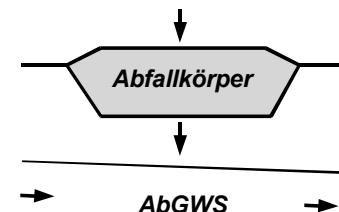


Leitfaden

Umgang mit abfallablagerungsverursachten
Gewässerschäden und Gefahrensituationen
unter Berücksichtigung der Wirkungen
natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse

KORA-Themenverbund 4

Deponien, Altablagerungen

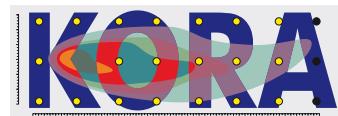


November 2008

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung



BMBF-Förderschwerpunkt

"Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen
bei der Sanierung kontaminiert Grundwässer und Böden"

(KORA, www.natural-attenuation.de)

Leitfaden des Themenverbunds 4 „Deponien, Altablagerungen“

Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden
und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen
natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse

Zuwendungsempfänger der KORA-TV4- und seiner assoziierten Projekte



Lausitzer und Mitteldeutsche
Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH



Technische Universität Hamburg-Harburg

BMBF-Förderschwerpunkt:



Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen
bei der Sanierung kontaminiert Grundwässer und Böden

Gefördert vom:



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

Verbundkoordination:



Impressum

- Titel: Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse
- Herausgeber: Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. (DGFZ)
Meraner Str. 10, 01217 Dresden
Internet: www.dgfz.de
- Ausfertigung: 17.11.2008
- Schriftleitung: Herr Dr.-Ing. Th. Luckner
Frau Dr. rer. nat. C. Helling
Frau Dipl.-Ing. S. Raimann
- Verlag: Eigenverlag des Herausgebers
Verlagsort: Dresden, Bundesrepublik Deutschland
- Bezugsmöglichkeit: beim Herausgeber
- Hinweise:
 - Für die Inhalte sind die jeweiligen Autoren bzw. Institutionen verantwortlich. Der Bericht erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Die im vorliegenden Bericht dargestellten Aussagen haben keinerlei rechtliche Verbindlichkeit. Die Zuwendungsempfänger der KORA-Projekte, deren Beauftragte sowie die Autoren übernehmen keine Gewähr für Maßnahmen die aufgrund dieses Berichtes durchgeführt werden. Haftungsansprüche sind grundsätzlich ausgeschlossen.
 - Ergänzend gilt für die Kapitel und Absätze zur Rechtsproblemen: "Die Ausführungen stellen eine rechtswissenschaftliche Auffassung der Autoren dar, deren Übereinstimmung mit der geltenden Rechtssprechung und dem Verwaltungsvollzug noch zu prüfen ist."
 - Der Nachdruck, auch auszugsweise, ist nur mit Genehmigung des Autors/der Autoren des jeweiligen Beitrages und des Herausgebers unter Angabe der Quelle gestattet.
 - Der Nachdruck erfolgt in der Schriftenreihe mit dem Titel "Gemeinsame Mitteilungen des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V. und seiner Partner" (ISSN 16 11 - 56 27, Heft 04/2008).
 - Die textlichen und bildlichen Darstellungen der Berichterstattung mit den Anlagen unterliegen dem Schutzrechtsvermerk nach DIN 34.

Vorwort - Dresdner Grundwasserforschungszentrum

Autoren: Thomas Luckner & Ludwig Luckner

- *Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.*
- *Herr Dr.-Ing. Th. Luckner und Herr Prof. Dr.-Ing. habil. L. Luckner*
- *Meraner Straße 10, 01217 Dresden*
- *www.dgfz.de, TLuckner@dgfz.de*

Der vorliegende Beitrag mit dem Titel

"Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse"

wurde im Rahmen der Projektkoordination des Themenverbunds 4 „Deponien, Altablagerungen“ (kurz TV4) des BMBF-Förderschwerpunkts "Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminiert Grundwässer und Böden" (KORA, www.natural-attenuation.de) vom Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. und seinen Projektpartnern erarbeitet. Die Institutionen der Projektpartner des KORA Themenverbundes „Deponien, Altablagerungen“ sind in der **Tab. 0-1** zusammengestellt.

Im Projektverbund KORA-TV4 „Deponien, Altablagerungen“ wurden FuE-Arbeiten zur Berücksichtigung der Wirkungen von natürlichen Stoffrückhalte- und Abbauprozessen beim Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen in 4 KORA- und 2 KORA-assoziierten Projekten als begleitende Untersuchungen zu den Maßnahmen einer nachhaltigen Stilllegung, Rekultivierung, Wiedernutzbarmachung, Sanierung und Nachsorge der Abfallablagerungsstandorte durchgeführt. Mit den FuE-Arbeiten der KORA-TV4-Projekte konnte beispielhaft gezeigt werden, unter welchen Bedingungen abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden und Gefahrensituationen durch die Wirkungen von natürlichen bzw. stimulierten natürlichen Prozessen reduziert werden und wie die Wirkungen dieser Prozesse zuverlässig identifiziert, bewertet und bei der Planung von Maßnahmen berücksichtigt sowie durch modelltechnische Ansätze prognostiziert und kontrolliert werden können. Der hier vorliegende Beitrag fasst die verallgemeinerbaren Erkenntnisse der KORA-TV4-Projekte in einem so genannten KORA-Leitfaden zusammen, der wie folgt gegliedert ist:

- Teil A: Grundlagen
- Teil B: Empfehlungen zur Einzelfallbearbeitung
- Teil C: Fallbeispiele / Referenzprojekte
- Teil D: Zusammenfassung
- Teil E: Anhänge
- Teil F: Verzeichnisse

Die unterschiedlichen Autoren des Leitfadens und deren Institute werden kapitelweise benannt. Die Grundgliederung der Teile A bis D wurde in allen KORA-Leitfäden (vgl. Tab. A1-1) umgesetzt.

Die FuE-Projekte des KORA-TV4 wurden von den in der folgenden **Tab. 0-1** zusammengefassten Partnern aus Industrie, Wissenschaft, Verwaltung, Planungs- und Sachverständigenbüros bearbeitet und begleitet. Die Projekte wurden vom BMBF im Rahmen des Förderschwerpunkts KORA gefördert und in verschiedener Weise von den Standoreigentümern durch Eigenmittel cofinanziert bzw. durch ergänzende Eigenleistungen der Projektpartner durchgeführt.

Die wesentlichen Produkte der Bearbeitung der KORA-TV4-Projekte sind

- die FuE-Abschlussberichte der KORA-TV4-Standortprojekte sowie
- der Leitfaden des KORA-Themenverbund 4 "Deponien, Altablagerungen" (dieser Bericht).

Diese Berichte sind zusammen mit weiteren KORA-Abschlussberichten als pdf-Datei, gespeichert auf CD, Bestandteil des Leitfadens (vgl. Teil **F6**).

Tab. 0-1: Projektpartner des KORA-TV4

KORA-Projekt / Teil im Leitfaden	Funktion / Standort	Projektpartner	Institution
	Projekträger des BMBF	Herr U. Wittmann Frau M. Hauschild Frau V. Schütze	Forschungszentrum Jülich GmbH (PtJ, PtKA)
4.0 / Teile A, B, D, E	Koordination KORA-TV4 Mitglied des KORA-Lenkungsausschusses (TV4- Mentorin)	Herr Prof. Dr.-Ing. L. Luckner Herr Dr.-Ing. Th. Luckner	Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. (DGFZ)
		Frau M. Lindemann	Landesverwaltungsamt Land Sachsen-Anhalt (LVwA - LSA)
8.0	Koordination KORA-TV8	Herr RA Dr. jur. W.-D. Sondermann Frau RA B. Hejma, LL.M.	Sondermann Rechtsanwälte
4.1 / Teil C2	Deponien Kladow/Gatow, Berlin	Herr Dr. H. Kerndorff Herr Dr. N. Litz	UBA
		Herr Dr. S. Kühn	S&K Umwelt
		Herr Dipl.-Ing. J. Naumann	Senat Berlin
4.2 / Teil C3	Deponie Weiden-West	Herr Dr.-Ing. Th. Luckner Herr Dr.-Ing. R. Schinke	DGFZ
		Herr Legat	Stadt Weiden
4.3 / Teil C4	Deponie Monte Scherbelino, Frankfurt/Main	Herr Dr.-Ing. H. Gerdes Herr Dr.-Ing. M. Kämpf	BGS Umwelt
		Herr Dr. T. Scheytt	TU Berlin
		Herr Müller	Stadt Frankfurt/Main

KORA- Projekt / Teil im Leitfaden	Funktion / Standort	Projektpartner	Institution
4.3 / Teil C5		Herr Prof. Dr. H.-G. Löhmansröben Herr Dipl.-Chem. C. Brendler	Universität Potsdam
4.4 / Teil C6	Spüldeponie Großkayna	Frau G. Uhlig	LMBV
		Herr Dr. F. Werner	GFI
		Herr Dr. A. Schroeter	IHU
		Herr Dr. Th. Wilsnack	IBeWa
		Herr Dr. Eichner	Saalekreis
4.A1 / Teil C7	Deponie Halle-Lochau	Frau Dr. M. Rapthel	AWH
		Herr H. Tauber	MUEG
		Herr Dr. A. Schroeter	IHU
		Herr Dr.-Ing. Th. Luckner	GFI
		Herr Prof. G. Rettenberger	RUK
		Herr Dr. jur. Willand Herr H. Gaßner	GGSC
		Herr Prof. Borg	Uni Halle
		Herr Prof. Stegmann	TUHH
		Herr Prof. L. Luckner	DGFZ
4.A2 / Teil C8	Deponie Kuhstedt	Herr Prof. Stegmann	TUHH
		Herr Dr.-Ing. M. Ritzkowski	TUHH

Danksagung

Der Leitfaden zum "Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse" des KORA-Themenverbunds 4 "Deponien, Altablagerungen" wurde im Rahmen der Verbundkoordination vom DGFZ e.V. und den jeweils benannten Autoren der Projektpartner erarbeitet. Der DGFZ e.V. dankt allen Projektpartnern, Autoren und den Instituten, die an der Erarbeitung des Leitfadens mitgewirkt haben. Die Zuwendungsempfänger und Autoren danken dem BMBF, vertreten durch den Projektträger Jülich und den Projektträger Karlsruhe, sowie den weiteren Co-Finanziers der Projekte für die hierbei gewährte Unterstützung.

Geleitwort - Umweltbundesamt

Autor: Norbert Litz

- Umweltbundesamt
- Fachgebiet - Department II 3.3
- Fachgebietsleiter Trinkwasserressourcenschutz und Wasseraufbereitung -
- Herr Dr. N. Litz
- Arbeitsgebiet Ressourcenschutz Trinkwasser -
- Versuchsfeld Marienfelde

- Schichauweg 58
- 12307 Berlin - Germany
- E-Mail norbert.litz@uba.de

Nach wie vor stellen Altlasten in Deutschland ein nicht zu unterschätzendes Risiko für die Umwelt und den Menschen dar. So gibt es in Deutschland insgesamt mindestens 271 000 altlastenverdächtige Flächen (noch ca. 36 000 weitere Flächen sind daraufhin zu überprüfen, Stand 2006). Davon gelten 86 111 als Altablagerungen und 86 851 als Altstandorte sowie 47 970 als Altlasten. Mit Stand 10/2006 waren davon insgesamt 13 677 als saniert ausgewiesen bzw. befanden sich 18 672 Flächen in Sanierung. Für 6 457 Flächen wurde eine Gefährdungsabschätzung durchgeführt, 4 698 befinden sich in Überwachung¹.

Viele dieser Flächen haben zu Grundwasserschäden geführt, so dass für die bislang noch nicht bearbeiteten Verdachtsflächen und Altlasten zu prüfen ist, wie deren Emissionsverhalten zukünftig zu bewerten und zu beurteilen ist. Davon haben auch eine beachtliche Anzahl zu einer Gefährdung oder Beeinträchtigung der Trinkwassernutzung geführt. In Fällen, in denen das Risiko einer Schutzgutverletzung im Sinne des BBodSchG bzw. der BBodSchV überschaubar ist, stellt sich die Frage, in wie weit die natürlichen Selbstreinigungs Kräfte, auch nach gezielter Förderung der Milieubedingungen, genutzt werden können, um eine ausreichende Schadensminderung zu realisieren.

Der BMBF-Förderschwerpunkt KORA „Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierte Grundwässer und Böden“ hatte zum Ziel, die Effekte der natürlichen Selbstreinigung (natural attenuation = NA), d.h. die Wirkung der Abbau- und Rückhalteprozesse im Untergrund, zu erfassen, zu verstehen und zu bewerten. Nach dem Prinzip Gefahrenermittlung – Gefahrenbeurteilung – Gefahrenabwehr wurde eine branchen- und standortspezifische Gefahrenermittlung an kontaminierten Standorten für

¹ Umweltbundesamt: Zusammenstellung auf der Basis der im Altlastenausschuss des LABO abgestimmten Informationen der Länder. Stand: 16.10.2006

sechs verschiedene Themenverbünde (TV 1: Raffinerien, Tanklager, Kraftstoffe/Mineralöl, TV 2: Gaswerke, Kokereien, Teerverarbeitung, TV 3: Chemische Industrie, Metallverarbeitung, TV 4: Deponien, Altablagerungen, TV 5: Rüstungsaltlasten, TV 6: Bergbau, Sedimente) durchgeführt. Damit wurden alle relevanten Belastungsszenarien erfasst. Die gewonnenen Erkenntnisse sind notwendig, um eine qualifizierte und quantifizierte standort- und stoffspezifische Gefahrenbeurteilung vornehmen zu können. In dem hier im Vordergrund stehenden TV4 wurden dazu insbesondere die abfallablagerungsbedingten Gewässerschäden und Gefahrensituationen im Hinblick auf die Wirkungen der natürlichen Rückhalte- und Abbauprozesse betrachtet, die sich aus Altablagerungen und Deponien ergeben.

