

# Altlasten- annual 2012



# Altlasten- **annual 2012**

Wiesbaden, 2012

# **Impressum**

## **Altlasten-annual 2012**

ISBN: 978-3-89531-871-9

Bearbeitung: Redaktionsteam „annual 2012“, Dezernat Altlasten

Layout: Nadine Monika Lockwald

Titelbild: Hedderheimer Kupferwerk und Süddeutsche Kabelwerke AG  
Gesamtansicht um 1910, Bildnachweis: Denkmalamt Stadt Frankfurt am Main, Nr. 478

Herausgeber, © und Vertrieb:  
Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie  
Rheingaustraße 186  
65203 Wiesbaden

Telefon: 0611 69 39-111  
Telefax: 0611 69 39-555  
E-Mail: [vertrieb@hlug.hessen.de](mailto:vertrieb@hlug.hessen.de)

**[www.hlug.de](http://www.hlug.de)**

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter.

# Inhalt

|  |   |
|--|---|
| <b>Margareta Jaeger-Wunderer</b><br>Stand der Altlastenbearbeitung in Hessen ..... | 7 |
|--|---|

## Brennpunkt

|   |    |
|---|----|
| <b>Andrea Schütz-Lermann</b><br>Das Datenübertragungssystem DATUS ..... | 11 |
|---|----|

## Aktuell

|   |    |
|---|----|
| <b>Karl-Heinz Emmerich &amp; Holger Strömmer</b><br>Bodenbelastungen im Umfeld von Stahlbauwerken in Hessen<br>- Sachstand und Ausblick - ..... | 15 |
| <b>Volker Zeisberger</b><br>Sickerwasserprognose mit dem Modell „ALTEX-1D“ .....  | 23 |
| <b>Marie-Anne Feldmann</b><br>Nachlese zum Fachgespräch „Ökotoxikologische Verfahren als Bewertungshilfe bei Altlastenverfahren“ .....          | 29 |
| <b>Hans Jürgen Hahn</b><br>Grundwasser als Lebensraum – Besonderheiten und Anwendungsmöglichkeiten .....  | 31 |

## Seminar Altlasten und Schadensfälle

|  |    |
|--|----|
| <b>Marion Peine, Birgit Schmitt-Biegel, Dieter Bohlen, Zrinko Rezić &amp; Jörn Müller</b><br>Boden- und Grundwassersanierung eines Arsenschadens – Vom RUBIN-Forschungsvorhaben zum Erdwärmekorb ..... | 35 |
| <b>Dirk Brehm &amp; Manfred Bender</b><br>Sonderabfalldeponie Offheim – Zwischenbilanz eines „Ewigkeitsproblems“ .....   | 43 |
| <b>Knut Herzberg</b><br>Tiefe Schlitzdränage als Sicherungselement der Zentralmülldeponie Odenwald<br>– Erfahrungen aus vier Betriebsjahren .....  | 53 |
| <b>Michael Zorbach</b><br>Ressourcenermittlung in Abschnitt I der Deponie Dyckerhoffbruch: Rückbau als Sanierungsverfahren,<br>Gewinnung neuer Nutzflächen? .....                                      | 59 |
| <b>Axel Müller, Helena Salowsky, Silke Kraßnitzer, Claudia Zawadsky &amp; Andreas Tiehm</b><br>NSO-Heterozyklen – Analytik, Vorkommen, Abbauverhalten .....  | 73 |
| <b>Walter Hempe</b><br>Identifizierung unbekannter Substanzen .....  | 83 |
| <b>Heinrich Eisenmann &amp; Anko Fischer</b><br>Isotopenverfahren in der Altlastenuntersuchung .....   | 87 |
| <b>Jens Gross</b><br>Trärgasgestützte In-Situ-Chemische Oxidation (ISCO)<br>Technologie, Praxiserfahrungen und Anwendungsmöglichkeiten .....   | 97 |

**Dieter Binder**

Funnel & Gate am Beispiel der Teerfabrik Lang, Offenbach – vom Probetrieb zum Gesamtkonzept – ..... 101

**Thilo Springer-Greve**

Ein innovatives passives Sanierungsverfahren – die Biobarriere

Teil 1: Hintergründe, eine Chronologie und die behördlichen Entscheidungen ..... 109

**Anselm Reuter, Thomas Portune & Hartmut Bort**

Ein innovatives passives Sanierungsverfahren – die Biobarriere

Teil 2: Planung und Aufnahme ..... 115

**Infothek**

Altlasten im Internet ..... 123

Handbuchreihe Altlasten ..... 125

Sonstige Veröffentlichungen ..... 133

Bestellschein ..... 135

Autorinnen und Autoren des Altlasten-annual 2012 ..... 136



## Vorwort

Liebe Leserin, lieber Leser,



im *Brennpunkt* dieser Ausgabe steht das Datenübertragungssystem DATUS. Bereits im vorletzten Altlastenannual hatten wir über dieses neue System zur Datenübertragung in die hessische Altflächendatei berichtet. Damals befand sich ein Teil der Anwendung noch in der Entwicklungsphase. Mittlerweile ist das Projekt zum erfolgreichen Abschluss gelangt: am 14. März 2012 wurde das Datenübertragungssystem DATUS bei einer Veranstaltung im HLUg durch den Staatssekretär des Umweltministeriums offiziell in Betrieb genommen. DATUS löst das bisherige Altstandort-erfassungs-Programm AltPro aus dem Jahr 1993 ab. Den Anwendern steht jetzt ein modernes System nach dem aktuellen Stand der Technik mit einem wesentlich erweiterten Funktionsumfang zur Verfügung.

In der Rubrik *Aktuell* finden Sie diesmal einen Überblick über die Aktivitäten in Hessen zum Thema

Bodenbelastungen bei Stahlbauwerken. Desweiteren wird ein Stofftransportmodell für die Sickerwasserprognose vorgestellt, von einem Fachgespräch über ökotoxikologische Verfahren sowie über die Anwendungsmöglichkeiten grundwasserökologischer Kenntnisse berichtet.

Weitere interessante Fachbeiträge aus dem Altlastenbereich finden Sie in den Vorträgen unseres Seminars *Altlasten und Schadensfälle*, das in diesem Jahr in Flörsheim am Main stattfand.

Zum Erscheinen dieser Ausgabe haben zahlreiche Autorinnen und Autoren beigetragen. Ihnen allen danke ich herzlich für ihre engagierte Arbeit.

Ihnen, liebe Leserin, lieber Leser, wünsche ich eine interessante und erkenntnisreiche Lektüre.

A handwritten signature in black ink that reads "Thomas Schmid". The signature is written in a cursive, flowing style.

Dr. Thomas Schmid  
Präsident des Hessischen Landesamtes für Umwelt  
und Geologie



## Stand der Altlastenbearbeitung in Hessen

MARGARETA JAEGER-WUNDERER

An dieser Stelle möchte ich Sie über wichtige Entwicklungen im Bereich Altlasten informieren sowie über die Arbeitsschwerpunkte 2012 des Dezernats Altlasten berichten.

**Die Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlamentes und des Rates über Industrieemissionen** (Industrial Emissions Directive – IED) vom 24. November 2010 ist am 6.1.2011 in Kraft getreten und muss bis zum 7.1.2013 durch die Mitgliedsstaaten in nationales Recht umgesetzt sein. Die IED schreibt auf europäischer Ebene, aufbauend auf die Vorgängerrichtlinien 96/61/EWG und 2008/1/EG über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie), Anforderungen für die Zulassung von Industrieanlagen vor. Betroffen sind solche Industrieanlagen, von denen besonders hohe Umweltauswirkungen auf Boden, Wasser und Luft ausgehen können.

Für diese Industriebereiche fordert die IED die Erstellung eines Ausgangszustandsberichts (vgl. Art. 22 IED). Dieser AZB soll den Zustand des Bodens und des Grundwassers auf dem Anlagengrundstück darstellen. Er dient im Grunde der Beweissicherung und setzt einen Vergleichsmaßstab für die Rückführungspflicht bei Stilllegung der Anlage. Aus diesem Anlass wurde im Auftrag der UMK eine Ad-hoc-Arbeitsgruppe der LABO eingerichtet, die in Zusammenarbeit mit der LAWA eine **Arbeitshilfe zum Ausgangszustandsbericht für Boden und Grundwasser** nach Art. 22 IED erstellen sollte. Einige Vertreter hessischer Behörden haben in der Arbeitsgruppe mitgewirkt.

Die Arbeitshilfe soll die bodenschutzrechtlichen Bestimmungen konkretisieren und einen Beitrag zu dem den Bodenschutz betreffenden Teilbereich der IED-Richtlinie liefern. Sie soll den Anlagenbetreibern und den hinzugezogenen Sachverständigen als Leitfaden für die Erstellung eines AZB dienen sowie den zuständigen Behörden Hinweise für die Prüfung eines vorgelegten AZB im Rahmen des immissionschutzrechtlichen Genehmigungsverfahrens geben. Nachdem die UMK im November 2012 zugestimmt hat, wird sie in die von der LAI zu erarbeitende Arbeitshilfe eingebracht werden. Die LABO wird allerdings gebeten, die vorliegende Arbeit nach Abschluss des Rechtssetzungsverfahrens zu überprüfen und ggf. zu ändern.



Das von der LABO veröffentlichte „**Fachmodul Boden und Altlasten – Bereichsspezifische Anforderungen an die Kompetenz von Untersuchungsstellen im Bereich Boden und Altlasten**“ ist Grundlage für die Anerkennung von Untersuchungsstellen nach § 18 Bundes-Bodenschutzgesetz und beschreibt die Anforderungen u. a. an Untersuchungsstellen, notifizierende Stellen und Fachbegutachter. Im Rahmen eines Notifizierungsverfahrens müssen die geforderten Kompetenzen nachgewiesen werden. In der Regel erfolgt dies bereits im Rahmen der Akkreditierung. Das Fachmodul Boden und Altlasten ist deshalb auch Prüfungsgegenstand bei der Akkreditierung von Prüflaboratorien durch die Deutsche Akkreditierungsstelle DAkkS, wenn dies in Hinblick auf eine spätere Notifizierung gewünscht wird.



Unter Berücksichtigung der aktuellen Entwicklungen vor allem in Hinblick auf die Anforderungen der EU-Dienstleistungsrichtlinie (EU 2006) hatte die Umweltministerkonferenz (UMK) beschlossen, dass die Fachmodule zu überprüfen bzw. anzupassen sind. Die Neufassung des aus dem Jahr 2000 stammenden Fachmoduls liegt nun vor und ist durch LABO und UMK freigegeben. Die UMK hat der Veröffentlichung auf der LABO-Homepage zugestimmt und empfiehlt den Ländern im Rahmen des Notifizierungsverfahrens nach § 18 des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) und der Deutschen Akkreditierungsstelle GmbH (DAkkS) im Rahmen der Akkreditierung das Fachmodul Boden-Altlasten als fachliche Grundlage der Kompetenzfeststellung anzuwenden. Das HLUg war in dem im Jahr 2010 gegründeten **ALA-Ad-hoc Unterausschuss „Fortschreibung des Fachmoduls Boden und Altlasten“** vertreten.



Das Recherchesystem ReSyMeSa ist ein wichtiges Instrument bei der Bekanntgabe von Untersuchungsstellen (Messstellen) und Sachverständigen im gesetzlich geregelten Umweltbereich. Im Laufe des Jahres 2012 hat das HLUg im Auftrag des ALA die fachliche Verantwortung für den Bereich Boden und Altlasten in der Projektgruppe ReSyMeSa übernommen und ist damit Ansprechpartner für die fachlichen Belange des Systems im Bereich Boden und Altlasten bei der **Bekanntgabe von Untersuchungsstellen und Sachverständigen nach § 18 Bundes-Bodenschutzgesetz**. Durch neue gesetzliche Anforderungen, wie die Dienstleistungsrichtlinie wurden zahlreiche Anpassungen des Systems notwendig. Im Modul Boden/Altlasten stehen diese noch an und sollen zeitnah an die Veröffentlichung des novellierten „Fachmodul Boden/Altlasten“ erfolgen. (<http://www.resymesa.de>)



Seit einigen Jahren arbeitet das HLUg im **ALA-Gesprächskreis „Schadstoffbewertung“** mit. Der UA hat den Auftrag, **länderübergreifende Prüfwerte und Bewertungshilfen** bei der Altlastenbearbeitung zu entwickeln. Ein aktueller Schwerpunkt ist die Bewertung von PAK-Gemischen für den Pfad „Boden-Mensch“. Dabei werden die vorhandenen Prüfwerte bewertet und neue Vorschläge unterbreitet, die in die Novellierung der BBodSchV Eingang finden sollen. Im Rahmen des Projektes „Altlasten-

bezogene Bewertungs- und Analysenempfehlungen für kurz-kettige Alkylphenole (SCAP) und NSO-Heterozyklen (NSO-HET)“ wurden die entwickelten Analysenempfehlungen auf der LAGA-Homepage publiziert; als weiteres Modul des Projektes wird das Thema Ökotoxizität ausgewählter SCAP und NSO-HET bearbeitet.

Ein anderer Schwerpunkt ist die analytische Bestimmung der MKW-Fractionen hinsichtlich der Bewertung nach der Norm E DIN ISO 11504 „Beurteilung der Wirkung von mit Mineralölkohlenwasserstoffen verunreinigten Böden (ISO/DIS 11504:2010) für den Pfad Boden-Mensch“. Die Arbeit an der Norm ist inhaltlich abgeschlossen, die zugehörigen Analysenverfahren befinden sich ebenfalls im ISO/DIS-Status und müssen noch durch einen Ringversuch validiert werden. Nach Erstellung einer Leistungsbeschreibung durch den UA wurde dieses Vorhaben in das Länderfinanzierungsprogramm, voraussichtlich für das Jahr 2014, aufgenommen.



Zum Thema „Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderung bei Altlasten“ liegt eine aktuelle Veröffentlichung der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) vor. In die Arbeitshilfe sind auch Erfahrungen aus hessischen Altlastenfällen eingeflossen, bei denen eine Überwachung natürlicher Abbau- und Rückhalteprozesse (Monitored natural attenuation, MNA) durchgeführt wird.

Eine Kernaussage der LABO-Veröffentlichung ist, dass MNA nur dann eine Handlungsoption ist, wenn aktive Sanierungsverfahren „unverhältnismäßig“ sind. Jedoch fehlen für die Betrachtung der **Verhältnismäßigkeit in Hinblick auf die Entscheidung über ein MNA-Konzept** praxistaugliche fachliche Bewertungsmaßstäbe. Um diese Lücke zu schließen, hat der ALA den **Gesprächskreis „MNA“** beauftragt, die fachlichen Randbedingungen und konkrete ermessensleitende Kriterien für eine Verhältnismäßigkeitsbetrachtung zu erarbeiten. Dabei sollen ausschließlich fachliche Grundlagen betrachtet werden. Das HLUg ist im Gesprächskreis vertreten.



Das HLUg ist auch Mitglied im LAWA UA **„Aktualisierung der Datenblätter der Geringfügigkeitsschwellenwerte“** (Kurztitel: „Aktualisierung GFS“)

des Ständigen Ausschusses „Grundwasser und Wasserversorgung“ der LAWA. Der UA überprüft, aktualisiert und ergänzt die Stofflisten und Datenblätter der LAWA-Veröffentlichung von 2004 „**Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser**“. Berücksichtigt werden dabei auch Änderungen durch rechtliche Regelungen wie z. B. der RL 2008/105/EG (Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik) oder aktuelle ökotoxikologische Erkenntnisse. Angepasst wird auch das Ableitungsschema für die ökotoxikologische Stoffbewertung, da europäische Vorgaben die nationalen Bewertungsvorgaben ersetzt haben.

Die Berichte zur Methodik der Ableitung, der aktualisierten und ergänzten Datenblätter sowie der Übersichtstabelle wurden Anfang Oktober 2011 zur Abstimmung in der LAWA eingereicht. Im November 2012 beauftragte die LAWA den Unterausschuss mit der Einarbeitung der Stellungnahmen der Länder sowie der Fertigstellung der Datenblätter.



Das **LAGA-Forum Abfalluntersuchung** – das HLUg ist seit kurzem dort vertreten – hat sich die fachliche Begleitung der europäischen Normung für die Abfallanalytik zur Aufgabe gemacht. Im Jahr 2008 wurde die **LAGA-Methodensammlung Abfalluntersuchung** fertiggestellt, die eine umfassende Sammlung der relevanten Untersuchungsverfahren, inkl. Probenahme und Probenvorbereitung darstellt. Das LAGA-Forum hat die Methodensammlung aktualisiert, ergänzt und überarbeitet. Als Ergebnis dieser Aktivitäten wurde eine Version 2.0 der Methodensammlung im Oktober 2012 auf der LAGA-Homepage veröffentlicht. Die Bewertung von Messwerten ist ein weiteres Thema des LAGA-Forums, bei dem die Beurteilung von Untersuchungsergebnissen unter Berücksichtigung der materialbedingten Streuungen eine zentrale Rolle spielt.



Im Bereich der Analytik engagierte sich das HLUg auch 2012 im DIN-Arbeitskreis NA 119-01-02-02-05 (AK 5 „**Organische Analytik**“), in dem aktuelle DIN-Normen geprüft und der Sachstand nationaler und internationaler Normungsvorhaben diskutiert wird. Die Sitzung des AK findet einmal pro Jahr statt.

Die Norm-Entwürfe ISO/FDIS 11916-1 *Soil quality – Determination of selected explosives and related compounds – Part 1 – Method using high-performance liquid chromatography (HPLC) with ultraviolet detection* und ISO/CD11916-2 *Soil quality – Determination of selected explosives and related compounds – Part 2 – Method using gas chromatography (GC) with electron capture detection (ECD) or mass spectrometric detection (MS)* haben seit der ISO-Sitzung im September 2011 den Status ISO/FDIS (internationaler Schluss-Entwurf). Zu ihrer endgültigen Annahme fehlte noch der Validierungsringversuch, der in den Jahren 2011 und 2012 durchgeführt wurde. Die endgültigen Normen werden nach Verabschiedung durch die ISO-Gremien veröffentlicht.

Im Mai 2012 wurde vom DIN ein Arbeitskreis (NA 119-01-03-02-20 AK) konstituiert, der ein Normverfahren zur Analytik von NSO-Heterozyklen in Wasser, auch unter Mitwirkung des HLUg, erarbeiten soll.



Das **Fachinformationssystem Altflächen und Grundwasserschadensfälle** (FIS AG) vereint das Altflächen-Informationssystem Hessen – ALTIS – und die Analysendatei Altlasten und Grundwasserschadensfälle – ANAG – unter einem Dach und bildet zusammen mit einem geografischen Informationssystem – GIS FIS AG – die Altflächendatei des Landes Hessen. Seit März 2012 steht nun auch das **Datenübertragungssystem Altflächen und Grundwasserschadensfälle (DATUS)** zur Verfügung. Mit DATUS können über den bisherigen Umfang von AltPro hinaus auch die Ergebnisse aus der Untersuchung von Altflächen und schädlichen Bodenveränderungen (wie z. B. Messstellen und Analyseergebnisse) in FIS AG übertragen werden. Über die Entwicklung dieses Systems wurde an dieser Stelle schon des öfteren berichtet.

Herr Mark Weinmeister, Staatssekretär im Umweltministerium, gab am 14. März 2012 gemeinsam mit dem Präsidenten des HLUg den Start frei für den Produktivgang des Datenübertragungssystems. Als neuer elektronischer Standard steht DATUS – gemeinsam mit umfangreichen Erläuterungen – zum kostenlosen Download auf der Homepage des HLUg bereit ([www.hlug.de](http://www.hlug.de) > **Altlasten**). (S. Seite 11)



Im Auftrag des HLUG wurde untersucht, ob und wie standardisierte ökotoxikologische Testverfahren auch für die Altlastenbearbeitung und für die Beurteilung von Grundwasserkontaminationen herangezogen werden können. In einer Arbeitsgruppe von Mitarbeiter/-innen aus RP und HLUG wird die Veröffentlichung dieser Erkenntnisse vorbereitet. Verschiedentlich wurde beim hessischen Altlastenseminar oder hier im Altlasten-annual darüber berichtet. Im **Fachgespräch „Ökotoxikologische Verfahren als Bewertungshilfe bei Altlastenverfahren“** am 6. Dezember 2011 wurden Ergebnisse aus dieser Studie vorgestellt und diskutiert. Die Nachlese greift dieses Thema auf (s. Seite 29).



Wenn Altlasten und Grundwasserschadensfälle in unmittelbarer Nähe eines Oberflächengewässers liegen, kann schadstoffbelastetes Grundwasser – nach kurzem Fließweg – in einen Fluss oder Bach eintreten. Neben dem Grundwasser ist dann als weiteres

Schutzgut das Oberflächengewässer zu betrachten. Hier gibt es im Vollzug offene Fragen, insbesondere im Hinblick auf die Einleitung von gereinigtem Grundwasser in das Gewässer.

Die **Arbeitsgruppe „Altlasten an Oberflächengewässern“** hat ihre Arbeiten am Merkblatt „Behandlung von verunreinigtem Grundwasser bei Einleitung in oberirdische Gewässer“ abgeschlossen und dem Umweltministerium vorgelegt. Geplant ist, diese Ausarbeitung in das Handbuch „Arbeitshilfe zur Sanierung von Grundwasserverunreinigungen“ zu integrieren.



Der Erfolg unserer Arbeit hängt nicht zuletzt vom intensiven Austausch innerhalb und außerhalb des HLUG ab. Ich bedanke mich bei allen, die sich in Projektgruppen oder Arbeitskreisen an der fachlichen Diskussion beteiligt haben, für ihre engagierte Mitarbeit.

# Brennpunkt:

## Das Datenübertragungssystem DATUS

ANDREA SCHÜTZ-LERMANN

Das Fachinformationssystem Altflächen und Grundwasserschadensfälle (FIS AG) für das Land Hessen existiert in der jetzigen Form seit März 2007.

In dieser Altflächendatei werden Daten über Altablagerungen, Altstandorte, altlastverdächtige Flächen, Altlasten, Verdachtsflächen und schädliche Bodenveränderungen geführt. Sie ist zentrales Informations- und damit wichtiges Auskunftssystem für die Planungsaufgaben des Landes sowie der Kommunen und Landkreise.

Seit März 2012 gibt es ein ergänzendes neues Werkzeug, das Datenübertragungssystem DATUS.

Im Hessischen Altlasten- und Bodenschutzgesetz ist festgelegt, dass Gemeinden und öffentlich-rechtliche Entsorgungspflichtige die ihnen vorliegende Erkenntnisse über schadstoffbedingte Verdachtsflächen nach § 2 Abs. 4 des Bundes-Bodenschutzgesetzes, Altablagerungen und Altstandorte unverzüglich dem Hess. Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) zu übermitteln haben. Und zwar so, dass sie in FIS AG erfasst werden können. Zudem werden in der Altflächendatei-Verordnung die Untersuchungspflichtigen und Sanierungsverantwortlichen zur Übergabe der Daten an die verfahrensführende Behörde in elektronischer Form verpflichtet.

Die Festlegung der technischen Anforderungen an die elektronische Datenübermittlung nach § 4 der Altflächendatei-Verordnung mündet in DATUS, das am 14. März 2012 durch den Staatssekretär des Hes-

sischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Mark Weinmeister, offiziell den externen Datenübermittlungs-Pflichtigen zur Verfügung gestellt wurde.



Abb. 1: Einführungsveranstaltung von DATUS.

Die technischen Anforderungen wurden im Internet veröffentlicht und im Staatsanzeiger (StAnz 1/2012 S. 25) wurde darauf hingewiesen.

Das neue Datenübertragungssystem DATUS soll die hessischen Gemeinden, die Bodenschutzbehörden sowie das HLUG bei der Altlastenbearbeitung unterstützen. Um eine gute Datengrundlage zu haben, sollen unter anderem die Kommunen regelmäßig ihre Gewerberegister nach abgemeldeten Anlagen, die einen

potentiellen Altstandort begründen, auswerten. Gerade im Rahmen der Bauleitplanung sind die Kommunen auf einen quantitativ und qualitativ hochwertigen Datenbestand angewiesen.

Nähere Informationen zu Erfassung, Fortschreibung und Validierung von Altflächendaten stehen unter [www.hlug.de](http://www.hlug.de) – **Altlasten** bereit.

Auch Daten aus weitergehenden Untersuchungsschritten, wie beispielsweise Messstellendaten, Probennahmen- und Analysendaten, können mit Hilfe von DATUS in elektronischer Form der Altflächendatenbank FIS AG übermittelt werden. Zu diesen Schritten der Altflächenbearbeitung findet man ebenfalls unter [www.hlug.de](http://www.hlug.de) entsprechende Arbeitshilfen.

DATUS steht – gemeinsam mit umfangreichen Erläuterungen – im Internet auf der Website des HLU ( [www.hlug.de](http://www.hlug.de) ) zur Verfügung. Nach vorheriger einmaliger Registrierung können sich externe Nutzer auf der DATUS – Downloadseite anmelden und von dort aus die benötigten Dateien und Anwendungen auf ihrem eigenen Rechner installieren (s. Abb. 2).

Vor der Erfassung neuer oder vor der Bearbeitung bereits in FIS AG vorhandener Altflächendaten muss die DATUS-Anwenderin oder der DATUS-Anwender zunächst beim HLU die benötigten Fachdaten anfordern. Diese werden daraufhin verschlüsselt per E-Mail übersandt.

DATUS ist modular aufgebaut: Zentrale Übertragungseinheit ist ein xml-Standard-Schema, das Programm für die manuelle Datenbearbeitung heißt DATUS mobile.

DATUS mobile ist in Kooperation mit dem Land Brandenburg entstanden. Ausgangsprodukt war das Fachinformationssystem ALKAT, das im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz in Potsdam geführt wird.



Abb. 2: Startseite des Installationsassistenten.

Die xml-Datei kann auch direkt aus externen Datenbanken bedient werden, z. B. aus eigenen kommunalen Datenbanken oder Analysendateien.

Je nachdem, wie die zu übermittelten Daten bei externen Anwendern vorliegen, bestehen also zwei Möglichkeiten der Datenübertragung:

1. Nutzung der offenen Schnittstelle durch Erstellung einer xml – Datei nach der Vorgabe des im Internet veröffentlichten xml-Schemas bzw. als Erweiterung der vorher vom HLU oder der zuständigen Behörde in verschlüsselter Form übermittelten xml-Datei, welche die Daten enthält, die zu diesem Bearbeitungsbereich bereits in FIS AG gespeichert waren.
2. Import der vom HLU gelieferten Daten in die Anwendung DATUS mobile. Diese bietet eine anwenderorientierte Benutzeroberfläche zur Erfassung und Verarbeitung von Daten nach den Verpflichtungen der oben genannten gesetzlichen Vorschriften (s. Abb. 3).

Nach der Bearbeitung werden die Daten als xml exportiert und an das HLU in verschlüsselter Form mit dem Ziel des Imports der Daten in FIS

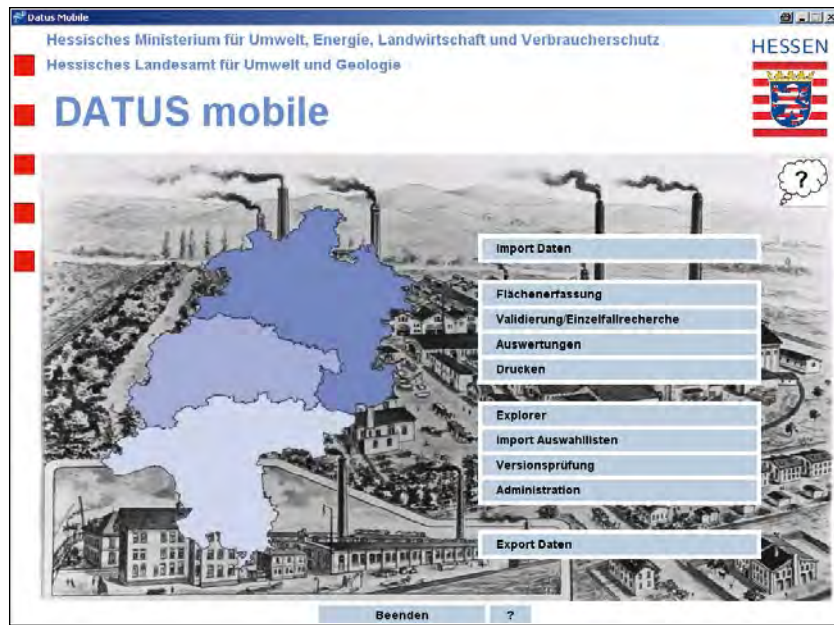


Abb. 3: Startseite von DATUS mobile.

AG versandt. DATUS mobile enthält eine ausführliche Benutzeranleitung und formularabhängige Hilfetexte.

DATUS ist also keine Einbahnstraße. Alle fachlichen Inhalte der Altflächendatei können in beide Richtungen übermittelt werden. Die Daten stehen damit unmittelbar mit dem Datenstand der Übermittlung den berechtigten Anwenderinnen und Anwendern zur Verfügung.

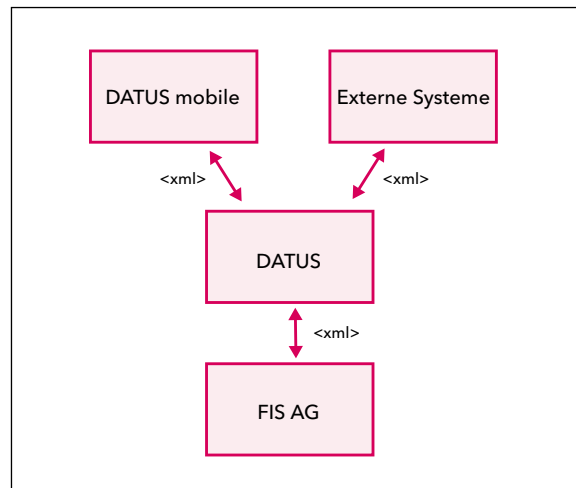


Abb. 4: Überblick Datenübertragung.



# Aktuell:

## **Bodenbelastungen im Umfeld von Stahlbauwerken in Hessen** **- Sachstand und Ausblick -**

KARL-HEINZ EMMERICH & HOLGER STRÖMMER

### **1 Einführung**

Im Rahmen von Untersuchungen der RWE Transportnetz Strom GmbH im Jahr 2008 haben sich Erkenntnisse auf Schadstoffanreicherungen im Boden im Umkreis älterer Höchstspannungsstrommasten ergeben. Ursächlich für diese Bodenbelastungen ist, dass bis in die 1960er Jahre Stahlkonstruktionen in der Regel mit einer Grundierung aus Bleimennige und einem ebenfalls bleihaltigen Anstrich vor Korrosion geschützt wurden. Insbesondere Witterungseinflüsse führten zu Schäden und Abplatzungen am Schutzanstrich, so dass Anstriche ausgebessert und auch ersetzt werden mussten. Sowohl durch die Abplatzungen, vor allem aber auch bei nachfolgenden Ausbesserungen und Neuanstrichen konnte es zu Schwermetalleinträgen in das Umfeld der Masten kommen [1]. Später wurden Stahlkonstruktionen üblicherweise verzinkt und mit weniger bleihaltigen Stoffen beschichtet. Aktuell werden nur noch bleifreie Anstriche verwendet [2].

Die Art und Weise, wie Masten gewartet (ausgebessert bzw. saniert) werden, wird stetig optimiert. In der Gesamtschau stellt somit das Baujahr ein wich-

tiges Beurteilungskriterium dafür dar, ob es im Umfeld eines Standortes möglicherweise zu relevanten Bodenbelastungen mit Blei gekommen ist.

Das Thema „Bodenbelastungen bei Strommasten“ wird seit einigen Jahren bundesweit verfolgt und bearbeitet. Zum Meinungs- und Erfahrungsaustausch fanden Gespräche von Bund und Ländern statt. Für das Land Hessen nahmen das Hessische Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUELV), das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) sowie zeitweise auch das Hessische Landeslabor teil. Dabei wurden neben Strommasten auch Stahlbrücken (Straßen- und Bahnbrücken) einbezogen.

Die Vorgehensweisen der Bundesländer unterscheiden sich im Detail [3]. Der Aufsatz gibt daher einen Überblick über die vielschichtigen Aktivitäten, den aktuellen Sachstand sowie das weitere Vorgehen in Hessen.

### **2 Höchstspannungsnetze**

Auf Grund vorliegender Untersuchungen war zu erwarten, dass etwaige Bodenbelastungen auch im Zusammenhang mit der Größe der jeweiligen Strom-

masten stehen [4]. Daher entschied sich das HMUELV als für den Bodenschutz zuständige oberste Landesbehörde, sich zunächst mit der Höchstspannungs-



ebene (Spannungsnetze mit 380 kV und 220 kV) zu befassen. Zu den Zielen gehörte es auch, eine Vorgehensweise zu entwickeln, die bei Bedarf auf die Hochspannungsebene übertragen werden kann.

**In Hessen gibt es derzeit zwei Betreiber von Höchstspannungsnetzen**, die Amprion GmbH (ehemals RWE Transportnetz Strom GmbH) sowie die TenneT TSO GmbH (ehemals transpower stromübertragungs GmbH und E.ON Netz GmbH). Daher wurden mit beiden Betreibern zunächst Gespräche geführt, um den Sachstand zu klären und das weitere Vorgehen abzustimmen. Hierbei war die Hochspannungsebene (110 kV) der E.ON-Netz GmbH von Anfang an einbezogen. Dies wurde beibehalten, obwohl der Höchstspannungsbereich im Jahr 2008 aus dem Unternehmen zunächst in die transpower stromübertragungs GmbH und dann in die TenneT TSO GmbH verlagert worden war.

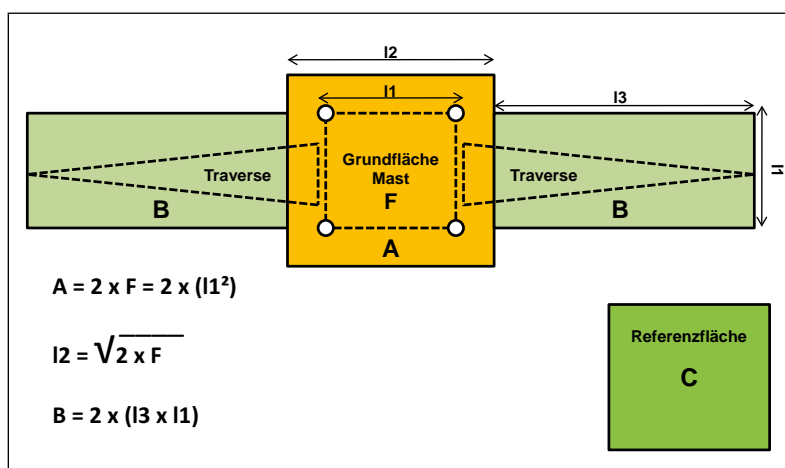


Abb. 1: Schematische Darstellung des Probenahmekonzeptes von RWE.

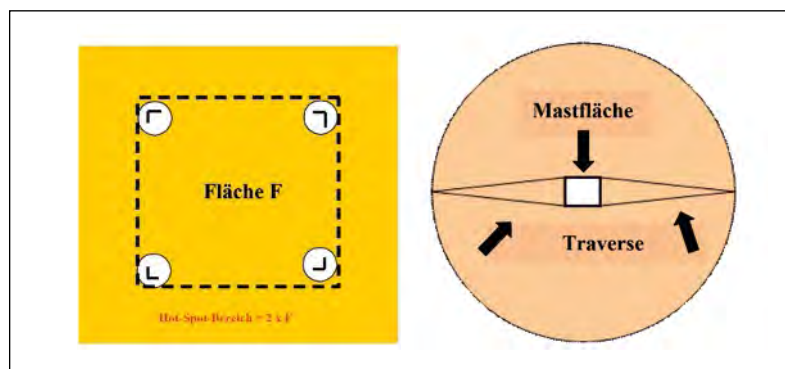


Abb. 2: Schematische Darstellung des Probenahmekonzeptes von E.ON.

Mit den Unternehmen wurde eine Vorgehensweise abgestimmt, die u. a.

- weiterführende Prüfungen/Untersuchungen,
- eine landesweite Zusammenstellung möglicherweise „kritischer“ Maststandorte (hier spielte u. a. das Baujahr des Mastes eine wichtige Rolle: Von E.ON/TenneT wurde hier das Baujahr 1965 und älter als relevant angesehen, von Amprion die Baujahre vor 1972),
- die Mitteilung der **Standorte mit sensibler Nutzung** (Kleingärten, Kinderspielflächen, Wohngebiete, Hausgärten, Sport- und Freizeitflächen, Wasserschutzgebiete Zonen I und II, sonstige Wasserentnahmegebiete) sowie landwirtschaftlich genutzter Flächen umfasste.

Die von den Unternehmen entwickelten Probenahmekonzepte wiesen Unterschiede auf (siehe Abbildung 1 und 2).

Das Land Hessen führte auch eigene Untersuchungen durch, die u. a. die vergleichende Anwendung beider Probenahmekonzepte umfassten. Die Untersuchungen wurden im Auftrag des HMUELV vom HUG durchgeführt und erfolgten an einem Maststandort, an dem sich zuvor bei Futtermitteluntersuchungen des Landes Hessen Höchstwertüberschreitungen für Einzelfuttermittel bei Blei und Cadmium gezeigt hatten. Die Beprobung des Bodens unter der Traverse nach dem Untersuchungskonzept von E.ON führte hierbei zu niedrigeren Werten im Vergleich zum Konzept von RWE. Im unmittelbaren Umfeld des Mastes zeigten sich kleinräumig deutlich erhöhte Blei-, Cadmium- und Zinkgehalte im Boden; diese Bodenveränderungen konnten allerdings nur durch den Vergleich mit einer vom Mast unbeeinflussten Referenzfläche hinreichend belegt werden.

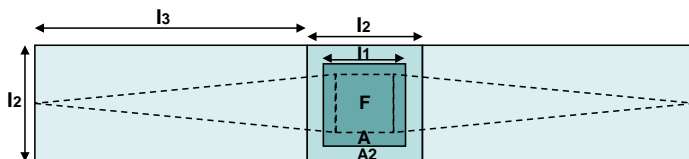
Trotz der Höchstwertüberschreitungen für Einzelfuttermittel wurden die Maßnahmenwerte gemäß Anhang

2.3 der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) für den Schadstoffübergang Boden-Nutzpflanze auf Grünlandflächen im Hinblick auf die Pflanzenqualität jedoch in keinem Fall überschritten.



**Abb. 3:** Vorbereitung der Probenahme an einem belasteten Maststandort. Die Vermessungsstäbe zeigen, wie kleinräumig die potenziell belastete Fläche ist.

Die Länder verständigten sich im April 2009 auf **einheitliche Empfehlungen für Bodenuntersuchungen im Umfeld von Strommasten** [5]:



**Abb. 4:** Schematische Darstellung der Probenahmefläche nach Empfehlungen der Länder [5].

Der **hot-spot-Bereich**, also die Fläche mit der potenziell stärksten Beeinflussung durch einen Mast, wird über die sogenannte **A-Fläche** errechnet; sie ergibt sich aus der doppelten Mastgrundfläche  $F$ , beträgt jedoch mindestens  $20 \text{ m}^2$ . Die Seitenlänge der A-Fläche ( $l_1$ ) beträgt daher  $\sqrt{2F}$ , mindestens jedoch  $4,40 \text{ m}$  ( $\approx \sqrt{20 \text{ m}^2}$ ). Die Probenahmefläche für den **weiteren Beeinflussungsbereich (B-Fläche)** setzt sich aus der B1- und der B2-Fläche zusammen. Die Seitenlänge dieser Fläche ( $l_2$ ) beträgt  $\sqrt{6F}$ , mindestens jedoch  $7,75 \text{ m}$  ( $=\sqrt{60 \text{ m}^2}$ ). Als zweiter Flächenfaktor geht die Traversenspannweite ( $l_3$ ) in die Berechnung ein. Die B-Fläche errechnet sich somit aus dem Produkt der Seitenlänge ( $l_2$ ) und der Traversenlänge ( $l_3$ ) abzüglich der A-Fläche.

In enger Abstimmung der Bereiche Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Bodenschutz des HMUELV

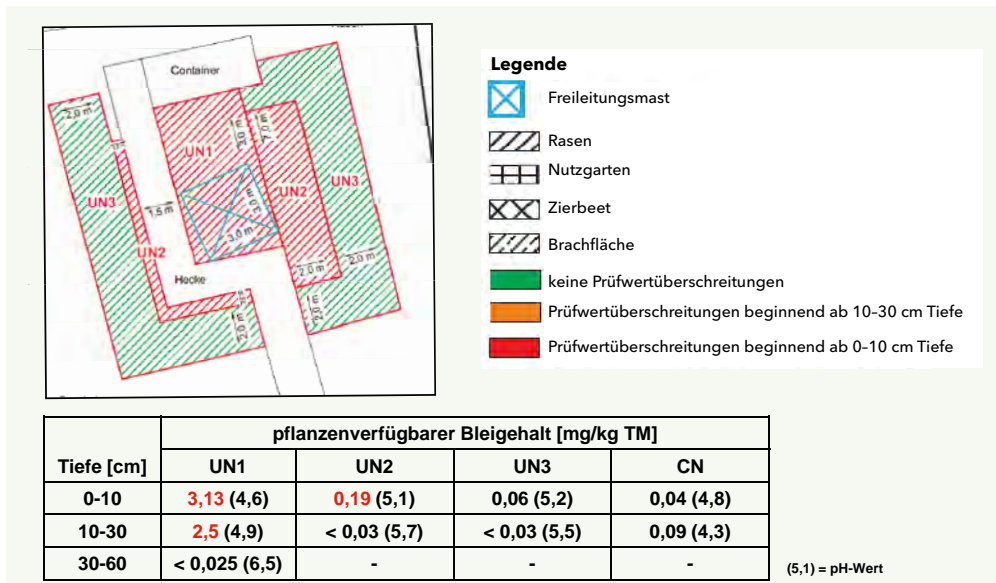
wurde als ein wichtiges Zwischenergebnis der umfangreichen Untersuchungen festgestellt, dass die Gefahr für **landwirtschaftliche Nutzungen und Futtermittel** (ausgenommen Kleingärten, da diese zu den sensiblen Nutzungen gehören) gering ist und hier kein weiterer Untersuchungsbedarf besteht.

Zur Berücksichtigung der Belange der **Energieaufsicht** war anfänglich auch das Hessische Ministerium für Wirtschaft, Verkehr und Landesentwicklung eingebunden; bei bestehenden Leitungstrassen wäre die Energieaufsicht insbesondere betroffen, wenn elektromagnetische Werte (Sechszwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, 26. BImSchV) nicht eingehalten würden.

Die Netzbetreiber haben die **Standorte mit sensibler Nutzung im Hinblick auf bodenschutzrechtliche Anforderungen** betrachtet. Von den angesichts des Baujahres möglicherweise relevanten 3200 Masten, die in Hessen im Höchstspannungsnetz der Amprion GmbH, im Höchstspannungsnetz der TenneT TSO GmbH sowie der Hochspannungsebene der E.ON Netz GmbH betrieben werden, wurden 35 ( $\sim 1,1 \%$ ) als möglicherweise problematisch angesehen. Diese Standorte wurden dann einzelfallbezogen betrachtet:

- Im Bereich der **Amprion GmbH** wurden 16 Standorte mit sensibler Nutzung ermittelt und orientierend untersucht. Bei sieben dieser Standorte wurden Überschreitungen bodenschutzrechtlicher Prüfwerte festgestellt, die durch Bodenaushub saniert wurden.
- Im Bereich von **E.ON Netz GmbH und TenneT TSO GmbH** wurden insgesamt 22 Standorte, d.h. alle mit sensibler Nutzung und einige Grünland- und landwirtschaftlich genutzten Standorte, nach der einheitlichen Empfehlung der LABO orientierend untersucht. Alle untersuchten Standorte zeigten keine Auffälligkeiten, daher wurde kein weiterer Handlungsbedarf gesehen.

Im ersten Schritt wurde von den Betreibern eine Fotodokumentation der potenziell sensiblen Standorte angelegt. In Abstimmung mit dem HMUELV und dem HLUg wurden die tatsächlich sensiblen Standorte identifiziert und festgelegt.



**Abb. 5:** Beispiel für die Notwendigkeit der Anpassung der Probenahme-konzeption [6].

Auf diesen Standorten wurden dann Bodenproben entnommen und analysiert. Abbildung 5 zeigt ein Beispiel für die Spezialuntersuchungen bei sensibler Nutzung durch die IFUA-Projekt-GmbH im Auftrag der Amprion GmbH. Das Beispiel zeigt auch, dass auf Grund der lokalen Besonderheiten die zwischen den Ländern abgestimmte Probenahme-konzeption [5] in Einzelfällen den örtlichen Gegebenheiten angepasst werden musste.

**Tab. 1:** Ausgewählte Daten zu Höchst- und Hochspannungsnetzen von E.ON Netz GmbH/TenneT TSO GmbH bzw. Amprion GmbH.

| Betreiber  | E.ON / TenneT                                       | Amprion  |
|--|---|--|
| Netzlänge gesamt (380 und 220 kV)                    | 10 700 km   | 11 300 km  |
| Maste in Hessen                                      | ca. 6 500   | ca. 1 400  |
| davon auf Grund Baujahr möglicherweise problematisch | ca. 2 400   | ca. 750  |
| „kritisches“ Baujahr                                 | 1965 und älter                                      | vor 1972   |
| <b>Ergebnis der Überprüfung</b>                      | <b>19 sensible Standorte</b><br>(entspricht 0,79 %) | <b>16 sensible Standorte</b><br>(entspricht 2,1 %) |

Für jeden betroffenen Standort wurde eine entsprechende Ergebnisdokumentation vorgelegt. Für einige Standorte, bei denen die orale Aufnahme von partikelgebundenen Schadstoffen durch spielende Kinder relevant war, wurde zusätzlich die Resorptionsverfügbarkeit bestimmt. Durch Ermittlung der Resorptionsverfügbarkeit wird mit Hilfe eines speziellen Analyseverfahrens die Schadstoffverfügbarkeit für den menschlichen Verdauungstrakt simuliert [7].

Mit Hilfe dieser Dokumentationen der einzelnen Standorte wurden wiederum in einer gemeinsamen Abstimmung von Betreiber, HMUELV und HLU die weiteren Maßnahmen beschlossen. An einigen Standorten wurde der Boden komplett ausgetauscht.

Nach Durchführung der erforderlichen Maßnahmen kann die Thematik als erfolgreich abgeschlossen angesehen werden.

Auch wenn **aktuelle Untersuchungen** [8] darauf hindeuten, dass das Blei aus der Bleimennige im Boden möglicherweise doch mobiler als zunächst erwartet sein könnte, wird dadurch die hessische Vorgehensweise – auch rückblickend – nicht in Frage gestellt. Zwar scheint in besonderen Fällen tatsächlich schon bei Blei-Gesamtgehalten von 100 mg/kg TS und moderater Bodenacidität (pH 5) eine erhöhte Blei-Verfügbarkeit aufzutreten, schon wegen der Kleinräumigkeit der potenziell belasteten Flächen im Mastumfeld ist jedoch eine deutliche Verdünnung über die Wirkungspfade anzunehmen. Zudem ergab die Auswertung der Untersuchungen hessischer Maststandorte auch keine unsanierten Standorte, welche gleichzeitig kritische Bleigehalte (100–200 mg/kg TS) und einen pH-Wert kleiner 6 aufweisen.

### 3 Hochspannungsnetze

Soweit es um **Stromnetze der Mittel- und Hochspannungsebene (Spannungsbereich bis 110 kV) der Energieversorgungsunternehmen** geht, wird die Thematik von den Regierungspräsidien als oberen Bodenschutzbehörden begleitet. Ausgangspunkt war ein im November 2010 zunächst noch vom HMUELV durchgeführtes Gespräch, an dem neben den Regierungspräsidien auch die in Hessen tätigen Hochspannungsnetzbetreiber (mit Ausnahme der Deutschen Bahn AG; siehe unten) teilgenommen haben.

Die mit den Netzbetreibern vereinbarte Vorgehensweise orientiert sich an derjenigen, die im Bereich der Höchstspannung entwickelt und erfolgreich umgesetzt wurde.

Auch das Stromnetz der **Deutschen Bahn AG** gehört zum Bereich der Hochspannungsebene. Nach eigenen Angaben betreibt diese in Hessen 1276 Stahlgittermasten mit einem Baujahr älter als 1970



Abb. 6: 110 kV Trasse im Rhein-Main-Gebiet.



Abb. 7: Stromtrasse im Wohngebiet.



Abb. 8: Im Regelfall ist die unmittelbare Mastumgebung aus der Nutzung genommen.

bis 110 kV. Die Deutsche Bahn AG wird zu den Standorten mit sensibler Nutzung eine Dokumentation vorlegen. Unter Berücksichtigung dieser Informationen wird über den weiteren Handlungsbedarf entschieden.

### 4 Stahlbrückenbauwerke

Im Zuge der Bearbeitung der „Strommastenthematik“ wurde diskutiert, dass möglicherweise auch (**größere**) **Stahlbrückenbauwerke** mit vergleichbaren Bodenbelastungen einhergehen könnten. Hierfür spricht vor allem, dass der Korrosionsschutz bei Stahlbrücken in ähnlicher Weise sichergestellt wurde wie bei Strommasten. Diese Annahme wird im Grunde durch pilothafte Untersuchungen in Nord-

rhein-Westfalen, Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Bayern bestätigt. Demnach ist bei Stahlbrücken zwar nicht zwangsläufig mit schädlichen Bodenveränderungen zu rechnen, wurden Stahlbrückenbauwerke jedoch mit Bleimennige behandelt, so können durchaus ähnliche Bodenbelastungen auftreten wie bei Höchstspannungsmasten. Analog zur Situation bei den „Strommasten“ scheinen auch diese Boden-

belastungen auf das nähere Umfeld des Standortes beschränkt zu sein. Darüber hinaus zeigte sich, dass viele betroffene Standorte durch langjährige und teilweise auch vielfältige Nutzungen so gestört sind, dass es nicht möglich ist, eventuelle Bodenbelastungen eindeutig den Brückenbauwerken zuzuordnen [9].



**Abb. 9:** Stahlbrücke (Autobahn) im Vordergrund, Hochspannungsmast und Eisenbahnstahlbrücke im Hintergrund.



**Abb. 10:** Eisenbahnstahlbrücke im Bereich oberflächennaher Wassergewinnung.

Daher haben die Länder die Deutsche Bahn AG gebeten, ihre Brückenstandorte hinsichtlich möglicher Relevanz zu prüfen. In Abstimmung mit der Deutschen Bahn AG sollte dabei die Beschichtungsfläche ein Selektionskriterium sein; Brücken sollten erst ab einer Beschichtungsfläche  $\geq 5000 \text{ m}^2$  berücksichtigt werden. Als weitere fachliche Beurteilungskriterien

wurden in den Ländern u. a. die Konstruktion, das Baujahr, relevante Kreuzungspartner (Gewässer, Gräben oder Täler) sowie die Sensibilität der Umfeldnutzung diskutiert.

Die von der Bahn vorgelegten Unterlagen weisen für Hessen 23 möglicherweise relevante Brückenbauwerke aus, 21 aus den Baujahren von 1855 bis 1930 und 2 mit Baujahren 1978 bzw. 1982. Hierbei variiert die Größe der beschichteten Fläche zwischen  $5020$  und  $79024 \text{ m}^2$ . Die Brücken wurden daher in weitere Kategorien unterteilt, nämlich 9 in die Kategorie 1 ( $> 20000 \text{ m}^2$ ), 4 in die Kategorie 2 ( $10000 \text{ m}^2$  bis  $20000 \text{ m}^2$ ) und 10 in die Kategorie 3 ( $5000 \text{ m}^2$  bis  $10000 \text{ m}^2$ ).

Das HLUG wird die Standorte fallbezogen überprüfen.

Analog zu den Stahlbrücken der Deutschen Bahn AG werden auch relevante **Straßenbrücken** einbezogen. Nach aktuellen Erhebungen gibt es in Hessen 26 Stahl- und Stahlverbundbrücken (mit Teilbauwerken) mit einer Gesamtlänge größer/gleich  $100 \text{ m}$ , die in der Baulast von Bund, Land oder Landkreisen stehen und als Baujahr 1984 oder früher haben. Hinzu kommen noch einige Brücken, die in der Baulast von Kommunen stehen.

## 5 Zusammenfassung und Ausblick

Bei Stahlbauwerken (Strommasten und Stahlbrücken) kann es durch Korrosion selbst, vor allem aber im Zuge von Korrosionsschutzarbeiten, zu Bodenbelastungen mit Blei kommen. Daneben können auch Bodenbelastungen durch Zink und **PAK** (Schwarzanstrich Mastfuß) auftreten. Die Bodenbelastung durch Stahlbauwerke ist allerdings kein flächenhaftes Problem. Sie betrifft Einzelfälle und ist auf das unmittelbare Umfeld des Bauwerks beschränkt.

Weitergehende Maßnahmen oder Untersuchungen sind in der Regel nur bei Standorten erforderlich, an denen sensible Nutzungen stattfinden oder geplant sind; das sind Kinderspielplätze und -tagesstätten,

Schulen, Wohngebiete, Klein- und Hausgärten, Sport- und Freizeitflächen. In Hessen wurde zwar bislang keine Relevanz für das **Grundwasser** festgestellt, Einzelfälle (insbesondere Wasserschutzgebiete Zonen I und II, oberflächennahe Grundwassergewinnung) werden aber erforderlichenfalls überprüft.

Aktuell werden bei der **Mastsanierung** geeignete Maßnahmen ergriffen, um eine Belastung des Bodens und der Umwelt zu minimieren [9]. Zudem beschäftigt sich seit 2010 ein DIN-Arbeitskreis mit Maßnahmen zum Schutz des Bodens bei Unterhaltung und Rückbau von Strommasten.

## 6 Literatur

- [1] Jakob Murti: „Korrosionsschutz kann Luft, Wasser und Boden belasten.“ (Umwelt Praxis Nr. 26 April 2001, S. 9–12)
- [2] Andre Heuchtkötter, Dietmar Barkowski und Susanne Hell: „Bodenbelastungen im Bereich von Höchstspannungs-Freileitungsmasten der Amprion GmbH: Von der Pilotstudie zur Sanierung“ (Bodenschutz, 2012, Heft 1, S. 6 ff.)
- [3] Bayerisches Landesamt für Umwelt: „Untersuchungen möglicher Boden- und Pflanzenbelastungen im Umfeld von Strommasten“, 2011 — Download unter: <http://www.lfu.bayern.de/boden/strommasten/index.htm>
- [4] Amt für Umweltschutz des Kanton Schwyz (2005): „Schwermetalle auf Stahltragwerken der Elektrizitätsübertragung im Kanton Schwyz“, Untersuchungen 2004/2005 – Download unter: [http://www.sz.ch/documents/SM\\_Stahltragwerke\\_Schlussbericht\\_SZ\\_2005.pdf](http://www.sz.ch/documents/SM_Stahltragwerke_Schlussbericht_SZ_2005.pdf)
- [5] Bund/Länder-Abstimmungsgespräch am 28. April 2009: „Empfehlungen für Bodenuntersuchungen im Umfeld von Strommasten“, 2009 (nicht veröffentlicht)
- [6] IFUA-Projekt-GmbH „Untersuchung und Bewertung lokaler Schadstoffimmissionen im Bereich von Höchstspannungs-Freileitungsmasten mit sensibler Nutzung in Hessen“, Präsentation vom 03. März 2011 (nicht veröffentlicht)
- [7] DIN 19738 (2004-07): Bodenbeschaffenheit-Resorptionsverfügbarkeit von organischen und anorganischen Schadstoffen aus kontaminiertem Bodenmaterial.
- [8] Marcel Brokbartold und Bernd Marschner: „Bodenbelastungen durch bleihaltige Korrosionsschutzfarbe: Eine Pb-Quelle mit außergewöhnlicher Mobilitätscharakteristik.“, Zeitschrift Bodenschutz 4/2011, S. 96 ff.
- [9] Niedersächsisches Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie: „Untersuchungen zur Bodenbelastung unter niedersächsischen Brückenbauwerken“, 2012 – Download unter: [http://www.lbeg.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation\\_id=30110&article\\_id=103364&psmand=4](http://www.lbeg.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=30110&article_id=103364&psmand=4)
- [10] Amprion GmbH: „Bodenschutzmaßnahmen bei Gestängedemontagen an Freileitungen der Amprion GmbH“, 2010 (nicht veröffentlicht)

## **7 Autoren**

Dr. Karl-Heinz Emmerich,  
Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie,  
Dezernat Bodenschutz und Bodeninformation,  
Postfach 3209, 65022 Wiesbaden

Diplom-Verwaltungswirt (FH) Diplom-Umweltwis-  
senschaftler Holger Strömmer,  
Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Land-  
wirtschaft und Verbraucherschutz,  
Referat III 2, Mainzer Straße 80, 65189 Wiesbaden

# Sickerwasserprognose mit dem Modell „ALTEX-1D“

VOLKER ZEISBERGER

## Sickerwasserprognose

Seit Einführung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) im Jahr 1999 ist die Sickerwasserprognose ein wichtiges Instrument zur Beurteilung einer Grundwassergefährdung durch schadstoffhaltige Böden und sonstige Materialien.

Mit der Sickerwasserprognose gilt es abzuschätzen

- Inwieweit Schadstoffe aus Böden/Materialien durch versickernden Niederschlag (Sickerwasser) gelöst und somit mobilisiert werden.
- Mit welchen Konzentrationen/Frachten die im Sickerwasser gelösten Schadstoffe die ungesättigte Zone durchwandern, wobei eine mögliche Schadstoffminderung infolge von Abbau- und Rückhalteprozesse zu berücksichtigen ist.
- Mit welchen Konzentrationen/Frachten die Schadstoffe letztlich in das Schutzgut Grundwasser gelangen; die Grundwasseroberfläche wird gemäß der BBodSchV als „Ort der Beurteilung (OdB)“ festgelegt.

Die nachfolgende Abbildung [1] stellt zwei typische Fallgestaltungen dar, bei denen eine Sickerwasserprognose durchzuführen ist (links undichte Ölfässer, rechts Produktionsrückstände; beide Schadstoffquellen befindet sich in der ungesättigten Bodenzone).

Zur Sickerwasserprognose hat das HLUg im Jahr 2001 das Handbuch Altlasten „Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser (Sickerwasserprognose)“ veröffentlicht [1]. Schwer-



Abb. 1: Typische Fallgestaltungen für Sickerwasserprognosen.

punkt des Handbuchs ist die orientierende Untersuchung. Speziell für Detailuntersuchungen steht eine Arbeitshilfe der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) zur Verfügung: „Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen“ [2]. Das Stofftransportmodell ALTEX-1D ist Teil der LABO-Veröffentlichung. Das hessische Umweltministerium hat den Bodenschutzbehörden empfohlen, die LABO-Arbeitshilfe „Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen“ und ALTEX-1D als Arbeitsmaterial ergänzend zum o.g. hessischen Handbuch Altlasten zu verwenden.

