen BW im Osten, vor allem aus dem BW Heinrich Robert, höher mineralisierte Wässer zufließen werden (DMT 2015).

Tab. 5: Aktuelle Grubenwasseranalysen aus der ZWH Haus Aden, Februar und März 2015 (Daten der RAG)

Haus Aden 1/2	Einheit	15-00212-001	15-02436-001
Datum Probenahme		10.02.2015	16.03.2015
Uhrzeit		12:30	12:45
Wassertemperatur	°C	24,7	26,3
Absetzb. Stoffe nach 2 h	ml/L	< 0,1	< 0,1
Abfiltrierbare Stoffe	mg/L	12	8,9
Abdampfrückstand	mg/L	8.131	8.312
spez. elektr. Leitfähigkeit	µS/cm	14.100	14.200
pH-Wert	-	7,7	7,9
Dichte	g/cm^3	1,004	0,999
Säurekapa. bis pH 8.2	mmol/L	< 0,01	< 0,01
Säurekapa. bis pH 4.3	mmol/L	9,5	9,9
Summe Erdalkalien	mg/L	474	452
Natriumchlorid	mg/L	6.642	6.862

Haus Aden 1/2	Einheit	15-00212-001	15-02436-001
Ammonium	mg/L	2,1	2,2
Natrium	mg/L	2.613	2.699
Kalium	mg/L	22	29
Calcium	mg/L	347	333
Magnesium	mg/L	100	94
Barium	mg/L	1,9	1,7
Strontium	mg/L	25	23
Eisen homogenisiert	mg/L	0,43	0,43
Mangan homogenisiert	mg/L	0,17	0,21
Blei	mg/L	< 0,01	< 0,01
Bor	mg/L	1	0,98
Cadmium	mg/L	< 0,001	< 0,001
Chrom (gesamt)	mg/L	< 0,01	< 0,01
Kupfer	mg/L	< 0,01	< 0,01
Nickel	mg/L	< 0,01	< 0,01
Zink	mg/L	0,03	0,15
Chlorid nach Mohr	mg/L	4.540	4.580
Bromid	mg/L	11	10
Sulfat	mg/L	134	190
Hydrogencarbonat	mg/L	580	604
Nitrat	mg/L	< 4,9	< 1,3
Nitrit	mg/L	0,3	0,2
Gesamtphosphor	mg/L	0,01	< 0,01
CSB homogenisiert	mg/L	< 15	< 15
CSB sedimentiert	mg/L	< 15	< 15
TOC	mg/L	< 1	1,9
DOC	mg/L	< 1	1,7
KW-Index in Wasser	mg/L	< 0,1	< 0,1

4 GEFÄHRDUNGSPOTENTIALE DER STOFFE IN DER BHV

Der erste Baustein der Risikoanalyse (Abb. 10) ist die Beschreibung des Gefährdungspotentials. Die beiden folgenden Bausteine sind dann das Freisetzungspotential und das Ausbreitungspotential.

Beim Gefährdungspotential müssen zwei Arten von Stoffen unterschieden werden, da diese unterschiedliche Freisetzungspotentiale – vor allem die Wasserlöslichkeit – und Ausbreitungspotentiale haben.

Im Folgenden werden beschrieben:

1. Anorganische Schadstoffe (Schwermetalle in den Reststoffen)
2. Organische Schadstoffe
    a. PCDD/F (Dioxine und Furane) in den Reststoffen
    b. PAK (Reststoffe und natürlich in der Kohle vorkommend)

4.1 Gefährdungspotential anorganische Schadstoffe in der BHV

Grundlage der Bilanzierung der Versatzmaterialien und der darin enthaltenen Schwermetalle in den einzelnen Bauhöhen sind alle und vollständig vorliegenden Abschlussberichte des BW Haus Aden/Monopol, die durch die RAG gemäß der Nebenbestimmungen, u. a. des Sonderbetriebsplans vom 12.02.93 erstellt wurden.

Eine Unterscheidung der Materialien erfolgte anhand der RSN-Nummer (Reststoffnummer) und der vorhandenen Beschreibungen („Flotationsberge“).

Die Tabelle 7 gibt die angelieferten Massen an RAA-Schlämmen, Kraftwerks-Filterstaub und Flotationsbergen am Abrechnungsdatum je Verbringungsort an. Die Berechnung dieser Daten erfolgte durch das Aufsummieren der angelieferten Massen der Erzeuger sortiert nach RSN-Nr. und Verbringungsstandort.

Tab. 6: Verbrachte Reststoffe und RAA-Schlämme in den einzelnen Bauhöhen BW Haus Aden/Monopol (Quelle: Quartals- und Abschlussberichte der RAG)

Bauhöhe	HMVA Filterstaub [t]	RAA-Schlämme [t]	verbrachte Masse [t]
Gb1	17.636	23.438	41.074
Gb2	5.184	23.933	29.118
Gb16	13.004	16.974	29.725
Gb17	11.105	13.623	24.302
Gb31	15.360	27.509	42.869
∑	**62.289**	**105.477**	**167.088**

Tab. 7: Massenbilanzierung RAA-Schlamm, andere Materialien im BW Haus Aden/Monopol (Quelle: Quartals- und Abschlussberichte der RAG)

Bauhöhe	RAA-Schlamm (RSN: 31613) [t]	RAA-Schlamm (RSN: 31620) [t]	KW-Filterstaub (RSN: 31314) [t]	Flotations-berge [t]	∑ [t]
Gb1	4.354	16.357	-	2.728	**23.439**
Gb2	4.363	19.725	25	-	**24.113**
Gb16	3.922	12.518	-	535	**16.975**
Gb17	2.576	9.831	-	1.216	**13.623**
Gb31	6.089	20.511	-	909	**27.509**
∑	21.304	78.942	25	5.388	**105.659**

Bei den Bauhöhen 16 und 17 sind nach Angaben der Abschlussberichte jeweils *Bestände* von 253,35 t bzw. 426,75 t von der Summe der verbrachten Menge abzuziehen. In den Abschlussberichten ist dies die Differenz zwischen der angelieferten und der unter Tage verbrachten Menge. In Tabellen 6 und 7 treten deshalb geringfügige Abweichungen zwischen den bilanzierten Mengen auf.

Die Bandbreite der anorganischen Belastungen der verbrachten Reststoffe auf Grundlage der Auswertung der Quartals- und Abschlussberichte zeigt Tabelle 8 (Eluate). Außer den in Tabelle 8 dargestellten Parametern wurden im Eluat noch regelmäßig untersucht: CSB, Calcium, Mangan, Fluorid, Sulfat und Phosphat.

Tab. 8: Bandbreiten der Belastungen der verbrachten Reststoffe mit Schwermetallen und Chlorid im BW Haus Aden/Monopol (Quelle: Quartals- und Abschlussberichte der RAG)

Bandbreiten – Konzentrationen im Eluat DEV S4*								
	Pb [mg/L]	**Cd [mg/L]**	**Cr [mg/L]**	**Cu [mg/L]**	**Mn [mg/L]**	**Hg [mg/L]**	**Zn [mg/L]**	**Chlorid [mg/L]**
Gb1	0,028-121	< 0,001-60	< 0,001-3,5	< 0,001-0,6	< 0,001-5,2	< 0,001-0,1	< 0,01-510	28-38.750
Gb2	0,019-78	< 0,001-0,014	< 0,001-0,914	0,003-0,2	< 0,001-0,014	< 0,001-0,002	0,085-9,1	1.064-16.340
Gb16	0,05-22	< 0,001-35	< 0,05-2,6	0,014-0,1	< 0,001-6,8	< 0,001	0,03-411	17-9.540
Gb17	0,051-177	< 0,001-0,197	0,003-1,5	< 0,001-0,388	< 0,001-0,014	< 0,001-0,007	0,05-3,6	41-26.840
Gb31	0,4-16	0,006-43	< 0,001-0,38	0,015-0,06	< 0,001-6,2	< 0,001-0,002	0,04 - 392	3.970-29.160
Bandbreite Gesamt	0,028-177	< 0,001-60	< 0,001-3,5	< 0,001-0,6	< 0,001-6,8	< 0,001-0,1	< 0,01-510	17-38.750

* damalige Eluatuntersuchung gemäß DIN 38414 - DEV S4 (Feststoff-/Flüssigkeits-Verhältnis 1 : 10, Verwendung von destilliertem Wasser als Elutionsmittel, 24 Stunden Schütteln)

Die Tab. 9 zeigt das Stoffinventar vom HMVA-Filterstaub für alle Bauhöhen. Hierbei wurden die drei Schwermetalle Blei, Cadmium und Zink ausgewertet, die im Rahmen der Machbarkeitsstudie als besonders kritisch eingestuft worden waren, und die in großen Massen in den Reststoffen enthalten sind.

Tab. 9: Verbrachtes Reststoffinventar des HMVA-Filterstaubs im BW Haus Aden/Monopol (gem. Auswertung der Quartals- und Endberichte der RAG)

Parameter	**Gb1**	**Gb2**	**Gb16**	**Gb17**	**Gb31**	**Summe**
	Masse i. Tr. [t]	**Masse i. Tr. [t]**	**Masse i. Tr. [t]**	**Masse i. Tr. [t]**	**Masse i. Tr. [t]**	**Masse i. Tr. [t]**
Blei	110	39	69	41	144	**403**
Cadmium	4	2	3	4	6	**19**
Zink	293	132	268	149	479	**1.321**
Summe	**407**	**173**	**340**	**194**	**629**	**1.743**

i. Tr. = in der Trockenmasse

In der Summe sind dies 1.743 t Schwermetalle, davon ist das meiste Zink (1.321 t, 76 %), gefolgt von Blei (403 t, 23 %) und Cadmium (19 t, 1 %). In der Regel waren das auch die einzigen Parameter, die im Feststoff untersucht wurden. Weitere Metalle wie Vanadium, Molybdän, Antimon, Barium, Strontium und Arsen wurden nur in sieben Analysen für die Bauhöhe Gb 2 im Zeitraum Juli 1993 bis Januar 1994 untersucht. Die Bauhöhe Gb 2 war die erste Bauhöhe, in die Versatz eingebracht wurde.

Die mittleren Metallgehalte der Filterstäube, welche im Abbaubetrieb Gb2 verbracht wurden, sind in Tab. 10 aufgeführt.

Tab. 10: Mittlere Metallgehalte der in Gb2 verbrachten Filterstäube (Metall-Analytik aus dem Zeitraum 07-1993 bis 01-1994; Ausnahme: Blei, Cadmium und Zink wurden von 07-1993 bis 04-1994 analysiert)

Parameter	Einheit	Mittelwert	Anteil [%]
Zink	mg/kg i. Tr.	**22.510***	59,5
Blei	mg/kg i. Tr.	**6.586***	17,4
Barium	mg/kg i. Tr.	2.106	5,6
Zinn	mg/kg i. Tr.	1.879	5,0
Kupfer	mg/kg i. Tr.	1.714	4,5
Antimon	mg/kg i. Tr.	872	2,3
Chrom gesamt	mg/kg i. Tr.	694	1,8
Cadmium	mg/kg i. Tr.	**415***	1,1
Strontium	mg/kg i. Tr.	300	0,79
Bor	mg/kg i. Tr.	289	0,76
Nickel	mg/kg i. Tr.	207	0,55
Arsen	mg/kg i. Tr.	79	0,21
Vanadium	mg/kg i. Tr.	44	0,12
Lithium	mg/kg i. Tr.	42	0,11
Kobalt	mg/kg i. Tr.	40	0,10
Selen	mg/kg i. Tr.	20	0,05
Quecksilber	mg/kg i. Tr.	6	0,02
Thallium	mg/kg i. Tr.	3	0,01
Beryllium	mg/kg i. Tr.	2	0,004
Summe		37808	100

* Mittelwert über Analysezeitraum 07/93 bis 04/94

Die vollständige Analyse (Tab. 10) der in den Filterstäuben enthaltenen Metalle zeigt, dass sowohl Zink als auch Blei mit mittleren Gehalten von 22.510 mg/kg bzw. 6.586 mg/kg und 59,5 % bzw. 17,4 % Anteil am mittleren Gesamtmetallgehalt von 37.808 mg/kg die dominierenden Metalle sind. Cadmium hat einen mittleren Gehalt von 415 mg/kg und einen Anteil von 1,1 %. Barium, Zinn sowie Kupfer haben einen Anteil am gesamt enthaltenen Metall von circa 5 %. Der Anteil von Antimon und Chrom gesamt liegt bei circa 2 %. Die übrigen analysierten Metalle haben Anteile < 1 %.

Arsen hat einen mittleren Gehalt von 79 mg/kg und einen Anteil von 0,21 %, der mittlere Gehalt von Quecksilber liegt bei 6 mg/kg und der Anteil beträgt 0,02 %. Somit haben sowohl Arsen als auch Quecksilber im Hinblick auf ihren Anteil an den gesamt in den Filterstäuben von Gb2 enthaltenen Metallen eine untergeordnete Bedeutung.

RAA-Schlämme

Bei den RAA-Schlämmen handelte es sich um Reststoffe zur Wiederverwertung aus der Abwasseraufbereitung bei der Rauchgasentschwefelung aus der Kohleverbrennung (Abb. 24). Gemäß der RSN-Nr. handelte es sich um Gipsschlämme und verunreinigte Gipsschlämme.

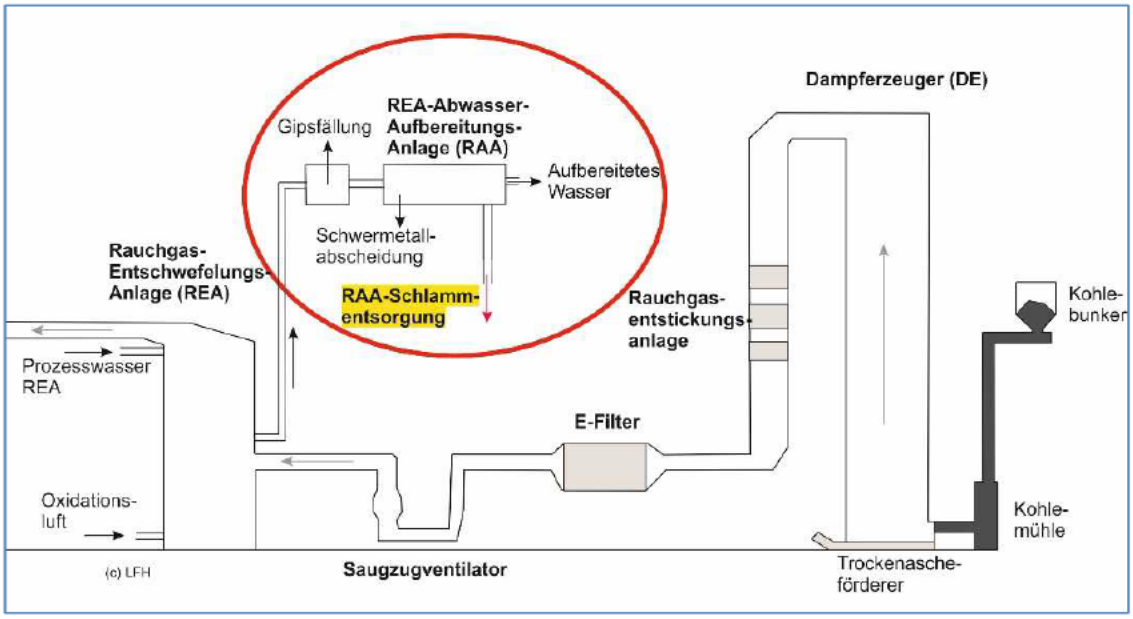


Abb. 24: Entstehung von RAA-Schlamm im Kraftwerk (Quelle: LFH)

In den Protokollen der Abschlussberichte liegen keine Massenangaben für Pb, Cd, Zn und andere Inhaltsstoffe vor, welche ggf. mit dem RAA-Schlamm eingebracht wurden. Die Literaturrecherche, u. a. bei den wichtigsten Erzeugern von RAA-Schlämmen, hatte zum Ergebnis, dass Daten aus der Zeit der BHV nicht mehr vorliegen und heutige RAA-Schlämme aufgrund geänderter Produktionsweisen nicht vergleichbar sind (Schreiben der STEAG vom 13.10.2016).

Gegebenenfalls zusätzliche, bislang nicht erfasste Massen an Schwermetallen in RAA-Schlämmen verändern nicht die Aussagen zur Freisetzung (Zeitpunkte, Konzentrationen) und Ausbreitung (Zeitpunkte, Konzentrationen, Frachten in der ZWH). Dadurch würde sich lediglich der „Vorrat“ an Schwermetallen erhöhen, die beginnend in einer fernen Zukunft und dann sehr langsam freigesetzt werden können (s. Kap. 9). Die Dauer der Freisetzung würde sich entsprechend der zusätzlichen Massen ebenfalls erhöhen.

4.2 Gefährdungspotential organischer Schadstoffe in der BHV

4.2.1 Datenlage und Vorgehen bei den PCDD/F („Dioxine“) und den Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK)

Zu organischen Inhaltsstoffen der für die BHV benutzten Materialien liegen nur sehr wenige Informationen vor. In einigen Reststoffanalysen, durchgeführt vor Nutzung und Einbringung der Materialien, wurden vorselektierte polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine (PCDD) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDF), kurz „Dioxine“ oder PCDD/F, sowie in deutlich geringerem Maße Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, kurz PAK oder PAH (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) quantitativ bestimmt. Diese Stoffauswahl hatte sich am damaligen Kenntnisstand orientiert.

Eine umfangreiche chemische Charakterisierung des gesamten organischen Anteils ist damals nicht erfolgt. Ebenso sind keine Untersuchungen zu toxikologischen oder ökotoxikologischen Eigenschaften der zur BHV verwendeten Materialien bekannt. Daher kann in diesem Gutachten hinsichtlich organischer Schadstoffe in den Bruchhohlraumverfüllungen nur zu den partiell untersuchten Substanzklassen der Dioxine und PAK Stellung genommen werden. Es muss aber klar formuliert werden, dass damit eine Einschätzung nur eines Anteils der organischen Bestandteile möglich ist, eine umfassende Bewertung kann nicht erfolgen.

Analyseergebnisse von RAA-Schlämmen hinsichtlich ihrer **organischen Bestandteile** (PAK, PCDD/F) liegen weder der Bezirksregierung Arnsberg noch dem LANUV vor. Gegebenenfalls zusätzliche, bislang nicht erfasste Massen an PAK, PCDD/F in den RAA-Schlämmen verändern nicht die Aussagen zur Freisetzung und Ausbreitung dieser Stoffe aus der BHV, sondern würden lediglich den „Vorrat“ erhöhen.

Trotz Recherchen seitens der Gutachter in der deutsch- und englischsprachigen Fachliteratur konnten keine weiteren Informationen zu den organischen Inhaltsstoffen von zur BHV eingesetzten Materialien (RAA-Schlämme, Filterstäube) erhalten werden. Für die Recherche wurden verschiedene Onlinedatenbanken für wissenschaftliche Fachartikel genutzt (u. a. ScienceDirect, Google Scholar).

4.2.2 Gefährdungspotential PCDD/F („Dioxine“)

Die in den Quartals- und Abschlussberichten der RAG dokumentierten organisch-chemischen Reststoffanalysen wurden von RW TÜV und Ruhr Analytik durchgeführt. Hierbei wurden ausschließlich Proben von Filterstäuben (RSN 31309, 31312) untersucht, Analysen zur Gruppe der RAA-Schlämme liegen nicht vor. Für die in den Bauhöhen Gb1, Gb16, Gb17 und Gb31 eingebrachten Materialien liegen quantitative Ergebnisse für die Gruppe der PCDD/F (polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine (PCDD)/polychlorierte Dibenzofurane (PCDF)) vor. Diese Analysen wurden chargenscharf für Filterstäube aus verschiedenen Verbrennungsanlagen durchgeführt. Durch diese detaillierte Beprobung wurden zwischen 86 und 100 % der in Summe eingesetzten Filterstäube hinsichtlich der PCDD/F quantitativ charakterisiert.

Auf Grundlage der Quartals- und Abschlussberichte lässt sich für das BW Haus Aden/Monopol eine Massenbilanz für die Stoffgruppe der Dioxine erstellen. Demnach enthalten die Reststoffe insgesamt eine Gesamtmenge von rund 7,2 kg PCDD/F (Tab.

11). Dies entspricht – unter Berücksichtigung der in den damaligen Abschlussberichten verwendeten kongenerenscharfen Toxizitätsäquivalenzfaktoren (TEF, Bundesgesundheitsamt 1985) – einer toxikologischen Wirkung von ca. 110 g an 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin, der toxischsten Einzelverbindung der Gruppe der PCDD/F. Eine Berechnung mit den im Jahre 2005 von der WHO veröffentlichten Toxizitätsäquivalenzfaktoren (Van den Berg et al. 2006) zeigt einen leicht höheren summarischen Toxizitätsäquivalenzwert von 122 g (TEQ).

Die aus den Analysen ableitbaren Kongenerenmuster und Anteile einzelner Chlorierungsgrade variieren für die unterschiedlichen Filterstäube sehr stark. Durch Vermengung der einzelnen Filterstaub-Chargen vor ihrem Einsatz als BHV ist kein quellenspezifisches Kongenerenmuster mehr ableitbar. Eine Zuordnung möglicher PCDD/F-Emissionen zu den Emissionsquellen bzw. individuellen Filterstäuben oder auch zu zugehörigen verfüllten Strecken durch Kongenerenmuster-Erkennung ist nicht möglich.

Tab. 11: Massenbilanz der PCDF/PCDD/PCDF/D

Strecke	Abfall	analysierter Reststoffversatz		Reststoffversatz gesamt	PCDF	PCDD	PCDF/D	TEQ[a] (nach: WHO, 2005)
		%	[t]	[t]	[g]	[g]	[g]	[g]
Gb1	Filterstaub	99,89	17.616,24	17.636,01	960,67	1.123,15	2.083,83	33,03
	RAA-Schlamm	-	-	23.437,91	-	-	-	-
Gb2	Filterstaub	100,00	5.227,49	5.184,10[b]	414,63	870,00	1.284,63	12,14
	RAA-Schlamm	-	-	23.933,46	-	-	-	-
Gb16	Filterstaub	97,54	12.684,32	13.003,70	652,88	560,15	1.213,03	27,73
	RAA-Schlamm	-	-	16.974,42	-	-	-	-
Gb17	Filterstaub	97,49	10.827,19	11.105,45	744,71	1.002,32	1.747,03	36,04
	RAA-Schlamm	-	-	13.623,04	-	-	-	-
Gb31	Filterstaub	85,67	13.159,17	15.359,87	523,56	368,49	892,05	13,55
	RAA-Schlamm	-	-	27.509,31	-	-	-	-
						Summe	**7.220,57**	**122,49**

[a] Toxizitätsäquivalent (TEQ): Summenwert der Produkte aus kongenerspezifischen Toxizitätsäquivalenzfaktoren und kongenerspezifischen Konzentrationen zur Darstellung einer der 2,3,7,8-TCDD äquivalenten Belastung.

[b] Die Differenz zwischen gesamtem und analysiertem Reststoffversatz ist in dem Abschlussbaubetrieb Gb16 mitverwertet worden.

4.2.3 Gefährdungspotential PAK (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)

In der Bauhöhe Gb2 wurde 1993 mit dem Versatz auf dem BW Haus Aden/Monopol begonnen. Die auf der Bauhöhe Gb2 versetzten Materialien wurden neben PCDD und PCDF singulär auch auf die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe Fluoranthen, Benz(b)fluoranthen, Benz(k)fluoranthen, Benz(a)pyren, Indeno(1,2,3-cd)pyren und Benz(g,h,i)perylen (PAK) hin untersucht. Die Ergebnisse für alle Einzelstoffe lagen unterhalb der damaligen Bestimmungsgrenze von < 100 µg/kg TS. Bei dem Versatz auf den nachfolgenden Bauhöhen wurden die PAK nicht mehr untersucht.

Die Abb. 25 zeigt, dass gerade die Steinkohlen aus dem Ruhrgebiet einen sehr hohen, geogenen Gehalt an PAK aufweisen. 1 kg Steinkohle enthält ca. 100 mg PAK (16 prioritäre PAK, definiert durch die US EPA). Bei Betrachtung der gesamten analysierten PAK (131 PAK und alkylierte PAK) sind dies sogar ca. 1.000 mg/kg (Wilsch & Radke 1995, Achten & Hoffmann 2010).

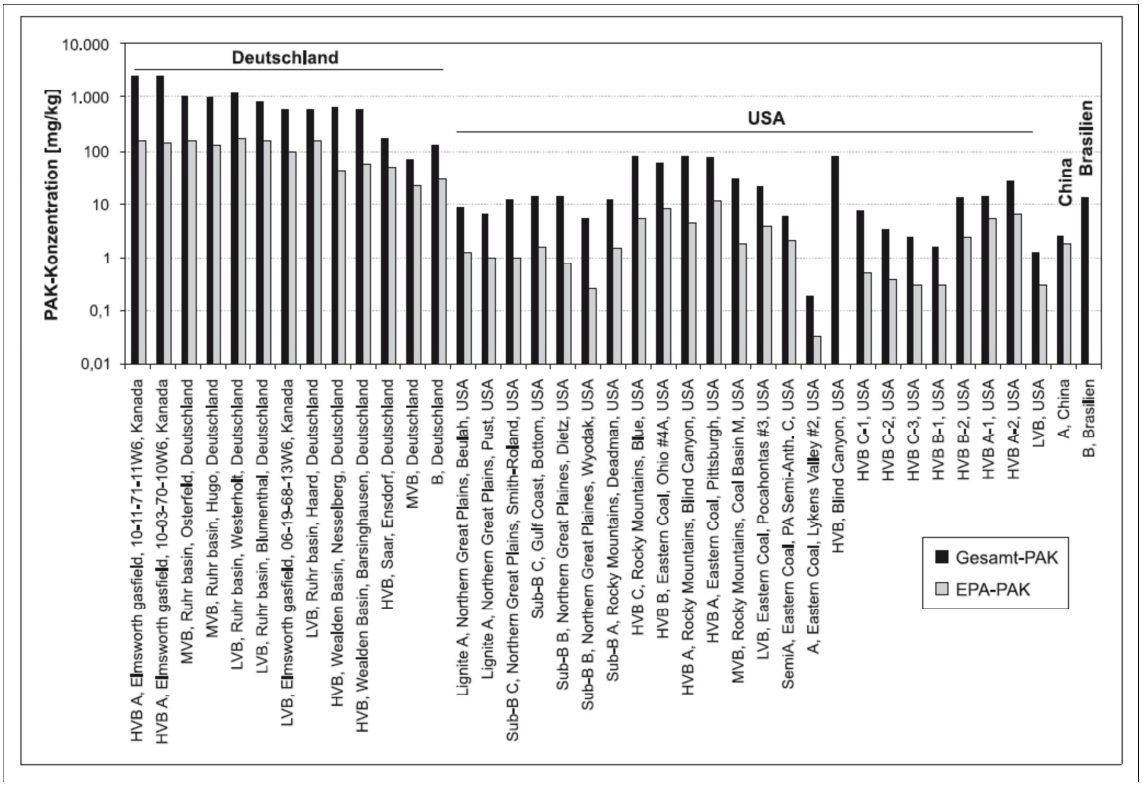


Abb. 25: Geogener Gehalt an PAK (EPA, Gesamt) verschiedener Kohlen (Quelle: Achten & Hoffmann 2010)

Wenn man von einem solchen PAK-Gehalt der Kohlen ausgeht, dann lagen die PAK-Gehalte (EPA) der Reststoffe mindestens 1.000-mal niedriger als der natürliche geogene Gehalt der Kohlen an PAK (EPA). Damit wären die Bedingungen für einen immissionsneutralen Einschluss für PAK gegeben. Das Prinzip der immissionsneutralen Einbringung liegt dann vor, wenn nachgewiesen ist, dass durch die geogene Beschaffenheit des Grundwassers eine Auslaugung und **zusätzliche Befrachtung** des Gru-

benwassers mit anorganischen Schadstoffen aus dem Versatzmaterial nicht möglich ist (LAB 1996).

Im Nebengestein der Kohle sind größere Mengen an feinverteiltem Kohlenstoff vorhanden. Es gibt Schätzungen (GD NRW 2011), dass im Nebengestein noch einmal dieselbe Menge Kohle vorhanden ist wie in den abbauwürdigen Flözen.

Analysen des Glührückstands (bei 815 °C) der Feinfraktion aus der Kohlenwäsche (Partikel < 0,5 mm) zeigen, dass das schluffige Material selbst nach der Kohlenwäsche immer noch ca. 10 % organischen Kohlenstoff enthält (Achten & Hoffmann 2010).

„*Kohle ist ein ähnlich starker Sorbent wie Black Carbon und aus den bisherigen Kenntnissen über die Sorption von z. B. PAK und PCB ist eine äußerst langsame Desorption und damit verbunden eine sehr schlechte Bioverfügbarkeit zu erwarten*“ (Achten & Hoffmann 2010). Dies bedeutet, dass die Kohlen zwar hohe PAK-Gehalte aufweisen, diese aber gleichzeitig stark sorbieren und eine Freisetzung verhindern.

Aus diesen Gründen schätzen die Gutachter das Gefährdungspotential der PAK aus der BHV als sehr gering ein. Selbst wenn in den Reststoffen der anderen Bauhöhen PAK enthalten sein sollten, dürften auch diese Gehalte deutlich unter den geogenen Gehalten der Kohle liegen. Da im Karbon auch außerhalb der Kohleflöze große Mengen an feinverteilter Kohle vorhanden sind, besteht auch dort ein sehr großes Sorptionspotential.

5 FREISETZUNGSPOTENTIAL ANORGANISCHE INHALTSSTOFFE AUS DER BHV

5.1 Umfang und Art der Untersuchungen

Eine ausführliche Darstellung des Freisetzungspotentials anorganischer Stoffe ist im Detailbericht 4 enthalten. Es wird anhand von Batch-Modellierungen (Vorstudien) untersucht, denen ein chemisch-thermodynamisches Prozessverständnis der Auflösung und Umwandlung und Ausfällung von Mineralphasen zugrunde liegt.

Anhand von 1D-Stofftransportmodellierungen wird zunächst in Vorstudien das chemisch-thermodynamisch basierte Prozessverständnis bei der Stofffreisetzung und dem Stoffaustrag aus den BHV-Bereichen erarbeitet und dann die Stofffreisetzung und der Stoffaustrag unter verschiedenen Randbedingungen modelliert. Hierbei wird untersucht, ob, wie und in welcher Höhe und Dauer die beschriebenen Gefährdungspotentiale in Tiefengrundwässern durch Stofffreisetzung und Stofftransport in BHV-Bereichen freigesetzt werden können.

Als Tiefengrundwasser wurde das definierte „Wedewardt Z2-Wasser“ verwendet, das so im BW Haus Aden/Monopol im Bereich der BHV gemessen wurde (Detailbericht 3). Im Rahmen der Vorstudien wurde auch das sogenannte und in den Basisgutachten ebenfalls bei kleinmaßstäblichen Kurzzeit-Elutionsversuchen verwendete RAG-Wasser eingesetzt.

Es wurde folgende Schwermetalle betrachtet:

Zink und Cadmium: als Vertreter für in Abhängigkeit vom pH-Wert in wässrigen Lösungen leicht mobilisierbare und mobile Schwermetallverbindungen.

Blei: als Vertreter für in Abhängigkeit vom pH-Wert in wässrigen Lösungen schwerer mobilisierbare und weniger mobile Schwermetallverbindungen.

Zink, Blei und Cadmium wurden in dem DMT-Abschlussbericht (DMT 1991) als „Schadelemente“ bezeichnet und treten – wie für die Bauhöhe Gb2 nachgewiesen ist – mit sehr hohen Massenanteilen auf.

Gegebenenfalls zusätzliche Massen an Schwermetallen verändern nicht die Aussagen zur Freisetzung (Zeitpunkte, Konzentrationen) und Ausbreitung (Zeitpunkte, Konzentrationen, Frachten in der ZWH). Dadurch erhöht sich lediglich der „Vorrat“ an Schwermetallen, die freigesetzt werden können.

5.2 Chemisch-thermodynamisch basierte Modellierungen (PHREEQC) als ergänzender Forschungsansatz

In den vielfältigen damaligen Untersuchungen der Basisgutachten wurden vor allem Laborversuche durchgeführt und die Ergebnisse und Beobachtungen detailliert dokumentiert (Detailbericht 4). Was fehlte, war eine grundlegende Analyse, welche hydrogeochemischen Prozesse in der BHV im Reaktionskontakt mit den Tiefengrundwässern und dem Nebengestein ablaufen können – insbesondere in der langfristigen Perspektive.

Dass solche Prozesse der Auflösung und Umwandlung/Ausfällung von Mineralphasen in den Reststoffen unzweifelhaft ablaufen, ist darin begründet, dass die großen Mengen eingebrachter Reststoffe nicht in einem hydrogeochemisch-thermodynamischen Gleichgewicht mit den Tiefengrundwässern stehen. Allein die „H^+-„ bzw. die „OH-Ionenkonzentration“ (bzw. der pH-Wert) der Porenwässer in den Reststoffen unterscheiden sich um mehrere Zehner-Potenzen von denen des örtlichen Grund-/Grubenwassers. Allein schon aus diesem Grund sind Teile der eingebrachten Reststoffbürtigen Mineralphasen (u. a. Blei-, Zink- und Cadmium-Mineralphasen) grundsätzlich beim Kontakt mit Tiefengrundwässern thermodynamisch nicht langzeitstabil. Es ist eine Frage der Intensität des Reaktionskontaktes mit solchen Tiefengrundwässern, innerhalb welcher Zeiträume die pH-Werte im Porenwasser BHV so weit verringert sind (ca. pH < 8), dass Blei, Cadmium und Zink in diese Wässer freigesetzt werden.

Einzig die Stoffgesetzlichkeiten der chemischen Gleichgewichtsthermodynamik für wässrige Lösungen, Gasphasen und Mineralphasen entscheiden anhand der Gleichgewichtskonstanten für chemische Gleichgewichtsreaktionen und der zugehörigen Massenwirkungsgesetze darüber, ob bestimmte chemische Reaktionen ablaufen, welcher Gleichgewichtszustand (pH-Wert, Stoffkonzentrationen) sich dabei einstellt und welche Stoffumsätze damit verbunden sind.

Ein solcher Ansatz zur Berechnung der hydrogeochemischen Reaktionen geht davon aus, dass in einem betrachteten Zeitraum dieser Gleichgewichtszustand erreicht wird. Mit welcher Geschwindigkeit diese Reaktionen – auf dem Weg hin zum Gleichgewicht – ablaufen (‚Kinetik der Reaktion‘), wird damit nicht beschrieben.

Zur numerischen Modellierung dieser hydrogeochemischen Reaktionen und ihren Auswirkungen auf die Stofffreisetzung in Porenwässer innerhalb der BHV-Bereiche sowie auf den Stoffaustrag aus diesen Bereichen mit den Porenwässern wurden die Modellierungssoftware PHREEQC des U.S. Geological Survey Version und die zugehörigen chemisch-thermodynamischen Datenbanken wateq4f.dat und llnl.dat eingesetzt (Parkhurst & Appelo 1999).

5.2.1 Aussagemöglichkeiten und Grenzen der chemisch-thermodynamischen Modellierungen

Die auftretenden Prozesse in der BHV, also z. B. die Umwandlung von Anhydrit ($CaSO_4$) zu Gips ($CaSO_4{:}2H_2O$) oder die Bildung und anschließende Wiederauflösung von Brucit ($Mg(OH)_2$) beim Zutritt von Tiefengrundwasser folgen bekannten chemischen Gesetzmäßigkeiten und können über chemisch-thermodynamisch basierte, numerische Modellierungen quantitativ mit ihren Stoffumsätzen berechnet werden. Die Schwierigkeiten bei der Interpretation solcher Modellierungen sind aber folgende:

Über die Geschwindigkeit (Kinetik) eines Umwandlungsprozesses, z. B. einer Mineralneubildung oder Auflösung, können mit den chemisch-thermodynamischen Modellierungen keine Aussagen getroffen werden. Die Modellierungen gehen davon aus, dass sich innerhalb der Aufenthaltszeit der Porenwässer in den BHV-Bereichen der hydrogeochemische Gleichgewichtszustand ‚spontan‘ so einstellt, wie er durch die zugehörigen Massenwirkungsgesetze und deren Konstanten vorgegeben ist.

In den realen BHV-Bereichen dürfte dies eher für die langen Zeiträume der quasistationären und langsamen Durchströmung der BHV-Bereiche zutreffen, als das für die

kurzzeitige und vergleichsweise schnelle Durchströmung in den frühen, stark instationären Durchströmungszeiträumen (für ca. 26 Jahre) zu erwarten ist. Mit entsprechend konzipierten Laborversuchen und dazu analogen Modellierungen könnten – im Rahmen einer Plausibilitätsprüfung – die aus den Modellierungen ableitbaren Aussagen abgesichert werden.

In der Natur sind die Ausgangs- und Randbedingungen immer erheblich vielfältiger und mit der Zeit veränderlicher, als das in den komplexesten Modellen abgebildet werden kann – in erster Linie deshalb, weil keine nach Qualität und Menge ausreichenden Daten und Informationen zum realen System mit seinen Ausgangs- und Randbedingungen vorliegen. Zu den Ausgangs- und Randbedingungen gehören z. B. die Mineralphasen der Reststoffe (nach Art und Menge, so wie sie beim ersten Kontakt mit den Porenwässern vorliegen und wie sie sich im dauernden Kontakt durch Umwandlung und Ausfällung neu bilden können), die chemische Zusammensetzung der zusitzenden Tiefengrund- und Grubenwässer und die chemisch-mineralogische Beschaffenheit der Nebengesteine. Alle diese Parameter können nicht exakt angegeben werden und ändern sich in Abhängigkeit von Zeit und Standort.

Im Detailbericht 4 erfolgten deshalb:

- Eine ausführliche Dokumentation und Diskussion der gewählten Randbedingungen.
- Eine vollständige Dokumentation der PHREEQC-Eingabedateien.
- Verschiedene Variantenberechnungen so z. B. zum Anteil der Reststoffe im Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser und zu verschiedenen Fließlängen bei der Durchströmung der BHV.
- Worst-Case-Abschätzungen.

5.2.2 Chemisch-thermodynamische Modellierungen (PHREEQC) zum grundlegenden Verständnis der Prozesse unter Zutritt von Tiefengrundwässern

Zur Einschätzung des Stofffreisetzungsverhaltens aus der BHV wird der rein empirische Forschungsansatz der „Basisgutachten“ durch einen chemisch-thermodynamisch basierten Forschungsansatz erweitert.

Es werden chemisch-thermodynamische Modellierungen durchgeführt, um zu verstehen, welche chemischen Reaktionen mit welchen Stoffumsätzen der Ausfällung, Umwandlung und Auflösung von Mineralphasen ablaufen und wie dabei Stoffe in das Porenwasser freigesetzt und aus den BHV-Bereichen heraus abtransportiert werden. Da nicht alle Randbedingungen bekannt sind, wurden plausible Annahmen als Basis für die Modellierungen (wie z. B. Zusammensetzung der Mineralgemische, nutzbares Porenvolumen, Durchlässigkeiten BHV) getroffen und zwischen den Gutachtern abgestimmt.

Folgende chemisch-thermodynamische Modellierungsansätze zur hydrogeochemischen Stabilität und zur Stofffreisetzung aus reststoffähnlichen Mineralphasengemischen wurden – aufeinander aufbauend und immer komplexer werdend – genutzt, um

i) zunächst ein hydrogeochemisches Prozessverständnis zu erarbeiten (Vorstudien) und ii) danach eine weiterführende hydrogeochemische 1D-Stofftransportmodellierung für die BHV-Bereiche im BW Haus Aden/Monopol aufzubauen. Diese unterteilen sich in Vorstudien und weiterführende Modellierungen:

Vorstudien

- Einzel-Mineralphasen (Batch-Modellierungen).
- Mineralphasengemische (Batch-Modellierungen).
- Mineralphasengemische und Nebengesteine (Batch-Modellierungen).
- Reaktive Stofftransportmodellierung (1D-Modellierung) einer durchströmten BHV nach Anstieg des Grubenwassers und Aufsättigung einer BHV in verschiedenen Varianten.

Weiterführende reaktive Stofftransportmodellierung der BHV im BW Haus Aden/Monopol

- Reaktive Stofftransportmodellierung (1D-Modellierung) einer durchströmten BHV nach Anstieg des Grubenwassers und Aufsättigung der BHV-Bereiche im BW Haus Aden/Monopl in verschiedenen Varianten zur Ermittlung des ‚Quellterms' für die Modellierung der 3D-Stoffausbreitung über das Grundwassermodell außerhalb der BHV-Bereiche.

5.2.2.1 Batch-Modellierungen (Vorstudien)

Das Ziel der Batch-Modellierungen (s. Kasten: Batch-Modellierung) ist nicht eine zeitliche Einordnung, sondern die Beschreibung der hydrogeochemischen Prozesse, die unter den angenommenen Randbedingungen ablaufen können, und die Erarbeitung von Prozessverständnis. Hierbei werden zunächst noch nicht die Schwermetalle betrachtet.

Mit den Basisgutachten liegen qualitative Angaben zu der Art der mineralischen Hauptbestandteile im Gemisch der Rückstands-bürtigen Mineralphasen vor. Zu den mineralischen Hauptbestandteilen der Rückstände gehören, neben Quarz, auch solche primär in den Rückständen vorhandene oder im Kontakt mit wässrigen Lösungen (schon vor oder mit dem Versatz in den BHV-Bereichen) gebildete Feststoffphasen, die mehr oder weniger gut löslich in wässrigen Lösungen sind: z. B. Halit/NaCl, Sylvin/KCl, Anhydrit/$CaSO_4$, Gips/$CaSO_4$:$2H_2O$, Calcit/$CaCO_3$, Ettringit/$Ca_6Al_2(SO_4)_3(OH)_{12}$:$26H_2O$, Portlandit/$Ca(OH)_2$, Ca-Hydroxochloridphasen/$Ca_2Cl_2(OH)_2$:H_2O und Glauberit/ $Na_2Ca(SO_4)_2$.

Was fehlt, sind vor allem mengenmäßige Angaben zu den Anteilen einzelner Phasen im Gemisch und – sowohl rein qualitative als auch quantitative – Angaben dazu, in welcher mineralischen Bindungsform die Schwermetalle (insbesondere Blei, Cadmium und Zink) in welchen Mengenanteilen in den Gemischen der Reststoffe auftreten. Hierzu mussten plausible Annahmen getroffen werden, die sich teilweise auf die mit den Basisgutachten vorliegenden chemischen Analysen stützen.

Der Reaktionskontakt der Mineralgemische mit dem Tiefengrundwasser wurde – unter Langzeitsicherheitsaspekten – bis zu einem 1.000-fachen Austausch des Porenwassers simuliert. Dieser Porenwasseraustausch (PWA) ist in den Batch-Modellierungen dimensionslos, d. h. der Austausch erfolgt – wie auch die chemischen Reaktionen – ohne zeitliche und auch räumliche Skalierung. In der Realität benötigen diese Prozesse natürlich Zeit und erfolgen auf Fließstrecken des Porengrundwassers durch die BHV-Bereiche, die unterschiedlich lang sein können. Je nach der Länge solcher Fließstrecken und bei den geringen Durchlässigkeitsbeiwerten (in der Größenordnung von 10^{-8} m/s bis 10^{-9} m/s) sowie den geringen hydraulischen Potentialunterschieden kann die Fließzeit erheblich sein. Dies wird dann entsprechend bei den 1D-Modellierungen berücksichtigt.

Die Batch-Modellierungen zeigen alle, dass

relevante Mengen von einigen der mineralischen Hauptbestandteile mehr oder weniger gut wasserlöslich sind;

sich bei der Auflösung der OH^--reichen Mineralien pH-Werte im alkalischen Bereich zwischen ca. pH 10 und 13 einstellen und es zu zahlreichen Mineralneubildungen, Umwandlungen und Auflösungen kommt.

Batch-Modellierung (Computerprogramm PHREEQC)

Wie in einem Becherglas können in einem Computerprogramm Mineralphasen oder auch Mineralphasengemische in einen Reaktionskontakt mit einem Liter wässriger Lösung gebracht werden. Der chemisch-thermodynamische Gleichgewichtszustand stellt sich im Porenraum der Mineralphasengemische ein. Die dabei erfolgenden Stoffumsätze (Ausfällung, Umwandlung, Auflösung welcher Phasen in welchen Mengen) und die sich einstellenden pH-Werte und Stoffkonzentrationen in der wässrigen Lösung werden auf der Grundlage der chemischen Gleichgewichtsthermodynamik berechnet. Das entspricht einem einmaligen Reaktionskontakt bzw. einer einmaligen Füllung des Porenhohlraums im Mineralphasengemisch mit einem Tiefengrundwasser in einem chemischen Reaktor.

Ein wiederholter Austausch des Porenwassers, das in diesem Reaktor den Gleichgewichtszustand eingestellt hat, durch neu hinzutretende, ‚frische' wässrige Lösungen bildet die schrittweise Weiterentwicklung dieser hydrogeochemischen Prozesse ab. Das beschreibt konzeptionell und in einfachster Form einen wiederholten Zutritt von Tiefengrundwasser in den Porenhohlraum des Mineralphasengemischs – ähnlich der Durchströmung des BHV.

Allerdings bleibt diese Modellierung ohne jede konkrete zeitliche und räumliche Dimension. Batch-Modelle sind in diesem Sinn Null-dimensional.

Mit Hilfe der chemisch-thermodynamischen Modellierungen wurden wichtige hydrogeochemische Prozesse in einer BHV identifiziert und nachvollzogen. Hierbei sind v. a. zu nennen:

- pH-Wert-Entwicklung,
- Mineralneubildung,

- Mineralumwandlung,
- Mineralauflösung.

Diese Prozesse werden im Folgenden kurz beschrieben.

5.2.2.2 pH-Wert Entwicklung, Mineralneubildung, Mineralumwandlung

Diese komplexen Prozesse laufen zum einen zeitgleich und miteinander verknüpft, zum anderen aber auch nacheinander in Reaktionsketten ab.

Die in den empirischen Versuchen beobachtete Entwicklung, der schnelle und hohe Anstieg des pH-Wertes bis mindestens pH 9, meist jedoch auf das Niveau zwischen pH 11 und pH 12 wird durch die verschiedenen thermodynamischen Modellierungen bestätigt und gilt als sicher (Detailbericht 4).

Die pH-Wert-Erhöhung in den Porenwässern wird durch die Auflösung von Mineralphasen bewirkt, die OH-Gruppen enthalten (v. a. Hydroxochloridphasen, Portlandit, Ettringit)[6]. Bei der pH-Wert-Erhöhung bilden sich dann allerdings auch Mineralphasen neu, die die freigesetzten OH-Gruppen wieder einbauen.

Bei diesem Prozess wurde u. a. auch das zugesetzte (Anmisch-)Wasser in das Kristallgitter der neuen Minerale eingebaut. Das eingebrachte Wasser sowie das Porenwasser sind also nicht aus dem System „verschwunden“, sondern in den neu gebildeten Mineralien enthalten. So enthält z. B. ein neu gebildetes Molekül Ettringit 26 Moleküle Kristallwasser ($Ca_6Al_2(SO_4)_3(OH)_{12}:26H_2O$). Auch bei der Bildung von Gips aus Anhydrit werden pro Molekül Gips zwei Moleküle Wasser eingebaut.

5.2.2.3 Mineralauflösung

Sehr viele der eingebrachten und entstandenen Mineralien sind, teilweise in Abhängigkeit vom pH-Wert, mehr oder weniger gut wasserlöslich: z. B. Halit/NaCl, Sylvin/KCl, Anhydrit/$CaSO_4$, Gips/$CaSO_4:2H_2O$, Calcit/$CaCO_3$, Ettringit/$Ca_6Al_2(SO_4)_3(OH)_{12}:26H_2O$, Portlandit/$Ca(OH)_2$, Ca-Hydroxochloridphasen/$Ca_2Cl_2(OH)_2:H_2O$ und Glauberit/$Na_2Ca(SO_4)_2$. Bei einem pH-Wert von 12 ist selbst Quarz löslich.

Falls sich diese Mineralien wieder auflösen, wird auch das zuvor gebundene Kristallwasser frei. Das z. B. bei der Auflösung von Ettringit wieder frei werdende Kristallwasser hat dann selbst wieder eine hohe Lösungskraft. Hierzu muss sich aber erst wieder ein niedriger pH-Wert einstellen.

[6] Die Bildung vieler neuer Mineralien beginnt wahrscheinlich bereits bei der Zumischung von Wasser und setzt sich während des Abbindeprozesses fort („Zementmineralien“ wie Portlandit, Ettringit und Calciumsilikathydrate (CSH-Phase; in der Modellierung nicht berücksichtigt). Aus diesem Grund gab es auch eine Reihe von Betriebsstörungen, da bereits bei der Mischung der Reststoffe mit den RAA-Schlämmen und Wasser dieser Prozess begann. Diese Neubildung der „Zementmineralien“ führt zu einer erheblichen Verringerung des Porenvolumens und der Durchlässigkeit (Detailbericht 3).

Bei der Lösung entstehen auch wieder Hohlräume. Falls es sich hierbei um verbundene Hohlräume, also keine „Dead-End"-Poren handelt, können Lösungsbahnen entstehen (Abb. 8), auf denen sich das Wasser dann bevorzugt bewegt und dadurch die Lösungsfronten nicht weiter – oder nur noch sehr langsam – vordringen.

Bei den instationären Modellierungen der 3D-Grundwasserströmung im Abstrom der BHV-Bereiche (BW Haus Aden/Monopol) wurden diese möglichen Veränderungen der Durchlässigkeit der BHV berücksichtigt. In einer Sensitivitätsanalyse wurden für die Durchlässigkeit der BHV Werte von 1 x 10^{-8} m/s und 1 x 10^{-9} m/s untersucht (Detailbericht 5).

Die Abb. 26 zeigt beispielhaft, welche Auflösungen und Neubildungen im Kontakt zwischen dem Tiefengrundwasser und den eingebrachten Versatzstoffen ablaufen können. Auf der linken Seite der Grafik sind die Stoffe aufgeführt, die in Lösung gehen, auf der rechten Seite die Mineralneubildungen. Diese Prozesse laufen bei einem pH-Wert von 11,5 ab, der durch die Auflösung der OH^--haltigen Mineralphasen entsteht.

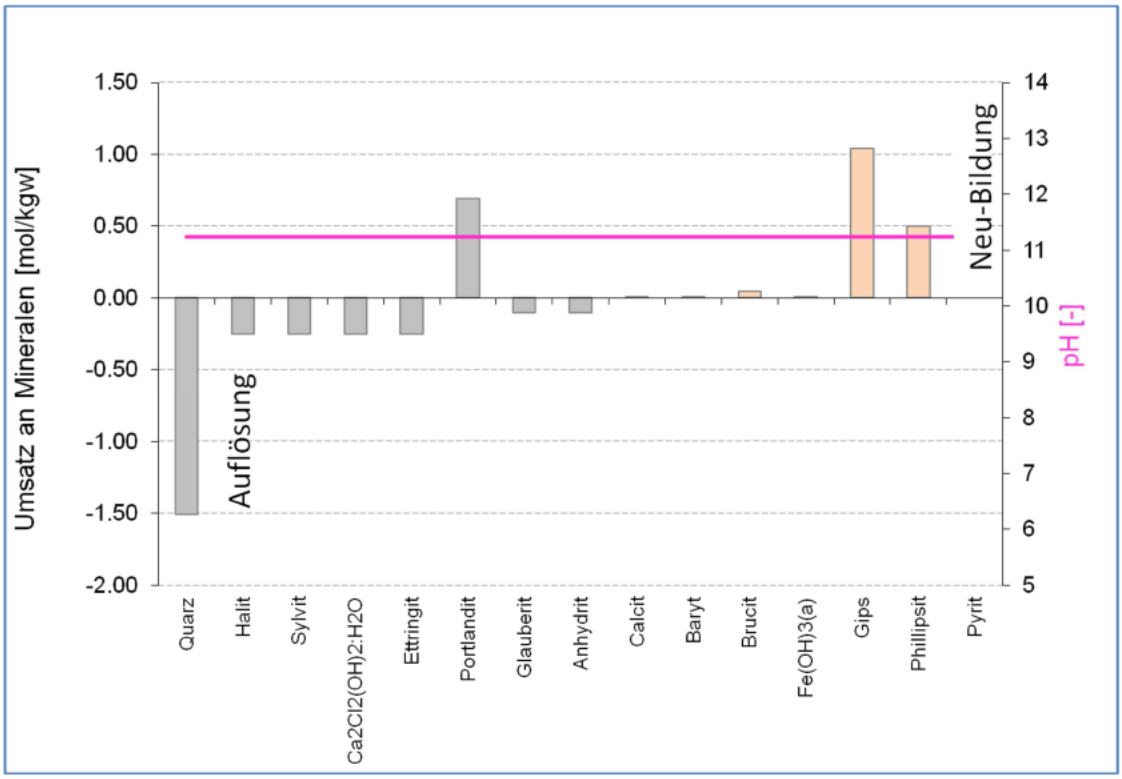


Abb. 26: Auflösung und Neubildung von Mineralphasen in 1 L Tiefengrundwasser bei einem sich dabei einstellenden pH-Wert von ca. 11,5 (Quelle: Prof. [redacted])

5.2.2.4 Reaktive 1D-Stofftransportmodellierung für die BHV im BW Haus Aden/Monopol

Einen Schritt weiter als die Batch-Modellierungen geht die reaktive 1D-Stofftransportmodellierung (s. Kasten Reaktive 1D-Stofftransportmodellierung). In den Vorstudien werden über eine eindimensionale Fließstrecke die hydrogeochemischen Prozesse mit ihrer räumlich-zeitlichen Entwicklung modelliert. Ein Beispiel zeigt die Abb. 27. Sie zeigt exemplarisch die Prozesse einer 5 m mächtigen BHV (23-28 m) bei einer vertikalen Durchströmung von unten nach oben auf einer insgesamt 50 m langen Fließstrecke. Der pH-Wert 6,5 im Tiefengrundwasser erhöht sich bei der Durchströmung auf 9,3 und sinkt erst langsam wieder auf den Ausgangswert. Parallel dazu vermindert sich die anfangs hohe Bleikonzentration in der BHV, weil Blei bei den hohen pH-Werten weniger mobil ist.

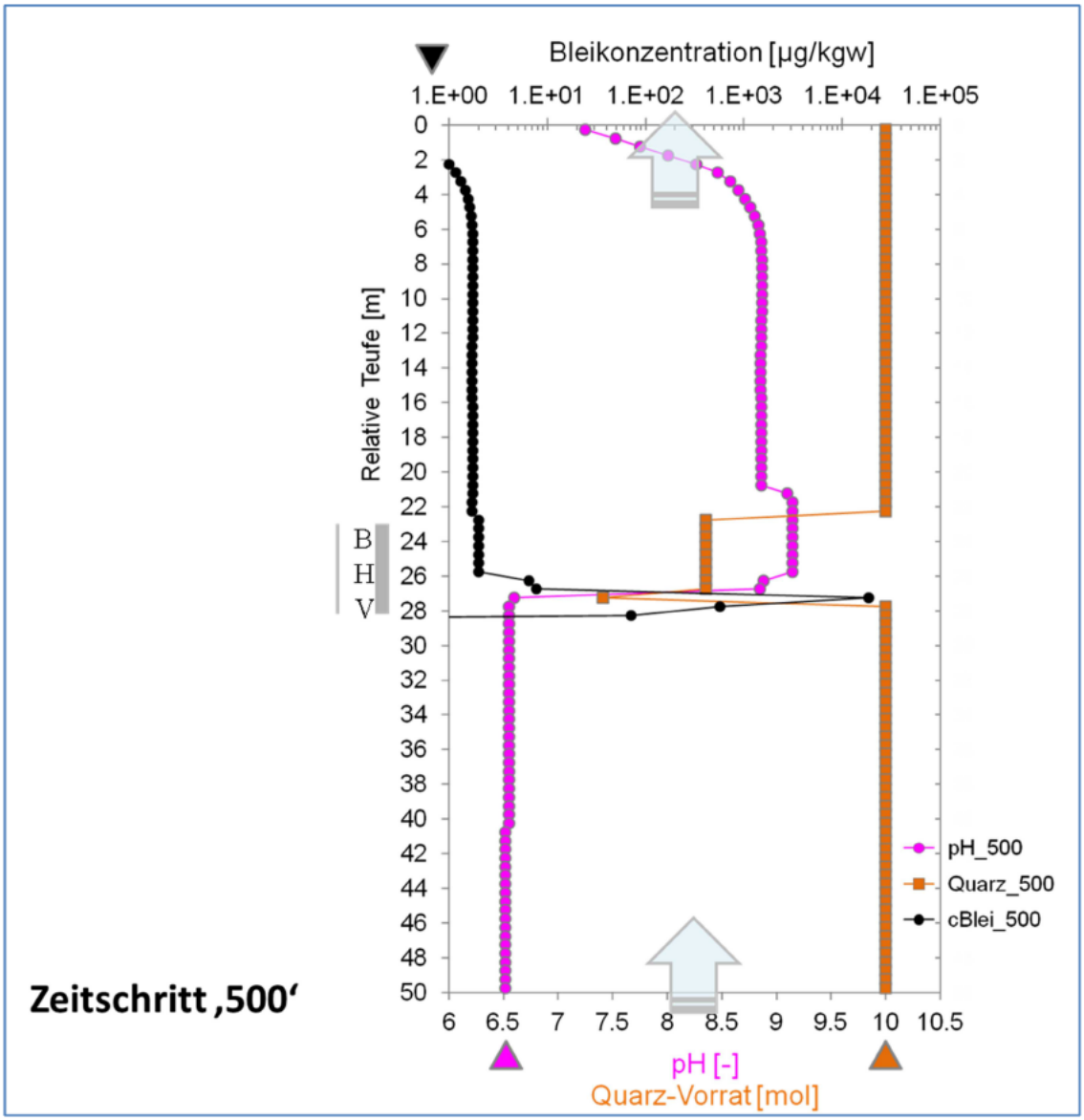


Abb. 27: Beispiel für eine 1D-Stofftransportmodellierung (Vorstudie) mit dimensionslosem Zeitschritt (Quelle: Prof. [redacted])

Die weiterführenden Modellierungen bilden den BHV-Bereich im BW Haus Aden/Monopol mit dem darin versetzten Rückstands-bürtigen Mineralphasengemisch als auch mit den in den BHV-Bereich verstürzten Nebengesteinen des ausgekohlten Flözes ab. Hierbei werden auch die eingebrachten Schwermetalle betrachtet. Die Gesetzmäßigkeiten, die bestimmen, welche und wie die hydrogeochemischen Prozesse ablaufen, sind diejenigen, die zuvor auch in den Vorstudien der Batch-Modellierungen wirksam waren. Ein Beispiel zeigt die Abb. 28 (Detailbericht 4).

Reaktive 1D-Stofftransportmodellierung

Mit der reaktiven 1D-Stofftransportmodellierung werden auf konzeptionell einfachste Art die hydrogeochemischen Reaktionen an die Strömung des Porenwassers durch die BHV im BW Haus Aden/Monopol gekoppelt. Für vorgegebene Bedingungen (u. a. die Strömungsgeschwindigkeit) können damit Fragen zu dimensionsmäßigen Abschätzungen der zeitlichen und räumlichen Entwicklung der hydrogeochemischen Prozesse beantwortet werden:

- Nach welchen Zeiträumen treten wo auf der Fließstrecke durch die BHV und das unmittelbare abstromige Nahfeld Stofffreisetzungen auf?
- Welche Stoffumsätze der Ausfällungs-, Umwandlungs- und Auflösungsreaktionen gibt es?
- Welche pH-Werte treten im Porenwasser (BHV) bzw. Tiefengrundwasser auf?
- Welche Stoffkonzentrationen (u. a. von Zink, Cadmium und Blei) treten auf?

Aufgebaut sind solche reaktiven 1D-Stofftransportmodelle aus beispielsweise 100 hintereinander „in Reihe geschalteten“ chemischen Reaktoren aus den Batch-Modellen. In den ersten dieser Reaktoren (Zellen) tritt das Z2-Wasser ein und reagiert dort bis zur Gleichgewichtseinstellung mit den vorhandenen Mineralphasen. Nach einem vorgegebenen Zeitschritt von z. B. 10 Jahren gelangt dieses durch die Gleichgewichtseinstellung veränderte Tiefengrundwasser über eine bestimmte Fließstrecke (z. B. 0,5 m) in den nächsten der „in Reihe geschalteten“ Reaktoren, wo es erneut bis zur Gleichgewichtseinstellung reagiert und dann wieder weiter in den nächsten Reaktor strömt.

Ausgelöst wird dieser Stofftransportprozess durch das mit jedem Zeitschritt in den ersten Reaktor einströmende „frische“ Tiefengrundwasser, das die Porenwässer aus den „nachgeschalteten“ Reaktoren verdrängt. Die Gesamtanzahl der Zeitschritte von jeweils 10 Jahren gibt den Gesamtzeitraum dieses stationär anhaltenden Stofftransportprozesses vor. Auf diese Art kann die Stofffreisetzung (basierend auf den Gesetzmäßigkeiten der chemischen Gleichgewichtsthermodynamik) und die Stoffausbreitung im unmittelbaren Nahfeld (basierend auf den Gesetzmäßigkeiten der chemischen Gleichgewichtsthermodynamik und des advektiven Transports) mit ihrer zeitlich-räumlichen Entwicklung eingeschätzt werden.

Am Ende des Reaktors – nach dem letzten Porenwasseraustausch (PWA) – erfolgt die Übergabe des sog. Quellterms an das Grundwassermodell.

Die mit solchen Modellierungen erzeugten Ergebnisse zur Stofffreisetzung innerhalb der BHV und zum Stoffaustrag aus der BHV (Quellterm) sind mit einem einfachen Modell erzeugt. Dessen ungeachtet sind diese Modellierungen in der Lage, die prinzipielle Entwicklung solcher Systeme mit ihrer Entwicklungsrichtung und den Größenordnungen der dabei auftretenden Stoffkonzentrationen im Wasser, der Mineralphasenvorräte sowie der räumlichen und zeitlichen Dimensionen solcher Entwicklungen zu beschreiben.

5.2.2.5 Hydraulische Randbedingungen

Bei den weiterführenden hydrogeochemischen Modellierungen wird die chemische Zusammensetzung der Porenwässer auf der Fließstrecke durch den BHV-Bereich in Abhängigkeit von der Anzahl der Porenwasseraustausche (PWA) bestimmt. Die zeitliche Skalierung dieser PWA ist nur durch die Grundwasserströmungsmodellierungen möglich, da die PWA je nach durchströmter Länge einer BHV und den Gefällen im Strömungsfeld alle unterschiedlich lange dauern. Als ein Ergebnis der Grundwasserströmungsmodellierungen wird deshalb für die stationäre Phase auch eine **durchschnittliche Dauer** der PWA von 34 Jahren angegeben (s. Abschn. 7.6.7).

Bei den Grundwasserströmungsmodellierungen wird jedoch nicht der Durchschnittswert, sondern alle verschiedenen PWA an den einzelnen Punkten der BHV berücksichtigt und es wird die sich dann an verschiedenen Stellen des Röhrensystems einstellende Konzentration summarisch dargestellt (Detailbericht 5). Dadurch ergibt sich eine erheblich genauere Darstellung des Ausbreitungsverhaltens als bei der Verwendung der durchschnittlichen Dauer eines PWA. Hierbei sind eine instationäre und eine stationäre Phase der Grundwasserströmung zu unterscheiden.

Instationäre Phase: Grubenwasseranstieg

In der instationären Phase des Grubenwasseranstiegs (ca. 100 bis 150 m/a) erfolgt innerhalb weniger Jahre der Anstieg des Grubenwassers bis auf die geplante Höhe von ca. -670 mNHN in der Zentralen Wasserhaltung Haus Aden (ZWH). Hierbei werden alle Röhren (Hauptwasserwege) geflutet.

Instationäre Phase: Aufsättigung

In der instationären Phase der Aufsättigung erfolgt die langsame Aufsättigung des durch den jahrelangen Bergbau entwässerten Gebirges. Dies erfolgt gleichzeitig von vielen Stellen aus, da die Strecken keinen wasserdichten Ausbau haben (Abb. 20). Aufgrund des großen hydraulischen Gefälles zwischen -670 mNHN an der ZWH und dem weitgehend entwässerten Gebirge sind die Strömungsgeschwindigkeiten trotz der geringen Durchlässigkeit im Gebirge und auch der BHV vergleichsweise hoch. Die Berechnungen mit dem Grundwassermodell ergeben für die Phase der Aufsättigung einen Zeitraum von ca. 26 Jahren (Detailbericht 5). In diesem Zeitraum wird die BHV vorwiegend vertikal von oben nach unten in Richtung auf die nächste Röhre durchströmt. Im Röhrensystem ist die Strömung auf die ZWH ausgerichtet.