Von den insgesamt 74 im KORA- Verbund zusammengeschlossenen Projekten befassten sich im TV 4 insgesamt 6 Projekte mit dem o.g. Themenbereich und haben damit wichtige Altablagerungs- und Deponien-Szenarien in das NA-Screening mit einbezogen, die sich im Bereich der Haus- und Industriemüllproblematik ergeben und die für die rund 100 000 Abfalldeponien und Altablagerungen typisch sind.

Die Arbeitsschwerpunkte im TV 4 waren vielfältig. Das Projekt 4.1 befasste sich überwiegend mit kommunalen Altablagerungen, die in ihrer großen Anzahl eine Gefährdung für das Grundwasser bzw. Trinkwassernutzung darstellen. Im Projekt 4.2 wurden die Auswirkungen von Altablagerungen auf Kluftgrundwasserleiter sowie deren Sanierungsmöglichkeiten, auch durch ENA, erkundet. Die Auswirkungen von Sanierungen auf NA-Prozesse nach Durchführung von Sanierungsmaßnahmen wurden im Projekt 4.3 untersucht. Im Projekt 4.4 standen die Auswirkungen einer subaquatischen Spüldeponie auf Oberflächen- und Grundwasser mit Mittelpunkt. Im assoziierten Projekte 4.A1 wurde das zukünftige Emissionsverhalten einer in der Abschlussphase befindlichen Großdeponie in einem Tagebaurestloch beurteilt und prognostiziert. Im Rahmen der Arbeiten zum Projekt 4.A2 wurde untersucht, wie schnell sich kommunaler Hausmüll durch Aerobisierung stabilisieren lässt.

Durch die Vielfältigkeit der standörtlichen Gegebenheiten wurde ein breites Spektrum von Szenarien abgedeckt. Die Erfahrung und die Auswertung der Ergebnisse der Einzelstudien ermutigt, zukünftig die Wirkungen von NA- und ENA-Prozessen (enhanced natural attenuation) zur Schadensminderung von Gewässerschäden zu berücksichtigen.

Die daraus abzuleitenden Maßnahmen und Handlungsempfehlungen wurden in einem für Abfallablagerungen geltenden Leitfaden zusammengefasst, der neben der Stoffspezifik solcher Szenarien, auch die entsprechenden NA-Prozesse im Ablagerungs- und Deponiebereich abklärt, eine Identifikation und Bewertung der standortspezifischen Situationen vornimmt, die in eine standortspezifische Prüfung der Voraussetzung für die NA mündet.

Dabei werden die situationsspezifischen NA und ENA-Potenziale dargelegt, die durch den biologischen/abiotischen Schadstoffabbau, die Schadstoff-Fällung, die Schadstoff-Sorption, die Verdünnung der Schadstoffe, die chemische Transformation zu Nichtschadstoffen und die Verflüchtigung beeinflusst werden. Es ist dabei zu beachten, dass manche dieser Prozesse als reversibel anzusehen sind und aus der „immobilen“ Phase in die „mobile fluide“ Phase überwechseln können, die sich in den oxidativen und reduktiven Zonen des Untergrundes unterschiedlich abspielen können.

Dieses Wissen wurden genutzt, um Prognosen mittels einer Modellierung der Schadstoffminderung durch NA-Prozesse, zur Beschreibung der Entwicklung der Schadens- und Gefahrensituationen zu erstellen, aus denen wiederum entsprechende standortspezifische Monitoringkonzepte abgeleitet wurden.

Rechtliche Fragen der Nutzung von NA zur Schadensminderung wurden ausführlich mit Fachjuristen diskutiert und bewertet, so dass eine juristisch fundierte Strategie zur Anwendung der Konzeption vorgelegt werden konnte.

Bei der Nutzung des Leitfadens „Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse“ wird sich der Leser vermutlich mit den Beispielstandorten beschäftigen, in denen die Vorgehensweise zur Berücksichtigung von NA und ENA-Effekten zur Schadensminderung exemplarisch dargestellt ist. Zusätzlich werden Informationen vermittelt, wie die NA- und ENA-Effekte zu qualifizieren und zu quantifizieren sind. Damit ist es dem Leser möglich, den Leitfaden als Nachschlagewerk zu nutzen.

Für die Anwendung ergibt sich ein breites Interessens- bzw. Marktpotential, da die im Leitfaden beschriebene Vorgehensweise eine präzise und knapp dargestellte Handlungsanleitung ist. Potentielle Kunden sind die Standorteigentümer sowie Ingenieurbüros für Deponie- und Altlastenprobleme, die im Umweltbereich tätig sind und von Stilllegungs- und Sanierungspflichtigen mit der Untersuchung abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen beauftragt werden sowie die entsprechenden Aufsichtsbehörden.

Für die Sanierungspflichtigen ist es von besonderem Interesse, ob die schadensmindernden NA-Prozesse so wirksam sind, dass eine weitere Schädigung von Schutzgütern unwahrscheinlich ist. Die Sanierungspflichtigen sind interessiert, möglichst einen geringen Kostenaufwand zu haben. Dabei kann der Nachweis der Wirkung von NA- und ENA-Prozessen und die Berücksichtigung dieser Wirkungen bei der Festlegung von erforderlichen Maßnahmen zu einer Minderung der erforderlichen Aufwendungen für den Umgang mit den Schäden und Gefahren führen. Technischen Sanierungsmaßnahmen können so in vielen Fällen unnötig und vermieden werden, sofern keine Schutzgutverletzung entsprechend BBodSchG bzw. der BBodSchV sowie des WHG bzw. des USchadG zu befürchten sind.

Allen, die sich beruflich und wissenschaftlich mit der Thematik der Stilllegung und Nachsorge von Deponien sowie der Sanierung von Altablagerungen bzw. Altlasten befassen, wird hiermit ein effektives und hoffentlich oft benutztes Werkzeug an die Hand gegeben.

Berlin, den 24.09.2008

Dr. Norbert Litz

Geleitwort - Landesverwaltungsamt Land Sachsen-Anhalt

Autorin: Martina Lindemann

- *Landesverwaltungsamt des Landes Sachsen-Anhalt*
- *Referentin für Abfallwirtschaftsplanung und Deponien*
- *Frau M. Lindemann*
- *Halle*
- *Martina.Lindemann@lvwa.sachsen-anhalt.de*

Bundesweit wurde entsprechend der Abfallablagerungsverordnung zum 01.06.2005 die Ablagerung von unbehandelten Abfällen beendet. Einher ging dies mit der Stilllegung von weiteren ca. 200 Deponien, die den Anforderungen nicht mehr entsprachen.

Durch diese so genannten Altdeponien erhöhte sich die Anzahl der mehr oder weniger aufwändig stillzulegenden Deponien (Altdeponien, Altablagerungen). Insgesamt spricht man von ca. 100.000 Deponien, die saniert bzw. gesichert werden müssen.

Dabei war und ist durch die Vielzahl möglicher spezifischer Besonderheiten eine einheitliche Vorgehensweise innerhalb der Bundesrepublik schwer umsetzbar. Diesem Sachverhalt wurde der Themenverbund 4 – Deponien / Altablagerungen gerecht, indem Deponiestandorte untersucht wurden, die unterschiedlicher nicht sein konnten.

Die Wirkung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen wurde sowohl an mehreren kleinen Deponien auf Standorten mit unterschiedlichen geologischen / hydrogeologischen Verhältnissen, an extrem großen Hausmülldeponien sowie an speziellen Formen von Industriedeponien (z.B. Spülkippen) untersucht und hinsichtlich verallgemeinerungswürdiger und vollzugsrelevanter Kriterien bewertet.

An allen Standorten genießt der Schutz des Grundwassers höchste Priorität, dabei ist der von Deponien / Altablagerungen ausgehende Grundwasserschaden häufig allein durch reine Sanierungsmaßnahmen nicht oder nicht mit verhältnismäßigen Mitteln zu beseitigen bzw. einzugrenzen. Die Berücksichtigung und Einbeziehung der Wirkungen von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen kommt deshalb bei der Planung und Durchführung von Sanierungsmaßnahmen eine besondere Bedeutung zu.

Im Rahmen der Ermessensausübung muss im Vollzug insbesondere der verfassungsrechtlich gebotene Verhältnismäßigkeitsgrundsatz Beachtung finden, der besagt, dass die Behörde nur Maßnahmen anordnen kann, die geeignet, erforderlich und angemessen sind. Die Ergebnisse von KORA, TV 4 leisten dafür eine wesentliche Entscheidungshilfe, indem durch wissenschaftlich fundierte Aussagen eine gesamtheitliche Betrachtung der Deponien mit ihrem Umfeld stattfinden kann.

Die Behörde wird in die Lage versetzt, mit relativ einfachen Mitteln und Methoden der Bewertung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen ihr Ermessen standortkonkret auszuüben.

Der vorliegende Leitfaden stellt dazu eine Methodik zum schrittweisen Vorgehen bei der Prüfung der Verhältnismäßigkeit von Maßnahmen zur Sanierung von Grundwasserschäden durch Deponien und Altablagerungen zur Verfügung.

Dem TV 4 ist es gelungen fachlich übergreifend die Abhängigkeiten und Wechselwirkungen zwischen den jeweiligen Fach – und Rechtsgebieten in den Empfehlungen zur Einzelfallbewertung des vorliegenden Leitfadens deutlich zu machen. Die im Deponie / Altablagerungsbereich oft nötige Anwendung verschiedener Fach- und Rechtsgebiete im Rahmen der Festlegung von Sanierungs- und Sicherungsmaßnahmen werden als möglich und durchsetzbar dargestellt.

Damit ist in dieser Form erstmalig ein einheitliches Verständnis bei der Einbeziehung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse im Rahmen von anzuordnenden Sanierungs- und Sicherungsmaßnahmen gegeben und der vorliegende Leitfaden stellt dazu eine wesentliche Vollzugshilfe für die Behörden dar.

Halle, den 30.07.2008

Martina Lindemann

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Vorwort	I
Geleitworte	V
Inhaltsverzeichnis	XIII

Teil A: Grundlagen

A1 Einleitung.....	1
A1.1 Veranlassung, Zielsetzung.....	1
A1.2 BMBF-Förderschwerpunkt KORA.....	2
A1.3 Zielgruppe	3
A1.4 Relevanz	4
A1.5 Themen- und Anwendungsbereich	4
A2 Branchen- und Stoffcharakteristik.....	6
A2.1 Landfill, Verfüllung, Abfallablagerung, Abfall	6
A2.2 Problemstellung abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden.....	6
A2.3 Stoffspezifik.....	9
A2.3.1 Merkmale abfallablagerungsbeeinflussten Sickerwassers	9
A2.3.2 Merkmale abfallablagerungsbeeinflussten Grundwassers	10
A3 Rückhalte- und Abbau-Prozesse und deren Wirkungen	15
A3.1 Einleitung	15
A3.2 Branchenrelevante NA-Prozesse.....	16
A3.2.1 NA-Prozesse in Abfallkörpern und Emissionsphasen	16
A3.2.2 NA-, Stoff-Rückhalte- und Stoff-Abbauprozesse	17
A3.2.3 Oxidative und reduktive Grundwasser-Schadenszonen.....	20
A3.3 Konzeptionelles Modell, Schadstoffminderung durch NA-Prozesse	21
A3.4 NA- und ENA-Potenziale	26

Teil B: Empfehlungen zur Einzelfallbearbeitung

B1 Einleitung.....	29
B2 Besonderheiten beim Umgang abfallablagerungs- verursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirksamkeit von NA-Prozessen	30
B2.1 Abgrenzung der Fach- und Rechtsgebiete	30
B2.2 Rechtsgrundlagen	33

B3	Empfehlungen zur systematischen Vorgehensweise.....	36
B3.1	Methodik/Systematik zum schrittweisen Vorgehen	36
B3.2	AbGWS-Maßnahmekonzept Schritt (1) - Identifikation und Analyse der Standortsituation	41
B3.2.1	Übersicht	41
B3.2.2	Erfassung der Standort-Charakteristika.....	41
B3.2.3	Erfassung der Gewässer- Strömungs- und Beschaffenheitsverhältnisse	41
B3.2.4	Erfassung der Stoffquellen sowie der geschädigten und gefährdeten Bereiche	42
B3.2.5	Erfassung der Schutzgüter im Umfeld der Abfallablagerung.....	43
B3.2.6	Analyse der Standortsituation, Defizit- und Risikoanalyse	43
B3.3	AbGWS-Maßnahmekonzept Schritt (2) - Feststellung und Bewertung von Schäden und Gefahren	43
B3.3.1	Übersicht	43
B3.3.2	Feststellung von Schäden und Gefahren	44
B3.3.3	Bewertung und schutzgutspezifische Schadens- und Gefahrenanalyse	45
B3.3.4	Prüfung der Erforderlichkeit der Maßnahmenplanung.....	47
B3.4	AbGWS-Maßnahmekonzept Schritt (3) - Maßnahmen zur Schaden- und Gefahrenminderung	48
B3.4.1	Übersicht	48
B3.4.2	Zweck, Ziel, Anforderungen	49
B3.4.3	Maßnahmenplanung	50
B3.4.4	Prognose der Schaden- und Gefahrenentwicklung	53
B3.4.5	Prüfung, Anordnung und Durchführung	55
B3.4.6	Monitoring, Überwachung der Zielerreichung, Rückfallmaßnahmen.....	56
B4	Untersuchungs- und Bewertungsmethoden	58
B4.1	Einleitung	58
B4.2	Methoden zur Identifikation und Bewertung der Standortsituation.....	58
B4.3	Methoden zur Identifikation und Quantifizierung der NA-Wirkungen.....	60
B4.4	Methoden zur Maßnahmenplanung, Umsetzung und Überwachung	61