Während das hessische Handbuch eine verbal-argumentative Sickerwasserprognose beschreibt, empfiehlt die LABO-Arbeitshilfe den Einsatz des Stofftransportmodells ALTEX-1D als Grundlage einer Sickerwasserprognose.



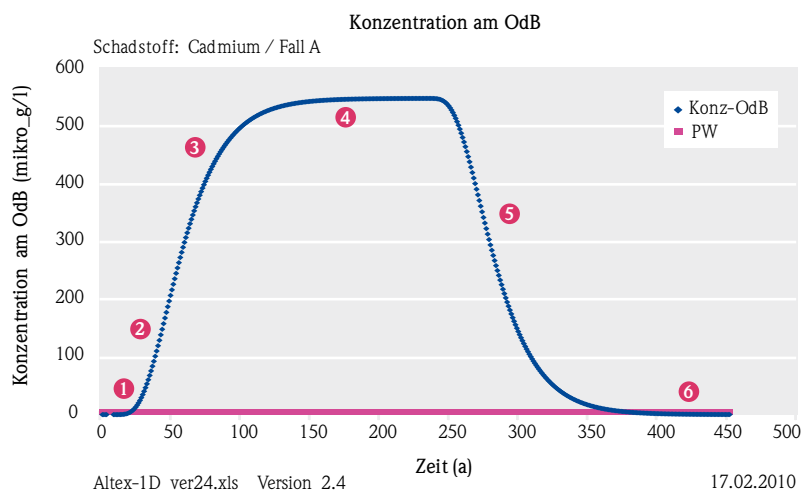
## ALTEX-1D

Das Stofftransportmodell ALTEX 1-D ermöglicht eine quantifizierende Abschätzung des Schadstoffeintrags in das Grundwasser (Konzentrationen [ $\mu\text{g/l}$ ], Frachten [ $\text{g/a}$ ]), der durch belastetes Sickerwasser verursacht wird. Grundlage von ALTEX-1D ist die analytische Lösung der eindimensionalen Advektions-Dispersions-Transportgleichung.

Ein wichtiger Aspekt von ALTEX 1-D ist, dass es auf EXCEL basiert und daher keine spezielle Software benötigt wird. Zudem ist es kostenfrei verfügbar. Viele Hilfsinstrumente, z. B. zur Bestimmung der Sickerwasser- und Abbauraten, sind in ALTEX-1D

integriert. Hauptanwender sind Ingenieurbüros, die im Rahmen einer Gefährdungsabschätzung eine Sickerwasserprognose erstellen. Seitens der Vollzugsbehörden kann ALTEX-1D angewendet werden, um Gutachten zur Sickerwasserprognose auf Plausibilität zu prüfen oder um eigene Abschätzungen und Szenario-Betrachtungen durchzuführen.

Nach Eingabe der erforderlichen Informationen (s. Tab. 1) wird die zukünftige, am Ort der Beurteilung zu erwartende Schadstoffkonzentration als Grafik angezeigt (s. Abb. 2)



**Abb. 2:** Zukünftige Schadstoffkonzentrationen an der Grundwasseroberfläche (Ort der Beurteilung OdB) in Abhängigkeit von der Zeit errechnet mittels ALTEX-1D bei einem Fallbeispiel.

Erläuterungen zu Abb. 2:

- 1 Die aus der Schadstoffquelle freigesetzten Schadstoffe sind auf dem Weg durch die ungesättigte Bodenzone. Die Schadstoffe haben die Grundwasseroberfläche (Ort der Beurteilung OdB) noch nicht erreicht, daher ist die Schadstoffkonzentration am OdB noch „Null“.
- 2 Nach ca. 20 Jahren erreicht die Schadstofffront das Grundwasser. Die Schadstoffkonzentration am OdB steigt an und übersteigt den Prüfwert der BBodSchV (rosa Linie).
- 3 Nach ca. 50 Jahren ist die Schadstoffkonzentration am OdB deutlich angestiegen. Rückhalteprozesse, die bei 2 noch deutlich auftreten, verlieren an Wirksamkeit (z. B. weil die Sorptionsfähigkeit des Bodens gegenüber Schadstoffen erschöpft ist).
- 4 Die Schadstoffkonzentration am OdB erreicht ein Plateau bei ca. 550  $\mu\text{g/l}$ .
- 5 Die ursprüngliche Schadstoffquelle ist weitgehend erschöpft, d. h. es werden weniger Schadstoffe aus der Quelle freigesetzt. Die Schadstoffkonzentrationen am OdB sinken.
- 6 Nach ca. 370 Jahren wird der Prüfwert der BBodSchV wieder unterschritten.

**Tab. 1:** Eingabedaten ALTEX-1D bei einem Fallbeispiel (Berechnungsergebnisse sind in roter Schrift dargestellt).

| Transportbetrachtung Fallkonstellation A<br>konstante Quellkonzentration |             | Bearbeiter: ALA-UA               |               |
|--|-------------|----------------------------------|---------------|
|  |             | Projekt: Fallbsp. 1/Basisfall AH |               |
| gelbe Felder: Eingabefelder  |             | Datum Bearbeit.: 23.10.12        |               |
| rote Schrift: berechnete Werte   |             | Version 2.4                      |               |
| Kennwert/Parameter   | Symbol      | Einheit                          | Wert          |
| Schadstoff   |             |                                  | Cadmium       |
| Prüfwert BBodSchV oder GFS   | PW oder GFS | mg/l                             | 5,00          |
| Kontaminierte Fläche   | F           | m <sup>2</sup>                   | 1700,0        |
| Ort der Beurteilung (u.GOK)  | OdB         | m                                | 3,5           |
| Oberkante Quelle (u.GOK)   | OKq         | m                                | 0,0           |
| Unterkante Quelle (u.GOK)  | UKq         | m                                | 0,5           |
| Bodenart (KA5)   |             |                                  | Su2           |
| Feldkapazität  | FK          | %                                | 23,0          |
| Trockenraumdichte Quelle   | rb-Q        | kg/dm <sup>3</sup>               | 1,30          |
| Trockenraumdichte Transportstr.  | rb-zs       | kg/dm <sup>3</sup>               | 1,50          |
| Gesamtgehalt   | G           | mg/kg TM                         | 476,000       |
| Gesamtmasse Quelle   | $M_{Sch,F}$ | kg                               | 525,980       |
| Mobilisierbarer Anteil   | $M_{mob}$   | %                                | 10,0          |
| Quellkonzentration   | $c_0$       | mg/l                             | 550,0         |
| Vorbelastung Transportstrecke  | $c_i$       | mg/l                             | 0,0           |
| Emissionsdauer   | $t_e$       | a                                | 225,0         |
| Quellstärke  | $J_{s1}$    | mg/(m <sup>2</sup> ·a)           | 137,5         |
| Sickerwasserrate   | SWR         | mm/a                             | 250,0         |
| Länge Transportstrecke   | $z_s$       | m                                | 3,0           |
| Sickerwassergeschw   | $v_{sm}$    | m/a                              | 1,087         |
| Schadstoffverweilzeit  | $t_{stm}$   | a                                | 56,8          |
| Dispersivitäts-Skalenfaktor  | $f_d$       |                                  |               |
| long. Dispersivität  | $a_z$       | m                                | 0,300         |
| long. Disp.koeff.  | $D_z$       | m <sup>2</sup> /a                | 0,326         |
| lin. Verteilungskoeff.   | $k_d$       | l/kg                             | 3,000         |
| Retardationsfaktor   | R           |                                  | 20,6          |
| Halbwertszeit Abbau  | $T_{1/2}$   | a                                | 1 000 000,000 |
| Abbaukoeffizient   | $\lambda$   | 1/a                              | 0,000         |

Neben der in Abbildung 2 dargestellten Schadstoffkonzentration am OdB sind weitere Erkenntnisse zu beachten, um die Grundwassergefährdung beurteilen zu können. Ein wichtiges Berechnungsergebnis ist die am OdB ankommende Schadstofffracht, ausgedrückt in Gramm Schadstoff pro Jahr [g/a]. Die relevanten Berechnungsergebnisse werden in ALTEX-1D als Tabelle angegeben (s. Tab. 2).

Bei einigen Eingabeparametern, wie z.B. die Abbaurrate, ist es empfehlenswert, mehrere Sickerwasserprognose-Szenarien bei variierenden Eingabedaten zu erstellen. Damit können beispielsweise „worst-case“-Szenarien und „plausible“ Szenarien nebeneinander gestellt werden.

**Tab. 2:** Berechnungsergebnisse von ALTEX-1D tabellarisch dargestellt bei einem Fallbeispiel.

| Berechnung nach analytischer Lösung „van Genuchten“ |                |                        |         |
|---|----------------|------------------------|---------|
| Konzentrations- und Frachtberechnung am OdB         |                | Start Berechnung       |         |
| max. Konzentration                                  | $C_{max}$      | mg/l                   | 549,9   |
| Zeitpunkt der max. Konz.                            | $t_{cmax}$     | a                      | 236,0   |
| Zeitpunkt PW-Überschr.                              | $t_{pwü}$      | a                      | 21,0    |
| Zeitpunkt PW-Unterschr.                             | $t_{pwu}$      | a                      | 376,0   |
| Dauer PW-Überschr.                                  | $t_{pw}$       | a                      | 355,0   |
| Schadstoffemission Quelle                           | $E_{s1ges}$    | kg                     | 52,598  |
| Schadstoffemission GW                               | $E_{s2ges}$    | kg                     | 52,548  |
| max. Fracht GW                                      | $E_{s2max}$    | g/a                    | 233,707 |
| mittl. Fracht GW                                    | $E_{s2mittel}$ | g/a                    | 148,024 |
| max. Emissionsstärke GW                             | $J_{s2max}$    | mg/(m <sup>2</sup> ·a) | 137,5   |
| mittl. Emissionsstärke GW                           | $J_{s2mittel}$ | mg/(m <sup>2</sup> ·a) | 87,1    |
| mobilisierbare Masse                                | $M_{mob}$      | kg                     | 52,598  |
| Abbruchkriterium                                    |                |                        |         |

## ALTEX-1D-Schulung

Die Anwendung von ALTEX-1D setzt voraus, dass sich der Anwender mit den für die Sickerwasserprognose relevanten Prozessen (Schadstofffreisetzung, Rückhalt, Abbau) intensiv auseinandersetzt. Zur Schulung der Bodenschutzbehörden fand 2012 eine Schulung statt, für 2013 ist eine weitere Schulung geplant. Das HLUg ist gerne bereit, die Bodenschutzbehörden bei der Anwendung von ALTEX-1D bzw. bei der Auswertung von ALTEX-1D-Sickerwasserprognosen zu unterstützen.

Weitere Informationen zu ALTEX-1D stehen im Internet bereit: [www.hlug.de](http://www.hlug.de), dann weiter über „Altlasten“, „Altlastenbearbeitung“, „Sickerwasserprognose/Elutionsverfahren/Saugkerzen“ (<http://www.hlug.de/start/altlasten/altlastenbearbeitung/sickerwasserprognose-elutionsverfahren-saugkerzen.html>). Dort sind ebenfalls die u. g. Literaturquellen zu finden.

## Literatur

- [1] Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie: Handbuch Altlasten Band 3 Teil 3 „Untersuchung und Beurteilung des Wirkungspfad des Boden-Grundwasser (Sickerwasserprognose)“, 2. Auflage 2002, [www.hlug.de/start/altlasten/arbeitshilfen/band-3-erkundung-von-altflaechen/teil-3.html](http://www.hlug.de/start/altlasten/arbeitshilfen/band-3-erkundung-von-altflaechen/teil-3.html)
- [2] Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz: Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen Stand 10/2006 mit redaktionellen Anpassungen im Hinblick auf die Verbesserungen des Excel-Arbeitsblattes ALTEX-1D (Stand 12/2008) [www.labo-deutschland.de/documents/Ah\\_Du\\_1208\\_732\\_8fa.pdf](http://www.labo-deutschland.de/documents/Ah_Du_1208_732_8fa.pdf)
- [3] Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz: ALTEX-1D als EXCEL-Datei; eine aktualisierte Fassung inkl. Seminarunterlagen wird durch das Niedersächsische Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) zur Verfügung gestellt. [www.lbeg.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation\\_id=809&article\\_id=870&psmand=4](http://www.lbeg.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=809&article_id=870&psmand=4)
- [4] Niedersächsisches Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG): ALTEX-1D, Analytische Lösung der 1D-Transportgleichung mit MS-EXCEL  
Microsoft Excel-Arbeitsblatt, Bedienungsanleitung Ver. 2.4 [www.lbeg.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation\\_id=809&article\\_id=870&psmand=4](http://www.lbeg.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=809&article_id=870&psmand=4)



## Nachlese zum Fachgespräch „Ökotoxikologische Verfahren als Bewertungshilfe bei Altlastenverfahren“

MARIE-ANNE FELDMANN

### Fachgespräch „Ökotoxikologische Verfahren als Bewertungshilfe bei Altlastenverfahren“ - Vorstellung einer Studie -



Foto: GOBIO-GmbH

Das Fachgespräch fand am 6. Dezember 2011 im HLUg statt. Es wurde der Inhalt einer Studie vorgestellt, die unter den folgenden Überlegungen erarbeitet wird.

Zur Altlastenbearbeitung gehört die Überprüfung des von einem Standort ausgehenden Umweltrisikos. Hierzu werden üblicherweise Proben von Wasser, Boden und Bodenluft chemisch analysiert. Der Analysenumfang richtet sich dabei in der Regel nach den Kenntnissen, die man über den Standort hat: welche Stoffe eingesetzt und/oder abgelagert worden sind. Oft sind nicht alle tatsächlich eingesetzten Stoffe bekannt. Diese Informationslücken bleiben häufig unberücksichtigt, ebenso wie mögliche Wechselwirkungen der Stoffe untereinander sowie Abbauprodukte, die durch chemische und/oder biologische Prozesse entstanden sind.

Besondere Bedeutung hat in diesem Zusammenhang das Grundwasser. Es stellt sich die Frage, ob neben der Untersuchung von Konzentrationen einzelner Stoffe im Grundwasser ergänzend mögliche Schädwirkungen von Stoffgemischen auf aquatische Systeme betrachtet werden können. Solche Wirkungen werden für Oberflächengewässer bereits durch standardisierte ökotoxikologische Testverfahren untersucht.

Im Auftrag des HLUg hat ein Institut untersucht, ob und wie solche Verfahren auch für die Altlastenbearbeitung und für die Beurteilung von Grundwasserkontaminationen herangezogen werden können. Zusammen mit diesem Institut erarbeitet eine Arbeitsgruppe von Mitarbeiter/-innen aus RP und HLUg die Veröffentlichung dieser Erkenntnisse,

die den Bodenschutzbehörden zur Verfügung gestellt werden sollen.

Im Fachgespräch wurden Grundlagen über das Grundwasser als Ökosystem vermittelt und Ergebnisse aus dieser Studie vorgestellt. Dabei stieß das Thema „Grundwasser als Lebensraum“ auf besonderes Interesse. Die Präsentation lebender Grundwassertiere zog dabei alle Anwesenden in den Bann – eröffnete sich damit doch ein Blick in eine Lebenswelt, die für die meisten der Teilnehmenden bislang fremd war. Die Erkenntnis, dass das Grundwasser belebt ist, war für die meisten neu.

Deshalb ist der folgende Beitrag von Herrn Dr. Hahn dem Thema der Grundwasserlebensgemeinschaften gewidmet.



## Grundwasser als Lebensraum - Besonderheiten und Anwendungsmöglichkeiten

HANS JÜRGEN HAHN

Überall, wo wir gehen und stehen findet sich Grundwasser unter unseren Füßen. Dieses Grundwasser, in der Reinheit, wie wir es gewöhnt sind, ist vor allem das Ergebnis biologischer Prozesse. Wir müssen uns deshalb von dem Gedanken freimachen, dass Grundwasser eine tote, unbelebte Ressource sei. Vielmehr gilt: Nur gesunde Grundwasserökosysteme liefern auch sauberes Grundwasser. In der Tat, Grundwasser ist ein Lebensraum und zwar einer der größten und ältesten auf den Kontinenten der Erde.

Beindruckend sind die Ökosystemdienstleistungen, die uns die Grundwasserlebensgemeinschaften – Tiere und zahllose Mikroorganismen – bieten: An erster Stelle zu nennen ist hier die Reinigung des Wassers durch die Bakterien, die gelöstes organisches Material zu Bakterienbiomasse umbauen, und die Tiere, die die Bakterien und totes organisches Material fressen. Genauso funktioniert auch die biologische Selbstreinigung der Fließgewässer. Solcherart gereinigtes Grundwasser wird in Deutschland etwa im Werte von 5–7 Milliarden Euro jährlich für die Trinkwasserversorgung gefördert. Tiere, die im Sediment graben und den Bakterienaufwuchs und eingetragenen Detritus<sup>1</sup> fressen, halten damit das Lückensystem der Grundwasserleiter offen. Da Grundwasser und Oberflächengewässer in engem Austausch stehen, wird dadurch auch das Oberflächenwasser gereinigt. Durch das Offenhalten der Lückensysteme verbessern sie gleichzeitig auch die hydraulische

Leitfähigkeit der Bachsedimente und fördern die Austauschvorgänge zwischen „oben“ und „unten“. Direkt lässt sich die Grundwasserfauna vor allem für Zwecke der Bioindikation nutzen, denn die Tiere geben uns wichtige Informationen über den Zustand des Grundwassers. Ein ganz wichtiger Aspekt sollte hier nicht unerwähnt bleiben: die Grundwasserfauna trägt in nicht geringem Maße zur Biodiversität, zur Biologischen Vielfalt, bei. Etwa 500 Tierarten wurden bisher im deutschen Grundwasser gefunden (Abb. 1), davon etwa die Hälfte ausschließlich dort. Weltweit geht man von ca. 50 000–100 000 streng grundwassergebundenen Tierarten aus (HAHN 2012).



**Abb. 1:** Tiere des Grundwassers: Links oben Höhlenflohkrebs, rechts unten eine Grundwasserassel (beide Fotos: K. Grabow, Karlsruhe), in der Mitte Muschelkrebs, Raupenhüpferling und Brunnenkrebs (von links unten nach rechts oben; Fotos: Autor). Echte Grundwassertiere sind meist blind, unpigmentiert, langgestreckt und besitzen einen reduzierten Stoffwechsel, um knappe Energie zu sparen.

<sup>1</sup> Detritus: Reste abgestorbener Pflanzen und Tiere



## Besonderheiten des Lebensraums Grundwasser

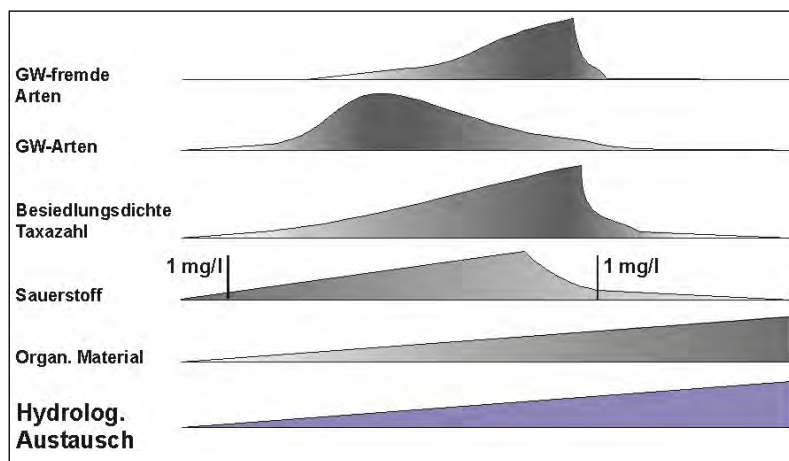
### Der hydrologische Austausch

Die für die Ökologie des Grundwassers wohl bedeutendste Eigenschaft ist die Art der Energieversorgung: während die Lebensräume der Erdoberfläche meist autotroph<sup>2</sup> sind, dort also grüne Pflanzen mit Hilfe des Sonnenlichtes aus anorganischen Stoffen Biomasse aufbauen und Sauerstoff erzeugen, sind lichtlose Grundwasserökosysteme überwiegend heterotroph. Organisches Material wird in gelöster oder partikulärer Form, als Detritus, von der Erdoberfläche ins Grundwasser eingetragen. Chemoautotrophe Primärproduktion dagegen spielt in den meisten Grundwässern wohl keine nennenswerte Rolle. Grundwasserlebensräume hängen demzufolge ganz stark von den Wechselwirkungen mit Oberflächenwasser ab. Tatsächlich ist der hydrologische Austausch wohl der wesentliche Schlüsselparameter für Grundwasserökosysteme (Abb. 2).

Das von der Erdoberfläche aus das Grundwasser speisende Wasser transportiert organisches Material (OM) und Sauerstoff in die Tiefe. Je besser also der Kontakt zur Erdoberfläche, desto größer das Angebot an Sauerstoff und organischem Material. Mit zu-

nehmender Verweilzeit wird immer mehr OM unter Sauerstoffverbrauch biologisch abgebaut. Je älter ein Grundwasser, umso schlechter also die Versorgung mit diesen Stoffen und umgekehrt. Wird allerdings sehr viel OM eingetragen, können durch biologische Abbauvorgänge hypoxische oder anoxische Verhältnisse auftreten. Sauerstoffkonzentrationen  $< 1 \text{ mg/l}$  sind auch für die anspruchslose Grundwasserfauna kritisch. Unterhalb dieses Wertes geht die Besiedlungsdichte schlagartig zurück. Oberhalb dieses Wertes spielt Sauerstoff dagegen keine Rolle mehr für die Besiedlung. Entscheidend ist vor allem das Nahrungsangebot. Besiedlungsdichte und Artenspektrum sind stark und positiv mit dem Angebot an OM korreliert. Bei geringem OM-Angebot ist die Besiedlung sehr dünn und artenarm, bestimmt fast ausschließlich von anspruchslosen, echten Grundwassertieren, deren Dichte jedoch mit zunehmendem OM steigt. Irgendwann jedoch ist der Punkt erreicht, wo die Lebensbedingungen auch für die wesentlich anspruchsvolleren Oberflächenwasserarten ausreichend sind. Diese beginnen nun zunehmend die konkurrenzschwachen Grundwassertiere zu verdrängen. Daraus ergibt sich der für die faunistisch begründete Bioindikation im Grundwasser wohl vielversprechendste Ansatz:

Die Besiedlungsdichte und das Verhältnis echter Grundwassertiere zu Oberflächenarten zeigen uns die Stärke und die Richtung des hydrologischen Austauschs und dessen Veränderung an.



**Abb. 2:** Bedeutung des hydrologischen Austauschs für Grundwasserlebensgemeinschaften: Mit zunehmendem Oberflächenwassereintrag, dargestellt entlang der X-Achse, nimmt das Angebot an Sauerstoff und organischem Material im Grundwasser zu. Entsprechend verändert sich die Fauna. Erläuterung dazu im Text.

### Die Struktur des Grundwasserleiters

Die hydrologische Leitfähigkeit des Grundwasserleiters, also der Leitertyp (z. B. Kluft-, Karst- oder Porenleiter), bestimmen die Größe des verfügbaren Lückenraums. Dadurch werden nicht nur die Dynamik und das Fließverhalten des Wassers beeinflusst, sondern vor allem auch die Größe der dort lebenden Tiere. In Kluft- und Karstleitern leben

<sup>2</sup> autotroph/heterotroph: sich von anorganischen/organischen Stoffen ernährend

deswegen wesentlich größere Tiere als in Lockergesteinsleitern mit kleinen Porenräumen. Das Vorkommen bestimmter Tiere erlaubt deshalb Rückschlüsse auf die Herkunft eines Wassers und damit auf die hydrogeologischen Zusammenhänge.

## Stoffliche Einträge

Die Auswirkungen stofflicher Einträge auf die Grundwasserfauna sind, mit Ausnahme von OM, schwer abzuschätzen. Ziemlich sicher aber sind die meisten Grundwassertiere recht tolerant gegenüber Veränderungen der wasserchemischen Verhältnisse, solange es sich dabei nicht um Extreme handelt. Korrelationen zwischen Hydrochemie und Fauna wurden bisher nur ausnahmsweise festgestellt (HAHN 2006). Gelegentlich findet man Zusammenhänge zwischen Nitrat und Fauna, aber hier ist dann eher von der Zeigerfunktion des Nitrats für Oberflächenwassereintrag

oder der Art der Landnutzung auszugehen (STEIN et al. 2010).

Anders sieht es bei toxischen Substanzen aus: Grundwassertiere scheinen hier ähnlich zu reagieren wie Oberflächenarten, wobei es große Unterschiede zwischen den verschiedenen Tiergruppen und Stoffen gibt. Nematoden z. B. scheinen insgesamt wesentlich toleranter gegenüber den verschiedensten Schadstoffen zu sein als Krebstiere. Grundwässer, die nur von Nematoden besiedelt sind, müssen deshalb in den meisten Fällen als anthropogen stark beeinflusst bewertet werden (MATZKE 2006). Letztlich ist der Kenntnisstand zu den Auswirkungen von Schadstoffen auf Grundwasser noch sehr gering, sodass praktische Anwendungen bisher kaum möglich sind. Bakterien dagegen reagieren recht spezifisch auf unterschiedliche Substanzen, so dass diese dem Fachmann Informationen über Art und Stärke der Belastung geben können.

## Anwendungsmöglichkeiten grundwasserökologischer Kenntnisse

Alle gesicherten Anwendungsmöglichkeiten grundwasserökologischer Kenntnisse beruhen derzeit auf der Indikation von Oberflächenwasser-Grundwasser-Wechselwirkungen, teilweise noch ergänzt um Hintergrundinformationen über hydrogeologische Zusammenhänge. Dabei ist insbesondere die schnelle Reaktion der Fauna auf Veränderungen der hydrologischen und hydrogeologischen Veränderungen hervorzuheben. Zu näheren Informationen zu den Anwendungsmöglichkeiten grundwasserökologischer Forschung siehe BORK et al. (2009), auf die sich auch die unten stehenden Ausführungen beziehen.

### Abschätzung der intrinsischen Vulnerabilität: Uferfiltrationsanlagen und Brunnen

Unter intrinsischer Vulnerabilität versteht man die potentielle Gefährdung eines Grundwassers durch Oberflächeneintrag beliebiger Stoffe. Genau darauf reagiert auch die Grundwasserfauna. Anhand der Fauna lässt sich eindeutig feststellen, ob bei einem

Brunnen ein hydraulischer Kurzschluss besteht oder nicht. Ebenso kann man im Bereich einer Uferfiltrationsanlage anhand der räumlichen Verteilung der Tiere und deren Artenspektrum sehr genau die Gradienten zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser ermitteln und bei regelmäßiger Überwachung ggf. auch den Durchbruch von Oberflächenwasser erfassen.

### Feuchtgebietsmanagement

Die nachhaltige Bewirtschaftung grundwasserabhängiger Feuchtgebiete bedeutet vor allem, die hydrologischen Verhältnisse in einer Weise zu erhalten, die die ökologische Funktionsfähigkeit und die Integrität dieser meist geschützten Lebensräume bewahrt. Gerade bei der Trinkwassergewinnung kommt es hier oft zu Interessenkonflikten mit dem Naturschutz. Voraussetzung für ein ökologisch nachhaltiges Feuchtgebietsmanagement ist die Kenntnis der speziellen hydrogeologischen Verhältnisse und Funktionsweise des jeweiligen Gebietes. Die Fauna kann

hierbei wichtige Informationen zum Gesamtsystem besteuern – und dies in hoher räumlicher Auflösung.

Weiterhin bedarf es einer Überwachung, um ggf. auftretende, hydrologische Veränderungen möglichst rasch zu erfassen. Ein solches Monitoring setzt immer noch auf Oberflächenarten und -zeigerflächen. Diese reagieren jedoch sehr langsam auf hydrologische Veränderungen und unterliegen darüber hinaus noch starken natürlichen Schwankungen. Hier besteht die große Gefahr, dass für die ökologische Funktionsfähigkeit kritische Veränderungen erst bemerkt werden, wenn bereits nachhaltige Schädigungen eingetreten sind. Grundwasserorganismen reagieren darauf hingegen sehr empfindlich und innerhalb weniger Wochen. Sie sind damit ideale Frühwarnsysteme für hydrologische Veränderungen.

## Grundwasserüberwachung

Die Überwachung der Grundwasserkörper hinsichtlich qualitativer und quantitativer Veränderungen ist eine der zentralen Anforderungen von EG-Grundwasserrichtlinie und deutscher Grundwasserverordnung. Was die chemische Überwachung angeht,

so kann man nur das feststellen, wonach man sucht. Das Spektrum der mit einem praktikablen Aufwand zu erfassenden Substanzen hält sich dadurch sehr in Grenzen. Bioindikation bedeutet dagegen die Qualität des gesamten Lebensraums zu überwachen: Lebewesen integrieren über die Gesamtheit der wirksamen Umweltfaktoren, und dies über einen größeren Zeitraum. Irgendwelche Veränderungen in ihrer Umwelt, wenn ökologisch relevant, spiegeln sich deshalb in Veränderungen der Lebensgemeinschaften oder im Verhalten einzelner Individuen wider. Der Daphnien- oder der Goldortentest für Oberflächengewässer funktionieren genau nach diesem Prinzip. Treten Veränderungen der Lebensgemeinschaften oder im Verhalten einzelner Individuen auf, wird gezielt nach den Ursachen, das heißt nach den Stressoren, gesucht. Langjährige Untersuchungen an ausgewählten Grundwassermessstellen ergaben, dass Veränderungen der Fauna fast immer im Zusammenhang mit Veränderungen irgendeines, jedoch von Messstelle zu Messstelle unterschiedlichen Parameters stehen. Die Grundwasserfauna könnte sich deshalb zu einem wichtigen, kostengünstigen und vor allem aussagekräftigen Werkzeug für die Grundwasserüberwachung entwickeln.

## Literatur

- BORK, J., BERKHOFF, S. & HAHN, H. J. (2009): Bioindikation im Grundwasser: Metazoen. – Handbuch Angewandte Limnologie, 26 Erg.Lfg., VIII-7.5.2 (Bewertungen), 1–20, Wiley-VCH, Weinheim.
- HAHN, H. J. (2012): Metazoen/Vielzellige Tiere. In Grundwasserbiologie – Grundlagen und Anwendungen T5/2012, DWA-Themen.
- HAHN, H. J. (2006): A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats: The GW-Fauna-Index – *Limnologica* 36, 2, 119–137.
- MATZKE, D. (2006): Untersuchungen zum Verhalten von Grundwasserfauna in Altlastflächen mit vorangegangenem Vergleich unterschiedlicher Sammeltechniken – Dissertation, Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, <http://koll.opus.hbz-nrw.de/volltexte/2006/27/>
- STEIN, H., KELLERMANN, C., SCHMIDT, S. I., BRIELMANN, H., STEUBE, C., BERKHOFF, S. E., FUCHS, A., HAHN, H. J., THULIN, B. & GRIEBLER, C. (2010): The potential use of fauna and bacteria as ecological indicators for the assessment of groundwater quality. – *J. Environ. Monit.*, 12, 242–254.

# Boden- und Grundwassersanierung eines Arsenschadens

## Vom RUBIN-Forschungsvorhaben zum Erdwärmekorb

MARION PEINE, BIRGIT SCHMITT-BIEGEL, DIETER BOHLEN, ZRINKO REZIC & JÖRN MÜLLER

### Einleitung

Das Gelände der ehemaligen Firma Lembach & Schleicher befindet sich im Wiesbadener Stadtteil Biebrich in unmittelbarer Rheinnähe. Südlich angrenzend befindet sich die Altablagerung „Rheinwiesen“, eine Ablagerung von Bauschutt, Haus- und

Gewerbemüll in den Bühnenfeldern des Rheins aus den frühen 1930er Jahren. Das Gelände ist als Grünfläche angelegt und wird in den Sommermonaten intensiv für Freizeitaktivitäten genutzt.

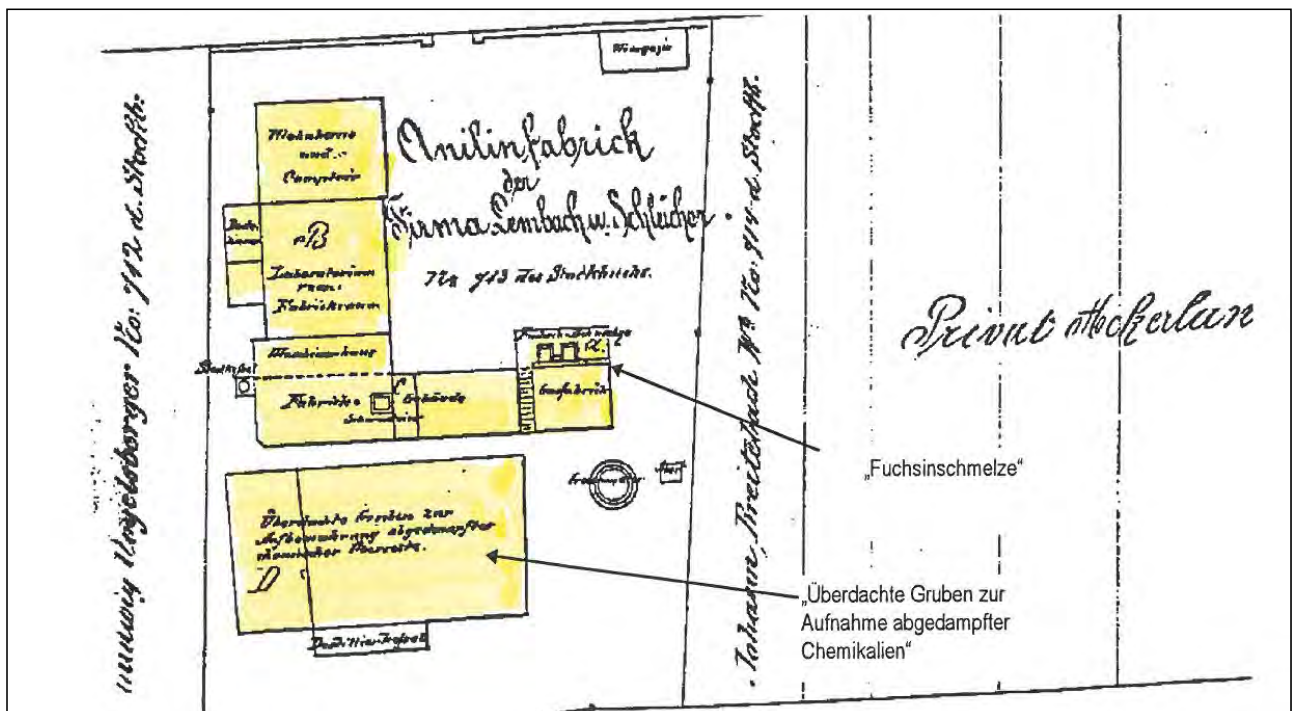


Abb. 1: Ehemalige Produktionsstätten der Firma Lembach & Schleicher in 1874.

### Nutzung und Historie

Die Anfänge der Fuchsinproduktion gehen auf das Jahr 1863 mit der Gründung der Farbstofffabriken der späteren Farbwerke Hoechst in Frankfurt und der Kalle AG in Wiesbaden Biebrich zurück. Der rotviolette Farbstoff brachte den Farbstofffabriken den

Namen „Rotfabrik“ ein. Auf dem Gelände der Firma Lembach & Schleicher setzte die Fuchsinproduktion mit Arsen und arsenhaltiger Säure 1878 ein und endete um 1910 (vgl. Abb. 1).

Die bei der Produktion anfallenden Rückstände wurden in Abdampfgruben auf dem Betriebsgelände gesammelt (vgl. Abb. 1). Nach Einstellung der Produktion wurden die Betriebsgebäude der Firma Lembach & Schleicher teilweise zurückgebaut. Auch außerhalb des ehemaligen Firmengeländes wurden die Produktionsrückstände entlang des Rheins zur Geländeauffüllung verwendet.

Die Firma Lembach & Schleicher wurde 1910 im Zuge der Liquidation von einem Chemieunternehmen übernommen, das den Betrieb noch bis 1919 weiterführte. In den Jahren 1927 bis 1949 erwarb eine Chemische Fabrik, die noch heute auf dem Gelände ansässig ist, nach und nach einzelne Grundstücke des ehemaligen Firmengeländes.

Seit Ende der 1950er Jahre setzte die Chemische Fabrik auch chlorierte Kohlenwasserstoffe, vornehmlich Tetrachlorethen, im Rahmen der Herstellung von

Textilhilfsmitteln auf dem Gelände ein. In 1990 wurde auf dem Altstandort mit der Sanierung eines CKW-Schadens begonnen, der durch die ansässige Chemische Fabrik verursacht worden war. Im Rahmen von Bauarbeiten wurde 1994 der Arsenschaden entdeckt. Mit Bekanntwerden der Arsenkontaminationen erfolgte die Abschaltung der hydraulischen CKW-Sanierung wegen der fehlenden Arsenabreinigung des geförderten Grundwassers.

Die umwelttechnischen Untersuchungen zeigten massive Arsenkontaminationen des Bodens und des Grundwassers und führten mit Bescheid vom 18. Mai 1995 des Regierungspräsidiums Darmstadt zur Altlastenfeststellung des Grundstücks. Die Erkundung des Arsenschadens wurde am 8. Juni 1995 auf die HIM-ASG als Träger der hessischen Altlastensanierung übertragen. Im Rahmen von Detail- und Sanierungsuntersuchungen in den Jahren 1997 und 1998 wurde das tatsächliche Ausmaß des Arsenschadens

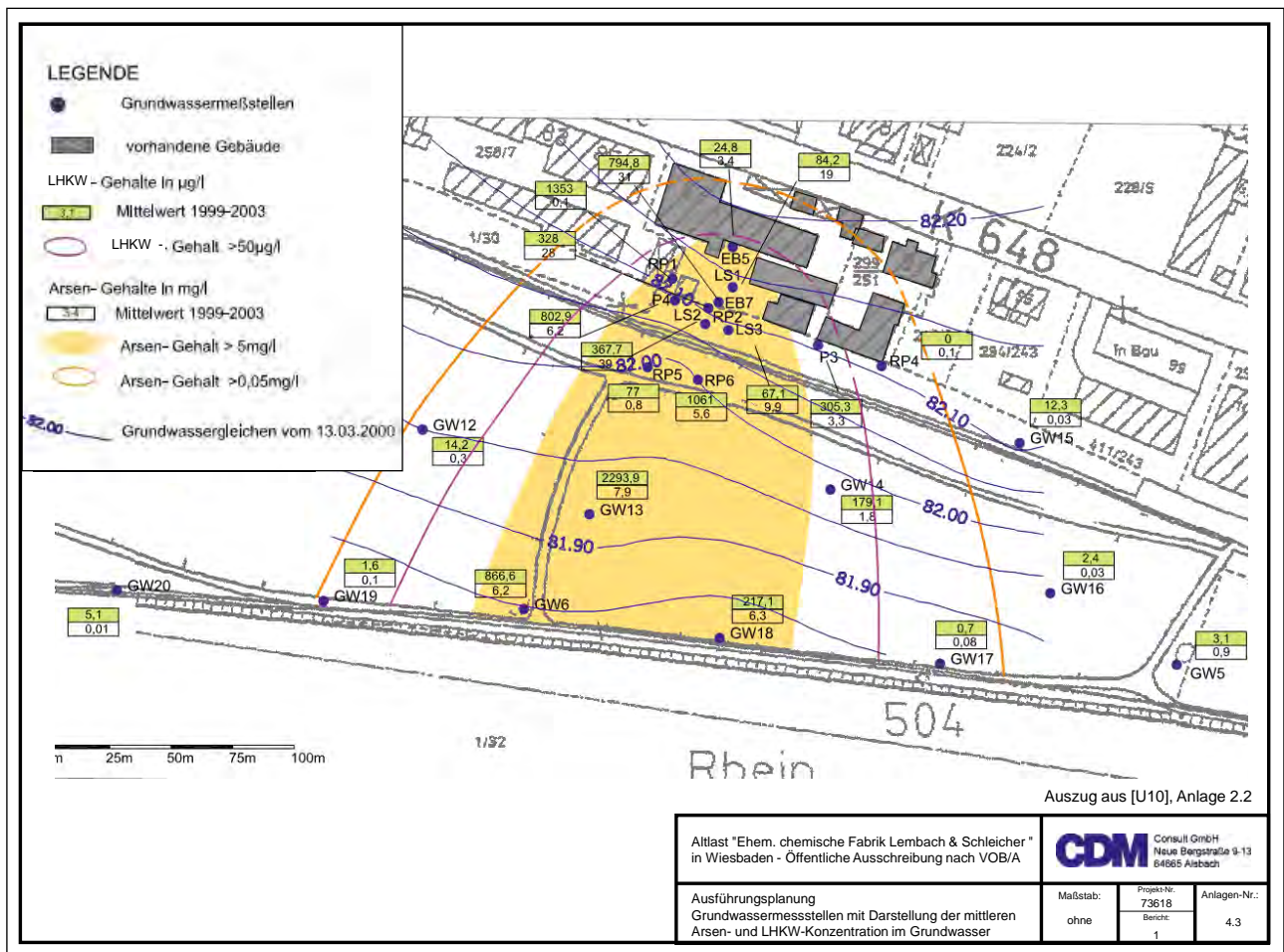


Abb. 2: Darstellung Schadstofffahne.

dens festgestellt. Danach erstreckte sich die Arsenkontamination in der ungesättigten Bodenzone über die Grundstücksgrenzen hinaus auf ein benachbartes Firmengrundstück und auf Grundstücke der Landeshauptstadt Wiesbaden und reichte in der gesättigten Bodenzone über eine 150 m breite Schadstofffahne bis zum Rhein (vgl. Abb. 2).

## Sanierungsverantwortung

Nach § 4 Abs. 3 BBodSchG sind der Verursacher einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast sowie dessen Gesamtrechtsnachfolger, der Grundstückseigentümer und der Inhaber der tatsächlichen Gewalt über ein Grundstück verpflichtet, Sanierungsmaßnahmen durchzuführen. In einem ersten Schritt versuchte das Regierungspräsidium Darmstadt den Gesamtrechtsnachfolger der Firma Lembach & Schleicher zu ermitteln. Das Betriebsvermögen der Firma Lembach & Schleicher wurde 1910 im Zuge der Liquidation übertragen. Das Regierungspräsidium Darmstadt ordnete am 13. September 2000 die Erarbeitung eines Sanierungsplanes und die Durchführung der Sanierungsmaßnahmen gegenüber dem potentiellen Gesamtrechtsnachfolger an. Im Rahmen des Verwaltungsstreitverfahrens konnte die Verfügungsgegnerin nachweisen, dass der Betrieb der Fuchsinschmelze bereits zu einem früheren Zeitpunkt eingestellt worden war. Andere Betriebszweige der ehemaligen Firma Lembach & Schleicher waren weitergeführt worden, nicht jedoch die Fuchsinschmelze. Somit lag keine Gesamtrechtsnachfolge vor.

In einem zweiten Schritt wurde die ansässige Chemische Fabrik als Grundstückseigentümerin und Inhaberin der tatsächlichen Gewalt zu der Durchführung von Sanierungsmaßnahmen auf dem Grundstück herangezogen, auf dem der Schadensherd lokalisiert werden konnte. Die Chemische Fabrik beteiligte sich an den Sanierungskosten entsprechend den vom Bundesverfassungsgericht entwickelten Zumutbarkeitsgrundsätzen im Hinblick auf den Eigentumsschutz des Art. 14 Abs. 1 GG in Höhe des Verkehrswertes seines Grundstücks und beauftragte ein Ing.-Büro mit der Erarbeitung einer Sanierungs-

planung für die gesamte Altlast. Das Regierungspräsidium Darmstadt genehmigte den eingereichten Sanierungsplan nach § 13 Abs. 6 BBodSchG. Auf der Grundlage der Sanierungsplanung war ein Aushub der Arsenkontaminationen auf einer Gesamtfläche von 1 800 m<sup>2</sup> mit einer Aushubtiefe von 6 m u. GOK und anschließender hydraulischer Sicherung geplant (vgl. nachfolgende Tab. 1). Mit der Aushubsanierung sollten rd. 35 t Arsen aus dem Untergrund entfernt werden.

**Tab. 1:** Grundstücksbezogene Ausweisung der Flächenanteile und Schadstoffmengen.

| Eigentümer       | Flächenanteile [m <sup>2</sup> ] | Schadstoffmengen [t] | Schadstoffmengen [%] |
|------------------|----------------------------------|----------------------|----------------------|
| Chemische Fabrik | 900                              | 31,5                 | 90                   |
| Nachbarfirma     | 300                              | 0,7                  | 2                    |
| LH Wiesbaden     | 600                              | 2,8                  | 8                    |
| Summe            | 1 800                            | 35,0                 | 100                  |

Gegenüber den beiden anderen Grundstückseigentümerinnen wurde die Aushubsanierung auf ihren betroffenen Grundstücken angeordnet. Eine Eigentümerin des Nachbargrundstücks klagte beim Verwaltungsgericht Wiesbaden und unterlag. Das Verwaltungsgericht bestätigte, dass das Regierungspräsidium Darmstadt das Auswahlermessen fehlerfrei ausgeübt und insbesondere den Verhältnismäßigkeitsgrundsatz beachtet habe. Das Gericht sah es als angemessen an, alle drei Zustandsstörer zur Sanierung ihrer jeweiligen Grundstücke heranzuziehen, damit der gesamte Schaden beseitigt werde. Es wies ausdrücklich darauf hin, dass eine zeitgleiche Umsetzung der Sanierungsmaßnahmen auf allen drei belasteten Grundstücken geboten sei. Die Berufung beim Hessischen Verwaltungsgerichtshof wurde zugelassen. Im Frühjahr 2011 fand ein Mediationsverfahren unter Beteiligung aller drei Sanierungspflichtigen

statt. Hierbei kam es zu der Vereinbarung, den hochbelasteten Kernbereich von 900 m<sup>2</sup> (Chemische Fabrik) mittels Aushubsanierung zu entfernen und die anderen Grundstücke mit einer Fläche von ebenfalls 900 m<sup>2</sup> hydraulisch zu sanieren.

Zwischen der Eigentümerin des Nachbargrundstücks, der Landeshauptstadt Wiesbaden und dem Regierungspräsidium Darmstadt wurde ein öffentlich-rechtlicher Vertrag abgeschlossen, in dem die Kostenbeteiligung entsprechend der Schadstoffmengen festgelegt ist. Das Regierungspräsidium Darmstadt genehmigte die geänderte Ausführungsplanung für die hydraulische Sanierung der Nachbargrundstücke.

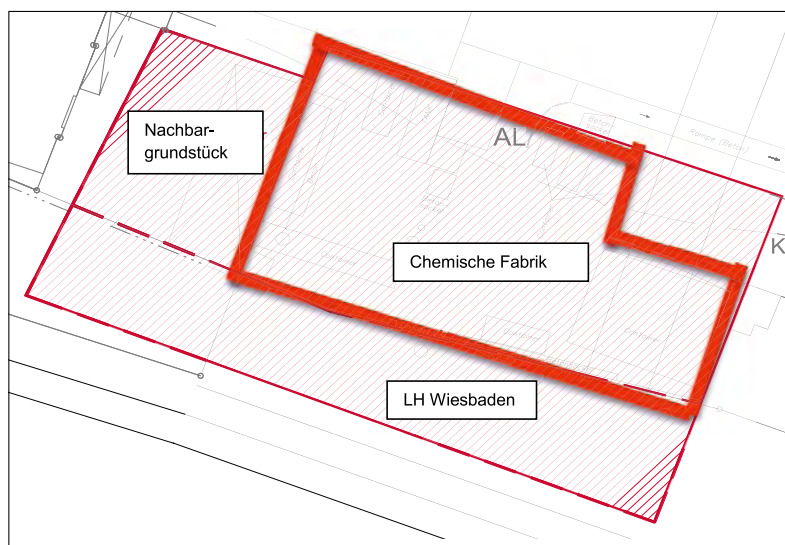


Abb. 3: Aufteilung der belasteten Grundstücke.

## Sanierungskonzept

Auf der Grundlage der Vereinbarung aus dem Mediationsverfahren wurde im März 2011 folgendes Konzept zur Sanierung des ehemaligen Lembach & Schleicher-Geländes öffentlich ausgeschrieben:

- Aushubsanierung im Kernbereich innerhalb einer wasserdichten Bohrpfahlwand
- nachlaufende Grundwassersicherung über drei Förderbrunnen im kontaminierten Teilbereich unterhalb der Bestandsbebauung unter Einsatz der Bohrpfahlwand als Leitwand
- Grundwassersanierung über drei Förderbrunnen im Abstrom des Kernbereiches
- Reinigung des belasteten Grundwassers über eine mehrstufige GEH-Filtrationsanlage und Ableitung des gereinigten Grundwassers in den nahe gelegenen Vorfluter Rhein

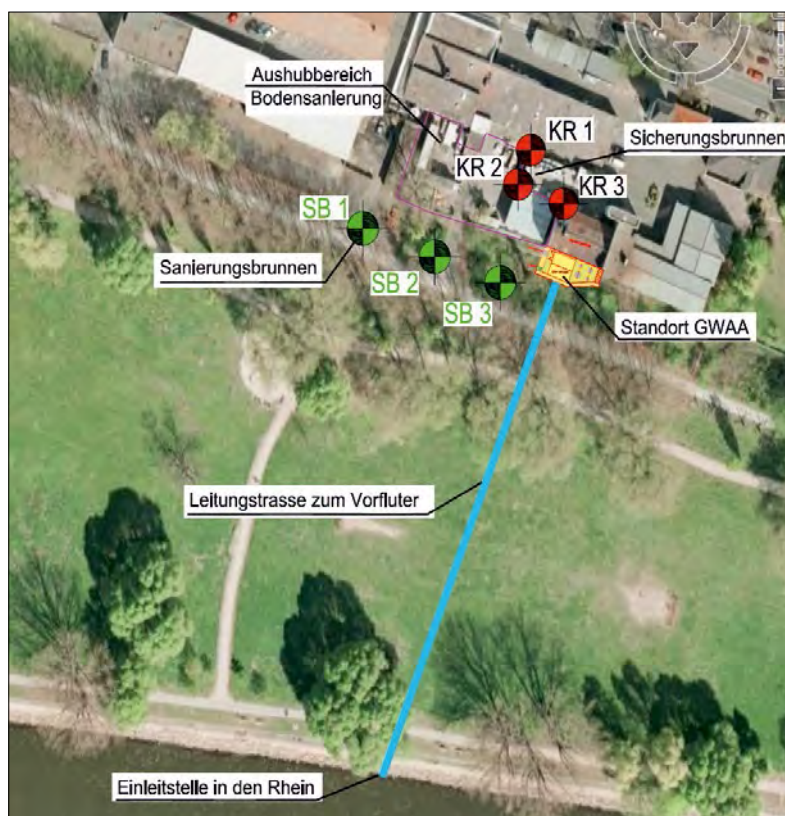


Abb. 4: Lageplan der Sanierungseinrichtungen.

Die Projektsteuerung dieses Falles oblag der HIM-ASG. Sie vergab im Mai die Bodensanierung mit der Bauwasserhaltung sowie die Errichtung einer Grund-

wasseraufbereitungsanlage an eine Arbeitsgemeinschaft (ARGE).

## Umsetzung der Sanierungsarbeiten

Vor dem eigentlichen Beginn der Sanierungsmaßnahmen wurden Öffentlichkeit und Anwohner informiert. Die angrenzende Bausubstanz wie auch die Transport- und Fahrwege wurden von einem Bau-sachverständigen beweisgesichert. Baubegleitend wurde zudem aufgrund der sensiblen technischen Einrichtungen der Chemischen Fabrik ein Erschütterungsmonitoring durchgeführt. Weiterhin erfolgten im Zuge der Sanierungsarbeiten dauerhaft Erschütterungsmessungen zum Nachweis, dass die Sanierung die Betriebsabläufe der Chemischen Fabrik nicht beeinträchtigt. Mittels Staubmessgeräten konnte nachgewiesen werden, dass die Bevölkerung um die Baustelle zu keiner Zeit gefährdet war und die Maßnahmen gegen Schadstoffverfrachtungen erfolgreich waren.

Im Juni 2011 wurde mit der Baustelleneinrichtung, dem Abriss oberirdischer Bausubstanz und mit der

Herstellung der Verbauwand begonnen. Der Baugru-benverbau wurde aus einer überschnittenen, wasser-dichten Bohrpfahlwand hergestellt, die in den an-stehenden tertiären Grundwasserstauer einbindet. Da im Zuge vorlaufender Pumpversuche sich ab-zeichnete, dass es aufgrund der klüftigen Verhältnisse im Tertiär zu einem sehr hohen Wasserandrang kommen kann, wurde das System aus Verbauwand und Tertiärwasserhaltung im Zuge der Bautätigkeiten angepasst. Zur Minimierung des Wasserandrangs wurde die Bohrpfahlwand ca. 13,50 m unter GOK errichtet und die Entspannungsbohrungen wurden nur 11,50 m unter GOK gebohrt. Für die Bauwasserhaltung wurde der quartäre Grundwasserleiter mit-tels zwei Förderbrunnen innerhalb der umschlie-ßenden Bohrpfahlwand bis zur tertiären Tonschicht abgesenkt und zur Vermeidung eines hydraulischen Grundbruchs wurde der tertiäre Grundwasserleiter durch fünf Entspannungsbrunnen entlastet.



Abb. 5: Blick auf den Bohrpfahlwandverbau.



An den relativ geringen Fördermengen im Zuge der Bauwasserhaltung und der trockenen Baugrube zeigten sich diese Maßnahmen (unterschiedlichen Tiefe von Bohrpfahlwand und Entspannungsbrunnen) als wirkungsvoll und richtig.

Nach der Herstellung der Verbauwand (vgl. Abb. 5) und der Absenkung des quartären Grundwassers im Dichtwandtopf wurde mit der Entfernung des kontaminierten Bodenmaterials begonnen. Der Boden wurde mit einem Bagger ausgehoben und direkt auf die Transportfahrzeuge zum Abtransport verladen. Dieses Vorgehen war deshalb möglich, da der Boden in Abstimmung mit der Genehmigungsbehörde für die abfallrechtlichen Belange (Verwertung/Entsorgung) durch eine in-situ-Beprobung vordeklariert wurde. Dazu wurde der zu sanierende Bodenkörper in ein dreidimensionales Raster unterteilt, das sich bei einer maximalen Aushubtiefe von 6 m aus Quadranten mit einem maximalen Volumen von 600 m<sup>3</sup> zusammensetzte. Pro Quadrant wurden vier Bohrsondierungen bis in Tiefen von 6 m u GOK ausgeführt. Insgesamt wurden 37 Bohrsondierungen niedergebracht und bei meterweiser Beprobung rund 200 Bodenproben gewonnen. Die entnommenen Proben wurden im Feststoff und im Eluat auf Arsen untersucht. Die Ergebnisse der Voruntersuchungen bestätigten sich – hohe Arsengehalte im Feststoff korrespondierten nicht mit hohen Eluatwerten. Auch eine intensive Farbgebung war kein Hinweis auf die Höhe der Arsengehalte.

Gemäß den Vorgaben aus dem Entsorgungskonzept wurde der Boden quadrantengenau ausgehoben. Insbesondere in Bereichen mit unterschiedlichen Belastungsklassen wurde hierbei auf eine exakte Trennung geachtet, um die Einhaltung der maximal zulässigen Belastungsklassen der Entsorger einzuhalten.

Nach dem Erreichen der vorgesehenen Aushubtiefe von ca. 6 m Tiefe wurde die Sohlfläche beprobt und dabei wurde die Erreichung der definierten Sanierungsziele bestätigt.

Im Rahmen der Wiederverfüllung wurden auf Wunsch der Chemischen Fabrik in die offene Baugrube insgesamt 27 Erdwärmekörbe mit einem Durchmesser von ca. 2,0 m und einer Höhe von ca. 2,70 m eingebaut (vgl. Abb. 6). Beim Einbau der Erdwärmekörbe wurde die Baugrube zunächst bis ca.

3 m unter Geländeoberfläche verfüllt und lagenweise verdichtet. Danach erfolgte eine lokale Baugrubenerstellung für die einzelnen Körbe unter Beibehaltung der Wasserhaltungsmaßnahmen. Nach dem Einsetzen der Erdwärmekörbe wurden die Bereiche um die Körbe wiederverfüllt. Die Verdichtung der Auffüllböden in und um die Erdwärmekörbe war nur bedingt möglich. In den betreffenden Bereichen wurde daher einkörniger Sand eingebaut und die Körbe mit Wasser „ingeschlämmt“. Zur zusätzlichen Stabilisierung wurde über die gesamte Fläche ein Geotextil eingebaut. Die Erdwärmekörbe wurden inzwischen in das Heizungssystem der ansässigen Chemischen Fabrik eingebunden und erzeugen heute ein Wärmepotenzial, das ausreichen würde, um sieben Einfamilienhäuser mit jeweils ca. 140 m<sup>2</sup> Wohnfläche zu beheizen. Auf diese Weise wird zu einem nachhaltigen Nutzen der Sanierungsmaßnahmen beigetragen.

Nach dem erfolgreichen Abschluss der Bodensanierung im Dezember 2011 wurde die Bauwasserhaltungsanlage unter Nutzung vieler gleichbleibender Komponenten dieser Anlage in eine dauerhafte Grundwassersanierungsanlage umgebaut. Seit Anfang 2012 wird arsenhaltiges Grundwasser über insgesamt sechs Brunnen entnommen und nach der Reinigung in der Anlage über eine Rohrleitung in den Rhein abgeleitet (vgl. Abb. 4). Im Verfahren dienen jeweils drei Brunnen zur Sicherung der Restbelastungen unter der Bestandsbebauung der Chemischen Fabrik und drei Brunnen zur Sanierung der Belastungen auf den Nachbargrundstücken im Abstrom des Kernbereichs.

Die zum Einsatz gekommene Reinigungsanlage basiert auf den Ergebnissen des RUBIN-Forschungsvorhabens.

Im Zuge der Erkundungsarbeiten Ende der 1990er Jahre wurde seinerzeit festgestellt, dass konventionelle Sanierungsverfahren unter den vorgegebenen baulichen Randbedingungen schwierig und mit hohen Kosten verbunden sind. Es wurden Alternativen zur Sanierung des Standortes gesucht.

