

**Umsetzung von Maßnahmen zur Vermeidung
von PCB-Mobilisation im Zuge des Wasseranstiegs
am Standort der Wasserhaltungen
Zollverein und Amalie
sowie Bewertung der ehem. Deponie Zollverein**

Auftraggeber: RAG Aktiengesellschaft
Shamrockring 1
44623 Herne

Sachverständiger: Dr. C. Klinger

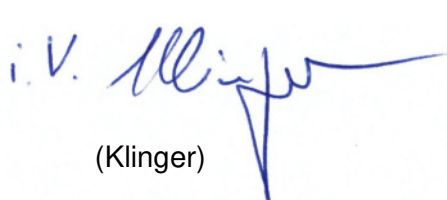
Tel.-Durchwahl: 0201/172-1812

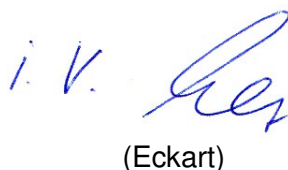
Fax: 0201/172-1891

DMT-Bearbeitungs-Nr.: GEE5-2016-01186-h

Essen, den 25.07.2018

DMT GmbH & Co. KG


(Klinger)


(Eckart)

Dieser Bericht besteht aus 51 Seiten.



DIN EN ISO
9001
zertifiziert

INHALTSVERZEICHNIS	Seite
1 Einleitung und Aufgabenstellung	5
2 Konzept zur Bewertung von PCB-Belastungen	8
2.1 Bezug zur Wasserströmung in Richtung Wasserhebungsstandort.....	9
2.2 Erosionspotenzial	10
2.3 Analytischer Befund.....	13
2.4 Wahrscheinlichkeit einer PCB-Belastung.....	15
2.5 Maßnahmen.....	15
2.6 Anlagenstandorte mit Einsatz wassergefährdender Betriebsmittel.....	17
2.7 Zusammenfassung Konzept.....	17
3 Wasserhaltung Zollverein.....	19
3.1 Mobilisationspotenzial für PCB.....	20
3.1.1 Streckennetz.....	21
3.1.2 Bezug zum Wasseranstieg	23
3.1.3 Erosionspotenzial	26
3.1.4 Belastungssituation.....	27
3.2 Maßnahmen.....	32
4 Wasserhaltung Amalie	34
4.1 PCB-Belastung und Mobilisationspotenzial.....	34
4.2 Maßnahmen.....	36
5 Deponie Zollverein	37
5.1 Historische Übersicht.....	37
5.2 Übersicht zu den Deponiestrecken im Grubengebäude	39
5.3 Bewertung der Sprühabsorptionsaschen	41
5.3.1 Standortbeschreibung.....	42
5.3.2 Technische und rechtliche Grundlagen für die UTD	43
5.3.3 Einordnung der UTD aus heutiger Sicht.....	44
5.4 Bewertung der Asbesteinlagerung	47
6 Zusammenfassung Standortbewertung.....	48

ABBILDUNGSVERZEICHNIS
Seite

Abbildung 1:	Konzeptschema zur Vorgehensweise bei der PCB-basierten Maßnahmenfindung.	8
Abbildung 2:	Hjulstrøm-Diagramm mit Ergänzungen zu den bergbauspezifischen Rahmenbedingungen.	11
Abbildung 3:	Lage der Wasserhaltungen Amalie und Zollverein in Strömungsfeld nach Einstellung der Pumpaktivitäten.	19
Abbildung 4:	Streckenbild mit dem noch offenen Grubengebäude der Wasserhaltung Zollverein mit Auffahrungsjahr und Anlagenstandorten mit potenziellem Einsatz PCB-haltiger Betriebsmittel.	20
Abbildung 5:	Schema zur Selektion der für PCB-Mobilisation relevanten Strecken (Ausschnitt aus Abbildung 1).....	22
Abbildung 6:	Höhenprofil des Streckensystems der Wasserhaltung Zollverein.	22
Abbildung 7:	In Abbildung 6 dargestelltes Streckensystem (hier orange) der Wasserhaltung Zollverein.	23
Abbildung 8:	Entwicklung der auf Zollverein gehobenen Wassermengen seit 2005.	24
Abbildung 9:	Höhenprofil des Streckensystems der Wasserhaltung Zollverein mit Entwicklung der Wasserstände (Modellprognose).	25
Abbildung 10:	Bearbeitungskonzept zur Ermittlung der Belastungssituation (Ausschnitt aus Abbildung 1).	27
Abbildung 11:	Grubengebäude Zollverein mit Probenahmepunkten und Analysenergebnissen.....	29
Abbildung 12:	Streckenbild mit dem noch offenen Grubengebäude der Wasserhaltung Amalie.	35
Abbildung 13:	Deponiehohlräume auf der 14. Sohle am Schacht 12. Grubenriss und Schnitt-Darstellung mit gelb hervorgehoben Strecken mit Lagerungsmöglichkeit.....	39
Abbildung 14:	Deponiehohlräume auf der 13. Sohle zwischen den Schächten 12/2, 10 und 11. Grubenriss mit gelb hervorgehobenen als Deponie genutzten Strecken.	40
Abbildung 15:	Sohlegrundriss Zollverein Schacht 12, 13. Sohle mit östlicher Verbindungsstrecke.	41
Abbildung 16:	Höhenprofil des Streckensystems der Wasserhaltung Zollverein und der Deponiestrecken (rot) mit Entwicklung der Wasserstände (Modellprognose).....	45

TABELLENVERZEICHNIS

Seite

Tabelle 1:	Reststoffverwertung Deponiebergwerk Zollverein gemäß Dokumentation RAG.....	37
------------	--	----

1 Einleitung und Aufgabenstellung

Die RAG AG plant derzeit den Rückzug von mehreren Wasserhaltungsstandorten, zu denen auch Zollverein und Amalie zählen. Dabei werden die aktuell zur Wasserannahme und zum Betrieb der untertägig betriebenen Pumpen noch offen gehaltenen Hohlräume abgeworfen und künftig überstaut. Dazu werden unter anderem grundsätzlich alle Materialien und Verunreinigungen, von denen erkennbar eine Beeinträchtigung des Grubenwassers im Zuge der geplanten Wasseranstiege ausgehen kann, aus dem noch zugänglichen Grubengebäude entfernt.

Die bisherigen Untersuchungen haben allerdings gezeigt, dass die in den 60er bis 90er Jahren im Bergbau eingesetzten PCB/PCDM-haltigen Betriebsmittel zu einer weiten Verteilung dieser auch in sehr kleinen Gehalten nachweisbaren Stoffe in den Strecken und Grubenbauen der seit damals betriebenen Bergwerke geführt haben. PCB-Befunde (im Folgenden wird der Begriff PCB der Einfachheit halber für die gesamte Stoffgruppe PCB und PCDM (Ersatzstoffe mit ähnlichen Umwelteigenschaften) verwendet) beschränken sich dabei nicht auf den Ort des primären Einsatzes (ortsgebundene Anlagen, Streckenauffahrungen, Abbaubetriebe) sondern finden sich auch in später aufgefahrenen Strecken bzw. im Nachfolgezeitraum noch genutzten älteren Grubenbauen. Materiallagerung und -transport im o.g. Einsatzzeitraum dieser Stoffe sowie Verschleppungen durch Bandtransport, Schienenverkehr, Wetterabstrom, Wasser und Personen haben dazu geführt, dass sich – in unterschiedlichem Maße – Spuren von PCB nahezu überall im zentralen Grubengebäude (Hauptverbindungen, schachtnahe Strecken) finden und kaum durch bestimmte Standortbedingungen ausschließen lassen.

Dies bedeutet wiederum, dass die PCB-Belastung offensichtlich nicht nur durch standortbezogene Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen, wie sie im Zuge der Untersuchung von Anlagenstandorten durchgeführt werden, behandelt werden kann. Lokal entnommene Feststoffproben repräsentieren häufig nur eine diffuse, flächige Belastung und somit können hier auf den Befundort konzentrierte Versiegelungsmaßnahmen keine wirksame Abhilfe darstellen.

In diesem Gutachten sollen die allgemeinen Eigenschaften dieser Stoffgruppe nicht beschrieben werden. Hierzu gibt es umfangreiche Literatur die aktuell auch im „Gutachten zur Prüfung möglicher Umweltauswirkungen des Einsatzes von Abfall- und Reststoffen zur Bruch-Hohlraumverfüllung in Steinkohlenbergwerken in Nordrhein-Westfalen, Teil 1“ der ahu AG (hier vor allem Detailbericht 6: Risikoanalyse PCB und weitere organische Stoffe)

zusammengefasst und ausgewertet wurde. Auch im Gutachten der DMT „Stoffprognose für das Ansteigenlassen des Grubenwasserspiegels in den Wasserprovinzen Reden und Duhamel auf -320 mNN unter besonderer Beachtung der Komponenten der WRRL und von PCB“ wird der Frage des Verhaltens von PCB unter den speziellen Bedingungen des Wasseranstiegs im Steinkohlenbergbau breiter Raum gewidmet.

Konsens besteht, dass für die Ausbreitung von PCB der partikelgebundene Transport entscheidend ist und dieser vor allem von den Strömungsgeschwindigkeiten abhängt. Gleichwohl muss von einem (bislang nur unzulänglich quantifizierten) Anteil gelöster PCBs ausgegangen werden. Nach dem o.g. Gutachten der ahU sind allerdings spezifische Maßnahmen während des Rückzugs zur Reduzierung des gelösten Anteils an PCB im Grubenwasser unter Tage nicht möglich. Ebenso ist bei allen noch möglichen Maßnahmen bezüglich der partikulären Fracht zu berücksichtigen, dass der größte Teil der im PCB-Einsatzzeitraum aufgefahrenen Strecken, aktiven Abbaubetriebe und deren Nahbereiche mit besonders hohem Verschleppungspotenzial weil abgedämmt, weit entfernt und teilweise auch schon überstaut, nicht mehr zugänglich sind. Im Kontext des gesamten Steinkohlbergbaureviers stellen die heute noch zugänglichen Hohlräume (vor allem an den Wasserhaltungsstandorten) nur noch den kleinsten Teil des betroffenen Grubengebäudes dar.

Das o.g. ahU-Gutachten (hier vor allem Detailbericht 6: Risikoanalyse PCB und weitere organische Stoffe) liefert allgemeine Aussagen zu den Auswirkungen des Wasseranstiegs auf die Mobilisation von PCB. Demnach ist „ein höherer Grubenwasserstand grundsätzlich geeignet, den partikelgebundenen und auch den gelösten PCB-Austrag zu reduzieren“. Darüber hinaus werden Empfehlungen zu im untertägigen Rückzug durchzuführende Maßnahmen gegeben. Ein besonderer Fokus wird hierbei auf die Vermeidung von Erosion von Sohlmaterial während des Wasseranstiegs gelegt. Erosion tritt nach Einschätzung des Gutachters im Grubengebäude vor allem dann auf, wenn ansteigendes Wasser mit großem Gefälle und freier Oberfläche in bislang nicht geflutete Bereiche fließt.

Da in diesem Teil 1 des ahU-Gutachtens Grundlagenbetrachtung und Gefährdungsanalyse bereits erfolgt sind, deren grundsätzliche Methoden und Ergebnisse dann in Teil 2 auf die anderen Bergwerke übertragen werden sollen (Abfall- und Reststoffe zur Bruch-Hohlraumverfüllung erweitert um PCB), werden diese allgemeinen Empfehlungen für den Umgang mit PCB in dem hier vorgelegten Gutachten nunmehr aufgegriffen und in ein Bewertungs- und Handlungskonzept umgesetzt. Dabei sollten Vorgehensweise

und Maßnahmen sowohl in den noch aktiven Bergwerken als auch an den Wasserhaltungsstandorten vergleichbar und auch umsetzbar sein.

Daher wurde zunächst für den Standort Haus Aden ein an den ahu-Leitlinien orientiertes, konservatives Bewertungskonzept für offene Strecken entwickelt, das hier für die Standorte Zollverein und Haus Aden angewendet wird. Im Anschluss werden konkrete Maßnahmen vorgeschlagen, um das noch zugängliche Streckensystem so vorzubereiten, dass bei einem zukünftigen Wasseranstieg PCB-Partikelmobilisation und -Emission auch unter verschiedenen Rahmenbedingungen minimiert werden.

Im Umfeld der noch offenen Schächte Zollverein 12 und 2 befinden sich zudem im Jahre 1989 betriebene Strecken, in die im Rahmen einer als Deponie genehmigten Untertageverbringung von Reststoffen im Wesentlichen Sprühabsorptionsaschen aus der Steinkohleverbrennung eingespült worden waren. Auch mögliche Stoffausträges aus diesen schachtnahen Standorten stehen in Abhängigkeit vom Wasseranstieg. Eine ähnliche Fragestellung (hier Stoffmobilisation aus von Abfall- und Reststoffen als Bruch-Hohlraumverfüllung) wurde ebenfalls in dem o.g. ahu-Gutachten untersucht. Daher bietet es sich an, unter Zugrundelegung der im ahu-Gutachten beschriebenen Rahmenbedingungen auch die möglichen Mobilisationsprozesse aus diesen Deponiestrecken zu betrachten.

2 Konzept zur Bewertung von PCB-Belastungen

Die allgemeinen Leitlinien des ahu-Gutachtens (hier vor allem Detailbericht 6: Risikoanalyse PCB und weitere organische Stoffe) bilden die Grundlage für eine standortspezifische Prüfung der jeweiligen Situation im Grubengebäude insbesondere hinsichtlich der Bewertung der möglichen Auswirkungen auf das gehobene Grubenwasser und der diesbezüglich geeigneten Maßnahmen, eine PCB-Mobilisation in diesen noch zugänglichen Teilen des Streckennetzes zu verhindern bzw. zu minimieren.

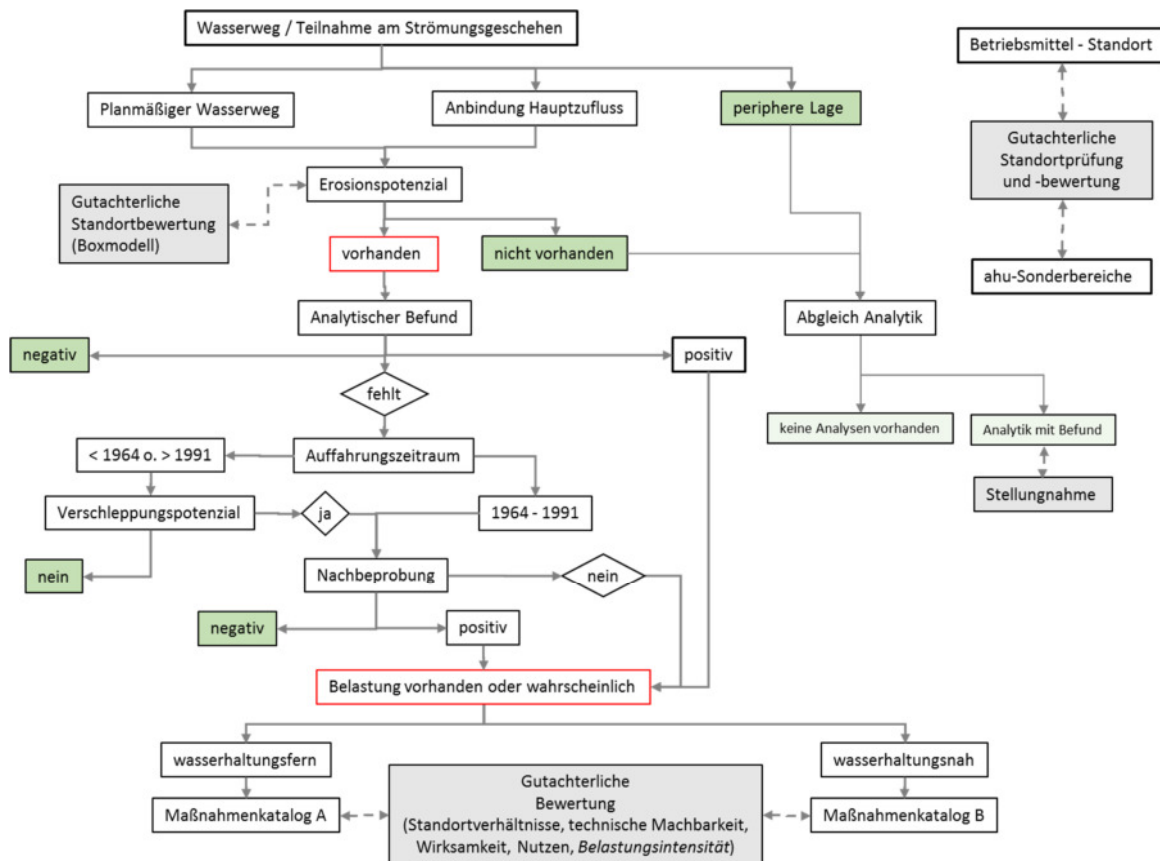


Abbildung 1: Konzeptschema zur Vorgehensweise bei der PCB-basierten Maßnahmenfindung.

Um hierfür an den verschiedenen Standorten vergleichbare Maßstäbe anlegen zu können, wurde unter Berücksichtigung des ahu-Gutachtens ein allgemeines Konzept zur standortbezogenen Vorgehensweise entwickelt (Abbildung 1). Dieses integriert die Bewertungskriterien des Strömungsregimes im Grubengebäude, der analytisch nachgewiesenen Belastungssituation, der Auffahrungs- und Nutzungshistorie und des Erosionspotenzials. Nicht immer sind unter den komplexen Bedingungen der Streckennetze harte ja-nein-Kriterien anzuwenden, weshalb die gutachterliche Bewertung

des Einzelfalls unverzichtbarer Bestandteil des Verfahrens bleibt, insbesondere um unter den bergbaulichen Bedingungen realisierbare Maßnahmen abzuleiten.

Eine Sonderrolle nehmen Anlagenstandorte ein, an denen (PCB-haltige) Betriebsmittel eingesetzt wurden und die im Rahmen eines gesonderten Verfahrens geprüft und bewertet werden. Die spezifische Exposition solche Standorte wird ggf. mit lokal begrenzten Sanierungs- und Sicherungsmaßnahmen berücksichtigt.

Zusammengefasst zeigt das Schema auf, dass im Falle einer nachgewiesenen oder wahrscheinlichen PCB-Belastung und gleichzeitig vorhandenem Erosionspotenzial Maßnahmen zu treffen sind, diese Erosion PCB-belasteter Partikel zu verringern oder die PCB-Belastung zu neutralisieren. Im Folgenden werden die einzelnen Untersuchungsphasen erläutert.

2.1 Bezug zur Wasserströmung in Richtung Wasserhebungsstandort

Im Fokus der Betrachtung steht die Frage, inwieweit mit PCB belastete Bestandteile der Streckensohlen so mobilisiert werden, dass sie mit dem gehobenen Grubenwasser nach Übertage und so in die Umwelt gelangen. Hierfür ist der Bezug zum strömenden Grubenwasser ein wesentliches Kriterium. ahu hebt hierbei die „strömungsbedingte Erosion in offenen Strecken“ heutiger und zukünftiger Wasserwege hervor (ahu-Gutachten, Endbericht, S. 180). Zudem haben nach ahu „kilometerweit von einer Wasserhaltung entfernt liegende Strecken [...] ein deutlich geringeres Freisetzungspotential (Endbericht, S. 183)“.

