

Stadt Dessau-Roßlau

Tiefbauamt

Finanzrat-Albert-Str. 1, 06862 Dessau-Roßlau



Straßenneubau Ostrandstraße 3. BA Zweite Muldebrücke

Unterlage 15.2.1

**Sanierungsplanung
Altlast Wasserstadt 27**

**PLANUNGSGEMEINSCHAFT
KEMPA BERTZ LAP**

Ing.-Ges. KEMPA Dessau mbH

Ingenieurbüro BERTZ

Leonhardt, André u. Partner GmbH

GEOLOGIE
HYDROGEOLOGIE
GEOTECHNIK
ALTLASTEN
BAUGRUND
SANIERUNG
ENTSORGUNG
BERATUNG

GERICHTSRAIN 1
06217 MERSEBURG

TEL 03461 7328 0
FAX 03461 7328 28
gut@gut-merseburg.d
www.gut-merseburg.c

Stadt Dessau-Roßlau
Tiefbauamt
Zerbster Straße 4

06844 Dessau-Roßlau

Vertrag vom: 26.08.2010
Auftragsnummer: 066 000 67
Aktenzeichen: 66-23
Unser Zeichen: 2215.10/be-sd
Rev. 0 vom: 15.09.2010

QUALITÄTS-
MANAGEMENT-
SYSTEM



DQS-zertifiziert nach
DIN EN ISO 9001
Reg.-Nr. 61609



DAC-P-0063-98-00

Bericht zur Sanierungsuntersuchung

Ostrandstraße 3. BA Muldebrücke, Sanierungsplanung Altlast Wasserstadt 27

Sanierungskonzept

GESCHAFTSFÜHRER
DR. H.-J. BERGER

HANDELSREGISTER
AMTSGERICHT STEND.
HRB 205057

KONTEN
COMMERZBANK
MERSEBURG
KONTO 40 80 77 6
BLZ 800 400 00

VOLKSBANK
GIEBEN
KONTO 28 25 600
BLZ 513 900 00

Inhalt

1	Veranlassung und Aufgabenstellung	6
2	Unterlagen	7
2.1	Unterlagen zum Auftrag	7
2.2	Unterlagen zum Standort	7
2.3	Gesetze, Verordnungen, Vollzugshilfen	7
2.4	Allgemeine Unterlagen zu CKW-Schäden	9
3	Standortsituation	11
3.1	Allgemeine Situation	11
3.2	Geologie	11
3.3	Hydrogeologie	12
3.4	Nutzung des Standorts	13
3.4.1	Historische Nutzung	13
3.4.2	Aktuelle Nutzung	14
3.4.3	Zukünftige Nutzung	15
3.5	Naturschutzfachliche Belange	15
3.6	Kontaminationssituation	15
3.6.1	Produktionstypisches Kontaminationspotenzial	15
3.6.2	Überblick über die Kontaminationssituation	16
4	Vorliegende Gutachten	17
4.1	Orientierende Untersuchung [U1]	17
4.2	Detailuntersuchung GFE [U2]	18
4.3	Sanierungskonzept GFE [U3]	19
4.4	Baugrundgutachten GWM mit integrierter Bodenuntersuchung [U5]	19
4.5	Grundwassermonitoring 2005 [U6] und 2010 [U9]	21
4.5.1	Status der Grundwasserbelastung	21
4.5.2	Trend der Grundwasserbelastung	22
4.6	Zusammenfassung der Ergebnisse	23
5	Bewertungsgrundlagen	24
5.1	Bodenschutzrechtliche Bewertungskriterien	24
5.2	Wasserrechtliche Bewertungskriterien	26
5.3	Abfallrechtliche Bewertungskriterien	26
6	Gefährdungsabschätzung	28
6.1	Grundsätze	28
6.2	Schadstoffpotenzial	28
6.2.1	Schadstoffpotenzial im Boden (ungesättigte Bodenzone)	28
6.2.2	Schadstoffpotenzial im Boden (gesättigte Bodenzone)	28
6.3	Mobilität und Mobilisierbarkeit der Schadstoffe	33
6.4	Prozesse des natürlichen Schadstoffrückhaltes und Schadstoffabbaus	34

6.4.1	Nichtabbauende Prozesse	35
6.4.2	Abbauende Prozesse	36
6.5	Human- und ökotoxikologisches Eigenschaften der relevanten Schadstoffe	42
6.6	Schutzgutidentifikation	42
6.7	Expositionspfade	43
6.8	Betroffene Schutzgüter/ Rezeptoren	44
6.8.1	Wirkungspfad schadstoffbelasteter Boden – Mensch / Bodenluft – Mensch	44
6.8.2	Wirkungspfad schadstoffbelastetes Grundwasser – Mensch	44
6.8.3	Wirkungspfad schadstoffbelastetes Grundwasser – ungeschädigtes Grundwasser	45
6.8.4	Wirkungspfad schadstoffbelastetes Grundwasser – Oberflächengewässer	45
6.8.5	Zusammenfassung der Gefahrenlage und der Schadenssituation, Sanierungsansatz	45
7	Sanierungsziel, Sanierungszielwerte	46
8	Sanierungszonen	47
9	Sanierungskonzept	49
9.1	Grundlagen	49
9.2	Quellenbeseitigung (ungesättigte Bodenzone)	51
9.2.1	Baustelleneinrichtung	52
9.2.2	Arbeitsschutzmaßnahmen	52
9.2.3	Rückbau der vorhandenen Bausubstanz (Phase 1)	54
9.2.4	Aushub des Bodens zur Sanierung	55
9.2.5	Entsorgung	56
9.2.6	Rückverfüllen der Baugrube	57
9.3	Grundwasser - MNA-Konzept als Teil des Sanierungskonzeptes	58
9.3.1	Anwendbarkeit von NA am Standort	58
9.3.2	MNA-Konzept	59
9.3.2.1	nachprüfbare Zielvorgaben in Raum und Zeit	61
9.3.2.2	Überwachungsmaßnahmen (MNA)	61
9.3.2.3	Vorbehalt weiterer Maßnahmen	64
9.4	Handlungsempfehlung	65
9.5	Behördliche Zulassungserfordernisse)	65
10	Kostenschätzung	67
10.1	Mengen- und Massenermittlung	67
10.2	Kosten der Quellenbeseitigung (Bodensanierung)	67
10.3	Kosten der Überwachung (M-NA)	69
11	Zeitplan	71
12	Zusammenfassung und Schlussbemerkungen	72

Anlagen

Anl. 1 Situation, aktuelle und geplante Nutzung

- Anl. 1.1 Ausschnitt aus dem topographischen Stadtplan mit Lage des Untersuchungsgebietes im Maßstab 1 : 10 000
- Anl. 1.2 Gebäudebestand, Maßstab 1 : 500
- Anl. 1.3 Synoptische Karte des Bestandes und der geplanten Trasse der Ostrandstraße, Maßstab 1 : 500

Anl. 2 Kontaminationssituation Boden und Grundwasser

- Anl. 2.1 Lageplan mit Eintragung aller Aufschlüsse, Maßstab 1 : 250
- Anl. 2.2 Darstellung der Schadstoffbelastung im Boden, Maßstab 1 : 250
- Anl. 2.3 Grundwassergleichenplan, Stichtagsmessung vom 25.08.2010, Maßstab 1 : 250
- Anl. 2.4 Darstellung der Schadstoffbelastung im Grundwasser der Messstellen zu den Stichtagsbeprobung 2005 und 2010, Maßstab 1 : 250

Anl. 3 Sanierungsplanung

- Anl. 3.1 Flächen- und Massenermittlung für Quellenbeseitigung ungesättigte Bodenzone; Maßstab 1 : 250
- Anl. 3.2 Synoptische Karte der Maßnahme und des Grundwassermessnetz, Maßstab 1 : 250

Anl. 4 Aufschlussdokumentation

Anl. 5 ausgewählte Analysenergebnisse

Tabellen

Tab. 3-1	Normalprofil und Grundwasserverhalten	12
Tab. 4-1	Darstellung der LHKW-Einzelkomponenten in den Grundwasserproben.....	21
Tab. 6-1	Residualsättigungswerte von CKW	32
Tab. 6-2	Physikalisch-chemische Eigenschaften von TCE und PCE	33
Tab. 6-3	Definitionen und Bezüge zum BBodSchG (STEINER [L17]).....	35
Tab. 9-1	Messnetz Bestand 08.2010	62
Tab. 9-2	Messnetz nach Sanierung und Errichtung Ostrandstraße (3. BA)	63
Tab. 10-1	Kostenschätzung Quellenbeseitigung.....	68
Tab. 10-2	Kostenschätzung Überwachungsmaßnahmen Grundwasser.....	70
Tab. 11-1	Möglicher Bauzeitenplan Sanierung durch Bodenaustausch.....	71

Abbildungen

Abb. 4-1	exemplarischer c-t-Verlauf, Grundwassermessstelle P2/94.....	22
Abb. 6-1	schematische Darstellung der Ausbreitungsstadien von LCKW-Phase, nach [L13].....	29
Abb. 6-2	Verhalten von LHKW im Untergrund nach STUPP [L17]	30
Abb. 6-3	Verhalten von LHKW im gesättigten Untergrund bei unterschiedlich durchlässigen Bereichen; Laborversuch, nach [L13]	31
Abb. 6-4	Redoxprozesse und zugehörige Redoxpotenziale	38
Abb. 6-5:	Reaktionsmechanismen der reduktiven Dehalogenierung	39
Abb. 6-6:	Kombinierte Abbauzonen innerhalb einer Schadstofffahne	41
Abb. 6-7:	Mögliche Expositionspfade (erweitern nach Barkowski et al., altlasten spektrum 6/98).....	43
Abb. 9-1:	Schwarz-Weiß-Containeranlage	54

Verwendete Abkürzungen

AOX	adsorbierbare halogenierte Kohlenwasserstoffe
DCE	1,2-cis-Dichlorethen
dnapl	dense non aqueous phase liquids
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff
GWMS	Grundwassermessstelle
LHKW	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
NA	Natural Attenuation – natürlicher Schadstoffabbau
PCE	Tetra-(Per)-chlorethen
TCE	Trichlorethen
TOC	gesamter gebundener organischer Kohlenstoff
VC	Vinylchlorid

- [L11] ITRC (1999): Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Groundwater: Principles and Practics, May 1999
- [L12] KNACKMUSS (1998): Mechanismen der biologischen Persistenz von chlorierten Kohlenwasserstoffen, Vortrag, Workshop „Abbau chlorierter Kohlenwasserstoffe“, Fraunhofer Institutszentrum, Stuttgart, 28./29.09.1998
- [L13] KORA-Leitfaden TV 3: Natürliche Schadstoffminderung bei LCKW-kontaminierten Standorten, Methoden, Empfehlungen und Hinweise zur Untersuchung und Beurteilung, KORA-Themenverbund 3,
- [L14] LÄNDER SACHSEN UND SACHSEN-ANHALT: Merkblatt „Handbuch Grundwasserbeobachtung“ – Teil 5 Grundwasserprobenahme (Stand Mai 2003)
- [L15] NIEMITZ (1987): HOV-Studie, Halogenorganische Verbindungen in Wässern, UBA-Berichte 102 04 323, BERLIN, 1987
- [L16] SONTHEIMER, CORNEL (1981): Physikochemische Vorgänge beim Transport von HALOGENKOHLENWASSERSTOFFEN im Grundwasser; in „Chlorkohlenwasserstoffe in Grundwässern“, DVGW-Schriftenreihe Wasser, Nr. 29, 1981
- [L17] STEINER: Vertragliche Regelungen zwischen Sanierungspflichtigem und Behörde zur Absicherung von NA-Prozessen, Vortrag 3. Symposium Natural Attenuation, DECHEMA, 04.-05.12.2001, Frankfurt
- [L18] STUPP (2002): „Migration und Dechlorierung von LCKW in Grundwasserleitern“, Altlastenspektrum 3/2002 S. 129 ff.
- [L19] TOUSSAINT (1993): Einführung in die HKW-Problematik, in Umgang mit HKW, Schadensprävention durch gezielte Überwachung; Hessische Landesanstalt für Umwelt: Umweltplanung, Arbeitssicherheit und Umweltschutz, Heft 13, Wiesbaden, 1993
- [L20] TOUSSAINT (1994): Umweltproblematik und Hydrogeologie der Erkundung von Boden- und Grundwasserkontaminationen durch LEICHTFLÜCHTIGE halogenierte Kohlenwasserstoffe: Umweltplanung, Arbeitssicherheit und Umweltschutz, Heft 168, Wiesbaden, 1994
- [L21] TSCHISTOWSKAJA, DE KREUCK (1999): Praktische Erfahrungen mit einem Verfahren zur mikrobiellen Dechlorierung von LCKW, Terra Tech 3/1999, S. 26 ff.
- [L22] US EPA (1996): BIOSCREEN, Natural Attenuation Decision, Support System, User's Manual, Ver 1.3, EPA/600/R96/087 (<http://www.epa.gov/ada/bioscreen.html>)
- [L23] US EPA (1998): Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of CHLORINATED Solvents in Ground Water, EPA 600/R98/128 (<http://www.clu-in.org/download/remed/protocol.pdf>)
- [L24] US EPA (2000) BIOCHLOR Natural ATTENUATION Decision Support System User's Manual, Version 1.1, EPA 600/R00/008 (<http://www.epa.gov/ada/biochlor.html>)
- [L25] VON REIS ET AL. (1993): Integrierte CKW-Sanierung durch Anwendung biologischer Verfahren, in Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 60, S. 147 ff., Berlin, 1993
- [L26] Wallburg: Einsatz des TVTR-Verfahrens in Kombination mit einer vor-Ort-Analytik mittels Ionenmobilitätsspektrometrie (IMS) bei der Erkundung einer CS2-Grundwasserbeeinträchtigung, altlasten-spectrum, 4/2009, S. 192 f.
- [L27] WILLERSHAUSEN ET AL. (1998) Sanierung des Geländes Dr. Freund, Sandhausen, Vortrag, Workshop „Abbau chlorierter KOHLENWASSERSTOFFE“, Fraunhofer Institutszentrum, Stuttgart, 28./29.09.1998

3 Standortsituation

3.1 Allgemeine Situation

Der Standort befindet sich innerhalb der Dessauer Wasserstadt und wurde jahrzehntelang als Wäscherei und chemische Reinigung genutzt.

Der Liegenschaft, deren Geländehöhen sich zwischen 60,3 und 60,7 m HN befinden, können folgende Gauß-Krüger-Koordinaten zugeordnet werden:

Hochwert: 5744770

Rechtswert: 4517930

Dem Untersuchungsgebiet sind folgende Katasterangaben zuzuordnen:

Gemarkung Dessau

Flur 7

Flurstück 1114/1

Der Vorfluter Mulde grenzt direkt nördlich an das Untersuchungsgebiet, südlich verläuft die Straße „Wasserstadt“, die die Verbindungsstraße L 133 zwischen Dessau und Waldersee darstellt. Westlich und östlich grenzen Grundstücke mit Mischbebauung.

Nach einer aktuellen Standortbesichtigung wird die Liegenschaft seit längerem nicht mehr gewerblich genutzt. Die Bausubstanz ist in einem maroden Zustand. Innerhalb des Gebäudes befinden sich noch viele Ausrüstungsteile der chemischen Reinigung sowie Möbelreste, viele Sperrmüll/Hausmüllablagerungen sowie vereinzelt Gebinde mit Chemikalienresten.

3.2 Geologie

Der Festgesteinsuntergrund des Untersuchungsstandortes befindet sich regionalgeologisch im äußersten Nordwesten der Halle-Wittenberger Scholle. Der Untersuchungsstandort gehört zur Struktur der Südanhaltischen Mulde, die überwiegend aus Gesteinen des sedimentären Übergangsstockwerkes aufgebaut wird (Molasse).

Der tiefere Untergrund wird durch die Gesteine der SW-NE-streichenden Mitteldeutschen Kristallzone aufgebaut (hier: Dessauer Kristallin). Das Dessauer Kristallin wird auf einer Fläche von ca. 50 km² aus kataklastisch bzw. metamorph überprägten Graniten und Granitoiden sowie Dioriten aufgebaut.

Die tertiären Ablagerungen des Oberoligozäns sind reliktsch ausgebildet. Sie bestehen im Hangenden aus den Glimmer- und Glaukonitsanden und werden im Liegenden durch einen Basisschluff abgeschlossen, der in die darunter befindlichen feinklastischen Rupelschichten des Mitteloligozäns überleitet. Die Mächtigkeit kann größer 3,5 m angenommen werden. Die Oberfläche des Tertiärs ist in einer Tiefe von ca. 20 (\pm 2 m) unter Gelände, d. h. bei ca. + 39 bis 43 m NN, zu erwarten.

Überlagert wird das Tertiär im Untergrund des Untersuchungsgebietes von glazifluviatilen Ablagerungen der Elster-2-Nachschüttphase (Elbtalwanne), welche die Basis des Quartärs bilden. Die Mächtigkeit dieser Kiessande, Sande und Kiese schwankt um ca. 14 m. Lokal können den fluviatilen Nachschüttsedimenten der Elster-2-Vereisung sowohl glazilimnische Ablagerungen der Elster-2-Nachschüttphase, als auch der Saale-1-Nachschüttphase folgen.

Die elsterkaltzeitlichen Ablagerungen werden von fluviatilen weichselkaltzeitlichen Sanden und Kiesen überlagert, deren mittlere Mächtigkeiten um ca. 5 m schwanken. Diese grobklastischen Sedimente bilden die sogenannte Niederterrasse.

Den Abschluß bilden oberflächennah anstehende fluviatile sehr schwach humose holozäne Sedimente (Auelehm) - einem typischen Auensediment, mit einer schwankenden Mächtigkeit von 0 bis 1,9 m.

Der holozäne Auelehm ist durch Baumaßnahmen weitestgehend ausgehoben bzw. durchfahren, so dass hier die grundwasserführenden Sedimente der Niederterrasse und die mit ihr in hydraulischer Verbindung stehenden elsterkaltzeitlichen Sedimente der Elbtalwanne vor eindringenden Schadstoffen weitestgehend ungeschützt sind.

Für die ca. 20 m mächtigen quartären Sedimente ist ein ausgeprägter Fazieswechsel charakteristisch. Die petrographische Zusammensetzung schwankt stark zwischen Fein-, Mittel- und Grobsand bis hin zu Kiessand und Kies.

Im Folgenden wird auf der Grundlage vorhandener Altbohrungen und Karten der geologische Untergrundbau für die obersten ca. 30 m zusammengefasst.

Tab. 3-1 Normalprofil und Grundwasserverhalten

Stratigraphie/genetische Bezeichnung	Petrographie	Mächtigkeit durch Altbohrungen belegt	GWL-GWS/ Kf-Wert [m/s]
Holozän/anthropogene Auffülle	Bauschutt, Sand, Kies, Schluff, Schlacke	0 - 3,8 m	Auffülle/ 10^{-4} - 10^{-5}
Holozän/Auelehm, fluviatil	Schluff, sandig	0 - 1,9 m	Grundwasserstauer/ 10^{-6} - 10^{-8}
Weichselkaltzeit/Untere Niederterrasse	Sand, Kiessand, Kies	ca. 5 m	Grundwasserleiterkomplex GWL 1.1, GWL 16 / 10^{-3} - 10^{-4}
Elster-2-Kaltzeit/ Nachschüttbildungen, glazilimnisch	Schluff, Ton, Sand	0 - 2 m	Grundwasserstauer
Elster-2-Kaltzeit/ Nachschüttbildungen, glazifluviatil	Sand, Kies, Kiessand	14 m	Grundwasserleiter/ 10^{-3} - 10^{-4}
Oberoligozän/marin	Sand, Schluff	reliktisch ca. 3 - 5 m	Grundwasserstauer/ 10^{-7} - 10^{-9}
Mitteloligozän (Rupel-Folge)/marin	Ton, Schluff, dunkelgrau	> 20 m	

3.3 Hydrogeologie

Die hydrogeologischen Verhältnisse sind eng an den geologischen Aufbau gebunden. Die Sande und Kiese der weichselkaltzeitlichen Unteren Niederterrasse und die glazifluviatilen sandig-kiesigen Nachschüttbildungen der Elster-2-Vereisung bilden einen einheitlichen Grundwasserleiter (GWL 16 und 1.1). Lokal vorhandene Reste des sandig ausgebildeten Oberoligozäns (GWL 53) können diesem einheitlichen Grundwasserleiterkomplex ebenfalls zugeordnet werden.

Die anthropogen unbeeinflusste Grundwasserfließrichtung ist nach Nordosten in Richtung auf den Vorfluter Mulde orientiert, d. h. hydrogeologisch ist das Untersuchungsgebiet als Entlastungsgebiet zu charakterisieren.

Der Grundwasserflurabstand schwankt am Standort um ca. 3 m, was einem Grundwasserniveau von ca. 57 m NN entspricht.

Als flächenhaft verbreiteter Grundwasserstauer fungiert der Rupelton des Mitteloligozäns. Die Rupeltonoberfläche fällt vom Untersuchungsgebiet zunächst nach Nordost und dann nach Ost in Richtung auf eine pleistozäne Rinnenstruktur unmittelbar östlich von Waldersee ein.

Bei Hochwasserabfluss der Mulde kann es zu einer Umkehr der Grundwasserfließrichtung kommen, d. h. die Vorflut infiltriert in den Hauptgrundwasserleiter.

Im Stadtgebiet gibt es eine Vielzahl von Wasserfassungen, die in der Vergangenheit Grundwasserstand und Grundwasserfließrichtung stark beeinflussten. Im Anstrom befindet sich der Notwasserbrunnen 8.2, welcher jedoch nicht permanent genutzt wird.

Derzeit wird die Wasserversorgung der Stadt Dessau durch das Wasserwerke „Dessau-Waldersee“ (geförderte Rohwassermenge max. 6 000 m³/d) und Fernwasserversorgung über das WW „Quellendorf“ sowie das WW „Möhlau-Oranienbaum“ gesichert. Das Wasserwerk Kühnau dient der Sicherung der künftigen Wasserversorgung („Reserve“).

Hydrologie

Das Untersuchungsgebiet grenzt in nördlicher Richtung unmittelbar an die Mulde, mit einer mittleren Wasserführung von 50 - 100 m³/s und einer Tiefe von ca. 2 m. Die Mulde entwässert nördlich ca. 1.800 m entfernt in die in westliche Richtung fließende Elbe. Die Elbe besitzt eine durchschnittliche mittlere Wasserführung von 300 m³/s und zeichnet sich durch eine Tiefe von 2-4 m aus.

Auf Grund der Lage in der Mulde-Aue sowie des direkt angrenzenden Flussverlaufs verläuft nördlich und östlich des Geländes ein Hochwasserschutzdeich. Der Deich wurde nach der Hochwassersituation 2002 im Rahmen der Sanierung des Wasserstadtwalles verstärkt und dabei zusätzlich mit einer Spundwand vor einer Unterspülung gesichert. Die Spundwand bindet bis in eine Tiefe von ca. 57,10 m HN (ca. 3,5 m uGOK) ein und hat damit direkte Auswirkungen auf die Grundwasserdynamik am Standort.

3.4 Nutzung des Standorts

3.4.1 Historische Nutzung

Das Gebäude Wasserstadt 27 wurde offenbar seit Errichtung gewerblich genutzt, zuletzt als Standort für eine Färberei und Wäscherei sowie chemische Reinigung. Genaue Angaben über den Beginn der Nutzung der Flächen als Wäscherei und chemische Reinigung wurden in [U1] ermittelt und sind in Kap. 4.1 dieses Sanierungskonzeptes beschrieben.

Die Nutzung erfolgte bis ca. 1990; seitdem sind die Gebäude ungenutzt.

3.4.2 Aktuelle Nutzung

Das Grundstück Wasserstadt 27 ist dem äußeren Anschein nach mit einem Gebäudekomplex der Gründerzeit, bestehend aus mehreren Klinker-Gebäuden, die sich um einen Innenhof gruppieren, bebaut. Die folgenden Abbildungen geben einen Überblick über die aktuelle Situation auf dem Grundstück:

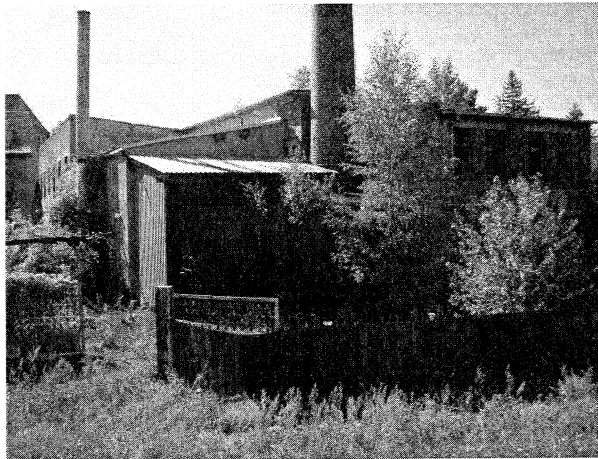


Bild 1: Blick vom Muldedamm auf das Grundstück

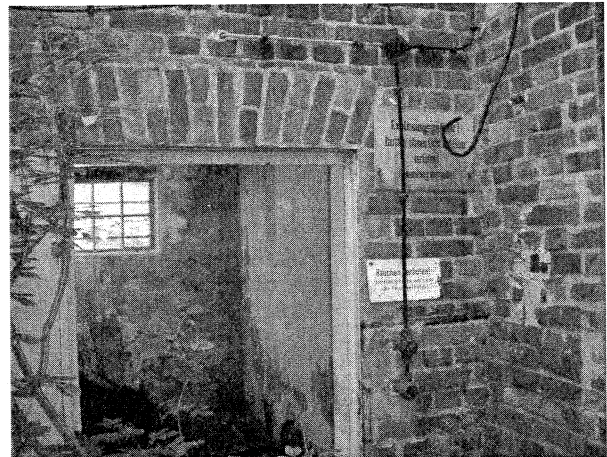


Bild 2: Lagerraum für „wassergefährdende Stoffe“ (Gefahrstoffe)

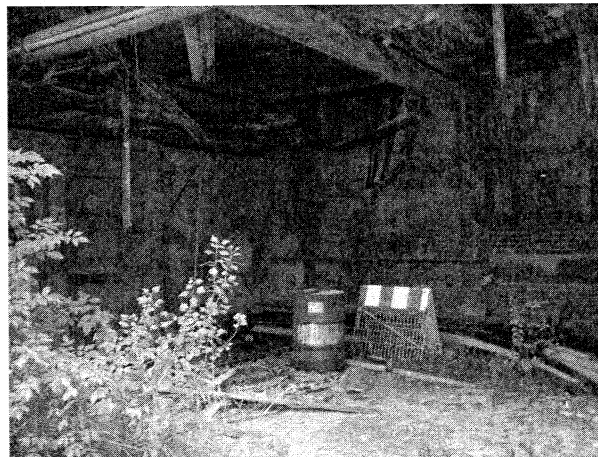


Bild 3: Blick vom Innenhof nach Osten in den Lagerbereich

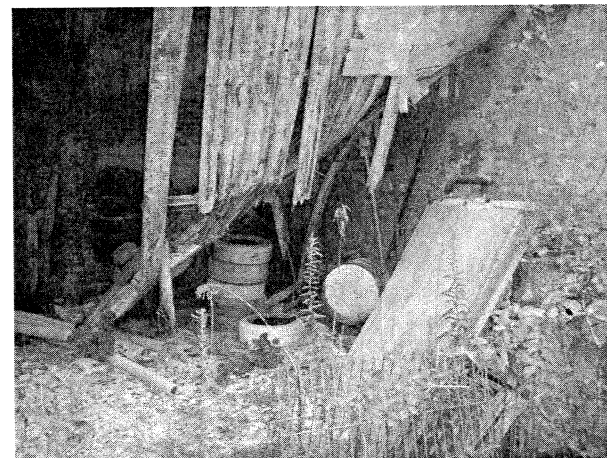


Bild 4: dito, herabgestürzte Deckenschalung

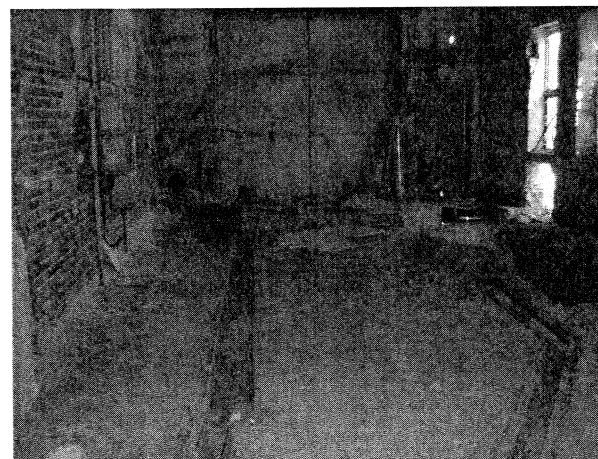


Bild 5: Blick in den nordöstlichen Reinigungsraum

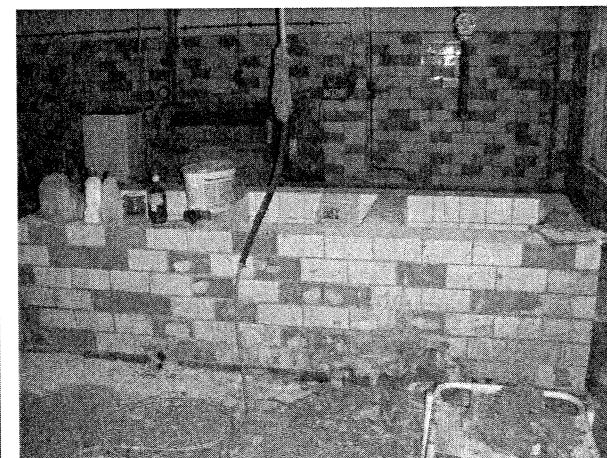


Bild 6: Blick in den südwestlichen Raum (ehem. Wäscherei ?)