Vor diesem Hintergrund wurde im Jahr 2002 ein Forschungsvorhaben im Rahmen des Verbundes RUBIN beantragt und gestartet. Der erste Teil beinhaltete die Entwicklung eines Zustromreaktors zur Immobilisierung der Arsenbelastung; im zweiten Teil wurde der

Einsatz reaktiver Materialien in Reinigungswänden untersucht. Aus den Ergebnissen zeichnete sich ab, dass unter den vorhandenen Standortbedingungen kein wirtschaftlicher Vorteil beim Einsatz des Funnel & Gates Systems zu erwarten ist. Aber Erfolg versprechend erwies sich die Abreinigung über granuliertes Eisenhydroxid (GEH-Material).

In späteren Laborversuchen wurde dieses Material weiter untersucht und es stellte sich als verfahrenssichere, wirtschaftliche Alternative gegenüber anderen Standardverfahren wie der Flockung/Fällung und Ionentauscherabsorption dar. Die Reinigung des belasteten Grundwassers erfolgt über ein vierstufiges Filtrationsverfahren, bei dem granuliertes Eisenhydroxid verwandt wird.

Nach aktuellen Prognosen muss die Grundwasseranierung noch voraussichtlich über 10 Jahre betrie-

ben werden. Erst im Zuge dieser Sanierungsphase kann über die Wirtschaftlichkeit der gewählten Reinigungsmethoden geurteilt werden.

Das Projekt „Ehemalige Chemische Fabrik Lembach & Schleicher“ steht aufgrund der örtlichen Verhältnisse für einen komplizierten Sanierungsstandort, der aufgrund der sensiblen Betriebsabläufe der ansässigen Chemischen Fabrik und der räumlichen Enge der Baustelle eine maßgeschneiderte Sanierungslösung erforderte. Mit der Kombination aus Boden- und Grundwasseranierung sowie nachlaufender Grundwassersicherung wurde ein Sanierungsansatz ausgearbeitet und umgesetzt, bei dem sowohl die technischen als auch wirtschaftlichen Ziele erreicht wurden. Über den reinen Sanierungsgedanken hinaus wurde mit dem Einbau der Erdwärmekörbe dazu beigetragen, natürliche Ressourcen kostengünstig und nachhaltig zu nutzen.



**Abb. 6:** Arbeiten zum Einbau der Erdwärmekörbe.



# Sonderabfalldeponie Offheim

## - Zwischenbilanz eines „Ewigkeitsproblems“

DIRK BREHM & MANFRED BENDER

## 1 Einleitung

Das rd. 10 ha umfassende Areal der Sonderabfalldeponie Offheim wurde im Zeitraum 1967 bis 1985 zur Ablagerung von Industrieabfällen genutzt. 1985 wurde die Deponie geschlossen und rekultiviert. Das Grundwasser im Umfeld der Deponie wird seit den 1970er Jahren regelmäßig untersucht. Es werden die über Rand- und Stapeldrainagen gefassten Sickerwassermengen sowie die seit 1992 betriebene Grundwasserabschöpfung aus einem Sicherungsbrunnen aufgezeichnet. Ferner werden die Grundwasserstände in den umliegenden Peilrohren gelotet. Seitens des Regierungspräsidiums Gießen und anderer Beteiligten wurde eine eingehendere Betrachtung der hydrogeologischen Situation und Einschätzung der Gefahren-

lage gefordert. Vor dem Hintergrund der bis dato vorliegenden hydrogeologischen Bewertungen sollte geprüft werden, ob auf Basis der Erkenntnisse der vergangenen 20 Jahre die damals getroffenen Einschätzungen des Risikopotenzials ergänzt oder bestätigt werden können. Die seinerzeitigen Einschätzungen ließen bereits erkennen, dass es sich bei der ehemaligen Sonderabfalldeponie um ein „Ewigkeitsproblem“ handelt. Mit der Aufarbeitung der bis dato vorliegenden Erkenntnisse und erhobenen Daten sollte eine Zwischenbilanz gezogen werden, welche zugleich als Grundlage für das weitere Grundwassermonitoring dienen soll.

## 2 Beschreibung der Deponie

### 2.1 Deponiestrukturen und -historie

Das Deponieareal stellte ursprünglich den Übergang vom Talgrund des Urselbaches zu einem südöstlich aufragenden Grundgebirge dar, welches das Tal am Südostrand der heutigen Deponie um mehr als 45 m überragte. In der Böschung wurde bis in die 1960er Jahre ein Steinbruch betrieben, der vor der Nutzung als Sondermülldeponie von der Gemeinde Offheim zur Ablagerung von Hausmüll genutzt wurde. Mit Vorliegen einer Erlaubnis zur Einlagerung von Industrieabfällen durch den Landkreis



Abb. 1: Luftbild der Deponie Offheim aus dem Jahr 1974.

Limburg vom 21.08.1967 wurden zunächst vorwiegend schlammige und flüssige Abfallstoffe in der Größenordnung von 10 000 t/Monat eingebracht.

Die genaue Zusammensetzung der bis 1973 eingelagerten Abfälle – diese machen mehr als die Hälfte des ursprünglich vorhandenen Nutzungsvolumens aus – ist kaum bekannt. Die bis dahin erfolgte Ablagerung bildet gewissermaßen den Unterbau der Deponie auf der ursprünglichen Geländeoberfläche. Die Zusammensetzung (Abfallkomponenten und -mengen) als auch die Ablagerungspraxis und die Ablagerungsorte dieses Zeitraumes konnten in Voruntersuchungen nicht mehr rekonstruiert werden. Bekannt ist, dass zur Aufnahme flüssiger Abfälle und der Schlämme drei Schlammteiche mit Erdwällen auf der damaligen Deponiefläche errichtet worden sind, bis es 1968 zu Dammbürchen, Rutschungen und Überschwemmungen der Abfälle hangabwärts in Richtung Urselbach kam. Erst über die nach 1973 abgelagerten Abfälle liegen genauere Angaben vor.

Am Nordwestrand der Deponie wurde 1974 ein Stützdamm errichtet, der den Abschluss des heutigen Deponiekörpers darstellt. Anfang der 1970er Jahre, mindestens bis 1973, wurden anfallende Flüssigkeiten aus den Schlammteichen in den Urselbach abgeleitet und in einem Waldstück nordöstlich der Deponie verrieselt. Nach der Beendigung der Ablagerung wurden abschnittsweise ein Oberflächenabdichtungssystem eingebaut und die Systeme zur Fassung und Ableitung des Sickerwassers ergänzt bzw. erneuert. Eine technische Basisabdichtung der Deponie liegt nicht vor.

Unter Nutzung historischer Karten und Bohrprofile innerhalb des Deponiekörpers wurden die Sohlentiefe der Deponie und die Gesamtmächtigkeit der Auffüllungen rekonstruiert. Der nordöstliche Deponieabschnitt – dort wurde frühzeitig eine „Schüttgrenze für Industrieabfälle“ festgelegt – als auch der äußerste Süden sind weitgehend frei von Ablagerungen, während im Zentrum maximal 42,5 m erreicht werden. Das Gesamtvolumen des Deponiekörpers beträgt etwa 1,5 Mio. m<sup>3</sup>.

## 2.2 Sickerwasserfassung

Die Bewertung umfasst auch die Drainagesysteme zur Erfassung der Deponiesickerwässer, beginnend mit einigen vor 1947 verlegten (landwirtschaftlichen) Dränrohren aus gebranntem Ton, den Anfang der 1970er Jahre vorwiegend im nördlichen Deponieabschnitt verlegten Basisdrainagen sowie den teils mehrere Meter starken, aus Schotterkörpern bestehenden Stapeldrainagen, die die höheren Abschnitte des Deponiekörpers durchziehen und diesen seitlich einfassen.

Für die heute anfallenden Sickerwässer, die in Speichertanks zwischengespeichert und zur Kläranlage der Infraseriv in Frankfurt-Höchst transportiert werden, sind mehrere potenzielle Quellen in Betracht zu ziehen:

- a) Grundwasserneubildung auf der Deponiefläche, die auf einer Passage von Niederschlagswasser durch die mineralische Oberflächenabdeckung beruht. Bei der Passage des Deponieguts erfolgt eine Auslaugung löslicher Inhaltsstoffe. Nach der Durchsickerung der ungesättigten Zone geht das Wasser in den Flüssigkeitskörper der Deponie über.
- b) Zutritt von Grundwasser aus dem umgebenden Festgesteinsuntergrund.
- c) Primär in den Schüttmassen enthaltene Flüssigkeit. Für die vorrangig in der Anfangsphase der Deponie abgelagerten Schlämme ist von einer fortschreitenden Entwässerung durch Herauspresse auszugehen.
- d) Grundwasser, das in Bereichen außerhalb der Deponie bzw. in den randlichen Drainagen gefasst wird.

Die einzelnen Teilströme wurden betrachtet und im Hinblick auf Möglichkeiten für eine Verminderung der anfallenden und zu entsorgenden Mengen bewertet.

## 2.3 Sickerwasser-Mengenentwicklung und -teilströme

Die Wirksamkeit der Ende der 1980er Jahre aufgebrauchten mineralischen Oberflächenabdichtung lässt sich anhand der Sickerwasserentwicklung rekonstruieren. So ging die Sickerwasserschüttung von etwa 30 000 m<sup>3</sup>/a auf einen Mittelwert von etwa 10 000 m<sup>3</sup>/a zurück (siehe Abb. 2).

Der Sickerwasserzufluss fällt in den Wintermonaten deutlich höher aus als in den Sommermonaten. Zudem ist festzustellen, dass die Winterabflüsse wegen der Verdünnung weniger belastet sind als die im Sommer anfallenden Mengen. Als größte Quelle der Sickerwasserentstehung ist die Durchsickerung der u. a. aus einer mineralischen Dichtungsschicht bestehenden Oberflächenabdeckung der Deponie in einer Größenordnung von jährlich 40–50 Liter pro Quadratmeter zu sehen. Das Eindringen von Regenwasser kann über Trockenrisse und Grabgänge begünstigt werden. Während das Auftreten größerer Gänge im Rahmen von Bewuchskontrollen überwacht wird, können Wegsamkeiten über kleinere Grabgänge (Regenwürmer, Insekten) entstehen. In trockenen Phasen kann es ggf. durch die Schrumpfung der Tone oder Setzungen des Deponiekörpers zu Rissbildungen kommen. Eine Durchsickerung kann eine punktuelle bis flächenhafte Anreicherung des Sickerwassers von oben bewirken. Ein Grundwasserzufluss ist lediglich für einen kleineren nördlichen Deponieabschnitt in einer Größenordnung von 600–800 Kubikmeter pro Jahr zu erwarten.

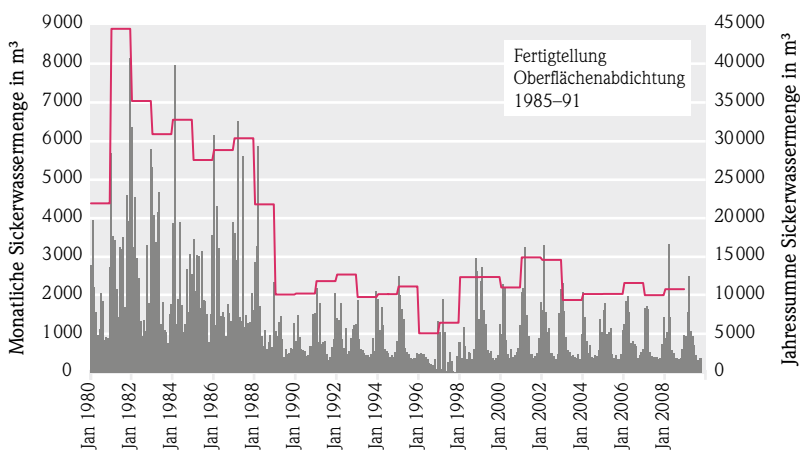


Abb. 2: Monatlich und jährlich angefallene Sickerwassermengen 1980–2009.

## 2.4 Beurteilung der Gefährdungspotenziale durch Altleitungen

Als problematisch sind diejenigen Leitungen und Drainagen zu bewerten, die Grundwasser des Deponiekörpers aufnehmen können und gleichzeitig das Deponieareal verlassen oder in Randlage verlaufen. Im Falle einer Undichtigkeit wären somit Flächen außerhalb der Deponie gefährdet.

Nach vorliegenden Erkenntnissen können alle den Deponierand querenden Drainagen und Leitungen als unterbrochen bzw. gefasst bewertet werden. Am Westrand des Deponieareals wurde mit der Errichtung einer tief reichenden Stapeldrainage eine Unterbrechung der alten landwirtschaftlichen Drainrohre erreicht. Eine Ausnahme stellt eine landwirtschaftliche Drainage dar, die die Deponie westlich des Sickerwasserbeckens möglicherweise ungehindert verlässt und erst 50 m weiter westlich durch einen Schacht gefasst wird.

## 2.5 Hydrochemische Charakteristik der Deponieflüssigkeit

Unabhängig von den periodisch auftretenden Verdünnungen lässt sich die Deponieflüssigkeit hinsichtlich der festgestellten Verunreinigungen identifizieren und von natürlichen Grundwässern anhand charakteristischer, indikativer Parameter unterscheiden. Bei der Identifizierung dieser Parameter sind folgende

Kriterien maßgebend:

- Ausreichender Konzentrationsunterschied zwischen Deponieflüssigkeit und unbelastetem Grundwasser
- Ausreichende Analysenzahl als Grundlage für statistische Auswertung
- Keine Veränderung durch mikrobiologischen Abbau
- Hohe Mobilität im Grundwasser

Für die Identifizierung geeigneter Indikatoren wurden umfangreiche Parameterspektren untersucht. Im Ergebnis ist weiterhin Chlorid als idealer Markierstoff (Tracer) für einen Deponieeinfluss herauszustellen.

Chlorid ist in Konzentrationen von 5–30 Gramm pro Liter in der Deponieflüssigkeit vertreten und zeigt aufgrund seiner hohen Mobilität und Beständigkeit Aussickerungen in das Grundwasser zuverlässig an. Darüber hinaus bietet sich eine Erweiterung des Monitorings um die Parameter Natrium, Kalium, Ammonium, Bor, Nickel, Arsen, gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) sowie Chlorbenzol, Aniline, Chloraniline und Toluidine an. Als ungeeignet sind die bislang untersuchten Parameter Phenolindex, Cyanide (gesamt), Nitrit und Zink herauszustellen.

## 2.6 Grundwasserabschöpfung über einen Sicherungsbrunnen

Die Grundwasserentnahme an der Nordseite der Deponie geht auf einen Bescheid des RP Gießen vom 06.12.1991 zurück. Nachdem in einigen am nördlichen Fuß der Deponie gelegenen Grundwasser messstellen Belastungen aufgetreten waren, erfolgte die Förderung aus einer dieser Messstellen mit dem Ziel einer Umkehrung des hydraulischen Gefälles zum Brunnen und der Abschöpfung der Grundwasser verunreinigung.

Die Abstomsicherung ist auf eine mittlere Förder rate von rd. einem Kubikmeter pro Stunde eingestellt. Die seit Beginn der Förderung realisierten Entnah men gehen aus der Abbildung 3 hervor.

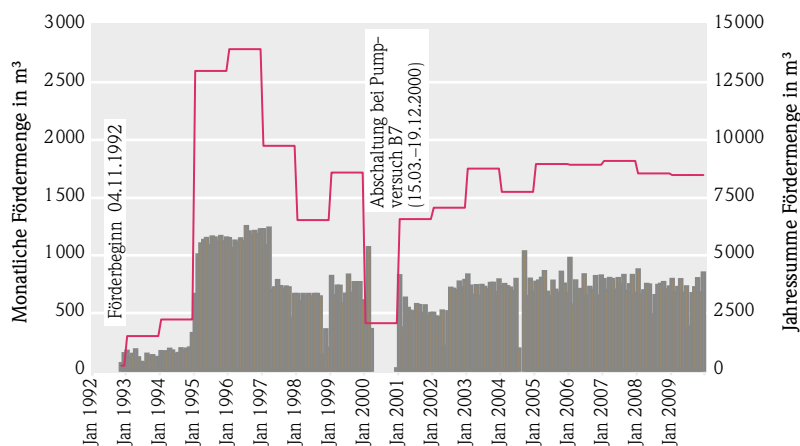


Abb. 3: Monatliche und jährliche Förderraten des Sicherungsbrunnens.

Das abgeschöpfte Grundwasser wird seit Ende 1998 in den Sammler der Kläranlage Limburg gepumpt und nur bei Überschreitung der Einleitwerte der kommunalen Kläranlage zum Sickerwasserspeicher abgeschlagen, was bisher aber noch nicht erforderlich war.

## 2.7 Grundwasserabschöpfung an der Deponie-Südostseite

Zur Verringerung der von Südosten dem Deponie körper zufließenden Grundwassermengen wurden um 1974 sechs Abschöpfbrunnen errichtet, von denen vier über einige Jahre betrieben wurden. Die Abschöpfmaßnahme stellte sich zur Reduzierung der Sickerwassermengen als nicht Ziel führend heraus, sodass die Entnahme Mitte 1986 eingestellt wurde. Durch die Förderung wurde belastetes Grundwasser zu den Brunnen verfrachtet. Nach der Abschaltung stellten sich in den Brunnen die früheren, geringen Chlorid-Werte wieder ein. Eine Wiederaufnahme der Fassung des Grundwasserzustroms wird auch nach den aktuellen Bewertungen als nicht sinnvoll erachtet.

## 2.8 Grundwassermessnetz

Das Untersuchungsgebiet wurde seit den 1970er Jahren intensiv durch Bohrungen und Grundwasser messstellen erkundet. Gemäß einer aktuellen Bestandsaufnahme sind im Umfeld der Deponie noch rd. 42 Messstellen vorhanden, die in den betrachteten Grundwasser führenden Schichten (Quartär/Tertiär/Devon) ausgebaut sind und Grundwasserstandsmessungen sowie hydrochemische Untersuchungen erlauben. Innerhalb der Deponie wurden zudem 27 Sickerwassermessstellen (SIP) und für die Messung geeignete Sickerwasserschächte (SIS) errichtet, von denen noch insgesamt 17 für eine Messung der Grundwasserstände im Deponiekörper nutzbar sind.



Abb. 4: 3D-Sicht auf das Monitoringnetz (blau: Filterstrecken / rot: Vollrohrstrecken).

## 3 Geologische und hydrogeologische Situation

### 3.1 Devon

Die Untergrundverhältnisse der Deponie Offheim sind sehr komplex. Der Ostteil („Hochscholle“) wird durch Gesteine des Devons, vorwiegend Schalstein und Tonschiefer aufgebaut. Der Schalstein wurde dort ursprünglich als Baustein abgebaut. Wasserbewegungen sind im Devon nur entlang von Klüften und Störungszonen möglich (Kluftgrundwasserleiter). Nordwestlich und südlich der Deponie werden Massenkalken vermutet, die aufgrund ihrer Verkarstungsfähigkeit gute Grundwasserleiter mit hoher Durchlässigkeit darstellen können. Die Brunnen des Wasserwerkes Elz fördern aus dieser Formation. Das Grundwasser im Devon strömt ausgehend von einer östlich der Deponie gelegenen Kuppe in nordwestlicher Richtung.

### 3.2 Tertiär

Im westlichen Teil der Deponie befindet sich ein Grabenbruch, der im Tertiär überwiegend mit vulkanischen Tuffen und tonigen Sedimenten, in Lagen aber auch mit Sanden und Kiesen aufgefüllt wurde („Tiefscholle“). Im zentralen Grabenabschnitt reicht der Graben bis in eine Tiefe von rd. 180 m unter

Gelände. An den Verwerfungen sind örtlich kiesel-säurearme Magmen aufgestiegen, die zu Basalten erstarrten. Während die tertiären Schluffe und Tone sehr schlecht durchlässig und daher eher als Grundwasserhemmer zu charakterisieren sind, sind die Kiese und Sande und nachrangig auch die Tuffe des Tertiärs hinsichtlich ihrer hydraulischen Eigenschaften als durchlässiger Porengrundwasserleiter, vergleichbar mit einem Feinsand, zu charakterisieren.

In den Schichten des Tertiärs fließt das Grundwasser im westlichen Deponieumfeld generell nach Nordwesten zum Urselbachtal ab. Im Untergrund der Urselbach-Niederung ist nahezu kein Grundwasser-gefälle mehr feststellbar. Ursächlich hierfür ist die recht gute horizontale Wegsamkeit im Tertiär. Zugleich liegt wahrscheinlich ein Aufstau des Grundwasserabstroms in Form einer Schwelle vor, die nur oberhalb eines Mindestniveaus eine Überströmung zulässt.

### 3.3 Quartär

Im Nordwesten hat der Urselbach im Quartär oberflächennahe Terrassenablagerungen hinterlassen, die vorwiegend als Lehm, örtlich von Sanden und Kiesen



durchsetzt, ausgebildet sind. Diese erreichen jedoch nur eine vergleichsweise geringe Stärke von etwa 5–10 m. Der nördliche Deponiefuß lagert unmittelbar auf den quartären Schichten auf. Die Durchlässigkeit des Quartärs ist mit Ausnahme der örtlich vorkommenden Kiese meist nur gering. Das Grundwasser strömt innerhalb der Urselbach-Talaue nach Westen. Im Bereich des Deponiefußes wirken die Fußdrainagen bis in den quartären Grundwasserleiter hinein. Der Urselbach liegt nordwestlich der Deponie etwas über dem Grundwasserniveau, so dass er dort kein Grundwasser aufnehmen kann.

### 3.4 Deponiekörper

Im Hinblick auf die weitgehend ungeordnete Ablagerung der unteren Deponieabschnitte ist von einem inhomogenen Gemisch auszugehen, das einen engen Wechsel unterschiedlich durchlässiger Materialien aufweist. Die vorzugsweise an der Basis abgelagerten Schlämme sind Wasser stauend, während gröbere Schüttmassen gut durchlässig sind.

Um einen Vergleich mit den Potenzialverhältnissen der unterlagernden Grundwasserleiter zu ermöglichen, wurde eine Isolinienkarte des Deponieflüssigkeits- (Sickerwasser-) standes erstellt. Dabei wurden die wirksamen Drainageleitungen und insbesondere die Stapeldrainagen berücksichtigt, die teils in den Flüssigkeitskörper einschneiden und Sickerwasser abführen.

Der von Osten nach Westen bis Nordwesten geneigte Flüssigkeitskörper innerhalb der Deponie erreicht eine Dicke von bis zu 20 m. In den nördlichen Randlagen ist aufgrund einer hohen Position des Festgesteins-Untergrundes nur von einer sehr geringen Bedeckung durch Sickerwasser auszugehen.

Nahezu im gesamten Deponiebereich liegt der Deponieflüssigkeitsstand über dem Grundwasserdruckpotenzial. In diesen Bereichen ist somit prinzipiell eine Aussickerung in den unterlagernden Grundwasserleiter möglich. Einzig im nordwestlichen Randbereich der Deponie liegt der Wasserstand des Festgesteins örtlich über dem Deponieflüssigkeitsstand. Von unten

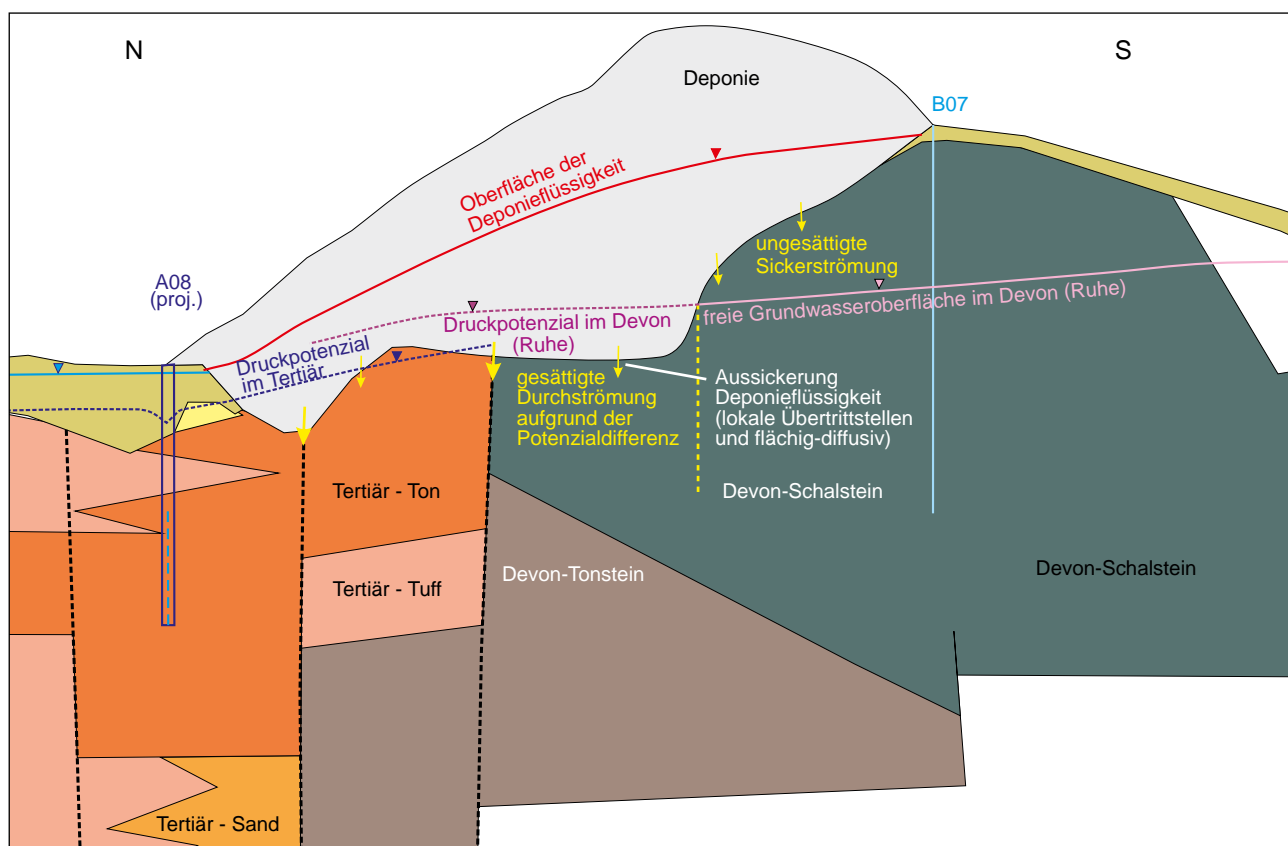


Abb. 5: Hydrogeologischer N-S durch die Deponie.

in den Deponiekörper eintretendes Grundwasser wird über die dort vorhandenen Basisdrainagen gemeinsam mit der Deponieflüssigkeit abgeführt.

Generell ist damit für nahezu das gesamte Deponieareal eine Aussickerung von Deponieflüssigkeit in das Grundwasser möglich, während ein Zufluss von Grundwasser über die Sohle lediglich in einem nörd-

lichen Deponieabschnitt Bedeutung erlangt. Die deutliche Differenz zwischen Sickerwasserständen und Grundwasserpotenzialen signalisiert aber, dass eine prinzipiell nicht restlos auszuschließende Aussickerung deutlich schwächer ist als die Sickerwassernachlieferung durch die Deponieabdeckung von oben.

## 4 Betrachtung der Gefährdungspfade

### 4.1 Grundwasserabstrom der Deponie

Die Aussickerung aus der Deponie erfolgt über die meist aus bindigen, geringdurchlässigen Sedimenten und Schüttmassen aufgebaute Deponiesohle in die unterlagernden Schichten des Devons und Tertiärs. Der Übertritt von Deponieflüssigkeit in den tertiären Aquifer wurde 1994 auf Grundlage der unterschiedlichen hydrochemischen Charakteristik und der Aquiferstruktur auf  $0,1-0,2 \text{ m}^3/\text{d}$  bilanziert. Die stark salzhaltige und damit spezifisch schwere Deponieflüssigkeit sinkt tendenziell in größere Tiefen ab. Innerhalb der tertiären Schichten strömt das Wasser allmählich in nordwestlicher und schließlich westlicher Richtung. Anhand von Chlorid-Durchbruchkurven können die Migrationsgeschwindigkeiten rekonstruiert werden. Aus der chronologischen Abfolge der Signale kann auf eine Ausbreitungsgeschwindigkeit von etwa 15–20 Meter pro Jahr geschlossen werden. Aufgrund der geringen Gefälle bzw. Strömungsgeschwindigkeiten erfolgt die Ausbreitung im tertiären Untergrund des Urselbachtals vorwiegend durch Diffusion.

Im westlichen Talbereich endet der tertiäre Grundwasserleiter. Ein Teil des Wassers aus dem tertiären Senkungsfeld tritt in die überlagernden quartären Sedimente über. Dort verringert sich einerseits die Druckdifferenz zwischen Tertiär und Quartär, andererseits werden schwache Chlorid-Signale bei den oberflächennahen Messstellen registriert, die in

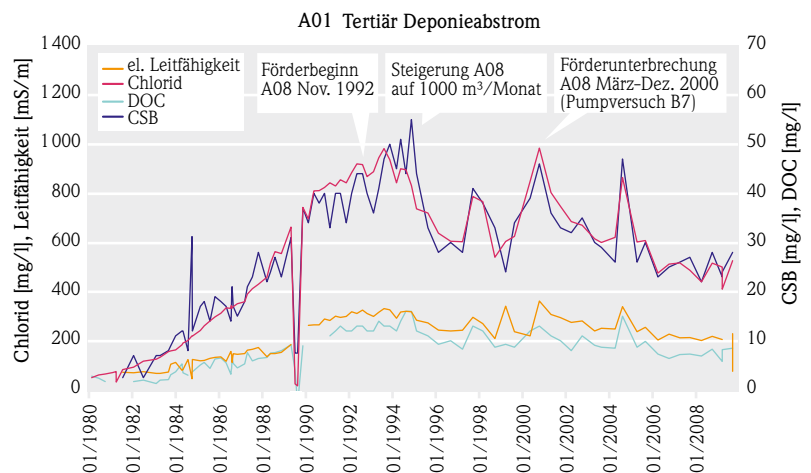


Abb. 6: Konzentrationsganglinien im Abstrom der Deponie.

den flachen Messstellen am Deponiefuß in dieser Form nicht auftreten. Mit Maximalwerten von weniger als 100 Milligramm pro Liter sind die gemessenen Konzentrationen allerdings recht gering.

Im Bereich der Urselbach-Talau werden recht niedrige Grundwasserhöhen (Druckpotenziale) des Devon-Untergrundes gemessen, die mehrere Meter unter denen des Quartärs und Tertiärs liegen. Das Grundwasser im Devon-Festgestein strömt damit nicht zum Urselbach, sondern zum tiefer gelegenen Elbbach im Westen. Aufgrund der niedrigen Potenziale im unterlagernden Devon ist im Bereich des Urselbachtals eine langsame vertikale Aussickerung aus dem Tertiär über die Kontaktfläche oder über fensterartige bzw. randliche Übertrittstellen möglich.

Auffällig ist eine weitgehende Verebnung des devonischen Grundwasserkörpers im westlichen Urselbachtal über eine Entfernung von rd. 600 m. Zwischen

Elbbachtal und dem Urselbachtal bis zur Grundwassermessstelle A03 muss daher eine Zone mit höherer Durchlässigkeit vorliegen. Das Grundwasser wird dort über Störungen oder nördlich des Tales vermutete Massenkalk nach Westen abgeführt.

Erhöhte Chlorid-Konzentrationen waren bislang allerdings nicht nachweisbar. Die gegenwärtigen Befunde geben keine Hinweise auf einen Deponieeinfluss. Dennoch wird für das Devon nordwestlich der Deponie eine Ausweitung des hydrochemischen Monitorings für sinnvoll erachtet.

In den quartären Deckschichten des Urselbachtals waren in der Frühzeit der Deponie teils deutlich erhöhte Chlorid-Konzentrationen feststellbar, die vermutlich auf oberflächlich abfließende und abgeleitete Sickerwässer und Aussickerungen aus nicht

unterbrochenen landwirtschaftlichen Drainagen zurückzuführen sind. Auch eine Aussickerung aus dem Urselbach – über diesen wurde noch Anfang der 1970er Jahre Sickerwasser abgeleitet – kann zu einer Belastung der angrenzenden Deckschichten beigetragen haben. Aktuell werden sehr schwache Chlorid-Signale an einigen westlichen Messstellen registriert, die auf dem beschriebenen Grundwasserübertritt aus dem Tertiärgraben beruhen.

## 4.2 Bewertung der hydraulischen Sicherung durch Brunnen A08

Durch den Brunnen A08 wird der Grundwasserstand des tertiären Grundwasserleiters abgesenkt, um die dorthin vorgedrungenen Verunreinigungen abzu-

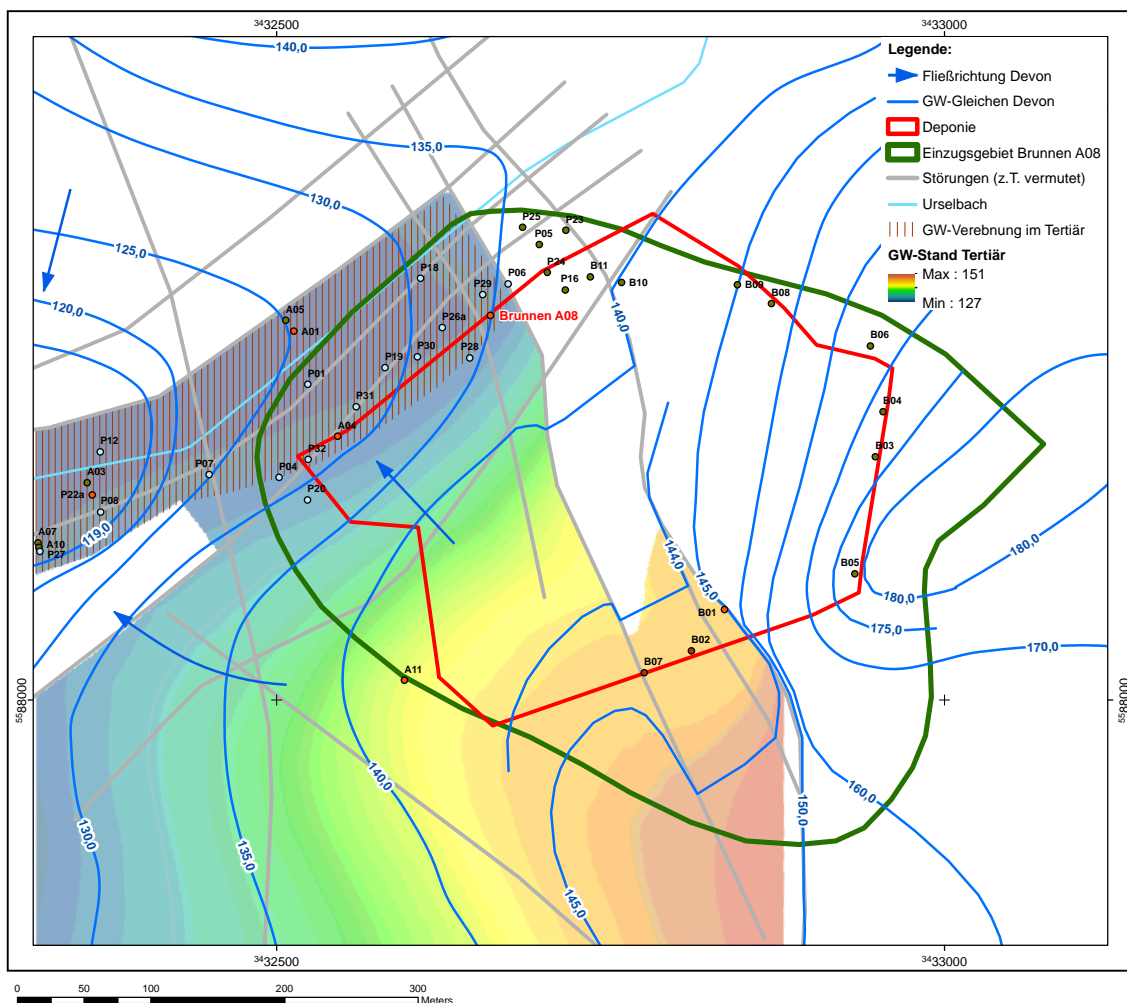


Abb. 7: Abschätzung eines mittleren Einzugsgebietes des Sicherungsbrunnens (grüne Linie) unter Berücksichtigung der Wasserbilanz.

schöpfen. Angesichts der weitgehend ebenen Grundwasser Oberfläche kann bereits eine geringe Absenkung mit einem großen Einzugsgebiet einhergehen. Maßgeblich für die Bemessung des Einzugsgebietes ist im vorliegenden Fall die Ausdehnung des Absenkungstrichters. Innerhalb des Absenkungstrichters ist stets eine zum Brunnen gerichtete Grundwasserströmung gegeben. Die aktuelle Förderung reicht für eine vollständige hydraulische Sicherung des tertiären Grundwasserleiters im Deponiebereich aus.

Mit Beginn der Förderung konnte in den abstromigen Messstellen die Chlorid-Konzentration deutlich gemindert werden. Der Ende der 1990er Jahre einsetzende Rückgang der Chlorid-Konzentrationen in den Messstellen des westlichen Urselbachtals belegt auch dort eine wirksame Kappung deponiebürtiger Wässer.

## 5 Zusammenfassende Bewertung

Ziel der Bewertung ist eine Konkretisierung der von der Deponie ausgehenden Gefährdungen für die umliegenden Grundwasserleiter und Vorfluter sowie der Möglichkeiten eines Ausschlusses dieser Risiken. Dazu wird beurteilt, ob die Voraussetzungen für ein dem Standort angemessenes Grundwassermontoring erfüllt sind und ob die bislang praktizierten Sicherungsmaßnahmen ausreichend sind. Folgende Sachverhalte und Risiken wurden identifiziert:

- Die positive Wirkung der Grundwasserentnahme aus dem tertiären Aquifer ist deutlich anhand der Chlorid-Entwicklung der umliegenden Tertiär-Messstellen ablesbar. Die Förderung bewirkt eine Stabilisierung und allmähliche Reduzierung der in den Grundwasserleiter eingewanderten Verunreinigung.
- Eine Schadstoffwelle mit vergleichsweise geringer Fracht breitete sich innerhalb der quartären Deckschichten in einer Geschwindigkeit von etwa 6 m/Jahr in westlicher Richtung aus.
- Die Potenzialdifferenzen vom tertiären Poren- zum liegenden Kluftgrundwasserleiter des Devon

## 4.3 Nördliche Verrieselungsfläche

Die im devonischen Festgestein ausgebauten Messstellen der bis 1974 betriebenen Versickerungsfläche nördlich der Deponie waren bis Ende der 1980er bzw. Mitte der 1990er Jahre durch sehr hohe und steigende Belastungen gekennzeichnet, die auch auf die unmittelbar angrenzenden quartären Deckschichten ausstrahlten. Offenbar wurde der von den Messstellen erfasste Kluftgrundwasserleiter dort örtlich erst nach einigen Jahren erreicht. Als mögliche Ursache wurde zunächst ein Aufstieg von durch die Deponie verunreinigtem Grundwasser über tiefe Abschnitte des Nord-Süd-verlaufenden Störungssystems angenommen. Ein direkter Abstrom war jedoch aufgrund der dort geringeren Konzentrationen nicht wahrscheinlich. Der bis heute nachvollziehbare stetige Rückgang lässt eher auf einen Einfluss der früheren Verrieselung schließen, da im Falle eines Austrags von Deponieflüssigkeit ein mehr oder weniger stagnierender Konzentrationsverlauf zu erwarten wäre.

sind im westlichen Urselbachtal mit rd. 10 m sehr ausgeprägt. Das geringe hydraulische Gefälle zur Talau des Elbbachs deutet auf hohe Durchlässigkeiten des Devons in Ost-West-Richtung hin, die auf dem Vorkommen von verkarstungsfähigen Massenkalken unmittelbar nördlich des Urselbaches oder durchlässigen Störungszonen beruhen können.

- Aufgrund der hydraulischen Verhältnisse im Bereich des Elbbachtals kann jedoch unter dem wasserrechtlich bewilligten Entnahmeszenario ausgeschlossen werden, dass von der Deponie Offheim beeinflusstes Grundwasser in die Fassungsanlage des WW Elz gelangt.
- Das Monitoring im Bereich der nordöstlichen, bis 1974 betriebenen Verrieselungsfläche beschränkt sich bislang auf den südwestlichen Randbereich. Der dort beobachtete Konzentrationsrückgang beruht allein auf einer Verdünnung durch Grundwasserneubildung sowie einem allmählichen Austrag in abstromige Bereiche.

## 6 Weitere Maßnahmen

Für eine Reduzierung der anfallenden Sickerwassermengen bieten sich Einzelmaßnahmen zur partiellen Verbesserung der Oberflächenabdichtung an. Für eine Optimierung der Grundwasserabschöpfung aus dem tertiären Grundwasserleiter nördlich der Deponie bietet sich eine zusätzliche Grundwassermessstelle an, die optional als Ersatz oder Ergänzung für den vorhandenen Sanierungsbrunnen einsetzbar wäre.

- Das Grundwassermonitoring sollte auf Grundlage des mittlerweile erweiterten Kenntnisstandes modifiziert werden:
- Reduzierung des Messintervalls an den südöstlichen Zustrommessstellen
- Reduzierung des Messintervalls in den Abstrombereichen, die eine sehr kontinuierliche Entwicklung ohne besondere Konzentrationssprünge aufweisen. Allein die mit dem Sicherungsbrunnen hydraulisch kommunizierenden Messstellen reagieren erkennbar auf eine mögliche Änderung der Förderung, so dass dort eine halbjährliche Untersuchung auch weiterhin sinnvoll ist.
- Eine Anzahl bislang unbelasteter, jedoch selten untersuchter Messstellen nimmt eine wichtige Position für die Überwachung des unbeeinflussten Grundwasserabstroms ein. Für eine Beweissicherung der räumlichen Fixierung der Belastung ist eine Einbeziehung in das Monitoring zu empfehlen.
- In belasteten Bereichen, insbesondere in abstromigen Randlagen zum unbelasteten Aquifer sowie im unmittelbaren Abstrom der Deponie, ist die Anwendung einer jährlichen Volluntersuchung mit erweitertem Parameterumfang sinnvoll.
- Der potenzielle Grundwasserübertritt aus dem Tertiär in das Quartär im westlichen Urselbachtal wird teilweise mittels alter Drainagen über die „Quelle Drainage“ in einen Vorflutgraben abgeführt. Damit kommt der Entnahmestelle auch weiterhin Bedeutung zu.
- Einmalige Untersuchung belasteter Messstellen sowie des Deponiesickerwassers auf ein erweitertes Parameterpaket. In Abhängigkeit des Ergebnisses wird der Parameterumfang des zukünftigen Monitorings optimiert.

# Tiefe Schlitzdränage als Sicherungselement der Zentralmülldeponie Odenwald

## - Erfahrungen aus vier Betriebsjahren

KNUT HERZBERG

### 1 Ausgangssituation

Der Müllabfuhr-Zweckverband Odenwald (MZVO) hat in Langenbrombach die Zentralmülldeponie Odenwald als Abfallentsorgungsanlage für den Odenwaldkreis betrieben. Die Abbildung 1 zeigt im Vordergrund die Altdeponie 0, im Hintergrund in der Mitte die profilierte Deponie 3, rechts mit der Photovoltaik-Anlage die Deponien 1/2 und im Hintergrund links am Waldrand außerhalb des Deponiegeländes die Trasse der Schlitzdränage.



Abb. 1

Die älteren Deponieabschnitte 1 und 2 liegen in einem ehemaligen Steinbruch. Die Deponiebasis und die Steinbruchwände sind nach dem heutigen Stand der Technik nicht qualifiziert abgedichtet. An der Deponiebasis besteht ein Sickerwasserdränagesystem, das jedoch nachweislich in seiner Wirkungsweise beeinträchtigt ist. Mit hydrogeologischen Untersuchungen wurde festgestellt, dass von Nordwesten über die Steinbruchwand Grundwasser in die Deponie eintritt und dort durch den Kontakt mit dem Deponat und Deponiesickerwasser kontaminiert wird. Die defekte Sickerwasserdränage kann dieses Wasser nicht kontrolliert abführen, so dass die Grundwasserqualität im südlichen und südöstlichen Deponievorland beeinträchtigt wird. Mit der vorhandenen Oberflächenabdichtung kann dieser unterirdische Grundwasserzustrom nicht verhindert werden (Abbildung 2).

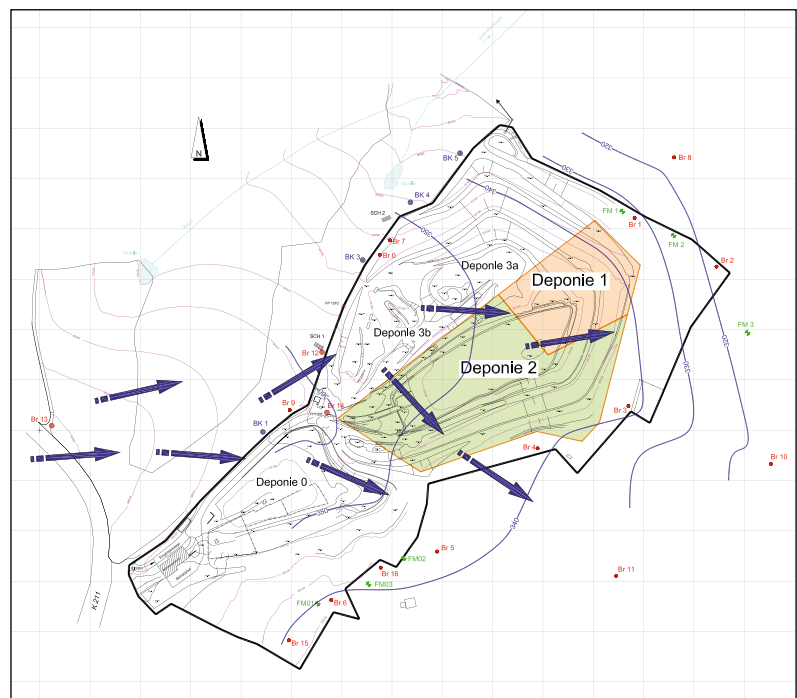


Abb. 2

Das Regierungspräsidium Darmstadt hat im Verfahren zur abfallrechtlichen Stilllegung der Deponie Sanierungsmaßnahmen der defekten Sickerwasserdrainage gefordert. Im Rahmen der Überlegungen für eine geeignete Sanierung wurde die Entscheidung getroffen, vorrangig eine dauerhafte Neubildung von Sickerwasser durch eintretendes Grundwasser in den Deponiekörper und dadurch die Notwendigkeit einer langfristigen Sickerwasseraufbereitung zu vermeiden. Um dies zu erreichen, wurde eine hydraulische Lösung favorisiert, die den Zustrom des Grundwassers über den Deponierand verhindern soll. Hierzu soll über den Bau einer tiefen Schlitzdrainage die Absenkung des Grundwassers im Zustrom auf die Deponien erreicht werden.

Mit einem umfangreichen hydrogeologischen Untersuchungsprogramm wurde der Untergrundaufbau im Grundwasserzustrom auf die Deponie erkundet. Hierzu wurden Baggerschurfe und Bohrungen mit zusammen 186 Bohrmeter ausgeführt. An Boden- und Gesteinsproben wurden boden- und felsmechanische sowie mineralogische Laborversuche, in den offenen Bohrlöchern tiefenorientierte Wasserdruck-

versuche und an einer Grundwassermessstelle ein Langzeitpumpversuch vorgenommen.

Die in dem alten Steinbruch abgebauten kristallinen Gneise (Böllstein-Gneis) werden im Grundwasserzustrom der Deponie von Sand- und Tonsteinen des Buntsandsteins sowie bereichsweise von Dolomiten des Zechsteins überlagert. In den oberflächennahen Schichten sind die Gesteine bis rd. 5 m Tiefe verwittert bis zersetzt. In den gering oder nicht verwitterten Partien sind die Festgesteine nur mäßig klüftig.

In den Festgesteinen ist ein Kluftgrundwasserleiter ausgebildet, der einen Flurabstand von mehr als 5 m aufweist und jahreszeitlichen Schwankungen von rd. 10 m unterliegt. Die Grundwasserstände liegen rd. 5 m bis 15 m über der Steinbruch- bzw. Deponiesohle. Mit den hydraulischen Versuchen wurde eine geringe Durchlässigkeit für die Festgesteine von  $1 \cdot 10^{-6}$  m/s bis  $1 \cdot 10^{-7}$  m/s ermittelt. Wasserhaushaltsbetrachtungen für den Standort kamen zu dem Ergebnis, dass mit einem jährlichen Grundwasserzustrom in die Deponien von rd. 10 000 m<sup>3</sup> zu rechnen ist.

## 2 Errichtung der Schlitzdrainage

Für die Absenkung des Grundwassers vor den Deponien wurde eine Schlitzdrainage bis auf das Höhenniveau der Deponiesohle als geeignete Lösung angesehen, weil nur ein flächiges Fassungssystem alle hydraulisch wirksamen Trennflächen des anisotropen Kluftgrundwasserleiters erfassen kann (Abbildung 3).

Aufgrund der Heterogenität des Untergrundes mit wechselnd festen Gesteinen wurde als Herstellungsverfahren die Ausführung von überschnittenen Großbohrungen gewählt. Die Großbohrungen wurden in einem Durchmesser von 1 300 mm je nach Gesteinsfestigkeit verrohrt oder nicht verrohrt hergestellt. In den nicht verrohrt hergestellten Abschnitten wurde als Drainagematerial ein Einkornbeton mit temporären Standfestigkeiten für den Bauzustand und in den verrohrt hergestellten Abschnitten lose geschütteter

Drainagekies verwendet. In den oberen Metern wurde der Drainageschlitz mit einer Betonplombe abgeschlossen und bis zur Oberfläche mit feinkörnigem, teilweise mit Bentonit vergütetem Boden verfüllt. Die Schlitzdrainage ist insgesamt 225 m lang und variiert in ihrer Tiefe zwischen 14 und 28 Metern. In der Drainage sind sechs Förderbrunnen eingerichtet, die das Grundwasser um bis zu 15 Meter bis auf das Niveau der Deponiebasis absenken. Die Förderbrunnen sind nicht gleichmäßig über die Drainage verteilt, sondern in Abhängigkeit der Wasserführung des Gebirges im oberen Abschnitt der Drainage dichter angeordnet als im unteren. Der Brunnenbetrieb wird durch eine Min-Max-Schaltung elektronisch so gesteuert, dass in der Drainage das geplante Absenkziel konstant eingehalten wird.

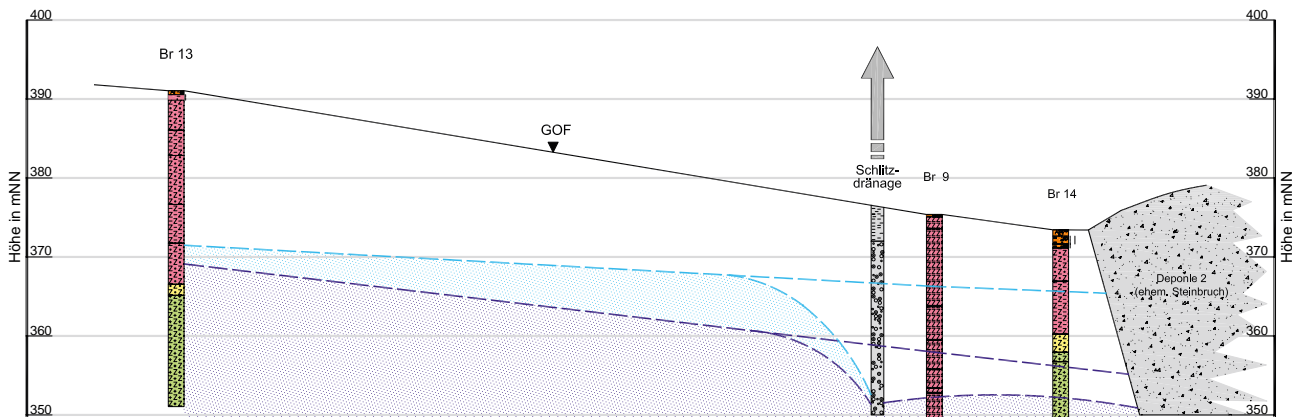


Abb. 3

### 3 Betrieb der Schlitzdränage

Die Schlitzdränage wurde im Sommer 2008 offiziell in Betrieb genommen. In den bisherigen vier Betriebsjahren wurden jährlich rd. 10 000 m<sup>3</sup> sauberes Grundwasser gefördert, das über ein Speicherbecken an die Vorflut abgegeben wird.

Die Wirksamkeit der Schlitzdränage in Bezug auf die Verhinderung von Grundwasserzutritten in den Deponiekörper kann durch indirekte und direkte Nachweise aufgezeigt werden. Als indirekter Nachweis dienen Wassermengenschüttungen einer durch Brunnen gefassten Schichtquelle zwischen der Schlitzdränage und den Deponien. Als direkter Nachweis werden Fördermengen eines Sickerwasserbrunnens im Deponiekörper verwendet (Abbildung 4).

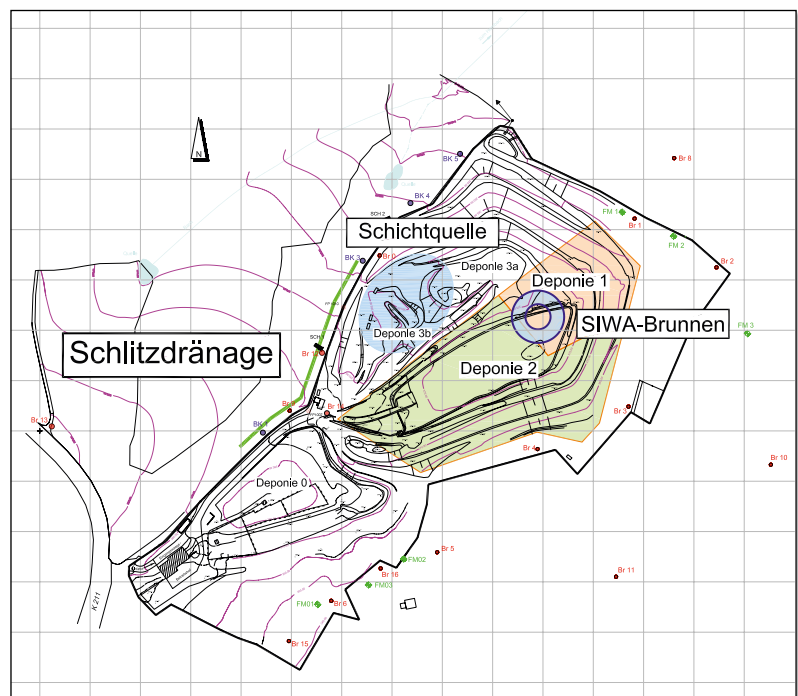


Abb. 4

Zwischen der Schlitzdränage und den Deponien 1/2 befindet sich unter der Basisabdichtung der Deponie 3b eine Flächendränage, die eine ehemalige Schichtquelle entwässert. Die Dränage ist über eine Horizontalbohrung mit einem Vertikalbrunnen am Deponierand verbunden und wird über

diesen aktiv entwässert. Die Wassermengen werden kontinuierlich erfasst. In der Abbildung 5 sind die monatlichen Fördermengen aus der Schichtquelle und der Schlitzdränage den monatlichen Niederschlagshöhen von 2007 bis 2011 gegenüber gestellt.



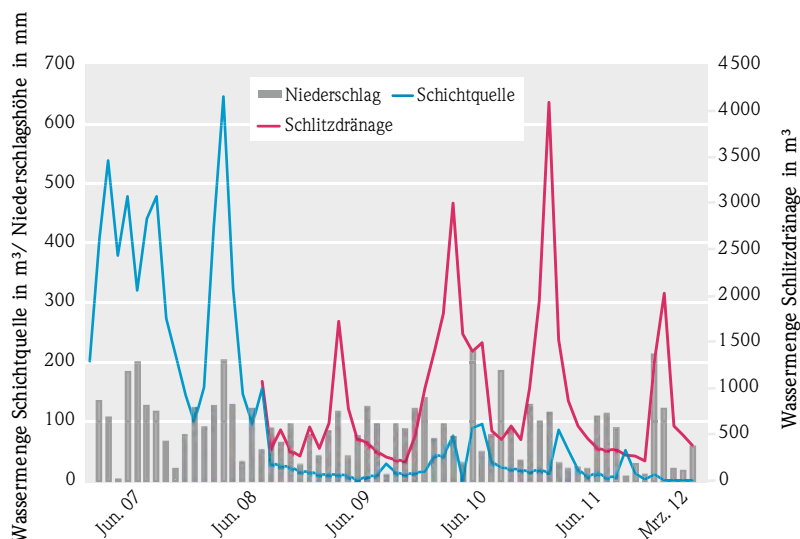


Abb. 5

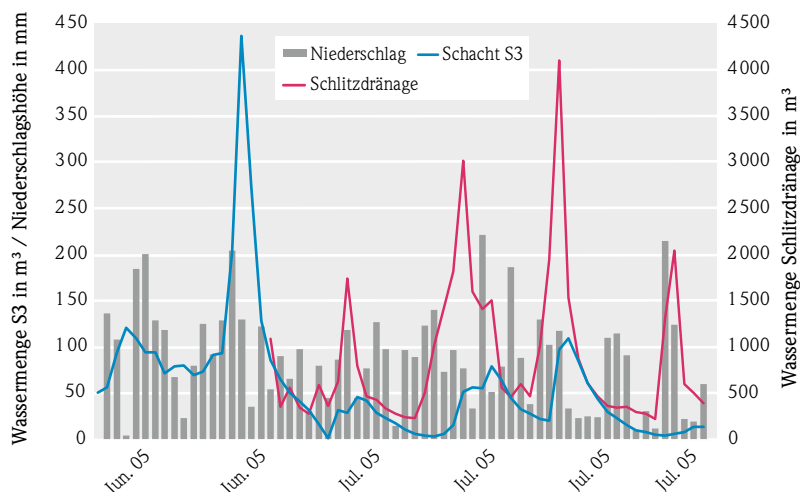


Abb. 6

Die Wassermengen der Schichtquelle folgen in der Regel unmittelbar den Niederschlagshöhen. Es ist generell eine zeitliche Verzögerung feststellbar. Seit Inbetriebnahme der Schlitzdränage im Juli 2008 sind die Fördermengen aus der Schichtquelle von vorher monatlich zwischen 100 m<sup>3</sup> und 700 m<sup>3</sup> auf Monatsmengen unter 100 m<sup>3</sup> stark abgesunken. Die Grafik verdeutlicht, dass die Schichtquelle durch den Betrieb der Schlitzdränage ihr Einzugsgebiet bzw. ihren Kontakt zum Grundwasser verloren hat. Diese Entwicklung zeigt deutlich, dass die Grundwasserabsenkung in der Schlitzdränage im Zustrom auf die Deponien 1/2 zu einer nachhaltigen Grundwasserabsenkung führt.