Diese Betrachtung berücksichtigt, dass in künftig abgedämmten oder peripheren Grubenbereichen zwar möglicherweise beim Wasseranstieg Partikel erodiert werden, diese aber aufgrund der geringen Strömungen bei fehlendem oder sehr geringem Wasseraustausch später nicht zur Wasserhaltung gespült werden bzw. dort optimale Sedimentationsbedingungen vorfinden. Wässer in diesen Bereichen dürften oftmals auch beim Wasseranstieg den Weg in die mit den Abbaubetrieben verbundenen Auflockerungszonen und Resthohlräume finden und dort verbleiben (vgl. Kap. 2.2). Solche Streckenbereiche sollen daher von der weiteren Betrachtung ausgeschlossen bleiben. Wichtig sind unter diesen Aspekt hingegen, wie schon erwähnt, die für das Abströmen des Wassers vorgesehenen und präparierten Wasserwege sowie Strecken, in denen sich relevante Wasserzutritte befinden und

in denen demzufolge auch während und nach dem Wasseranstieg Wasser abfließt.

Ogleich vom ahu-Gutachten nicht gefordert, sollen auch die übrigen Grubenbereiche nicht aus der Betrachtung ausgeschlossen werden, sofern aufgrund spezifischer Überlegungen hier bereits im Vorfeld Proben genommen worden sind und die Analyse relevante (hierzu s. Kap. 2.3) PCB-Gehalte ergeben hat. Es ist vorgesehen, solche Befunde dann unter den spezifischen Standortverhältnissen gutachterlich zu bewerten.

2.2 Erosionspotenzial

Auch wenn das Vorhandensein von in Wasser gelösten PCB plausibel ist, wird dem partikulären PCB-Transport nach wie vor eine vorrangige Bedeutung zugeordnet (90 % der jährlichen PCB-Fracht, s. ahu-Gutachten Zusammenfassung, S. 16). Das Transportverhalten von Partikeln im Grubenwasser hängt von deren Größe und der Geschwindigkeit des strömenden Wassers ab. Ein Partikel bewegt sich dann im Spannungsfeld zwischen Erosion, Transport und Deposition (Sedimentation). Diese Abhängigkeiten werden im Hjulstrøm-Diagramm beschrieben und quantifiziert (s.a. ahu-Gutachten, Detailbericht 6, S. 169 ff). Auch wenn dieses Diagramm für natürliche Substrate entwickelt worden ist und sich das Material von Streckensohlen aufgrund seiner Kornheterogenität insbesondere im Erosionsverhalten etwas anders verhalten dürfte, ist es aber dennoch vor allem bei der Einschätzung von Transport und Deposition anwendbar (modifiziert durch Salzgehalte und Dichte des Grubenwassers).

Das Diagramm zeigt auf, dass Erosion und Deposition der bezüglich PCB besonders interessierenden Feinpartikel in deutlich unterschiedlichen Geschwindigkeitsbereichen auftreten (Abbildung 2). Nimmt man mögliche Geschwindigkeiten in wassererfüllten Strecken zunächst als Ausgangspunkt, so ergibt sich bei einem (gering angesetzten) Streckenquerschnitt von 10 m² und maximalen Wasserfließraten von 40 m³/min (Gesamtabfluss Lohberg) eine Geschwindigkeit von 4 m/min (6,7 cm/s). In einem überwiegenden Anteil der Strecken dürften die Fließgeschwindigkeiten eher zwischen <0,1 und 1 m/min liegen. Zudem ist, wie auch ahu im Detailbericht 6, S. 75 beschreibt, noch zu berücksichtigen, dass in einem derartigen Röhrensystem an den Randbereichen (somit auch der Sohle) immer deutlich geringere Strömungsgeschwindigkeiten auftreten als in der Röhrenmitte. Dies bedeutet, dass unter diesen Bedingungen in diesem Geschwindigkeitsfenster keine Partikel (auch keine Feinpartikel) erodiert werden Im ahu-

Gutachten (Endbericht, S. 171) wird dies so beschrieben: „Die angenommenen Strömungsgeschwindigkeiten in wassergefüllten Röhren reichen in der Regel nicht aus, um neue Partikel zu erodieren und diese in einen Schwebезustand zu transportieren“. Es ist ein Milieu von Transport der Feinpartikel (Ton und Schluff) und Deposition der Grobschluff- und Sand-Fraktion.

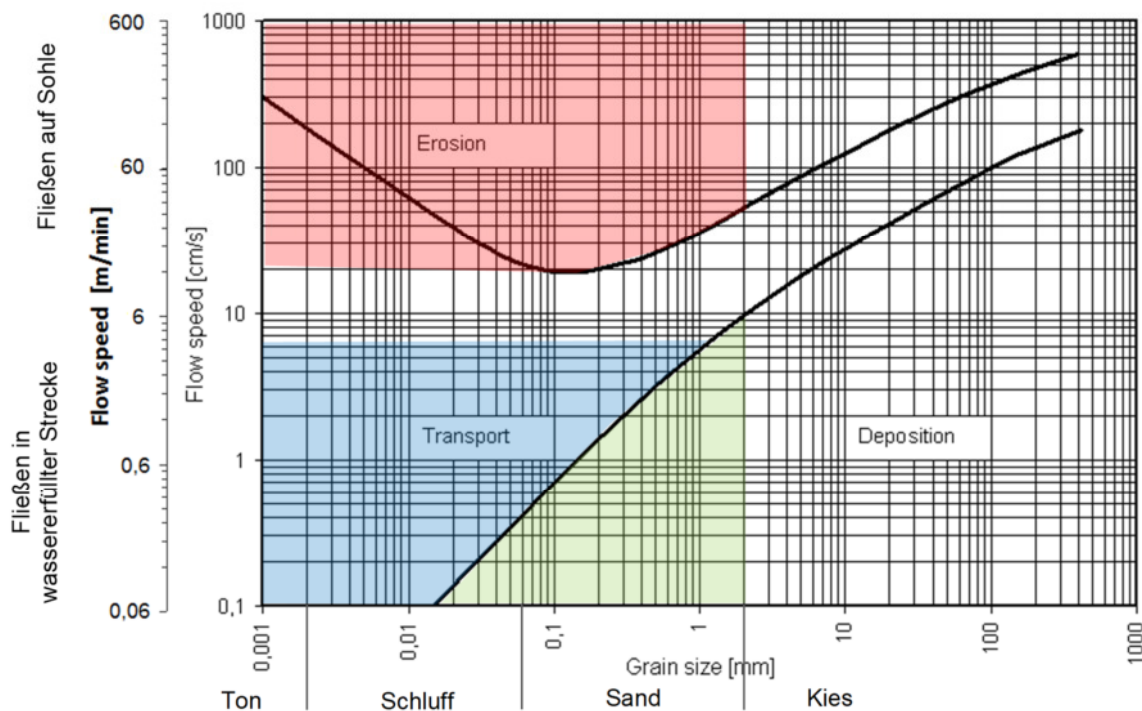


Abbildung 2: Hjulström-Diagramm mit Ergänzungen zu den bergbauspezifischen Rahmenbedingungen.

Diese theoretisch abgeleitete Einschätzung stimmt sehr gut mit den tatsächlichen Ergebnissen bei fraktionierter Filtration von verschiedenen Grubenwässern überein. Partikel wurden in einem Bereich $>12 \mu\text{m}$ ($= 0,01 \text{ mm}$ im Diagramm) bis $0,1 \mu\text{m}$ gefunden. Diese Partikelgrößen liegen somit ebenso wie die häufig angewendete Filtergröße $0,45 \mu\text{m}$ ($0,00045 \text{ mm}$) links außerhalb des Diagrammbereiches.

Daraus lässt sich auch ableiten, dass einmal aufgewirbelte Feinpartikel der Tonfraktion unter den Strömungsbedingungen in am Fließgeschehen teilnehmenden Strecken kaum mehr sedimentiert werden können. Dies ist nur in Standwasserbereichen möglich. Dies wird zwar auch vom ahu-Gutachten entsprechend beschrieben, aber nicht die sich daraus ergebende Schlussfolgerung berücksichtigt, dass es demnach für Transport und Austrag von Feinpartikeln von vergleichsweise untergeordneter Bedeutung ist, wo diese

von der Sohle losgerissen wurden. Das Kriterium „Nähe zum Pumpenstandort“, wie im ahu-Gutachten vorgeschlagen (ahu-Gutachten, Endbericht, S. 183), ist somit für die Minderung des partikulären PCB-Austrages von geringer Maßnahmenrelevanz.

Ergänzend ist aber ein Phänomen beim Wasseranstieg zu berücksichtigen, das in einem solchen Diagramm nicht dargestellt werden kann. Wie Modell-Untersuchungen der DMT und auch des ahu-Gutachtens im Zusammenhang mit der Bruchhohlraumverfüllung zeigen, strömt das die Streckensysteme füllende Wasser beim Anstieg von diesen Strecken in die Hohlräume der Abbaubetriebe und der darüber liegenden Auflockerungszonen. Naturgemäß nimmt es dabei neben gelösten Inhaltsstoffen auch Feinpartikel mit. Also werden insbesondere im Wasseranstieg mobilisierte Feinpartikel so aus dem Streckensystem entfernt. Da diese Gradienten über längere Zeiträume erhalten bleiben und dieses Wasser in solchen Bereichen später auch nicht mehr ausgetauscht wird, darf davon ausgegangen werden, dass diese Anteile dauerhaft dort fixiert bleiben.

Zurück zum Erosionsverhalten, das für eventuelle Maßnahmen von vorrangiger Bedeutung ist. Im Hjulström-Diagramm ist ersichtlich, dass Erosion erst ab Strömungsgeschwindigkeiten >20 cm/s (dies entspricht in Analogie zu den zuvor verwendeten Einheiten 12 m/min) zu erwarten ist. Dass die Erosion von Feinpartikeln noch höhere Geschwindigkeiten erfordert, ist auf das Haftverhalten solcher Ablagerungen zurückzuführen. Demnach findet Erosion nur in einem Geschwindigkeitsbereich statt, wie er in wassererfüllten Strecken nicht realisiert ist. Im Umkehrschluss ist Erosion somit ein Phänomen des Wasserfließens vor und während des Wasseranstiegs. Das ahu-Gutachten beschreibt hier: „Vor allem durch das schnelle Fließen des Grubenwassers in nicht eingestauten Grubenbereichen werden PCB-belastete Partikel erodiert.“ (ahu-Gutachten, Zusammenfassung, S. 16).

Beim Wasseranstieg kann es, in Abhängigkeit von der Neigung der Strecken und der Dynamik der Wasseranstiegsbereiche gegenüber den gleichbleibenden Bedingungen zuvor, zu verstärkter Erosion kommen. Dies ist der Fall, wenn „wenn im Grubengebäude ansteigendes Wasser mit großem Gefälle und freier Oberfläche in bislang nicht geflutete Bereiche fließt (ahu-Gutachten, Endbericht, S. 183)“. Die Wassermengen sind zum Beispiel bei Überstauung einer Schwelle größer und zudem fließt Wasser durch Bereiche, die zuvor trocken oder nur gering von Wasserzutritten betroffen waren. Daher gilt es, solche Erosionspotenziale zu identifizieren und zu bewerten.

Dies geschieht durch vergleichende Analyse des Wasseranstiegsverhaltens in einzelnen Bergwerkskompartimenten in Bezug zur Neigung der Strecken, in denen sich potenzielle PCB-Quellen befinden. Das Boxmodell liefert hierzu die großräumige Analyse und Prognose für verschiedene Grubenbereiche. Aus dem Fließgeschehen an Wasserübertrittsstellen ist abzuleiten, woher ggf. Fremdwasserzuflüsse kommen. Zur Bewertung des Fließgeschehens innerhalb einer Box ist dann eine detaillierte Analyse der Neigungen der als PCB-relevant bewerteten Strecken erforderlich. Schwellen und die Verteilung von Wasserzuflüssen sind hierbei zu berücksichtigen.

Eine solche Bewertung erfolgt im Rahmen einer gutachterlichen Stellungnahme. Grundlage sind die auch von ahu benannten Parameter Streckenprofile, Zuordnung von PCB-Potenzialen und der Wasseranstieg:

- Strecken über die das Wasser langsam über die Sohle ansteigt, wird kein Erosionspotenzial im Wasseranstieg zugeordnet.
- Strecken über die Wasser gegenüber dem aktuellen Zustand verstärkt abfließt, wird ein Erosionspotenzial im Wasseranstieg zugeordnet.
- Schwellenbereiche mit geringer Wasserüberdeckung und gleichzeitig hohen Abflussmengen haben ein Erosionspotenzial und sind gesondert zu beachten.

Grundlage für diese Einordnung und daher die Maßnahmenrelevanz ist das anfangs beschriebene Partikelverhalten, das eine Erosion nur im Zustand noch nicht wassererfüllter Strecken ermöglicht. Erosion kommt nach dem Wasseranstieg in einer Strecke zum Erliegen, weshalb dieser Zustand für die Ableitung von erosionsmindernden Maßnahmen nicht mehr zu berücksichtigen ist.

Diese Sichtweise und die vorgeschlagene Methodik impliziert, dass es in der Gesamtsicht für die Minderung der PCB-Mobilisation als Feinpartikel wichtiger ist, großräumige Maßnahmen zur Erosionsminderung im Wasseranstieg zu treffen bzw. den Wasserspiegel insgesamt anzuheben, als lokal begrenzte Maßnahmen in der Nähe von Hebungsstandorten durchzuführen.

2.3 Analytischer Befund

Inzwischen sind an allen Standorten in verschiedenen Kampagnen zahlreiche untertägige Proben zur Bestimmung der PCB-Belastung im Grubengebäude genommen worden. Die analytisch nachgewiesene Belastungssituation bildet somit ein wichtiges Kriterium für die weitere Vorgehensweise. Diesbezüglich ist allerdings immer zu beachten, inwieweit die untersuchten

Proben als repräsentativ für den zu betrachtenden Streckenabschnitt gelten können (vgl. ahu-Gutachten, Detailbericht S. 59). Dies gilt sowohl, wenn die Analysen keine PCB-Belastung ausweisen, als auch bei deutlich positiven Befunden.

Bei der Bewertung der Analysen ist zudem zu beachten, mit welcher Methode die jeweiligen Proben genommen worden sind. Neben Feststoffproben des Sohlmaterials, die mehr als Punktanalyse zu betrachten sind, existieren Proben aus Wasserhaltungen, Pumplöchern und Standwasser (immer Feststoff im Wasser), die eine über den Einzugsbereich integrierende Bewertung ermöglichen. Hier ist auch zu berücksichtigen, dass bei solchen Proben für repräsentative Proben überwiegend bewusst Feststoffmaterial aufgewirbelt wurde.

Es wird vorgeschlagen, für indirekte Feststoffbestimmungen in Wasserproben Gehalte $<100 \mu\text{g}/\text{kg}$ als negativen analytischen Befund einzustufen. Ein solcher Summenwert würde bei homogener Kongenerverteilung aus $7 * 14 \mu\text{g}/\text{kg}$ resultieren, somit auf eine Unterschreitung von $20 \mu\text{g}/\text{kg}$ hinweisen (dies im Bewusstsein, dass eine solche Homogenität in Bergwerks-PCB nicht vorhanden ist, aber dieser Gewässerwert für das Grubenwasser auch nicht relevant ist). Solche Proben repräsentieren bereits eine Vermischung von belasteten und unbelasteten Partikeln aus einem heterogen belasteten Einzugsbereich. Für echte Feststoffproben (Punktproben) können dann Werte $<200 \mu\text{g}/\text{kg}$ als unbedenklich gelten, da in der Fläche solche Belastungspunkte immer mit nicht belasteten Bereichen wechseln.

Bezugspunkt für diese Betrachtung sollte sein, Belastungsschwerpunkte zu erfassen und den Stoffaustrag dort - falls erosionsbedingt erforderlich - zu vermindern. Flächen mit PCB-Gehalten unterhalb der vorgeschlagenen Werte haben somit eine untergeordnete Bedeutung für PCB-Mobilisation und Austrag. Der Analyse-Datenbestand weist Feststoffgehalte $\geq 1.000 \mu\text{g}/\text{kg}$ als typische PCB-Gehalte einer Belastungszone aus. Diese Werte leiten sich auch über Modellrechnungen für den Feststoffgehalt in den Abbaufächen mit PCB-Verwendung ab.

Fehlt eine analytische Untersuchung in dem zu bewertenden Streckenabschnitt, stellt sich die Frage nach der Wahrscheinlichkeit einer PCB-Belastung aufgrund der Historie von Auffahrung und Nutzung.

2.4 Wahrscheinlichkeit einer PCB-Belastung

Die bisherigen Untersuchungen haben gezeigt, dass innerhalb des Verwendungszeitraumes von PCB - unabhängig von der bei der Auffahrung verwendeten Maschinenteknik - von lokalen Austritten PCB-haltiger Flüssigkeiten ausgegangen werden muss. In solchen zwischen 1964 und 1991 aufgefahrenen Strecken existiert somit grundsätzlich eine hohe Wahrscheinlichkeit für PCB-Belastungen (ahu-Gutachten, Endbericht S. 179).

Es konnte jedoch auch durch Probenahmen u.a. des LANUV im Auftrag von ahu bestätigt werden, dass solche Belastungen nicht auf diese Bereiche beschränkt sind, sondern offensichtlich Verschleppungen von belastetem Material aufgetreten sind. Dies ist aufgrund der intensiven Materialbewegungen in einem Bergwerk zu den über lange Zeiträume aktiven Schächten über die jeweiligen Hauptstrecken auch plausibel. Solche Verschleppungen erfolgen überwiegend über Materialtransport (Bänder), Abwetter und Wasser (entsprechend ahu-Beprobungskonzept). Auch für solche Strecken ist somit eine PCB-Belastung wahrscheinlich, die aber im Konzentrationsniveau - da Materialvermischung unterworfen - prinzipiell geringer sein sollte, als an den primären Austrittspunkten von PCB-haltigen Flüssigkeiten.

Auch in anderen Strecken ohne die o.g. Nutzungen sind PCB-Verschleppungen zwar nicht auszuschließen, aber auch nicht mit einer Wahrscheinlichkeit zu belegen. Im Hinblick auf das Ziel der Identifizierung von Belastungsschwerpunkten wird solchen Strecken daher kein Verschleppungspotenzial zugeordnet und sie werden aus der weiteren Betrachtung ausgeschlossen.

Ist eine nicht durch Proben untersuchte Strecke jedoch als potenziell belastet erkannt (Verschleppungspotenzial oder Erstellung 1964-1991), so besteht die Möglichkeit, diese Einschätzung durch geeignete Beprobung und Analyse zu überprüfen. Erfolgt dies nicht, ist die Strecke generell als mit PCB belastet einzustufen und es ist analog zum nachgewiesenen PCB-Befund zu verfahren.

2.5 Maßnahmen

Mit der vorgestellten Vorgehensweise wurden Strecken(abschnitte) mit einer PCB-Belastung identifiziert, für die Erosion beim Wasseranstieg sehr wahrscheinlich ist, so dass Feinpartikel in Schwebelagung gelangen können. In diesen Bereichen sind dann Maßnahmen sinnvoll, die dazu beitragen, diese Mobilisation beim Wasseranstieg solange zu vermindern, bis die Strömungsgeschwindigkeiten das erosionskritische Maß unterschritten haben.