Die Gebäude sind stark geschädigt; die Dächer der einzelnen Gebäudeteile sind stark geschädigt, so dass durch Witterungseinflüsse, verstärkt durch Vandalismus, Teile der Dachkonstruktion einzelner Gebäude heruntergebrochen ist.

3.4.3 Zukünftige Nutzung

Die Stadt Dessau-Rosslau plant im Zusammenhang mit dem Straßenneubau Ostrandstraße (3. BA) die Errichtung einer 2. Muldebrücke zwischen der Ostseite der Wasserstadt und dem östlichen Friederickenplatz als Teil der östlichen Stadtumfahrung zwischen der B 185 und der B 184.

Die Anbindung der neu zu bauenden Ostrandstraße auf die vorhandene Straße in der Wasserstadt soll westlich des vorhandenen (denkmalgeschützten) Deichtores in Form eines Kreisverkehrs erfolgen. Die von dort ausgehende Auffahrt zur Muldebrücke der Ostrandstraße soll nach aktuellem Planungsstand über das Grundstück Wasserstadt Nr. 27 (Flurstück 1114/1) und damit über die Flächen der ehemaligen Wäscherei und chemischen Reinigung führen. Die aufragende Bausubstanz des Bestandes ist im Zuge des BV Ostrandstraße daher vollständig zu beseitigen; das Gelände wird nach derzeitiger Planung – ausgehend von der Straße Wasserstadt bis zum Wasserstadtwall – keilförmig aufgeschüttet; die Flächen der ehemaligen Wäscherei und chemischen Reinigung würden danach im Zuge von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen bepflanzt (Nutzungsart Park- und Freizeitanlagen i.S. BBodSchG/BBodSchV).

3.5 Naturschutzfachliche Belange

Naturschutzfachliche Belange werden in einzelnen Fachgutachten im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens beschrieben.

Über die sich aus dem Bauvorhaben Ostrandstraße (3. BA, Bereich Wasserstraße 27) hinaus so wieso ergebenden Eingriffe sind weder beim Rückbau der Gebäudesubstanz noch den zur Gefahrenabwehr erforderlichen Maßnahmen zusätzliche Eingriffen erforderlich.

3.6 Kontaminationssituation

3.6.1 Produktionstypisches Kontaminationspotenzial

In chemischen Reinigungen erfolgt die Reinigung von verschmutzten Textilien in organischen Lösungsmitteln. Das betrifft vor allem nicht waschbare und besonders empfindliche Fasern, wie Wolltextilien, Seide, aber auch Ledererzeugnisse.

Der Unterschied zwischen dem Waschen und dem chemischen Reinigen von Textilien besteht vorrangig in der Art des eingesetzten Lösungsmittels. Beim Waschen wird als Lösungsmittel Wasser unter Zusatz von Waschmitteln verwendet. Da einige Textilfasern den Einsatz von Wasser nicht erlauben und nicht jede Verschmutzung (Öl, Fett) auf diesem Weg entfernbar ist, werden bei der chemischen Reinigung organische Lösungsmittel verwendet.

Die Technologie der chemischen Reinigungen ist trotz der Anwendung verschiedener Lösungsmittel ähnlich und soll im Folgenden beschrieben werden. Nach einer eventuellen Vordetachur gelangt

das Reinigungsgut in die Reinigungsmaschine. Die wichtigsten Bestandteile einer Reinigungsmaschine sind:

- die Trommel der Reinigungsmaschine
- ein Vorratstank für Lösungsmittel
- der Filter für die Reinigungsflotte
- eine Destilliereinrichtung für Lösungsmittel
- die Trocknungsvorrichtung für die.

Während sich die Trommel dreht, wird die Reinigungsflotte (Reinigungslösung) ständig im Kreislauf gepumpt. Bei jeder Charge wird ein Teil der Flotte zur Destilliereinrichtung abgeleitet. Sie dient der Regenerierung und vollständigen Befreiung des Lösungsmittels von störenden Stoffen. Dies erfolgt durch Destillation. Anschließend wird das mitkondensierte Wasser in einem Wasserabscheider vom Lösungsmittel getrennt. Das Lösungsmittel kann über einen Vorratstank wieder dem Reinigungsprozess zugeführt werden. Das Kontaktwasser wurde häufig in die Kanalisation abgeschlagen, die Destillationsrückstände wurden häufig als Gewerbemüll entsorgt (auf die Deponie verbracht).

Als Lösungsmittel wurden in der ehem. Chemischen Reinigung Wasserstadt 27 nach vorliegenden Erkenntnissen ausschließlich Tetrachlorethen (PCE) sowie Trichlorethen (TCE) eingesetzt.

3.6.2 Überblick über die Kontaminationssituation

Der Standort der ehemaligen Wäscherei und chemischen Reinigung in der Wasserstadt Nr. 27 war, da es sich aus der Vornutzung a priori um eine Altlastverdachtsfläche handelt, bereits Gegenstand mehrerer Untersuchungen.

Mit der Orientierenden Untersuchung (1994) erfolgte der Nachweis des Eintritts einer massiven Schädigung des Grundwassers. Dies wurde durch die durchgeführten Grundwasseruntersuchungen an den Grundwassermessstellen P1 und P2 sowie nachfolgen Überwachungen bestätigt.

Im Zusammenhang mit einer durch GFE 1996 durchgeführten Detailuntersuchung bzw. der Erarbeitung eines Sanierungskonzeptes (1997) wurden im Abstrom (Richtung Mulde) weitere 3 Grundwassermessstellen, jeweils ausgebaut als Doppelpegel mit flachem und tiefem Filter, errichtet. In der Grundwassermessstelle P 1/96 beträgt die LHKW-Belastung zum Stichtag 08.2010 300 µg/l.

Die in die einzelnen Untersuchungen integrierten Boden- und Bodenluftuntersuchungen haben gezeigt, dass insbesondere auch in der ungesättigten Bodenzone noch ein als Quellterm wirkendes und damit relevantes Schadstoffpotential vorhanden ist. So wurde z. B. in der Kleinrammbohrung RKS 4, abgeteuft im Rahmen der Baugrunduntersuchungen im Jahre 2005, innerhalb des Auffüllungshorizontes (von 0,3 – 0,7 m u.GOK) ein LHKW-Gehalt von 100 mg/kg (überwiegend Tetrachlorethen, PCE) nachgewiesen.

Die Kontaminationssituation wird mit Bezug auf die jeweiligen Gutachten im folgenden Kapitel 4 detaillierter beschrieben.

4 Vorliegende Gutachten

4.1 Orientierende Untersuchung [U1]

Durch die Baustoff-Service GmbH wurde im Auftrag der Stadtverwaltung Dessau für die Wäscherei und Chemische Reinigung Wasserstadt 27 eine Orientierende Untersuchung durchgeführt.

Teil der vom Gutachter durchgeführten Recherchen war eine Aufstellung der Nutzungshistorie. Ausgeführt wird, dass das Grundstück Wasserstadt 27 von 1907 bis 1919 zunächst durch einen Betrieb für Maschinen- und Apparatebau genutzt wurde, die Flächen dann seit 1919 als zunächst Färberei und Wäscherei, später dann als Wäscherei und Chemische Reinigung genutzt wurden. Im Gutachten wurde zudem vermerkt, dass im VEB Textilreinigung Dessau, welcher bis 1990 die Wäscherei und Chemische Reinigung in den Gebäuden des Grundstückes Wasserstadt 27 betrieben hat, monatlich ca. 10 Fässer mit den Lösungsmitteln Tetrachlorethen (PCE) sowie Trichlorethen (TCE) verbraucht wurden. Dokumentiert ist ferner, dass die Reinigungsmaschinen 1992 demonstrieren sowie Lösungsmittel und Rückstände aller Art entsorgt wurden.

Im Zusammenhang mit der orientierenden Untersuchung des Standortes wurden die Grundwassermessstellen P 1/94, P 2/94 und P3/94 abgeteuft; ferner wurden insgesamt 10 Rammkernsondierungen von jeweils 2 m Tiefe gebohrt, in denen Bodenluftproben entnommen wurden.

Bei der Untersuchung des Grundwassers aus den Grundwassermessstellen P 1 und P 2 wurden teilweise sehr hohe Gehalte an LHKW ermittelt. Bei der Beprobung am 09.06.1994 wurden an der Grundwassermessstelle P 1 ca. 140.000 $\mu\text{g/l}$ Σ LHKW, davon 136.000 $\mu\text{g/l}$ Tetrachlorethen (PCE) gemessen. Bei einer Wiederholungsmessung am 19.09.1994 wurden an der Grundwassermessstelle P 1 LHKW-Gehalte von ca. 56.000 $\mu\text{g/l}$ Σ LHKW ermittelt, davon 53.000 $\mu\text{g/l}$ PCE.

An der Grundwassermessstelle P 2 ergab die Untersuchung vom 09.06.1994 einen Befund von 518.000 $\mu\text{g/l}$ Σ LHKW, wobei hier mit 490.000 $\mu\text{g/l}$ Trichlorethen (TCE) dominierte; die Nachuntersuchung vom 19.09.1994 bestätigte diesen Befund überwiegend; es wurden ca. 780.000 $\mu\text{g/l}$ Σ LHKW, davon ca. 740.000 $\mu\text{g/l}$ TCE gemessen.

Zum Zeitpunkt der Untersuchungen durch Baustoff-Service GmbH (1994) dominierte an der Grundwassermessstelle P 1 Tetrachlorethen und an der Grundwassermessstelle P 2 Trichlorethen.

Die in den Kleinrammbohrungen ausgeführten Bodenluftmessungen bestätigen die lokal differenzierte Belastung entsprechend; in der nördlich, in der Nähe des Gebäudes der Reinigungsmaschinen abgeteufte Bohrung BLP 10 wurde ein PCE-Gehalt von 7.400 mg/m^3 und ein TCE-Gehalt von ca. 780 mg/m^3 ermittelt. Die PCE-Dominanz entspricht dem Befund an GWM P 1.

In der Bodenluftmessstelle BLP 8, angesetzt unterhalb des Schleppdaches (Gefahrstofflager?), wurden 5.900 mg/m^3 TCE sowie 1.500 mg/m^3 PCE ermittelt; die hier festgestellte TCE-Dominanz entspricht dem Befund an der benachbart liegenden Grundwassermessstelle P 2.

Im Ergebnis kommt der Gutachter bei der Gefährdungseinschätzung zu der Auffassung, dass eine Gefahr für die nahe gelegene Mulde besteht und nicht ausgeschlossen werden könne, dass die LHKW bereits in tiefere Bereiche des Grundwasserleiters abgesunden sind und die Grundwasserqualität auch nördlich des Standortes (nördlich der Vorflut Mulde) beeinflussen. Durch den Gutachter wird empfohlen, in einer anschließenden Detailuntersuchung mehrere Grundwassermessstellen als Doppelpegel bis zum Liegendstauer abzuteufen und zu verfiltern.

4.2 Detailuntersuchung GFE [U2]

Entsprechend den Empfehlungen des Gutachters der Orientierenden Untersuchung beauftragte die Stadt Dessau in 1996 die GFE GmbH Halle mit einer Detailuntersuchung der ehemaligen Wäscherei und Chemischen Reinigung Wasserstadt 27.

Auftragsgegenstand waren verschiedene technische Erkundungen, z.B.

- Errichtung von 3 Grundwassermessstellen mit Stufenfilter (Oberpegel OP, Unterpegel UP)
- Abteufen von 5 Kleinrammbohrungen im vermuteten Kontaminationszentrum
- Entnahme von 7 Grundwasserproben aus Messstellen
- Entnahme von Bodenproben und Bodenluftproben aus Kleinrammbohrungen
- Analytische Untersuchung der entnommenen Proben.

Die Untersuchung der entnommenen Bodenproben ergab in der Kleinrammbohrung RKS 3/96, die innerhalb des Reinigergebäudes angesetzt wurde, mit 1.200 mg/kg Σ LHKW (nahezu ausschließlich PCE) den Nachweis eines dort noch vorhandenen Quellpotentials (Probenahme erfolgte aus dem Bodenhorizont 0,25 – 2,0 m u. GOK).

Die durchgeführten Bodenluftuntersuchungen belegten dies zusätzlich: In der aus den Kleinrammbohrungen KRB 1/96 bis KRB 5/96 entnommenen Bodenluftproben wurden zwischen 4.000 und 10.000 mg/m³ Σ LHKW nachgewiesen, wobei in allen Proben PCE dominierte; wie der Anlage 2.1 entnommen werden kann, wurden die Kleinrammbohrungen 1996 entweder im westlichen Teil des Innenhofes oder aber innerhalb des Reinigergebäudes angesetzt. Eine Verifizierung der Befunde im östlichen Teil der ehemaligen Chemischen Reinigung Wasserstadt 27 (z. B. Bohransatzpunkt RKS 8/94) erfolgte nicht.

Die durchgeführten Grundwasseruntersuchungen belegten erneut die teilweise massive Belastung des Grundwassers sowie die unterschiedliche Dominanz der Einzelkomponenten PCE bzw. TCE. In der Grundwassermessstelle P 2/94 wurde ein Befund von ca. 250.000 μ g/l Σ LHKW, davon 186.000 μ g/l TCE sowie 25.000 μ g/l PCE ermittelt; an Grundwassermessstelle P 1/94 betragen diese Werte 55.000 μ g/l Σ LHKW, davon 1.200 μ g/l TCE sowie 52.500 μ g/l PCE. In den durch GFE errichteten (neuen) Grundwassermessstellen P 1 bis P 3/96 wurde in GWM P 1/96 (OP) ein Gehalt von 8.200 μ g/l Σ LHKW, davon 250 μ g/l TCE sowie 5.500 μ g/l PCE ermittelt; der DCE-Gehalt wurde mit 2.500 μ g/l gemessen.

Die Gehalte an P 2/96 sowie P 3/96 waren mit ca. 300 μ g/l bzw. 70 μ g/l deutlich geringer als in den anderen untersuchten Messstellen.

Der Gutachter weist bereits 1996 zutreffend darauf hin, dass die LHKW-Befunde im Grundwasser einen rückläufigen Trend zeigen. Ferner wird – aus heutiger Sicht ebenfalls zutreffend – geschlossen, dass sich LHKW nicht als Phasenkörper (DNAPL) bis an die Basis des Grundwasserleiters ausgebreitet haben.

Im Rahmen der Gefährdungsabschätzung kommt der Gutachter zu folgenden Schlussfolgerungen:

- Im Untersuchungsgebiet wurde belasteter Boden mit einer Gesamtkubatur von 3.870 m³ ermittelt.
- In dieser Kubatur ist überschlägig mit ca. 1.200 kg LHKW zu rechnen.
- Der relevante Expositionspfad ist der Pfad Boden-Grundwasser; der Expositionspfad Bodenluft tritt demgegenüber in den Hintergrund.

- Im Status quo bestehen keine Gefahren für das Schutzgut Mensch (auf den Flächen Tätige und Verkehrende). Das Schutzgut Grundwasser ist bereits erheblich beeinträchtigt. Eine Beeinflussung des Oberflächengewässers Mulde ist bei der festgestellten Grundwasserfließrichtung mit Sicherheit gegeben, wobei jedoch die Auswirkung auf die Wasserqualität der Mulde als sehr gering einzustufen ist.

Der Gutachter schlussfolgert, dass die nachgewiesenen Bodenkontaminationen zu einer extremen Grundwasserbelastung geführt haben, deren Größe (Ausdehnung) sowie deren Fracht nicht abgeschätzt werden kann. Grundsätzlich kommt der Gutachter zu der Schlussfolgerung, dass Gefahrenabwehrmaßnahmen erforderlich sind, wobei hier die Beseitigung der Schadensquelle (Dekontamination) Vorrang vor der Sanierung der Schadstofffahne hätte. Als Sanierungsmaßnahmen werden vorgeschlagen:

- Bodenaustausch in der ungesättigten Bodenzone
- Bodenluftabsaugung
- Grundwassersanierung durch kombinierte Grundwasser- und Bodenluftabsaugung, z. B. im Airlift-Verfahren.

Die Maßnahmen sollen in einem Sanierungskonzept weiter untersetzt werden.

4.3 Sanierungskonzept GFE [U3]

Das Sanierungskonzept, auf welches GFE im Rahmen der Detailuntersuchung bereits einen Ausblick gab, wurde durch GFE GmbH im Auftrag der Stadt Dessau im Januar 1997 erstellt. Ergänzende technische Erkundungen (im heutigen Sinne: ergänzende Standortuntersuchung) wurden nicht durchgeführt. Bei der Erarbeitung des Sanierungskonzeptes bezog sich der Gutachter auf die bereits in der Detailuntersuchung beschriebenen Annahmen zur Kubatur des kontaminierten Bodens sowie der in diesem enthaltenen Schadstoffmenge (LHKW).

Im Ergebnis der in Kap. 5 des Sanierungskonzeptes durchgeführten Variantenbetrachtung kommt der Gutachter zu der Auffassung, dass die Bodenluftabsaugung aus den im Gutachten näher beschriebenen Gründen die wahrscheinlich einzig wirksame Methode zur Bodendekontamination der ungesättigten Bodenzone sei. Im Zeitpunkt der Überarbeitung ging der Gutachter noch davon aus, dass die Gebäude einer Nachnutzung zugeführt werden sollen, weshalb offenbar Bodenaustauschmaßnahmen nicht näher betrachtet wurden. Für die Dekontamination der gesättigten Bodenzone (des Grundwassers) wurde eine klassische Grundwassersanierung durch pump and treat, d. h. die Entnahme des Grundwassers an zwei Förderbrunnen sowie Behandlung in einer Desorptionsanlage empfohlen. Als Fördermenge ging der Gutachter von 1,5 m³/h aus.

Der Gutachter führte aus, dass Prognosen über die Laufzeit der Maßnahme nicht möglich seien, detaillierte Angaben zu den Sanierungszeiten und insbesondere zu den Sanierungskosten sind im Sanierungskonzept GFE nicht enthalten.

4.4 Baugrundgutachten GWM mit integrierter Bodenuntersuchung [U5]

Im Zusammenhang mit dem Bauvorhaben Ostrandstraße (3. BA Dessau) wurde durch GWM Baugrundbüro Dessau in 2005 eine ergänzende Baugrunduntersuchung durchgeführt, bei welcher Baugrundaufschlüsse auch auf dem Grundstück Wasserstadt Nr. 27 (Flurstück 1114/1) abgeteuft wurden. Die Lage der Bohransatzpunkte kann dem Plan in Anlage 2.1 entnommen werden. Die

Schichtenverzeichnisse der abgeteufte Kleinrammbohrungen RKS 1 bis RKS 4 sind dem Sanierungskonzept in Anlage 4 beigefügt.

Nach sensorischer Auffälligkeit wurden ausgesuchte Bodenproben u.a. auf CKW untersucht. Die hierfür relevanten Prüfberichte sind dem Bericht in Anlage 5 beigefügt; die Schadstoffbelastung im Boden ist in Anlage 2.2 dargestellt.

Mit den Kleinrammbohrungen RKS 1 und RKS 2, welche sich südlich des Gebäudes Wasserstadt 27 befinden, wurde unter einer ca. 2,2 m mächtigen Auffüllung unmittelbar der Sand des obersten Grundwasserleiters erkundet. Der am Standort zu erwartende Auelehm wurde offensichtlich im Zuge der vorlaufenden Baumaßnahmen vollständig beseitigt. Die in den Kleinrammbohrungen RKS 1 und RKS 2 aufgeschlossenen Bodenbereiche waren bis zur Endteufe sensorisch unauffällig.

Die Kleinrammbohrung RKS 4 wurde im Innenhof der ehemaligen chemischen Reinigung, unmittelbar vor dem als Chemikalienlager genutzten Bereich (Schleppdach) abgeteuft. Unter einer ca. 1,5 m mächtigen Auffüllung wurde reliktsch (0,5 m) Auelehm erkundet. Die aus der Auffüllung sowie dem Auelehm entnommenen Bodenproben waren teilweise massiv sensorisch auffällig. In der Bodenprobe 3 (Prüfbericht Nr. 63305 des Analytiklabors Dr. Kludas), die dem Auffüllungshorizont unmittelbar unter der Sauberkeitsschicht der Versiegelung im Teufenbereich von 0,3 bis 0,7 m u. GOK entnommen wurde, wurden 100 mg/kg Σ LHKW nachgewiesen. Hierbei handelt es sich ganz überwiegend (ca. 98 %) um Tetrachlorethen (PCE). In der bei 3,0 m u. GOK entnommenen Bodenprobe Nr. 4 beträgt die Schadstoffkonzentration noch 17,6 mg/kg Σ LHKW, wiederum überwiegend PCE. Probe 4 repräsentiert den am Standort ausgebildeten Auelehm.

Aus der Kleinrammbohrung RKS 3, die im nördlichen Freigelände des Grundstückes Wasserstadt 27 abgeteuft wurde, erfolgte die Entnahme einer Bodenprobe (Probe 2) aus dem Grundwasserschwankungsbereich (2,5 – 3,0 m u. GOK). In dieser Probe wurden ca. 8 mg/kg Σ LHKW, erneut überwiegend PCE, nachgewiesen.

Ein Abgleich zwischen den Analysenergebnissen aus dem Gutachten GWM sowie den Befunden aus dem Grundwassermonitoring bestätigt, dass am Standort lokal unterschiedliche Quellbereiche wirksam sein müssen.

In der Grundwassermessstelle P2, östlich des Reinigungsgebäudes abgeteuft, wurden ca. 25.000 $\mu\text{g/l}$ Σ LHKW, davon ca. 6.000 $\mu\text{g/l}$ PCE sowie 10.000 $\mu\text{g/l}$ TCE nachgewiesen. Wenngleich die DCE-Befunde auf stattfindende mikrobiologische Abbauprozesse hinweisen, lässt sich der TCE-Befund mit hinreichender Wahrscheinlichkeit auf den Eintrag sowohl von PCE als auch TCE, welche beide als Reinigungsmittel Verwendung fanden, zurückführen.

In den Bodenproben aus der KRB RKS 4 (GWM) sowie den Grundwasserproben aus der Grundwassermessstelle P1/96 dominiert im Gegensatz dazu eindeutig PCE; der TCE-Anteil liegt unter 5 %.

Dieser Sachverhalt gibt einen Hinweis darauf, dass der u.a. mit dem Grundwassermonitoring beobachtete Grundwasserschaden nicht durch nur einen lokalen Eintrag von CKW in den Boden (zunächst ungesättigte, sodann gesättigte Bodenzone) hervorgerufen wird.

4.5 Grundwassermonitoring 2005 [U6] und 2010 [U9]

4.5.1 Status der Grundwasserbelastung

Im Auftrag der Stadt Dessau-Roßlau wurden im August des Jahres 2010 am Altlastenstandort ehemalige chemische Reinigung in der Wasserstadt 27 in 06844 Dessau-Roßlau 6 Messstellen, von denen drei als Doppelpegel ausgebaut sind, beprobt und auf leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LHKW) und Vinylchlorid (VC) untersucht [U9].

Die beprobten Grundwassermessstellen sind in **Anlage 2.2** dargestellt, die Befunde wurden in **Anlage 2.4** visualisiert.

Die nachfolgende Tabelle fasst die Ergebnisse der laboranalytischen Untersuchungen zusammen.

Tab. 4-1 Darstellung der LHKW-Einzelkomponenten in den Grundwasserproben

	cis-1,2-Dichlor-ethen (DCE) µg/l	Trichlorethen (TCE) µg/l	Tetra-chlorethen (PCE) µg/l	Vinylchlorid (VC) µg/l	Σ LHKW 2010 µg/l	Σ LHKW 2005 µg/l
LAWA GFS				0,5	10	10
P1 _{neu}	110	10	6,8	3,2	129	4,8
P2	8.600	10.000	5.900	210	24.600	25.600
P1/96 OP	23	12	210	1,4	246	33
P1/96 UP	22	10	300	1,3	333	6,9
P2/96 OP	2,9	<0,5	<0,5	3,5	3,82	n.n.
P2/96 UP	2,9	<0,5	<0,5	3,6	3,84	n.n.
P3/96 OP	3,1	<0,5	<0,5	1,1	3,69	n.n.
P3/96 UP	2,9	<0,5	<0,5	1,2	3,46	n.n.
NWB 8.2	0,63	<0,5	<0,5	<1	0,63	n.n.

fett - Überschreitung der Geringfügigkeitsschwelle (GFS) nach LAWA

Im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen wurden Werte (Σ LHKW) von maximal 24.600 µg/l (in GWM P2) gemessen. Die Befunde weisen überwiegend Chlorethene aus. Im Schadenszentrum wurde Dechlorierung des PCE oder TCE zu DCE und in geringen Anteilen bis zu VC nachgewiesen. Die Dechlorierung weist 2010 einen deutlich höheren Anteil auf als der aus den Untersuchungen der gleichen Messstellen in 2005.

Der nachgewiesene Grundwasserschaden wird offensichtlich durch mehr oder weniger punktuelle, d.h. räumlich eng begrenzte Schadstoffeinträge verursacht.

Die maximale Konzentration ist erheblich und lässt den Schluss zu, dass nach wie vor ein nicht unerhebliches Schadstoffpotential im Boden vorhanden ist.

4.5.2 Trend der Grundwasserbelastung

Die Gesamtheit aller bisher vorliegenden Untersuchungsergebnisse zur Grundwasserbelastung an den vorhandenen Grundwassermessstellen zeigt eindeutig einen abnehmenden Trend.

Erfahrungsgemäß bewirken stark schwankende Grundwasserstände, wie sie vorfluternah, also auch am Standort der chemischen Reinigung in der Wasserstadt 27 üblicherweise vorkommen, auch schwankende Gehalte an LHKW im Grundwasser. Bei hohen Grundwasserständen erfolgt überwiegend eine Mobilisierung des im Hangenden fixierten Schadstoffpotentials, so dass bei hohen Wasserständen die in das Grundwasser eingetragene/ die mobilisierte CKW-Fracht deutlich höher liegt als bei geringen Grundwasserständen.

Diese kurzfristigen, saisonalen Schwankungen der Grundwasserbelastung werden dann nicht erkennbar, wenn die Messzyklen zur Grundwasserüberwachung deutlich länger sind als die Schwankungszyklen der Grundwasserstände. Dem Gutachter liegen nachvollziehbare Dokumentationen zu Überwachungen der Grundwassergüte an den vorhandenen Grundwassermessstellen lediglich aus den Kampagnen 1994, 1996, 2005 sowie 2010 vor (weitere Befunde sind zwar zugänglich, können jedoch nicht auf Probenahme- und Laborprotokolle zurückgeführt werden).

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse lassen die Schlussfolgerung zu, dass die Grundwasserbelastung in allen im Untersuchungsgebiet vorhandenen Grundwassermessstellen seit 1994 teilweise sehr deutlich abgenommen hat. Exemplarisch ist dies in der folgenden Abbildung für die Grundwassermessstelle P 2/94 dargestellt.