Stationäre Phase: Dauerbetrieb

Nach Abschluss der Sättigungsphase bestimmen die unterschiedlichen Wasserstände des Grubenwassers in den einzelnen Strecken die Ausrichtung des Grundwasserfließsystems im Gebirge und der BHV. Bei den Modellierungen wird von dem Zielwasserstand von ca. -670 mNHN in der ZWH ausgegangen. Die Grundwasserströmung im Bereich der BHV bleibt aber vorwiegend vertikal, weil sie nach wie vor auf einen Wasserweg unterhalb der BHV gerichtet ist. Die mittlere Fließstrecke innerhalb der BHV beträgt 15 m (Detailbericht 5).

Da das hydraulische Gefälle im Gesamtsystem jetzt erheblich geringer ist, sind auch die Fließgeschwindigkeiten im Gebirge und der BHV deutlich geringer. Die jetzt die BHV durchströmende Wassermenge hängt von den sich langfristig einstellenden Durchlässigkeiten und Potentialdifferenzen ab (s. Erläuterung: Durchlässigkeit und Potentialdifferenz). Die mittlere Dauer eines PWA beträgt jetzt 34 Jahre (Detailbericht 5).

Durchlässigkeit und Potentialdifferenz

Die durchflossene Menge hängt v. a. von der Durchlässigkeit und der Potentialdifferenz ab. Selbst bei einer sehr großen Durchlässigkeit wie in einem Rohr fließt nur dann Wasser, wenn es auch einen Druckunterschied, also eine Potentialdifferenz gibt. Die Potentialdifferenz ist somit der „Motor" der Grundwasserströmung. Die Fließrichtung und die Fließmenge werden wesentlich von der Potentialdifferenz bestimmt. Die Potentialdifferenz ist – im Gegensatz zur Durchlässigkeit – größeren Schwankungen unterworfen und kann auch z. B. durch die Pumpenkonstellation und Höhe des Grubenwasseranstiegs gesteuert werden.

Wie groß die Potentialdifferenz unterhalb und oberhalb einer BHV nach der Wassersättigung der BHV selbst ist, wird durch das Grundwasserströmungsmodell ermittelt.

5.2.2.6 Ergebnisse der weiterführenden reaktiven 1D-Stofftransportmodellierungen für die BHV im BW Haus Aden/Monopol

Für die weiteren reaktiven 1D-Stofftransportmodellierungen zur Freisetzung ist erforderlich, ein Standardszenario mit einer mittlere Fließstrecke durch die BHV, der mittleren Dauer eines PWA und einem Reststoffanteil in Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser zu definieren. In den Grundwassermodellierungen werden nicht die mittleren Werte für die gesamte BHV, sondern die sich lokal aus dem Grundwassermodell ergebenden Werte verwendet.

Das **Standardszenario** für die Modellierung des Freisetzungspotentials in den 1D-Stofftransportmodellierungen im Detailbericht 4 ist wie folgt definiert:

Mittlere Fließstrecke durch die BHV von 15 m (Berechnung Grundwassermodell).

Dauer eines PWA: 34 Jahre (Berechnung Grundwassermodell).

10 % der Reststoffe in der BHV im Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser. Bei Annahmen größerer Anteile an Reststoffen im Reaktionskontakt treten in der Zeitdauer der Modellierungen (10.000 Jahre) keine nennenswerten Freisetzungen an Schwermetallen auf. Im Detailbericht 4 werden die Ergebnisse von 1D-Stofftransportmodellierungen vorgestellt, die sowohl von größeren als auch von kleineren, in Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser kommenden Anteilen der Reststoffe in den BHV-Bereichen ausgehen.

Die eingebrachten Reststoffe verfügen aufgrund ihrer Zusammensetzung über einen großen Vorrat an OH^--Ionen. Je mehr dieser leicht wasserlöslichen OH^--Ionen im Porenwasser freigesetzt werden, desto höher wird der pH-Wert des Porenwassers und desto länger bleibt der pH-Wert auf dieser Höhe (der pH-Wert lässt Rückschlüsse auf die Konzentration der freigesetzten OH^--Ionen zu: negativer dekadischer Logarithmus).

Im Detailbericht 4 finden sich hierzu viele Beispiele. Stellvertretend dafür zeigt die Abb. 28 die Entwicklung anhand des Standardszenarios. In dem Standardszenario beträgt die durchströmte Länge der BHV 15 m und es stehen 10 % der Reststoffe im Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser.

Es ist zu beachten, dass es sich hierbei um die berechneten maximalen Konzentrationen in der Freisetzung (Quellterm) handelt, die im strömenden Tiefengrundwasser im Röhrensystem nicht erreicht werden, weil 79 % bis 89 % des Tiefengrundwassers in Richtung der Modellränder abströmt (Detailbericht 5, Tab. 9).

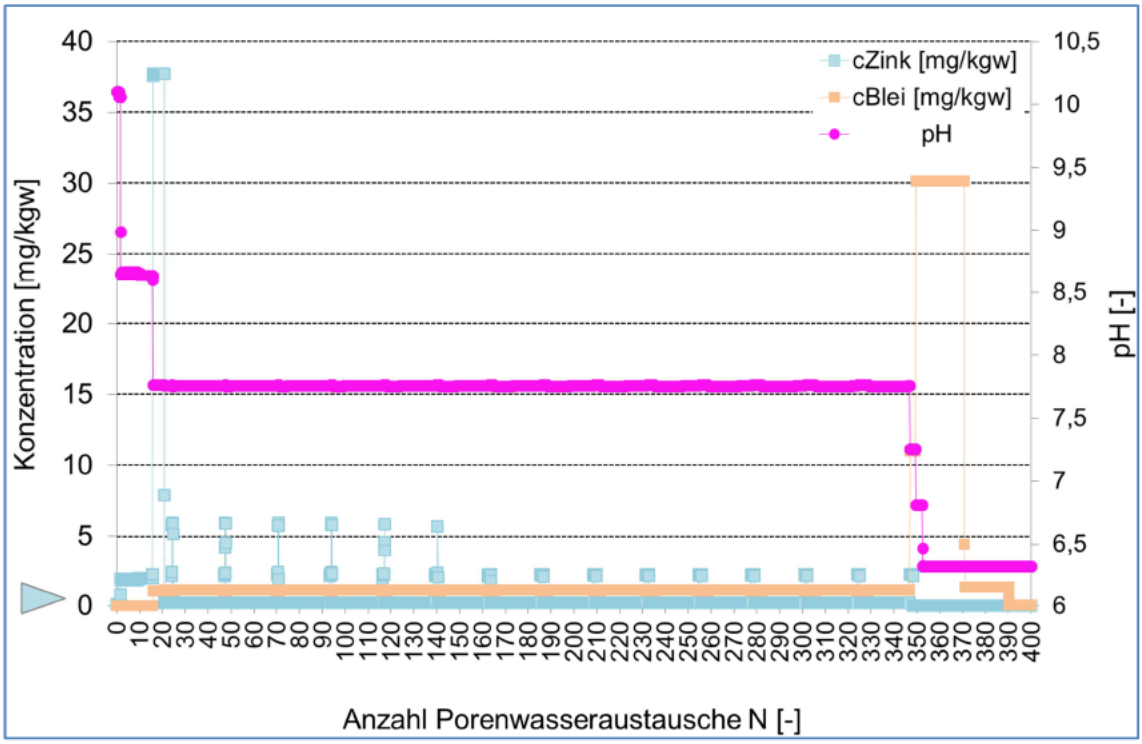


Abb. 28: Standardszenario: Entwicklung der pH-Werte sowie der Zink- und Bleikonzentrationen in den Porenwässern der letzten (der 15.) Reaktorzelle (mg/kgw entspricht näherungsweise mg/L) (Quelle: Prof. [redacted]

Der Zeitpunkt Null beginnt nach der Aufsättigung der BHV mit einer Dauer von ca. 26 Jahren. Die Dauer der PWA ist für jeden Bereich der BHV verschieden. Bei den Berechnungen der Freisetzung in der Grundwasserströmungsmodellierung wird die Dauer der entsprechenden PWA berücksichtigt. Die Abb. 28 zeigt die grundsätzlichen Zusammenhänge zwischen pH-Wert und Stofffreisetzung. Die Angaben beziehen sich auf die Freisetzung an der Außengrenze der BHV und nicht auf die Konzentrationen im Röhrensystem. Wie die Grundwassermodellierungen zeigen, sind diese deutlich geringer, weil sich die freigesetzten Schwermetalle auch großräumig im Tiefengrundwasser verteilen werden.

Der hohe Anfangswert des pH von ca. 10,2 hält über 2 PWA an. Während dieser Zeit erfolgt eine Zinkfreisetzung von ca. 0,8 mg/kgw (entspricht ca. 0,8 mg/L).

Danach fällt das pH-Wert-Niveau auf ca. 8,6 ab, wobei die Zinkfreisetzung auf ca. 2,0 mg/L ansteigt. Dieses pH-Wert-Niveau und das Niveau der Zinkfreisetzung halten über ca. 14 PWA an.

Circa 16 PWA nach dem Beginn des Stoffaustrags erfolgt mit dem Rückgang des pH-Wertes von 8,6 auf ca. pH 7,7 für die Dauer von ca. 5 PWA eine Freisetzung von Zink in Höhe von ca. 37 mg/L (Zinkpeak).

Während der pH-Wert danach für ca. 336 PWA relativ stabil auf einem Niveau um pH 7,7 bis 7,8 bleibt, wird Zink mit Konzentrationen von meist um 2,0 mg/L freigesetzt. Wiederholt kommt es in diesem Zeitraum jedoch auch zu kurzzeitig anhaltenden, demgegenüber leicht erhöhten Zinkkonzentrationen, die um ca. 5 mg/L liegen. Dies sind Stofftransportphänomene, die auf einer wiederholten zeitweisen Fixierung mit anschließender Mobilisierung des Zinks beruhen.

Circa 352 PWA nach Beginn der Freisetzung fällt das pH-Wert-Niveau von ca. 7,7 auf 6,3 ab, dem modellierten pH-Wert des in den BHV-Bereich eintretenden Tiefengrundwassers. Mit dem Rückgang des pH-Wertes von 7,7 auf ca. pH 6,3 erfolgt für die Dauer von ca. 21 PWA eine Freisetzung von Blei in Höhe von ca. 30 mg/L (Bleipeak), bis der Vorrat an Blei in den Reststoffen aufgebraucht ist.

Neben der Peakbelastung für Zink und Blei gibt es durchgehend Freisetzungen in wesentlich geringeren Konzentrationen in Höhe von 1-3 mg/L für Zink und in Höhe von 0,05 bis 1 mg/L für Blei.

Da nicht bekannt ist, welche Mengen an Reststoffen langfristig in Reaktionskontakt mit den Porenwässern kommen und welche Fließwege durch die BHV auftreten, wurde dieses Standardszenario vielfach modifiziert, um die Sensitivität des hydrogeochemischen Systems erfassen zu können. Im Detailbericht 4 sind die einzelnen Modellierungszenarios mit ihren Ergebnissen dargestellt.

Die Abb. 29 zeigt zusammenfassend die Unterschiede bei unterschiedlichen Anteilen von 1 %, 5 %, 10 %, 50 % und 100 % der Reststoffe im Reaktionskontakt bei einer durchströmten Länge von 10 m. Die Angabe erfolgt aus Gründen der einfacheren Vergleichbarkeit in PWA, da die Dauer der einzelnen PWA und damit die Anzahl der PWA bei den Varianten unterschiedlich sind. Die farbigen Balken zeigen dabei an, wie lange (über wie viele PWA) die pH-Werte auf einem bestimmten Niveau verbleiben (grün: pH-Wert > 8,6, gelb pH-Wert = 7,7, rot pH-Wert = 6,3).

Die blauen Rechtecke zeigen die Freisetzung von Zink mit Peak-Konzentrationen (als Vertreter der leicht freisetzbaren Schwermetalle) mit dem Beginn und der Dauer der Freisetzung. Die grauen Rechtecke zeigen die Freisetzung von Blei mit Peak-Konzentrationen (als Vertreter der schwerer freisetzbaren Schwermetalle). Die dauerhaft in wesentlich geringeren Konzentrationen freigesetzten Schwermetalle sind hier nicht dargestellt. Die Höhe der Freisetzung (mit Peak-Konzentrationen) ist aufgrund der gleichen ablaufenden thermodynamischen Prozesse – unter diesen Bedingungen und für die zur Reaktion mit dem Porenwasser kommenden Anteile von 5 % und 10 % – über die Zeit der Freisetzung gleich und beträgt maximal 37 mg/L für Zink und maximal 30 mg/L für Blei.

Die letztlich über die Zeit freigesetzten Frachten hängen direkt von der gelösten Menge der Reststoffe ab: Wenn sich nur 10 % der Reststoffe lösen, lösen sich auch nur 10 % der in den Reststoffen enthaltenen Schwermetalle und Metalle, also für das Beispiel

Zink: 100 % Zink = 1.321 t, bei 10 % Lösung 132 t über einen Zeitraum von ca. 170 Jahren (also 776 kg/Jahr).

Wenn nur 1 % der Reststoffe in Reaktionskontakt mit dem Porenwasser treten, gibt es keine Freisetzungspeaks. Die Konzentration an Zink steigt maximal auf 0,3 mg/L. Wenn höhere Prozentsätze der Reststoffe in Reaktionskontakt mit dem Porenwasser kommen (50 % und 100 %), bleibt der pH-Wert auch über die Simulationszeit hinaus sehr hoch (grüne Farbe), das heißt es kommt nicht zur Freisetzung von Zink oder Blei innerhalb der Simulationszeit von 10.000 Jahren.

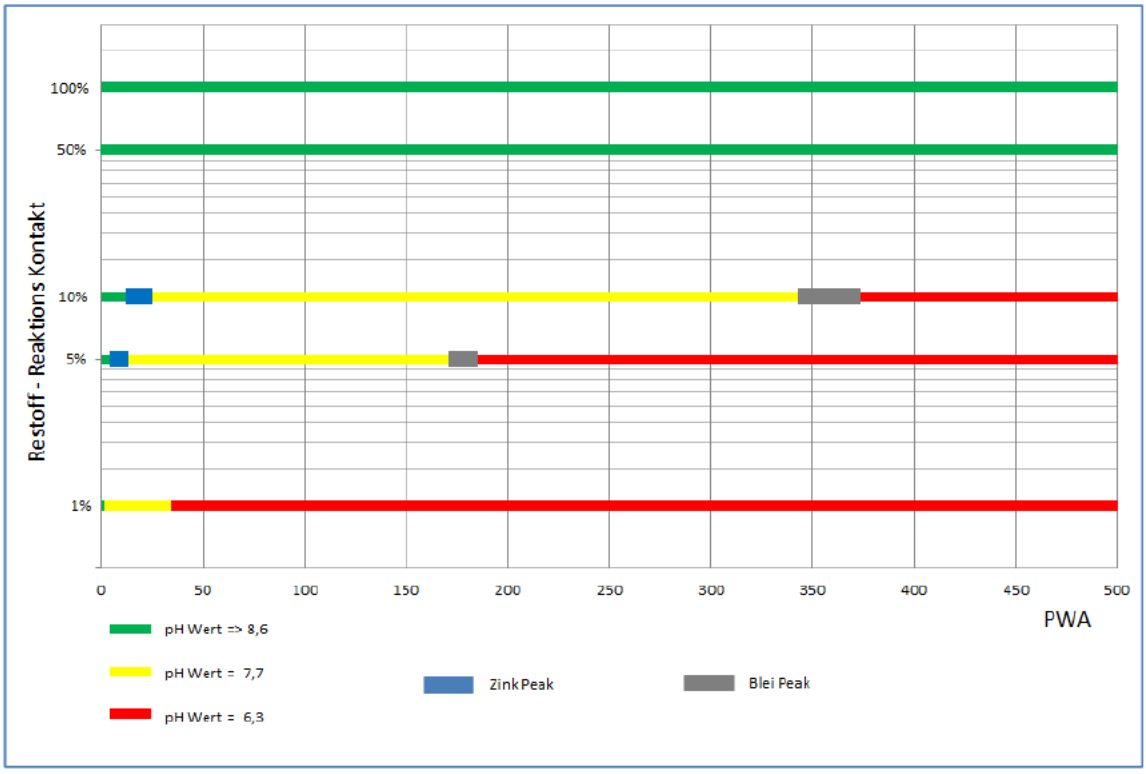


Abb. 29: Zusammenfassende Darstellung der Entwicklung der pH-Werte sowie die Zink- und Bleipeaks in den Porenwässern bei Variation der Reststoffmenge im Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser (Darstellung ahu AG)

Die Veränderungen der Durchlässigkeiten innerhalb der BHV, z. B. durch Mineralösungen können mit der reaktiven 1D-Stofftransportmodellierung nicht berücksichtigt werden. Dieser Einfluss hinsichtlich des Zusammenhangs zwischen PWA und dafür notwendiger Zeit kann aber über Grundwasserströmungsmodellierungen mit verschiedenen Durchlässigkeiten abgeschätzt werden (s. Erläuterung: Langfristige zeitliche Änderung der Durchlässigkeiten).

Bei den instationären Modellierungen der Grundwasserströmung wurden diese möglichen Veränderungen der Durchlässigkeit der BHV berücksichtigt. In einer Sensitivitätsanalyse wurden für die Durchlässigkeit der BHV Werte von 1 x 10^{-8} m/s und 1 x 10^{-9} m/s angesetzt (Detailbericht 5).

Langfristige zeitliche Änderung der Durchlässigkeiten in der BHV

Stofffreisetzung aus den Reststoffen in die Porenwässer der BHV bedeutet, dass sich Stoffe/Mineralphasen des Reststoffs in der BHV in den Porenwässern auflösen. Dem Volumen der aufgelösten Mengen solcher Mineralphasen entsprechend vergrößert sich der Hohlraumanteil innerhalb des Reststoffkörpers. Es entwickeln sich, ausgelöst durch hydrogeochemische Prozesse, neue Wasserwegsamkeiten in der BHV, falls das Volumen der aufgelösten Mineralphasen bei den Reaktionen der Auflösung, Umwandlung und Ausfällung größer wird als das Volumen neu gebildeter Mineralphasen.

Umgekehrt gilt ebenso: Ist das Volumen der in der BHV neu gebildeten Mineralphasen größer als das Volumen der aufgelösten Mineralphasen, wird der wasserwegsame Hohlraumanteil in der BHV durch Zementation im geologischen Sinne verringert. Die Durchlässigkeit wird kleiner, so wie es beim ersten Kontakt der Reststoffe mit Tiefengrundwässern abläuft und auch bei Kurzzeit-Laborversuchen beobachtet wurde.

Für die Bewertung dieser Prozesse ist zu beachten, dass der Anteil der verbrachten Reststoffe nur 1 bis 10 % des verstürzten Bereichs umfasst.

Langfristig bedeutsam ist, wie sich die Volumen-Bilanz von Auflösung zu Ausfällung beim wiederholten Kontakt mit Tiefengrundwässern entwickelt, wenn es also bei der Durchströmung der BHV zum wiederholten Porenwasseraustausch kommt.

Im komplexen und rückgekoppelten Zusammenwirken von hydrogeochemischen Reaktionen und der Tiefengrundwasserströmung durch den BHV können sich solche Randbedingungen ändern, welche die Wirkung der „effektiven hydraulischen Barriere“ verstärken oder langfristig aufheben.

In dem Standardszenario gehen die Gutachter davon aus, dass (nur) 10 % der Reststoffe in Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser kommen. Es wird gezeigt, dass bei wesentlich größeren Anteilen der in Reaktionskontakt kommenden Reststoffe Konzentrationspeaks erst nach mehr als 500 PWA bzw. 17.000 Jahren auftreten werden.

Wahrscheinlicher als eine gleichförmig von allen Seiten angreifende Lösungsfront ist die Ausbildung einzelner Lösungsbahnen (channeling), über die dann – aufgrund der deutlich höheren Durchlässigkeit – solche Körper vor allem durchströmt werden (preferential flow) und breite Lösungsfronten eine untergeordnete Rolle spielen. In den Modellierungen im Detailbericht 5 wird direkt von einer hohen Anfangsdurchlässigkeit der BHV ausgegangen.

Nach der Reaktion der 10 % Reststoffe mit dem Tiefengrundwasser gibt es zwei grundsätzlich verschiedene weitere Entwicklungen. Wenn die Lösungsbahnen eine bedeutende Rolle spielen, würde die „Restlösung“ der verbleibenden 90 % Reststoffe vor allem diffusionsgesteuert und damit nochmals erheblich langsamer ablaufen (> 100.000 a) als die im Detailbericht 4 modellierte Lösung der Reststoffe. Aber auch wenn Lösungsfronten gegenüber Lösungsbahnen bedeutsamer sind, würde die weitere Lösung langsamer ablaufen, da die gelösten Stoffe ohne Lösungsbahnen schlechter abtransportiert werden würden.

Die Abb. 30 zeigt die Entwicklung der pH-Werte sowie der Zink- und Bleikonzentrationen in den Porenwässern bei der Variation der Fließlängen durch die BHV. Es sind jeweils 10 % der Reststoffe im Reaktionskontakt. Es gelten die gleichen Zusammenhänge wie bei der Variation der Reststoffmengen im Reaktionskontakt. Je länger die Fließstrecke ist, desto mehr OH^--Ionen werden freigesetzt und desto stabiler ist die pH-Wert-Barriere. Bereits bei einer Fließlänge von 25 m durch die BHV kommt es innerhalb der Simulationszeit nicht mehr zur Freisetzung des Bleipeaks.

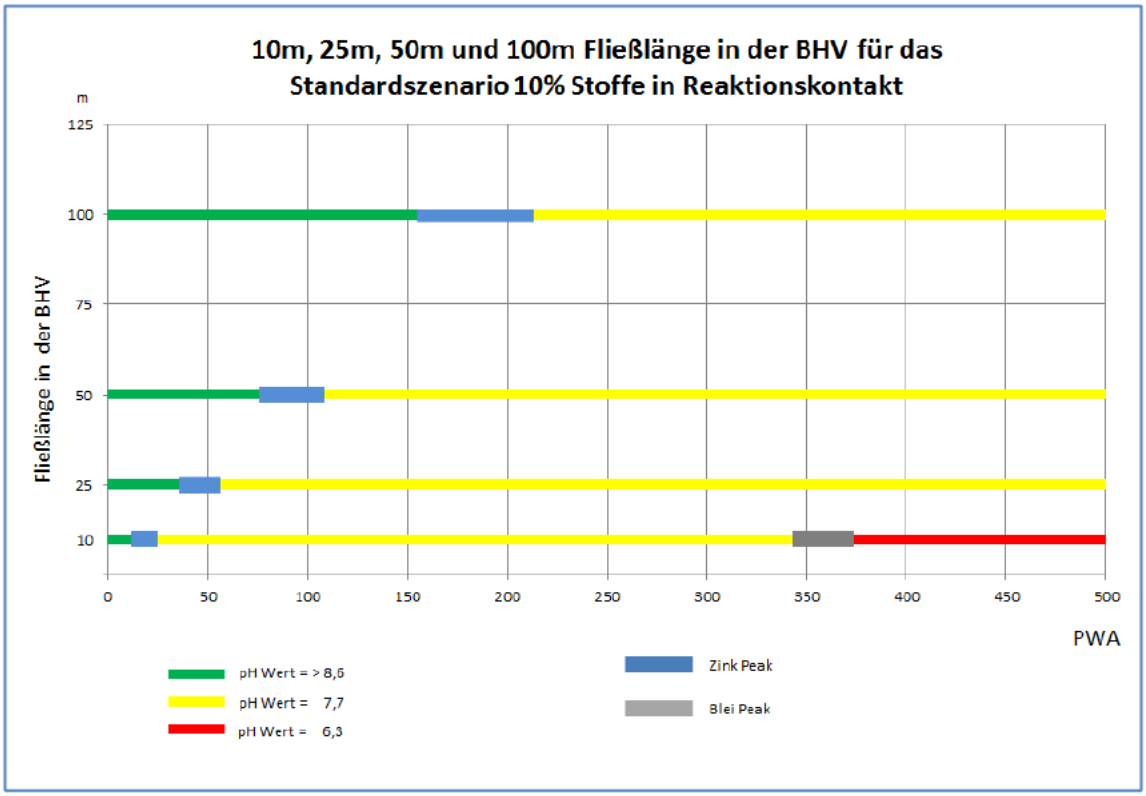


Abb. 30: Entwicklung der pH-Werte sowie der Zink- und Bleikonzentrationen in den Porenwässern bei Variation der Fließlänge durch die BHV (Darstellung ahu AG)

Eine genauere Darstellung der Freisetzung als die Übersichtsdarstellungen in Abb. 29 und Abb. 30 und die sich daraus ergebenden Konzentrationen und Frachten in der ZWH ist im Kapitel 6 und im Kapitel 7 enthalten.

5.2.3 Bedeutung der Sorption

Unter „Sorption“ wird eine Vielzahl von chemisch-physikalischen Prozessen verstanden, die auf dem Fließweg durch verschieden aufgebaute Grundwasserleiter zu einer zwischenzeitlichen Verminderung der Konzentration gelöster Stoffe führen können. Dabei werden gelöste Stoffe vom Porenwasser an das jeweilige Feststoffgerüst umverteilt (Stoffe werden demobilisiert), dort reversibel gebunden und danach, wenn diese Stoffe nicht mehr mit hohen Konzentrationen mit Porenwässern in das Feststoffgerüst eingetragen werden, wieder in die Porenwässer freigesetzt (Stoffe werden re-mobilisiert). Die davon betroffenen Stoffe werden nicht entfernt, sie werden lediglich zeitweilig umverteilt („kein Stoff geht verloren“).

Für die Schwermetalle Blei, Zink, Cadmium und Quecksilber wird in den GRS-Berichten (GRS 1998) der jeweilige, stoffspezifische Sorptionskennwert in Laborversuchen ermittelt und in den numerischen Modellierungen des sorptions-kontrollierten Transports von Schwermetallen (Langzeitsicherheits-Tool) verwendet. Ergebnis war, dass v. a. Blei an den Tonmineralien in hohem Maße „sorbiert“ wird.

Als ein Ergebnis dieser Arbeiten entstand 2002 die Sorptionsdatenbank SODA (GRS Bericht 182). Hier wird aber seitens der GRS klar dargelegt, dass diese im Labor ermittelten Sorptionskennwerte nicht auf andere hydrogeochemische Verhältnisse übertragen werden dürfen: *„Eine Interpolation“* (der bei Labor-Sorptionsversuchen ermittelten stoffspezifischen Sorptionskennwerte) „*auf andere Milieubedingungen*“ (hydrogeochemische Verhältnisse) „*ist nicht zulässig*“[7]. „*Darüber hinaus müssen bei der Anwendung dieser Isothermen*“ (das Sorptionsverhalten u. a. von Blei kennzeichnenden Funktionen für ein bestimmtes hydrogeochemisches Milieu), so die GRS weiter, „*in Stofftransportberechnungen folgende Bedingungen erfüllt sein*“: Es dürfen u. a. sowohl keine Veränderungen des hydrogeochemischen Milieus als auch „*keine Fällungsreaktionen*“[8] ablaufen.

Die mit dem hier vorliegenden Bericht dargestellten Modellierungsergebnisse zeigen jedoch deutlich, dass diese Bedingungen nicht erfüllt sind, da es sehr wohl zu Änderungen des hydrogeochemischen Milieus (pH-Wert) als auch zu Fällungsreaktionen kommt. Insofern sind die mit dem Langzeitsicherheits-Tool erarbeiteten Kernaussagen hinsichtlich der Stoffausbreitung unzulässig, dass „*kein nennenswerter Anteil des Schadstoffes aus dem Versatzbereich in den umgebenden Modellraum des Nahbereiches freigesetzt*“ wird und dass „*die aus dem Abfall gelösten Schadstoffe im Verbruchbereich der Auffahrung* (Abfall und verbrochenes Gebirge definieren den Versatzbereich) *wieder sorbiert*“, also wieder an Feststoffe gebunden, demobilisiert und aus dem Tiefengrundwasser an die Feststoffe im BHV-Bereich umverteilt werden (vgl. hierzu Abschn. 14.4).

Mit den 1D-Stofftransportmodellierungen des vorliegenden Gutachtens werden die Auswirkungen von zwei bestimmten Sorptionsprozessen auf die Stofffreisetzung im BHV-Bereich abgeschätzt. Hierzu gehören:

Oberflächenkomplexierung an neu gebildeten Eisen(III)hydroxiden, die vor allem innerhalb der BHV eine Rolle spielen kann.

Kationenaustausch (v. a. an Tonmineralien), der vor allem außerhalb der BHV auf dem mehrere hundert Meter langen Fließweg von der BHV bis zur nächsten Röhre (Hauptwasserweg) durch die Sandstein- und Tonsteinschichten eine Rolle spielen kann. Im Detailbericht 4 wurde lediglich die Bedeutung des Kationenaustauschs innerhalb der BHV untersucht. In Teil 2 des Gutachtens werden auch die hydrochemischen Prozesse auf dem Weg von der BHV zum Röhrensystem betrachtet.

Ergebnis ist, dass sowohl die Oberflächenkomplexierung (sehr wirksam, aber zu wenig Eisen(III)hydroxide) als auch der Kationenaustausch (wirksam, aber zuviel Konkurrenz durch andere Kationen in der BHV) keine relevante Rolle spielen.

[7] Zitat aus GRS – 182 (2002); Seite 14.

[8] Zitat aus GRS – 182 (2002); Seite 14.

5.3 Zusammenfassung des anorganischen Freisetzungspotentials

Die in dem Versatzmaterial enthaltenen anorganischen Schadstoffe Blei, Zink und Cadmium (und andere) sind nicht dauerhaft unter Tage eingeschlossen. Sie werden über einen langen, aber begrenzten Zeitraum im BHV-Bereich gebunden bleiben – und zwar so lange, wie die pH-Pufferwirkung der versetzten Rückstände die pH-Werte in den Porenwässern innerhalb des BHV-Bereichs vergleichsweise hoch (ca. pH 8) halten kann.

Wie lange das in der zeitlichen Entwicklung dauert, hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab, von denen die Geschwindigkeit des Porenwasseraustauschs von entscheidender Bedeutung ist (Freisetzung).

Ob die Rückkehr der anorganischen Schadstoffe Blei, Zink und Cadmium an die Tagesoberfläche – mit messbar großen Konzentrationserhöhungen gegenüber den rein geogen geprägten Konzentrationen in Tiefengrundwässern und in gehobenen Grubenwässern bzw. messbaren großen Erhöhungen ihrer Stofffrachten mit diesen Wässern – nicht oder doch zu erwarten ist, hängt dann von der Standort-spezifischen Ausprägung des Transports dieser Stoffe mit Wässern ab (Ausbreitung, Detailbericht 5).

Die Ergebnisse der hier vorgestellten 1D-Modellierungszenarios erlauben es, – von der Größenordnung her – auf die zu erwartenden Stoffausträge aus realen BHV-Bereichen zu schließen. Dabei sind folgende Zusammenhänge und Einschränkungen von zentraler Bedeutung:

Die reale Durchströmung des BHV-Bereichs erfolgt instationär in einem 3D-Strömungsfeld, während im Modell die Durchströmung in einem stationärem 1D-Strömungsfeld vereinfachend abgebildet wird. Die sich daraus ergebenden Unterschiede im Stoffaustragsverhalten des BHV-Bereichs werden – näherungsweise – durch die Modellierung der unterschiedlich langen Fließstrecken durch den Modell-BHV-Bereich (10, 15, 25, 50 und 100 Meter) abgebildet und gehen in den ‚Quellterm' ein.

Auf den unterschiedlich langen Fließstrecken des Porenwassers durch den BHV-Bereich kommt dieses Wasser in Reaktionskontakt mit Versatzmaterial, das mit unterschiedlichen Mengen, mit unterschiedlichen Anteilen verschiedener Rückstands-bürtiger Mineralphasen und mit unterschiedlicher Porosität sowie unterschiedlicher Durchlässigkeit am Aufbau des BHV-Bereichs beteiligt ist.

Im gesamten BHV-Bereich sind diese Eigenschaften (Mengen, Anteile verschiedener Rückstands-bürtiger Mineralphasen, Porosität, Durchlässigkeit) inhomogen verteilt. Im Gegensatz dazu ist der BHV-Bereich im 1D-Transportmodell gleichförmig aufgebaut.

Die das Standardszenario ergänzenden Modellierungsszenarios geben an, wie sich unterschiedlichen Mengen Reststoffe im Reaktionskontakt und unterschiedliche Fließlängen auf den Quellterm auswirken (Abb. 29 und Abb. 30).

Porosität und Durchlässigkeit des Versatzes sowie des gesamten BHV-Bereichs sind nicht nur inhomogen verteilt; sie ändern sich zudem in der Zeit infolge der Auflösungs-, Umwandlungs- und Ausfällungsreaktionen bei dessen Durchströmung mit Tiefengrundwasser. Bei den instationären Modellierungen der Grundwasserströmung wurden diese möglichen Veränderungen der Durchlässigkeit der BHV berücksichtigt. In einer

Sensitivitätsanalyse wurden für die Durchlässigkeit der BHV Werte von 1 x 10^{-8} m/s und 1 x 10^{-9} m/s und der Einfluss auf die Dauer der PWA untersucht (Detailbericht 5).

Unter Berücksichtigung dieser Zusammenhänge und der modellierten Szenarios können folgende Aussagen zum Stoffaustrag von Zink, Blei und Cadmium mit Porenwässern aus dem BHV-Bereich über dessen abstromige Ränder gemacht werden.

I Die Reststoffe mit ihrem Vorrat an OH-Ionen-haltigen Mineralphasen erhöhen den pH-Wert des zutretenden Tiefengrundwassers von ca. 6,5 und 7,0 auf pH 10 bis 11. Der pH-Wert kennzeichnet die Konzentration der OH-Ionen und bestimmt maßgeblich den Beginn des Stoffaustrags.

II Da nicht bekannt ist, welche Anteile der versetzten Reststoffe in Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser kommen werden, wurden entsprechende Bandbreiten dieser Anteile zum Ansatz gebracht: Anteile 1 %, 5 %, 10 %, 50 % und 100 % (Abb. 29 und Abb. 30).

III Da die Fließstrecken des Porenwassers durch den BHV-Bereich unterschiedlich lang sein werden, wurden auch Beginn und Dauer der Freisetzung bei unterschiedlichen Fließstrecken (10, 15, 25, 50 und 100 Meter) untersucht (Abb. 30).

IV Je größer der Vorrat an OH-Ionen-haltigen Mineralphasen ist, umso mehr OH-Ionen werden daraus in das Porenwasser freigesetzt, umso höher wird der pH-Wert des Porenwassers sein und desto länger bleibt der pH-Wert auf dieser Höhe. Bei den Modellierungen mit einer längeren Fließstrecke durch die BHV (25 m) und höheren Anteilen der Reststoffe im Reaktionskontakt (> 10 %) erfolgt innerhalb des Simulationszeitraums (10.000 Jahre) noch keine Freisetzung eines Bleipeaks.

V Wie die Grundwassermodellierungen zeigen, werden die höheren Konzentrationen bei der Freisetzung nicht im Röhrensystem erreicht, weil sich die freigesetzten Schwermetalle auch großräumig im Tiefengrundwasser verteilen werden.

VI Nach längeren Fließstrecken durch den BHV-Bereich treten die Konzentrationspeaks in den aus der BHV austretenden Wässern zeitlich später auf und halten länger an als nach kürzeren Fließstrecken.

VII Kommen große Anteile des Gesamtvorrats an Restoff-bürtigen Mineralphasen in Reaktionskontakt mit dem Porenwasser, treten die Konzentrationspeaks in den aus der BHV austretenden Wässern zeitlich später auf und halten in der Zeit länger an, als das bei kleinen Anteilen des Gesamtvorrats an Restoff-bürtigen Mineralphasen der Fall ist.

VIII Die gesamten Massen-Vorräte in den BHV-Bereichen (BW Haus Aden/Monopl) der drei relevanten Schwermetalle werden auf 1.321 t Zink, 403 t Blei und 19 t Cadmium geschätzt.

IX Stellvertretend für die relativ mobilen, schnell und leicht freisetzbaren Schwermetalle wurde das Verhalten von Zink modelliert. Stellvertretend für die weniger leicht mobilisierbaren Schwermetalle wurde das Verhalten von Blei modelliert. **Cadmium zeigt ein ähnliches Verhalten (und Konzentrationsniveau) wie Zink; der „Vorrat“ in der BHV beträgt mit 19 t nur ca. 1 % des „Vorrats“ an Zink. Entsprechend kürzer sind die Freisetzungsphasen.**

X Der Quellterm beeinhaltet die Werte zu: pH-Wert sowie die Konzentrationen von Zink, Blei; sowie (in alphabetischer Reihung) von Aluminium, Barium, Carbonat-Kohlenstoff, Calcium, Chlorid, Eisen, Kalium, Magnesium, Mangan, Natrium, Sulfat- und Sulfid-Schwefel, Silizium und Strontium.

XI Mit diesen Werten (Quellterm) wird mit Hilfe des Grundwassermodells die Ausbreitung in das umgebende Gebirge bis zum nächsten Wasserweg (Röhre) modelliert. Die beiden untersuchten Sorptionsprozesse – Oberflächenkomplexierung und Kationenaustausch – spielen keine relevante bzw. Prozess-dominierende Rolle bei der Stofffreisetzung innerhalb der BHV-Bereiche.

5.3.1 Offene Fragen und weiteres Vorgehen

In Teil 2 des Gutachtens wird geprüft, ob die vorliegenden Ergebnisse zur Freisetzung auch auf die BW Walsum und BW Consolidation übertragbar sind, in denen ebenfalls die BHV gemäß dem Prinzip des vollständigen Einschlusses erfolgte. Dies erfolgt in Abhängigkeit der dort eingebrachten Reststoffe. Die chemische Zusammensetzung des Tiefengrundwassers und der Nebengesteine kann im Rahmen dieser Fragestellung als identisch angesehen werden.

Darüber hinaus werden in Teil 2 des Gutachtens die hydrogeochemischen Prozesse auf dem Weg von der BHV zum Röhrensystem untersucht. Es wird im vorliegenden Gutachten davon ausgegangen, dass einmal freigesetzte Stoffe **ohne Veränderung der Konzentration (konservativer Tracer)** das Röhrensystem erreichen. In der Realität finden jedoch zahlreiche Prozesse der De- und Remobilisierung statt. Hierzu sollen 3D-Modellierungen mit dem Rechenprogramm PHAST des US Geological Survey für den Fließweg durch die BHV bis zum Röhrensystem erfolgen (ca. 100 m Fließweg, ca. 1.000 Jahre Fließzeit). Das Rechenprogramm PHAST verknüpft die numerische Modellierung hydrogeochemischer Prozesse mit PHREEQC (im Teil 1 des Gutachtens eingesetzt) mit der numerischen Modellierung der Grundwasserbewegung.

5.3.2 Verfestigung der BHV

Der Zustand der eingebrachten Reststoffe wird ausführlich im Detailbericht 3 (Kap. 5) beschrieben. Die wichtigsten Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Zum Zustand der Versatzstoffe, inbesondere ihrer Verteilung im Bruchhaufwerk und ihr Aggregatzustand sind im BW Haus Aden/Monopol keine direkten Untersuchungen durchgeführt worden. Daher wurden Ergebnisse aus Laborversuchen, aus der materialwissenschaftlichen Literatur und Untersuchungen zum Aggregatzustand in anderen Bergwerken und den sechs Betriebsstörungen im Zeitraum von knapp 2 Jahren ausgewertet (s. Detailbericht 3, Anhang 7).

- Alle den Gutachtern bekannten internationalen Untersuchungen zu dem Thema zeigen eine Erhärtung.
- Beim Erhärten erfolgt ein Kristallwachstum, das die Durchlässigkeit erheblich verringert (Dead-End-Poren).

- Die Überprüfung von Thiehofe (1991) im BW Walsum (Auffahren einer Erkundungsstrecke in die BHV im Sprengvortrieb) zeigt eindeutig eine Erhärtung. Bei einer in Wilke & Dartsch (1995) beschriebenen Bohrung in den nachversetzten Bruchhohlraum in Walsum wurde vermutlich kein Reststoff angetroffen.
- Die ausgewerteten 6 Betriebsstörungen zeigen, dass die verbrachten Reststoffe sich nicht entmischt haben und die Betriebsstörungen eingetreten sind, weil die Reststoffe bereits „zu steif" waren.
- Die thermodynamischen Modellierungen und die damaligen hydrochemischen Untersuchungen zeigen die Bildung von „Zementmineralien" und einen hohen pH-Wert.

Ein Auftreten von Überschusswasser ist unwahrscheinlich und wurde bei der Verbringung auch nie beschrieben. Die verschiedenen, verbrachten HMVA-RAA-Mischungen haben entsprechend unterschiedliche Wasseransprüche. Viskosität und Abbindeverhalten wurden vor Verbringung in Standardversuchen (Rohrviskosimeter und Ausbreitmaß) überprüft, da Überschusswasser die Transporteigenschaften der Suspensionen ungünstig verändert (Sedimentation) und das Risiko von Betriebsstörungen steigert.

Moderne Untersuchungsverfahren belegen das Wachstum neugebildeter Minerale beim Abbindevorgang und das Verschließen des Porenraums, die mit der Bildung von „Dead-End"-Poren einhergehen. Dadurch wird auch die Auflösung der gut wasserlöslichen Salze, die im Versatzmaterial enthalten sind, behindert, wenn die BHV mit Tiefengrundwasser oder einem ansteigenden Grubenwasser in Kontakt kommt. Erst mit einer längerfristigen Umkristallisation (siehe Detailbericht 4) werden auch diese Salze an- und aufgelöst.

In der hydrochemischen Modellierung (s. Detailbericht 4, Prof. [redacted]) erfolgte eine sehr schnelle Lösung der Salze im Kontakt mit einem Tiefen- oder Grubenwasser, da diese mikroskaligen Strukturen, die die Lösung verzögern nicht berücksichtigt werden (ungünstige Annahme).

Es gibt keine Indizien oder fachlichen Argumente dafür, dass eine Verfestigung nicht erfolgt ist. Herr Prof. [redacted] (LFH) hält es auch auf Grund der ausführlich dargelegten und wissenschaftlich begründeten Argumente für ausgeschlossen und fachlich für falsch, aufgrund des pastösen Zustands bei der Verbringung davon auszugehen, dass das Versatzmaterial sich nicht in der beschriebenen Weise verfestigt hat (Detailbericht 3).

Dennoch: Für den rein hypothetischen Fall einer „Nicht-Verfestigung" würde sich folgende Situation ergeben:

Die geomechanische Konsistenz (Verfestigungsgrad) ist **kein** Parameter, der von hydrogeochemischen Modellierungen berücksichtigt werden kann, und er beeinflusst nicht die geochemische Zusammensetzung, z. B. hinsichtlich der Schwermetallgehalte und ihrer Bindungsform: Die hydrogeochemische Modellierung des Stofffreisetzungs- und Stoffaustragsverhaltens berücksichtigt also weder eine „verfestigte" noch eine „unverfestigte" BHV, sondern nur die Reaktionen der eingebrachten Stoffe.

Dies bedeutet, dass sich bei den verbrachten Materialien auf jeden Fall eine pH-Wert-Barriere aufbauen wird. Wenn das Material – rein hypothetisch – flüssig oder halbsteif geblieben wäre, würde dies sogar noch schneller erfolgen, weil in dem flüssigen Zustand die Durchmischung Wasser/Reststoffe und die chemischen Reaktionen leichter

und schneller ablaufen könnten und direkt höhere Anteile – bis zu 100 % – der Reststoffe in Lösungskontakt geraten.

Der Verfestigungsgrad – neben den rein geomechanischen Eigenschaften wie z. B. der Druckfestigkeit – beeinflusst auch die durchflusswirksame Porosität und den Durchlässigkeitsbeiwert des verfüllten Reststoffmaterials. Das sind allerdings rein geohydraulische und keine hydrogeochemischen Parameter. Ein unterschiedlicher Verfestigungsgrad wurde indirekt in den hydrochemischen Modellierungen über die Variation des Anteils Reststoff-bürtigen Mineralphasengemischs, der mit dem Tiefengrundwasser in Reaktionskontakt kommt, berücksichtigt (Spanne zwischen 1 % bis zu 100 % Reststoffe, Abb. 29). Weiterhin wurden auch unterschiedliche Durchlässigkeiten der BHV und die Auswirkungen auf das Freisetzungspotential berücksichtigt (Abb. 37).

6 FREISETZUNGSPOTENTIAL ORGANISCHER STOFFE AUS DER BHV

6.1 Freisetzungspotential PCDD/F („Dioxine“)

Die Freisetzung von PCDD/PCDF über die partikuläre und die wässrige Phase hängt von der Adsorptionsaffinität ab (= Neigung, partikuläres Material zu adsorbieren). Bei gleichbleibenden Temperatur- und Druckbedingungen stellt sich zwischen Adsorption und Desorption ein Gleichgewichtszustand ein. Die Adsorptionsaffinität kann vereinfacht mit Verteilungskoeffizienten zwischen organischem Material und wässriger Phase (K_{OC}-Wert) oder zwischen dem gesamten partikulären Material und der wässrigen Phase (K_D-Wert) beschrieben werden.

Für PCDD und PCDF liegen K_{OC}-Werte aus der wissenschaftlichen Fachliteratur vor. Für Schwebstoffe aus der Elbe wurden für PCDD/PCDF mit vier bis acht Chloratomen log K_{OC}-Werte zwischen 7,2 und 8,4 bestimmt (Götz et al. 1994). Aus diesen sehr hohen log K_{OC}-Werten und der somit sehr hohen Adsorptionsaffinität der PCDD/PCDF an organisches Material lässt sich ableiten, dass eine Freisetzung von PCDD/PCDF aus den kontaminierten Bereichen im Wesentlichen nur über die partikuläre Phase erfolgen kann. Eine Freisetzung über die wässrige Phase spielt aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit (TCDD-OCDD ≤ 0,63 µg L^{-1}, Shiu et al. 1998) und hohen Adsorptionsaffinität der PCDD/PCDF eine untergeordnete Rolle.

6.2 Freisetzungspotential PAK

Das Freisetzungspotential und Ausbreitungspotential der PAK und somit auch das Risiko werden im Folgenden nicht weiter betrachtet, da das Gefährdungspotential der PAK als sehr gering erachtet wird (s. Abschn. 4.2.3).

7 AUSBREITUNGSPOTENTIAL ANORGANISCHER SCHADSTOFFE AUS DER BHV

7.1 Grundlagen

Die Ausbreitung der im Tiefengrundwasser gelösten Schwermetalle wird ausführlich im Detailbericht 5 beschrieben.

Eine Ausbreitung der in der BHV verbrachten anorganischen und organischen Schadstoffe kann nur über den Wasserpfad nach Flutung der Bergwerke erfolgen. Die Ausbreitung der Schadstoffe im Gebirge erfolgt vor allem nach dem Grubenwasseranstieg in den Grubengebäuden bis auf das Niveau von ca. -600 mNHN (und -670 mNHN in der ZWH) und der Aufsättigung des umgebenden Gebirges als **Transport gelöster Stoffe im Tiefengrundwasser**. Diese Prozesse werden mit Hilfe eines numerischen Grundwassermodells simuliert. Das Modell gibt darüber Aufschluss, inwieweit sich das Porenwasser in der BHV insbesondere in der Phase des Grubenwasserwiederanstiegs austauscht und in welchem Zeitrahmen freigesetzte Stoffe sich über die Grundwasserströmung im Gebirge ausbreiten, und welche Anteile über das Röhrensystem der ZWH zuströmen.

Die numerischen Berechnungen wurden mit dem Programmsystem SPRING durchgeführt. Die hydrochemischen Prozesse bei der Freisetzung und die geohydraulischen Prozesse bei der Ausbreitung wurden in enger Abstimmung zwischen Prof. [redacted] (Detailbericht 4), Prof. [redacted] (Detailbericht 5), Prof. [redacted] (Detailbericht 3) und Dr. [redacted] (Detailbericht 1) erarbeitet.

Aufgrund der Komplexität der bestimmenden Prozesse wird ein zweistufiges Modellkonzept entwickelt. Das Fernfeld-Modell umschließt den Bereich des Grubengebäudes vollständig. Das Nahfeld-Modell umfasst den Teilbereich des Fernfeldmodells, der die untertägig verbrachten Reststoffe in der BHV beinhaltet (Abb. 31).

Die Simulationen mit dem Fernfeld-Modell liefern zum einen die Randbedingungen und Anfangsbedingungen für das Nahfeld-Modell, zum anderen kann die Ausbreitung von Stoffen simuliert werden. Damit ist es auch möglich, aus dem Nahbereich freigesetzte Stoffe aus der BHV in ihrem Ausbreitungsverhalten im Gebirge zu berechnen.

Beide Modelle sind dreidimensionale Finite-Elemente-Modelle und simulieren die Strömung des Grundwassers unter Berücksichtigung der Dichteschichtung und temperaturabhängig nach Darcy. Die Stoffverteilung erfolgt innerhalb dieser Modelle über den advektiven, dispersiven und diffusiven Transport ohne Retardation. Der Flutungsvorgang wird mit dem Nahfeldmodell simuliert, der Ausbreitungsvorgang im gesättigten Gebirge mit dem Fernfeldmodell.

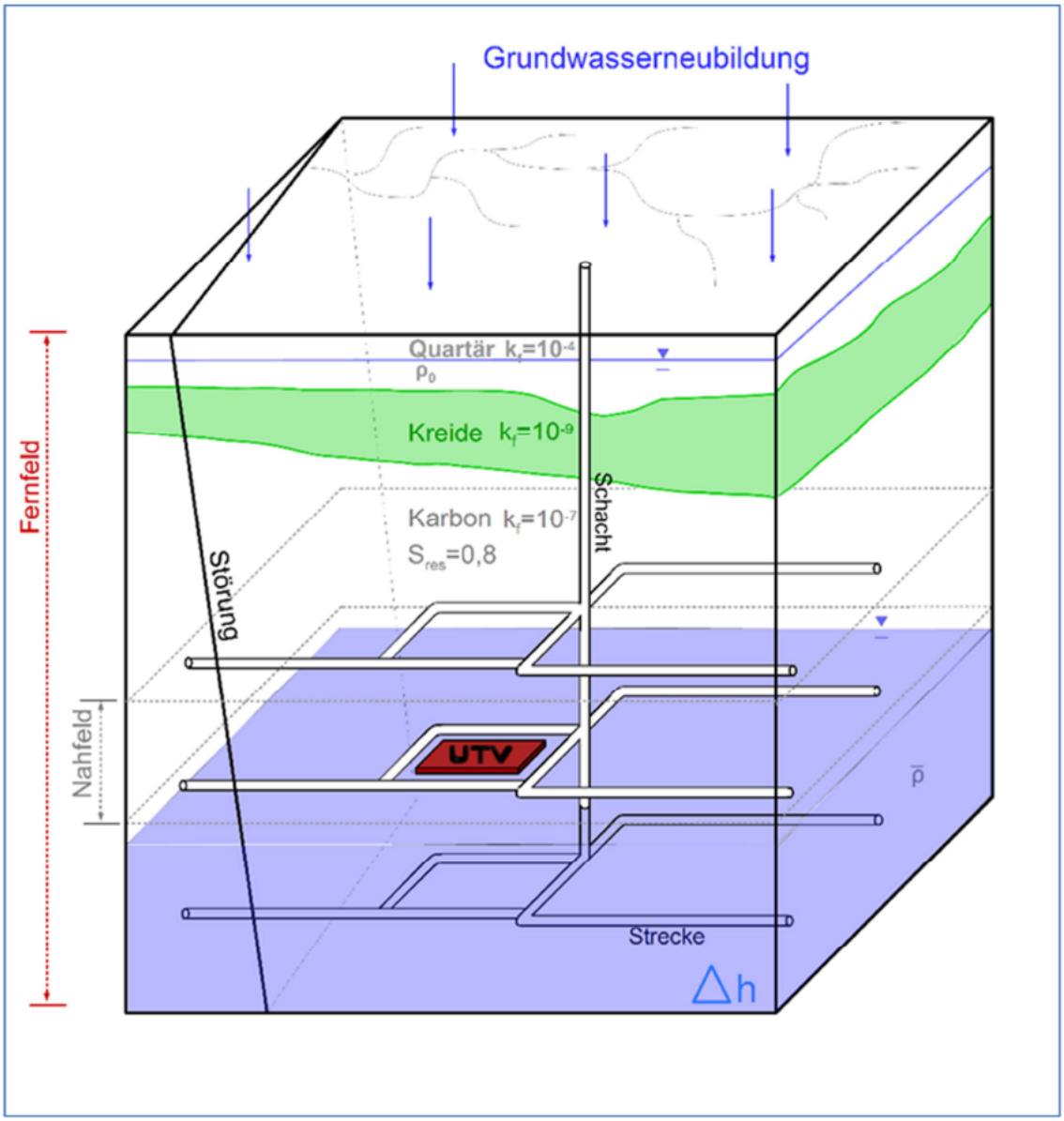


Abb. 31: Modellbereiche im Anfangszustand (Quelle: delta h)

Dabei liefert das Fernfeldmodell folgende Erkenntnisse:

- Großräumiges Grundwasserfließsystem mit der Bedeutung von Störungen (am Beispiel des Königsborner Sprung) und der Aussage darüber, welcher Anteil des Grundwassers im Modellgebiet über das ungestörte Gebirge und welches über die Störung den Rändern der BHV zufließt;
- hydraulische Randbedingungen für das Nahfeldmodell;
- Ausbreitung der Konzentrationen ausgehend von der BHV bis zu den offenen Strecken (Röhrensystem) mit Zeitskalen, maximalen Konzentrationen und Frachten;

- durchschnittliche Fließlängen durch die BHV.
- Das Nahfeldmodell dient der Bearbeitung der folgenden Punkte:
- Dauer bis zur Gebirgssättigung und Beginn der stationären Durchströmung der BHV;
- Sensitivität unterschiedlicher Durchlässigkeiten der BHV;
- Dauer der Porenwasseraustausche (PWA) in der instationären und stationären Phase sowie deren Durchschnittswert.

Grundlage für das numerische Modell ist die hydrogeologische Systembeschreibung, in der die Besonderheiten des Grundwasserfließsystems beschrieben und alle wesentlichen hydrogeologischen Informationen im Modellgebiet zusammengeführt werden (Detailbericht 1, Abb. 23). Hierzu gehört vor allem die Berücksichtigung des durch den Bergbau geschaffenen Röhrensystems, das der zukünftigen Wasserhaltung dient. Die von der RAG gelieferten digitalen Daten wurden auf Plausibilität geprüft und in das Grundwassermodell integriert (u. a. Informationen über die Raumlage und Durchlässigkeit der Schächte, Strecken, Dämme, Abbaubereiche).

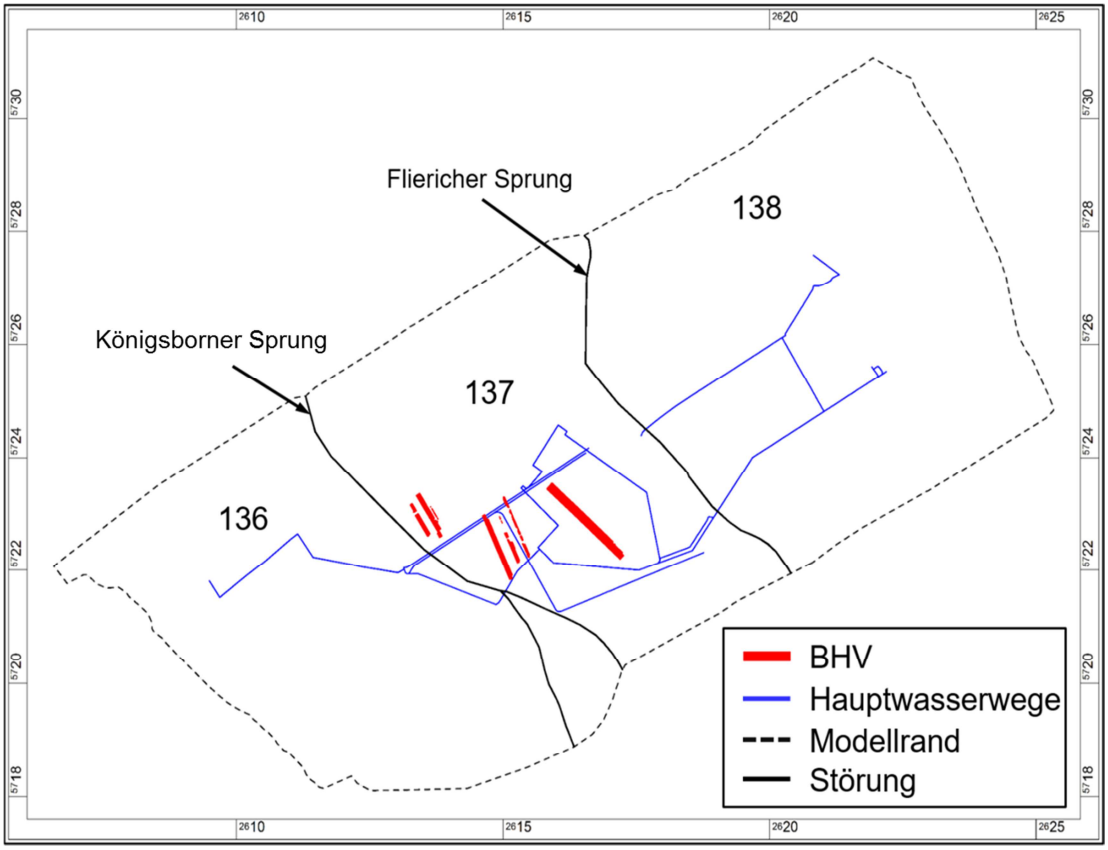


Abb. 32: Gesamtes Modellgebiet: Geologische Schollen, Hauptwasserwege (blau), Bruchhohlraumverbringung (rot), Modellrand (unterbrochene schwarze Linie), Störungen (schwarz), Schollennummern (Quelle: delta h)

Vom Geologischen Dienst (GD) NRW wurden Daten aus dem Bestand des Projektes Kohlevorratsberechnung (KVB) für die drei Großschollen 136, 137 und 138 geliefert (Abb. 32). Die BHV erfolgte ausschließlich auf der zentralen Großscholle 137, die im SW durch den Königsborner Sprung gegen die Großscholle 136 und im NE durch den Flierichter Sprung gegen die Großscholle 138 abgegrenzt wird.

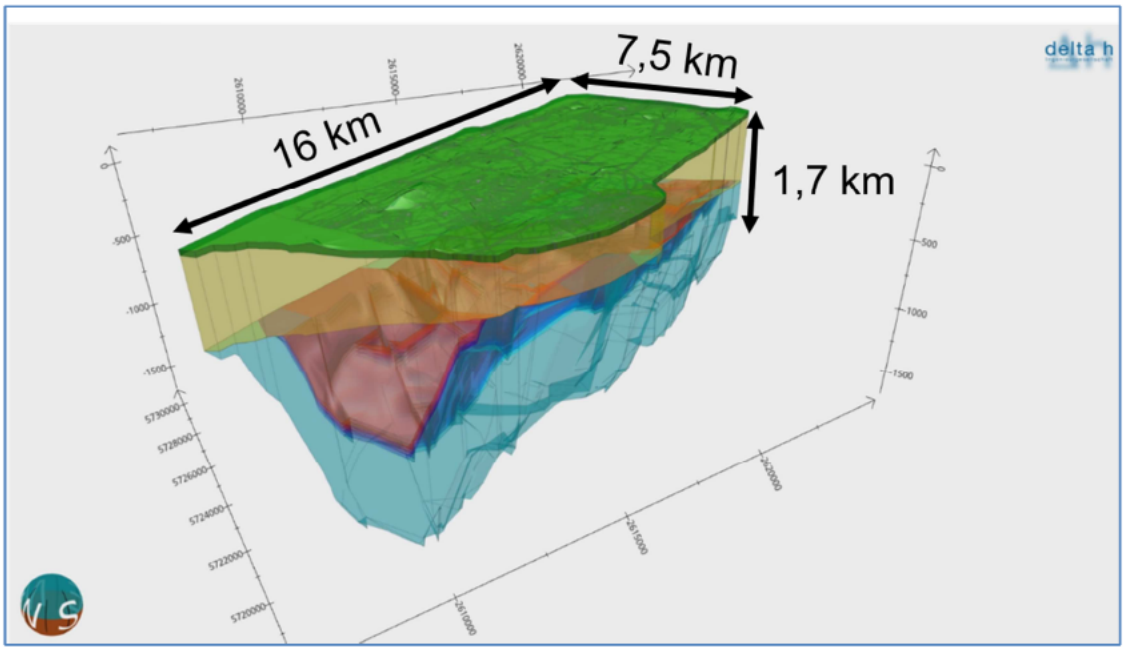


Abb. 33: Geologie 3D-Ansicht Karbon (blau, rot), Kreide (orange), Quartär (blau) (Quelle: delta h)

Auf dieser Datengrundlage wurde die räumliche Lage der relevanten Flözflächen konstruiert. Die Gesamtstruktur bildet eine in Nordost-Südwest-Richtung verlaufende langgestreckte geologische Muldenstruktur (variszisches Streichen). Der Kohlenabbau erfolgte ausschließlich im flach lagernden Kern der Muldenstruktur (Abb. 33).

7.2 Bruchhohlraumversatzbereiche

Die in diesem Bericht verwendeten Bezeichnungen für die einzelnen Teilbereiche der BHV sind in Abb. 34 mit der Draufsicht des Streckennetzes und der Störungen als Ausschnitt aus den Modellnetzstrukturen zu sehen. Das System der offenen Strecken, die Hauptwasserwege (blau) liegt innerhalb zweier Hauptebenen auf ca. -950 mNHN und auf ca. -1.400 mNHN.

Die minimalen Entfernungen von Teilbereichen der BHV zu dem Röhrensystem sind in der Tab. 12 dargestellt. Die Entfernung ist in der späteren Ergebnisauswertung maßgebend für die Ausbreitung der verbrachten anorganischen Schadstoffe.

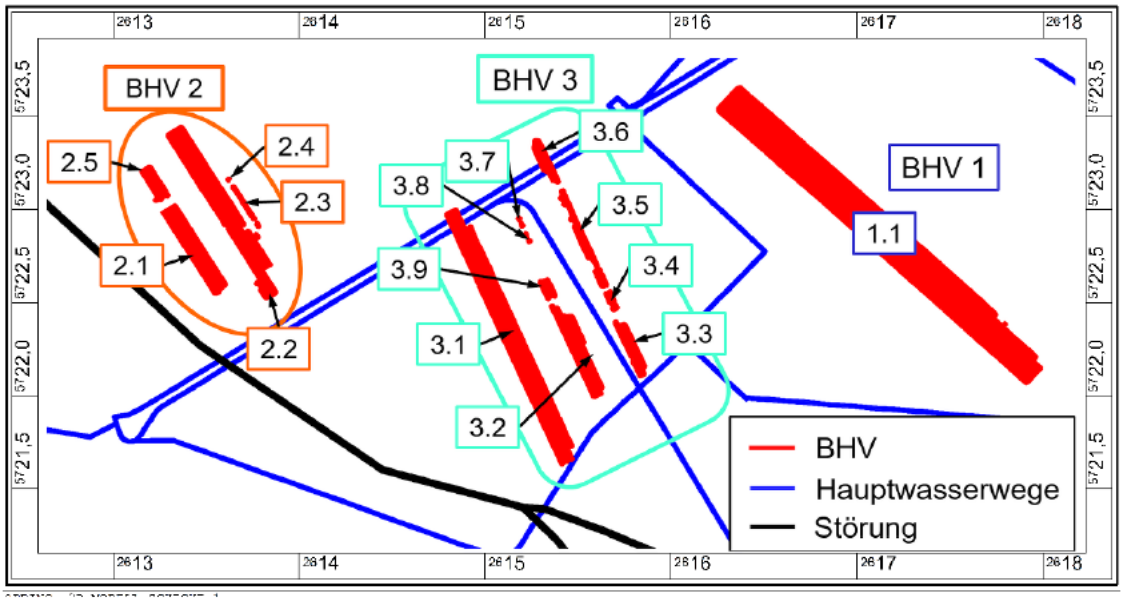


Abb. 34: Lage und Bezeichnung der BHV und der Teil-BHV (Quelle: delta h)

Tab. 12: Minimale Entfernungen der Teil BHV zum nächsten Hauptwasserweg

Teil-BHV	Entfernung zum nächstgelegenen Hauptwasserweg [m]
2.2	126
3.1	144
3.3	159
3.6	145
1	139

7.3 Fernfeldmodell

Auf Grundlage des hydrogeologischen Strukturmodells wird das Fernfeldmodell aufgebaut und kalibriert. Die Nahfeldmodelle der BHV-Bereiche werden aus dem Fernfeldmodell als Detailmodelle herausgeschnitten.

Bei der vertikalen Diskretisierung wird das so entstandene horizontale Netz auf die darunterliegenden Schichtgrenzen projiziert und anschließend entsprechend numerischer Qualitätskriterien verfeinert. Elementschichten auslaufender geologischer Schichteinheiten sind dabei nur innerhalb des Verbreitungsgebietes der Schichteinheit vorhanden. Als Schichtgrenzen werden folgende geologische Flächen auf der Grundlage des hydrogeologischen Strukturmodells berücksichtigt:

- Geländeoberfläche mit Vorflutersystem
- Basis des Quartärs;
- Basis der Kreide;
- Basis des Flözes Zollverein 8;
- Basis des Flözes Grimberg 2-3;
- Basis der Flöze Röttgersbank (Großschollen 136 und 138)/Wilhelm (Großscholle 137) in Abhängigkeit von Abbausituation und der jeweiligen Großscholle;
- Modellbasisfläche bei -1.700 mNHN.