Bei möglichen Maßnahmen ist grundsätzlich zwischen Sanierung und Sicherung zu differenzieren. Bei der Sanierung werden die Schadstoffe entfernt. Bei der Sicherung werden mögliche Stoffausträge unterbunden. Aus derzeitiger Sicht steht folgender Maßnahmenkatalog untertägig zur Verfügung, der noch um spezifische Lösungen erweitert werden kann:

- **Hydraulische Maßnahmen**
 - Führung von Wasserströmen mit dem Ziel eines Wasseranstiegs entgegen dem Streckengefälle (Wehre, Dämme)
 - Verlangsamung von Strömungsgeschwindigkeiten (Schwellen, Mauern)
 - Aufstau und Erhöhung des Fließquerschnitts schon beim Wasseranstieg (Wehre, Dämme)
- **Abdeckung der Stoffquelle**
 - Aufbringung einer Schotterschicht (Vorteil: flexibel bei Sohleninstabilität)
 - Abdeckung mit Baustoff (Vorteil: Verhinderung von Lösungsprozessen)
- **Wasserführung**
 - Überbrückung des belasteten Bereiches während des Wasseranstiegs durch eine Rohrbrücke
- **Auskoffierung**

Solche Maßnahmen sind, auch nach Empfehlung ahu (Endbericht, S. 183), in Abwägung der Verhältnisse am Standort auszuwählen. Aufgrund der zu berücksichtigenden komplexen Rahmenbedingungen erscheint eine gutachterliche Begleitung unverzichtbar. Als diesbezügliche Einflussfaktoren sind z.B. zu nennen:

- Höhe der Belastung
- Streckenbeschaffenheit (Material auf der Sohle, Einbauten)
- Zugänglichkeit und Transport
- Erosionsszenario

Eine Entfernung des belasteten Materials ist z.B. nur sinnvoll bei lokal sehr starker Schadstoffanreicherung mit hohem Erosionspotenzial. Bei einer diffusen Stoffverteilung ist dies nicht möglich bzw. nicht verhältnismäßig. Es sei nochmals darauf hingewiesen, dass die Maßnahmen zur Minimierung des partikelgebundenen PCB-Austrags ihre Wirksamkeit nur solange aufweisen müssen, bis die Strecken wassererfüllt sind und die Strömungsgeschwindigkeiten den erosiv wirksamen Bereich verlassen haben.

2.6 Anlagenstandorte mit Einsatz wassergefährdender Betriebsmittel

Neben diesem in die Fläche gehenden Bewertungs- und Maßnahmenansatz werden Anlagenstandorte, an denen wassergefährdende Stoffe eingesetzt worden sind, separat begutachtet (vgl. Kap. 2, Abbildung 1 und Kap. 3.1.4 bzw. DMT-Gutachten GEE5-2016-01186-c). Hinsichtlich der wasserrechtlichen Auswirkungen aus dem Umgang mit wassergefährdenden Stoffen wird hierbei geprüft, ob und wo in diesem Bereich Betriebsstoffe unter Tage eingesetzt wurden und ob hieraus ein Gefährdungspotenzial im Rahmen der Überstauung mit den zulaufenden Grubenwässern entsteht. Falls erforderlich, werden Maßnahmen zur Beseitigung, Beherrschung oder Minimierung solcher Auswirkungen abgeleitet.

Solche Anlagenstandorte entsprechen zum Teil den im ahu-Beprobungskonzept ausgewiesenen Sonderbereichen. Für diese Standorte werden neben den zeitübergreifend eingesetzten Mineralölprodukten Betriebszeiten von PCB-haltigen Betriebsmitteln besonders berücksichtigt und schlagen sich bei Art und Umfang von Sanierungs- und Sicherungsmaßnahmen nieder.

2.7 Zusammenfassung Konzept

Dieses Konzept schlägt ausgehend von den Empfehlungen des ahu-Gutachtens, eine Vorgehensweise vor, diffus vorliegende PCB-Belastungen zu bewerten und mit Maßnahmen zu belegen. Anders als an ehemaligen Anlagen liegt hier kein konkreter Standortbezug vor. Ziel war es daher in den noch zugänglichen Strecken nachgewiesene und wahrscheinliche Belastungsschwerpunkte zu identifizieren und hier Mobilisationen und damit potenzielle Stoffausträge vor und während des diesbezüglich besonders sensitiven Wasseranstiegs zu vermindern. Entscheidende Bedeutung kommt der Verminderung der Erosion von Feinpartikeln zu, da diese gute Transporteigenschaften aufweisen. Die Nähe einer PCB-Belastung zum Wasserhebungsstandort besitzt hingegen im Zuge des Wasseranstiegs nur eine untergeordnete Bedeutung, da hierbei das Wasser in den wenigsten Fällen am Hebungsstandort verbleibt. Bei Anlaufen der Pumpen sind die Strecken längst überstaut und auch unter maximal strömenden Wassermengen werden dann keine Erosionsbedingungen mehr erreicht.

Diese Maßnahmen sind aber auch vor dem Hintergrund zu sehen, dass der überwiegende Teil der PCB-Belastungen dem bergmännischen Zugriff nicht

mehr zugänglich sind. Obgleich dort früher solche Maßnahmen nicht getroffen worden sind, belegen die Messergebnisse an verschiedenen Standorten, dass die Gehalte an Feinpartikeln im Grubenwasser aus bereits gefluteten Bergwerken gering sind. Dies spricht dafür, dass die Mengen an erodierten Feinpartikeln entweder vergleichsweise gering sind oder/und doch ausreichend Sedimentationsmöglichkeiten existieren (Strömungsverhältnisse beim Wasseranstieg s.o.). Darüber hinaus ist auch zu berücksichtigen, dass zwischen dem Fließgeschehen beim Wasseranstieg in einer Strecke und der Wasserannahme in einem meist deutlich höherem Niveau überwiegend mehrere Jahre vergehen, in denen dort sehr wenig Wasserbewegungen stattfinden. Entsprechend eröffnen sich zusätzliche Bedingungen zur Sedimentation der Partikel (auch in Schachtnähe), die dann bei Wasserannahme und Wiedereinsetzen von nun viel langsameren Strömungsgeschwindigkeiten nicht mehr erodiert werden.

Bei der Umsetzung von Sicherungsmaßnahmen nicht lokal gebundener Schadstoffgehalte sind daher nach Vorgabe auch technische Machbarkeit sowie Wirksamkeit und Nutzen zu berücksichtigen. Ziel dieser Maßnahmen ist es, die umweltverträgliche Einleitung der Grubenwässer durch Maßnahmen an der Stoffquelle zu unterstützen.

Dabei wird grundsätzlich angestrebt, die vorgegebenen Kategorien vollständig abzarbeiten. Spezifische Standortgegebenheiten können aber immer erfordern, und die Methodik muss dies auch ermöglichen, dass von dem vorgestellten Schema abgewichen wird, auch wenn einige offensichtliche Alternativwege in dem Schema bereits berücksichtigt wurden. Es ist nicht möglich alle Verhältnisse insbesondere für die noch aktiven Bergwerke, mit ihren deutlich komplexeren und längeren Streckenverhältnissen vorab einzuschätzen und vor allem auch in einem solchen Schema darzustellen, das ja auch eine gewisse Übersichtlichkeit bewahren soll. Die vorgestellten Bearbeitungsebenen sind daher vor allem als Hierarchie bei der Ableitung eines Maßnahmenbedarfes zu verstehen.

3 Wasserhaltung Zollverein

Im Folgenden werden die gemäß Konzept vorgesehenen gutachterlichen Bewertungen zu Erosionspotenzial und Maßnahmen für die noch offenen Grubenbaue der Wasserhaltung Zollverein durchgeführt. Die jetzt noch im Stadtbereich Essen aktiven Wasserhaltungen Amalie und Zollverein sind über das ehem. Bergwerk Helene im Niveau 8. und 9. Sohle miteinander verbunden. Aufgrund dessen kann die Einstellung dieser Wasserhaltungen nur im gemeinsamen Kontext mit dem Wasseranstieg im zentralen Ruhrgebiet erfolgen und wird daher in einem gemeinsamen Verfahren beantragt.

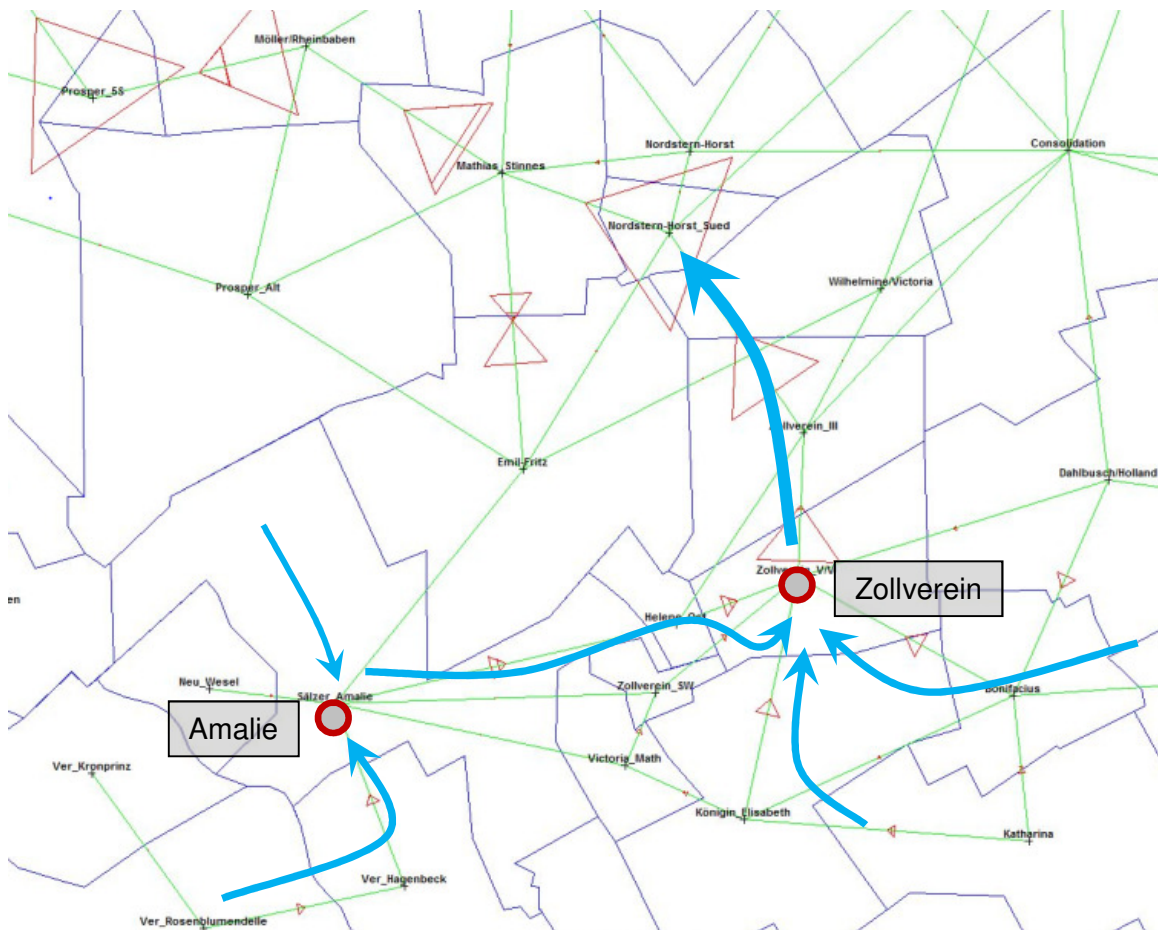


Abbildung 3: Lage der Wasserhaltungen Amalie und Zollverein in Strömungsfeld nach Einstellung der Pumpaktivitäten.

Die Kohleförderung auf Zollverein wurde 1986 eingestellt und der Standort zur Wasserhaltung umgestaltet. Die Wasserhaltung Zollverein stellt das Verbindungselement zwischen dem ehemaligen Grubengebäude des Bergwerks Zollverein im Süden und der Wasserprovinz Emschermulde im Norden dar. Entsprechend werden derzeit Wässer aus den beiden Provinzen

an zwei Dämmen angenommen und (aufgrund der geochemischen Rahmenbedingungen) separat gehoben (Abbildung 4). Nach erfolgtem Wasseranstieg wird Wasser durch die jetzt noch offenen Strecken nach Nord bzw. Ost in Richtung Mathias Stinnes und dann Prosper abfließen, um schließlich auf Lohberg gehoben zu werden (Abbildung 3).

3.1 Mobilisationspotenzial für PCB

Zu der Wasserhaltung Zollverein gehören aktuell noch die Strecken zwischen den Schächten Zollverein 2 und 12 (14. Sohle, -950 mNN) sowie die Anschlussstrecke zum Stinnesdamm (-966 mNN) (Abbildung 4). Außer den Hauptwasserzuflüssen dort und am südlichen Zollverein-Damm existieren noch geringe Wasserzutritte in die Strecken sowie im Schacht 2.

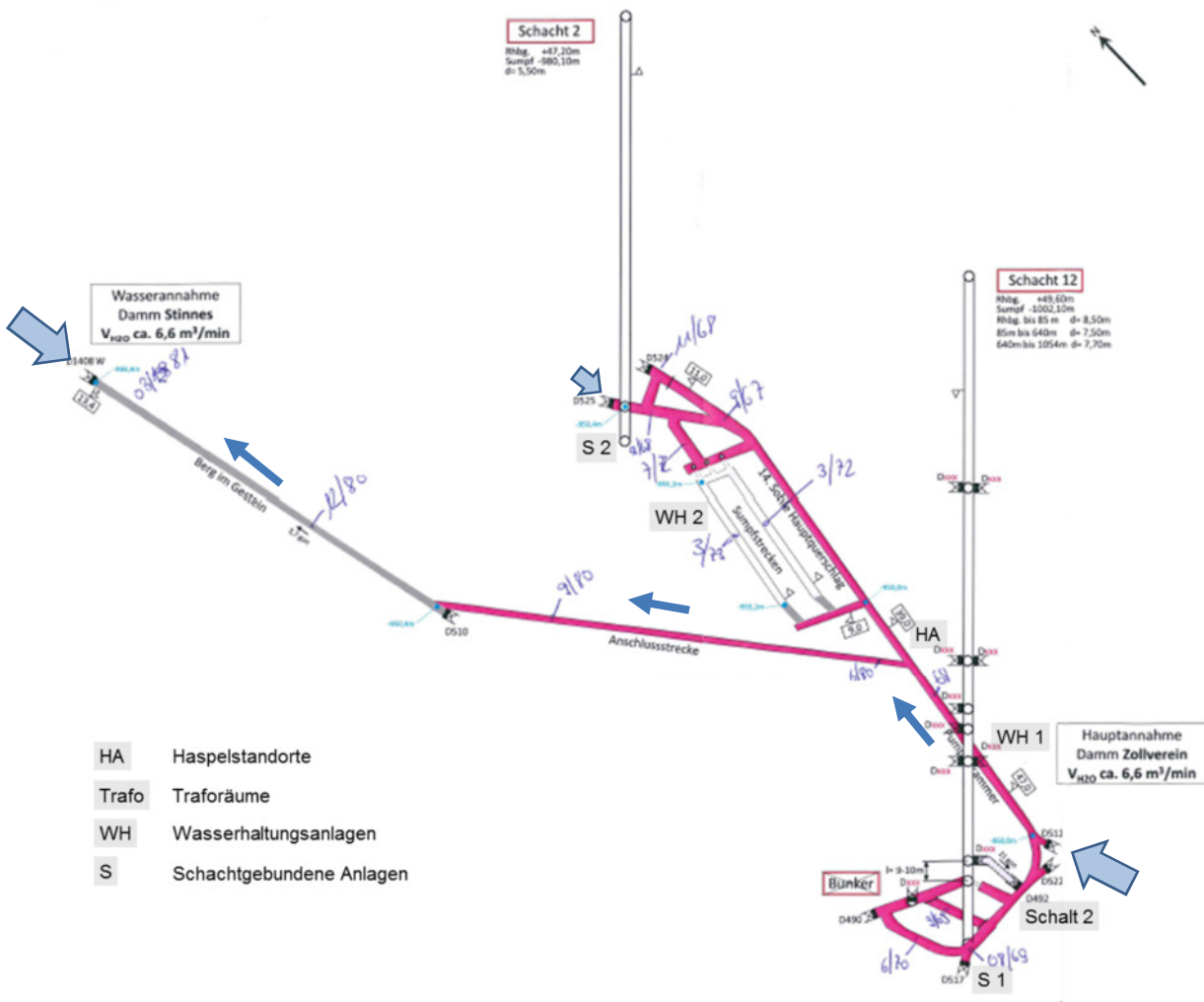


Abbildung 4: Streckenbild mit dem noch offenen Grubengebäude der Wasserhaltung Zollverein mit Auffahrungsjahr und Anlagenstandorten mit potenziellem Einsatz PCB-haltiger Betriebsmittel.

Das Mobilisationspotenzial für PCB basiert zum einen aus der nachgewiesenen oder vermuteten PCB-Belastung und zum anderen aus den Wasseranstiegsbedingungen bzw. Strömungsbedingungen vor und während des Wasseranstiegs.

3.1.1 Streckennetz

Grundvoraussetzung für das Erfordernis, eine Strecke bezüglich der PCB-Mobilisation in der Bewertung zu berücksichtigen, ist, dass sie eine Anbindung an die Wasserbewegungen vom Ort der Zuflüsse bis zu dem (den) vorgesehenen Wasserhebungsstandort(en) hat. Dies kann für das gesamte in Abbildung 4 gezeigte Streckensystem als gegeben angesehen werden. Zwar existiert eine Hauptfließachse zwischen den beiden Dämmen und die beiden Schächte und die jeweiligen Schachtumfahrungen liegen dazu peripher, allerdings sind die Entfernungen zu gering um eine Abkopplung von Strömungsgeschehen zu postulieren.

Den Datumsangaben in Abbildung 4 lässt sich zudem entnehmen, dass alle dargestellten Strecken im Schachtbereich Zollverein zwischen 1967 und 1981 aufgefahen wurden, also in dem Zeitraum, in dem auch PCB-haltige Betriebsmittel verwendet wurden (hier als Hintergrundinformation, Maßnahmenrelevanz s. Kap. 3.1.4).

Wesentlichster Aspekt für den Übergang von Partikeln von der Streckensohle in die Schwebform in der Wasserphase ist die Erosion. Wie in Kapitel 2.2 beschrieben, werden hierfür Strömungsgeschwindigkeiten benötigt, wie sie in wassererfüllten Strecken nicht auftreten können. Das Gefällefließen (eines Wasserzutrittes, nach Überstauen einer Schwelle) stellt somit die extremste Form der erosiven Strömung dar, die teilgefüllte Strecke ist eine individuell zu betrachtende Zwischenvariante.

Grundsätzlich wird dieser Zusammenhang im ahu-Gutachten (Detailbericht S. 96) wie folgt beschrieben:

- Dies (*Erl. Aufnahme von Schweb durch schnell strömendes Wasser*) tritt vor allem dann auf, wenn im Grubengebäude ansteigendes Wasser mit großem Gefälle und freier Oberfläche in bislang nicht geflutete Bereiche fließt.
- Bei einem langsamen Anstieg des Grubenwassers „von unten“ kommt es nicht zur Erosion



Abbildung 5: Schema zur Selektion der für PCB-Mobilisation relevanten Strecken (Ausschnitt aus Abbildung 1).

In einem nächsten Schritt ist es somit erforderlich, das als relevant identifizierte Streckensystem zunächst auf seine Neigung hin zu analysieren. Hierzu wurden die digital (ProGrube) verfügbaren Höhenprofile einzelner Streckensegmente miteinander verbunden grafisch dargestellt (Abbildung 6). Verwendet wurden in der X-Achse die Daten zur söhlichen Länge (= Aufsichtslänge). Die Hauptlinie dieser Darstellung bildet die Verbindung zwischen Stinnesdamm und Schacht 12 (Abbildung 7).