Teil C: Referenzprojekte / Fallbeispiele

C1	Einleitung.....	63
C2	Projekt 4.1, Berliner Hausmülldeponien, Kladow/Gatow.....	67
C2.1	Hinweise zum KORA- Projekt 4.1	67
C2.2	Einleitung	67
C2.3	Stufe (A) Schutzgutspezifische Schadensermitzung und Gefahrenanalyse am Schutzbau Grundwasser.....	69
C2.3.1	(A1) Umfeldanalyse/Altlastenkataster.....	70
C2.3.2	(A2) Grundwasserscreening	71
C2.3.3	(A3) Schadensfeststellung am Schutzbau Grundwasser	72
C2.3.4	(A4) Gefahrenanalyse für Schutzgüter im Bereich des akuten Grundwasserschadens	75
C2.3.5	(A5) Gefahrenanalyse für Schutzgüter/Nutzungen im prognostizierbaren Bereich des Grundwasserschadens	88
C2.3.6	Gesamtinterpretation der schutzgutspezifischen Schadens- und Gefahrenanalyse (Stufe A)	90
C2.4	Stufe (B) Standortspezifische Identifizierung und Quantifizierung von NA im	

	Grundwasser mittels eines NA- Screenings	91
C2.4.1	(B1) Parameter- und musterspezifischer Nachweis von NA-Effekten	92
C2.4.2	(B2) Trennung von NA in Verdünnung und andere NA-Effekte mittels Θ_t / Θ - Verhältnissen	95
C2.4.3	(B3) NA-Effekte durch Abbau	97
C2.4.4	(B4) Prognose der lokalen NA- Wirksamkeit	99
C2.5	Stufe (C) Entwicklung eines Monitoringkonzepts bei Schadensminderung durch NA (=MNA)	103
C2.5.1	(C1) Ermittlung von schadensspezifischen Prioritätskontaminanten und Überwachungsparametern	104
C2.5.2	(C2) Ermittlung der Beprobungsstellen und -zyklen anhand der wesentlichen standortspezifischen Einflussfaktoren	106
C2.5.3	(C3) Ableitung eines stofflichen und zeitlichen Schadensminderungsziels	107
C2.5.4	(C4) Erstellung eines schadens- und standortspezifischen Monitoringkonzepts	108
C3	Projekt 4.2, Deponie, Weiden-West.....	110
C3.1	Hinweise zum KORA-Projekt 4.2	110
C3.2	Standortsituation	110
C3.2.1	Hintergrund	110
C3.2.2	Geologie, Hydrogeologie	111
C3.3	Schadensidentifikation und Gefahrenanalyse	112
C3.4	Identifikation der NA und ENA Prozesse und Quantifizierung deren Wirkungen	114
C3.4.1	ENA Konzeption	114
C3.4.2	Laborative Prozessuntersuchung, Prozessuntersuchung für den Grundwasserschadensbereich	115
C3.4.3	Laborative Prozessuntersuchung, Prozessuntersuchungen für den Abstrom oxiderter Restschadstoffe	117
C3.4.4	Feldversuch am Standort, Zielstellung und Aufbau	118
C3.4.5	Feldversuch am Standort, Versuchsdurchführung	119
C3.4.6	Feldversuch am Standort, Ergebnisse	121
C3.5	Beitrag von NA und ENA zum Erreichen der Schadens- und Gefahrenminderung	123
C4	Projekt 4.3, Deponie "Monte Scherbelino", Frankfurt Main.....	125
C4.1	Hinweise zum KORA- Projekt 4.3	125
C4.2	Standortsituation	125
C4.3	Vorgehensweise zur Schadensfeststellung und Gefahrenanalyse	126
C4.3.1	Standortspezifische Untersuchungen	126
C4.3.2	Grundwasserströmungsverhältnisse	128
C4.3.3	Räumliche und zeitliche Entwicklung der Stoffausbreitung	129
C4.3.4	Schutzgutspezifische Schadensfeststellung und Gefahrenanalyse zur Sanierungsnotwendigkeit	133
C4.4	Identifikation und Quantifizierung von NA-Prozessen	133
C4.4.1	Hydrogeochemische Merkmale der Stoffausbreitung	133
C4.4.2	Abgrenzung des potentiellen Reaktionsraums	137
C4.4.3	Quantifizierung der summarischen Wirkung von Stoffminderungsprozessen (Quelle- Abstrom)	138
C4.4.4	Ermittlung der maximalen stoffspezifischen Fahnenausbreitung	140
C4.5	Beitrag von NA zur Schadens- und Gefahrenminderung	142
C4.5.1	Wirksamkeit von NA und Vergleich mit alternativen Verfahren	142
C4.5.2	Dokumentation der Entscheidungsfindung	146
C4.5.3	Qualitätssicherung	146
C4.6	Entwicklung eines standortspezifischen Monitorings (MNA)	147

C4.6.1	Auswahl Messnetz, geeignete Parameter, Beprobungsintervalle	147
C4.6.2	Anforderungen und Bewertungskriterien der Kontrolle.....	148
C4.7	Durchführung und Überwachung einer ENA-Maßnahme	149
C5	Projekt 4.3-Ergänzung, Deponie "Monte Scherbelino", Optisch spektroskopische Vor-Ort-Verfahren.....	152
C5.1	Hinweise zum Projekt 4.3-Ergänzung.....	152
C5.2	Einleitung, Projektziel.....	152
C5.3	Messungen.....	153
C5.3.1	UV-Vis- Messungen	153
C5.3.2	Fluoreszenz- Messungen.....	154
C5.4	Aufbau des Laborversuches	155
C5.5	Ergebnisse Belüftungsversuch	156
C5.6	Ergebnisse Diffuse Reflexionsspektroskopie:.....	159
C5.7	Zusammenfassung und Ausblick	160
C6	Projekt 4.4, Spüldeponie Großkayna	162
C6.1	Hinweise zum KORA- Projekt 4.4	162
C6.2	Ausgangszustand und Zielstellung	163
C6.2.1	Standortsituation	163
C6.2.2	Bergbausanierung und Zielstellung im Rahmen KORA	165
C6.2.3	Gefahrenanalyse und Schutzgutbetrachtung	168
C6.3	Lösungsansatz und Methoden.....	169
C6.3.1	Lösungsansatz	169
C6.3.2	Spezialmonitoring.....	170
C6.3.3	Numerisches Modell	171
C6.3.4	Regelkreis für ENA	173
C6.4	Wirksamkeit von NA und Vergleich mit alternativen Verfahren	174
C6.4.1	Beitrag von NA zum Erreichen der Schadensminimierung	174
C6.4.2	Dokumentation der Entscheidungsfindung	178
C7	Projekt 4.A1, Deponie Halle Lochau	180
C7.1	Hinweise zum KORA-Projekt 4.A1.....	180
C7.2	Deponiestandort.....	181
C7.3	Zur rechtlichen Situation	185
C7.4	Untersuchungsgegenstand	186
C7.5	Ausgewählte Forschungsergebnisse	189
C7.5.1	Gefahrenbewertung für den Ausgangszustand	189
C7.5.2	Technische Gestaltungsvarianten für die Deponiestilllegung	189
C7.5.3	Bewertung der Modellprognoseergebnisse	195
C7.5.4	Vergleich der Lösungsvarianten	197
C7.5.5	Identifizierung der geeigneten Lösungsvariante	200
C7.5.6	Maßnahmekonzept der abgeleiteten Lösungsvariante für die Stilllegung der Deponie Halle-Lochau	202
C7.5.7	Wirksamkeit der abgeleiteten Lösungsvariante für die Stilllegung der Deponie Halle-Lochau	208
C7.5.8	Bewertung der prognostischen Entwicklung.....	209
C7.5.9	Sicherheiten für das Stilllegungskonzept.....	210
C7.5.10	Nachsorgephase	213
C7.5.11	Rechtliche Bewertung der abgeleiteten Lösungsvariante	213
C7.5.12	Öffentlichkeitsarbeit	215
C7.5.13	Weiterer Forschungsbedarf	217

C8	Projekt 4.A2, Deponie Kuhstedt	218
C8.1	Hinweise zum KORA- Projekt 4.A2.....	218
C8.2	Einleitung und Projektübersicht	218
C8.3	Grundlagen der aeroben in situ Stabilisierung.....	220
C8.4	Die Altdeponie Kuhstedt	221
C8.4.1	Angaben zur Deponie	221
C8.4.2	Bauliche Maßnahmen zur in situ Belüftung	221
C8.5	Identifikation und Quantifizierung der Umsetzungsprozesse	222
C8.5.1	Veränderung des Emissionsverhaltens - Sickerwasser	222
C8.5.2	Veränderung des Emissionsverhaltens – Deponiegas / Abluft.....	223
C8.5.3	Kohlenstoffaustrag über die Gasphase	224
C8.5.4	Temperaturen im Deponiekörper	226
C8.5.5	Setzungen	228
C8.6	Zusammenfassung und Ausblick.....	229

Teil D: Zusammenfassung

D1	Gegenstand, Problemstellung.....	231
D2	Stoffspezifik abfallablagerungsverursachter Gewässerschäden	233
D3	Lösungsansätze / Methodik.....	234
D4	Schlusswort.....	236

Teil E: Anhänge

E1	Einleitung.....	237
E2	Erörterung fachtechnischer Grundlagen und Begriffe für den Umgang mit AbGWS	238
E2.1	Einleitung	238
E2.2	Schadstoffquelle, Schadstofffahne, Grundwasserschadensbereich, abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden.....	238
E2.3	Deponie, Altablagerung, Anlage	240
E2.4	Errichtung, Betrieb, Ablagerung, Stilllegung und Nachsorge	241
E2.5	Abfall	242
E2.6	Schutzgut, Schaden, Gefahr und Wirkungspfad.....	243
E2.7	Emissions- und immissionsorientierte Gefahrenanalyse	245
E2.8	Singuläre und integrale Schadensmerkmale	247
E2.9	Gefahren- und Schadensentwicklung, Priorisierung von Maßnahmen	247
E2.10	pollution, Verschmutzung, Schadstoffquelle und Schadstofffahne.....	248
E2.11	Wasser, Gewässer, Grundwasser	249
E2.12	Abwasser, Sickerwasser, Abwasserbehandlungsanlagen	250
E2.13	Wasserbewirtschaftung.....	250
E3	Erörterung rechtlicher Grundlagen für den Umgang mit AbGWS	252
E3.1	Einleitung, Veranlassung	252

E3.2	Fachrechtsgebiete und deren Abgrenzung.....	253
E3.3	Verwaltungsvollzug	254
E3.3.1	Entschließungs- und Auswahlermessen.....	254
E3.3.2	Feststellung	255
E3.3.3	Maßnahmen	255
E3.4	Rechtsgrundlagen zur Berücksichtigung der Wirkungen von NA.....	256
E3.5	Rechts- Regelungen auf EU-Ebene	257
E3.5.1	EU-WRRL / EU-GW-RL / EU-GW-TRL	257
E3.5.2	EU-UH-RL	258
E3.5.3	EU-IVU-RL	258
E3.5.4	EU-Bodenschutz-RL	258
E3.5.5	EU-Deponie-RL.....	259
E3.6	Rechts-Regelungen auf Bundes-Ebene	259
E3.6.1	WHG	259
E3.6.2	BBodSchG und BBodSchV.....	260
E3.6.3	BBodSchG und WHG	261
E3.6.4	KrW-/AbfG, AbfAbIV und DepV.....	261
E3.6.5	USchadG.....	262
E3.7	Regelungen auf untergesetzlicher Ebene.....	262
E4	Erörterung der Stoffcharakteristik abfallablagerungsverursachter Gewässerschäden.....	263
E4.1	Einleitung	263
E4.2	Abfallkörper- bzw. Deponietypen	264
E4.3	Emissionsphasen von Abfallkörpern.....	265
E4.4	Sickerwasseremissionen aus Abfallkörpern	268
E4.5	Prognosen zur Entwicklung der Sickerwasseremissionen	270
E4.6	Stoffcharakteristik abfallablagerungsverursachter Gewässerschäden.....	271
E5	Erörterung der Grundlagen zur Modellierung und Prognose	275
E5.1	Einleitung	275
E5.2	Stufenweises Vorgehen, Arbeitsschritte	277
E5.3	Aufgaben- und Zielstellung	278
E5.4	Erstellung des hydrogeologisch / geochemischen Strukturmodells	279
E5.5	Berechnungsmodell für die Grundwasserströmung und den Stofftransport.....	280
E6	Erörterung der Grundlagen zum Deponie-Monitoring.....	284
E6.1	Einleitung	284
E6.2	Wer misst?	286
E6.3	Was wird gemessen?.....	287
E6.4	Wo wird gemessen?	289
E6.5	Wann wird gemessen?	289
E6.5.1	Grundwasser.....	289
E6.5.2	Sickerwasser.....	290
E6.5.3	Oberirdische Gewässer und Oberflächenwasser	290
E6.6	Wie wird gemessen?.....	291
E6.6.1	Eignung der Messstellen.....	291
E6.6.2	Durchführung der Probennahme	293
E6.6.3	Grundwasser.....	294
E6.6.4	Sickerwasser.....	296
E6.6.5	Oberirdische Gewässer	296

E6.6.6	Meteorologische Daten	297
E6.6.7	Plausibilitätstests.....	297
E6.6.8	Fehlerbereiche und Nachweisgrenzen	298
E6.6.9	Datenerfassung und –Auswertung.....	298
E6.7	Besonderheiten des Monitorings zum Nachweis der Wirksamkeit von NA-Prozessen	298
E7	Erörterung der Grundlagen zu Ablagerung, Stilllegung und Nachsorge von Deponieanlagen sowie Gewinnung, Wiedernutzbarmachung und Folgenutzung von Bergbauanlagen.....	300
E7.1	Einleitung	300
E7.2	Bergrechtliche Naturraumnutzung zur Gewinnung von Bodenschätzen	300
E7.3	Abfallrechtliche Naturraumnutzung als Folgenutzung auf Flächen ehemaliger Bergbauanlagen.....	304
E7.4	Beendigung der Naturraumnutzung durch Bergbau- und Deponieanlagen	307
E7.5	Nachnutzung, Folgenutzung	308

Teil F: Verzeichnisse

F1	Glossar.....	309
F2	Abkürzungsverzeichnis	317
F3	Abbildungsverzeichnis	319
F4	Tabellenverzeichnis	323
F5	Literaturverzeichnis	325
F5.1	Fachbeiträge	325
F5.2	Übersicht KORA- Leitfäden und -Handlungsempfehlungen	333
F5.3	Gesetze, Verordnungen, Normen, Arbeitshilfen	334
F6	Verzeichnis der Daten- CD.....	337

Teil A: Grundlagen

Autor: Thomas Luckner

- Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
- Dr.-Ing. Thomas Luckner
- Meraner Straße 10, 01217 Dresden
- TLuckner@dgfz.de

A1 Einleitung

A1.1 Veranlassung, Zielsetzung

Der vorliegende Beitrag (Leitfaden des KORA-TV4 "Deponien, Altablagerungen") mit dem Titel

"Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse"

wurde im Rahmen der Projektkoordination des Themenverbunds 4 „Deponien, Altablagerungen“ (kurz TV4) des

BMBF-Förderschwerpunkts "Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminiert Grundwässer und Böden"

(KORA, www.natural-attenuation.de) vom Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. und seinen Projektpartnern erarbeitet. Die jeweiligen Autoren und Institutionen der Projektpartner des KORA Themenverbundes 4 „Deponien, Altablagerungen“ sind im Vorwort (vgl. **Tab. 0-1**) zusammengestellt.