Insgesamt hat das Fernfeldmodell 31.841 Knoten und 35.524 Elemente mit einer mittleren horizontalen Elementlänge von 80 m in bis zu 65 Elementschichten (Abb. 35).

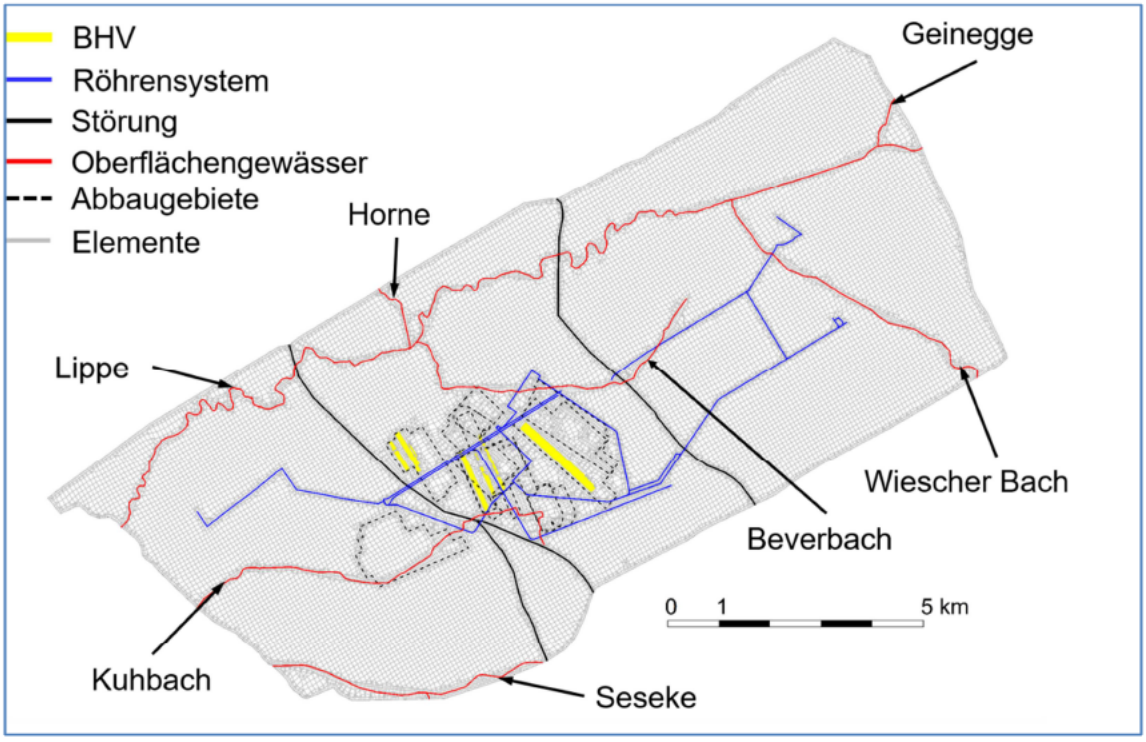


Abb. 35: Horizontales FE-Netz des 3D-Fernfeldmodells mit den netzbestimmenden Strukturen und den Gewässerbezeichnungen (Quelle: delta h)

Die Randbedingungen, Parametrisierung und Kalibrierung sind im Detailbericht 5 ausführlich beschrieben. Vereinfacht dargestellt wurden auf der Grundlage der prognostizierten Entnahmemenge aus dem Einzugsgebiet Ost der Wasserprovinz Haus Aden die Zuströme über die Kreide und das Karbon abgeschätzt. In mehreren Varianten und Sensitivitätsbetrachtungen wurden plausible Durchlässigkeiten und Porositäten für die

einzelnen geologischen Einheiten, nicht abgebaute und abgebaute Flöze, das verbrochene Gebirge oberhalb der Abbaufelder und das unverbrochene Nebengestein sowie die BHV Bereiche (bis 10 m über der Flözsohle) abgeleitet.

Das Röhrensystem wurde anhand von Variationsrechnungen über eine Leakagefunktion an das Gebirge angebunden.

Die Tab. 13 zeigt das Ergebnis dieser aufwändigen Modellkalibrierung und die wichtigsten verwendeten Modellparameter.

Tab. 13: Modellparameter

	Quartär	Kreide	Karbon
$k_{f,vertikal}$-Wert	$5 \cdot 10^{-5}$ m/s	$5 \cdot 10^{-10}$ m/s	$1{,}6 \cdot 10^{-8}$ m/s
Anisotropie (vertikal:horizontal)	1:10	1:5	1:3
Grundwasserneubildung	215 mm/a	-	-
Randpotential	-	-	-610 mNHN
Wasserstand Gewässer	Pegel-Daten, DGM	-	-
Leakage-Koeffizient Lippe (kf/d • b)	1.000	-	-
Leakage-Koeffizient Nebengewässer (kf/d • b)	100	-	-
Wasserstand Hauptwasserwege/Röhren	-	-	-670 mNHN
Leakage-Koeffizient Hauptwasserwege (kf/d • U)	-	-	15
Porenvolumen	0,18	0,05	0,03
BHV-Bereich (k_f-Wert)	-	-	$1 \cdot 10^{-8}$ m/s
Alter Mann (k_f-Wert)	-	-	$5 \cdot 10^{-8}$ m/s
Störung (k_f-Wert)	-	-	$1 \cdot 10^{-5}$ m/s

7.4 Flutungsmodell Nahfeld

Der instationäre Flutungsvorgang des Grubengebäudes und damit auch der BHV wird mit einem detaillierteren Nahfeldmodell, bestehend aus drei unabhängigen Teilmodellen, simuliert (Abb. 36).

Die Störungen, sowie offene und verdämmte Röhren wurden beim Modellaufbau berücksichtigt. Die geometrischen Kennwerte der Teilmodelle sind in Tab. 14 mit Anzahl der Knoten, Elemente und Elementschichten aufgelistet.

Die Randbedingungen der Teilmodelle sind so definiert, dass sie den Zustand des entwässerten Gebirges mit Restsättigung wiedergeben.

Die horizontalen und vertikalen Durchlässigkeiten im Nahfeldmodell wurden differenziert zugeordnet.

Die Aufsättigung eines ungesättigten und geklüfteten Gebirges ist eine komplexe Mehrphasenströmung und wurde im Modell gemäß den Ansätzen von van Genuchten (1980) sowie Wang und Narasimhan (1985) berücksichtigt.

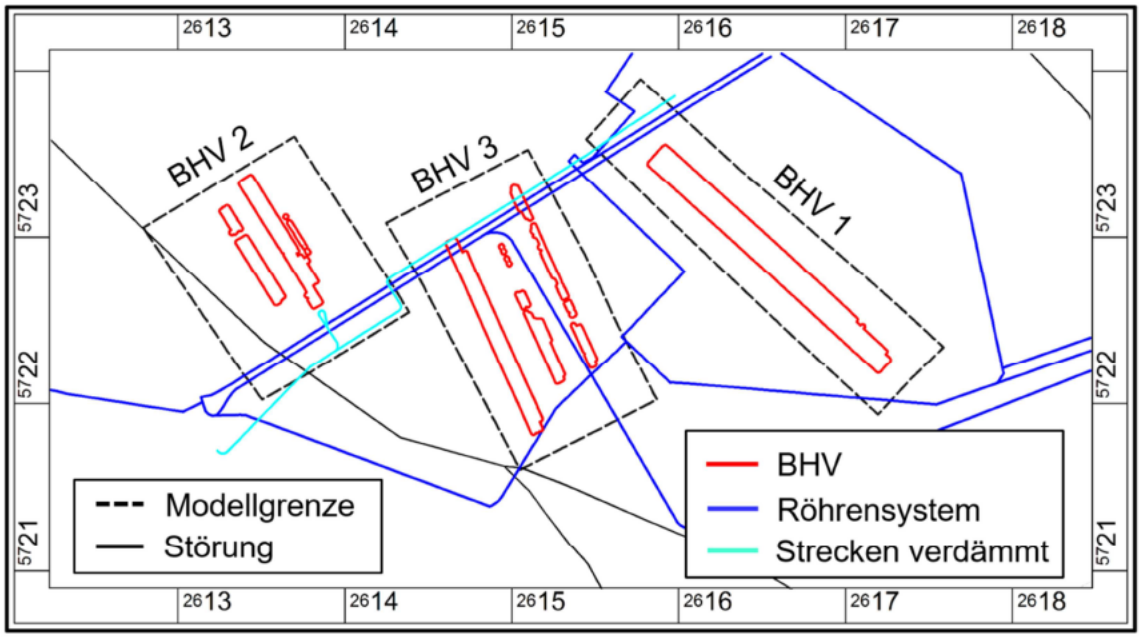


Abb. 36: Übersicht Nahfeldmodelle (Quelle: delta h)

Tab. 14: Modellkenngrößen Nahfeldmodell

Teilbereich	Knoten	Elemente	Elementschichten
BHV 1	3.235.390	3.336.500	250
BHV 2	2.571.433	2.663.040	190
BHV 3	3.071.662	3.178.320	190

7.5 Prognoseberechnungen des Flutungsvorgangs (Nahfeldmodell)

Der Flutungsvorgang des entwässerten Gebirgskörpers und des Grubengebäudes ist bis zur vollständigen Sättigung ein stark instationärer (zeitabhängiger) Vorgang. Die instationären Prognoseberechnungen dieses Vorgangs werden mit den Teilmodellen des Nahfeldes für alle 3 BHV-Bereiche durchgeführt. Der Anstieg wird durch die Wasserhaltung auf -670 mNHN in den Schächten und offenen Strecken begrenzt (Abb. 18). Der Wasserspiegel steigt im System der offenen Strecken und Schächte vergleichsweise schnell an (ca. 3 Jahre). Es folgt, ausgehend von den bereits gefluteten Strecken und Schächten, sowie durch von oben zutretendes Sickerwasser, eine Aufsättigung des Karbons und der BHV innerhalb von ca. 26 Jahren (Abb. 37).

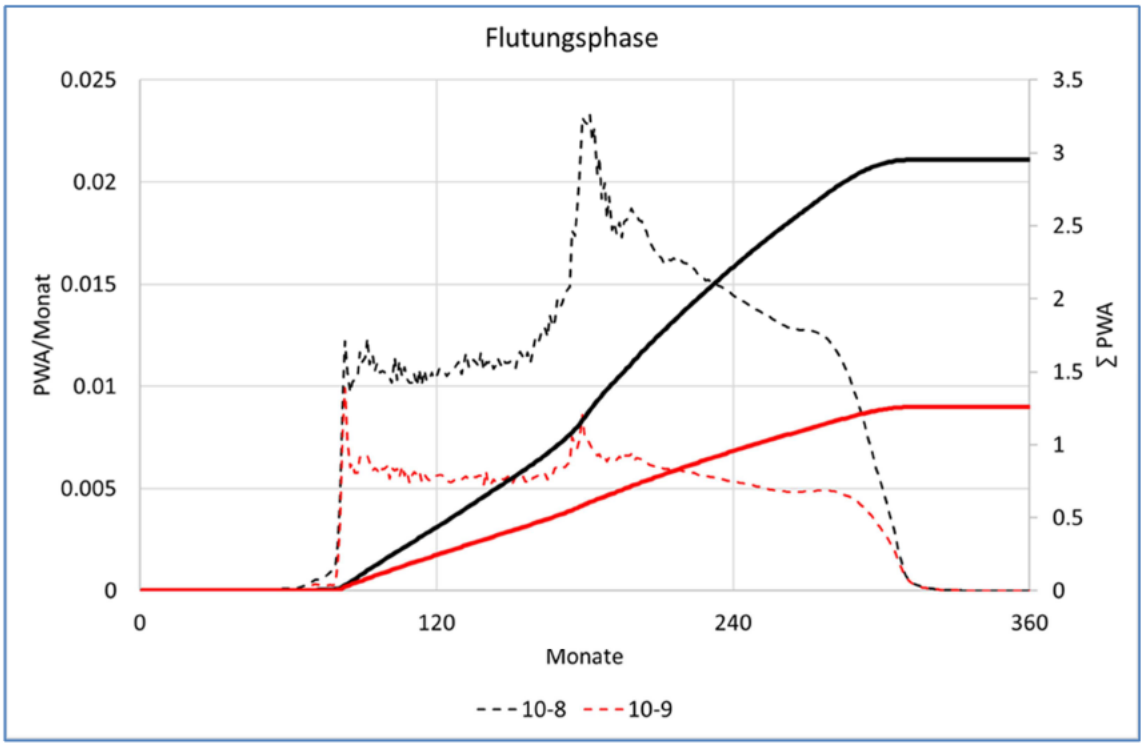


Abb. 37: Porenwasseraustausch bei unterschiedlichen Durchlässigkeiten der BHV 1 in der instationären und der stationären Phase, als Volumenstrom (linke Achse) und als summarische Kurve (rechte Achse) (Quelle: delta h)

Bedeutung der Durchlässigkeit der BHV

Die versetzten Reststoffe beinhalten auch wasserlösliche mineralische Bestandteile, die im Reaktionskontakt mit Porenwässern langfristig freigesetzt werden. Dies erhöht die Durchlässigkeit. Dadurch entstehen langfristig Lösungsbahnen höherer Durchlässigkeit innerhalb der BHV, auf denen die Durchströmung vorrangig erfolgt. Infolgedessen durchdringt die Lösungsfront die BHV ungleichmäßig.

Da diese Veränderungen nicht quantifizierbar sind, wurde zur Untersuchung der Sensitivität die BHV-Durchlässigkeit variiert. Für den Beginn der Durchströmung wurde eine geringere Durchlässigkeit von 10^{-9} m/s untersucht. Zur Abbildung des fortgeschrittenen Stadiums der BHV wurde im Vergleich dazu eine um eine Potenz höhere Durchlässigkeit angenommen (10^{-8} m/s).

Die Ergebnisse dieser K-Wert-Variation für den Versatzbereich BHV 1 zeigt die Abb. 37. Der Volumenstrom durch die BHV bei Ansatz der Anfangsdurchlässigkeit ist in rot gestrichelt, bezogen auf die Vertikalachse links in der Abbildung, die bei fortgeschrittener Durchlässigkeit schwarz dargestellt ist. Die Aufsummation beider Volumenströme ergibt die schwarze durchgezogene Linie bei höherer Durchlässigkeit und rot bei niedrigerer Durchlässigkeit (rechte Vertikalachse).

Für den Versatzbereich BHV 1 dauert demnach ein PWA bei einer fortgeschrittenen, höheren Durchlässigkeit von 10^{-8} m/s etwa 166 Monate gegenüber 246 Monaten bei der geringeren Anfangsdurchlässigkeit. Dies lässt den Schluss zu, dass die Auswirkungen einer 10-mal höheren Durchlässigkeit nicht zu einer erheblichen Verkürzung der Zeit für einen PWA führen. Daher wurden die weiteren Modellrechnungen alle mit der höheren Durchlässigkeit von 10^{-8} m/s durchgeführt, die sich erst langfristig nach Lösungsvorgängen in der BHV einstellen wird (ungünstige Annahme).

Nach erfolgter Flutung der Teilmodelle erreicht das Strömungsfeld den stationären Zustand. Aufgrund der für die Flutung gewählten Randbedingungen kommt die Durchströmung in diesen Modellen damit zum Erliegen, was nicht dem sich einstellenden stationären Fließzustand entspricht. Ab diesem Zeitpunkt gibt das Nahfeldmodell nicht mehr die abzubildenden Verhältnisse wieder, hier setzt das Fernfeldmodell an.

Während des Flutungsvorgangs finden in allen BHV-Bereichen zwischen einem und vier PWA statt. Diese Anzahl ist, verglichen mit der notwendigen Anzahl an PWA für eine Freisetzung der anorganischen Schadstoffe, vernachlässigbar gering, so dass davon ausgegangen werden kann, dass der Vorgang der Flutung für die Ausbreitung der anorganischen Schadstoffe nicht vorrangig ist. Daher wurde bei der Berechnung der Fließlängen, die in die Quelltermberechnung eingehen, der stationäre Strömungszustand nach Flutung zugrunde gelegt.

7.6 Prognoserechnungen mit dem Fernfeldmodell

Im Fernfeldmodell wird das nach dem Flutungsvorgang sich einstellende quasistationäre Strömungsfeld mit dem instationären Stoffaustrag aus dem BHV simuliert.

Dem Quellterm, der die Ausgangsgröße für die Ausbreitungsberechnung der verbrachten Inhaltsstoffe darstellt, liegen die Ergebnisse des Detailberichts 4, dem Standardszenario zugrunde (s. Abschn. 5.2.2). Dabei ist der dort definierte Quellterm der untersuchten Stoffe eine Funktion des Reststoffgehalts im Reaktionskontakt, der Fließlänge und der Anzahl PWA. Für die Ausbreitungsberechnung werden daher zunächst die Fließlänge und die Anzahl PWA mittels der Simulation einer Tracerausbreitung bestimmt. Mit diesen Größen wird der instationäre Quellterm für die Reststoffe Zink und Blei als Randbedingung für deren Ausbreitungsberechnungen ermittelt.

7.6.1 Strömungsfeld

Nach der vergleichsweise schnellen Flutung des Strecken- und Schachtsystems auf ein Niveau von -670 mNHN (ca. 3 Jahre) erfolgt eine zunehmende Aufsättigung des Gebirges, die nach etwa 26 Jahren beendet ist. Es stellt sich dann ein quasistationärer Fließzustand ein mit einer Ausrichtung der Grundwasser-Strömung auf das durchflussrelevante Streckensystem, dessen Vorflutpotential aufgrund der Zentralen Wasserhaltung bei ca. -670 mNHN verbleibt. Die freie Oberfläche, die sich im Karbon einstellt, wird in Abhängigkeit von der Entfernung zum Streckensystem bei Werten oberhalb von -670 mNHN liegen.

Als Randbedingung wurde daher für alle Modellränder im Karbon ein Festpotential von -610 mNHN gewählt. Da am Nord- und Südrand keine Wasserhaltungen aus Altbergbau an den Modellraum angrenzen, wäre hier auch die Annahme eines höheren Potentials vertretbar. Da ein Einfluss von Wasserhaltungen der im Nordosten und Südwesten angrenzenden Bergwerke in diesen Raum jedoch nicht ausgeschlossen werden kann, wurde dieser Wert auch im Süden und Norden angesetzt. Dieser Wert ist als konservativ anzusehen, weil die Modellrechnung zeigt, dass es bei diesem Ansatz zu einem auf den südlichen Modellrand gerichteten Teil-Abstrom aus den BHV-Bereichen kommt. Läge das Randpotential höher, käme dieser Abstromanteil zum Erliegen und der Austrag aus der BHV würde über das Streckensystem vollständig zur Zentralen Wasserhaltung fließen. Damit stellt die Modellsituation, vor allem in der Variante mit der als grundwasserleitend angenommenen Königsborner Sprung, eine ungünstige Situation dar, so dass das Untersuchungsergebnis auf der sicheren Seite liegt.

Das Ergebnis der Kalibrierung unter diesen Modellannahmen zeigt bei einer Grubenwasserhaltung bei -670 mNHN ein großräumiges Strömungssystem, das zum Teil auf das durchflusswirksame Streckensystem mit der Zentralen Wasserhaltung und zum Teil auf die Modellränder hin ausgerichtet ist. Hervorgerufen wird dies durch die Zusickerung aus dem darüber liegenden Deckgebirge, welche zu einem Grundwasseranstieg im zentralen Modellgebiet und zu einem Abstrom auch in Richtung der Ränder führt.

Einzelne Fließbahnen über durchlässige Störungen und/oder höhere Durchlässigkeiten in einzelnen Schichten erreichen die Ränder schneller als Fließbahnen durch das Gebirge und modifizieren so das Strömungsbild.

Das beschriebene quasistationäre Strömungsfeld (Abb. 38) ist Grundlage für alle instationären Ausbreitungsberechnungen.

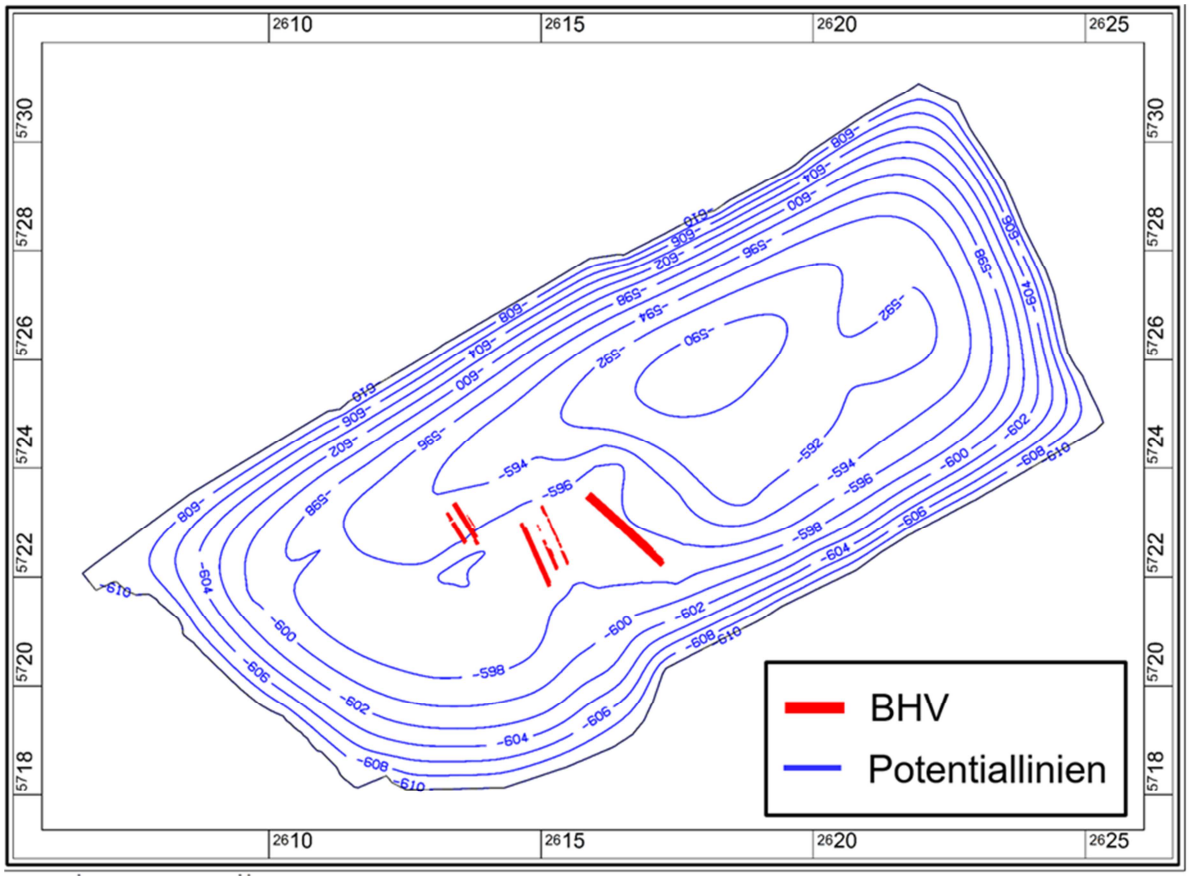


Abb. 38: Quasistationäres Strömungsfeld in der Ebene des BHV nach dem Grubenwasseranstieg als Ausgangszustand für die Ausbreitung (Quelle: delta h)

7.6.2 Störungen

Im Bereich der BHV liegen als wesentliche Störungen der Königsborner Sprung und der Flierich er Sprung. Die Störungen haben je nach anzunehmender Durchlässigkeit einen wesentlichen Einfluss auf die Ausbreitung der aus der BHV ausgetragenen Stoffe. Die Durchlässigkeiten für den gesamten Störungsbereich variieren und sind nicht vollständig abschätzbar. Aus diesem Grund wurden die Simulationen jeweils zweimal durchgeführt: zum einen mit einer Durchlässigkeit der Störungen, die der des umliegenden Gebirges entspricht. Dieses Szenario wird als „ohne Störung“ bezeichnet. Zum anderen wird den Störungen auf ihrer gesamten Fläche eine vergleichsweise hohe Durchlässigkeit von 10^{-5} m/s zugewiesen (Detailbericht 1). Dieses Szenario wird als „mit Störung“ bezeichnet und bildet den maximal anzunehmenden Störungseinfluss ab.

In der Realität wird der Einfluss der Störungsbereiche sehr wahrscheinlich zwischen den Simulationsergebnissen beider Szenarios liegen.

7.6.3 Bedeutung der durchflusswirksamen Strecken im Strömungssystem

Im karbonischen Teil des Modellgebiets treten zwei relevante Vorflutsysteme auf: das durchflusswirksame Streckensystem (Röhren) und die Modellränder. Die verdämmten Strecken sind aufgrund ihrer geringen Durchlässigkeit für die räumliche Durchströmung kaum relevanter als das durchbaute und verbrochene Gebirge.

Über die Röhren fließt der Großteil der Wassermengen, die in der Zentralen Wasserhaltung (ZWH) gehoben werden, allerdings handelt es sich hierbei vor allem auch um Grubenwässer, die aus anderen Bergwerken außerhalb des Modellgebiets, dem Einzugsgebiet Victoriadamm übergeleitet werden. Diese Mengen sind für die Strömungsberechnung mit dem Grundwassermodell nicht relevant. Das Einzugsgebiet Victoriadamm ist auch nicht Teil des Modellgebietes. Sie begründen jedoch eine wesentliche Verdünnung der den Röhren aus der BHV zufließenden und mit Schwermetallen belasteten Tiefengrundwässer.

Die Röhren haben trotz ihrer großen Querschnitte insgesamt nur einen sehr geringen Volumenanteil innerhalb des geringdurchlässigen Gebirgskörpers. Die Zuströmung auf die Röhren ist daher durch das Gebirge limitiert, und der größte Teil der Grundwasserströmung – ca. 80 bis 90 % – ist auf die Ränder gerichtet (siehe Tab. 15). Diese werden jedoch erst weit außerhalb der Rechenzeit von 10.000 a von den Schwermetallen erreicht.

Tab. 15: Volumenströme im Vergleich mit und ohne Störung

Simulation	Durchflussvolumen [m³/a]	
	Hauptwasserwege	Ränder
mit Störung	37.040 (11 %)	292.607 (89 %)
ohne Störung	68.990 (21 %)	260.657 (79 %)

Für die Abb. 39 und Abb. 40 wurden für das Szenario mit und ohne Störungen die Modellknoten des Grundwassermodells ausgelesen, an denen Wasser in das Röhrensystem übertritt. Modellknoten, an denen kein Wasser übertritt, sind nicht dargestellt. Die farblichen Unterschiede stellen die 3 Höhenlevels des Röhrensystems dar. Schwarz repräsentiert das Level auf ca. -960 mNHN, rot liegt auf ca. -1.100 mNHN und die hellblauen Punkte liegen bei ca. -1.400 mNHN.

Der gesamte Volumenstrom im Modellgebiet beträgt ca. 330.000 m^3/a. Im Zustand ohne Störung fließt dem Röhrensystem über nahezu die gesamte Länge des Röhrensystems Wasser aus dem Gebirge zu. Da die Störungen, wenn sie deutlich durchflusswirksam sind, das Gebiet in Richtung der Ränder entwässern, fließt dem Röhrensystem bei Annahme von durchlässigen Störungen nur ca. die Hälfte an Wasser zu (Tab. 15). Im südlichen Bereich hat das Röhrensystem mit Störungen eine deutlich verringerte Vorflutwirkung.

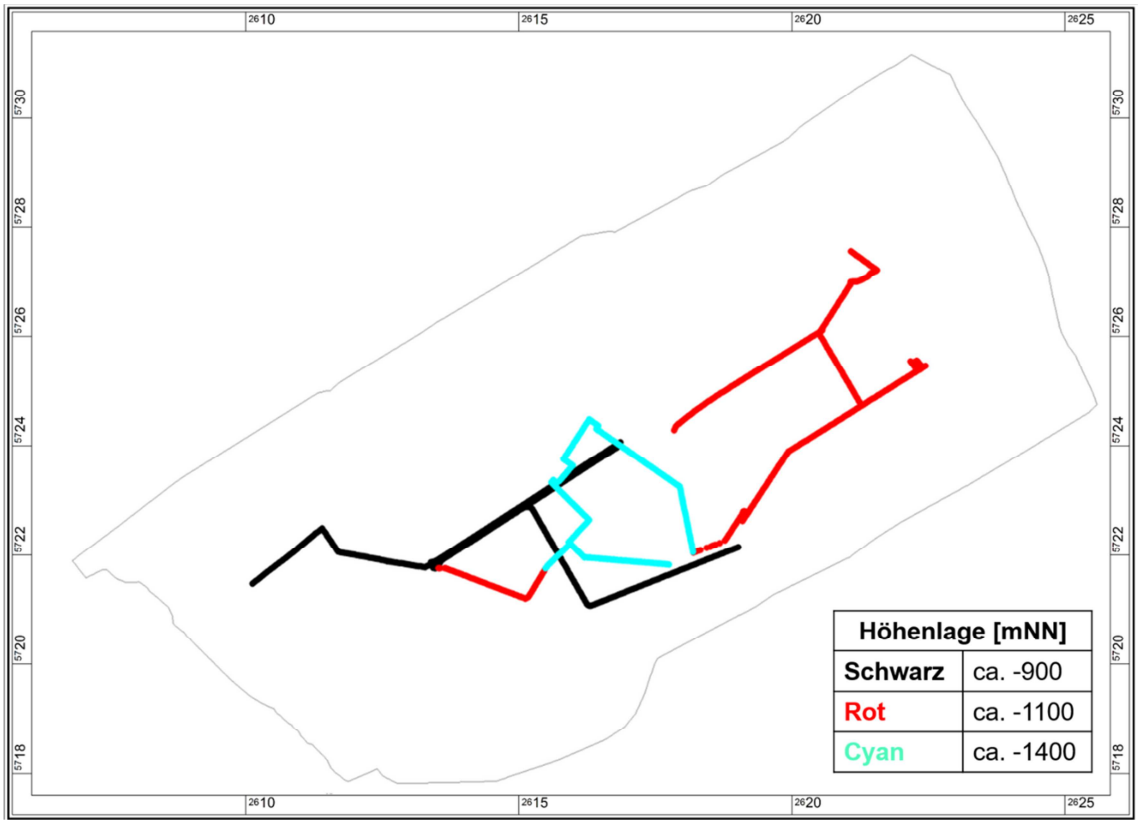


Abb. 39: Drainierende Modellknoten (Vorflutwirkung) im Röhrensystem ohne Störung (Quelle: delta h)

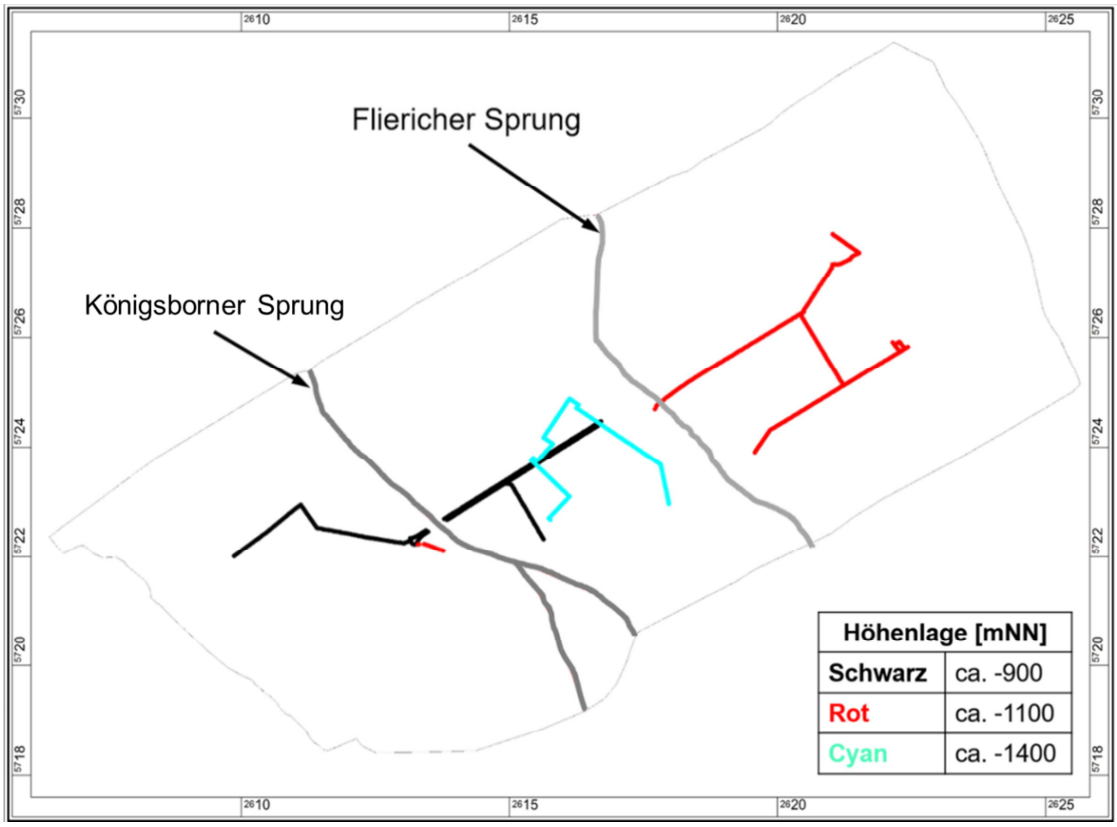


Abb. 40: Drainierende Modellknoten (Vorflutwirkung) im Röhrensystem mit Störung (Quelle: delta h)

7.6.4 Ergebnisse der instationären Tracer-Berechnung

Für die Tracer-Berechnung wird im Gegensatz zu den Ausbreitungsberechnungen für Blei und Zink über den gesamten Berechnungszeitraum eine konstante (stationäre) Konzentrationsrandbedingung von 100 Prozent auf allen BHV Knoten angesetzt.

Die Tracerberechnung dient der Bestimmung der Fließlängen und PWA für die Bestimmung der Quellterme von Blei und Zink aus den funktionalen Zusammenhängen der hydrogeochemischen Untersuchungen aus Detailbericht 4. Weiterhin zeigt die Ausbreitung des Tracers die **maximal mögliche Stoffausbreitung bei vollständiger Auswaschung der verbrachten Stoffe**, die in der Realität nicht erreicht werden kann. Dabei wurden beide Störungsszenarios berechnet.

Die Abb. 41 zeigt die Lage von 4 Knoten des Röhrensystems in nächster Entfernung zu allen 3 BHV-Bereichen. Für diese Knoten, jeweils bezeichnet mit der Kennzahl des nächstliegenden BHV-Teilbereichs, ist eine Konzentrationserhöhung aufgrund der Nähe zur BHV als erstes zu erwarten. Abb. 42 und Abb. 43 stellen als Ganglinien den Verlauf der Tracerkonzentration an diesen 4 Knoten mit und ohne Störung dar. Die Konzentration kann nicht 100 % erreichen, weil es auch einen Abstrom zu den Modellrändern gibt.

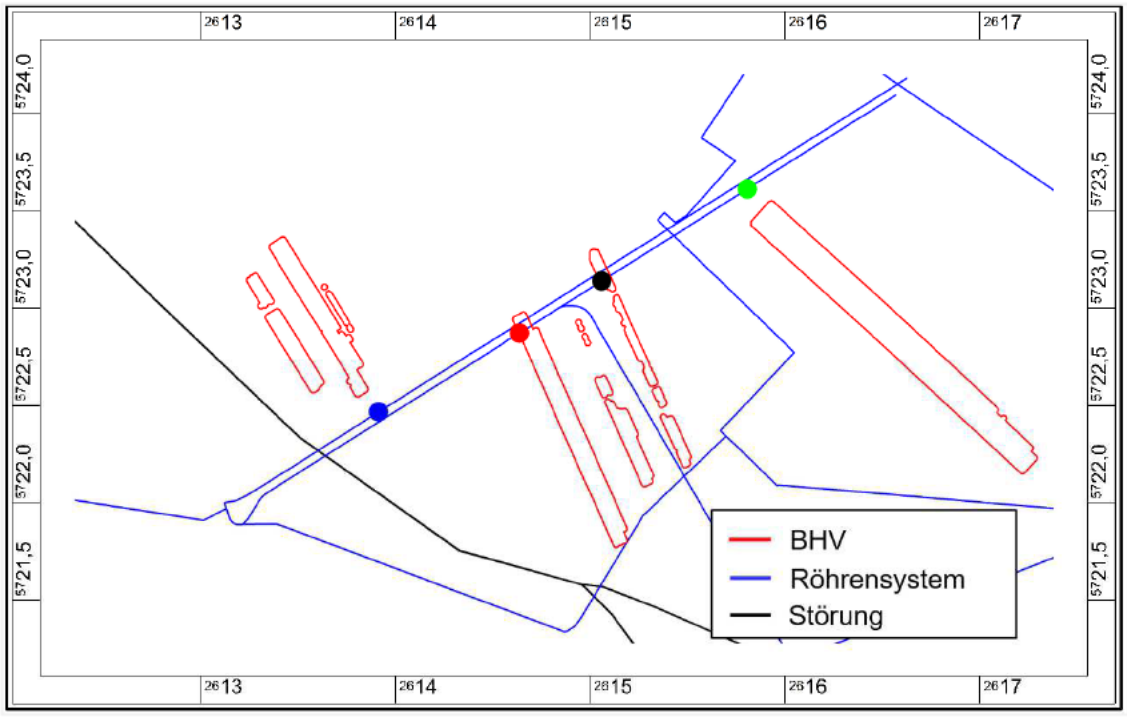


Abb. 41: Lage der Knotenpunkte (blau, rot, schwarz, grün) (Quelle: delta h)

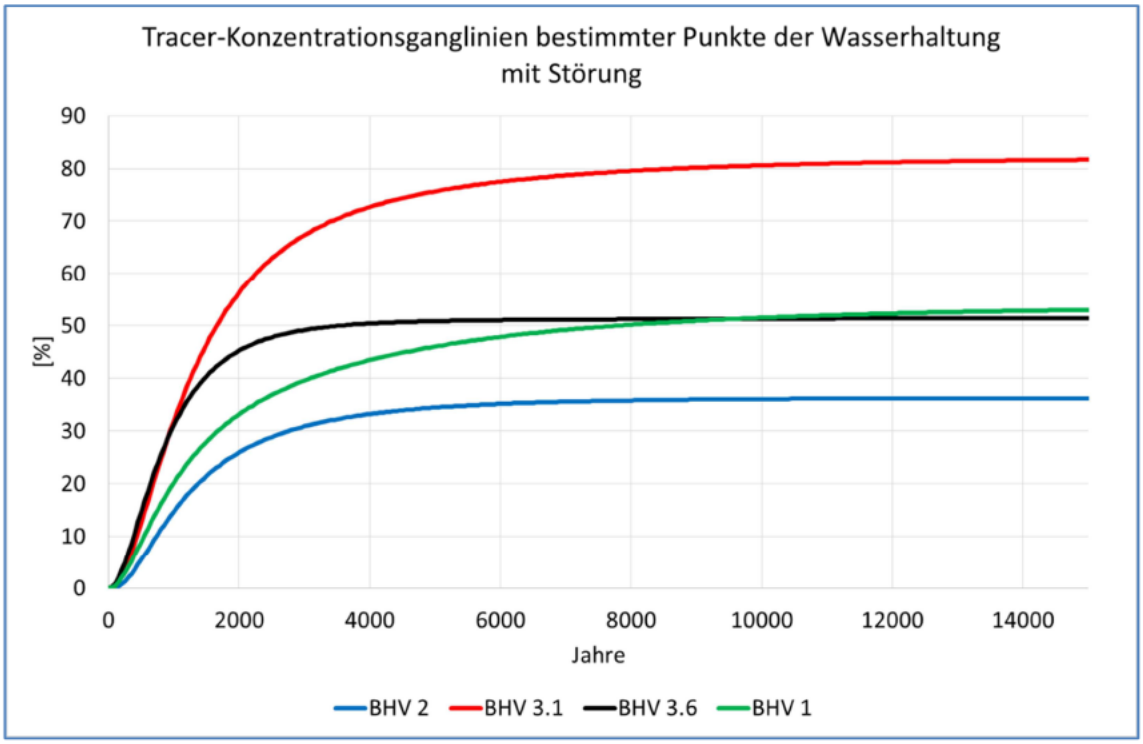


Abb. 42: Tracer-Konzentrationsganglinien an 4 Knoten (siehe Abb. 41) mit Störung (Quelle: delta h)

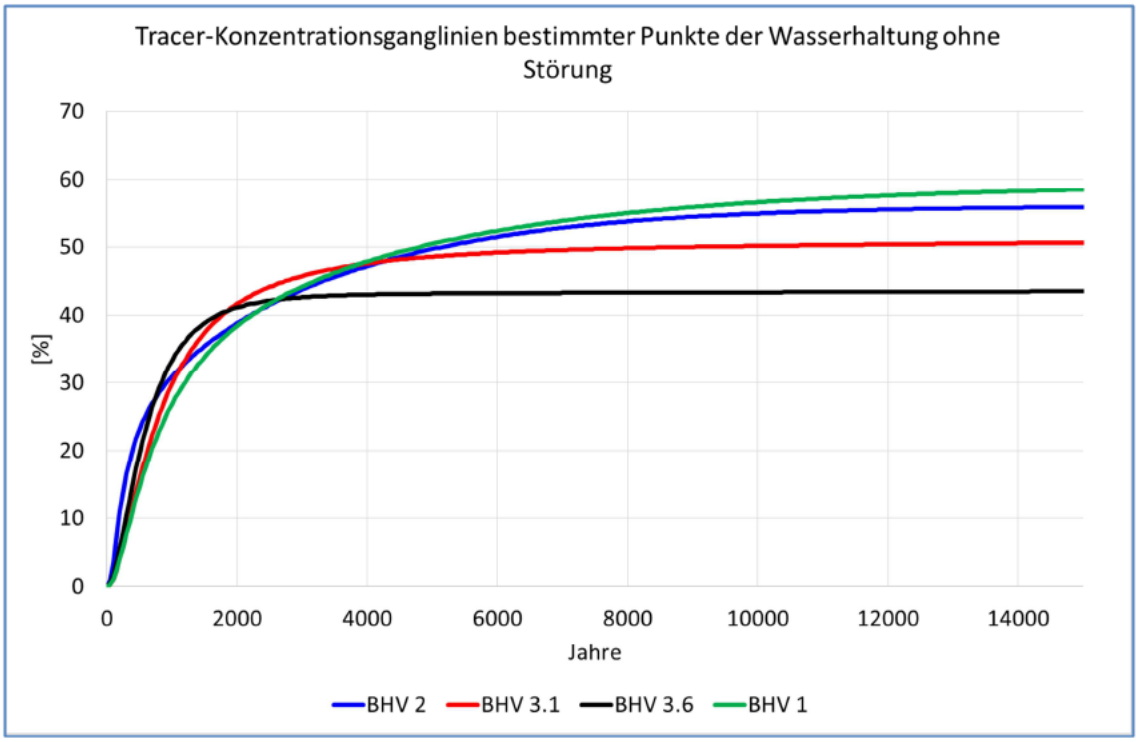


Abb. 43: Tracer-Konzentrationsganglinien an 4 Knoten (siehe Abb. 41) ohne Störung (Quelle: delta h)

Nach einer der großen relativen Nähe zwischen Strecken und BHV entsprechenden sehr kurzen Anfangszeit steigen die Konzentrationen in allen vier Knoten steil an. Nach einigen 1.000 Jahren nähert sich der Konzentrationsverlauf in den Strecken asymptotisch seinem Endwert an. Dabei geschieht dies in den Knoten in unmittelbarer Nähe der BHV 3 schneller als bei BHV 1 und 2, bei denen der Abstand zwischen Strecke und BHV etwas größer ist. Die Anfangssteigungen der Konzentrationen sind im Strömungsfeld ohne Störung deutlich steiler. In dem sich einstellenden komplexen Strömungsfeld ist der Einfluss der Störungen auf die Höhe der Konzentration entlang der Strecken unterschiedlich. Die Streckenknoten in unmittelbarer Nähe zu BHV 1 und 2 weisen bei der Simulation mit Störungen kleinere Konzentrationen aus, wohingegen die Knoten im Bereich der BHV 3 größere Konzentrationen haben als in einer Simulation ohne Störungseinfluss.

Die folgenden Abbildungen geben einen detaillierteren Einblick in das komplexe Strömungsfeld mit und ohne Störungseinfluss und in die sich daraus ergebende Tracerausbreitung. Die Abb. 44 stellt das Strömungsfeld auf Höhe der BHV ohne Störungseinfluss dar. Die hellblauen Linien sind die Potentialisolinien, die eine im Bereich des BHV im Wesentlichen nach Süden gerichtete Strömung zeigt. Überprägt ist dieses Strömungsbild durch das Vorflutsystem der offenen Strecken (fette schwarze Linien). Bahnlinien beschreiben den Weg eines Wasserteilchens von einem bestimmten Punkt aus durch das Strömungsfeld. Die Bahnlinien, deren Berechnung in den BHV-Bereichen gestartet wurde, führen entweder zum südlichen Modellrand oder zu den offenen Strecken. Folgerichtig ist eine Konzentrationsausbreitung zu erkennen, die nach Süden hin gerichtet ist.

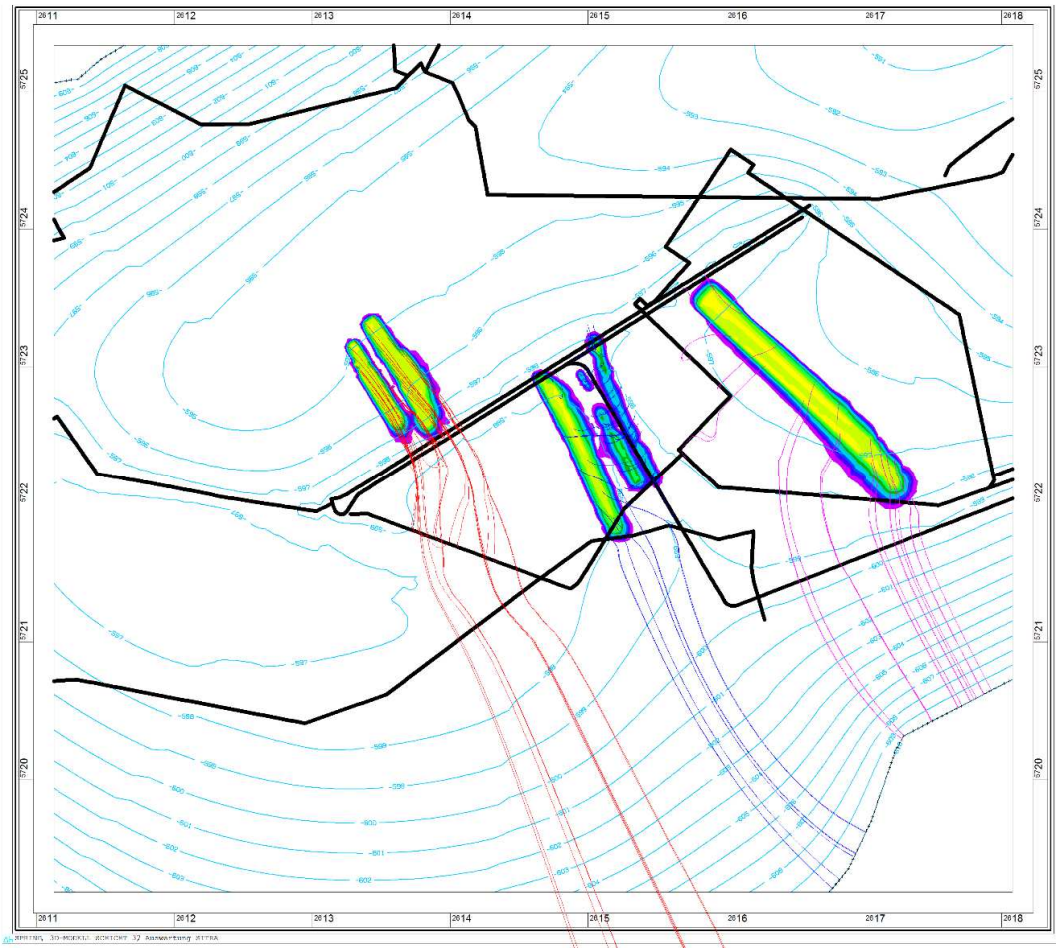


Abb. 44: Bahnlinien mit Startpunkten (rot, blau, violett), Potential-Isolinine (türkis) und Konzentrationsverteilung (farbige Flächen) bei der Tracer-Berechnung ohne Störung, Abstrom nur nach Südosten (Quelle: delta h)

Im Szenario mit der Berücksichtigung gut durchlässiger Störungen in der Abb. 45 modifiziert sich dieses Strömungsbild deutlich. Die Störungen sind durch magentafarbige Linien dargestellt. Die starke Vorflutwirkung der im Gegensatz zu den linienhaften Strecken flächenhaft wirkenden Störungen überdeckt die Auswirkung der Strecken sehr stark und lenkt die Strömung vorflutartig den Modellrändern zu. Besonders bei den blauen Bahnlinien aus der BHV 3 ist deutlich erkennbar, wie die Partikel der Bahnlinie aus dem BHV 3 zunächst in die Störung Richtung Südwesten fließen, um dann nach einer Strecke innerhalb der Störung diese wieder verlassend dem südöstlichen Rand zuzufließen. Die größere Menge des Wassers fließt jedoch nach Erreichen der Störungen direkt über diese dem Rand zu. Folgerichtig ist eine Konzentrationsausbreitung zu erkennen, die deutlich auf die Störungen hin gerichtet ist und über diese im Gebirge entlang der Störungen verteilt wird.

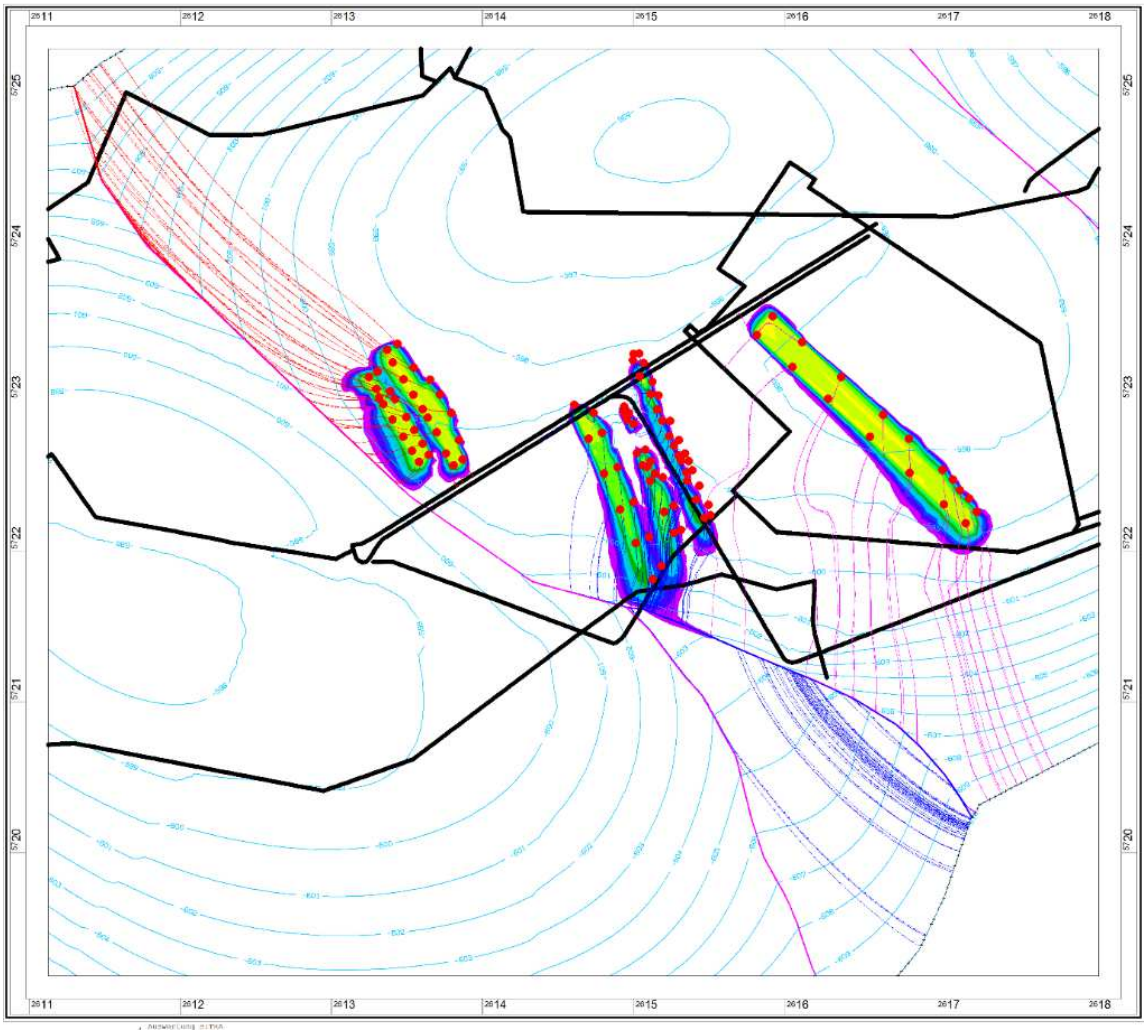


Abb. 45: Bahnlinien mit Startpunkten (rot, blau, violett), Potential-Isolinie (türkis), Potential-Isolinien (blau) und Konzentrationsverteilung (farbige Flächen) bei der Tracer-Berechnung mit Störung (magenta), Abstrom nach Süden und Nordwesten (Quelle: delta h)

7.6.5 Ausgangszeitpunkt für die Ausbreitungsberechnung

Der Beginn der Ausbreitung wird durch das Freisetzungspotential bestimmt. Bei langen Fließstrecken durch die BHV (mit Störung) und/oder hohen Anteilen an Reststoffen im Lösungskontakt konnte innerhalb des Simulationszeitraums von 10.000 Jahren nicht mehr dargestellt werden. So kommt es z. B. bei 10 % Reststoffen im Reaktionskontakt bei 15 m Fließlänge nach über 3.500 Jahren noch innerhalb der Rechenzeit zu einer Bleifreisetzung (Kap. 5, Abb. 29 und Abb. 30).

Beispielhaft sind im Folgenden für verschiedene Reststoffgehalte und Fließlängen die PWA angegeben, ab denen eine Freisetzung beginnt. Für eine vereinfachte Abschätzung kann von einem minimalen PWA von 10 Jahren Dauer oder einem mittleren PWA mit 34 Jahren Dauer ausgegangen werden (Abb. 48).

10 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 10 m Fließlänge:	200 PWA
10 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 25 m Fließlänge:	400 PWA
10 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 50 m Fließlänge:	800 PWA
10 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 100 m Fließlänge:	1.800 PWA
25 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 10 m Fließlänge:	> 5.000 PWA
50 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 10 m Fließlänge:	>> 5.000 PWA
100 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei 10 m Fließlänge:	>>> 5.000 PWA
100 % Reststoffe im Reaktionskontakt bei Fließlängen > 10 m:	>>> 5.000 PWA

Ab ca. 500 bis 1.000 PWA liegt der Beginn der Freisetzung außerhalb der Rechenzeit von 10.000 a. Vor allem ein höherer Prozentanteil der Reststoffe im Reaktionskontakt führt zu einer deutlich späteren Freisetzung (> 100.000 Jahre).

Der Schadstoffaustrag (Quellterm) pro PWA ist auch abhängig von der durchströmten Länge. Dabei stehen umso mehr Reststoffe im Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser, je länger die Fließstrecke ist. Dadurch wird die pH-Wert-Barriere, die die Freisetzung von Schwermetallen begrenzt, stabiler und andauernder. Zur Ermittlung des Quellterms müssen daher die Fließlänge durch die BHV und die Dauer eines PWA ermittelt werden.

7.6.6 Fließlängenbetrachtung

Im Detailbericht 4 werden als Ergebnis der hydrogeochemischen Berechnungen Konzentrationen einzelner anorganischen Schadstoffe pro PWA und abhängig von der Fließlänge (durch die BHV) angegeben. Die Ermittlung des Quellterms für die Ausbreitungsberechnung erfolgt durch eine Umrechnung der Funktionen der Konzentration von Porenwasseraustauschen in Funktionen der Konzentration von der Zeit. Mittels dieser Beziehungen und der Fließlängenbetrachtungen können damit die Quellterme für die Ausbreitungsrechnung angegeben werden.

Die Bestimmung der Fließlänge erfolgt durch die Auswertung unterschiedlicher Bahnlinien. Bahnlinien beschreiben den Weg eines Wasserteilchens von einem bestimmten Punkt aus durch das Strömungsfeld. Einige dieser Bahnlinien sind in Abb. 44 und Abb. 45 als Draufsicht dargestellt. Die Bahnlinien enden, wenn sie in das Röhrensystem übertreten oder das Gebiet über den Rand verlassen, was jedoch in den Modellrechnungen mit 10.000 Jahren Dauer noch nicht erreicht wurde.

Zur Ermittlung der Fließlängen wurden an allen BHV-Teilbereichen Bahnlinienstartpunkte auf jedem Modellknoten definiert. Da das Strömungsfeld nach unten ausgerichtet ist, liegen die Startpunkte in der obersten Knotenschicht der jeweiligen BHV-Bereiche. Die Längen der Bahnlinien, bis diese die untere Knotenschicht der BHV-Teilbereiche erreicht haben, wurden für beide Störungsszenarios bestimmt. Grundsätzlich nehmen die Fließlängen für südlichere Startpunkte der BHV zu. Die Fließlängen sind deutlich größer, wenn die Durchlässigkeit der Störungen durchflusswirksam ist (Szenario mit Störung).

Exemplarisch sind in der Abb. 46 die Fließlängen der Bahnlinien aller Modellknoten der obersten Knotenschicht des größten Versatzbereichs BHV 1 im Szenario mit durchflusswirksamen Störungen dargestellt.

Da kürzere Fließlängen auf der sicheren Seite liegen, weil diese zu einer höheren Freisetzung der verbrachten Stoffe führen, liegt das Szenario ohne durchflusswirksame Störung eher auf der sicheren Seite. Die Mittelung der Fließlängen für alle BHV Bereiche führt jedoch bei beiden Szenarios zu einer durchschnittlichen Fließlänge von etwa 15 m, da der Bereich mit deutlich größeren Fließlängen im Szenario mit Störung nur relativ klein ist und auch hier die Längen unter 20 m dominieren. Der Durchschnittswert ist zur Abschätzung der Fließlängenverteilung ebenfalls in der Abb. 46 dargestellt.

Konservativ sind im Folgenden den Simulationen in beiden Störungsszenarios einheitliche Fließlängen von 15 m zugrunde gelegt, um den Rechenaufwand zu reduzieren und die Übersichtlichkeit der Ergebnisse zu erhöhen.

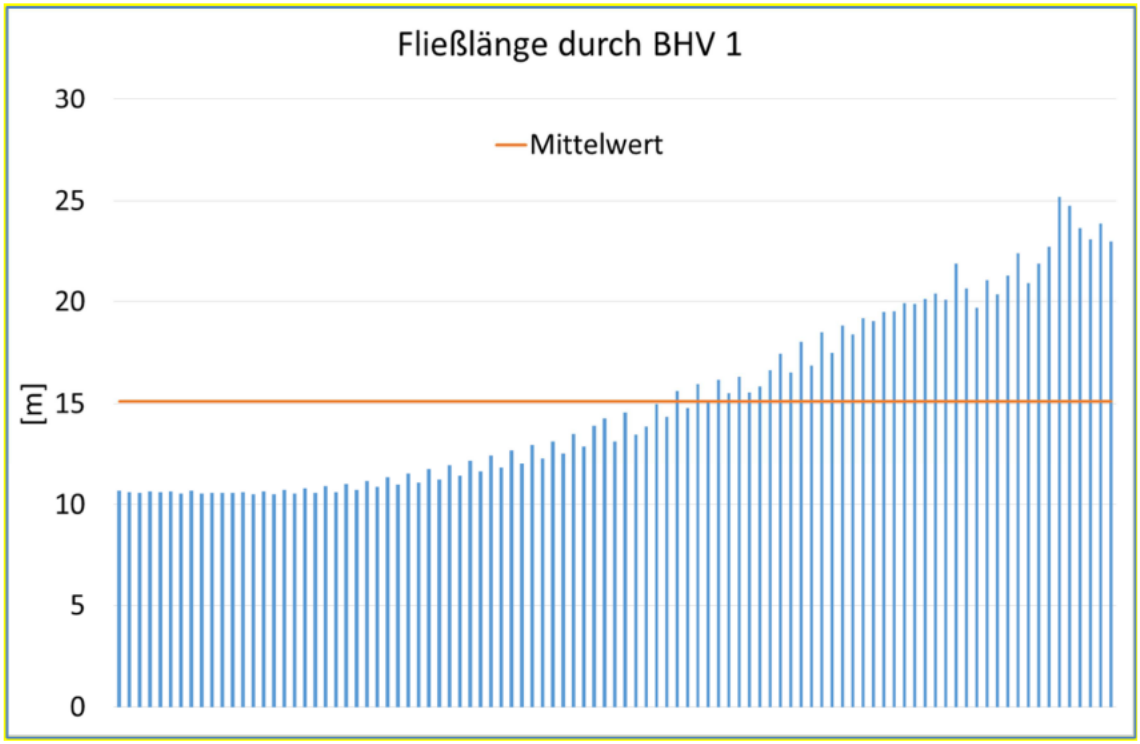


Abb. 46: Fließlänge durch die BHV 1 für alle Modellknoten in der stationären Phase mit Störung (Quelle: delta h)

7.6.7 Dauer eines Porenwasseraustauschs (PWA)

In dem Detailbericht 4 werden als Ergebnis der hydrogeochemischen Berechnungen Konzentrationen einzelner anorganischen Schadstoffe pro PWA ermittelt. Diese sind abhängig von der Fließlänge durch die BHV. Zur Ermittlung des Quellterms für die Ausbreitungsberechnung müssen die Konzentrationen in Abhängigkeit von der Zeit ermittelt werden. Mittels dieser Beziehungen und der Fließlängenbetrachtungen können erst die Quellterme für die Ausbreitungsrechnung ermittelt werden. Als Grundlage dieser Berechnung dient die Tracer-Berechnung.

Die Dauer eines PWA ist abhängig von der die BHV Bereiche durchströmenden Wassermenge. Es werden für beide Störungsszenarios alle BHV-Teilbereiche einzeln betrachtet (siehe Abb. 34). Zur Bestimmung der durchströmenden Wassermenge wurden auf den Hüllen der jeweiligen BHV-Teilbereiche die Elemente mit eindringendem Wasser selektiert. Die Multiplikation der Filtergeschwindigkeit mit der Fläche des jeweiligen Elements ergibt den Element-Volumenstrom, der über die Zeit und alle Elemente der Hülle aufsummiert wird. Die Zeit, bis der so ermittelte Wert dem Porenvolumen des BHV-Teilbereichs entspricht, ist definiert als die Dauer eines PWA.

In Abb. 47 und Abb. 48 ist die Dauer eines PWA differenziert nach Teil-BHV mit und ohne Berücksichtigung durchflusswirksamer Störungen aufgetragen. Der volumengewichtete Mittelwert über alle BHV-Teilbereiche für die Dauer eines Porenwasseraustauschs liegt in der stationären Phase bei 35 Jahren bei Berücksichtigung durchflusswirksamer Störungen und bei 34 Jahren, wenn die Störungen als nicht durchflusswirksam angesehen werden.