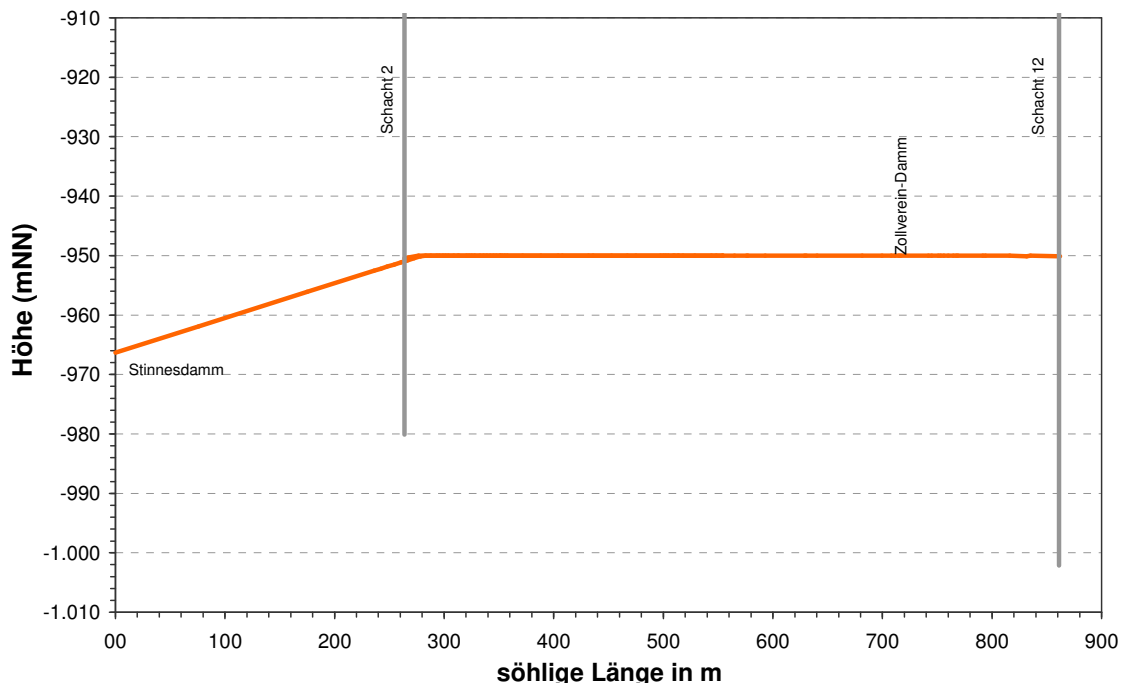


Abbildung 6: Höhenprofil des Streckensystems der Wasserhaltung Zollverein.

Die Strecken werden in einer solchen Darstellung somit als aufgefaltetes Linear in ihrer (söhlichen) Gesamtlänge dargestellt; Knicke und Kurven treten nicht mehr in Erscheinung. Da der Abzweig entlang der alten Sumpfbecke zum Schacht 2 exakt auf dem Niveau der Anschlussstrecke zwischen

Hauptwasserhaltung und Stinnesberg liegt, tritt diese Strecke in der Darstellung nicht in Erscheinung. Die Stecken zwischen den beiden Schächten sind somit extrem sählig aufgefahren worden. Die ebenfalls in diesem Niveau befindlichen sonstigen Strecken der Schachtumfahrung wurden hier zur Vereinfachung nicht dargestellt. Der Stinnesberg bildet die einzige Gefällestrecke im Grubengebäude. Die Schächte reichen 30 bzw. 50 m unter das Niveau der 14. Sohle.

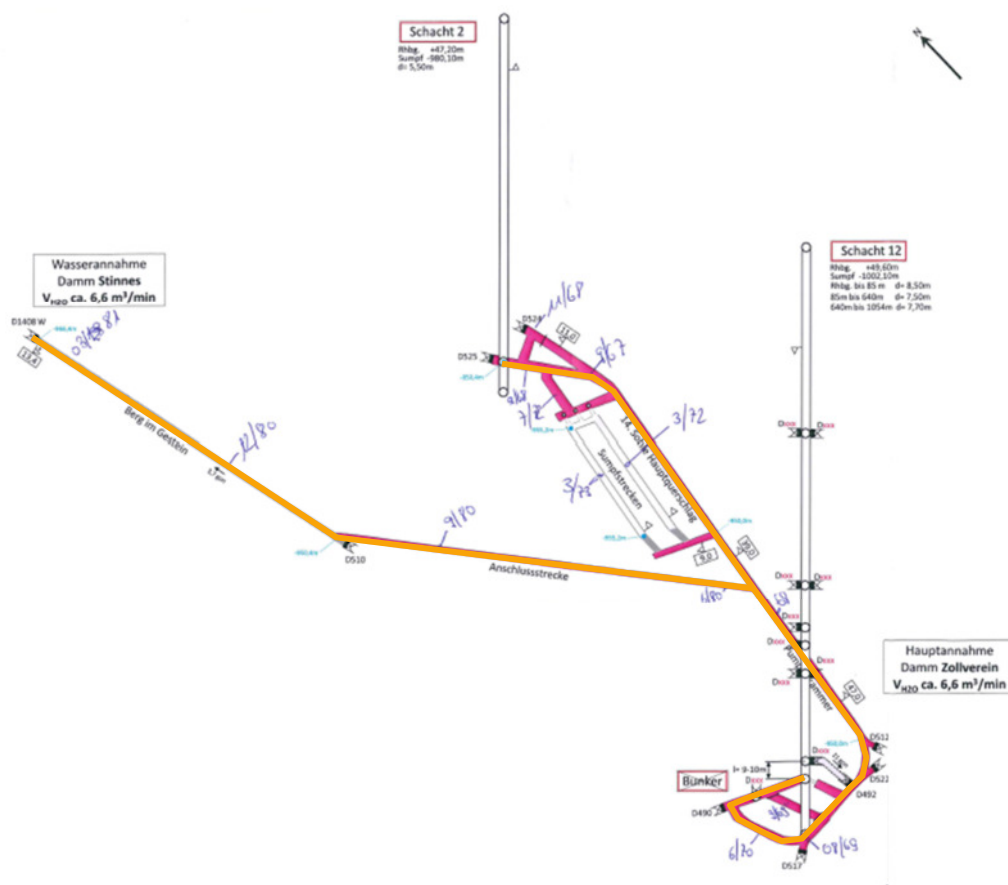


Abbildung 7: In Abbildung 6 dargestelltes Streckensystem (hier orange) der Wasserhaltung Zollverein.

Beide Schächte sollen für den Rückzug teilverfüllt werden. Dabei werden sowohl Schacht 12 als auch Schacht 2 für eine Brunnenwasserhaltung umgebaut. Die dafür umgesetzten Maßnahmen erfolgen unter Berücksichtigung der jeweiligen Erfordernisse auf Basis der dafür erstellten Gutachten.

3.1.2 Bezug zum Wasseranstieg

Das Streckensystem ist nun in den Zusammenhang von Wasserzuflüssen, Wasseranstieg und Wasserströmung zu stellen, um eine Einschätzung der

Erosionsprozesse nach dem Rückzug vornehmen zu können. Relevante Wasserzuflüsse aus dem Gebirge existieren in dem Restgrubengebäude kaum. Es gibt einige Pumpenlöcher in den Strecken (z.B. Anschlussstrecke) und geringe Wasserzuflüsse im Stinnesberg. Diese fließen über die betonierte Stufensohle ab und sammeln sich im Becken am Wasserannahmedamm, wo zudem noch Wasser aus Umläufigkeiten des Dammes gefasst wird. Die Gesamtmenge des den Strecken aus dem Gebirge zusitzenden Wassers lässt sich so auf ca. $1 \text{ m}^3/\text{h}$ abschätzen (Messungen existieren nicht).

In viel stärkerem Maße wird das Geschehen somit von den beiden in Kapitel 3 beschriebenen Wasserannahmen beeinflusst. Am südlichen Zollverein-Damm (WAD 512) treten $7 - 9 \text{ m}^3/\text{min}$ und am nördlichen Stinnesdamm (WAD 1408) ca. $5 \text{ m}^3/\text{min}$ zu (Abbildung 8). Dabei ist zu berücksichtigen, dass diese Mengen das Restwasser aus dem Grubengebäude zu wechselnden Anteilen mit enthalten, da es eine Zeitlang hinter den Stinnesdamm und dann seit Mitte 2016 hinter den Reservedamm WD 517 gepumpt wurde, von wo es wiederum in den Einzugsbereich von WAD 512 gelangt. Zu dieser Restwassermenge ist auch ein Damnzulauf (D 525 direkt am Schacht 2) von ca. $0,65 \text{ m}^3/\text{min}$ zu zählen, der somit einen weiteren Hauptzulauf in das Streckensystem darstellt (s. Abbildung 4). Dieses Wasser wird derzeit in den Sumpf von Schacht 2 geleitet und von dort dem Rohrsystem zur Sammlung und Ableitung des übrigen Sohlwasser zugeführt.

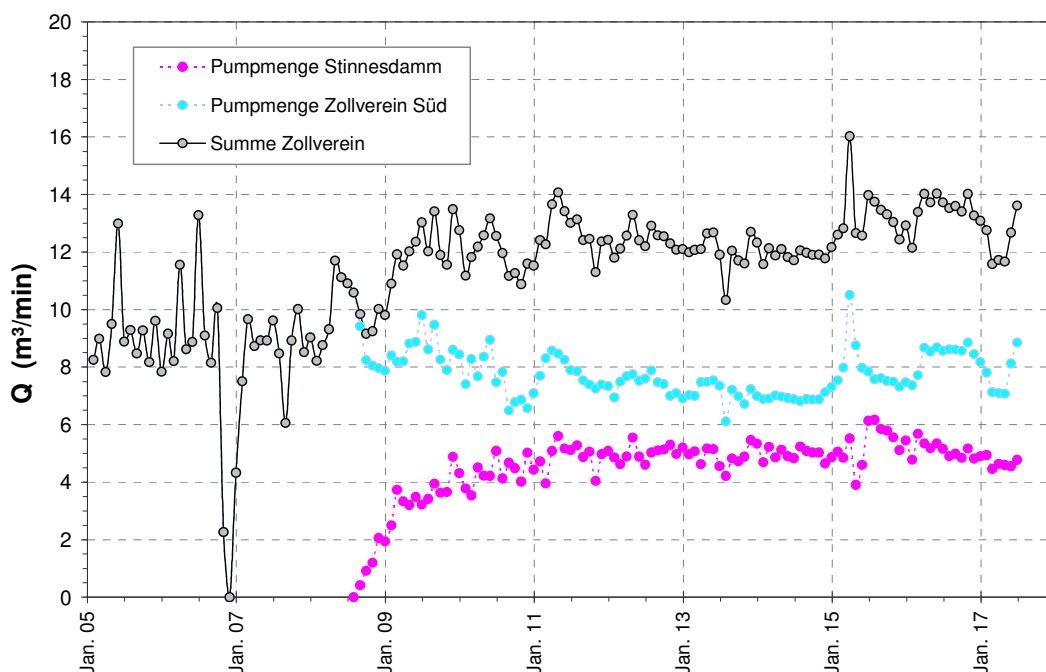


Abbildung 8: Entwicklung der auf Zollverein gehobenen Wassermengen seit 2005.

Wird die Wasserhaltung eingestellt, strömt (ohne weitere Maßnahmen) das Wasser vom Zollverein-Süd-Damm (7 – 10 m³/min) über die 14. Sohle am Schacht 2 vorbei durch die Anschlussstrecke und dann den Gesteinsberg hinab zum Stinnesdamm. Dies gilt in entsprechender Form für den Damm-Zufluss am Schacht 2 (0,7 m³/min), der nach Auffüllung des Schachtsumpfes an den Sumpfstrecken vorbei (die ehemalige Wasserhaltung ist abgedämmt) ebenfalls zur Anschlussstrecke fließen wird.

Da der 15 m unterhalb der 14. Sohle gelegene Stinnesdamm geöffnet ist, wird das Zollvereinwasser in Richtung Norden abfließen (Abbildung 3 und Abbildung 4) und dazu beitragen, dass der Wasserspiegel in der Emschermulde steigt. Aufgrund der geringen sonstigen Wasserzuflüsse stellt die Überflutung mit dem Wasser aus WAD 512 und D 525 das wesentliche hydraulische Ereignis auf der 14. Sohle dar.

Nach Einstellung der Wasserhaltung Zollverein ergeben die Berechnungen mit dem Boxmodell eine Zeitdauer von 6 Monaten, bis der Wasserspiegel in der nördlich Zollverein gelegenen Emschermulde das Niveau der 14. Sohle bei -950 mNN erreicht hat (Abbildung 9). Anstiegsgeschwindigkeit und dieser Zeitraum hängen u.a. auch von der Einstellung der Wasserhaltung Carolinenglück ab. Den Modellrechnungen liegt zugrunde, dass die Wasserhaltung Carolinenglück 5 Monate nach Zollverein abgeschaltet wird.

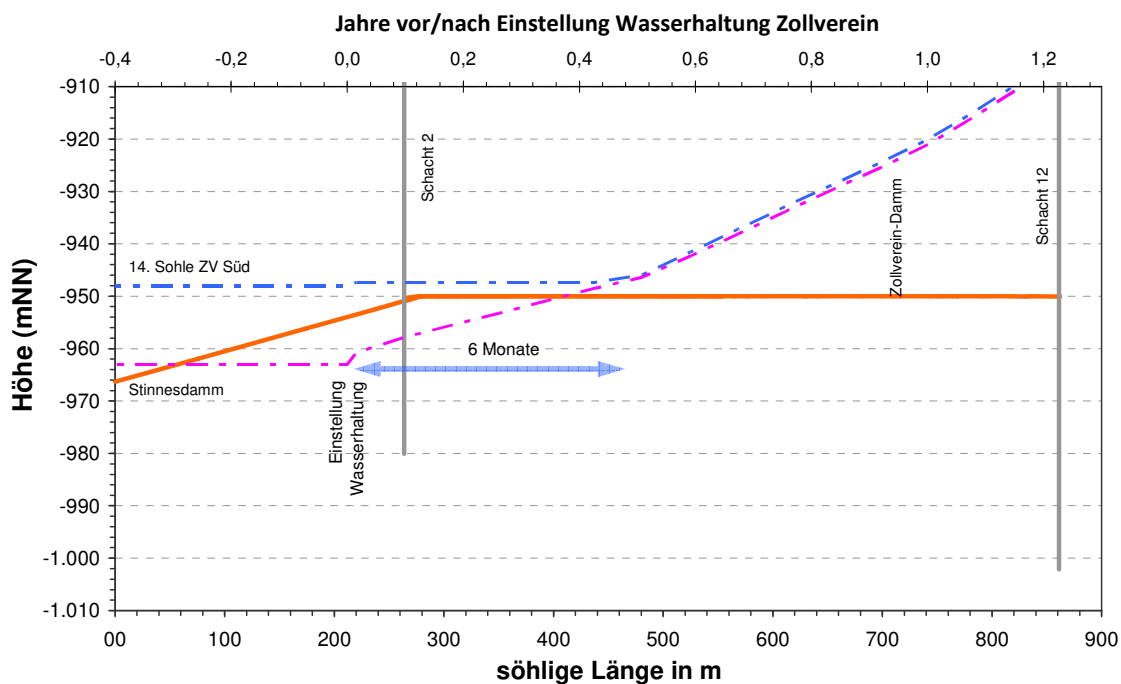


Abbildung 9: Höhenprofil des Streckensystems der Wasserhaltung Zollverein mit Entwicklung der Wasserstände (Modellprognose).

Diese zeitliche Abfolge bewirkt, dass in der Anstiegsphase bis zur Überstauung der 14. Sohle nur die auch derzeit am Zollverein-Süd-Damm angenommene Wassermenge von 7 – 10 m³/min (vgl. Abbildung 8) über die Sohle abfließt. Anschließend steigt der Wasserspiegel weiter an, wobei nach wie vor das Wasser in dem Zollverein-Streckensystem (dann bis zu 25 m³/min incl. Wasser aus Carolinenglück und Amalie) von Süden nach Norden fließt.

3.1.3 Erosionspotenzial

Gemäß des Bewertungskonzeptes können Strecken, in denen ein langsamer Anstieg des Grubenwassers „von unten“ erfolgt, aus der weiteren Betrachtung ausgeschlossen werden (Erosionspotenzial nicht vorhanden vgl. Abbildung 5). Die Fortdauer des Fließens bereits aktuell bestehender Zuflüsse in die und in den Strecken entspricht ebenfalls nicht den o.g. Erosionsanforderungen („ansteigendes Wasser fließt mit großem Gefälle und freier Oberfläche in bislang nicht geflutete Bereiche“).

In dem schachtnahen Grubengebäude auf der 14. Sohle, sind, wie schon bei der Beschreibung des Streckensystems gezeigt wurde, die Streckenneigungen sehr gering. Gefälle und somit Erosionspotenzial existiert somit zunächst nur im Gesteinsberg zum Stinnesdamm. Da der Wasseranstieg von Seiten der Emschermulde den Stinnesberg von unten herauf erfolgt, ist hier durch den Wasseranstieg selbst kein Erosionspotenzial vorhanden.

Überprägt wird diese Situation jedoch durch die in Kapitel 3.1.2 beschriebene Abflusssituation nach Abschalten der Pumpen. Beim Abfluss von 7 – 10 m³/min ist Erosion nicht nur im Gefälle des Stinnesberges zu erwarten, sondern auch auf dem Fließweg vom Wasserdamm 512 bzw. Schacht 2 über die Anschlussstrecke.

Zwar ist die Sohle im Stinnesberg betoniert, jedoch lagern darauf vor allem unter den Grubenwasserleitungen beträchtliche Mengen an Bergematerial (vgl. Kap. 3.1.4), das bei diesem gegenüber der derzeitigen Situation signifikant verstärkten Abfluss abgespült werden kann.

Bei dem genannten Abfluss wird auch auf der 14. Sohle selbst Erosion stattfinden, da ohne deren Überstauung erosiv wirksame Strömungsgeschwindigkeiten erreicht werden. Dies betrifft den gesamten Wasserweg vom Damm 512 zum Stinnesberg und auch vom Schacht 2 bis zur Anschlussstrecke. Die daran anschließenden Strecken zu und um die Schächte werden zwar zumindest im Sohlbereich eingestaut und vielleicht etwas überflutet werden, Erosion ist hier jedoch kaum zu erwarten. Die abgedämmten

ehemaligen Sumpfstrecken liegen abseits von diesem Strömungsgeschehen.

Der Standort Zollverein wird als Reservestandort zur Wasserhebung vorbereitet. Das bedeutet, dass für den Fall, dass das Wasser aus der Emschermulde nicht wie gewünscht nach Osten abfließt, dieses auch an diesem Standort gehoben werden kann. Dazu werden beide Schächte für eine Brunnenwasserhaltung vorbereitet. Solche Maßnahmen beeinflussen jedoch lediglich das Strömungsregime nachdem sämtliche Strecken vollständig mit Wasser erfüllt sind und somit kein Erosionspotenzial mehr vorliegt (vgl. Kap. 2.2).

3.1.4 Belastungssituation

Nach Bewertung des Erosionspotenzials ist zu überprüfen, ob in erosionsgefährdeten Streckenabschnitten eine PCB-Belastung gegeben oder zu erwarten ist, die dann Maßnahmen erfordern würde. Das Bearbeitungskonzept sieht allerdings zusätzlich vor, grundsätzlich alle Analyseenergebnisse im Untersuchungsbereich zu berücksichtigen (Abbildung 10 rechts). Auch Strecken, die die Kriterien 1 (Lage) und 2 (Erosionspotenzial) nicht erfüllt haben, sollen anhand dieser Befunde nochmals überprüft und bewertet werden.