Der BMBF-Förderschwerpunkt KORA wird im folgenden Kapitel kurz vorgestellt.

Im Projektverbund KORA-TV4 „Deponien, Altablagerungen“ wurden FuE-Arbeiten zur Berücksichtigung der Wirkungen von natürlichen Stoffrückhalte- und Abbauprozessen beim Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen in 4+2 Projekten auf mehreren Standorten (vgl. **Tab. A1-1**) als begleitende Untersuchungen zu den Maßnahmen einer nachhaltigen Stilllegung, Rekultivierung, Wiedernutzbarmachung, Sanierung und Nachsorge der Abfallablagerungsstandorte durchgeführt. Die im UBA-Projekt (KORA-Projekt 4.1) gewonnenen Erfahrungen wurden bereits innerhalb des FuE-Vorhabens auch auf weitere Standorte übertragen und angewendet.

Ziel der FuE-Arbeiten der KORA-TV4-Projekte war es, beispielhaft aufzuzeigen, unter welchen Bedingungen abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden und Gefahrensituationen durch die Wirkungen von natürlichen bzw. stimulierten natürlichen Prozessen reduziert werden und wie die Wirkungen dieser Prozesse zuverlässig identifiziert, bewertet und bei der Planung von Maßnahmen berücksichtigt sowie durch modelltechnische Ansätze prognostiziert und kontrolliert werden können. Übergeordnete Aufgabe der Koordination des KORA-TV4 "Deponien, Altablagerungen" war es dabei, nach Abschluss der FuE-Arbeiten auf

den Standorten die verallgemeinerbaren Erkenntnisse in einem so genannten KORA-Leitfaden (dieser Bericht) zusammenzufassen. Die behandelten Themen, der Anwendungsbereich und die Zielgruppe des Leitfadens sind im Folgenden benannt.

A1.2 BMBF-Förderschwerpunkt KORA

Autorenhinweis: Das Kapitel "BMBF-Förderschwerpunkt KORA" wurde im Rahmen der projektübergreifenden Begleitung (PÜB) der KORA-Themenverbünde (TV1-8) von den Zuwendungsempfängern DECHEMA und VEGAS erarbeitet und dem DGFZ zum Abdruck an dieser Stelle im KORA-TV4-Leitfaden freigegeben.

Ziel des Förderschwerpunktes KORA war es, zu prüfen, ob und unter welchen Bedingungen natürliche Abbau- und Rückhalteprozesse bei der Gefahrenermittlung, Gefahrenbeurteilung und Gefahrenabwehr im Zuge der Altlastenbearbeitung berücksichtigt werden können. Im Rahmen der Projekte von KORA sollten Methoden und Verfahren zum Nachweis der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse entwickelt und dem Vollzug Werkzeuge zur Bewertung bei der Sanierung kontaminierten Grundwassers und Böden zur Verfügung gestellt werden.

In den Förderschwerpunkt waren 74 Einzelvorhaben eingebunden; die Untersuchungen wurden auf 24 Standorten durchgeführt (**Tab. A1-1**). Die Vorhaben waren in 8 Themenverbünden (TV) zusammengefasst. In den Themenverbünden TV 1 - 6 sind branchen- bzw. standortspezifische Aspekte bearbeitet worden. Die Themenverbünde TV 7 und TV 8 befassten sich mit den interdisziplinären Fragestellungen Modellierung bzw. Recht, Ökonomie und Fragen der Akzeptanz (**Tab. A1-1**).

Tab. A1-1: Übersicht über die Themenverbünde des Förderschwerpunktes KORA

TV	Branche	Schadstoffe	Anzahl der TV-Standorte
TV 1	Raffinerien, Tanklager, Kraftstoffe/Mineralöl	MKW, BTEX, MTBE	5
TV 2	Gaswerke, Kokereien, Teerverarbeitung	PAK, Teeröle, Heterozyklen	4
TV 3	Chemische Industrie, Metallverarbeitung	LCKW (z.T. BTEX)	6
TV4	Deponien, Altablagerungen	Deponiebürtige Schadstoffe ⁽¹⁾	9 + 3 + 2 ⁽²⁾
TV 5	Rüstungsaltlasten	polare und unpolare STV	3
TV 6	Bergbau, Sedimente	Spurenmetalle, Pestizide	2
TV 7	Modellierung und Prognose	–	–
TV 8	Rechtliche und ökonomische Aspekte, öffentliche und behördliche Akzeptanz	–	–

TV ... KORA- Themenverbund

⁽¹⁾ (Kalium, Ammonium, Chlorid, Cadmium, Chrom, Arsen, Bor, Phosphat, TOC, DOC ...)

⁽²⁾ 9 Standorte im Projekt 4.1, 3 Standorte der Projekte 4.2, 4.3 und 4.4, 2 assoziierte Standortprojekte

Der gesamte Förderschwerpunkt KORA wurde durch das BMBF über einen Förderzeitraum von 2002 - 2008 mit einem Fördervolumen von ca. 26,4 Mio. € unterstützt. Zuzüglich der Eigen- und Drittmittel wurden insgesamt ca. 32,7 Mio. € für die FuE-Arbeiten zur Verfügung gestellt. Ein Lenkungsausschuss von Experten aus Bundes- und Landesbehörden, Fachverbänden und der Industrie begleitete die KORA-Projekte, um einen hohen Praxisbezug sicher zu stellen.

Die Ergebnisse des Förderschwerpunktes werden in Form von Leitfäden und Handlungsempfehlungen sowohl Planern als auch Behörden zur Verfügung gestellt. Dabei bieten die Leitfäden jeweils branchenspezifische Hilfestellungen und Standortbeispiele für die Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderungsprozesse in der Sanierungspraxis.

Als Ergänzung der Leitfäden enthalten die KORA-Handlungsempfehlungen die rechtlichen Rahmenbedingungen, die Grundlagen der ökonomischen Bewertung und Akzeptanzkriterien für die Umsetzung von MNA-Konzepten. Im Mittelpunkt der Handlungsempfehlungen steht das Prinzip einer vierstufigen Vorgehensweise zur Umsetzung von MNA in den Bereichen Erkundung und Monitoring, Untersuchung der NA-Prozesse sowie Modellierung und Prognose.

Dieses stufenweise Vorgehen ist an das Positionspapier der LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) „Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung“ (2005/2006) angelehnt und wird in den Leitfäden konkretisiert.

Die Methodensammlung im Anhang der Handlungsempfehlungen ist eine weitere Verbindung zwischen Leitfäden und Handlungsempfehlungen. Hier werden Untersuchungsmethoden systematisiert dargestellt, die an den Standorten zum Teil erstmalig eingesetzt worden sind.

Die Querverweise zu den verschiedenen KORA-Produkten erfolgen anhand der **Abkürzungen LF TV1-6** für den jeweiligen Leitfaden des Themenverbundes 1...6, **HE für die Handlungsempfehlungen** sowie HE/MS bzw. KMS für die KORA-Methodensammlung in den Handlungsempfehlungen. Die vollständigen Zitate zu den genannten KORA-Produkten finden sich im Teil **F5.2** dieses Leitfadens.

A1.3 Zielgruppe

Mit dem vorliegenden Bericht / Leitfaden "Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse" sollen vor allem die

- Grundstückseigentümer und die Inhaber der tatsächlichen Gewalt über ein Grundstück im Bereich eines abfallablagerungsverursachten Gewässerschadens sowie deren sachkundige Beauftragte (Ing.-Büros, Sachverständige etc.),
- Vertreter der zuständigen Fach- und Vollzugsbehörden (Sachverständige etc.) und

- weitere dritte natürliche oder juristische Personen , die von einem abfallablagerungsverursachten Gewässerschaden gefährdet werden, sowie deren Vertreter,
- angesprochen werden.

A1.4 Relevanz

In Deutschland sind heute rund 100.000 Abfalldeponien und Altablagerungen erfasst, die das Grundwasser, und somit die für die Gewinnung von Trinkwasser wichtigste Ressource, verunreinigt bzw. geschädigt haben. Von weiteren Abfallablagerungen und deren Emissionen gehen Gefahren für das ggf. noch ungeschädigte Grundwasser und umliegende Schützgüter aus.

Für die zu gewährleistende Daseinsvorsorge auf Bundes-, Landes- und Kommunal-Ebene ist es von erheblicher Bedeutung, über wissenschaftlich fundierte Entscheidungshilfen zu verfügen, um den Schutz der Ressource "sauberes Wasser" (Gewässer gem. §1a WHG) durch Vor- und Nachsorgemaßnahmen nachhaltig zu gewährleisten. Hierbei kommt der Berücksichtigung der Wirkungen von natürlichen Schadenminderungsprozessen bei der Planung und Anordnung von erforderlichen, geeigneten und angemessenen Maßnahmen eine besondere Bedeutung zu.

A1.5 Themen- und Anwendungsbereich

Abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden und Gefahrensituationen haben sich oft über Jahrzehnte hinweg formiert oder können sich durch Änderung der betrieblichen Randbedingungen (z.B. im Rahmen einer bevorstehenden Anlagenstilllegung durch die geplante Außerbetriebnahme von Wasserfassungen etc.) in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit (bei ungehindertem Geschehensablauf) entwickeln. Die Gefahren gehen dabei von den Sickerwasseremissionen aus dem Abfallkörper (als Primärschadstoffquelle) und deren Transfer durch nicht wirksame oder fehlende Basisabdichtungen in angrenzende Gewässer aus.

Darauf aufbauend fokussiert der KORA-TV4-Leitfaden "Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse" seine Betrachtungen bzw. seinen Anwendungsbereich auf Standorte mit

- bereits existierenden bzw.
- in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit eintretenden

Gewässerschäden und Gefahrensituationen, die durch Emissionen aus Abfallkörpern verursacht wurden bzw. verursacht werden können.

Hiernach wird nicht zwingend vom Vorliegen einer Altlast ausgegangen. Vielmehr erfolgt eine differenzierte Erfassung der jeweiligen Standortsituation, wobei zunächst zwischen

- betriebenen Deponieanlagen (Deponien gem. Abfallrecht, die nicht über wirksame Basis- und Oberflächenabdichtungen bzw. sonstige Sicherungselemente verfügen) und
- Altablagerungen (Altlast gem. Bodenschutzrecht) sowie
- sonstigen Standorten mit Abfallablagerungen (z.B. gem. Bergrecht)

unterschieden wird. Hierin liegt ein wesentlicher Unterschied zu den Standorten der anderen KORA-Themenverbünde, bei deren Projekten (vgl. auch **Tab. A1-1**) vom Vorliegen einer Altlast ausgegangen wird. Diese Fälle werden gemäß der Bearbeitungssystematik für Altlastenfälle unter Berücksichtigung der Wirkung von NA-Wirkungen (vgl. LABO 2005 und KORA-HE) bearbeitet.

Thematischer Schwerpunkt im KORA-TV4 "Deponien, Altablagerungen" und somit des KORA-TV4-Leitfadens ist hierauf aufbauend die Erörterung der Möglichkeiten zur Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbauprozesse mit dem Ziel der (schutzgutspezifischen) Schaden- und Gefahrenminderung als Ergänzung zu Maßnahmen der nachhaltigen Stilllegung, Rekultivierung, Wiedernutzbarmachung, Sanierung und Nachsorge auf den jeweiligen Standorten.

Im Einzelnen werden hierbei folgende Themenkomplexe erörtert:

- Identifikation und Bewertung der standortspezifischen Situation bezüglich der eingetretenen Schadens- und Gefahrensituation unter Beachtung der hiervon betroffenen Schutzgüter,
- Analyse möglicher und erforderlicher Maßnahmen zum Umgang mit dieser Schadens- und Gefahrensituation unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Schadens- und Schadstoff-Minderungsprozesse,
- Erarbeitung modellgestützter Prognosen zur Beschreibung der Entwicklung der Schadens- und Gefahrensituation der betroffenen Schutzgüter für unterschiedliche Maßnahmevarianten und
- Entwicklung von Monitoringkonzepten zur Überwachung der Schadens- und Gefahrenentwicklung der betroffenen Schutzgüter sowie der
- Reflektion spezifischer rechtlicher Grundsatzfragen.