Aus dem defekten Sickerwasserhauptsammler der Deponien 1 und 2 wird aus dem Revisionsschacht S3 in der Deponie 1 Sickerwasser abgepumpt. Die Wassermengen werden kontinuierlich erfasst. In der Abbildung 6 sind die monatlichen Fördermengen aus dem Sickerwasserschacht und der Schlitzdränage den monatlichen Niederschlagshöhen von 2007 bis 2011 gegenüber gestellt.

Auch die aus dem Hauptsammler entnommenen Sickerwassermengen folgen mit einer zeitlichen Verzögerung von etwa einem Monat den Niederschlagshöhen. Die Deponien 1 und 2 sind mit einer Oberflächenabdichtung gegen eindringendes Niederschlagswasser gesichert. Die Sickerwasserbildung in den Deponien wird daher primär durch den seitlichen Grundwasserzutritt über die ehemaligen Steinbruchwände verursacht. Vor Inbetriebnahme der Dränage wurden Sickerwassermengen in S3 von monatlich rd. 100 m<sup>3</sup> und vereinzelte Spitzenwerte bis 500 m<sup>3</sup> registriert. Seit dem Betrieb der Schlitzdränage sind die Monatssummen der Wasserförderung auf rd. 50 m<sup>3</sup> gesunken. Eine Abhängigkeit von den Niederschlägen ist unverändert erkennbar. Insbesondere in den Wintermonaten nach hohen Niederschlägen in Kombination mit Schneeschmelze bei gleichzeitig aus-

bleibender Evapotranspiration werden noch vereinzelt maximale Fördermengen um 100 m<sup>3</sup> registriert.

Die hydraulischen Datenauswertungen belegen, dass die Schlitzdränage signifikant das Eindringen von Grundwasser in die Deponien 1 und 2 unterbindet. In den Sommermonaten mit nennenswerter Evapotranspiration kann davon ausgegangen werden, dass den Deponien so gut wie kein Grundwasser zuströmt. In den Wintermonaten bei lang andauernden ergiebigen Niederschlägen in Kombination mit Schneeschmelze dämpft die Dränage den Zustrom von Grundwasser in die Deponien maßgeblich, ohne ihn völlig unterbinden zu können. Es wird

aber ein schwallartiges Eindringen von sehr großen Wassermengen in den Deponiekörper verhindert. Somit werden eine Aufsättigung des Deponiekörpers im Winter und ein nachfolgendes Abströmen von kontaminiertem Grundwasser in das Vorland der Deponie vermieden.

Der Förderbetrieb der Brunnen erfolgt voll automatisch über die elektronische Steuerung. Die Betriebszeiten und die Fördermengen der Einzelbrunnen werden automatisch registriert. Die Betriebsdaten und mögliche Betriebsstörungen werden per Datenfernübertragung an eine ortsunabhängige Leitstelle

gemeldet. Derzeit werden in den Förderbrunnen und weiteren in der Schlitzdränage eingebauten Kontrollpegeln monatlich die Wasserstände gemessen und die Sohle der Förderbrunnen in Bezug auf die Ablagerung von Sedimenten und Schwebstoffen kontrolliert. Ferner werden bisher einmal jährlich die Brunnenpumpen gezogen und einer Revision unterzogen sowie gleichzeitig die Förderbrunnen durch den Einsatz von Bauwasserpumpen gereinigt. Der Überwachungsumfang ist damit verhältnismäßig gering und wird jährlich in Abhängigkeit der aktuellen Betriebserfahrungen angepasst.

## **4 Fazit**

Die Schlitzdränage erfüllt ihren Zweck und senkt das Grundwasser oberhalb der Deponien 1 und 2 durch die Förderung von jährlich mehr als 10 000 m<sup>3</sup> an sauberem Wasser soweit ab, dass in den Sommermonaten wahrscheinlich kein und in den Wintermonaten bei einer Überlagerung großer Niederschlagsmengen mit Schneeschmelze Grundwasser nur in geringen Mengen in den Deponiekörper eindringt. Mittel- bis langfristig ist damit eine Verbesserung der Grundwasserqualität im Deponievorland zu erwarten.

Mit der abfallrechtlichen Abnahme wird die Deponie damit in die Nachsorge entlassen. In der Phase der Deponienachsorge erfordert die Grundwasserabsenkung zwar einen dauerhaften Betrieb und eine regelmäßige Wartung der Förderbrunnen in der Schlitzdränage. Anders als bei einer langfristigen Bildung von kontaminiertem Sickerwasser wird jedoch sauberes Grundwasser gefördert, das unbehandelt in den natürlichen Wasserkreislauf zurückgeführt werden kann.



# Ressourcenermittlung in Abschnitt I der Deponie Dyckerhoffbruch: Rückbau als Sanierungsverfahren, Gewinnung neuer Nutzflächen?

MICHAEL ZORBACH

## 1 Ausgangslage Deponiestandort Dyckerhoffbruch

### 1.1 Deponie allgemein

Die Landeshauptstadt Wiesbaden betreibt als entsorgungspflichtige Gebietskörperschaft auf dem Gelände des Dyckerhoffsteinbruchs eine Deponie. Der geordnete Ablagerungsbeginn erfolgte in den 1950er Jahren im Deponieabschnitt Mainzer Straße (heute anerkannte Altlast). Die planfestgestellte Deponie umfasst die Abschnitte I, II und III und wird seit 1964 betrieben.

Größe und Laufzeit der einzelnen Deponieabschnitte ergeben sich aus Tabelle 1.

Der Deponieabschnitt I wurde 1982 und 1983 rekultiviert und befindet sich formal in der Stilllegungsphase. Für den Deponieabschnitt II läuft das Stilllegungsverfahren; Ende 2012 soll mit dem Bau der Oberflächenabdichtung und der Rekultivierung begonnen werden. Der Deponieabschnitt III (Klasse-II-Deponie gem. DepV) ist in der Betriebsphase, die voraussichtlich bis etwa zum Jahr 2019 andauern wird. Die Grundsatzplanungen zur Errichtung eines Folgeabschnittes haben 2011 begonnen.



Abb. 1: Gelände Deponie Dyckerhoffbruch.

Tab. 1: Deponieabschnitte Deponie Dyckerhoffbruch.

| Deponieabschnitt | Fläche  | Ablagerung |           |                          |              |
|------------------|---------|------------|-----------|--------------------------|--------------|
|                  |         | Beginn     | Ende      | Volumen                  | Menge        |
| I                | 27,6 ha | 1964       | 1982      | 10,5 Mio. m <sup>3</sup> | 14,0 Mio. Mg |
| II               | 25,0 ha | 1982       | 1992/2005 | 7,4 Mio. m <sup>3</sup>  | 12,3 Mio. Mg |
| III              | 17,5 ha | 1992       | ca. 2019  | 5,7 Mio. m <sup>3</sup>  | 5,4 Mio. Mg  |

## 1.2 Deponieabschnitt I

Der Deponieabschnitt I wurde in den Jahren 1964 bis 1982 verfüllt. In diesem Zeitraum wurden etwa 14 Millionen Tonnen an Abfällen abgelagert, die sich gemäß Tabelle 2 in vier Gruppen einteilen lassen:

**Tab. 2:** Abfallzusammensetzung Deponieabschnitt I.

| Abfallgruppe   | Volumen                        | Menge               | Anteil       |
|--|--------------------------------|---------------------|--------------|
| <b>Abraumsande und Schlämme</b><br>(Sand, Lehm, Tone, Papier- u. Klärschlämme) | 3,8 Mio. m <sup>3</sup>        | 5,0 Mio. Mg         | 35,7%        |
| <b>Bauschutt</b>   | 3,4 Mio. m <sup>3</sup>        | 5,5 Mio. Mg         | 39,3%        |
| <b>Abdeckschichten</b><br>(überwiegend Bauschutt, Böden)                       | 1,0 Mio. m <sup>3</sup>        | 1,5 Mio. Mg         | 10,7%        |
| (sog.) <b>Hausmüll</b><br>(aus der Müllzerkleinerungsanlage)                   | 2,3 Mio. m <sup>3</sup>        | <b>2,0 Mio. Mg</b>  | <b>14,3%</b> |
|  | <b>10,5 Mio. m<sup>3</sup></b> | <b>14,0 Mio. Mg</b> | 100,0%       |

Seit 1965 wurden die Abfälle mit Waagen erfasst und gemäß den damals verwendeten Begrifflichkeiten zugeordnet. Damit liegen hinreichende Datengrundlagen vor. Jedoch sind die verwendeten Zuordnungen nicht unmittelbar mit den heutzutage geltenden Abfallbezeichnungen vergleichbar. Beispielsweise erfolgte keine eindeutige Abtrennung der Gewerbeabfälle. Diese wurden einerseits dem Hausmüll, sicher aber auch den beiden Gruppen „Abraumsande und Schlämme“ oder „Bauschutt“ zugeordnet.

Der Hausmüll wurde ab 1971 in der städtischen Müllzerkleinerungsanlage (MZA) angenommen und in Hammermühlen auf eine Korngröße kleiner 10 cm zerkleinert. Teilweise wurden dort sogar schon Eisenmetalle aus dem zerkleinerten Abfall ausgesondert, aber nicht vollständig.

Die Abfälle aus der MZA konnten somit mittels Erdbaumaschinen verhältnismäßig gut verdichtet abgelagert werden.

In den Jahren 1982 und 1983 erfolgte die Rekultivierung des Deponieabschnittes I. Seit dem befindet sich die Deponie faktisch in der Nachsorgephase, formal in der Stilllegungsphase.

Die Standortverhältnisse des Dyckerhoffbruchs lassen sich wie folgt zusammenfassen<sup>1</sup>.

Das Muschelkalkmeer nördlich der heutigen Alpen bildete ein abgeschlossenes Randmeer in Mitteleuropa, das mit der Tethys, dem damaligen Ozean in der Position des heutigen Mittelmeers in Verbindung stand.

Während dieser marinen Phasen entstanden in Hessen die Karbonatgesteine, nämlich im Devon und Karbon, Zechstein, Muschelkalk und Keuper sowie im Tertiär-Zeitalter. Lagerstätten von Karbonatgesteinen sind aufgrund der differenzierten Geologie Hessens einerseits im Landesmaßstab dezentral verteilt, andererseits regional konzentriert. Aktuelle Abbauschwerpunkte liegen in Nordosthessen, dem Lahn-Dill-Gebiet und bei Wiesbaden. Tertiärzeitliche Kalksteine mit Qualitäten für die Zementherstellung treten nur im Raum Wiesbaden

auf. Für die Zementherstellung eignen sich in Hessen in erster Linie die tertiären Kalksteine des Mainzer Beckens.

Begonnen hatte der Kalksteinabbau bereits 1870 am Standort der alten Deponie an der Mainzer Straße durch die Firma „Portland-Cement-Fabrik Dyckerhoff & Söhne“ in Amöneburg. Erst zwischen 1900 und 1910 wurde das Steinbruchgelände, in dem sich heute die Deponie befindet, erschlossen.

Das erste uns bekannte Luftbild des Steinbruchs stammt aus dem April 1934 und zeigt bereits den schon sehr weit fortgeschrittenen Steinbruchbereich (siehe Abb. 2).

Zwischen 1944 und 1945 wurde der Steinbruch Ziel von Bombenabwürfen der Alliierten, weil oberhalb des Steinbruchs eine große Flakstellung zur Verteidigung der Stadt Wiesbaden ihren Standort hatte. Aus diesem Grund wurde auch ein „Tunnel“ unter der sogenannten MBA-Fläche, oberhalb des heutigen ELWStandorts, als Schutz vor den Bombenabwürfen errichtet. Dieser Schutz wurde später einfach überschüttet und dient bis heute als Lagerraum.

Die Grenzen der heutigen Deponie I sind rot (Planfeststellungsgrenze) bzw. blau (Deponie I) in den Bildern eingezeichnet.



Abb. 2: Luftbild des Dyckerhoffbruch-Geländes mit Deponie, 1934.



Abb. 3: Luftbild des Dyckerhoffbruch-Geländes mit Deponie, 1952.

Das Luftbild aus dem Jahr 1952 lässt die rasche Ausdehnung des Steinbruchs erkennen (siehe Abb. 3).

Nach dem Abbau des Kalksteins wurde das Gelände lange Zeit mit dem Abraum aus dem Abbaubetrieb verfüllt (an den hellen Flächen sind bereits verfüllte Bereiche zu erkennen). Aus den Steinbrüchen der Lagerstätte Wiesbaden wurde über einen Zeitraum von 138 Jahren insgesamt mehr als 110 Mio. t Kalkstein für die Zementherstellung gewonnen<sup>2</sup>.

Seit den 60er Jahren wurden Böden und Bauschutt für die Flächenverfüllung genutzt, Anfang der 70er Jahre erstmals Müll aus der Müllzerkleinerungsanlage an der Deponie Mainzer Straße.

Abgegraben wurde der Kalkstein bis zu einer Schicht aus Tonmergeln und Tonen (Tertiär). Teilweise wurden große Löcher im Ton zur Wasserhaltung hergestellt.

Die obersten Schichten bestehen, soweit noch vorhanden, aus einem engen Wechsel von Mergeln, Schluffmergeln, Kalk- und Hydrobiensanden und Kalkbänken. Hydrologisch müssen die Hydrobienschichten insgesamt als grundwasserleitendes Stockwerk betrachtet werden<sup>3</sup>. Heute werden diese Schichten als untere und obere Hydrobienschicht bezeichnet, bzw. einfach als oberstes Grundwasserstockwerk I.

Die darunter liegenden tertiären Schichten wurden unter stark wechselnden Sedimentationsbedingungen abgelagert und liegen als ein Wechsel von Mergeln, Ton- und Schluffmergeln und Mergeltonen mit eingeschalteten Kalken und Hydrobiensanden vor. Markant ist der obere Abschnitt, der sich

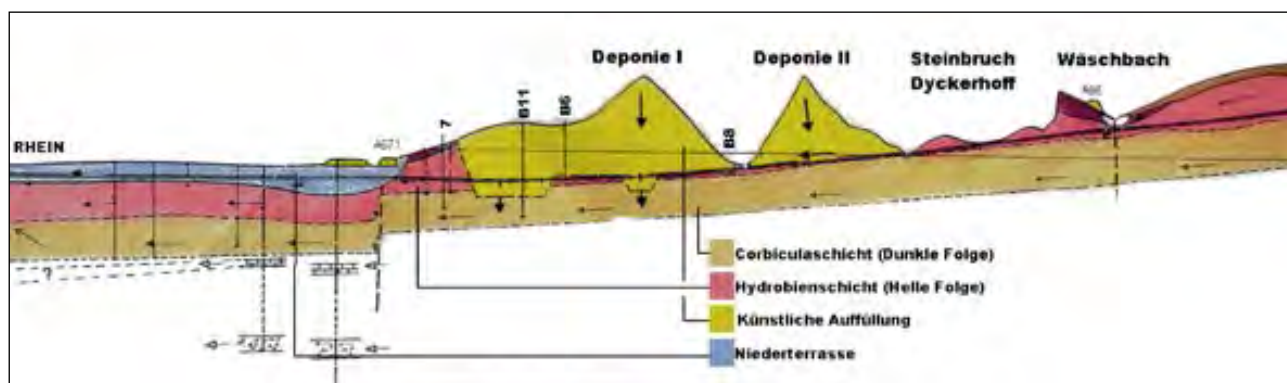


Abb. 4: Schnitt durch das Dyckerhoffbruch-Gelände mit Deponie.

praktisch im gesamten Gebiet durch das Vorwiegen von dunklen (zum Teil dunkelblauen bis schwärzlichen) Tönen auszeichnet („Dunkle Folge“).

Die Tonmergel und Tone sind hydrogeologisch im Sinne der DIN 4049 als Grundwassernichtleiter anzusehen. Eingebettete Sande weisen infolge ihres Feinkornanteils nur eine geringe Durchlässigkeit auf, so dass sie als Grundwasserhemmer zu betrachten sind.

Sofern tatsächlich grundwasserleitende Schichten angetroffen werden, stehen diese unter einem artesischen Druckgefälle. **So ist der (gespannte Grund-**

**wasserspiegel in der Regel über dem des darüber liegenden Grundwasserstockwerks I angesiedelt.** Die Schichtenfolgen dieses zweiten Grundwasserstockwerks werden in den Gutachten auch als Corbículaschichten bezeichnet.

Diese Untergrundverhältnisse wurden im Wesentlichen durch aktuelle Gutachten bestätigt und ergänzt, z. B. beim Bau der Deponie III. Aber auch beim Bau von neuen Grundwasserbrunnen im Abstrombereich der Deponie II (B20) und im Abstrombereich der Deponie I (B16, B18, B22) wurden die genannten Grundwasserverhältnisse bestätigt.

## 2 Prüfung der Erfordernis zur Sanierung des Deponieabschnittes I

Bezüglich der resultierenden Standortverhältnisse im Bereich des Deponieabschnittes I gilt demnach:

Der Deponieabschnitt I ist an der südlichen Grenze des Dyckerhoffsteinbruchs angeordnet.

Insgesamt sind hier zwei große Grundwasserhorizonte vorhanden<sup>4</sup>:

1. Hydrobienschichten (welche sich in die Oberen und Unteren Hydrobienschichten unterteilen lassen),
2. Corbículaschicht (Tertiär).

Große Bereiche des Steinbruchs wurden nach dem Abbau wieder mit Abraummateriale, aber auch mit Inertien und Bauschutt verfüllt. Diese Bereiche, auf denen sowohl der Eingangsbereich, aber auch die Deponie I errichtet wurde, haben sehr unterschiedliche Wasserwegsamkeiten. Aufgrund dessen wird das **obere Stockwerk** unterteilt in natürlichen Boden und aufgefüllten Boden. Der obere Grundwasserleiter, der sich auch in der sogenannten „Auffüllung“ ausgebildet hat, wird daher stets gegenüber dem natürlichen Grundwasserstockwerk abgegrenzt und gekennzeichnet mit einem „Y“ (Grundwasserstockwerk Y).

In den Grundwassergleichenplänen zeigt sich, dass die generelle Grundwasserfließrichtung im Mittel nach SW in Richtung auf den Hauptvorfluter Rhein zuläuft. Innerhalb der Niederterrasse (A671, ca. 1 km

seitlich des Rheins) schwenkt die Fließrichtung zumindest im westlichen Bereich nach SSW um, so dass die Grundwassergleichen dort nahezu parallel zum Rhein verlaufen.

Im Südostteil des Steinbruchs sind die Grundwassergleichen auf die ehemalige Bandstrasse zwischen



Abb. 5: Grundwassergleichen im Dyckerhoffsteinbruch.

dem Mischbett und dem Werksgelände der Dyckerhoff AG gerichtet. Da die Bandstraße den tiefsten Punkt des Entwässerungssystems im Steinbruch darstellt, folgt ein Teil des Grundwassers dieser künstlichen Vorflut<sup>5</sup>.

Aufbau und Vorgehensweise bei der Prüfung der Sanierungsnotwendigkeit des Deponieabschnittes I sind im Eigenkontrollbericht 2010 der Deponie Dyckerhoffbruch beschrieben<sup>6</sup>:

Die Deponie I verfügt über keine Basisabdichtung im Sinne der DepV. Durch Auswertungen alter Luftbilder und Akten wird aber ersichtlich, dass es zum Thema Deponiebasis und Sickerwasserableitung verschiedene Konzepte gab.

Noch vor dem Bau der Deponie I wurde das gesamte Steinbruchgelände nach und nach mit Abraummaterial, später überwiegend mit Erdaushub, wieder aufgefüllt. Allerdings weist die Aufstandsfläche der

Deponie I einige Tonlöcher mit einer Mächtigkeit von bis zu 10 m Tiefe auf, die ebenfalls mit dem Abraum aus dem Steinbruchbetrieb verfüllt wurden. 1969 wurde die Erdaushubdeponie in Wiesbaden-Kloppenheim geschlossen und das anfallende Material in den Dyckerhoffbruch gebracht. Mit der nahenden Verfüllung der alten Deponie Mainzer Straße wurde ab 1971 zunächst Zerreißmüll, später der normale Siedlungsabfall zusammen mit Bauschutt und Erdaushub auf der neu hergestellten Deponie I abgelagert.

Dazu wurde vom damaligen Wasserwirtschaftsamt eine Abstandsschicht zum Grundwasser gefordert, die ebenso hergestellt wurde, wie die Ableitung des Sickerwassers mittels Rigolen und Rinnen in das sog. Pfaffenloch. Der Untergrund weist damit möglicherweise teilweise eine höhere Wasserdurchlässigkeit auf, als bislang angenommen wurde. Das Wasser aus dem Pfaffenloch wurde bereits 1972 regelmäßig von der damaligen HfU untersucht und für eine Einleitung in den Vorfluter (Rhein) für unbedenklich

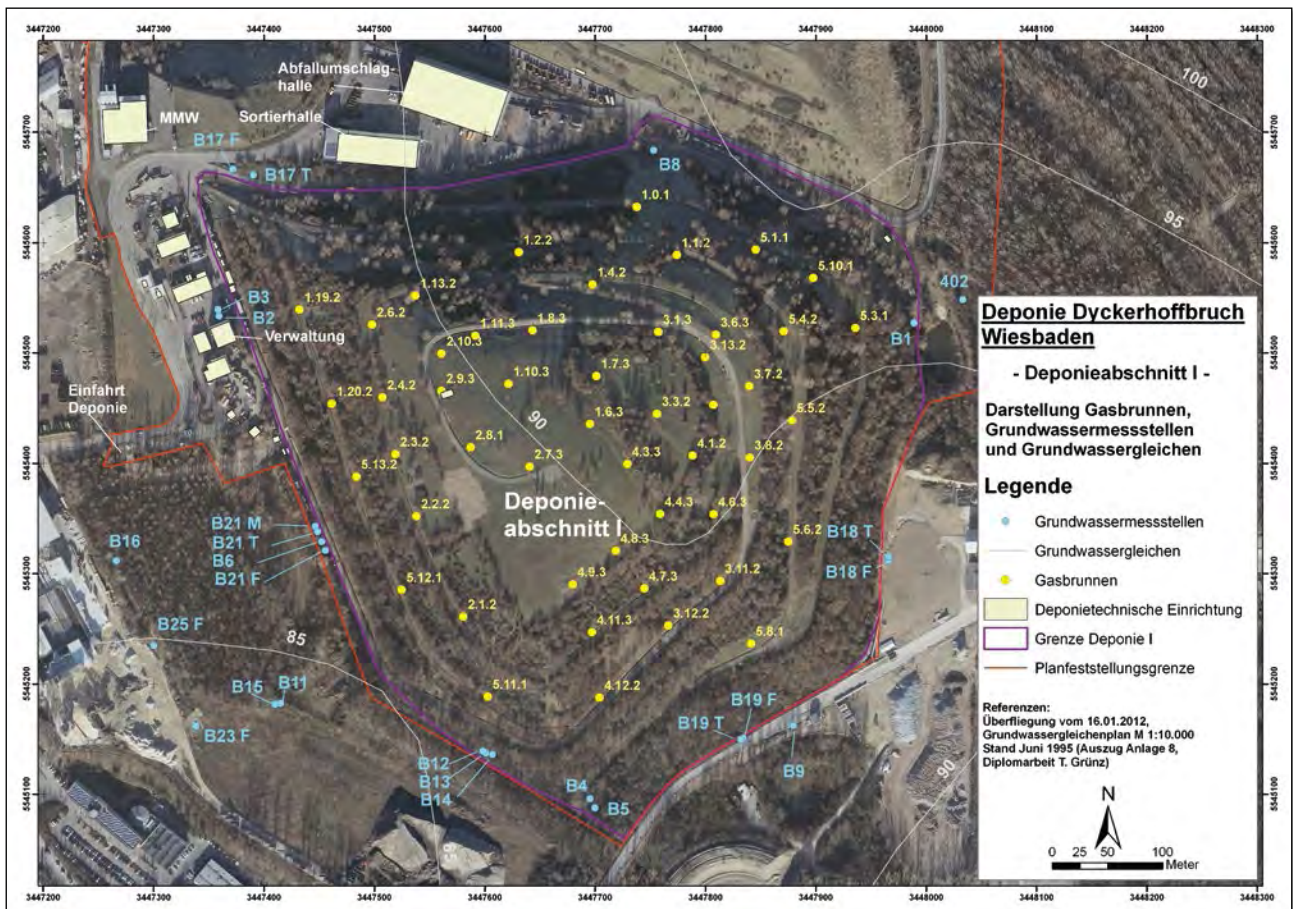


Abb. 6: Grundwasserbrunnen am Deponieabschnitt I.



erklärt. Allerdings wurde das Pfaffenloch überwiegend mit Oberflächen- und Grundwasser gespeist, was in der Summe zu einer beträchtlichen Verdünnung geführt hatte.

Seit Mitte der 1990er Jahre wird das Sickerwasser aus stationären und mobilen vertikalen (Gas)Brunnen gefördert und dem restlichen Sickerwasser der Deponie zugeführt. Die Deponiebasis wird mit einer Vielzahl von Grundwasserbrunnen überwacht (siehe Abb. 6).

Das umfangreiche Netz an Grundwasser-Überwachungsbrunnen im Abstrom des Deponieabschnittes I hat bislang keine erheblichen Belastungen gezeigt.

Aus der Erfahrung anderer Deponien müsste die Beeinträchtigung des Grundwassers trotz der Pumpen sehr viel höher sein. Das lässt nur den Schluss zu, dass die im Zuge der Herstellung angelegten Entwässerungssysteme wirksam sind und/oder durch ein sehr hohes Grundwasseraufkommen ein großer Verdünnungseffekt gegeben ist. Letzteres konnte durch die Eigenüberwachung bislang aber nicht nachgewiesen werden.

Außer dem historischen Nachweis durch Luftbildaufnahmen sowie Genehmigungs- und Ausführungsakten aus der Zeit der Herstellung konnten bislang die vorgesehenen Rigolen vor Ort nicht entdeckt werden.

Die Untersuchungen dazu sind noch im Gange. Aufgrund der Beobachtungen ist aber davon auszugehen, dass die Entwässerungseinrichtungen wie geplant ausgeführt wurden und auch funktionieren.

Weiterhin kann angenommen werden, dass die Sickerwasserneubildung aufgrund der oberflächlichen Abflüsse und der Verdunstung des Niederschlagswassers relativ gering ist.

Zum Grundwasseraufkommen wurden in der Vergangenheit mit einer eigens hergestellten mobilen Pumpenanlage in einem geschlossenen 36-m<sup>3</sup>-Container viele Pumpversuche unternommen, die im Rahmen der Gefährdungsabschätzung der Deponie I ausgewertet und bewertet wurden.

Insbesondere in den Jahren 2009 und 2010 wurden Gefährdungsabschätzungen zu Boden- und Grundwasserbelastungen im Bereich des Abschnitts I durchgeführt<sup>7</sup>.

Aktuell stellt sich aufgrund dessen die Gefährdungssituation im Deponieabschnitt I so dar, dass derzeit keine Erfordernis zur Sanierung von Grundwasser-Verunreinigungen im Bereich des DA I besteht. Die Maßnahmen zur Überwachung der Emissionen sind aber weiter intensiv durchzuführen und in Zwischenberichten zu bewerten (abfallrechtliche Anordnung des RPU Wiesbaden vom 02.09.2010).



**Abb. 7+8:** Container mit mobiler Pumpenanlage zur Grundwasser-Beprobung.

### 3 Forschungsprogramm Ermittlung des Ressourcenpotentials beim Deponieabschnitt I

„Die Schere zwischen Rohstoffkonsum und Rohstoffangebot wird sich in den kommenden Jahren bei ungebremsert wachsender Weltbevölkerung und zunehmendem Wohlstand in den Schwellenländern drastisch verschärfen, sofern der spezifische individuelle Rohstoffbedarf nicht gesenkt und unsere Rohstoffe durch Recycling nicht möglichst vollständig dem Produktionskreislauf wieder zugeführt werden. Rohstoffe lassen sich nicht erzeugen und nicht verbrauchen! So wenig wie die Energie gemäß des 1. Hauptsatzes der Thermodynamik erzeugt und verbraucht werden kann, so wenig lassen sich Kupfer, Gold, Palladium, Indium und die anderen Ressourcen erzeugen und verbrauchen. Man kann sie nur (immer) wiedergewinnen.“<sup>84</sup>

Diese Überlegungen haben sicher dazu beigetragen, dass das Hessische Umweltministerium den Hessischen Forschungsverbund für Abfall, Umwelt und Ressourcenschutz (HFvA) damit beauftragte, das Ressourcenpotential der hessischen Siedlungsabfalldeponien zu untersuchen. Die 2009 vorgelegte Studie des HFvA kam zu folgenden Ergebnissen<sup>9</sup>:

- Auf 11 hessischen Deponien wurden zwischen 1972 und 2005 insgesamt 56 Millionen Tonnen Abfall abgelagert.
- Der Anteil an
  - Biomasse beträgt rund 6 Mio. Tonnen,
  - Kunst- und Verbundstoffen beträgt rund 4 Mio. Tonnen,
  - Metallen beträgt rund 1 Mio. Tonnen.
- Das verbliebene Energieäquivalent beträgt ca. 140 Petajoule, entsprechend einem Äquivalent von 22 Millionen Barrel (oder 3,5 Millionen Tonnen) Rohöl, was etwa 1% des deutschen Primärenergiebedarfs entspricht.
- Bei Preisen je Barrel Rohöl zwischen 50 und 150 Dollar hat das gespeicherte Energieäquivalent demnach einen Wert zwischen 0,75 und 2,5 Milliarden Euro.
- Das CO<sub>2</sub>-Äquivalent entspricht etwa 6 Millionen Tonnen.

Zur Schätzung dieser Größenordnungen wurde versucht, die durchschnittliche Abfallzusammensetzung zu beschreiben. Dazu wurde neben bekannten Abfallanalysen auf statistische Werte der Produkteigenschaften der jeweiligen Jahre der Entsorgung und auf Erkundungsbohrungen und die dabei vorgefundenen Abfallzusammensetzungen zurückgegriffen. Insofern unterliegen diese Schätzungen starken Ungenauigkeiten und Schwankungen je nach konkretem Einzugsgebiet der einzelnen Deponie.

Im Deponieabschnitt I der Deponie Dyckerhoffbruch wurden von den genannten Mengen ca. 25% abgelagert (s. Tabelle 1). Aufgrund der Einschränkungen bei den Aussagen der Studie kann das anteilige Energieäquivalent leider nicht mit einer Größenordnung von etwa 200 bis 600 Millionen Euro nur für diesen Deponieabschnitt angesetzt werden. Letztlich würde dies bedeuten, dass der Rückbau der Deponie wirtschaftlicher wäre (sein könnte) als deren Bau und Betrieb.

Gleichwohl beschäftigen wir uns mit der Frage der Ermittlung des Ressourcenpotentials dieses Deponieabschnitts und – damit verbunden – mit einem möglichen Deponierückbau. Die Gründe hierfür sind allerdings vielschichtig:

- Der Rückbau einer Deponie
  - gewinnt neue Flächen/Grundstücke, die anderweitig genutzt werden können, z. B. als Industriestandorte, Flächen für Abfall- oder Rohstofflager, neue Deponiestandorte;
  - ist eine Möglichkeit zur Sanierung (wo keine Deponie mehr ist, kann auch nichts mehr emittieren).
- Teile der angetroffenen Stoffe können energetisch und stofflich verwertet werden.

Zur Ermittlung des Ressourcenpotentials des Deponieabschnittes I arbeiten die ELW mit dem Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement der Justus-Liebig-Universität Gießen, Professor Dr. Stefan Gäth (Uni Gießen), zusammen.

Neben der Auswertung historischer Daten wie Aufzeichnungen von Abfallablagerungen, Plänen, Genehmigungsunterlagen, Profilen von Deponiegasbrunnen usw. erfolgt die flächenhafte Erkundung des Deponiekörpers durch Niederbringung von Bohrungen und Auswertung der Bohrkerne.

Ziele der Bearbeitungen sind:

- Untersuchung des Rohstoffpotentials nach Art, Quantität und Qualität;
- geeignete verfügbare Techniken zur Aufbereitung der abgelagerten Rohstoffe bewerten im Hinblick auf die technische Umsetzbarkeit, mögliche Um-

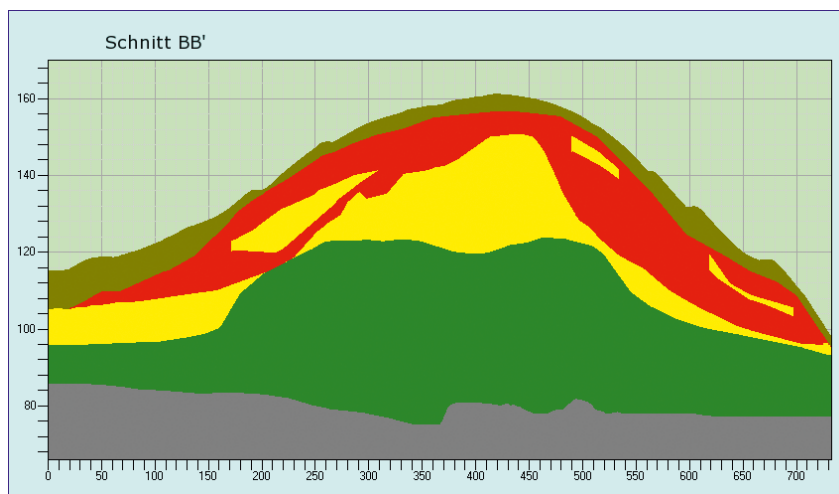
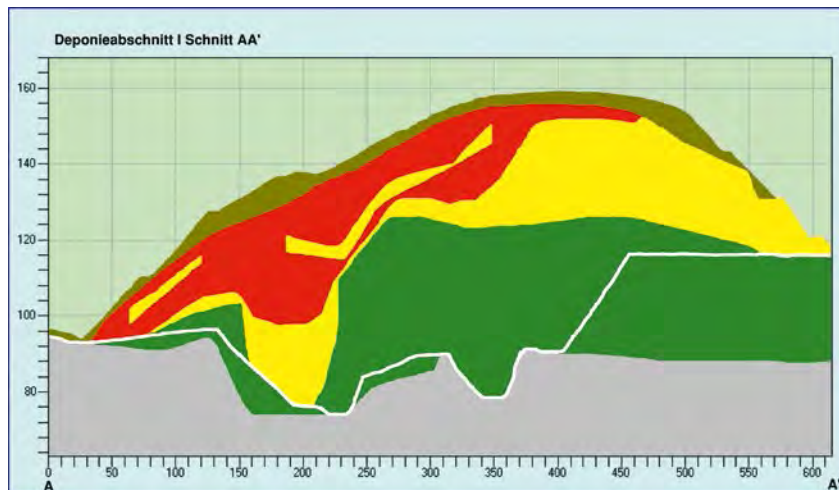
weltgefährdungspotenziale, die Ökobilanz und ihre Kostenstrukturen;

- Erstellung eines mathematischen Materialflussmodells zur Beantwortung der Frage, unter welchen Randbedingungen die umweltverträgliche Aufbereitung und Nutzung deponierter Ressourcen wirtschaftlich ist.

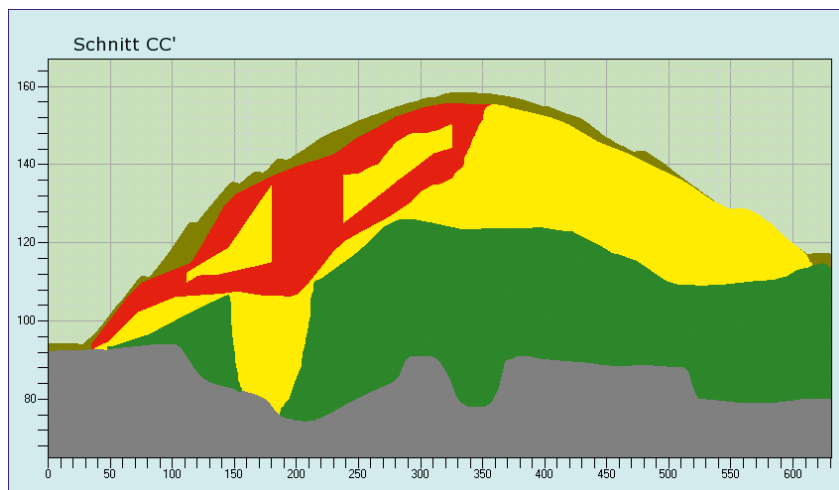
Zu Beginn wurden von der Uni Gießen die vorhandenen historischen Daten ausgewertet, daraus eigene Ablagerungsprofile erstellt und diese mit den im Hause vorhandenen verglichen.



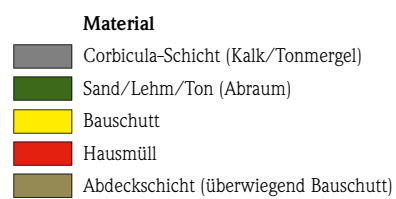
Abb. 9: Schnittrahnen Deponieabschnitt I.



**Abb. 10+11:** Schnitte A-A' und B-B' durch Deponieabschnitt I.



**Abb. 12:** Schnitt C-C' durch Deponieabschnitt I.



Derzeit sollen etwa 20 Bohrungen zwischen etwa 20 bis 45 m tief niedergebracht und ausgewertet werden. Aufgrund der oben beschriebenen Vorgehensweise, die sich auf verhältnismäßig umfassende historische Daten stützt, wird erwartet, dass unser Deponiemodell bereits mit dieser relativ geringen Anzahl an Bohrungen zu einem hinreichend genauen Bild der tatsächlichen Situation führen wird.

Räumlich entsteht auf diese Weise ein Bild mit den Ausbreitungen der einzelnen Abfallgruppen. Im Zuge der Erkundungsbohrungen und der Auswertung der angetroffenen Abfallzusammensetzungen wird dieses Bild schrittweise verfeinert. So soll letztlich ein Bild entstehen, bei dem mit relativ guter Genauigkeit vorhergesagt werden kann, welche Abfallzusammensetzung an einem konkreten Ort angetroffen würde.

Oder, anders gesagt, an welcher Stelle sich der Rückbau besonders lohnen würde.

Die Erkundungsbohrungen haben im Frühjahr 2012 begonnen. Zum Einsatz kommt ein Greiferbagger; der Bohrdurchmesser beträgt 80 cm. In das Bohrloch wird in regelmäßigen Abständen ein Stahlrohr nachgeführt, so dass das Bohrloch stabil bleibt. Nach Erreichen der Bohrtiefe wird das Bohrloch wieder verfüllt und das Stahlrohr gezogen.

Erbohrt werden einzelne Partimente von 1 m Mächtigkeit. Das Bohrgut wird in separaten wasser- und geruchsdichten Transportbehältern abgefahren und transportiert. Auf diese Weise kann ein genaues vertikales Ablagerungsprofil erstellt werden.

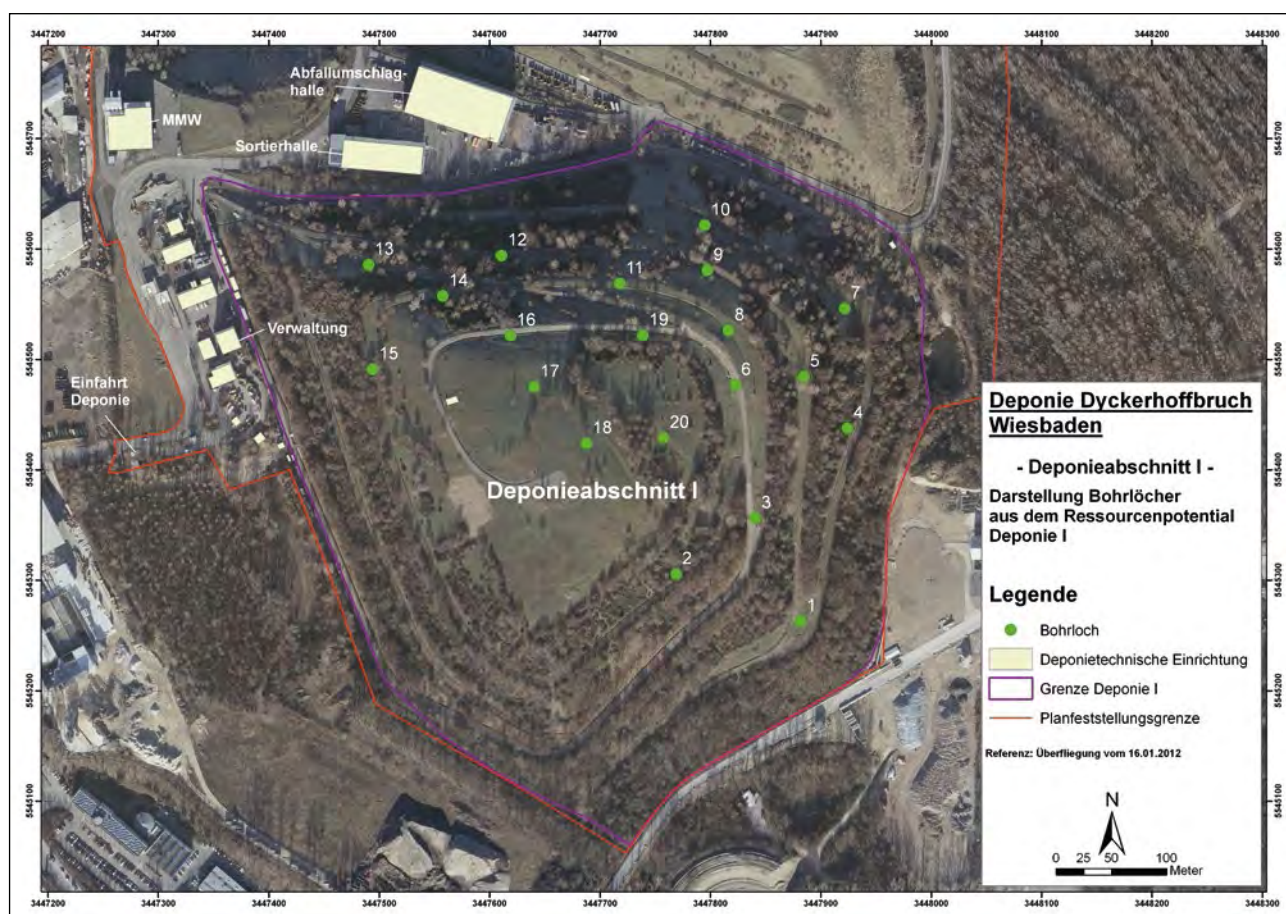


Abb. 13: Lage der geplanten Bohrungen im Deponieabschnitt I.



Abb. 14+15: Aufbau Bohrrapparat und Siebanlage.



Abb. 16–19: Bohrgut.

Ob und wie weit sich letztlich ein Rückbau für die Landeshauptstadt Wiesbaden als Deponiebetreiberin lohnen wird, wird nach Abschluss der Untersuchungen ganzheitlich zu bewerten sein. Dabei ist auf dieser Grundlage eine Fülle von Fragestellungen für den Deponieabschnitt I qualifiziert zu beantworten:

- Welche Stoffströme entstünden bei einem Rückbau?
- Gibt es für alle rückgeholten Stoffe sichere Entsorgungswege?
- Wie hoch sind die Anteile von Beseitigung bzw. stofflicher und energetischer Verwertung?
- Wäre auch ein partieller Rückbau sinnvoll?
- Welche Kosten entstehen durch einen Rückbau?
- Welche Einnahmen könnten durch die Verwertung der zurückgeholten Abfälle erzielt werden?
- Welche Techniken müssten zum Einsatz kommen? Sind diese verfügbar?
- Gibt es Auswirkungen auf das Landschaftsbild oder sonstige Naturgüter?
- Können diese ausgeglichen werden?
- Welche Emissionen können beim Rückbau entstehen und wie könnten diese minimiert werden?
- Welche Flächen in welcher Größe würden wieder nutzbar?
- u. v. m.

Bei der Beantwortung dieser Fragestellungen wird es auch von erheblichem Belang sein, welche finanzielle Mittel dazu herangezogen werden können. Neben gebildeten Rückstellungen zur Deponiesanierung und öffentlichen Fördermitteln sind hier insbesondere Verwertungserlöse anzusetzen. Ob diese allerdings relevante Größenordnungen erreichen können ist derzeit nicht absehbar.

Dies wird an folgender überschlägigen Schätzung schnell deutlich: Gemäß Tabelle 2 wurden im Deponieabschnitt I ca. 2 Millionen Tonnen (sogeannter) Hausmüll abgelagert. Nach der Studie des HFvA aus 2009 könnte der Metallgehalt an den abgelagerten Abfällen ca. 2 % betragen. Bezieht man diesen Anteil nur auf den Hausmüll wären dies im Deponieabschnitt I etwa 40 000 t. Bei Annahme eines Mischerlöses von 200 Euro je Tonne kämen so ca. 8 Millionen Euro zusammen. Dass dieser

Betrag bei Weitem nicht reichen würde, 10,5 Millionen Kubikmeter abgelagerten Abfall sach- und fachgerecht abzutragen und die nicht verwertbaren Anteile umweltgerecht zu entsorgen, liegt auf der Hand. Mit ca. 0,75 Euro je Kubikmeter wird dies jedenfalls nicht möglich sein.

Spannend ist deshalb die Frage, wie hoch der Anteil der energetisch verwertbaren Stoffe sein würde und welcher Deckungsbeitrag damit zu erzielen wäre – sofern es überhaupt zu Verwertungs-Erlösen kommen könnte. Nicht unerheblich wäre es auch zu wissen, welche Mengen davon in einer ELW-eigenen Klasse-II-Deponie abgelagert werden könnten und zu welchen Konditionen.

Alle diese Aspekte müssen diskutiert und bewertet werden. Danach können die gestellten Fragen qualifiziert beantwortet und das weitere Vorgehen entschieden werden.

Wie auch immer das Untersuchungsprogramm aber ausgehen mag:

Die Entsorgungsbetriebe der Landeshauptstadt Wiesbaden ELW beschäftigen sich mit einem zukunfts-trächtigen Thema von großem gesellschaftlichem Interesse, das langfristig noch erheblich an Bedeutung gewinnen wird. Als kommunales Entsorgungsunternehmen agieren die ELW ohnehin im Zentrum der örtlichen Kreislaufwirtschaft. Nahezu die komplette Palette an denkbaren Abfällen befindet sich direkt oder indirekt im Zugriff der ELW oder wird von ihr entsorgt. Dazu gehören neben den kommunalen Klassikern wie Haus-, Sperr- und Biomüll sowie Grünabfall auch Glas, Metall, Holz, Papier und Pappe, Kunststoffe, Verpackungen, Klärschlamm, Elektroschrott, Böden und Bauschutt sowie Gewerbe- und produktionsspezifische Abfälle.

Damit sind die ELW als der Daseinsvorsorge verpflichteter kommunaler Eigenbetrieb geradezu prädestiniert, sich mit der Frage der Rückgewinnung von Rohstoffen aus Deponien zu beschäftigen. Zumal die Anforderungen an die Kreislaufwirtschaft ständig weiter steigen.

## 4 Möglichkeiten der Nachnutzung einer zurückgebauten Deponie

Der Rückbau einer Deponie führt zu Flächen, die erneut genutzt werden können. In welcher Art und Weise diese Nutzung erfolgt hängt von den standörtlichen Bedingungen ab.

Der Standort Dyckerhoffbruch in Wiesbaden ist von vielfältigen, meist abfallwirtschaftlichen Nutzungen geprägt (siehe Abb. 20). Insofern macht es Sinn, eine Nachnutzung der früheren Fläche des Deponieabschnittes I daran anzupassen.



**Abb. 20:** Gelände Dyckerhoffbruch Wiesbaden mit umliegenden Nutzern.

Infrage kommen grundsätzlich folgende Nutzungen:

- Bau und Betrieb eines neuen Deponieabschnittes.
- Bau und Betrieb von abfallwirtschaftlichen Anlagen (z. B. Inertstoffaufbereitung, Sortieranlagen, Abfallvorbehandlungsanlagen u. a.).

- Nutzung als Betriebsflächen für störende Gewerbe- oder Industriebetriebe.
- Schaffung von Lagerflächen.

Besonderes Interesse erfährt dabei die Schaffung von Lagerflächen. Auch hier gilt, dass ein Lager umso einfacher am Standort integriert werden kann, je mehr dieses abfallwirtschaftlichen Zwecken dienen würde.

Neben der Lagerung von Abfällen vor der finalen Entsorgung über Zeiträume von einem Jahr (Abfall zur Beseitigung) oder bis zu drei Jahren (Abfälle zur Verwertung) sind hier insbesondere Rohstofflager zu betrachten.

Wie im vorigen Kapitel ausgeführt wird über kurz oder lang ein nennenswerter Mangel an Rohstoffen zu verzeichnen sein. Dies trifft insbesondere für das Mineral Phosphor zu.

Phosphor ist ein limitierender Baustein des Pflanzenwachstums. Ist er nicht ausreichend vorhanden, „mickert“ die Pflanze oder sie stirbt ab. Phosphor kann dabei durch kein anderes Mineral oder einen anderen Stoff ersetzt werden. Damit kommt dem Mineral weltweit eine herausragende Bedeutung für die Ernährung der Bevölkerung zu. Die sog. Reichweite der veröffentlichten zugänglichen Phosphat-Lagerstätten schwankt zwischen ca. 50 und 150 Jahren.

Gleichzeitig scheiden wir täglich Phosphate aus. Diese finden sich dann im kommunalen Abwasser und werden in den Klärschlämmen angesammelt. So auch in den kommunalen Kläranlagen der Landeshauptstadt Wiesbaden. Diese Klärschlämme werden nicht landwirtschaftlich verwertet – wodurch die Phosphate gemäß guter



landwirtschaftlicher Praxis in ausgewogenen Mengen unmittelbar den Stoffkreisläufen zurückgegeben würden. Vielmehr werden die Wiesbadener Klärschlämme in speziellen Mono- Klärschlammverbrennungsanlagen thermisch verwertet, um das Risiko des Austrags von Schwermetallen und deren Kumulierung in den Böden zu vermeiden.

In Aschen von Mono- Klärschlammverbrennungsanlagen liegt Phosphor in Gehalten von 0,5 bis 1,5 Masse% vor. Diese Aschen könnten in Monolager

verbracht und den nächsten Generationen zur Aufbereitung vorbehalten werden.

Auch an diesem Beispiel zeigt sich nachdrücklich, wie die ELW als kommunaler Entsorger sozusagen mitten im Thema stehen. Die Aschen der Monoverbrennungsanlage der in den Wiesbadener Kläranlagen angefallenen Klärschlämme könnten auf Flächen aus dem Rückbau der eigenen Deponie gelagert werden und somit im Regime der ELW verbleiben.

---

<sup>1</sup> Jahresbericht 2010 der Deponieeigenkontrolle gem. DepV und EKVO (Hessen), Kapitel 3

<sup>2</sup> Rohstoffsicherungskonzept Hessen, HLUG 2006

<sup>3</sup> Geologisch-Hydrogeologisches Gutachten HlFB / Abfalltechnik GmbH, Dezember 1982

<sup>4</sup> Jahresbericht 2010 der Deponieeigenkontrolle gem. DepV und EKVO (Hessen), Kapitel 4

<sup>5</sup> Geologie und Hydrogeologie der städtischen Mülldeponie und ihrem Umfeld unter besonderer Berücksichtigung des Deponieabschnitts I, Grünz 1996

<sup>6</sup> Jahresbericht 2010 der Deponieeigenkontrolle gem. DepV und EKVO (Hessen), Kapitel 5.1

<sup>7</sup> Gefährdungsabschätzung zu Boden- und Grundwasserbelastungen im Bereich des Abschnittes I (DA I) der Deponie der Landeshauptstadt Wiesbaden im Dyckerhoffbruch; Büro für Geohydrologie und Umweltinformationssysteme Dr. Brehm & Grünz GbR, Bielefeld, 16.11.2009

<sup>8</sup> Prof. Dr. Stefan Gäth: Abfallwirtschaft – Die Schlüsselwirtschaft für knapper werdende Ressourcen“, Müll und Abfall, 2/2011

<sup>9</sup> Deponien als Rohstofflagerstätten von morgen – Ergebnisse einer hessenweiten Untersuchung, Hessischer Forschungsverbund für Abfall, Umwelt und Ressourcenschutz e.V. HFvA, 26.05.2009

# NSO-Heterozyklen

## - Analytik, Vorkommen, Abbauverhalten

AXEL MÜLLER, HELENA SALOWSKY, SILKE KRAßNITZER, CLAUDIA ZAWADSKY & ANDREAS TIEHM

### Einleitung

An Teeröl-kontaminierten Standorten werden die Schadstoff-Ausbreitung im Grundwasser und das Gefährdungspotential in der Regel anhand etablierter Leitsubstanzen beurteilt. Dies sind u. a. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe nach der U.S. Environmental Protection Agency (EPA-PAK), leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX-Aromaten) und Phenole. Eine Analyse der heterozyklischen Kohlenwasserstoffe (NSO-HET) erfolgt bisher nur vereinzelt, obwohl in der Bundesbodenschutzverordnung auf eine mögliche Relevanz von NSO-HET hingewiesen wird. Aufgrund ihres hohen toxischen Potentials (EISENTRÄGER et al. 2008, ZAWADSKY et al. 2008, TIEHM et al. 2008, SAGNER 2009, HINGER et al. 2011, PEDDINGHAUS et al. 2012) und ihrer relativen Persistenz bei gleichzeitig hoher Mobilität ist die Aufnahme der NSO-Heterozyklen in gesetzliche Regelwerke derzeit in der Diskussion und der Nachweis ihrer Elimination bei der Sanierung kontaminierter Standorte wird zunehmend gefordert (KERN et al. 2008, WERNER et al. 2008, LAWA GFS-Konzept 2010).

Teeröl ist ein Substanzgemisch aus einer Vielzahl unterschiedlicher chemischer Stoffe, darunter als Leitsubstanzen die BTEX-Aromaten und die EPA-PAK. Die BTEX-Aromaten und die PAK werden im Grundwasserabstrom Teeröl-kontaminierter Standorte durch NSO-

Heterozyklen begleitet, wie im Rahmen zahlreicher Grundwasseruntersuchungen wiederholt nachgewiesen wurde. NSO-Heterozyklen sind Substanzen, die mindestens eine aromatische Ringstruktur und ein oder mehrere Heteroatom/e enthalten. Dieses kann ein Stickstoff-(N-), Schwefel-(S-), oder Sauerstoff-(O-) Atom sein. Die Heteroatome haben die Eigenschaft, dass sie hydrophiler als Kohlenstoff sind. In den meisten Fällen hat dies eine erhöhte Wasserlöslichkeit und höhere Mobilität gegenüber dem PAK-Analogen zur Folge (Abbildung 1). Die NSO-HET finden sich daher oft weit im Abstrom einer Schadstofffahne (BLUM et al. 2011).

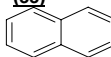
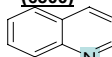
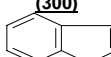
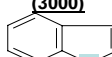
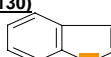
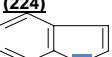
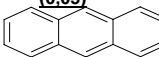
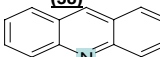
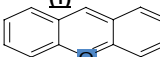
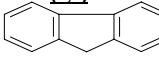
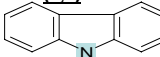
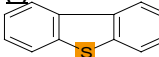
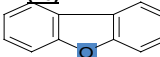
| PAK-Analogen  | N-HET   | S-HET  | O-HET  |
|---|---|--|--|
| <b>Naphthalin</b><br>(33)<br>  | <b>Chinolin</b><br>(6500)<br> |  |  |
| <b>Inden</b><br>(300)<br>      | <b>Indol</b><br>(3000)<br>    | <b>Benzothiophen</b><br>(130)<br> | <b>Benzofuran</b><br>(224)<br>  |
| <b>Anthracen</b><br>(0,05)<br> | <b>Acridin</b><br>(38)<br>    |  | <b>Xanthen</b><br>(1)<br>       |
| <b>Fluoren</b><br>(1,7)<br>    | <b>Carbazol</b><br>(1,2)<br>  | <b>Dibenzothiophen</b><br>(1)<br> | <b>Dibenzofuran</b><br>(10)<br> |

Abb. 1: NSO-Heterozyklische Kohlenwasserstoffe und ihre PAK-Analoga, die Zahlen in Klammern geben die Wasserlöslichkeit in mg/L an (SAGNER et al. 2005).

## Analytik

Die Analytik von NSO-HET aus Wasserproben erfolgt am TZW nach flüssig-flüssig Extraktion (MTBE) mittels GC/MS-Detektionsverfahren.

Im Rahmen eines LABO-Projekts wurden GC/MS-Analysemethoden für NSO-HET geprüft und das bereits am TZW seit einigen Jahren etablierte Verfahren weiter entwickelt. Der zu berücksichtigende Umfang der NSO-HET Einzelsubstanzen orientierte sich an den derzeit diskutierten Listen der Prioritäts-substanzen nach KORA, Altlastenforum Baden-Württemberg sowie der vorläufigen GFS-Liste der LAWA (WERNER et al. 2008, KERN et al. 2008, LAWA GFS-Konzept 2010). Eine Eingrenzung des Analyseumfangs erfolgte auf Grundlage der Substanz- und Isomeren-Verfügbarkeit, Verfahrenstests zur Aufbereitung und Analytik und Validierung der Methode (TIEHM et al. 2011).

Tests unterschiedlicher Extraktionsmittel ergaben die besten Ergebnisse für MTBE und Dichlormethan.

Die Wiederfindung der einzelnen NSO-HET bei einer neutralen Extraktion liegt zwischen 80 % und 100 %. MTBE wird als Extraktionsmittel präferiert, da Dichlormethan sowohl aus human- als auch aus öko-toxikologischer Sicht als kritisch zu betrachten ist.

Eine Derivatisierung der NSO-HET ist nach vorliegenden Untersuchungen weder für die Extraktion noch für die gaschromatographische Trennung erforderlich. Tests zeigten, dass der Zusatz des Derivatisierungsreagenz Essigsäureanhydrid störend wirkt.

Die Methodenvalidierung konnte für die meisten NSO-HET erfolgreich durchgeführt werden. Es zeigte sich bei der Validierung, dass die Matrix für getestete Realproben nur einen geringen Einfluss auf die Reproduzierbarkeit hat. Das Verfahren erwies sich als robust und ist derzeit für 42 Substanzen etabliert und validiert (Tabelle 1).