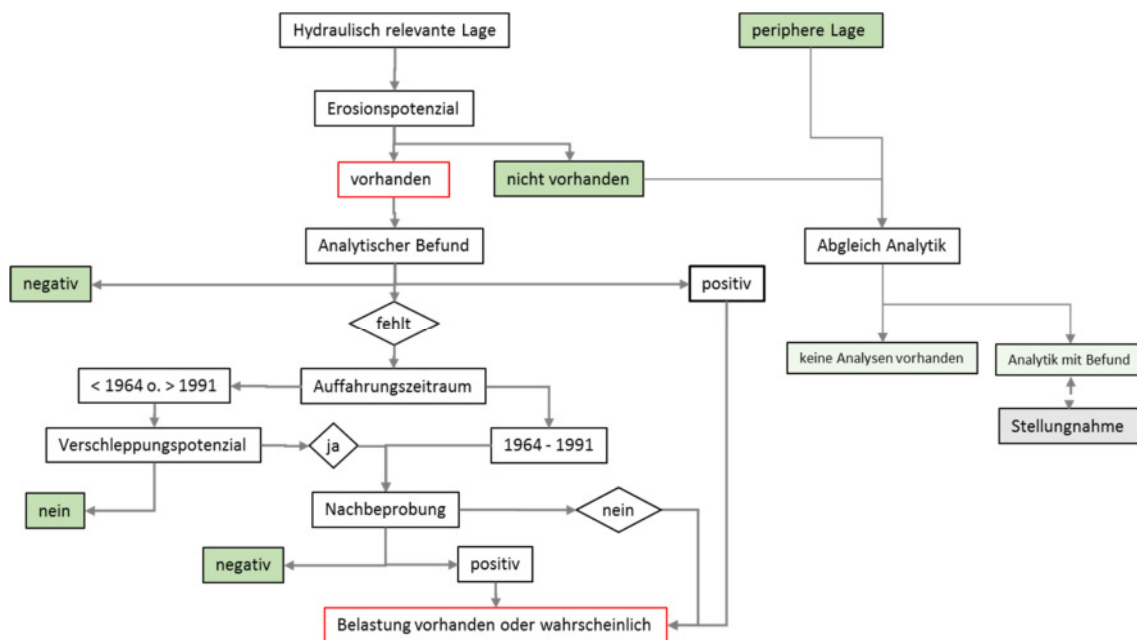


Abbildung 10: Bearbeitungskonzept zur Ermittlung der Belastungssituation (Ausschnitt aus Abbildung 1).

Ausgangspunkt für die Einschätzung der Exposition einer Strecke gegenüber PCB-Eintrag bildete ursprünglich deren Auffahrungszeitraum. Im Verlauf der Untersuchungen der letzten Jahre hat sich aber gezeigt, dass diese Situation häufig durch spätere Ereignisse bzw. Betriebsbedingungen überlagert wird.

Im Laufe des Bergwerksbetriebs sind Veränderungen der Stoffbelastung der Sohlen nach der Erstellung sowohl zu einer Erhöhung aber auch zu einer Verminderung möglich:

- Das Aufbringen von Schotter-/Bergematerial nach der Auffahrung dürfte vielfach durch die Auffahrung in der Sohle verbliebene PCB abdecken. Dies gilt auch für Neuschotterungen im Zeitraum nach PCB-Einsatz.
- Senkungsmaßnahmen führen zu einer Abfuhr belasteter Materialien, wobei diese Belastung aus der Auffahrung oder der späteren Nutzung stammen kann.
- Durch die Nutzung und Materialverschleppung kann es zu einer PCB/PCDM-Belastung auch von früher aufgefahrenen Strecken kommen.
- Da in Schachtnähe Transportwege aus verschiedenen Grubenbereichen zusammenlaufen, sind hier Verschleppungen unabhängig vom Zeitpunkt der Errichtung des Schachtes immer wahrscheinlich.

Grundsätzlich lässt sich somit sagen, dass der Auffahrungszeitraum eher von untergeordneter Bedeutung für eine realistische Einschätzung der Belastungssituation mit PCB ist. Dennoch bietet eine solche Zuordnung eine Einschätzung der Exposition der jeweiligen Bereiche über ihre Nutzungsdauer und ist von daher nützlich und wichtig. Bei der Bewertung eines Grubengebäudes bzw. abgrenzbarer Teilbereich geht es aber vielmehr darum, angelehnt an das in Abbildung 10 dargestellte Grundschema eine möglichst realistische Einschätzung der Gesamtsituation zu erhalten.

Alle noch offenen Strecken im Schachtbereich Zollverein wurden zwischen 1967 und 1981 aufgefahren, also in dem Zeitraum, in dem auch PCB-haltige Betriebsmittel verwendet wurden (Abbildung 4). Auffahrungen im PCDM-Einsatzzeitraum (1985 bis 1989, mit Übergangsphase bis 1991) existieren somit nicht.

Die Einstellung der Kohleförderung an dem Standort im Jahre 1985 erfolgte somit etwa gleichzeitig mit der Umstellung von PCB-haltigen (bis 1986) auf PCDM-haltige Betriebsmittel (1985 bis 1989/1991). Von daher ist es inte-

ressant, dass die am Standort untersuchten Materialien dennoch beträchtliche Anteile von PCDM/TCBT in den Belastungen enthielten (Abbildung 11). Diese PCB-Ersatzstoffe müssen also in den letzten Betriebsmonaten des aktiven Bergwerkes, bzw. in der Stilllegungs- und Umbauphase in das Bergwerk gelangt sein. Dieser Befund bestätigt die Einschätzung anhand anderer Standorte, dass die potenzielle Belastung aus der Auffahrung durch den späteren Betrieb überlagert wird.

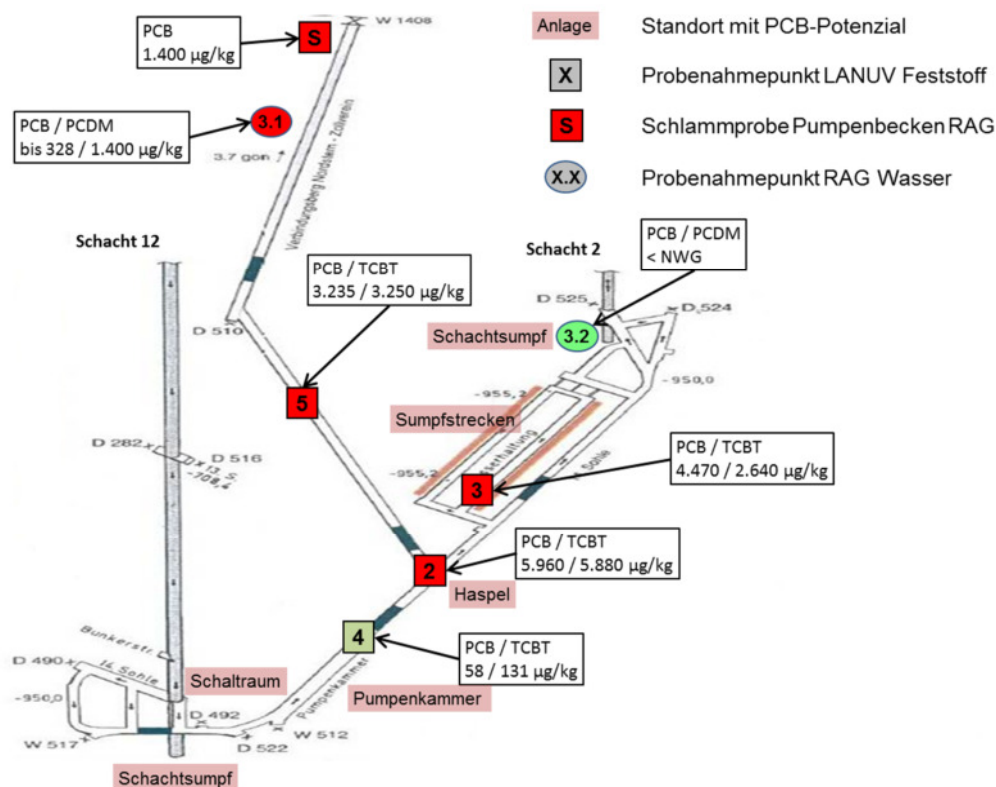


Abbildung 11: Grubengebäude Zollverein mit Probenahmepunkten und Analysenergebnissen.

Bei Betrachtung der Befundsituation in Abbildung 11 wird anhand der Farbgebung der Probenahmepunkte deutlich, dass die meisten Proben hohe Belastungen mit mehr als 1.000 µg PCB bzw. TCBT/kg Feststoff aufweisen (Einordnung vgl. Kap. 2.3). Diese Belastungssituation ergibt sich sowohl für den Hauptwasserweg zwischen den beiden Wasserannahmedämmen als auch in den peripher gelegenen Sumpfstrecken.

Die beiden im Bereich der Anschlussstrecke genommenen Proben 2 und 5 aus dem LANUV-Untersuchungsprogramm haben ca. gleiche Gehalte an PCB und TCBT gemeinsam. Zwar ist davon auszugehen, dass um 1985 beide Stoffe nebeneinander benutzt wurden, jedoch befand sich auf der

14. Sohle keine Bandanlage – die Bunker am Schacht 12 wurden auf anderen Wegen beschickt. Diese jetzt in der Sohle befindlichen Belastungen können somit entweder aus dem Haspelbetrieb oder aus sonstigen Verschleppungen/Transporten stammen. Dieser Doppelbefund macht es wahrscheinlich, dass diese Belastungseinschätzung auf die gesamte 14. Sohle übertragen werden muss, und nicht auf den Haspelstandort (s. DMT-Gutachten GEE5-2016-01186-c) beschränkt ist (vgl. Kap. 3.2).

Auch im Verbindungsberg Zollverein – Nordstern bzw. Stinnesberg wurden PCB und PCDM gefunden. Der gesamte Stinnesberg ist in Stufen betoniert und diese Betonierung erfolgte bereits zu Betriebszeiten des Bergwerkes. Eine geringe Wassermenge fließt im Fahrweg über diese Betonfläche zum Damm am Tiefpunkt.

Unterhalb der ehemaligen Bandanlage (jetzt unterhalb der Rohrleitungen neben dem Fahrweg) ist Bergematerial verteilt, bei dem es sich aufgrund der Konsistenz (grobstückig, z.T. Beton) vermutlich um Aushub aus anderen Bereichen handelt, der erst nach Demontage des Bandantriebs hier abgelagert wurde. Am Sonntag den 28.08.2016 wurde ein Rohr der Stinnesleitung ca. 30 m unterhalb des Bergeinganges gewechselt. Hierbei lief das Wasser aus der Bruchstelle den Stinnesberg herunter und wurde vor dem Damm aufgefangen und über die Pumpe dem Reservedamm zugeführt. Nach diesem Ereignis, das mitten in die Beprobungskampagne von Zollverein-Wasserproben (Juli bis Oktober 2016) fiel, enthielt dieses Wasser (Probe 3.1 in Abbildung 11) PCB/PCDM (vorher unterhalb NWG).

Auch in den Feststoffen aus dem Pumpenbecken am Stinnesdamm wurden (Anfang 2017) ähnliche Belastungen ermittelt (Probe S). Da in dem am Stinnesdamm angenommenen Wasser, das in geringen Mengen auch dem Sumpf aus dem Damm zuläuft, kein PCB/PCDM nachgewiesen werden konnte, erscheint es plausibel, dass die gefundenen Belastungen aus dem im Stinnesberg liegenden Materialien stammten. Das Pumpenbecken ist 2017 von den durch die Probe charakterisierten Schlämmen gereinigt worden.

Es war aufgrund des Stilllegungszeitraumes der alten Wasserhaltung/Pumpensümpfe (1986) davon auszugehen, dass sich dort noch Schlämme aus dem Betriebszeitraum befinden, die auch PCB/PCDM enthalten. Die neue Wasserhaltung, ohne Anschluss an die Sumpfstrecken, wurde 1986 in Betrieb genommen. Die LANUV-Probe 3 (Abbildung 11) stammt aus einer der Sumpfstrecken aus dem Sohlbereich der Kante des dort stehenden Was-

sers. Die dort befindlichen Schlämme sind aufgrund der vorgefundenen Belastung und deren flächiger Verteilung entsprechend der übrigen Sohle zu bewerten. Das Material dort enthält mehr PCB als TCBT, beide Stoffgehalte sind als hoch zu bewerten. Dieser Befund entspricht der Annahme, dass die dort gebildeten Schlämme eher den Stoffeinsatz bis Mitte der 80er Jahre im aktiven Bergwerksbetrieb abbilden, als die Verwendung von PCB-Ersatzstoffen, die ja erst kurz vor Beendigung von Kohleförderung und Betrieb der Sumpfstrecken einsetzte. Dass sich dann die PCDM-Verwendung auch auf Zollverein noch rasch durchsetzte, zeigen die Ergebnisse des PCB-PCDM-Monitorings des auf Zollverein gehobenen Grubenwassers. Hier wurden (in der Wasserphase) ab 1985 (Beginn des PCDM-Einsatzes) PCB-Konzentrationen zwischen 0,01 und 0,1 µg/L und PCDM-Konzentrationen bis zu 1 µg/L gemessen.

Die Wasserproben (mit Schwebstoffen) aus den beiden Schachtsümpfen ergaben für die beiden Schächte unterschiedliche Ergebnisse. Schacht 2 wurde in 2016 mehrfach nur auf PCB und Anfang 2018 neben PCB auf viele sonstige Parameter untersucht. Hinweise auf anthropogene Belastungen ergaben sich keine. Für Schacht Zollverein 12 ergaben die Untersuchungen bezüglich PCB keine eindeutigen Ergebnisse, jedoch aber Hinweise, dass hier Verunreinigungen von Betriebsstoffen und möglicherweise auch PCB vorliegen. Der Standort wird dementsprechend gereinigt und besichert, so dass eine PCB-Freisetzung hier nicht mehr erfolgen kann.

Auch der Bereich der Pumpenkammer ist den Anlagenstandorten mit Einsatz wassergefährdender Stoffe zuzuordnen und wird dementsprechend in dem DMT-Gutachten GEE5-2016-01186-c bewertet. Die Pumpenkammer wurde 1986 in Betrieb genommen als der PCB-Einsatz auslief und zu PCB-Ersatzstoffen übergegangen wurde. Die Sohle ist betoniert und wird regelmäßig gereinigt. Damit sollte hier kein Altmaterial aus dem PCB-Einsatzzeitraum mehr vorliegen. Allerdings, wurden im eisenbraunen Schlamm aus einer Sammelrinne (mit Pumpe), in der das Spaltwasser aus den Pumpen abläuft, geringe PCB- und TCBT-Gehalte gefunden (Probennummer 4, Abbildung 11). Diese Senke wird im Zuge des Anlagenrückbaus gereinigt werden.

Ziel der Probenuntersuchungen war es nicht, ein lückenloses Bild der PCB-Gehalte in den Strecken zu erhalten, sondern eine Einschätzung zur Belastungssituation im Hinblick auf eine etwaige Notwendigkeit von Maßnahmen zur Sicherung gegen Partikelmobilisation zu erhalten. Betrachtungen zum PCB/PCDM-Verhältnis tragen nur zum Verständnis des Stoffeintrages bei,

sind aber letztlich für den Umgang mit der Standortsituation unerheblich. Belastungspotenzial und Belastungssituation führen zu dem einheitlichen Ergebnis, dass letztlich alle Strecken des hier immer schachtnahen Zollverein-Grubengebäudes als grundsätzlich bzw. potenziell belastet einzustufen sind.

3.2 Maßnahmen

Diese Einschätzung zusammen mit dem in Kapitel 3.1.3 identifizierten Erosionspotenzial im Wasseranstieg führen dazu, dass an diesem Standort Maßnahmen zur Erosionsminderung bzw. –Verhinderung erforderlich sind. Da es sich hierbei ganz offensichtlich um eine flächig diffuse, zumindest aber nicht räumlich eingrenzbar, Belastung handelt, sind Maßnahmen wie Abdeckung mit Beton oder Schotter, wie sie im ahu-Gutachten als Beispiele erwähnt werden, hierfür nicht umsetzbar. Es ist auch zu bedenken, dass am Standort bis zum endgültigen Rückzug Transport (auch aus grubensicherheitslichen Aspekten) möglich sein muss. Es ist somit erforderlich, alternative Maßnahmen zu entwickeln.

Aus den Anlagenbetrachtungen (s. o.g. DMT-Gutachten GEE5-2016-01186-c) ergibt sich, dass es sinnvoll ist, die ehemaligen Sumpfstrecken abzdämmen, was auch aus anderen Gründen (Rohrlager) im Rückzugskonzept vorgesehen ist. Dadurch füllt sich der Bereich dann langsam auf und überstaut die Sedimente in den Sümpfen selbst aber auch in den Anschlussstrecken ohne Erosion und starke Wasserbewegungen. Der Abschluss dieser Sedimente ist auch in Anbetracht möglicher Wasserhebungen auf Zollverein als Reservestandort von Vorteil, wenn auch nicht unbedingt erforderlich.

Die aktuellen Ölaustritte am derzeit im Abzweig der Anschlussstrecke aufgestellten Haspel stehen sicherlich nicht mit den dortigen PCB-Befunden in Zusammenhang. Durchaus möglich ist es aber, dass die dort früher montierten Geräte entsprechende Emissionen verursacht haben, die heute aber nicht mehr lokal zu identifizieren sind. Daher wurden für diesen Standort auch keine lokalen Maßnahmen abgeleitet.

Da der gesamte Sohlbereich als PCB/PCDM-belastet einzustufen ist, müssen sich Maßnahmen zur Verhinderung entsprechender Mobilisation am im Kapitel 3.1.3 beschriebenen Erosionsszenario orientieren. Diese Erosionszone betrifft den Wasserweg zwischen Zollverein-Damm 512 und Stinnesdamm 1408 sowie die Verbindung zum Damm 525 bzw. Schacht 2 in der Phase, bis die 14. Sohle überstaut ist.

Will man nicht sämtliche Berge im Stinnesberg räumen und die 14. Sohle komplett betonieren, ist demnach zu verhindern, dass nach Abstellen der Pumpen Wasser vom südlichen Damm und von Schacht 2 über die Sohle nach Norden fließt und dann den Stinnesberg hinab strömt. Die Wassermenge wäre mit ca. 7 – 10 m³/min beträchtlich und Erosion unvermeidbar. Stiege das Wasser hingegen vom nördlichen Damm langsam über den Stinnesberg an und würde dann die 14. Sohle (keine Neigungen) langsam überstauen, gäbe es keine Erosion, da "ein schnelles Fließen des Grubenwassers in nicht eingestauten Grubenbereichen" gemäß ahu-Gutachten verhindert wird.

Daher wird empfohlen Maßnahmen zu treffen, die das freie Wasserströmen des Wassers vom südlichen Wasserannahme-Damm 512 und Damm 525 in der Auffüllphase dieses Streckensystems unterbinden und so Erosion PCB-haltigen Substrates aber auch von Material allgemein verhindern. Dazu besteht die Möglichkeit das Wasser kontaktfrei mittels Rohrleitungen von den Dämmen 512 und 525 bis an den Fuß des Stinnesbergs zu leiten. Bei den zu erwartenden Wassermengen (s.o.) und der am Damm 512 bis zum Niveau der Dammrohre möglichen Stauhöhe (1,2 m) reichen bei der zu überbrückenden Streckenlänge von 720 m zwei DN 400 Rohre bzw. ein DN 500 Rohr zur Durchleitung aus. Die Abflusshöhen der Rohre (hier vor allem der hier zu öffnenden Dammrohre) in den Dämmen 525 am Schacht 2 und dem Reservedamm 512 am Schacht 12 sind zu beachten. Ggf. ist der Anschluss separater Leitungen erforderlich.

Gemäß der derzeitigen Modellrechnungen (s. Kap. 3.1.2, Abbildung 9) erfordert der Wasseranstieg etwa ein halbes Jahr. Es ist daher nicht grundsätzlich auszuschließen, diesen Wasseranstieg kontrolliert auszuführen und sich erst endgültig aus dem Grubengebäude zurückzuziehen, wenn der Wasserspiegel die 14. Sohle erreicht hat. Dieser Zeitraum ermöglicht es auch, sich trotz Abstellens der Pumpen ohne Zeitdruck aus dem Grubengebäude zurückzuziehen.