Der Themen- und Anwendungsbereich umfasst somit nicht den vorsorgenden Boden-, Gewässer- und Atmosphärenschutz, den es gemäß Abfallrecht im Planungs-, Bau- oder Betriebszustand der Deponie mit dem Ziel eines „dichten Abfallcontainments“ zu gewährleisten gilt.

Für nach KrW-/AbfG neu zugelassene Deponien muss davon ausgegangen werden, dass bei Einhaltung der technischen Anforderungen sowie der Dauerhaftigkeit der Sicherungsfunktionen keine abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden oder sonstige Gefahren für umliegende Schutzgüter zu besorgen sind.

A2 Branchen- und Stoffcharakteristik

Hinweis: Branche hier "Deponien, Altablagerungen", Gruppierung in KORA gem. Kap. A1.2 / Tab. A1-1

A2.1 Landfill, Verfüllung, Abfallablagerung, Abfall

Der amerikanische Begriff „**landfill**“ für Deponie bzw. **Abfallablagerung** offeriert der Allgemeinheit, dass es oftmals ein wichtiges Ziel sei, unerwünschte Landschaftshohlformen (die z.B. bei der Gewinnung von Rohstoffen entstehen) durch Verfüllung mit Abfällen (z.B. im Sinne einer Verwertung) wieder zu schließen. Solche Hohlformen hinterlässt z.B. der Bergbau nach der Gewinnung von Bodenschätzen. Insbesondere der Steine- und Erdenbergbau sowie der Braunkohlenbergbau hinterlassen Hohlformen, deren Verfüllung im Interesse der Allgemeinheit häufig wünschenswert ist, um eine Folgenutzung auf diesen Oberflächen zu ermöglichen.

Bis heute ist es nach der Beendigung der bergbaulichen Gewinnungsphasen immer wieder zur **Verfüllung** von Kies- oder Tongruben, Steinbrüchen bzw. Restlöchern von Kohletagebauen mit Abfällen gekommen. Weiterhin wurden Abfälle auch auf errichteten (Deponie-) Anlagen und sonstigen Flächen abgelagert, die nicht im Zusammenhang mit solchen Hohlformen stehen.

Insgesamt stellen die so oder auf andere Weise durch Ablagerung von Abfällen in der Vergangenheit entstandenen Abfallkörper heute z.T. relevante Gefahren- bzw. Stoffquellen dar.

"Abfall" im Sinne des deutschen Abfallrechts sind alle Gegenstände, die beweglich sind, sofern der Besitzer des Gegenstandes sich dieses Gegenstandes entledigt, sich dessen entledigen will oder sich dessen entledigen muss. Die ist z.B. der Fall, wenn er den Abfall bzw. Gegenstand

- auf einer Deponie oder sonstigen Abfallablagerung ablagert bzw. beseitigt,
- in einer Verbrennungsanlage thermisch verwertet,
- in Bohrlöcher, Bergwerke oder sonstigen Hohlformen einbringt.

Hierbei gilt es die Abfallbeseitigung von der Abfallverwertung zu trennen. Regelungen zur klaren Abgrenzung zwischen Abfällen und Nebenprodukten und dem Ende der Abfalleigenschaft werden mit der Novelle der Abfallrahmenrichtlinie erwartet. Weitere Ausführungen hierzu sind im Anhang E2 "Erörterung fachtechnischer Grundlagen und Begriffe" zusammengefasst.

A2.2 Problemstellung abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden

Gewässerschäden, die durch Stoffemissionen von Abfallablagerungen verursacht wurden bzw. Standortsituationen, bei denen in diesem Zusammenhang **Gefahren für umliegende Schutzgüter** begründet werden können, sind heute bei einer Vielzahl von Standorten betriebener und stillgelegter Deponien, Altablagerungen und sonstiger Standorte mit

Abfallablagerungen **infolge nicht bzw. nur unvollständig wirksamer oder fehlender Sicherungselemente zum Schutz der angrenzenden Gewässer** (vgl. WHG §1, §1a zur Definition der Gewässer und ihres Schutzes) feststellbar.

An solchen Standorten haben Sickerwasser- bzw. Stoffemissionen aus Abfallkörpern von

- Deponien bzw. Deponieabschnitten,
 - (gem. KrW-/AbfG: betriebene Abfall-Beseitigungsanlage),
 - (gem. DepV zugelassene und/oder betriebene Deponien, vgl. auch DepV §1 Abs. 3 Nr. 4),
- Altdeponien,
 - (gem. AbfAbIV: betriebene Deponie, deren Betrieb am 1. Juli 1993 zugelassen war, vgl. auch DepV Teil 4),
- Altablagerungen,
 - (gem. § 2 Abs. 5 Nr. 1 BBodSchG: stillgelegte Abfallbeseitigungsanlagen)
- Altstandorten,
 - (gem. § 2 Abs. 5 Nr. 2 BBodSchG: Grundstücke stillgelegter Anlagen, auf denen mit umweltgefährdenden Stoffen umgegangen worden ist),
- Abraum-Halden bzw. -Kippen sowie Verfüllkörpern sowie
 - (gem. BBergG: Einbau von Abfall zur Verwertung als Maßnahme zur Wiedernutzbarmachung) bzw.
- sonstigen Abfallablagerungen,
 - (ungeordnete Müll- bzw. Abfallablagerungen),

die jeweils nicht über wirksame Basis- und Oberflächenabdichtungen bzw. sonstige Sicherungselemente verfügen, schädliche Bodenveränderungen sowie Verunreinigungen des Grundwassers und/oder oberirdischer Gewässer bewirkt bzw. können diese bei ungehindertem Geschehensablauf in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit bewirken.

Zur umweltrechtlichen und technischen Klassifizierung werden diese schädliche Bodenveränderungen und Verunreinigungen der Gewässer im Rahmen dieses Themenverbundes als

- **abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden**, die mit Bezug auf das Grundwasser und bei ausschließlicher Verunreinigung des Grundwassers als
- **abfallablagerungsverursachte Grundwasserschäden**

("AbGWS") bezeichnet werden, benannt. Der hier eingeführte und verwendete Begriff "**abfallablagerungsverursacht**" soll einen fachgebietsübergreifenden Bezug zu den schaden- und gefahren- verursachenden Stoffemissionen aus abgelagerten Abfällen von Deponien, Altablagerungen, Abfallverfüllkörpern und sonstigen Abfallablagerungen herstellen.

Für die Feststellung eines solchen Schadens bzw. für die Begründung eines entsprechenden Gefahrenverdachtes ist es zunächst unerheblich, ob es sich um einen Standort einer noch betriebenen oder bereits stillgelegten Abfallablagerungsanlage oder entsprechender Grundstücke handelt. Unterscheidungen hierzu werden aber bei der Planung und Auswahl geeigneter und verhältnismäßiger Maßnahmen zum Umgang mit diesen Schadens- und Gefahrensituationen erforderlich.

Abb. A2-1 veranschaulicht schematisch eine für Standorte von Abfallablagerungen typische Schadens- und Gefahrensituation, die ausgehend von einer Primärstoffquelle (Abfallkörper einer Deponie oder Altablagerung) räumlich und zeitlich zu einem abfallablagerungsverursachten Bodenfunktions- und Gewässerschaden geführt hat. Gemäß dieser Abbildung werden als

- **"Schadstoffquelle"** Bereiche mobiler und residual gesättigter Phase sowie die in der Bodenmatrix der ungesättigten und gesättigten Zone festgelegten Schadstoffe bezeichnet (vgl. LABO 2006 bzw. KORA-HE Kap. 2). Die Schadstoffquelle kann dabei an verschiedenen Orten des Gesamtsystems liegen, daher wurde die Unterscheidung von "Primär(Stoff)quelle" und "Sekundär(Stoff)quellen" (im Boden- und Grundwasserbereich) vorgenommen. Als
- **"Schadstofffahne"** wird das Grundwasservolumen im Abstrom einer Schadstoffquelle verstanden, in dem die Stoffkonzentrationen über der jeweiligen Geringfügigkeitsschwelle (GFS-Bericht, LAWA 2004) (vgl. LABO 2006 bzw. KORA-HE Kap. 2) bzw. über weiteren zu bestimmenden Werten (vgl. WHG §33a, UGB-II §40) liegen, ohne dass damit im Hinblick auf § 40 Abs. 1 Entwurf UGB Teil II (Stand 20.05.2008), mangels dort vorhandener gesetzlicher Regelung ein Grundwasserschaden vorliegen muss.

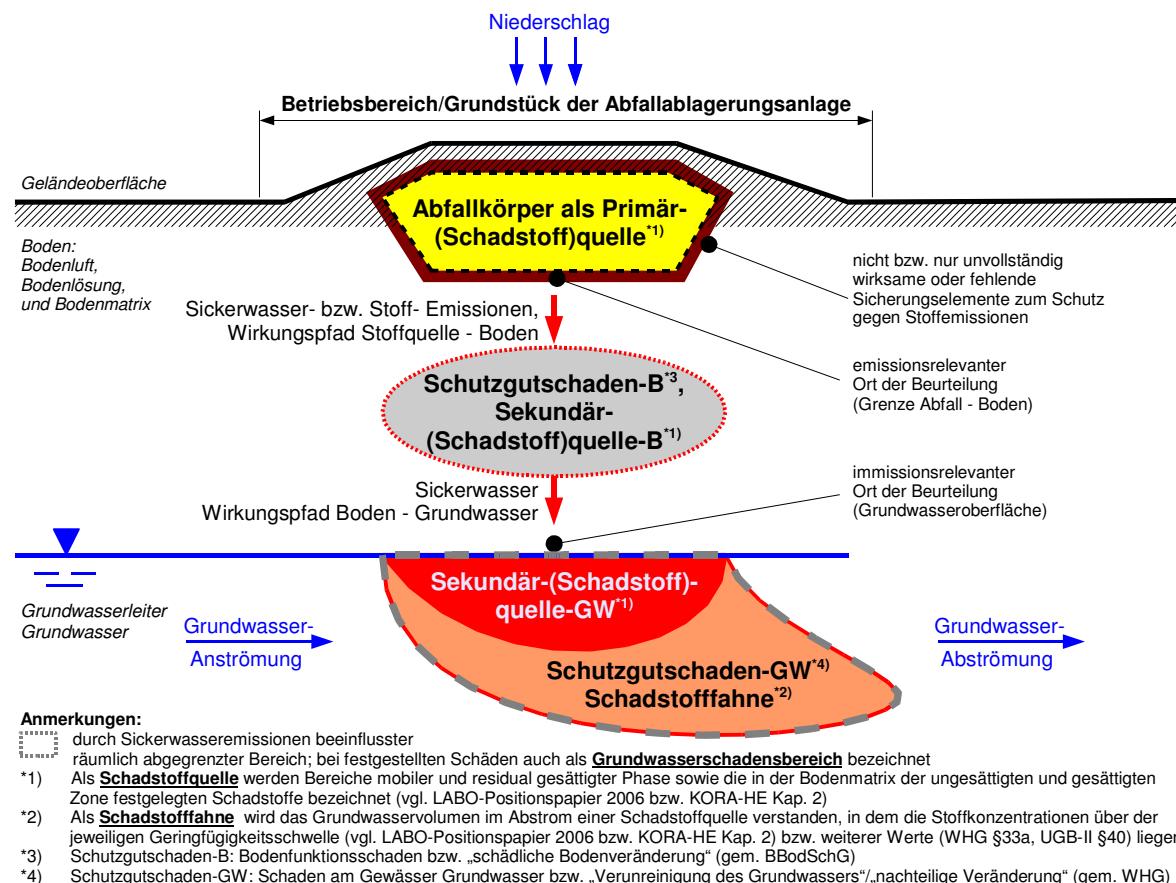


Abb. A2-1: Schematische Darstellung eines typischen abfallablagerungsverursachten Bodenfunktions- und Grundwasserschadens (vgl. LUCKNER, 02/2008)

Der in **Abb. A2-1** mit "Schutzbuchschaden-GW" gekennzeichnete Bereich umfasst somit den **durch Sickerwasseremissionen beeinflussten räumlich abgegrenzten Bereich im Grundwasser**, der bei festgestellten Schäden auch als **"Grundwasserschadensbereich"**

bezeichnet wird und sich aus den räumlichen Bereichen der "Sekundär-(Schadstoff-)quelle-GW" und der "Schadstofffahne" zusammensetzt. Weiter Ausführungen hierzu sind in den Kapiteln **B3.3** und **E2** zusammengefasst.

Die in **Abb. A2-1** dargestellten beispielhaften Schutzgutschäden,

- Bodenfunktionsschaden bzw. „schädliche Bodenveränderung“ (gem. BBodSchG) und
- Schaden am Gewässer Grundwasser bzw. „Verunreinigung des Grundwassers“ bzw. „nachteilige Veränderung“ (gem. WHG) bzw. Gewässerschaden (gem. USchadG)

und die von diesen Schäden und Sickerwasseremissionen auf umliegende Schutzgüter ausgehenden Gefahren, sind oft nicht mit verhältnismäßigem Aufwand allein durch klassische (bau-)technische Stilllegungs- und Sanierungsmaßnahmen, wie z.B.