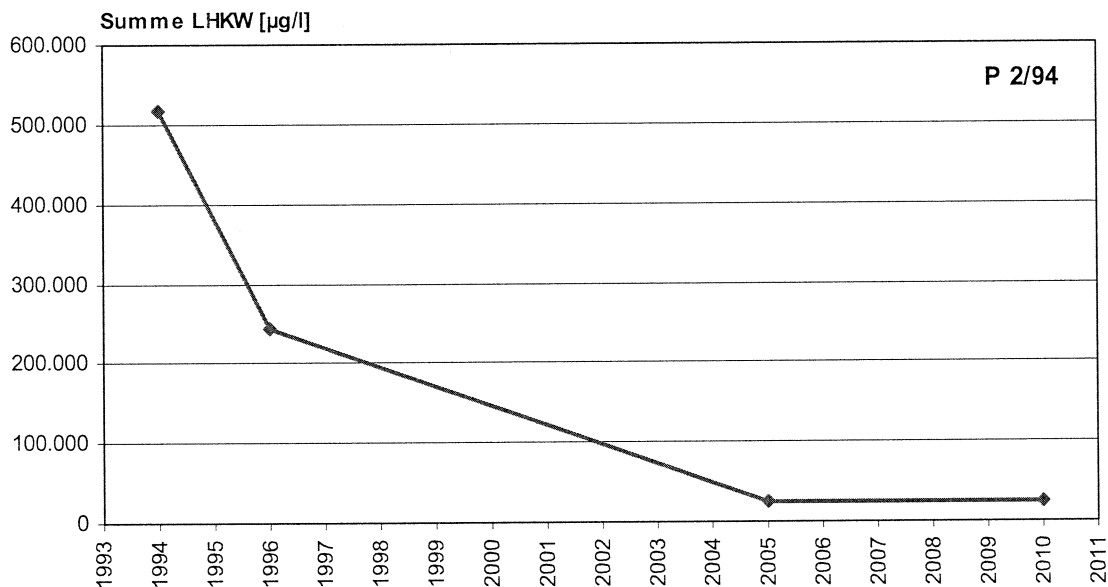


Abb. 4-1 exemplarischer c-t-Verlauf, Grundwassermessstelle P2/94

Anlage 5 enthält eine Zusammenstellung aller bisherigen Befunde an den vorhandenen Grundwassermessstellen.

4.6 Zusammenfassung der Ergebnisse

Im Ergebnis der bislang durchgeführten Untersuchungen ist festzustellen, dass (nach wie vor) eine teilweise massive Kontamination des Bodens, nachgewiesen in der ungesättigten Bodenzone, vorliegt.

Die Ergebnisse sowohl der Boden- als auch der Bodenluftuntersuchungen zeigen, dass auf den durch die Chemische Reinigung Wasserstadt 27 genutzten Flächen lokal unterschiedliche Gemische von Lösungsmitteln (Tetrachlorethen PCE und Trichlorethen TCE) eingetragen wurden.

Im östlichen Teil des Gebäudekomplexes dominiert sowohl im Grundwasser (Grundwassermessstelle P 2/94) als auch in der Bodenluft (BLP 8/94) Trichlorethen. Ausgangspunkt für diese Belastung scheint nach vorliegenden Ergebnissen ein überdachtes, zum Innenhof jedoch offenes Gefahrstofflager (Ansatzpunkt der Bohrung BLP 8/94).

Der nördliche Bereich des Komplexes der ehemaligen Chemischen Reinigung (Umfeld Reinigergebäude, Ansatzpunkt der Bohrungen KRB 3/96 sowie 4/96) sowie der Innenhof wird bezüglich der Boden-, Bodenluft- sowie resultierenden Grundwasserbelastung im Gegensatz dazu durch Tetrachlorethen (PCE) dominiert.

Eine im Jahr 2004 durchgeführte Baugrunduntersuchung [U5] hat den Nachweis erbracht, dass die an die Auffüllung sowie teilweise den Auelehm gebundene Kontamination des Bodens in der ungesättigten Bodenzone nach wie vor vorhanden ist. Ein gravitativer oder Sickerwasserdominierter Austrag der Schadstoffe aus der ungesättigten Bodenzone in das Grundwasser wird zwar stattfinden, hat jedoch bislang und wird künftig nicht zu einem vollständigen Austrag der Lösemittel TCE und PCE aus der ungesättigten Bodenzone führen.

Der durch die nachgewiesenen Bodenkontaminationen verursachte Grundwasserschaden kann insbesondere an den Grundwassermessstellen P 2/94 sowie P 1/96 belegt werden. Der zeitliche Verlauf der Grundwasserbelastung in z. B. beiden benannten Grundwassermessstellen zeigt jedoch einen deutlich abnehmenden Trend; so ist z. B. die Grundwasserbelastung an der Messstelle P 2/94 von ca. 520.000 $\mu\text{g/l}$ Σ LHKW in 1994 auf nunmehr 24.600 $\mu\text{g/l}$ in 2010 gesunken. Der DCE-Anteil im Gemisch der LHKW (ca. 30 %) gibt den Hinweis darauf, dass neben nicht abbauenden Prozessen (wie Verdünnung) insbesondere auch abbauende (reduktive Dehalogenierung) diese Schadstoffreduktion bewirkten.

5 Bewertungsgrundlagen

Eine grundsätzliche Bewertung der untersuchten Auffüllungen und Böden und eine Gefährdungsabschätzung erfolgt unter Bezugnahme auf die Kriterien nach BBodSchG und BBodSchV und für die Expositionspfade Boden → Mensch und Boden → Grundwasser.

Die abfallrechtliche Einstufung des Bodens sowie die Einstufung der Bausubstanzproben erfolgt entsprechend der „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen“ der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) und der Deponieverordnung (DepV).

Die Bewertung der Ergebnisse der Grundwasseruntersuchungen erfolgt unter nach den Vorgaben der LAWA unter Einbeziehung der Werte für Sickerwässer nach BBodSchV.

5.1 Bodenschutzrechtliche Bewertungskriterien

Grundsätzlich ist im vorliegenden Fall zunächst zu beurteilen

- ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt,
- ob ein Grundwasserschaden vorliegt und – wenn ja – ob und wie dieser zu sanieren ist,
- ob demzufolge für den Grundstückseigentümer (allgemeiner: für den nach § 4 Abs. 3 BBodSchG Pflichtigen) ein bodenschutzrechtliches Inanspruchnahmerrisiko besteht.

Rechtliche und methodische Grundlagen für die Beurteilung des Bodens bilden insbesondere BBodSchG und BBodSchV.

Erfolgt Schadstoffeinträge in den Boden (wie am Standort vorhanden), wurden die Funktionen des Bodens (insbesondere die natürlichen Funktionen) beeinträchtigt, die Eigenschaften des Bodens wurden verändert. Ein Schaden im Sinne einer „schädlichen“ Bodenveränderung gemäß § 2 Abs. 3 BBodSchG ist dann zu konstatieren, wenn von dieser Bodenverunreinigung Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für weitere Schutzgüter ausgehen. Insofern ist im Hinblick auf die Bodenveränderungen (Kontaminationen in der ungesättigten Bodenzone) zu prüfen, inwieweit durch sie diese Gefahren für Schutzgüter verursacht werden, da dann eine normative Pflicht zur Sanierung besteht.

Im Rahmen der Bewertung einer Gefahrenlage ist dabei zu prüfen

- ob ein Schadstoffpotenzial vorhanden ist,
- ob die vorhandenen Schadstoffe mobil und mobilisierbar sind,
- ob und über welche Expositionspfade eine Schutzgutexposition eingetreten ist oder eintreten kann,
- ob und welche Einwirkungen am Rezeptor (am Schutzgut) eintreten oder mit welchem Grad der Wahrscheinlichkeit künftig eintreten werden.

Bei der Beurteilung können jeweils Pfad- und nutzungsspezifisch Prüfwerte herangezogen werden.

Direktpfad (Boden – Mensch)

Auf Basis toxikologischer Untersuchungen und Standardausbreitungsszenarien wurden nutzungsspezifisch Prüf- und Maßnahmewerte abgeleitet. Die Ableitungsmaßstäbe sind dokumentiert in der „Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmewerte nach der BBodSchV“.

Bei der Anwendung der in der BBodSchV oder in LABO [G11] tabellierten Prüfwerte sind die jeweiligen Expositionsannahmen und dbzgl. Vorgaben z.B. für die Probenahme und Probenvorbehandlung zu berücksichtigen.

In der BBodSchV sind Prüfwerte für den Direktpfad (Boden – Mensch) und die hier relevanten LHKW nicht tabelliert.

In [G11] werden in Tab. 2 „Orientierende Hinweise für flüchtige Stoffe als Feststoffwerte“ gegeben. Für die hier relevanten Stoffe wird diese auszugsweise wiedergegeben:

Tabelle 5-1 Prüfwerte [mg/kg TS] nach [G11] für relevante Parameter

Stoffe	CAS-Nr.	Orientierende Hinweise für flüchtige Stoffe im Feststoff in [mg/kg TM]	
		Wohngebiete	Industrie- und Gewerbe
Trichlorethen (TCE)	79-01-6	0,3	5
Tetrachlorethen (PCE)	127-18-4	1,5	25

Nach der ursprünglichen Nutzung des Gebietes wäre das Nutzungsszenario „Industrie- und Gewerbe“ anzusetzen; nach der aktuellen Prägung des Gebietes kann auch das Nutzungsszenario „Wohngebiete“ gelten; im Falle der geplanten Nutzung, d.h hier der Überbauung mit der Trasse der Nordrandstraße, wäre nach Fertigstellung der Ostrandstraße das Nutzungsszenario „Park- und Freizeitanlagen“ anzusetzen.

Wie noch zu zeigen sein wird, ist der hier relevante Direktpfad (Boden – Mensch) nach Umnutzung der Flächen nachhaltig sowohl für die inhalative Aufnahme von Dämpfen/ Gasen als auch den Direktkontakt mit dermalen Aufnahme unterbrochen.

Wirkungspfad Boden-Grundwasser

BBodSchG und BBodSchV regeln hinsichtlich formaler Beurteilungskriterien (Prüfwerte) die Exposition von Grundwasser, ausgehend von kontaminierten Böden explizit nur, soweit die Grundwasserbelastung durch Verunreinigungen der ungesättigten Bodenzone hervorgerufen wird und die Verunreinigungen selber nicht in die gesättigte Bodenzone reichen.

In der BBodSchV wurden zur Bewertung der Schädlichkeit von Bodenveränderungen als Ort der Beurteilung nicht der Boden in seinem Gesteinsverband, sondern die Wirkstelle zum Schutzgut Grundwasser festgelegt. Im juristischen Sinne ist diese Wirkstelle der Eintritt von durch Bodenveränderungen kontaminierten Sickerwässern in das Grundwasser, somit der Übergangsbereich zwischen ungesättigter und gesättigter Bodenzone. Entsprechend sind die Prüfwerte als Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser am Ort der Beurteilung angegeben. Dies ist bei der Anwendung der Prüfwerte zu berücksichtigen.

5.2 Wasserrechtliche Bewertungskriterien

Die Frage, ob ein Grundwasserschaden eingetreten ist, wäre nach wasserrechtlichen Kriterien zu beurteilen. Ebenso wären bei der Ableitung des „ob“ und „wie weit“ einer Sanierung wasserrechtliche Kriterien heranzuziehen. In folgenden Gesetzen oder Verordnungen ist geregelt, dass Grundwasserschäden grundsätzlich zu sanieren sind, z.B. indem „alle signifikanten und anhaltenden Trends ansteigender Schadstoffkonzentrationen aufgrund der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten umgekehrt werden“:

- EU-Wasserrahmenrichtlinie sowie die Grundwasserrichtlinie
- WHG - Wasserhaushaltsgesetz vom 31.07.2009 (→ § 47)
- WG LSA: Wassergesetz für das Land Sachsen-Anhalt vom 12.04.2006 (→ § 135)
- WRRL - VO LSA: Verordnung über die Wasserrahmenrichtlinie vom 24.08.2005
- LAWA: Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen für das Grundwasser, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Dez. 2004

Kriterium für die Einstufung des Zustandes von Gewässer sind Konzentrationen von Schadstoffen (im Gegensatz zum Boden, bei welchem die Bodenfunktionen maßgeblich sind). Für die Beurteilung der Schadstoffkonzentrationen im Grund- und Oberflächenwasser werden die durch die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser in 2004 [G16] erarbeiteten Geringfügigkeitsschwellen (GFS) verwendet. Im konkreten Fall sind folgende Konzentrationswerte relevant:

Tabelle 5-2 Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung von lokal begrenzten Grundwasserverunreinigungen nach LAWA [G16]

Parameter	Dim.	Geringfügigkeitsschwelle
LHKW gesamt ¹⁾	µg/l	20
Σ Tetrachlorethen und Trichlorethen	µg/l	10
1,2-Dichlorethan	µg/l	2
Chlorethen (Vinylchlorid)	µg/l	0,5

1) LHKW, gesamt: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe, d.h. Summe der halogenierten C1- und C2-Kohlenwasserstoffe; einschließlich Trihalogenmethane. Die GFS zu Tri- und Tetrachlorethen, Dichlorethan und Chlorethen ist zusätzlich einzuhalten.

Mit den Geringfügigkeitsschwellen soll kein Qualitätsziel für Grundwasser definiert werden. Vielmehr soll eine anthropogen weitgehend unbeeinflusste Grundwasserbeschaffenheit erhalten bleiben. Die Geringfügigkeitsschwelle bildet somit die Grenze zwischen dem im rechtlichen Sinne nicht verunreinigten Grundwasser und einer Grundwasserverunreinigung, kennzeichnet jedoch nicht den „natürlich reinen“ Zustand des Grundwassers. In Bezug auf die EU-Wasserrahmenrichtlinie ist näherungsweise davon auszugehen, dass die Geringfügigkeitsschwelle als Kriterium für die Feststellung eines „guten chemischen Zustandes“ des Grundwassers heranziehbar ist.

5.3 Abfallrechtliche Bewertungskriterien

Die bei Abbruch der aufragenden Bausubstanz oder dem Aushub zur Sanierung anfallenden Böden sind zu entsorgen (zu verwerten oder zu beseitigen). Vorrang vor der Beseitigung hat die Verwertung.

Mit Erlass MLU LSA vom 24.03.2006 wurde für die Bewertung der Schadlosigkeit der Verwertung

- von mineralischen Abfällen, die ungebunden oder gebunden in technischen Bauwerken eingebaut werden,
- von mineralischen Abfällen, die zur Herstellung von Bauprodukten verwendet werden und
- von Bodenmaterial, das unterhalb der durchwurzelbaren Bodenschicht in bodenähnlichen Anwendungen verwertet wird

geregelt, dass die Anforderungen der LAGA-Mitteilung „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen - Technische Regeln -“ (Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall Nr. 20) in der jeweils geltenden Fassung zu beachten sind.

Ist die Verwertung der beim Aushub abfallenden mineralischen Abfälle (Böden) in bodenähnlicher Anwendung beabsichtigt, wäre die Schadlosigkeit der Verwertung zunächst nach den Tabellen II.1.2-2 und II.1.2-3 der TR Boden zu prüfen.

Ist die Verwertung der beim Aushub abfallenden mineralischen Abfälle (Böden) in technischen Bauwerken (Einbauklassen 1 und 2) beabsichtigt, wäre die Schadlosigkeit der Verwertung nach Tabellen II.1.2-4 und II.1.2-3 zu beurteilen.

Bauschutt ist von der Verwertung in bodenähnlicher Anwendung ausgeschlossen. Bei Anwendung der LAGA ist zu beachten, dass die TA Bauschutt und damit auch die Tab. II.1.4-4 bis -6 nicht mit den Prüfwerten der BBodSchV harmonisiert sind. Gleichwohl wird die TA Bauschutt im Vollzug angewendet.

Bei Überschreitung der Zuordnungswerte für den eingeschränkten Einbau in technischen Bauwerken wären die Abfälle zu beseitigen (oder im Deponiebau zu verwerten); anzuwenden ist die seit August 2009 gültige Deponieverordnung (DepV). Die Einstufungsparameter für die Deponieklassen nach DepV sind in Anlage 7.3.2 enthalten.

6 Gefährdungsabschätzung

6.1 Grundsätze

Nach Darstellung und Diskussion der aktuellen Untersuchungsergebnisse wird nachfolgend eine Einschätzung der aktuellen Gefährdungssituation vorgenommen.

Die Einzelfallbetrachtung der eingetretenen Schädigungen an Umweltkompartimenten und bestehenden Risiken für Schutzgüter des öffentlichen Rechts berücksichtigt hierbei das maßgebliche Stoffinventar (Art und Ausmaß einer Boden- und Grundwasserbelastung), die Verfügbarkeit und Mobilität der Schadstoffe, die Transferpfade, die Schutzgutexposition bis hin zur Wirkung der tatsächlichen oder künftig möglichen Stoffimmission.

6.2 Schadstoffpotenzial

6.2.1 Schadstoffpotenzial im Boden (ungesättigte Bodenzone)

Zur Untersuchung des Schadstoffpotentials, d. h. des Schadstoffvorrates (hier in der ungesättigten Bodenzone) werden üblicherweise Untersuchungen an Bodenproben herangezogen. Die hier relevanten Schadstoffe sind leicht flüchtig, so dass die Probenahme überwiegend das Untersuchungsergebnis beeinflusst; erfahrungsgemäß ist der LHKW-Gehalt in Bodenproben unterbestimmt.

Die im Boden fixierten Schadstoffe können entweder in Atmosphäre migrieren (aus dem Boden emittieren) oder aber sickerwassergestützt aus der ungesättigten Bodenzone in das Grundwasser eingetragen werden und auf diese Weise das Schadstoffpotenzial reduzieren.

Die Untersuchungsergebnisse stammen aus den Jahren 1994 [U1] und 1996 [U2]. Daher können die heute vorzufindenden Gehalte deutlich unter diesen liegen.

Die Angaben aus dem Sanierungskonzept [U3], wonach ca. 1.200 kg LHKW im Boden fixiert wären, lässt sich derzeit nicht verifizieren. Für die weiteren Betrachtungen soll dieses Stoffpotenzial jedoch als gegen angesetzt werden.

6.2.2 Schadstoffpotenzial im Boden (gesättigte Bodenzone)

Mit den folgenden Betrachtungen werden die Modellvorstellungen entwickelt, die der Gutachter bei der Bewertung der Befunde sowie der Prognose des weiteren Verlaufs heranzieht. Hierbei handelt es sich um die klassischen Modellvorstellungen zur Ausbreitung von DNAPL (dense non aqueous phase liquid, deutsch: Schwerphase), die der einschlägigen Literatur entnommen werden kann (z.B. STUPP [L17]).

Das Ausmaß der DNAPL-Ausbreitung oberhalb des Grundwasserspiegels (ungesättigte Bodenzone) hängt stark von der Größe der Eintragsfläche, der Eintragsmenge und dem geologischen Aufbau des Untergrundes ab. In Lockergesteinen spielt hierbei insbesondere die Strukturierung und Verteilung der Porengrößen eine maßgebliche Rolle. Dabei wird die vertikale Phasenmigration weitgehend durch feinkörnige Sedimente mit kleinen Porengrößen gesteuert, da diese als stauende Horizonte wirken. Schon bei geringfügigen Unterschieden der Porengrößen tendieren die DNAPL dazu, feinkörnigere Sedimente zunächst nicht vertikal zu durchdringen, sondern sich auf diesen lateral auszubreiten. Dieses Bestreben einer bevorzugt lateralen Phasenmigration nimmt mit zu-

nehmendem Wassergehalt der bindigen Schichten weiter zu, da die Feinporen als Folge der Kapillarität vorherrschend mit Wasser gefüllt sind. Infolgedessen wirken feinkörnige Horizonte mit entsprechend kleinen Poren gegenüber DNAPL als transporthemmend und erzeugen ein sog. „Pooling“ der DNAPL-Phasen. Andererseits fungieren alle Sedimentsstrukturen mit höheren Permeabilitäten als bevorzugte Migrationswege für organische Flüssigphasen.

Durch die Heterogenität der ungesättigten Bodenzone wie Wechsellagen unterschiedlich durchlässiger Schichten, Schluff- und Tonlinsen und unterschiedliche Wassersättigung der Schichten erfolgt die Ausbreitung der DNAPL in Form ungleichmäßig gestalteter Versickerungskörper, gekennzeichnet durch bevorzugtes Versickern in rolligeren Schichten in vertikaler Richtung und einer mehr oder weniger starken Ausbreitung in horizontaler Richtung.

Bei Überschreitung des Rückhaltevermögens der ungesättigten Zone erfolgt zunächst ein Aufstau von DNAPL auf dem Grundwasserspiegel (Kapillarsaum) und eine dadurch bedingte bevorzugte laterale Phasenmigration. Die Zone des Kapillarsaumes wirkt bis zu einem bestimmten Grad wie eine Kapillarsperre, die zu einem „Pooling-Effekt“ von DNAPL auf dem Grundwasserspiegel führt. Dies ist in der folgenden Abbildung dargestellt:

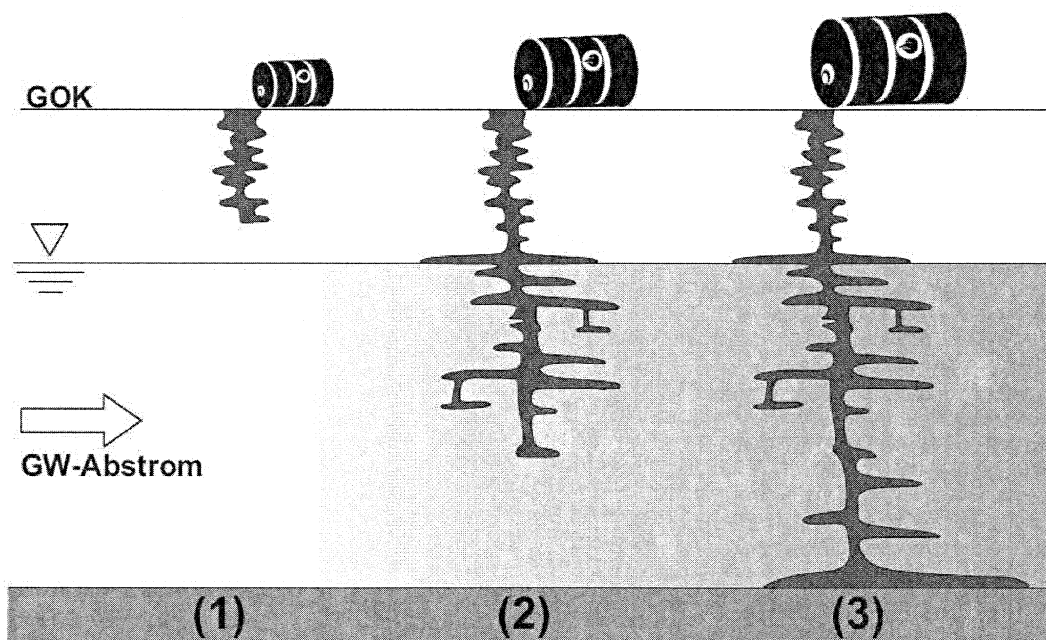


Abb. 6-1 schematische Darstellung der Ausbreitungsstadien von LCKW-Phase, nach [L13]

Entscheidend für die weitere Phasenmigration ist, ob der kapillare Eintrittswiderstand der unterlagernden Gesteine durch eine entsprechende Phasenakkumulation überschritten werden kann. Naturgemäß ist der Eintrittswiderstand bei feinkörnigen Gesteinen höher als bei grobkörnigen. So ist zur Überwindung des Eintrittskapillarwiderstandes im Bereich des Kapillarsaumes bei Schluffen und feinkörnigeren Sedimenten über 1 m DNAPL-Aufstauhöhe erforderlich. Dagegen reichen bei Mittel-Sanden bereits Stauhöhen von ca. 10 cm aus.

Bei entsprechendem DNAPL-Nachschub dringen die flüssigen Phasen aufgrund ihrer über der von Wasser liegenden Dichte in die gesättigte Zone ein. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass (in silikatischen Gesteinen) Wasser gegenüber DNAPL als benetzende Phase dominiert. Dabei wird das Wasser bevorzugt den direkten Kontakt mit der festen Phase bilden und zusätzlich die Kleinporen ausfüllen. Dagegen werden die nicht benetzenden DNAPL in erster Linie den Raum der Mittel- und Großporen in Form eigenständiger Tropfen einnehmen. Daher werden die Kleinporen be-

vorzuzug von Wasser ausgefüllt, so dass die DNAPL zunächst in die Makroporen infiltrieren. Bei der weiteren Phasenmigration werden die DNAPL über die größten Porenzwickel in die Poren migrieren. Nur bei massiv anhaltendem DNAPL-Nachschub werden die organischen Phasen auch in die engeren Porenkanäle eindringen.

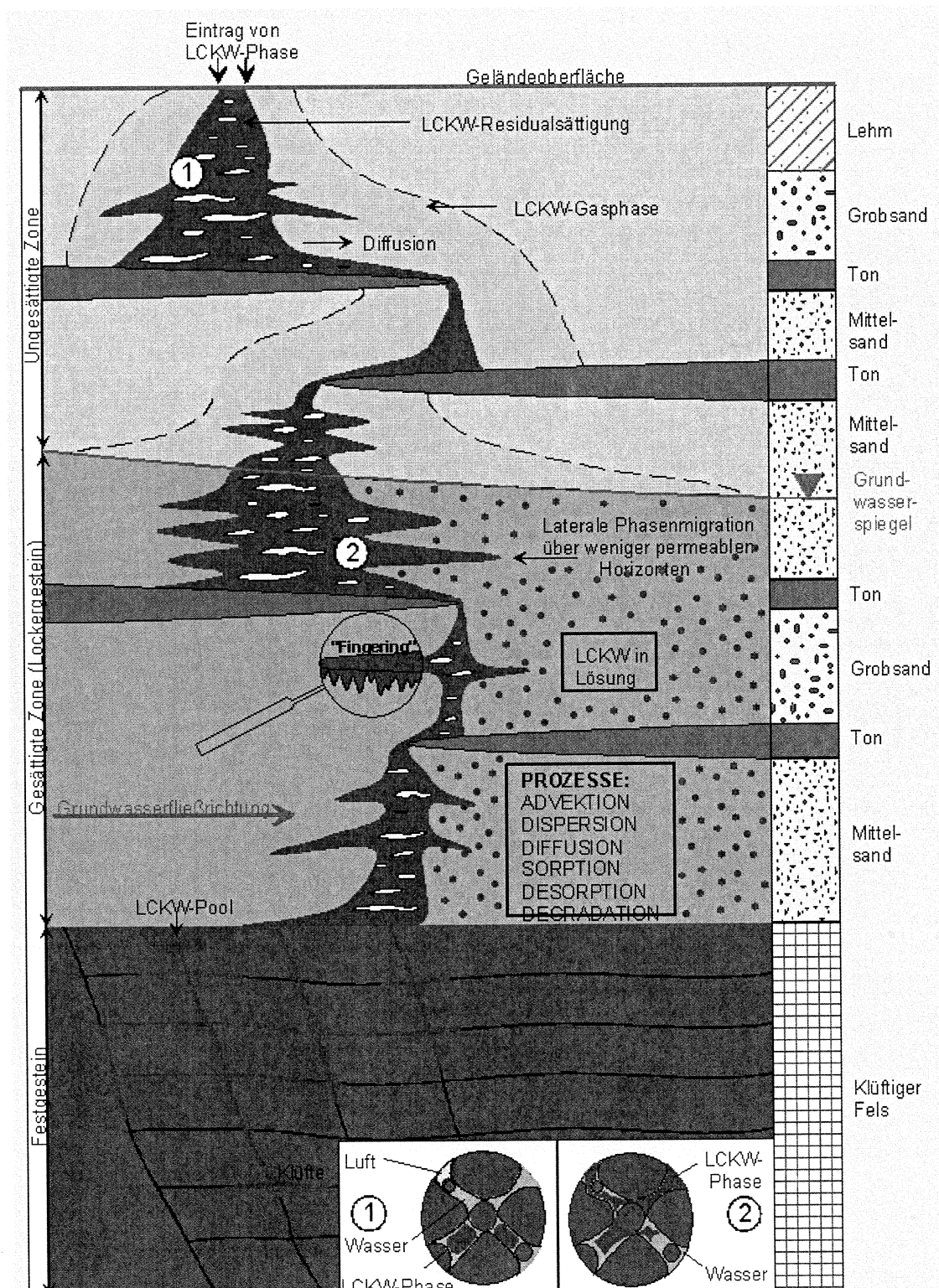


Abb. 6-2 Verhalten von LHKW im Untergrund nach STUPP [L17]

Das grundsätzliche Ausbreitungsmuster ist somit dadurch gekennzeichnet, dass die DNAPL die Räume der größeren Porenkanäle und Makroporen einnehmen und dazu tendieren, die feinkörnigeren (wassergefüllten) Horizonte zu umfließen. Entsprechend fungieren feinkörnigere Bodenhorizonte als Barrieren. Auf der Obergrenze derartiger Strukturen kommt es wiederum zu den typischen „Pooling-Effekten“. Ein weiteres interessantes Ausbreitungsmerkmal stellen die „Fingering-Effekte“ als Folge von Grenzflächen-Phänomenen nicht mischbarer Flüssigkeiten dar. Diese Verteilungsmuster entstehen immer dann, wenn geringer viskose Flüssigkeiten (DNAPL) in höher viskose Medien (Wasser) eindringen. Dies ist in den Abbildungen visualisiert.