Zusammen mit dem beschriebenen Hauptwasserweg auf der 14. Sohle werden sich auch die randlich ebenso gefällefrei aufgefahrenen Strecken zu den beiden Schächten erosionsfrei mit Wasser füllen. Zusätzliche Maßnahmen sind hierzu nicht zu treffen. Ist das Streckennetz erst vollständig mit Wasser gefüllt und Wasser strömt entweder von Norden nach Süden der geplanten Wasserhaltung Lohberg zu als auch für den Fall, dass eine Wasserhaltung am Standort Zollverein nach dem Wasseranstieg wieder betrieben wird, sind die Strömungsgeschwindigkeiten zu gering, um mit Sohleerosion auch PCB-haltige Partikel zu mobilisieren.

4 Wasserhaltung Amalie

Die Chronologie der zur Wasserhaltung Amalie gehörenden Bergwerke ist sehr komplex. Nach zahlreichen Zusammenlegungen und Umbenennungen entwässern heute Vereinigte Rosenblumendelle, Ver. Kronprinz, Ver. Hagenbeck, Neu-Wesel, Sälzer-Amalie und Helene-Ost an diesem Standort. Nachdem schon früher die randlich angeschlossenen Bergwerke geschlossen hatten, wurden 1966 auch auf Amalie selbst die Abbauaktivitäten beendet, das Bergwerk endgültig stillgelegt und die Schächte Amalie und Marie zum Pumpenstandort umgebaut.

Heute wird Grubenwasser auf der 9. Sohle (974 m-Sohle, -920 mNN) an zwei Dämmen im Norden (W2) und im Süden (W1) angenommen und in die jeweils etwa 290 m langen Sumpf-Querschläge eingeleitet (Abbildung 12). Darüber hinaus fallen noch geringe Wassermengen in den Sümpfen der beiden Schächte Amalie und Marie an. Die Wässer werden dann über den Schacht Amalie zu Tage gefördert.

Gemäß Analyse der Grubenbaue binden die die Entwässerung nach Osten (Zollverein) ermöglichenden hydraulischen Verbindungen (vgl. Abbildung 3) an das Grubengebäude hinter dem nördlichen Wasserannahmedamm an. Somit wird das auf der 9. Sohle von Süden zuströmende Wasser nach einem Wasseranstieg voraussichtlich durch das derzeit noch offene Streckennetz zum nördlichen Damm fließen und von dort über Verbindungen auf der 9. und 8. Sohle in Richtung Zollverein abfließen. Beide Schächte werden bis zur 8. Sohle (inclusive) verfüllt. Das zu bewertende Grubengebäude ist somit in jedem Fall Bestandteil des Wasserweges (vgl. Kap. 2.1). Nur für den Schacht Amalie sind zwei Hüllrohre DN 1400 vorgesehen, um ihn so für eine mögliche Wasserhaltung als Reservestandort vorzubereiten.

4.1 PCB-Belastung und Mobilisationspotenzial

Die Einstellung des Bergbaus auf Amalie (30.09.1966) fällt sehr eng zusammen mit der Einführung PCB-haltiger Flüssigkeiten im Steinkohlenbergbau des Ruhrgebietes (Bergverordnung der damaligen Oberbergämtern Bonn und Dortmund am 18. Dezember 1964). Ab Mitte der sechziger Jahre wurden dann dementsprechend PCB unter Tage als schwerentflammbare Hydraulikflüssigkeiten eingesetzt. Die typischen Anlagenanwendungen (Walzenschrämlader, Strömungskupplungen, Häspel) waren auf dem Standort dementsprechend kaum mehr vorhanden, so dass ein diffuser Stoffeintrag aus den umgebenden Baufeldern wie z.B. auf Zollverein in die Schachtanlage so hier nicht stattgefunden haben kann.

Somit verbleibt – auch dies war am Standort Zollverein anhand der PCDM erkennbar – ein möglicher Stoffeintrag durch den laufenden Wasserhaltungsbetrieb. Ein Einsatz PCB-haltiger Betriebsmittel in entsprechenden Anlagen kann immerhin zwischen 1966 und Ende der 80er Jahre sowie von PCB-Ersatzstoffen (PCDM) zwischen 1985 und Anfang der 90er Jahre erfolgt sein.

Anlagen, in denen in dem eng begrenzten Grubengebäude in diesen Zeiträumen entsprechende Betriebsmittel eingesetzt worden sein können, gibt es auf Amalie nicht viele. Wahrscheinlich sind dies lediglich die elektrischen Komponenten für die Pumpen der Wasserhaltung. In einem separaten Raum neben dem Haupt-Querschlag standen und stehen Schaltschränke und Anlasser (Abbildung 12). Die Sohle ist hier allerdings komplett betoniert und sauber, so dass Rückstände von früheren Anlagen hier nicht erkennbar und aufgrund des Untergrundes sowie der regelmäßigen Reinigung auch nicht mehr zu erwarten sind.

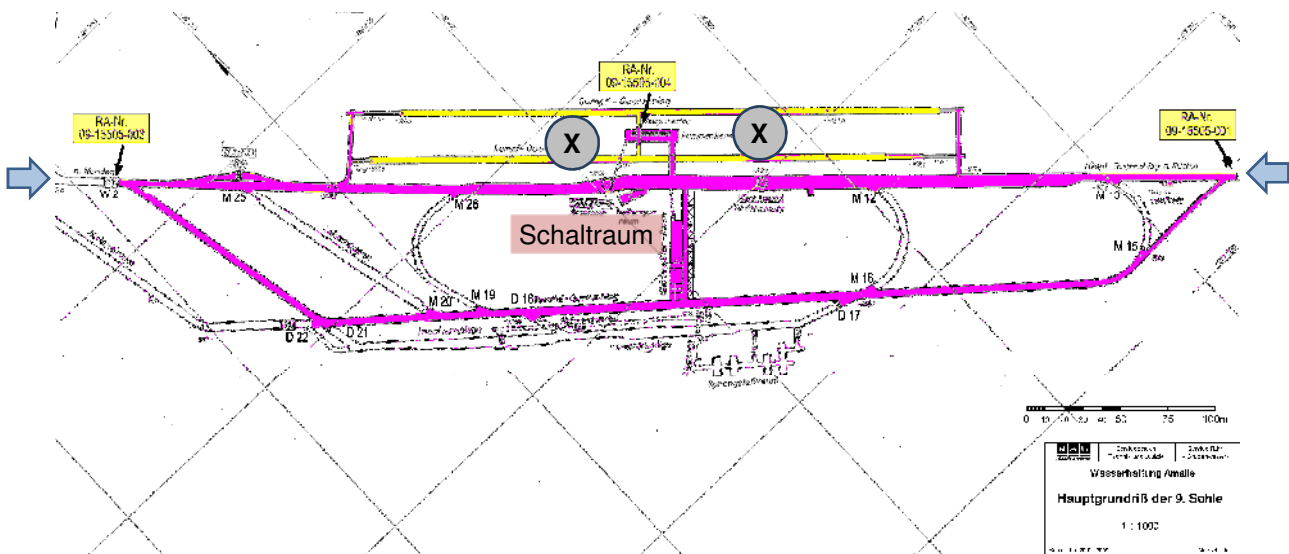


Abbildung 12: Streckenbild mit dem noch offenen Grubengebäude der Wasserhaltung Amalie.

Diese Einschätzung wird durch die Wasseranalysen (kein PCB-Nachweis bei Bestimmungsgrenze $14 \mu\text{g}/\text{kg}$) aus den beiden Schachtsümpfen bestätigt, die aufgrund der möglichen Akkumulation von Sohlmaterial ansonsten häufig eine Senke für belastete Feststoffe darstellen. Der Wasserspiegel wird in beiden Schächten kurz über Sumpfbasis gehalten, so dass kein relevanter Schlammkörper existiert.

Die Analysen des gehobenen Grubenwassers zeigen allerdings, dass auch der nur kurze Einsatzzeitraum von PCB im Wassereinzugsgebiet der Wasserhaltung Amalie – wenn auch geringe – Spuren hinterlassen hat. Sowohl

in der Untersuchungskampagne 2003 (StUA Herten PCB-52 3,2 µg/kg, alle übrigen Kongenere < 3 µg/kg) als auch im LANUV-Sondermessprogramm 2015 (Max PCB-52 2,8 µg/kg, PCB-28 bis PCB-118 in bergbautypischer Verteilung) wurden geringe PCB-Gehalte ermittelt. Diese Werte befinden sich jedoch naher der Nachweisgrenze und diese Wasserkonzentrationen liefern nur eine Hintergrund-Information über das Einzugsgebiet, nicht aber über das offene Grubengebäude.

Feststoffanalysen von den Sohlen wurden im Rahmen des ahu-Untersuchungsprogramms 2016/2017 aufgrund der Vorbewertung des Standortes als PCB-unkritisch nicht durchgeführt. Zudem ist die komplette Sohle (magenta gefärbt in Abbildung 12) betoniert, wobei die Betonierung der westlichen Schachturnfahrung in den letzten Jahren neu erstellt wurde. In dem östlichen Hauptquerschlag zwischen den Dämmen mit den quasi mittig gelegenen Schächten besteht die Sohle z.T. aus mürbem Altbeton, auf dem sich auch teilweise Feinberge als dünne Lage angesammelt haben.

Dem Sohlriss ist aber auch zu entnehmen, dass die schachtnahe 9. Sohle komplett horizontal aufgefahren wurde. Alle Höhenpunkte befinden sich zwischen -918,7 und -920,0 mNN an den Anschlägen an die Schächte. Tiefpunkte des Grubengebäudes sind die Schachtsümpfe (14,5 m bzw. 20,4 m unter Sohle) und die Sumpfquerschläge (ca. -924 mNN).

Ein Erosionspotenzial lässt sich im Zusammenwirken von söhliger Strecke, Betonierung und Auffüllverhalten der Oberflächen aus zwei Zuläufen an den Streckenendpunkten nicht herleiten.

4.2 Maßnahmen

Unter Berücksichtigung des fehlenden Erosionspotenzials, des Fehlens von Anhaltspunkten für Standortbedingungen, die zu einem PCB-Eintrag in eine aus Lockermaterial bestehende Sohle geführt haben könnten sowie den befundfreien Wasserproben aus den beiden Schachtsümpfen sind an diesem Standort keine Maßnahmen zur Minderung von PCB-Mobilisationen erforderlich.

5 Deponie Zollverein

Im direkten Umfeld der noch offenen Schächte Zollverein 12 und 2 befinden sich mehrere mit Steinkohlenfilteraschen beaufschlagte Deponiestrecken (Tabelle 1). Diese Stoffeinlagerungen sind erfolgt im Rahmen des Betriebs der Untertagedeponie Zollverein.

Tabelle 1: Reststoffverwertung Deponiebergwerk Zollverein gemäß Dokumentation RAG.

Melde-Nr.	Ort	Höhe mNN		Abfallart	Menge t	Vol. m ³	Zeitraum	
		von	bis				von	bis
6	Bandberg	-900	-940	Sprühabsorptionsasche	2.133		02.05.1989	27.07.1989
7	Gest.Bg. zum Hauptschlussbunker	-914	-934	Sprühabsorptionsasche	4.024		06.03.1989	28.04.1989
7	Nebenschlussstrecke	-934		Sprühabsorptionsasche	1.844		06.03.1989	28.04.1989
9	Hauptschlussbunker	-934		Sprühabsorptionsasche	150		06.03.1989	28.04.1989
15	13. Sohle Qu. HON zwischen Ri. Ernestine und Qu.HS	-708		Sprühabsorptionsasche	11.476		24.07.1989	29.12.1989
22	13. Sohle Ri. S von Schacht 10 bis Qu. HON	-708		Sprühabsorptionsasche	6.103		02.01.1989	03.03.1989
14	13. Sohle, östl. Verbindungsstrecke, alte Feuerlöschkammer	-708		feste Asbestabfälle		1,5	02.01.1989	29.12.1989

5.1 Historische Übersicht

Im Zuge der Stilllegung des Bergwerks Zollverein 1986 wurde von der damaligen Bergbau AG Lippe zunächst ein "Großversuch zur Verbringung von Massen aus Sanierungsmaßnahmen in abzuwerfende Grubenbaue des stillzulegenden Bergwerks Zollverein" geplant. Hierzu hat die WBK (Westfälische Berggewerkschaftskasse, Bochum) 1986-1987 mehrere Stellungnahmen verfasst, in denen der Antrag der Bergbau AG Lippe auf betriebsplanmäßige Zulassung dieses Versuches aus hydrogeologischer Sicht für spezifische ausgewählte Grubenräume bewertet wurde, und die bei DMT vorliegen (vgl. Kap. 5.2 und Kap. 5.3.1).

Am 02.05.1986 hat die Bergbau AG Lippe dann einen entsprechenden Antrag beim Landesoberbergamt NW (LOBA NW) gestellt, zu dem am 30.09.1986 in der Werksdirektion Nordstern eine Besprechung der Beteiligten (Behörden, RAG, WBK) stattgefunden hat. Zu diesem Zeitpunkt war

noch geplant, Massen aus Altlasten-Sanierungsmaßnahmen in den abzuwerfenden Grubenbauen zu verbringen. Es wurde davon ausgegangen, dass "die Schadstoffe als Erdreich, klebrige zähflüssige Masse, Bauschutt und Gemisch aus Erdreich, zäher Masse und Bauschutt" anfallen. Auf diese Materialien beziehen sich die o.g. Einschätzungen der WBK bezüglich der dabei einzuhaltenden Rahmenbedingungen (vgl. Kap. 5.3.1).

Am 23.12.1987 hat dann das LOBA NW den "Plan zur Errichtung und zum Betrieb einer untertägigen Deponie für Rückstände aus Kohlekraftwerken und -feuerungen in Grubenbauen des Bergwerks Zollverein ..." nach Antrag der Bergbau AG Lippe vom 05.08.1987 genehmigt. Diese erste UTD in einem stillgelegten Steinkohlebergwerk der damaligen BRD wurde am 13.06.1988 eröffnet.

Deren Deponieräume lagen gemäß Antragsunterlagen auf der 6., der 12., der 13., zwischen der 13. und der 14. sowie auf der 14. Sohle in einer Tiefe zwischen -427 mNN und -950 mNN. Damit wurde ein nutzbares Hohlräumvolumen von ca. 155.000 m³ erschlossen (zum Vergleich: die Standortauflistung der WBK-Gutachten umfasste 134.000 m³). Der ausgewiesene Hohlraum bestand im Wesentlichen aus ausgebauten Richtstrecken, Querschlägen und Blindschächten im Bereich der Schächte 1, 2, 11 und 12. Schacht 1 diente der Beschickung, Schacht 2 (wie auch heute noch) der Wasserhebung und Schacht 11 wurde als Abwetterschacht genutzt. Der unter Denkmalschutz stehende Schacht 12 wurde im Rahmen des Deponiebetriebes nicht genutzt.

Es war seinerzeit geplant, eine Abfallmenge von 300 bis 400 t/d zu verbringen, womit der Deponieraum in 2 bis 3 Jahren gefüllt gewesen wäre. Der Deponiebetrieb war bis zum 31.12.1990 befristet, jedoch wurde er aus Wirtschaftlichkeitsgründen am 31.12.1989 eingestellt. Für die UTD Zollverein waren die folgenden Abfallarten zugelassen:

- aus Kohlekraftwerken und Kohlenfeuerungsanlagen
 - Flugaschen und Stäube
 - Kesselschlacke
- aus Kohlekraftwerken und Kohlenstaubfeuerungsanlagen
 - Flugaschen-Koks
- aus der Herstellung von Gipserzeugnissen und Rauchgasentschwefelungen
 - Gipsabfall
- aus der Herstellung von Gipserzeugnissen
 - Gipsschlamm

5.2 Übersicht zu den Deponiestrecken im Grubengebäude

Zu Grubenräumen mit Lagerungsmöglichkeit innerhalb des Baufeldes Zollverein des damaligen Verbundbergwerkes Nordstern/Zollverein, die dann zum großen Teil auch Bestandteil der UTD geworden sind, liegen Planungsunterlagen der Bergbau AG Lippe von 1986 vor. Diese Sohlrisse und Übersichten bilden die Grundlage für die folgenden Abbildungen und Beschreibungen der Deponiebereiche.

Zu dem dann erfolgten tatsächlichen Deponiebetrieb existieren bei RAG kaum mehr Unterlagen. Die Einlagerung ist durch eine Aufstellung von Lokalitäten und Mengen dokumentiert (Tabelle 1). Die dort genannten Mengen werden durch die Mengendokumentation der Bergbau AG Lippe (25.520 t + 1,5 m³) an das Bergamt Gelsenkirchen bzw. das Landesoberbergamt NW bestätigt.

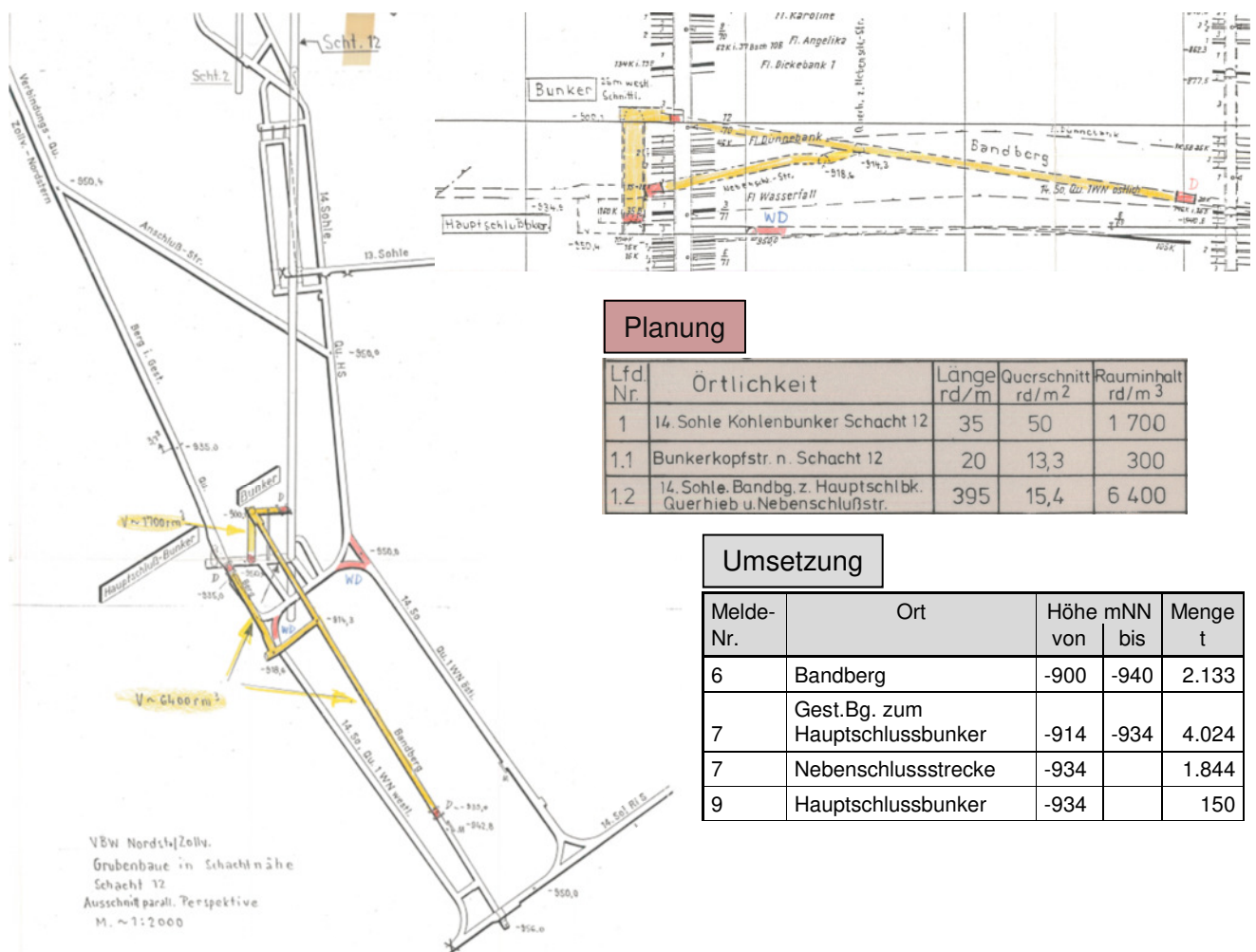


Abbildung 13: Deponiehohlräume auf der 14. Sohle am Schacht 12. Grubenriss und Schnitt-Darstellung mit gelb hervorgehobenen Strecken mit Lagerungsmöglichkeit.