**Tab. 1:** NSO-HET-Analyseumfang und mittels Validierung ermittelte Bestimmungsgrenzen.

| Nr. | Substanz                     | BG<br>[µg/L] | Nr. | Substanz                    | BG<br>[µg/L] |
|-----|------------------------------|--------------|-----|-----------------------------|--------------|
| 1   | Thiophen                     | 0,1          | 22  | 3-Methylisochinolin         | 2            |
| 2   | Pyrrrol                      | 1            | 23  | 1-Methylisochinolin         | 2            |
| 3   | 2-Methylthiophen             | 0,1          | 24  | 6-Methylchinolin +          | 0,3          |
| 4   | 3-Methylthiophen             | 0,1          | 25  | 7-Methylchinolin            |              |
| 5   | 2,5-Dimethylthiophen         | 0,1          | 26  | 3-Methylchinolin            | 0,2          |
| 6   | 2,3-Dimethylthiophen         | 0,1          | 27  | 4-Methylchinolin            | 0,3          |
| 7   | Benzofuran (Cumaron)         | 0,2          | 28  | 2,6-Dimethylchinolin        | 0,3          |
| 8   | Indan                        | 0,3          | 29  | 3,5-Dimethylbenzothiophen   | 0,1          |
| 9   | Inden                        | 0,1          | 30  | Cumarin                     | 2            |
| 10  | 2-Methylbenzofuran +         | 0,2          | 31  | 2,4-Dimethylchinolin        | 0,3          |
| 11  | 3-Methylbenzofuran           |              | 32  | 2-Phenylphenol              | 0,5          |
| 12  | Benzothiophen (Thionaphthen) | 0,2          | 33  | Dibenzofuran                | 0,1          |
| 13  | 2,3-Dimethylbenzofuran       | 0,1          | 34  | 1,1-Dioxid-Benzo[b]thiophen | 4            |
| 14  | Chinolin (Benzopyridin)      | 0,3          | 35  | 2-Methyldibenzofuran        | 0,3          |
| 15  | Isochinolin                  | 4            | 36  | Xanthen (Dibenzopyran)      | 0,1          |
| 16  | Indol (Benzopyrol)           | 0,1          | 37  | Dibenzothiophen             | 0,3          |
| 17  | 2-Methylbenzothiophen        | 0,2          | 38  | Acridin (Dibenzopyridin)    | 0,3          |
| 18  | 3-Methylbenzothiophen        | 0,2          | 39  | Phenanthridin               | 0,2          |
| 19  | 2-Methylchinolin             | 1            | 40  | Carbazol (Dibenzopyrol)     | 0,2          |
| 20  | 5-Methylbenzothiophen        | 0,1          | 41  | 4-Methyldibenzothiophen     | 0,1          |
| 21  | 8-Methylchinolin             | 0,2          | 42  | Xanthenon                   | 0,1          |

BG = Bestimmungsgrenze

## Vorkommen und Schadstoffprofile

NSO-Heterozyklen in Teerölen treten branchentypisch insbesondere an ehemaligen Gaswerks- und Kokereistandorten auf, an denen die Teeröle als Abfall- und Nebenprodukte anfallen. Teeröle wurden jedoch auch als Einsatzstoffe in Holzimprägnierwerken und anderen Teeröl-verarbeitenden Standorten (z. B. Dachpappenfabrikation) verwendet. Daneben gehen Boden- und Grundwasserbelastungen durch NSO-HET z. B. auch von Gaswerksabfällen in Altablagerungen aus.

In vergleichenden Untersuchungen wurden Grundwässer auf das Vorkommen von NSO-HET untersucht. Die Analysen der Grundwasser-Feldproben von drei untersuchten branchen-typischen Standorten (Altablagerung, Holzimprägnierwerk, Gaswerk) zeigten, dass fast alle berücksichtigten NSO-HET zu finden sind (Abbildung 2).

An den Feldstandorten nehmen die NSO-HET-Konzentrationen in Abstromrichtung ab und die Schadstoffprofile verschieben sich. Nahe der Quelle dominieren Benzofuran und Benzothiophen in hohen Konzentrationen. Im Abstrom dominieren an den Standorten die persistenteren NSO-HET 2-Methyl-dibenzofuran sowie 2- und 3-Methylbenzofuran.

Sechs NSO-HET wurden weder im Schadensherd noch im Abstrom der betrachteten Teeröl-relevanten Standorte nachgewiesen: 1,1-Dioxid-Benzo[b]thiophen, 1-Methylisochinolin, 2-Methylchinolin, 3-Methylisochinolin, 8-Methylchinolin und Cumarin.

Das Beispiel eines weiteren Teeröl-kontaminierten Standortes (chemische Fabrik) zeigt ähnliche Muster bei der Anreicherung einzelner Substanzen im Grundwasserabstrom (Abbildung 3). So haben sich auch an

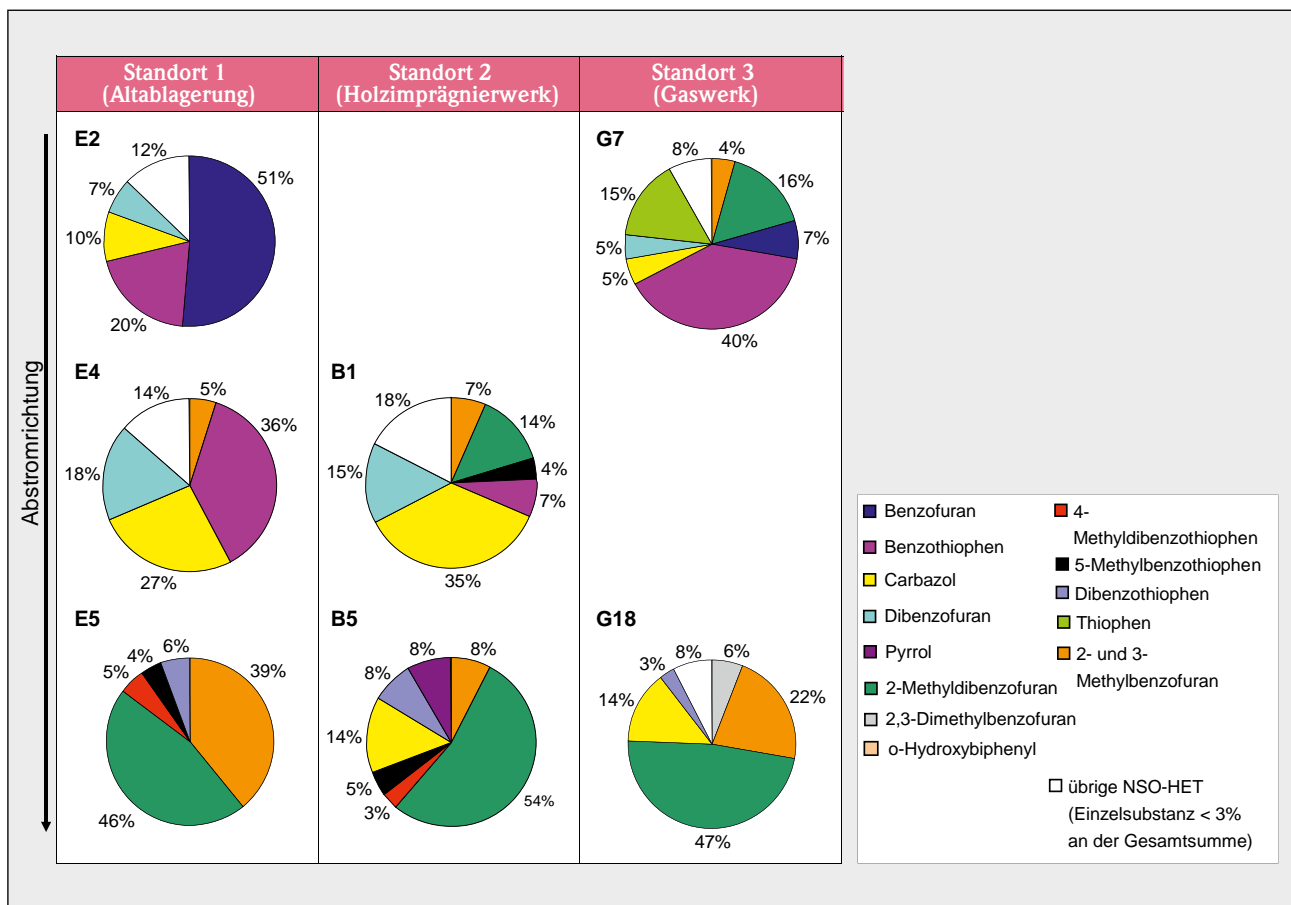


Abb. 2: NSO-Zusammensetzung an drei Standorten anhand der prozentualen Anteile der Einzelsubstanzen an der NSO-HET Gesamtkonzentration und ihre Veränderung in Abstromrichtung.

diesem Standort die methylierten Substanzen 2- und 3-Methylbenzofuran sowie 2-Methyldibenzofuran bei insgesamt abnehmenden Konzentrationen angereichert und werden an der Fahnnenspitze des östlichen Belastungsbereiches (KE D4, KE D6, KE E2, KE E3) noch in Spuren nachgewiesen. Bei höheren Carbazol-Ausgangskonzentrationen kann es im Abstrom aber auch zu einer zwischenzeitlichen relativen Anreicherung von Carbazol kommen (westlicher Fahnenbereich: KE C3).

Bei den PAK dominiert in der Nähe der Quelle Naphthalin, im weiteren Abstrom verschiebt sich das pro-

zentuale Verhältnis dann in Richtung der persistenteren Substanz Acenaphthen sowie der Methyl- und Dimethylnaphthaline.

Die Musterverschiebung der NSO-HET und der anderen Teeröl-bürtigen Schadstoffe im Grundwasserabstrom mit der Anreicherung persistenterer Substanzen ist ein wichtiger Hinweis auf mikrobielle Schadstoffminderungsprozesse im Grundwasserabstrom solcher Standorte und trägt wesentlich zum Prozessverständnis von Natural Attenuation bei (TIEHM & SCHULZE 2003, SAGNER 2009, MÜLLER et al. 2011, TIEHM et al. 2011, SALOWSKY et al. 2011).

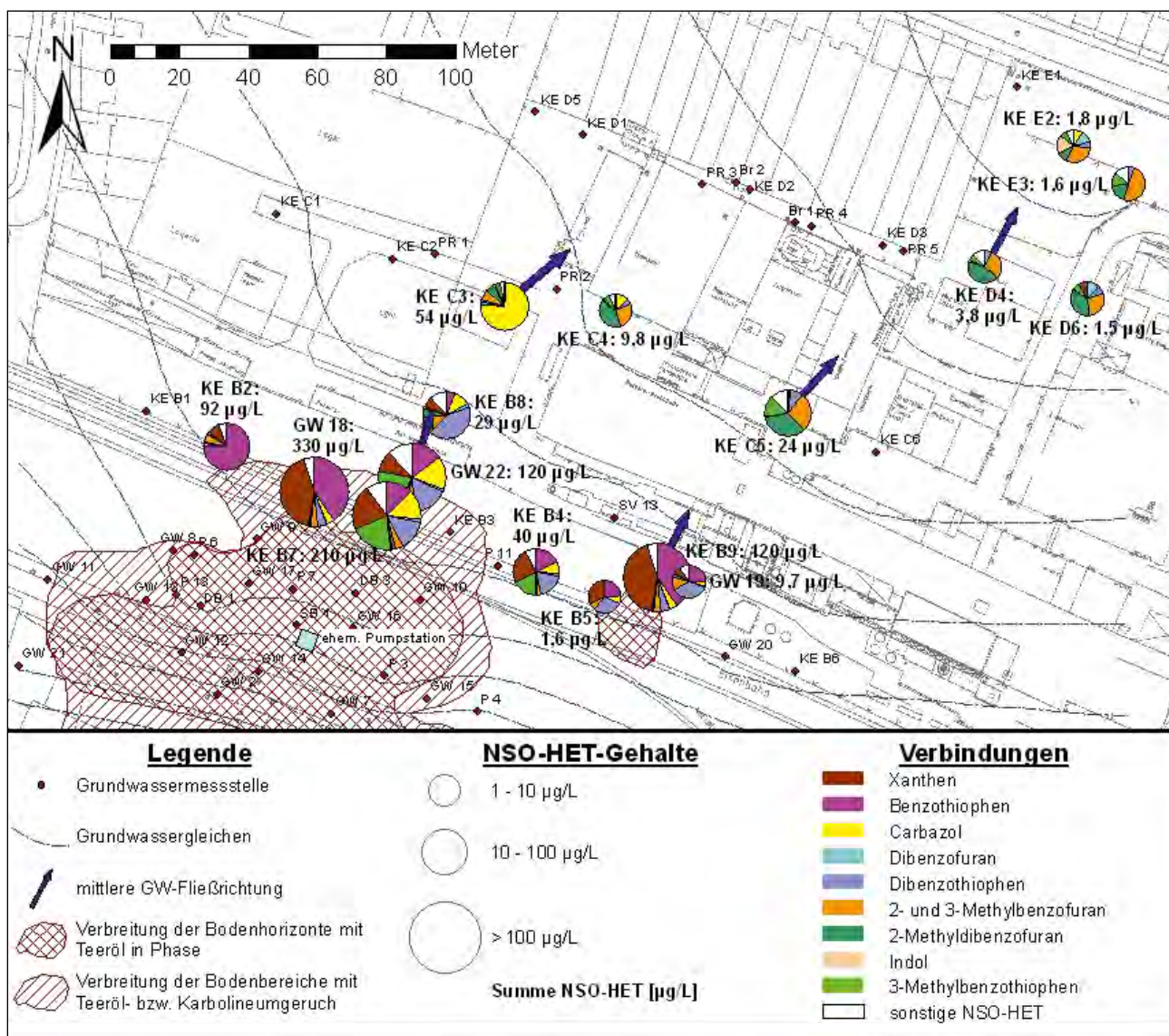


Abb. 3: NSO-HET-Gehalte [µg/L] und Veränderung der NSO-HET-Zusammensetzung im Grundwasserabstrom einer westlichen und östlichen Schadensquelle.

## Abbauverhalten

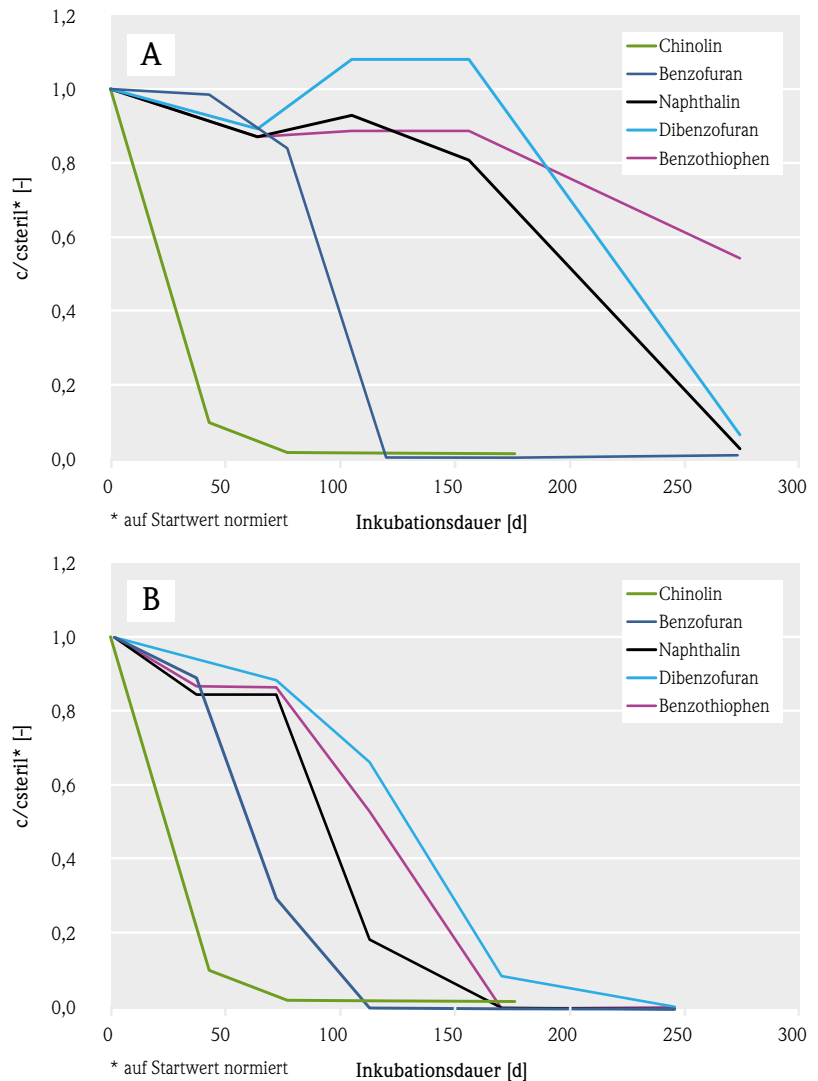
Der mikrobielle Abbau (Mineralisation) ist der wichtigste Schadstoffminderungsprozess, da er der wesentliche Vorgang ist, bei dem die Schadstoffe zu unschädlichen Endprodukten umgewandelt werden können. Er wird durch eine Reihe von Redoxreaktionen bewerkstelligt. Die aus der Oxidation resultierenden Elektronen müssen an einen terminalen Elektronenakzeptor (TEA) abgegeben werden, damit eine Zelle aus diesen Elektronen Energie gewinnen kann.

Die biologische Transformation von aromatischen Verbindungen wird von zahlreichen Parametern beeinflusst. Insbesondere aber ist der mikrobielle Stoffwechsel beim Schadstoffabbau abhängig von der Verfügbarkeit an Sauerstoff bzw. alternativer TEA (Nitrat, Fe(III), Mn(IV), Sulfat, Carbonat). Sauerstoff ist der bevorzugte Elektronenakzeptor, da er den Mikroorganismen den höchsten Energiegewinn bringt. Treten Schadstoffe in einen Grundwasserleiter ein, wird der vorhandene Sauerstoff schnell gezehrt und es stellen sich anaerobe Bedingungen ein.

## Natürlicher Abbau von NSO-Heterozyklen

Die im Feld zu beobachtende Minderung der NSO-HET (Abbildung 2, Abbildung 3) geht meist auf natürliche aerobe und anaerobe Abbauprozesse zurück (Natural Attenuation).

Abbildung 4 zeigt den anaeroben NSO-HET-Abbau im Vergleich zur Referenzsubstanz Naphthalin in Mikrokosmen mit Teeröl-kontaminierten Grundwässern vom Standort einer ehemaligen Chemischen Fabrik (vgl. auch Abbildung 3). Nachdem die Schadstoffverteilung und die Redoxzonierung im Grundwasserabstrom bekannt waren, wurden gezielt Grundwasserproben aus den verschiedenen Redoxzonen entnommen und der Schadstoffabbau unter



**Abb. 4:** NSO-HET-Abbau unter Sulfat-reduzierenden Bedingungen (A) und unter Sulfat-/Eisen(III)-reduzierenden Bedingungen (B), Naphthalin (schwarze Kurve) als Vergleichssubstanz,  $c/c_{steril}^*$  = Anteil des mikrobiologisch aktiven Ansatzes zur abiotischen Kontrolle (MÜLLER et al. 2011).

den entsprechenden Redoxbedingungen untersucht. Unter Sulfat-reduzierenden Bedingungen war ein schneller Abbau von Chinolin und Benzofuran und ein verzögerter Abbau von Dibenzofuran zu beobachten (A). Die Zugabe von Fe(III) bewirkte einen beschleunigten Abbau der genannten Substanzen, außerdem wurde Benzothiophen vollständig umgesetzt (B).

Tabelle 2 fasst die Ergebnisse des mikrobiellen Abbaus von NSO-HET in Mikrokosmen unter anaeroben und aeroben Bedingungen zusammen. Der Abbau in den Mikrokosmen bestätigt die Feldbeobachtungen, nach denen Chinolin und Benzofuran bereits in den stark anaeroben und hoch konta-

**Tab. 2:** Nachweis des aeroben und anaeroben Abbaus von NSO-HET in Mikrokosmen mit Grundwasser von Standort einer chemischen Fabrik, Naphthalin als Vergleichssubstanz (MÜLLER et al. 2011).

| Redoxzone             | Sulfat-reduzierend | Fe(III)-/Sulfat-reduzierend | aerob |
|-----------------------|--------------------|-----------------------------|-------|
| Naphthalin            | +                  | ++                          | ++++  |
| Chinolin              | +++                | +++                         | ++++  |
| Benzofuran            | +++                | +++                         | ++++  |
| Dibenzofuran          | +                  | ++                          | ++++  |
| Benzothiophen         | -                  | ++                          | ++++  |
| Dibenzothiophen       | -                  | -                           | ++++  |
| Carbazol              | -                  | -                           | ++++  |
| 2-Methylbenzofuran    | -                  | -                           | ++++  |
| 2-Methyldibenzofuran* | -                  | -                           | ++++  |

\* nicht aufdotiert  
 +++++ Abbau innerhalb 50 Tage + Abbau innerhalb 300 Tage  
 +++ Abbau innerhalb 150 Tage - kein eindeutiger Abbau  
 ++ Abbau innerhalb 250 Tage

minierten Herdbereichen eliminiert werden kann und im unmittelbaren Grundwasserabstrom nicht mehr nachweisbar ist. Auch Dibenzofuran wird im Abstrom kaum noch nachgewiesen, da es ebenfalls unter anaeroben Bedingungen umsetzbar ist. Die zu beobachtende Minderung von Benzothiophen im Schadensherd-nahen Abstrom (vgl. Abbildung 3) ist auf dort vorherrschende Sulfat-/Fe(III)-reduzierende Bedingungen zurückzuführen. In Gegenwart von

Sauerstoff wurden alle untersuchten Substanzen vergleichsweise schnell umgesetzt. Denitrifizierende Bedingungen tragen am Standort nicht zur Schadstoffminderung bei. Andere Untersuchungen zeigen, dass auch mit Nitrat als terminaler Elektronenakzeptor der Abbau einiger NSO-HET möglich ist (SAGNER 2009).

Die Felddaten und Mikrokosmen belegen, dass der anaerobe Abbau im Feld wesentlich zur Reduktion der NSO-HET beitragen kann. Diese Prozesse sind jedoch langsamer als der aerobe Abbau, wodurch lange Kontaminationsfahnen im Abstrombereich entstehen können.

An der Fahnen Spitze reichern sich oft die methylierten NSO-HET 2- und 3-Methylbenzofuran und 2-Methyldibenzofuran an. Bei Proben, die direkt an der Fahnen Spitze genommen wurden, ist bereits wiederholt die relative Anreicherung von NSO-HET beobachtet worden (z. B. SAGNER 2009, BLUM et al. 2011, MÜLLER et al. 2011). Durch das Einbringen des bevorzugten Elektronenakzeptors  $O_2$  kann der biologische Abbau zusätzlich stimuliert werden.

## Stimulierter mikrobieller Abbau von NSO-Heterozyklen

In Batch- und Säulen-Experimenten mit kontaminierten Grundwässern verschiedener Standorte konnte wiederholt nachgewiesen werden, dass aerobe Mikroorganismen bei ausreichender Versorgung mit  $H_2O_2$  bzw. Sauerstoff NSO-HET bis unter die Nachweisgrenze abbauen (TIEHM et al. 2008, ZAWADSKY et al. 2008, SAGNER 2009, MÜLLER et al. 2011). Auch die weiteren Teeröl-bürtigen Schadstoffe wie BTEX und EPA-PAK wurden eliminiert. Da  $H_2O_2$  in höheren Konzentrationen auf Mikroorganismen toxisch wirkt, wurde ein Verfahren mit abgestufter Dosierungserhöhung entwickelt. Nach einer Adaptionsphase können ausreichende Mengen dosiert und die aeroben Abbauprozesse stimuliert werden.

Das Beispiel eines Funnel-&-Gate-Bioreaktor-Systems illustriert die aerobe Eliminierungsleistung während und nach Adaption der Mikroorganismen an hohe

$H_2O_2$ -Dosierungen. Im Zuge der abgestuften Steigerung der  $H_2O_2$ -Dosierung während der Einfahrphase des Reaktorbetriebs war eine klare Dosis-Wirkungs-Beziehung erkennbar: zunehmende Konzentrationen des  $O_2$ -Äquivalents hatten einen verstärkten NSO-HET-Abbau zur Folge. Aufgrund der sehr hohen Teerölbelastungen und begrenzten  $O_2$ -Löslichkeit waren für die vollständige aerobe Abreinigung aber mehrfache, sequentielle  $H_2O_2$ -Dosierungen ausschlaggebend. Die Monitoringdaten des vollständig etablierten Bioreaktor-Systems (Schräglklärer, drei Bioreaktoren) nach Adaption der Mikroorganismen zeigen für die EPA-PAK einen geringfügig besseren Abbau (Abbildung 3). Labor- und Feldstudien mit EPA-PAK und NSO-HET belasteten Grundwässern anderer Standorte zeigen ebenfalls eine schnellere aerobe Abbaurate der EPA-PAK (SAGNER 2009, SALOWSKY et al. 2011).

Die im Rohwasser dominierenden NSO-HET Benzofuran, Benzothiophen, Dibenzofuran, 2- + 3-Methylbenzofuran, Carbazol und Thiophen werden zunächst im Schrägklärer etwa im gleichen Maße reduziert (Kuchendiagramme in Abbildung 5). In Bioreaktor 1 und 2 kommt es dann zu einer stärkeren Eliminierung von insbesondere Benzofuran, bei einer relativen Anreicherung von Benzothiophen und Thiophen. Im Zuge des weiteren Abbaus in Bioreaktor 3 wird Thiophen langsamer als die anderen NSO-HET umgesetzt. Im Ablauf des Bioreaktor-Systems liegen die NSO-HET-Konzentrationen höher als die EPA-PAK-Gehalte. Verbleibende Substanzen sind Thiophen und 2- und 3-Methylbenzofuran bzw. Acenaphthen. BTEX-Aromaten sind im Ablauf nicht mehr nachweisbar.

Im Abbauverhalten herrscht eine Präferenz für die nicht-methylierten O- und N-HET. Benzofuran, Dibenzofuran und Carbazol wurden schneller abgebaut als die S-HET Benzothiophen und Thiophen. Offensichtlich wird der Abbau weiter auch vom Methylierungsgrad und der Anzahl der kondensierten Ringe beeinflusst. 2- und 3-Methylbenzofuran wird deutlich langsamer abgebaut als Benzofuran. Auch scheint das 1-kernige Thiophen gegenüber dem



**Abb. 5:** Aerober EPA-PAK- und NSO-HET-Abbau mit  $H_2O_2$  als  $O_2$ -Träger in einem Funnel-&-Gate-Bioreaktor-System (Mittelwerte aus sechs Messungen im Zeitraum von 12/2010 – 06/2011) mit Veränderung der NSO-HET-Zusammensetzung im Zuge der Reaktorpassage.

2-kernigen Benzothiophen persistenter zu sein. Ähnliche Beobachtungen des aeroben NSO-HET-Abbaus in Abhängigkeit der substituierten Hetero-Atome, dem Methylierungsgrad und der Anzahl der kondensierten Ringe wurden auch bei ZAWADSKY et al. 2008, SAGNER 2009 und SALOWSKY et al. 2011 gemacht.

## Schlussfolgerungen und Ausblick

Zahlreiche Untersuchungen belegen die Relevanz der NSO-Heterozyklen an Teeröl-kontaminierten Standorten. Die hohe Mobilität und relative Persistenz einiger heterozyklischer Substanzen kann zu langen Fahnen führen, die die Ausbreitungsweiten der EPA-PAK Standort-abhängig auch überschreiten können. Dabei führen natürliche Abbauprozesse zu einer vergleichsweise schnellen Minderung gut abbaubarer NSO-HET (Chinolin, Benzofuran, Benzothiophen, Dibenzofuran) und zur relativen Anreicherung der vergleichsweise langsam abbaubaren methylierten NSO-HET. Grundsätzlich sind die NSO-HET unter aeroben Abbaubedingungen vollständig abbaubar.

Für die Umsetzung von Sanierungs- und Sicherungsmaßnahmen unter Nutzung des aeroben Abbaupotentials der NSO-HET ist aber zur berücksichtigen, dass der Abbau gegenüber den anderen Teeröl-bürigen Kontaminanten (BTEX-Aromaten, EPA-PAK) langsamer erfolgt.

Derzeit bestehen bei der Gefährdungsabschätzung und Festlegung einer für die Altlastenbearbeitung verbindlichen Liste von NSO-HET noch Unsicherheiten. Das toxische Potential der NSO-HET wurde in einigen Studien nachgewiesen. Allerdings stehen nicht für alle der diskutierten NSO-HET-Einzelsub-



tanzen ausreichende toxikologische Daten als Grundlage für eine Gefährdungsabschätzung zur Verfügung. Es ist daher wünschenswert, weitere Felddaten zu erheben und hierbei auch ökotoxikologische Untersu-

chungen vorzunehmen. Im Anschluss kann dann eine abgestimmte Liste mit Leit-NSO-HET entwickelt werden.

## Literatur

- BLUM, P., SAGNER, A., TIEHM, A., MARTUS, P., WENDEL, T., GRATHWOHL, P. (2011): Importance of heterocyclic aromatic compounds in monitored natural attenuation for coal tar contaminated aquifers: A review. *Journal of Contaminant Hydrology* 126: 181–194
- EISENTRÄGER, A., BRINKMANN, C., HOLLERT, H., SAGNER, A., TIEHM, A., NEUWOEHNER, J. (2008): Heterocyclic compounds: Toxic effects using algae, daphnids, and the salmonella/microsome test taking methodical quantitative aspects into account. *Environmental Toxicology & Chemistry*, Vol. 27(7): 1590–1596
- HINGER, G., BRINKMANN, M., BLUHM, K., SAGNER, A., TAKNER, H., EISENTRÄGER, A., BRAUNBECK, T., ENGWALL, M., TIEHM, A., HOLLERT, H. (2011): Some heterocyclic aromatic compounds are Ah receptor agonists in the DR-CALUX assay and the EROD assay with RTL-W1 cells. *Environmental Science and Pollution Research* 18: 1297–1304
- KERN, F., MÖHNER, H., REINHARD, M., SAGNER, A., SORG, K.-P., TIEHM, A. (2008): NSO-Heterozyklen – Vorkommen, Analytik, Beurteilung – Hinweise für die Praxis. Schriftenreihe des Altlastenforums Baden-Württemberg Heft 12, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- LAWA GFS-Konzept (2010): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser: NSO-Heterozyklen. Erarbeitet vom Unterausschuss „Geringfügigkeitsschwellenwerte für NSO-Heterozyklen“ des Ständigen Ausschusses Grundwasser und Wasserversorgung der LAWa 2009 / 2010, Entwurf
- MÜLLER, A., AUGENSTEIN, A., TIEHM, A. (2011): Entwicklung und Umsetzung eines MNA-Konzeptes an einem Teeröl-kontaminierten Standort. Abschlussbericht zum Modellprojekt „Rüsges II“. Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser Karlsruhe (ISSN 1434-5765), Band 51: 220 Seiten
- PEDDINGHAUS, S., BRINKMANN, M., BLUHM, K., SAGNER, A., HINGER, G., BRAUNBECK, T., EISENTRÄGER, A., TIEHM, A., HOLLERT, H., KEITER, S. H. (2012): Quantitative assessment of the embryotoxic potential of NSO-heterocyclic compounds using zebrafish (*Danio rerio*). *Reproductive Toxicology* 33: 224–232
- SAGNER, A., TIEHM, A., TRÖTSCHLER, O., HASELWIMMER, T., KOSCHITZKY, H.-P. (2005) Enhanced Natural Attenuation zum In-situ-Abbau von heterozyklischen Kohlenwasserstoffen. BRAUN, J. et al. (Hrsg.), VEGAS-Statuskolloquium 2005, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 145, 131–140
- SAGNER, A. (2009): Vorkommen, Toxizität, mikrobiologischer Abbau Heterocyclischer Kohlenwasserstoffe. Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser Karlsruhe (ISSN 1434-5765), Band 41: 151 Seiten
- SALOWSKY, H., MÜLLER, A., TIEHM, A. (2011): Natural Attenuation at an abandoned manufactured gas plant site: Pollutant profiles and biodegradation of NSO-heterocycles, BTEX and PAH. In: Proceedings of the 23rd International Symposium on Polycyclic Aromatic Compounds (ISPAC 23), Münster, Germany, September 4–8, 2011:211
- SCHAD, H., JACOB, H., WEISS, J., TIEHM, A., MÜLLER, A., SCHMITT-BIEGEL, B., WEINGRAN, C. 2009. Grundwassersanierung mittels Funnel-And-Gate zum mikrobiologischen Abbau von BTEX und PAK am Standort der ehemaligen Teerfabrik Lang in Offenbach – Teil 1: Vom Konzept zum Bauwerk. FRANZIUS et al. (Hrsg.): Handbuch der Altlastensanierung, 58. Aktualisierung, 3. Aufl., Mai 2009

- TIEHM, A., MÜLLER, A., ALT, S., JACOB, H., SCHAD, H., WEINGRAN, C. 2008. Development of a Groundwater Biobarrier for the removal of PAH, BTEX, and Heterocyclic Hydrocarbons. In: Water Science & Technology – WST 58.7/ 2008, S. 1349–1355
- TIEHM, A., SACHER, F., LICHA, T., RICHTER, D., ZAWADSKY, C., KRASSNITZER, S., RITTMEIER, M., LUCAS, M. (2011): Altlastenbezogene Bewertungs- und Analyseempfehlung für kurzkettige Alkylphenole (SCAP) und NSO-Heterozyklen (NSO-HET) – Modul 2 (Projekt-Nr. B 2.10), Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin
- TIEHM, A., SCHULZE, S. (2003): Intrinsic aromatic hydrocarbon biodegradation for groundwater remediation. Oil & Gas Science and Technology – Rev. IFP 58 (4): 449–462
- WERNER, P., BÖRKE, P., HÜSERS, N. (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei Teerölastlasten, Themenverbund 2: Gaswerke, Kokereien, Teerverarbeitung, (Holz-)Imprägnierung im BMBF-Förderschwerpunkt KORA. Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, TU Dresden, Band 58
- ZAWADSKY, C., SAGNER, A., TIEHM, A. (2008): Teerölkontaminierte Standorte: Toxizität und stimulierter biologischer Abbau von NSO-Heterozyklen in Grundwasser. TerraTech 11–12/2008: 10–12

## Danksagung

Die Autoren danken dem Altlastensanierungs- und Altlastenaufbereitungsverband NRW und der Bezirksregierung Köln (Modellprojekt „Rüsges II“), dem Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz des Landes Rheinland-Pfalz (Förderung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen und der Sanierung von Altlasten), dem Ministerium für Landwirtschaft,

Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern (Projekt-Nr. B 2.10), dem Zentralen Innovationsprogramm Mittelstand (ZIM) des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie (BMWi) (KF2265706SA9) sowie dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) (02WN0362, 02WR0293) für die finanzielle Unterstützung.



# Identifizierung unbekannter Substanzen

WALTER HEMPE

## Einleitung

Ein rapides Wachstum der chemisch pharmazeutischen Industrie hat über die letzten 150 Jahre zu einer Fülle von synthetischen, meist organischen Substanzen geführt, die in unterschiedlichen Produktionsmengen hergestellt, verbraucht und entsorgt werden.

Allein in der europäischen Union werden heute über 100 000 verschiedene Chemikalien gehandelt, welche bei ihrer Herstellung, Nutzung und Vermarktung in die Umwelt gelangen können.

Nicht umsonst hat der Gesetzgeber dieser Problematik Rechnung getragen und verschiedenste Über-

wachungsprogramme von Boden, Wasser, Luft und Abfällen gesetzlich verankert.

Aus pragmatischen Gründen wurden und werden jedoch nur für die als besonders relevant eingestuften chemischen Substanzen Untersuchungsmethoden entwickelt, normiert und mit Grenz- und/oder Prüfwerten versehen. Auch für den Boden- und Altlastenbereich haben sich entsprechende Untersuchungsmethoden etabliert. Wie aber können Bodenverunreinigungen durch Stoffe außerhalb des üblichen Untersuchungsrahmens erkannt und charakterisiert werden?

## Hinweise auf unbekannte Bodenverunreinigungen

Bodenverunreinigungen unbekannter Herkunft werden meist bei Bau- oder Erdarbeiten aufgefunden. Oft machen sie sich durch ihren Geruch oder bodenuntypische Verfärbungen bemerkbar. Aber auch auffällige Untersuchungsparameter bei der Routineanalytik, wie ein erhöhter TOC oder EOX-Gehalt ohne schlüssige Erklärung aus den anderen Analyseergebnissen, ergeben Hinweise auf unbekannte Stoffe. Noch deutlicher treten unbekannte Substanzen als nicht zuzuordnende Peaksignale in chromatographischen Routineuntersuchungen zu Tage. Hier bedarf

es jedoch des Blicks eines geschulten Analytikers und nicht der automatisch arbeitenden Auswertungssoftware, um solche Substanzen zu erkennen. Besteht der Verdacht auf unbekannte Substanzen, so wird man in der Regel durch eine Erweiterung der Untersuchungsprogramme versuchen, den Stoff zu identifizieren. Führt auch das nicht zum Erfolg, so bleibt nur übrig, den beschwerlichen Weg einer „Non-Target-Analytik“ – einer Suche nach unbekanntem Substanzen – zu beschreiten.

## Techniken zur Identifikation unbekannter Substanzen

Chemische Substanzen bestehen aus verschiedenen Atomen. Sie besitzen unterschiedliche Eigenschaften und treten in vielfältiger, aber spezifischer Weise in Wechselwirkung mit ihrer Umgebung. Zur Unterscheidung der einzelnen chemischen Substanzen und zur Kontrolle ihrer Reinheit haben Chemiker, Physiker und Techniker über mehr als hundert Jahre ein umfangreiches Wissen erarbeitet und raffinierte chemische Nachweisverfahren sowie leistungsstarke Analysengeräte zur Identifikation unbekannter Substanzen in immer geringeren Mengen entwickelt.

Wie aber findet man den roten Faden, der zur gesuchten Zielverbindung oder Substanzgruppe führt?

Die Suche nach einer unbekanntem chemischen Verbindung gleicht in weiten Zügen einer polizeilichen Ermittlung in Form einer Rasterfahndung. Durch die geschickte Auswahl spezifischer Suchkriterien/Substanzmerkmale und deren Kombination wird der Kreis der „Verdächtigen“ systematisch eingengt bis am Ende – hoffentlich – nur eine Zielverbindung übrig bleibt.

Hierbei folgt der Chemiker zunächst einer weitgehend hierarchischen Struktur, welche darauf abzielt, die Zahl der in Frage kommenden Substanzen möglichst schnell und effizient zu reduzieren. Dabei hängt die angewandte Methodik sehr stark von der vorliegenden Stoffmenge der unbekanntem Substanz, den zur Verfügung stehenden Analysengeräten und der Intuition des Analytikers ab. Substanzen im Grammbereich können anderen Untersuchungsmethoden unterworfen werden als solche im Milligramm- oder Mikrogrammbereich.

Das zunächst wichtigste Unterscheidungskriterium ist die Zuordnung der unbekanntem Substanz zur Gruppe der anorganischen oder organischen Verbindungen. Liegen „wägbare“ Mengen vor, so lässt sich diese Frage oft schon mit Hilfe eines Bunsenbrenners beantworten. Organische Substanzen sind meist brennbar – aber nicht immer. Anorganische Substanzen brennen in der Regel nicht. Bei geringeren Substanzmengen kann die Frage, ob sie organischer oder anorganischer Natur sind, verbrennungsanalytisch oder massenspektroskopisch entschieden werden.

Dank der modernen instrumentellen Analytik ist die qualitative und quantitative Bestimmung der Elementzusammensetzung von anorganischen Substanzen oder Substanzgemischen in kurzer Zeit mit vertretbarem Aufwand möglich und soll daher im Folgenden nicht weiter betrachtet werden. Auch die atomare Zusammensetzung nicht allzu großer organischer Moleküle ist massenspektroskopisch zu ermitteln, hilft aber angesichts der vielfältigen Kombinationsmöglichkeiten der atomaren Verknüpfungen und Bindungsformen nur bedingt weiter. Jetzt müssen andere Erkennungsmerkmale bei der Suche nach der Zielverbindung weiterhelfen. Aus einer Reihe von bestimmbarer Substanzeigenschaften wie z. B. die Farbe und der Geruch, der Siedepunkt oder Schmelzpunkt, das Reaktionsvermögen mit anderen Substanzen ergeben sich Indizien, die eingeordnet und interpretiert werden müssen. Besonders die spektroskopischen Eigenschaften von Substanzen, das heißt ihre Wechselwirkung mit Licht unterschiedlicher Wellenlänge (Infrarot- oder Ultraviolettbereich), liefern für den geübten Chemiker wichtige Hinweise auf den Aufbau und die Funktionalität der gesuchten Zielverbindung.

Die schärfste Waffe bei der Identifizierung unbekannter organischer Substanzen stellt jedoch zurzeit die Massenspektroskopie dar. In besonders konstruierten Vakuumkammern werden aus neutralen Substanzen elektrisch geladene Moleküle oder ihre Molekülfragmente erzeugt und deren Massen sehr genau bestimmt. In Verbindung mit chromatographischen Trennmethoden und leistungsfähigen Rechnerbibliotheken kann so durch einen Spektrenabgleich mit bereits gespeicherten bekannten Molekül- und Bruchstückmassen nach dem „Fingerabdruck“ des Moleküls gesucht und dieser oft eindeutig einer bestimmten Zielverbindung zugeordnet werden. Während man für gaschromatographisch trennbare Substanzen (GC/MS) unter genormten Ionisierungsbedingungen geräteunabhängig gleiche Massenspektren erhält und diese in großen Rechnerbibliotheken mit mehreren hunderttausend Substanzen speichern und verwaltet kann, steht der Bibliotheksaufbau und damit die Recherche bei Massenspektrometern mit gekoppelter Flüssigchromatographie (HPLC/MS) noch am Anfang.

## **Zusammenfassung**

Im Rahmen der heute praktizierten routinemäßigen Bodenuntersuchungen wird bereits ein breites Substanzspektrum erfasst und bewertet. Dennoch kommt es vor, dass phänomenologische Beobachtungen oder Analysenbefunde Hinweise auf bislang nicht erkannte Bodenverunreinigungen durch unbekannte Substanzen liefern.

Von dem mit der Substanzaufklärung betrauten Chemiker verlangt die Identifizierung einer unbekannt Substanz eine gute Stoffkenntnis und ein sorgfältig

geplantes, vielschichtiges Vorgehen. Hierbei kommen heute leistungsstarke Analysengeräte, insbesondere die Infrarot- und Massenspektrometrie mit umfangreichen rechnergestützten Spektrenbibliotheken zum Einsatz.

Angesichts der großen Substanzfülle und der vielfältigen Eigenschaften chemischer Stoffe bleibt die Substanzaufklärung jedoch stets eine große analytische Herausforderung.



# Isotopenverfahren in der Altlastenuntersuchung

HEINRICH EISENMANN & ANKO FISCHER

## 1 Anwendungsbereich

*Isotopenuntersuchungen* sind ein leistungsstarkes Instrument zum Nachweis und zur Quantifizierung von biologischen Abbauprozessen an kontaminierten Standorten sowie zur forensischen Unterscheidung von Schadstoffquellen (EISENMANN und FISCHER 2010). Bereits bei der frühzeitigen Erkundung von Schadensfällen können sie wertvolle Erkenntnisse zur Entwicklung von Sanierungsstrategien und Identifizierung von Schadensverursachern liefern. Häufig wird mit einem orientierenden Isotopenmonitoring die mögliche Nutzung des biologischen Abbaus für ein Sanierungskonzept aufgeklärt. An großflächig kontaminierten Standorten werden Isotopenuntersuchungen in jüngster Zeit mit quellensanierenden Reinigungsverfahren kombiniert oder im Rahmen von MNA-Konzepten (monitored natural attenuation) eingesetzt. Sie ermöglichen außerdem eine stichhaltige Erfolgskontrolle von *in situ* Sanierungsverfahren. Isotopensignaturen verändern sich im Grundwasser allein durch Schadstoffabbau (oder die Vermischung von verschiedenen Eintragsquellen); im Gegensatz zu Schadstoffkonzentrationen bleiben sie bei Verdünnung, Sorption oder Dispersion jedoch konstant. Diese Unterscheidung ist essenziell für Sanierungsstrategien, die natürliche Selbstreinigungsprozesse nutzen.

Isotopenuntersuchungen zum Nachweis der biologischen Schadstoffminderung im Grundwasser eignen sich für monoaromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX), niedermolekulare PAKs (polyaromatische Kohlenwasserstoffe), leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW), Chlorbenzole sowie Kraftstoffadditive (MTBE, ETBE). Mit der Anreicherung von schweren Kohlenstoffisotopen ( $^{13}\text{C}$  ggü.  $^{12}\text{C}$ ) im Grundwasserabstrom eines Schadensherdes kann die Biodegradation von Kontaminanten qualitativ und quantitativ erfasst werden. Anschließende Detailuntersuchungen unter Einbeziehung einer größeren Zahl von Messstellen können die Nachhaltigkeit des Schadstoffabbaus bestätigen, Zonen mit hoher Abbauaktivität lokalisieren, das Prozessverständnis vertiefen und somit eine verbesserte Abbauprognose ermöglichen. Eine Änderung der Isotopenverhältnisse von Elektronenakzeptoren (Sulfat, Nitrat, gelöster organischer Kohlenstoff) weist auf die Dominanz bestimmter Redoxprozesse hin. Für forensische Untersuchungen eignen sich am besten jene Schadstoffe (vor allem höhermolekulare PAKs), bei denen sich die Isotopensignatur durch biologischem Abbau kaum verändert.

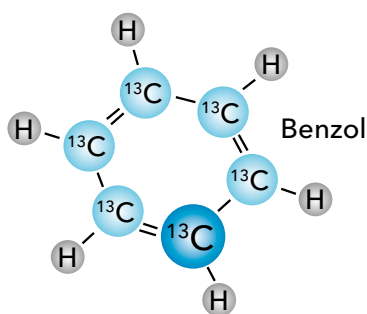


## 2 Grundlagen

Die praktische Anwendung eines Isotopenmonitorings erfordert Kenntnisse über die Probenahme und Analytik, die ungewöhnliche delta-Notation, die Isotopenfraktionierung und schließlich die qualitative und quantitative Bewertung des Schadstoffabbaus. Mit den Grundprinzipien dieser Aspekte sollten Verantwortliche, die eine Isotopenuntersuchung durchführen wollen oder diese bewerten müssen, vertraut sein.

### 2.1 Delta-Notation und isotopischer Fingerabdruck

Das *Isotopenverhältnis* einer Substanz – häufig auch als *Isotopensignatur* oder *Isotopenwert* bezeichnet – ist der Quotient zwischen einem schweren und einem leichten Isotop eines Elements (z. B.  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ; Abb. 1). Es wird in der sog. *delta-Notation* angegeben, d. h. als Unterschied ( $\delta$  in Tausendstel, deshalb die Angabe in Promille (‰)) zum Isotopenverhältnis einer weltweit definierten Referenzsubstanz (z. B. bei Kohlenstoff VPBD für Vienna Pee Dee Belemnit). Fast alle leichtflüchtigen Schadstoffe haben einen etwas geringeren Anteil an  $^{13}\text{C}$ -Isotopen als die Referenzsubstanz, d. h. sie sind isotopisch „leichter“; ihre Isotopensignatur hat dadurch ein negatives Vorzeichen und liegt in der Regel zwischen -20 und -30 ‰. Der analytische Fehler von Kohlenstoffisotopenmessungen beträgt meist  $\pm 0,5$  ‰



**Abb. 1:** Benzolmolekül mit einem „schweren“  $^{13}\text{C}$ -Isotop (vergrößert; aus EISENMANN und FISCHER 2010). Da ca. 1 % aller C-Atome aus  $^{13}\text{C}$  bestehen, enthält etwa jedes 17. Benzolmolekül ein  $^{13}\text{C}$ -Atom. Beim mikrobiellen Benzolabbau werden diese Moleküle langsamer abgebaut und reichern sich im restlichen Schadstoff an. Die Isotopensignatur einer Probe wird in der delta-Notation angegeben:

$$\delta^{13}\text{C} [\text{‰}] = \left( \frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{Benzol}}}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{Referenz VPBD}}} - 1 \right) \times 1000$$

(US EPA 2008). Dies bedeutet, dass eine Abweichung des  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Verhältnisses um etwa 5 Millionstel noch signifikant messbar ist.

Die Isotopensignaturen aller Elemente einer chemischen Verbindung oder eines Substanzgemisches werden als *isotopischer Fingerabdruck* bezeichnet (z. B. in Benzol  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  und  $^2\text{H}/^1\text{H}$ ). Er wird in der Umweltforensik genutzt, um Chemikalien oder Lebensmittel bestimmten Herstellern bzw. Regionen zuzuschreiben (Authentifizierung). Häufig können damit die Verursacher von Umweltkontaminationen identifiziert werden.

### 2.2 Schadstoffquellenidentifizierung

Das Isotopenverhältnis jedes organischen Schadstoffs hat eine gewisse Spannbreite, da die Syntheseverfahren der Hersteller etwas variieren bzw. deren Ausgangsprodukte unterschiedlicher Herkunft sind. An Standorten mit mehreren, isotopisch unterschiedlichen Kontaminationsquellen besteht deshalb die Möglichkeit eine Schadstofffahne einem bestimmten Schadensherd zuzuordnen, Mischungsanteile verschiedener Quellen abzuleiten und eventuell sogar Eintragszeitpunkte von Kontaminationen abzuschätzen. Existiert im Grundwasserabstrom eines Schadensherds A eine potenzielle sekundäre Kontaminationsquelle B, so sind drei Konstellationen für die beiden Isotopenwerte möglich (Tab. 1).

**Tab. 1:** Konstellationen für die Unterscheidung von Schadstoffquellen anhand von Isotopenverhältnissen.

|                   | Oberstromige Quelle A | Unterstromige Quelle B | Unterscheidbarkeit   |
|-------------------|-----------------------|------------------------|--|
| Isotopen-signatur | a.                    | → negativer            | eindeutig  |
|                   | b.                    | → positiver            | nur eindeutig, wenn Isotopenanreicherung ausgeschlossen werden kann (z. B. PAKs) |
|                   | c.                    | ↔ gleich               | Indikation, wenn oberstromig von B eine Isotopenanreicherung erfolgt ist         |

- Wenn eine unterstromige Grundwassermessstelle (GWM) einen negativeren Isotopenwert hat als eine oberstromige GWM ist die sekundäre Schadstoffquelle eindeutig identifiziert. Die Isotopensignatur von Schadstoffen kann nämlich im Grundwasser grundsätzlich nicht negativer werden. Ein Unterschied  $>0,5\%$  wird hier als Tendenz gewertet, ein Unterschied  $>1,0\%$  als Indikation und ein Unterschied  $>2,0\%$  als Nachweis für eine sekundäre Schadstoffquelle (US-EPA 2008).
- Wenn zwei Isotopenwerte signifikant unterschiedlich und zugleich unveränderlich sind, ist eine eindeutige Trennung zweier Schadensherde gegeben. Dies gilt beispielsweise für Schadstoffe mit mehr als 12 C-Atomen (höhermolekulare PAKs), bei denen die Kohlenstoffisotopensignatur im Grundwasser auch bei biologischem Abbau weitgehend unverändert bleibt.
- Viele niedermolekulare Kontaminanten (z. B. LCKW, BTEX, MTBE) zeigen bei biologischem Abbau eine Anreicherung schwerer Isotope. Eine positivere Isotopensignatur im Grundwasserabstrom eines primären Schadensherds kann deshalb mit Biodegradation oder mit einer sekundären Schadstoffquelle erklärt werden. Wenn nach positiveren Isotopenwerten im unmittelbaren Abstrom einer Quelle im weiteren Abstrom dagegen wieder negativere Isotopensignaturen festzustellen sind, ist dies ein Hinweis auf eine sekundäre Quelle. Heterogene Isotopenwerte können jedoch auch bei singulären Kontaminationen auftreten, wenn der Schadstofftransport über präferentielle Fließwege erfolgt. Deshalb kann bei der Bewertung hydrogeologisch komplexer Standorte auf die Grundwasserfließverhältnisse zurückgeschlossen werden.

## 2.3 Isotopenanreicherung und LCKW-Summenisotopenwert

Beim biologischen Schadstoffabbau können Mikroorganismen die Moleküle mit leichten Isotopen schneller verwerten. Dadurch steigt im verbleibenden Schadstoff der Anteil von Molekülen mit schweren Isotopen und die Isotopensignatur wird positiver. Dieser Prozess wird als *Isotopenanreicherung* oder *Isotopenfraktionierung* bezeichnet. Physikalische Prozesse wie Verdünnung, Verflüchtigung, Dispersion oder Sorption haben dagegen keinen signifikanten Effekt auf die Isotopensignaturen in einer Schadstofffahne (MECKENSTOCK et al. 2004).

Signifikant positive Isotopenwerte sind an kontaminierten Standorten deshalb ein eindeutiger Nachweis für biologischen Schadstoffabbau bei folgenden Befunden:

- die Isotopensignatur eines Schadstoffs in einer beliebigen Grundwassermessstelle (GWM) ist eindeutig positiver als es seine herstellungsbedingte Isotopensignatur sein kann (sog. Primärisotopenwert). Das primäre Kohlenstoffisotopenverhältnis von BTEX, MTBE und LCKW ist meist negativer als  $-22\%$ . Daher sind Isotopenwerte positiver als  $-20\%$  in der Regel ein Nachweis für den biologischen Abbau dieser Schadstoffe.
- von zwei hydraulisch verbundenen GWM ist in der unterstromigen GWM ein signifikant positiverer Kohlenstoffisotopenwert ( $>2\%$ ) als in der oberstromigen GWM festzustellen; der Einfluss anderer Schadstoffquellen lässt sich hierbei ausschließen (US-EPA 2008).

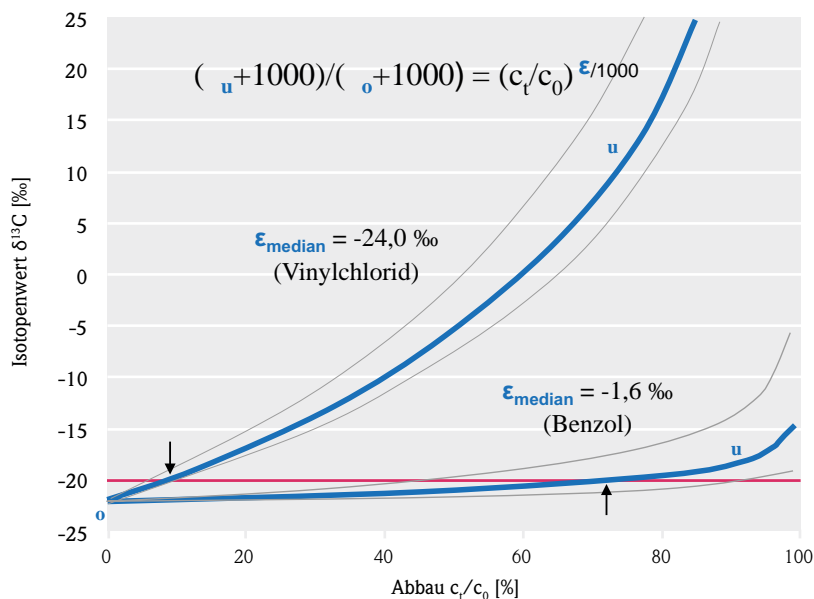
BTEX-Komponenten, MTBE, PCE und TCE sind Primärkontaminanten, in denen sich  $^{13}\text{C}$  durch

biologischen Abbau anreichert. Weil zuerst die isotopisch leichten Moleküle umgesetzt werden, haben die jeweiligen Abbauprodukte in der Anfangsphase ihrer Bildung einen besonders negativen Isotopenwert. Erst nach vollständiger Umsetzung aller Ausgangs- und Zwischenprodukte zu CO<sub>2</sub> hat das gebildete Kohlendioxid schließlich denselben Isotopenwert wie die Primärkontaminante.

Bei der Bestimmung der LCKW-Summenisotopensignatur werden die Isotopenwerte der LCKW-Einzelkomponenten mit ihrer jeweiligen molaren Konzentration gewichtet (AEPPLI et al. 2011). Damit wird die Summe der chlorierten Ethene (ΣLCKW) wie ein einzelner Schadstoff betrachtet. Erst eine vollständige Dechlorierung – d. h. ein VC-Abbau – führt dazu, dass der ΣLCKW-Isotopenwert positiver wird. Dementsprechend kann er zur Bewertung des vollständigen, biologischen LCKW-Abbaus verwendet werden.

## 2.4 Isotopenanreicherungsfaktor und Berechnung des biologischen Schadstoffabbaus

Für die Quantifizierung des prozentualen biologischen Schadstoffabbaus auf einer Fließstrecke sind lediglich drei Parameter erforderlich: die Isotopenwerte der oberstromigen und der unterstromigen GWM sowie der Isotopenanreicherungsfaktor (ε) des Schadstoffs (Abb. 2; weitere Gleichungen siehe EISENMANN und FISCHER 2010). Dieser beschreibt die Proportionalität zwischen der Isotopenanreicherung und dem abbaubedingten Konzentrationsrückgang. Da im Feld die Ursachen eines Konzentrationsrückgangs vielfältig sein können, lässt sich der Isotopenanreicherungsfaktor nur unter definierten Bedingungen im Labor ermitteln. Derzeit sind über 130 substanz- und milieuspezifische ε-Werte für ca. 30 Grundwasserschadstoffe bekannt (siehe [www.isodetect.de/isofracdat.html](http://www.isodetect.de/isofracdat.html)). Für die Abbauberechnung wird häufig der Mittelwert oder der Median der Anreicherungsfaktoren, die am Standort aufgrund der vor-



**Abb. 2:** Berechnung des prozentualen Schadstoffabbaus ( $c_t/c_0$ ) aus der Isotopenanreicherung zwischen einer oberstromigen Messstelle ( $\delta_o = -22,0 ‰$ ) und einer unterstromigen Messstelle ( $\delta_u$ ) bei unterschiedlichen Isotopenanreicherungsfaktoren  $\epsilon$  (fett = Durchschnittsszenario mit  $\epsilon_{\text{Median}}$ ; grau = konservatives bzw. progressives Szenario). Der Schnittpunkt mit der roten Linie (Isotopenanreicherung  $\geq 2,0 ‰$ ; Pfeile) beschreibt den prozentualen Abbau, ab dem ein eindeutiger Abbaunachweis gegeben ist.

herrschenden Milieubedingungen (z. B. oxisch, anoxisch, sulfatreduzierend) möglich sind, verwendet und damit das wahrscheinlichste Szenario dargestellt.