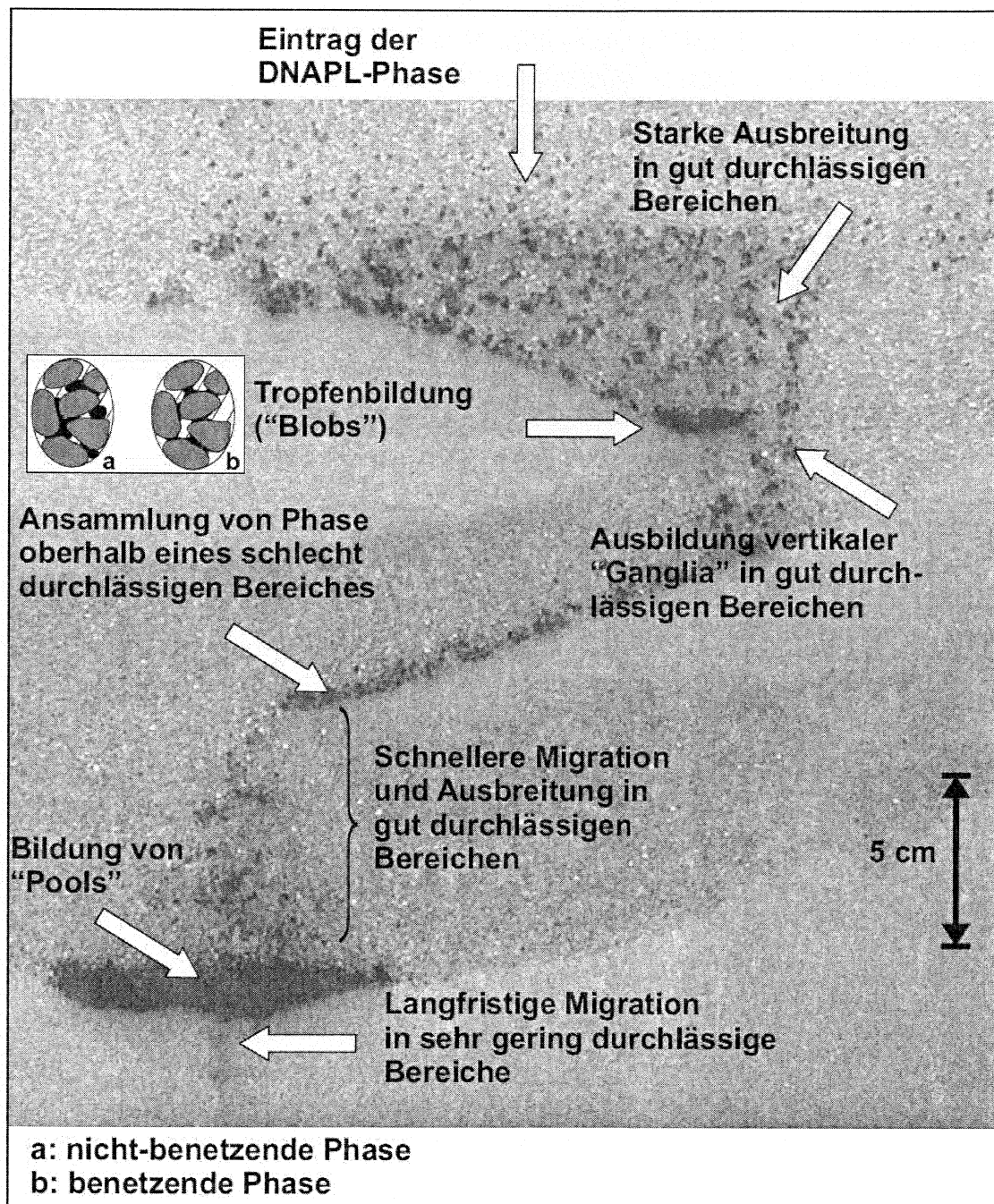


Abb. 6-3 Verhalten von LHKW im gesättigten Untergrund bei unterschiedlich durchlässigen Bereichen; Laborversuch, nach [L13]

Für die gesättigte Bodenzone zeigt das vorstehende Foto eines Experiments mit eingefärbten CKW eindrucksvoll, dass LHKW bereits bei geringfügigen Dichteunterschieden des Sediments lateral migrieren.

Die Ausbreitung der Phasen erfolgt vertikal und lateral so lange, bis in Folge mangelnden Nachschubs die Residualsättigung der jeweiligen Bodenart unterschritten wird.

Die Residualsättigung wird im Wesentlichen durch Kapillarkräfte bestimmt und nimmt daher mit steigender Korngröße stark ab. So liegt die Residualsättigung für PCE in der Sickerzone für kiesige Grobsande bei ca. 7.000 mg/kg und für Feinsande bei ca. 22.000 mg/kg. In der gesättigten Bodenzone ist die Residualsättigung deutlich höher als in der ungesättigten Bodenzone. In der Literatur (LfU 1985, Leitfaden: Chlorkohlenwasserstoffe) werden für die Residualsättigung in Abhängigkeit der hydraulischen Leitfähigkeit folgende Werte angegeben:

Tab. 6-1 Residualsättigungswerte von CKW

Hydraulische Leitfähigkeit k_f (m/s)	Residualsättigung ungesättigte Zone (l/m ³)	Residualsättigung gesättigte Zone (l/m ³)
1×10^{-4}	30	50
1×10^{-3}	12	20
1×10^{-2}	3	5

Die im Zustand dieser Restsättigung befindlichen LHKW können im Grundwasserleiter nicht mehr als Phase mobilisiert werden, der weitere Transport der LHKW im Grundwasser erfolgt nur noch in Lösung.

Die Phasenausbreitungen enden üblicherweise auch bei größeren Schadensfällen einige Meter unterhalb des Grundwasserspiegels, da auch jedes grobkörnige Gestein feinkörnigere Horizonte führt, die migrationshemmend wirken und sich durch höhere Residualsättigungen auszeichnen.

Im Ergebnis werden auch in der grundwassergesättigten Bodenzone sehr stark strukturierte Phasenkörper entstanden sein, deren vertikale und laterale Ausdehnung nicht bekannt ist. Die in der gesättigten Bodenzone ausgebildeten LHKW-imprägnierten Bodenbereiche werden sehr stark strukturiert sein und daher trotz absolut geringer Löslichkeit der LHKW in Wasser zu relativ hohen Konzentrationen und zu langfristigen Grundwasserbelastungen (Quellwirkung) führen.

Nach dem oben geschilderten Ausbreitungsmodell werden die schluffigen Bereiche des Grundwasserleiters – sofern der Kapillardruck der LHKW zum Eindringen ausreichend groß war – auf Grund der hohen Residualsättigung ein verhältnismäßig hohes Schadstoffpotenzial zurückhalten. In den grobporigen (sandig-kiesigen) Bereichen ist die Residualsättigung geringer, der dort vorhandene Schadstoffvorrat in Folge dessen auch. Das Grundwasser fließt jedoch bevorzugt in den permeableren sandig-schluffigen Schichten. Sowohl die geringe Löslichkeit der LHKW als auch deren bevorzugte Bindung an schluffigere Bodenbereiche sind daher für lang andauernde Quellwirkung ursächlich.

Sofern die in der gesättigten Bodenzone festgelegten LHKW nicht durch Bodenaushub entfernt werden können, sind alle Sanierungsansätze (z.B. konventionelle Grundwassersanierung durch pump and treat) in der Wirkung durch die lang andauernden Löseprozesse der LHKW aus den strukturierten, kontaminierten Bodenbereichen limitiert. Die bekannten grundwasserbezogenen

Sanierungsmaßnahmen (pump and treat, reaktive Wände, auch mikrobiologische in-situ-Sanierung) setzen im Grundwasser gelöste LHKW voraus. Beschleunigung der Löseprozesse würde nur durch Einsatz von oberflächenaktiven Substanzen oder Lösungsvermittlern gelingen.

Dies bedeutet aber auch, dass im Untergrund vorhandene Schadstoffpools (wahrscheinlich überwiegend mit LHKW imprägnierte schluffige Bodenbereiche mit Konzentrationen deutlich unterhalb der Residualsättigung) noch sehr lange als Schadstoffquelle wirken.

Die Restmenge (das Schadstoffpotenzial) an LHKW in der gesättigten Bodenzone ist nicht bekannt und kann im Regelfall mit verhältnismäßigem Aufwand auch nicht verlässlich ermittelt werden.

Wird unterstellt, dass eine in der gesättigten Bodenzone verbliebene Bodenlamelle dem Grundwasser einen Anstromquerschnitt von 100 m² bietet, berechnet sich unter der Annahme einer Fließgeschwindigkeit von 150 m/a sowie einer Porosität von 0,25 für eine resultierende Quellstärke von 200 µg/l bzw. 0,2 g/m³ ein Stoffaustrag von 0,75 kg/a. Ein Restpotenzial von nur 100 kg PCE im Feststoff würde demnach theoretisch noch über den Zeitraum von ca. 130 Jahren zu einer entsprechenden Quellwirkung führen können.

6.3 Mobilität und Mobilisierbarkeit der Schadstoffe

Wesentliche Ausführungen zur Mobilität und Mobilisierbarkeit der LHKW finden sich bereits bei den Beschreibungen zum Schadstoffvorrat in der gesättigten Bodenzone (Kap. 6.2.2).

Mit steigendem Chlorierungsgrad nimmt die Mobilität ab. Das Rückhaltevermögen des Gesteins ist von der Wassersättigung und der Durchlässigkeit abhängig. Bei Überschreitung der Residualsättigung werden LHKW transportiert.

Um kontaminierte Bodenbereiche und/oder bei starker Grundwasserkontamination sind die wegen ihres hohen Dampfdruckes leicht flüchtigen LHKW in der Bodenluft der ungesättigten Bodenzone detektierbar. Um kontaminierte Bodenbereiche und oberhalb von starken Grundwasserkontaminationen kann sich eine Gasphase ausbilden, deren Ausbildung von der Durchlässigkeit des Gesteins abhängt. Auf Grund dieser Eigenschaften sind LHKW-Kontaminationen im ungesättigten Boden nur unmittelbar unterhalb oder neben den Eintragsorten zu erwarten. Im Grundwasserschwankungsbereich und in der gesättigten Zone hingegen ist mit einer weitflächigen Belastung zu rechnen.

Die folgende Tabelle stellt die wesentlichen chemisch-physikalischen Eigenschaften zusammen:

Tab. 6-2 Physikalisch-chemische Eigenschaften von TCE und PCE

Parameter	Trichlorethen	Tetrachlorethen
Dichte [g/m ³]	1,47	1,62
Siedepunkt [° C]	87	121
Dampfdruck bei 20 °C [hPa]	86,7	121,1
Löslichkeit in Wasser [g/l] bei 10 °	1,07	0,155
Verteilungskoeffizient in mg/l H ₂ O : mg/l Luft	2,7	1,2
Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient 20°C	195	398
Geruchsschwellenwert [mg/m ³]	1,13 - 1090	8 - 670

6.4 Prozesse des natürlichen Schadstoffrückhaltes und Schadstoffabbaus

Für die Prozesse des „Natural Attenuation“ gibt ASTM E 1943 [L2] eine Definition wie folgt:

„reduction in mass or concentration of a compound in ground water over time or distance from the source of constituents of concern due to naturally occurring physical, chemical, and biological processes, such as; biodegradation, dispersion, dilution, sorption, and volatilization.“

Nach LABO-Positionspapier [G12] wird „Natural Attenuation“ als „natürlicher Schadstoffminderungsprozess“ übersetzt. Im Sinne dieses Papiers sind dies— in Anlehnung an die OSWER-Directive der US-EPA — physikalische, chemische und biologische Prozesse, die ohne menschliches Eingreifen zu einer Reduzierung der Masse, der Toxizität, der Mobilität, des Volumens oder der Konzentration eines Stoffes im Boden oder Grundwasser führen. Zu diesen Prozessen zählen biologischer Abbau, chemische Transformation, Sorption, Dispersion, Diffusion und Verflüchtigung der Stoffe.

Im LABO Positionspapier [G12] wird zwischen Prozessen unterschieden, bei denen die Fracht der Schadstoffe reduziert wird (z. B. biologischer Abbau, chemische Transformation und Sorption) und Prozessen die nur die Konzentration von Schadstoffen verringern, also verdünnenden Prozessen (hydrodynamische Dispersion), da diese die eigentliche Fracht der Schadstoffe im Grundwasser nicht vermindern. Für die alleinige Anwendung von NA sollen die frachtreduzierenden Prozesse überwiegen.

In der Literatur häufig diskutiert wurde die Frage, ob die natürlich ablaufenden, fracht- und/oder konzentrationsmindernden Prozesse als Sanierungsmaßnahme i.S. § 4 Abs. 3 BBodSchG angesehen werden können oder nicht. Hierzu hat die LABO mit dem genannten Positionspapier klargestellt, dass das Abfließen der natürlichen Prozesse von Rückhalt und Abbau keinesfalls als Maßnahme im Sinne gefahrenabwehrender Eingriffe verstanden werden kann.

Die am Standort natürlich ablaufenden Prozesse des Rückhalts und des Abbaus von Schadstoffen sind den sonstigen Standortverhältnissen zuzurechnen. Die natürlich ablaufenden Prozesse lassen sich jedoch entweder überwachen oder durch aktive Eingriffe in der Wirkung beschleunigen.

Im Falle der Überwachung der Prozesse des natürlichen Rückhalts und Abbaus dürfte es sich allgemein um eine Standortüberwachung handeln. Im Falle der Anregung der natürlich ablaufenden Prozesse („Enhanced Natural Attenuation“) handelt es sich im Grunde um eine klassische in-situ-Sanierung.

Konventionelle mikrobiologische in-situ-Sanierungen nutzen ebenso wie die „Enhanced Natural Attenuation“ die prinzipiell im Untergrund ablaufenden „natürlichen“ Prozesse der Mineralisation organischer Schadstoffe durch deren gezielte Anregung. Dies erfolgt dadurch, dass Mikroorganismen zugesetzt werden und/oder auch die Milieubedingungen durch Zugabe von Elektronenakzeptoren, Nährstoffen und Spurenelementen verbessert werden.

Die entsprechend resultierenden Definitionen sind in der nachfolgenden Tabelle gegenübergestellt.

Tab. 6-3 Definitionen und Bezüge zum BBodSchG (STEINER [L17])

NA Natural Attenuation	MNA Monitored Natural Attenuation	ENA Enhanced Natural Attenuation
Natürliche Schadstoffminderungsprozesse	Überwachung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse	Zugabe von Stoffen zur Beschleunigung des „natürlichen“ Abbaus
keine Maßnahme nach § 2 (7) BBodSchG Natürlicher Prozess, beurteilungserhebliche Standortgegebenheit i.S. Satz 2, Ziffer 1 Anhang 1 BBodSchV	keine Sanierungsmaßnahme Eigenkontrollmaßnahme i.S. § 15 Abs. 2 BBodSchG	Sanierungsmaßnahme nach § 2 (7) BBodSchG
Erlaubnisfrei, da die natürlichen Prozesse unabhängig von behördlichen Bescheiden funktionieren	erlaubnisfrei, kann aber Auflage in boden- oder wasserrechtlichen Genehmigungsbescheiden sein	Wasserrechtlicher Nutzungstatbestand, erlaubnispflichtig nach § 3 Abs. 1 Nr. 5 WHG bzw. § 5 Abs. 1 Nr. 5 WG LSA

6.4.1 Nichtabbauende Prozesse

Advektion

Der advektive Transport erfolgt ohne weitere Wechselwirkung des gelösten Stoffes mit der Matrix gemäß des hydraulischen Gradienten. Dies ist der für den Lösungstransport dominante Vorgang, führt jedoch in der Schadstofffahne nicht zu einer Senkung der Konzentration (Verdünnung) des Schadstoffes.

Dispersion

Die Wirkung der hydrodynamischen Dispersion führt zu einer Ausbreitung der Kontamination in Richtungen, die longitudinal und transversal zur Hauptgrundwasserfließrichtung /Ausbreitungsrichtung liegen.

Folgende Prozesse sind unter dem Begriff hydrodynamische Dispersion zusammenzufassen:

- mechanische Dispersion
- molekulare Diffusion

Sorption

Die Wechselwirkung eines gelösten Stoffes mit der Matrix (dem Material des Grundwasserleiters) führt zu einer Verringerung (Retardation) der Stoffausbreitung im Vergleich zur rein advektiven Grundwasserfließgeschwindigkeit und zu einer Verringerung der Stoffkonzentration im Grundwasser. Bei der Reaktion handelt es sich um Gleichgewichtsprozesse zwischen Stoff und Matrix.

In der Literatur (SONTHEIMER [L16]) werden Beziehungen zur Ermittlung der sorptiven Stofftransportverzögerung aus Basisdaten des Stoffes und des Grundwasserleitermaterials angegeben. Der K_d -Wert kann demnach entsprechend der Beziehung $K_d = 6,3 \cdot 10^{-7} \times f_{oc} \times K_{ow}$ berechnet werden.

f_{oc} = Anteil organischer Kohlenstoff im Grundwasserleiter
 K_{ow} = Oktanol-Wasser-Verteilungsverhältnis.

Unter Ansatz eines $K_{ow} = 195$ für TCE (vgl. [L19]) und einem als sehr gering anzusetzenden organischen Anteil im Grundwasserleiter ($< 0,1 \%$) ergibt sich mit $f_{oc} = 0,1 \%$ bzw. $0,001$ ein K_d -Wert von $0,00012 \text{ m}^3/\text{kg}$ bzw. $0,120 \text{ ml/g}$.

Der K_d -Wert stellt unter der Annahme konzentrationsunabhängiger Beziehungen zwischen gelöstem und adsorbiertem Anteil den Anstieg der Adsorptionsisotherme wie folgt dar:

$$c_f = K_d \times c_w$$

c_f = Konzentration Feststoff in g/g

c_w = Konzentration in der Flüssigphase in g/ml

Aus den ermittelten K_d -Werten lassen sich die Retardationsfaktoren berechnen, die angeben, um wieviel ein Stoff langsamer als das Grundwasser transportiert wird:

$$R = 1 + K_d \times \rho/n$$

ρ = Dichte

n = Porosität

wobei gilt

$$u = v_a/R$$

u = Migrationsgeschwindigkeit

v_a = Porenwassergeschwindigkeit, Abstandsgeschwindigkeit

In der Literatur werden für TCE bei organischen Kohlenstoffgehalten von 1% K_d -Wert von $0,0012 \text{ m}^3/\text{kg}$ und Retardationsfaktoren von $R = 13,4$ angegeben (SONTHEIMER [L16]). Bei einem im vorliegenden Fall anzusetzenden wesentlich geringeren Gehalt an organischem Kohlenstoff im Aquifer ($0,1 \%$) und der Annahme konstanter Dichte und Porosität ergibt sich formal ein K_d -Wert von $0,00012 \text{ m}^3/\text{kg}$ und der Beziehung

$$R_2 = [(K_{D2}/K_{D1}) \times (R_1 - 1)] + 1 = 0,1 \times (R_1 - 1) + 1$$

ein Retardationsfaktor $R = 2,24$. Demnach würde TCE gegenüber der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers nur geringfügig langsamer (mit halber Abstandsgeschwindigkeit) transportiert.

6.4.2 Abbauende Prozesse

Nachfolgend wird das Problemfeld des natürlichen Abbaus organischer Kontaminanten und speziell der LHKW erläutert:

Chemotrophe Organismen, zu denen die meisten Mikroorganismen gehören, beziehen die Energie für Wachstum und Aktivität durch die physiologische Kopplung von Oxidations- und Reduktionsprozessen und Nutzung der dabei frei werdenden chemischen Energie. Unter aeroben Bedingungen (in Anwesenheit molekularen Sauerstoffs) wird die Oxidation organischer Substanz (Nährstoffe) mit der Reduktion von Luftsauerstoff gekoppelt. In Abwesenheit von Sauerstoff (unter anaeroben Bedingungen) sind die meisten Mikroorganismen in der Lage, andere Verbindungen als Elektronenakzeptor (Oxidationsmittel) zu nutzen. Anaerobe Mikroorganismen können ihre Energie aus verschiedenen Elektronendonatoren (Kohlenstoffträgern), wie z. B. natürlichem organischem Kohlenstoff oder verschiedene Formen anthropogen eingetragener Kohlenstoffverbindungen (mineralölbürtige Kohlenwasserstoffe) unter Nutzung verschiedenster Elektronenakzeptoren, wie z. B. Nitrat, Eisen-III, Mangan-IV, Sulfat und Kohlendioxid, beziehen.

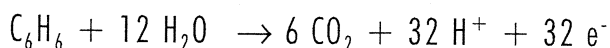
Der biologische Abbau organischer Verbindungen im Grundwasser kann grundsätzlich nach den folgenden drei Mechanismen erfolgen:

- Nutzung der organischen Substanz als primäres Substrat,
- Nutzung der organischen Substanz als Elektronenakzeptor,
- Cometabolismus.

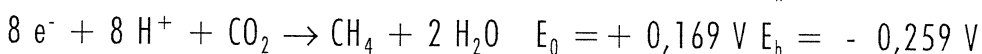
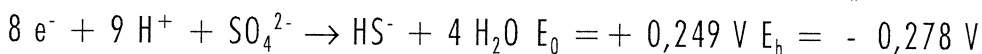
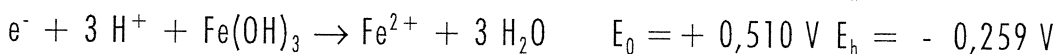
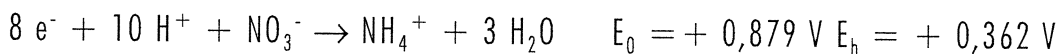
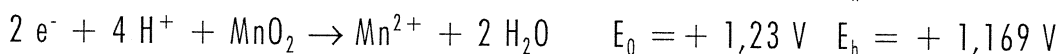
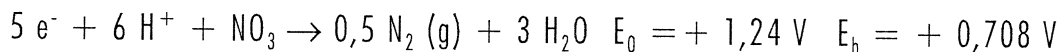
Die in den ersten beiden Anstrichen benannten mikrobiologischen Abbauprozesse verlaufen mit mikrobiologisch initiiertem Transfer von Elektronen von einem Elektronendonator (der primären Wachstumssubstanz) zu einem Elektronenakzeptor (dem Oxidationsmittel). Diese Prozesse können sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen ablaufen. Wie nachfolgend gezeigt wird, bewirken die mikrobiologischen Abbauprozesse (überwiegend unabhängig vom Mechanismus) messbare Änderungen des Grundwasserchemismus. Bei der aeroben Veratmung wird Sauerstoff zu Wasser reduziert und die Konzentration an gelöstem Sauerstoff sinkt.

In anaeroben Systemen werden jeweils die nutzbaren Elektronenakzeptoren aufgebraucht, die Konzentration der kommunizierenden Redoxpartner steigt entsprechend. Nachfolgend sind die jeweils maßgeblichen Halbzell-Reaktionen zusammenfassend dargestellt.

Die Oxidations-Halbzell-Reaktion für Benzen (Elektronendonator) lässt sich wie folgt formulieren:

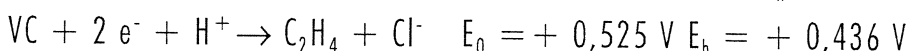
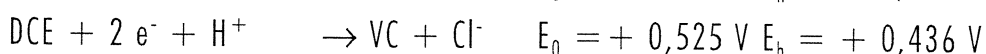
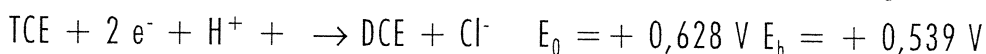


Die Reduktions-Halbzellreaktionen (Elektronenacceptoren) der oben beschriebenen Redoxreaktionen hierbei sind:



Der Abbau der LCKW erfolgt im Falle der chlorierten Ethene durch reduktive Dehalogenierung, d. h. in Konkurrenz mit den oben dargestellten Reduktionshalbzellreaktionen der Elektronenacceptoren. Die LCKW wirken ebenfalls als Elektronenacceptor.

Für die reduktive Dehalogenierung von TCE, DCE und VC gelten folgende Angaben:

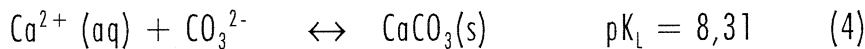
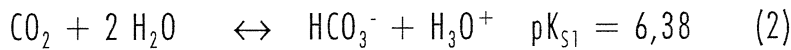
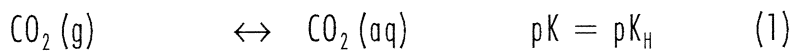


Die Konzentrationen von Sulfid, Hydrogensulfid und Schwefelwasserstoff als Produkt der Sulfat-reduktion sind jeweils abhängig von der Gleichgewichtslage der pH-abhängigen Gleichgewichte $\text{H}_2\text{S} (\text{gasf.}) \leftarrow \text{H}_2\text{S} (\text{gelöst}) \leftrightarrow \text{HS}^- \leftrightarrow \text{S}^{2-}$ sowie von ggf. stattfindenden Fällungsreaktionen (z. B. Fällung von FeS). Dies bedeutet, dass i.d.R. gerade auch unter extrem reduzie-

renden Milieubedingungen bei stattfindender Sulfatreduktion nur geringe Eisengehalte analytisch ermittelt werden.

Ebenso ist die CO_2 -Konzentration (Alkalinität) abhängig von der Lage des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes.

Die entsprechenden gekoppelten Gleichgewichte können wie folgt formuliert werden:



In dieses Gleichgewicht greifen CO_2 -bildende Reaktionen (Abbau organischer Substanz zu CO_2) sowie CO_2 -verbrauchende Reaktionen (Methanogenese) ein.

Die Kartierung von Redoxzonen zeigt häufig, dass beim Abbau organischer Kontaminationen von der Fahne zum Schadenszentrum die Oxidationsmittel in der oben dargelegten Reihenfolge genutzt/verbraucht werden und mithin zunächst Sauerstoff und Nitrat aufgebraucht werden, dann Mangan und Eisen in reduzierter Form (in Lösung) nachweisbar sind und im Extremfall durch Sulfatreduktion Sulfid und Schwefelwasserstoff entsteht sowie Methanogenese auftritt.

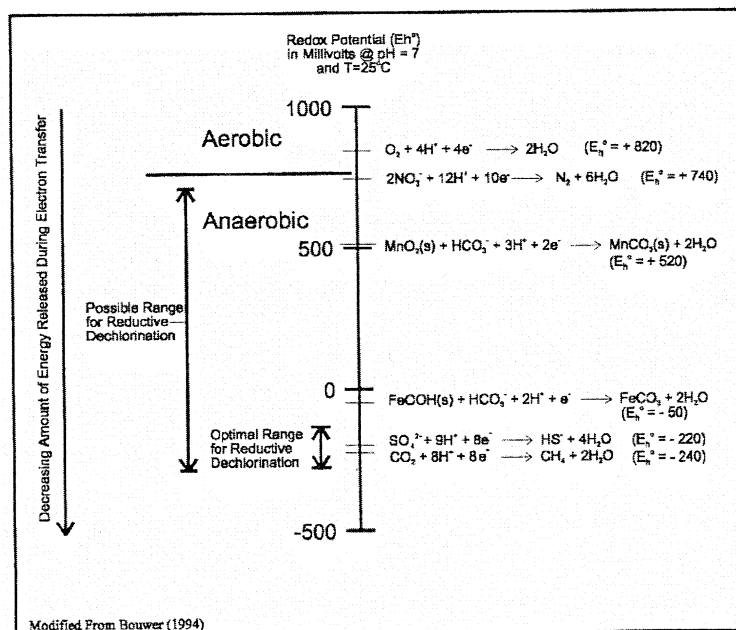


Abb. 6-4 Redoxprozesse und zugehörige Redoxpotenziale

Die Abbauprozesse der LHKW lassen sich wie folgt klassifizieren

- Nutzung der organischen Substanz als primäres Substrat
- Aerober Abbau (Oxidation) von chlorierten Ethenen

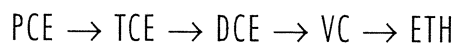
Für DCE und VC konnte der aerobe Abbau nachgewiesen werden (KNACKMUSS 1998). Hierbei erfolgt jeweils direkte Mineralisation zu Kohlendioxid und Wasser. Die aerobe Veratmung verläuft im Vergleich zu anderen Prozessen wesentlich schneller.

- Anaerober Abbau (Oxidation) von chlorierten Ethenen

Im Falle der hoch halogenierten Ethene (PCE, TCE und DCE) findet eine anaerobe Oxidation (unter Nutzung alternativer Elektronenakzeptoren) nicht statt. Es konnte jedoch gezeigt werden, dass VC unter anaeroben Verhältnissen durch Eisenreduktion direkt zu Kohlendioxid veratmet werden kann.