Demnach wurden die zwei in Tabelle 1 genannten Abfallarten im Zeitraum vom 02.01.1989 bis 29.12.1989 in Grubenräume zwischen der 13. und 14. Sohle deponiert. Die Angaben aus der Dokumentation der Anlieferung für die Sprühabsorptionsasche (25.520 t) stimmen sehr gut mit den den einzelnen Deponiestrecken zugeordneten Mengen (27.730 t) überein.

Ausgangspunkt der Grubenraumsuche zur Deponienutzung waren die nahe Schacht 12 auf der 14. Sohle gelegenen Grubenräume (Abbildung 13). Hier befinden sich der Kohlenbunker sowie die angeschlossenen Beschickungsstrecken. Nach den vorliegenden Unterlagen wurde der Kohlenbunker selbst jedoch nicht verfüllt, sondern der Hauptschlussbunker sowie wie geplant der Bandberg und die Nebenschlussstrecke mit Querhieb (Abbildung 13). Auch die Bunkerkopfstrecke wurde demnach nicht für die Deponie genutzt. Die schachtnächsten Hohlräume wurden somit nicht mit den Sprühabsorptionsaschen sondern mit konventionellen Baustoffen verfüllt.

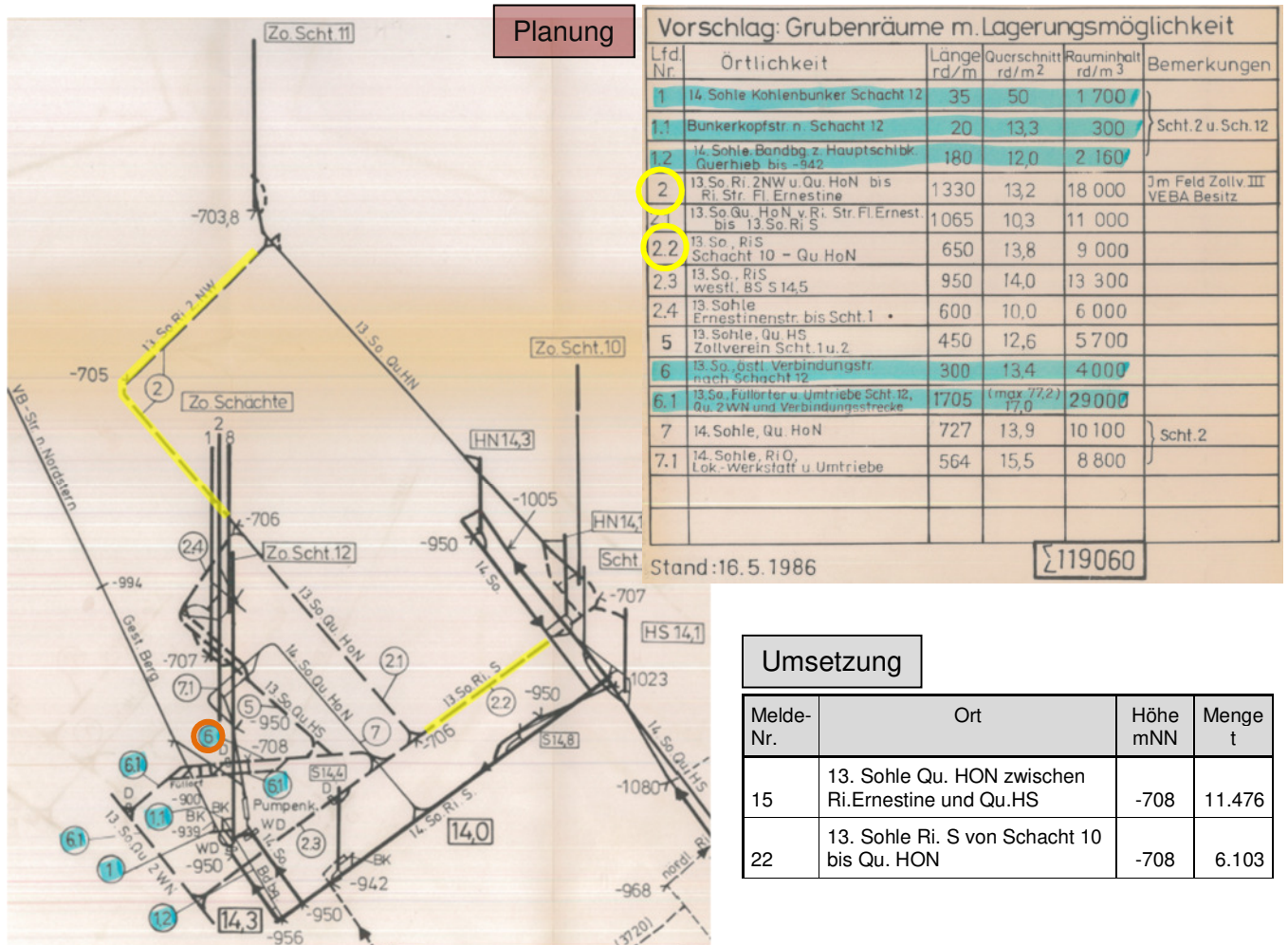


Abbildung 14: Deponiehohlräume auf der 13. Sohle zwischen den Schächten 12/2, 10 und 11. Grubenriss mit gelb hervorgehobenen als Deponie genutzten Strecken.

Des Weiteren sind zwei Streckenabschnitte auf der 13. Sohle mit Sprühabsorptionsaschen beaufschlagt worden. Beide Bereiche befinden sich im Verbindungsbereich zwischen den vier Zollverein-Schächten 2, 12, 10 und 11 (Abbildung 14).

Über diese Sprühabsorptionsaschen hinaus ist in der Aufstellung in Tabelle 1 noch die Einlagerung von 1,5 m³ festen Asbestabfälle ausgewiesen. Die dort benannte alte Feuerlöschkammer konnte anhand der verfügbaren Grubenrisse der 13. Sohle, Schacht 12 (Abbildung 15) allerdings nicht mehr genauer lokalisiert werden (vgl. Nr. 6 in Abbildung 14). Nach Berichterstattung der Bergbau Lippe AG an die Bergbehörden wurde die Kammer durch eine feste Mauer verschlossen. Allerdings ist das stoffliche Verhalten solcher Materialien ganz anders als bei Sprühabsorptionsaschen und kann so unabhängig von den lokalen Verhältnissen eingeschätzt werden (s. Kap. 5.4).

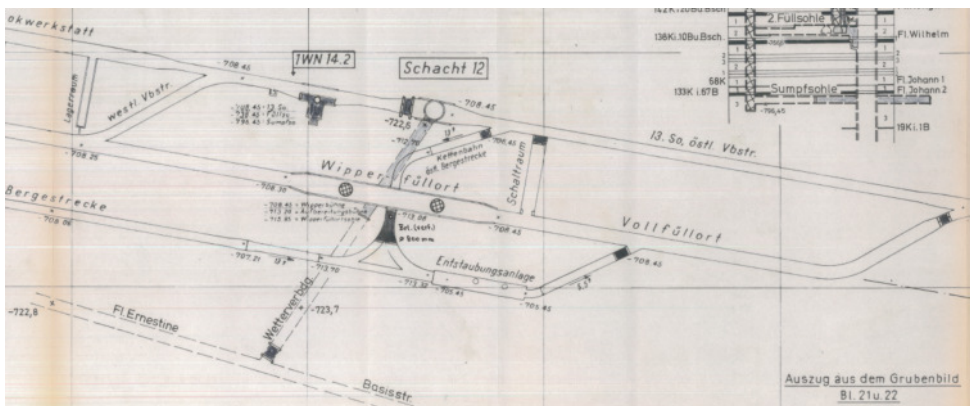


Abbildung 15: Sohlengrundriss Zollverein Schacht 12, 13. Sohle mit östlicher Verbindungsstrecke.

5.3 Bewertung der Sprühabsorptionsaschen

Gemäß Abfallkatalog der Deponiezulassung (s. Kap. 5.1) und den Deponieberichten der Bergbau AG Lippe handelt es sich bei den deponierten Sprühabsorptionsaschen um Rückstände aus der Steinkohlenverbrennung. Für eine Bewertung der Deponie aus heutiger Sicht und unter Berücksichtigung des heute geplanten Wasseranstiegs sind neben der Beschreibung der Grubenräume auch die aus damaliger Sicht relevanten Prozesse und Genehmigungsgrundlagen von Bedeutung. Ähnliche Rahmenbedingungen liegen zudem den Untersuchungen des „Gutachtens zur Prüfung möglicher Umweltauswirkungen des Einsatzes von Abfall- und Reststoffen zur Bruch-Hohlraumverfüllung in Steinkohlenbergwerken in Nordrhein-Westfalen“ der ahu AG zugrunde, auf dessen Ergebnisse hier deshalb ebenfalls Bezug genommen wird.

5.3.1 Standortbeschreibung

Die WBK hat zuerst am 27.02.1986 zu dem im Kapitel 5.1 benannten Versuchsbetrieb allgemein und speziell zu der Einlagerung im Kohlenbunker Schacht 12, 14. Sohle und dem Bandberg zu diesem Kohlenbunker Stellung genommen. Zu dieser gutachtlichen Stellungnahme kamen am 27.03.1986 und 05.01.1987 zwei Ergänzungen, in denen zu weiteren Betriebspunkten im Bereich der 13. Sohle Stellung genommen wurde.

Wie beschrieben erfolgte die Bewertung und die beschriebenen Empfehlungen zur Umsetzung auf der Annahme, dass kontaminierte Böden aus ehemaligen Kokerei- bzw. Nebengewinnungsanlagen untertage deponiert werden sollten. Aufgrund dessen sollen sie hier auch nicht wiederholt werden. Aus diesen Unterlagen interessiert vor allen die Beschreibung des lithologischen und hydraulischen Umfeldes.

Bandberg und Kohlenbunker auf der 14. Sohle (zwischen -900 und -940 mNN, dargestellt in Abbildung 13) sind in den unteren Bochumer Schichten aufgefahren (zwischen Flöz Wasserfall im Liegenden und Flöz Dickebank 1/2 im Hangenden). Die Schichtenfolge setzt sich aus einer Wechsellagerung von Schiefertonen und Sandschiefertonen zusammen. Lediglich im Liegenden von Flöz Dickebank befindet sich ein Sandsteinpaket, das auch von Bunker und Bandstrecke berührt wird. Die Schichtenfolge ist weitgehend söhlig gelagert und tektonisch nicht beansprucht. Unterhalb von Bunker und Bandberg wurde kein Abbau betrieben. Die Grubenbaue wiesen keine Wasserzuflüsse auf. Allgemein wurde die Schichtenfolge als nicht bzw. nur bedingt wasserwegsam eingeschätzt.

Zu den beiden weiteren befüllten Deponiestrecken auf der 13. Sohle wurde im WBK-Gutachten (2. Ergänzung) vom 05.01.1987 Stellung genommen. Die söhlichen Strecken befinden sich etwa 200 m höher im Niveau von ca. -706 mNN und sind in den mittleren Bochumer Schichten aufgefahren. Es handelt sich um eine Wechsellagerung von Schiefertonen, Sandschiefertonen und Sandstein zwischen den Flözen Ernestine im Liegenden und Blücher 2 im Hangenden. Die Strecken und Querschläge (Stahlausbau mit Knüppelverzug) wiesen nur geringe Verformungen des Ausbaus auf.

Zum Deponiebereich mit Melde-Nr. 15 (Streckenummer 2 in Abbildung 14) wird angemerkt, dass der Querschlag HoN mit 30 bis 60 gon einfallende Schichten durchfährt und diese tektonisch beansprucht sind. Allerdings wird angemerkt, dass solche Überschiebungen wie hier im Gelsenkirchener Wechsel generell keine Grundwasserleiter sind. Dieser Deponieraum ist zudem nicht unterbaut.

Die Richtstrecke S (Melde-Nr. 22, Streckennummer 2.2 in Abbildung 14) befindet sich im Liegenden von Flöz Ernestine und hat sowohl den Horster Sprung als auch den A-Sprung trocken durchfahren. Unterbaut war lediglich der westliche Teil. Die Abbaueinwirkung wurde als abgeklungen bewertet.

Dem damaligen Antrag für den Deponiebetrieb lag zugrunde, dass im Bereich der UTD selbst keine Grubenwässer anfallen und sich die Hohlräume auch nach Stilllegung des Bergwerkes "oberhalb der vorgesehenen Standwasserbildung im Niveau -948 mNN befinden (14. Sohle im Bereich Zollverein Schacht 12 -950,4 mNN)" und die zu verfüllenden Grubenbaue im Bereich der 14. Sohle nicht für die Durchleitung von Grubenwasser vorgesehen waren.

5.3.2 Technische und rechtliche Grundlagen für die UTD

Die Rückstände wurden nach Anlieferung ohne weitere Zuschlagstoffe mit Wasser vermischt und dann als Suspension über Rohr- und Schlauchleitungen unter Ausnutzung des hydrostatischen Drucks der Schachtsäule in die Grube gepumpt. Teilweise wurden die abgeworfenen Grubenräume durch die in den Dämmen vorhandenen Rohrleitungen gefüllt. Durchgehend bewetete Baue wurden zum Einbringen einseitig abgedämmt und abschnittsweise unter Sonderbewetterung verfüllt, wobei eine möglichst vollständige Befüllung der Grubenräume zu gewährleisten war. Nach der Verfüllung einzelner Deponieabschnitte waren diese durch Kurz- bzw. Abschlussdämme zu verschließen.

Gemäß Planantrag der Bergbau AG Lippe erfolgte die Prüfung der Ruhrkohle AG auf umweltverträgliche Errichtung einer UTD für Rückstände aus Steinkohlenkraftwerken und -feuerungen auf Veranlassung der Landesregierung NW. Die Einschätzung der Umweltverträglichkeit der UTD Zollverein beruhte neben von der Ruhrkohle AG selbst veranlassten Untersuchungen u.a. auf einer damaligen hydrologisch-wasserwirtschaftlichen Beurteilung des LWA NW, dass die in Kapitel 5.1 aufgeführten Abfallarten "... ohne nachteilige Auswirkungen für das Grundwasser im Steinkohlenbergwerk Zollverein im Bereich unterhalb der späteren Grenze Süßwasser/Salzwasser eingelagert werden, da die in diesen Abfällen enthaltenen löslichen Inhaltstoffe im Wesentlichen denen der geogen vorhandenen Tiefensohlen entsprechen". Mit derselben Begründung ermöglichte es eine Rundverfügung des LOBA NW vom 16.12.1987, Reststoffe aus Kohlekraftwerken und Kohlenfeuerungsanlagen generell als Versatzstoffe in bergmännisch geschaffenen Hohlräumen in entsprechender Teufe zu verwerten.

In der Machbarkeitsstudie wurde daraus abgeleitet, dass für solche Rahmenbedingungen der Einsatz als Deponiegut bzw. Versatzstoff voraussichtlich (d.h. zunächst ohne Nachweis im Einzelfall) dem Prinzip der immissionsneutralen Ablagerung genügt und damit voraussichtlich auch den Besorgnisgrundsatz des WHG erfüllt.

Die Betrachtung hinsichtlich der Immissionsneutralität berücksichtigte den späteren Wasseranstieg und dass unter diesen Bedingungen dann keine negative Veränderung der vorliegenden hydrochemischen Verhältnisse erfolgt. Insgesamt wurden in der Folgezeit ca. 1 Mio. t nicht überwachungsbedürftige Reststoffe (wie z. B. Aschen aus der Kohleverbrennung) gemäß AbfG 1986 in elf Bergwerken nach dem Prinzip der immissionsneutralen Verbringung verbracht.

5.3.3 Einordnung der UTD aus heutiger Sicht

Für eine Bewertung solcher schachtnahen Standorte hinsichtlich des möglichen Stoffaustrages, sind die besonderen hydraulischen Zusammenhänge bei Wasseranstieg in einem von einem offenen Streckennetz durchzogenen Gebirge neben abgedämmten Baufeldern zu berücksichtigen. Die räumliche Lage der Deponiebereiche ist diesbezüglich nochmal in Abbildung 16 dargestellt, wobei das sonstige abgedämmte Streckensystem hier nicht berücksichtigt ist. Gleichwohl sind, wie auch in Abbildung 14 zu erkennen ist, die Deponiestrecken nur Teil eines komplexen Streckensystems sowohl auf der 14. wie auch auf der 13. Sohle.

Die Schächte 10 und 11 (s. Abbildung 14, nicht dargestellt in Abbildung 16) wurden 1987 bzw. 1991 nur in den oberen 190 m bzw. 250 m teilverfüllt, so dass die 13. Sohle dadurch nicht verschlossen wird. Der die beiden Schächte auf der 13. Sohle verbindende Querschlag HN ist planmäßige Wasserdurchleitungsstrecke. Verbindungen zur 14. Sohle existieren nicht über die Schächte 10 und 11 (diese enden auf der 13. Sohle) sondern über mehrere Blindschächte über die das Wasser dann aufsteigen kann.

Dieses Streckensystem wird sich nach Einstellung der Wasserhaltung in Fortführung der schon in Abbildung 9 gezeigten Überstauung der 14. Sohle mit Wasser füllen (Abbildung 16). Da das Streckensystem kaum Fließwiderstände aufweist, wird es sich deutlich schneller mit Wasser auffüllen, als die ehemaligen Abbaubereiche, abgedämmte Deponiestrecken und der Porenkluftraum im Gebirge (die Deponiestrecken der 13. Sohle sind in die Horizontalansicht projiziert (vgl. Abbildung 14), sie besitzen keine direkte Anbindung an die Schächte 2 und 12).

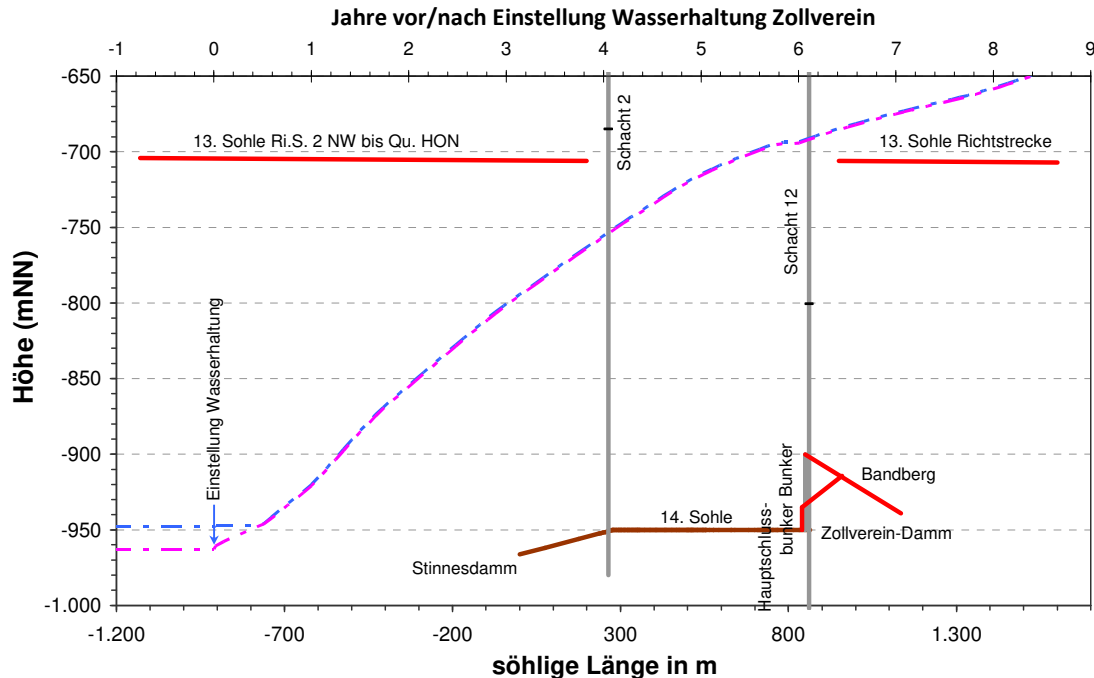


Abbildung 16: Höhenprofil des Streckensystems der Wasserhaltung Zollverein und der Depo-niestrecken (rot) mit Entwicklung der Wasserstände (Modellprognose).