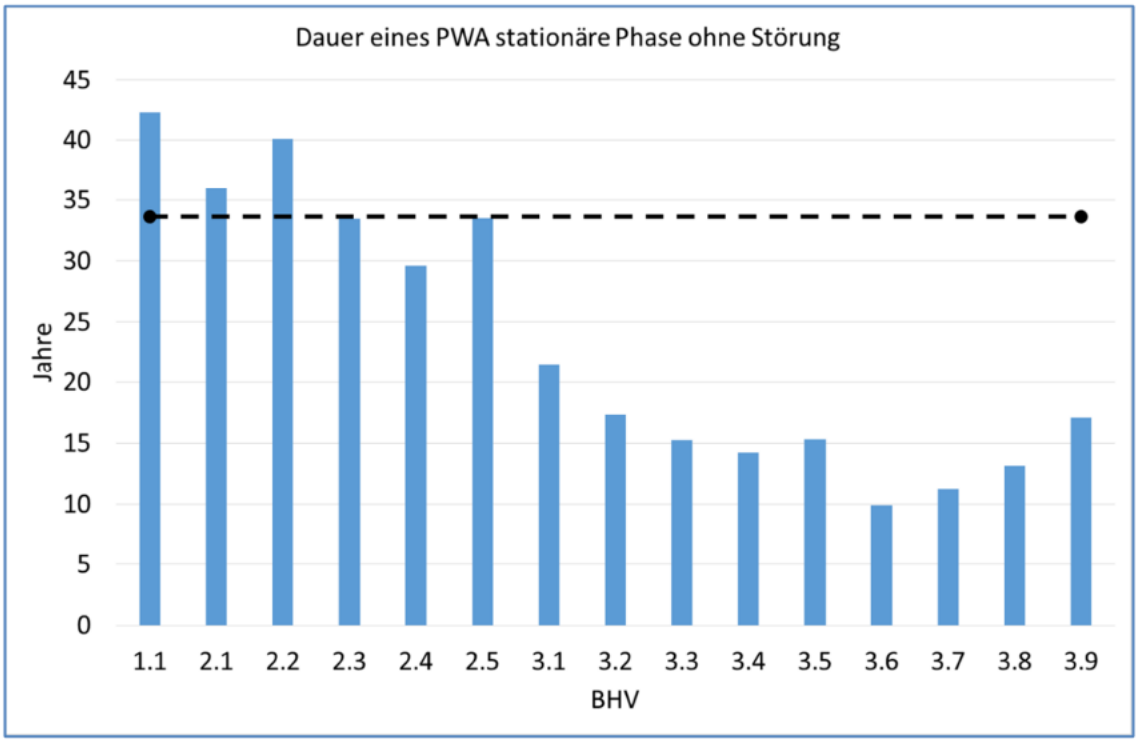


Abb. 47: Mittlere Fließzeit für einen PWA mit volumengewichtetem Mittelwert ohne Störung. Die Lage der Teil-BHV ist in Abb. 34 dargestellt (Quelle: delta h).

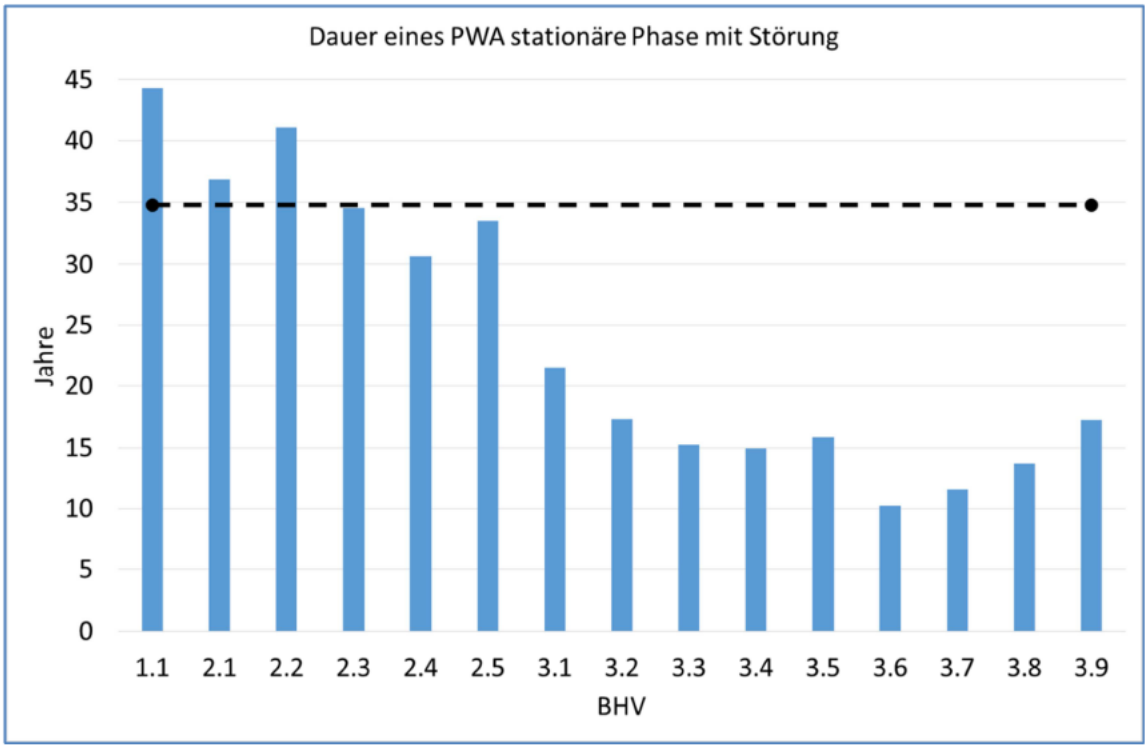


Abb. 48: Mittlere Fließzeit für einen PWA mit volumengewichtetem Mittelwert mit Störung. Die Lage der Teil-BHV ist in Abb. 34 dargestellt (Quelle: delta h).

Aufgrund der kleineren Fließgeschwindigkeiten ist die Dauer eines Porenwasseraustauschs in der stationären Phase größer als in der instationären Phase, in der die Dauer je nach Durchlässigkeit des BHV und Teilbereich zwischen 10 und 20 Jahren liegt.

7.6.8 Quellterme

Nachdem die mittlere repräsentative Fließlänge mit 15 m und die mittlere Dauer der PWA aus der Tracer-Berechnung ermittelt wurden, können die Quellterme – die Startkonzentrationen für die einzelnen Teil-BHV, bestimmt werden. Die Transportberechnung, die Freisetzung erfolgt instationär, d. h. die Freisetzung verändert sich in jedem Zeitschritt je nach den hydraulischen und hydrochemischen Randbedingungen in der BHV.

Nach dem Übertritt in das Tiefengrundwasser außerhalb der BHV erfolgt eine stationäre Berechnung der Ausbreitung, d. h. die Randbedingungen im großräumigen Strömungsfeld (Grubenwasserstand bei -670 mNHN in der ZWH) bleiben für die Rechenzeit für 10.000 Jahre gleich.

Dies erfolgt zunächst für den Fall, dass 10 % der Stoffe in Reaktionskontakt geraten. Bei höheren Anteilen im Reaktionskontakt sind erst deutlich außerhalb des hier verwendeten Simulationszeitraums von ca. 10.000 Jahren Freisetzungen zu erwarten (Kap. 5, Abb. 29 und Abb. 30).

Es wurden zwei Szenarios der Störungsdurchlässigkeit unterschieden und je eine Berechnung für Zink und Blei durchgeführt. Wie im Detailbericht gezeigt wird, hat die Annahme einer durchlässigen Störung kaum Auswirkungen auf den Quellterm.

Dabei werden Teilbereiche der BHV, die eine ähnliche Dauer für einen PWA aufweisen, für die Berechnung der Quellterme zusammengefasst und eine mittlere Dauer der PWA (volumengemittelt) bestimmt.

Die Abb. 49 und Abb. 50 stellen den Verlauf der Freisetzung von Zink und Blei für die Berechnung ohne Störungseinfluss dar (Quellterme). Die unterschiedlichen Farben geben die Verläufe für die unterschiedlichen Teilbereiche der BHV entsprechend der Legende wieder.

Die Freisetzung des schwerer löslichen Bleis aus den BHV Bereichen 1 und 2 erfolgt gemäß der Angaben aus dem Quellterm – Eingabe für die instationäre Grundwassermodellierung (Detailbericht 4) – erst nach ca. 14.000 Jahren, ein Zeitpunkt, der nicht mehr innerhalb der Simulationsdauer des Grundwassermodells von 10.000 Jahren liegt (Abb. 50). Hingegen erfolgt der Hauptpeak der Freisetzung des leichter löslichen Zinks mit und ohne Störungseinfluss aus allen Teilbereichen bereits nach weniger als 1.000 Jahren (Abb. 49).

Unter Verwendung dieser instationären Randbedingungen wurde die Ausbreitung von Zink und Blei in den stationären Strömungsfeldern mit und ohne Störungseinfluss berechnet und wird in den beiden folgenden Kapiteln dargestellt.

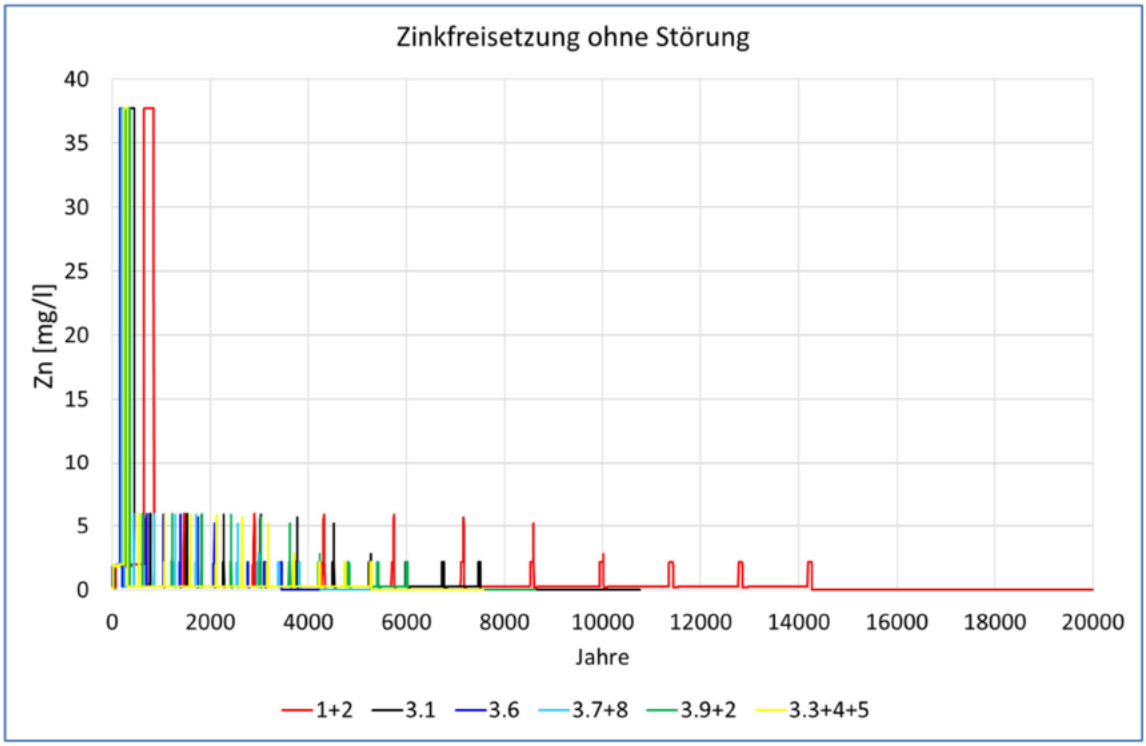


Abb. 49: Beginn und Dauer der Freisetzung von Zink aus den BHV-Bereichen bei einer Fließlänge von 15 m und 10 % Reststoffen im Reaktionskontakt (Quellterm) (Quelle: delta h)

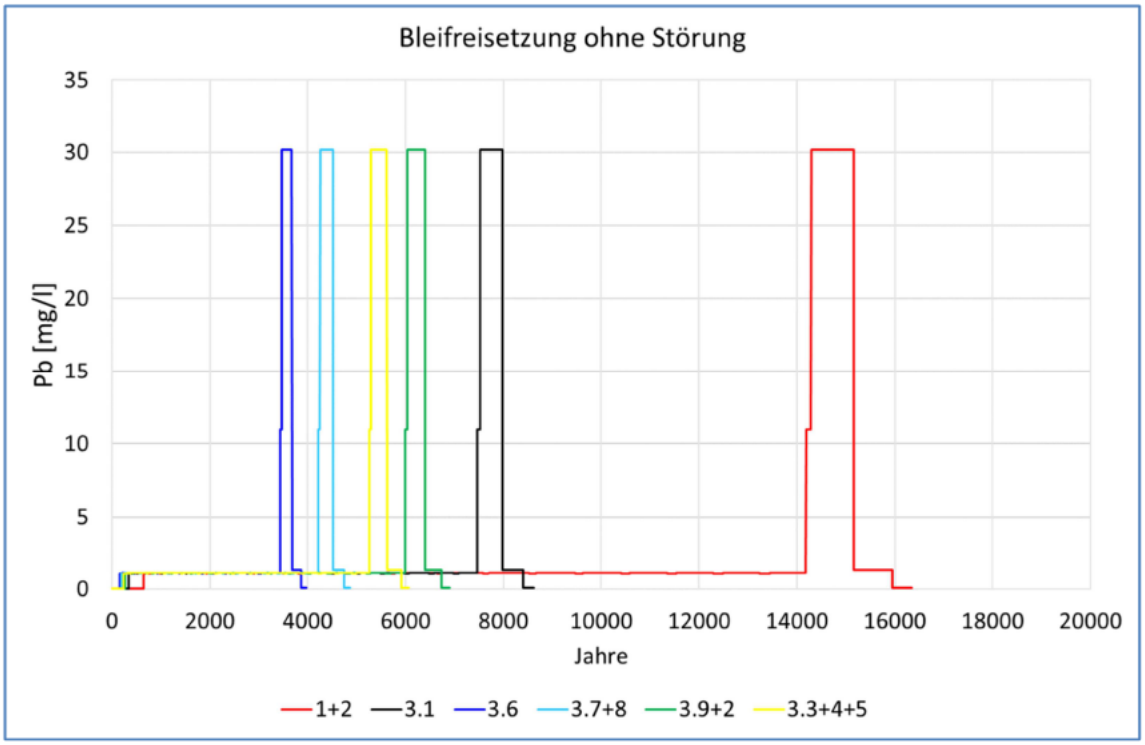


Abb. 50: Beginn und Dauer der Freisetzung von Blei aus den BHV-Bereichen bei einer Fließlänge von 15 m und 10 % Reststoffen im Reaktionskontakt (Quellterm) (Quelle: delta h)

7.7 Ergebnisse Ausbreitungssimulation Zink

Zur Auswertung der Ergebnisse wurden an den Modellknoten der Abb. 41, die am Übergang zu den offenen Strecken liegen, die Ganglinien in Abb. 51 dargestellt. Als Bezeichnung der Ganglinien wurde der nächstgelegene BHV-Teilbereich gewählt. Der erste Peak in der Zinkkonzentration wird nach etwa 500 Jahren unterhalb der BHV 3.6 erreicht. Die höchste Zinkkonzentration wurde in der Nähe der volumenmäßig größten BHV 1 berechnet und ist nach ca. 1.000 Jahren zu erwarten. Nach den ersten Zinkkonzentrationspeaks sinkt die Konzentration entsprechend dem Quellterm deutlich ab. Der Höhepunkt des Zinkeintrags ist dann überschritten.

Die Zinkfracht, die aus dem Gebirge in das Röhrensystem übertritt und der ZWH zuläuft, wurde aus den Leakagemengen an den Streckenknoten über die Zinkkonzentrationen berechnet. Diese Mengen wurden über die Zeit integriert und in Abb. 52 für das Szenario mit und ohne strömungswirksame Störungen dargestellt. Insgesamt ist der Zinkeintrag im Szenario ohne Störungseinfluss deutlich größer, da das Röhrensystem dann eine größere Bedeutung hat. Da der Zinkeintrag bereits in ein Stadium übergegangen ist, bei dem nur noch geringere Konzentrationen exfiltriert werden, sind insbesondere in der Summenkurve mit Störung nur noch geringe Steigungen der Fracht zu erkennen.

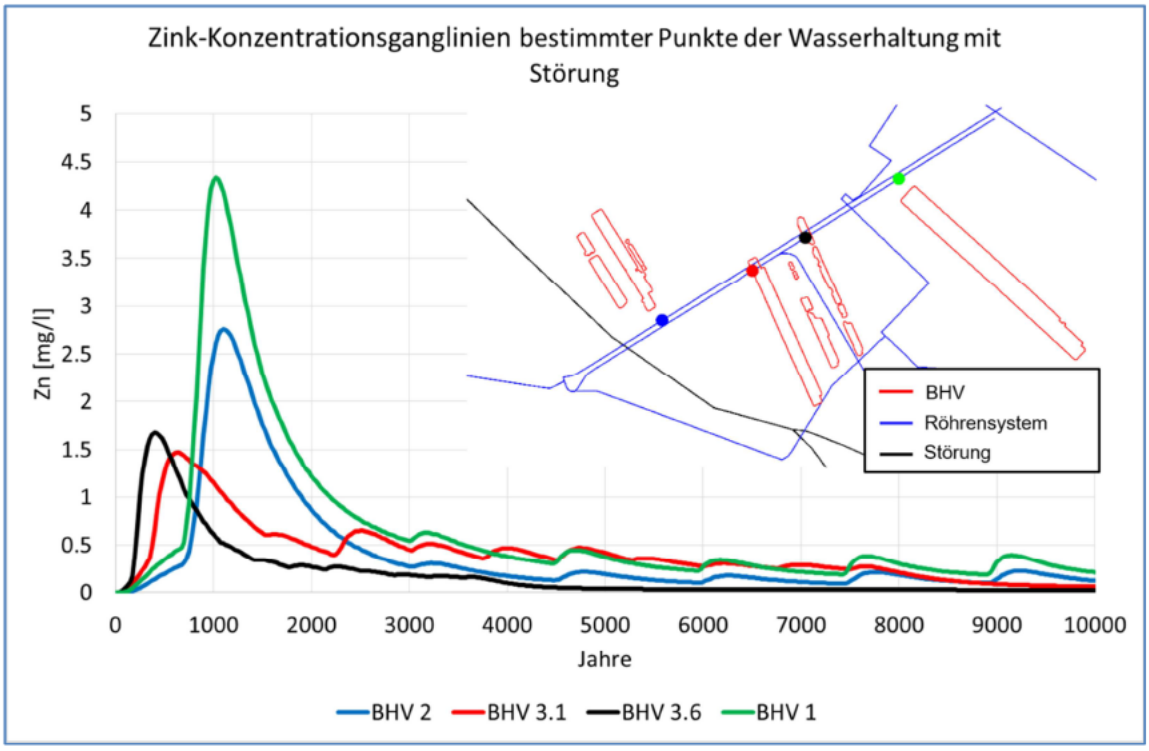


Abb. 51: Zink-Konzentrationsganglinien an den entsprechenden Knoten mit Störung (Quelle: delta h)

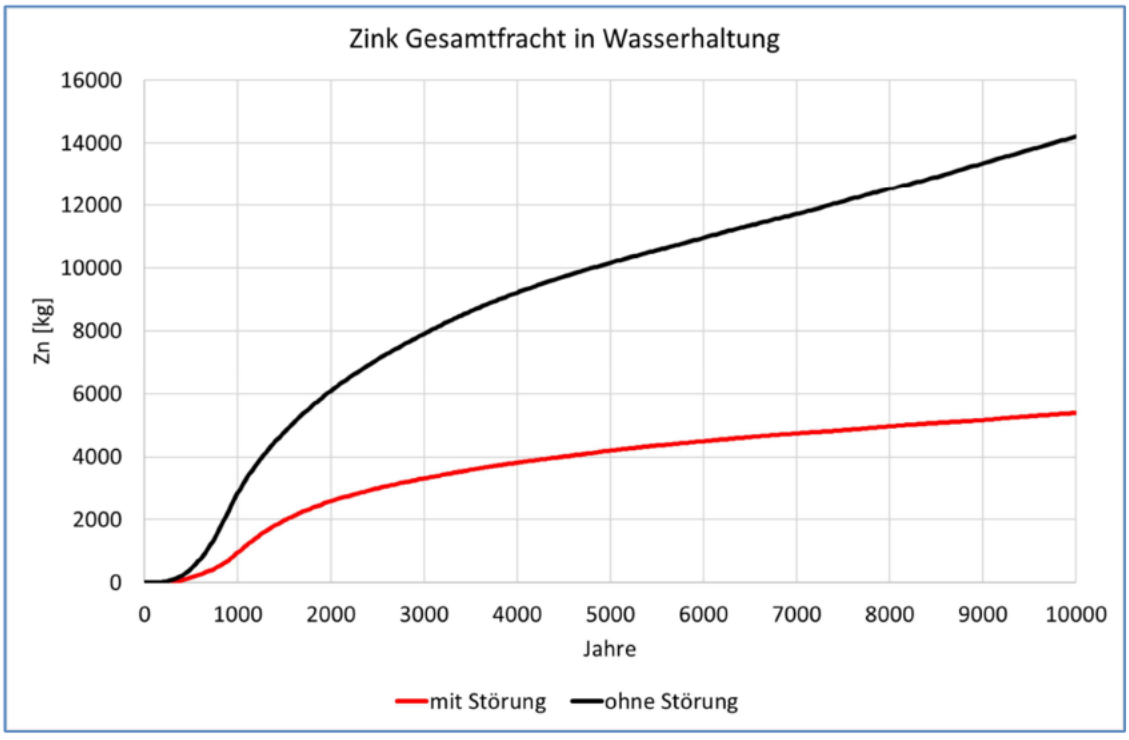


Abb. 52: Zink-Gesamtfracht im Röhrensystem mit und ohne Störung (Quelle: delta h)

Die Simulation zeigt, dass Zink auch über die Modellränder hinaus das Modellgebiet verlassen wird. Im Simulationszeitraum von 10.000 Jahren hat das freigesetzte Zink die Modellränder noch nicht erreicht.

Die Abb. 52 zeigt die Zinkfracht in der ZWH. Sie zeigt an, wieviel Zink nach einer beliebigen Zeit **insgesamt** über die ZWH ausgetragen wurde. So sind nach z.B. 5.000 Jahren in der Summe ca. 4.000 kg (mit Störung) bzw. ca. 10.000 kg (ohne Störung) ausgetragen.

Bei der Berechnung der Fracht im Röhrensystem darf nur die Menge an Tiefengrundwasser zum Ansatz gebracht werden, die auch dem Röhrensystem zufließt (Tab. 15):

In der BHV sind insgesamt enthalten: 1.321 t Zink, 403 t Blei und 19 t Cadmium.

In dem hier betrachteten Fall des Standardszenarios werden davon 10 % langfristig freigesetzt, also 132 t Zink, 40 t Blei und 1,9 t Cadmium. Im obigen Beispiel wären damit nach 5.000 Jahren erst unter 1 % (0,3 % bis 0,8 %) des insgesamt in der BHV enthaltenen Zink freigesetzt und über die ZWH gefasst worden. Ein weitaus größerer Teil hat sich im Tiefengrundwasser verteilt und strömt in Richtung Modellränder ab.

7.8 Ergebnisse Ausbreitungssimulation Blei

Zur Auswertung der Ergebnisse wurden an den Modellknoten der Abb. 39 und Abb. 40, die eine Vorflutwirkung in den Röhren haben, die Ganglinien in Abb. 53 dargestellt. Als Bezeichnung der Ganglinien wurde der nächstgelegene BHV-Teilbereich gewählt. Nach etwa 500 Jahren sind erste Bleifrachten in der Wasserhaltung zu erwarten. Der erste Peak in der Bleikonzentration wird nach etwa 4.000 Jahren unterhalb der BHV 3.6 erreicht. Der Konzentrationspeak aus den BHV-Bereichen 1 und 2 wurde zum Simulationsende noch nicht freigesetzt.

Die Bleifracht, die über die offenen Strecken aus dem Gebirge exfiltriert und der ZWH zuläuft, wurde aus den Leakagemengen an den Streckenknoten über die Bleikonzentrationen berechnet. Diese Mengen wurden über die Zeit integriert und in Abb. 54 für das Szenario mit und ohne strömungswirksame Störungen dargestellt. Da die Konzentrationspeaks der Teilbereiche BHV 1 und 2 noch nicht freigesetzt wurden und auch BHV 3.1 erst kurz zuvor den Freisetzungspeak hatte, ist erst ein kleinerer Teil des freisetzbaren Bleis bereits im Streckensystem angekommen. Entsprechend befindet sich die Summenkurve noch im ansteigenden Bereich. Die Simulationsdauer müsste für Aussagen zur vollständigen Bleibelastung in der Wasserhaltung erheblich über die bislang betrachteten 10.000 Jahre ausgedehnt werden.

Die Simulation zeigt, dass über die Modellränder Bleifracht das Modellgebiet verlassen wird. Aber auch hier hat das freigesetzte Blei im Simulationszeitraum die Modellränder noch nicht erreicht.

Die Abb. 54 zeigt die Bleifracht in der ZWH. Sie zeigt an, wieviel Blei nach einer beliebigen Zeit **insgesamt** über die ZWH ausgetragen wurde. So sind nach z. B. 5.000 Jahren insgesamt ca. 3.000 kg (mit Störung) bzw. ca. 5.000 kg (ohne Störung) ausgetragen.

Bei der Berechnung der Fracht im Röhrensystem darf nur die Menge an Tiefengrundwasser zum Ansatz gebracht werden, die auch dem Röhrensystem zufließt (Tab. 15):

In der BHV sind insgesamt enthalten: 1.321 t Zink, 403 t Blei und 19 t Cadmium.

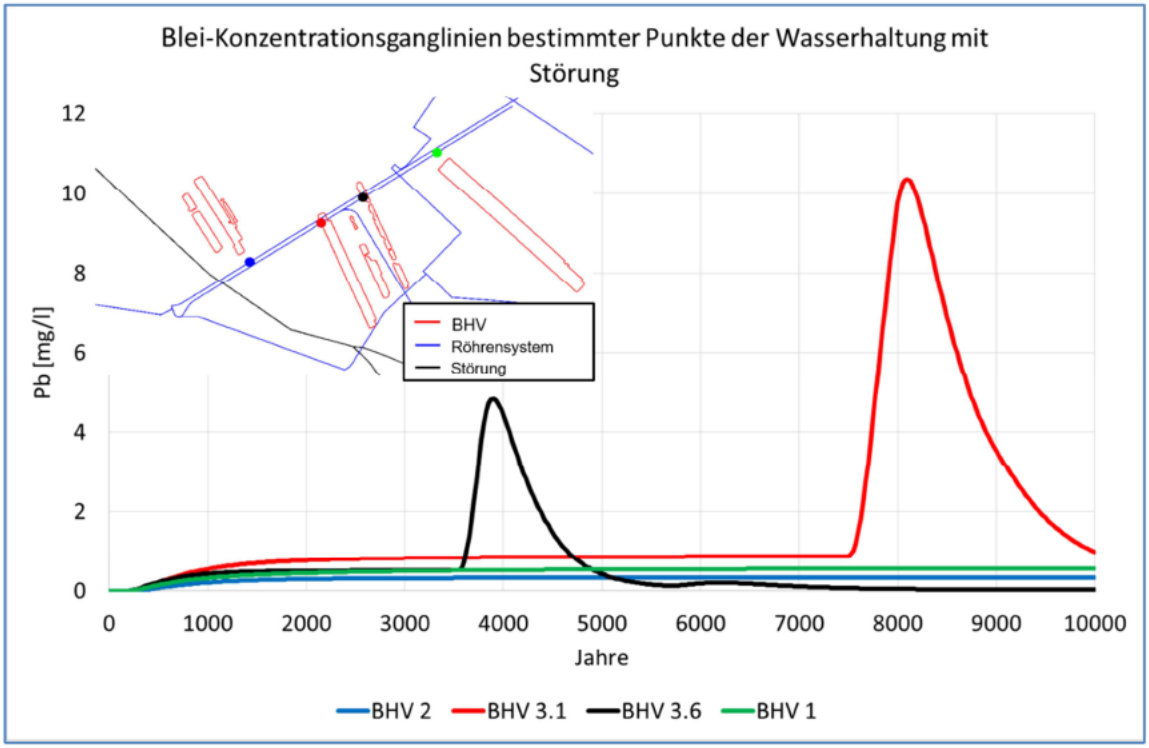


Abb. 53: Blei-Konzentrationsganglinien an den entsprechenden Knoten mit Störung (Quelle: delta h)

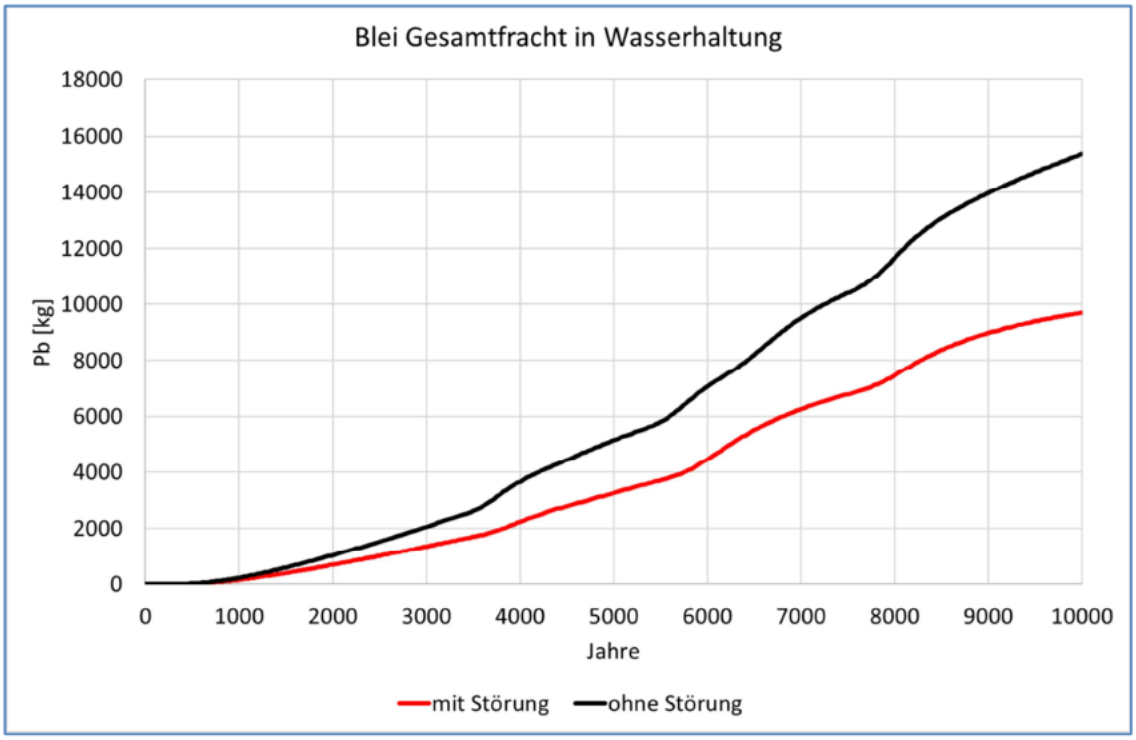


Abb. 54: Blei-Gesamtfracht im Röhrensystem mit Störung (Quelle: delta h)

In dem hier betrachteten Fall des Standardszenarios werden davon 10 % langfristig freigesetzt, also 132 t Zink, 40 t Blei und 1,9 t Cadmium. Im obigen Beispiel wären damit nach 5.000 Jahren erst um 1 % (0,7 % bis 1,2 %) des insgesamt in der BHV enthaltenen Bleis freigesetzt und über die ZWH gefasst worden. Ein weitaus größerer Teil hat sich im Tiefengrundwasser verteilt und strömt in Richtung der Modellränder ab.

7.9 Konzentrationsverminderung durch Grubenwasser

Dem Röhrensystem fließt langfristig Tiefengrundwasser zu, das mit Schwermetallen infolge der Freisetzung aus der BHV belastet ist. Diese Konzentrationen werden durch die im Röhrensystem fließenden Grubenwässer verringert.

Dies erfolgt zum ersten Mal ungefähr um den Faktor 21 bis 40, wenn sich das belastete Tiefengrundwasser mit den ca. 2,8 m^3/min Grubenwasser im Einzugsgebiet Ost, wo auch die BHV liegt, mischt (Abb. 23).

Eine zweite Konzentrationsverminderung ungefähr um den Faktor 190 bis 355 erfolgt an der ZWH, wo im Mittel weitere 22 m^3/min Grubenwasser aus dem Einzugsgebiet Victoriadamm dazukommen und dann insgesamt gehoben und in die Lippe eingeleitet werden.

In der Abb. 55 ist dargestellt, welche Konzentrationsganglinie sich in der ZWH unter der Annahme ergeben würde, dass das Grubenwasser frei von Zink und Blei ist. Diese **zusätzlichen** Konzentrationen liegen für Zink bei maximal 0,42 µg/L und für Blei zwischen 0,15 und 0,25 µg/L.

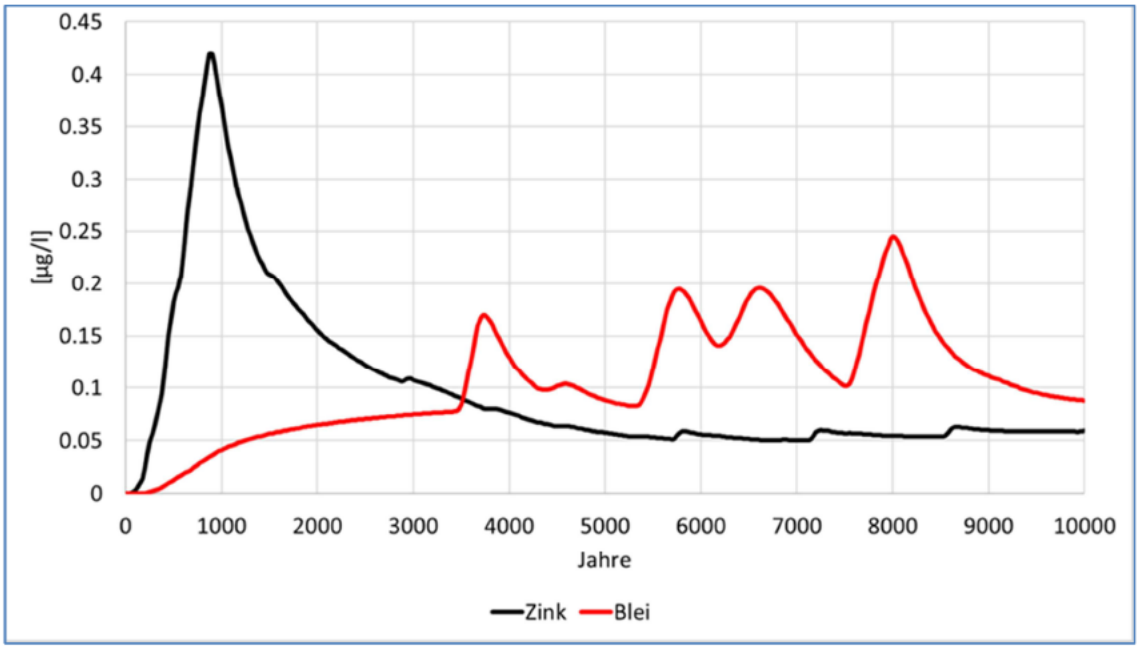


Abb. 55: Erhöhungen der Zink- und Bleikonzentrationen in der Zentralen Wasserhaltung durch freigesetzte Schwermetalle aus der BHV (Quelle: delta h)

7.10 Fazit der Grundwassermodellierungen

Die Auswertung der Modellrechnungen über den Zeitraum von **10.000** Jahren ergab im Wesentlichen folgende Erkenntnisse:

Die Aufsättigung der BHV-Bereiche mit dem Tiefengrundwasser dauert ca. 26 Jahre.

Die Modellierung der Aufsättigungsphase (ca. 26 Jahre) ist für die langzeitliche Stoffausbreitung nicht maßgebend und kann in zukünftigen Modellierungen vernachlässigt werden.

Eine Stofffreisetzung aus den BHV-Bereichen beginnt im ungünstigsten Fall 65 Jahre nach der Aufsättigung, also ca. in 90 Jahren (65 + 26 Jahre). Diese erste Zinkfreisetzung ist mit 1,8 mg/L sehr gering. Erste höhere Freisetzungen von Zink mit 37,7 mg/L beginnen nach ca. 250 Jahren nach der Aufsättigung. Der Zinkpeak – beim Übertritt in das Röhrensystem – tritt nach ca. 1.000 Jahren mit 4,4 mg/L auf (Abb. 51).

Die erste Bleifreisetzung erfolgt mit einer Konzentration von 1,0 mg/L nach ca. 250 Jahren nach der Aufsättigung. Eine erste höhere Bleifreisetzung wird erst nach ca. 3.800 Jahren mit 30 mg/L erfolgen. Der maximale Bleipeak – beim Übertritt in das Röhrensystem – wird nach 8.000 Jahren mit ca. 10 mg/L erwartet (Abb. 53).

Die **Konzentrationszunahmen** im Grubenwasser an Zink und Blei liegen für Zink bei maximal 0,42 µg/L und für Blei zwischen 0,15 und 0,25 µg/L (Abb. 55). Bei den derzeitigen Konzentrationen an Zink und Blei und ihren Schwankungsbreiten im Grubenwas-

ser wären diese Konzentrationszunahmen – bei den heutigen Analyseverfahren – nicht als zusätzliche Belastungen aus der BHV erkennbar (s. auch Abschn. 9.1).

Das Störungssystem ist von geringem Einfluss auf die Dauer der PWA und hat damit auch wenig Einfluss auf die Quellterme (Höhe des Austrages).

Ein stark strömungswirksames Störungssystem führt dazu, dass sich die Schadstoffbelastung langfristig stärker im Gebirge Richtung der Modellränder verteilt und weniger der ZWH zuläuft. Innerhalb der Rechenzeit von 10.000 a hat der Abstrom aus der BHV noch nicht die Modellränder erreicht.

Zur Beantwortung der Frage, wann alle Reststoffe gelöst sind und wann diese den Modellraum verlassen, entweder durch das Röhrensystem oder über die Ränder, müsste der Berechnungszeitraum erheblich erhöht werden.

7.11 Weiteres Vorgehen

Wesentliche Aufgabe im Teil 2 ist die Prüfung der Übertragbarkeit der Ausbreitungsmodellierungen auf die beiden anderen zu betrachtenden BW Walsum und BW Consolidation.

Die vorliegenden Modellierungen gehen von einem Grubenwasserstand von ca. -600 mNHN in den Grubengebäuden (und ca. -670 mNHN in der ZWH) aus, der wahrscheinlich in 10.000 Jahren so nicht mehr bestehen dürfte. Weiterhin dürfte sich auch die Durchlässigkeit des Röhrensystems nach einigen Jahrhunderten stark verringert haben. Das wird wahrscheinlich dazu führen, dass die Bedeutung des Röhrensystems als (Teil-) Vorfluter für das Tiefengrundwasser dann ebenfalls abnehmen wird und sich die aus der BHV freigesetzten Schwermetalle noch stärker als bisher modelliert im Tiefengrundwasser ausbreiten werden.

Im Teil 2 sollen mit Hilfe des Grundwassermodells die Auswirkungen hydraulischer Randbedingungen betrachtet werden, wie sie sich wahrscheinlich in der Zukunft einstellen werden (höhere Grubenwasserstände und geringere Durchlässigkeiten im Röhrensystem).

8 AUSBREITUNGSPOTENTIAL ORGANISCHE SCHADSTOFFE

8.1 Ausbreitungspotential PCDD/F („Dioxine“)

Wie in Abschnitt 6.1 dargestellt erfolgt die Freisetzung von PCDD/PCDF über die partikuläre Phase des Grubenwassers. Eine weitere Ausbreitung der Kontamination findet dann statt, wenn ein Transport kontaminierten partikulären Materials (advektiver Transport am Schwebstoff) mit dem Grubenwasser aus der BHV in das Nahfeld/Fernfeld erfolgen würde. Eine solche Ausbreitung über die partikuläre Phase kann aber fast vollständig ausgeschlossen werden, da die Fließgeschwindigkeiten und Durchlässigkeiten (ca. 5×10^{-8} m/s) in dem Alten Mann so gering sind (s. Tab. 13).

8.2 Ausbreitungspotential PAK

Wie zuvor beschrieben wird das Ausbreitungspotential der PAK nicht weiter betrachtet, da das Gefährdungspotential der PAK als sehr gering erachtet wird.

9 AKTUELLE UND ZUKÜNFTIGE RISIKEN DURCH DIE BHV

Im Folgenden wird zusammenfassend das aktuelle und zukünftige Risiko durch die BHV beschrieben. Die grundlegenden Prozesse der Freisetzung und Ausbreitung wurden in den vorherigen Kapiteln erläutert.

9.1 Derzeitige und zukünftige Risiken durch die anorganischen Stoffe (Schwermetalle)

9.1.1 Gefährdungspotential der anorganischen Stoffe (Detailbericht 3)

In dem Versatzbereich befinden sich die ausgehärteten Reststoffe (Filterstäube von HMVA 62.289 t) vermischt mit RAA-Schlämmen (Gipsschlämme 105.477 t). In den Reststoffen sind 1.743 t Schwermetalle (Zink: 1.321 t, Blei 403 t, 19 t Cadmium) enthalten.

Weitere Schwermetalle sind nach derzeitigem Kenntnisstand mengenmäßig nicht relevant bzw. der „Vorrat“ an Schwermetallen und die Dauer der Freisetzung würde sich erhöhen (s. Abschn. 4.1. RAA-Schlämme).

9.1.2 Freisetzungspotential (Detailbericht 4)

Die verbrachten Versatzmaterialien (Reststoffe und RAA-Schlämme) sind aufgrund ihrer Zusammensetzung langfristig thermodynamisch nicht stabil. Sie bestehen zu einem hohen Anteil aus wasserlöslichen Mineralgemischen wie Salzen und Gipsen. Diese Mineralgemische sind aber auch ein großer Vorrat an OH^--Ionen. Je mehr dieser leicht wasserlöslichen OH^--Ionen im Porenwasser freigesetzt werden, desto höher wird der pH-Wert des Porenwassers und desto länger bleibt der pH-Wert auf dieser Höhe.

Es wurde stellvertretend für leichter lösliche Verbindungen Zink und für schwerer lösliche Verbindungen Blei untersucht. Cadmium ist eher den leichter löslichen Verbindungen zuzurechnen.

Da nicht bekannt ist, wie lang die Fließstrecken durch die BHV sind und welche Mengen an Reststoffen langfristig in Lösungskontakt mit dem Tiefengrundwasser geraten, wurden die Bandbreiten untersucht: unterschiedliche Fließlängen, mit denen die BHV durchströmt werden kann (10 m, 15 m, 25 m, 50 m und 100 m) und unterschiedliche Anteile an Reststoffen im Kontakt mit dem Porenwasser (1 %, 5 %, 10 %, 50 % und 100 %).

Für das Standardszenario wurde eine mittlere Fließlänge vom 15 m ermittelt und es wird ein Lösungskontakt von 10 % der Reststoffe mit dem Tiefengrundwasser angenommen.

Die Höhe der Freisetzung (Quellterm) ist aufgrund der gleichen ablaufenden thermodynamischen Prozesse immer gleich und beträgt bei den hier zugrunde gelegten Annahmen 37 mg/L für Zink und 30 mg/L für Blei. Die letztlich über die Zeit mit konstantem Quellterm freigesetzten Frachten hängen direkt von der gelösten Menge der Rest-

stoffe ab: Wenn sich nur 10 % der Reststoffe lösen, lösen sich auch nur 10 % der in den Reststoffen enthaltenen Schwermetalle und Metalle.

Wenn hohe Prozentsätze der Reststoffe im Lösungskontakt mit dem Tiefengrundwasser stehen, bleibt der pH-Wert auch über die Simulationszeit hinaus so hoch, dass es nicht zur Freisetzung der schwerer löslichen Stoffe in der Simulationszeit kommt.

9.1.3 Ausbreitungspotential (Detailbericht 5)

Das Fernfeldmodell berücksichtigt in seinem Aufbau die Geologie, die Störungen, die Abbaufelder, die Dämme, die dauerhaft offenen Strecken (Röhrensystem) und die BHV.

Es gibt ein schnelles Fließsystem (das offene Röhrensystem) und ein wesentlich langsameres Fließsystem (Durchströmung des Gebirges und der BHV). Die Durchlässigkeit in dem langsamen System ist ca. 1.000.000- bis 100.000.000-fach geringer als in dem schnellen Röhrensystem.

Diese beiden Systeme sind noch nicht in einem quasi stationären Fließgleichgewicht, da die Röhren noch nicht vollständig geflutet sind. Nach einer schnellen Flutung bis ca. -670 mNHN in der ZWH wird es noch ca. 26 Jahre dauern, bis auch das derzeit noch weitgehend entwässerte Gebirge wieder wassergesättigt ist. Diese Aufsättigung (instationäre Phase) geht von den offenen Röhren (Strecken) aus.

Wenn diese Aufsättigungsphase abgeschlossen ist, treten quasistationäre Fließverhältnisse ein und das Wasser wird sich vor allem in dem Röhrensystem mit der vielfach höheren Durchlässigkeit bewegen.

Die Durchlässigkeit der Störungen modifiziert das Ausbreitungsverhalten. Je durchlässiger die Störungen sind, desto mehr verbreiten sich die gelösten Stoffe aus der BHV sehr langfristig im Tiefengrundwasser. Je geringer durchlässig die Störungen sind, desto bedeutsamer ist das Röhrensystem als Vorfluter und desto weniger verbreiten sich die gelösten Stoffe aus der BHV sehr langfristig im Tiefengrundwasser.

Die Abb. 55 zeigt die **Konzentrationserhöhungen** an Zink und Blei, wie sie in der ZWH ohne die Annahme durchlässiger Störungen im Modellgebiet (ungünstige Annahme) zu erwarten sind.

Bei den Modellrechnungen ohne hochdurchlässige Störung ist das Röhrensystem als Vorfluter wichtiger. Die Wassermenge, die über die Röhren das System verlässt, ist dann ungefähr doppelt so groß und damit ist auch die Konzentration geringer. Bei den Modellrechnungen mit Störung breiten sich die freigesetzten Schwermetalle stärker im Modellgebiet aus und strömen über die Modellränder ab.

Zur besseren Einordnung sind in der Abb. 56 diese zusätzlichen Beiträge aus der BHV ins Verhältnis zur aktuellen Grubenwasserbeschaffenheit gesetzt (Zink 40 bis 150 µg/L; Blei < 10 µg/L). Die Konzentrationszunahmen liegen in der Größenordnung von 0,4 µg/L beim Zink und 0,25 µg/L beim Blei. **Wenn diese zukünftigen Konzentrationszunahmen bereits jetzt auftreten würden, wären sie derzeit bei einem Monitoring nicht als zusätzliche Konzentrationen erkennbar (Abb. 56).**

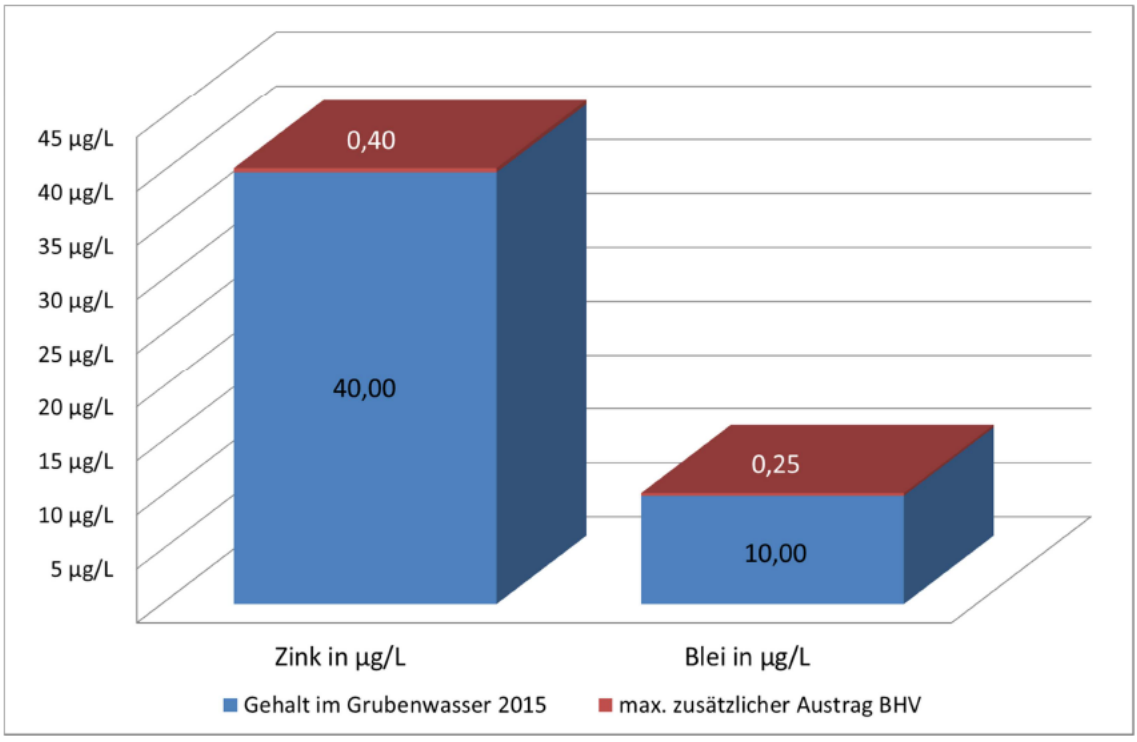


Abb. 56: Verhältnis der aktuellen Zink- und Bleikonzentrationen im Grubenwasser und die zusätzlichen Konzentrationen an Zink und Blei aus der BHV in 1.000 (Zink) bzw. 3.800 Jahren (Blei) (Darstellung ahu AG)

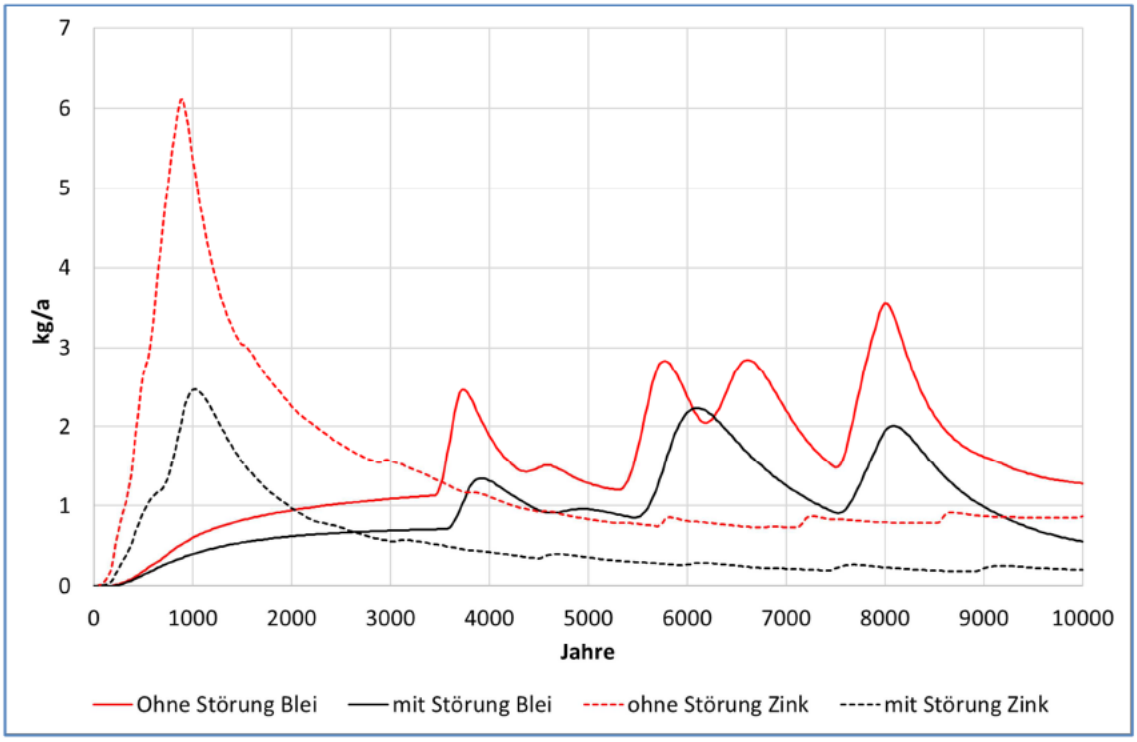


Abb. 57: Zukünftige Zink- und Bleifrachten in der ZWH durch freigesetzte Schwermetalle aus der BHV (Quelle: delta h)

Aus der Abb. 57 ergeben sich folgende zukünftige **maximale Frachten** im Grubenwasser der ZWH. Die Zink- und Bleifrachten sind insgesamt im System ohne Störungen um den Faktor 2 größer als mit Störung. Bei der Annahme von hoch durchlässigen Störungen ist das Röhrensystem als Vorfluter weniger wichtig und die Belastungen verteilen sich sehr langsam und großräumig im Tiefengrundwasser:

- Maximaler Zinkpeak nach ca. **1.000 Jahren** = ca. 6 kg/a (entspricht ca. 1 % der sonstigen Zinkfracht des Grubenwassers bei einer unteren Konzentration des derzeitigen Grubenwassers von 40 µg/L Zink).

- Erster Bleipeak nach ca. **3.800 Jahren** = 2,5 kg/a (entspricht ca. 1,7 % der sonstigen Bleifracht des Grubenwassers bei einer Konzentration des derzeitigen Grubenwassers von 10 µg/L Blei).

- Maximaler Bleipeak innerhalb der Rechenzeit nach ca. **8.000 Jahren** = ca. 3,5 kg/a (entspricht ca. 2,5 % der sonstigen Bleifracht des Grubenwassers bei einer Konzentration des derzeitigen Grubenwassers von 10 µg/L Blei).

Bei den Berechnungen der Ausbreitung wurde **keine Sorption** der Schwermetalle an den Ton- und Sandsteinen auf dem Fließweg von der BHV zum Röhrensystem oder sonstige Prozesse berücksichtigt, die zu einer langjährigen Reduzierung der Konzentrationen führen würden. Das Stoffverhalten von der BHV auf dem Weg bis zur ersten Röhre wird im Teil 2 des Gutachtens betrachtet.

Da der Grubenwasseranstieg auf ca. -670 mNHN in der ZWH begrenzt ist und das Grundwasser vor allem im darüber liegenden Turon, aber auch im Emscher Mergel hoch gespannt ist (Detailbericht 1), ist ein Aufsteigen von Tiefengrundwässern aus dem Bereich der BHV in die oberflächennahen „süßen“ Grundwasservorkommen (Chlorid < 1.000 mg/L) des Quartärs und des oberen Emscher Mergel aus hydraulischen Gründen ausgeschlossen.

9.1.4 Betroffenheit von Schutzgütern

Als Schutzgüter können nach heutigen Kriterien das Grund- und Oberflächenwasser verstanden werden (Definitionen s. Kap. B 2). Die Grund- und Oberflächenwasser sind Bestandteile der Biosphäre. Im Folgenden wird die Bedeutung dieser Begriffe für die Fragestellung diskutiert:

Wenn unter Grundwasser auch das **hochsalinare Tiefengrundwasser** in der Umgebung der Bruchhohlraumverfüllung bis zu einem Niveau von -670 mNHN verstanden wird, wird in diesen Bereich der Biosphäre hinein, langfristig nach dem Zusammenbruch der pH-Wert-Barriere, eine langandauernde, konstante Freisetzung von Schwermetallen erfolgen.

Wenn unter Grundwasser nur das **nutzbare, nicht hoch salinare Grundwasser** verstanden wird (wie in LUA 1991), ist durch das Halten eines Grubenwasserstandes bei ca. -670 mNHN in der ZWH, und damit noch deutlich unterhalb der Basis des Deckgebirges, ein **direkter** hydraulischer Kontakt mit den nutzbaren Grundwasservorkommen im Quartär und der Kreide ausgeschlossen.

Der Kontakt mit dem Schutzgut „Oberflächengewässer“ erfolgt erst durch die Einleitung des Grubenwassers in die Lippe (die so bei der damaligen Formulierung der Ziele nicht vorgesehen war). Hierdurch wäre die damalige Anforderung „keine Rückkehr zur Biosphäre“ nicht erfüllt.

9.2 Derzeitige und zukünftige Risiken durch die anorganischen Stoffe

Aufgrund der dargestellten Potentiale der Gefährdung, der Freisetzung und Ausbreitung besteht derzeit (2016) kein Risiko durch die BHV.

Zukünftig, ab ca. in 26 Jahren, beginnt zwar eine Freisetzung der Stoffe aus der BHV. Die höchsten Frachten an Zink, die voraussichtlich aber nicht der BHV zugeordnet werden können, treten in ca. 1.000 Jahren in der ZWH auf. Erste erhöhte Bleifrachten in der ZWH werden in ca. 3.800 Jahren auftreten (unter der Voraussetzung, dass es dann noch eine ZWH geben wird. Die Ausbreitung unter geänderten hydraulischen Randbedingungen wird in Teil 2 untersucht, s. Kap. 21).

Ein Risiko für die Oberflächengewässer und das Grundwasser ist – bezogen auf heutige Bewertungsmaßstäbe – dadurch nicht erkennbar.

9.3 Derzeitige und zukünftige Risiken durch die organischen Stoffe

Durch die organischen Stoffe Dioxine und PAK bestehen keine Risiken, da diese Stoffe nur partikelgebunden transportiert werden. Ein partikelgebundener Transport ist aufgrund der geringen Durchlässigkeiten und Fließgeschwindigkeiten aus der BHV fast vollständig ausgeschlossen und in der Risikobewertung vernachlässigbar.

10 HANDLUNGSBEDARF UND WEITERES VORGEHEN HINSICHTLICH DES RISIKOS DER BHV

Das Risiko durch den Einsatz der PCB wird in den Kapiteln 13 bis 17 dargestellt und bewertet.

10.1 Handlungsbedarf

Ein sofortiger Handlungsbedarf zur Vermeidung oder Verringerung von Risiken durch eine Stofffreisetzung und Ausbreitung von Stoffen aus der BHV (Schwermetalle, Dioxine/Furane und PAK) lässt sich aus den dargestellten Ergebnissen nicht ableiten, da frühestens in ca. 1.000 Jahren höhere Zinkfrachten aus der BHV in einer ZWH auftreten werden (unter der Voraussetzung, dass es dann noch eine ZWH geben wird). Erste höhere Bleifrachten werden in ca. 3.800 Jahren auftreten. Die sehr geringen Konzentrationszunahmen an Zink und Blei könnten mit heutigen Analysemethoden nicht der BHV zugeordnet werden.

10.2 Weiteres Vorgehen in Teil 2

Für das weitere Vorgehen in Teil 2 wurde in den einzelnen Kapiteln festgehalten:

Ausbreitungspotential

1. Grundwassermodellierungen mit geänderten Randbedingungen (längerfristig verringerte Durchlässigkeit des Röhrensystems, langfristig höhere Grubenwasserstände).
2. Stoffverhalten auf dem Fließweg von der BHV zum Röhrensystem (hydrochemische Modellierungen mit PHAST)

Die Beantwortung dieser beiden Fragen würde das Prozessverständnis weiter verbessern. Beide Modellierungen hätten auch einen Einfluss auf die Risikobewertung:

(zu 1) Bei einer verringerten Durchlässigkeit des Röhrensystems in einigen Jahrzehnten bis Jahrhunderten dürften zum einen die Grubenwassermengen zurückgehen und damit die Frachten an Schwermetallen und PCB in einer zukünftigen ZWH. Zum anderen würde sich wahrscheinlich eine stärkere Ausbreitung im Tiefengrundwasser ergeben, da die Bedeutung des Röhrensystems abnehmen würde. **Insgesamt wäre dies dann eine weitere Verringerung des Risikos dass Schwermetalle in relevanten Konzentrationen an die Tagesoberfläche gelangen können.**

(zu 2) Auf dem Fließweg von der BHV zum Röhrensystem kann es zu Stofffestlegungen, aber auch wieder zu Stofffreisetzungen kommen (Roll Front Phänomene). Die Gesamtstoffmenge verändert sich nicht, allerdings können so kurzzeitige Konzentrationsspitzen auf dem Fließweg zur Röhre entstehen. Ob dies eine Erhöhung des Risikos (höhere Konzentrationen in der Röhre) bedeutet, soll mit den Modellierungen untersucht werden.

TEIL B 2: PRÜFUNG VON AUFFÄLLIGKEITEN AN DER TAGESOBERFLÄCHE

11 ANLASS UND BISHERIGE ERGEBNISSE

Ein Anlass des vorliegenden Gutachtens war eine gutachterliche Stellungnahme (Friedrich o. J.) im Auftrag eines Eigentümers landwirtschaftlicher Flächen im Bereich der Stadt Bergkamen, ca. 1,4 km südlich der Zentralen Wasserhaltung Haus Aden (Abb 58). In dieser Stellungnahme wurde die Vermutung geäußert, dass es bei einem Grubenwasseranstieg zu Schadstoffausträgen aus den östlich gelegenen Bergwerksbereichen (Baufelder Monopol) kommen könne oder bereits gekommen sei („Auffälligkeiten“).

In dieser Stellungnahme wurden auch weitere Gutachten und Stellungnahmen zitiert (Krutz (2011), Carls (2013, 2015)).

Die Auffälligkeiten bei Bergkamen wurden in einem Gutachten beschrieben (Krutz 2011). Gemäß dem Gutachten „*treten auf den bewirtschafteten Ackerflächen* (Auf dem Kamp) *Vernässungsprobleme auf*“ und es wurden drei Wasserproben und zwei Bodenproben untersucht.

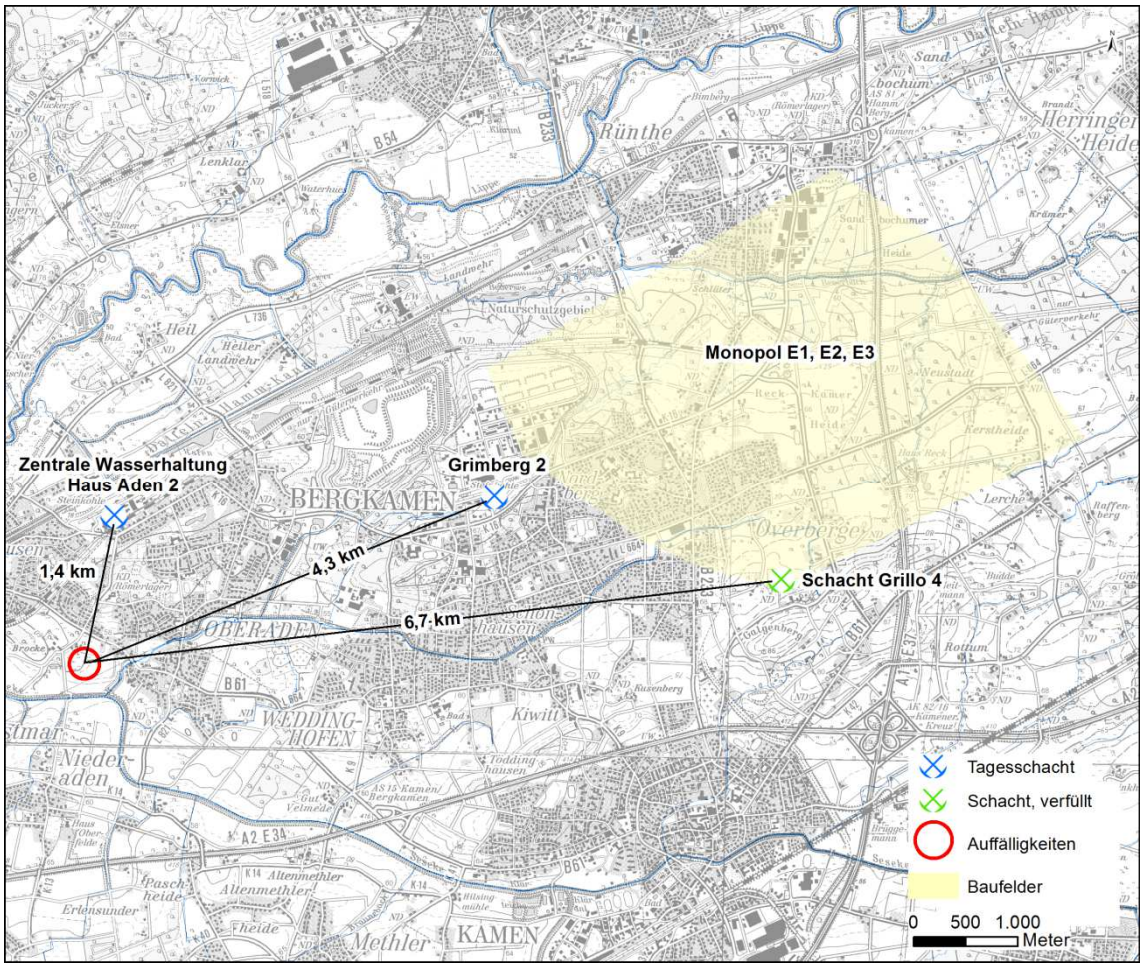


Abb. 58: Übersichtsplan zu den Auffälligkeiten an der Tagesoberfläche bei Bergkamen

Die Abb. 58 zeigt den räumlichen Zusammenhang zwischen dem Bereich der untertägigen BHV und dem Standort des Schachtes Grillo 4, an dem auch zwischen 1993 und 1998 die oberirdische Mischungsstation betrieben worden war, der zukünftigen zentralen Wasserhaltung (ZWH) Schacht Haus Aden und den Auffälligkeiten bei Bergkamen. Die Entfernung (Luftlinie) zwischen dem Schacht Grillo 4 und den Auffälligkeiten bei Bergkamen beträgt 6,7 km; die Entfernung (Luftlinie) bis zum Mittelpunkt der BHV 7 km und die Entfernung (Luftlinie) zur ZWH 1,4 km. Das gehobene Grubenwasser wird unmittelbar nördlich der ZWH in die vorbeifließende Lippe eingeleitet.