- Elektronenakzeptor-Reaktion der LCKW

Der wesentliche Prozess hierbei ist die reduktive Dehalogenierung. Hohe Chlor-Kohlenstoffverhältnisse zeigen ein höheres Oxidationsniveau; bei den ablaufenden Reduktionen wird ein Chloridion durch ein Proton ersetzt. Dieser Prozess erfolgt stufenweise, so dass Intermediate gebildet werden:



U.a. sind folgende Mikroorganismen hierzu in der Lage: *Dehalobacter restrictus*, *Dehalospirillum multivorans*, *Enterobacter agglomerans*, *Dehalococcus ethenogenes strain 195*.

Der Reaktionsmechanismus der reduktiven Dehalogenierung lässt sich wie folgt skizzieren:

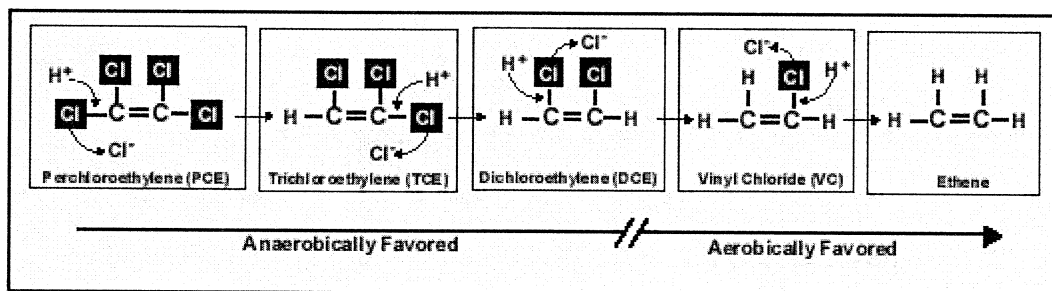


Abb. 6-5: Reaktionsmechanismen der reduktiven Dehalogenierung

Zu den Reaktionsmechanismen der reduktiven Dehalogenierung vgl. weiter auch KNACKMUSS (1998).

Es scheint gesichert, dass als Elektronendonator Wasserstoff (H_2) genutzt wird. Wasserstoff entsteht im Ergebnis des mikrobiologischen Abbaues primärer Kohlenstoffsubstanz (Lactate, Acetate, Ethanol, BTX ...).

Die dehalogenierenden Mikroorganismen stehen um die Elektronendonatoren offenbar in Konkurrenz zu sulfatreduzierenden Mikroorganismen und Methanbildnern.

Bei ablaufender reduktiver Dehalogenierung sind eine oder mehrere der folgenden Prozesse zu beobachten:

- Ethenbildung
- Methanbildung
- Eisen II Bildung
- Wasserstoffkonzentration ca. 1 bis 4 nmol
- Geringe Sauerstoffkonzentration

- Abbau über Cometabolismus

Beim cometabolischen Abbau wird die abzubauen Substanz (hier TCE, DCE) weder als Elektronenacceptor noch als Wachstumssubstrat genutzt. Der Abbau wird vielmehr durch die bei mikrobiell ablaufenden Prozessen entstehenden Enzyme verursacht (KNACKMUSS 1998).

Die Oxidation einer primären Kohlenstoffträgersubstanz wie BTX (geringfügig im Grundwasser vorhanden) oder leicht abbaubarer natürlicher organischer Substanz (gekennzeichnet durch DOC oder TOC) durch die oben beschriebenen Elektronenakzeptoren führt in einem „Begleitprozess“ zum Abbau der LHKW.

Nach US EPA (1998) können LHKW-Grundwasserschäden generell in drei verschiedene Typen von Abbauzonen kategorisiert werden, wobei die Typisierung abhängig ist von der Menge des eingetragenen Lösemittels, der Menge des biologisch verfügbaren organischen Kohlenstoffs im Grundwasser/Grundwasserleiter, der Verteilung und der Konzentration natürlicher Elektronenakzeptoren sowie der für Abbauprozesse jeweils herangezogenen Elektronenakzeptoren selbst. Es wird vorausgesetzt, dass auch tatsächlich ein geschlossenes System vorliegt, d. h. Stoffentzug nur durch Abbau und nicht durch Verflüchtigung stattfindet.

Die verschiedenen Standorttypen lassen sich wie folgt beschreiben:

- Typ I

Die Typ I-Eigenschaften treten auf, wenn das primäre Wachstumssubstrat durch anthropogen eingetragene Kohlenstoffverbindungen (BTXE, leicht abbaubare organische Substanzen) geliefert wird und der biologische Abbau der anthropogenen Kohlenstoffverbindungen zur reduktiven Dechlorierung der LHKW führt. In Standorten des Typ I werden die höher halogenierten LHKW wie PCE, TCE und DCE verhältnismäßig schnell abgebaut.

- Typ II (dieser liegt am Standort Wasserstadt 27 vor)

Der Typ II wird charakterisiert durch relativ hohe Konzentrationen biologisch verfügbarer, nativer organischer Kohlenstoffverbindungen. Die mikrobiologische Umwandlung der natürlichen Kohlenstoffquelle führt zur reduktiven Dechlorierung (native organische Kohlenstoffverbindungen sind das primäre Wachstumssubstrat der Mikroorganismen). Üblicherweise sind Standorte des Typ II gegenüber denen des Typ I durch geringere mikrobiologische Abbauraten der LHKW zu charakterisieren, wobei jedoch nach US EPA (1998) unter günstigen Bedingungen (hohen Gehalten natürlicher organischer Kohlenstoffverbindungen, Vorhandensein entsprechender Elektronenakzeptoren) auch an Standorten des Typ II hohe Abbauraten der LHKW (TCE, DCE) zu beobachten sind.

- Typ III

Der Typ III dominiert in Gebieten, die durch geringe (inadäquate) Konzentrationen nativer und/oder anthropogener Kohlenwasserstoffverbindungen und hohe Konzentrationen gelösten Sauerstoffs ($> 1,0$ mg/l) charakterisiert sind. Unter diesen Bedingungen laufen Prozesse der reduktiven Dechlorierung nicht ab. Die signifikantesten Prozesse der Reduzierung der Konzentration oder der Masse von PCE, TCE und DCE (MNA) sind Advektion, Dispersion und Sorption. Lediglich VC kann unter oxidierenden Bedingungen verhältnismäßig schnell mineralisiert werden.

Weiterhin werden Mischtypen von Abbauzonen beschrieben.

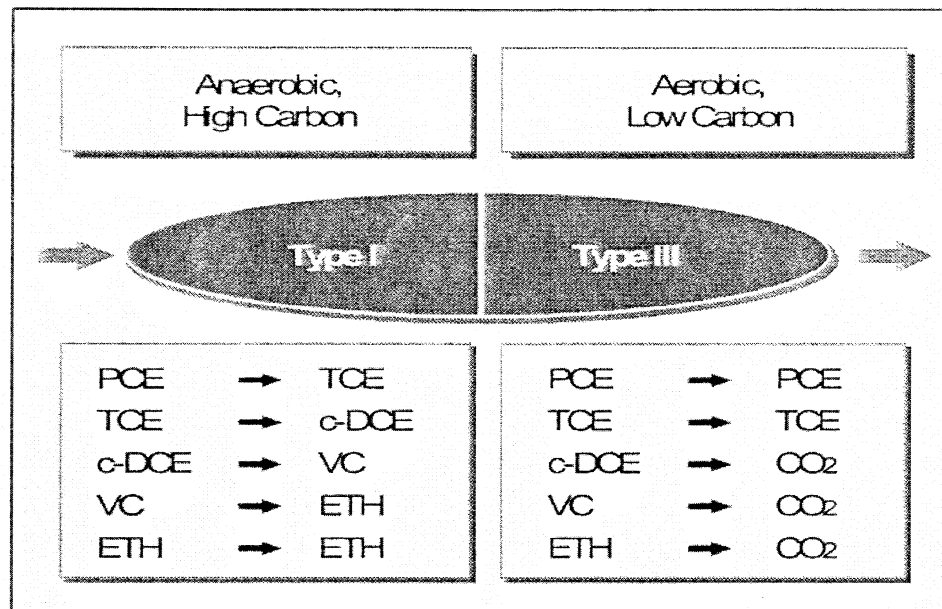


Abb. 6-6: Kombinierte Abbauzonen innerhalb einer Schadstofffahne

Gepüft werden könnte generell auch die Abbauraten. Dies sollte entsprechend den Vorgaben des "Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Ground Water, EPA 600/R98/128" erfolgen. Hierbei werden die Abbaukonstanten für die Reaktionen PCE→TCE, TCE→DCE, DCE→VC sowie VC→ETH jeweils nach Normierung gegen einen „Pseudotracer“ (hier Chlorid) ermittelt.

Zur Ermittlung von Startdaten der Abbaukonstanten k für die jeweiligen Einzelstoffe erfolgte die Berechnung der Geschwindigkeitskonstanten des Abbaues 1. Ordnung nach Normalisierung der Konzentrationen der Einzelstoffe gegenüber dem „anorganischen Tracer“ Gesamtchlorid. Hierfür wird berechnet, wie viel Chlorid sich bei vollständiger Zerlegung der LHKW bilden würde. Dies erfolgte unter Beachtung der jeweils in der Verbindung enthaltenen Chloratome und Beachtung der molaren Massen nach der abgeleiteten Gleichung

$$[Cl_{ges.}] = 0,86 \times [PCE] + 0,81 \times [TCE] + 0,73 \times [DCE] + 0,57 \times [VC].$$

Gegen diesen „berechneten“ Tracer wurden die Einzelstoffkonzentrationen an jeder abstromigen Messstelle nach der Berechnungsformel

$$[\text{korr. LHKW}] = [\text{LHKW}] \times ([\text{Chlorid}] / [\text{Tracer (Chlorid + org. Chlorid)}])$$

berechnet.

Die Abbauraten bzw. die Geschwindigkeitskonstante wurde unter Ansatz eines Abbaues 1. Ordnung wie folgt berechnet:

$$d [\text{LHKW}] / dt = -kt$$

bzw.

$$[\text{LHKW}_{\text{Punkt B, korr.}}] = [\text{LHKW}_{\text{Startpunkt A}}] \exp (-kt)$$

Die Abschätzung der Abbauraten erfolgt nach Umstellung der o.g. Gleichung gemäß

$$k = \{ (\ln [\text{LHKW}_{\text{Punkt B, korr.}}] / [\text{LHKW}_{\text{Startpunkt A}}]) \} / t.$$

Hierbei ist die Zeit t unter Berücksichtigung des Retardationskoeffizienten (als „travel time“) zu ermitteln. Zur Ermittlung der Geschwindigkeitskonstante wäre der $\ln [LHKW_{\text{korrr}}]$ gegen t aufzutragen. Die Geschwindigkeitskonstante würde durch den Anstieg der Gerade gebildet.

Es werden Geschwindigkeitskonstanten in der Größenordnung um $0,5 \text{ a}^{-1}$ bis $0,05 \text{ a}^{-1}$ (VC) erwartet.

6.5 Human- und ökotoxikologisches Eigenschaften der relevanten Schadstoffe

Die schädlichen Auswirkungen von LHKW auf den Menschen umfassen Reizungen der Augen- und Atemwege sowie der Haut, Schädigungen von Leber, Niere oder des zentralen Nervensystems sowie kanzerogene Wirkungen. LHKW sind nur mäßig bis gering akut toxisch. Von Relevanz ist überwiegend ihr kanzerogenes Potential, welches durch langfristige Wirkung geprägt ist.

Im Gegensatz zu anderen Chlorkohlenwasserstoffen, wie z. B. Pestizide oder PCB, akkumulieren LHKW nicht in Nahrungsketten.

Weitere Hinweise vgl. [L19] oder [L20].

6.6 Schutzgutidentifikation

Im Untersuchungsgebiet sind folgende Schutzgüter bei der standortspezifischen Gefahrenbewertung und Feststellung von Umweltschäden zu berücksichtigen:

- Leben und Gesundheit von auf den Flächen Tätigen und Verkehrenden (Versicherten), hierbei ist sowohl der gegenwärtige Nutzungsstatus als auch die absehbare Folgenutzung zu berücksichtigen
- Gewässer (Grundwasser; Oberflächengewässer Mulde)
- Boden in seiner (eingeschränkten) Funktion als Baugrund
- Boden in seiner Funktion als Träger für Flora und Fauna
- Eigentum Dritter z.B. Gebäude, bauliche Anlagen, infrastrukturelle Einrichtungen wie Leitungen und Kanäle

Die Bodenkontaminationen beeinträchtigen das Grundstück selbst (z.B. den Verkehrswert) nachhaltig negativ. Da hier im Regelfall aber der nach § 4 Abs. 3 BBodSchG Pflichtige (der Störer) auch der Betroffene ist, wird die Wirkung der Kontamination auf die Bausubstanz, deren Wert oder den Grundstückswert selbst nicht weiter betrachtet. Nach vorliegenden Kenntnissen queren keine Leitungen Dritter das Grundstück; Eigentum Dritter ist mit dem Boden des Grundstückes Wasserstadt 27 auch nicht verbunden.

Da die Bodenfunktionen im derzeitigen Zustand des Grundstücks Wasserstadt 27 bereits durch die Versiegelung eingeschränkt sind und die oben genannten Funktionen durch die nachgewiesenen Bodenbelastungen nicht noch weiter eingeschränkt werden, treten diese gegenüber den Schutzgütern Mensch und Gewässer zurück. Relevante Schutzgüter (Rezeptoren) sind damit die in den ersten 2 Anstrichen benannten.

6.7 Expositionspfade

Das Gefährdungspotential ist neben der Art der Quelle (Schadstoffpotential), den Schadstoffen, der Mobilität und Mobilisierbarkeit der Schadstoffe, dem Schutzgut selbst sowie der Nutzung abhängig vom Freisetzungsmechanismus, dem Freisetzungs-, Transport- und Einwirkungsmedium sowie vom Wirkungsmechanismus am Schutzgut.

Im vorliegenden Fall haben die Expositionspfade folgende Relevanz:

— Boden – Mensch

LHKW sind entweder als Flüssigkeit (anhaftend an kontaminiertem Boden) oder auf Grund ihrer Flüchtigkeit als Gas wirksam. Sieht man einmal von dem Sonderfall des Kontaktes der bei der Sanierung auf der Baustelle tätigen ab wäre lediglich die Ausgasung von LHKW von Bedeutung.

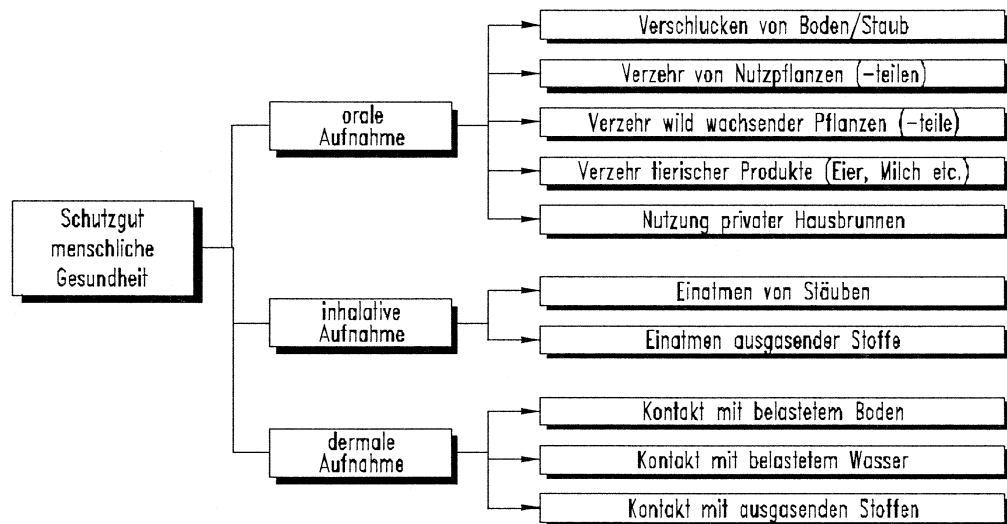


Abb. 6–7: Mögliche Expositionspfade (erweitern nach Barkowski et al., altlasten spektrum 6/98)

Von den möglichen Expositionsszenarien im Direktpfad kommt dann hinsichtlich dieser gasförmigen LHKW der inhalativen sowie dermalen Aufnahme besondere Bedeutung zu.

— Boden (Sickerwasser oder Direkteintrag von DNAPL) Grundwasser

Das Grundwasser ist im vorliegenden Falle nicht geschützt; der in einzelnen Bohrungen nachgewiesene Auelemm ist weder flächenhaft ausgebildet noch hat dieser das Eindringen von LHKW in das Grundwasser verhindern können.

Die Inanspruchnahme des Expositionspfades Boden – Grundwasser ist nachgewiesen. Sicher ist auch, dass der Eintrag in das Grundwasser sowohl über den Sickerwasserpfad (Lösen der in der ungesättigten Bodenzone vorhandenen LHKW) als auch direkt durch Eintrag von LHKW-Phasen in die gesättigte Bodenzone und damit im wasserrechtlichen Sinne in das Grundwasser erfolgt ist. Der Anteil diese Ausbreitungsszenarien am Gesamteintrag von LHKW in das Grundwasser ist nicht quantifiziert und nicht quantifizierbar.

— Boden (Sickerwasser, Grundwasser) Gewässer Mulde

Das Gewässer Mulde steht mit dem durch die Altlast verunreinigten Grundwasser in Kontakt; es ist davon auszugehen, dass das Grundwasser stets oder temporär in das Gewässer entlas-

tet. Allerdings führt bereits eine überschlägige Frachtbetrachtung (Stoffaustrag aus der Altlast ang. 10 kg/a; Durchfluss der Mulde ca. 60 m³/s bzw. 1,9 Exp 9 m³/a) zu dem Ergebnis, dass selbst im Falle des vollständigen und nicht durch NA-Prozesse geminderten Eintritts der LHKW in die Mulde die resultierende Schadstofffracht unterhalb der analytischen Nachweisgrenze liegt ($Q = 5,2 \text{ Exp } -9 \text{ g/l} = 0,0052 \text{ } \mu\text{g/l}$). Bei Berücksichtigung der benannten Faktoren wird die resultierende Fracht um mehrere Zehnerpotenzen unter diesem Wert liegen.

— Boden Nutzpflanze

Der Pfad Boden – Nutzpflanze ist weder im status quo noch bei künftig vorgesehenen Nutzung relevant.

Relevante Expositionspfade sind demnach Boden (Gas) Mensch und Boden (Sickerwasser, DNAPL) Grundwasser.

6.8 Betroffene Schutzgüter/ Rezeptoren

6.8.1 Wirkungspfad schadstoffbelasteter Boden – Mensch / Bodenluft – Mensch

Die Exposition des Schutzgutes Mensch (auf den Flächen Tätige und Verkehrende) ist abhängig von der Nutzung zu beurteilen. Wie in Kap. 3.4.2 dargelegt, findet auf den Flächen aktuell keine Nutzung statt. Der Zugang von der Wasserstadt ist unterbunden; bereits auf Grund des desolaten Zustands der Gebäude, der Türen und Fenster kann der Zutritt zu den Flächen z. B. vom Wasserstadtdamm aus nicht vollständig unterbunden werden.

Aus dem Gesagten folgt, dass auf den Flächen derzeit keine Dauerarbeitsplätze eingerichtet sind. Ferner halten sich auf den Flächen auch aus sonstigen Gründen Menschen nicht dauerhaft auf. Somit ist die Gefahr eines Direktkontaktes mit dermalen oder inhalativer Aufnahme der Schadstoffe (LHKW) weder für auf der Fläche tätiges Personal noch für dort sonstig Verkehrende gegeben.

Nach Umnutzung der Fläche, z. B. bei Umsetzung des Plan festzustellenden Bauvorhabens Oststrandstraße (3. BA) werden sich auf den Flächen ebenfalls dauerhaft keine Menschen aufhalten; Arbeitsplätze oder Wohngebäude werden nicht errichtet, keine von den evtl. im Untergrund verbleibenden Schadstoffen ausgehende Gefährdung für die Nutzer der Trasse besteht noch nicht einmal hypothetisch.

6.8.2 Wirkungspfad schadstoffbelastetes Grundwasser – Mensch

Eine Bewirtschaftung des quartären GWL findet im Untersuchungsgebiet nicht statt.

Über Bewirtschaftungen des oberen Grundwasserleiters nördlich der Vorflut Mulde liegen keine Informationen vor. Da bereits an den Grundwassermessstellen im nördlichen Abstrom der zu untersuchenden Flächen die Schadstoffgehalte gering sind, kann erwartet werden, dass durch weiteren Abbau sowie Verdünnung die Konzentration nördlich der Mulde unterhalb der Geringfügigkeitsschwelle liegen wird.

Über die Bewirtschaftung des Gewässers Mulde zu Trink- oder Brauchwasserzwecken liegen keine Informationen vor; aus den Darlegungen im vorgenannten Kapitel 6.7 kann allerdings bereits geschlossen werden, dass derartige Gewässernutzungen durch die resultierende Schadstofffracht und damit durch die Altlast Wasserstadt 27 nicht beeinträchtigt sind. Festzustellen ist zu-

nächst, dass ein Grundwasserschaden bereits eingetreten ist. Die Ausdehnung des Grundwasserschadens lässt sich mit dem vorhandenen Messnetz nicht vollständig ermitteln; angenommen werden kann jedoch, dass dieser – gekennzeichnet durch die Isokonzentration der Geringfügigkeitsschwelle nach LAWA (Σ LHKW 20 $\mu\text{g/l}$) in Richtung NNW die Grundstücksgrenze erreicht (vgl. Befunde an GWM P 1 (neu), Kap. 4.5 dieses Konzeptes).

Eine Gefährdung des Schutzgutes Mensch über den Wirkungspfad schadstoffbelastetes Grundwasser – Mensch oder schadstoffbelastetes Grundwasser – Gewässer – Mensch ist somit gegenwärtig nicht gegeben.

6.8.3 Wirkungspfad schadstoffbelastetes Grundwasser – ungeschädigtes Grundwasser

Grundsätzlich ist ein bereits geschädigtes Grundwasser weiterhin schützenswert. Ein zusätzlicher Eintrag von Schadstoffen in ein bereits verunreinigtes Grundwasser ist wasserrechtlich unzulässig. Im vorliegenden Falle hat jedoch der (noch) stattfindende Eintrag aus dem Boden den nachgewiesenen Grundwasserschaden hervorgerufen. Wenngleich die Exposition des Grundwassers - ausgehend vom kontaminierten Boden - weiterhin erfolgt, ist festzustellen, dass die Grundwasserbelastung innerhalb des Beobachtungszeitraums (von 1994 bis 2010) deutlich gesunken ist. Die Abbildung in Kap. 4.5.2 zeigt dies am Beispiel der Grundwassermessstele P 2/94 exemplarisch.

Aus dem Dargelegten kann geschlossen werden, dass die Schadstofffahne rückläufig ist und daher das Risiko der weiteren Schädigung bisher nicht verunreinigter Grundwasservorkommen verhältnismäßig gering ist.

Die grundsätzliche Sanierungspflicht für die bereits geschädigte Grundwasserlamelle bleibt davon unberührt. Da der vorhandene Grundwasserschaden allerdings selbst relativ kleinräumig ist, das Risiko der Schädigung anderer Grundwasservorkommen als gering einzuschätzen ist sowie insbesondere Grundwassernutzungen nicht beeinträchtigt sind, kann erwogen werden, auf aktive Sanierungseingriffe zu verzichten.

6.8.4 Wirkungspfad schadstoffbelastetes Grundwasser – Oberflächengewässer

Bereits bei der Betrachtung möglicher Expositionspfade in Kap. 6.7 konnte gezeigt werden, dass eine Beeinträchtigung der Gewässergüte im Vorfluter Mulde durch den Grundwasserschaden auf dem Grundstück Wasserstadt 27 hypothetisch möglich ist, praktisch jedoch nicht messbar sein wird.

Eine Gefährdung des Schutzgutes Oberflächengewässer ist somit nicht gegeben.

6.8.5 Zusammenfassung der Gefahrenlage und der Schadenssituation, Sanierungsansatz

Die Gefahrenlage und Schadenssituation kann folgendermaßen zusammengefasst werden.

Auf dem Grundstück der ehemaligen Wäscherei und Chemischen Reinigung Wasserstadt 27 liegt eine teilweise massive Kontamination des Bodens in der ungesättigten sowie gesättigten Bodenzone vor. Ausgehend von dem weiterhin als Quellterm wirkenden kontaminierten Boden hat sich ein Grundwasserschaden ausgebildet. Die Dimension des Grundwasserschadens ist mit dem vorhandenen Messnetz nicht sicher zu ermitteln. Die aktuell nachweisbaren Gehalte an den Grundwassermessstellen P 2/96 sowie P 3/96 liegen zwar unterhalb der Geringfügigkeitsschwelle, al-

lerdings wird diese in der Grundwassermessstelle P 1 (neu) überschritten. Im weiteren Abstrom derselben sind Grundwassermessstellen nicht vorhanden.

Innerhalb des langjährigen Beobachtungszeitraums (von 1994 bis nunmehr 2010) ist jedoch festzustellen, dass die Schadstoffkonzentration an allen beobachteten Grundwassermessstellen deutlich gesunken ist. Exemplarisch wird dies am Konzentrations-Zeit-Verlauf der Grundwassermessstelle P 2/94 gezeigt (vgl. hierzu Kap. 4.5.2).

Ohne ergänzende Sanierungseingriffe wird der kontaminierte Boden noch sehr langfristig als Quelle wirken; die Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser werden nur sehr langsam abnehmen. Dies ist bereits als „Tailing-Effekt“ in der Grafik zu erkennen, in der der Konzentrations-Zeit-Verlauf an Grundwassermessstelle P 2/94 visualisiert wurde. Die Schadstoffkonzentrationen sind zwischen den Monitoringterminen 2005 und 2010 nur geringfügig gesunken.

Unterstützende sanierungstechnische Eingriffe wie z. B. ein Bodenaustausch könnten dazu führen, dass die Nachlieferung von Schadstoffen aus der ungesättigten Bodenzone in das Grundwasser unterbleibt und der im Grundwasser verbleibende Restschaden durch die am Standort ablaufenden Prozesse - sowohl der Verdünnung als auch des mikrobiologischen Abbaus – mittelfristig noch weiter reduziert wird.

7 Sanierungsziel, Sanierungszielwerte

Im Ergebnis der Detailuntersuchung sind i.d.R. vorläufige Sanierungsziele als Maß der duldbaren Restgefährdung bzw. Restschädigung unter Abwägung der relevanten Randbedingungen einzelfallspezifisch festzulegen [G17]. Diese vorläufigen Sanierungsziele sollten die anwendbaren Maßnahmen grundsätzlich nicht einschränken und im Gegensatz zu den endgültigen, im Ergebnis der Sanierungsuntersuchung abzuleitenden Sanierungszielen keinen Bezug zu technischen Maßnahmen haben. Als Sanierungszielwert im Sinne einer tolerablen Restkontamination wird die messbare oder aus Messwerten berechenbare Mindestanforderung an das Ergebnis von Sanierungsmaßnahmen verstanden.

Die Sanierungsziele sollen unter Ansatz der geplanten bzw. der planungsrechtlich zulässigen Nutzung und der Vorgabe, dass künftige Nutzungen der Liegenschaft nicht verhindert oder erschwert werden dürfen, verbal zunächst wie folgt formuliert werden:

- Ziel der Sanierung ist es, das Nachlieferpotential an residual in der gesättigten Bodenzone festgelegten Schadstoffen aus dem System soweit zu beseitigen, dass eine Quellwirkung nicht mehr gegeben ist (Quellenbeseitigung ungesättigte Bodenzone/Grundwasser, Dekontamination).
- Ziel der Sanierung ist ferner die Verhinderung des weiteren Abstromes belasteten Grundwassers, in erster Linie jedoch die Verhinderung der weiteren Ausdehnung der Schadstofffahne des bereits eingetretenen Grundwasserschadens (Sicherung). Hier werden die in Kap. 5.2 benannten wasserrechtlichen Vorgaben des WHG [G23] bzw. WG LSA [G22] (Trendumkehr) in Bezug genommen.

Da bereits eine massive und weitreichende Kontamination des Grundwassers stattgefunden hat, werden weitergehende Sanierungsziele, wie z.B. die Entnahme der bereits als Schadstofffahne im Transfer befindlichen Schadstoffe aus dem System unter Beachtung des Übermaßverbotes/des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes nicht angestrebt.