Ein stark negativer Anreicherungsfaktor (z. B.  $\epsilon_{\text{Median}} = -24,0 ‰$  für Vinylchlorid) bedeutet eine intensive Isotopenfraktionierung während der Biodegradation. Er hat zur Folge, dass bereits bei einem geringen Abbau eine deutliche Veränderung des Isotopenverhältnisses stattfindet und ein Isotopenmonitoring dieser Komponente relativ empfindlich ist (Abb. 2). Wenn dagegen die Isotopenfraktionierung geringer ist (z. B.  $\epsilon_{\text{Median}} = -1,6 ‰$  für Benzol), muss für eine eindeutige Isotopenfraktionierung ein höherer Schadstoffanteil abgebaut werden. Für die Beispiele der beiden Schadstoffe Vinylchlorid und Benzol wird die erforderliche Isotopenanreicherung von  $+2,0 ‰$  bei einem Abbau von bereits 7/100 (Vinylchlorid) bzw. erst 71/100 (Benzol) der ursprünglichen Schadstoffmenge erreicht. Grundsätzlich gilt: je negativer der Anreicherungsfaktor und je stärker die Isotopenanreicherung desto präziser ist die Erfassung des biologischen Schadstoffabbaus. Praxisorientierte, wissenschaftlich validierte Konzepte zur genauen Bestimmung des Isotopenanreicherungsfaktors der

LCKW-Summenisotopenwerte sind noch Thema der Forschung (AEPPLI et al. 2010). Derzeit wird zu meist ein konservativer Ansatz verfolgt, bei dem die  $\epsilon$ -Werte der einzelnen LCKW-Komponenten addiert werden. Dadurch wird der Abbau jedoch vermutlich erheblich unterschätzt.

Ist der prozentuale Schadstoffabbau auf einem Fließweg bekannt, so lassen sich daraus weitere Abbauparameter ableiten. Aus dem Abstand zwischen den beiden Messstellen und der prozentualen Schadstoffminderung kann die räumliche Abbauratenkonstante (1. Ordnung) ermittelt werden. Die typische Angabe dieser Größe erfolgt in der sog. Halbwertsstrecke, d. i. die Fließstrecke, in der sich die Schadstoffkonzentration aufgrund des biologischen Abbaus halbiert. Durch Extrapolation dieser Abbauaktivität über die unterstromige Messstelle hinaus kann die Fließstrecke bis zum Erreichen eines bestimmten Schadstoffgrenzwerts (oft 1  $\mu\text{g/L}$ ) abgeschätzt werden. Es muss berücksichtigt werden, dass hierbei zusätzliche Schadstoffminderungsprozesse nicht berücksichtigt

werden, was zu einer Überschätzung der benötigten Fließstrecke bis zum Erreichen eines bestimmten Schadstoffgrenzwerts und somit zu einer konservativen Beurteilung führt. Im Rahmen der Größenordnung zu interpretieren ist die zeitliche Abbauratenkonstante (1. Ordnung) bzw. Halbwertszeit des Schadstoffabbaus, die aus der Fließzeit (Verweilzeit) der Kontaminanten zwischen zwei Messstellen abzuleiten sind.

In der Praxis zeigt sich oft eine gute Korrelation zwischen dem berechneten biologischen Schadstoffabbau und dem Konzentrationsrückgang auf einem Fließweg. Unstimmigkeiten oder Widersprüche zwischen den beiden Parametern können verschiedene Ursachen haben (z. B. sekundäre Schadstoffquellen; zeitweise Wasserhaltung durch Pumpbrunnen; starke hydrogeologische Heterogenität) und führen meist zu einem verbesserten Verständnis der hydrogeologischen Verhältnisse, der Kontaminationssituation und der biologischen Schadstoffminderung.

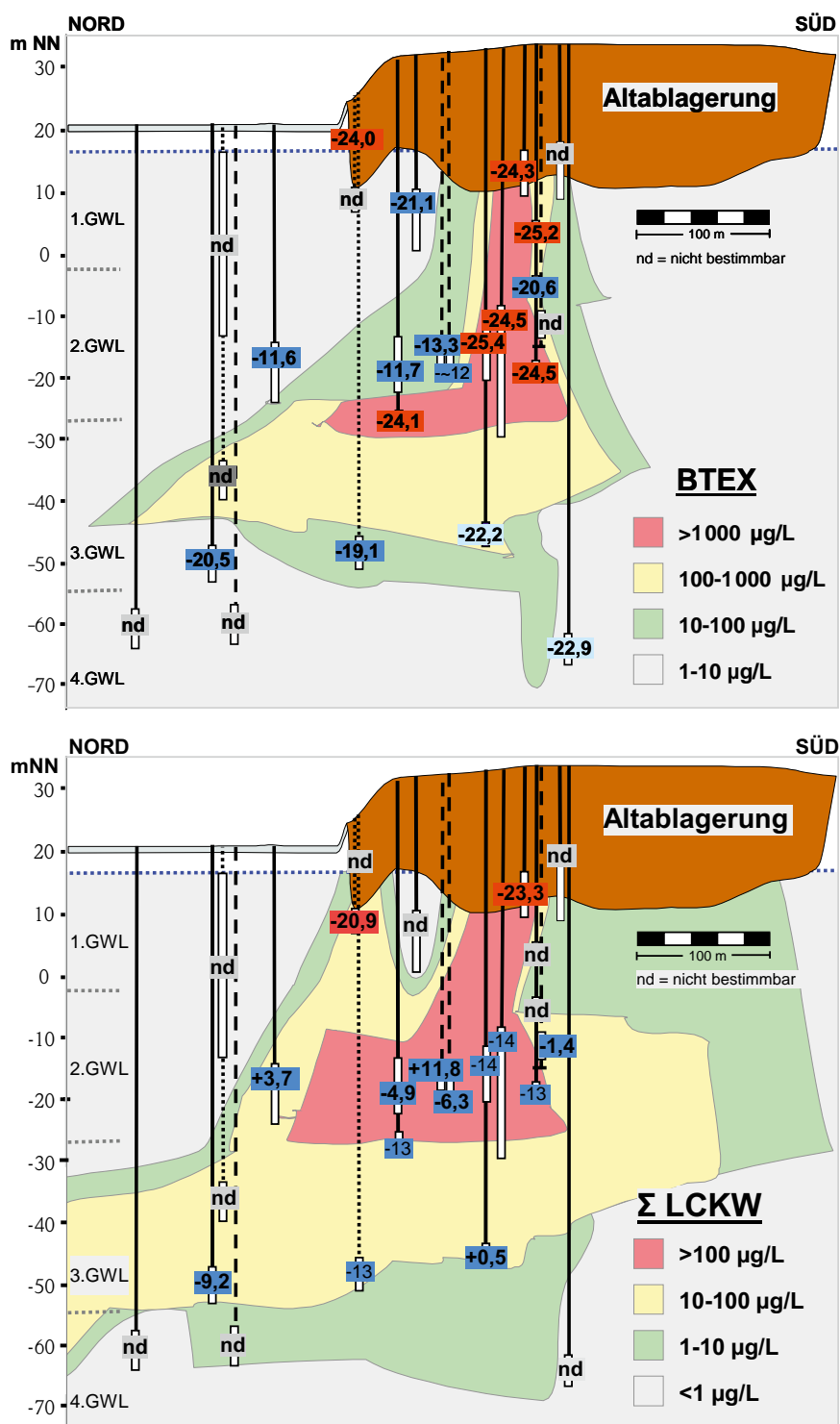
### **3 Anwendungsbeispiel „Deponie Rondenbarg“**

#### **3.1 Entwicklung eines auf MNA basierenden Sanierungskonzepts**

Die Anwendungsprinzipien und die Aussagekraft verschiedener Isotopenuntersuchungen werden hier am Beispiel des Grundwasserschadensfalls Hamburg-Rondenbarg dargestellt. Der Standort ist charakterisiert durch eine Altablagerung, deren Kontaminanten (LCKWs, BTEX, PAK und MKW) sich vorwiegend vertikal bis zu einer Tiefe von ca. 100 m in das Grundwasser ausgebreitet haben (Abb. 3). Die hydraulische Strömungssituation in dem stockwerksgegliederten Grundwasserleiter (GWL) ist bekannt und wird durch ein Schadstofftransportmodell gestützt (BWS 2007).

Orientierende Isotopenuntersuchungen für LCKW und BTEX im Jahr 2008 zeigten eine weiträumige und ausgeprägte biologische Schadstoffminderung. Die anschließende Prüfung der Verhältnismäßigkeit von hydraulischen (pump-and-treat) gegen-

über abbaukontrollierenden Handlungsoptionen ergab für ein MNA-Konzept einen etwa zehnfach geringeren Kostenaufwand. Auf dieser Grundlage wurde ein Überwachungsplan eingeleitet, bei dem Isotopenuntersuchungen ein zentraler Baustein sind (MÄURER et al. 2009). Zusätzliche, z. T. neu gebaute Messstellen wurden in das erweiterte Isotopenmonitoring einbezogen. Außerdem wurden bestimmte Monitoringzeiträume sowie geeignete Parameter und Verfahren zum Nachweis, zur Charakterisierung und zur Quantifizierung der Selbstreinigungsprozesse definiert (STUPP et al. 2009). Die erste Detailüberwachung (Ende 2011) umfasste neben wiederholten Kohlenstoffisotopenanalysen der Schadstoffe (BTEX, LCKW) die Bestimmung der Schwefel- und Sauerstoffisotopenwerte von Sulfat sowie der Kohlenstoffisotopensignatur von Methan und gelöstem, anorganischem Kohlenstoff (DIC). Eine ausführliche Milieucharakterisierung (ca. 30 Parameter) bildete die Grundlage für die spätere Interpretation der Isotopendaten. Mit Metabolitenuntersuchungen sollte außerdem der Abbau der aro-



**Abb. 3:** Kohlenstoffisotopensignaturen  $[\delta^{13}\text{C} \text{ ‰}]$  sowie Konzentrationen von Benzol (oben) und  $\Sigma\text{LCKW}$  (unten) am Grundwasser-Schadensfall Hamburg-Rondenberg. Isotopenwerte mit Abbaueindikator ( $^{13}\text{C}$ -Anreicherung) sind blau, primäre Isotopenwerte sind rot unterlegt. Nord/Süd-Vertikalprofil durch die Schadstofffahne, gestrichelte/gepunktete GWM liegen außerhalb des Profils. Grundwasser-Geringleiter sind aus Übersichtsgründen nicht dargestellt.

matischen Schadstoffe (BTEX, PAK) nachgewiesen werden. Ergänzend wurden auch molekulargenetische Methoden zur Bestimmung der Abundanz von LCKW-abbauenden Mikroorganismen durchgeführt.

In Anlehnung an das Positionspapier der LABO (2009) erbrachte die Detailuntersuchung anhand von Isotopenuntersuchungen und ergänzenden Verfahren eine genaue Überwachung und Charakterisierung

- der Schadstoffquelle
- der Ausbreitung der Schadstoffe
- des mikrobiellen Abbaus in der Schadstofffahne (Beurteilung der Stationarität).

### 3.2 Ergebnisse der Isotopenuntersuchungen

Die Kohlenstoffisotopenuntersuchungen an BTEX und LCKW in der Detailuntersuchung vom Juli 2011 bestätigten und vertieften die Ergebnisse der orientierenden Erstuntersuchung vom Oktober 2008.

### 3.2.1 Prozentualer Schadstoffabbau und Abbauvektoren

Am Standort wurde wiederholt ein intensiver und nachhaltiger Abbau von *Benzol* vor allem am Schadstofffahnenrand nachgewiesen (Abb. 3 oben). Während im Schadenszentrum (1 000 bis 42 000 µg/L Benzol) noch die unveränderten, primären Isotopensignaturen (<-24,0 ‰) vorherrschten, zeigte sich vor allem in der horizontalen Ausbreitungsrichtung eine erhebliche Isotopenanreicherung (bis zu +13 ‰). Aus dem zur Verfügung stehenden hydrogeologischen Modell wurden insgesamt 40 potenzielle Fließwege zwischen den 25 untersuchten Messstellen abgeleitet, für die der biologische Benzolabbau quantifizierbar war. Eine Isotopenanreicherung von Benzol um +4,7 ‰ entspricht auf Basis des mittleren Anreicherungsfaktors von -1,6 ‰ einem biologischen Abbau von 95 %. Ein intensiver Schadstoffabbau war im 2. GWL in nördlicher und nordöstlicher Richtung zu verzeichnen, wo mehrere Abbauvektoren eine Biodegradation über 95 % anzeigten (Abb. 4 links). Im Vergleich dazu war die biologische Schadstoffminderung in der vertikalen Ausbreitungsrichtung vor allem in

**Tab. 2:** Konzentrationsrückgang, Isotopenanreicherung und Biodegradation (prozentualer Abbau, Halbwertsstrecke und -zeit, zusätzliche Fließstrecke bis zum Unterschreiten des Konzentrationslimits 1 µg/L) von Benzol und LCKWs auf horizontal bzw. vertikal gerichteten Fließpfaden in 4 Grundwasserstockwerken (Mittelwerte).

|                         |                            |     | Horizontal |      |      | Vertikal |        |       |
|-------------------------|----------------------------|-----|------------|------|------|----------|--------|-------|
|                         |                            |     | 1→1        | 2→2  | 3→3  | 1→2      | 1→3&4  | 2→3&4 |
| <b>Benzol</b>           | Messstellen                | n   | 2          | 7    | 4    | 7        | 6      | 10    |
|                         | Fließpfade                 | n   | 1          | 10   | 4    | 10       | 8      | 12    |
|                         | Konzentrationsrückgang     |     | >99%       | >99% | 99%  | 94%      | 99%    | 97%   |
|                         | Isotopenanreicherung       | [‰] | 3,2        | 12,2 | 3,4  | 10,9     | 3,6    | 3,1   |
|                         | Biodegradation B           |     | 87%        | >99% | 84%  | 98%      | 85%    | 80%   |
|                         | Halbwertsstrecke $s_{1/2}$ | [m] | 32         | 11   | 61   | 10       | 41     | 40    |
|                         | Reaktionsstrecke 1 µg/L    | [m] | 0          | 35   | 172  | 38       | 41     | 178   |
| Halbwertszeit $t_{1/2}$ | [Jahre]                    | 2,2 | 1,1        | 6,8  | 0,7  | 2,8      | 3,5    |       |
| <b>ΣLCKW</b>            | Messstellen                | n   | 2          | 10   | 2    | 10       | 6      | 6     |
|                         | Fließpfade                 | n   | 0*         | 14   | 1    | 9        | 5      | 7     |
|                         | Konzentrationsrückgang     |     | 91%        | 48%  | 80%  | >-500%   | >-500% | 43%   |
|                         | Isotopenanreicherung       | [‰] | 2,4        | 15,2 | 3,3  | 19,2     | 14,0   | 7,8   |
|                         | Biodegradation B           |     | 8%         | 38%  | 11%  | 45%      | 37%    | 21%   |
|                         | Halbwertsstrecke $s_{1/2}$ | [m] | *          | 157  | 823  | 97       | 237    | 655   |
|                         | Reaktionsstrecke 1 µg/L    | [m] | *          | 1036 | 5323 | 667      | 1568   | 4496  |
| Halbwertszeit $t_{1/2}$ | [Jahre]                    | *   | 6,6        | 27,0 | 2,5  | 6,0      | 27,0   |       |

den tieferen GWL schwächer ausgeprägt. So betrug die Isotopenanreicherung im 3. und 4. GWL nur +2 bis +5 ‰. Dies bedeutet allerdings noch einen eindeutigen Abbaunachweis; der Anteil der Biodegradation am Konzentrationsrückgang war hier durchschnittlich knapp über 80 %. In jedem Grundwasserleiter konnte der Konzentrationsrückgang von Benzol in der horizontalen wie vertikalen Ausbreitungsrichtung fast ausschließlich auf biologische Abbauprozesse zurückgeführt werden (Tab. 2).

Ein deutlicher Anstieg der Summenisotopensignatur von *chlorierten Ethenen* ( $^{13}\text{C}-\Sigma\text{LCKW}$ ) ist eindeutig die Folge einer vollständigen reduktiven Dechlorierung. Wie bereits in 2008 fanden sich auch in 2011 fast im gesamten Untersuchungsgebiet Summenisotopenwerte, die nur bei VC-Abbau entstehen können (> -20,0 ‰; Abb. 3 unten). Im Gegensatz zu Benzol konnte der LCKW-Abbau auch im zentralen Bereich

der Schadstofffahne eindeutig nachgewiesen werden, wo im Vergleich zu den Quellisotopenwerten (z.B. -23,3 ‰ im Leckagebereich der Altablagerung) eine  $^{13}\text{C}$ -Anreicherung von bis zu +15 ‰ gefunden wurde. Obwohl die LCKW-Belastung im Fahnenkernbereich um mehr als das Fünffache höher war als im Leckagebereich, fand hier eine vollständige Dechlorierung statt. Die niedrigen Konzentrationen in der Leckagezone ließen sich demnach mit einer Erschöpfung der LCKW-Quelle in der Altablagerung erklären. Einige Messstellen im Fahnenrandbereich wiesen zudem eine erheblich stärkere Isotopenanreicherung auf als im Fahnenkern (bis +11,8 ‰), d.h. die vollständige Dechlorierung setzte sich im 2. und 3. GWL auch in der horizontalen Ausbreitungsrichtung fort (Abb. 4 rechts). Die Abbauproduktifizierung ergab in der Zusammenfassung jedoch nur zwischen 11 % und 36 % biologische Schadstoffminderung für die horizontalen Fließwege (Tab. 2). Dem-

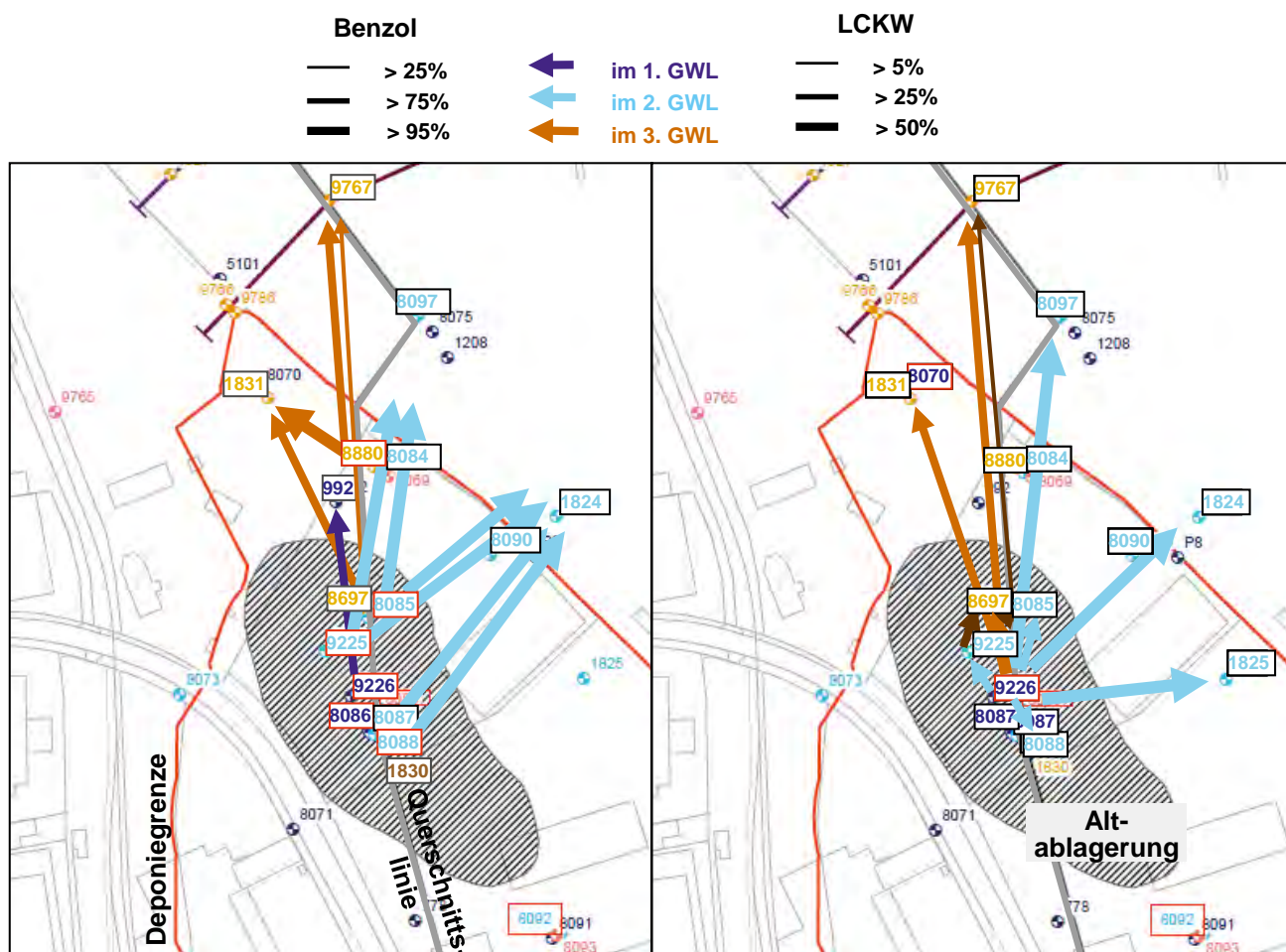


Abb. 4: Abbauvektoren (% Abbau in einer bestimmten Fließrichtung) von Benzol und  $\Sigma\text{LCKW}$  für die horizontal gerichtete Schadstoffausbreitung in drei Grundwasserstockwerken (GWL).

entsprechend war der Konzentrationsrückgang in der horizontalen Ausbreitungsrichtung zu  $\frac{3}{4}$  (2. GWL) bzw.  $\frac{1}{8}$  (3. GWL) biologisch begründbar. Die bisher etablierten Berechnungsverfahren haben allerdings die Tendenz zu einer erheblichen Abbaounterschätzung (AEPPLI et al. 2010).

### 3.2.2 Abbauratenkonstanten

Die Abbauratenkonstanten 1. Ordnung wurden für horizontale und vertikale Fließwege berechnet (Tab. 2). In horizontaler Richtung erfolgte demnach allein durch biologischen Abbau eine Halbierung der Benzolbelastung im 2. GWL alle 11 m und im 3. GWL alle 61 m. Unter Berücksichtigung der Schadstoffbelastung an den abstromigen Messstellen (d. h. vor allem am Rand der Schadstofffahne) wären bei gleichbleibender Abbauproduktivität im Durchschnitt noch weitere 35 m bzw. 172 m Fließstrecke erforderlich, um eine Benzolkonzentration von  $1 \mu\text{g/L}$  zu unterschreiten. Unter diesem Gesichtspunkt wäre die vertikale Benzolausbreitung mit einer Reaktionsstrecke von ca. 250 m kritisch zu bewerten. Dabei ist allerdings zu beachten, dass zusätzliche Konzentrationsminderungsprozesse (Sorptions-, Retardations-, Dispersionsprozesse) grundsätzlich nicht in die Abbauproduktivierung mittels Isotopenanreicherung eingehen. Für LCKWs waren sowohl die Halbwertsstrecken als auch die Reaktionsstrecken (bis zum Grenzwert von  $1 \mu\text{g/L}$ ) um etwa eine Größenordnung größer als für Benzol. Es ist daher abzusehen, dass die LCKW-Belastung längerfristig aufgrund der relativ hohen Schadstoffkonzentration im Fahnenrandbereich und der geringeren Abbauraten ein nicht zu vernachlässigender Aspekt für ein MNA-Überwachungskonzept sein wird.

Die ermittelten zeitlichen Abbauraten waren mit einer relativ großen Unsicherheit verbunden, da der Schadstofftransport (GW-Fließgeschwindigkeit, Retardation der Schadstoffe) und die vertikalen/horizontalen Fließwege auch im Fließmodell stark vereinfacht wurden. Dennoch wurde klar, dass die Abbauraten von Benzol und der LCKWs mit zunehmender Tiefe um den Faktor 2 bis 5 geringer werden. Es bleibt abzuwarten, ob sich der Abbau in diesem Fahnenrandbereich intensiviert.

### 3.2.3 Zeitlicher Vergleich der Isotopenuntersuchungen in 2008 und 2011

Gegenüber der Vorstudie vom Oktober 2008 zeigten die Benzolisotopenwerte nur geringe Veränderungen (zumeist  $<2\%$ ). Dies deutet auf eine geringe hydrogeologische Dynamik bzw. gleichbleibende Abbauverhältnisse in der Schadstofffahne hin. Sofern sich die hydrogeologischen Bedingungen nicht verändern, sind ansteigende Isotopensignaturen an derselben Messstelle immer die Folge einer biologischen Aktivität, welche schließlich eine Retardierung der Schadstofffahne erwarten lässt. Negativere Isotopensignaturen sind dagegen zu beobachten, wenn sich das biologisch inaktivere Fahnenzentrum weiter ausdehnt. Dies deutete sich für die horizontale nördliche Zone im 2. GWL an, wo die Isotopensignaturen sowohl für BTEX wie auch für  $\Sigma\text{LCKW}$  2011 im Vergleich zu 2008 an drei bzw. vier Messstellen um mehr als  $1,5\%$  negativer waren. Weitere Monitoringkampagnen werden konkretere Aussagen zur Abbaudynamik am Standort und der daraus folgenden Entwicklung der Schadstofffahne ermöglichen.

### 3.2.4 Ergänzende unabhängige Untersuchungen zum Schadstoffabbau

Zusätzliche Untersuchungsverfahren zum Verständnis der Abbauprozesse zeigten ausreichende Sulfatressourcen und stellenweise eine hohe Sulfatreduktion (Isotopenanreicherung von  $^{34}\text{S}$  und  $^{18}\text{O}$ ) im 2. und 3. GWL der Schadstofffahne. Da unter sulfatreduzierenden Bedingungen sowohl ein BTEX- und LCKW-Abbau stattfinden kann, waren die Abbauverhältnisse in weiten Teilen der Schadstofffahne als günstig einzustufen. Hohe lokale Schwankungen der Methan- bzw. DIC-Isotopenwerte wiesen außerdem auf zwei verschiedene Methan-Bildungswege (hydrogenotrophe und acetoklastische Methanogenese) hin, die zum einen den LCKW-Abbau begünstigen und zum anderen mit der Fermentation organischer Verbindungen (evtl. BTEX, PAK oder DOC) verbunden sind. Der sensitive Nachweis von BTEX- und PAK-Metaboliten ( $80\text{--}500 \mu\text{g/L}$ ) indizierte außerdem die anaerobe Biodegradation verschiedener mono- und polyaromatischer Kohlenwasserstoffe auch im



Fahnenkernbereich. Schließlich konnten LCKW-abbauende Mikroorganismen (*Dehalococcoides*) in allen untersuchten Proben nachgewiesen werden. Ihre hohe Abundanz in den tieferen Zonen der Schadstofffahne (3. und 4. GWL) war ein Hinweis auf ein hohes Abbaupotenzial für LCKW auch außerhalb hochbelasteter Zonen.

### 3.3 Zusammenfassung

Die signifikante Isotopenanreicherung ( $^{13}\text{C}$ ) von BTEX und LCKW entlang einer Vielzahl möglicher Grundwasserfließwege ermöglichte in hoher räumlicher Auflösung die qualitative und quantitative Erfassung des biologischen Schadstoffabbaus am Standort Hamburg-Rondenbarg. Zusätzliche Isoto-

penuntersuchungen (an Sulfat, DIC und Methan) vertieften das Verständnis der Redoxprozesse am Standort, während ergänzende Verfahren (Metabolitenuntersuchungen, molekulargenetische Analysen) den Abbau der Schadstoffe bestätigten.

Nach gegenwärtigem Wissensstand herrschen am Standort günstige Voraussetzungen für einen nachhaltigen und intensiven Abbau von BTEX und LCKWs. Ein stationäres bzw. rückläufiges Fahnenstadium ist allerdings derzeit nicht erkennbar. Mit der regelmäßigen Durchführung von Isotopenuntersuchungen in Kombination mit ergänzenden Methoden kann die Nachhaltigkeit und Dynamik der Schadstoffminderungsprozesse anhand eines Mehrmethodenansatzes weiter überprüft werden.

## 4 Literaturverzeichnis

- AEPPLI, C., HOFSTETTER, T.B., AMARAL, H.I.F., KIPFER, R., SCHWARZENBACH, R.P., BERG, M. (2010): Quantifying In Situ Transformation Rates of Chlorinated Ethenes by Combining Compound-Specific Stable Isotope Analysis, Groundwater Dating, And Carbon Isotope Mass Balances. *Environ. Sci. Technol.* 44: 3705–3711.
- BWS GmbH (2007): Überwachung der Altablagerung Rondenbarg – Jahresbericht 2005/2006.
- EISENMANN, H., FISCHER, A. (2010): Isotopenuntersuchungen in der Altlastenbewertung – 47 S.; In: Franzius, V., Gerhold, T., Altenbockum, M. (Hrsg.): *Handbuch der Altlastensanierung*, 60. Auflage 2010; ISBN 978-3-8114-9700-9; München. (Verlagsgruppe Hüthig Jehle Rehm).
- LABO (2009): Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderung bei der Altlastenbearbeitung. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz; [www.labo-deutschland.de/documents/MNA-Positionspapier\\_Stand\\_10-12-2009\\_e51.pdf](http://www.labo-deutschland.de/documents/MNA-Positionspapier_Stand_10-12-2009_e51.pdf); 57 S.
- MECKENSTOCK R.U., MORASCH B., GRIEBLER C., RICHNOW H.H. (2004): Stable isotope fractionation as a tool to monitor biodegradation in contaminated aquifers. *J. Cont. Hydrol.* 75:215–255.
- MICHELS, J., STUHRMANN, M., FREY, C., KOSCHITZKY, H.P. (2008): KORA-Handlungsempfehlung mit Methodensammlung, Natürliche Schadstoffminderung bei der Sanierung von Altlasten.
- MÄURER, D., STUPP, H.D., HEINRICHS, D., HAUPT, T., EISENMANN, H. (2009): Strategien zur Behandlung des CKW/BTEX-Grundwasserschadens Deponie Rondenbarg.- altlastenspektrum Heft, 5, 225–232.
- STUPP, H.D., MÄURER, D. (2009): Bericht der Isotopenuntersuchungen am CKW/BTEX-Grundwasserschadens Deponie Rondenbarg.- unveröff. Bericht, Hamburg, 35 S.
- US-EPA (2008): A guide for assessing biodegradation and source identification of organic ground water contaminants using compound specific isotope analysis (CSIA). EPA 600/R-08/148.

# Trägergasgestützte In-Situ-Chemische Oxidation (ISCO)

## Technologie, Praxiserfahrungen und Anwendungsmöglichkeiten

JENS GROSS

### 1 Einführung ISCO

Bei der In-Situ-Chemischen Oxidation (ISCO) werden organische Schadstoffe durch Einleitung eines chemischen Oxidationsmittels zerstört. Dabei erfolgt eine vollständige Umsetzung zu umweltneutralen Stoffen wie  $\text{CO}_2$  und  $\text{H}_2\text{O}$ .

Das Charakteristikum von Oxidationsverfahren ist die Zugabe von Oxidationsmitteln als Elektronenakzeptoren, so dass der zu behandelnde Schadstoff zum Elektronenspender wird. Die Abgabe von Elektronen ist gleichbedeutend mit Oxidation, die Aufnahme von Elektronen bedeutet Reduktion. Wenn ein Stoff oxidiert wird und Valenzelektronen transferiert werden, muss ein anderer reduziert werden. Diese Rolle übernehmen die Oxidationsmittel. Werden sie einem Medium mit oxidierbaren Substanzen zugefügt, geben diese Elektronen ab und werden (im Idealfall) vollständig mineralisiert, z. B. zu  $\text{CO}_2$  und  $\text{H}_2\text{O}$ , während das Oxidationsmittel reduziert wird.

Einen Sonderfall stellen jene Oxidationsmittel dar, welche die Fähigkeit zur Bildung freier Radikale haben. Diese zeichnen sich durch den Besitz einer oder mehrerer ungepaarter Elektronen aus und sind dadurch hoch reaktiv. Radikalbildende Oxidationsmittel sind daher besonders starke, jedoch weniger spezifische Oxidationsmittel.

Gängige Oxidationsmittel (mit unterschiedlichen Eigenschaften):

- Kalium- und Natriumpermanganat
- Fentons Reagenz (Wasserstoffperoxid mit Eisen (II))
- Ozon
- Persulfat

Die Oxidations-Reaktion läuft i. d. R. sehr schnell ab und ist prinzipiell für alle organischen Schadstoffe (BTEX, CKW, MKW, PAK) einsetzbar.

### 2 Einsatzgebiete

Da Geschwindigkeit und Effektivität des Oxidationsprozesses abhängig sind von der Wirkstoffverteilung (Transport des Oxidationsmittels zum Schadstoff und Kontakt mit dem Schadstoff), erfolgt der primäre ISCO-Einsatz in der grundwassergesättigten Bodenzone.

Was ist aber mit Schadensfällen in der wasserunge-sättigten Bodenzone, die einer wasserrechtlichen

Sanierungsanforderung unterliegen, aber aufgrund der Gegebenheiten des Standortes (Überbauung, Standsicherheitsanforderungen) nicht ausgehoben werden können? Diese können mittels trägergasgestützter In-Situ-Chemischer Oxidation (ISCO) saniert werden.

### 3 Verfahrensbeschreibung trägergasgestützte ISCO (trISCO)

Über Infiltrationslanzen (IL), deren Filterstrecke in der belasteten Bodenzone liegt, wird das Oxidationsmittel in den Untergrund eingebracht. Gleichzeitig mit dem Oxidationsmittel wird in die Lanze Luft als Trägergas mittels Seitenkanalverdichter zugeführt. Dadurch wird eine gleichmäßigere Verteilung des Oxidationsmittels im Boden bewirkt und eine horizontale Wirkstoffverteilung begünstigt. Zusätzlich kann über tiefer ausgebaute Filterstrecken eine Zufuhr von Luft zur Erzeugung eines unterhalb der Belastung liegenden Gaspolsters erfolgen. Dies unterbindet das Versickern des Oxidationsmittels und fördert dadurch zusätzlich die horizontale Wirkstoffverteilung innerhalb der belasteten Bodenzone. Je nach Schadensausprägung ist es weiterhin möglich, durch Absauglanzen mit Filterstrecken oberhalb der belasteten Bodenzone einen Gradienten zu erzeugen, der die laterale Reichweite des Oxidationsmittels erhöht.

Die mit in den Untergrund eingebauten Temperatursensoren dienen der Verfahrenskontrolle. Die Oxidation der organischen Verbindungen durch Hydroxyl-Radikale ist eine stark exotherme Reaktion. So kann es in wenigen Minuten zu einem Temperaturanstieg bis deutlich  $>60\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Im Feld wurden bis zu  $95\text{ }^{\circ}\text{C}$  gemessen) kommen und es empfiehlt sich ggf. eine Kühlung mittels Luft oder Wasser. Die Abbildung 2 zeigt die temperaturbedingte Rauchentwicklung nach der Infiltration aus der oberen Filterebene (vorderste Storz-Kupplung).

Das Verfahren eignet sich für Projekte unterschiedlicher Größenordnung:

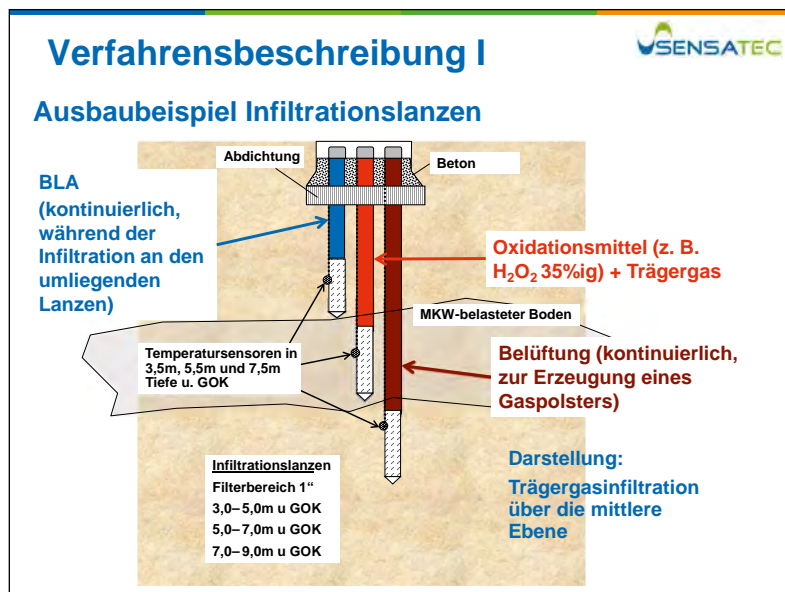


Abb. 1: Projektbeispiel trISCO.



Abb. 2: Temperaturbedingte Rauchentwicklung.

## 4 Projektbeispiel 1 NRW

Auf einem Standort in NRW kam es durch eine undichte Leitung eines Heizöltanks zu einer Bodenbelastung bis rund 6 m u. GOK auf einer kleinen Fläche von ca. 20–30 m<sup>2</sup> mit bis zu 54 000 mg/kg MKW innerhalb quartärer Mittelsande. Eine Sanierung war aufgrund des wasserrechtlichen Besorgnisgrundsatzes erforderlich. Ein Bodenaushub war aus statischen Gründen (angrenzendes Gebäude) unverhältnismäßig.

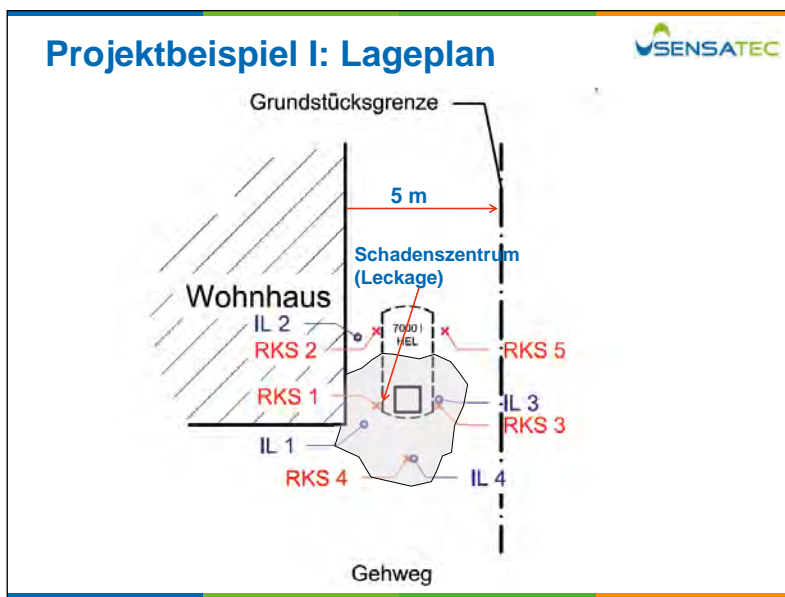


Abb. 3: technische Installationen ISCO-Projekt NRW.

Nach Ausbau von 4 Infiltrationslanzen (IL) mit bis zu vier Filterebenen (unterhalb, innerhalb und oberhalb der Belastung) im Abstand von 1,8–3 m zueinander wurde H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (Konzentration bis 35 %) als Oxidationsmittel mittels oben beschriebenen Verfahren infiltriert. Im Verlauf der technischen Installationen wurden Bodenproben entnommen (Nullbeprobung), um die Filterebenen dem Schadensbild entsprechend detailliert anzupassen. Zudem wurden Bodenproben auf MKW-Gehalte analysiert. Nach drei bzw. sechs Infiltrationen wurden im Bereich der Nullbeprobung aus den gleichen Teufenabschnitten Bodenproben mittels Rammkernsondierungen (RKS) gewonnen, um den Sanierungserfolg kontrollieren zu können. Eine Reichweitenkontrolle erfolgte über die eingebauten Temperatur-/Redoxsensoren.

Bereits nach sechs Infiltrationen in einem Zeitraum von sechs Monaten mit insgesamt 5,7 m<sup>3</sup> Peroxidlösung (35 %ig) waren zwischen 77–99 % der Schadstoffe beseitigt. Der nach der letzten Infiltration gemessene MKW-Maximalgehalt lag bei 830 mg/kg, so dass die Sanierung eingestellt werden konnte. Die Gesamtkosten betragen rund 36 000,- € bzw. 120,- €/T.

## 5 Projektbeispiel 2 Oberfranken

Auf einem Standort der Dachsteinproduktion in Oberfranken kam es zu einer Untergrundbelastung innerhalb der ungesättigten Bodenzone durch Heiz- und Schmieröl (bis 40 000 mg/kg MKW) auf einer Fläche von rund 1 000 m<sup>2</sup> mit einer Tiefenausdehnung bis 10 m u. GOK. Aufgrund des GW-Flurabstands von 10 m u. GOK und der Größenordnung der Belastung war Sanierungsbedarf angezeigt. Ein Bodenaushub kam u. a. aufgrund der vollständigen Überbauung nicht in Betracht. Es wurden 37 Infiltrationslanzen mit 2–3 Filterstrecken im Abstand von 5–6 m errichtet.

Auch hier erfolgte die Sanierungskontrolle über die Entnahme von Bodenproben. Die mittels Sensoren durchgeführten Reichweitenkontrollen bestätigten die Wirksamkeit der Maßnahme.

Über einen Zeitraum von zwei Jahren erfolgten 18 Infiltrationen mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (Konzentration bis 35 %). Insgesamt wurden 51 m<sup>3</sup> Peroxidlösung, ausgehend von einem zentral platzierten Anlagencontainer, infiltriert. In dem Anlagencontainer wurden die Infiltrations- und Belüftungsschläuche zusammengeführt (grüne Schläuche im Hintergrund) und die Sensorsignale

ausgewählter Sensoren an einem Bildschirm (geöffneter Kasten) empfangen (s. Abbildung 4).

Die MKW-Gehalte konnten um 70–90 % und damit deutlich unterhalb der Residualsättigung des anstehenden Bodens gesenkt werden. Die nicht wasserlöslichen Schmierölanteile waren für die chemische Oxidation nicht zugänglich, so dass sich deren prozentualer Anteil am Gesamtschadstoff erhöhte. Da es sich jedoch hier um relativ immobile Bestandteile handelte, war kein weiteres Gefährdungspotenzial abzuleiten. Die Gesamtkosten betrugen rund 490 000,- € bzw. 85,- €/T.



Abb. 4: Anlagencontainer ISCO Oberfranken.

## 6 Schlussfolgerungen und Verfahrensgrenzen

Die Praxiserfahrungen haben die grundsätzliche Anwendungsreife des Verfahrens gezeigt. Es sind jedoch im Vorfeld der Umsetzung einige Parameter hinsichtlich der standortspezifischen Eignung des Verfahrens zu überprüfen:

Die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens hängt maßgeblich vom Matrixbedarf des Untergrundes (Organik, Carbonate etc.) ab. Aus diesem Grund sollte aufgrund der differierenden geochemischen Ausgangsbedingungen zumindest bei größer dimensionierten Projekten der standortspezifische Oxidationsmittelverbrauch im Labor getestet werden, um den Oxidationsmittelverbrauch quantifizieren zu können.

Je nach Schadstoffart und -verteilung, geologisch-geochemischen Voraussetzungen und Durchlässigkeiten ist auch das geeignete Oxidationsmittel standortspezifisch zu bestimmen und ggf. im Labor zu testen.

Wie bei jedem In-Situ-Verfahren sind inhomogene Untergrundverhältnisse mit wechselnden bzw. geringen Durchlässigkeiten limitierend. Schließlich sollte

der Wirkstoff, also das Oxidationsmittel, in Kontakt mit dem Schadstoff kommen. Gleichförmige Sande mit guter hydraulischer Durchlässigkeit sind dementsprechend besser geeignet, als Sande mit zwischengeschalteten Schluffhorizonten. Reine Schluffe oder gar Tone sind für das Verfahren ungeeignet und können allenfalls in randlichen Kontaktzonen einen Sanierungserfolg verbuchen. Dennoch ist es nicht sinnvoll, hier eine an einen kf-Wert angelehnte pauschale Verfahrensgrenze zu benennen. Zum Einen ist zu beachten, dass das Oxidationsmittel den näherungsweise gleichen hydraulischen Pfad größerer Durchlässigkeit wählt, wie es der Schadstoff getan hat. Des Weiteren ist zu beachten, dass bei der ISCO neben der reinen Oxidationsreaktion auch physikalische Mobilisationseffekte durch erhöhte Temperaturen und erhebliche Druckgradienten erzielt und genutzt werden können. Und schließlich wird in den Randbereichen der ISCO-Maßnahme mit z. B. Wasserstoffperoxid Sauerstoff für aerobe mikrobielle Abbauprozesse bereit gestellt. Dadurch kommt es neben der chemischen Oxidationsreaktion zu einer starken Stimulation des aeroben mikrobiellen Abbaus von Kohlenstoff-Bruchstücken aus der Oxidationsreaktion.

# Funnel & Gate am Beispiel der Teerfabrik Lang, Offenbach

- vom Probetrieb zum Gesamtkonzept -

DIETER BINDER

## 1 Ausgangssituation

Die Altlast ehemalige Teerfabrik Lang liegt in Offenbach a. M. im Stadtteil Kaiserlei in unmittelbarer Nähe des Mains. Zwischen 1914 und 1929 betrieb hier die Fa. Gustav Lang auf einem Areal von ca. 15 000 m<sup>2</sup> eine chemische Fabrik für Teerprodukte. Innerhalb des relativ kurzen Betriebszeitraums kam es zu massiven Einträgen an Teeröl in den Untergrund. Dabei hat sich das schwere Teeröl zum großen Teil als Phase auf dem Grundwasserstauer in ca. 8–10 Metern horizontal sowohl nach Norden zum Main hin als auch nach Süden ausgebreitet, so dass auch angrenzende Grundstücke betroffen sind. Die Menge an teerölverunreinigtem Boden beträgt nach Berechnungen ca. 64 000 Tonnen. Hauptschadstoffe dieser Teerölkontamination sind PAK, Heterozyklische Kohlenwasserstoffe sowie BTEX-Aromaten.

Diese teerölytypischen Schadstoffe finden sich auch im oberflächennahen Grundwasser, das einen Flurabstand von 3–4 Metern aufweist. Die Schadstoffkonzentrationen liegen bis zu 10 000-fach über den jeweiligen GFS-Werten.

Auf Grund des flussabwärts aufgestauten Mains liegen influente Fließverhältnisse vor, so dass sich eine Schadstofffahne vom Schadensherd in Richtung Süd bis Südwest ausgebildet hat.

Seit 1993 ist die HIM-ASG mit der Fortführung der Erkundung und Sanierung beauftragt.

## 2 Das Sanierungskonzept

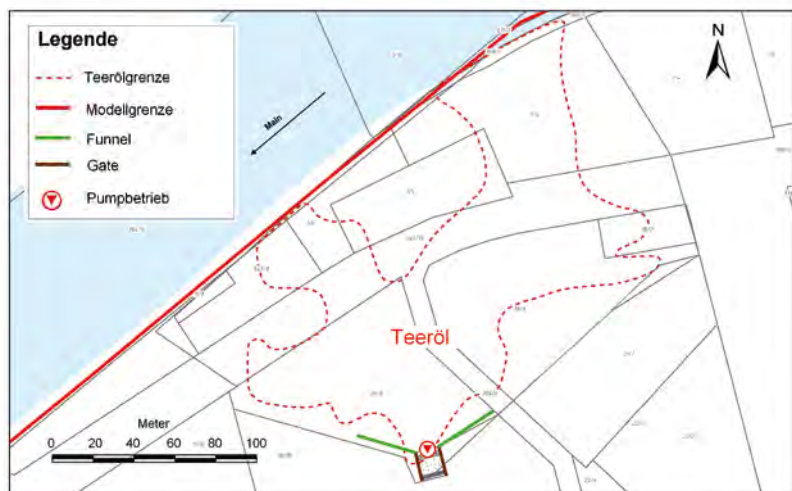
### 2.1 Das Funnel & Gate-System

Nach Vergleich verschiedener Sanierungsmethoden wurde ein standortangepasstes Funnel & Gate-System als günstigste Lösung ausgewählt. Nach Vorlage erster positiver Ergebnisse aus Vorversuchen wurden die Errichtung und der Probetrieb eines Funnel & Gate-Systems in Form eines erweiterungsfähigen Prototyps im Jahr 2005 genehmigt.

Im vorliegenden Fall musste eine neue Technologie zur Abreinigung organischer Mischkontaminationen

entwickelt werden. Im Rahmen eines mit Bundesmitteln geförderten Forschungs- und Entwicklungsvorhabens wurde ein neuartiger Biosorptionsreaktor (Gate) entwickelt, an den Teilstücke der späteren Leitwände anschließen (Funnel). Seit April 2007 wird dieser Prototyp betrieben und erprobt.

Es war geplant, die Leitwände nach erfolgreichem Probetrieb soweit zu verlängern, dass sie den gesamten Grundwasserabstrom der Altlast erfassen. Bei Bedarf sollte zur Bewältigung der höheren Grundwassermenge ein zweites Gate errichtet werden.



**Abb. 1:** Verteilung der Teerölkontamination mit dem Prototyp des Funnel & Gate-Systems.

Nach Erstellung eines Grundwassermodells und erfolgreichen Labor- und On-Site-Versuchen konnte die Auslegung und Dimensionierung eines Gates mit einem Biosorptionsreaktor entwickelt und gebaut werden. Seit April 2007 ist dieser Prototyp in Betrieb, wird regelmäßig überwacht und optimiert.

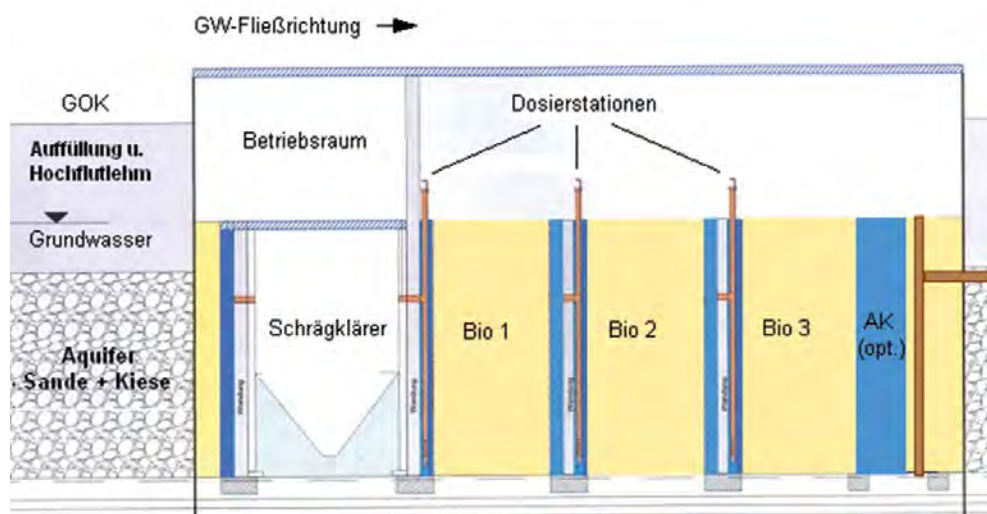
## 2.2 Aufbau und Funktion des Biosorptionsreaktors

Aufgrund der Erfahrungen aus den Vorversuchen wurde ein in mehrere funktionale Einheiten gegliederter Reaktor entwickelt, der aus einer Eisenfällungsstufe, drei hintereinander geschalteten Bioreaktoren

und einer abschließenden, optional einzurichtenden Aktivkohleeinheit besteht. Diese Aktivkohleeinheit wurde auf Grund der sehr guten Reinigungsleistung der biologischen Stufen bislang jedoch nicht eingebracht. Zwischen diesen einzelnen Reaktorstufen befinden sich jeweils offene Wasserzonen, in denen dem anströmenden Grundwasser Sauerstoff in Form von Wasserstoffperoxid sowie Nitrat und Phosphat zugemischt werden können.

Im Reaktorgebäude oberhalb des Grundwasserleiters sind in einem Betriebsraum die Dosiereinrichtungen, Chemikalienbehälter und die Steuerungstechnik untergebracht. Der Reaktor ist überdacht und über Einstiege in der Abdeckung zugänglich.

Die Überwachung erfolgt mittels MSR-Technik und durch Beprobung zahlreicher Messstellen. Neben der turnusmäßigen Erfassung der Grundwasserstände in umliegenden Messstellen wird auch die Hydraulik im Reaktor durch Messungen der Wasserstände und Durchflussraten bestimmt. Weiterhin werden die üblichen Feldparameter, eine Reihe aussagekräftiger anorganischer und organischer Verbindungen, die Summenparameter CSB und DOC, die Schadstoffe selbst sowie mikrobiologische Parameter erfasst.



**Abb. 2:** Längsschnitt durch den Biosorptionsreaktor.

## 3 Erfahrungen im Probetrieb

### 3.1 Abbauleistung des Reaktors

2009, nach ca. zweieinhalbjähriger Betriebszeit zeigte sich, dass der Schadstoffabbau im Reaktor entsprechend dem Aufbau der mikrobiologischen Besiedelung zunehmend gut funktionierte und die Erwartungen noch übertraf, so dass auf die ursprünglich geplante Aktivkohlestufe weiterhin verzichtet werden konnte. Im Folgenden wird daher der Ausdruck „Bioreaktor“ anstelle des Begriffs „Biosorptionsreaktor“ verwendet. Insbesondere die leicht abbaubaren BTEX wurden größtenteils bereits im Schrägklärer und der ersten biologischen Stufe abgebaut. Lediglich einige schwer abbaubare Einzelsubstanzen der PAK, Heterozyklen sowie der Phenolindex überschritten noch die festgelegten Reinigungszielwerte im Ablauf des Reaktors. Da die mikrobiologische Besiedelung in den nachfolgenden biologischen Stufen zu diesem Zeitpunkt noch nicht vollständig erfolgt war, und somit die Abbaupotenziale noch nicht ausgeschöpft waren, erschien auch eine erfolgreiche Abreinigung der schwer abbaubaren Substanzen zukünftig möglich.

**Anmerkung:** Die im Sanierungsbescheid festgelegten Reinigungszielwerte für den Reaktorablauf liegen etwa um den Faktor 6 bis 10 höher als die Sanierungszielwerte, die den GFS-Werten entsprechen. Letztere gelten im Abstrom in 50 m Entfernung hinter dem Reaktor und sind nach 3 Jahren nach Inbetriebnahme des kompletten F&G-Systems einzuhalten.

### 3.2 Hydraulische Verhältnisse

Nach Inbetriebnahme des Bioreaktors im April 2007 stellte sich heraus, dass die Durchflussrate weit unter dem prognostizierten Wert von 230 l/h blieb. Während der Ursachenforschung wurde ein Durchfluss durch den Einsatz einer Pumpe im Zulauf erzwungen. Als Ursache des Aufstaus konnte eine ca. 1 Meter breite, gering durchlässige Bodenzone im Auslass des Gates festgestellt werden, die im Zuge der Bauarbeiten entstanden war. Um die volle Durchlässigkeit des Systems zu erreichen, wurde vor dieser gering durchlässigen Zone mittels vertikal eingebauter Filterrohre das Wasser gesammelt und mit einer horizontalen Ver-

rohrung durch diese Zone in den abstromigen Bereich geführt, wo es seither über eine Kiesinfiltrationsstrecke in den natürlichen Abstrom gelangt.

Doch auch nach der Beseitigung dieses Aufstaus blieb die Durchflussrate ohne den Pumpbetrieb weit unter dem berechneten Wert. Hierfür wurden vor allem Bereiche mit geringen Durchlässigkeiten im Umfeld des Gates verantwortlich gemacht. Der Bioreaktor wird seither dauerhaft mittels einer Pumpe im Zulauf mit einer konstanten Grundwassermenge beaufschlagt. Wesentlicher Vorteil des erzwungenen konstanten Durchflusses ist z. B. die Unabhängigkeit des Systems von hydraulischen Schwankungen. Ferner ermöglicht dies eine genauere Dosierung der Zusatzstoffe und somit eine bessere Steuerung des Systems.

Der Bau der F&G-Anlage und der damit einhergehende zeitweise Aufstau des Grundwassers führten vermutlich auch zu einer Ablenkung des Schadstoffabstroms, der sich durch eine temporäre Zunahme der Schadstoffgehalte im seitlichen Abstrom der Altlast bemerkbar machte. Die neuesten Messungen belegen inzwischen einen raschen Rückgang der Belastungen, der zukünftig durch intensiveres Monitoring zu bestätigen ist.

### 3.3 Beeinflussung des Grundwassers durch den Bau des F&G-Systems

Bei den ersten monatlichen Untersuchungen zeigte sich, dass das hydrogeochemische System durch den Bau des Gates stark gestört war. Dies machte sich vor allem in uneinheitlichen Chloridkonzentrationen und stark erhöhten Sulfatgehalten im Zustrombereich bemerkbar. Aber auch die Schadstoffkonzentrationen innerhalb des Reaktorsystems, insbesondere die BTEX-Aromaten, zeigten zu Beginn der Messungen ein uneinheitliches Bild, das durch den baulichen Eingriff zu erklären ist. Dieser Effekt ist allmählich abgeklungen, jedoch hat sich erst nach ca. 2,5 Jahren die Redox- und Schadstoffsituation im Zustrom des Gates wieder an die ursprünglichen Verhältnisse angeglichen.



### 3.4 Dosierung der Zusatzstoffe

Im Laufe des Betriebs traten immer häufiger Störungen bei den eingesetzten Dosierpumpen für die Wasserstoffperoxid-, Nitrat- und Phosphatlösungen auf. Die Ursachen waren vielfältig. Zum einen gab es Störungen durch die Bildung von Luftblasen in den Saugschläuchen und durch Auskristallisation der Phosphatlösung. Zum Anderen lagen die Dosierpumpen durch die unerwartete Verringerung des Grundwasserdurchflusses im unteren Grenzbereich der Pumpen und funktionierten daher nur ungenau. Seit Februar 2009 wird nun eine neue Pumpentechnik (Schlauchquetschpumpen mit 4-fach-Dosierkopf) eingesetzt, die seither zuverlässig funktioniert.

### 3.5 Erhöhter Anlagendurchsatz

Infolge einer fehlerhaften Durchflussmessung, die zu einer nicht korrekten Ansteuerung der Förderpumpe im Zulauf des Reaktors führte, kam es zwischen Juni und September 2011 zu einem sukzessiven Anstieg des Durchsatzes von 300 auf 600 l/h. In der Folge fand eine zu geringe Dosierung der Zusatzstoffe statt, die sich erheblich auf den Schadstoffabbau auswirkte. Nach Behebung des Fehlers stellten sich rasch die zuvor vorhandenen Verhältnisse wieder ein (s. Kap.5).