- Herstellung von Oberflächenabdichtungen auf Abfallkörpern,
- Einbau von Dichtwänden und sonstigen Trenn- und Stützkörpern zur vertikalen Einkapselung von Abfallkörpern,
- Errichtung, Betrieb und Rückbau von Sickerwasser- und sonstigen Wasser- bzw. Abwasserfassungs-, Transport- und Aufbereitungsanlagen,
- Errichtung klassischer Pump-and-Treat-Anlagen zur Fassung und (Off-site) Behandlung von sickerwasserbeeinflusstem Grundwasser etc.,

beseitigbar bzw. ausreichend minderbar. Somit bedarf es im Rahmen der Erarbeitung von Stilllegungsnachweisen, Sanierungsplänen und Abschlussbetriebsplänen auch der

- **Berücksichtigung der Wirksamkeit von NA-Prozessen**

(NA ... Natural Attenuation) bei der Auswahl, Planung und Durchführung von Maßnahmen zur Schadens- und Gefahrenminderung. Wesentlich ist dabei, die erforderlichen Einzelmaßnahmen auf Basis einer gesamtheitlichen Betrachtung des Standortes aufeinander abzustimmen.

Der schrittweisen Prüfung der Verhältnismäßigkeit und somit der Abwägung der behördlichen Forderungen an den Pflichtigen unter Berücksichtigung der Wirksamkeit von NA-Prozessen kommt dabei erhebliche Bedeutung zu.

Maßgebend für den bei abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden zu bewertenden Schaden am Schutzbauwerk Grundwasser als Gewässer und die von diesem Schaden ausgehenden Gefahren für noch ungeschädigte Schutzgüter des öffentlichen Rechts ist das Wasserrecht, und damit die EG-WRRL, das WHG der Bundesrepublik Deutschland, die Wassergesetze der Bundesländer sowie die Empfehlungen der Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (vgl. auch Anhang **E3** "Erörterung rechtlicher Grundlagen").

A2.3 Stoffspezifik

A2.3.1 Merkmale abfallablagerungsbeeinflussten Sickerwassers

Aus Abfallkörpern kann bei fehlenden oder nicht wirksamen Oberflächen- und Basisabdichtungssystemen ein weites Spektrum an anorganischen und organischen Stoffen

über das Gas und oder das Sickerwasser aus dem Abfallkörper emittieren. In angrenzenden Gewässern können so abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden (AbGWS) entstehen. In Abhängigkeit des vorliegenden Abfallkörpers und somit von der standortspezifischen Abfallzusammensetzung sowie einer Reihe weiterer Standortbedingungen wird das Langzeitemissionsverhalten über das Sickerwasser in das Grundwasser bestimmt. Auf der Grundlage der biochemischen Vorgänge in Abfallkörpern werden hierbei Emissionsphasen (vgl. **Tab. A2-1**) unterschieden, die durch spezifische Stoffkonzentrationen und -Frachten im Sickerwasser (und im Deponiegas) gekennzeichnet sind.

Die deponie- und phasenspezifischen Sickerwasserfrachten weisen je nach Beeinflussungsgrad der in Abfallkörpern ablaufenden Prozesse für die zu betrachtenden organischen und anorganischen Stoffparameter jeweils zumeist weite charakteristische Konzentrationsbereiche auf. In **Tab. A2-1** sind Ergebnisse einer Datenauswertung von typischen Stoffkonzentrationen für Sickerwasserinhaltsstoffe aus Siedlungsabfalldeponien für

- biochemisch abhängige Sickerwasserinhaltsstoffe sowie für
- biochemisch unabhängige Sickerwasserinhaltsstoffe

dargestellt. Die hier erfasste Datenbasis ist in EHRIG (1989) und KRUSE (1994) umfassend erläutert. Weitere Ausführungen hierzu sind im Anhang **E4** "Erörterung der Stoffcharakteristik abfallablagerungsverursachter Gewässerschäden" zusammengefasst.

A2.3.2 Merkmale abfallablagerungsbeeinflussten Grundwassers

Die typischerweise in Sickerwässern von Abfallkörpern enthaltenen Stoffe können (unter vorbenannten Bedingungen) auch im Grundwasserabstrom von Abfallkörpern nachgewiesen werden.

Da in abfallablagerungsverursachten Grundwasserschadensbereichen gleichfalls chemische und biochemische Reaktionen, sonstige Rückhalte- und Abbauprozesse sowie Verdünnungsprozesse wirken, unterscheiden sich die typischen stoffspezifischen Konzentrationsbereiche in Sickerwässern von denen in abfallablagerungsverursachten Grundwasserschadensbereichen.

Die vom Umweltbundesamt erhobenen, repräsentativen Untersuchungsergebnisse zur Erfassung von "Stoffgehalten in durch Altablagerungen beeinflussten Grundwässern aus Lockergesteins- Aquiferen" (vgl. KERNDORFF et al. 1/1993, Kap. 6, WaBoLu- Heft) zeigen, dass bei den anorganischen Stoffen u.a. Ammonium, Chlorid, Cadmium, Chrom und Bor mit erhöhten Stoffkonzentrationen nachweisbar sind.

Bei den organischen Stoffen gehören die wesentlichen Schadstoffe den Stoffgruppen der halogenierten Alkane, den Alkenen und den Aromaten an.

Den Stoffgruppen PCB, Dioxine/Furane oder halogenhaltige Pflanzenschutzmittel kommt dagegen bei abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden aufgrund der überwiegend geringen hydrogeochemischen Persistenz und der relativ geringen Mobilität bzw. erheblicher Retardation eine eher untergeordnete Bedeutung zu.

Tab. A2-1: Stoffkonzentrationen für biochemisch ab- und unab- hängige Sickerwasserinhaltsstoffe aus Siedlungsabfalldeponien (Datenquellen gem. Angaben in der Tabelle)

Emissionsphasen für Siedlungsabfalldeponien nach CHRISTENSEN & KJELDSSEN (1989)			Saure Phase							Methanphase						
Datenquellen			EHRIG (1989) zitiert in KRUSE (1994)			KRUSE (1994)				EHRIG (1989) zitiert in KRUSE (1994)			KRUSE (1994)			
Parameter	Einheit		Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
pH	-	6,1	4,5	7,5	7,4	7,0	6,2	7,8	8,0	7,5	9,0	7,6	7,6	7,0	8,3	
BSB ₅	mg/l	13000	4000	40000	6300	4000	600	27000	180	20	550	230	210	20	700	
CSB	mg/l	22000	6000	60000	9500	6200	950	40000	3000	500	4500	2500	1900	460	8300	
BSB ₅ /CSB	-	0,58	-	-	≥ 0,4				0,06	-	-	≤ 0,2				
DOC	mg/l	-	-	-	2600	2250	350	12000	-	-	-	660	625	150	1600	
TOC ³	mg/l	7000	1500	25000	-	-	-	-	1300	200	5000	-	-	-	-	
SO ₄	mg/l	500	70	1750	200	130	35	925	80	10	420	240	120	25	2500	
Ca	mg/l	1200	10	2500	650	450	80	2300	60	20	60	200	150	50	1100	
Mg	mg/l	470	50	1150	285	230	30	600	180	40	350	150	150	25	300	
Fe	mg/l	780	20	2100	135	110	3	500	15	3	280	25	12,5	4	125	
Mn	mg/l	25	0,3	65	11	9	1	32	0,7	0,03	45	2	1	0,3	12	
Zn	mg/l	5	0,1	120	2,2	0,9	0,05	16	0,6	0,03	4	0,6	0,4	0,09	3,5	
Sr	mg/l	7	0,5	15	-	-	-	-	1	0,3	7	-	-	-	-	
AOX ¹	µg/l	1674	540	3450	2400	1680	260	6200	1040	524	2010	1725	1840	195	3500	
org.Säuren	mg/l	-	-	-	4200	3400	1400	6900	-	-	-	120	20	5	1100	
ADR	mg/l	-	-	-	14500	9300	1800	77000	-	-	-	7000	7000	2000	12000	
GR	mg/l	-	-	-	10100	5900	1500	72000	-	-	-	5600	5750	1500	9300	
el. LF	µS/cm	-	-	-	13000	12000	2000	50000	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
Cl ⁻	mg/l	2100	100	5000	2150	1650	315	12400	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
TKN	mg/l	-	-	-	920	640	250	2000	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
NH ₄ -N	mg/l	750	30	3000	740	630	17	1650	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
ges.N	mg/l	1250	50	5000	-	-	-	-	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
NO ₃ -N	mg/l	3	0,1	50	-	-	-	-	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
NO ₂ -N	mg/l	0,5	0	25	-	-	-	-	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
ges.P	mg/l	6	0,1	30	6,8	4,3	0,3	54	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
Na	mg/l	1350	50	4000	1150	930	1	6800	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
K	mg/l	1100	10	2500	880	785	170	1750	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
As	µg/l	160	5	1600	25,5	17	5,3	110	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
Pb	µg/l	90	8	1020	160	160	8	400	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
Cd	µg/l	6	0,5	140	37,5	15,2	0,7	525	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
Cr	µg/l	300	30	1600	155	136	2	520	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
Co	µg/l	55	4	950	-	-	-	-	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
Cu	µg/l	80	4	1400	90	60	5	560	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
Ni	µg/l	200	20	2050	190	150	10	1000	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
B	mg/l	-	-	-	10,6	5,8	0,1	65	siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							
...									siehe Saure Phase (EHRIG 1989 zitiert in KRUSE 1994)							

Bemerkungen:

*1 der Parameter AOX wird von einigen Autoren auch in den unbeeinflussten/unabhängigen Sickerwasserinhaltsstoffen zugeordnet (vgl. z.B. EHRIG & HAGEDORN 1998)

*2 Ergänzungen nach EHRIG & HAGEDORN (1998)

*3 Ergänzungen nach ATV (1993) zitiert in WIRTZ (2000)

ADR = Abdampfrückstand

GR = Glührückstand

TKN = Kjeldahl-Stickstoff (stickstoffhaltige Verbindungen)

In den **Tab. A2-2** und **Tab. A2-3** sind Datenzusammenstellungen typischer Stoffkonzentrationen im Grundwasser, die im Abstrom von Abfallablagerungen nachgewiesen werden können, getrennt in anorganische und organische Grundwasserinhaltsstoffe, sowie folgende ergänzende Daten zusammengefasst:

- WaBoLu- Datensatz "durch Altablagerungen beeinflusste Grundwässer aus Lockergesteins- Aquiferen" (vgl. KERNDORFF et al. 1/1993, Kap. 6, WaBoLu- Heft),
- WaBoLu- Datensatz "weitestgehend unbeeinflusste Grundwässer aus Lockergesteins- Aquiferen" (vgl. KERNDORFF et al. 1/1993, Kap. 6, WaBoLu- Heft),

- Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001),
- Geringfügigkeitsschwellenwerte (LAWA 2004).

Die WaBoLu-Datensätze basieren auf einer statistisch ausgewertete Datengrundlage. Die Randbedingungen für diese Auswertung sind in KERNDORFF et. al (1993) umfassend erläutert.

Tab. A2-2: Konzentrationen anorganischer Grundwasserinhaltsstoffe für durch Abfallablagerungen un- bzw. beeinflusste Grundwässer aus Lockergesteinsaquiferen (Daten aus: KERNDORFF et. al (WaBoLu- Heft 1/1993), TrinkwV (2001) und LAWA (2004))

		beeinflusstes Grundwasser				un-beeinflusstes Grundwasser				TrinkwV	GFS / LAWA		
Parameter	Einheit	WaBoLu-Datensatz "durch Altablagerungen beeinflusste Grundwässer aus Lockergesteinsaquiferen"				WaBoLu-Datensatz "weitestgehend unbeeinflusste Grundwässer aus Lockergesteinsaquiferen"							
		Anzahl Mess- werte	Mittel- wert	Median, 50%- Per- zentil	75%-Per- zentil	Anzahl Mess- werte	Mittel- wert	Median, 50%- Per- zentil	75%-Per- zentil				
Physikalisch-chemische Parameter													
Temperatur	°C	-	-	-	-	105	10,3	10,3	11,1	12,7	-		
Leitfähigkeit	µS/cm	-	-	-	-	121	498	499	619	838	-		
pH-Wert		-	-	-	-	124	7,1	7,2	7,4	7,6	-		
Hauptkationen													
Calcium	mg/l	318	175	156	229	116	83	78,7	106	149	400		
Magnesium	mg/l	321	38,1	22,0	42,3	121	14	11,9	20,7	31,3	50		
Natrium	mg/l	338	128	45,6	130	104	18	12,7	24,3	49,7	150		
Kalium	mg/l	217	32,9	12,0	36,0	93	3	2,2	3,5	8,8	12		
Ammonium	mg/l	276	11,0	0,41	6,2	114	0	0,07	0,23	0,54	1		
Eisen	mg/l	335	9,6	2,0	11,0	123	2,0	0,93	2,0	8,2	0		
Mangan	mg/l	329	1,5	0,43	1,2	120	0,18	0,12	0,24	0,76	0		
Hauptanionen													
Hydrogencarbonat	mg/l	233	519	408	661	98	238	252	335	415	-		
Chlorid	mg/l	360	202	74,2	168	120	33,4	25,5	44,1	77,8	250		
Sulfat	mg/l	352	194	122	223	121	59,0	35,7	77,5	154	240		
Nitrat	mg/l	347	25,6	2,5	24,3	126	13,3	6,9	23,6	42,8	50		
Spurenelemente													
Aluminium	µg/l	168	596	80,0	573	53	50	< 10	20	290	200		
Blei	µg/l	334	6,3	< 0,05	2,1	88	1,4	< 0,5	0,90	6,3	40		
Cadmium	µg/l	335	1,5	< 0,05	0,3	88	0,13	< 0,1	< 0,1	0,42	5		
Chrom (gesamt)	µg/l	279	21,2	< 10	< 10	89	0,58	< 0,5	0,50	3,3	50		
Kupfer	µg/l	275	24,5	< 10	20,0	28	7,0	4,5	9,6	19,8	-		
Nickel	µg/l	249	22,9	13,0	24,0	74	2,8	< 1,0	4,3	14,2	50		
Quecksilber	µg/l	232	< 0,2	< 0,2	< 0,2	78	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1		
Strontium	µg/l	205	580	399	764	15	240	200	320	460	-		
Zink	µg/l	328	410	64,5	220	41	117	30,2	93,3	305	-		
Spurenanionen													
Arsen (As III/V)	µg/l	253	45,4	1,3	6,0	86	1,2	< 0,5	0,60	7,7	10		
Nitrit	mg/l	285	0,49	< 0,1	0,3	122	< 0,01	< 0,01	0,01	0,06	100		
Selen (Se, IV/VI)	µg/l	112	0,10	< 0,2	< 0,2	40	0,55	< 0,1	< 0,1	0,2	10		
Bor (ges.)	µg/l	259	832	181	530	20	34,8	26,0	56,6	78	1000		
Fluorid	mg/l	97	< 0,5	< 0,5	0,50	85	< 0,1	< 0,1	0,12	0,23	2		
Cyanide (ges.)	µg/l	-	-	-	-	77	< 1	< 1	< 1	1,2	50		
Phosphat (ges.)	mg/l	207	1,8	0,1	0,60	105	0,14	0,08	0,21	0,54	-		

Bemerkungen:

*1 GFS für Chrom-III

*2 Der GFS von 5 µg/l gilt für leicht freisetzbares Cyanid. Liegt kein leicht freisetzbares Cyanid vor, ist der Wert der TrinkwV von 50 µg/l heranzuziehen.