Es sollte durch die Projektbeteiligten bereits in der Genehmigungsplanung (im Falle des Bodenschutzrechtlichen Regelverfahrens: Verbindlicherklärung eines Sanierungsplanes, Abschluss eines Sanierungsvertrages, Formulierung einer Anordnung) darauf abgestellt werden, Sanierungszielwerte für das Grundwasser nicht oder nur in Form tolerabler Restkontaminationen als „vorläufige Zielwerte“ in den Genehmigungsunterlagen zu verankern und diese „vorläufigen Sanierungszielwerte“ während der Projektbearbeitung daraufhin zu überprüfen, ob bei Einhaltung dieser Vorgaben das verbal formulierte Sanierungsziel mit angemessenem Aufwand erreicht werden kann. Unter Umständen ist die Festlegung von Sanierungszielen dann verzichtbar, wenn zunächst im Zusammenhang mit dem auch hier nach Quellenbeseitigung verfolgten MNA-Konzept zunächst Eingriffswerte definiert werden. Für den Fall einer bei Überschreitung des Eingriffswertes dann durchzuführenden Maßnahme wäre das Sanierungsziel die Unterschreitung eben dieses Eingriffswertes; der Sanierungszielwert wäre mit dem Eingriffswert identisch oder geringer als dieser.

Das Sanierungsziel „Verhinderung des weiteren Abstromes belasteten Grundwassers über die Liegenschaftsgrenze“ (Pfadunterbrechung) ist derzeit erreicht bzw. das aktuell vorhandene Messnetz ist bzgl. der Anordnung der Messstellen und der Filterlage nicht geeignet, dieses vollständig zu überwachen. Der Festlegung von weiteren Sanierungszielwerten i.S. tolerabler Restkontaminationen bedarf es zunächst nicht.

Für die im Zug der Sanierung auszutauschenden Böden wird ein Sanierungszielwert vorgegeben, mit dessen Unterschreiten die schädlichen Beeinflussungen sicher beseitigt und die Sanierung abgeschlossen ist. Als Sanierungszielwert im Sinne einer tolerablen Restbelastung wird ein Wert für Σ LHKW von 25 mg/kg angesetzt.

8 Sanierungszonen

Auf der Grundlage sämtlicher Ergebnisse von Grundlagenermittlung und ergänzenden Standortuntersuchungen ist unter Beachtung

- der ermittelten Schadherde, deren jeweiliger Schadstoffzusammensetzung, -verteilung und -konzentration sowie den Untergrundverhältnissen,
- der betroffenen Schutzgüter und der betroffenen Wirkungspfade,
- der Flächengröße,
- der vorhandenen und für die Fläche geplanten Nutzungen,
- der Empfindlichkeit der angrenzenden Nutzung sowie
- einer technischen Optimierung der Sanierung und
- raum-, landes- und städteplanerischer Vorgaben

zu prüfen, inwieweit eine sinnvolle Aufteilung der Altlast in einzelne Sanierungszonen notwendig ist und wie diese vorgenommen werden kann.

Nach den vorliegenden Untersuchungen insbesondere der Bodenluft aus Kleinrammbohrungen (RKS) im Rahmen der orientierenden Untersuchung 1994 bzw. der Detailuntersuchung 1996 ist festzustellen, dass die Bodenkontaminationen sowie die durch diese verursachten Grundwasserbelastungen hypothetisch auf mindestens zwei unterschiedliche Einträge bzw. Eintragsbereiche mit unterschiedlichen LHKW-Gemischen zurückzuführen sein müssen:

- Die nördlichen Teilflächen der ehemaligen Wäscherei und Chemischen Reinigung, das Reinigungsgebäude sowie der an dieses angrenzende Teil des Innenhofes, sind durch eine überwiegend PCE-dominierte LHKW-Belastung geprägt (z. B. BLP 10/94, KRB 1/96 bis KRB 5/96, RKS 4/2005).
- Im östlichen Teil des Komplexes Wasserstadt 27, zu welchem ein offensichtlich als Lösemitellager (Gefahrstofflager) genutzter, zum Innenhof offener, jedoch überdachter Teil des Gebäudes gehört, dominiert sowohl im Boden/der Bodenluft als auch im Grundwasser TCE (BLP 8/94, P 2/94).

Bezüglich der im Boden/der Bodenluft nachweisbaren Einzelkomponenten könnte eine Unterteilung der gesamten kontaminierten Fläche in zwei Teilbereiche erfolgen; da jedoch im vorliegenden Falle weder die Gefahrensituation noch die daraus resultierenden Maßnahmen vom jeweils spezifischen TCE- bzw. PCE-Anteil abhängig sind, ergibt sich aus den oben beschriebenen Teilflächen unterschiedlicher Schadstoffeinträge nicht die Notwendigkeit des Ausweisens verschiedener Sanierungszonen.

Auch andere der oben genannten Prüfkriterien erzwingen keine Unterteilung der zu sanierenden Fläche in Sanierungszonen. Dies gilt auch für das geplante Bauvorhaben Ostrandstraße, da die Trasse selbst zwar nur einen kleinen (den östlichen) Teil des Gebäudekomplexes der ehemaligen Chemischen Reinigung tangiert, jedoch die Gesamtfläche der ehemaligen Chemischen Reinigung Wasserstadt 27 vom Plan festzustellenden Vorhaben betroffen ist.

Im Ergebnis der oben beschriebenen Abwägungen wird die gesamte, durch bisherige Untersuchungen ausgehaltene kontaminierte Fläche als zu sanierend (Sanierungsbereich) ausgewiesen. Eine weitere Unterteilung in einzelne Zonen (Sanierungszonen) erfolgt nicht.

9 Sanierungskonzept

9.1 Grundlagen

Für den Standort der ehem. Chemischen Reinigung in der Wasserstadt 27 wurde bereits ein Sanierungskonzept aufgestellt [U3].

Das Sanierungskonzept [U3] basiert auf den Untersuchungen, die durch GFE 1996 im Rahmen der Detailuntersuchung vorgenommen wurden [U2].

Mit Ausnahme der Baugrunduntersuchungen [U5] sowie der Überwachung der Entwicklung des Grundwasserschadens durch Grundwassermonitoring ([U6] und [U9]) wurden seit 1996 keine weiteren technischen Erkundungen z. B. zur Feststellung der lateralen oder vertikalen Grenzen der Schadstoffbelastung im Boden durchgeführt. Im Folgenden werden daher die bereits von GFE verwendeten Bemessungsgrundlagen zitiert.

„Für die Mengenermittlung an belastetem Boden und der im Boden vorhandenen Schadstoffe (LCKW ges.) werden als Flächengröße zu Grunde gelegt

eine Gesamtfläche nördlich des Hauptgebäudes von $27,5 \times 45 \text{ m} = \text{rd. } 1.240 \text{ m}^2$

eine Teilfläche um das Reinigungsgebäude von $9,5 \times 15 \text{ m} = \text{rd. } 142 \text{ m}^2$.

Bei einer Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone von $2,8 \text{ m}$ ergeben sich

für die Gesamtfläche eine Menge von 3.470 m^3

für den Bereich des Reinigungsgebäudes eine Menge von 400 m^3

belasteten Bodens.“

Die innerhalb dieser Bodenkubatur enthaltene Schadstoffmenge wird in [U3] mit ca. 1.260 kg LHKW abgeschätzt.

Für den Zeitpunkt 1996 wird unter den Annahmen einer Grundwasser erfüllten Mächtigkeit von 20 m, einer Porosität von 0,35 sowie einer durchschnittlichen LHKW-Grundwasserbelastung von $52.000 \mu\text{g/l}$ die Menge belasteten Grundwassers mit 24.500 m^3 und die darin enthaltene Schadstoffmenge mit 1.300 kg angegeben. Damit entspräche die im Grundwasser gelöste Schadstoffmenge ungefähr der, die im Boden noch als Quellpotential vorhanden ist; nach den heutigen Erfahrungen muss festgestellt werden, dass die im Grundwasser gelöste Schadstoffmenge regelmäßig überschätzt, die im Boden (in der gesättigten sowie ungesättigten Bodenzone) als Quellpotential vorhandene Schadstoffmenge jedoch regelmäßig massiv unterschätzt wird.

Im bisher vorliegenden Sanierungskonzept [U3] erfolgte in Kap. 6 eine Vorauswahl geeigneter Sanierungsmaßnahmen. Bezogen auf den Boden wurden hierbei folgende Varianten betrachtet:

- konventioneller Bodenaustausch
- Bodenluftabsaugung
- mikrobiologische in-situ-Sanierung
- in-situ-Immobilisierung
- thermische in-situ-Sanierung
- in-situ-Oxidation.

Im Ergebnis der Variantenbetrachtung favorisierte der Gutachter [U3] das Verfahren der Bodenluftabsaugung, insbesondere weil:

- im Falle eines konventionellen Bodenaustausches die bestehende Gebäudesubstanz geschädigt werden könnte
- im Falle eines konventionellen Bodenaustausches Schadstoffe in die Atmosphäre emittieren könnten
- die Entsorgung der mit LHKW belasteten Böden durch Deponierung nicht zu empfehlen sei.

Zur Sanierung des Grundwassers/der gesättigten Bodenzone wurden in [U3] folgende Varianten untersucht:

- in-situ-Grundwassersanierung (in-situ-Strippen, air-sparging)
- ex-situ-Grundwassersanierung (konventionelles pump and treat)

Nach der Variantenbetrachtung empfiehlt der Gutachter [U3] die Durchführung einer konventionellen hydraulischen Sanierung durch Errichtung von zwei Förderbrunnen (1 Brunnen nördlich des Reinigungsgebäudes im Bereich der Grundwassermessstelle P 1/96, ein Brunnen neben dem Seitengebäude im Bereich der Grundwassermessstelle P 2/94), die Entnahme von Grundwasser mit Förderraten von ca. 1,5 m³/h sowie Reinigung des entnommenen Grundwassers mittels Desorptionsanlage.

Gegenüber den von GFE in [U3] verwendeten Bemessungsgrundlagen und seinerzeit geltenden Randbedingungen haben sich bis heute folgende Änderungen ergeben:

- Die aufragende Bausubstanz des Grundstückes Wasserstadt 27 ist so weit geschädigt, dass diese nicht wirtschaftlich erhalten werden kann. Jede Form der Nachnutzung dieses Grundstückes setzt daher den Abbruch der aufragenden Bausubstanz voraus.
- Das in der Veranlassung beschriebene Bauvorhaben der Stadt Dessau-Roßlau, die Errichtung der Ostrandstraße (3. BA) sowie der Auffahrt zur zweiten Muldebrücke nimmt das Grundstück Wasserstadt 27 vollständig in Anspruch. Der östliche Teil wird durch die Trasse sowie die Rampe zur Muldebrücke überbaut, der zentrale und westliche Teil des Grundstückes Wasserstadt 27 würde für Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen verwendet und begrünt.
- Die bautechnischen Anforderungen aus der Errichtung des Straßenkörpers machen es im Trassenverlauf erforderlich, die dort vorhandenen Gründungselemente sowie Infrastruktureinrichtungen, insbesondere Keller und Kanäle, zu beseitigen / zu öffnen und zu verfüllen.
- In den vergangenen Jahren wurden einerseits die Verfahren zur Sanierung von mit LHKW belasteten Böden bzw. von mit LHKW belastetem Grundwasser weiter entwickelt; andererseits haben insbesondere auch die Arbeiten im Verbundvorhaben KORA [L13] dargestellt, dass Vorgänge des natürlichen Rückhalts und Abbaus von Schadstoffen wesentlich bei der Beurteilung der Kontaminationssituation sowie der Festlegung von Maßnahmen zu berücksichtigen sind.

Aus den o.g. Gründen sowie unter Berücksichtigung der im Kapitel Gefährdungsabschätzung des vorliegenden Sanierungskonzeptes vorgenommenen Beurteilungen der Standortgegebenheiten - insbesondere der offenbar wirkenden NA-Prozesse - wird zur Sanierung des Standortes im Folgenden ein Konzept entwickelt, welches aus folgenden Bausteinen besteht:

- Sanierung der ungesättigten Bodenzone durch Bodenaustausch (Quellenbeseitigung)
- Verzicht auf aktive Sanierungsmaßnahmen im Grundwasser/in der gesättigten Bodenzone und Nutzung der am Standort nachgewiesenen Prozesse des mikrobiologischen Abbaus so-

wie der Verdünnung der Schadstoffe (MNA) mit folgenden Bestandteilen eines MNA-Konzeptes:

- Ergänzende Untersuchungen zur Quantifizierung des NA-Potentials (in die planungsbegleitenden technischen Erkundungen zu integrieren)
- Ertüchtigung des Grundwassermessnetzes nach Abschluss des Plan festzustellenden Bauvorhabens Ostrandumfahrung (Erhalt und Umbau von Grundwassermessstellen bzw. Neubau von Grundwassermessstellen)
- Vorbehalt weiterer Sanierungsmaßnahmen für den Fall, dass sich die NA-Prozesse langfristig als ungeeignet erweisen sollten.

Nachfolgend werden die einzelnen Bestandteile dieses Sanierungskonzeptes erläutert.

9.2 Quellenbeseitigung (ungesättigte Bodenzone)

Der Bodenaustausch gehört zu den häufigsten und in vielen Fällen kostengünstigsten Sanierungsvarianten. Der Boden wird mit mobiler Technik (meist Bagger) ausgehoben und in entsprechenden Behandlungsanlagen aufbereitet oder auf Deponien verwertet oder beseitigt. Der Boden kann auch in on-site-Anlagen aufbereitet und anschließend wieder eingebaut werden. Die zuletzt genannte Variante erfordert jedoch längere Zeit sowie Lagerkapazitäten, was in den meisten Sanierungsfällen nicht gegeben ist.

Für die Leistungsausführung sind umfangreiche Arbeitsschutzvorkehrungen zu treffen, um Arbeitnehmer und Anlieger vor Emissionen zu schützen.

Komplex wird der Bodenaushub, wenn nicht nur die ungesättigte sondern auch die gesättigte Bodenzone erfasst werden soll. Meist sind neben einer Umspundung, die sowohl zur Baugrubensicherung als auch zur Abdichtung gegen Grundwasser eingesetzt wird, Wasserhaltungsmaßnahmen und eine Grundwasserreinigung notwendig. Nach dem Ziehen der Spundwand kann oft eine Rekontamination des eingebauten unbelasteten Bodens durch kontaminiertes Grundwasser stattfinden.

Neben dem konventionellen Bodenaushub durch Bagger kann ein Bodenaustausch auch mit Großlochbohrungen ausgeführt werden. Vorteil dieses Verfahrens ist, dass keine intensiven Wasserhaltungsmaßnahmen und keine Umspundung der Baugrube notwendig sind. Nachteile sind das Entstehen von Mehraushub durch das Überschneiden der Bohrungen, um die Zwickel zwischen den Bohrungen zu erreichen sowie geringe Abweichungen von der Bohrachse auszugleichen. Das Verfahren ist kostenintensiver als der konventionelle Baggeraushub, was jedoch mit zunehmender Tiefe durch die nicht erforderliche Wasserhaltung und Umspundung ausgeglichen wird.

Da im hier vorliegenden Fall vorlaufend die aufragende Bausubstanz auf dem Grundstück Wasserstadt 27 und benachbart auf dem Grundstück Wasserstadt 26 abgebrochen wird sowie der Aushub auf die ungesättigte Bodenzone (bis zum Grundwasseranschnitt, im Durchschnitt 2,5 m u. GOK) begrenzt werden soll, sind weder Maßnahmen zur Baugrubensicherung noch zur Wasserhaltung erforderlich. Der Aushub kann konventionell in offener Baugrube bei Einhaltung der Böschungswinkel nach DIN 4124 sowie Tagwasserhaltung erfolgen.

Auf Basis der vorliegenden Untersuchungen (vgl. Anlage 2.2) gehen wir davon aus, dass Bodenaushub bis zum Grundwasseranschnitt auf den in Anlage 3.1 gekennzeichneten Flächen erforder-

lich ist. Die Fläche ermittelt sich zu ca. 950 m²; für die weiteren Berechnungen wird die Fläche des Sanierungsbereiches auf 1.000 m² aufgerundet.

Integriert in die weitere Planung der Sanierung (des Bodensaustauschs sowie der Entsorgung kontaminierter Böden) muss eine weitere laterale Abgrenzung erfolgen. In diesem Zusammenhang sind ferner Bodenproben zu gewinnen und abfalltechnisch zu deklarieren; dies ist Voraussetzung für die Beschreibung der zu vergebenden Leistungen von Bodenaushub und –entsorgung.

Bis zum Zielhorizont (Grundwasseranschnitt, im Mittel 2,5 m u. GOK) stehen Auffüllungen sowie Auelehm an. Ferner werden im Zusammenhang mit der Bodensanierung alle erdverbundenen Gebäudeteile (Bodenplatten, Fundamente, Ver- und Entsorgungsleitungen) zu beseitigen sein. Der Aushub kann demnach grundsätzlich und zunächst ohne Berücksichtigung der ggf. unterschiedlichen Schadstoffbelastung unterteilt werden in die Fraktionen

- Abbruchmaterial (mineralische Abfälle, Beton, Mauerwerk/Ziegel)
- gemischtkörnige Auffüllungen, z. B. Sauberkeitsschichten unterhalb von Versiegelungen, jedoch auch regellose Gemische von Bodenmaterialien
- reliktsch geogene Auelehme (stark schluffige Böden)

Für weitere Berechnungen gehen wir hier von einer mittleren Dichte des Aushubs von 2,0 t/m³ aus. Hieraus resultiert eine Aushubmenge von $1.000 \text{ m}^2 \times 2,5 \text{ m} = 2.500 \text{ m}^3$; = 5.000 t.

9.2.1 Baustelleneinrichtung

Die Baustelleneinrichtung erfolgt unter besonderer Berücksichtigung der Altlastensituation. Eine den Anforderungen des Emissions- und Arbeitsschutzes sowie des Abfallrechtes Rechnung tragende Infrastruktur wird aufgebaut. Folgende Anlagenkomponenten werden im Baufeld installiert:

Phase 1: Gebäuderückbau

- Sozialcontainer und Baustellenbüros

Phase 2: Bodensanierung

- Sozialcontainer und Baustellenbüros
- eingezäunter Schwarz-Bereich bestehend aus:
 - Eingangsschleuse mit Umkleide-/Sanitärcontainer
 - Materialcontainer
 - Stiefelwaschanlage
 - Reifenwaschanlage
 - Wasseraufbereitungsanlage

Die folgenden Ausführungen zur Arbeitsschutz (nach TRGS 524 [G19] und BGR 128 [G6]) gelten explizit nur für die Bodensanierung, nicht jedoch den Abbruch der aufragenden Bausubstanz (Phase 1)

9.2.2 Arbeitsschutzmaßnahmen

Bei der Durchführung der Bauarbeiten gilt es, das durch schädliche Inhaltsstoffe und verunreinigten Boden bedingte Gefährdungspotenzial für alle vor Ort tätigen Personen sowie die Anlieger

durch entsprechende Maßnahmen so gering wie möglich zu halten. Im Arbeits-/ Gesundheits- und Nachbarschaftsschutz zählt dabei immer der präventive Gedanke.

Die anzuwendenden Schutzmaßnahmen werden dabei in:

- Technische Schutzmaßnahmen
- Organisatorische Schutzmaßnahmen
- Persönliche Schutzausrüstung (PSA)

unterschieden. Die Arbeiten im kontaminierten Bereich werden gemäß der TRGS 524 [G19] und der Richtlinie BGR 128 [G6] durchgeführt.

Danach sind die Arbeiten durch geeignetes Personal auszuführen sowie von einem fachlich geeigneten Vorgesetzten (Fachbauleiter) zu leiten und zu beaufsichtigen. Dieser gewährleistet die vorschriftsmäßige Durchführung der Arbeiten und Schutzmaßnahmen.

Vor Ausführungsbeginn der Baumaßnahmen im Sinne der TRGS 524 und BGR 128 sind alle im Schwarzbereich ständig eingesetzten Mitarbeiter arbeitsmedizinisch zu untersuchen. Alle Beschäftigten auf der Baustelle müssen vor Arbeitsaufnahme über die mit der Tätigkeit verbundenen Gefahren, über die allgemeinen und speziellen Schutzmaßnahmen und Verhaltensregeln aktenkundig belehrt werden.

Unter besonderer Berücksichtigung der Altlastensituation wird eine den Anforderungen des Emissions- und Arbeitsschutzes sowie des Abfallrechtes Rechnung tragende Infrastruktur aufgebaut. Folgende Anlagenkomponenten werden im Baufeld installiert:

- Aufenthaltscontainer mit Baustellenbüro
- bei Erfordernis Materialcontainer
- eingezäunter Schwarz-Bereich bestehend aus :
 - Schwarz-Weiß-Anlage
 - Stiefelwaschanlage
 - Bewetterungsanlage

Aufgrund des Umgangs mit kontaminiertem Boden ist für die betroffenen Beschäftigten eine Schwarz-Weiß-Anlage zu errichten. Die Schwarz-Weiß-Schleuse besteht aus einer dreiteiligen Containeranlage, die so angeordnet ist, dass der Zugang des Personals auf das Baufeld (Schwarzbereich) nur über diese möglich ist.

Erst nach Anlegen der entsprechenden Schutzbekleidung im Schwarzbereich wird das Baufeld betreten. Das Verlassen des Schwarzbereichs erfolgt nach dem Passieren der Stiefelwaschanlage vor dem Eingang des Schwarz-Containers. Anfallendes Abwasser aus der Stiefelwaschanlage wird der Wasseraufbereitung zugeführt.

Sowohl im Schwarz- als auch im Weißbereich der Schleuse wird Arbeitsschutzmaterial (Atemschutz, Schutzanzüge etc.) vorgehalten.

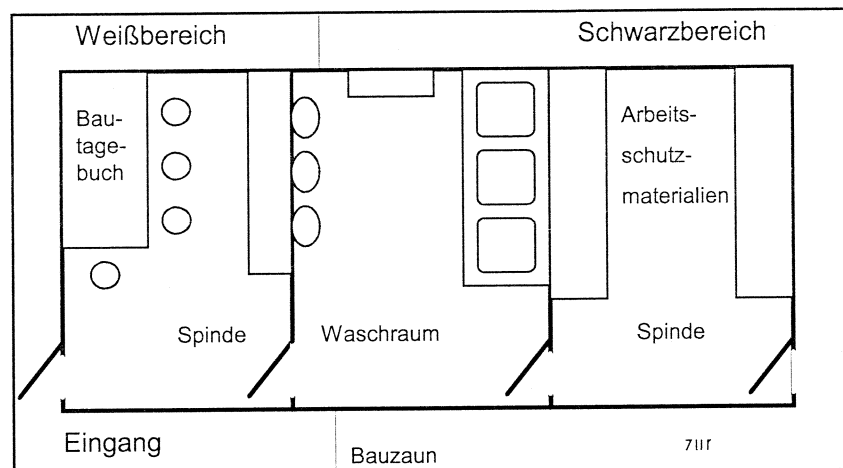


Abb. 9-1: Schwarz-Weiß-Containeranlage

Der Schwarzbereich wird mit mobilen, verschraubbaren Bauzäunen umgrenzt, so dass Unbefugte den Baustellenbereich nicht ungehindert betreten können. Der Schwarzbereich umfasst den gesamten Aushubbereich sowie die Flächen zur Bereitstellung von Böden zur Entsorgung.

Grundsätzlich ist im Rahmen der Sanierungsplanung ein Arbeitsschutz- und Sicherheitskonzept nach TRGE 524 und BGR 128 aufzustellen; dieses Konzept ist mit Ausschreibung umzusetzen und wird Auftragsbestandteil.

Ferner ist ein Sicherheits- und Gesundheitsschutzplan nach BaustellV [G1] aufzustellen (§ 2 Abs. 3 i.V.m. Anhang II BaustellV).

9.2.3 Rückbau der vorhandenen Bausubstanz (Phase 1)

Für das planfestzustellende Bauvorhaben Ostrandstraße wäre der Rückbau der aufragenden Bausubstanz des dafür in Anspruch genommenen Grundstückes Wasserstadt 27 in jedem Falle, d. h. auch unabhängig von der sanierungsgegenständlichen Boden- und Grundwasserkontamination erforderlich („Sowieso-Maßnahmen“). Nach den bislang durchgeführten Untersuchungen sowie Feststellungen bei Begehungen ist die aufragende Bausubstanz nicht derartig kontaminiert, dass von dieser durch Schadstoffemission Gefahren für Schutzgüter ausgingen. Bauordnungsrechtliche Sachverhalte, wie z. B. Einsturzgefahr von Dächern, Giebeln oder Essen auf dem Grundstück, sind hier nicht betrachtungsrelevant.

Da allerdings die aufragende Bausubstanz vor Durchführung des Sanierungseingriffs in den Boden (Bodenaustausch) ebenfalls („sowieso“) beseitigt werden muss, werden hier Hinweise für die Planung des Rückbaus gegeben, ohne dass die Rückbaukosten allerdings zu den Sanierungskosten gerechnet werden.

Beim Abbruch der Gebäude ist die vorlaufende Entkernung der nichtmineralischen Baustoffe Voraussetzung für die ordnungsgemäße Verwertung des mineralischen Abbruchmaterials.

Alle Gebäudeausrüstungsteile wie Heizungsanlagen (Heizkörper, -leitungen, deren Dämmungen, Wärmestrahler, Öfen u. dgl.) sind vorlaufend auszubauen. Das gilt auch für auf-Putz verlegte Elektro- und Telefonleitungen samt Zubehör, Wasser- und Abwasserleitungen. Weiterhin sind alle nichtmineralischen Fußböden (Laminat, Linoleum, Parkett) auszubauen. Ebenfalls auszubauen sind Sanitärbauteile (Toiletten- und Waschbecken, Duschtassen, Armaturen, Schieber, etc.).

Alle sonstigen Einbauteile (Ständerwände, Tresen, Verglasungen, Geländer, Trennwände, Unterhangdecken, Türen, Fenster usw.) sind ebenfalls komplett auszubauen und abfalltechnisch zu trennen. Dachdeckungen und Wandverkleidungen aus Trapezblechen sind zu demontieren.

Vor dem Abbruch der entkernten Bausubstanz sind die Dachdeckungen aus Teerdachpappe zu beseitigen. Das ist allerdings nur bei Begehbarkeit der Dächer möglich. Ansonsten sind die Dachpappen aus der Abbruchmasse zu separieren.

Alle gefliesten Fußbodenbereiche sind gesondert aufzustemmen, da sich unterhalb der Fliesen Sperrschichten aus unbesandeter Dachpappe oder Folie befinden können. Diese Sperrschichten sind – sofern vorhanden – gesondert zu bergen. Nach der Entfernung der Sperrungen kann der Boden nochmals auf Ölflecken oder andere Verunreinigungen bemustert werden. Sind solche Bereiche anzutreffen, sind diese beim Abbruch zu separieren.

Sind die Gebäude völlig beräumt, kann mittels geeignetem Abbruchgerät die aufragende Gebäudesubstanz abgebrochen werden. Die z.B. durch GWM [U5] untersuchten Bausubstanzproben waren nicht kontaminiert, daher muss beim Abbruch der aufragenden Bausubstanz nichts separiert werden. Lediglich die Stahlträger sind aus der mineralischen Masse zu bergen. Nach Möglichkeit kann das Abbruchmaterial in Beton- und Ziegelfraktion getrennt werden. (Beton-RC ist in der Verwertung höherwertiger und daher in der Entsorgung etwas kostengünstiger.)

Nach Beräumung / Entsorgung der aufragenden Bausubstanz ist die Fläche für die Bodensanierung vorbereitet.

Der Abbruch der Gebäude ist nach BauO LSA anzeigepflichtig, sofern nicht die Erlaubnis dazu durch übergeordnete Genehmigungsverfahren (z.B. Planfeststellungsbeschluss oder im bodenschutzrechtlichen Regelverfahren durch Verbindlicherklärung des Sanierungsplans) erlangt wurde.

9.2.4 Aushub des Bodens zur Sanierung

Zum Zeitpunkt der Sanierungsausführung ist die aufragende Bausubstanz bereits vollständig rückgebaut. Insofern sind Sicherheitsabstände zu Bestandsgebäuden im Baufeld oder Unterfangungen nicht erforderlich.

Generell sind beim Aushub der Sanierungsfelder die Vorgaben der DIN 4124 zu den zulässigen Böschungseignungen einzuhalten.

Als Böschungswinkel kann in der Auffülle und im Sand/Kies und somit für jeweils die Gesamtböschungssysteme ein Winkel $\leq 45^\circ$ angesetzt werden. Die Höhe der Einzelböschung ist auf max. 3 m (oder bis zum Grundwasser) zu begrenzen. Bei größeren Böschungshöhen ist jeweils eine Berme mit einer Mindestbreite von $> 1,25$ m vorzusehen.