Grundlage des o. g. Gutachtens (Krutz 2011) waren die Ergebnisse aus drei Wasserproben und zwei Bodenproben vom 07.11.2011, die auf die Parameter PAK und Fluorid untersucht wurden. Die Probe W4 wurde in ca. 1,6 km Entfernung (Luftlinie) außerhalb des Untersuchungsbereichs am Oberlauf des Kuhbachs oberhalb des Pumpwerks Bergkamen entnommen. Die für die Bewertung relevanten Ergebnisse zeigt die Tab. 16. Die größte Auffälligkeit waren die erhöhten Fluoridgehalte in den Wasserproben.

Tab. 16: Probenahme und Ergebnisse (zusammengestellt nach Krutz 2011)

Probe	Ort	Ergebnisse			
		Fluorid [mg/L]	Chlorid [mg/L]	Eisen [mg/L]	PAK [mg/kg]
W1	Kuhbach Mündung Seseke	4,9	235	k. A.	n. u.
W2	Wasserfläche Acker; Flur 10, Flurstück 166	6,2	< 200	4,8	n. u.
W4	Kuhbach oberhalb PW Bergkamen, Schenkstraße	5,2	< 200	5,3	n. u.
B1	Acker bei W2	0,8	k. A.	k. A.	0,3
B2	Gewässersohle Flur 10, Flurstück 166, Einlauf Gewässer 73	0,6	k. A.	k. A.	0,15

k. A. = keine Angaben, n. u. = nicht untersucht

Als Erklärung wurde im Gutachten (Krutz 2011) formuliert *„Es scheint naheliegend, einen … Einfluss bergbaulicher und/oder wasserbaulicher Maßnahmen in den Fokus der Ursachenbetrachtung mit einzubeziehen“* sowie *„Ein Zusammenhang zwischen der Beschaffenheit des Kuhbachs und der Vernässung des Flurstücks 166 liegt als Anscheinsbeweis auf der Hand…“*.

Eine weitere Ursachenbetrachtung oder ein Wirkungszusammenhang mit bergbaulichen und/oder wasserbaulichen Maßnahmen wurde nicht beschrieben.

Auftrag des vorliegenden Gutachtens ist es auch, diese Auffälligkeiten bei Bergkamen zu bewerten und die Frage zu beantworten, ob diese mit der BHV in einem ursächlichen Zusammenhang stehen wie dies von Friedrich (o. J.) und Carls (2013, 2015, 206a, 2016b) vermutet wird.

Im Folgenden werden die festgestellten Auffälligkeiten zunächst anhand geeigneter Grenz-, Schwellen- und Orientierungswerte eingeordnet.

PAK im Feststoff

Die festgestellten PAK-Gehalte liegen mit 0,15 bis 0,3 mg/kg deutlich unter den Vorsorgewerten der BBodSchV. Dieser liegt für Böden mit einem Humusgehalt ≤ 8 % bei 3 mg/kg. Bei Überschreitung des Vorsorgewertes liegt der Verdacht auf eine schädliche Bodenveränderung vor[9].

Fluorid im Feststoff und Eluat

Die Analysen, auch am Oberlauf des Kuhbachs, deuten auf einen erhöhten Fluoridgehalt von ca. 5 mg/l hin. In einer ähnlichen Größenordnung liegt die Probe aus der stehenden Wasserfläche auf dem Acker. Es ist nicht bekannt, ob dieses Wasser aus dem Kuhbach stammt.

Für Fluorid in Oberflächengewässern ist keine Umweltqualitätsnorm festgelegt.

Auch in den alten Allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA 1991) war Fluorid nicht enthalten. Für das Grundwasser gibt es folgende Orientierungswerte:

Natürliche Grundwasserbeschaffenheit Deutschland (LAWA 2004): 0,3 mg/l

Entwurf Geringfügigkeitsschwelle (LAWA 2015): 0,75 mg/l

Geogen erhöhter Hintergrund im Emscher Mergel/Münsterland: 9,2 mg/l (Coldewey, auf der Basis von 2.050 Grundwasseranalysen, http://dialog-erdgasundfrac.de/sites/dialog-erdgasundfrac.de/files/Coldewey_Monitoring_120320.pdf)

11.1 Weitere Auswertungen und Untersuchungen

11.1.1 Bergsenkungen

Von Prof. [redacted] werden die Bergsenkungen als der „Hauptmotor“ für das Auftreten der Auffälligkeiten benannt. Aus diesem Grund werden die Bergsekungen in dieser Region beschrieben.

Die Abb. 59 zeigt die Bergsenkungen in den beiden dargestellten nördlich und nordöstlich der Auffälligkeiten bei Bergkamen gelegenen Senkungsschwerpunkten. Die gleichmäßigen Senkungen in Höhe von max. 2,1 m erfolgten von Januar 1973 bis Januar 1987, also über einen Zeitraum von 14 Jahren und waren im Januar 1987 und Januar 1991 weitestgehend abgeklungen. Im Bereich der dargestellten Messpunkte in Abb. 59 selbst waren die Senkungen bereits 1987 abgeschlossen (Detailbericht 1).

Die Entwicklung der Bergsenkungen im Bereich der BHV ist in der Abb. 60 dargestellt.

Eine Auswertung der Zeitsenkungskurven (Detailbericht 1) führt zu Tab. 17. Für den Bereich der BHV ergeben sich in der Größenordnung folgende Angaben:

[9] Allerdings sind nur zwei Proben nicht repräsentativ.

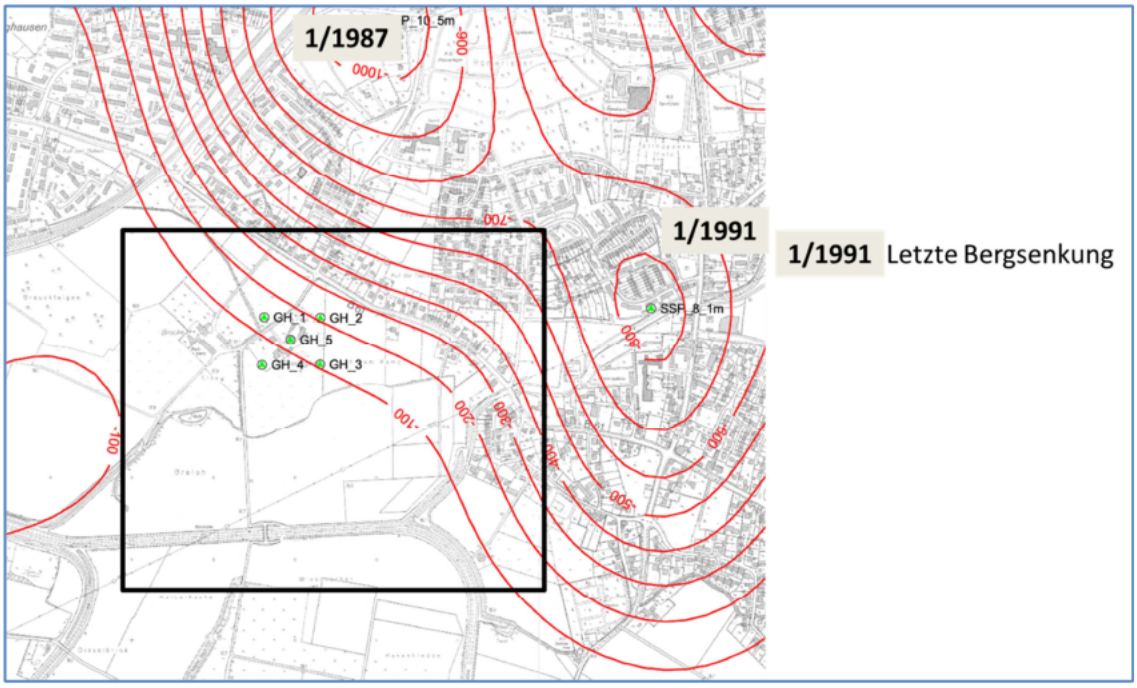


Abb. 59: Übersicht über die Senkungen im Bereich der Auffälligkeiten bei Bergkamen in Zentimetern (Darstellung RAG)

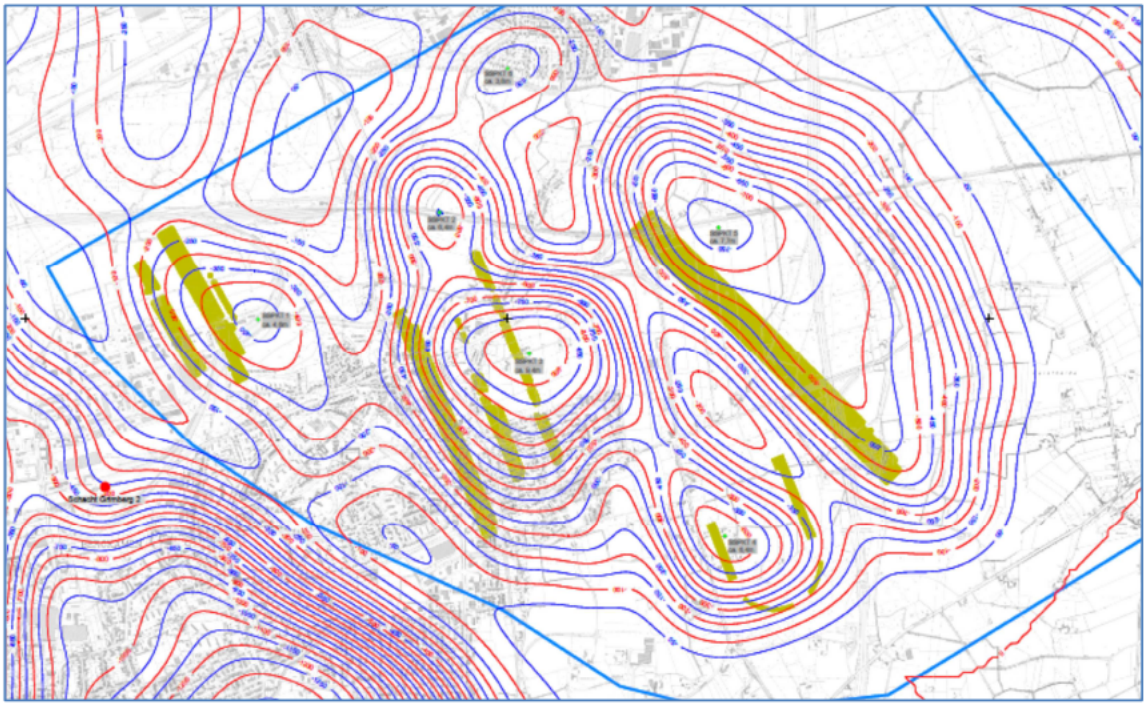


Abb. 60: Gesamtsenkungen im Bereich der BHV (Darstellung RAG)

Tab. 17: Senkungen in den einzelnen Bauhöhen in m (Daten: RAG)*

Bauhöhe	Bauzeit	Senkungen in [m] vor Abbau und in % der Gesamtsen-kung	Senkungen während der BHV [m]	Senkungen nach Abbau [m]	Senkungen gesamt [m]
Gb1/Gb2	1993-96	3,0 (66 %)	1,0	0,5	4,5
Gb16/Gb17	1993-95	4,6 (53 %)	0,75	3,25	8,6
Gb31	1996-98	5,8 (60 %)	2,0	1,8	9,6

* Einzeldarstellung der Senkungskurven siehe Detailbericht 1, Abb. 30.

Zusammenfassend wird zu den Bergsenkungen festgehalten:

Im Bereich der Auffälligkeiten bei Bergkamen traten gleichmäßige Bergsenkungen bis max. 2,1 m über einen Zeitraum von 14 Jahren auf. Diese waren 1987, also mindestens 4 Jahre vor Beginn der BHV abgeschlossen.

Im Bereich der BHV traten vor dem Versatz 53 % bis 66 % der Gesamtsenkungen in Höhe von 3 bis 5,8 m auf. Der Zeitraum, in dem diese Senkungen auftraten, umfasste fast 30 Jahre. Die restlichen Senkungen traten während und nach dem Versatz innerhalb eines Zeitraums von ca. 20 Jahren auf.

11.1.2 Untersuchungen des Lippeverbandes

Der Bereich Auffälligkeiten bei Bergkamen grenzt im Süden an die Seseke an. Im Rahmen des Gewässerumbaus der Seseke wurden durch den Lippeverband eine Reihe von Grundwassermessstellen errichtet und Grundwasser- und Bodenproben analysiert. Die Ergebnisse der Untersuchungen des Lippeverbandes wurden den Gutachtern zur Verfügung gestellt. Die Bodenproben wurden entlang der Seseke – gemäß den ausgewerteten Bohrprofilen überwiegend in Aufschüttungen – entnommen.

Fluorid in Bodenproben und im Grundwasser:

2 x Bodenproben: 1 bis 2 mg/L;

1 x Fluorid im Grundwasser: 0,16 mg/L

PAK in Bodenproben:

8 x 0 bis 1 mg/kg

6 x 1 bis 5 mg/kg

5 x 5 bis 25 mg/kg

1 x > 25 mg/kg

11.1.3 Untersuchungen des Kreises Unna

Für das Schwermetallkataster des Kreises Unna wurden im Jahr 1984 nach einem Rastersystem im gesamten Kreis Unna Bodenproben gezogen und in einer Bodenbelastungskarte dargestellt (Schwermetalle in Böden verschiedener Nutzungsformen im Kreis Unna, Teil I, 1986). Die damaligen Ergebnisse zeigen nur für Blei keine Überschreitung der Vorsorgewerte. Sie deuten aber insgesamt darauf hin, dass es sich um ein Gebiet mit einer leichten Vorbelastung handelt.

Nach Auskunft des Kreises Unna existieren noch weitere Bodenproben des Kreises Unna aus dem Bereich der privaten Flächen (Auffälligkeiten bei Bergkamen), die auf PAK im Feststoff untersucht wurden. Diese Daten liegen der ahu AG nicht vor, da hierfür eine Freigabe des Flächenbesitzers erforderlich ist, die von der ahu AG zwar angefragt, aber bislang noch nicht erteilt wurde.

11.1.4 Gesamtbewertung der festgestellten Auffälligkeiten

Die Auffälligkeiten bei Bergkamen liegen unterhalb der Vorsorgewerte für **PAK**. Die Bodenanalysen des Kreises Unna zeigen jedoch die leicht erhöhte anthropogene Grundbelastung dieses Bereichs mit Schwermetallen, möglicherweise aufgrund der langen industriellen Vorgeschichte der Region. Die Analysen des Lippeverbandes deuten gemäß den ausgewerteten Bohrprofilen auf die Verwendung von Fremdmaterialien beim Ausbau der Seseke hin (z. B. Berge) und sind nicht repräsentativ für oberflächennahe Belastungen.

Im Kuhbach und auf dem Acker wurden annähernd identisch hohe **Flouridgehalte** festgestellt. Für Fluorid sind in Oberflächengewässern keine Grenzwerte festgelegt.

11.2 Wirkungszusammenhänge mit der BHV

Im Rahmen des vorliegenden Gutachtens war zu bewerten, ob die festgestellten Auffälligkeiten bei Bergkamen ursächlich mit der BHV in Zusammenhang stehen können. Da über Tage im Bereich der Auffälligkeiten bei Bergkamen nur in Wasserproben Fluorid untersucht wurde, wird dies zunächst mit den Fluoridgehalten – unabhängig von realistischen Fließpfaden ! – verglichen.

In den S4-Eluatanalysen der versetzten Reststoffe wurden 4 bis 11 mg/L Fluorid festgestellt. Die Feststoffgehalte Fluorid betragen teilweise mehrere 1.000 mg/kg. Im Grubenwasser wird Fluorid nicht untersucht, da es kein kritischer Parameter für Oberflächengewässer ist (Tab. 5).

Entscheidend ist jedoch das Ausbreitungspotential aus der BHV bis an die Tagesoberfläche. Es werden deshalb im Folgenden die möglichen Pfade beschrieben und bewertet.

11.2.1 Ausbreitung über den Wasserpfad

Grundwasser

Der Pfad über das Grundwasser setzt die entsprechenden Fließwege und Durchlässigkeiten und eine Potentialdifferenz zwischen dem Bereich der BHV und der Geländeoberfläche voraus, da Wasser **immer** von einem höheren Potential zu einem niedrigeren Potential fließt (Bernoullische Druckgleichung).

Derzeit liegt der Grubenwasserstand im Bereich der BHV bei ca. -1.100 mNHN. In der Vergangenheit lag er noch ca. 200 m tiefer. Dies bedeutet auf jeden Fall in der Bergbauzeit eine **abwärtsgerichtete Potentialdifferenz** (und damit Fließrichtung) innerhalb des Karbons.

Das Grundwasser im Turon (an der Basis des Deckgebirges) ist hoch gespannt. Gegenüber der Basis des Turon beträgt das Druckpotential fast 280 m (Abb. 12). Das darunter liegende Karbon ist durch den langanhaltenden Bergbau weitestgehend entwässert. Solange diese Druckverteilung im Grundwasser so bleibt, ist kein Grundwasseraufstieg aus dem Karbon möglich.

Beim Auftreten von Durchlässigkeiten von der Tagesoberfläche bis ins Karbon (Störungen, Klüfte, Bohrlöcher) würde ein Grundwasserfluss aus der Kreide (zunächst aus dem Turon und dem Emscher Mergel) in das Karbon erfolgen und nicht umgekehrt.

Grubenwasser

Das Grubenwasser wird derzeit aus ca. -960 mNHN in der ZWH an die Tagesoberfläche gepumpt und auf direktem Weg in die Lippe eingeleitet. Auch bei Hochwasser der Lippe kann dieses Grubenwasser nicht auf die mehrere Kilometer entfernt liegenden Bereiche der Auffälligkeiten bei Bergkamen gelangen (Abb. 58).

11.2.2 Ausbreitung über den Luftpfad

Die Mischstation für die BHV stand unmittelbar in der Nähe des Schachtes Grillo 4. Die Entfernung bis zu den Flächen „ Auf der Kamp“ betragen ca. 6,7 km. Die Hauptwindrichtung ist Südwest-Nordost gerichtet. Von der Mischstation in Richtung Auffälligkeiten bei Bergkamen weht der Wind an ca. 70 Tagen im Jahr (Abb. 58).

Die Umweltauswirkungen der Mischstation über den Luftpfad wurden im Jahr 1993 und 1995 in zwei Untersuchungskampagnen an 10 Flächen in der Nähe des Schachtes Grillo 4 überprüft.

1. Vor Inbetriebnahme der Anlage wurde 1993 durch die RWTÜV Anlagentechnik GmbH ein Immissionskataster Boden erstellt.

2. Die Untersuchungen wurden im Jahr 1995 an denselben Standorten wiederholt (GWS 1995).

Es wurden – bis auf eine Fläche – keine flächenhaften Veränderungen bei den Schwermetallen sowie PCB und Dioxine/Furane festgestellt. Bei den PAK wurden auf

drei Flächen Erhöhungen festgestellt. Ein räumlicher Zusammenhang – flächige Ausbreitung über Schwebstaub – wurde als nicht sehr wahrscheinlich erachtet (GWS 1995).

Eine Begründung für die Veränderungen hinsichtlich der PAK wurde letztlich nicht gegeben, da alle anderen möglichen Emissionsquellen nicht untersucht wurden.

11.3 Thesen von Prof. [redacted]

Prof. [redacted] (2013, 2015, 2016a, 2016b, siehe Dok. 3) stellt die Auffälligkeiten bei Bergkamen in einen ursächlichen Zusammenhang mit der Bruchhohlraumverfüllung und sieht generell die Möglichkeit – auch bei dem derzeitigen Grubenwasserstand – des Aufsteigens von belasteten Flüssigkeiten im Widerspruch zur derzeitigen Druckverteilung im Grundwasser.

Ein Gespräch mit Prof. [redacted] kam trotz vielfacher, dokumentierter Bemühungen durch die Gutachter nicht zustande.

Die Einschätzung von Prof. [redacted] wurde durch die Gutachten zu vier Thesen zusammengefasst, zu denen die Gutachter im Folgenden Stellung nehmen.

Darüber hinaus wurden verschiedene Tatsachen und Sachverhalte durch Prof. [redacted] und Krutz (2011) nicht berücksichtigt, zu denen die Gutachter zunächst ebenfalls Stellung nehmen.

11.3.1 Nicht berücksichtigte Tatsachen und Sachverhalte durch Prof. [redacted] und Krutz (2011)

- **Fehlender Bezug zu Raum, Zeit und den Belastungen**

BHV-typische Belastungen wie Schwermetalle und Dioxine/Furane wurden im Bereich der Auffälligkeiten bei Bergkamen nicht untersucht. Untersucht wurde nur Fluorid und PAK. Die festgestellten „Auffälligkeiten“ sind leicht erhöhte Fluoridgehalte im Kuhbach und auf einer Vernässungsfläche auf einem Acker; die PAK-Gehalte liegen deutlich unter den Vorsorgewerten.

Die Entfernung zwischen den Auffälligkeiten bei Bergkamen und der Westecke der Versatzbereiche (kürzeste Strecke) beträgt mind. 5 km (Abb. 58). Die Bauhöhe Gb31 ist sogar ca. 8 km entfernt.

Die Auffälligkeiten bei Bergkamen wurden 2011 festgestellt. Die letzte Bruchhohlraumverfüllung (Gb31) erfolgte 1998, also 13 Jahre vorher. Das Grubenwasser steht im Bereich der BHV bei -1.260 mNHN. Die BHV ist also noch nicht geflutet.

- **Andere mögliche Ursachen**

Im Rahmen des vorliegenden Gutachtens war es nicht Aufgabe, andere mögliche Pfade und Emissionsquellen zu identifizieren, zu beschreiben und zu bewerten. Dennoch werden im Folgenden mögliche Pfade und Emissionsquellen genannt, die im Laufe der

Recherche erkannt wurden. Alle diese möglichen Ursachen für die „Auffälligkeiten“ wurden nicht von Prof. [redacted] [redacted] und [redacted] (2011) diskutiert:

Eine mögliche Emissionsquelle ist die hohe Staubbelastung im Ruhrgebiet in der Vergangenheit. In den 1960er Jahren wurden im Ruhrgebiet jährlich ca. 1,5 Mio. Tonnen Staub emittiert, die sich zum großen Teil auch wieder im Ruhrgebiet absetzten (Spiegel 1961, http://www.spiegel.de/spiegel/print/d-21112102.html).

Der begradigte und teilweise voll verrohrte Kuhbach diente lange Zeit zur Ableitung von industriellen Abwässern im Oberlauf (wie chemische Industrie, Grubenwässer). Bei Hochwasser konnten diese Wässer auf die Felder gelangen.

Erhöhter geogener Hintergrund mit Fluorid, Barium, Strontium im Emscher Mergel im Münsterland (http://www.wn.de/Muensterland/2012/05/Die-Gefahr-aus-der-Tiefe-Zu-hohe-Fluorid-Werte-im-Wasser-Kinder-mit-braunen-Flecken-auf-den-Zaehnen, http://dialog-erdgasundfrac.de/sites/dialog-erdgasundfrac.de/files/Coldewey_Monitoring_120320.pdf) sowie eine neue Veröffentlichung über die „geogene Fluorid- und Borproblematik des Emschermergels im Münsterland“ (Wisotzky et al. 2017).

Beim Gewässerausbau und der Begradigung der Seseke und des Kuhbachs wurden wahrscheinlich große Mengen ortsfremdes (Boden-)Material, u. a. zur Kompensation von Bergsenkungen eingebaut. Aus diesem Grund erfolgen im Rahmen des Sesekeumbaus auch umfangreiche Bodenuntersuchungen.

11.3.2 Diskussion der Thesen von Prof. [redacted]

Die Thesen von Prof. [redacted] (in kursiv), die auch von [redacted] (o. J.) übernommen wurden, werden im Folgenden zusammenfassend benannt und kommentiert:

1. *Es treten Bergsenkungen von bis zu 30 m auf. Der Emscher Mergel wird durch die Bergsenkungen blitzartig durch neue Störungen zerrissen und durchlässig. Sie ermöglichen Tiefengrundwässern direkte Wege in die oberen Grundwasserstockwerke.*

Im Bereich der Auffälligkeiten bei Bergkamen traten gleichmäßige Bergsenkungen bis max. 2,1 m über einen Zeitraum von 14 Jahren auf. Diese waren 1987, also min 4 Jahre vor Beginn der BHV abgeschlossen (Abschn. 11.1.1.).

Im Bereich der BHV traten vor dem Versatz 53 % bis 66 % der Gesamtsenkungen zwischen 3 und 6 m auf (Detailbericht 1, Tab. 8). Der Zeitraum, in dem diese Senkungen auftraten, umfasste fast 30 Jahre. Die restlichen Senkungen traten während und nach dem Versatz innerhalb eines Zeitraums von ca. 20 Jahren auf.

Die von Prof. [redacted] postulierten Senkungen „im 30 m Bereich“ traten nicht auf und die Senkungen, die auftraten, verliefen über einen wesentlich längeren Zeitraum.

Die nach einem Abbau zeitlich verzögert eintretenden Bergsenkungen erfolgen im Emscher Mergel annähernd flächig und gleichmäßig in Form eines bruchlosen Durchbiegens der Deckgebirgsschichten. Ein „*blitzartiges Zerreißen*“ und das Entstehen neuer, durchgängiger Klüfte vom Karbon über die gesamte Mächtigkeit (ca. 400 m) des Em-

scher Mergel bis zur Tagesoberfläche erfolgt nicht. Der Emscher Mergel reagiert aufgrund seines hohen Tongehalts plastisch auf ggf. auftretende ungleichförmige Setzungen an der Karbonoberfläche und gleicht diese aus.

Darüber hinaus hätten diese „neuen Durchlässigkeiten“ – wenn sie denn entstanden wären – auch nicht die von Prof. [redacted] zugeschriebene Bedeutung, wie im Folgenden erläutert wird.

2. *Belastete Wässer, die nicht durch die Zementation und die Quellung von Tonsteinen fixiert werden, werden durch den Überlagerungsdruck ins Hangende und Liegende injiziert. In Verbindung mit (1) können so belastete Wässer an die Tagesoberfläche gelangen.*

Aus den Versatzbereichen austretendes Wasser wurde nicht beobachtet und es ist auch nicht bekannt, dass es solche Austritte gab. Die Mixturen wurden so angesetzt, dass kein Überschusswasser austreten sollte. Die beobachteten Betriebsstörungen zeigten auch oft das Gegenteil: Die pastöse Masse band sehr schnell ab und führte zu Verstopfungen in den Rohrleitungen. Auch die Monitoringanalysen im Grubenwasser während des Verbringens der Versatzstoffe zeigen keine Hinweise auf Austreten von solchen Wässern. Aber selbst wenn es zu einem unbemerkten Freisetzen geringer Wassermengen gekommen wäre – was auch nicht auszuschließen ist – hätte dies aus folgenden Gründen keine gravierenden Folgen gehabt:

Durch den jahrzehntelangen Abbau war das Gebirge teilentwässert. Austretendes Wasser hätte diese – jetzt luftgefüllten – Poren wieder mit Wasser gefüllt und sich nicht über eine längere Strecke bewegt. Ein Verdrängungseffekt der Porenwässer über 900 Meter aus der nicht gefluteten BHV und letztlich das „Auspressen“ dieses Überschusswassers im Bereich der Geländeoberfläche ist aus hydrogeologischer Sicht nicht möglich, da er fundamental gegen die Bernoullische Druckgleichung, die das Grundwasserfließen bestimmt, verstößt. Zudem ist der Bereich der Bruchhohlraumverfüllung mindestens mehrere Kilometer von den betrachteten Flächen entfernt, und die Bruchhohlraumverfüllung erfolgte mindestens 13 Jahre früher.

3. *Die Grubenwässer mit unterschiedlichen Salzgehalten unter Tage zeigen die vielen unterschiedliche Wegsamkeiten im überlagernden Gebirge.*

Das unbeeinflusste tiefe Grundwasser hat **immer** eine sehr hohe Mineralisation (s. Detailbericht 3, Beschreibung der unbeeinflussten Tiefengrundwässer/Auswertungen Wedewardt 1995).

Die Hauptursache für die geringen Salzgehalte mancher Grubenwässer ist die Vermischung der Grubenwässer mit dem Betriebswasser. Als Betriebswasser (z. B. zur Staubbekämpfung) wurden und werden große Mengen Betriebswasser (v. a. Trinkwasser, eigene Brunnen) unter Tage eingesetzt, das sich dann mit den hoch mineralisierten Grubenwässern vermischte und wieder an die Tagesoberfläche gepumpt wurde (Tab. 18). Gerade sehr geringe Leitfähigkeiten im Bereich der BHV zeigen deshalb, dass es sich eben **nicht** um eine Zusickerung von oben, sondern um eine Vermischung vor Ort mit dem eingesetzten Betriebswasser handelt.

Zusickerndes Wasser „von oben“ ist auch noch hoch mineralisiert (im Emscher Mergel bereits ab 45 m ca. 10.000 mg/L Chlorid; Gerinne auf Haus Aden 44.000 mg/L).

Tab. 18: Verhältnis untertägig eingesetztes Betriebswasser zu gehobenem Grubenwasser (RAG, E-Mail 09.03.2016)

Bergwerk	Jährlicher Wasserbrauch*	Jährlich gehobenes Grubenwasser*	Anteil Betriebswasser am Grubenwasser
Prosper Haniel	3 Mio. m^3	4 Mio. m^3	ca. 75 %
Auguste Victoria	1,9 Mio. m^3	2,6 Mio. m^3	ca. 73 %

* Mittelwert letzte 5 Jahre

Eine Besonderheit sind einige BW im Einzugsgebiet Victoriadamm (BW Gneisenau, BW Scharnhorst BW Kurl), wo beim Auffahren der BW, z. T. in den Kriegsjahren, kein ausreichender Abstand zu dem Grundwasserleiter im Turon eingehalten wurde. Bis heute laufen hier aus dem Deckgebirge große Wassermengen in die BW. Die Mineralisation beträgt ca. 4.500 mg/L Chlorid. In dem vergleichbar großen Einzugsgebiet Ost, im Bereich der BHV, wo der Sicherheitsabstand eingehalten wurde, beträgt diese Wassermenge nur ca. 10 % der Wassermenge bei einer deutlich höheren Mineralisation.

4. *Die klüftigen Sandsteine und besondere Schichten (Wurzelböden etc.) stellen auch Fließwege dar und müssen berücksichtigt werden.*

Die unterschiedlichen Durchlässigkeiten der geklüfteten Sandsteine, Tonsteine und Störungen werden im Grundwassermodell entsprechend berücksichtigt (s. Detailbericht 5).

11.3.3 Zusammenfassende Beurteilung der Auswirkung der BHV auf die oberflächennahen Auffälligkeiten

Es sind nach jetzigem Kenntnisstand keine Wirkungszusammenhänge bekannt oder denkbar, nach denen die Auffälligkeiten an der Tagesoberfläche ursächlich über den Grundwasserpfad mit der BHV zum jetzigen Zeitpunkt oder bei Umsetzung des Grubenwasserkonzeptes in Verbindung gebracht werden könnten.

- Der **räumliche** Zusammenhang zwischen BHV und den Auffälligkeiten bei Bergkamen besteht nicht (min. 5 km Entfernung).
- Der **stoffliche** Zusammenhang zwischen BHV und den Auffälligkeiten bei Bergkamen besteht nicht (Fluorid auf Ackerflächen).
- Die **Wirkungspfade über das Grundwasser bestehen nicht** (weder beim derzeitigen Grubenwasserstand von ca. -1.260 mNHN) noch beim zukünftigen Grubenwasserstand von ca. -600 mNHN).
- Das „**Entstehen" neuer Wirkungspfade** (wie von Prof. [redacted] postuliert) über das Grundwasser *(30 m Bergsenkungen – blitzartiges Entstehen von neuen Fließwegen – Auspressen von belastetem Überschusswasser aus der BHV und Fließen gegen die Schwerkraft über 5 km Strecke an die Tagesoberfläche)* ist fachlich nicht begründbar.

TEIL B 3: RISIKOANALYSE PCB UND SUBSTITUTE

12 DATENLAGE UND VORGEHEN

Die Datenlage über den Einsatz, Austrag und vor allem den Verbleib der PCB unter Tage ist sehr begrenzt. Trotz einer sehr umfänglichen Datenrecherche seitens der Gutachter kann heute nicht mehr aufgeklärt werden, wo unter Tage in welchem Umfang PCB-Belastungen vorliegen. Zugänglich sind in der Wasserprovinz Haus Aden unter Tage nur noch vergleichsweise kurze Strecken (9,2 km).

Aktenführung und Aktenlage bei der Bergverwaltung (Angaben der BR Arnsberg)

Grundlage für das Anlegen und Führen von Akten bei der BR Arnsberg bildet der „Aktenplan des Landesoberbergamtes und der Bergämter des Landes Nordrhein-Westfalen“. Dieser wurde im Jahre 1967 durch das damalige Oberbergamt Dortmund eingeführt und ist – ständig fortgeschrieben – bis heute gültig. Er galt sowohl für die Bergämter als auch für das Landesoberbergamt NRW. Der Aktenplan umfasst die Teile

- Allgemeine Akten,
- Betriebsakten,
- Alphabetisches Verzeichnis der Schachtanlagen und Betriebe.

Eine digitale Erfassung und Verschlagwortung besteht nicht. Bei einer Recherche müssen die Akten immer händisch durchgesehen werden.

Während „Allgemeine Akten“ übergeordnete Regelungen beinhalten, die nicht in unmittelbar betrieblichem Zusammenhang stehen (z. B. Zulassungen für den untertägigen Einsatz eines bestimmten Stoffes bzw. Maschinen etc.), spiegeln „Betriebsakten“ betriebsbezogene Belange wider, für die Betriebspläne einzureichen sind.

Bis zur Auflösung der Bergämter mit Ablauf des 31.12.2006 waren – bis auf wenige Ausnahmen – für das Betriebsplanverfahren die Bergämter zuständig, während für übergeordnete Belange das Landesoberbergamt NRW bzw. die Abteilung Bergbau u. Energie der BR Arnsberg Adressat war. Daraus resultiert, dass bis zum v. g. Zeitpunkt die „Betriebsakten“ i. d. R. bei den Bergämtern vorgehalten wurden, während sich die „Allgemeine Akten“ schwerpunktmäßig beim LOBA/Abteilung Bergbau und Energie der Bezirksregierung Arnsberg befanden.

So wurde die Bruchhohlraumverfüllung als ein übergeordneter Vorgang beim LOBA unter den Aktengruppen „2.17; Reststoffverwertung unter Tage“ bzw. „2.16; Abfallbeseitigung unter Tage“ begleitet. Im Zuge der Recherche wurden die entsprechenden Akten aus dem Staatsarchiv zurückgeholt.

Trotz der einheitlichen Struktur des Aktenplans wurden – je nach Aufgabenschwerpunkten – beim LOBA und den Bergämtern gerade bei den „Allgemeinen Akten“ oft nur die Obergruppe von Akten genutzt. Deshalb können Akten, die den gleichen Sachverhalt betreffen, beim LOBA und den Bergämtern unter unterschiedlichen Aktenzeichen geführt werden.

Seit 1988 wurde die Zahl der Bergämter in NRW von 12 auf 5 zum Zeitpunkt der Integration der Bergämter in die Bezirksregierung Arnsberg zum 01.01.2007 reduziert. In diesem Zusammenhang wurden in Anbetracht der begrenzten Kapazitäten Akten vernichtet (Schriftgutaussonderung, Dok. 4). Nach den damals geltenden Registratur- und Geschäftsordnungen wurden im Regelfall nicht dauerhaft aufzubewahrende Akten nach 10 Jahren ausgesondert und in Absprache mit dem Staatsarchiv vernichtet. Dies betraf als unkritisch angesehene Sachgebiete, insbesondere für Akten stillgelegter Schachtanlagen. Hierunter fielen die meisten Vorgänge über technische Betriebsabläufe unter Tage wie z. B. auch die Akten über die immissionsneutrale Verbringung von Reststoffen.

Aktenlage PCB

In dem Aktenplan von 1967 gibt es keine eigenständige Aktengruppe PCB. Die entsprechenden Vorgänge wurden anderen Vorgängen chronologisch nach Eingang zugeordnet. Dadurch können Informationen zum Thema PCB sowohl beim LOBA als auch bei den Bergämtern unter verschiedenen Obergruppen abgelegt sein, wie zum Beispiel:

Obergruppe 01	Rechtsangelegenheiten (Dezernat 65)
Obergruppe 12	Arbeits- und Gesundheitsschutz (Dezernat 62)
Obergruppe 13	**Maschinen und maschinelle Anlagen (Dezernat 62)**
Obergruppe 42	Wasserwirtschaft (Dezernat 61)
Obergruppe 55	**Ordnung der Oberflächennutzung (Dezernat 61)**
Obergruppe 91	…..Sitzungen….. (übergreifend)

Unter diesen Obergruppen wurden vor allem zwei Aktengruppen als wesentliche Informationsquelle für die Gutachten für den Einsatz und Verbleib von PCB unter Tage identifiziert:

Vorgang 55.15-15-7 „Entsorgung von Altöl und Hydraulikflüssigkeiten“. Hier wurden v. a. zusammenfassende Auswertungen der Bergämter und des LOBA zum Austausch von PCB ab 1984 bis 1986 archiviert. Sog. Primärdaten, also Aufzeichnungen aus den Bergwerken selbst, sind hier so gut wie nicht vorhanden. Diese wurden mit den Betriebsakten vernichtet. Ebenso fehlen Unterlagen aus den Jahren vor 1984. Der Aktenbestand wurde von der ahu AG digitalisiert (Inhaltsverzeichnis Dok. 5 und digitale Erfassung Dok. 6).

Vorgang 13.31 „Prüfung von Hydraulikflüssigkeiten“ umfasst die Jahre 1968 – 1994. Der Schwerpunkt liegt auf der Prüfung und Zulassung von Hydraulikflüssigkeiten. Es finden sich auch viele doppelt abgelegte Vorgänge aus 55.15-15-7 (Inhaltsverzeichnis Dok. 7).

In den übrigen Obergruppen der Allgemeinen Akten und in den Betriebsakten, die mehrere hundert Akten, verteilt auf die Standorte Staatsarchiv in Münster und Archiv der BR Arnsberg in Dortmund, umfassen, ist die Recherche nach Hinweisen auf den Einsatz und Verbleib von PCB insoweit abgeschlossen, wie darin entsprechende Hinweise vermutet wurden.

Aktenlage bei der RAG

Die RAG wurde 1969 gegründet. Von den damals 52 BW im Ruhrgebiet wurden bis auf Prosper Haniel alle BW bis Anfang 2016 stillgelegt. Die übertägigen Gebäude wurden alle geräumt/abgerissen.

Verfahrensvorgaben, wie bei derartigen Stilllegungen und vor allem wie mit dem das Bergwerk betreffenden Aktenwerk umzugehen ist, bestehen in Form einer Unternehmensrichtlinie erst seit April 2000. Zuvor lag die Aktenarchivierung im Entscheidungsbereich der jeweiligen Werksleitung. Die Aufbewahrungsfristen für einzelne Unterlagen seitens des Unternehmens betragen maximal 10 Jahre (außer Grubenrissen). Üblicherweise wurden Dokumente, bei denen die in aller Regel 10-jährige Aufbewahrungspflicht abgelaufen war, vernichtet. Eine Einbringung kompletter Bergwerksarchive in das Zentralarchiv hat es nicht gegeben. Die heute noch bestehenden Akten wurden alle verschlagwortet und sind digital erfasst und können so aus dem Zentralarchiv auf dem BW Pluto herausgesucht werden (ca. 80.000 Akten).

Unterlagen aus den 1970er und 1980er Jahren werden daher allenfalls dann noch vorhanden sein, wenn sie als „*betriebswesentlich*“ eingeschätzt wurden. Listen mit Aufzeichnungen über den bergwerks- oder unternehmensbezogenen Verbrauch von PCB existieren nicht, weil PCB erst im Laufe der Zeit ab ca. 1984 in den Fokus der Betrachtung rückte und da in aller Regel die Aufbewahrungsfristen für diesbezügliche Unterlagen bereits seit Jahrzehnten abgelaufen sind. Ähnliches gilt für die Reparaturtagebücher von Walzenschrämladern, die in der Regel mit der Verschrottung der Maschinen mit vernichtet wurden (s. auch Abschn. 10.1.2).

In den Unterlagen des Zentralarchivs kann anhand von Schlagwörtern gesucht werden. Für den Sachverhalt Bruchhohlraumverfüllung wurden mit den Schlagworten *Bruchhohlraumverfüllung, Reststoffverbringung, Fremdversatz und immissionsneutrale Verbringung* Akten identifiziert und von den Gutachtern gesichtet. Zusätzlich wurden seitens RAG zu dem Thema Handakten aus den Bereichen Umweltschutz und Markscheidewesen bereitgestellt, die ebenfalls von den Gutachtern gesichtet wurden. In Summe sind dies ca. 120 Akten.

Die Beschreibung des Gefährdungspotentials PCB beruht auf allen den Gutachtern zur Verfügung stehenden Unterlagen und den daraus abgeleiteten Annahmen und Abschätzungen unter ungünstigen Annahmen.

Diese wurden ergänzt durch 5 untertägige Sedimentproben und 5 Wasserproben, die am 18.02.2016 in der ZWH, Umtriebe am Schacht Grimberg 2, gewonnen wurden. Die Datenlage hinsichtlich der PCB-Gehalte untertägiger Sedimente (partikuläres Material) soll weiter verbessert werden. Hierzu sind in Teil 2 des Gutachtens weitere Sedimentproben geplant (Kriterien für die Auswahl der Probenahmepunkte s. Abschn. 15.4). Weiterhin werden noch die Anzahl und die Lage großer Infrastruktureinrichtungen (Lokschuppen, Werkstätten), bei denen von einem hohen PCB-Einsatz ausgegangen werden kann, in Grubenrissen recherchiert.

Die im Gutachten entwickelten Freisetzungs- und Ausbreitungskonzepte der PCB stützen sich vor allem auf die im Einzugsgebiet Victoriadamm vorherrschenden Verhältnisse und auf die daraus gewonnenen Erkenntnisse. Hier wurden bereits seit Anfang der 1990er Jahre mehrere Millionen m^3 Grubengebäude auf ca. 35 km^2 – aus der PCB-Einsatzzeit – geflutet.

13 PCB IN BERGWERKEN

13.1 Einsatz PCB

Die Begriffe PCB und PCB-haltige Betriebsstoffe werden synonym verwendet und beziehen sich auf hohe PCB-Gehalte, also bis zu 100 % aus PCB bestehende Hydrauliköle und Betriebsstoffe. Der Begriff PCB-haltige Öle bezieht sich auf Öle, die mit PCB verunreinigt sind (ab 50 ppm/mg/L). Diese PCB-haltigen Öle wurden erst ab ca. 1983 erfasst, als die getrennte Erfassung der PCB-haltigen Öle begann.

Von der RAG wurden zwischen 1984 und 1991 insgesamt 3.173 t TCBT-haltige Betriebsstoffe eingesetzt (Angabe RAG). Infolge der Diskussion um PCB wurden 1985 allein 1.014 t eingesetzt. In den Jahren danach nahmen die Einsatzmengen kontinuierlich ab. Zur Nutzung TCBT-haltiger Betriebsstoffe in der Wasserprovinz Haus Aden liegen den Gutachtern keine Angaben zu Mengen oder betroffenen Abbauen vor.

PCB wurden erstmals 1929 technisch hergestellt und auch außerhalb des Bergbaus vielseitig in offenen Systemen u. a. als Schmierstoffe, Weichmacher, Schneid- und Bohröle, feuerhemmendes Imprägniermittel, in Silikon für Dehnfugen und Druckfarben verwendet.

Der Einsatz in BW wurde nach der schweren Brandkatastrophe vom 08.08.1956 in einem BW in Belgien auf Bestreben der Europäischen Gemeinschaft (EGKS) in Deutschland mit der Bergverordnung von 20.12.1964 eingeführt.

Die in den Jahren 1964 bis 1984 eingesetzten schwer entflammbaren Hydrauliköle enthielten bis zu 100 % polychlorierte Biphenyle (PCB).

Die Tab. 19 zeigt den Einsatz der PCB für die Bundesrepublik zwischen 1974 und 1984.

Tab. 19: Mengen der im Steinkohlenbergbau der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1974 bis 1984 genutzten PCB-haltigen Betriebsstoffe (Rauhut 1978, 1982, 1986)

Jahr	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	Summe
Menge [t]	871	818	930	967	1.158	1.361	1.587	1.350	1.482	1.241	607	12.372

Eine überschlägige Bilanzabschätzung der Gutachter über den Zeitraum 1964-1973 (Abschätzung s. Detailbericht 6) und 1974 bis 1984 (gemäß der Tabelle 19) kommt zu dem Ergebnis, dass in den BW in NRW, also an der Ruhr, im Aachener und Ibbenbürener Revier ca. 15.795 t PCB **eingesetzt** wurden. Dies ist im Einzelnen im Detailbericht 6 erläutert.

Genauere Zahlen liegen nach der intensiven Recherche bei der BR Arnsberg nicht vor, da eine systematische Erfassung und Entsorgung der PCB **erst 1984** begann (s. oben).

13.1.1 Übertägige Entsorgung von Altöl und PCB

Ungefähr bis Mitte der 1980er Jahre wurden PCB nicht gesondert erfasst und geregelt entsorgt (Schreiben der Staatsanwaltschaft Bochum vom 19.08.1992). Die PCB wurden zusammen mit den anderen im Bergbau verwendeten Ölen (die einen viel größeren Anteil als die PCB ausmachten) in den Altölmarkt gemäß AltölG eingeschleust. Dies erfolgte vor 1986 durch jedes Bergwerk dezentral. Die entsorgte Altölmenge betrug 1984 1.143 t, was auch ungefähr der üblichen, jährlichen Abgabe der RAG von Altöl an Wiederaufbereitungsfirmen entspricht (Dok. 6).

Wenn PCB-haltige Hydraulikflüssigkeit vor Mitte der 1980er Jahre separat erfasst wurde, geschah dies häufig, weil diese synthetischen Hydraulikflüssigkeiten sehr teuer waren und aufbereitet werden konnten. Die synthetischen PCB-haltigen Öle wurden teilweise über Tage aufbereitet (Bergmannsglück/Westerholt, Gelsenkirchen). Die PCB-Schlämme aus der Reinigung (ca. 1 t/a) wurden teilweise als Altöl abgegeben und auch deponiert (Besprechung LOBA, 13.09.1985).

Am 18.07.1984 erfolgte eine Rundverfügung des LOBA mit dem Hinweis, eine „*ordnungsgemäße Entsorgung*“ zu veranlassen und zu überwachen.

Im Jahr 1984 wurden so 11,09 t PCB-haltige Öle über die Bergwerke direkt und 19,64 t PCB-haltige Öle über die Reparaturbetriebe entsorgt, also in der Summe ca. 30 t.

In einer Bilanz für das Jahr 1983 im Verantwortungsbereich des LOBA wurden 1.174,5 t PCB eingesetzt; davon wurden 95 % „nicht geregelt entsorgt“ (Verfügung LOBA vom 28.09.1984, Dok. 8).

Im November 1984 wurde von der Umweltministerkonferenz eine PCB-Grenze in Altölen von 50 ppm (50 mg/L) vorgeschlagen. Bei höheren Gehalten handelte es sich fortan um Sonderabfall. Dies bedeutet auch, dass in den PCB-Bilanzen alle Öle mit einem höheren Gehalt als 50 ppm als „PCB-haltige Öle“ deklariert worden waren. Da aber die eingesetzten Hydrauliköle überwiegend ausschließlich aus PCB bestanden, kann somit die Bilanz der entsorgten PCB-haltigen Öle nicht direkt mit der Bilanz der eingesetzten PCB verglichen werden.

Unter Tage wurde bei Maschinen PCB zunächst durch Ersatzstoffe wie UGILEC ersetzt. Der Austausch der PCB unter Tage war 1986 überwiegend abgeschlossen (Dok. 6).

Über Tage führte die Einordnung der PCB-haltigen Öle (> 50 ppm, bzw. 50 mg/L) als Sondermüll schnell zu einem Entsorgungsengpass, da die Verbrennungskapazitäten begrenzt waren. So wurden 1984 oberirdische Lagerbestände von ca. 350 t PCB und PCB-haltigen Ölen gemeldet, die nach und nach abgebaut wurden (Dok. 8).

Anfang 1986 wurden im Zuge der Diskussion um die Entsorgung der PCB-haltigen Öle die beiden Altölsammelstellen ZW Prosper (auf dem Betriebsgelände der Zentralwerkstatt Prosper) und ZW Fürst Hardenberg (ehemaliges Bergwerk Fürst Hardenberg) zugelassen und eingerichtet. Der grundsätzliche Entsorgungsweg war ab da die Sammlung der Altöle nach Betriebsplan für jedes Bergwerk und die Weiterleitung an die Zentralen Sammelstellen und von da die Entsorgung über die Hochtemperaturverbrennung in Brunsbüttel. Für die Errichtung der ZW Fürst Hardenberg wurde der Hauptbetriebsplan für das BW Fürst Hardenberg durch einen Sonderbetriebsplan ergänzt. Ein Sonderbetriebsplan für die ZW Fürst Hardenberg liegt bei der RAG nicht

mehr vor. Die erteilte Genehmigung nach § 4 BImSchG von 09/1994 durch das LOBA NRW Dortmund ist noch vorhanden. Die Auswertung inkl. einer Plausibilitätsprüfung wird im Teil 2 des Gutachtens erfolgen.

Das Ziel war die zentrale Annahme fester und flüssiger Abfälle der Bergwerke und Betriebe der RAG. Nach dem Muster-Betriebsplan „Entsorgung“ waren alle Bergwerke/ Betriebe verpflichtet, die Sammlung über die Zentralen Sammelstellen und den weiteren Entsorgungsvorgang einzuhalten. Ein weiteres Ziel war die Abkopplung vom Altölmarkt, der die Sonderabfälle nicht mehr aufnahm. Der „Jahresumsatz“ der Zentralen Sammelstellen betrug ca. 18.000 t.

1993 erfolgte die Übernahme der Betriebsführung der Industrieabfallbehandlungsanlage (IAB) Fürst Hardenberg durch die Ruhrkohle Öl und Gas.

PCB-haltige Altöle wurden grundsätzlich bis 1993/1994 über die IAB Fürst Hardenberg entsorgt. Nach 1994 wurde die Entsorgung anhand der PCB-Konzentration in den Altölen differenziert und PCB-freie Altöle in den Altölmarkt z. B. über die Firma Schöning entsorgt. 1995 wurde die ZW Prosper und in 12/1997 auch die IAB Fürst Hardenberg stillgelegt.

Mit der Stilllegung der IAB Fürst Hardenberg im Jahre 1997, aufgrund der stark rückläufigen Altölmengen mit PCB, wurde die Entsorgung von der Zentralen Altölaufbereitung des BW Auguste Victoria übernommen. Diese war als zertifizierter Entsorgungsfachbetrieb zugelassen und wurde 12/2015 stillgelegt.

Akten zum Thema „**oberirdische Altölentsorgung**“ wurden bislang noch nicht ausgewertet. Eine erste Suche im Zentralarchiv der RAG nach den Schlagworten *PCB, HFD, Hydraulik, Nachweisbuch Altölbesitzer, Altöl, Entsorgung, Transformatoren, Kondensatoren, Betriebstagebücher, Werkstatttagebücher, zentrale Aufbereitung Fürst Hardenberg, Abfallbegleitscheine, § 3 Abs. 1, PCB-Verluste* ergibt ca. 400 Akten. Die Auswertung erfolgt in Teil 2 des Gutachtens.

13.1.2 Untertägige Verluste von PCB

Die Ergebnisse in diesem Abschnitt stammen vor allem aus der Auswertung des Vorgangs 55.15-15 (Dok. 6) und den Unterlagen zum Strafverfahren gegen die RAG wegen illegaler Abfallbeseitigung (Staatsanwaltschaft Bochum AZ 41 Js 144/88, Dok. 9).

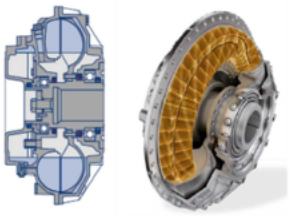
Ein großer Teil der unter Tage eingesetzten PCB vor Mitte der 1980er Jahre blieb unter Tage infolge großer, regelmäßiger Verluste an PCB bei den eingesetzten Maschinen zur Kohlenförderung.

PCB wurde unter Tage dort eingesetzt, wo große Betriebsdrücke in Maschinen auftraten und das Risiko von Überhitzung und Entzündung gegeben war. In Abhängigkeit von den eingesetzten Maschinen kam es dabei zu mehr oder weniger hohen Verlusten der eingesetzten PCB-Öle (wie Leckagen, Undichtigkeiten und Versagen bei Schlauchverbindungen, planmäßiges Abspritzen der Strömungskupplungen bei Überlast). Reparaturen wurden in der Regel durch Fremdfirmen über Tage ausgeführt. Einen Überblick über Einsatz, Verluste und Entsorgung gibt das Schreiben vom BA Gelsenkirchen an das LOBA vom 13.08.1984. In der Dok. 8 sind weitere Auszüge anderer Bergämter aufgeführt, die die Angaben des BA Gelsenkirchen bestätigen und ergänzen

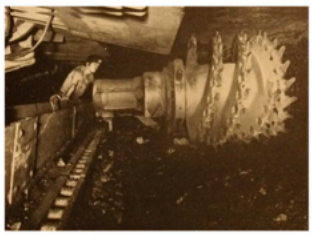
Eine Übersicht über die Maschinentypen mit den höchsten Verlusten gibt die Abb. 61.

Einsatz PCB-haltiger Hydrauliköle

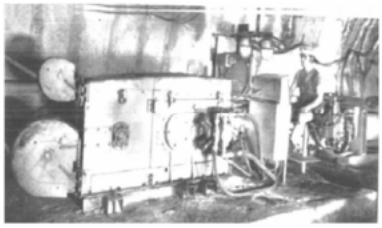
...Kupplungen



...Walzenschrämlader



...Seilbahnmaschinen



Einsatzorte	Bandanlagen (ca. 1 pro km), Brecher	36 % Kohleförderung (77-83) über 46 Walzenschrämlader (WSL)	Blindschächte / Strecken
Anzahl	7.000	46	120
Füllung (kg)	9	440-670	
Verbrauch untertage/a	0,01-0,03 t	6-9 t	0,4 t
Jahresver-brauch (t)	70-210	276–414	48

Verbrauch alle Maschinentypen pro Jahr: 394 t - 672 t
WSL: Abbau pro Jahr: ca. 180.000 m²
PCB-Belastung pro m² Abbau: 34 - 51 g (ohne Austrag)

Abb. 61: Übersicht über die Hauptverlustquellen der PCB unter Tage (Daten aus Vorgang 55.15-15; Dok. 8 und nach Angaben der RAG)

In den Jahren zwischen 1977 und 1983 wurden minimal 967 t PCB (1977) und maximal 1.587 t PCB (1980) eingesetzt (Tab. 19). Danach gab es allein durch diese drei Maschinentypen in ihrer Einsatzzeit (1977-1983) bezogen auf das Jahr 1977 PCB-Verluste zwischen 41 % und 70 % und bezogen auf das Jahr 1980 zwischen 25 % und 42 % der insgesamt unter Tage eingesetzten PCB.

Weitere hier nicht näher quantifizierbare Verluste an PCB traten auch bei anderen zwischen 1984 und 1986 untertägig eingesetzten Maschinen auf wie Vollschnittmaschinen, Schlagkopfmaschinen (ca. 40), Seitenkipplader (ca. 500) und Senklader (ca. 500), bei denen ebenfalls PCB eingesetzt wurden.

Unter dem AZ 41 Js 144/88 untersuchte die Staatsanwaltschaft Bochum 1988, ob es sich bei den Verlusten um vermeidbare Verluste oder eine verdeckte, strafbare Form der PCB-/Altöl-Entsorgung gemäß § 324 StGB (Gewässerverunreinigung) und § 326 StGB (Unerlaubter Umgang mit Abfällen) handelt. Die Zeugenaussagen einiger im Bergbau Beschäftigter unterstützten die Auffassung der illegalen Abfallentsorgung. In der Folge wurde die Frage sehr intensiv von der Staatsanwaltschaft Bochum untersucht. Hierzu gehörten u. a. Hausdurchsuchungen bei der RAG, in 15 Bergwerken und Fremdfirmen, Aktenbeschlagnahme und die Verhöre von ca. 75 Personen.

Das Ergebnis nach vier Jahren Ermittlung war *(*Schreiben der Staatsanwaltschaft Bochum vom 19.08.1992):

- *„Die Verluste sind bei den Verhältnissen unter Tage unvermeidbar“*
- *„Die relevanten Rapportbücher, in denen die Reparaturen verzeichnet worden waren, wurden Ende 1988 vernichtet“*
- *„Die Aufklärungsmöglichkeiten sind erschöpft“*
- *„Die Glaubwürdigkeit der Zeugen ist zurückhaltend zu beurteilen“*
- *„Mangels zureichender tatsächlicher Anhaltspunkte für weitere Ermittlungen ist nach allem das Verfahren gemäß Abs. 2 § 170 Strafprozessordnung einzustellen“*

Wenn unter ungünstigen Annahmen davon ausgegangen wird, dass **kein** PCB-Austrag über die Kohlenförderung beim Abbau erfolgte, kann nach diesem Ansatz folgende Abschätzung für die untertägige Verteilung der PCB im Alten Mann bei einem alleinigen Abbau durch Walzenschrämlader getroffen werden:

Bei einer gleichförmigen Verteilung der PCB-Verluste von 6 bis 9 t auf die ca. 180.000 m² (jährliche Abbauleistung der Walzenschrämlader, Angabe der RAG) ergibt sich eine geschätzte durchschnittliche PCB-Belastung im Alten Mann im Bereich von 34 bis 51 g/m² bzw. 34 bis 51 t/km^2. Diese Abschätzung gilt zunächst für die Wasserprovinz Haus Aden. In Teil 2 des Gutachtens wird überprüft, ob sich bei den weiteren Recherchen und Untersuchungen neue Erkenntnisse ergeben und ob sich diese auf die anderen BW übertragen lassen oder ggf. angepasst werden müssen.

13.2 Verbleib der PCB in Bergwerken

Ein Teil der untertägigen Verluste an PCB wurde sicherlich über die Kohlen und Berge in – heute unbestimmbaren – Anteilen über Tage verbracht. Hinweise darauf sind deutliche bergbautypische PCB-Gehalte in der Umwelt wie z. B. in der Kohlenwäsche im BW Walsum (Detailbericht 6).

In einer Abschätzung (Detailbericht 6) gehen die Gutachter deshalb nach verschiedenen Bilanzansätzen über die Anteile an der Gesamtkohlenproduktion und verschiedenen Ansätzen für den PCB-Austrag davon aus, dass in der Wasserprovinz Haus Aden zwischen 2.347 t und 2.423 t PCB eingesetzt wurden und davon zwischen 1.500 und 2.100 t auch unter Tage verblieben sind. Die Differenzen wurden über die verschiedenen Pfade ausgetragen.

Im Einzugsgebiet Victoriadamm wurden gemäß diesem Ansatz ca. 780 t PCB eingesetzt.

Für die Risikoanalyse ist die Einschätzung der Größenordnung und Verteilung der in der Wasserprovinz Haus Aden verbliebenen PCB-Menge von Bedeutung.

Für die Risikoanalyse wird zwischen drei Arten von potentiellen PCB-Verteilungen unter Tage unterschieden:

1. Disperse Verteilung (quasi diffuse Quellen)

a. Sediment (partikuläres Material) im Alten Mann

Wie in Abb. 61 dargestellt, wurde ein Großteil der eingesetzten Hydraulikflüssigkeiten unter Tage verbraucht und somit freigesetzt. Wie oben beschrieben wird die PCB-Belastung im Alten Mann in den Abbaubereichen der Walzenschrämlader sehr grob mit ca. 34 bis 51 t/km^2 abgeschätzt. Bei den anderen Abbauarten (z. B. Kohlehobel) und beim Einsatz in Kupplungen und von Seilmaschinen traten ebenfalls erhebliche Verluste von PCB-haltigen Betriebsstoffe auf, die sich aber räumlich und mengenmäßig nicht genau zuordnen lassen.

b. Sediment (partikuläres Material) im Bereich offener Strecken (Wasserwege)

Die offenen Strecken sind das heutige (in den bereits gefluteten Grubenbereichen) und zukünftige Grubenwasserfließsystem (Röhrensystem). In offenen Strecken im Schacht Grimberg 2 wurde im Rahmen der Beprobung am 18.02.2016 anhand von fünf Sedimentproben eine mittlere PCB-Belastung in Strecken von ca. 13 mg/kg bzw. 1,3 t/km^2 abgeschätzt. Die ermittelten Werte sind nicht repräsentativ, geben aber einen groben Hinweis auf das ungefähre Belastungsniveau im Bereich offener Strecken aus der PCB-Zeit.

2. Punktuelle PCB Belastungen

a. Infrastruktureinrichtungen (wie Lokschuppen, Werkstätten mit Tanklagern, Fasslagern, Ölsammelstellen)

In der Regel waren pro Sohle diese Infrastruktureinrichtungen einmal vorhanden. Im Bereich des Einzugsgebiets Victoriadamm wurden ca. 60 Bauhöhen abgebaut, so dass auch von einer ungefähr gleichen Anzahl an den jeweiligen Infrastruktureinrichtungen ausgegangen werden kann. Für diese Bereiche sind aufgrund eines intensiven Umgangs mit PCB-haltigen Betriebsstoffe höhere PCB-Gehalte als in den offenen Strecken zu vermuten (>> 1,3 t/km^2). Da diese Standorte aus der „PCB-Zeit“ heute in der Wasserprovinz Haus Aden alle nicht mehr zugänglich sind, kann diese Vermutung nicht durch Analysen bestätigt werden. Bei einem ordnungsgemäßen Rückzug aus den Bergwerken wurden nach Aussage der RAG alle Tank- und Fasslager und Ölsammelstellen zurückgebaut und entsorgt. Bei der Auswertung der Akten bei der BR Arnsberg (Dok. 6) ergaben sich keine Hinweise auf ein gegenteiliges Verhalten. Eine Recherche im Zentralarchiv der RAG, ob solche Akten aus der PCB-Zeit noch vorhanden sind, ist noch nicht abgeschlossen.

b. Pumpensümpfe/Sumpfstrecken

Hierbei handelt es sich um Teile der Grubenbaue an den tiefsten Stellen der Bergwerke, an denen sich die Grubenwässer sammelten, ehe sie an die Tagesoberfläche gepumpt wurden. In den Sumpfstrecken sedimentierten die in den Grubenwässern enthaltenen Schwebstoffe. Auch hier ist zu vermuten, dass höhere PCB-Gehalte in den Schlämmen auftreten. Viele Pumpensümpfe/Sumpfstrecken aus der „PCB-Zeit“ sind heute nicht mehr zugänglich. Es gibt aber noch einige Pumpensümpfe/Sumpfstrecken auf Haus Aden, die in abgeworfenen Bereichen hinter Dämmen liegen. Der Zustand hinter den Dämmen ist nicht bekannt. Eine Öffnung der Dämme und Begehung ist mit

Unsicherheiten (Stabilität der Strecken), Risiken (schädliche Gase) und hohem Aufwand (Bewetterung, Stabilisierung der Strecken) verbunden. Eine Öffnung und Beprobung der Dämme ist aufgrund der hohen Risiken zzt. nicht geplant.

c. Umgelagerte Schlämme aus Pumpensümpfen/Sumpfstrecken

Wenn das Fassungsvermögen einer Sumpfstrecke erschöpft war, wurden die Schlämme in andere, nicht mehr benötigte Grubenbaue umgelagert. Für die Zugänglichkeit gilt dasselbe wie für die Pumpensümpfe/Sumpfstrecken.

d. Unfälle

Nur im Bergwerk West ist ein Unfall dokumentiert, bei dem größere Mengen PCB ausgetreten sind. Der Bereich wurde mit Beton abgedeckt, damit es bei der Flutung des BW nicht zur Erosion von PCB-belastetem Sediment kommt. Angaben über die damalige Sedimentbelastung mit PCB liegen nicht vor, sondern nur Analysen der Grubenwässer.

3. Umschlossene Quellen

a. Zurückgelassene Maschinen

Zurückgelassene Maschinen (wie Tunnelbohrmaschinen) sind gemäß den Sonderbetriebsplänen zu entleeren und zu reinigen.

In den ausgewerteten Unterlagen der BR Arnsberg gibt es keine Hinweise auf ein abweichendes Verhalten. Eine Recherche im Zentralarchiv der RAG, ob solche Akten aus der PCB-Zeit noch vorhanden sind, ist noch nicht abgeschlossen.

b. Transformatoren/Kondensatoren

Das LOBA hat im Juni 1984 ein Kataster für diese Geräte angelegt. Für den Zeitraum 1983/1984 wurden 7.042 Trafos und 30.736 Kondensatoren sowie weitere 729 Geräte mit einer PCB-Füllung von insgesamt 143.629 Liter erfasst. Gemäß der Aktenlage wurden diese Geräte durch die Firmen BBC, ASEA und Siemens geordnet entsorgt und die Entsorgung wurde nachgewiesen (Dok. 10).

In der Risikoanalyse wird auch der Fall berücksichtigt, dass es unter Tage noch „PCB-gefüllte umschlossene Quellen“, zu denen auch Trafos gehören, gibt.

c. Gefüllte Fässer, Tanks

In den ausgewerteten Unterlagen (BR Arnsberg, RAG) gibt es keine Hinweise auf den Verbleib von „PCB-gefüllten umschlossenen Quellen“ unter Tage.