## 4 Optimierung des Betriebs

Aufbauend auf den Erkenntnissen des Probetriebs bis 2009 wurden in den Jahren 2010 und 2011 umfangreiche Untersuchungen zur Optimierung des Anlagenbetriebs durchgeführt. Folgende betriebsrelevanten Verbesserungen konnten erreicht werden:

- **Verbesserung des Betriebsmitteleinsatzes.**  
Die Dosierung der Betriebsmittel ist der wichtigste Parameter zur Steuerung des Bioreaktors. Durch Optimierungen, insbesondere die Erhöhung der H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Zugabe um 50 % auf 340 mg/l konnte die Abbauleistung des Bioreaktors deutlich gesteigert werden, was sich insbesondere in einem vollständigen Abbau fast aller erfassten Schadstoffe im Reaktorablauf zeigt.
- **Entwicklung und Einführung von Leitparametern (Sauerstoffgehalt und Spektraler Absorptionskoeffizient SAK<sub>254nm</sub>) zur Überwachung des Reaktors.**  
Da die Sauerstoffzugabe der limitierende Faktor für den Schadstoffabbau ist, kann der Restsauerstoffgehalt im Reaktorablauf als guter Leitparameter für den Schadstoffabbau betrachtet werden. Die Untersuchungen zeigen, dass der Schadstoffabbau am besten funktioniert, wenn der Sauerstoffgehalt im Ablauf zwischen 5 und 16 mg/l liegt.  
Der SAK<sub>254 nm</sub>, der sich aus der photometrischen Bestimmung mit UV-Licht der Wellenlänge 254 nm ergibt, korreliert sehr gut mit der Summe der relevanten Schadstoffe BTEX, PAK, Heterozyklen

und Phenolindex im Ablauf des Reaktors. Daher scheint auch dieser einfach zu messende Parameter eine gute Leitfunktion für den Schadstoffabbau zu besitzen.

Mit der Bestimmung des SAK<sub>254nm</sub> und des Sauerstoffgehalts kann der Analyseumfang im Labor deutlich reduziert werden. Sollten sich die bisherigen Beobachtungen weiter bestätigen, dann könnten die Intervalle für die Laboranalysen von zurzeit monatlich auf vierteljährlich verlängert werden.

- **Nutzung des abstromigen Aquifers als Reaktionsraum**  
Im abstromigen Aquifer lagen 2011 die leicht abbaubaren BTEX sowie Naphthalin bereits deutlich unter den GFS-Werten, während die PAK und der Phenolindex diese noch deutlich überschritten. Die Ursache dürfte in der, bei den letztgenannten Stoffen stärker auftretende, Adsorption an die Bodenmatrix liegen, die dafür sorgt, dass die Schadstoffbelastung hier nur langsam zurückgeht. Die durchgeführten Untersuchungen im Abstrom des Reaktors zeigen allerdings, dass durch die H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>- und Nitratzugabe im Überschuss eine Autoxidation des Grundwasserleiters stattgefunden hat, die vermutlich zu einem beschleunigten Abbau der noch im Abstrom sorbierten Restschadstoffgehalte beiträgt.

## 5 Ergebnisse - Was leistet der Bioreaktor?

Das bedeutendste Maß für die Leistungsfähigkeit des Bioreaktors ist der Schadstoffabbau. Seit der Inbetriebnahme im April 2007 wurden durch zahlreiche Optimierungsmaßnahmen kontinuierliche Verbesserungen beim Schadstoffabbau erreicht. Die Ergebnisse aus dem vergangenen Jahr 2011 zeigen dies am Beispiel der BTEX:

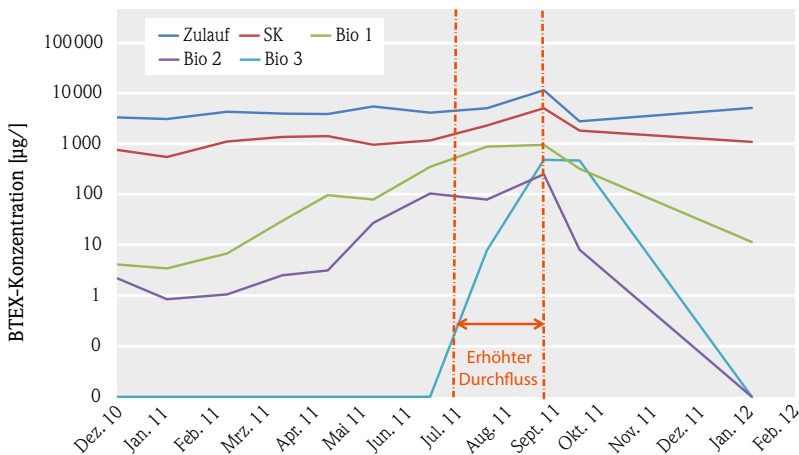


Abb. 3: BTEX-Konzentrationen in den Verfahrensstufen des Bioreaktors.

Die BTEX-Konzentrationen schwankten im Zulauf relativ stark bei Werten zwischen ca. 2700 µg/l und 11300 µg/l. Die Abbauleistung war im Jahr 2011 zunächst sehr gut, so dass die BTEX-Gehalte im Ablauf bis Juli 2011 immer unterhalb der Nachweisgrenze lagen.

Im Zuge der ungewollten Erhöhung des Anlagendurchsatzes zwischen Juni bis September 2011 stiegen die BTEX-Konzentrationen im Reaktorablauf auf max. 480 µg/l an (s. a. Kap. 3.5). Nach der Einstellung des Solldurchsatzes sanken die Konzentrationen wieder. Im Januar 2012 konnten bereits vor der 3. Stufe des Bioreaktors keine BTEX-Konzentrationen mehr nachgewiesen werden.

Erwartungsgemäß reichen die Abbauraten für die Schadstoffgruppe der PAK nicht ganz an die leicht abbaubaren BTEX heran, jedoch verlaufen die Konzentrationslinien analog zu den BTEX. Die Zulaufkonzentrationen lagen 2011 bei Werten zwischen 260 µg/l bis 310 µg/l. Die Schadstoffgehalte wurden in den einzelnen Verfahrensstufen sukzessive reduziert und lagen i. d. R. unterhalb des vorgegebenen Reinigungszielwerts für PAK von 2 µg/l. Einzig nach dem bereits genannten Anstieg der Förderrate, lagen die Konzentrationen im Ablauf des Reaktors mit Werten von max. 46 µg/l über den Reinigungszielwerten. Im Januar 2012 konnten wieder Konzentrationen deutlich unterhalb des Zielwertes festgestellt werden.

Ebenfalls analog zu den vorgenannten Konzentrationsverläufen verhielten sich der Phenolindex sowie die Heterozyklen. Für letztere sind im Sanierungsbescheid noch keine Sanierungszielwerte definiert. Ein Vergleich mit den aktuellen GFS-Werten zeigt jedoch, dass vor dem Anstieg des Anlagendurchsatzes nur wenige Einzelsubstanzen über diesem Prüfwert lagen. Im Januar 2012 unterschritten sogar sämtliche Einzelparameter den jeweiligen GFS-Wert.

Als Fazit zur Leistungsfähigkeit des Bioreaktors bleibt festzuhalten:

Als Fazit zur Leistungsfähigkeit des Bioreaktors bleibt festzuhalten:

- Der bestehende Bioreaktor ist in der Lage fast alle erfassten organischen Schadstoffe nahezu vollständig abzubauen. Die festgelegten Reinigungszielwerte und Sanierungszielwerte werden im störungsfreien Betrieb für fast alle definierten Schadstoffe unterschritten.
- Auf Grund der hohen Reinigungsleistung ist eine zusätzliche Aktivkohleeinheit auch weiterhin nicht erforderlich.
- Der mehrstufige Aufbau mit definierter Zugabe von Betriebsmitteln zwischen den einzelnen Stufen ermöglicht eine gute Steuerung des Reaktors.
- Mit der Einführung von Leitparametern steht eine einfachere und günstigere Überwachungsmöglichkeit zur Verfügung.

## 6 Ausbau zur vollständigen Sicherung der Altlast

### 6.1 Variantenbetrachtung

Aufbauend auf den Ergebnissen des Probebetriebs wurde die Erweiterung des F&G-Systems zur vollständigen Sicherung der Altlast geplant. Hierzu wurde zunächst das bestehende Grundwassermodell auf Basis der gewonnenen Erkenntnisse aus dem Probebetrieb neu referenziert und kalibriert.

Die Ergebnisse der Modellrechnungen sowie des bisherigen Reaktorbetriebs zeigten, dass der vorhandene Bioreaktor in der Lage sein müsste, annähernd das gesamte von der Altlast abströmende Grundwasser zu fassen und aufzubereiten. Daher stellte man der ursprünglich vorgesehenen Ausbauvariante mit 2 Gates weitere 1-Gate-Varianten im Vergleich gegenüber. Insgesamt wurden in einer Studie 11 verschiedenen Varianten verglichen.

Bei der Betrachtung möglicher Varianten wurde zwischen passiven, aktiven und sog. semipassiven Systemen unterschieden. Als passive Verfahren werden hier F&G-Systeme bezeichnet, in denen das Grundwasser im freien Gefälle, ggf. mit Unterstützung von Rigolensystemen durch das Gate strömt. Dagegen wird in aktiven Systemen der Wasserdurchfluss mittels Pumpen unterstützt. Als semipassiv System werden Kombinationen aus Pump- und Rigolensystemen bezeichnet.

Als nächstes wurden Prognoseberechnungen für die sinnvoll erscheinenden Varianten mit dem überarbeiteten Grundwassermodell durchgeführt. Hierbei wurden wesentliche Wassermengen, wie Zustrom, Entnahmemengen, Umströmung bzw. Unterströmung für jede Variante bilanziert.

In einem mehrstufigen Entscheidungsprozess wurden Kriterien zur grundsätzlichen Machbarkeit (z. B. Verfahrenssicherheit, Systemflexibilität, erwartete Konflikte bei der Umsetzung) sowie zum Platzbedarf, dem Aufwand bei der Errichtung und zum Betriebs- und Über-

wachungsaufwand beschrieben. Zusätzlich wurden die Investitions- und Betriebskosten für die einzelnen Varianten abgeschätzt und für die nächsten 50 Jahre prognostiziert.

### 6.2 Vorzugsvariante

Bereits nach Berechnung der Wasserbilanzen für die einzelnen Varianten wurde deutlich, dass die rein passiven Systeme das von der Altlast abströmende kontaminierte Grundwasser nicht in einem zufriedenstellenden Maße erfassen würden. Daher kamen letztlich nur noch aktive und semi-passive Systeme in Frage.

Nach eingehender Erörterung der Variantenstudie fiel die Entscheidung auf eine aktive Variante mit nur einem Gate, verkürzten Leitwänden und Pumpbetrieb in den Randzonen mit einem erhöhten Wasserdurchsatz von 750 l/h. Dieses System ist robust und relativ wartungsfreundlich. Es besitzt einen sehr hohen Erfassungsgrad für das von der Altlast abströmende Grundwasser bei relativ günstigen Herstellungskosten. Ferner ist es in der Lage auf besondere hydraulische Zustände, wie z. B. Mainhochwasser oder nahe gelegene Grundwasserhaltungen zu reagieren. Dem gegenüber stehen die im Vergleich mit einem semi-passiven System etwas höheren Energiekosten für den permanenten Pumpbetrieb.

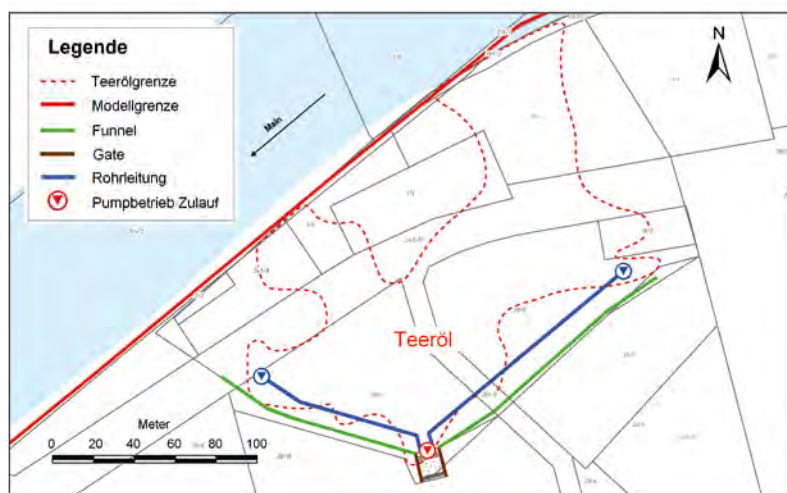


Abb. 4: Vollständiges Funnel & Gate-System, Vorzugsvariante.

Die geschätzten Herstellungskosten für den Ausbau zum vollständigen Funnel & Gate-System liegen bei ca. 600 000 €. Die für den Bau des Prototyps angefallenen Kosten betragen ca. 850 000 €. Für Betrieb, Wartung, Instandhaltung, Energie und Überwachung

müssen pro Jahr ca. 150 000 € kalkuliert werden. Bei Betrachtung sämtlicher Kosten stellt das dargestellte Funnel & Gate-System, hochgerechnet auf die nächsten 50 Jahre, das bei Weitem günstigste Sanierungsverfahren für die Altlast Teerfabrik Lang dar.

## 7 Ausblick

Nach erfolgreichem Betrieb des Prototyps und Ermittlung einer geeigneten Variante zur Erweiterung des F&G-Systems, kann die Anlage nun zur vollständigen Sicherung der Altlast ausgebaut werden. Hierzu werden die Leitwände in östlicher und westlicher Richtung verlängert, 2 Brunnen mit Zuleitungen zum

Gate sowie voraussichtlich ein weiteres Versickerungsbauwerk im Reaktorablauf errichtet. Zur Anpassung des kompletten F&G-Systems wird mit einer weiteren Anpassungs- und Erprobungsphase von 9 bis 12 Monaten gerechnet bis dann in den Routinebetrieb übergegangen werden kann.

## Literatur

- (1) HIM, CDM, IMES, TZW (Dez. 2009): Abschlussbericht F+E-Vorhaben – Entwicklung und Erprobung eines Funnel & Gate-Systems mit Biosorptionsreaktor...
- (2) CDM Consult GmbH (Mai 2011): Teerfabrik Lang – Variantenvergleich zur Erweiterung des Funnel & Gate-System
- (3) CDM Consult GmbH (Febr. 2012): Bericht zum Betrieb des Bioreaktors, Januar bis Dezember 2011
- (4) CDM Consult GmbH (März 2012): Abschlussbericht zu vertiefenden Optimierungsuntersuchungen, Juli 2010 bis Dezember 2011
- (5) DVGW-Technologiezentrum Wasser (TZW) (April 2012): Abschlussbericht zu vertiefenden mikrobiologischen und molekularbiologischen Untersuchungen in den Bioreaktoren und im erweiterten Reaktionsraum



# Ein innovatives passives Sanierungsverfahren - die Biobarriere

## Teil 1: Hintergründe, eine Chronologie und die behördlichen Entscheidungen

THILO SPRINGER-GREVE

### Der Standort

Anfang des 20. Jahrhunderts wurde ein neues Industriegebiet im Nordosten der Stadt Frankfurt errichtet. In diesem Industriegebiet siedelte sich auch eine Fabrik für Sitzmöbel an. Das Industriegebiet wurde in der Mainebene angesiedelt. Der Main beeinflusste die Bildung des Untergrundes und hat auch heute noch einen großen Einfluss auf das Grundwasser. Die verschiedenen Flussläufe im Quartär haben den Bodenaufbau stark geprägt. Es wurden Flusskiese ab- und umgelagert und Aueböden aufgebaut oder abgetragen. Der allgemeine Bodenaufbau lässt sich wie folgt beschreiben:

0–1 m anthropogene Auffüllungen  
1–3 m Schluff, z. T. Auelehm, gering durchlässig  
3–4 m Sand  
4–8 m Kies  
8–90 m Rupelton, Grundwasserstauer

Die Kiese und Sande machen den Grundwasserleiter aus, der durch die Staustufen im Main beeinflusst ist. Das Grundwasser ist durch die Auelehmauflage gespannt, wenn diese nicht durch den Main abgetragen wurde. Der Wasserspiegel liegt bei 96 bis 97 m ü NN. Das Grundwasser fließt in südlich bis südwestliche Richtung zum Main.

### Die Firmengeschichte

1946 siedelte sich eine Sitzmöbel Kommanditgesellschaft (KG) im Industriegebiet an und begann die Produktion von Büromöbeln. Hierfür wurde auch eine Galvanik zur Verchromung von Metallteilen (Hart- und Glanzverchromung) und zur Vorbereitung der Galvanisierung eine Entfettung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen betrieben. 1966 gab es einen Eigentümerwechsel und 1969 wurde die KG in eine offene Handelsgesellschaft (OHG) umgewandelt. Im August 1978 übernahm eine Aktiengesellschaft (AG) erste Geschäftsanteile der OHG. Zwei Monate später wurde die OHG in eine Gesellschaft mit beschränkter

Haftung (GmbH) gemäß dem **Umwandlungsgesetz** überführt. Die AG übernahm später die gesamten Geschäftsanteile und war dann die alleinige Eigentümerin der GmbH.

Anfang 1994 erfolgte die Verlagerung der Produktion vom Standort Frankfurt nach Berlin. Im Dezember 1999 wurde der Verkauf des Grundstücks im Grundbuch eingetragen. Durch einen Verschmelzungsvertrag wurde 2006 die GmbH in die Aktiengesellschaft überführt.

## Der Schaden

Die Galvanik und die Entfettung wurden bereits 1976 stillgelegt. Durch den Betrieb der Galvanik wurde Chrom (als Cr<sup>III</sup>) sowie durch die Entfettung CKW in den Boden eingetragen. Diese Schadstoffe teilen sich auch dem Grundwasser mit (Chrom als Cr<sup>VI</sup>). In den Boden sind auch weitere Schwermetalle eingetragen worden, die sich aber dem Grundwasser nicht mitteilen. Des Weiteren gab es noch im Bereich der ehem. Betriebstankstelle Boden- und Grundwasserbelastungen mit MKW und BTX. Diese Belastung ist bereits durch Aushub saniert worden.

Im Schadenszentrum wurden folgende Maximalwerte nachgewiesen:

|                                  |             |
|----------------------------------|-------------|
| Grundwasser – CKW:               | 22 031 µg/l |
| Grundwasser – Cr <sup>VI</sup> : | 600 µg/l    |

|                            |                         |
|----------------------------|-------------------------|
| Bodenluft – CKW:           | 4 500 mg/m <sup>3</sup> |
| Boden – Chrom (gesamt):    | 1 253 mg/kg             |
| Boden – Cr <sup>VI</sup> : | < 5 mg/kg               |
| Boden – Nickel:            | 3 960 mg/kg             |

In einem Absetzbecken (siehe Abbildung 1), das auch ein Haupteintragsort für die Schwermetalle war, wurden bei der ersten Untersuchung 1991 folgende Gehalte im Schlamm-Gemisch nachgewiesen:

|                    |               |
|--------------------|---------------|
| Chrom (gesamt):    | 19 260 mg/kg  |
| Cr <sup>VI</sup> : | < 5 mg/kg     |
| Nickel:            | 140 667 mg/kg |
| Blei:              | 9 215 mg/kg   |
| Zink:              | 56 358 mg/kg  |
| Cadmium:           | 286 mg/kg     |

## Chronologie des Verwaltungshandelns und der Sanierungen

Im November 1991 erhielt die untere Wasserbehörde bei der Stadt Frankfurt a. M. (uwb) von der Sitzmöbel GmbH ein Gutachten des Ingenieurbüros Harres Pickel Consult (HPC) über die Boden- und Bodenluftuntersuchung auf dem Betriebsgelände. Der Anlass für die Untersuchungen waren Planungen der GmbH für Neubauten. In den nächsten zwei Jahren wurde das Verfahren durch gemeinsame Festlegung in Besprechungen nach Wasserrecht geführt. Im August 2002 wurde mit der Bodenluftsanierung am Standort begonnen und es erfolgte eine Teilentleerung des Absetzbeckens. Durch die geforderten Grundwasseruntersuchungen wurde festgestellt, dass auch das Grundwasser mit CKW verunreinigt ist. Die Forderung der UWB, den Abstrom zu untersuchen, lehnte 1993 die GmbH mit der Begründung, sie sei nur die **Zustandsstölerin**, ab. Außerdem warf die GmbH die Frage auf, ob das Grundstück wegen der Stilllegung der Galvanik nicht eine Altlast sei.

Ende 1993 legte die untere Wasserbehörde den Fall dem Regierungspräsidium Darmstadt als Altlastenbehörde (RP) mit der Bitte vor, zu prüfen, ob hier wegen der Stilllegung der Galvanik eine Altlast vorliegt. Nach ersten Prüfungen wurde dies vom RP abgelehnt. Erst nachdem im Frühjahr 1994 die Produktion am Standort Frankfurt aufgegeben wurde, erklärte

die Altlastenbehörde das Grundstück Ende 1994 zur Altlast nach dem Hessischen Abfallwirtschafts- und Altlastengesetz. Rechtskräftig wurde die Altlastenfeststellung mit den Widerspruchsbescheiden vom März 1996. Bereits im September 1995 wurde die weitergehende Untersuchung des Grundstücks gegenüber zwei persönlich haftenden Gesellschaftern der KG als **Handlungsstörer** angeordnet. Gegen diese Bescheide legten die Betroffenen Widerspruch ein und nach der Zurückweisung der Widersprüche wurde gegen diese beim Verwaltungsgericht Frankfurt geklagt. Auf Vorschlag des Gerichts wurden die beiden strittigen Verwaltungsakte aufgehoben und im November 1998 war das Klageverfahren zu Lasten des Regierungspräsidiums beendet.

Die im wasserrechtlichen Verfahren begonnene Bodenluftsanierung lief bis zum März 1998, ohne dass die Altlastenbehörde entscheidend eingegriffen hatte. Die Sanierung wurde freiwillig von der GmbH betrieben, während sich die strittigen Bescheide gegen die Bevollmächtigten der KG richteten. Bereits Mitte 1998 hatte die GmbH als Grundstückseigentümerin bei der Altlastenbehörde ein erstes Gespräch geführt, um zu klären, welche Forderungen von der Behörde bei einem Grundstücksverkaufs bezüglich des Schadens zu erwarten sind. Der potentielle neue Eigen-

tümer hatte die Absicht, hier einen Lebensmittelmarkt anzusiedeln. Die GmbH wollte deshalb den Gebäudebestand abreißen und eine Bodensanierung durchführen. In den folgenden Gesprächen wurde auch die Problematik der Grundwasserbelastung angesprochen und vom Regierungspräsidium ein Sanierungskonzept für die gesamte Grundwasserunreinigung gefordert. Ende Mai 1999 wurde ein Sanierungsplan für den Bereich Boden vorgelegt und im Oktober wurde der Plan vom RP für verbindlich erklärt (nach § 13 Abs. 6 BBodSchG).

Zeitgleich mit der Verbindlichkeitserklärung ordnete das RP in einem separaten Bescheid die Vorlage eines Sanierungskonzeptes für das belastete Grundwasser im Schadenszentrum und Abstrom an, da in den Gesprächen bezüglich des Abstroms keine Einigung erzielt werden konnte. Mit der Anordnung wurden Sanierungszielwerte festgelegt, die Wiedereinleitung des gereinigten Wassers in den Grundwasserleiter festgeschrieben und der sofortige Vollzug angeordnet. Rechtsgrundlage des Bescheides ist das Bundesbodenschutzgesetz, der Bescheid ist gegen die GmbH gerichtet als Gesamtrechtsnachfolger der KG und als Grundstückseigentümer. Die GmbH war laut der Auffassung des Regierungspräsidiums also **Handlungsstörer und Zustandsstörer**. Gegen diese Anordnung legte die GmbH Widerspruch ein und klagte auf Wiedereinsetzung der aufschiebenden Wirkung. Nach dem Widerspruchsbescheid wurde auch in der Hauptsache Klage eingereicht. Beide Klagen wurden vom Verwaltungsgericht Frankfurt abgewiesen. Nach der Abweisung beantragte die GmbH beim Verwaltungsgerichtshof in Kassel (VGH) jeweils die Zulassung der Beschwerde. Im Februar 2004 lehnte der VGH auch den Antrag auf Zulassung der Berufung im Hauptverfahren ab. Das Urteil des Verwaltungsgerichts ist rechtskräftig und die ursprüngliche Anordnung hat Bestand. Auch die in der Klagebegründung wegen der weiteren Schäden im Abstrom geforderte Beauftragung eines Gutachters nach § 14 BBodSchG zur Erstellung eines behördlichen Sanierungsplanes wurde zurückgewiesen.

Während für den Bereich Grundwasser der Rechtsstreit lief, wurde das nördliche Teilgrundstück verkauft. Auf diesem Teilgrundstück waren auch die Galvanik und die Entfettung angesiedelt. Unmittelbar nach dem Abriss der Gebäude wurde im Mai 2000 mit der Aushubsanierung begonnen. Bei der

Sanierung wurden die o. g. Sammelgrube komplett zurückgebaut sowie 5 weitere Gruben und unterirdische Behälter für Schlamm. Ein Beispiel zeigt die Abbildung 1. Im Oktober 2000 war die Aushubsanierung fertig und mit dem Neubau wurde begonnen. Die Bodenluftsanierung wurde vorläufig nicht weiter fortgesetzt.



Abb. 1: Aushub des Absetzbeckens nach der Entleerung.

Erst nachdem der Rechtsstreit abgeschlossen war, wurde die Sanierung der Bodenluft bescheidsgemäß fortgesetzt und mit der Untersuchung des Grundwasserabstroms begonnen. Die Bodenluftsanierung wurde im August 2006 erfolgreich beendet.

Im Juli 2005 wurde der Ergebnisbericht eines numerischen Modells vorgelegt, das den CKW-Abstrom eingrenzt (siehe hierzu Bild 1 im zweiten Textteil von Herrn Dr. Reuter, HPC). Kurz darauf folgte ein Statusbericht zur Verunreinigung des Grundwassers mit einer Vorstudie zum natürlichen Abbau (NA). Dann stimmte die Behörde einer Teilung der Arbeiten in eine Zentrumssanierung und eine Fahnenbetrachtung zu. Als ersten Schritt forderte die Behörde die Eingrenzung der Chromfahne im Abstrom, da diese eine biologische Sanierung behindern könnte, und die Zentrumssanierung. Im Sommer 2006 wurden die Ergebnisse zur Sanierungsuntersuchung des Schadenszentrums und zur Eingrenzung des Chromschadens vorgelegt. Im November folgte das Grundwassermodell für die Strömungsverhältnisse bei einer Sanierung im Schadenszentrum und im Sommer 2007 das endgültige Sanierungskonzept für das Schadenszentrum. Hier wurde vom Gutachter eine Pump&Treat-Maßnahme vorgeschlagen mit einer zweistufigen Sanierungsanlage:



1. Stufe Chrombehandlung durch Fällung,
2. Stufe CKW Behandlung durch Luftstrippung und nachgeschaltetem Wasseraktivkohlefilter als Sicherheitsfilter, die Strippluft wird durch Luftaktivkohlefilter gereinigt.

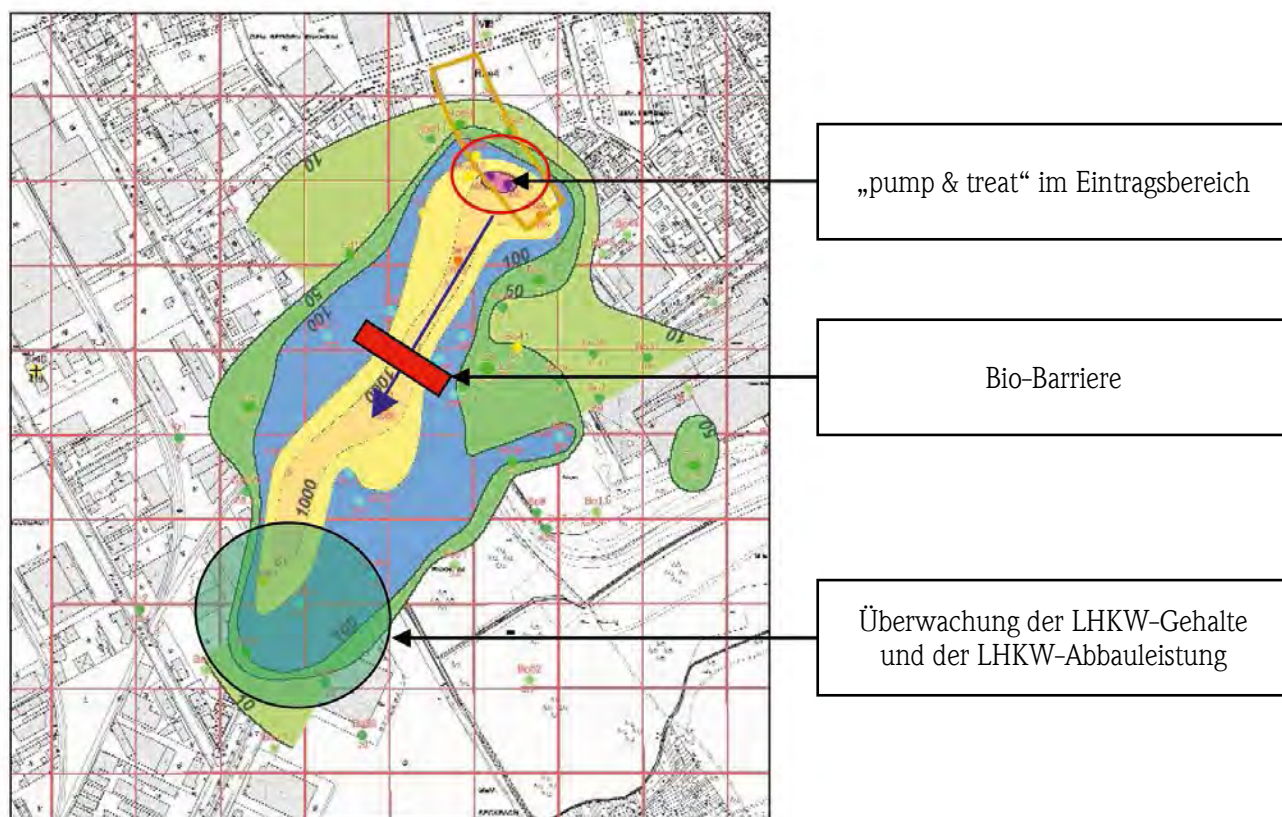
Nach der Genehmigung des Konzeptes Anfang 2008 und der Bestellung der Anlagentechnik durch den Sanierungspflichtigen teilten beide heutigen Eigentümer mit, dass auf beiden Teilgrundstücken Baumaßnahmen geplant sind, die im Bereich der geplanten Sanierungsanlage angesiedelt waren. Deshalb wurde die Aufstellung der Anlage bis zum Abschluss der Bauarbeiten verschoben, deren Ausführung auf 6 Monate terminiert war. Da sich die Bauarbeiten der heutigen Grundstückseigentümer verzögerten, begann die Aufstellung der Sanierungsanlage erst am 4.10.2010 und die Anlage wurde am 18.11.2010 in Betrieb genommen.

Im Februar 2007 wurde HPC von der GmbH auch mit der Durchführung der Machbarkeitsstudie zur Prüfung der biologischen Abbaubarkeit und dem natürlichen

Abbau in der Abstromfahne beauftragt. Ende Juli 2008 legte HPC das Ergebnis dieser Studie vor.

Das Ergebnis lässt sich wie folgt zusammenfassen: Die Abstromfahne ist quasi stationär und an der Spitze der Fahne findet ein natürlicher Abbau von CKW bis zu VC und Ethen statt. Es erfolgt keine Anreicherung von VC. Die notwendigen Bakterien (*Dehalococcoides ethenogenes*) konnten aber im Rahmen der Machbarkeitsstudie nicht nachgewiesen werden. In der Mitte der Fahne war kein signifikanter Abbau von CKW feststellbar. Die Chromfahne läuft parallel zur CKW-Fahne und ist nach ca. 150 m nicht mehr feststellbar, da das Chrom durch die Änderung des Grundwassermilieus ausgefällt wird. Die CKW-Fahne ist ca. 700 m lang.

Mit der Machbarkeitsstudie wurde als Sanierung der Fahne eine natürlich (passiv) durchströmte und biologisch aktive „Wand“ vorgeschlagen. Eine Übersicht mit der Fahne und den Sanierungsbereichen ist in Abbildung 2 dargestellt. Nachdem die Behörde die Genehmigungsfähigkeit signalisiert hatte, wurde im



**Abb. 2:** Darstellung der Grundwasserverunreinigung mit den einzelnen Sanierungsbereichen.

März 2009 das Konzept für den geforderten Feldversuch vorgelegt. Nach einer Beteiligung relevanter Dritter wurde der Feldversuch (Pilotversuch) im August 2009 genehmigt. Mit dieser Genehmigung legte das RP auch das gesamte Abstrommonitoring zur Überwachung des natürlichen Abbaus fest. Anfang 2010 war das Versuchsfeld eingerichtet und im

Mai 2010 wurde die Einleitung der Mikroorganismen erlaubt. Im Juli 2011 wurde der Bericht über das Ergebnis des Pilotversuchs vorgelegt. Mit dem Bericht wurde auch die Genehmigung der Biobarriere beantragt. Ende Februar 2012 wurde die Genehmigung hierfür erteilt.

## **Behördliche Untersuchungen zur Störeridentifikation weiterer Schäden**

Im Bereich des Industriegebietes wurden drei größere Untersuchungen mit Landesmitteln durchgeführt. 1997 wurden im Auftrag der unteren Wasserbehörde 22 Grundwassermessstellen zwischen den bereits bekannten Schäden errichtet mit dem Ziel, weitere Grundwasserverunreinigungen zu ermitteln. Diese neuen Messstellen und ausgesuchte weitere 16 Grundwassermessstellen wurden beprobt. 2000 wurde die Beprobung wiederholt, wobei mit Isotopenuntersuchungen CKW-Verunreinigungen im Abstrom den bekannten Quellen zugeordnet werden sollten. Hierbei war die Verunreinigung im Zentrum der Möbelfabrik eine mögliche Quelle für die Isotopenuntersuchung. Diese Untersuchung führte nur zu einem mäßigen Erfolg, da teilweise die CKW-Gehalte im Abstrom zu niedrig für die direkte Isotopenbestimmung waren.

2001 bis 2003 wurden dann im An- und Abstrom von der Stuhlfabrik gezielte Untersuchungen im Boden und in der Bodenluft auf Einzelgrundstücken durch-

geführt. Außerdem wurden in zwei Bohrkampagnen weitere 13 neue Grundwassermessstellen errichtet, um Verunreinigungen im Grundwasser abzugrenzen. Auch hier wurden wieder Isotopenuntersuchungen durchgeführt.

Die Ergebnisse sind unterschiedlich. Es konnte im Anstrom der Möbelfabrik kein Verursacher für die 1.1.1-Trichlorethan-Verunreinigung ermittelt werden, während im seitlichen Abstrom die unterschiedlichen Verursacher klar abgegrenzt wurden. Eine weitere Suche der Verursachung der 1.1.1-Trichlorethanbelastung wurde nicht mehr vorgenommen, da diese Verunreinigung im Bereich der Sitzmöbelfabrik bis auf Spuren zurückgegangen ist. Die Isotopenuntersuchungen konnten zur Abgrenzung bei den Untersuchungen im Abstrom herangezogen werden, ein Vergleich mit den Ergebnissen von 2000 war wegen unterschiedlicher Untersuchungsverfahren nicht möglich.

## **Eine Bilanz der bisherigen Sanierungen und des noch vorhandenen CKWs im Grundwasser**

Betrachtet man die gesamte Grundwasserverunreinigung der Sitzmöbelfabrik, so ist eindeutig, dass bisher die gesamte Belastung an der Fahnespitze natürlich abgebaut wird. Ermöglicht wird dieser natürliche Abbau durch MKW- und PAK-Schäden, die in diesem Bereich der CKW-Fahne liegen. Da aber nicht nachweisbar ist, wie lange dieses System noch weiter läuft, sind aktive Maßnahmen notwendig.

Durch die einzelnen Maßnahmen wurde bereits viel erreicht. Durch die Bodenluftabsaugung wurden ca. 1,4 Mg CKW aus dem ungesättigten Bodenhorizont ausgetragen. Durch den Ausbau der Behälter und Becken im Untergrund wurden weitere 18 kg CKW entfernt. Das Hauptaugenmerk bei der Bodensanierung und der Entleerung der Gruben lag bei den Schwermetallen. Hier wurden ca. 174 kg Chrom, ca.

648 kg Nickel, ca. 27 kg Blei und ca. 169 kg Zink entfernt. Bei der noch laufenden Zentrumssanierung im Grundwasser (Pump&Treat) wurden bisher 53 kg CKW und 1,2 kg Chrom (hiervon sind 0,9 kg CrVI) mit dem Grundwasser entnommen und abgereinigt. Weitere 12 kg CKW wurden bereits 1992 durch 4 Leistungspumpversuche ausgetragen. Trotz dieser Entnahme zeigen die Belastungswerte im Grundwasser noch keinen absinkenden Trend.

Eine Bilanz der gesamten Schadstoffmasse im Grundwasserhorizont ist mit den bisher durchgeführten Untersuchungen nicht möglich und kann nur abgeschätzt werden. Unter Berücksichtigung der gelösten Schadstoffmenge von ca. 120 kg in der gesamten Fahne und dem Fakt, dass trotz begonnener Grundwassersanierung keine signifikanter Rückgang der Schadstoffgehalte im Zentrum gemessen wird, geht das RP von einer Schadstoffmenge im Grundwasserleiter in ähnlicher Höhe wie in der ungesättigten Bodenzone aus.

## **Fazit für die Verwaltungsbehörde**

Aus den Bescheiden, den Klagen und den Begründungen zu den Klagen sind folgende Punkte relevant:

- Ein „eindeutiger“ Handlungsstörer ist für die Sanierung der gesamten von ihm verursachten Verunreinigung verantwortlich.
- Die Behörde ist auch bei mehreren Verunreinigungen in einer Abstromfahne nicht verpflichtet, einen Gutachter mit der Erstellung eines behördlichen Sanierungskonzeptes oder -plans zu beauftragen. Sie kann auch den hauptsächlich Verantwortlichen heranziehen.

Aus den Erfahrungen der diversen Untersuchungen empfehle ich, eigene Untersuchungen (z. B. zur Störereingrenzung) gut zu bedenken und zu planen. Nicht jedes Verfahren führt zu dem gewünschten Ergebnis (z. B. nicht genormte Isotopenverfahren unterschiedlicher Labore). Trotz dieser Einschränkung sollte man innovativen Verfahren bei der Untersuchung und der Sanierung eine Chance geben.

# Ein innovatives passives Sanierungsverfahren - die Biobarriere

## Teil 2: Planung und Aufnahme

ANSELM REUTER, THOMAS PORTUNE & HARTMUT BORT

### 1 Einleitung

Bei der Sanierung von Grundwasserverunreinigungen werden in den letzten Jahren vermehrt alternative und innovative Verfahren eingesetzt.

Dazu gehören auch mikrobiologische „In-Situ-Verfahren“, bei denen natürlich wirkende Prozesse genutzt oder sogar verstärkt werden können. Hierbei werden die natürlichen hydraulischen Verhältnisse nur in geringem Umfang verändert.

Der vorliegende Vortrag befasst sich mit der Planung und Genehmigung einer mikrobiologischen Sanierungsvariante, bei der an einer definierten Position eine Schadstofffahne mit leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen (LHKW) durch Mikroorganismen wirksam abgebaut wird. Dieses Verfahren nennen wir die Bio-Barriere. Dazu wurde ein Pilotfeldversuch von Februar 2010 bis Mitte 2011 durchgeführt.

Für den konkreten Fall in Frankfurt/Main wurde diese Bio-Barriere durch HPC geplant, im Feld getestet und im Frühjahr 2012 behördlich genehmigt. Im Herbst 2012 wird sie voraussichtlich in Betrieb genommen werden.

### **Beschreibung des Schadensfalles und geologisch-hydrogeologische Verhältnisse**

Auf dem Gelände einer ehemaligen Möbelfabrik in Frankfurt sind durch den Betrieb einer Metallentfettungsanlage Untergrundverunreinigungen durch

LHKW (fast ausschließlich Tetrachlorethen) entstanden, die bereits seit 1990 bekannt sind. 2006 wurde die Bodenluftsanierung in den Eintragsbereichen abgeschlossen, in deren Verlauf ca. 1,4 Tonnen LHKW aus der wasserungesättigten Bodenzone ausgetragen wurden.

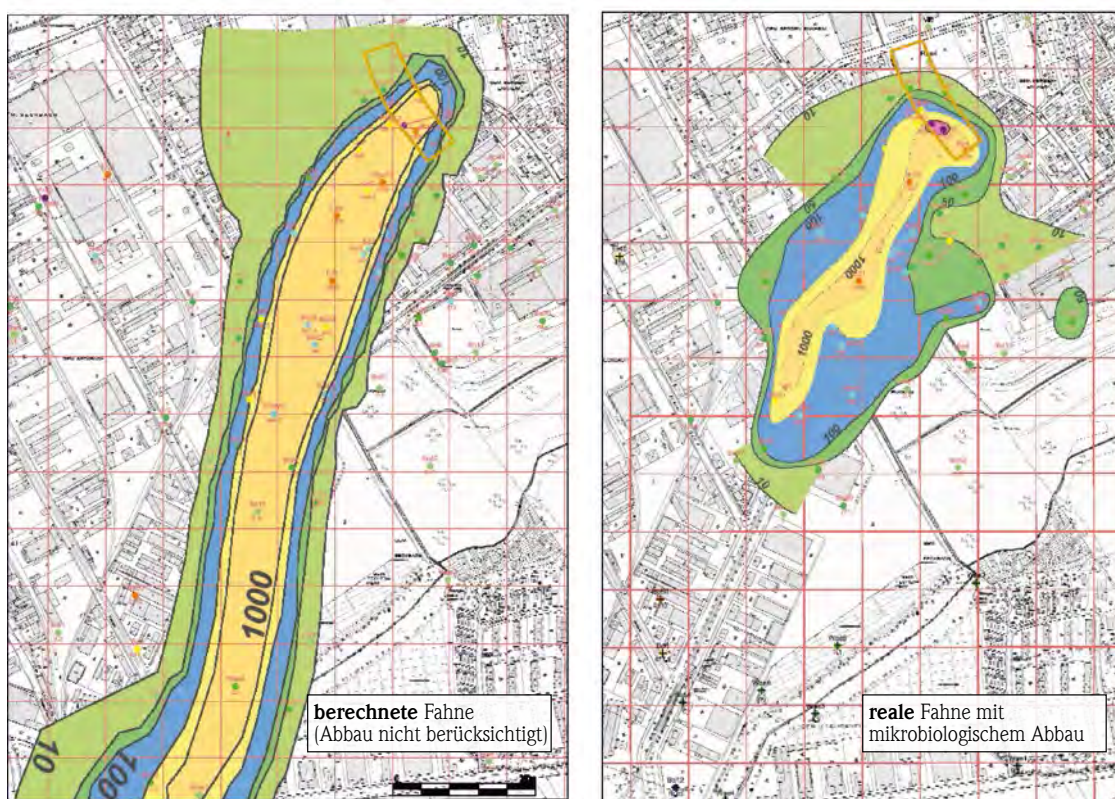
Seit 1997 sind auch im Grundwasserabstrom erhebliche LHKW-Belastungen mit einer Fahnenlänge von ca. 700 m aktenkundig.

Anhand einer Machbarkeitsstudie aus dem Jahre 2008 wurde nachgewiesen, dass infolge natürlicher, mikrobiologischer Aktivitäten am distalen Fahnenende fast ausschließlich Metabolite des Tetrachlorethens in nur noch geringen Konzentrationen von weniger als 20 µg/l vorliegen. Diese natürlichen, reduktiven Abbauprozesse wurden durch mehrere in der Fahne vorhandene Ölschäden anderer Verursacher initiiert.

In der nachfolgenden Abbildung 1 ist anhand einer Modellierung von 2005 die theoretisch berechnete Fahne der realen Fahnenkonfiguration mit mikrobiologischem Abbau gegenübergestellt. Ohne Abbauprozesse hätte die Fahne wesentlich länger sein müssen.

Nach Klärung der Sanierungsverantwortlichkeit wurde die Konzeption zur Sanierung des gesamten Grundwasser-Schadensfalles entwickelt:

Unter der Voraussetzung, dass eine Sanierung der Eintragsbereiche mit sehr hohen Schadstoffkonzentrationen



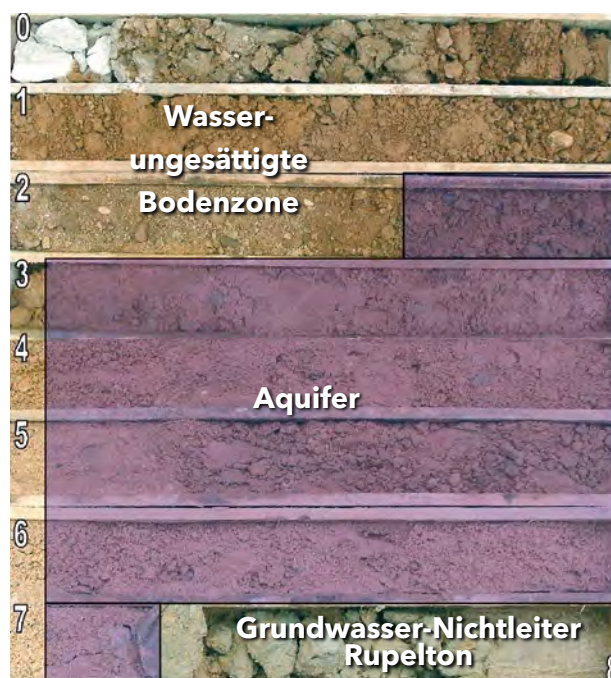
**Abb. 1:** Gegenüberstellung, berechnete (ohne Abbau) und reale (mit Abbau) Fahnenlänge.

trationen auf dem Gelände der ehemaligen Möbel-fabrik stattfindet, wurde seitens der zuständigen Behörde, dem Regierungspräsidium Darmstadt, im medialen Teil der Fahne die Implementierung des mikrobiologischen Verfahrens der Bio-Barriere genehmigt. Da im distalen Fahnenbereich bereits der natürliche Abbau der LHKW im Grundwasser im ausreichenden Maße stattfindet, sind in diesem Bereich lediglich Monitoring-Untersuchungen erforderlich.

Die geologisch-hydrogeologischen Verhältnisse im Bereich der geplanten Bio-Barriere sind aufgrund der vorherrschenden Sande und Kiese sowie seiner starken Durchlässigkeit für die geplante Bio-Barriere sehr gut geeignet. Der grundwasserstauende, schluffige Ton des Tertiärs (Rupelton) setzt bereits in einer Tiefe von ca. 7 m unter Geländeoberkante ein.

Auf Abbildung 2 ist ein typisches Bodenprofil aus dem Bereich der geplanten Barriere dargestellt.

Die über einen längeren Zeitraum beobachtete Grundwasserströmung ist südwestlich/südlich gerichtet und seit Jahren konstant.



**Abb. 2:** Geologisches Schichtenprofil.

## 2 Voruntersuchungen Machbarkeitsstudie

Unter normalerweise im Grundwasser herrschenden aeroben Grundwasserverhältnissen ist Tetrachlorethen mikrobiologisch nicht abbaubar. Im untersuchten Schadensfall bestehen diese Verhältnisse im Eintragsbereich der LHKW sowie in weiten Teilen der Fahne. Um einen LHKW-Abbau zu erreichen, müssen demnach im Aquifer der vorhandene Sauerstoff abgebaut und somit stark reduzierende Verhältnisse geschaffen werden, was durch den Einsatz eines Kohlenstoffträgers erfolgen kann.

Als erster Planungsschritt wurde im Jahre 2008 von HPC zur Prüfung des Einsatzes eines Kohlenstoffträgers sowie von unterstützenden Mikroorganismen eine Machbarkeitsstudie durchgeführt. Dazu wurden im Grundwasser u. a. die Konzentrationen an Elektronenakzeptoren (Nitrat, Sulfat), an Biotransformationsprodukten (Eisen II und Mangan II, Methan) sowie die Öko-Toxizität für am Standort vorhandene Mikroorganismen bestimmt. Darüber hinaus wurden Mikrokosmentests zur Quantifizierung des bereits am Standort vorhandenen sowie des durch Dynamisierung erzielbaren LHKW-Abbaus vorgenommen. Hierbei wurde Standort-Grundwasser mit standort-eigenem Biomaterial sowie verschiedenen Kohlenstoffträgern versetzt und anschließend ein mikrobielles Konsortium, was im wesentlichen aus Kulturen des alle LHKW-Komponenten abbau-

enden Bakteriums *Dehalococcoides ethenogenes* besteht, zugegeben.

Auf der nachfolgenden Abbildung 3 ist nach der kombinierten Zugabe eines Kohlenstoffträgers und des mikrobiellen Konsortiums deutlich der Rückgang an LHKW erkennbar. Limitierende Ökotoxizitäten wurden für das eingesetzte Konsortium nicht nachgewiesen.

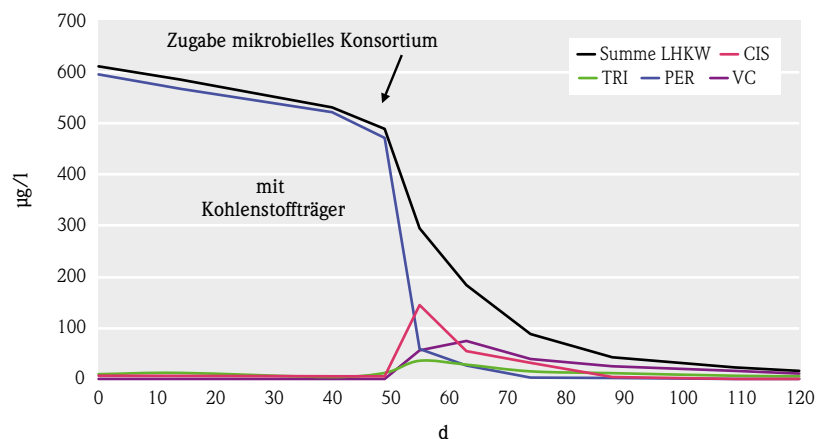


Abb. 3: Versuch Machbarkeitsstudie, Beispiel anaerober Abbau mit Zugabe eines Kohlenstoffträgers und eines mikrobiellen Konsortiums.

Im Ergebnis dieser Untersuchungen ist festzustellen, dass nach der Schaffung reduzierender Verhältnisse für das Projekt in Frankfurt der Einsatz eines Konsortiums, welches alle LHKW-Komponenten abbaut, bei den gegebenen Standortverhältnissen für die mikrobielle „In-Situ“-Sanierung geeignet ist.

## 3 Prinzip der anaeroben Bio-Barriere

Die Bio-Barriere wird prinzipiell durch die Erstellung einer Reihe von Infiltrationspegeln senkrecht zur Grundwasserfließrichtung eingerichtet. Durch die Eingabe des Kohlenstoffträgers und dessen Abbau werden über die gesamte Wassersäule entlang der Barriere reduzierende Verhältnisse eingestellt.

Die in die Barriere mit der Fließrichtung einlaufenden LHKW werden bei diesen Verhältnissen abgebaut. In der nachfolgenden Abbildung 4 ist die Wirkungsweise dargestellt.

Der Kohlenstoffträger, im vorliegenden Fall Rapsöl, wird mit Tensiden und Lactat emulgiert eingegeben,

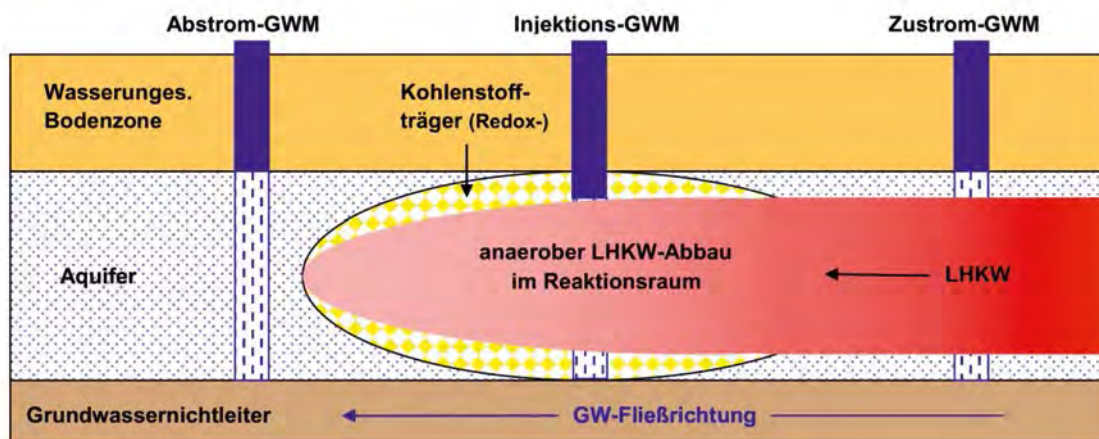


Abb. 4: Wirkungsweise anaerobe Bio-Barriere (Prinzipiskizze).

so dass eine optimale Verteilung im Grundwasserleiter gegeben ist. Bereits nach wenigen Tagen erfolgen ein Abbau der Emulgatoren und eine Fixierung des Öls als Film um die Sedimentkörper im Grundwasserleiter.

Der wesentliche Vorteil dieser Methode besteht darin, dass nach Abbau der Emulgatoren das Öl ortstabil bleibt und nicht mit dem Grundwasser abströmen kann.

## 4 Durchführung Pilotfeldversuch

Im Februar 2010 erfolgte im Injektionsbrunnen San. Br.Ed20 die Eingabe der Ölemulsion (ca. 350 l) und eine Zugabe von einigen 1 000 l Frischwasser zur besseren Verteilung des Öls im Untergrund.

Die Überwachung der Ausbreitung des Öls bzw. die laboranalytische Überwachung erfolgte über den zustromigen Pegel Ed19, die beiden Seitenstrompegel Ed16 und Ed17 sowie den abstromigen/seitenstromigen Pegel Ed18. Auf Abbildung 5 ist die Anordnung der Überwachungspegel/des Injektionsbrunnens im Testfeld dargestellt.

Anfang Juni 2010 erfolgte eine zweite Injektion von Ölemulsion (ca. 200 l), ebenfalls mit Frischwasserzugabe, um anschließend das mikrobiologische Konsortium in den Brunnen einzubringen. Bei der Eingabe des Konsortiums, was entsprechend empfindlich gegenüber Luftsauerstoff ist, wurde die Grundwasseroberfläche des Pegels mit Argon überschichtet.

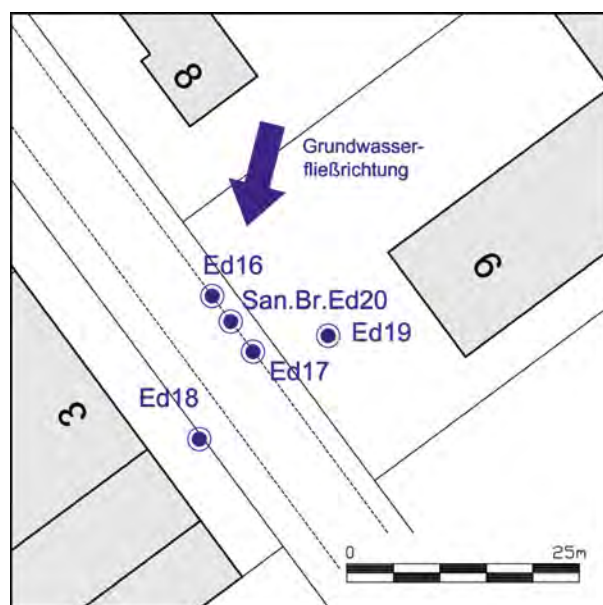


Abb. 5: Anordnung Injektionsbrunnen San.Br.Ed20 und der Messstellen Testfeld Pilotversuch.

Zur Überwachung des Feldversuchs wurden in regelmäßigen Abständen die Feldparameter (Redoxpotential, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoff-Gehalt und Temperatur) sowie u. a. die Parameter Sulfat, Nitrat, DOC (= gelöster organischer Kohlenstoff), Eisen II und Mangan II sowie LHKW bestimmt.

Daneben wurden zusätzliche PCR-Tests (**P**olymerase **C**hain **R**eaction – Gentest) durchgeführt, um nachzuweisen, dass der eingebrachte Bakterienstamm, die *Dehalococcoiden*, im Grundwasserleiter vorliegt.

Hierbei unterscheidet man zwischen folgenden Verfahren:

**„Dehalococcoides“-Test:** Dieser Test weist Gensequenzen von *Dehalococcoides*-Populationen nach und ist ein qualitativer Nachweis für das Vorhandensein von *Dehalococcoiden* im Grundwasser. Er liefert jedoch keine Identifizierung einzelner Arten sowie keine Quantifizierung der Populationen.

**„Vinylchlorid-Reductase“-Test:** Dieser Test dient speziell zum qualitativen und quantitativen Nachweis von Gen-Sequenzen, die den Abbau von Vinylchlorid codieren. Sind diese sogenannten VC-Reductasen im Grundwasser vorhanden, belegt dies, dass die im Zuge des „Dehalococcoides“-Tests nachgewiesenen *Dehalococcoiden* auch tatsächlich aktiv sind und LHKW bis hin zum Ethen abbauen.

## 5 Untersuchungsergebnisse Pilotfeldversuch

Bereits wenige Wochen nach der ersten Öl-Einspeisung waren im Sanierungsbrunnen San.Br.Ed20 mit einer deutlichen Reduzierung des Redoxpotentials unter -100 mV die Voraussetzungen für den Tetrachlorethenabbau geschaffen.

Auf der nachfolgenden Abbildung 6 ist das Redoxpotential im Februar 2010 zu Beginn der Maßnahme mit unbeeinflussten, aeroben Verhältnissen [1] und im Juni 2010 [2] mit deutlich reduzierenden Grundwasserverhältnissen dargestellt. Im Mai 2011 [3] war nach einem weitgehenden Abbau des eingesetzten Öls im oberen Aquiferbereich wieder ein positives Redoxpotential zu beobachten.

PCR-Gentests vor Beginn der Öleingabe und ca. 6 Monate vor Eingabe des Mikrobekonsortiums ergaben keine Gensequenzen von Dehalococcoiden. Nach der Eingabe des Konsortiums im Juni 2010 konnte bei den Beprobungen vom 01.10.2010 und vom 11.05.2011 nachgewiesen werden, dass die Dehalococcoides-Spezies im Injektionsbrunnen und in den drei umgebenen Messstellen Ed16, Ed17 und Ed18 vorhanden und aktiv sind und ein Abbau des Tetrachlorethens bis zum Ethen stattfindet.