Sollten die Fundamente der dann bereits rückgebauten Gebäude oder Kellerwände bei den Aushubarbeiten unterschritten werden besteht Grundbruchgefahr. In diesem Falle sind diese Fundamente ebenfalls zu bergen. Dies wird aber wahrscheinlich bereits aus geotechnischen Gründen erforderlich werden.

Bei Schichtwasserzutritt aus Baugrubenböschungen und Baugrubensohle ist über eine offene Wasserhaltung mit Baudränagen ein geregelter Abfluss des anfallenden Wassers zu gewährleisten. Die ordnungsgemäße Tagwasserhaltung stellt eine kostenfreie Nebenleistung der bauausführenden Firma dar und ist sorgfältig zu beachten, da ansonsten die im Böschungs- bzw. auch im Sohlbereich anstehenden Böden (Löß) ihre vorhandene Tragfestigkeit verlieren bzw. diese Böden

thixotrope Eigenschaften aufweisen und zur Verbreitung neigen. Das anfallende Tagwasser wird durch die den Boden kontaminierenden Lösemittel belastet und ist zunächst über eine Vorreinigungsanlagen (bestehend aus Absetzbehälter, Kies- und Aktivkohlefilter) zu fahren, bevor dieses entweder in das Schmutzwassersystem in der Wasserstadt oder in die Vorflut abgeleitet werden kann.

Die Aushubarbeiten werden im gesamten Bereich mit konventionellen Schaufelbaggern bzw. mit Baugeräten nach Bedarf des Auftragnehmers ausgeführt. Der anfallende Aushub wird je nach Wassergehalt und Belastungszustand direkt auf bereitstehende LKW geladen oder zur Verladung auf Zwischenhalde abgelegt. Bei kontaminierten und damit geruchsintensiven Bodenpartien ist die Direktverladung zu bevorzugen. Hierdurch kann zwar keine Separation der Böden nach der Belastung erfolgen, allerdings sind die anfallenden Böden nach Aushub ohnehin aus geotechnischen Gründen nicht oder nicht ohne Konditionierung zum Wiedereinbau geeignet.

Zur Unterstützung der Baggerarbeiten wird ein Radlader vorgehalten.

Sämtliche Arbeiten werden unter Berücksichtigung der Arbeitsschutzauflagen durchgeführt. Die Baugeräte (Bagger und Lader) sind mit einem Filtersystem auszustatten.

Jeweils beim Erreichen einer flächigen Zwischensole wird das neue Planum sowie die aufgehende Profilwand rastermäßig umwelttechnisch begutachtet, beprobt und der weitere Aushubfortschritt festgelegt. Erkennbar unbelastete Bodenchargen werden (sofern diese denn anfallen) zum späteren Wiedereinbau zur Überprüfung auf eine die benachbarten Lager-/Bereitstellungsflächen verbracht und dort separat aufgehaldet.

Für die Separierung unterschiedlicher Qualitäten in der Baugrube sind die Auftragnehmer verpflichtet, den Vorgaben der Sanierungsleitung zu genügen und Sorgfalt und Arbeitsgeschwindigkeit insofern anzupassen.

Stark belastete Materialien, deren Entsorgungsbedürftigkeit außer Zweifel steht, werden direkt zum Abtransport verladen werden.

Der Bodenhorizont der Auffüllung ist sensorisch durch seinen Geruch oder über die Ausgasungen mittels PID-Messung zu erkennen und daher gut separieren.

Der Bodenhorizont des Auelehms ist geotechnisch für den Einbau am Standort (Rückverfüllung) nicht geeignet und muss für nachfolgende Bebauungen ebenfalls entfernt werden. Entsorgungstechnisch ist das Aushubmaterial auf Grund des geogen bedingten Sulfatgehaltes als Z1 oder Z2 einzustufen. Hier sollten an den Haufwerken Nachuntersuchungen erfolgen.

Der Auelehm lässt sich visuell durch seine geotechnischen Eigenschaften gut erkennen und gut separieren.

9.2.5 Entsorgung

Die Entsorgung ist ein wesentlicher und kostenwirksamer Bestandteil der Bauleistung. Ebenso wie die Bauleistung ist demnach die Entsorgung selbst dem Wettbewerb zu überlassen.

Bei Bodenaustausch wird Bauschutt, Boden mit mineralischen Fremdbestandteilen > 10 % sowie Boden anfallen. Bauschutt (aus Gründungen) sowie Boden mit mineralischen Fremdbestandteilen > 10 % ist hinsichtlich der Entsorgung wie Bauschutt zu behandeln.

Bodenaushub im Sinne der Technischen Regeln der LAGA M20 [G13] ist Boden ohne schädliche Verunreinigungen (170504), Boden mit schädlichen Verunreinigungen (170503*) sowie Boden mit mineralischen Fremdbestandteilen (z. B. Bauschutt, Schlacke, Ziegelbruch) bis zu 10 Vol.-% und wird überwiegend LHKW belastet sein.

Bodenaushub, welcher

- die Sanierungszielwerte Boden ($\text{LHKW} \leq 25 \text{ mg/kg}$) gemäß Kap. 7 einhält und
- in sonstigen Parametern weder im Feststoff noch im Eluat die Zuordnungswerte 0* der LAGA M20 [G13] überschreitet und
- geotechnisch zum Wiedereinbau am Standort geeignet ist

wird bei den Bodenaushubmaßnahmen gesondert erfasst, deklariert und zum Wiedereinbau bereitgestellt.

Bodenaushub, welcher

- die Sanierungszielwerte Boden ($\text{LHKW} \leq 25 \text{ mg/kg}$) gemäß Kap. 7 einhält, jedoch nicht zum Wiedereinbau vorgesehen ist und
- die Orientierungswerte gemäß Tab. II.1.2-2 und II.1.2-3 der Technischen Regeln der LAGA einhält

kann als Boden (170504, Boden und Steine mit Ausnahme derjenigen, die unter 170503 fallen) extern entsorgt (vorzugsweise verwertet) werden. Der Nachweis ist zu führen.

Bodenaushub, welcher

- die Sanierungszielwerte Boden ($\text{LHKW} \leq 25 \text{ mg/kg}$) gemäß Kap. 7 nicht einhält

ist – abhängig von der vorlaufend festzustellenden tatsächlichen Schadstoffbelastung – als belasteter Boden (170504) oder gefährlicher Abfall (170503*, Boden und Steine, die gefährliche Stoffe enthalten) zu entsorgen. Die Verwertung in bodenähnlicher Anwendung ist bei LHKW-Gehalten $> 25 \text{ mg/kg}$ nicht möglich.

Die Entsorgung ist als Teil der Sanierungsmaßnahmen zu planen, d.h. über LV-Positionen zu beschreiben.

9.2.6 Rückverfüllen der Baugrube

Nach der fachgerechten Entsorgung/Verwertung der Böden wird das erforderliche Ersatzmaterial sowie die wiedereinbaufähige Aushubmasse vor Ort eingebaut. Die Verdichtungsarbeiten müssen lagenweise und kontrolliert nach baugrundtechnischer Maßgabe durchgeführt werden. Lagen- und Abschnittsweise werden entsprechend Lastplattendruckversuche durchgeführt.

Für den Wiedereinbau von Bodenmaterial wird neben dem Einhalten der festgelegten Sanierungszielwerte auch die Einhaltung der Vorgaben der LAGA M20 gefordert.

Nach Abschluss des planfestzustellenden Bauvorhabens tangiert die Trasse der Ostrandstraße das Sanierungsgebiet im östlichen Teil. Eine nennenswerte Versiegelung der Flächen erfolgt durch die Straße jedoch nicht; damit liegt ausschließlich die Fallgestaltung „Wiedereinbau in bodenähnlicher Anwendung“ vor. Da im Untergrund (in der gesättigten Bodenzone) nach Sanierung noch nennenswerte Restbelastungen verbleiben, ist trotz ansonsten hydrologisch sensibler Position der rückzufüllenden Sanierungsbaugrube aus Sicht des Planers die Anwendung des Z0-Wertes nach

LAGA M20 unverhältnismäßig. Für die Rückverfüllung ist daher Bodenmaterial vorgesehen, welches die Zuordnungswerte Z0* der Nr. II.1.2 „Technische Regeln für die Verwertung von Bodenmaterial“ einhält.

Die sonstigen Anforderungen an die Verwendung dieses Materials nach Nr. 4.3.2 der LAGA M20 (Teil I. Allgemeiner Teil) sind eingehalten, da die Sanierungsfläche gemäß Planung abgedeckt wird; das zur Abdeckung verwendete Bodenmaterial wird bepflanzt; bereits deshalb ist an die künftige Überdeckung der Gesamtfläche und damit auch des Sanierungsbereiches die Anforderung nach § 12 BBodSchV zu stellen; das Material hat die Vorsorgewerte der BBodSchV einzuhalten und kann damit alle natürlichen Bodenfunktionen übernehmen.

Hierzu vgl. auch Kap. 5.3.

9.3 Grundwasser - MNA-Konzept als Teil des Sanierungskonzeptes

9.3.1 Anwendbarkeit von NA am Standort

Am Betrachtungsstandort laufen im Grundwasser natürliche Schadstoffminderungsprozesse ab, die sowohl durch die Abnahme der LHKW-Konzentration, die Änderung der LHKW-Verteilung (PCE/TCE → DCE → VC) belegt sind. Ferner ist durch die Beobachtung der Schadstoffkonzentration in den Grundwassermessstellen (seit 1994 bzw. 1996) belegbar, dass die Schadstoffkonzentrationen erheblich gesunken sind und weiter sinken.

Da abbauende Prozesse einen Anteil an diesem Konzentrationsrückgang haben, kann damit nach (überwiegender oder teilweiser) Quellenbeseitigung der natürliche Schadstoffabbau auch der LHKW grundsätzlich geeignet sein, die Ausdehnung der Schadstofffahne und die Verunreinigung weiterer Schutzgüter zu verhindern und damit das grundsätzliche Ziel der Trendumkehr zu erreichen. Das kann als – in erster Linie räumliche -Zielvorgabe für den Standort definiert werden.

Die natürlich ablaufenden Prozesse sind nicht geeignet, in absehbarer Zeit auf der Kontaminationsfläche (gesamte Fläche der ehem. Chemischen Reinigung Wasserstadt 27) eine Reduzierung der Schadstoffe soweit zu erreichen, dass die Grundwasserbelastung an allen GWM unterhalb der Geringfügigkeitsschwelle von 10 µg/l (Σ PCE + TCE) bzw. 20 µg/l (Σ LHKW) liegt.

Eine notwendige Überwachung der natürlich ablaufenden Schadstoffminderungsprozesse hat die Aufgabe, Änderungen des jetzigen Zustandes zu dokumentieren sowie die Informationen zu liefern, um bei Notwendigkeit entsprechend reagieren zu können.

Eine zeitliche Zielvorgabe ist nach jetzigem Kenntnisstand nur grob überschlägig möglich. Einerseits ist die Schadstoffkonzentration insbesondere an der Grundwassermessstellen P1/94 und P2/94 von 1994 bis 2000 deutlich gesunken; weiterhin zeigt der relativ hohe Anteil von DCE, welches eindeutig Abbauprodukt des TCE und/oder PCE ist, dass abbauende Prozesse (neben den nicht-abbauenden Prozessen wie z.B. Verdünnung) an diesem abnehmenden Trend beteiligt sind. Andererseits wurden bisher weder Abbauparameter (z.B. Geschwindigkeitskonstanten des PCE- bzw. TCE-Abbaus) ermittelt noch lässt sich prognostizieren, zu welchem prozentualen Anteil das Quellpotenzial durch Aushub in der ungesättigten Bodenzone beseitigt werden kann bzw. wie sich diese Quellenbeseitigung in der ungesättigten Bodenzone auf die (sicher rückläufige) Entwicklung des Grundwasserschadens auswirkt.

Wie bereits den Ausführungen (GFE) entnommen werden kann, lassen sich verlässlich weder der Schadstoffvorrat (im Boden, d.h. ungesättigte und gesättigte Bodenzone) noch die Schadstoff-

frachten (als Emissionswert: Austrag von LHKW aus dem Quellterm in z.B. kg/a oder als Fracht auf einer senkrecht zur Abstromrichtung angeordneten Bilanzene) ermitteln. Soweit dies dennoch erfolgt, handelt es sich hierbei lediglich um Schätzungen (vgl. z.B. Kap. 6.2.)

Aus gutachterlicher Sicht ist die Anwendbarkeit von MNA am Standort grundsätzlich gegeben, bzw. NA zur Schadstoffminimierung nachgewiesen geeignet. Da als Wachstumssubstrat am Standort jedoch keine anthropogen eingetragene Kohlenstoffverbindungen (BTXE) zur Verfügung stehen sondern offenbar nativ vorhandene Kohlenstoffträger genutzt werden, ist die Reaktion entsprechend langsam (Typ II, Kap. 6.4.2).

Da sich der jetzige Zustand des Sanierungsstandortes mit der Quellenbeseitigung ändert, z.B. auch durch eine Schadstoffmobilisierung temporär die Grundwasserbelastungen (die Schadstoffkonzentrationen) wieder ansteigen können, ist eine Beobachtung und eine Neueinschätzung der natürlichen Abbauprozesse nach Abschluss der Quellensanierung und Einstellung eines unbeeinflussten natürlichen Zustandes der Sanierungsfläche notwendig.

9.3.2 MNA-Konzept

Als Voraussetzung für eine Entscheidung darüber, ob auf konventionelle Sanierungsmaßnahmen (i.S. § 4 Abs. 3 BBodSchG, inkl. ENA) unter Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse und der Verhältnismäßigkeit verzichtet werden kann, hat die LABO im benannten Positionspapier (LABO 2009) den Begriff „MNA-Konzept“ geprägt. Mit einem MNA-Konzept ist aus Sicht der Bodenschutzbehörde verbunden (Zitat):

- a) *Festlegung von nachprüfbaren Zielvorgaben in Raum und Zeit, die auf der Basis der Prognose als notwendiges Ergebnis der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse angesehen werden, sowie von Zwischenergebnissen für die Zeit bis zum Erreichen des festgelegten Endzustands,*
- b) *Festlegung von Überwachungsmaßnahmen (MNA) und Berichtspflichten,*
- c) *Vorbehalt weiterer Maßnahmen, sofern sich die Prognose nachträglich als unzutreffend erweist, bis zum Erreichen des festgelegten Endzustands.*

Bei der Entscheidung darüber, ob die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse allein akzeptiert werden oder ob technische Maßnahmen der Gefahrenabwehr erforderlich werden, ist die Verhältnismäßigkeit der Maßnahmen zu berücksichtigen.

Die Durchführung von MNA als alleinige Maßnahme ist nur dann möglich, wenn nach der Gefährdungsabschätzung die standortbezogenen Voraussetzungen im Einzelfall erfüllt sind und Sanierungsmaßnahmen als unverhältnismäßig eingeschätzt werden. Ist eine Sanierung als alleinige Maßnahme verhältnismäßig, kommt ein MNA-Konzept nicht in Betracht.

In einem MNA-Konzept nach LABO (2009) sollten (verkürzt) folgende Nachweise erbracht bzw. begleitende Maßnahmen abgeleitet werden:

- Separate Maßnahme an der Schadstoffquelle mit dem Ziel, den Austrag der Schadstoffe aus der Quelle zu reduzieren und damit die Verhältnisse in der Fahne positiv zu beeinflussen,
- Identifizierung und Quantifizierung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse; die frachtmindernden Prozesse sollten den maßgeblichen Anteil an der Schadstoffminderung ausmachen,

- Bewertung der Schadstofffahne und Prognose des Fahnenverhaltens mit dem Ziel festzustellen, ob aktuell und zukünftig eine Verunreinigung des noch nicht betroffenen Grundwassers oder weiterer Schutzgüter ausgeschlossen werden kann oder zu besorgen ist. Für ein MNA-Konzept sollten zukünftig keine weiteren Schutzgüter beeinträchtigt werden.

Zu Einzelheiten wird auf das Positionspapier verwiesen.

Die durch die berichtsgegenständlichen Untersuchungen zu klärende Frage ist nunmehr nicht, ob auf konventionelle Sanierungsmaßnahmen (i.S. § 4 Abs. 3 BBodSchG, inkl. ENA) unter Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderungsprozess und der Verhältnismäßigkeit verzichtet werden kann, sondern ob mit einer auf die ungesättigte Bodenzone begrenzte Sanierungsmaßnahme (Quellenbeseitigung) der verbleibende Grundwasserschaden toleriert und in seiner Rückläufigkeit überwacht werden kann.

Zu den nach dem LABO-Papier im „MNA-Konzept“ zu erbringenden Nachweisen wäre mitzuteilen:

- separate Maßnahmen an der Schadstoffquelle sind nach Rückbau der aufragenden Bausubstanz und im Zusammenhang mit der Baufreimachung (Tiefenenttrümmerung) geplant und Teil des vorzugswürdigen Maßnahmekonzepte. Hierzu vgl. Kap. 9.2.
- die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse lassen sich nicht abschließend beschreiben und quantifizieren. Allerdings geben folgende Beobachtungen den Hinweis, dass NA-Prozessen am Standort wirken und weiterhin wirken werden:
 - an GWM P1/94 ist die Schadstoffkonzentration von 140.000 $\mu\text{g/l}$ Σ LHKW (1994) auf aktuell 130 $\mu\text{g/l}$ (2010), in P2/94 ist die Schadstoffkonzentration von 520.000 $\mu\text{g/l}$ Σ LHKW (1994) auf aktuell 24.500 $\mu\text{g/l}$ (2010) gesunken. Auch wenn P1 in 2004 umgebaut wurde und die Befunde daher nicht direkt vergleichbar sind, zeigt dies deutlich die rückläufige Entwicklung der Schadstofffahne.
 - Auch an z.B. GWM P1/96 ist die Schadstoffkonzentration erheblich gesunken (von ca. 8.000 $\mu\text{g/l}$ Σ LHKW (1996) auf aktuell Gehalte um 300 $\mu\text{g/l}$ Σ LHKW (2010).
 - der Anteil der Metaboliten (z.B. cis-DCE) war und ist in den benannten GWM relativ hoch, was als Indiz für einen ständig weiter stattfindenden Abbau der ursprünglich eingetragenen Schadstoffe PCE und DCE zu werten ist.

Es spricht einiges dafür, dass im untersuchten Fall die Schadstoffkonzentration der LHKW an allen beobachteten Messstellen durch Diffusion, Dispersion, Retardation, Sorption und Abbau reduziert wurde und weiter reduziert wird.

- Es kann angenommen werden, dass bei einer teilweisen Quellenbeseitigung (begrenzt auf die ungesättigte Bodenzone) der sickerwasserinduzierte Eintrag von LHKW aus der ungesättigten in das Grundwasser auf „0“ gesetzt wird. Der Anteil der Diffusion von LHKW aus der gesättigten Bodenzone und Lösung im Grundwasser sollte mit der Zeit abnehmen, keinesfalls jedoch steigen.

Allerdings kann nicht ausgeschlossen werden, dass bei den Eingriffen in den Untergrund (Baufreimachung, Tiefenenttrümmerung, vgl. Kap. 9.2) oder beim Aufbau des Damms (z.B. Verdichten) eine Mobilisierung des Restpotenzials erfolgt; dieses Restrisiko ist durch geeignete Maßnahmen zu überwachen (Kap. 9.3.2.2); bei Bedarf sind weitere Maßnahmen zu ergreifen (9.3.2.3).

Das MNA-Konzept kann nach den Vorgaben nach LABO [G12] damit wie folgt skizziert werden:

9.3.2.1 nachprüfbare Zielvorgaben in Raum und Zeit

Der Regelfall bei einem MNA-Konzept ist die Entscheidung gegen eine aktive Sanierungsmaßnahme und dafür, die Schadensentwicklung den natürlichen Schadstoffminderungsprozessen zu überlassen mit der Erwartung (mit der Prognose), dass die Konzentrationen und Frachten sinken werden.

Dieses Sinken von Konzentrationen und Frachten soll durch „nachprüfbare Zielvorgaben in Raum und Zeit“ kontrollierbar gestaltet werden. Eine solche Vorgabe könnte z.B. lauten, dass in den Messstellen einer Kontrollebene die Schadstoffkonzentration nicht steigen dürfen oder aber pro Zeiteinheit um einen bestimmten Betrag sinken muss.

Als Zielvorgabe lässt sich z.B. fixieren, dass die Grundwasserbelastung gegenüber dem Status 2010 nicht steigen darf. Kontrollierbar könnte dies formuliert werden wie folgt:

- die Konzentration in den heute vorhandenen Grundwassermessstellen soll gegenüber dem Niveau der Überwachung 2010 [U9] nicht ansteigen; toleriert wird im Einzelfall das Ansteigen der Konzentration auf einen Wert, der das bisherige Maximum um 10 % überschreitet.
- ein eventuell ansteigender Trend darf sich nicht länger als 3 Jahre fortsetzen,
- die Konzentration in Grundwassermessstelle P2/94 darf nicht über 50.000 $\mu\text{g/l}$ steigen.

Weitere Abbruchkriterien für MNA sind im Zusammenhang mit dem Maßnahmenvorbehalt in Kap. 9.3.2.3 benannt.

9.3.2.2 Überwachungsmaßnahmen (MNA)

Grundwassermessnetz – räumliche Anordnung von Messstellen

Wie z. B. der **Anlage 2.1** oder dem Kapitel 4.5 dieses Sanierungskonzeptes entnommen werden kann, wurde in zwei Erkundungsetappen (Orientierende Untersuchung, Detailuntersuchung) ein Grundwassermessnetz errichtet, welches aus insgesamt 9 Grundwasserbeobachtungsrohren an 6 Standorten besteht. Da die Grundwassermessstelle P 3/94 in den Untersuchungskampagnen 2005 sowie 2010 nicht mehr auffindbar war, wurde für die Charakterisierung des Anstroms ein südlich der Straße Wasserstadt liegender Notwasserbrunnen genutzt.

Das aktuell vorhandene Messnetz ist in der folgenden Tabelle dargestellt (vgl. auch Anlage 2.1):

Tab. 9-1 Messnetz Bestand 08.2010

Lfd. Nr.	GWM	Rohr OK in m NN	Rechtswert	Hochwert	Endteufe gelotet in m	Filter 1 von - bis in m u. GOK	Filter 2 von - bis in m u. GOK
1	P1 _{neu} (2002)	-	4517932,0	5745387,1	7,03	6,0 – 7,0	
2	P2/94	60,62	4517930,3	5744777,1	5,01	2,2 – 5,2	
3	P1/96	60,23	4517928,5	5745371,0	21,56	1,9 – 4,9	19,9 – 20,9
4	P2/96	62,05	4517981,7	5745397,8	21,02	2,7 – 4,7	18,7 – 20,7
5	P3/96	60,40	4517915,9	5745375,6	23,15	2,8 – 4,8	21,8 – 23,8
6	NWB 8.2	-	-	-	8,51		

- keine Einmessung vorhanden

Die Grundwassermessstellen P1/96, P2/96 und P3/96 sind Doppelpiegel, die mit 2 Pegelrohren in einem Bohrloch ausgebaut worden sind. Die oberen Filterstrecken erfassen den Grundwasserschwankungsbereich, die unteren Filterstrecken wurden im Grundwasserleiter (kiesiger Mittel- bis Grobsand) über einem stark schluffigen Feinsand abgesetzt.

Das vorhandene Netz an Grundwassermessstellen wäre bei Beibehaltung des Status quo geeignet, die weitere Entwicklung des Grundwasserschadens, im Prognosefall die weitere Abnahme der Schadstoffkonzentration im Grundwasser an besagten Grundwassermessstellen zu überwachen.

Bei Umsetzung des planfestzustellenden Bauvorhabens Ostrandstraße (3. BA) sowie vorlaufender Sanierung der in der ungesättigten Bodenzone eingetretenen Kontaminationen auf den Flächen der ehemaligen Wäscherei und chemischen Reinigung in der Wasserstadt Nr. 27 finden Eingriffe in den Untergrund sowie Arbeiten zur Geländemodellierung (Geländeauftrag) statt. Das bisher genutzte Grundwassermessnetz wäre ohne begleitende Maßnahmen nach Sanierung der Bodenbelastung sowie Errichtung der Trasse Ostrandstraße (3. BA) nicht mehr nutzbar; alle Grundwassermessstellen wären entweder zerstört oder überschüttet.

Die Überwachung der Prozesse des natürlichen Schadstoffabbaus (allgemeiner: des NA) setzt jedoch die Möglichkeit zur Probenahme/zur Überwachung voraus. Das vorhandene Messnetz soll – soweit im Zuge der Baumaßnahmen möglich – erhalten werden.

Wir gehen davon aus, dass die Grundwassermessstellen P 1/96, P 2/96 sowie P 3/96 bei den Bauarbeiten geschützt und bei den abschließenden Geländeprofilierungen durch Aufsetzen von Vollrohren verlängert werden können. Nach Installation eines Abschlussbauwerkes sowie Einmessen der Höhe der Messpunkte (Pegeloberkante) stehen die 6 Beobachtungsrohre der Grundwassermessstellen P 1/96, P 2/96 sowie P 3/96 auch nach Umbau zur Verfügung.

Die Grundwassermessstelle P 2/94 liegt sowohl innerhalb der Sanierungsbaugrube Bodenaustausch ehemalige Chemische Reinigung als auch im Böschungsbereich des Dammbauwerkes Ostrandstraße (3. BA). Ferner ist die Grundwassermessstelle P 2/94 mit einer Filterlage von 2,2 – 5,2 m u. GOK verhältnismäßig flach und damit als Ersatzbauwerk relativ günstig. Wir gehen momentan davon aus, dass die Grundwassermessstelle P 2/94 während der Sanierung nicht erhalten werden kann.

Die Grundwassermessstelle P 1 (neu) ist mit einer Filterposition von 6,0 – 7,0 hinsichtlich der Filterlage weder mit den flachen Grundwassermessstellen P 1/96 OP, P 2/96 OP, P 3/96 OP oder P 2/94 noch mit den tieferen Grundwassermessstellen P x/96 UP vergleichbar. Da diese Grund-

wassermessstelle P 1 (neu) u. U. als Bauwerk des LHW eine Funktion zur Überwachung des Deichbauwerkes hat, soll diese nach Möglichkeit zwar erhalten werden, nicht jedoch vorrangig zur Überwachung des Grundwasserschadens dienen.

Ergänzend zu den nach Umbau weiter zu verwendenden Grundwassermessstellen P 1/96, P 2/96 sowie P 3/96 sind 3 weitere Grundwassermessstellen jeweils als Doppelpegel zu errichten; zur Vereinheitlichung der Bezeichnung werden diese nachfolgend als Grundwassermessstellen P 4, P 5 sowie P 6 bezeichnet. Die Lage der Messstellen kann Anlage 3.2 entnommen werden.

Wie bereits erwähnt, sind diese Grundwassermessstellen zunächst ebenfalls als Doppelpegel, mit Filter des Oberpegels im Grundwasserschwankungsbereich (Filterlänge ca. 3 m) sowie Filterlage des Unterpegels an der Aquiferbasis vorgesehen.

Das künftige Messnetz ist in der folgenden Abbildung dargestellt:

Tab. 9-2 Messnetz nach Sanierung und Errichtung Ostrandstraße (3. BA)

Lfd. Nr.	GWM	Rohr OK in m NN	Rechtswert	Hochwert	Endteufe gelotet in m	Filter 1 von - bis m u. GOK*	Filter 2 von - bis m u. GOK*
-	P1 _{neu} (2002)	-	4517932,0	5745387,1	7,03	6,0 – 7,0	
1	P1/96	60,23	4517928,5	5745371,0	21,56	1,9 – 4,9	19,9 – 20,9
2	P2/96	62,05	4517981,7	5745397,8	21,02	2,7 – 4,7	18,7 – 20,7
3	P3/96	60,40	4517915,9	5745375,6	23,15	2,8 – 4,8	21,8 – 23,8
4	P4		4517938,8	5745389,4		2,5 – 5,5	18 – 21
5	P5		4517946,2	5745357,4		2,5 – 5,5	18 – 21
6	P6		4517956,8	5745319,2		2,5 – 5,5	18 – 21

* GOL = aktueller Zustand, ca. 60,5 m NN

An den jeweiligen Bohransatzpunkten soll vor Errichtung der Grundwassermessstellen die vertikale Grundwasserbelastung in-situ entweder mittels Grundwassersondierung (Verfahren Geoprobe oder CPT/BAT) oder aber durch das Verfahren der variablen Tiefenrammpiegel ermittelt werden (zum Verfahren der variablen Tiefenrammpiegel vgl. auch [L26]).