Ausgelöst durch eine anonyme Anzeige beim WDR am 04.04.1986, dass mehrere 1.000 L PCB in ca. 50 Fässern im BW Consolidation hinter dem Damm 9327, 9. Sohle in 950 m Tiefe illegal entsorgt wurden, erfolgte durch die Staatsanwaltschaft Essen eine Untersuchung des Vorgangs. Eine Zusammenfassung des Ermittlungsstandes vom 10.04.1986 ist in der Dok. 11 enthalten. Das Ergebnis war:

- „*Nach den bisherigen Ermittlungen – und 5 Zeugenaussagen – muss davon ausgegangen werden, dass ausschließlich leere Fässer und Kanister eingestapelt wurden*“

- „*nach übereinstimmenden Aussagen von 5 Zeugen waren die Fässer und Kanister leer*“
- *„Möglicherweise ist eine unbestimmte Anzahl von Fässern und Kanistern vormals mit PCB-haltigen Flüssigkeiten gefüllt gewesen“*

Zur Frage, ob die Fässer hinter dem Damm verbleiben können, wurde ein Gutachter eingeschaltet. Der Gutachter, die Westfälische Berggewerkschaftskasse (WBK), Prof. Dr. [redacted] kam 24.06.1986 zu dem Schluss:

- *„Die leeren Fässer und Kanister können somit …verbleiben, ohne daß eine schädliche Verunreinigung des Wassers und des Grubenwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften zu besorgen ist* (Dok. 12)*“*

In der Risikoanalyse wird auch der Fall berücksichtigt, dass es unter Tage noch „PCB-gefüllte umschlossene Quellen“, zu denen auch Fässer und Tanks gehören, gibt.

13.3 Einsatz und Verbleib von PCB in der Wasserprovinz Haus Aden

Die Abb. 62 zeigt in einer Übersicht die Bauhöhen, die zwischen 1969 und 1985 abgebaut wurden und in denen das Vorkommen von PCB als wahrscheinlich angenommen werden kann. 1969 wurde die RAG gegründet. Aus der Zeit davor liegen keine digital auswertbaren Unterlagen vor. Im Detailbericht 6 ist dies für alle Abbautiefen einzeln dargestellt. Die meisten Abbaue aus der „PCB-Zeit“ liegen zwischen 700 und 1.000 m.

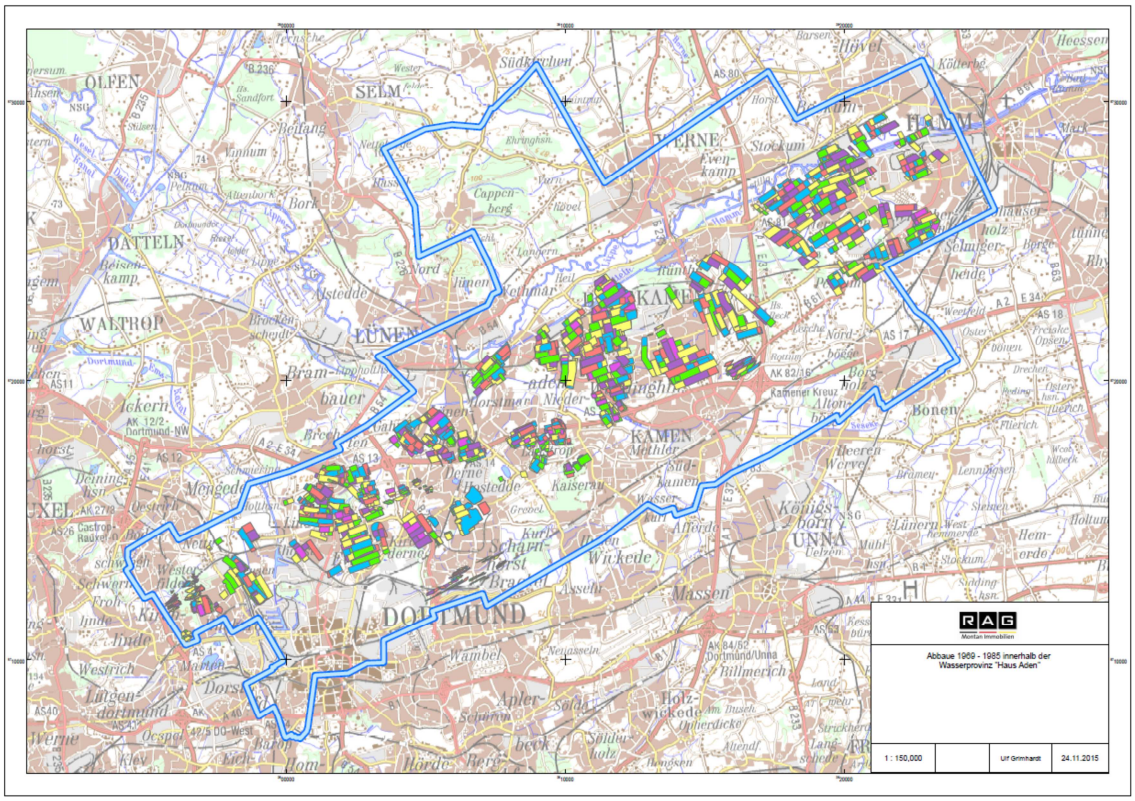


Abb. 62: Gesamtübersicht der Abbaue zwischen 1969 und 1985 in der Wasserprovinz Haus Aden (Quelle: RAG 2015)

Die Wasserprovinz Haus Aden lässt sich in drei Bereiche untergliedern (Abb. 63):

1. Einzugsgebiet Victoriadamm.
2. Einzugsgebiet Ost.
3. Zugängliche Bereiche zwischen Haus Aden 2 und Schacht Grimberg 2.

Für diese einzelnen bereits gefluteten und nicht gefluteten Bereiche wurde jeweils abgeschätzt:

Flächen Alter Mann und offene Strecken (heutige und spätere Wasserwege).

PCB-Massen in den einzelnen Bereichen.

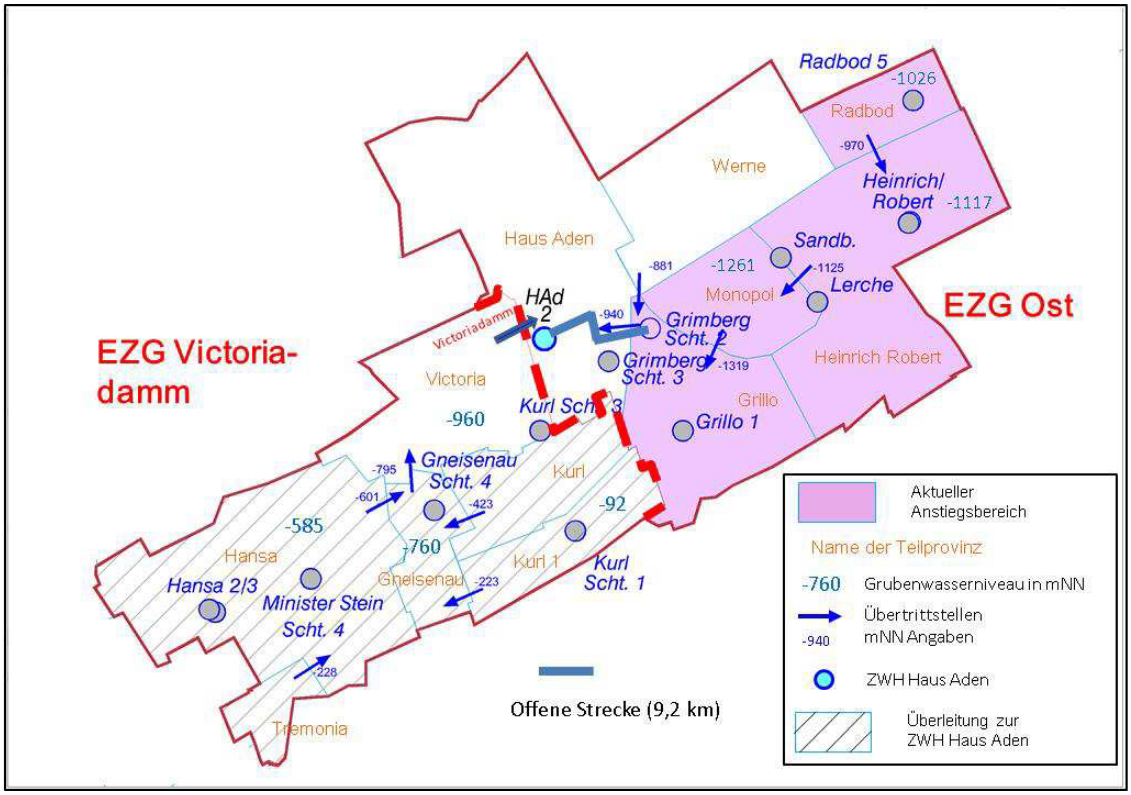


Abb. 63: Übersicht über die Wasserprovinz Haus Aden (Quelle: RAG, verändert nach ahu AG)

Nach Detailauswertungen an den drei Baufeldern Prosper Nord, Auguste Victoria Baufeld 50 und Ost Baufeld Monopol geht die RAG (RAG 2016) davon aus, dass der Flächenanteil der Strecken zusätzlich ca. 5 % der Abbauflächen beträgt.

Für den Alten Mann werden langfristig Durchlässigkeiten von 1 x 10^{-8} m/s (GRS 1998) angenommen. In den Grundwasserströmungsmodellierungen (Detailbericht 5) wurde als ungünstige Annahme eine fünfmal höhere Durchlässigkeit von 5 x 10^{-8} m/s angenommen. Ein nicht quantifizierbarer Anteil der zunächst offenen Strecken verbricht nach und nach.

13.4 Einsatz und Verbleib von PCB im Einzugsgebiet Victoriadamm

Die Abb. 63 zeigt die Wasserprovinz Haus Aden, unterteilt in die einzelnen Teilprovinzen, die den ehemaligen BW entsprechen, mit dem Einzugsgebiet Victoriadamm und Einzugsgebiet Ost, die Grubenwasserstände (Stand 3/2016) und Überleitungshöhen zwischen den einzelnen Teilprovinzen.

Insgesamt wird der PCB-Einsatz in der Wasserprovinz Haus Aden zwischen 2.347 t und 2.423 t anhand der gesamten Kohleförderung geschätzt. Eine entsprechende Abschätzung nur für das Einzugsgebiet Victoriadamm ergibt einen PCB-Einsatz von ca. **780 t.**

Die PCB-Belastung in den offenen Strecken beträgt nach einer ersten Abschätzung 1,3 t/km^2 gemäß den bislang genommenen Bodenproben. Diese Datenbasis soll in Teil 2 des Gutachtens verbessert werden (s. Abschn. 15.4). Die anderen Flächenansätze werden im Detailbericht 6 hergeleitet (Abschn. 8.3.3). Die Tab. 20 zeigt zusammenfassend das Ergebnis für verschiedene spezifische Flächenansätze für die Belastungsverteilung.

Unabhängig von den hier angenommenen Belastungsverteilungen zwischen 10 und 51 t PCB/km^2 ist aus Tab. 20 abzuleiten, dass die PCB-Massen mit 99 % im Alten Mann liegen.

Ursache dafür ist der hohe Flächenanteil des Alten Mannes (95 %) an den Grubengebäuden und die höhere spezifische Flächenbelastung an PCB durch den Kohlenabbau gegenüber den offenen Strecken.

Tab. 20: Vergleich der PCB-Belastungen bei verschiedenen Flächenansätzen im Einzugsgebiet Victoriadamm

Bereich	Fläche km^2		10 t PCB/km^2		16 t PCB/km^2		34 t PCB/km^2		51 t PCB/km^2	
	Abbau (Alter Mann, AM)	Strecke	AM	Strecke*	AM	Strecke*	AM	Strecke*	AM	Strecke*
geflutet	35,1	1,8	351	2,34	562	2,34	1.193	2,34	1.790	2,34
Anstieg bis -600 mNHN in den Teilprovinzen	7,6	0,4	76	0,52	122	0,52	258	0,52	388	0,52
Vollanstieg	21,5	1,1	215	1,43	344	1,43	731	1,2	1097	1,2
Summe	64,2	3,3	642	4,3	1.027	4,3	2.182	4,1	3.275	4,3
Verhältnis PCB im AM Strecke			**99,3 : 0,7**		**99,6 : 0,4**		**99,8 : 0,2**		**99,9 : 0,1**	

Eine Flächenbelastung von 10 t/km^2 wird als ein oberer, realistischer Wert angesehen, da sich bei höheren Werten deutlich zu große PCB-Gesamtmengen für das Einzugsgebiet Victoriadamm ergeben (Abschätzung Einsatz 780 t).

Die Tabelle 21 zeigt die Flächengrößen der einzelnen Abbaubereiche, aufgeteilt nach Strecke und Alter Mann, geflutet und nicht geflutet, sowie die Abbauzeit in oder außerhalb der PCB-Anwendungszeiten sowie die hier angenommenen PCB-Mengen.

Tab. 21: Größe der Abbauflächen und PCB-Belastung durch Verluste im Einzugsgebiet Victoriadamm bei einer Belastung von 10 t/km²

	Fläche [km²]	Belastung [t/km²]	Masse PCB [t]
Abbau (Alter Mann) gesamt	337,1		
Abbau (Alter Mann) außerhalb PCB-Zeit	270,5		
Abbau PCB-Zeit gesamt	64,2		
Abbau PCB-Zeit geflutet	35,1	10	350
Strecken (5 %) geflutet	1,8	1,3	2,34
PCB-Zeit nicht geflutet	29,1	10	291
Strecken (5 %) nicht geflutet	1,5	1,3	2,1
Summe			**645,4**
bereits geflutet außerhalb PCB-Zeit	47,3		
noch nicht geflutet außerhalb der PCB-Zeit	223,2		

Diese Summe der PCB-Verluste liegt um ca. 135 t niedriger als die für das Einzugsgebiet Victoriadamm abgeschätzte Einsatzmenge von 780 t anhand des Ansatzes über die Kohlenförderung. Dies zeigt, dass es heute – auch über verschiedene Ansätze – nicht mehr möglich ist, eine genaue Verteilung der untertägigen PCB zu ermitteln. Dennoch gilt, dass die größten PCB-Massen im Alten Mann liegen.

Weiterhin zeigt die Tab. 21, dass der überwiegende Teil der Abbaue außerhalb der PCB-Zeit stattfand (80 %). Von den Abbauen aus der PCB-Zeit sind bereits ca. 53 %, 35 km², geflutet. Dies betrifft auch Bereiche aus alten BW, die höher als -600 mNHN liegen. Damit kann das Einzugsgebiet Victoriadamm als ein typischer Bereich angesehen werden, an dem die PCB-Belastung im Grubenwasser in einem seit längerem stillgelegten Bereich abgeleitet werden kann und wo bereits größere Abbaubereiche aus der PCB-Zeit geflutet sind.

Von den noch nicht gefluteten PCB-Bereichen im Einzugsgebiet Victoriadamm liegen die meisten Flächen in der Teilprovinz Hansa (17 km²). Diese würden aber erst bei einem Grubenwasseranstieg höher als -600 mNHN geflutet. Bei einem Grubenwasseranstieg bis -600 mNHN in den Teilprovinzen (wie von der RAG beantragt) würden in den einzelnen Teilprovinzen weitere 7,7 km² geflutet.

Bei einer Flutung – unabhängig von der Höhe – nimmt im Einzugsgebiet Victoriadamm der Anteil der Flächen außerhalb der PCB-Zeit gegenüber den Flächen aus der PCB-Zeit zu, da insgesamt nur ca. 20 % der Flächen aus der PCB-Zeit stammen, aber ca. 80 % außerhalb der PCB-Zeit.

Zurzeit beträgt gemäß Tab. 21 das Verhältnis geflutete Flächen außerhalb der PCB-Zeit/geflutete PCB-Flächen **1 : 1,4** (35 km² : 47,3 km²). Bei einer vollständigen Flutung aller Abbauflächen wäre das Verhältnis geflutete Flächen außerhalb der PCB-Zeit/geflutete PCB-Flächen **1 : 4,2** (64,20 km² : 270,50 km²).

13.5 Einsatz und Verbleib von PCB in den Teilprovinzen im Einzugsgebiet Victoriadamm

Das Einzugsgebiet Victoriadamm besteht aus den Teilprovinzen Victoria, Hansa, Tremonia, Gneisenau, Kurl 1 und Kurl (Abb. 21). Die wichtigsten der oben genannten Teilprovinzen, aus denen das Grubenwasser im Einzugsgebiet Victoriadamm stammt, werden im Folgenden mit Stand 2015 beschrieben. Die Zahlen wurden von der RAG ermittelt und auf einem Termin am 08.08.2015 in Herne erstmalig der ahu AG mitgeteilt und später mehrfach ergänzt.

Bei der PCB-Bilanzierung wird immer von einer spezifischen Flächenbelastung von 10 t/km^2 ausgegangen. Für die Strecken wird der anhand der fünf Sedimentproben aus dem Schacht Grimberg abgeschätzte Wert von 1,3 t /km^2 verwendet.

13.5.1 Teilprovinz Victoria

Der Victoriadamm liegt im nordöstlichen Bereich der Teilprovinz Victoria (Abb. 21). Die Bereiche Victoria 1/2/3/4 werden zusammenfassend betrachtet. Am Victoriadamm werden auf einer Höhe von -960 mNHN zurzeit Grubenwässer in Höhe von durchschnittlich ca. 22 m^3/min angenommen und über eine geschlossene Leitung nach über Tage gepumpt und dann in die Lippe eingeleitet[10]. Hinter dem Victoriadamm steht im Baufeld Victoria geflutetes Resthohlraumvolumen von ca. 4 Mio. m³ an, das seit Ende der 1990er Jahre eingestaut ist. Die Abbautiefen reichten hier bis ca. -1.460 mNHN. Die wassererfüllte Mächtigkeit im Bergwerk Victoria beträgt damit ca. 500 Meter. Diese ca. 10 Kilometer lange wassergefüllte Strecke dient aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeit auch als Sedimentationstrecke. Weitere 22 Mio. m^3 Wasser sind in den übrigen Teilprovinzen eingestaut, die im Folgenden beschrieben werden.

Die Größe der gesamten Abbauflächen in der Teilprovinz Victoria liegt bei ca. 52 km^2. Die Abbaue während der PCB-Zeit liegen hier zwischen -700 mNHN und -1.100 mNHN, mit einem Schwerpunkt zwischen -800 mNHN und -1.000 mNHN mit einer Größe von insgesamt 14 km^2. Bei einem derzeitigen Wasserstand von -960 mNHN sind hiervon ca. 9 km^2 bereits geflutet (Tab. 22).

Tab. 22: Untergliederung der Abbaufläche in der Teilprovinz Victoria

	Fläche km^2
Abbau (Alter Mann) gesamt	52
davon PCB-Zeit	14
PCB-Zeit geflutet	9
Strecken	0,45
PCB-Zeit nicht geflutet	5
Strecken	0,25

[10] Die aktuelle Grubenwasseranalyse ist im Detailbericht 3 dargestellt. An dieser Grubenwassereinleitung wurde auch die Untersuchungskampagne des LANUV in 2015 durchgeführt.

Wie die Abbildung 64 zeigt, besteht zwischen den Teilprovinzen Hansa, Gneisenau und Haus Aden/Victoria ein großes Gefälle. Zudem werden die Abbaue oberhalb der derzeitigen Grubenwasseroberflächen zwischen 585 mNHN und -960 mNHN im Einzugsgebiet Victoriadamm und -1.261 mNHN und -1.026 mNHN im Einzugsgebiet Ost ebenfalls mit hohem Gefälle von Wasser aus dem Deckgebirge durchströmt.

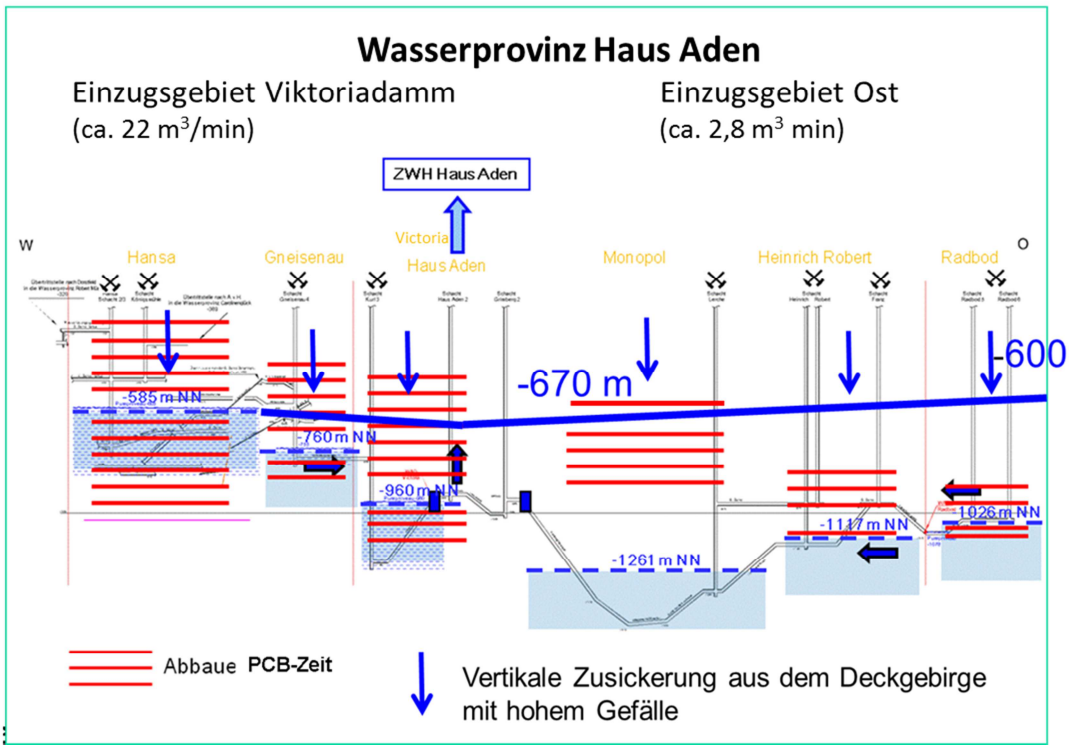


Abb. 64: Potentialdifferenzen Stand 3/2016 zwischen den Teilprovinzen und schematische Darstellung der Abbaue zur PCB-Zeit und geplanter Grubenwasseranstieg auf -670 mNHN in der Wasserhaltung und -600 mNHN in den Teilprovinzen (Quelle: RAG, Ergänzungen ahu AG)

13.5.2 Teilprovinz Hansa

Der Abbau reichte von -167 mNHN bis -974 mNHN. Das Grubenwasser steht derzeit bei -585 mNHN. Derzeit sind 18 km² der Abbaue aus der PCB-Zeit bereits geflutet. In der Teilprovinz Hansa liegt bezogen auf das Einzugsgebiet Victoriadamm der größte Anteil der noch nicht gefluteten PCB-Bereiche.

Die Übertrittstelle in die Teilprovinz Gneisenau liegt bei -601 mNHN. Das Grubenwasser überwindet dann kaskadenartig eine Höhendifferenz von ca. 175 m bis auf das Niveau von -760 mNHN in Gneisenau. Dies erfolgt über wassergefüllte Strecken, aber auch in offenen Gerinnen mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten. Ein Beispiel für ein solches Gerinne zeigt die Abb. 65. Die Grubenwassermenge, die in die Teilprovinz Gneisenau überströmt, beträgt ca. 1,7 m³/min. Eine Untergliederung der Abbaufläche in der Teilprovinz Hansa ist in Tab. 23 dargestellt.

Tab. 23: Untergliederung der Abbaufläche in der Teilprovinz Hansa

	Fläche [km²]
Abbaue (alter Mann) PCB-Zeit	35
PCB-Zeit geflutet	18
Strecken	0,9
PCB-Zeit nicht geflutet*	17
Strecken	0,85

* Die noch nicht gefluteten Abbaubereiche aus der PCB-Zeit liegen **oberhalb** des Niveaus von -600 mNHN. Das heißt bei einem Grubenwasseranstieg bis auf ca. -600 mNHN würden diese Bereiche nicht geflutet, so dass von hier weiterhin Wässer mit teilweise hohen Fließgeschwindigkeiten und hohem Erosionspotential zufließen werden.



Abb. 65: Beispiel für ein offenes Gerinne mit Erosionspotential in der Zentralen Wasserhaltung Haus Aden, Betriebsbereich Haus Aden/Monopol (Foto: RAG)

13.5.3 Teilprovinz Gneisenau

In der Teilprovinz Gneisenau reichte der Abbau von -290 mNHN bis ca. -787 mNHN (Abb. 64). Bereits beim Auffahren des Bergwerks im Jahr 1875 soff die Grube aufgrund starker Wasserzutritte aus dem Deckgebirge zunächst ab. Bis heute strömen große Wassermengen in Höhe von ca. 11 m^3/min aus dem Deckgebirge in das Bergwerk Gneisenau. Deshalb stammt auch heute noch ein Großteil der am Victoriadamm angenommenen Grubenwässer aus der Teilprovinz Gneisenau. Das Grubenwasser überwindet eine Schwelle bei -509 mNHN im Bergwerk Scharnhorst und fließt dann – wahrscheinlich auch über offene Gerinne – in den nördlichen Bereich der Teilprovinz Gneisenau bis auf das Niveau von -760 mNHN (Abb. 64).

Die Abbaue während der PCB-Zeit haben eine Fläche von 3 km^2 (Tab. 24) und liegen v. a. zwischen -500 mNHN und -800 mNHN, das heißt die Abbaue aus dieser Zeit sind noch nicht geflutet und werden von den gerade hier sehr großen Wassermengen mit hohem Gefälle kaskadenartig durchströmt.

Tab. 24: Untergliederung der Abbaufläche in der Teilprovinz Gneisenau

	Fläche [km^2]
Abbaue (Alter Mann) PCB-Zeit	3
PCB-Zeit geflutet	0
PCB-Zeit nicht geflutet*	3
Strecken	0,15

* Die noch nicht gefluteten Abbaubereiche aus der PCB-Zeit liegen zu einem Drittel (1 km^2) **oberhalb** des Niveaus von -600 mNHN. Das heißt, bei einem Grubenwasseranstieg bis auf ca. -600 mNHN würden diese Bereiche nicht geflutet, so dass von hier weiterhin Wässer mit teilweise hohen Fließgeschwindigkeiten und hohem Erosionspotential zufließen werden.

13.5.4 Teilprovinz Kurl

Auch in der Teilprovinz Kurl kommt es zu großen Wasserzutritten aus dem Deckgebirge in Höhe von ca. 6,5 m^3/min. Der Wasserstand in Kurl liegt bei ca. -423 mNHN, also in Höhe der Übertrittstelle zur Provinz Gneisenau. Die Abbaue während der PCB-Zeit mit einer Größe von 9 km^2 liegen zwischen -300 mNHN und -800 mNHN, so dass bereits große Bereiche (8 km^2) eingestaut worden sind (Tab. 25).

Das Wasser überwindet dann kaskadenartig – und wahrscheinlich auch über offene Gerinne – einen sehr großen Höhenunterschied von 390 m auf dem Weg zum Victoriadamm. Die Wassermengen liegen ungefähr bei 7 m^3/min.

Tab. 25: Untergliederung der Abbaufläche in der Teilprovinz Kurl

	Fläche [km²]
Abbaue (Alter Mann) PCB-Zeit	9
PCB-Zeit geflutet	8
Strecken	0,4
PCB-Zeit nicht geflutet*	1
Strecken	0,05

* Die vergleichsweise kleinen noch nicht gefluteten Abbaubereiche aus der PCB-Zeit liegen **oberhalb** des Niveaus von -600 mNHN. Das heißt, bei einem Grubenwasseranstieg bis auf ca. -600 mNHN würden diese Bereiche nicht geflutet, so dass von hier weiterhin Wässer mit teilweise hohen Fließgeschwindigkeiten und hohem Erosionspotential zufließen werden.

13.5.5 Teilprovinz Kurl 1

Auch in der Teilprovinz Kurl 1 kommt es zu großen Wasserzutritten aus dem Deckgebirge. Der Wasserstand in Kurl 1 liegt bereits bei -92 mNHN, das heißt das gesamte Bergwerk ist bereits bis ins Deckgebirge hinein eingestaut. Das Deckgebirge liegt hier bei -108 mNHN.

Das Bergwerk wurde bereits 1930 stillgelegt, so dass während der Abbauzeit keine PCB eingesetzt wurden.

Das Wasser fließt dann kaskadenartig – und wahrscheinlich auch über offene Gerinne – über den Übertritt bei -223 mNHN zum Bergwerk Gneisenau (-509 mNHN) und weiter zum Victoriadamm (-960 mNHN). Die Wassermengen liegen ungefähr bei 2 m^3/min.

13.5.6 Einzugsgebiet Ost

Das Einzugsgebiet Ost besteht aus den Teilprovinzen Haus Aden, Grillo, Heinrich Robert, Monopol Nord, Werne und Radbod. Das gesamte Einzugsgebiet Ost ist abgeworfen und nicht mehr zugänglich. Das Grubenwasser befindet sich in den Teilprovinzen Grillo, Heinrich Robert, Monopol Nord und Radbod im Anstieg und die Grubenwasserstände liegen derzeit bei ca. -1.125 mNHN und -1.026 mNHN (Abb. 64). Es gibt keine technischen Einrichtungen mehr, um den Wasserstand in diesem Bereich zu beeinflussen. Das Grubenwasser kann nicht beprobt werden. Eine Überleitung in die ZWH findet noch nicht statt.

In der Teilprovinz Werne steht das Grubenwasser bei -851 mNHN und fließt wahrscheinlich in das Abbaufeld Monopol. Der Grubenwasserstand in der Teilprovinz Haus Aden wird zurzeit auf dem Niveau von -940 mNHN gehalten. Die Wasserwege zwischen den Teilprovinzen sind – im Gegensatz zu den alten Verbindungen im Einzugsgebiet Victoriadamm – gezielt auf eine hohe und langfristige Durchlässigkeit ausgebaut (Detailbericht 1). Deswegen werden geringere Potentialdifferenzen zwischen den Teilprovinzen erwartet. Bis zu dem zugelassen Anstieg von -960 mNHN wird nur ein kleiner Flächenanteil aus der PCB-Zeit geflutet werden (Tab. 26). Der weitaus überwie-

gende Teil wird dann weiterhin von Grubenwässern mit hohem Potentialgefälle, teilweise hohen Geschwindigkeiten und hohem Erosionspotential durchflossen.

Bei dem geplanten Anstieg bis auf -670 mNHN in der ZWH und ca. -600 mNHN in den Abbaubereichen wären die PCB-Abbaubereiche nahezu vollständig geflutet. Es würde dann nach wie vor zur Durchströmung alter, aber wahrscheinlich weitgehend PCB-freier Abbaubereiche und einem Eintrag von Schweb kommen.

Bei einer Flutung – unabhängig von der Höhe – nimmt auch im Einzugsgebiet Ost der Anteil der Flächen außerhalb der PCB-Zeit gegenüber den Flächen aus der PCB Zeit zu, da nur ca. 27 % der Flächen aus der PCB-Zeit stammen, aber ca. 73 % außerhalb der PCB-Zeit. Zurzeit beträgt das Verhältnis geflutete Flächen aus der PCB-Zeit/geflutete Flächen außerhalb der PCB-Zeit **1 : 2,1** (7,5 km^2 : 15,5 km^2). Bei einer vollständigen Flutung aller Abbauflächen wäre das Verhältnis **1 : 2,7** (65,7 km^2 : 178,3 km^2).

Tab. 26: Größe der Abbauflächen und PCB-Belastungen im Einzugsgebiet Ost

Einzugsgebiet Ost	**Fläche [km^2]**	**PCB [t]**
Abbau (Alter Mann) gesamt	244	
Abbau (Alter Mann) außerhalb PCB-Zeit	178,3	
Abbaue PCB-Zeit gesamt	65,7	
Abbau PCB-Zeit geflutet	7,5	75
Strecken (5 %) geflutet	0,4	0,5
PCB-Zeit nicht geflutet	58,2	582
Strecken (5 %) nicht geflutet	2,9	3,8
Summe PCB		661,3
bereits geflutet außerhalb PCB-Zeit	15,5	
noch nicht geflutet außerhalb der PCB-Zeit	162,8	

Die Abbildung 66 zeigt zusammenfassend die gefluteten und nicht gefluteten Abbaubereiche aus der PCB-Zeit (rot) und außerhalb der PCB-Zeit (grün) für die drei Zustände:

- Ist-Zustand
- Anstieg bis auf ca. -600 mNHN in den Grubengebäuden und -670 mNHN in der zentralen Wasserhaltung
- Flutung aller Grubenbaue (z. B. bis ca. -400 mNHN, Unterkante Deckgebirge)

Die gefluteten Grubenbereiche sind ausgefüllt dargestellt. Die Verhältniszahlen beziehen sich auf das Verhältnis Abbaubereiche aus der PCB-Zeit (rot) und außerhalb der PCB-Zeit (grün).



Abb. 66: Zusammenfassende Darstellung gefluteter und nicht gefluteter Abbaubereiche aus der PCB-Zeit (rot) und außerhalb der PCB-Zeit (grün) bei verschiedenen Grubenwasserständen

Im **Einzugsgebiet Ost** werden bei einer Flutung bis -600 mNHN die meisten Grubenbaue geflutet.

Im **Einzugsgebiet Victoriadamm** erfolgt die Flutung der meisten Grubenbaue erst bei einem Anstieg bis ins Deckgebirge, da hier der Bergbau sehr früh begann und oberflächennäher erfolgte. Vor allem Flächen aus der PCB-Zeit werden erst dann geflutet.

13.5.7 Haus Aden 2 und Schacht Grimberg 2

Hierbei handelt es sich im Wesentlichen um die Strecken zwischen Haus Aden 2 und Schacht Grimberg 2 sowie die sogenannten Umtriebe am Schacht Grimberg 2 (Abb. 64). Diese Umtriebe und Strecken sind die einzigen noch zugänglichen Bereiche in der Wasserprovinz Haus Aden. Die Länge der noch offenen Strecken beträgt 9,2 km, die durchschnittliche Breite 5-6 m. Die PCB-Belastung wird gemäß der angenommenen durchschnittlichen Streckenbelastung von 1,3t/km^2 zu ca 65,7 kg abgeschätzt.

In diesem Bereich fanden auch die Probenahmen am 18.02.2016 statt. Anfallendes Grubenwasser wird hier an der tiefsten Stelle, der Nebenwasserhaltung Bunkersohle gefasst.

13.6 Untertägige Beprobung

13.6.1 Ziele der Probenahme

Für die Bewertung des Gefährdungs-, Freisetzungs- und Ausbreitungspotentials der PCB erfolgten am 18.02.2016 untertägige Beprobungen, die im Einzelnen im Detailbericht 6 beschrieben sind.

Es war nicht Ziel der Untersuchungen, gegebenenfalls punktuelle PCB-Belastungen und/oder eine diffuse, repräsentative PCB-Belastung zu ermitteln. Dafür ist der noch zugängliche Bereich im Bergwerk Haus Aden/Monopol gemessen an der ursprünglichen Ausdehnung zu klein.

Bei der Probenahme wurden vor allem drei Ziele verfolgt:

1. Durchschnittlichen Belastungen des partikulären Materials
   - PCB-Gehalte im partikulären Material

Es wurden fünf Sedimentproben an verschiedenen Stellen genommen.

2. Gelöstes PCB im Grubenwasser
   - großvolumige Probe (ca. 100 L)
   - langjährig, großflächig überflutete Bereiche mit PCB-Einsatz, damit die PCB und das Grubenwasser in einen Gleichgewichtszustand gelangen können.

Es wurde das Grubenwasser aus dem Einzugsgebiet Victoriadamm beprobt.

3. Rückhalteeigenschaften Boden und Schlämme für PCB
   - typisches Material, mit dem das Grubenwasser in Berührung kommt
   - noch zugängliche Pumpensümpfe, Kohlenverladung, Strecken

Es wurden fünf Sedimentproben an verschiedenen Stellen genommen.

13.6.2 PCB-Belastungen des partikulären Materials

Trotz intensiver Recherche konnten ruhrgebietsweit keine weiteren untertägigen Bodenproben, die auf PCB untersucht wurden, ermittelt werden. Auch beim Unfall auf dem Bergwerk West wurden nur Wasserproben genommen.

Im Bergwerk Haus Aden wurden erstmalig am 18.02.2016 fünf Bodenproben genommen und im Anschluss analysiert. Bis auf die Probe 18.1 (Sedimente aus einem kleinen Pumpensumpf) waren dies keine Probenahmeorte, an denen punktuelle PCB-Belastungen vermutet worden waren. In Tab. 27 sind die Ergebnisse der untertägigen Untersuchungskampagne vom 18.02.2016 enthalten.

Die Gehalte liegen zwischen 3.800 und 31.000 µg/kg. Aus den 5 Proben ergibt sich ein rechnerischer Mittelwert von 13 mg/m^2 bzw. 1,3 t/km^2.

Es muss betont werden, dass diese Datenbasis nicht repräsentativ für die Bergwerke im Ruhrgebiet, ja noch nicht einmal für das Bergwerk Haus Aden/Monopol ist.

Tab. 27: Ergebnisse von Bodenuntersuchungen auf PCB (Probenahme 18.02.2016)

Probenahme-lokalität	18.1	18.3	18.4	18.5	18.7
Probe	Pumpensumpf Nebenwasser-haltung	Bunkersohle Absturz Gerinne	Bunkersohle Boden 1	Bunkersohle Boden 2	Förderricht-strecke, Boden
Material	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment
Labor	LANUV	LANUV	LANUV	LANUV	LANUV
	µg/kg TS*	µg/kg TS*	µg/kg TS*	µg/kg TS*	µg/kg TS*
PCB-28	2.200	4.400	1.700	480	370
PCB-52	690	1500	570	180	360
PCB-101	150	270	110	67	100
PCB-138	34	47	21	21	15
PCB-153	23	32	15	14	10
PCB-180	8,9	11	5,4	5,6	4
Summe 6 DIN-Kongenere * 5	16.000	31.000	12.000	3.800	4.300
PCB-77	160	420	100	47	13
PCB-81	6,2	14	4,5	2,1	0,7
PCB-105	130	220	81	57	50
PCB-114	7,8	16	5,4	3,4	3,1
PCB-118	160	280	100	73	67
PCB-123	4,2	9,8	3,6	2,3	2,6
PCB-126	0,91	1,9	0,61	0,39	0,39
PCB-156	3,6	6,3	2,2	2,2	< 1,1
PCB-157	0,79	1,5	0,46	0,46	< 0,22

Probenahme-lokalität	18.1	18.3	18.4	18.5	18.7
Probe	Pumpensumpf Nebenwasser-haltung	Bunkersohle Absturz Gerinne	Bunkersohle Boden 1	Bunkersohle Boden 2	Förderricht-strecke, Boden
PCB-167	1,4	2	0,73	0,73	2,5
PCB-169	0,0056	0,0073	0,0043	0,0047	0,061
PCB-189	< 0,12	< 0,21	< 0,078	< 0,085	0,089

* **Fraktion < 63 µm**

13.6.3 PCB gelöst in der Wasserphase

Im Allgemeinen gelten unpolare Stoffe (wie Öle) als schlecht oder sogar wasserunlöslich. Wissenschaftlich gesehen gibt es jedoch den Begriff „wasserunlöslich“ nicht, sowenig wie es in der Hydrogeologie den Begriff „undurchlässig“ gibt. Bei einem großen Konzentrationsgefälle (mehrere hundert bis tausend t PCB), großen Wassermengen und ausreichend Zeit müssen aufgrund des thermodynamischen Ungleichgewichts zwischen der Wasserphase und der Feststoffphase Ausgleichprozesse bis zum Erreichen eines Gleichgewichtszustands stattfinden.

Die Tabelle 28 zeigt, dass PCB auch im Grubenwasser in sehr geringem Maße gelöst ist. Unter dem Begriff „gelöst“ wird per Definition auch der Feinschweb < 0,45 µm verstanden[11].

Die Ergebnisse passen sehr gut mit den ebenfalls ermittelten Verteilungskoeffizienten überein. Diese werden v. a. durch den Gehalt an fein verteiltem organischem Material (z. B. Kohle) bestimmt.

Im Vergleich zum PCB-Gehalt im Schweb, ca. 1 mg/kg TS ist die Konzentration an gelöstem PCB im Wasser ca. um den Faktor 600.000 geringer. Allerdings summiert sich auch eine geringe Belastung bei großen Mengen an Grubenwasser auf eine größere Fracht.

Tab. 28: Ergebnisse der 100 L Grubenwasseruntersuchung auf PCB (Probenahme 18.02.2016)

Probenahmelokalität	**18.8**
Probe	100 Liter Probe Victoriadamm
Material	Wasser
Labor	LEK
	ng/L

[11] Diese 1,6 ng/L liegen noch deutlich unter der durchschnittlichen gelösten Konzentration des – als landläufig wasserunlöslich angesehenen – Edelmetalls Gold im Meerwasser (4 ng/L) (http:// www.aquacare.de/info/tipps/d1meerz.htm).

Probenahmelokalität	18.8
PCB-28	0,167
PCB-52	0,137
PCB-101	0,005
PCB-138	0,004
PCB-153	0,006
PCB-180	<0,004
Summe 6 DIN-Kongenere * 5	1,6

Die angewandte Methode zur Analyse der sechs PCB-Leitkongenere in der 100-L-Grubenwasserprobe und die Bestimmung der PCB-Gesamtkonzentration aus den sechs analysierten PCB-Leitkongeneren (Faktor 5) ist im Detailbericht 6 differenziert beschrieben.

13.6.4 PCB im Schwebstoff

Im Detailbericht 6 sind alle verfügbaren Untersuchungen zu PCB im Schweb zwischen 2010 und 2015 aufgeführt, die zu 85 % unter der Bestimmungsgrenze liegen.

Die Tabelle 29 zeigt die Schwebstoffuntersuchungen an Grubenwasserproben mit Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze.

Tab. 29: Schwebstoffuntersuchungen an Grubenwasserproben mit Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze in µg/kg Trockengewicht

Datum	Labor	Probenahme-techn k	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-138	PCB-153	PCB-180	∑ Ind kator PCBs	PCB Gesamt nach LAGA
08.09.2010	BR A	k.A	< 1	< 1	11	11	9	2	33	165
18.02.2015	UCL	100 L	110	61	25	< 17	<17	< 17	196	980
16.03.2015	RAG	10 L	18	20	10	6	6	5	65	325
13.05.2015	LANUV	Zentrifuge	44	51	13	< 5	< 7,5	< 2	108	540
24.08.2015	LANUV	Zentrifuge	28	32	5,2	< 2,5	< 2,3	< 2,3	65,2	326
25.08.2015	LANUV	Zentrifuge	36	47	8,2	< 2,8	< 2,8	< 2,8	91,2	456
25./26.08.2015	LANUV	Zentrifuge	42	51	9,6	2,1	2	< 1	106,7	533,5
26.08.2015	LANUV	Zentrifuge	58	86	22	4,8	< 4	< 4	170,8	854
26./27.08.2015	LANUV	Zentrifuge	57	88	23	4,4	3,6	1,2	177,2	886
27./28.08.2015	LANUV	Zentrifuge	64	84	26	5,3	4,7	1,4	185,4	927
28.08.2015	LANUV	Zentrifuge	72	110	29	5,3	4,1	< 4	220,4	1.102

k.A. – keine Angaben

14 FREISETZUNGSPOTENTIAL VON PCB

Die Ergebnisse zeigen, dass die untersuchten PCBs stark an kohlehaltiges Material adsorbiert werden. Aufgrund steigender Lipophilie nimmt mit zunehmender Anzahl der Chloratome im Molekül die Adsorptionsaffinität der PCBs zu. Die für das PCB-Kongener 180 (sieben Chloratome) ermittelten K_d-Werte lagen daher für alle untersuchten Proben um eine Größenordnung höher als die K_d-Werte für das PCB-Kongener 28 (drei Chloratome).

Wichtig ist festzuhalten, dass eine annähernde Gleichgewichtseinstellung bereits im geförderten Grubenwasser zwischen Schwebstoff und Wasserphase anzunehmen ist. Für die langzeitliche Abschätzung zu Freisetzung und nachfolgender Ausbreitung ist die Verwendung von Gleichgewichtskonstanten also sinnvoll. Dies bedeutet auch, dass die Belastung im Grubenwasser als Folge von PCB-Freisetzung in einem stabilen System durch relativ stabile Konzentrationen in den beiden Phasen gekennzeichnet ist und sich auf absehbare Zeit nicht ändern wird.

Damit wird die Konzentration an PCB in der wässrigen Phase nur durch die mittlere Konzentration der PCB im partikulären Material bestimmt. Der Schwebstoffgehalt im Grubenwasser hat darauf keinen Einfluss.

15 AUSBREITUNGSPOTENTIAL PCB

15.1 Prozesse der Ausbreitung und des Austrags

Wie in Kapitel 14 dargestellt erfolgt die Freisetzung von PCB parallel in die wässrige und die partikuläre Phase des Grubenwassers. Eine weitere Ausbreitung der PCB-Kontamination erfolgt dann über das Grubenwasser. Innerhalb des Bergwerks ist von einem ständigen Kontakt zwischen der wässrigen Phase und der partikulären Phase im Schweb, aber auch zwischen wässriger Phase und dem partikulären, sedimentierten Material (z. B. Staub) auszugehen. Der letztere Kontakt ist in gefluteten Bereichen permanent, im Falle nicht gefluteter Bereiche nur partiell anzunehmen. Eine Ausbreitung findet durch drei Prozesse statt: advektiver und diffusiver Transport gelöst in der Wasserphase sowie advektiver Transport am Schwebstoff.

Ein Austrag der PCB-Belastung aus dem Bergwerk heraus erfolgt – solange das Grubenwasser auf einem Niveau von -670 mNHN in der ZWH gehalten wird – ausschließlich über das gehobene Grubenwasser. Für die quantitative Abschätzung dieses Austrags sind folgende Parameter relevant:

- Volumen gehobenes Grubenwasser.
- Schwebstoffgehalt.
- Konzentrationen der PCB in wässriger Phase.
- Konzentrationen der PCB partikelgebunden.
- Partikelgrößen.
- Strömungsgeschwindigkeiten in offenen Strecken (Röhrensystem).

Die Konzentrationen, sowohl gelöst im Wasser als auch partikelgebunden, hängen primär von der PCB-Gesamtbelastung ab, mit der das System in Kontakt steht. Solange die PCB-Gesamtbelastung gleichbleibt, stellt sich auf Grundlage des spezifischen Verteilungskoeffizienten (Kd) ein Gleichgewicht zwischen den PCB-Belastungen der wässrigen und der partikulären Phase ein. Diese Gleichgewichtsverteilung betrachtet stets das Verhältnis der Konzentrationen von 1 Liter wässriger Phase zu 1 Kilogramm partikulärem Material.

Schwankungen im Austrag von PCB über gehobenes Grubenwasser werden bei konstantem Grubenwasserspiegel maßgeblich über den Schwebstoffgehalt beeinflusst. Dies zeigt exemplarisch Abbildung 30. Den in Abbildung 30 dargestellten Szenarios zum jährlichen Austrag von PCB über das gehobene Grubenwasser liegt die gleiche Förderrate zugrunde. Außerdem liegen dem ersten Szenario (grün hinterlegt) tatsächlich ermittelte PCB-Konzentrationen (100 L Probe) zugrunde. Den orange bzw. grau hinterlegten Szenarien liegen verdoppelte bzw. vervierfachte Konzentrationen der 100 L-Probe zugrunde. Anhand der Fördermenge des gehobenen Grubenwassers und der PCB Konzentration für die wässrige Phase lässt sich nun der jährliche PCB Austrag über die wässrige Phase (100 L-Probe: 19 g/a) ermitteln. Um außerdem den PCB-Austrag über die partikuläre Phase zu bestimmen, wurde der Schwebstoffgehalt (100 L-Probe: 11 mg/L) bestimmt. Anhand der Fördermenge, der PCB-Konzentrationen am

Schweb und dem Schwebstoffgehalt ergibt sich ein jährlicher Austrag von 125 g/a für die 100 L-Probe. Drei weitere jährliche Austräge wurden unter Verwendung derselben Konzentrationen, aber mit variierenden Schwebstoffgehalten (2,5 mg/L, 5 mg/L und 20 mg/L) ermittelt. Wie der Abbildung zu entnehmen ist, hat ein variierender Schwebstoffgehalt keinen Einfluss auf die ausgetragene Menge gelöst vorliegender PCB. Der Schwebstoffgehalt muss bei der Abschätzung der Menge der über das Grubenwasser freigesetzten ungelöst vorliegenden PCB berücksichtigt werden.

Da diese Abbildung nur auf einem realen Messwert beruht, sollten zur Absicherung der Ergebnisse weitere Proben aus dem Grubenwasser genommen werden.

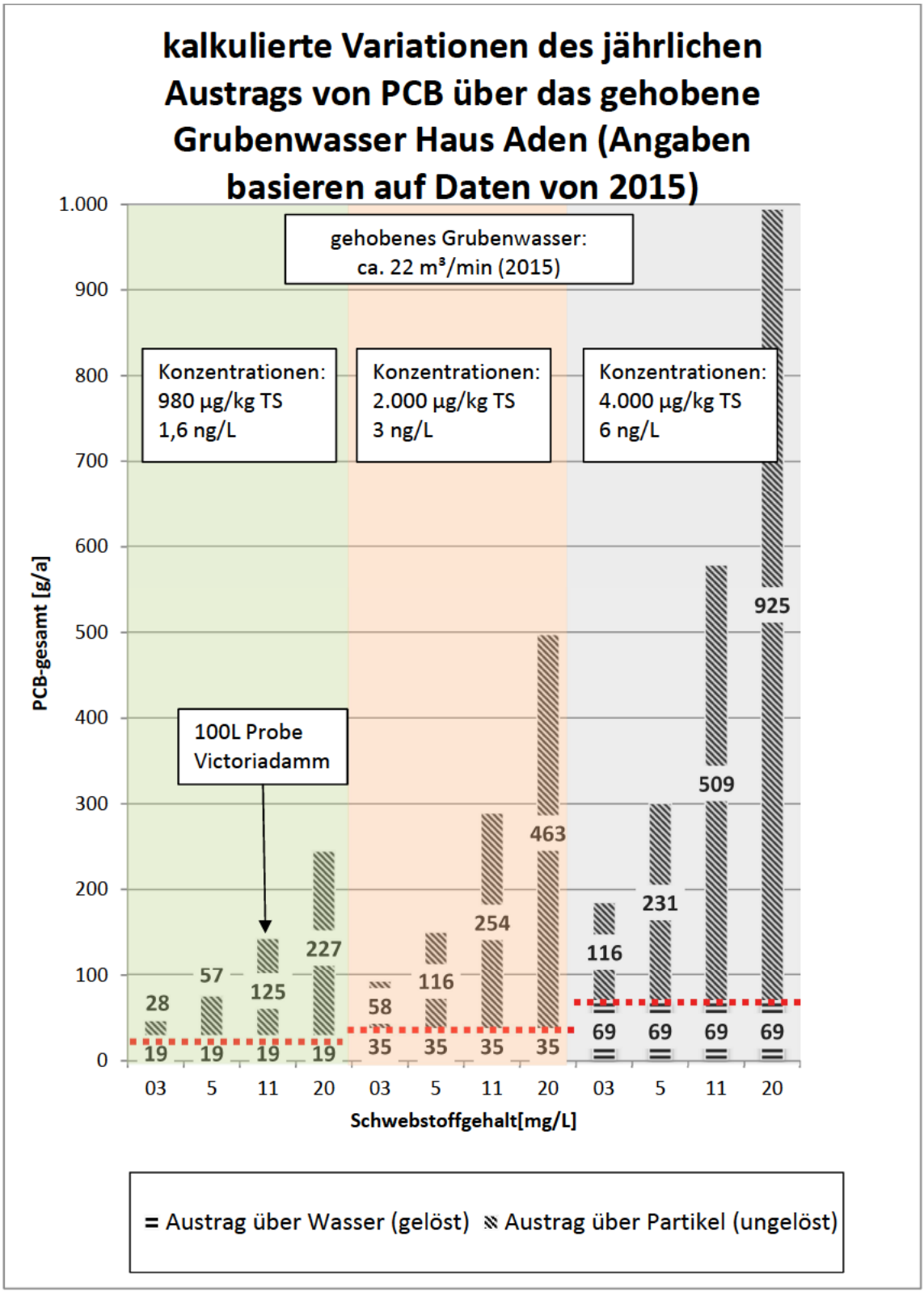


Abb. 67: Ergebnisse der 100-L-Grubenwasserprobe und Szenarios für jährliche Austragsmengen bei sich ändernden Schwebstoffgehalten und PCB-Konzentrationen (wässrige Phase und partikulär-gebunden)

15.1.1 Abschätzung Austrag PCB auf Basis der 100-L-Probe

Bislang liegt nur für eine 100-L-Grubenwasserprobe eine Ermittlung des gelösten und des partikulär-gebundenen Anteils von PCB vor. Bei einem Schwebstoffgehalt von 11 mg/L – wie am 18.02.2016 gemessen – macht der schwebstoffgebundene PCB-Anteil etwa 9/10 und der gelöste PCB-Anteil in der Wasserphase ca. 1/10 aus (Abb. 67).

Bei dem Sondermessprogramm des LANUV (2015) wurden vielfach auch geringere Schwebstoffgehalte im Schweb gemessen (ca. 4 mg/L).

Es sei betont, dass hier nicht die absolute Höhe der PCB-Austräge auf **Grundlage einer Messung** im Vordergrund steht, sondern das Aufzeigen der Wirkungszusammenhänge zwischen Grubenwassermenge, Schwebstoffgehalt, Schwebstoffbelastung und gelöstem Anteil.

15.1.2 Partikelgröße

Exakte Daten zur Partikelgrößenzusammensetzung des partikulären Materials unter Tage sind nicht vorhanden. Die Zusammensetzung der Partikel kann grob über die Proben aus der Beprobung vom 18.02.2016 abgeschätzt werden. Die Daten zeigen eine relativ große Varianz und somit Inhomogenität des partikulären Materials (z. B. schwanken die Anteile < 63 µm von 19 % bis 57 %). Für alle Proben wurden jedoch immer nennenswerte Anteile feinkörnigen Materials bestimmt. Diese feinkörnige Fraktion ist in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit mobilisierbar.

Darüber hinaus ist darauf hinzuweisen, dass es eine bevorzugte Bindung von organischen, insbesondere lipophilen organischen Schadstoffen wie PCB (aber auch PAK und PCDD/F) an die feinkörnige Fraktion (< 63 µm) gibt.

15.1.3 Strömungsgeschwindigkeit und Erosion, Transport und Sedimentation von Partikeln

Die Abb. 68 zeigt in dem sog. Hjulström Diagramm den nicht linearen Zusammenhang zwischen Fließgeschwindigkeiten und Partikelgröße hinsichtlich Erosion, Transport und Sedimentation von Partikeln. Sehr kleine Partikel sind schwerer zu erodieren, weil bei einmal sedimentierten Partikeln wie Tonplättchen Adhäsionskräfte wirken und nicht nur – wie bei kleinen Sandkörnern – die Schwerkraft überwunden werden muss.

Das Erosionsoptimum liegt bei einer Korngröße zwischen 0,1 und 0,5 mm. Bei größeren Korndurchmessern kommt zum Tragen, dass das Gewicht in der 3. Potenz des Durchmessers zunimmt und Körner dadurch sehr schnell schwerer werden.

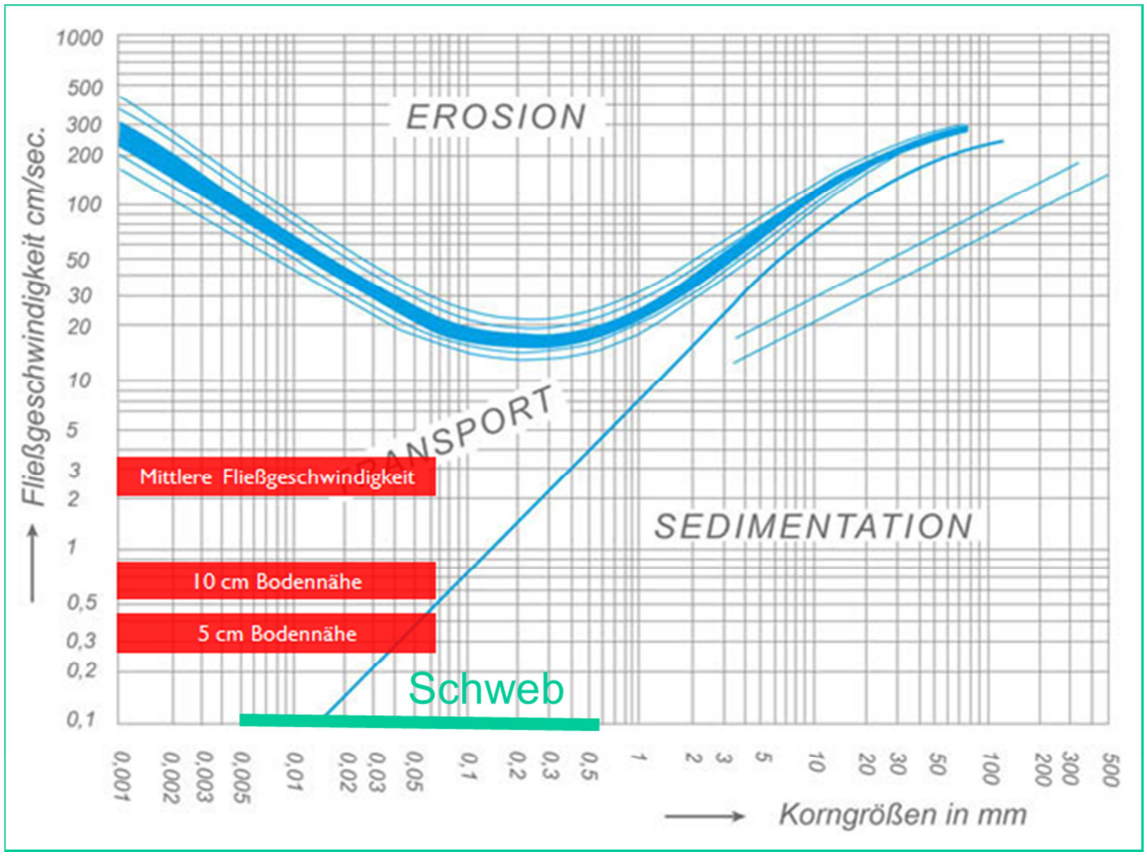


Abb. 68: Hjulström Diagramm (nach Louis & Fischer 1979)

Im Detailbericht 6 werden die maximalen Fließgeschwindigkeiten im wassergefüllten Röhrensystem und die dabei möglichen Prozesse wie Erosion, Transport und Sedimentation detailliert beschrieben. Zusammenfassend wird festgestellt:

Es ist von einer stabilen laminaren Strömung in den Röhren auszugehen.

In Bodennähe einer rauhen Röhre (wie in BW anzunehmen) ist die Fließgeschwindigkeit deutlich kleiner, als gemäß der Formel für Fließgeschwindigkeiten berechnet wird (über die Formel wird eine mittlere Fließgeschwindigkeit berechnet). Damit wird von einem zu hohen Erosionspotential in Bodennähe ausgegangen (ungünstige Annahme).

In der Mitte einer Röhre ist die Fließgeschwindigkeit deutlich höher als gemäß den Formeln berechnet wird. Damit wird von einem zu geringen Sedimentationspotential ausgegangen (ungünstige Annahme).

In Abbildung 68 wird für einen kritischen Fall (große Fließmengen (22 m^3/min) und kleiner Querschnitt (10 m^2)) das Erosions- und das Sedimentationspotential betrachtet. Der grüne Balken zeigt die Hauptkorngrößen für den Schweb (0,54 bis 63 µm). Die Geschwindigkeiten in Bodennähe liegen ca. um den Faktor 100 unterhalb des Erosionsfensters, das ab ca. 15 cm/s beginnt. Bei der Fließgeschwindigkeit in der Mitte der Röhre beginnt gerade das Sedimentationsfenster. Partikel kleiner als 0,4 mm (40 µm) werden nicht mehr sedimentiert.

Dies bedeutet zusammenfassend:

- Kleine Partikel im Schwebezustand werden in der Regel im wassergefüllten Röhrensystem nicht mehr sedimentiert. Auch nach den langen Beruhigungsstrecken hinter dem Victoriadamm enthält das Grubenwasser noch ca. 11 mg/L Schweb (Messung Victoriadamm, bzw. 4 bis 7 mg/L (LANUV Sondermessprogramm 2015)).

- Die angenommenen Strömungsgeschwindigkeiten in wassergefüllten Röhren reichen in der Regel nicht aus, um neue Partikel zu erodieren und diese in einen Schwebezustand zu transportieren.

- Somit verbleiben als Schwebstoffquellen:

- Überleitungen aus anderen Bergwerken mit einer hohen Reliefenergie wie derzeit noch im Einzugsgebiet Victoriadamm.

- Zuläufe z. T. über Gerinne aus höher liegenden, noch nicht gefluteten Abbaubereichen aus der PCB-Zeit.

- Vereinzelt auftretende Ereignisse wie sich lösende Steine aus der Firste und/oder treibende Holzstücke, Erschütterungen etc. in wassergefüllten Strecken.

- Eine Berechnung der zukünftigen Entwicklung der PCB-Konzentrationen bzw. -frachten aufgrund der Schwebstoffgehalte im gehobenen Grubenwasser nach einem Grubenwasseranstieg ist nicht möglich, da viele grundlegende Daten zur Kalkulation der Ausbreitung und zum Austrag nicht vorhanden sind.

15.2 Deskriptive Abschätzung des PCB-Austrags im gehobenen Grubenwasser während und nach der Grubenwasseranhebung

Aus Sicht der Gutachter sind folgende Stadien für eine Abschätzung des PCB-Austrags über das Grubenwasser während und nach der Grubenwasseranhebung relevant:

- IST Zustand.

- Flutungsphase ohne Pumpen.

- Inbetriebnahme der Pumpen im geflutetem BW.

- Dauerhafter Pumpenbetrieb.

15.2.1 IST-Zustand

Bereits jetzt finden Freisetzungs- und Ausbreitungsvorgänge statt. Daran nehmen die einzelnen Bereiche in unterschiedlichem Maße teil. Weiterhin offene Strecken in gefluteten Bereichen können höhere Fließgeschwindigkeiten haben und eine PCB-

Ausbreitung liegt dominant durch advektiven Transport in gelöster und partikelgebundener Form vor.

Im Alten Mann findet aufgrund der geringen Durchlässigkeiten (5 x 10^{-8} m/s) kein relevanter partikelgebundener (advektiver) Transport statt. Eine Ausbreitung der PCB-Belastung findet hier nur über die sehr langsame Diffusion im Porenwasser statt, bis das Porenwasser Anschluss an ein offenes Röhrensystem hat.

In den noch nicht gefluteten Bereichen des Grubengebäudes hat abgesehen vom Sickerwasser noch keine Freisetzung stattgefunden. In Bereichen von lokalen Gerinnen – wie in den Übertrittstellen zwischen den einzelnen Bergwerken – ist von einer Freisetzung und Ausbreitung über die Erosion von PCB-kontaminierten Bodenpartikeln auszugehen. Der mengenmäßige Anteil der so remobilisierten Partikel ist aber vernachlässigbar im Vergleich zur gesamten „PCB-Menge“ im Alten Mann, wo weit über 90 % der noch in den BW verbliebenen Anteile der PCB zu vermuten sind.

15.2.2 Flutungsphase ohne Pumpbetrieb in der zentralen Wasserhaltung Haus Aden

Die Flutung des Grubengebäudes in der Wasserprovinz Haus Aden wird mit 100 m bis 150 m Anstieg pro Jahr erfolgen (max. 0,0004 cm/s). Durch diese geringen vertikalen Geschwindigkeiten ist keine Erosion von Feinmaterial in den offenen Strecken wahrscheinlich (Abb. 68).

Allerdings kann es während dieser Phase auch zu höheren Fließgeschwindigkeiten (und Erosion) in geneigten Strecken und nach dem Erreichen von Übertrittsstellen zwischen einzelnen Bergwerken kommen, die nicht im Einzelnen vorhersehbar sind. Die Dauer dieser Phase beträgt 2 bis 3 Jahre, in denen kein Grubenwasser gepumpt wird. Im Zuge dieses Anstiegs ändern sich folgende Randbedingungen:

Im Zuge des Grubenwasseranstiegs nimmt die Gesamtmenge an PCB, welche mit dem Grubenwasser in Kontakt kommt, zu. Allerdings nehmen die Flächenanteile außerhalb der PCB-Zeit ebenfalls und in einem höheren Maße zu, da sie den überwiegenden Teil der gesamten abgebauten Flächen ausmachen. Neben Abbaubereichen, in denen PCBs eingesetzt wurden, werden mit ansteigendem Grubenwasserstand und sinkendem hydraulischen Gradienten Abbaubereiche und Strecken geflutet, welche bislang noch nicht mit PCB in Kontakt gekommen sind. Die PCB-Konzentrationen in der gelösten Phase ändern sich in Abhängigkeit von der mittleren Partikelbelastung, die im Kontakt mit dem Grubenwasser steht.