Wie der Abbildung 7 zu entnehmen ist, setzte innerhalb weniger Monate eine Reduzierung des Tetrachlorethens im Sanierungsbrunnen San.Br.Ed20 von anfänglich fast 2000 µg/l auf wenige µg/l ein. Die Trichlorethen-Belastung im Grundwasserleiter wurde ebenfalls stark reduziert. Die Gehalte am Abbauprodukt Cis-1,2-Dichlorethen nahmen zunächst sehr deutlich ab, erhöhten sich im Verlauf des Pilotversuches allerdings wieder geringfügig. Das besonders kritische Abbauprodukt Vinylchlorid konnte nur zweimalig in geringen Konzentrationen um 10 µg/l bestimmt werden.

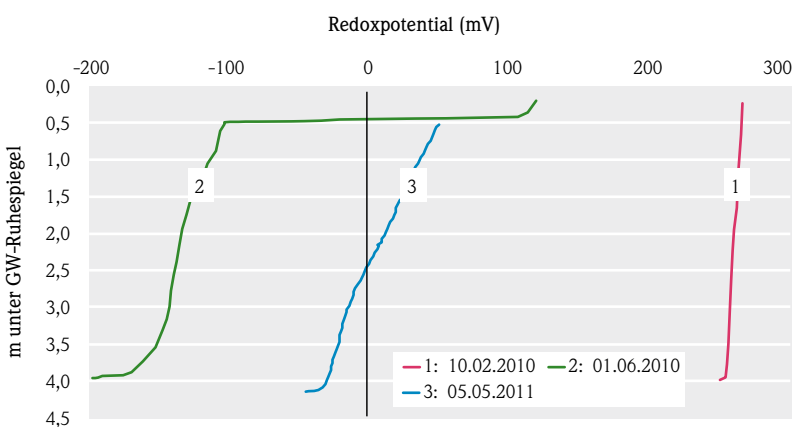


Abb. 6: Redoxpotential San.Br.Ed20.



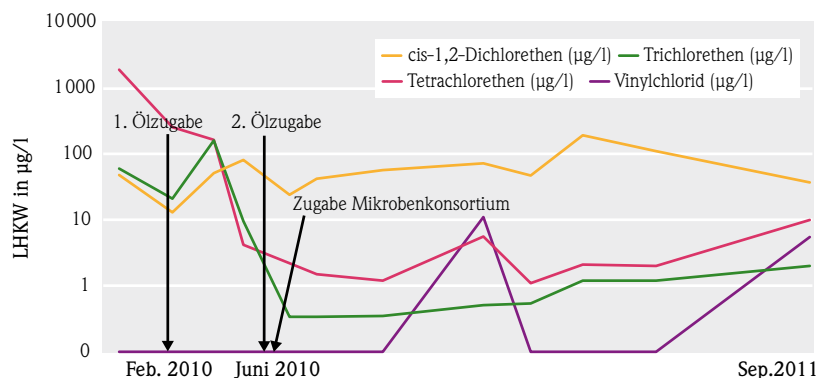


Abb. 7: LHKW-Konzentrationen San.Br.Ed20.

In den nachfolgenden Abbildungen 8 und 9 ist der Anteil an Tetrachlorethen, Trichlorethen und Cis-1,2-Dichlorethen der Nullbeprobung vom 05.02.2010 den Ergebnissen 15 Monate nach Eingabe der Öl-Emulsion/des Mikrobienkonsortiums gegenübergestellt.

Deutlich sind die hohen LHKW-Gehalte zwischen 2000 und fast 3000 µg/l im unbeeinflussten Zustand zu erkennen (Ed19). Am Ende der Testphase ist die LHKW-Belastung im Sanierungsbrunnen sehr gering und an den umgebenen Begleitpegeln Ed16 und Ed17 ebenfalls deutlich reduziert. Entsprechend der Schwankungen an LHKW im Zustrom sind auch im Abstrom/Seitenstrom im Mai 2011 die Gehalte etwas geringer. Die Konzentrationen in Ed18 belegen, dass dieser Pegel nicht im unmittelbaren Abstrom des Eingabepegels liegt.

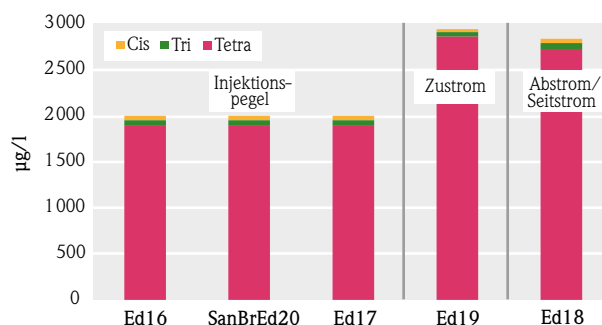


Abb. 8: LHKW-Gehalte im Testfeld vor Beginn der Pilotierung.

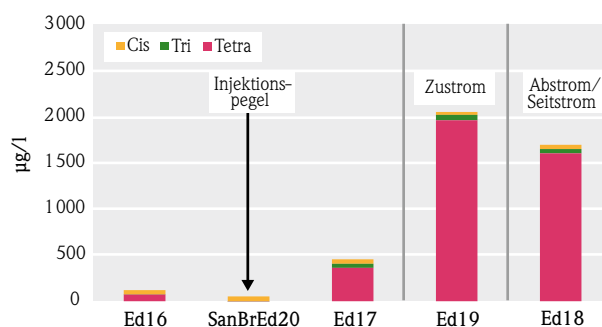


Abb. 9: LHKW-Konzentrationen 15 Monate nach Öleingabe.

## 6 Zusammenfassung und Ausblick

Zur Sanierung der Fahne eines LHKW-Schadens in Frankfurt wird im medialen Fahnenbereich das innovative Verfahren der Bio-Barriere eingesetzt. Dazu wurde ab Februar 2010 ein Pilotfeldversuch durchgeführt, um die Wirksamkeit der eingesetzten Öl-emulsion und des später eingegebenen mikrobiellen Konsortiums nachzuweisen. Diese Vorgehensweise wurde im Rhein-Main-Gebiet erstmalig praktiziert.

Zur Senkung des Redoxpotentials/Schaffung ortsstabiler, anaerober Verhältnisse im Aquifer erfolgte an einem Injektionsbrunnen die Eingabe einer Öl-emulsion auf Rapsölbasis. Nach der erwartungsgemäß deutlichen Absenkung des Redoxpotentials wurde ein mikrobielles Konsortium in den Aquifer eingebracht, um einen vollständigen Abbau der im Grundwasser vorhandenen LHKW unter anaeroben Verhältnissen zu erreichen.

Mittels umfangreicher Grundwasserprobenahmen, chemischer und gentechnischer Laboranalysen sowie der Bestimmung der hydrochemischen Parameter des Grundwassers wurde der Feldversuch überwacht. Im Ergebnis ist festzustellen:

- Optimale Lage des Feldversuchs im Bereich der Fahnenmitte mit den höchsten LHKW-Gehalten (ca. 3000 µg/l),
- Erreichen des gewünschten Redoxmilieus für den anaeroben mikrobiellen Schadstoffabbau,
- signifikante Reduzierung der LHKW-Konzentrationen im Grundwasser durch die Applikation einer Ölemulsion innerhalb **weniger** Wochen in der gesamten Wassersäule,
- nahezu vollständiger, anaerober Abbau (< 10 µg/l) des Hauptschadstoffs Tetrachlorethen (Per),
- Anreicherung von Abbauprodukten des Per gering; Vinylchlorid nur zweimalig in geringer Konzentration nachgewiesen,
- nach Zugabe des mikrobiellen Konsortiums Nachweis des für den vollständigen LHKW-Abbaus entscheidenden Bakterienstamms *Dehalococcoides ethenogenes* und des Schlüsselenzyms zum Abbau von Vinylchlorid im Injektionsbereich und sogar im Seitenstrom/Abstrom,
- der Bioreaktor ist über einen längeren Zeitraum (seit März 2010) wirksam.

Die Ergebnisse der Voruntersuchungen zum mikrobiellen Schadstoffabbau, die bereits 2008 bei einer Machbarkeitsstudie der HPC prognostiziert wurden, konnten somit im Feld in vollem Umfang bestätigt werden.

Auf der Grundlage der erzielten Ergebnisse ist die Errichtung einer Bio-Barriere auf einer Länge von ca. 80 m senkrecht zur Grundwasserfließrichtung geplant, die im Februar 2012 behördlich genehmigt wurde. In Abbildung 10 ist die geplante Bio-Barriere

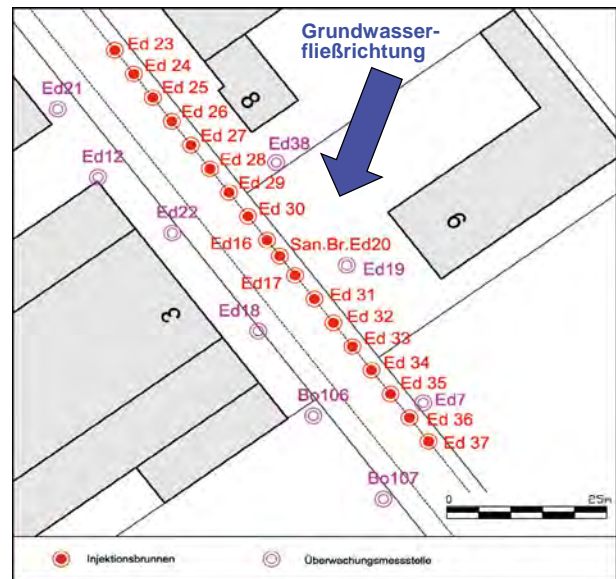


Abb. 10: Geplante Bio-Barriere.

mit 18 Injektionsbrunnen und 9 Überwachungsmessstellen dargestellt.

Die Errichtung der Barriere erfolgt in drei Phasen:

- **Phase 1:** Errichtung von Injektionsbrunnen und Begleitpegeln, Eingabe der Ölemulsion,
- **Phase 2:** Beobachtung der Einstellung anaerober Verhältnisse und des LHKW-Abbaus, optionaler Einsatz eines mikrobiellen Konsortiums zur Verbesserung des LHKW-Abbaus,
- **Phase 3:** Grundwassermonitoring, Aufrechterhaltung der Wirkung der Barriere durch Zugabe von Ölemulsion bzw. des Konsortiums nach Bedarf.

Das neue, innovative Verfahren der Bio-Barriere mit der Eingabe einer Ölemulsion und ggf. eines Mikrobienkonsortiums stellt eine sinnvolle und ressourcenschonende Sanierungsvariante dar, die erwarten lässt, dass eine erfolgreiche Sanierung mit sehr niedrigen Restgehalten an LHKW im Grundwasser in der Fahne erreicht werden kann.



## Altlasten im Internet: <http://www.hlug.de>

Das Fachgebiet Altlasten bietet auf der Homepage des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie Informationen rund um die Altlastenbearbeitung in Hessen an. Auf der Startseite stehen Materialien zu folgenden Themen zur Verfügung:

- Aktuelle Informationen
- Altflächendatei
- Altlastenanalytik
- Altlastenbearbeitung
- Arbeitshilfen
- Archiv
- DATUS
- Rechtsgrundlagen und Fachdokumente
- Sachverständige

### Aktuelle Informationen

Hier werden die aktuellen Informationen zu Altlastenseminaren, Fachgesprächen, Neuerscheinungen der Handbuchreihe Altlasten und anderen Aktivitäten auf dem Gebiet der Altlastenbearbeitung bekanntgemacht.

### Altflächendatei

In einem zentralen Informationssystem, der Altflächendatei, erfasst die Hessische Landesverwaltung Daten über folgende Flächenarten:

- Altablagerungen,
- Altstandorte,
- Sonstige schädliche Bodenveränderungen,
- Grundwasserschadensfälle,

bei denen es sich um

- Altlastverdächtige Flächen,
- Verdachtsflächen oder
- Altlasten

handeln kann.

Die Altflächendatei besteht aus zwei Programmen, welche im Fachinformationssystem Altflächen und Grundwasserschadensfälle (FIS AG) miteinander verknüpft sind:

- Im Altflächen-Informationssystem Hessen (ALTIS) werden die Altflächen erfasst und deren Daten verwaltet.
- In der Analysendatei Altlasten und Grundwasserschadensfälle (ANAG) werden die Daten zu Messstellen, Probennahmen und Analysenergebnissen von untersuchten Altflächen geführt.
- Mit der Anbindung an ein Geographisches Informationssystem (GIS-Viewer) bietet das FIS AG die Möglichkeit, Kartendarstellungen mit Informationen aus der Altflächendatei zu Altflächen und Messstellen aufzurufen.

Die Behörden benötigen die erfassten Daten, um

- die von diesen Flächen ausgehenden Gefahren zu bewerten,
- Maßnahmen zur Gefahrenabwehr und zur Überwachung anzuordnen,
- den Umfang von Sanierungsmaßnahmen zu ermitteln und zu bewerten.

Das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie führt die Altflächendatei zusammen mit den Bodenschutzbehörden der Regierungspräsidien und der Landkreise und kreisfreien Städte.

Auskünfte über Altflächen und sonstige schädliche Bodenveränderungen können bei dem jeweiligen Regierungspräsidium eingeholt werden.

### Altlastenanalytik

Die hier vorgestellten Verfahren wurden vom Fachgremium Altlastenanalytik für den täglichen Vollzug

der Altlastenbearbeitung konzipiert und werden daher zum Teil auch in der Bundesbodenschutzverordnung (PAK; BBodSchV, Tab. 5) bzw. in landesspezifischen Gesetzen (BTX/LHKW in NRW, § 25 LabfG) berücksichtigt. Mit diesem Verfahren soll der Zeitraum bis zum Erscheinen von genormten Verfahren überbrückt und der Vollzug inzwischen auf eine sichere Basis gestellt werden. Alle hier beschriebenen Verfahren sind durch mehrere Ringversuche (arbeitskreisintern und -extern) validiert.

## Altlastenbearbeitung

Unter „Grundlagen“ werden die Ziele und der Ablauf der Altlastenbearbeitung in Hessen detailliert dargestellt. Desweiteren werden aktuelle Beiträge des HLUG zur Untersuchung von Altlasten, zur Grundwassersanierung, zu Schadstofffrachten im Grund- und Sickerwasser sowie zu den natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser veröffentlicht.

## Arbeitshilfen

Hier stehen Kurzinformationen zu den Bänden der Reihe Handbuch Altlasten, zu Arbeitshilfen und zur Sanierungsbilanz. Die meisten Bände sind als Volltext verfügbar. Darüberhinaus werden das Altlasten-annual und der Zahlenspiegel „Zahlen und Fakten“ vorgestellt.

## Archiv

Im Archiv finden Sie die Programme der Fachgespräche und Fortbildungsveranstaltungen des Dezernats Altlasten und die Seminarprogramme der Altlasten-Seminare der letzten drei Jahre. Die Vorträge stehen zum Teil auch als Download zur Verfügung.

## DATUS

Das HLUG führt in Zusammenarbeit mit den Bodenschutzbehörden der Regierungspräsidien und der Landkreise und kreisfreien Städte die Altflächendatei als Fachinformationssystem Altflächen und Grundwasserschadensfälle (FIS AG).

Nach § 8 Abs. 4 HAltBodSchG sind Gemeinden und öffentlich-rechtliche Entsorgungspflichtige verpflichtet, die ihnen vorliegenden Erkenntnisse zu Altflächen dem HLUG so zu übermitteln, dass die Daten im

Bodeninformationssystem nach § 7 erfasst werden können. Dies hat in elektronischer Form zu erfolgen.

Laut Altflächendateiverordnung sind auch die Untersuchungspflichtigen und Sanierungsverantwortlichen verpflichtet, die von ihnen vorzulegenden Daten aus der Untersuchung und Sanierung der verfahrensführenden Behörde in elektronischer Form zu übermitteln.

Dazu bietet das HLUG das Datenübertragungssystem DATUS an. Zwei alternative Instrumente stehen zur Verfügung:

1. eine offene xml-Schnittstelle zu FIS AG,
2. die Anwendung DATUS mobile.

Auf dieser Seite können Sie sich als Benutzer anmelden. Nach erfolgter Anmeldung gelangen Sie auf die DATUS-Downloadseite, wo dann die benötigten Daten und Anwendungen für die Altflächenbearbeitung durch Externe heruntergeladen werden können.

## Rechtsgrundlagen und Fachdokumente

Es stehen Dokumente zu den Themen:

- Altlasten
- Bodenschutz
- Finanzierungsregelungen
- Bodenschutz- und Altlastenrecht
- Anerkennung von Untersuchungsstellen und Sachverständigen

zur Verfügung. Die Dokumente werden ständig aktualisiert. Anregungen und Verbesserungsvorschläge werden vom Dezernat gerne entgegengenommen.

## Sachverständige

Nach dem Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) kann die zuständige Behörde verlangen, dass bestimmte Aufgaben der Erfassung, Erkundung, Beurteilung und Sanierung von Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen durch Sachverständige erfüllt werden, die nach § 18 BBodSchG zugelassen sind.

Auf dieser Seite stehen die Verzeichnisse der in Hessen zugelassenen Sachverständigen im Bereich des Bodenschutzes (Sachgebiet 2: Wirkungspfad Boden – Gewässer sowie Sachgebiet 5: Sanierung) zum Herunterladen zur Verfügung. Außerdem kann auf das bundesweite Verzeichnis der zugelassenen Sachverständigen (ReSyMeSa) zugegriffen werden.

## Arbeitshilfen

### Handbuchreihe Altlasten

#### Handbuch Altlasten, Band 1 Altlastenbearbeitung in Hessen

(1999)

€ 7,50

Gefährliche Stoffe auf ehemaligen Industriestandorten oder in Abfallablagerungen haben vielfach zu Verunreinigungen in Grundwasser und Boden geführt. Es gilt deshalb gezielt jene Flächen herauszufinden, die saniert werden müssen. Das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie hat den gesetzlichen Auftrag, für Hessen gültige und sinnvolle Regeln und Verfahren der Altlastenbearbeitung zu erarbeiten und zu veröffentlichen.

Die verschiedenen Bände des Handbuchs Altlasten informieren Fach- und Vollzugsbehörden, öffentliche Gebietskörperschaften, Sachverständige und Untersuchungsstellen sowie die interessierte Öffentlichkeit über die technischen und rechtlichen Aspekte der Altlastenbearbeitung; insbesondere angesprochen sind auch Betroffene und Verursacher von Altlasten. Das Handbuch Altlasten dokumentiert den Stand der Technik, ist Arbeitshilfe, Regelwerk und Entscheidungshilfe. Es kann und soll jedoch nicht die individuelle Betrachtung des Einzelfalls ersetzen.

Der Band 1 gibt einen programmatischen Überblick über die Ziele und Konzepte des Landes Hessen bei der Altlastenbearbeitung und informiert über rechtliche, finanz- und datenverarbeitungstechnische Grundlagen. Die Darlegungen beruhen auf dem Hessischen Altlastengesetz. Sobald hessische Regelungen zum Bundes-Bodenschutz-Gesetz und zur Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung getroffen sind, werden sie in einer Neuauflage dieses Handbuchs berücksichtigt.

#### Handbuch Altlasten, Band 2 Erfassung von Altflächen

##### Teil 2

€ 7,50

##### Erfassung von Altstandorten (2003)

Volltext verfügbar \*

Das Handbuch Erfassung von Altstandorten wurde in Zusammenarbeit mit dem Planungsverband Ballungsraum Frankfurt/Rhein-Main verfasst. Es richtet sich an die Kommunen und an von diesen mit der Erfassung von Altstandorten beauftragte Dritte.

Die hessischen Kommunen sind nach dem Gesetz verpflichtet, dem HLUJ ihre Kenntnisse über die in ihrem räumlichen Zuständigkeitsbereich liegenden Altstandorte mitzuteilen. Diese Daten werden für Planungen, Berichtspflichten und Auskünfte an Betroffene benötigt. Mit Hilfe des in diesem Leitfaden beschriebenen Vorgehens kann der Aufwand für die Altstandortenerfassung minimiert werden. Der Leitfaden wird zurzeit überarbeitet.

##### Teil 4

€ 7,50

##### Branchenkatalog zur Erfassung von Altstandorten (2008)

Volltext verfügbar \*

Für die systematische Erfassung von Altstandorten (Stillgelegte Anlagen) werden in Hessen die kommunalen Gewerberegister herangezogen. Der Branchenkatalog dient der Ermittlung der altlastenrelevanten Betriebe und deren Zuordnung zu Branchen und Branchenklassen. Der Branchenkatalog basiert auf der Klassifikation der Wirtschaftszweige 2003 des Statistischen Bundesamtes und ersetzt das bisherige Handbuch „Codierung und Einstufung von Altstandorten“ von 1996.

---

\* <http://www.hlug.de/start/altlasten> unter Arbeitshilfen

## **Handbuch Altlasten, Band 3** **Erkundung von Altflächen**

### **Neuerscheinung:**

#### **Teil 1**

#### **Einzelfallrecherche** € 5,- **(2. überarbeitete Auflage 2012)**

Die Einzelfallrecherche ist die beprobungslose Erkundung einzelner Altflächen mit Hilfe von Aktenrecherchen, Karten- und Luftbildauswertungen sowie Ortsbesichtigungen. Ziel dieser Ermittlungen ist die Aufklärung von Anhaltspunkten, die auf eine mögliche Altlast hinweisen können.

Das Handbuch stellt einen Leitfaden für die Durchführung der Einzelfallrecherche vor und soll vor allem Kommunen, aber auch privaten Grundstücksbesitzern sowie beauftragten Ingenieurbüros als Handlungsgrundlage dienen.

Mit der 2. Auflage des Handbuchs liegt eine überarbeitete und aktualisierte Fassung der inzwischen vergriffenen 1. Auflage aus dem Jahr 1998 vor.

#### **Teil 2** € 20,- **Untersuchung von altlastverdächtigen** **Flächen und Schadensfällen (2002)**

Volltext verfügbar \*

Die Untersuchung von altlastverdächtigen Flächen und Schadensfällen nimmt bei der Bearbeitung von Verdachtsflächen eine Schlüsselposition ein, weil auf den Ergebnissen von orientierenden Untersuchungen und Detailuntersuchungen weitreichende Entscheidungen getroffen werden. Der Altlastenverdacht wird entweder bestätigt oder ausgeräumt.

Das Handbuch besteht aus den Hauptteilen

- Wassererkundung
- Bodenerkundung
- Bodenlufterkundung

Aufgabe des Handbuchs ist es, geeignete und in der Praxis angewandte Untersuchungsmethoden vorzustellen. Unter Berücksichtigung der Vorgaben der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) werden die Einsatzgebiete, Vor- und

Nachteile der Untersuchungsmethoden beschrieben. Das Handbuch gibt einen Untersuchungsstandart vor, der im Einzelfall an die Standortgegebenheiten angepasst und ggf. erweitert werden kann. Die dargestellte Vorgehensweise zur zielorientierten, optimierten Untersuchung ermöglicht eine effiziente Projektbearbeitung.

#### **Teil 3** € 15,- **Untersuchung und Beurteilung des** **Wirkungspfades Boden Grundwasser -** **Sickerwasserprognose -** **(2. überarbeitete Aufl. 2002)**

Volltext verfügbar \*

Mit dem Instrument der Sickerwasserprognose soll die von verunreinigtem Boden ausgehende Gefährdung des Grundwassers abgeschätzt werden. Die Sickerwasserprognose ist anwendbar, wenn der Schadensherd in der ungesättigten Bodenzone liegt und der Transport von Schadstoffen aus dem Schadensherd in das Grundwasser über das Sickerwasser stattfindet. Ziel der Sickerwasserprognose ist die Abschätzung der Schadstoffkonzentration und -fracht im Sickerwasser am sogenannten Ort der Beurteilung. Dieser befindet sich etwa im Bereich des Grundwasserhöchststandes. In der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) werden drei Möglichkeiten aufgezählt, wie die Sickerwasserprognose durchgeführt werden kann:

Bodenuntersuchungen im Labor, Untersuchungen im Grundwasser und In-situ-Untersuchungen. Bis zum Erscheinen des vorliegenden Handbuches fehlten jedoch praktikable Instrumente zur Umsetzung der Sickerwasserprognose. Insbesondere die Ermittlung der Schadstofffreisetzung aus Böden, z. B. mittels Elutionsverfahren, sowie die Beurteilung des Rückhalte- und Abbauvermögens der ungesättigten Bodenzone lassen einen breiten Interpretationsspielraum zu. Computergestützte Stofftransportmodelle, die prinzipiell zur Beschreibung der Vorgänge in der ungesättigten Bodenzone geeignet sein könnten, sind nur in wenigen Fällen praktikabel. Daher hat das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) in Zusammenarbeit mit einem Arbeitskreis aus Fachleuten der Umweltverwaltung das vorlie-

\* <http://www.hlug.de/start/altlasten> unter Arbeitshilfen

gende Handbuch als praxistaugliche Arbeitshilfe zur Sickerwasserprognose entwickelt. Das Handbuch ist insbesondere für orientierende Untersuchungen nach § 9 Abs. 1 BBodSchG geeignet und richtet sich an die Mitarbeiter in Behörden und Ingenieurbüros.

Wesentliche Bestandteile des Handbuches sind

- Datenblätter mit Angaben zu den chem.-physik. Eigenschaften organischer Stoffgruppen sowie zu deren Mobilität und Abbaubarkeit
- Kurzbeschreibung der wichtigsten Elutionsverfahren mit Hinweisen zum Anwendungsbereich und zu Vor- und Nachteilen
- Tabellen, mit denen der Schadstoffrückhalt und -abbau im Untergrund und die Grundwassergefährdung abgeschätzt werden können
- Bearbeitungshinweise für den Fall, dass Bodenverunreinigungen in der gesättigten Zone liegen.

**Teil 4** € 5,-  
**Chemische analytische Untersuchungen von Altlasten - Laborverfahren - Stoffsammlung**  
 (2. Aufl. 2003)

Volltext verfügbar \*

Auf der 42. Umweltministerkonferenz wurde die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) beauftragt, Vorschläge für eine länderübergreifende Einrichtung und Vereinheitlichung eines Qualitätssystems für Altlastenleistungen zu erarbeiten.

Im Jahre 1995/96 und 2000 wurden die vorhandenen Unterlagen, die in den einzelnen Ländern vorhanden waren, gesammelt, geordnet und bewertet. Dies erfolgte durch das Institut Fresenius im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG). Als Bewertungskriterium wurde herangezogen, ob die einzelnen Analysenverfahren für eine länderübergreifende Anwendung geeignet sind. Die Auswertung erfolgte für die verschiedenen Umweltkompartimente Wasser, Boden, Bodenluft und Elutionsverfahren für eine Liste altlastenrelevanter Parameter. In einem abschließenden Kapitel wurden Vorschläge für Qualitätssicherungsmaßnahmen für das Gebiet der Umweitanalytik zusammengestellt.

Für die Darstellung wurden die Methodenbeschreibung, die Verfahrenskenngrößen und die Bewertung der einzelnen Methoden in einer Tabelle aufgeführt.

Diese Zusammenstellung wurde im Jahr 2000 vom HLUG in der Schriftenreihe Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz Heft 217 „Laboranalytik bei Altlasten“ veröffentlicht.

Zielsetzung der vorliegenden Arbeit ist es, diese Veröffentlichung zu aktualisieren, um die in den letzten zwei Jahren erarbeiteten Analysenverfahren zu berücksichtigen. Im Bereich Wasser und Boden wurden zahlreiche Verfahren aus der europäischen sowie internationalen Normungsarbeit übernommen, so dass heute immer mehr ISO-Normen für die Untersuchungen zur Verfügung stehen.

Im Jahre 1999 wurde auch die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) verabschiedet. Die dort aufgeführten Methoden wurden in dieser Aufstellung berücksichtigt, soweit diese altlastenrelevant sind. Die BBodSchV befasst sich auch mit dem Schutz von Kulturböden. Dort sind zum Teil Analysenverfahren aufgeführt, die für belastete Materialien nicht einsetzbar sind. Ferner sind in der BBodSchV für die Analytik von leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen keine Verfahren genannt.

Diese Aufstellung der Analysenverfahren gibt den derzeitigen Stand für die Untersuchung von Schadstoffen wieder und kann nicht ohne Rückfrage mit dem Labor zur Festlegung des Analysenverfahrens für einen bestimmten Parameter herangezogen werden, da das Analysenverfahren auch durch die Fragestellung bestimmt sein kann. Ferner werden in den kommenden Jahren neue Analysenverfahren entwickelt werden, die für die jeweilige Fragestellung besser geeignet sein können. Die Laborverfahren bei der Altlastenuntersuchung unterliegen einer stetigen Fortentwicklung und müssen daher fortgeschrieben und aktualisiert.

Diese Aufstellung der Analysenverfahren gibt den derzeitigen Stand für die Untersuchung von Schadstoffen wieder und kann nicht ohne Rückfrage mit

\* <http://www.hlug.de/start/altlasten> unter Arbeitshilfen



dem Labor zur Festlegung des Analysenverfahrens für einen bestimmten Parameter herangezogen werden, da das Analysenverfahren auch durch die Fragestellung bestimmt sein kann. Ferner werden in den kommenden Jahren neue Analysenverfahren entwickelt werden, die für die jeweilige Fragestellung besser geeignet sein können. Die Laborverfahren bei der Altlastenuntersuchung unterliegen einer stetigen Fortentwicklung und müssen daher fortgeschrieben und aktualisiert werden.

**Teil 5** € 7,50  
**Auswertung von Mineralöl-Gaschromatogrammen (2005)**

Volltext verfügbar \*

Boden- und Grundwasserverunreinigungen mit Mineralölprodukten (Benzin, Kerosin, Diesel, Heizöl, Hydrauliköl) treten häufig auf. Das bisher angewendete Analysenverfahren „H 18“ darf nicht mehr angewendet werden, da dieses Verfahren auf der Verwendung eines vollhalogenierten Frigens beruht. Die Verwendung dieser ozonschädigenden Frigene ist jedoch mittlerweile verboten.

Als Alternative zu dem „H 18-Verfahren“ stehen gaschromatographische Verfahren für Wasser-, Boden- und Abfalluntersuchungen zur Verfügung. Diese Verfahren sind zwar aufwändiger, haben aber einen wichtigen Vorzug: Bei der Auswertung von MKW-Gaschromatogrammen sind Rückschlüsse über die Art, die Zusammensetzung und den Abbaugrad der Mineralölprodukte in einer Probe möglich.

Im vorliegenden Handbuch wird erläutert, wie MKW-Gaschromatogramme qualitativ ausgewertet werden können. Anhand typischer Beispielchromatogramme können Vergleiche mit Chromatogrammen aus konkreten Schadensfällen gezogen werden.

Bei konkreten MKW-Schadensfällen ist das HLUG gerne zur Unterstützung bei der Auswertung von MKW-Gaschromatogrammen bereit. Ansprechpartner ist Hr. Zeisberger (0611 6939-748).

**Teil 6** € 7,50  
**„Ermittlung von Schadstofffrachten im Grund- und Sickerwasser“ (2008)**

Volltext verfügbar \*

Die Abschätzung von Schadstoff-Frachten sowohl im Sickerwasser als auch im Grundwasser gewinnt bei der Altlastenbearbeitung an Bedeutung. In diesem Handbuch werden u.a. folgende Themen behandelt:

- Neue Entwicklungen zu Elutionsverfahren
- (Sickerwasserprognose)
- Ermittlung der Sickerwasserrate
- Ermittlung von Schadstoff-Frachten im Sickerwasser
- Zuflussgewichtete Probennahme
- Stromröhrenmodell, Immissionspumpversuch,
- Transekten-Methode

**Zum Handbuch gehörende EXCEL-Dateien:**

Anhang 3, Berechnung der Sickerwasserrate

Anhang 4, Rückrechnung aus Grundwasseruntersuchungen

Anhang 5, Stromröhrenmodell

Die **Bewertung** von Schadstoff-Frachten im Grundwasser wird im Handbuch Altlasten Band 3 Teil 7 „Arbeitshilfe zur Sanierung von Grundwasserverunreinigungen“ beschrieben.

**Teil 7** € 7,50  
**Arbeitshilfe zur Sanierung von Grundwasserverunreinigungen (2008)**

Volltext verfügbar \*

Wenn durch den unsachgemäßen Umgang mit wassergefährdenden Stoffen eine Grundwasserverunreinigung eingetreten ist, gelten für die Entscheidung über eine Grundwassersanierung die Vorgaben der Verwaltungsvorschrift zur Erfassung, Bewertung und Sanierung von Grundwasserverunreinigungen (GWS-VwV). Ziel der vorliegenden Arbeitshilfe ist die Erläuterung und fachliche Konkretisierung der in der GWS-VwV genannten Ausführungen zu schädlichen Grundwasserverunreinigungen und Sanierungen bei Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Grundwasserschadensfällen.

\* <http://www.hlug.de/start/altlasten> unter Arbeitshilfen

Der Schwerpunkt der Arbeitshilfe liegt bei den Fragestellungen

- Liegt eine schädliche Grundwasserverunreinigung vor?
- Ist die Sanierung eines Grundwasserschadens erforderlich?

Weiterhin werden in der Arbeitshilfe folgende Themen kurz behandelt:

- Sanierungsziele
- Optimierung und Beendigung von Sanierungen
- Stand der Technik
- Einleitung von Hilfsstoffen in das Grundwasser bei In-situ-Sanierungen
- Einleitung von Grundwasser in Abwasseranlagen und oberirdische Gewässer.

Bei der Prüfung, ob bei einer Altlast, einer schädlichen Bodenveränderung oder einem Grundwasserschaden ein Sanierungsbedarf besteht, sind vor allem die im Grundwasser gelöste Schadstoffmenge und die mit dem Grundwasser transportierte Schadstofffracht relevant. Die in der Arbeitshilfe beschriebenen Bewertungsmaßstäbe für die Schadstoffmenge und -fracht wurden anhand von 35 hessischen Schadensfällen auf Plausibilität geprüft. Die endgültige Entscheidung über den Handlungsbedarf bleibt stets eine Einzelfallentscheidung.

Die Arbeitshilfe richtet sich an die Mitarbeiter in Behörden und Ingenieurbüros, die bei der Sanierung von Grundwasserschäden beteiligt sind. Sie wurde von einer Arbeitsgruppe mit Vertretern des Umweltministeriums, der Regierungspräsidien und Unteren Wasserbehörden sowie des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (Federführung) erarbeitet.

## **Handbuch Altlasten, Band 4 Rüstungsaltsstandorte**

**Teil 1** € 7,50  
**Historisch-deskriptive Erkundung**  
(1998)

Im Handbuch Rüstungsaltsstandorte Teil 1 wird das methodische Vorgehen bei der historischen Erkundung altlastenverdächtigter Flächen aus der Zeit der

ehemaligen Kriegs- bzw. Rüstungsproduktion sowie der Nutzung für Zwecke der militärischen Infrastruktur im Kriege beschrieben. Quellen zur Informationsbeschaffung werden genannt und ein Konzept zur Dokumentation der Recherche-Ergebnisse vorgestellt.

**Teil 2** € 17,50  
**Materialien über ehemalige Anlagen und Produktionsverfahren auf Rüstungsaltsstandorten (1996)**

Im Handbuch Rüstungsaltsstandorte Teil 2 sind Materialien über ehemalige Anlagen und Produktionsverfahren auf Rüstungsaltsstandorten zusammengestellt, die oftmals eine detaillierte Rekonstruktion altlastenrelevanter Nutzungen und auch singulärer Ereignisse auf den Altstandorten und ihrer näheren Umgebung ermöglichen. Die Fachinformationen reichen von der Beschreibung der Produktionsverfahren zur Herstellung von rüstungsspezifischen chemischen Stoffen über die Darstellung von Anlagen zur Herstellung von Kampfmitteln und von Anlagen auf Standorten der militärischen Infrastruktur bis zur Schilderung der Munitionsvernichtung nach Kriegsende in Hessen.

## **Handbuch Altlasten, Band 5 Bewertung von Altflächen**

**Teil 1** € 7,50  
**Einzelfallbewertung (1998)**

Die Einzelfallbewertung ist ein Verfahren zur Bewertung von Altstandorten und Altablagerungen im Rahmen der Einzelfallrecherche. Dabei handelt es sich um eine beprobungslose Erkundung mittels Aktenrecherche und Ortsbesichtigung.

Die Einzelfallbewertung unterstützt die Entscheidung, ob ein Altlasten-Anfangsverdacht oder sogar ein Altlastenverdacht vorliegt. Spezielle Bewertungsfomulare erleichtern die Bearbeitung. Sie können per Hand oder mittels EXCEL bearbeitet werden.

An Beispielen wird gezeigt, wie Wahrscheinlichkeit und Umfang von Umweltgefährdungen durch Altflächen abgeschätzt werden können. Beeinträchtigung

\* <http://www.hlug.de/start/altlasten> unter Arbeitshilfen

gen von Wasser, Boden und Luft werden mit Hilfe eines Punktesystems bewertet. Aus der Summe der erreichten Punkte ist ersichtlich, ob und welche weiteren Maßnahmen erforderlich sind.

Mit dem Band Einzelfallbewertung steht ein wirkungsvolles Instrument zur Verfügung, um gewonnene Daten zu strukturieren, nachvollziehbar zu interpretieren sowie weiteren Handlungsbedarf abzuleiten.

## **Handbuch Altlasten, Band 6 Sanierung von Altlasten**

**Teil 1** € 7,50  
**Arbeitshilfe zur Verfüllung bei der Sanierung von schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten (2007)**

Volltext verfügbar \*

Sanierungen von schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten („Bodensanierung“) erfolgen in Hessen häufig durch Aushub des kontaminierten Materials mit anschließender Verfüllung der Baugruben. Verfüllt werden im Sanierungsgebiet anfallende oder von außerhalb kommende Bodenmaterialien.

Dafür werden jährlich zigtausende Tonnen von Bodenmaterial verwendet. Bei der Verfüllung sollen nicht nur die Schadstoffbelastungen, sondern auch die Bodenfunktionen berücksichtigt werden. Das BBodSchG nennt in § 2 (2) natürliche Funktionen, Funktionen als Archiv der Natur- und Kulturschicht sowie Nutzungsfunktionen.

Es sollten also weitgehend schadstoffarme Materialien verwendet werden, die sich für die vorgesehene Folgenutzung eignen.

Das heißt, diese Arbeitshilfe soll

- die allgemeinen Vorgaben, insbesondere des Bodenschutzrechtes, bei Verfüllungen in Sanierungsbereichen fachlich und rechtlich konkretisieren,
- zuständigen Behörden eine allgemein gültige Grundlage für Beratungen und Entscheidungen liefern,

- erhebliche Unterschiede in der Sanierungspraxis vermeiden helfen und dazu beitragen, die Verfüllungsentscheidung nachvollziehbar zu gestalten.

**Teil 3** nur im Internet\*  
**Sanierungstechniken und -verfahren (2010)**  
(Dichtwände, Reaktive Wände, Biologische in-situ-Sanierungen)

Die Inhalte dieses Handbuchs sind erstmals 2005 im Band 8 Teil 2 erschienen. Sie wurden unverändert übernommen und als Band 6 Teil 3 neu herausgegeben. Diese Fassung ist nur als Download verfügbar. Der Band 8 Teil 2 ist weiterhin als Druckfassung erhältlich.

**Teil 4** € 10,-  
**Altablagerungen in der Flächennutzung (1996)**

Mit der vorliegenden Schrift soll gezeigt werden, wie die mit der Raumplanung und Altlastenbearbeitung befassten Stellen, aber auch die Baugenehmigungsbehörden und planenden Ingenieure rechtzeitig und gemeinsam die Probleme angehen können. Beispiele zeigen, wie durch eine differenzierte Nutzung Altablagerungen durchaus in eine Flächenbewirtschaftung integriert werden können.

## **Handbuch Altlasten, Band 7 Analyseverfahren**

**Teil 1** € 5,-  
**Bestimmung von Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Feststoffen aus dem Altlastenbereich (1998)**

Volltext verfügbar \*

Das hier beschriebene Verfahren mündet sowohl in die Bestimmung der PAK mittels GC-MS als auch mittels HPLC-UV/FLD. Im GC-Teil berücksichtigt es bereits die Entwicklungen einer künftigen ISONorm (Norm-Entwurf ISO/DIS 18287, Ausgabe: 2003-10: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) - Gaschromatographisches Verfahren mit Nachweis

\* <http://www.hlug.de/start/altlasten> unter Arbeitshilfen

durch Massenspektrometrie (GC-MS)), die sich allerdings nur mit GC-MS befasst. Der entscheidendere Schritt ist die Extraktion, die auf eine bewährte Vorgehensweise aus dem Bereich der landwirtschaftlichen Untersuchungen zurückgeht. Dieses Verfahren bildet auch einen wichtigen Baustein für die künftige ISO-Norm.

**Teil 3** € 5,-  
**Bestimmung von Mineralöl-Kohlenwasserstoffen (MKW) mittels Kapillargaschromatographie in Feststoffen aus dem Altlastenbereich (2001)**

Volltext verfügbar \*

Die Extraktion der MKW mit 1,1,2-TRICHLORTRIFLUORETHAN wurde durch ACETON, PETROL ETHER, KOCHSALZ und WASSER abgelöst, die Detektion erfolgt mit GC-FID. Hier handelt es sich um denselben Extrakt, wie er in Band 7 Teil 1 für die PAK beschrieben ist. Somit können aus einem einzigen, jedoch geteilten Extrakt gleich zwei eng zueinander gehörige Zielgruppen analysiert werden. Die Randbedingungen der Identifizierung und Quantifizierung sind deckungsgleich mit dem Konzept der für Böden im ISO TC 190 (ISO/DIS 16703:2002) bereits seit vielen Jahren festgelegten Konzeption (C10 bis C40). Beide Verfahren, die FGAA-Methode und das des ISO/DIS, werden derzeit überarbeitet. So hat sich herausgestellt, daß der bei FGAA formu-

lierte Umlösungsschritt durch zweimaliges Waschen mit Wasser ersetzt werden kann.

Beim Einengen des Extraktes besteht die Gefahr, daß bei hohen PAK-Konzentrationen diese im Petrol - ether ausfallen und vor der Extraktreinigung - ohne die Elutropie des Extraktes zu verändern - nicht wieder in Lösung gebracht werden können. Dagegen hat sich inzwischen beim ISO/DIS das Verhältnis von Extraktionsmittel zur Einwaage als zu gering herausgestellt.

**Teil 4** € 5,-  
**Bestimmung von BTEX/LHKW in Feststoffen aus dem Altlastenbereich (2000)**

Volltext verfügbar \*

Das Verfahren beruht auf der sofortigen Konservierung des Bodenmaterials im Feld, indem der Boden - am besten durch einen geeigneten Kernstecher - in eine vorgelegte Masse eines geeigneten Lösungsmittels gegeben wird. Die Einwaage wird dann im Labor durch Rückwiegen ermittelt. Von diesem Extrakt wird ein kleines Volumen abgenommen und in Wasser gegeben. Die analytische Bestimmung der BTEX/LHKW kann dann mit allen Verfahren der Wasseraanalytik durchgeführt werden. Aus diesem Verfahren wird demnächst eine ISONorm hervorgehen:

ISO/CD 22155:2002, die allerdings nur die statische Dampfdruckanalysemethode des Wassers zum Gegenstand hat. Das FGAA-Verfahren wird in einem staatlichen Labor in hohem Maße auch für Klärschlämme eingesetzt und hat sich bestens bewährt. Allerdings muß dann dem erhöhten Wasseranteil des Schlammes bei der Berechnung des Endergebnisses Rechnung getragen werden.

**Teil 5** nur im Internet \*  
**Bestimmung von ausgewählten sprengstofftypischen Verbindungen in Feststoffen aus dem Altlastenbereich mit Gaschromatographie (2004/2005)**

Volltext verfügbar \*

Zur analytischen Untersuchung von Feststoffproben auf sprengstofftypische Verbindungen an Rüstungsaltstandorten gibt es keine genormten oder standardisierten Analysenverfahren. Auch wird es in absehbarer Zeit weder bei DIN noch bei ISO (TC 190; Bodenbeschaffenheit) Normierungsarbeiten für die analytische Bestimmung von sprengstofftypischen Verbindungen in Böden geben.

Da aber an zwei großen ehemaligen Rüstungsaltstandorten in Hessen schon langjährig flächenhafte Erkundungen stattfinden, war es erforderlich, eine einheitliche Vorgehensweise vorzugeben.

\* <http://www.hlug.de/start/altlasten> unter Arbeitshilfen

Das jetzt hier allgemein beschriebene Verfahren wurde 1999 zusammen mit einer ganzen Reihe von vertraglich festgelegten Qualitätsanforderungen im Rahmen von Ausschreibungen in verschiedenen Laboratorien etabliert und seither in der Routine angewandt und weiter verbessert.

### Teil 6

#### **Arbeitshilfe - Angabe der Messunsicherheit bei Feststoffuntersuchungen aus dem Altlastbereich (2003)**

Volltext verfügbar \*

In der BBodSchV wird die Angabe der Messunsicherheit gemäß der Normen DIN 1319 Teil 3 und DIN 1319 Teil 4 verlangt. Diese beiden Normen sind jedoch schwer verständlich und daher für den Laboralltag nicht geeignet. Ebenso ist nach DIN EN ISO/IEC 17025 : 2000-04 für Prüf- und Kalibrierlaboratorien erforderlich, die Messunsicherheit ihrer Analyseverfahren im Prüfbericht anzugeben. Für die Laboratorien, die die Messunsicherheit angeben müssen, wurde eine Arbeitshilfe zum Thema „Unsicherheit von Messergebnissen“ erstellt. Diese enthält sowohl theoretische Grundlagen: Kapitel 3 und 4, als auch praktische Anwendungen: Anlagen. Sie wendet sich auch an Behörden, die bei der Bewertung von Analyseergebnissen zukünftig die Messunsicherheit berücksichtigen müssen (Kapitel 7). Die Arbeitshilfe behandelt neben einfachen Grundlagen nur die Bestimmung und Bewertung der Messunsicherheit bei der analytischen Untersuchung von Feststoffen, speziell von Altlastenproben. Die Unsicherheitsproblematik der Probenahme ist nicht Gegenstand dieser Abhandlung. Die Arbeitshilfe ist möglichst einfach gehalten und ohne größeren experimentellen bzw. mathematischen Aufwand durchführbar. Anwendern, die sich nicht für die theoretischen Grundlagen interessieren, wird empfohlen, nur die Kapitel 6 und 7 sowie die Anlagen 2 bis 4 zu lesen. Zusätzlich sind Vorschläge zur Vereinheitlichung der Angabe der Messunsicherheit sowie der Darstellung im Bericht gemacht worden.

## **Handbuch Altlasten, Band 8 Überwachung**

### Teil 1

€ 7,50

#### **Arbeitshilfe zu überwachten natürlichen Abbau- und Rückhalteprozessen im Grundwasser (Monitored Natural Attenuation MNA) (2. Aufl. 2005)**

Volltext verfügbar \*

Bei Grundwasserverunreinigungen, die durch aktive Sanierungsmaßnahmen schon weitgehend reduziert wurden, können unter bestimmten Voraussetzungen natürliche Abbauvorgänge im Grundwasser anstelle weiterer, möglicherweise langwieriger aktiver Sanierungsmaßnahmen genutzt werden. Die Arbeitshilfe enthält Grundsätze und Kriterien für die behördliche Beurteilung, in welchen Fällen auf eine aktive Grundwassersanierung zugunsten von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen verzichtet werden kann.

Der Geltungsbereich der Arbeitshilfe umfasst die natürlichen Abbau- und Rückhaltevorgänge im Grundwasser. Relevante Schadstoffe sind die organischen Schadstoffgruppen MKW, BTEX, LCKW und PAK. Diese werden im Hinblick auf ihr Ausbreitungsverhalten und ihre Abbau- und Rückhalteigenschaften dargestellt. Die maßgeblichen Parameter zur Beurteilung und Überwachung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse werden aufgeführt.

In den Grundlagen für die Akzeptanz werden die wesentlichen Kriterien benannt, die bei der behördlichen Entscheidung über die Eignung eines Standortes für MNA zu prüfen sind.

Die notwendigen Verfahrensschritte bei der Anwendung von MNA werden beschrieben und die Anforderungen an die Antragsunterlagen, die vom Sanierungspflichtigen vorzulegen sind, werden definiert.

Die Arbeitshilfe liefert damit die Grundlage für ein einheitliches Verwaltungshandeln im Umgang mit MNA in Hessen.

---

\* <http://www.hlug.de/start/altlasten> unter Arbeitshilfen

**Teil 2** €12,-  
**Arbeitshilfen zur Überwachung und  
 Nachsorge von altlastverdächtigen  
 Flächen und Altlasten (2005)**

Volltext verfügbar \*

Das Handbuch enthält vier Arbeitshilfen, welche sich jeweils mit einem speziellen Bereich der Altlastenüberwachung befassen:

1. Langzeitüberwachung und Funktionskontrolle von Dichtwandumschließungen
2. Langzeitüberwachung von Reaktiven Wänden
3. Überwachung von biologischen in-situ-Sanierungen
4. Kriterien für die Beendigung von Grundwasser und Bodenluftüberwachungen.

In den ersten drei Arbeitshilfen, welche jeweils die Überwachung von bestimmten Sanierungsverfahren zum Thema haben, werden die Schwachstellen und Risikopotentiale der einzelnen Verfahren ausführlich dargestellt und Empfehlungen für spezifische Überwachungsprogramme gegeben.

Die vierte Arbeitshilfe beschäftigt sich mit verfahrensübergreifenden Kriterien, die bei einer Entscheidung über die Fortsetzung oder Beendigung von Überwachungsmaßnahmen herangezogen werden können.

Die Arbeitshilfen wurden anlässlich von mehreren Fachgesprächen, die das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie im Jahr 2004 veranstaltet hat, erarbeitet und sind jetzt in einem Band zusammengefasst erschienen.

## Sonstige Veröffentlichungen

**Sanierungsbilanz** 7,50 €  
**Altlastensanierung in Hessen (2011)  
 Übersicht über den Einsatz von Sanierungs-  
 maßnahmen 2002–2008**

Die Sanierungsbilanz gibt einen Überblick über die im Zeitraum 2002–2008 bearbeiteten Sanierungsfälle in Hessen. Die dabei eingesetzten Sanierungstechniken werden nach ihrer regionalen Verteilung sowie ihrem Einsatz auf Altablagerungen und Altstandorten und in den verschiedenen Umweltmedien dargestellt. Desweiteren wird die Entwicklung im Vergleich zur vorherigen Bilanz aufgezeigt.

Um einen bundesweit einheitlichen Qualitätsstandard in der Altlastenbearbeitung festlegen zu können, fehlte es bisher an gemeinsamen Anforderungen durch die Bundesländer. Mit den im Mai 2001 veröffentlichten „Arbeitshilfen zur Qualitätssicherung in der Altlastenbehandlung“ steht den Altlastenbehörden sowie den beteiligten Sachverständigen und Untersuchungsstellen gleichermaßen ein länderübergreifendes Regelwerk zur Verfügung, welches Vorgaben für die technische Erkundung und Bewertung von Altlasten und altlastverdächtigen Flächen enthält.

**Arbeitshilfen zur Qualitäts-  
 sicherung**  
**in der Altlastenbehandlung**  
**(2001)** Ringordner € 20,-

Diese „Arbeitshilfen“ sind das Ergebnis einer Bundesländer-Arbeitsgruppe, deren Aufgabe es war, Anforderungen zur Qualitätssicherung für alle Untersuchungsschritte von der Probenahme über die Analytik bis zur Ergebnisbewertung zu formulieren. Diese recht umfangreiche Aufgabenstellung wurde von der Arbeitsgruppe in acht einzelne Teilthemen

\* [http://www.hlug.de/start/altlasten unter Arbeitshilfen](http://www.hlug.de/start/altlasten%20unter%20Arbeitshilfen)

aufgeteilt, welche jeweils von einzelnen Bundesländern oder dem Umweltbundesamt erarbeitet wurden. Dementsprechend setzen sich die „Arbeitshilfen“ aus diesen Beiträgen zusammen.

Folgende Themengebiete werden in den Arbeitshilfen behandelt:

- Untersuchungsstrategie
- Probennahme
- Probenbehandlung
- Vor-Ort-Analytik
- Chemische analytische Untersuchungen – Laborverfahren
- Biologische Verfahren in der Laboranalytik
- Interpretation der Untersuchungsergebnisse
- Strömungs- und Transportmodelle

Da es sich bei den „Arbeitshilfen“ vorerst noch um einen, allerdings bundesweit abgestimmten Entwurf handelt, bleibt die Veröffentlichung den einzelnen Bundesländern überlassen. In Hessen wird das Werk vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie als Ringordner herausgegeben. Nach einer Erprobungsphase ist die endgültige Bearbeitung unter Berücksichtigung der bis dahin gesammelten Erfahrungen mit der Anwendung der „Arbeitshilfen“ vorgesehen.

Parallel zu den dargestellten acht Teilthemen wurden bundesweit die fachlichen und materiellen Anforderungen an Sachverständige und Untersuchungsstellen erarbeitet, welche Eingang in die beiden folgenden Merkblätter fanden:

• Merkblatt über die Anforderungen an Sachverständige

- nach § 18 BBodSchG,
- Merkblatt für die Notifizierung von Untersuchungsstellen im Bereich Boden und Altlasten.

Diese beiden Merkblätter sind ebenfalls in der hessischen Ausgabe der „Arbeitshilfen“ zur weiteren Information enthalten.

## **Sanierungsbilanz**

€ 20,-

### **Stand der Altlastensanierung in Hessen - Übersicht über den Einsatz von Sanierungs- verfahren und -techniken (2003)**

ISBN 3-89026-806-4

Mit der vorliegenden Sanierungsbilanz steht ein aktueller Überblick über den Einsatz von Sanierungstechniken in Hessen für den Zeitraum von 1996–2001 zur Verfügung.

Es werden Branche, betroffene Medien, das Schadstoffspektrum, angewandte Verfahren und der zeitliche Verlauf der Sanierung mit der jeweiligen Verfahrensdauer erfasst und ausgewertet.

## Ihre Bestellung

richten Sie bitte schriftlich an das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie  
 – Vertriebsstelle –  
 Postfach 3209, 65022 Wiesbaden,  
 Fax: 0611 – 69 39 113 oder E-Mail: [vertrieb@hlug.hessen.de](mailto:vertrieb@hlug.hessen.de)

An Behörden werden i. d. R. jeweils 2 Exemplare eines Bandes kostenlos abgegeben.

(Preise: Stand Oktober 2011, Änderungen vorbehalten).



### Lieferanschrift

\_\_\_\_\_  
Name

\_\_\_\_\_  
Behörde / Firma

\_\_\_\_\_  
Straße

\_\_\_\_\_  
PLZ Ort

\_\_\_\_\_  
Telefon / Fax

\_\_\_\_\_  
Datum

\_\_\_\_\_  
Unterschrift

Hessisches Landesamt  
für Umwelt und Geologie  
– Vertriebsstelle –  
Postfach 3209, 65022 Wiesbaden

| Stück                    |   |          |      |           |
|--------------------------|---|----------|------|-----------|
| <input type="checkbox"/> | _____   |          |      | €         |
|                          | Titel   | Band     | Teil |           |
| <input type="checkbox"/> | _____   |          |      | €         |
|                          | Titel   | Band     | Teil |           |
| <input type="checkbox"/> | _____   |          |      | €         |
|                          | Titel   | Band     | Teil |           |
| <input type="checkbox"/> | _____   |          |      | €         |
|                          | Titel   | Heft Nr. |      |           |
| <input type="checkbox"/> | _____   |          |      | €         |
|                          | Diskette  |          |      |           |
| <input type="checkbox"/> | _____   |          |      | kostenlos |
|                          | Altalsten-annual 2000, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 |          |      |           |



## **Autorinnen und Autoren des Altlasten-annual 2012**

### **Dieter Binder**

Regierungspräsidium Darmstadt  
Abt. Arbeitsschutz und Umwelt Frankfurt  
Gutleutstr. 114  
60327 Frankfurt am Main

### **Dr. Dirk Brehm**

BGU - Büro für Geohydrologie und Umweltinformati-  
systeme  
Dr. Brehm & Grünz GbR  
Meisenstraße 96  
33 607 Bielefeld

### **Dr. Heinrich Eisenmann**

Isodetect GmbH  
Ingolstädter Landstr. 1  
85764 Neuherberg

### **Dr. Karl-Heinz Emmerich**

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie  
Dezernat Bodenschutz  
Rheingaustraße 186  
65203 Wiesbaden

### **Marie-Anne Feldmann**

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie  
Dezernat Altlasten  
Rheingaustraße 186  
65203 Wiesbaden

### **Jens Gross**

Sensatec GmbH  
Herner Straße 299b  
44809 Bochum

### **Dr. Hans Jürgen Hahn**

Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH  
An der Universität  
Fortstr. 7  
76829 Landau

### **Dr. Walter Hempe**

CAL GmbH & Co. KG  
Röntgenstraße 82  
64291 Darmstadt

### **Knut Herzberg**

CDM Consult GmbH  
Neue Bergstraße 13  
64665 Alsbach

### **Dr. Margareta Jaeger-Wunderer**

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie  
Dezernat Altlasten  
Rheingaustraße 186  
65203 Wiesbaden

### **Axel Müller**

TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser  
Umweltbiotechnologie & Altlasten  
Karlsruher Straße 84  
76139 Karlsruhe

### **Marion Peine**

Regierungspräsidium Darmstadt  
Abt. Arbeitsschutz und Umwelt Wiesbaden  
Lessingstraße 16  
65189 Wiesbaden

### **Dr. Anselm Reuter**

HPC AG  
Niederlassung Frankfurt  
Kapellenstraße 45 A  
65830 Kriftel/Taunus

### **Andrea Schütz-Lermann**

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie  
Dezernat Altlasten  
Rheingaustraße 186  
65203 Wiesbaden

**Thilo Springer-Greve**

Regierungspräsidium Darmstadt  
Abteilung Arbeitsschutz und Umwelt Frankfurt  
Gutleutstraße 114  
60327 Frankfurt a. M.

**Holger Strömmer**

Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz  
Mainzer Straße 80  
65189 Wiesbaden

**Volker Zeisberger**

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie  
Dezernat Altlasten  
Rheingaustraße 186  
65203 Wiesbaden

**Michael Zorbach**

Entsorgungsbetriebe der Landeshauptstadt Wiesbaden  
70.1 - Abfallwirtschaft  
Postfach 14 01 44  
65208 Wiesbaden