Tab. A2-3: Konzentrationen organischer Grundwasserinhaltsstoffe für durch Abfallablagerungen un- bzw. beeinflusste Grundwässer aus Lockergesteinsaquiferen (Daten aus: WaBoLu- Heft 1/1993 KERNDORFF et. al, und LAWA (2004))

Parameter/Substanz	beeinflusstes Grundwasser				un-beeinflusstes Grundwasser				GFS / LAWA	
	WaBoLu-Datensatz "durch Altanlagen beeinflusste Grundwässer aus Lockergesteinsaquiferen"				WaBoLu-Datensatz "weitestgehend unbeeinflusste Grundwässer aus Lockergesteinsaquiferen"					
	Anzahl Mess-werte	Mittel-wert	Median, 50%-Perzentil	75%-Perzentil	Anzahl Mess-werte	Mittel-wert	Median, 50%-Perzentil	75%-Perzentil		
Summenparameter										
DOC [mg/l]	-	-	-	-	72	1,6	1,2	2,0	4,3	
AOX [µg/l]	-	-	-	-	66	2,7	< 2,0	< 2,0	13,1	
Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe [µg/l]									20	
Dichlormethan	114	38100	438	16800	102	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	
Trichlormethan	236	76,2	1,4	10,1	99	0,12	< 0,1	< 0,1	0,55	
Tetrachlormethan	201	1,2	0,2	0,3	89	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	
1,1-Dichlorethan	130	52,7	53,0	90,0	-	-	-	-	-	
1,2-Dichlorethan	16	107	< 5	< 5	-	-	-	-	2	
1,1,1-Trichlorethan	206	16,5	1,0	7,4	123	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,2	
1,1,2-Trichlorethan	140	36	3,0	70,0	-	-	-	-	-	
Chlorethen (Vinylchlorid)	136	1690	99,5	1950	-	-	-	-	0,5	
cis-1,2-Dichlorethen	153	22100	166	1150	-	-	-	-	-	
trans-1,2-Dichlorethen	134	57,1	50,0	95,0	-	-	-	-	-	
Trichlorethen	277	11,5	2,3	11,0	125	0,21	< 0,1	< 0,1	1,1	
Tetrachlorethen	277	56,1	1,4	3,7	126	0,34	< 0,1	< 0,1	1,2	
Tribrommethan / Bromoform	130	3	2,5	4,5	57	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	
Brom dichlormethan	-	-	-	-	18	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,4	
Dibromchlormethan	-	-	-	-	26	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	
Benzol und Alkyl-/Chlorderivate [µg/l]									-	
Benzol	127	141	13,5	38,0	18	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	
Toluol	127	4,1	3,5	11,0	18	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	
o-Xylool	127	13,8	4,7	19,6	18	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	
m/p-Xylool	92	3,4	2,8	4,9	18	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	
Ethylbenzol	124	6,6	4,4	62,5	18	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	
1,3,5-Trimethylbenzol (Mesitylen)	90	< 0,1	< 0,1	< 0,1	-	-	-	-	-	
1,2,4-Trimethylbenzol (pseudo-Cumol)	90	1,7	1,5	2,6	-	-	-	-	-	
Isopropylbenzol (Cumol)	90	1,6	3,1	4,5	-	-	-	-	-	
2-Ethyltoluol	90	0,62	0,6	0,8	-	-	-	-	-	
Chlorbenzol	93	4,7	2,3	6,5	-	-	-	-	-	
1,2-Dichlorbenzol	90	0,83	0,9	2,1	-	-	-	-	-	
1,3-Dichlorbenzol	90	1,7	1,1	38,2	-	-	-	-	-	
1,4-Dichlorbenzol	90	3,4	2,2	37,5	-	-	-	-	-	
Phenol und Methyl-/Chlorderivate [µg/l]									-	
Phenol	124	1,7	1,5	3,6	-	-	-	-	8	
2-Methylphenol (o-Kresol)	124	4,6	5,9	9,2	-	-	-	-	-	
4-Methylphenol (p-Kresol)	124	12,0	8,6	20,7	-	-	-	-	-	
3,5-Dimethylphenol	124	4,0	6,9	35,6	-	-	-	-	-	
3-Chlorophenol	124	10,5	12,3	20,8	-	-	-	-	-	
2,4-Dichlorphenol	124	0,85	0,9	9,6	-	-	-	-	-	
2,4,5-Trichlorphenol	127	1,7	1,3	16,6	-	-	-	-	-	
2,4,6-Trichlorphenol	124	0,71	0,6	1,5	-	-	-	-	-	
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe [µg/l]									0,2 * ¹	
Naphthalin	124	1,5	1,1	2,1	-	-	-	-	1 * ²	
Acenaphten	124	1,6	1,3	17,1	-	-	-	-	-	
Phenanthren	124	0,33	0,6	2,6	-	-	-	-	-	

Bemerkungen:

*1 Summe aller PAK ohne Naphthalin und Methylnaphthaline (siehe *2)

*2 Summe Naphthalin und Methylnaphthaline

Die Daten in den vorbenannten Tabellen können hier nur der Orientierung bei der Unterscheidung von durch Emissionen aus Abfallabslagerungen beeinflussten und unbeeinflussten Grundwässern in Lockergesteinsaquiferen dienen. Diese Daten können daher nicht ohne Prüfung für die Bewertung an einem bestimmten Standort verwendet werden. Hierzu ist in der Regel die Erfassung der standortspezifischen Hintergrundwerte (vgl. KERNDORFF 01/2006) sowie die Erfassung der Daten aus dem durch Sickerwasseremissionen beeinflussten Bereich erforderlich. Auf dieser Basis kann dann eine Abgrenzung zwischen beeinflussten und un-beeinflussten Bereichen im Grundwasser vorgenommen werden. Letztlich kann bei festgestellten Schäden auch der "Grundwasserschadensbereich" räumlich abgegrenzt werden.

In den **Tab. A2-2** und **Tab. A2-3** wird deutlich, dass die GFS-Werte als alleiniges Kriterium zur Bewertung von abfallabslagerungsverursachten Grundwasserschäden nicht geeignet sind, weil für eine Vielzahl relevanter Parameter kein GFS- Wert (z.B. Kalium, Ammonium, Aluminium) angegeben werden kann.

Weitere Ausführungen hierzu sind im Anhang **E4** "Erörterung der Stoffcharakteristik abfallabslagerungsverursachter Gewässerschäden" zusammengefasst.

A3 Rückhalte- und Abbau-Prozesse und deren Wirkungen

A3.1 Einleitung

Umweltkompartimente - wie der Boden und die Gewässer - verfügen über das wertvolle Vermögen zur "natürlichen Selbstheilung". Schädigungen dieser Umweltkompartimente bzw. ihrer Funktionen im Naturhaushalt können durch die Wirkungen natürlich ablaufender Prozesse, die sich ggf. durch technische Maßnahmen stimulieren lassen, effizient gemindert bzw. beseitigt werden.

Nicht die natürlichen Prozesse per se stehen dabei im Mittelpunkt des Interesses sondern deren Wirkungen hinsichtlich der Minderung der bestehenden Schäden und Gefahren bezüglich der betroffenen Schutzgüter. So spricht man gemeinhin z.B. von

- der natürlichen Selbstreinigung der Gewässer,
- der natürlichen Rehabilitation der Bodenfunktionen oder vom
- Schutz des Grundwassers durch die Filter-, Puffer- und Stofftransformationswirkungen des Bodens.

Beim Umgang mit Bodenfunktions- und Gewässerschäden wird in der Regel der allgemeine Begriff der natürlichen Selbstheilung durch folgende fachtechnische Begriffe ersetzt:

- Wirkungen des natürlichen Rückhalt und Abbaus von Schadstoffen,
- Wirkungen der Natural Attenuation (NA)-Prozesse bzw.
- Wirkungen der natürlichen Schadstoffminderungs- oder Schadenminderungsprozesse.

Für die Bewertung der Wirksamkeit von NA-Prozessen (NA, Natural Attenuation) bedarf es in der Regel spezifischer Untersuchungen und der Nutzung von (Planungs-) Instrumenten, wie z.B.

- der Erfassung und Auswertung von Daten zu den geologischen, hydrologischen, hydrogeologischen, hydraulischen und hydrochemischen Standortgegebenheiten,
- der Identifikation von Parametern in Labor-, Technikums- und Feldtestanlagen zur Quantifizierung der NA-Wirkungen (z.B. für den Ansatz in Prognosemodellen),
- der Erarbeitung mathematischer Simulationsmodelle zur Abbildung der Grundwasserströmungs- und der (konservativen und reaktiven) Stofftransportprozesse etc.

Auf dieser Basis können Maßnahmen zum Umgang mit diesen Schäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirksamkeit von natürlichen Rückhalte- und Abbau-Prozessen geplant, realisiert und überwacht werden.

Die folgenden Abschnitte dienen der Erörterung von Grundlagen zu NA-Prozessen, deren Wirksamkeit und Potentialen.

A3.2 Branchenrelevante NA-Prozesse

A3.2.1 NA-Prozesse in Abfallkörpern und Emissionsphasen

In Abfallkörpern finden zahlreiche biochemische (aerobe und anaerobe), chemische und physikalische Prozesse statt, die bewirken, dass Abfallkörper im Allgemeinen im zeitlichen Verlauf kein konstantes Emissionsverhalten aufweisen.

Ein in der Fachliteratur weit verbreitetes Schema zur Veranschaulichung der zeitlichen Entwicklung der Gehalte typischer Inhaltsstoffe in der Gas- und Wasserphase von Siedlungsabfalldeponien ist das von CHRISTENSEN & KJELDSEN entworfene Schema welches in **Abb. A3-1** dargestellt ist.

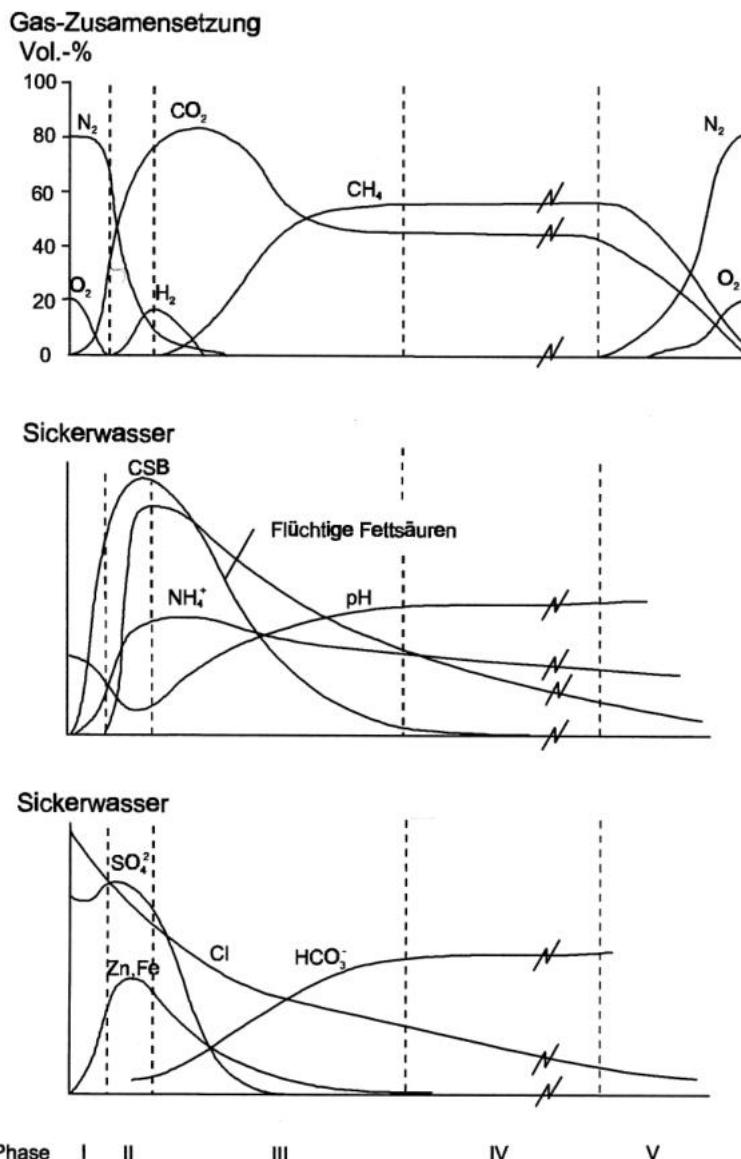


Abb. A3-1: Zeitliche Entwicklung der Gehalte von typischen Inhaltsstoffen in der Gas- und Wasserphase von Siedlungsabfalldeponien (CHRISTENSEN & KJELDSEN 1989, zitiert in KRÜMPPELBECK 2000)

Hier nach kann das Langzeitemissionsverhalten von Siedlungsabfalldeponien auf Grundlage von zeitlichen Veränderungen der NA-Prozesse im Abfallkörper in folgende fünf Phasen gegliedert werden:

- Phase I: aerobe Phase,
- Phase II: saure (Gärungs-)Phase bzw. Versäuerungsphase,
- Phase III: Übergangsphase bzw. instabile Methanphase,
- Phase IV: stabile Methanphase und
- Phase V: postmethanogene Phase bzw. aerobe Endphase bzw. Lufteinbringphase.