Diese bedeutet einen Übergang von PCB aus belastetem partikulärem Material in das Grubenwasser, aber auch umgekehrt. Wenn mit gelöstem, PCB-belastetem Grubenwasser bislang unbelastete Bereiche flutet, werden gelöste PCB aus dem Grubenwasser sich im partikulären Material (Sediment) bis zu einem Gleichgewichtszustand anreichern. Über das Grubenwasser erfolgt somit langfristig eine Angleichung der PCB-Belastung im gesamten, gefluteten partikulären Material und dadurch letztlich wieder die langfristige Belastung an gelöstem PCB.

Eine Quantifizierung, wie sich diese mittlere PCB-Belastung im partikulären Material und damit der gelöste Anteil ändert, ist nicht abschätzbar. Zur Orientierung gibt es bislang erst eine Analyse aus dem Einzugsgebiet Victoriadamm.

In Abhängigkeit vom Strömungsregime kann sich – bei Erosion von partikulärem Material – auch die Schwebstofffracht ändern, dies ist aber ebenso nicht abschätzbar. Während des Grubenwasseranstiegs gibt es keinen Austrag von Grubenwasser in die Lippe.

15.2.3 Inbetriebnahme der Pumpen im gefluteten Bergwerk

Eine Abschätzung der maximal auftretenden Fließgeschwindigkeiten ergibt, dass die Fließgeschwindigkeiten – unabhängig von der Korngröße – in der Regel deutlich unterhalb des Erosionsfensters liegen (Abb. 68).

Somit verbleiben als Schwebstoffquellen vor allem Überleitungen aus anderen Bergwerken mit einer hohen Reliefenergie, Zuläufe über Gerinne aus höherliegenden, noch nicht gefluteten Abbaubereichen aus der PCB-Zeit oder singuläre Ereignisse wie sich lösende Steine aus der Firste und/oder treibende Holzstücke, Erschütterungen, etc. in wassergefüllten Strecken.

Der gelöste Anteil an PCB wird weitgehend unverändert bleiben.

15.2.4 Dauerhafter Pumpenbetrieb

In diesem Stadium kann von konstanten Fördermengen, konstanten hydraulischen Gradienten und konstanten Fließgeschwindigkeiten ausgegangen werden.

Ein unveränderter hydraulischer Gradient bewirkt weitgehend konstante Schwebstoffmengen, da die kinetische Energie unverändert bleibt. Letzteres setzt voraus, dass es im Grubengebäude keinerlei singuläre Ereignisse wie oben beschrieben gibt, wodurch immer wieder Partikel im Schweb gelangen.

Der gelöste Anteil an PCB wird entsprechend weitgehend konstant bleiben.

Theoretisch nimmt die Gesamtmenge PCB, welche sich unter Tage befindet, mit fortschreitender Grubenwasserhebung ab. Der Austrag (in der Größenordnung von ca. 100 bis 200 g/a, Tab. 30) ist jedoch verglichen mit der PCB-Menge, welche noch unter Tage ist, so gering, dass die verbleibende Menge unter Tage als konstant angenommen wird.

Ebenfalls als gering werden die Mengen von PCB angenommen, welche unter Tage in geschlossenen Systemen (Fässer, Maschinen etc.) vorliegen und nicht am Austausch teilnehmen. Theoretisch könnten diese bei einer Leckage (z. B. durch Gebindeleckage infolge von Korrosion) zu einem lokalen Anstieg der PCB-Konzentrationen führen, die sich jedoch in dem System Grubenwasser – Sediment (Kohlen) über die Gleichgewichtseinstellung wieder angleichen werden.

Betrachtet man die mengenmäßige Verteilung von PCB, führt dies zu einer Konzentrierung von PCB an Materialien mit hoher Adsorptionsaffinität (Kohlen) und ergibt eine heterogene Verteilung. Da keine Daten vorliegen, um eine entsprechend detaillierte Betrachtung vorzunehmen, wird im folgenden von einem durchschnittlichen Verteilungskoeffizienten für das gesamte Grubengebäude ausgegangen.

15.3 Prognose der Entwicklung des PCB-Austrags bei einem weiteren Grubenwasseranstieg in der Wasserprovinz Haus Aden

Aufgrund der Datengrundlage ist es nicht möglich, konkrete Prognosen bezüglich zukünftiger Grubenwasserkonzentrationen zu erstellen. In diesem Kapitel wird ein Ansatz vorgestellt, welcher auf den oben vorgestellten Grundlagen beruht. Diese Abschätzung sollte lediglich als sehr grobe Abschätzung angesehen werden. Folgende Annahmen werden für die Abschätzung der PCB-Entwicklung in Tabelle 31 aus den Ergebnissen der Analyse und Messungen im Einzugsgebiet Victoriadamm getroffen:

Das Einzugsgebiet Victoriadamm in der Wasserprovinz Haus Aden wird hinsichtlich der Verteilung Abbau aus und außerhalb der PCB-Zeit, geflutete/nicht geflutete Abbaue, Potentialverteilung des Grubenwassers und der Zuflüsse aus dem Deckgebirge als repräsentativ für die weiteren Abschnitte der Wasserprovinz angesehen.

Das Verhältnis belastete Flächen aus der PCB-Einsatzzeit zu (weitgehend) unbelasteten Flächen (Abbaue außerhalb der PCB-Zeit) beträgt in der Wasserprovinz Haus Aden derzeit ca. 1 : 1,5. Mit Umsetzung des Grubenwasserkonzeptes wird der Flächenanteil der Abbaue außerhalb der PCB-Zeit auf 1 : 2 und bei einer vollständigen Flutung der Grubenbaue sogar auf 1 : 3,4 steigen (Abb. 66).

Die PCB-Belastungen im Grubenwasser der Wasserprovinz Haus Aden zeigen einen integrierten Querschnitt der unter-Tage-Belastungen aus einem großen, langjährig gefluteten Bereich mit vielen punktuellen Kontaminationen (ca. 120 Infrastruktureinrichtungen wie Werkstätten und Lokschuppen), vermutlich sehr hoch belasteten Bereichen im Alten Mann (PCB-Gehalte in der Größenordnung von und 10 bis 50 t/km^2) und mehreren Kilometern offenen Strecken (mit einem PCB-Gehalt im Sediment in der Größenordnung von ca. 1,3 t/km^2). Dies gilt im IST-Zustand für die derzeitig bereits gefluteten Bereiche, wird aber genauso für die nach Grubenwasseranstieg gefluteten Bereiche gelten.

Wasserphase und partikuläres Material im Einzugsgebiet Victoriadamm befinden sich in einem quasi-Gleichgewichtszustand. Dies ergibt sich aus der Analyse der ersten 100-L-Probe.

Die Messergebnisse der 100-L-Probe (PCB-Belastungen partikulärer und PCB-Belastungen gelöster Phase, (s. Tab. 28) und entsprechende Verteilungskoeffizienten) werden als repräsentativ für das Einzugsgebiet des Victoriadamms angenommen.

Die zukünftige geförderte Wassermenge aus dem Einzugsgebiet Victoriadamm wird sich wahrscheinlich so lange nicht ändern, wie die hohen Potentialdifferenzen und Zuflüsse aus dem Deckgebirge gleich bleiben. Durch einen Einstau bis ins Deckgebirge würden sich die Zuströme sehr wahrscheinlich verringern, da dann die hohen Potentialdifferenzen nicht mehr bestehen würde. Diese Option wurde jedoch nicht weiter untersucht.

Es erfolgt ein Übergang von PCB aus belastetem partikulärem Material in das Grubenwasser, aber auch umgekehrt. Wenn mit gelöstem, PCB-belastetem Grubenwasser bislang unbelastete Bereiche geflutet werden, werden gelöste PCB aus dem Grubenwasser sich im partikulären Material (Sediment) bis zu einem Gleichgewichtszustand anreichern. Über das Grubenwasser erfolgt somit langfristig eine Angleichung der

PCB-Belastung im gesamten gefluteten partikulären Material und dadurch letztlich wieder die langfristig (Rück)- Kontamination an gelöstem PCB im Grubenwasser.

Die Tab. 31 zeigt zusammenfassend die Ergebnisse der Abschätzung der PCB-Entwicklung im Einzugsgebiet Victoriadamm, da das Einzugsgebiet Victoriadamm der maßgebliche Bereich für die PCB-Belastung in der ZWH ist (Abb. 64):

- Herkunft von ca. 90 % des zukünftig gehobenen Grubenwassers,
- Auch bei einem Grubenwasseranstieg bis ca. -600 NHN bleiben noch große Flächenanteile aus der PCB-Zeit (ca. 24 km^2) mit hohem Erosionspotential nicht geflutet.

Der Wasserbeitrag aus der Wasserprovinz Ost liegt nach dem Grubenwasseranstieg nur bei 10 % des gesamten gehobenen Grubenwassers. Daher ist ein Beitrag zur PCB-Belastung aus diesen zu flutenden Bereichen bei vergleichbarer Belastung an gelöstem PCB und Schweb von untergeordneter Bedeutung. Zudem werden bei einer Flutung der Grubengebäude bis ca. -600mNHN die Grubenbaue aus der PCB-Zeit im Einzugsgebiet Ost weitestgehend geflutet sein, so dass – selbst bei einem geringen Erosionspotential der nicht gefluteten Grubenbereiche – der Beitrag zur Gesamtbelastung der PCB in der ZWH gering ist (Abb. 66).

Eine Bewertung der Sachverhalte bei verschiedenen Grubenwasserständen erfolgt in Abschnitt 16.1.1.

Erläuterungen zur Tabelle 30

Tabellentext	Erläuterung
PCB-geflutet/ nicht geflutet	Flächengröße der Abbaubereiche aus der PCB-Zeit, die bereits geflutet sind bzw. noch nicht geflutet sind
Ist Fracht	PCB-Fracht, die derzeit (2016) über das Grubenwasser aus dem Einzugsgebiet Victoriadamm gelöst im Grubenwasser (ca. 1/10 der Fracht) und über den Schweb (ca. 9/10 der Fracht) ausgetragen wird.
Ist Konzentration	PCB-Konzentration im Grubenwasser in der ZWH (gelöst in ng/L) und in der Trockensubstanz (TS) des Schweb (in mg/kg)
→ ↑ ↓	Veränderung der PCB-Belastung in der ZWH gegenüber heute (2016) bleibt gleich, erhöht sich, erniedrigt sich.
(→)	Eingeschränkte Gültigkeit, da in der Anstiegsphase (ca. 3 Jahre) keine Grubenwasserhebung in der ZWH erfolgt.
ggf. Mobilisierung und tw. wieder Sedimentation	Bei dem ersten Fluten eines Grubengebäudes kann durch schneller fließendes Grubenwasser Schweb im Grubenwasser aufgenommen werden. Da das Grubenwasser in gefluteten Grubenteilen aber nicht gepumpt wird und dadurch in Strömung versetzt wird, können die gröberen Partikel auch wieder sedimentiert werden. Die kleineren Partikel bleiben aber als Schweb im Grubenwasser.
Gleichgewichtseinstellung. Verhältnis PCB-Flächen/ Nicht-PCB-Flächen Reduktion der mittl. Partikelbelastung und Reduktion der Wasserbelastung	Zwischen den PCB-Gehalten im Sediment (partikuläres Material) und der im Grubenwasser gelösten PCB-Gehalte stellt sich ein Gleichgewicht ein (derzeit ca. 1,6 ng/L). Wenn bei der Flutung wie in der Wasserprovinz Haus Aden der Anteil der Flächen aus der „Nicht-PCB-Zeit“ gegenüber dem Flächenanteil aus der „PCB-Zeit“ zunimmt, kommt es langfristig wieder zu einer Festlegung der im Wasser gelösten PCB im Sediment, bis wieder ein Gleichgewichtszustand herrscht. Durch die verstärkte Flutung der Flächen aus der „Nicht PCB-Zeit“ reduziert sich dadurch langfristig der PCB-Gehalt im Grubenwasser. Dies gilt auch für den an den Schweb gebundenen PCB-Gehalt, der sich ebenfalls verringert, wenn Flächen aus der „Nicht-PCB-Zeit“ mit so belasteten Grubenwässern geflutet werden.
ggf. „Anfangsschweb“	Bei Aufnahme des Pumpenbetriebs ist es möglich, dass zunächst ein etwas höherer Schwebgehalt in der ZWH gefördert wird, bis sich ein neues Gleichgewischt einstellt (ungünstige Annahme). Die reale Entwicklung der Schwebgehalte kann aus dem anlaufenden Monitoring der Grubenwasserhaltung in Walsum abgeleitet werden.
Dichteschichtung	Eine Dichteschichtung wird sich umso stärker ausbilden, desto geringer die Störungen durch eine Grubenwasserhaltung ausfallen. Die Störungen entstehen durch das strömende Grubenwasser zu einer ZWH. Das sich derzeit in Bearbeitung befindliche Gutachten soll Aussagen zum zukünftigen Salzgehalt der Grubenwässer machen. Hieraus können auch Aussagen zur Dichteschichtung abgeleitet werden. Bei einer ausgeprägten Dichteschichtung ist davon auszugehen, dass der Schwebgehalt in einem dann noch geförderten Grubenwasser weiter abnimmt, da das Grubenwasser dann aus einem höheren Niveau gefördert wird.

Tab. 30: Zusammenfassende Abschätzung der PCB-Belastung in der ZWH

	EZG Victoriadamm	
PCB-geflutet	35,1 km^2	
PCB-nicht geflutet	29,1 km^2	
Grubenwasserhydraulik (2016)	- z. T hohe Potentialdifferenzen zwischen Teilprovinzen - großvolumige Beruhigungsstrecken - Zustrom/Gerinne aus nicht gefluteten Bereichen auch aus der PCB-Zeit	
	gelöst	Schweb
Ist Fracht	1/10 Fracht gelöst	9/10 Fracht über Schweb
Anstieg bis ca. -600 mNHN in den Grubengebäuden (keine Förderung in den nächsten ca. 3 Jahren)	(→)	(↑) ggf. Mobilisierung und tw. wieder Sedimentation
Beginn Förderung (Inbetriebnahme der Pumpen)	↓ Neue Gleichgewichtseinstellung: **Verhältnis PCB-Flächen/ Nicht-PCB-Flächen** wird immer kleiner. Dadurch Reduktion der mittl. Partikelbelastung und der Wasserbelastung. 1 : 1,4 1 : 1,5 1 : 4,2	↑ ggf. „Anfangsschweb“
Halten bei -670 mNHN in der ZWH, -600 mNHN in den Grubengebäuden		→ wie Ist-Zustand, da fast unveränderter Zustrom von „oben“ durch die PCB-Bereiche
vollständige Flutung Grubengebäude (z. B. -400 mNHN)		↓ - keine Durchströmung PCB-Bereiche mehr Reduktion der mittl. Partikelbelastung - ggf. auch Rückgang Grubenwassermengen - ggf. Auswirkungen Dichteschichtung

Zusammenfassend sehen die Gutachter nach dem im Detailbericht 6 ausführlich beschriebenen Wirkungsmodell bei einer zunehmenden Flutung – auch über das derzeitige Flutungsziel von -670 mNHN hinaus – langfristig folgende Entwicklungstendenzen:

1. Es kommen in der Summe einmalig größere Volumina an Grubenwasser mit PCB in Kontakt. Das Gesamtvolumen unter Tage an mit PCB belastetem Grubenwasser nimmt zu.

2. Die geförderte Grubenwassermenge nimmt **tendenziell** aus hydraulischen Gründen ab (Verringerung der Potentialdifferenzen und dadurch Verringerung des Zustroms). Dies macht sich bei einem Anstieg nur bis -670 mNHN wahrscheinlich noch nicht relevant bemerkbar, weil weiterhin große Wassermengen aus dem Deckgebirge in das Einzugsgebiet Victoriadamm strömen (ca. 90 % des Grubenwassers).

3. Die Schwebbelastung des Grubenwassers in mg/L nimmt tendenziell ab (Verringerung der Potentialdifferenzen, weniger offen durchströmte Bereiche, verringertes Erosionspotential).

4. Die Höhe der PCB-Belastung im Schwebstoff (mg/kg/TS) nimmt tendenziell ab (anteilig weniger offen durchströmte PCB-Abbaubereiche, geringere mittlere Partikelbelastung). Dies liegt daran, dass die Flächen mit einer PCB-Belastung zwar absolut zunehmen, relativ jedoch sinken, weil vermehrt Flächen außerhalb der PCB-Zeit geflutet werden. Dies führt insgesamt zu einer Reduktion der mittleren PCB-Belastung am Schwebstoff.

5. Die Konzentration an gelöstem PCB im Grubenwasser nimmt tendenziell ab (zunehmende Flutung von Abbaubereichen außerhalb der PCB-Zeit und PCB-Austrag aus dem Grubenwasser in die Sedimente in diesen Bereichen)

6. Es wird eine Angleichung der PCB-Belastung über das Grubenwasser auch in bislang nicht oder geringer belastete Bodenbereiche geben, die mittleren Partikelbelastungen sinken aber (s. o.).

15.4 Offene Fragen und weiteres Vorgehen

15.4.1 Gelöster Anteil an PCB

Zur Abklärung der Repräsentativität der 100-L-Probe bzw. zur Bestimmung des gelösten Anteils sollten weitere Analysen in Teil 2 des Gutachtens vorgenommen werden.

15.4.2 PCB-Belastung im Sediment/partikulärem Material

Wie auf dem Ad-hoc-AK PCB 4 am 11.08.2016 vereinbart wurde, ist geplant, weitere Bodenproben aus zugänglichen Bergwerken zu untersuchen, um die Datenbasis zu verbessern. Die Anforderungen an die Probenahmeorte und die mit den Untersuchungen verbundenen Ziele sind:

- Bessere Datenbasis für die Belastungen des **partikulären Materials** außerhalb von potentiellen punktuellen PCB-Belastungen, aber aus der Einsatzzeit der PCB.
  - Probenahme in Grubenteilen, die vor 1986 aufgefahren wurden.
- Gibt es auch außerhalb der PCB-Einsatzbereiche PCB-Belastungen?
  - Probenahme in Grubenteilen, die nach 1992 aufgefahren wurden, aber transport-/wassertechnisch mit Grubenbauen aus Nr. 1 in Verbindung stehen (Verschleppungsbereich PCB).
  - Grubenbaue, die nach 1992 aufgefahren wurden, aber nicht transport-/ wassertechnisch mit Grubenbauen aus (1) in Verbindung stehen (Nullbereich bzw. Bereich von Belastungen durch ubiquitäre PCB-Verschleppung [z. B. wegen Grundbelastung in den angesaugten Wettern, zulässige Restkonzentrationen in als PCB-frei geltenden Betriebsstoffen – vgl. AltölV]).
- Wie hoch ist die Belastung in **punktuell betroffenen Bereichen** (Werkstätten, Pumpensümpfe) aus der PCB-Zeit oder kurz danach?
  - Probenahme in potentiell punktuell belasteten Bereichen.

15.4.3 Anaerober Abbau von PCB

Die bislang ausgewerteten Unterlagen deuten darauf hin, dass der anaerobe Abbau nach einer Flutung von Grubengebäuden bedeutender als der aerobe Abbau ist und somit langfristig zu einer Verringerung des PCB-Vorrats beiträgt. In der Phase 2 sollen in einer vertieften Literaturauswertung die Randbedingungen und Abbauraten bei einem anaeroben Abbau erfasst werden. Ggf. können auf dieser Grundlage auch weiterführende Labor/Felduntersuchungen zu einem möglichen anaeroben Abbau von PCB konzipiert werden. Parallel sollen auch Konzepte zur Messung möglicher Abbauprozesse z. B. durch Isotopenanalysen (C, Cl) oder Erfassung von langzeitlichen Änderungen in den Kongenerenmustern entwickelt werden.

16 MÖGLICHE MAßNAHMEN ZUR VERRINGERUNG DES AUSTRAGS VON PCB

Die zukünftigen Austräge aus der BHV (Schwermetalle, PAK und Dioxine) werden nicht messbar bzw. nicht der BHW zuzuordnen sein und werden in den nächsten Jahrhunderten keine Maßnahmen erfordern (Kap. 10). Hingegen ist die PCB-Belastung messbar und reduzierbar – auch wenn sie sich bei Flutung nicht weiter erhöhen, sondern sogar abnehmen würde. Dies kann durch übertägige wie untertägige Maßnahmen erfolgen. Die übertägigen Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung der Schwebstoffphase wie der wässrigen Phase werden jedoch in einem anderen Gutachten betrachtet.

16.1 Verringerung der Höhe des Grubenwasseranfalls und der Schwebmenge durch einen höheren Grubenwasserstand

Bei der Flutung wird sich das gesamte untertägige Grubenwasservolumen, das PCB in gelöster und partikulärer Form enthält, erhöhen. Die zutage geförderte Menge an Grubenwasser wird sich dadurch jedoch nicht ändern, da nach dem Anstieg i. W. nur die Grundwasserneubildung gefördert wird, um den Grubenwasserstand auf dem vereinbarten Niveau zu halten.

Da eine strömungsbedingte Erosion in offenen Strecken (heutige und zukünftige Wasserwege) maßgeblich die Schwebstofffracht im Grubenwasser bestimmt und dadurch einen wichtigen Parameter für den partikelgebundenen PCB-Austrag darstellt, ist nach Ansicht der Gutachter ein **höherer Grubenwasserstand grundsätzlich geeignet, den partikelgebundenen und auch den gelösten PCB-Austrag zu reduzieren**. Hierbei kommen v. a. drei Wirkungszusammenhänge in den unterschiedlichen Kombinationen zum Tragen:

1. **Verringerung der Erosion und der Entstehung von Schweb (partikuläre Fracht)**. Durch einen Grubenwasseranstieg werden Flächen aus der PCB-Zeit der direkten Erosion durch schnell fließendes Grubenwasser entzogen. Dadurch vermindert sich die **Menge** an belastetem Schweb im Grubenwasser.

2. **Flächen außerhalb der PCB-Zeit wirken als Flächenfilter (gelöste Fracht)**. Bei einem Grubenwasseranstieg steigt überproportional der Anteil an Flächen außerhalb der PCB-Zeit (Abb. 66). Diese Zahlen sind, neben den PCB-Belastungsmessungen im Grubenwasser, belastbare und mit einer großen Sicherheit ermittelte Werte. In diesen Flächen mit einem hohen Anteil an fein verteilten Kohlen erfolgt eine (Rück-)Festlegung der gelösten PCB aus dem Grubenwasser im kohlenhaltigen Sediment, da zwischen den beiden Medien ein Konzentrationsgefälle besteht, das sich ausgleichen wird. Damit wirken diese Flächen ähnlich wie ein „Flächenfilter“. Der Gehalt an gelöstem PCB wird durch diesen Effekt tendenziell sinken.

3. **Verringerung der Grubenwassermenge (partikuläre und gelöste Fracht)**. Der Grubenwasseranstieg reduziert die großen Gefälleunterschiede der Grubenwasserstände im Einzugsgebiet Victoriadamm. Hier erfolgte in den 1930er und 1940er Jahren der Kohlenabbau relativ nahe unterhalb des Deckgebirges, so dass bis heute große Mengen an Grundwasser aus dem Deckgebirge über noch nicht geflutete BW der ZWH zulaufen. Nach dem Grubenwasseranstieg werden ca. 90 % des zu

fördernden Grubenwassers aus dem EZG Viktoriadamm stammen. Der erwartete positive Effekt: Je geringer der Gefälleunterschied ist, **desto niedriger ist tendenziell die zuströmende Grubenwassermenge aus dem Deckgebirge**.

Es wurden keine Wirkungszusammenhänge festgestellt, die langfristig zu einer Erhöhung der PCB-Fracht in der ZWH führen würden.

Weitere Maßnahmen zur Reduzierung des gelösten Anteils an PCB im Grubenwasser sind unter Tage nicht möglich.

16.1.1 Grubenwasseranstieg bis ca. -600 mNHN in den Grubenbauen

Bei einem Grubenwasseranstieg bis ca. -600 mNHN in den Grubenbauen sehen die Gutachter in der Summe die folgenden Effekte, die zu **einer langfristigen Verringerung vor allem der partikelgebundenen PCB-Belastung** im Grubenwasser in der ZWH gegenüber dem Ist-Zustand führen werden:

1. **Verringerung der Erosion und der Entstehung von Schweb**
    - Dies gilt vor allem für das Einzugsgebiet Ost, wo bislang nur ca. 11,4 % der Flächen aus der PCB-Zeit geflutet sind (7,5 km^2). Bei einem Anstieg des Grubenwassers bis ca. -600 m NHN in den Grubenbauen ca. 94 % der Flächen aus der PCB-Zeit geflutet (61,7 km^2) und der Erosion entzogen werden (Abb. 66).
    - Im Einzugsgebiet Viktoriadamm reduziert der geplante Grubenwasseranstieg den Schwebanfall nicht so wirkungsvoll, da weiterhin ca. 24 km^2 (das entspricht 37 % der Flächen aus der PCB-Zeit) in erhöhtem Maße der Erosion ausgesetzt sind, weil hier der Bergbau früh begann und viele Abbaue aus der PCB-Zeit oberflächennäher sind als im Einzugsgebiet Ost. Nach wie vor sind dann große Flächen aus der PCB-Zeit im BW Hansa noch nicht geflutet (Tab. 23). Da im Einzugsgebiet Viktoriadamm zudem fast 90 % des später zu hebenden Grubenwassers anfallen werden, bleibt ein großes Freisetzungspotential für PCB – über den erodierten PCB-belasteten Schweb – bestehen.
2. **Flächen außerhalb der PCB-Zeit wirken als Flächenfilter**
    - Derzeit beträgt das Verhältnis der Flächen aus der PCB-Zeit zu den Flächen gemäß Abb. 66 außerhalb der PCB-Zeit in der Wasserprovinz Haus Aden 1 : 1,5 (42,5 km^2 : 62,8 km^2). Nach einem Anstieg bis auf auf ca. -600 m NHN in den Grubenbauen steigt das Verhältnis auf 1 : 2 (104,4 km^2 : 211,5 km^2).
    - Im Einzugsgebiet Ost nehmen beide Flächenanteile vergleichbar zu, so dass sich das Verhältnis nur geringfügig zu Gunsten der Flächen außerhalb der PCB-Zeit verschiebt (von 1 : 2,1 zu 1 : 2,4).
    - Im Einzugsgebiet Viktoriadamm mit großen Anteilen an Abbauflächen oberhalb von – 600mNHN wäre der Effekt kaum wahrnehmbar, da sich das Verhälznis nur von 1 : 1,4 auf 1 : 1,5 verändern würde.
3. **Verringerung der Grubenwassermenge**
    - Die Verringerung dürfte vernachlässigbar sein, da der Grubenwasserzustrom aus dem Deckgebirge davon weitgehend unberührt bleibt.

16.1.2 Grubenwasseranstieg höher als -600 mNHN (optimierter Grubenwasserstand)

Bei einem Grubenwasseranstieg höher als -600 mNHN in den Grubenbauen und Flutung aller/der meisten PCB-Flächen sehen die Gutachter in der Summe die folgenden Effekte, die zu einer **langfristigen Verringerung der partikelgebundenen und der gelösten PCB-Belastung im Grubenwasser** in der ZWH gegenüber dem Ist-Zustand führen werden:

1. **Verringerung der Erosion und der Entstehung von Schweb**
   - Vor allem im Einzugsgebiet Viktoriadamm mit großen Anteilen an PCB-Flächen oberhalb von -600 mNHN wäre der Effekt am stärksten, da hier die letzten 37 % der PCB-Flächen geflutet würden (Abb. 66).
2. **Flächen außerhalb der PCB-Zeit wirken als Flächenfilter**
   - Bei einer Flutung aller Grubengebäude in der Wasserprovinz Haus Aden würde das Verhältnis den Wert 1 : 3,4 (132,3 km^2 : 448,80 km^2) erreichen (Abb. 66).
   - Vor allem im Einzugsgebiet Viktoriadamm mit großen Anteilen an PCB-Flächen oberhalb von -600 mNHN wäre der Effekt am stärksten, da hier die letzten 37 % der PCB-Flächen geflutet würden (Abb. 66).
3. **Verringerung der Grubenwassermenge**
   - Es ist zu vermuten, dass dieser Effekt vor allem dann zum Tragen kommt, wenn das Grubenwasser bis in das Deckgebirge ansteigt. Ggf. sind hier auch noch andere hydraulische Maßnahmen möglich (z. B. Entnahmen im Deckgebirge, Abdichtungen), die im Rahmen des Gutachtens nicht weiter untersucht wurden.

16.1.3 Offene Fragen im Zusammenhang mit einem weiteren Grubenwasseranstieg

Die Untersuchungen des Risikos eines Grubenwasseranstiegs über ca. -600 mNHN hinaus ist bislang nicht Aufgabenbestandteil in Teil 1 und 2 des vorliegenden Gutachtens.

Die Gutachter empfehlen in diesem Zusammenhang einen „optimierten Grubenwasserstand“ zu ermitteln, der gemäß den oben beschriebenen Wirkungszusammenhängen die Belastung mit partikelgebundenem und gelöstem PCB verringern wird. Hierbei sind nach unserem derzeitigen Kenntnisstand zu beachten:

1. Risiko der Grubenwasserübertritte in die Abbaubereiche Carolinenglück (Einzugsgebiet Emscher) und Robert Müser (Einzugsgebiet Ruhr) bei ca. -320 mNHN.

2. Sicherheit älterer Schachtverfüllung beim Grubenwasseranstieg

3. Schutz vor (ungleichmäßigen) Hebungen beim Einstau des Deckgebirges

4. Trinkwasserschutz (v. a. bei Grundwasserleitern wie Haltern Sande)

5. (Erwartete) positive Auswirkung einer Dichteschichtung im Grubenwasser

Die Auswirkung einer Dichteschichtung im Grubenwasser auf eine weitere Reduzierung des Schwebstoffgehalts im geförderten Grubenwasser bei unterschiedlichen Pumpniveaus kann derzeit nicht abgeschätzt werden. Zurzeit wird in einem weiteren Gutachten die Verteilung der Salzgehalte in der Wasserprovinz Haus Aden untersucht. Auf dieser Grundlage könnten wahrscheinlich auch Aussagen zur Dichteschichtung des Tiefengrundwassers getroffen werden.

16.2 Verringerung der Schwebmenge durch untertägige Abdeckung in offenen Strecken mit PCB-Belastung

Im Folgenden werden nur untertägige Maßnahmen betrachtet. Die ebenfalls möglichen übertägigen Maßnahmen werden in einem separaten Gutachten beschrieben und bewertet.

Neben der Verringerung des Austrags an PCB über eine Reduzierung der geförderten Grubenwassermenge und/oder der Schwebbelastung durch einen möglichst hohen Grubenwasserstand sind auch Maßnahmen zur Verringerung der Exposition der mit PCB belasteten Sedimente in den offenen Strecken zu prüfen. Hier kann möglicherweise durch die Abdeckung mit Beton oder Schotter (oder anderen Materialien) die Aufnahme von Schweb durch schnell strömendes Wasser minimiert werden. Dies tritt vor allem dann auf, wenn im Grubengebäude ansteigendes Wasser mit großem Gefälle und freier Oberfläche in bislang nicht geflutete Bereiche fließt. Kritisch sind solche Bereiche v.a. dann, **wenn sie nahe einer Wasserhaltung bzw. eines kurzen Fließweges zu einer Wasserhaltung liegen**. Kilometerweit von einer Wasserhaltung entfernt liegende Strecken haben ein deutlich geringeres Freisetzungspotential. Bei einem langsamen Anstieg des Grubenwassers „von unten“ kommt es nicht zur Erosion.

In der Wasserprovinz Haus Aden sind dies nur ca. 9,2 km offene Strecken, von denen ein Teil bereits geschottert ist.

Vor einer Entscheidung über Art und Umfang der Abdeckung sollte v.a. geprüft werden:

- Relevanz (wasserhaltungsnahe Strecken mit hohem Erosionspotential)
- Belastung in den offenen Strecken mit PCB
- Grenzwerte für Maßnahmen
- Mögliche Maßnahmen
- Technische Machbarkeit
- Wirksamkeit
- Kosten/Nutzen
- Langzeitauswirkung auf das Fließsystem bei Einbringung von Schotter (wasserdurchlässig) oder Beton (weniger wasserdurchlässig) oder anderer Materialien)

16.3 Verringerung der im Grubenwasser gelösten PCB

Eine Verringerung der Belastung des Grubenwassers an gelöstem PCB kann nur über eine technische Nachbehandlung des Grubenwassers erfolgen.

Die Konzeptionierung von nachgelagerten technischen Maßnahmen zur Eliminierung der PCB-Fracht im Grubenwasser, insbesondere durch eine Grubenwasserbehandlung, ist Gegenstand eines separaten Gutachtens.

17 PCB-MONITORING

Ein kontinuierliches Monitoring der in die Lippe eingeleiteten Grubenwässer hinsichtlich des PCB-Austrags wird empfohlen. Im Sinne einer kontinuierlichen Erfassung der PCB-Fracht ist eine integrative Probenahme von Schwebstoff z. B. durch Schwebstoffsammelkästen möglicherweise zu empfehlen (s. PCB AK Protokoll 3, Anlage 4 Info LANUV Monitoring). Die weiteren Einzelheiten wie Art der Untersuchungen, Ort(e) der Probenahme, Häufigkeit von ergänzenden Zentrifugenuntersuchungen, Vergleichsuntersuchungen an anderen Standorten, Analysemethoden etc. werden zzt. auch in dem begleitenden Arbeitskreis zur PCB-Problematik zwischen allen Beteiligten, unter anderem auch der Gutachter, diskutiert und dort festgelegt.

Darüber hinaus werden folgende Empfehlungen gegeben:

1) Zeitlich enge Überwachung der Phase des Einschaltens der Pumpen nach der Anstiegsphase.

2) Es soll der PCB-Gehalt in den Schwebstoffen und der Schwebstoffgehalt selbst erfasst werden.

3) Für die Monitoring-Messungen ist es ausreichend, wie bislang die 6 PCB-Leitkongenere (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 sowie PCB 180) zu bestimmen. Die Erfassung weiterer Kongenere (z. B. dl-Kongenere) ist aufgrund der stabilen Kongenerenzusammensetzung nicht notwendig. Entsprechende Daten sind aus den Messdaten der Leitkongenere mit hinreichender Genauigkeit ableitbar.

4) Alle Analysen sollten auf Basis von GC-/MS-Messungen durchgeführt werden. Hierbei sollten die Ionenspurchromatogramme der Messungen für die jeweiligen Chlorierungsgrade erfasst und gespeichert werden. Dadurch wird auch eine nachträgliche Berechnung anderer relevanter Parameter, z. B. die dl-PCB, auf Basis der Zusammensetzung technischer Gemische möglich.

5) Für die Schwebstoffaufbereitung sollte die Probenbehandlung analog zu den Analysen des LANUV im Rahmen der Probenahmekampagne vom 18.02.2016 erfolgen.

TEIL C: BEWERTUNG DER GRUNDANNAHMEN, DES GENEHMIGUNGSMANAGEMENTS UND DES BHV-MONITORINGS

Im Folgenden werden die **Grundannahmen**, die damals Basis der Entscheidungen waren, aus heutiger Sicht bewertet. Die Entscheidung selbst wird nicht bewertet.

18 BEWERTUNG DER PRINZIPIEN IMMISSIONSNEUTRALITÄT UND VOLLSTÄNDIGER EINSCHLUSS

18.1 Immissionsneutralität

Im BW Haus Aden/Monopol wurden die Versatzstoffe nach dem Prinzip des „vollständigen Einschlusses“ eingebracht. Das Prinzip der „Immissionsneutralität“ ist deshalb hier nicht zu beurteilen. Dies erfolgt in Teil 2 des Gutachtens.

18.2 Vollständiger Einschluss

Bei der Bewertung des Vollständigen Einschlusses werden die Anforderung des Landesumweltamtes NRW (LUA) und der Länderarbeitsgemeinschaft Bergbau (LAB) dargestellt und hinsichtlich ihrer Einhaltung bewertet.

Anforderungen LUA 1991

Das LUA definiert die Anforderungen in allgemeiner Form wie folgt:

„Bei der Ablagerung von Abfall- bzw. Reststoffen muss sichergestellt sein, dass die darin enthaltenen Schadstoffe mit hinreichender Sicherheit über einen genügend großen Zeitraum hinweg (mindestens 10.000 Jahre) von der Biosphäre ferngehalten werden können. Prinzipiell sind diese Sicherheiten umso eher gegeben, je tiefer im Untergrund und damit je weiter entfernt von der Biosphäre die Ablagerung erfolgt, da die in jedem Fall anzunehmenden Stoffkreisläufe hier entsprechend viel langsamer vor sich gehen“ (LUA 1991 V/1).

*„Auf der anderen Seite haben die hydrologisch-geologischen Untersuchungen des Ruhrkarbons jedoch auch ergeben, dass – insbesondere innerhalb der mittleren Schichten der Karbon-Schichtenfolge – lokal abgrenzbare Bereiche existieren, bei denen eine Durchströmung aufgrund der örtlichen Verhältnisse unter den anzunehmenden hydraulischen Voraussetzungen nur in einem so **minimalen** Ausmaß erfolgen kann, dass hierdurch auch unter ungünstigen Bedingungen kein **nennenswerter Schadstoffaustrag** in die Biosphäre für den betrachteten Zeitraum zu erwarten ist. Diese Gegebenheiten konnten durch quantitative Modelluntersuchungen belegt und erhärtet werden“.*

„Ablagerung in Bereichen, wo auf lange Zeit ein sicheres Abschließen der verbrachten Materialien von der Biosphäre erreicht werden kann (Prinzip des vollständigen Einschlusses)“ (LUA 1991, V/3).

Aus Sicht des LUA (1991) ist der vollständige Einschluss darüber hinaus unter folgenden Bedingungen gegeben:

- Einbau in „*geeigneten Schichtpaketen mit einem genügenden Anteil toniger Bestandteile in ausreichender Mächtigkeit*“ wie in der Flözgruppe Zollverein und den Buchstaben- und Namens-Flözen (Mittelkarbon, Essen Schichten). Die Tone haben ein hohes Sorptionspotential gegenüber Schwermetallen.

- Kompaktion der Bruchhohlraumverfüllung durch Konvergenz.

- *„Puzzolanische Eigenschaften“* entweder des eingebrachten Materials oder durch Zuschlagstoffe und dadurch Einbau des zugefügten Wassers (bis zu 30 %) in die Kristallgitter.

Anforderungen LAB (1996)

Das Prinzip des vollständigen Einschlusses wurde in LAB (1996) – in Anlehnung an LUA (1991) wie folgt definiert:

*„Das Prinzip des **vollständigen Einschlusses** erfordert, dass die in dem Versatzmaterial enthaltenen Schadstoffe dauerhaft unter Tage eingeschlossen und auf diese Weise von der Biosphäre ferngehalten werden, so dass ihre Rückkehr zur Biosphäre **nicht zu erwarten** ist. Dies setzt voraus, dass sich eine **möglichst vollständige Abschirmung** des Versatzmaterials gegenüber dem Grundwasser (Lösungen und Laugen) erreichen lässt und ein Transport von Schadstoffen bis in die Biosphäre verhindert wird“.*

Die vollständige und allseitige Umschließung der eingebrachten schadstoffhaltigen Materialien kann gegeben sein:

- *durch die natürliche, trotz Hohlraumschaffung unverändert erhaltene Dichtigkeit des Wirtsgesteins (geologisches Umfeld) in ausreichender Mächtigkeit und mit ausreichendem Sicherheitsabstand zu benachbarten Wasserwegsamkeiten,*

- *durch die Wiederherstellung des dichten Gebirgsverbandes nach dem Abbau der Lagerstätte und Verfüllung mit Versatzmaterial durch Hereinbrechen und Kompaktierung der Nebengesteine unter hohem Überlagerungsdruck bei gleichzeitiger bruchloser Verformung des abdichtend wirkenden Wirtsgesteins (geologisches Umfeld),*

- *durch technische Barrieren (z. B. Dammbauwerke),*

- *durch den dichten Verschluss der Tagesöffnungen nach der Stilllegung.*

Das Prinzip des vollständigen Einschlusses ist anhand der geologischen und bergtechnischen Vorgaben für den Einbringungsraum und unter Berücksichtigung des Abbau- und Versatzverfahrens zu beurteilen. Es ist zu belegen, durch welche Barrieren der mögliche Schadstoffaustrag aus dem Versatzstoff in die Biosphäre verhindert wird.

Folgende Barrieren kommen in Betracht:

- *Geologische Barriere,*

- *Geochemische Barriere,*

- *Geotechnische Barriere,*

- *Hydraulische Barriere,*

- *Innere Barriere.*

Das Prinzip des vollständigen Einschlusses liegt z. B. in Salzbergwerken oder in Steinkohlenbergwerken vor, wenn der Lagerstättenbereich durch ausreichend mächtige, dichte Tonschichten von den Grundwasserhorizonten getrennt ist. In jedem Fall kommt es auf den dauerhaften Abschluss gegen die Biosphäre an.

Eine Festlegung von Zuordnungswerten für das Einbringen von Versatz nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses (V2-Werte) ist nicht erforderlich, da durch den vollständigen Einschluss der Abfälle eine Gefährdung ausgeschlossen ist. Diese Festlegung erfolgt in Analogie zu den Vorgaben der TA Abfall, in der auch für die Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen in einer Untertagedeponie im Salzgestein keine Grenzwerte festgelegt werden. Die Voraussetzungen des vollständigen Einschlusses sind nachzuweisen. Dieser Nachweis hat in Form des Langzeitsicherheitsnachweises zu erfolgen".

Auch für den LAB sind die Abbaubereiche der Steinkohlen kein Teil der „Biosphäre" und eine „*möglichst vollständige Abschirmung*" ist ausreichend.

Allerdings war auch keine aktive Grubenwasserhaltung mit Einleitung in Oberflächengewässer vorgesehen, die einen direkten Kontakt zur Biosphäre (im damaligen Sinne) herstellt.

Bewertung

Allgemeine Anforderungen (LUA)

Die Anforderungen des LUA (geeignete tonige Schichten, Kompaktion der Bruchhohlraumverfüllung, puzzolanische Eigenschaften, Verfestigung des Versatzes) wurden eingehalten.

Schutzgüter (LUA/LAB)

Die Definition und Diskussion der Schutzgüter Oberflächengewässer und Grundwasser, die in diesem Gutachten zu bewerten sind, erfolgte zuvor und ist hier zusammengefasst.

Die Abbaubereiche der Steinkohlen – in die ja wie gezeigt langfristig und langsam Schadstoffe aus der BHV ausgetragen werden – sind nach der Definition des LUA kein Teil der „Biosphäre" (s. „Was ist die Biosphäre", Kap. 2). Darüber hinaus war nach der Definition des LUA ein *„minimaler"* Austrag – auch bei einem vollständigen Einschluss in die Biosphäre – zulässig. So gesehen ist die Anforderung „kein Austrag in die Biosphäre" durch die BHV erfüllt.

Wenn unter der Biosphäre auch das **hochsalinare Tiefengrundwasser** in der Umgebung der Bruchhohlraumverfüllung bis zu einem Niveau von -670 mNHN verstanden wird, wird in diesen Bereich der Biosphäre hinein, langfristig nach dem Zusammenbruch der pH-Wert-Barriere, eine langandauernde, konstante Freisetzung von Schwermetallen in der Größenordnung (Quellterm) von maximal 37 mg/L (Zink) bzw. maximal 30 mg/L (Blei) erfolgen.

Wenn unter der Biosphäre nur das **nutzbare, nicht hoch salinare Grundwasser** verstanden wird (wie in LUA 1991), ist durch das Halten eines Grubenwasserstandes bei ca. -670 mNHN, und damit noch deutlich unterhalb der Basis des Deckgebirges ein

direkter hydraulischer Kontakt mit den nutzbaren Grundwasservorkommen im Quartär und der Kreide ausgeschlossen.

Der Kontakt mit dem Schutzgut „Oberflächengewässer“ erfolgt erst durch die Einleitung des Grubenwassers in die Lippe (die so bei der damaligen Formulierung der Ziele nicht vorgesehen war). Hierdurch wäre die damalige Anforderung „keine Rückkehr zur Biosphäre“ nicht erfüllt.

Allerdings war damals die heutige Situation (Wasserhaltung bei -670 mNHN in der ZWH und dadurch Förderung großer Mengen an Grubenwasser und die Störung einer sich normalerweise einstellenden Dichteschichtung und direkter Eintrag in die Oberflächengewässer (= Biosphäre)) bei der Definition und Bewertung der Anforderungen nicht vorgesehen.

Barrieren (LAB)

Es wurden eine Reihe von Barrieren bestätigt, die jedoch alle keine dauerhafte („ewige“) Funktion haben (können).

- Hydrogeochemische Barriere; in Abhängigkeit vom Anteil der Reststoffe im Lösungskontakt mit dem Tiefengrundwasser verzögert und begrenzt sie die Freisetzung für mindestens einige 100 bis 10.000 Jahre.

- Umgebendes geringdurchlässiges Gebirge (durchbaut und unverritzt), verzögert die erste Strömung bis zum Röhrensystem für mindestens einige Jahrzehnte bis Jahrhunderte.

Diese beiden folgenden Barrieren spielen bei den auf -670 mNHN in der ZWH begrenzten Grubenwasserständen keine Rolle.

- Emscher Mergel (geringe Durchlässigkeit) verzögert eine aufwärts gerichtete Strömung (hierzu ist zunächst eine aufwärtsgerichtete Potentialbewegung erforderlich)

- Kalksteine des Turon (abwärtsgerichtete Potentialbewegung)

Eine weitere Barrierefunktion kann die Dichteschichtung der salinaren Tiefengrundwässer haben. Dies wird zurzeit in einem weiteren Gutachten untersucht.

Langzeitsicherheitsnachweis (LAB)

Die zahlreichen hydrogeochemischen Prozesse wie Auflösungs-, Umwandlungs- und Ausfällungsreaktionen und letztlich die Langzeitstabilität („*mehr als 100.000 Jahre*“) der hydrogeochemischen Barriere mit langanhaltend hohen pH-Werten, konnten und können in Laborversuchen mit entsprechender Zeitskala natürlich nicht nachgewiesen werden.

Bei den mit dem Langzeitsicherheits-Tool durch die GRS (1998) erarbeiteten Kernaussagen wurde eine hydrogeochemische Barriere nicht berücksichtigt (ungünstige Annahme), sondern nur die Sorption nach einer Freisetzung betrachtet.

Die ermittelte geringe Durchströmung der BHV im Verhältnis zur dominierenden Röhrenströmung wurde durch die aktuellen Untersuchungen in diesem Gutachten bestätigt.

Ebenso wurden die Konzentrationsverminderungen durch das Grubenwasser in Umfang und Bedeutung bestätigt.

18.3 Bewertung der Eignung der Abfallstoffe als Versatz

Die Abfall- und Reststoffe machen ca. 1 bis 10 % der Bruchhohlraumzone aus (Abb. 8). Mit dem Versatz wurden – neben der untertägigen Verbringung bergbaulicher Abfälle sowie von Rückständen aus der Kohlenverbrennung – zwei Ziele verfolgt (Czech 1993, Siepmann und Sill 1991, Thiehofe 1991):

1. **Grubensicherheit**: Die Reduzierung der Schleichwetterströme durch den Alten Mann durch eine schnelle Verringerung des Porenvolumens war das Hauptziel.

2. **Bergtechnische Ziele**: Eine Reduzierung der Bergsenkungen stand nicht im Vordergrund, dennoch wurden durch den Versatz die Bergsenkungen an der Tagesoberfläche reduziert.

Die eingesetzten Abfallstoffe waren hierfür aus **technischer Sicht** geeignet, weil über die hydraulische Verbringung der pastösen Massen eine weitgehende Verfüllung der Bruchhohlräume erreicht wurde. Aufgrund des geringen Flächen- und Mengeneinsatzes waren die Auswirkungen jedoch lokal auf die Einsatzorte begrenzt.

18.3.1 Bewertung der gebirgsmechanischen Eigenschaften

Der Zustand der eingebrachten Reststoffe wird ausführlich im Detailbericht 3 (Kap. 5) beschrieben. Die wichtigsten Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Zum Zustand der Versatzstoffe, inbesondere ihrer Verteilung im Bruchhaufwerk und ihrem Aggregatzustand sind im BW Haus Aden/Monopol keine direkten Untersuchungen durchgeführt worden. Daher wurden Ergebnisse aus aufgetretenen Störfällen, Laborversuchen, aus der materialwissenschaftlichen Literatur und Untersuchungen zum Aggregatzustand in anderen Bergwerken ausgewertet.

- Die ausgewerteten Störfälle zeigen, dass die verbrachten Reststoffe sich nicht entmischt haben und die Störfälle eingetreten sind, weil die Reststoffe bereits „zu steif“ waren.
- Alle den Gutachtern bekannten internationalen Untersuchungen zu dem Thema zeigen eine Erhärtung.
- Beim Erhärten erfolgt ein Kristallwachstum, das die Durchlässigkeit erheblich verringert (Dead-End-Poren).
- Die Überprüfung von Thiehofe (1991) im BW Walsum (Auffahren einer Erkundungsstrecke in die BHV im Sprengvortrieb) zeigt eindeutig eine Erhärtung. Bei einer in Wilke & Dartsch (1995) beschriebenen Bohrung in den nachversetzten Bruchhohlraum in Walsum wurde vermutlich kein Reststoff angetroffen.
- Es gibt keine Indizien, die ein „Nicht-Erhärten“ nahelegen würden.

- Die thermodynamischen Modellierungen und die damaligen hydrochemischen Untersuchungen zeigen die Bildung von „Zementmineralien“ und einen hohen pH-Wert.

Ein Auftreten von Überschusswasser ist unwahrscheinlich und wurde bei der Verbringung auch nie beschrieben. Die verschiedenen, verbrachten HMVA-RAA-Mischungen haben entsprechend unterschiedliche Wasseransprüche. Viskosität und Abbindeverhalten wurden vor Verbringung in Standardversuchen (Rohrviskosimeter und Ausbreitmaß) überprüft, da Überschusswasser die Transporteigenschaften der Suspensionen ungünstig verändert (Sedimentation) und das Risiko von Betriebsstörungen steigert.

18.4 Bewertung der hydrogeochemischen Eigenschaften und Umweltverhalten der Abfallstoffe und Nebengesteine

Die hydrogeochemischen Eigenschaften wurden über thermodynamische Modellierungen untersucht und sind in Kapitel 6 sowie im Detailbericht 4 dargestellt. Zusammenfassend ist festzuhalten:

Aufgrund der eindeutigen und reproduzierbaren pH-Wert-Zunahme und auch der Identifizierung der Neubildung von „Zement“-Mineralien wird von einem Abbindeprozess der eingebrachten Reststoffe beim Kontakt mit Wasser ausgegangen. In Verbindung mit dem Gebirgsdruck führte dies zu einer erheblichen Verringerung des Porenvolumens und zu einer Abnahme der Durchlässigkeit der durch den Abbau entstandenen Bruchhohlräume. Dabei laufen komplexe hydrogeochemische Prozesse wie Auflösungs-, Umwandlungs- und Ausfällungsreaktionen ab.

Moderne Untersuchungsverfahren belegen das Wachstum neugebildeter Minerale beim Abbindevorgang und das Verschließen des Porenraums, die mit der Bildung von „Dead-End“-Poren einhergehen. Dadurch wird auch die Auflösung der gut wasserlöslichen Salze, die im Versatzmaterial enthalten sind, behindert, wenn die BHV mit Tiefengrundwasser oder einem ansteigenden Grubenwasser in Kontakt kommt. Erst mit einer längerfristigen Umkristallisation (Detailbericht 4) werden auch diese Salze an- und aufgelöst.

In der hydrochemischen Modellierung (Detailbericht 4) erfolgte eine sehr schnelle Lösung der Salze im Kontakt mit einem Tiefen- oder Grubenwasser, da diese mikroskaligen Strukturen nicht berücksichtigt werden (ungünstige Annahme).

Die sich einstellenden hohen pH-Werte bedeuten in der Regel ein geringes Freisetzungspotential für die eingebrachten Schwermetalle, da mineralische Schwermetallverbindungen (z. B. Hydroxide, Karbonate, Sulfide, Hydroxochloride, Hydroxosulfate) in der Regel bzw. häufig bei hohen pH-Werten gering bis sehr gering in wässrigen Lösungen löslich sind (hydrogeochemische Barriere).

Diese hydrogeochemische Barriere wurde durch die chemisch-thermodynamischen Modellierungen bestätigt. Je mehr Reststoffe in Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser gelangen (sei es durch längere Fließlängen und/oder einen höheren Anteil der Reststoffe, die in Lösung gehen), desto stabiler und langfristiger ist die hydrogeochemische Barriere, allerdings wird dann die langfristig freigesetzte Masse an Schwermetallen auch größer.

18.4.1 Bewertungsgrundlagen

Die damaligen Bewertungsgrundlagen beruhen auf eine Vielzahl an Einzeluntersuchungen, die über einen Zeitraum von mehr als 10 Jahren erstellt wurden. Die wichtigsten werden als die „Basisgutachten“ bezeichnet, die zwischen 1986 und 1998 erstellt wurden (Dok. 1). Aus Sicht der Gutachter könnten den 11 Basisgutachten auch noch der DMT-Forschungsbericht 23 (Mobilisationsverhalten von anorganischen Schadstoffen in der Umgebung von untertägigen Versatzbereichen am Beispiel von Reststoffen aus Müllverbrennungsanlagen im Steinkohlengebirge des Ruhrkarbons, 1994) und DMT Band 54 (Untersuchungen zur Ermittlung der geochemischen Barriere von Gesteinen aus dem Umfeld untertägiger Versatzräume im Steinkohlengebirge des Ruhrkarbons, 1997) zugeordnet werden, die die Arbeiten aus dem Bericht DMT 21 fortsetzen.

Die in den Untersuchungen angenommenen Grundannahmen, verfolgten Forschungsansätze und abgeleitete Kernaussagen, die zusammenfassend die Basis für die Bewertungsgrundlagen bildeten, lassen sich drei großen Bereichen zuordnen. Die wichtigsten Gutachten in diesen Bereichen sind in Klammern genannt:

1) Geologie/Hydrogeologie/Tektonik/Gebirgsmechanik (Jäger et al. 1990).

2) Hydrogeochemisches Stoffverhalten (DMT21, DMT23, DMT54).

3) Langzeitsicherheitsnachweis/Modellierungen (GRS 1998).

Anforderungen und abprüfbare Kriterien in Maß und Zahl (z. B. Abstand in Metern zur nächsten Sohle) wurden vor allem zu (1) formuliert. Die Ergebnisse aus (2) enthielten v. a. Aussagen zur Eignung (z. B. der Aschen aus den HMVA) und zum prognostizierten Stoffverhalten aufgrund von Laborversuchen, aber keine konkreten, abprüfbaren Anforderungen. Erst nach Beendigung der Bruchhohlraumverfüllung wurde in (3) ein Langzeitsicherheitsnachweis auf der Grundlage von Grundwasserströmungsmodellierungen unter der Berücksichtigung der Sorption und der Verdünnung durch das Grubenwasser versucht. Auch hieraus wurden keine konkreten und abprüfbaren Anforderungen (mehr) abgeleitet.

18.4.2 Anforderungen an Geologie/Hydrogeologie/Tektonik/ Gebirgsmechanik (Machbarkeitsstudie Jäger et al. 1990)

Inhalt

In der Machbarkeitsstudie (Jäger et al. 1990) wurden folgende Anforderungskriterien aufgestellt, die für die einzelnen BW und die Bauhöhen in Gutachten gesondert abzuprüfen waren (u. a. Prof. [redacted] Universität Bonn).

Die Kriterien betrafen vier Kategorien (Machbarkeitsstudie S. I/9):

- **Schutz der Umwelt** (wird im Folgenden bewertet),
- Schutz der Lagerstätte,

- Schutz des Betriebes,
- Schutz der Belegschaft.

Im Rahmen des vorliegenden Gutachtens werden die Kategorien Schutz der Lagerstätte, Schutz des Betriebes und Schutz der Belegschaft nicht weiter betrachtet.

Spezielle Anforderungen zur Verbringung nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses

Im Folgenden werden die sechs Anforderungen im Hinblick auf den Schutz der Umwelt beschrieben (in *kursiv*: Zitate aus der Machbarkeitsstudie, S. V/15, Abschn. V.2.2). Die Überschriften, quasi die Kurzform der Anforderung, stammen von den Gutachtern.

„Die bei diesem Prinzip zu erfüllenden Voraussetzungen betreffen in erster Linie die hydrologischen und geologischen Gegebenheiten am vorgesehenen Verbringungsort. Nach dem gegenwärtigen Erkenntnisstand lassen sich diese wie folgt zusammenfassen, wobei auch hier eine Erweiterung des Zulässigkeitsbereiches als möglich erscheint, wenn und soweit durch entsprechende weiterführende Untersuchungen einschließlich in-situ-Tests das Vorhandensein der entsprechenden Voraussetzungen nachgewiesen werden kann“.

1) Hydraulisches Einbringen

„Nach dem gegenwärtigen Stand der Erkenntnisse halten die Gutachter lediglich das hydraulische Verbringen von Materialien in die Strebhohlräume, vorzugsweise durch Verpumpen aus Schlepprohren gemäß der Skizze in den Abb. IV.1/11 und IV.1/12 [der Machbarkeitsstudie]*, und das Verbringen von Gebinden (gemäß Skizze in Abb. IV.3/1) oder ein hydraulisches Einbringen in Abbaubegleitstrecken bei sicherem Abschluss dieser Strecken gegen das übrige Grubengebäude, z. B. durch vollständiges Verfüllen (vgl. Abschnitt V.1.2* [der Machbarkeitsstudie]*), für vertretbar unter den Aspekten sowohl der Umweltverträglichkeit wie der Arbeitssicherheit und -hygiene. Ob zu einem späteren Zeitpunkt auch andere Verbringungstechniken (z. B. pneumatische Verfahren) zugelassen werden können, muß den Ergebnissen entsprechender weiterführender Untersuchungen vorbehalten bleiben“.*

2) Ausreichende Selbstkompaktierung

„Der Einlagerungsbereich muß innerhalb geeigneter Schichtenpakete eingerichtet sein. Der Anteil an tonigen Bestandteilen in den unmittelbaren Dachschichten muß hoch genug sein, um unter der Wirkung des nacheilenden Zusatzdruckes und des überlagernden Gebirgsdruckes eine ausreichende Kompaktierung des in den Selbstversatz eingebrachten Materials einerseits und eine vollständige Aufnahme des Transportwassers andererseits zu gewährleisten. Die Schichten des Haupthangenden müssen so beschaffen sein, daß sie sich nach Durchgang des Abbaus ohne makroskopische Bruch- oder Auflockerungserscheinungen auf den Selbstversatz bei quasi-plastischer Verformung auflegen. Nach Überzeugung der Gutachter sind diese Gegebenheiten in den Schichten des mittleren Karbons (Zollverein-Flözgruppe und Buchstaben- bzw. Namens-Flöze) als vorhanden anzusehen, im übrigen müssten sie jeweils nachgewiesen werden. Dies kann z. B. durch Vorlage eines für die vorgesehene Lokation zutreffenden Schichtenprofiles mit Beschreibung der einzelnen Gebirgsschichten geschehen“.

3) Mindestabstand zu der unteren und oberen Sohle

„Die Hangend- und Liegendschichten müssen gegenüber den potentiellen Wasserwegsamkeiten (Gesteinsstrecken auf der oberen und der unteren Sohle) eine so große Mächtigkeit aufweisen, daß eine senkrechte Durchströmung auch im hydrologisch ungünstigen Fall der Phase 2a mit hinreichender Sicherheit ausgeschlossen werden kann. Nach Überzeugung der Gutachter ist hierfür zunächst ein Mindestabstand gegenüber der unteren Sohle von 20-25 m und gegenüber der oberen Sohle von ebenfalls 20-25 m vorzusehen. Ob dieser im Einzelfall unterschritten werden kann, muß dem Ergebnis weiterführender Untersuchungen und Modellrechnungen vorbehalten bleiben“.

4) Teufe mindestens 800 m

„Die Verbringung muß in die tieferen Stockwerke des Gebirgskörpers erfolgen, damit ein hinreichend hoher Überlagerungsdruck zur Verdichtung der in den Selbstversatz eingebrachten Materialien bzw. ein vollständiges, dichtes Umschließen der in den Abbaubegleitstrecken eingelagerten Gebinde erfolgt. Die Gutachter halten hierfür eine Teufe von mindestens 800 m für erforderlich“.

5) Sicherheitsabstand zu potentiellen Wasserwegsamkeiten

„Von allen potentiellen Wasserwegsamkeiten (Störungen, Schächten, Blindschächten) ist gemäß der Skizze in Abb. IV.4/1 [der Machbarkeitsstudie] *ein so großer Sicherheitsabstand einzuhalten bzw. durch Abdämmen wiederherzustellen, daß ein Wasserdurchbruch mit Schadstoffaustrag mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann. Beispielsweise können insoweit die bergbehördlichen Vorschriften über die Bemessung von Schutz festen gegenüber Standwässern zur Dimensionierung herangezogen werden“.*

6) Ausreichende hydrogeologische Systemkenntnis

„Die Verbringung darf nur in solche Feldesteilen vorgesehen werden, in denen aufgrund entsprechender Aufklärungsergebnisse das Vorhandensein unbekannter, potentieller Wasserwegsamkeiten, z. B. auf Störungszonen, mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann. Möglichkeiten für solche hinreichenden Aufklärungsmaßnahmen sind nach Meinung der Gutachter beispielsweise das Unter- oder Überbauen des für die Einlagerung vorgesehenen Bereiches in einem anderen Flözniveau, das Auffahren von entsprechenden Strecken, oder auch geophysikalische Methoden (Flözwellenseismik bzw. Durchschallung)“.

Es wurden weitere vier Anforderungen definiert, die während des Einbaus zu berücksichtigen waren und im Rahmen dieses Gutachtens nicht bewertet werden:

7) Sicherheit vor Durchströmung bei Wassereinbruch (während des Einbaus)

8) Berücksichtigung von Betriebsstörungen (während des Einbaus)

9) Arbeitsschutz bei Betriebsstörungen (während des Einbaus)

10) Arbeitsschutz (während des Einbaus)

Bewertung

Die Anforderungen (3) „Mindestabstand zu der unteren und oberen Sohle“, (4) „Teufe mindestens 800 m“ und (5) Sicherheitsabstand zu potentiellen Wasserwegsamkeiten beruhen nicht auf rechnerischen Nachweisen, sondern v. a. auf einer gutachterlichen Einschätzung. Die Einhaltung dieser Anforderungen in den einzelnen Bauhöhen wurde damals jeweils in kurzen Einzelgutachten geprüft. Diese Einzelgutachten kamen zu dem Ergebnis, dass diese Anforderungen erfüllt wurden.

Diese damalige Bewertung wird durch die Gutachter bestätigt.

Die übrigen Anforderungen (1) „Hydraulisches Einbringen“, (2) „Ausreichende Selbstkompaktierung“ und (6) „Ausreichende hydrogeologische Systemkenntnis“ sind eher allgemeiner Natur, galten generell für die Bruchhohlraumverfüllung und wurden erfüllt.

18.4.3 Anforderungen an das hydrogeochemische Stoffverhalten (DMT-Berichte 21, 23 und 54)

Inhalt

Bei den damaligen Untersuchungen und daraus abgeleiteten Aussagen standen Laborverfahren zur Abschätzung der Stofffreisetzung in wässrigen Lösungen im Vordergrund. Es wurden zunächst zahlreiche kleinmaßstäbliche Kurzzeit-Elutionsversuche mit den verschiedenen Reststoffen und Beimengungen und verschieden zusammengesetzten Wässern durchgeführt. Diese kleinmaßstäblichen Kurzzeit-Elutionsversuche wurden später noch durch wenige größer maßstäbliche Containerversuche ergänzt, da hier größere Materialmengen eingesetzt werden konnten. Der längste dieser Containerversuche dauerte 297 Tage; die Kurzzeitversuche liefen über Tage bis zu Wochen.

Die Reaktion der meisten Reststoffmineralphasengemische mit dem „RAG-Wasser“ bewirkte eine deutliche pH-Wert-Zunahme im Eluat von ca. pH 7 auf pH 9 bis pH 11; bei den wenigen Containerversuchen wurden die maximalen pH-Werte um pH 11 (noch) nicht erreicht.

Bei den Elutionsversuchen wurden max. Bleikonzentrationen von 2.459 mg/l festgestellt. Bei den hydrogeochemischen 1-D Modellierungen zur Stofffreisetzung und zum Stofftransport in durchströmten BHV-Bereichen treten max. Bleikonzentrationen von ca. 30 mg/l auf. Solche hohen Bleikonzentrationen (gelöst in wässrigen Lösungen) wie in den Elutionslaborversuchen sind aus thermodynamischer Sicht bei einer durchströmten BHV – unter den für diese Modellierungen zum Ansatz gebrachten Bedingungen – in der Realität nicht möglich. Eine Erklärung für solch hohe Bleikonzentration ist, dass feinste, kolloidal-suspendierte Pb-haltige Feststoffpartikel in den Eluaten vorhanden waren und nicht vollständig abfiltriert wurden. Diese könnten dann bei Analyse miterfasst worden sein und entsprechend zu hohe, gelöste Pb-Konzentrationen vortäuschen.