Sofern die teufengerechte Grundwasserprobenahme in-situ zeigt, dass die Grundwasserbelastung am Ansatzpunkt der einzelnen Bohrungen ausschließlich den grundwasseroberflächennahen Bereich betreffen, kann auf die Errichtung eines Unterpegels verzichtet werden; sollten sich bei der teufengerechten Probenahme Hinweise darauf ergeben, dass die Grundwasserbelastung in einem anderen Teufenhorizont des Grundwasserleiters besonders auffällig ist, kann auch der untere Pegel in diesem, besonders zu überwachenden Teufenbereich platziert werden.

Überwachungsumfang (zeitlicher Abstand, zu überwachende Gehalte)

Zum zeitlichen Überwachungsumfang empfehlen wir ein gestuftes Vorgehen wie folgt:

- bis zur Bodensanierung chemische Reinigung Wasserstadt 27: jährliche Überwachung der Grundwassergüte durch Probenahme und Untersuchung auf LHKW

- während der Bodensanierung: Überwachung der Grundwassergüte unmittelbar vor Beginn der Grundwassersanierung sowie fortlaufend monatlich bis ca. 3 Monate nach Abschluss der Bodensanierung durch Probenahme an allen dann noch verfügbaren Grundwassermessstellen sowie Untersuchung des Grundwassers auf LHKW
- nach Bodensanierung / bis zur Baumaßnahme Ostrandstraße: jährliche Überwachung an allen dann noch verfügbaren Grundwassermessstellen durch Probenahme und Untersuchung auf LHKW
- nach Errichtung der Ostrandstraße 3. BA sowie Ergänzung des Grundwassermessnetzes gemäß MNA-Konzept: jährliche Überwachung der Grundwassergüte durch Probenahme und Untersuchung auf LHKW.

Sollte sich nach Ausführung der Bodensanierung über einen Überwachungszeitraum von 5 Jahren der abnehmende Trend im Grundwasser bestätigen, kann der Abstand der Überwachungsmessungen auf z. B. eine Untersuchung in 2 Jahren erweitert werden.

9.3.2.3 Vorbehalt weiterer Maßnahmen

Wie im letzten Anstrich des Kap. 9.3.2.2 angesprochen ist nicht auszuschließen, dass Umstände eintreten, die eine kurzfristige Reaktion erfordern. Daher ist Teil des MNA-Konzeptes regelmäßig auch der

„Vorbehalt weiterer Maßnahmen, sofern sich die Prognose nachträglich als unzutreffend erweist“ [G12].

Der Vorbehalt weiterer Maßnahmen nach [G12] ist grundsätzlich nichts, was im Sanierungskonzept selbst geplant werden könnte. Allerdings sind Kriterien erforderlich, nach denen über weitere Maßnahmen entschieden wird.

Primäre Abbruchkriterien für MNA wären im vorliegenden Falle aus gutachterlicher Sicht

- das tendenzielle Ansteigen der LHKW-Belastung im Grundwasser in den (nach der Bodensanierung umgebauten oder neu errichteten) Grundwassermessstellen über einen Zeitraum von 3 Jahren,
- das Überschreiten einer Grundwasserbelastung von $50.000 \mu\text{g/l}$ an GWM P2/94
- eine unsichere Prognose zur weiteren Schadensentwicklung.

Eine weitere Abweichung von der aktuellen Prognose (sinkende Schadstoffgehalte) wäre die deutliche Ausweitung der Schadstofffahne über die bisherige Verbreitung mit der Abgrenzung bei LHKW-Gehalten über $100 \mu\text{g/l}$ (ca. Grundstücksgrenze).

Über weitere Maßnahmen, z.B. eine hydraulische Sanierung (pump and treat), wäre dann zu entscheiden. Die Umsetzung des planfestzustellenden Vorhabens beeinträchtigt die bei Überschreiten der Abbruchkriterien vorgesehenen hydraulischen Maßnahmen nicht, da sowohl Förderbrunnen und Grundwasserreinigungsanlage als auch zugehörige Sanierungsinfrastruktur (Elektroenergieversorgung, Rohwasserleitung zur und Reinwasserleitung von der Anlage zum Ablauf in Kanal oder Vorflut Mulde) problemlos auf den Flächen des Flurstücks 1114/1 westlich der Ostrandstraße installiert werden könnten.

9.4 Handlungsempfehlung

Nach den anerkannten Grundsätzen (LABO, [G12]) soll die Durchführung von MNA als alleinige Maßnahme aus bodenschutzbehördlicher Sicht nur dann zulässig sein, wenn nach der Gefährdungsabschätzung die standortbezogenen Voraussetzungen im Einzelfall erfüllt sind und Sanierungsmaßnahmen als unverhältnismäßig eingeschätzt werden.

Umgekehrt gilt explizit: Ist eine Sanierung als alleinige Maßnahme verhältnismäßig, kommt ein MNA-Konzept nicht in Betracht.

Im Falle der ehemaligen Wäscherei und chemischen Reinigung in der Wasserstadt 27 soll nach Rückbau der aufragenden Bausubstanz eine auf die ungesättigte Bodenzone begrenzte Sanierung durch Bodenaustausch erfolgen; hierbei werden die insbesondere in den Auffüllungen sowie den bindigen Deckschichten (reliktisch vorhandene Auelehme) gebundenen Schadstoffpools (LHKW-Phasen) vollständig beseitigt. Nicht beseitigt werden dabei die im oberen Bereich des Grundwasserleiters vorhandenen Schadstoffpools, die jedoch weder in ihrer vertikalen und lateralen Ausdehnung noch in ihrem Schadstoffvorrat quantifiziert sind. Allerdings zeigen alle vorliegenden Ergebnisse, insbesondere die über Jahre rückläufigen Schadstoffkonzentrationen an den Grundwassermessstellen (z. B. Grundwassermessstelle P 2/94), dass der Schadstoffvorrat begrenzt sein muss. Explizite Sanierungsmaßnahmen sind für die grundwassergesättigte Bodenzone oder das Grundwasser nicht vorgesehen. Da nach allen vorliegenden Befunden berechtigt davon ausgegangen werden kann, dass sowohl nachlassende Wirkung der Quellbereiche als auch NA-Prozesse und bei letzteren insbesondere auch abbauende/Schadstoff umwandelnde Prozesse stattfinden, soll anstelle aktiver Maßnahmen eine Überwachung der durch natürliche Prozesse sinkenden Schadstoffkonzentration und damit der durch natürliche Prozesse abnehmenden Belastung erfolgen.

Voraussetzung für eine qualifizierte Überwachung der Entwicklung des Grundwasserschadens ist ein dafür geeignetes Messnetz; das aktuell vorhandene Grundwassermessnetz ist – soweit möglich – bei Sanierung der ehemaligen Chemischen Reinigung Wasserstadt 27 sowie Neubau der Ostrandstraße (3. BA) zu erhalten; die erhaltenen Grundwassermessstellen sind durch 3 weitere Grundwassermessstellen zu ergänzen.

Mit den oben genannten Aspekten hält es der Gutachter grundsätzlich für sinnvoll, die natürlichen Abbauprozesse in der Abtromfahne für die künftige Reduzierung der Schadstoffe zu nutzen.

9.5 Behördliche Zulassungserfordernisse)

Aus dem hier vorliegenden Sanierungskonzept ist – sofern dieses nicht durch Planfeststellung des Vorhabens genehmigt wird – im bodenschutzrechtlichen Regelverfahren ein Sanierungsplan aufzustellen. Vorlaufend sind jedoch weitere Untersuchungen zur lateralen und vertikalen Abgrenzung der Kontamination sowie zur Deklaration der bei Sanierung anfallenden Abfälle vorzunehmen.

Der Sanierungsplan ist im bodenschutzrechtlichen Regelverfahren die Unterlage, mit welcher die zuständige Bodenschutzbehörde entweder alle bodenschutzrechtliche relevanten Teile einer Sanierungsmaßnahme genehmigt (Anordnung oder Sanierungsvereinbarung) oder aber darüber hinaus auch „andere die Sanierung betreffende behördliche Entscheidungen ... (einschließt) ...“, soweit sie im Einvernehmen mit der jeweils zuständigen Behörde erlassen und in dem für verbindlich erklärten Plan die miteingeschlossenen Entscheidungen aufgeführt werden“ (§ 13 (6) BBodSchG).

Nachfolgend werden alle erforderlichen behördlichen Entscheidungen aufgeführt. Ob diese behördlichen Genehmigungen durch die bündelnde Funktion der Verbindlicherklärung eines Sanierungsplanes eingeschlossen werden, diese behördlichen Genehmigungen mit der Genehmigung des Sanierungsplanes auch ohne Verbindlicherklärung erlangt werden oder hierzu separate Anträge gestellt werden müssen, ist abzustimmen.

- Bodenschutzrecht

Zu den mit Sanierungsplan zu regelnden Sachverhalten gehört neben der Sanierung durch Bodenaustausch auch die Rückverfüllung der Sanierungsbaugruben und die Formulierung von Wiedereinbauwerten. Durch die zuständige Bodenschutzbehörde wäre zu genehmigen (anzuordnen):

- Sanierungsziele, Sanierungszielwerte

- Sanierungsbereiche, geometrische Begrenzung der Maßnahme
- Wiedereinbauwerte,
- Überwachungs- und Eigenkontrollmaßnahmen, Qualitätssicherungsplan
- Arbeitsschutzplan (Bestandteil des Sanierungsplanes)

Zuständige Bodenschutzbehörde ist die Stadt Dessau-Roßlau, sofern diese in eigener Sache tätig ist, das LVwA.

- Baurecht

Teile der Sanierungsmaßnahme bedürften für sich genommen einer Baugenehmigung nach BauO LSA. Die Sanierungsbaugruben wären als Baugrube oder Abgrabung für sich genommen nicht baugenehmigungsfrei, da der Aushub mit 1.000 m² baugenehmigungspflichtig wäre. Teil dieser Baugruben sind die Maßnahmen zur Baugrubensicherung (Verbau).

- Abfallrecht

Die Entsorgung der Abfälle ist durch die jeweils zuständige Abfallbehörde zu genehmigen.

- Wasserrecht

Wasserrechtliche Nutzungstatbestände liegen nicht vor: Grundwasser soll weder gehoben oder abgesenkt noch abgeleitet werden.

- Verkehrsrechtliche Anordnung

Für die Baustellenausfahrt bedarf es voraussichtlich einer verkehrsrechtlichen Anordnung der Stadt Dessau-Roßlau. Alle weiteren Genehmigungen für Schwertransporte bzw. Überbreiten- oder Überlängentransporte muss vor Ausführung der Auftragnehmer Sanierung beantragen.

- Arbeitsschutz, Gewerbeaufsicht

10 Kostenschätzung

10.1 Mengen- und Massenermittlung

Im Folgenden werden die Kosten für die Bodensanierung sowie die Überwachungsmaßnahmen ermittelt.

Wie bereits in Kap. 9.1 des Konzeptes beschrieben, soll der Bodenaustausch eine Fläche von ca. 1.000 m² erfassen; die Aushubtiefe wird bis zum Grundwasseranschnitt begrenzt. Für die Kalkulation gehen wir hier von 2,5 m u. GOK aus.

Da insbesondere auch der relektisch vorhandene Auelehm bei der gravitativen Ausbreitung von LHKW-Phasen eine stauende Wirkung gezeigt hat und daher in der Auffüllung unmittelbar über dem Auelehm sowie im Auelehm selbst massive Belastungen zu erwarten sind, sollte dieser Schichthorizont bei der Bodenaustauschmaßnahme vollständig beseitigt werden. Ohne begleitende Wasserhaltung gelingt dies allerdings nur dann, wenn die Bodenaustauschmaßnahme in Zeiten geringer Grundwasserflurabstände (kein Hochwasser der Mulde, am Ende niederschlagsarmer Witterungsperioden) stattfindet.

Da der Aushub nach Möglichkeit ohne Einhausung der Flächen erfolgen soll, ist ferner die Bauausführung als Winterbaustelle dringend zu empfehlen.

Für die Kostenermittlung sind folgende, derzeit nicht exakt ermittelte Angaben bestimmend:

- Anteil von Bauschutt (Bodenplatten, Fundamente), die beim Aushub als Mehraufwand für Böden der Bodenklasse 6 und 7 zu berücksichtigen sind
- Zuordnung der beim Aushub anfallenden mineralischen Abfälle zu Belastungsklassen; der Zuordnungswert Z 1 bzw. Z 2 im Feststoff beträgt nach LAGA M 20 jeweils 1,0 mg/kg. Dieser Wert wird bei den auszuhebenden Bodenpartien voraussichtlich häufig überschritten, weshalb nur geringe Mengen des bei der Sanierung anfallenden Bodenaushubes entsprechend deklariert werden können. Nach den Zuordnungskriterien der Deponieverordnung werden LHKW-kontaminierte Böden regelmäßig nicht auf LHKW untersucht; dieser Parameter ist daher ergänzend in die Deklarationsuntersuchung aufzunehmen.

Neben den Parametern nach Anhang 3 Tab. 2 der DepV wird für die Möglichkeit der Entsorgung des beim Aushub anfallenden Bodens (allgemeiner: der mineralischen Abfälle) maßgeblich sein, ob es sich dabei um einen gefährlichen Abfall handelt. Bei der Entscheidung hierüber sind die Hinweise zur Anwendung der Abfallverzeichnisverordnung heranzuziehen.

Da keine aktuellen Analysenergebnisse zum Boden vorliegen, gehen wir zunächst davon aus, dass ca. 70 % der anfallenden mineralischen Abfälle und damit ca. 3.000 t auf Grund der LHKW-Belastung als gefährlicher Abfall 170503* zu deklarieren und entsprechend zu entsorgen (zu verwerten oder zu beseitigen) sind.

10.2 Kosten der Quellenbeseitigung (Bodensanierung)

Die für die eigentliche Bodensanierung erforderlichen Maßnahmen sowie die dazu geschätzten Kosten sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt.

Tab. 10-1 Kostenschätzung Quellenbeseitigung

Kostenschätzung Bodensanierung (Quellenbeseitigung)

Kostenschätzung nicht Bestandteil der Genehmigungsplanung und Offenlage

Die nach Abschluss der Bodensanierung sowie der Errichtung der Trasse Ostrandstraße (3. BA) durchzuführenden Arbeiten zur Errichtung von 3 neuen Grundwassermessstellen sowie zum Umbau der Grundwassermessstellen P 1/96, P 2/96 sowie P 3/96 sind als Teil der Bodensanierungsmaßnahme kalkuliert.

Folgende Leistungen wurden bei der Kostenschätzung grundsätzlich berücksichtigt:

- Bodensanierung (Quellenbeseitigung)
- Ertüchtigung Messnetz
- Ergänzende Untersuchungen als Teil der Sanierungsplanung
- Sanierungsplanung, örtliche Bauüberwachung/Entsorgungsmanagement, SiGe-Koordination, Koordination TRGS 524 und BGR 128
- Analytische Begleitung des Bauvorhabens i.S. einer Fremdüberwachung zur Identifikationsanalyse (Nachweis der Einhaltung des Sanierungsziels an der Baugrubensohle / am Stoß der Baugrube) sowie Deklarationsanalytik (Zuordnung der Abfälle zu Entsorgungswegen), sanierungsbegleitendes Grundwassermonitoring in 4 Kampagnen, Luftüberwachung.

Die Kosten für den Rückbau der aufragenden Bausubstanz und die Entsorgung der dabei anfallenden mineralischen und nichtmineralischen Reststoffe wurden nicht ermittelt.

10.3 Kosten der Überwachung (M-NA)

Der Umfang der Überwachungsmaßnahmen des Grundwassers als wesentlichen Teil des MNA-Konzeptes ist in Kap. 9.3 dieses Konzeptes abgeleitet worden. Dieser Ableitung lag die Annahme zu Grunde, dass weitere Laboruntersuchungen zur Quantifizierung von Abbauparametern, wie sie üblicherweise durch Säulenversuche oder Isotopenanalysen ermittelt werden können, nicht erforderlich sind. Nach Auffassung des Planers zeigt bereits der Konzentrations-Zeit-Verlauf, dass sowohl der Quellterm ausblutet als auch der Grundwasserschaden in seiner Ausdehnung sowie der Dimension (Konzentration) rückläufig ist. Sofern die zuständige Behörde dieser Auffassung nicht folgt, wären weitere Untersuchungen erforderlich, die im Titel 2 der Kostenschätzung Monitoring erfasst sind.

Bis zum Beginn der Sanierungsausführung stehen für die Überwachung 9 Grundwassermessstellen zur Verfügung. Den Aufwand für eine Überwachungskampagne ermitteln wir hier überschlägig mit 2.200 EUR.

Nach Ausführung der Bodensanierung und Ertüchtigung des Grundwassermessnetzes werden insgesamt 12 Grundwassermessstellen in die Überwachung einzubeziehen sein; der Aufwand je Messkampagne wird mit 2.500 EUR angesetzt.

Die Dauer der Überwachung richtet sich grundsätzlich nach der weiteren Entwicklung des Grundwasserschadens und kann mit den derzeit zu Gebote stehenden Methoden nicht prognostiziert werden. Für die Kostenschätzung gehen wir davon aus, dass der Grundwasserschaden auch nach Bodensanierung weiter rückläufig ist, nach 5 jährlichen Monitoringkampagnen die Folgeuntersuchung nach 2 Jahren stattfindet und – nach ggf. einer Abschlussuntersuchung – der Grundwasserschaden sodann aus dem Nachsorgemonitoring entlassen werden kann.



Tab. 10-2 Kostenschätzung Überwachungsmaßnahmen Grundwasser

Kostenschätzung Überwachung Grundwasserschaden (M-NA)

Kostenschätzung nicht Bestandteil der Genehmigungsplanung und Offenlage

12 Zusammenfassung und Schlussbemerkungen

Im Zusammenhang mit dem Planfeststellungsverfahren für den Straßenneubau Ostrandstraße (3. BA) und die Errichtung einer zweiten Muldebrücke zwischen der Ostseite der Wasserstadt und dem östlichen Friederikenplatz als Teil der östlichen Stadtführung zwischen B 185 und B 184 soll das Grundstück Wasserstadt 27 (Flurstück 1114/1) in Anspruch genommen werden. Auf diesem Grundstück Wasserstadt Nr. 27 wurde über Jahrzehnte eine Wäscherei und Chemische Reinigung betrieben. Wie durch vorliegende Gutachten nachgewiesen ist, entstanden hierbei schädliche Bodenveränderungen i.S. BBodSchG, durch die ein LHKW-Grundwasserschaden verursacht wurde. Die Flächen der ehemaligen chemischen Reinigung sind demnach eine Altlast im bodenschutzrechtlichen Sinne.

Bereits im Status quo wird das Grundwasser weiterhin mit Schadstoffen befrachtet; Sanierungsbedarf ist grundsätzlich gegeben. Bei Umsetzung des geplanten Bauvorhabens würde dieses durch die vorhandene Altlast erheblich beeinträchtigt. Neben dem Rückbau der aufragenden Bausubstanz sowie der Beseitigung der im Untergrund verbliebenen Hohlräume (Keller, Kanalbauwerke) ist daher vor Errichtung der Ostrandstraße (3. BA) die Sanierung der ehemaligen Chemischen Reinigung in der Wasserstadt 27 erforderlich.

Im vorliegenden Sanierungskonzept wird abgeleitet, dass folgende Kombination von Maßnahmen zur Gefahrenabwehr erforderlich, geeignet sowie verhältnismäßig ist (vorzugswürdiges Maßnahmenkonzept i.S. Nr. 1 Anhang 3 BBodSchV):

- Bodensanierung durch Bodenaustausch auf einer Fläche von ca. 1.000 m², begrenzt bis zum Grundwasseranschnitt (ca. 2,5 m u. GOK)
- Überwachung der Entwicklung des – durch nicht erfasste Restbelastungen in der ungesättigten Bodenzone weiter gespeisten – Grundwasserschadens (MNA-Ansatz).

Das hier vorliegende Sanierungskonzept wurde ohne ergänzende Standortuntersuchungen durchgeführt. Hinsichtlich der lateralen und vertikalen Ausdehnung der Bodenkontamination, der Belastung der im Untergrund vorhandenen kontaminierten Böden und der Zuordnung derselben zu Entsorgungswegen wurden auf Grundlage der 1994 sowie 1996 durchgeführten Orientierenden sowie Detailuntersuchung und den Erfahrungen des Planers begründete Annahmen getroffen. Für die eigentliche Ausführungsplanung der Sanierung sind diese Annahmen jedoch durch ergänzende Untersuchungen zu verifizieren.

Ferner wird empfohlen, die Planung des Rückbaus der aufragenden Bausubstanz mit der Sanierungsplanung zusammenzuführen, da bereits aus baupraktischen Erwägungen der Rückbau der aufragenden Bausubstanz sowie die Bodensanierung als Lose 1 und 2 eines Vergabeverfahrens umzusetzen wären.

Sollten sich im Rahmen künftiger Planungen Fragen hinsichtlich der abgegebenen gutachterlichen Bewertung ergeben, so ist der Gutachter zu ergänzenden Stellungnahmen aufzufordern.

Merseburg, den 15.09.2010

G.U.T. mbH


Dr. H.-J. Berger
(Geschäftsführer)


Stefan Demus
(Projektbearbeiter)

11 Zeitplan

Die vielfältigen Teilschritte der Sanierung erfordern eine sorgfältige Planung des zeitlichen und organisatorischen Baustellenablaufs. Dies ist in der Ausführungsplanung zu leisten. Die hier aufgeführte Ablaufplanung (Bauzeitenplan, Baustelleneinrichtung) ist daher nur als vorläufiger Vorschlag anzusehen.

Der tatsächliche Beginn der Sanierungsmaßnahme ist ungewiss und richtet sich nach dem Bauvorhaben Ostrandstraße (3. BA). Allerdings ist dringend darauf zu achten, dass der Rückbau der aufragenden Bausubstanz (hier: Los 1 der Sanierung) und die Bodensanierung mit soviel Vorlauf vor dem BV Ostrandstraße (3. BA) erfolgen, dass die Baumaßnahme in einen sowohl witterungs- als auch grundwasserstandseitig günstigen Zeitraum gelegt werden kann.

Grundsätzlich sollten die Sanierungsmaßnahme in einer Phase stattfinden, in welcher folgende Umstände zutreffen:

- kühle Witterung (hierdurch werden die LHKW-Emissionen und die Geruchsbelästigung sowohl der auf der Baustelle tätigen als auch der betroffenen Nachbarn verringert),
- geringe Grundwasserstände (nach einer niederschlagsarmen Witterungsperiode).

Erfahrungsgemäß günstig ist die Bauausführung im Winter, sofern nicht Starkfrost die Erdbauarbeiten verhindert. Der Winterbau bietet den Vorteil geringerer Geruchsemissionen bei der Sanierung und wahrscheinlich auch günstiger Angebotspreise.

Für die eigentlichen Sanierungsarbeiten ist ein Zeitbedarf von etwa 2-3 Monaten einzuplanen. Der Umgang mit kontaminiertem Material erstreckt sich hierbei über einen Zeitraum von etwa 4 - 6 Wochen (Tab. 11-1).

Tab. 11-1 Möglicher Bauzeitenplan Sanierung durch Bodenaustausch

KW	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Los 1 Abbrucharbeiten																		
Baustelleneinrichtung	■	■																
Rückbauarbeiten		■	■	■														
Abbrucharbeiten			■	■	■	■	■											
Entsorgung/Verwertung					■	■	■	■	■									
Los 2 Bodensanierung																		
Baustelleneinrichtung							■	■										
Vorbereitende Arbeiten									■									
Erdarbeiten										■	■	■	■	■	■	■	■	■
Rückverfüllung													■	■	■	■	■	■
Entsorgung/Verwertung														■	■	■	■	■



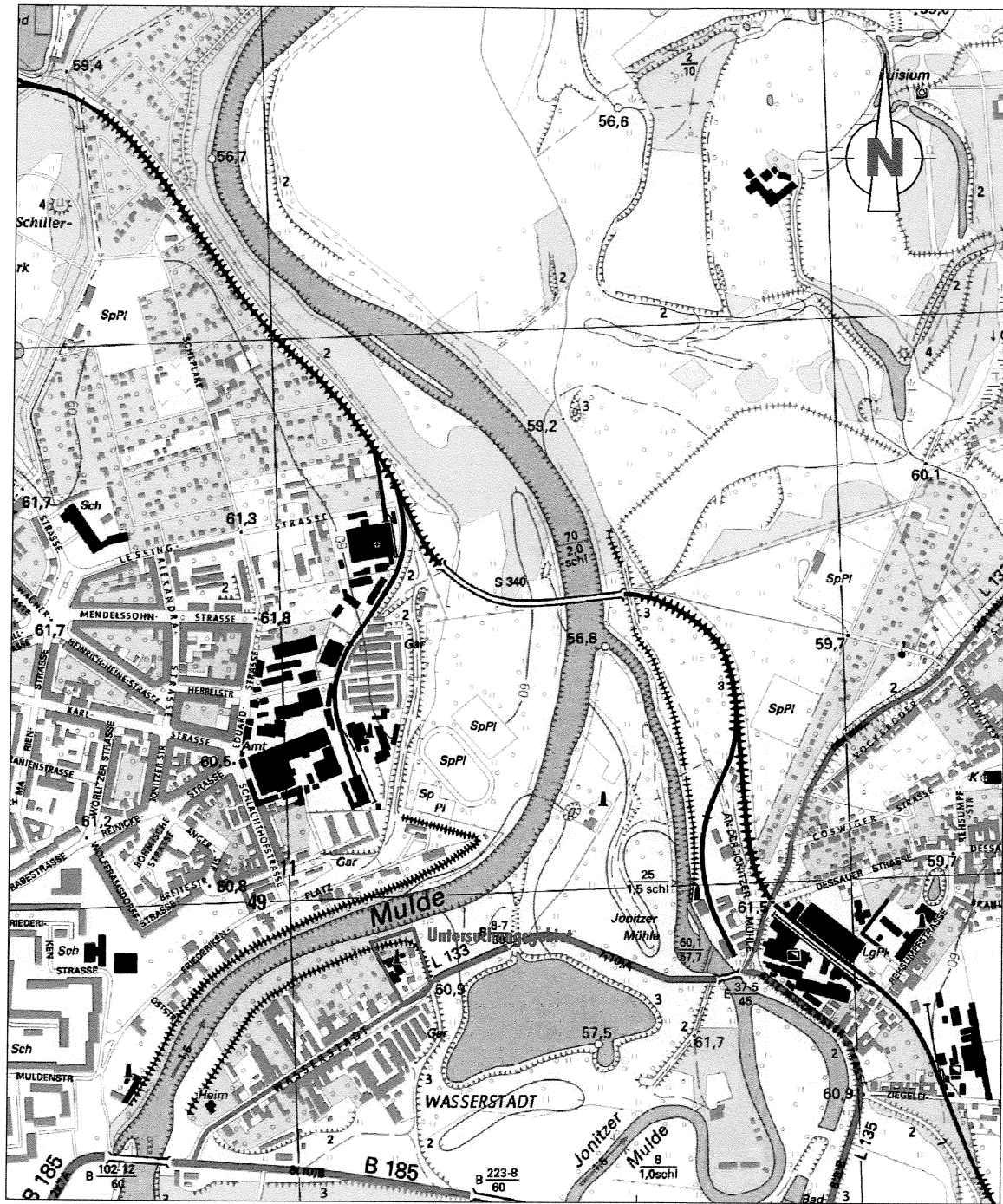
- Sanierungskonzept ehem. chem. Reinigung in der Wasserstadt 27 in Dessau -


Anlage 1

**zum Bericht Sanierungsuntersuchung
Ostrandstraße 3. BA Muldebrücke, Sanierungsplanung Wasserstadt 27**

Situation, aktuelle und geplante Nutzung

- Anlage 1.1** **Ausschnitt aus dem topographischen Stadtplan mit Lage
des Untersuchungsgebietes im Maßstab 1 : 10 000**
- Anlage 1.2** **Gebäudebestand, Maßstab 1 : 500**
- Anlage 1.3** **Synoptische Karte des Bestandes und der geplanten Trasse
der Ostrandstraße, Maßstab 1 : 500**



Auftraggeber Stadt Dessau-Roßlau, Tiefbauamt Zerbster Straße 4, 06844 Dessau-Roßlau		
Projekt Ostrandstraße 3. BA Muldebrücke, Sanierungsplanung Alllast Wasserstadt 27		
Darstellung Ausschnitt aus dem topographischen Stadtplan mit Lage des Untersuchungsgebietes		
 G.U.T. <small>GESELLSCHAFT FÜR UMWELTSANIERUNGS- TECHNOLOGIEN MBH GERCHTISRAIN 1 06217 WERSEBURG</small>	Maßstab 1 : 10 000	Anlage 1.1
	Projekt-Nr. 2215.10	
	Bearbeiter Demus/Berger	
	Datum 14.09.2010	