Solche Verhältnisse wurden bereits in der Machbarkeitsstudie wie auch von der DMT in Rahmen eines durch die RAG beauftragten F&E-Vorhabens „Flutungseinflussfaktoren“ - Modellbasierte Sensitivitätsanalyse von Einflussfaktoren auf Flutungsprozesse und Grubenwasserqualitäten (Laufzeit 2005 bis 2011) untersucht. Ziel des F&E-Vorhabens war die Ermittlung möglicher Stoffausträge aus den Grubenbauen, insbesondere den Abbau-bereichen, zur Abschätzung der zu erwartenden Grubenwasserqualitäten während und nach Grubenwasseranstiegen. Ein Nebenaspekt war dabei auch der Stoffaustrag aus eingebrachten Reststoffen.

Bereits in den 90er Jahren erfolgte durch die Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Köln, eine diesmal modellgestützte Untersuchung der untertägigen Stoffverbringung (GRS (1998): Abschlußbericht des FuE-Vorhabens (BMBF) „Entwicklung und Anwendung analytischer Methoden zur Eignungsuntersuchung der Verbringung bergbaufremder Rückstände in dauerhaft offene Grubenräume im Festgestein“. Untersucht wurden sowohl die untertägige Bruchhohlraumverfüllung mit Hausmüllverbrennungsaschen im Ruhrkarbon als auch die Einspülung von Steinkohleflugaschen in die Abbaukammern einer Erzlagerstätte, was von den Rahmenbedingungen denen der Deponie Zollverein sehr ähnelt.

Die aktuellste diesbezügliche Untersuchung erfolgte im Rahmen des „Gutachtens zur Prüfung möglicher Umweltauswirkungen des Einsatzes von Abfall- und Reststoffen zur Bruch-Hohlraumverfüllung in Steinkohlenbergwerken in Nordrhein-Westfalen“ der ahu AG (2017, Teil 1 und Teil 2 Entwurf). Hierin wird nicht nur Freisetzungs- und Ausbreitungspotenzial von organischen und anorganischen Inhaltsstoffen der Bruchhohlraumverfüllung untersucht, sondern auch die Untertageverbringung von Kohlekraftwerksabfällen unter dem Gesichtspunkt der Immissionsneutralität nochmal bewertet. Insbesondere im Teil 2 des Gutachtens (noch in Bearbeitung) wird hierzu ausführlich Stellung genommen.

Diese Rahmenbedingungen sind nach den vorliegenden Kenntnissen auch auf die Deponiestrecken am Standort Zollverein anzuwenden. Demnach können geringe Stoff- und auch Schadstoffmobilisationen auftreten, die aber aufgrund der geringen Durchströmung und damit Menge keine nachweisbaren Auswirkungen auf die Grubenwasserqualität haben. Diese grundsätzliche Einordnung trifft sowohl auf die vergleichsweise schachtnahen Deponiestrecken auf der 14. Sohle zu als auch auf die auf -700 mNN gelegenen Deponiestrecken der 13. Sohle.

Diese obere Deponie-Sohle befindet sich oberhalb des später per LOBA-Rundverfügungen erklärten Teufenminimums von -800 mNN für die bergamtliche Zulassung eines Versatzbetriebes ohne eine weitergehende wasserwirtschaftliche Prüfung von den Bergämtern. Gleichwohl liegt für diese Strecken ja eine hydrogeologische Bewertung vor (WBK 1987) und die Maßnahme wurde im Rahmen der Deponie Zollverein auch genehmigt.

Die knapp oberhalb der 14. Sohle gelegenen Deponiestrecken erfüllen zwar die später festgelegten Kriterien zur Einstufung eines Materials als immissionsneutral, sind aus heutiger Sicht aber auch bezüglich ihrer Nähe zum Schacht 12 und damit zum Hauptwasserweg in die Emschermulde zu betrachten.

Hinsichtlich der Einstufung der konkret in der Deponie Zollverein verbrachten Sprühabsorptionsaschen ist auch ohne Vorliegen von Informationen zu der Art der Verbrennungsanlagen, zu der konkreten Anlage oder von Feststoff- und Eluatanalysen festzuhalten, dass solche Materialien im allgemeinen eine recht geringe Schwankungsbreite in der Zusammensetzung und den Gehalten an löslichen Inhaltsstoffen aufweisen. Die hier noch als Deponierung bezeichnete Einlagerung von Sprühabsorptionsaschen ist zudem vor dem Hintergrund zu sehen, dass im Ruhrgebiet derartige Materialien später als immissionsneutral in einer Menge von ca. 1 Mio.t verbraucht worden sind.

Bezüglich der allgemeinen Rahmenbedingungen kommen alle vorliegenden Untersuchungen zu dem Ergebnis, dass die hydraulischen Prozesse während und nach dem Wasseranstieg einem Stoffaustrag aus einem Verfüllkörper, der aus feinkörnigen, abbindenden Reststoffen wie auch Flugaschen aus der Steinkohleverbrennung besteht, entgegenwirken. Die hydraulischen Gradienten sind für lange Zeit aus den wassererfüllten Strecken in das Innere des Gebirges und somit auch der darin enthaltenen Versatzkörper gerichtet. Mobilisierte Stoffe werden in die Gesteinsschichten gedrückt und nicht in das Streckensystem. Der von den Strecken weg gerichtete Gradient ist überall wirksam. Diese Verhältnisse können auch den schachtnahen Versatzbereichen auf Zollverein Schacht 12 zugeordnet werden.

Zudem weisen die Versatzkörper vergleichsweise geringe Durchlässigkeiten auf und werden somit mehr umströmt als durchströmt. Dies trifft auch dann zu, wenn der Auffüllprozess abgeschlossen ist, da dann Gradienten und Wasserbewegungen in solchen Verfüllkörpern wie auch im Gebirge nochmals geringer sind. Wasserbewegungen erfolgen immer bevorzugt im Streckensystem und nicht durch das Gebirge und darin integrierte Versatzkörper mit den höheren Fließwiderständen.

Eventuell mobilisierte Schwermetalle werden im Gebirge sorptiv gebunden, wobei das Stoff- und Mobilisationspotenzial in Flugaschen aus der Steinkohlenverbrennung als gering anzusehen ist. Lösliche Salze in den Steinkohleflugaschen finden ihre Entsprechung im Grubenwasser. Es ist zu berücksichtigen, dass die als Spülgut eingebrachten Flugaschen sich inzwischen ca. 30 Jahre vor Ort befinden und somit Abbindereaktionen sehr weit fortgeschritten sind. Solche Veränderungen des Mineralbestandes (z.B. Ett-ringite und ähnliche Verbindungen) führen zu einer Verminderung der löslichen Komponenten (z.B. auch OH) und so zu einer Verminderung der mobilen Metallpotenziale gegenüber einem frischen Material.

5.4 Bewertung der Asbesteinlagerung

Ganz anders als bei Sprühabsorptionsaschen ist das Verhalten von Asbest zu bewerten. Wesentlicher Gefährdungspfad für die Aufnahme von Asbestfasern ist die mögliche Aufnahme über die Atemwege. Eine diesbezügliche Exposition hat demnach nur während bzw. vor der untertägigen Einlagerung bestanden.

Asbest ist nicht wasserlöslich und ohne mechanische Einwirkungen unter den Einlagerungsbedingungen eines untertägigen Hohlraumes als nicht

mobil zu bewerten. Dabei ist es unwesentlich, ob der Asbest (bezeichnet als feste Asbestabfälle) zementgebunden vorliegt oder nicht. Nach Abdämmung des als Deponie genutzten Grubenraumes und insbesondere nach erfolgter Überstauung kann ein Austrag von Asbestfasern ausgeschlossen werden.

6 Zusammenfassung Standortbewertung

Aufbauend auf der inzwischen umfangreichen PCB-Befundssituation an untertägigen Bergwerksstandorten, den im ahu-Gutachten dargelegten allgemeinen Prozessen sowie eigenen Untersuchungen und Modelluntersuchungen wurde eine Methodik entwickelt, um für noch zugängliche Strecken in Bergwerken und an Wasserhaltungsstandorten konkreten Maßnahmenbedarf bzw. Maßnahmen zur geforderten Verringerung der Exposition der mit PCB belasteten Sedimente ableiten zu können. Das dazu genutzte Konzept, das in einem Fließschema zusammengefasst wurde, beinhaltet verschiedenen Untersuchungskriterien, anhand derer für Teile des Grubengebäudes zwischen weiterer Betrachtung und möglicher Nichtrelevanz für die PCB-Betrachtung unterschieden werden kann.

Ziel der Vorgehensweise ist es, noch vor dem Rückzug von untertage tatsächlich erforderliche und wirksame Maßnahmen zu treffen, die dazu beitragen, die partikuläre PCB-Fracht nach Wasseranstieg bei Wasserhebung und Ableitung zu vermindern bzw. minimieren. Eine hervorgehobene Bedeutung nimmt dabei das Erosionspotenzial ein, da viele Untersuchungen darauf hinweisen, dass einmal mobilisierte und in Schwebelage befindliche Feinpartikel nur sehr schwierig noch sedimentieren.

Grundlage bei der Ableitung eines Maßnahmenbedarfes ist es, dass Erosion nur unter Bedingungen vor vollständiger Füllung mit Wasser in (stark) geneigten Strecken möglich ist. Dies kann unter stationären Verhältnissen vor Wasseranstieg der Fall sein, ist aber insbesondere während des Wasseranstiegs relevant, wenn Wasser gegenüber dem aktuellen Zustand lokal verstärkt abfließt. Ist ein Grubengebäude erst einmal vollständig mit Wasser erfüllt, ist unter den üblichen Bedingungen von Streckenquerschnitt und Abflussmengen keine Erosion mehr möglich. Dabei darf berücksichtigt werden, dass im Bereich von geplanten Wasserhaltungsstandorten, d.h. Schächten, die Stabilität der Grubenbaue besonders hoch ist und so trotz der sich hier sammelnden Teilströme keine Konvergenzen zu erwarten sind, die dem zugrunde gelegten Strömungs- und Erosionskonzept widersprechen.

Maßnahmen sind natürlich nur erforderlich, wenn eine PCB-Belastung vorhanden ist. Belastungskriterien für die unterschiedlichen Probenotypen wurden vorgeschlagen, allerdings wurde auf die vorgeschlagenen Schwellenwerte für diesen Untersuchungsbereich nicht maßnahmenrelevant Bezug genommen. Aufgrund der spezifischen Bedingungen im Bergbau können hier tatsächlich nachgewiesene PCB-Befunde und durch Historie und Nutzung sehr wahrscheinliche Belastungen gleichwertig angewendet werden. Verschiedene Beispiele zeigen, dass insbesondere in Schachtnähe das Verschleppungspotenzial besonders hoch ist. Hier ist oft auch ein Bezug zu Anlagen vorhanden, an denen PCB-haltige Betriebsmittel eingesetzt oder gelagert worden sind. Diese Standorte werden in separaten Untersuchungen betrachtet und bewertet. Oftmals führt dies zu einer lokalen Sanierung/Teilsanierung (Auskoffern des belasteten Materials) und Sicherung (Überdeckung) des betroffenen Standortes. Solche Lokalisationen weisen oftmals aber auch einen Bezug zu einer in die Fläche gehenden Belastung auf.

Für die hier betrachteten diffusen, flächigen PCB-Gehalte im Grubengebäude sind solche klassischen Sanierung-Sicherungs-Maßnahmen meist nicht geeignet. Unter Berücksichtigung der beschriebenen Grundlagen sowie der bergbaulichen Rahmenbedingungen wurde daher ein Katalog möglicher Maßnahmen entwickelt, die dazu beitragen, Erosion beim Wasseranstieg vermeiden.

Die vorgeschlagene Vorgehensweise wurde auf die Wasserhaltungsstandorte Zollverein und Amalie angewendet. Die mögliche Exposition am Standort Amalie gegenüber PCB war aufgrund der Bergwerksschließung bereits in den 60er Jahren deutlich geringer als für Zollverein, an dem die Kohleförderung Mitte der 80er Jahre eingestellt wurde, also zu einer Zeit, in der eine Umstellung der schwer entflammaren Hydrauliköle von PCB auf PCB-Ersatzstoffe erfolgte. Die PCB / PCDM Verteilung entspricht der Nutzungsdauer des Standortes in den Einsatz-Zeiträumen dieser Stoffe.

In solchen schachtnahen Bereichen sind die Strecken meistens sählig aufgeföhren und so weist auch nur der Standort Zollverein eine Strecke mit relevantem Geföhle auf. Gleichwohl bleibt eine genaue Kenntnis der untertöhigen Bedingungen unabdingbare Voraussetzung zur Einschöhzung der hydraulischen Situation, da Erosion eben auch, sofern eine Sohle nicht überstaut ist, im söhlig aufgeföhrenen Grubengeböhde stattfinden kann. Unterstöhzt wird dies durch die Prognosen zum Wasseranstiegsverhalten, da die Ströhungsrichtungen oftmals aus Wechselwirkungen der Ablöhufe in verschiedenen Teilprovinzen resultieren.

Für die Bereiche, die PCB-Belastung und Erosionspotenzial vereinen, lassen sich dann geeignete Maßnahmen entwickeln, die den Kriterien von Wirksamkeit, Machbarkeit sowie Kosten/Nutzen Rechnung tragen.

Aufgrund fehlenden Erosions- und PCB-Potenzials am Standort Amalie sind dort keine Maßnahmen zur Minderung von PCB-Mobilisationen erforderlich. Für die Wasserhaltung Zollverein fokussieren sich die Maßnahmen aufgrund flächig anzunehmender PCB-Belastung über nahezu das gesamte Grubengebäude auf die Verhinderung von Erosion, wenn die Wasserhaltung eingestellt und der Wasserannahmedamm Zollverein-Süd sowie die anderen Dämme geöffnet werden und Wasser über die 14. Sohle frei ausfließen würde. Diese Maßnahme ist ausgelegt für eine Wassermenge von bis zu 10 m³/min die abfließt, wenn die Wasserhaltung Carolinenglück mindestens 5 Monate nach Zollverein eingestellt wird. Die Vorgehensweise entspricht der Vorgabe der generellen Minderung von Erosionseffekten ungeachtet des großen Sedimentationsraumes bei Abstrom in Richtung Em-schermulde. Rahmenbedingungen des Wasseranstiegs wie z.B. allgemeines Strömungsverhalten im Bezug zum späteren Hebungsstandort, Verbleib der Wässer aus der Anstiegsphase sowie Einschätzung des Sedimentationspotenzials bilden allerdings ein Sicherheitspotenzial, das nicht ganz außer Acht gelassen werden sollte. Die vorgeschlagenen Maßnahmen vermindern die PCB-Mobilisation im Wasseranstieg und liefern so einen Beitrag zur Minderung der PCB-Frachten bei der späteren Grubenwasserhebung.

Im direkten Umfeld der noch offenen Schächte Zollverein 12 und 2 befinden sich mehrere Deponiestrecken. Im Laufe des Jahres 1989 wurden zwei Abfallarten (Sprühabsorptionsaschen aus der Steinkohlenverbrennung und feste Asbestabfälle) in Grubenräume zwischen der 13. und 14. Sohle in der 1987 vom LOBA NW genehmigten "Untertägigen Deponie für Rückstände aus Kohlekraftwerken und -feuerungen in Grubenbauen des Bergwerks Zollverein" deponiert. Insgesamt handelt es sich um 25.730 t Sprühabsorptionsaschen und 1,5 m³ feste Asbestabfälle.

Zwar handelt es sich um eine genehmigte Deponierung einer später als unter bestimmten Bedingungen als immissionsneutral in bergbauliche Hohlräume verbringbaren Stoffklasse, was ein vereinfachtes Genehmigungsverfahren solcher Maßnahmen mit sich brachte, jedoch sollten diese Materialien an diesem Standort unter dem heutigen Stand der Kenntnisse nochmals bewertet werden. Als Grundlage hierfür dienten verschiedenen Studien und Forschungsvorhaben, unter anderem auch das derzeit noch in Bearbeitung befindliche "ahu-Gutachten".

Das Streckensystem um die genannten Zollverein-Schächte, das nur in geringen Teilen abgedämmt und mit den Flugaschen verspült wurde, wird sich nach Einstellung der Wasserhaltung und Überstauung der 14. Sohle mit Wasser füllen. Hierzu stehen zwischen der 14. und der 13. Sohle mehrere offene Blindschächte als Vertikalverbindungen zur Verfügung. Da das Streckensystem kaum Fließwiderstände aufweist, wird es sich deutlich schneller mit Wasser auffüllen, als die ehemaligen Abbaubereiche, abgedämmte Deponiestrecken und der Poren-Kluftraum im Gebirge.

Die hydraulischen Prozesse während und nach dem Wasseranstieg wirken einem Stoffaustrag aus einem Verfüllkörper, der aus feinkörnigen, abbindenden Reststoffen wie auch Flugaschen aus der Steinkohleverbrennung besteht, entgegen. Die hydraulischen Gradienten sind für lange Zeit aus den wassererfüllten Strecken in das Innere des Gebirges und somit auch der darin enthaltenen Versatzkörper gerichtet. Mobilisierte Stoffe werden in die Gesteinsschichten gedrückt und nicht in das Streckensystem. Der von den Strecken weg gerichtete Gradient ist überall wirksam. Die Versatzkörper werden zudem mehr umströmt als durchströmt. Wenn der Auffüllprozess abgeschlossen ist, vermindern sich Gradienten und Wasserbewegungen nochmals. Wasserbewegungen erfolgen immer bevorzugt im Streckensystem und nicht durch das Gebirge und darin integrierte Versatzkörper mit den höheren Fließwiderständen.

Darüber hinaus ist das Schadstoff- und Mobilisationspotenzial in Flugaschen aus der Steinkohlenverbrennung deutlich geringer als in den Müllverbrennungsgaschen der Bruchhohlraumverfüllung. Die Alterungs- und Abbindeprozesse (30 Jahre) vor der nun anstehenden Überstauung wirken sich hinsichtlich des Stofffreisetzungsverhaltens vermindern und somit günstig aus. Eventuell mobilisierte Schwermetalle werden zudem im Gebirge sorptiv gebunden. Die in allen Phasen geringen Stoff- und auch Schadstoffmobilisationen werden aufgrund der geringen Durchströmung und damit Menge keine nachweisbaren Auswirkungen auf die Grubenwasserqualität haben.

Nach Abdämmung des als Deponie genutzten Grubenraumes und insbesondere nach erfolgter Überstauung kann ein Austrag von Asbestfasern aufgrund der Eigenschaften jeglicher fester Asbestabfälle ausgeschlossen werden.