In einigen Säulenversuchen wurden auch Umläufigkeiten beobachtet, die jedoch nicht weiter bewertet wurden. Möglicherweise – und den Vermutungen der Basisgutachter nach (*„Aufgrund der hohen“ wasser-„löslichen Volumenanteile in den Reststoffproben treten häufig Randumläufigkeiten bzw. Ausspülungen im Probenkörper* (solcher Perkolationsversuche mit durchströmten Säulen) *auf* …“) sind diese bereits auf die Lösung

der eingebrachten bergbaufremden Rückstände zurückzuführen, da diese aus hydrogeochemischer Sicht zu mehr oder weniger großen Anteilen aus leicht löslichen Feststoffen bestehen. Das zeigt an, dass sich die im BHV-Bereich befindlichen, Reststoff-bürtigen Mineralphasengemische teilweise auflösen, wie in den thermodynamischen Modellierungen des vorliegenden Gutachtens auch nachgewiesen wurde.

Diese Laborversuche wurden durch verschiedene mikroskopische, röntgendiffraktometrische und geochemische Untersuchungen ergänzt, um die mineralogisch-geochemische Zusammensetzung der Reststoffe aus Mineralphasen und glasigen Bestandteilen sowie deren Veränderungen bei der Reaktion mit Wässern, v. a. die Bildung neuer Mineralphasen, beobachten zu können.

Aufgrund der sich im Reaktionskontakt mit Wässern einstellenden hohen pH-Werte wurde ein geringes Freisetzungspotential für die Reststoff-bürtigen Schwermetalle postuliert, da mineralische Schwermetallverbindungen (z. B. Hydroxide, Karbonate, Sulfide, Hydroxochloride, Hydroxosulfate) in der Regel bzw. häufig bei hohen pH-Werten gering bis sehr gering in wässrigen Lösungen löslich sind. Die Wirkung dieser beiden parallel ablaufenden Vorgänge (pH-Wert-Erhöhung und Selbstverdichtung) wurde als die „innere hydrogeochemische Barriere“ und „effektive hydraulische Barriere“ bezeichnet. Es wurde davon ausgegangen, dass die hohen pH-Werte – und damit die innere hydrogeochemische Barriere – über mehr als 100.000 Jahre stabil erhalten bleiben, wenn die BHV dem Zutritt von Tiefengrundwässern ausgesetzt sein würde.

Bewertung

Weil die entsprechenden Aussagen allein auf Laboruntersuchungen beruhen und deshalb rein empirischer und beschreibender Natur sind, konnten die Ergebnisse des damaligen Forschungsansatzes:

- zu keinem quantitativen Prozessverständnis führen,
- nicht mit Stoffgesetzlichkeiten verknüpft werden,

deshalb nicht auf andere Verhältnisse übertragen und zur quantitativen Prognose hydrogeochemischer Entwicklung verwendet werden und

- sie sind ungeeignet, einen Langzeitsicherheitsnachweis zu führen.

Den damaligen Gutachtern war bewusst, dass die kleinmaßstäblichen und Kurzzeit-Elutionsversuche im Labor (der empirische Forschungsansatz) *die „vielfältigen geochemischen* Prozesse *im Versatz (beim Kontakt mit wässrigen Lösungen) nicht widerspiegeln können*.“ Es sind jedoch solche „vielfältigen hydrogeochemischen Prozesse“ der Auflösung, Umwandlung und Ausfällung von Mineralphasen im BHV-Bereich, die dort die Stofffreisetzung und den Stoffaustrag – auch von Schwermetallen – kontrollieren.

Die damalige Entscheidung erging ohne das heute vorliegende systematische Prozessverständnis. Die hinsichtlich der vermutlich ablaufenden hydrogeochemischen (Langzeit)-Prozesse (u. a. Minerallösung, Umwandlung; Änderung Durchlässigkeit in der Zeit; Stoffaustrag bzw. Quellterm), teilweise sich widersprechenden Beobachtungen, Untersuchungsergebnisse und Einschätzungen wurden (aus heutiger Sicht) aber auch nicht ausreichend thematisiert. Andererseits konnten sie seinerzeit nicht dem

heutigen systematischen Prozessverständnis zugeordnet und damit auch nicht bewertet werden.

Heutige und damalige Möglichkeiten chemisch-thermodynamischer Modellierungen

Das für die Modellierungen im Rahmen dieses Endberichts genutzte Rechenprogramm PHREEQC des U.S. Geological Survey ist mit der Version 1.0 seit 1995 verfügbar. Diese Version sowie andere Programme dieser Zeit (GEOCHEM seit 1987; oder EQ6 seit 1 1979) waren aber nicht geeignet, die komplexen 1D-Stofftransportmodellierungen mit den Auflösungs-, Umwandlungs- und Fällungsreaktionen in den Rückständen im Kontakt mit Tiefengrundwässern zu berechnen, wie sie für diesen Bericht durchgeführt wurden und notwendig sind.

Die zurzeit der Basisgutachten zur Verfügung stehenden Modellierungswerkzeuge hätten jedoch genutzt werden können, um einfachste Modelle zu rechnen und so ein erstes, aber grundlegendes Prozessverständnis zu erarbeiten.

So stellen die DMT-Gutachter im Hinblick auf die zeitliche Entwicklung von Stoffausträgen (DMT-Bericht 23 (1994); Seite 107) fest:

*„Abschätzungen unter Verwendung der oben genannten Durchlässigkeiten" bergbaufremder Rückstände im Kontakt mit Tiefengrundwässern „ergeben, daß die pH-Werte bei einer Beeinflussung des Versatzes durch Laugungsvorgänge mehr als 100.000 Jahre stabil bleiben müßten. Unter Übertragung der Labordaten wären in diesen Zeiträumen mit stabilem basischen pH-Milieu" (pH-Werte zwischen ca. 10 und 12) „maximale Schwermetallausträge möglich, die den in den Kaskadenschüttelelutionen ermittelten Werten entsprechen (*Anmerkung Verfasser: es ist unklar, ob die DMT hierbei Konzentrationen bis 2.459 mg/l Blei gemeint hat). *Es kann jedoch davon ausgegangen werden, daß in diesen Zeiträumen der Einfluß von stoffinternen Reaktionen (z. B. Mineralneubildungen) die Puffereigenschaften des Materials beeinflußt. Derartige Prozesse* (Anmerkung Verfasser: Bildung einer pH-Wert Barriere) *können den Einfluß der Laugung (Abfuhr von Hydroxiden) überlagern. Exakte Berechnungen lassen sich daher nicht durchführen* (Anmerkung Verfasser: …und konnten auch noch nicht durchgeführt werden. Siehe hierzu Kasten: Heutige und damalige Möglichkeiten chemisch-thermodynamischer Modellierungen)*."*

Mit anderen Worten: Aufgrund der eindeutigen und reproduzierbaren pH-Wert-Zunahme und auch der Identifizierung der Neubildung von „Zement"-Mineralien wie Portlandit ($Ca(OH)_2$) und Ettringit/$Ca_6Al_2(SO_4)_3(OH)_{12}$:$26H_2O$ wurde von einem Abbindeprozess der eingebrachten Reststoffe beim Kontakt mit Wasser ausgegangen. Das Wasser stammt vor allem aus den zugemischten Wässern und später auch von den Tiefengrundwässern. In Verbindung mit dem Gebirgsdruck führte dies zu einer erheblichen Verringerung des Porenvolumens und zu einer Abnahme der Durchlässigkeit der durch den Abbau entstandenen Bruchhohlräume[12].

Die hierbei auch bereits vermuteten zahlreichen hydrogeochemischen Prozesse wie Auflösungs-, Umwandlungs- und Ausfällungsreaktionen und letztlich die Langzeitstabilität („*mehr als 100.000 Jahre*") der hydrogeochemischen Barriere mit langanhaltend

[12] Dieser Prozess des Ansteifens, Abbindens und Aushärtens der Versatzstoffe und der Anfangsverringerung der Permeabilität (z. B. durch die Ausbildung von „Dead-End-Poren") halten die Gutachter für gesichert (Detailbericht 3).

hohen pH-Werten konnten und können in Laborversuchen mit entsprechender Zeitskala natürlich nicht nachgewiesen werden – erst recht nicht mit ihren Auswirkungen auf die Freisetzung von Schwermetallen und deren Transport durch BHV-Bereiche hindurch und daraus hinaus. Um so wichtiger ist es, dass dazu chemisch-thermodynamisch basierte numerische Modellierungen entwickelt wurden. Anforderungen an den Langzeitsicherheitsnachweis (Abschlussbericht, GRS 1998)

Inhalt

Erst im Jahr 1998, als die Bruchhohlraumverfüllung im BW Haus Aden/Monopol bereits beendet war, legte die GRS in einem 5-bändigen Bericht ihre Ergebnisse zum Barriere- und Langzeitsicherheitskonzept für BHV-Bereiche vor (GRS 1998).

Schwerpunkt des Langzeitsicherheitskonzepts waren nach dem damaligen Stand der Technik komplexe und aufwändige Grundwasserströmungsmodellierungen, mit denen der Transport von in Grundwässern gelösten Schwermetallen simuliert wurde.

Als Quellterm für Blei wurde für einige Jahrzehnte der extrem hohe Wert von 2.459 mg/l angesetzt. Dieser wurde dann kontinuierlich verringert, blieb aber über einige Jahrhunderte auf einem Niveau zwischen zehn und einem Milligramm pro Liter.

Der sich unzweifelhaft einstellende hohe pH-Wert und seine Auswirkungen als hydrogeochemische Barriere wurden bei dieser Quellterm-Festlegung **nicht** berücksichtigt.

Außerhalb der geochemischen Barriere innerhalb der BHV wurden noch weitere Barrieren angenommen, wie z. B. eine geologische Barriere (umgebende und überlagernde Tonsteine), der Gebirgsdruck und eine hydraulische Barriere (kein oder eingeschränkter Kontakt zu großräumigen Grundwasserfließsystemen), die im Aufbau des Grundwassermodells über entsprechende Durchlässigkeiten berücksichtigt waren.

Die BHV wurde in den Grundwasserströmungsmodellierungen nur zu einem geringen Maße durchströmt; das meiste Tiefengrundwasser strömte in dem Röhrensystem und klüftigen Sandsteinen.

Aufgrund der Sorption an den Tonmineralien und der Verdünnung durch die großen Mengen an Grubenwasser ergaben sich großräumig vernachlässigbare Bleikonzentrationen. Grundlage für die Sorptionsparameter waren Laborversuche, bei denen gemahlene Gesteinsproben eine sehr hohe Sorption gegenüber dem zugesetzten Blei zeigten.

Andererseits wird aber bereits seitens der GRS klar dargelegt – und in Abschn. 6.2.3 Bedeutung der Sorption ausführlich beschrieben – dass diese im Labor ermittelten Sorptionskennwerte nicht auf andere hydrogeochemische Verhältnisse übertragen werden dürfen.

Bewertung

Aus heutiger Sicht ist anzumerken, dass auch diesen langjährigen und umfangreichen Untersuchungen kein übergreifendes und konsistentes hydraulisch-hydrogeochemisches Prozessverständnis zugrunde liegt. Wesentliche der erarbeiteten Ergebnisse und Aussagen zum Stoffverhalten wurden nicht bei den Modellierungen berücksichtigt und innere Widersprüche wurden nicht aufgelöst.

Allerdings sind durch die Verwendung der ungünstigen Randbedingungen für die Modellierungen (u. a. extrem hoher (unrealistischer) Quellterm für Blei, keine Berücksichtigung der hydrogeochemischen Barriere) die Ergebnisse deutlich auf der „sicheren Seite“.

18.4.4 Gesamtbewertung der damaligen Untersuchungen, Ergebnisse und der Kernaussagen/Grundannahmen zum „Barriere- und Langzeitsicherheitskonzept“

Bei der **damaligen Entscheidung** für die Bruchhohlraumverfüllung wurde eine Reihe unterschiedlichster Kriterien als in erheblichem Maße risikovermindernd bewertet. Dies erfolgte nicht auf der Basis eines übergreifenden abgestimmten hydraulisch-hydrogeochemischen Prozessverständnisses – insbesondere unter quantitativen Gesichtspunkten – sondern letztlich auf rein empirisch ermittelten Ergebnissen, die über mindestens ein Jahrzehnt innerhalb der zahlreichen Gutachten, Forschungsvorhaben und Studien entwickelt wurden. Hier sind mindestens zu nennen:

1) Hohe pH-Werte und damit eine hydrogeochemische Barriere aufgrund der Laborversuche (DMT21 (1991), DMT 23 (1994), DMT 54 (1997)

2) Abgeleitete Zementierung aufgrund der Laborergebnisse (DMT 1991, DMT 1994), der Praxiserfahrung beim Versatz und der Kontrolle eines Versatzbereichs in den BW Walsum und BW Consolidation (Dartsch 1991)

3) Barriere des umgebenden Grundgebirges (Jäger et al. 1990)

4) Barriere des Emscher Mergel (Jäger et al. 1990)

5) Geringe Durchströmung der BHV gemäß den Modellergebnissen (GRS 1998)

6) Sorption von Blei an Tonmineralien aufgrund von Laborversuchen (GRS 1998)

7) Erhebliche Verdünnung durch das gehobene Grubenwasser (1998)

Zu den risikovermindernden Faktoren ist aus **heutiger Sicht** zusammenfassend festzustellen:

1) Eine hydrogeochemische Barriere wurde mit zeitlich begrenzter Wirksamkeit (für unterschiedlich lange Zeiträume) durch die chemisch-thermodynamischen Modellierungen bestätigt. Je mehr Reststoffe in Reaktionskontakt mit dem Tiefengrundwasser gelangen (sei es durch längere Fließlängen und/oder einen höheren Anteil der Reststoffe, die in Lösung gehen), desto stabiler und langfristiger ist die hydrogeochemische Barriere, allerdings wird dann die langfristig freigesetzte Masse an Schwermetallen auch größer.

2) Die anfängliche Zementierung des versetzten Mineralgemisches wird durch die Gutachter bestätigt; unter Langzeitsicherheitsaspekten kann eine Zunahme der Durchlässigkeit der BHV-Bereiche durch die Lösung von Reststoff-bürtigen Mineralphasen nicht ausgeschlossen werden; die Auswirkungen auf das Ausbreitungspotential sind jedoch gering (Detailbericht 5).

3) Das umgebende Grundgebirge ist aufgrund der geringen Durchlässigkeiten eine hydraulische Barriere, die jedoch in geringem Maße durchströmt wird.

4) Der Emscher Mergel ist aufgrund der geringen Durchlässigkeiten eine hydraulische Barriere. Er kann frühestens nach einem vollständigen Grubenwasseranstieg durchströmt werden und auch nur dann, wenn sich aufwärtsgerichtete Potentialdifferenzen einstellen würden. Eine zusätzliche Barriere sind die hohen Grundwasserstände im Turon, die derzeit eine abwärts gerichtete Strömung bedeuten.

5) Der Anteil, der die BHV durchströmt, ist – gemäß den aktuellen Modellergebnissen – ebenfalls sehr gering im Vergleich zur Gesamtströmung.

6) Die in Laborversuchen beobachtete Sorption kann mit dem derzeitigen Kenntnisstand über Eingangsdaten und Randbedingungen in den BHV-Bereichen nicht modelliert werden und darf aus Sicht von Prof. [redacted] nicht zum Ansatz gebracht werden (gemäß den von der GRS aufgestellten Gültigkeitsbedingungen).

7) Es findet eine erste Konzentrationsverminderung beim Austreten der die BHV durchströmenden Wässer in das Röhrensystem statt (Durchfluss ca. 2,8 m^3/min). Eine zweite, wesentlich bedeutendere Konzentrationsverminderung findet beim Zusammentreffen mit den Grubenwässern aus dem Einzugsgebiet Victoriadamm (mittlerer Zufluss ca. 22 m^3/min) an der ZWH statt, wenn auch die Grubenwässer aus dem Einzugsgebiet Victoriadamm hinzukommen. Insgesamt werden dann ca. 25 m^3/min gehoben.

Die hydrogeochemische Barriere und selbst eine Sorption verzögert letztlich nur über einen langen Zeitraum (mehrere 100 bis 10.000 Jahre) die endgültige Freisetzung der gesamten eingebrachten Schwermetalle in einer fernen Zukunft. Die langsame Ausbreitung im Grundwasserfließsystem wird über die Barrieren (umgebendes Gebirge, Emscher Mergel, Grundwasserstände im Turon) begrenzt und verzögert. Die Konzentrations**zunahme** der Schwermetalle im Grubenwasser wird über die erste und zweite Konzentrationsverminderung in einer fernen Zukunft deutlich unter die (derzeitigen) Bestimmungsgrenzen für Zink und Blei verdünnt.

Bezogen auf die oben genannten Kriterien (außer 6: Sorption) haben die Gutachter keine Hinweise darauf gefunden, dass die damaligen Risikoeinschätzungen nicht zutreffend waren.

Zusammenfassend ist anzumerken:

Die damalige Entscheidungsfindung erging aus heutiger Sicht in Ermangelung der Kenntnis eines übergreifenden abgestimmten hydraulisch-hydrogeochemischen Prozessverständnisses. Sie beruhte auf einer Vielzahl von Einzelergebnissen (s. obige Punkte 1-7), die über mindestens ein Jahrzehnt „gesammelt“ wurden. Ein quantitatives, auf Stoffgesetzlichkeiten beruhendes und vom Labor auf realitätsnahe Bedingungen widerspruchsfrei übertragbares Verständnis der hydrogeochemischen Prozesse ist nicht erarbeitet worden.
Allerdings waren damals hierfür auch viele „Modell-Werkzeuge“ noch nicht so weit entwickelt wie heute.

In dem vorliegenden Gutachten wurden – in der sehr knappen Bearbeitungszeit von nur einem Jahr – mit heutigen Modellen auf Grundlage **eines ersten chemisch-thermodynamisch basierten Prozessverständnisses** und weiterentwickelter

Gwströmungsmodelle weiterführende Aussagen zur Freisetzung (Wirkungsweise der Barrieren) und zur Ausbreitung (Durchströmung der BHV und des Gebirges) getroffen. Insbesondere bei den hydrogeochemischen Modellierungen mussten zu vielen notwendigen Parametern Annahmen getroffen werden, weil die mit den Basisgutachten und zur BHV im Bergwerk Haus Aden/Monopol vorliegenden, auswertbaren Informationen und Daten nicht ausreichen, um – auf Plausibilität geprüfte – aussagesichere Modellierungsergebnisse zu ermöglichen.

Eine Erhöhung der Plausibilität der Modellierung wäre durch entsprechend konzipierte Laboruntersuchungen und den daraus stammenden Messwerten als Eingangsgrößen für die Modellierungen möglich.

18.5 Einfluss des Anstiegs des Grubenwassers

Der **hydrogeochemische Einfluss** des Grubenwassers auf die Abfallstoffe nach einem Grubenwasseranstieg wurde über thermodynamische Modellierungen (PHREEQC) untersucht und ist in Kapitel 5 sowie im Detailbericht 4 beschrieben.

Der Einfluss des Grubenwasseranstiegs auf die Sättigungsvorgänge in der BHV und die Ausbreitung in einem Nahfeld (BHV-Bereich) und dem Fernfeld (Ausbreitung im Gebirge und Zustrom zum Röhrensystem und letztlich zur Zentralen Wasserhaltung) wurde anhand von Grundwasserströmungsmodellierungen (SPRING) untersucht und ist in Kapitel 7 sowie im Detailbericht 5 beschrieben.

Die hydraulischen Auswirkungen eines Grubenwasseranstiegs auf die Salzgehalte im Grubenwasser werden in einem separaten Auftrag des MKULNV untersucht.

18.6 Stand der Wissenschaft und Technik zum Zeitpunkt des Versatzes

18.6.1 Thermodynamische Modellierungen

Das für die komplexen thermodynamischen Modellierungen im Rahmen dieses Gutachtens genutzte Rechenprogramm PHREEQC des U.S. Geological Survey ist mit der Version 1.0 seit 1995 verfügbar. Diese erste Version sowie andere Programme dieser Zeit (GEOCHEM seit 1987; oder EQ6 seit 1 1979) waren aber nicht geeignet, die komplexen 1D-Stofftransportmodellierungen mit den Auflösungs-, Umwandlungs- und Fällungsreaktionen in den Rückständen im Kontakt mit Tiefengrundwässern zu berechnen, wie sie für diesen Bericht durchgeführt wurden und notwendig sind.

Fazit: Die aus heutiger Sicht erforderlichen thermodynamischen Modellierungen zur Prozessbeschreibung und für den Langzeitsicherheitsnachweis waren zum Zeitpunkt des Versatzes nicht möglich.

Die zur Zeit der Basisgutachten zur Verfügung stehenden Modellierungswerkzeuge hätten genutzt werden können, um einfachste Modelle zu rechnen und so ein erstes, aber grundlegendes Prozessverständnis zu erarbeiten.

18.6.2 Grundwasserströmungsmodellierung

Die Grundwasserströmungsmodellierungen zur Modellierung des Langzeitsicherheitsnachweises GRS (1998) entsprachen dem damaligen Stand der Forschung und Technik. Die Beschränkungen lagen insbesondere in den weitaus geringeren Rechnerkapazitäten. Aufgrund der rasanten IT-Entwicklung seit dieser Zeit sind heute wesentlich komplexere Modelle möglich. Zudem können zeitnah mehrere Rechenläufe gestartet werden, etwa um unterschiedliche Szenarios zu berechnen. Dennoch ist es auch heute noch so, dass durch die hohe Komplexität der Modelle die Rechnerleistung – wohl auf weitaus höherem Niveau – limitierend ist (so dauert z. B. ein Rechenlauf 9,5 Tage).

Auf Grundlage der Erkenntnisse aus den damaligen Modellierungen und neueren Forschungsergebnissen weisen die in diesem Gutachten verwendeten Modelle deutliche Verbesserungen auf:

Aufgrund der verbesserten Rechnerkapazität konnten die räumlichen und zeitlichen Diskretisierungen deutlich feiner erfolgen, zudem wurde über einen Zeitraum von 15.000 Jahren simuliert. Auch erfolgte die Simulation des Flutungsvorgangs in einem dreidimensionalen Modell statt vorher in einem zweidimensionalen Modell.

Der Flutungsvorgang steht unmittelbar bevor und von der DMT wurde das Box-Modell zur Prognose der Flutungsvorgänge entwickelt. Diese Randbedingungen sind in die Modellierung eingeflossen, die damit realitätsnäher als die damaligen konzeptionellen Modelle waren. Dies bedeutet:

Die Randbedingungen der Flutung sind aktualisiert.

Die Wasserströme der Zentralen Wasserhaltung sind bekannt und liegen den Simulationen, insbesondere der Kalibrierung, zugrunde.

Der reale Standort der BHV wurde in GRS (1998) nur schematisiert, im aktuellen Modell werden das Grubengebäude und 14 Teil-BHV abgebildet. Weiterhin sind die bergbaulichen Einflussgrößen in ihren standortspezifischen Charakteristiken abgebildet. Dies sind vor allem: Das dauerhaft offene Streckensystem, die Dämme des nicht offenen Streckensystems und der Alte Mann.

In GRS (1998) wurde der Tracer-Transport mit experimentell ermittelten Sorptionskoeffizienten berechnet. Für die hydrogeochemische Modellierung standen jetzt wesentliche neue Erkenntnisse aus den thermodynamischen Modellierungen und vor allem eine an den rechnertechnischen Bedingungen angepasste Software zur Verfügung. Daher konnte die Grundwassermodellierung v. a. in den folgenden Punkten deutlich verbessert werden:

- Der Quellterm wird als Funktion des Porenwasseraustausches (PWA), der Fließstrecke und Fließzeit innerhalb der 14 Teil-BHV anhand der thermodynamischen Berechnungen ermittelt.
- Der Quellterm ist instationär.

Obschon jeder Rechenlauf noch mehrere Tage Rechenzeit in Anspruch nimmt, konnten mehr Szenarios berechnet werden als in GRS (1998). Dadurch können unsichere Einflussgrößen in ihrer Auswirkung besser eingegrenzt werden. Insbesondere sind das die Variation der Berechnung mit und ohne hydraulisch wirksame Störungen und die unterschiedlichen Durchlässigkeiten der BHV.

Fazit: Die damaligen Grundwasserströmungsmodellierungen waren bereits der Stand der Forschungen. Die Analyse und Bewertung der mit den heutigen Modellen untersuchten Sachverhalte waren mit den damaligen Modellen weder in der Tiefe noch in der Breite der Fragestellungen möglich.

19 WIE MUSS DAS MONITORING ERWEITERT WERDEN, UM GGF. AUFTRETENDE GEFÄHRDUNGEN FRÜHZEITIG ZU ERKENNEN?

19.1 Aufbau eines Monitorings

Im Folgenden wird das Monitoring im Themenfeld der BHV betrachtet. Das Monitoring im Themenfeld PCB ist in Kapitel 17 beschrieben und wird zzt. auch intensiv in der begleitenden Arbeitsgruppe (AK PCB) diskutiert. Die allgemeinen Aussagen zum Monitoring wie Aufbau und Ziele sind dabei auch für das PCB-Monitoring gültig.

Die grundsätzliche Struktur und die vier Hauptelemente eines Monitorings zeigt die Abbildung 69. Diese vier Hauptelemente sind:

1. **Ziele**: Welche Fragen soll das Monitoring beantworten?
2. **Indikatoren**: Anhand welcher Indikatoren können diese Fragen beantwortet werden?
3. **Bewertung**: Wie werden die Indikatoren bewertet (Warn- und Alarmwerte)?
4. Welche **Handlungsoptionen** gibt es im Falle einer Zielabweichung?

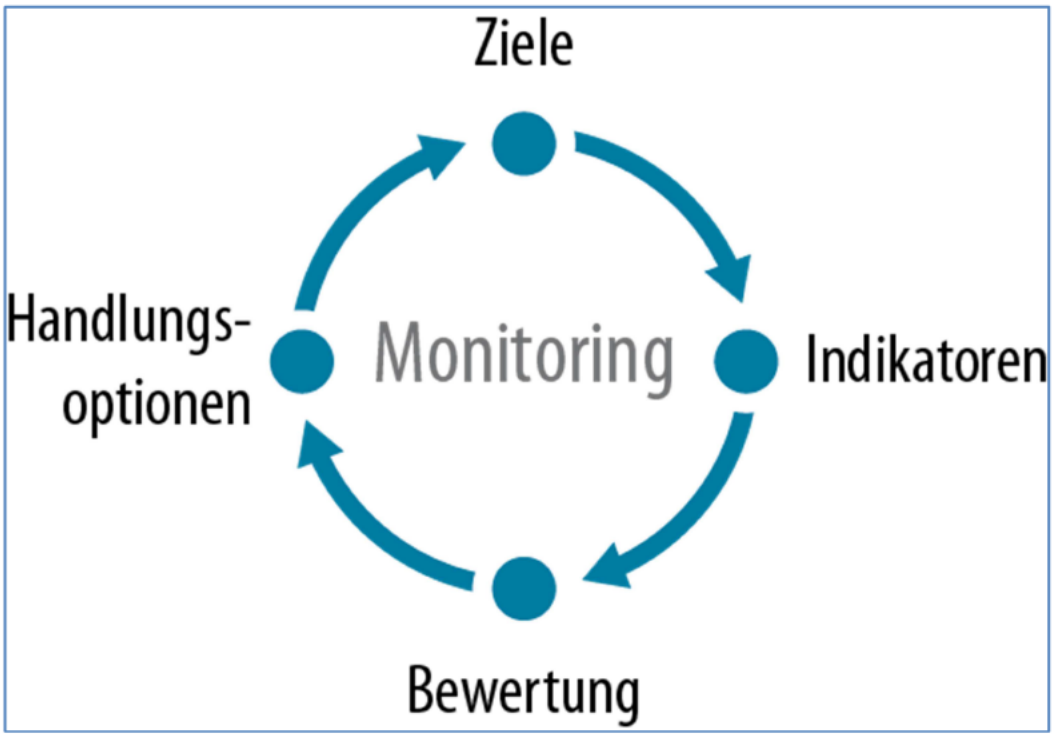


Abb. 69: Struktur eines Monitorings (ahu AG)

19.2 Ziele des Monitorings

Hauptziel des Monitorings ist:

Frühzeitiges Erkennen von BHV-induzierten Belastungen der Oberflächengewässer durch eingeleitetes Grubenwasser, um rechtzeitig eine Aufbereitung der Grubenwässer vorzubereiten.

Zur Erreichung diese Ziele können Teilziele abgeleitet werden:

1. Erfassen des Beginns und Ablaufs der **Aufsättigung** der Bruchhohlraumverfüllung (geschätzte Dauer 26 Jahre).

2. Erfassen des Beginns der **Freisetzung aus der BHV**. Eine erste Stofffreisetzung beginnt im ungünstigsten Fall 65 Jahre nach der Aufsättigung, also ca. in 90 Jahren (65 + 26 Jahre). Diese erste Zinkfreisetzung ist mit 1,8 mg/L sehr gering und wäre mit den derzeitigen Analyseverfahren nicht eindeutig der BHV zuzuordnen. Erste höhere Freisetzungen von Zink mit 37,7 mg/L beginnen ca. 250 Jahre nach der Aufsättigung. Der Zinkpeak tritt nach ca. 1.000 Jahren auf.
   Die erste Bleifreisetzung erfolgt mit einer Konzentration von 1,0 mg/L nach ca. 250 Jahren nach der Aufsättigung. Eine erste höhere Bleifreisetzung wird erst nach ca. 3.800 Jahren mit 30 mg/L erfolgen. Der erste maximale Bleipeak in der Rechenzeit von 10.000 Jahren wird nach 8.000 Jahren erwartet.

3. Erfassen des **Beginns** des **Zutritts zum Röhrensystem** (Zink: in ca. 400 Jahren mit ca. 1,5 mg/L (nicht eindeutig der BHV zuzuordnen); Blei: in ca. 3.800 Jahren mit ca. 5 mg/L).

4. Erfassen der Konzentrationszunahmen in der Zentralen Wasserhaltung: frühestens in ca. 400 Jahren (mit den derzeitigen Analyseverfahren nicht eindeutig der BHV zuzuordnen).

Die Ziele (1) bis (3) erfordern den Bau mehrerer tiefer Grundwassermessstellen (Tiefe ca. 800 Meter) innerhalb und außerhalb der BHV und im Röhrensystem sowie eine definierte Verfilterung der tiefen Grundwassermessstellen ohne den hydraulischen Kurzschluss mehrerer Grundwasserbereiche/Grundwasserstockwerke.

Nach Einschätzung der Gutachter sind die Errichtung und der langjährige Betrieb solcher tiefen Messstellen mit technischen Schwierigkeiten (z. B. Durchbohren Alter Mann, Sicherungsmaßnahmen gegen Gasausbrüche, genaue Positionierung der Filterstrecken, Probenahme) und erheblichem finanziellem Aufwand verbunden. Die Errichtungsdauer wird auf mehrere Jahre geschätzt.

19.3 Indikatoren

19.3.1 Hydraulische Indikatoren

Teilziel (1): Ablauf der Aufsättigung der Bruchhohlraumverfüllung

Da die BHV aus mehreren Teil-BHV besteht, wären mindestens 3 tiefe Grundwassermessstellen zur Messung der Grundwasserstände innerhalb der einzelnen drei Teil-BHV erforderlich. Sinvoll wären mehr Messstellen (mindestens 6) um auch Grundwasserfließrichtungen und An- und Abstrombereiche zu ermitteln. Es müsste sichergestellt sein, dass die Grundwassermessstellen auch nur innerhalb der BHV verfiltert sind und es zu keinen Umläufigkeiten in den Messstellen kommt. Gemessen werden die Grundwasserstände (über Datenlogger). Es wäre zu prüfen, ob in dieser Tiefe die Wassersättigung des Gebirges und deren Veränderungen gemessen werden können. Die Bohrungen sollten als Kernbohrungen niedergebracht werden. An den Bohrkernen sollten weitere Untersuchungen durchgeführt werden: Wassergehalt, Schwermetallbelastungen im Porenwasser, Verfestigungsgrad, Mineralbildungen und Umwandlungen etc.).

Die Ergebnisse könnten dazu verwendet werden, die Modellprognosen zur Freisetzung zu überprüfen. Die Ausbreitungsprognose (Abb. 57) würde sich hierdurch nur unwesentlich ändern.

Handlungsoptionen lassen sich hieraus nicht ableiten.

19.3.2 Hydrochemische Indikatoren

Teilziel (2): Beginn der Freisetzung aus der BHV

Freigesetzte Porenwässer aus der BHV können im umgebenden Tiefengrundwasser theoretisch erst nach der Aufsättigung (ca. 26 Jahre) nachgewiesen werden (aber mit den derzeitigen Analyseverfahren nicht eindeutig der BHV zuzuordnen). Hierfür sind mehrere Grundwassermessstellen mit einer definierten Verfilterung im Abstrom der BHV erforderlich. Die Abstromrichtungen können anhand der Berechnungen mit dem Grundwassermodell abgeschätzt werden. Weitere Messstellen sind zur Erfassung des von der BHV unbeeinflussten Hintergrundes erforderlich. Die zu erwartenden Konzentrationsänderungen an Zink und Blei (in ca. 250 Jahren) unmittelbar nach der Freisetzung aus der BHV sollten detektierbar sein. Dazu ist es aber erforderlich, genau den Abstrom aus der BHV über die Grundwassermessstellen zu erfassen.

Bei der Auflösung der Reststoffe und der RAA-Schlämme (die überwiegend aus Gips ($CaSO_4$) bestehen) wird viel Sulfat frei, das sofort mit dem reichlich im Tiefengrundwasser vorhandenen Barium zu Bariumsulfat reagiert und ausfällt. Damit wäre ein **Rückgang der Bariumkonzentration** im Grubenwasser ein Indikator für die beginnende Freisetzung aus der BHV. Allerdings ist zzt. die Bariumkonzentration im Grubenwasser durch den großen Zustrom aus dem Deckgebirge (Verdünnung) mit ca. 2 mg/L schon sehr gering, so dass ein weiterer Rückgang mit den derzeitigen Analyseverfahren nicht eindeutig der BHV zuzuordnen ist. Mitte der 1990er Jahre hatte das Grubenwasser noch Konzentrationen von ca. 200 mg/L (Mittelwerte). Wahrscheinlich

wird die Bariumkonzentration beim Zutritt der Grubenwässer aus dem Einzugsgebiet Ost wieder ansteigen.

Weitere sinnvolle hydrochemische Überwachungsparameter außer Zink, Blei und Barium sind zzt. nicht erkennbar.

Die Ergebnisse könnten dazu verwendet werden, die Modellprognosen zur Freisetzung zu überprüfen. Die Ausbreitungsprognose (Abb. 57) würde sich hierdurch nur unwesentlich ändern.

Handlungsoptionen lassen sich hieraus nicht ableiten.

Teilziel (3): Beginn des Zutritts zum Röhrensystem

Freigesetzte Porenwässer aus der BHV werden das Röhrensystem im Einzugsgebiet Ost frühestens in ca. 400 Jahren (Zink mit ca. 1,5 mg/L) bzw. 3.800 Jahren (Blei mit ca. 5 mg/L) erreichen. Die Konzentrationszunahme bei Zink ist mit den derzeitigen Analyseverfahren nicht eindeutig der BHV zuzuordnen. Die Messungen müssten deshalb im Röhrensystem des Einzugsgebiets Ost erfolgen, bevor sich die Grubenwässer mit dem ca. 10-mal größeren Grubenwasserstrom aus dem Einzugsgebiet Victoriadamm vermischen.

Die Ergebnisse könnten dazu verwendet werden, die Modellprognosen zu überprüfen.

Handlungsoptionen lassen sich hieraus nicht ableiten.

Teilziel (4): Konzentrationszunahmen in der ZWH

In der Zentralen Wasserhaltung werden zukünftig die Grubenwässer aus dem Einzugsgebiet Ost, wo die BHV liegt, in Höhe von durchschnittlich 2,8 m^3/min und aus dem Einzugsgebiet Victoriadamm in Höhe von durchschnittlich ca. 22 m^3/min gefördert. Dadurch ergibt sich eine Konzentrationsverminderung der freigesetzten Schwermetalle, die über das Tiefengrundwasser aus der BHV dem Röhrensystem zugeflossen sind. Das Ergebnis zeigt die Abbildung 70 mit den heutigen Annahmen zu den Grubenwassermengen. Es kann zum jetzigen Zeitpunkt nicht beurteilt werden, ob diese – aus heutiger Sicht geringfügigen – Konzentrationszunahmen in der Zukunft – in 1.000 Jahren – gegenüber den dann herrschenden Grubenwasserkonzentrationen nachgewiesen werden können. Im Vergleich mit den derzeitigen Grubenwasserkonzentrationen an Zink (40 bis 150 µg/L) und Blei (< 10 µg/L) wären diese Konzentrationszunahmen in der ZWH nicht nachweisbar (Tabelle 5).

Es ist aber auch davon auszugehen, dass die Grubenwassermengen in einer fernen Zukunft geringer als heute sind, da das Röhrensystem weniger durchlässig und der Grubenwasserstand höher ist. Hierzu sollen im Teil 2 ergänzende Modellierungen erfolgen.

Die Ergebnisse könnten dazu verwendet werden, die Modellprognosen zu überprüfen.

Die Handlungsoption wäre – in ca. 1.000 Jahren – eine Entscheidung über eine Aufbereitung der Grubenwässer (unter der Voraussetzung es gibt dann noch eine ZWH).

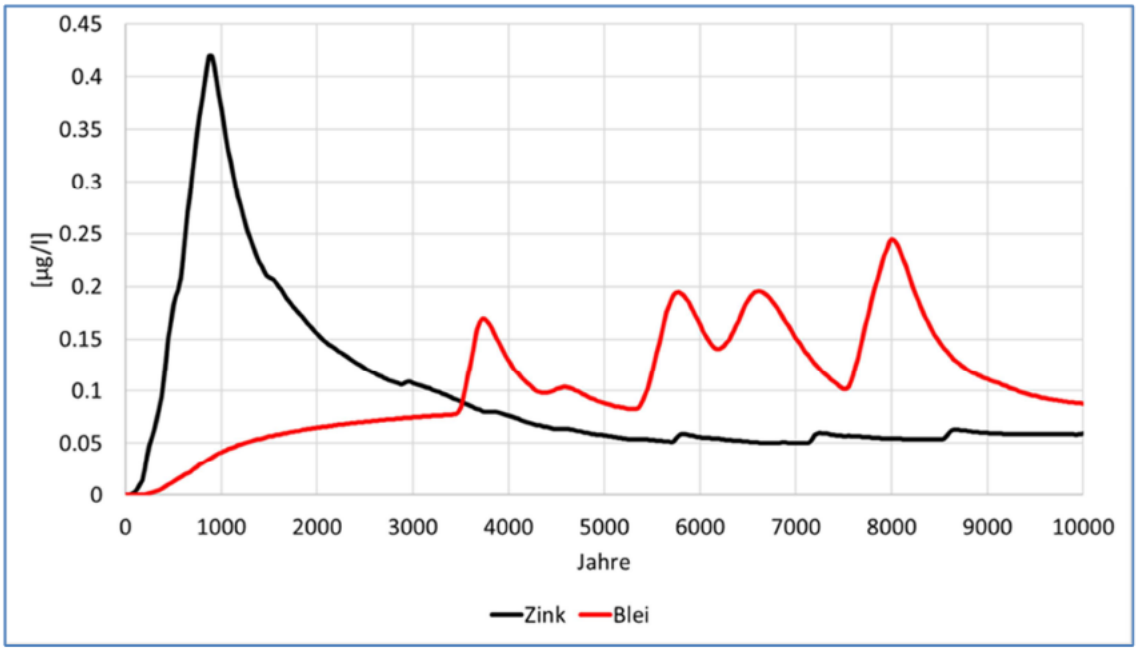


Abb. 70: Erhöhungen der Zink- und Bleikonzentrationen in der Zentralen Wasserhaltung infolge freigesetzter Schwermetalle aus der BHV (Quelle: delta h)

Eine Bewertung des Hauptziels kann sich an den Parametern der zu dem Zeitpunkt der Einleitung gültigen Grenzwerte orientieren.

Bei den heutigen Grenzwerten der Oberflächengewässerqualitätsverordnung für Schwermetalle (OGewV 2011, http://www.buzer.de/gesetz/12076/a199329.htm) und der TrinkWv (2001) ergäbe sich Folgendes:

Zink: In der OGewV und der TrinkWv (2001) sind keine Grenzwerte für im Wasser gelöstes Zink vorhanden.

In der TrinkWv (1990) war noch ein Richtwert von 5 mg/L angegeben. Die maximal zu erwartende Zinkkonzentration im Tiefengrundwasser noch **vor** Eintritt in das Röhrensystem (also noch vor der Verdünnung mit 2,8 m^3/min aus dem Einzugsgebiet Ost) liegt in ca. 1.000 Jahren bei ca. 4,5 mg/L. In der ZWH werden maximale Zinkkonzentrations**zunahmen** von 0,4 µg/L in 1.000 Jahren erwartet, also ungefähr 1.000-mal geringer als der Richtwert der TrinkWv (1990).

Blei*: 1,2 µg/L (Tabelle 2, OGewV). Die berechnete maximale Konzentrationszunahme in der ZWH liegt bei 0,25 µg/L in 8.000 Jahren.
(* gelöste Phase einer Wasserprobe, durch Filtration durch ein 0,45-µm-Filter)

Aus den dargestellten zu erwartenden Konzentrationszunahmen in der ZWH für Zink und Blei und den Zeiträumen, für die sie erwartet werden, lassen sich derzeit keine sinnvollen Warn- und Alarmwerte im Rahmen eines Monitorings ableiten.

19.4 Handlungsoptionen

Handlungsoptionen in einem Monitoring sollen bei einer Zielabweichung wieder die Zieleinhaltung gewährleisten. Bei den hier im Monitoring definierten Zielen und den Messungen im Grubenwasser ist die einzige realistische Handlungsoption die Aufbereitung des Grubenwassers vor der Einleitung bei drohender Überschreitung zuvor definierter Warn- und Alarmwerte (Teilziel 4). Eine solche Entscheidung ist aber frühestens in einigen Jahrhunderten zu treffen.

Für die anderen drei Teilziele lassen sich – wie oben dargestellt – keine sinnvollen Handlungsoptionen ableiten.

19.5 Empfehlungen für ein zukünftiges Monitoring

Das derzeit gemäß Betriebsplan (62.z4-1.5-2009-1) für die Emschermulde Ost durchgeführte Monitoring der Grubenwassereinleitung beinhaltet 4 x jährlich die Analyse auf die Parameter Chlorid, Ammonium, Barium, Eisen, Zink, Kupfer, Blei, Cadmium, Bor, Chrom, Nickel und abfiltrierbare Stoffe.

Aus den dargestellten zu erwartenden Konzentrationszunahmen in der ZWH für Zink und Blei und den Zeiträumen, für die sie erwartet werden (Abb. 70), und gemessen an den beschriebenen Inhalten eines (sinnvollen) Monitorings (Ziele, Indikatoren, Bewertung, Handlungsoptionen) sind derzeit zur Steuerung/Vermeidung von Risiken durch die BHV keine Änderungen des laufenden Monitorings erforderlich.

Hinsichtlich der Fragen und möglichen Teilziele (1) bis (4) ist zunächst für das naheliegenste Teilziel (1) „Ablauf der Aufsättigung der Bruchhohlraumverfüllung“ zu entscheiden, ob diese Informationen benötigt werden. Aus Sicht der Gutachter werden diese Informationen nicht benötigt.

Aus Sicht der Gutachter fehlt es jedoch bislang an einer transparenten Aufbereitung und Darstellung des **Verlaufs des Grubenwasseranstiegs**. Dies bezieht sich nicht nur auf die Wasserprovinz Haus Aden, sondern auf das ganze Ruhrrevier. Ein erster Ansatz ist der Bürgerinformationsdienst der RAG (http://www.bid.rag.de/bid/index.html).

Beispiele für solche Monitoringprozesse sind das Monitoring zum Tagebau Garzweiler II und Inden sowie zum BW Walsum, wo die Grundlagen und Monitoringergebnisse in einem Jahresbericht öffentlich verfügbar dargestellt werden (http://www.bezreg-koeln.nrw.de/brk_internet/gremien/braunkohlenausschuss/monitoring/).

Inhalte eines solchen Monitorings sollten – mit Orientierung an dem Monitoringkreis (Abb. 69) – sein:

- Vereinbarung über den Monitoringprozess (Beteiligte, Transparenz, Kommunikation, begleitende Arbeitsgruppe, etc.).
- Vereinbarung über die Ziele.
- Darstellung und Beschreibung des Messnetzes und der Messungen für das hydraulische Monitoring (Lotungspunkte für Grubenwasseranstieg).

- Hydrochemisches Monitoring (Parameterliste, Häufigkeit der Messungen, Messpunkte, Prüfung der Möglichkeit der hydrochemischen Probenahme in den Lotungs-Schächten,…).

- Darstellung der hydraulischen Ergebnisse (u.a. Flutungsfortschritt, Anstiegskurven, Vergleich mit den Prognosen, Abgleich mit dem PCB-Monitoring (werden PCB-belastete Bereiche geflutet?), Grubenwassermengen, Abgleich mit Geländeveränderungen).

- Bewertungskriterien (Indikatoren, Ampelsystem?).

- Transparente Dokumentation und Darstellung und öffentliche Präsentation der Monitoringergebnisse in einem Jahresbericht.

20 ZUSAMMENFASSENDE STELLUNGNAHMEN ZUR STELLUNGNAHME DR. [redacted]

In der gutachterlichen Stellungnahme von Dr. [redacted] (o. J.) werden auf Seite 11 und 12 Aussagen zu verschiedenen Themenbereichen in den Punkten (A) bis (O) zusammgefasst. Zu diesen Punkten wurde im Gutachten in den einzelnen Fachkapiteln ausführlich Stellung genommen. In diesem Kapitel werden die Aussagen zusammengefasst und es wird – falls sinnvoll – auf die einzelnen Fachkapitel verwiesen.

A. *Die in der öffentlichen Diskussion oft angeführte Machbarkeitsstudie ist auf der Meta-Ebene der technischen Kausalverknüpfung angelegt. Es werden im Bereich der geologischen und hydrogeologischen Sicherheit der Bergwerke eindeutige Kriterien-Vorgaben gemacht, die bei einer anstehenden Genehmigung des Einzelvorhabens durch die Genehmigungsbehörde genau überprüft werden müssen.*

Antwort: Auf der realen Ebene einer struktur-analytischen Systemanalyse wurden bezüglich der seinerzeit in den Baufeldern Monopol E1, E2 und E3 geplanten Nachversatzmaßnahmen gutachterliche Stellungnahmen (DMT, Universität Bonn) zur Umweltverträglichkeit dieser Maßnahmen vorgelegt. Hierin wurde jeweils ein Überblick über die Geologie und Hydrogeologie im Umfeld der Verbringungsbereiche gegeben und eine auf dem Anforderungskatalog der Machbarkeitsstudie basierende Bewertung einer umweltverträglichen Untertageverbringung gefährlicher Abfälle nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses vorgenommen.

B. *Damit sind nicht die Gutachter der Machbarkeitsstudie für die Genehmigungsfähigkeit der Untertageverbringung heranzuziehen, sondern es oblag der Genehmigungsbehörde, die in der Machbarkeitstudie aufgestellten allgemeinen Kriterien so für den jeweiligen Standort aufzubereiten, dass diese tatsächlich eine Entscheidungsgrundlage hätten sein können.*

Antwort: Nach Ansicht der im Rahmen der Zulassungsverfahren tätigen Gutachter waren die Kriterien der Machbarkeitsstudie in den oben genannten Baufeldern des Bergwerks Haus Aden/Monopol jeweils erfüllt. Die Genehmigungsbehörden folgten dieser Einschätzung und erteilten auf der Grundlage der Vorschriften des Bundesberggesetzes (§ 55, 48 Abs. 2) die Zulassung.

C. *Dieser Aspekt ist besonders wichtig, weil ex nunc (aus heutiger Sicht) die Bergbehörden argumentieren, die grundsätzliche Genehmigungsfähigkeit sei in der Machbarkeitsstudie festgestellt worden. Dies ist nicht der Fall.*

Antwort: Nach Einschätzung der Machbarkeitsstudie kann im Steinkohlengebirge ein relativ kleinräumiger vollständiger Einschluss nicht immissionsneutraler Abfälle unter verschiedenen, für die Langzeitsicherheit relevanten Voraussetzungen erzielt werden, wobei die Kombination verschiedener Barrieren (Jäger et al. 1990, vgl. Czech 1993, vgl. Thein et al. 1997) einen Schadstoffaustrag verhindern soll. Im Rahmen der Zulassungsverfahren für die Nachversatzmaßnahmen in den Baufeldern Monopol E1, E2 und E3 wurde geprüft (s. o. A. und B.), ob diese Voraussetzungen dort vorlagen.

D. *Die geologisch-hydrologischen Erhebungen und Auswertungen der Gegebenheiten des rechtsrheinischen Ruhrkarbons führten zu dem Ergebnis, daß großräumig das Vorhandensein von wasserwegsamen Verbindungen zwischen den Tiefenwässern und den oberflächennahen Grundwasserstockwerken grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden kann. Diese potentiellen Wasserwegsamkeiten ergeben sich einer-*

seits aus den Einwirkungen des Bergbaus selbst (Bohrungen, Schächte, Strecken usw., die auch eine horizontale Wasserwegsamkeit bis in den Bereich des südlichen Karbonausbisses darstellen), andererseits aus den geologischen Bedingungen (Störungszonen, die sich bis in das oberflächennahe Deckgebirge durchsetzen).

Antwort: Grundsätzlich können hydraulische Verbindungen nicht ausgeschlossen werden. Deswegen mussten die Kriterien standortbezogen – wie auch erfolgt – abgeprüft werden. Ein Risiko ergibt sich jedoch erst dann, wenn relevante Mengen freigesetzt werden und sich bis an die Tagesoberfläche bzw. in zu betrachtenden Schutzgütern in relevanter Konzentration ausbreiten (s. auch in Abschn. 5.2.2.5 die Erläuterung zu Durchlässigkeit und Potentialdifferenz). Bei einem tiefen Grubenwasserstand – wie er im Gutachten untersucht wurde – ist dies ausgeschlossen.

E. *Spätestens nach endgültigem Einstellen des Bergbaus ist mit einem Wiederanstieg des jetzt durch die Wasserhaltungen künstlich abgesenkten Grundwasserspiegels bis zu einem völligen Oberstauen der aufgelassenen Grubenräume zu rechnen. In diesem wieder angestiegenen Grundwässern werden sich die den natürlichen Gegebenheiten entsprechenden Strömungsverhältnisse einstellen, die auch eine gewisse Zirkulation von Tiefenwässern bis in den Bereich der oberflächennahen Grundwasserhorizonte wie vor Beginn der Bergbautätigkeit einschließen können.*

Antwort: Im Grubenwasserkonzept der RAG ist ein Anstieg bis ca. -600 mNHN in den Grubenbauen und eine ZWH vorgesehen. Damit sind die Grubenbaue nicht vollständig eingestaut und es stellen sich nicht die den „*natürlichen Gegebenheiten entsprechenden Strömungsverhältnisse" ein. Die* "gewisse Zirkulation" bis in die „*oberflächennahen Grundwasserhorizonte"* ist damit ausgeschlossen.

Der vollständige Grubenwasseranstieg wird in diesem Gutachten nicht bewertet. Aber auch bei einem vollständigen Anstieg würde die Gefährdung von der Freisetzung, der Ausbreitung und den Konzentrationen abhängen (s. Kap. 9).

F. *Es ist daher nach dem Besorgnisgrundsatz davon auszugehen, daß auf diesem Wege auch ein Schadstofftransport mit den Eluaten aus den in das Steinkohlengebirge verbrachten Rest- bzw. Abfallstoffen bis in das oberflächennahe Grundwasser möglich ist, jedenfalls nicht mit einer solchen Zuverlässigkeit ausgeschlossen werden kann, daß keine potentielle Gefährdung der Umwelt bestünde.*

Antwort: Ein Schadstofftransport bis in die „oberflächennahen Grundwasserhorizonte" ist durch die Grubenwasserhaltung ausgeschlossen. Der vollständige Grubenwasseranstieg wird in diesem Gutachten nicht bewertet. Aber auch bei einem vollständigen Anstieg würde die Gefährdung von der Freisetzung, der Ausbreitung und den Konzentrationen abhängen (s. Kap. 9).

G. *Mit lnkrafttreten der Bergversatzverordnung wurde die Verbringung von Sonderabfällen in Steinkohlebergwerke unrechtmäßig, die weitere Verbringung von gefährlichen und hochtoxischen Sonderabfällen in die Steinkohlebergwerke wurde daher ab lnkrafttreten der Bergversatzverordnung eingestellt.*

Antwort: Mit der am 30. Oktober 2002 in Kraft getretenen Verordnung über den Versatz von Abfällen unter Tage sollte die Einbringung von hoch schadstoffhaltigen Abfällen als Versatz in solchen Bergwerken ausgeschlossen werden, „die nicht den dauerhaften Abschluss von der Biosphäre im Salzgestein gewährleisten". Aufgrund von Übergangsregelungen waren die in der Versatzverordnung genannten Anforderungen

spätestens ab dem 1. März 2006 einzuhalten. Im Jahr 2004 endete der Einsatz der Bruchhohlraumverfüllung im deutschen Steinkohlenbergbau. Eine rechtliche Bewertung über die Rechtmäßigkeit wird im Übrigen in diesem Gutachten nicht durchgeführt.

H. *Betrachtet man die zeitliche Abfolge der Verfahrensschritte von der Antragsstellung bis zur Genehmigung, so kommen ernsthafte Zweifel an einer verwaltungsrechtlich einwandfrei durchgeführten Genehmigung auf.*

Antwort: Im Bergwerk Haus Aden/Monopol erfolgten die ersten Nachversatzmaßnahmen im Baufeld E2. Nachdem die Entwicklung des Verfahrens der Bruchhohlraumverfüllung seit den frühen 1980er-Jahre vorangetrieben worden war, vergingen ab April 1991 von der Vorstellung des Nachversatzkonzeptes für das Bergwerk Haus Aden/Monopol über die Erstellung und Abstimmung des Betriebsplans bis hin zu dessen Zulassung und dem anschließenden Beginn der betrieblichen Durchführung rund zwei Jahre. Die Planungen für die Verbringung von Abfällen nach dem Prinzip des vollständigen Einschlusses in den Baufeldern E1 und E3 bauten auf den zuvor gewonnenen umfangreichen Erfahrungen auf.

I. *Auf Grund der kurzen Genehmigungsdauer war es der Genehmigungsbehörde tatsächlich unmöglich, den Gesamtzusammenhang aller für die Prüfung der Genehmigungsfähigkeit erforderlichen, zu durchdringenden einzelnen Problembereiche zu erfassen und eine Genehmigungsfähigkeit auf Grund von sachlichen Erwägungen und Abwägungen zu erarbeiten.*

Antwort: In Arbeitskreisen, bestehend aus Vertretern des Geologisches Landesamtes, des Landesamtes für Wasser und Abfall, der Bezirksregierungen, der Staatlichen Umweltämter, der Kreise bzw. kreisfreien Städte, des Landesoberbergamtes (federführend) und der Bergämter wurde geprüft, ob die in der Machbarkeitsstudie geforderten Voraussetzungen der Untertageverbringung im Falle konkret geplanter Versatzbereiche tatsächlich vorlagen und damit der vollständige Einschluss gefährlicher Abfälle im Steinkohlengebirge gewährleistet war. An diese Prüfung schloss sich standortspezifisch die Durchführung des bergrechtlichen Betriebsplanverfahrens an.

Die Niederschriften zu den Sitzungen des für das Bergwerk Haus Aden/Monopol gebildeten Arbeitskreises zeigen, dass die vom Bergbauunternehmen vorgelegten Betriebspläne für Nachversatzmaßnahmen intensiv geprüft und dabei Mängel sowie Unklarheiten aufgezeigt wurden (s. Kap. 2). Dies führte zu Änderungen und Ergänzungen der Betriebspläne.

J. *Der zeitliche und strukturelle Ablauf der Entscheidung über die Festlegung der Probenahmen legt auch für einen unvoreingenommenen externen Betrachter nahe, dass es sich bei diesem Verwaltungsakt der Festlegung der Probenahmestellen nicht um eine selbstständige und unabhängige Entscheidung der Bergbehörde handelt, sondern dass die Genehmigungsbehörde sich den Vorschlägen des Bergbautreibenden gänzlich und uneingeschränkt unterwirft. Eigenständiges Handeln im Sinne der Bergaufsicht sucht man vergebens.*

Antwort: Siehe Antwort zu I.

K. *Aus den vorliegenden Unterlagen kann nicht abgeleitet werden, dass es Belege für das Aushärten des nach unten verbrachten Materials vor Ort gibt. Die vorgelegten Laborergebnisse sind innerhalb der Räumlichkeiten des Labors konsistent. Es kann je-*

doch nicht lückenlos der Weg zwischen Probenahme und Labor nachgewiesen werden. Der Nachweis, die labortechnisch einwandfrei dargebotenen Untersuchungsergebnisse stammten tatsächlich von Probenahmen untertage, kann aufgrund der Dokumentation der Quartalsberichte nicht geführt werden.

Antwort: Die Behauptung ist nicht zutreffend und wird durch das vorliegende Gutachten eindeutig widerlegt. Die Zementierung wurde – auch auf Grundlage der vorliegenden Unterlagen – durch die Gutachter bestätigt (s. Abschn. 5.3.2 und Abschn. 5.4 im Detailbericht 3).

L. *Wegen der Unterlassung von Stellungnahmen zu den möglichen Wegsamkeiten und zu den hydrochemischen Schwankungen der Grubenwässer ist das Gutachten, das Grundlage der Genehmigung des Sonderbetriebsplan war, unzureichend. Die Aussage: „Geogene Wasserzuflüsse aus dem Gebirge sind für den Verbringungsbereich nicht zu erwarten" verträgt sich mit den bekannten und nachgewiesenen Gegebenheiten nicht.*

Antwort: Die Behauptung ist nicht zutreffend und wird durch das vorliegende Gutachten eindeutig widerlegt. Die hydrochemischen Schwankungen der Grubenwässer sind kein Beweis oder sogar ein Nachweis für Durchlässigkeiten aus dem Steinkohlengebirge bis zur Tagesoberfläche (s. Abschn. 11.3.2 Punkt 2). Aber auch bei einem vollständigen Anstieg würde die Gefährdung von der Freisetzung, der Ausbreitung und den Konzentrationen abhängen. Dieses Risiko war damals als gering eingeschätzt worden und wurde jetzt konkretisiert und bestätigt (s. Kap. 9).

M. *Die Wirkungen der Bergsenkungen, die sich schnell bis zur Oberfläche hocharbeiten und Tiefenwässern direkte Wege in die oberen Grundwasser-Stockwerke und die Biosphäre eröffnen, sind im Gutachten, das Grundlage der Genehmigung des Sonderbetriebsplan war, nicht erwähnt.*

Antwort: Die Behauptung, dass es *„Bergsenkungen, die sich schnell bis zur Oberfläche hocharbeiten und Tiefenwässern direkte Wege in die oberen Grundwasser-Stockwerke und die Biosphäre eröffnen“* gibt, ist nicht zutreffend und wird durch das vorliegende Gutachten eindeutig widerlegt (Abschn. 11.3.2, Punkt 1).

N. *Die hydrogeologisch relevanten Bedingungen im Hangenden (Karbon) werden sehr unvollständig behandelt. Das Gutachten, das Grundlage der Genehmigung des Sonderbetriebsplan war, vernachlässigt Wasserwegsamkeiten, auch solche, die durch die Bergsenkungen geschaffen werden.*

Antwort: Die Behauptung, dass „*die Wasserwegsamkeiten duch Bergsenkungen entstanden und vernachlässigt wurden*“ ist nicht zutreffend und wird durch das vorliegende Gutachten eindeutig widerlegt (s. Abschn. 11.3.2, Punkt 2, Punkt 4).

O. Die Bruchhohlraumverfüllung mit chemisch belasteten Reststoffen ist durchgeführt worden ohne Rücksicht auf das Auftreten von Süßwässern, die auf Fließpfade hinwiesen. Das geologische Gutachten vom 1.2.1994, das zur Genehmigung der Reststoffverbringung in Flöz Grimberg 2/3 führte, hat diese hydrogeologischen Hinweise nicht beachtet.

Antwort: Die Behauptung, dass das „*Auftreten von Süßwässern auf Fließpfade hinweist*“ ist in dieser verallgemeinernden Form nicht zutreffend und wird durch das vorliegende Gutachten eindeutig widerlegt. Die *hydrochemischen Schwankungen der Grubenwässer* sind kein Beweis oder sogar Nachweis für Durchlässigkeiten aus dem Steinkohlengebirge bis zur Tagesoberfläche (s. Abschn. 11.3.2 Punkt 2). Aber auch bei einem vollständigen Anstieg würde die Gefährdung von der Freisetzung, der Ausbreitung und den Konzentrationen abhängen (s. Kap. 9).

21 ZUSAMMENFASSUNG DER VORSCHLÄGE FÜR DEN TEIL 2

Die zentrale Aufgabe im Teil 2 ist zunächst die Entwicklung einer Übertragungsmatrix für die Ergebnisse der Risikoanalyse der BHV auf die BW Walsum und Consolidation (vollständiger Einschluss). Hierzu ist eine Erfassung der Gefährdungspotentiale (analog zum BW Haus Aden/Monopol) vorgesehen. Darauf aufbauend werden das Freisetzungs- und Ausbreitungspotential – unter Berücksichtigung der Standortbedingungen – abgeschätzt.

Weiterhin wird das Risiko für die elf Bergwerke abgeschätzt, in denen Reststoffe nach dem Prinzip der Immissionsneutralität eingelagert wurden. Für diese BW wird auch der Ablauf des Genehmigungsverfahrens dargestellt und bewertet.

Die Risikoanalyse PCB wird anhand der noch ausstehenden Recherchen und weiterführenden Untersuchungen überprüft und ggf. angepasst.

Zum jetzigen Zeitpunkt ist eine vergleichbare Gliederung wie im Teil 1 vorgesehen (Gutachten und sechs Detailberichte). Die Tabelle 32 zeigt die Schwerpunkte der vorgesehenen Bearbeitung in Teil 2.

Tab. 32: Schwerpunkte der Bearbeitungen in Teil 2

	Schwerpunkte der Bearbeitungen in Teil 2
ahu AG	• Übergeordnete Koordinierung • Hydrogeologischer Aufbau BW Walsum und BW Consolidation • Hydrogeologischer Aufbau BW mit immisionsneutraler Verbringung • Übertragungskonzept/Bewertungsmatrix • Verhältnis geflutete/nicht geflutete PCB-Bereiche • **Recherche oberirdische Altölentsorgung (ca. 400 Akten, u. a. Prüfung Sonderbetriebsplan für die ZW Fürst Hardenberg)** • **Konzeption/Auswertung Untertägige PCB-Probenahme weitere BW** • Ggf. Anpassung der Risikoanalysen BHV und PCB
IFM (Prof. [redacted])	• Abgrenzung BHV-Bereiche BW Walsum und BW Consolidation • Bewertung Arbeitskreise BW Walsum und BW Consolidation • Genehmigungsgrundlagen/Verfahrensablauf BW Walsum und BW Consolidation • Genehmigungsgrundlagen + Verfahrensablauf BW mit Immisionsneutraler Verbringung • **Recherche PCB-Punktquellen (Infrastruktureinrichtungen) in Grubenrissen**
LFH (Prof. [redacted])	• Anorganische Gefährdungspotentiale BHV BW Walsum + BHV BW Consolidation • Auswertung der Störfälle • Gefährdungspotentiale Immisionsneutrale Verbringung • Übertragbarkeit der Aussagen zu Hydrochemie der Tiefengrundwasser (inkl. Aachener Revier) und zur Verfestigung der BHV
Prof [redacted]	• Übertragbarkeit Freisetzungspotentiale gemäß Gefährdungspotentialen • Stoffverhalten auf dem Fließweg von der BHV zum Röhrensystem (hydrochemische Modellierungen mit PHAST) • Aussagen zur Immisionsneutralität • Ergänzung PHREEQ C Modellierungen (CSH-Phasen, neue primäre Mineralphasen) • ggf. Anpassung der Freisetzungspotentiale
LEK (Prof. [redacted])	• **Begleitung und Auswertung der zusätzlichen untertägigen Probenahmen** • Übertragbarkeit Verhältnis geflutete/nicht geflutete PCB-Bereiche • Ggf. Anpassung des Risikoanalyse (gemäß Rechercheergebnissen zu Punktquellen und untertägigen Probennahmen) • Literaturstudie zum anaerober Abbau • **Untersuchungen 100-L-Proben (in Abstimmung mit dem PCB-AK)** • Teilnahme und Begleitung PCB-AK

fett = Auftragserweiterung