Abb. A3-1 verdeutlicht zugleich, dass bis auf den organischen Kohlenstoff, der infolge der Deponiegasproduktion zu weit über 90 % dem Abfallkörper gasförmig (vor allem in Form von CO₂ und CH₄) entweicht, die meisten anderen mobilisierbaren Inhaltsstoffe in der Regel über das Sickerwasser ausgetragen werden (HEYER 2003).

Das Emissionsverhalten eines Abfallkörpers in den einzelnen Phasen wird ausführlich im Anhang E4 "Erörterung der Stoffcharakteristik abfallablagerungsverursachter Gewässerschäden" behandelt.

A3.2.2 NA-, Stoff-Rückhalte- und Stoff-Abbauprozesse

In Anlehnung an die Basisdefinition der OSWER Directive 9200.4-17D der U.S.EPA werden unter den **Natural Attenuation** (NA)-Prozessen die im Boden oder im Grundwasserbereich ablaufenden physikalischen, chemischen und biologischen **Prozesse** verstanden, die ohne menschliches Eingreifen wirken und unter bestimmten Bedingungen zur Minderung von Masse, Konzentration/Aktivität, toxischer Wirkung, räumlicher Verbreitung und Mobilität von Schadstoffen führen.

Zu diesen Prozessen, die zur Immobilisierung von Schadstoffen im Untergrund oder zu ihrer stofflichen Transformation in Nicht-Schadstoffe führen, zählen gem. vorstehender Basisdefinition insbesondere

- der biologische Schadstoffabbau,
- die Schadstoff-Fällung,
- die Schadstoff-Sorption,
- die Schadstoff-Verdünnung durch molekulare Diffusion und hydrodynamische Dispersion,
- die chemische Transformation von Schadstoffen zu Nicht-Schadstoffen und
- die Schadstoff-Verflüchtigung.

In den Projekten des Förderschwerpunkts KORA wird integraler als in der U.S. EPA-Directive von **natürlichem Rückhalt und natürlichem Abbau von Schadstoffen** gesprochen. Dem Rückhalt unterliegen Schadstoffe im Untergrund dann, wenn sie

- aus den mobilen fluiden Phasen
 - GP (gaseous phase),

- APL (aqueous phase liquid) und
- NAPL (non aqueous phase liquid)
- in immobile Untergrundphasen, wie
 - Feststoffmatrix sowie
 - residuale GP, APL oder NAPL,
 - Biofilme u.a.m.,

transferiert und dort akkumuliert werden.

Diese Phasentransferprozesse sind nur unter speziellen Bedingungen irreversibel. Generell stehen Hin- und Rücktransfer im thermodynamischen Gleichgewicht. Die Verteilung der Schadstoffe zwischen den im Austausch stehenden Phasen im Untergrund wird durch Verteilungsgleichgewichte charakterisiert. Je stärker solch ein Verteilungsgleichgewicht eine immobile Untergrundphase begünstigt, desto immobiler wird der betroffene Schadstoff im Untergrund. Das Umweltbundesamt z.B. hat als Maß hierfür den Begriff der „Grundwassergängigkeit“ eines Stoffs geprägt.

Typische **natürliche Schadstoffrückhalteprozesse** im Untergrund sind (vgl. **Abb. A3-2**):

- Geometrisch bedingte Flächen- oder Raumfilterprozesse der Feststoffmatrix des Untergrundes gegenüber grob-, kolloid- oder molekuladispergierten Stoffen im strömenden Boden- bzw. Grundwasser als Dispergents,

(durchlässiger Untergrund filtriert grob- und kolloid-disperse Stoffe, bindige Schichten wirken vergleichbar den Membranen der technischen Wasserbehandlung bei der Filtration auch als natürlicher Feinfilter für kollid- und molekulare dispergerte Stoffe)
- Sorptionsprozesse, die Schadstoffe dem Boden- bzw. Grundwasser entziehen und im Adsorpt der Feststoffmatrix des Untergrundes (d.h. im Adsorptionsfilm) oder im Feststoffinnern selbst absorbieren und damit akkumulieren bzw. speichern können,

(org. Schadstoffe werden so z.B. an Oberflächen von Tonmineralen adsorbiert und von org. Feststoffteilchen, residualen nicht aquatischen Flüssigphasen aber auch von Biofilmen in bedeutendem Maße absorbiert)
- Ionenaustauschprozesse, bei denen die Kationen- von den Anionenaustauschprozessen zu unterscheiden sind,

Insbesondere die Tonminerale zeichnen sich durch eine hohe Kationenaustauschkapazitäten aber auch nicht unwesentliche Anionenkapazitäten aus.
Auch organische Feststoffe, Huminstoffe, natürlich auch die Biomasse vermögen Ionen auszutauschen.
- Fällungsprozesse gelöster Salze und Minerale bei Überschreitung ihrer Löslichkeitskonzentration im Boden- bzw. Grundwasser sowie

(vielfach sind auch Mitfällungsprozesse von Relevanz)
- Bioakkumulationsprozesse bei welchen nicht nur Schadstoffe adsorbiert und absorbiert sondern auch in den Zellen der Organismen im Zuge des Baustoffwechsels eingebaut werden.

Problematisch für alle diese Prozessen ist es, dass sie in der Regel resversibel sind, d.h. dass die durch sie an der immobilen Untergrundmatrix akkumulierten Stoffe auch wieder in die mobilen fluiden Untergrundphasen (Bodenwasser, Bodengas, Grundwasser und mobile nichtwässrige Flüssigphase) freigesetzt werden können.

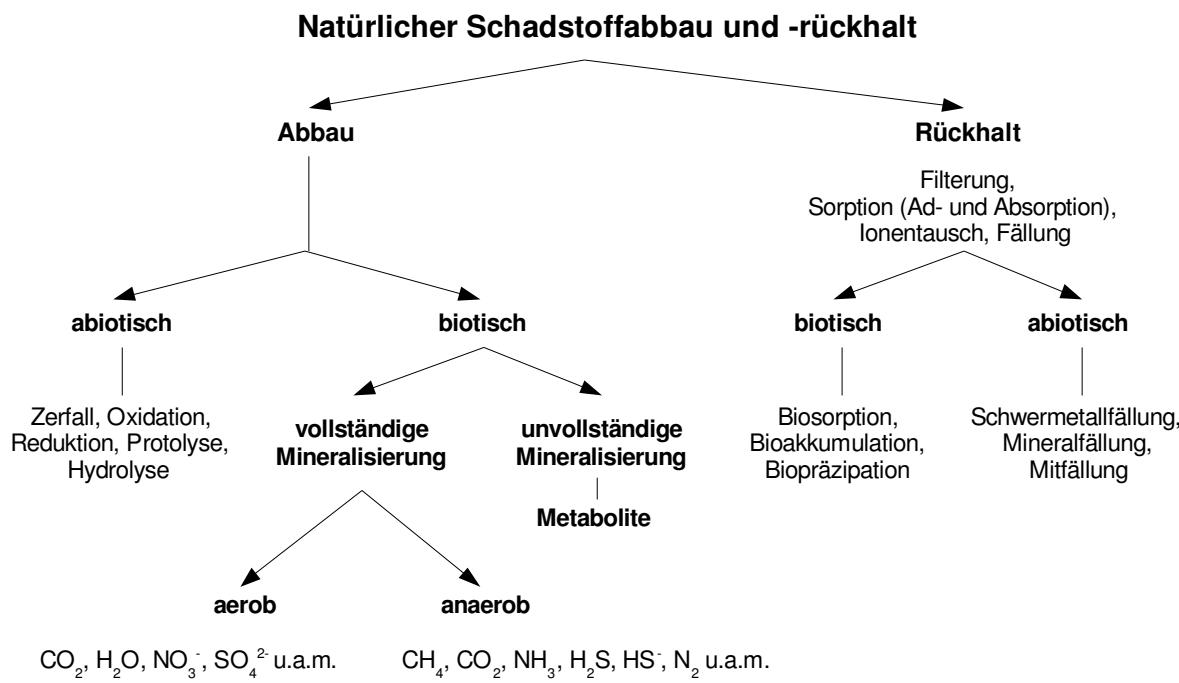


Abb. A3-2: Übersicht zu den Prozessen des natürlichen Schadstoffabbaus und Schadstoffrückhalts

Typische **natürliche Schadstoffabbauprozesse** sind die physikalischen, chemischen und biologischen Schadstoffwandlungsprozesse, d.h. natürliche Prozesse im Untergrund, die Schadstoffe in Nicht-Schadstoffe transferieren (vgl. **Abb. A3-2**). Die gemeinhin wichtigsten dieser Prozesse sind:

- der physikalisch determinierte Zerfall radioaktiver Isotope zu nicht-radioaktiven Isotopen (so z.B. der Zerfall von ^{60}Co , ^{137}Cs oder ^{90}Sr)
- die chemischen Redoxprozesse, die durch chemische Reduktion oder Oxidation Schadstoffe im Boden- oder Grundwasser oder im Bereich der inneren Oberflächen der Feststoffmatrix in Nichtschadstoffe zu wandeln vermögen sowie (typisch für derartige chemische Redoxprozesse ist z.B. die oxidative Stoffwandlung von Trichlorethen mit Kaliumpermanganat oder die oxidative Schadstoffwandlung mit Fe^{3+} an der inneren Oberfläche der Feststoffmatrix),
- die mikrobiell katalysierten Schadstoffwandlungsprozesse. (Prozesse, bei welchen im Untergrund z.B. organische Schadstoffe wie Benzol unter Energiegewinn abgebaut werden, sind als natürliche NA-Prozesse im Untergrund von besonderer Relevanz).

Ungeachtet dessen, dass KORA die Betrachtungen auf den natürlichen Rückhalt und Abbau von Schadstoffen in Böden und Grundwasser fokussiert hat, darf der

- Schadstofftransfer über den Wirkungspfad Boden/Grundwasser → Atmosphäre und der
- Schadstofftransfer über den Wirkungspfad Boden/Grundwasser → Pflanze

nicht außer Acht bleiben, da auch sie zur natürlichen Schadstoffminderung im Boden und Gewässer/Grundwasser beitragen.

Letztendlich trägt auch die Verdünnung durch molekulare Diffusions- und hydrodynamische Dispersionsprozesse zur Minderung von Schadstoffkonzentrationen im Boden- und Gewässer/Grundwasser bei, die nicht ohne weiteres den natürlichen Rückhalte- und Abbauprozessen wohl aber den NA-Prozessen zuzuordnen sind.

A3.2.3 Oxidative und reduktive Grundwasser-Schadenszonen

Die vorbenannten NA-Prozesse wirken örtlich und zeitlich differenziert im Gesamtsystem zwischen dem Abfallkörper, dem Boden und dem Grundwasser. Der abfallablagerungsverursachte Grundwasserschadensbereich lässt sich hierbei in Schadenszonen untergliedern. Kriterium für eine solche Aufteilung ist in der Regel der Grad der Schutzwertschädigung. Für abfallablagerungsverursachte Grundwasserschadensbereiche ist auch eine Unterteilung in unterschiedliche Redoxzonen typisch. Als weiteres Unterscheidungsmerkmal dient gelegentlich das Vorkommen oder Nichtvorkommen mobiler oder residualer öliger Flüssigphasen.

Abb. A3-3 dient von Vorstehendem ausgehend der zusammenfassenden schematischen Systemdarstellung eines abfallablagerungsverursachten Gewässerschadens einschließlich der Untergliederung des räumlich abgegrenzten Schadensbereichs in unterschiedliche Schadenszonen. Wie diese Abbildung verdeutlicht, kommt der Stoffemission aus der Deponie bzw. Alt- bzw. Abfallablagerung, gelöst bzw. dispergiert im Sickerwasser oder als eigenständige Flüssigphase, auf dem Wirkungspfad vom Deponiekörper über eine undichte Deponiesohle in den Boden unter der Deponie und von dort weiter ins Grundwasser initiale Relevanz für die Schädigung des Grundwassers zu. Der geschädigte Grundwasserbereich bildet sich somit stets unter und im Grundwasserabstrom des Abfallkörpers (bzw. der Primär-(Schadstoff)-quelle der Deponie bzw. Altablagerung) aus.

Typisch bei Abfallablagerungen ist hierbei der Eintrag von

- organischem Kohlenstoff (OC) und
- Ammonium (NH_4^+)

über das Sickerwasser in das Grundwasser bzw. Gewässer. Dort bewirken die Wechselwirkungen mit dem anströmenden Grundwasser, dem Boden und dem Gasaustausch Stoffabbaureaktionen und Stoffrückhalteprozesse. Die Effektivität der Abbaureaktionen organischer Schadstoffe ist z.B. durch den Eintrag von Sauerstoff effektiv beeinflussbar. Ergänzend bewirkt die Grundwasserneubildung eine natürliche Verdünnung der Stoffkonzentrationen im Abstrom.

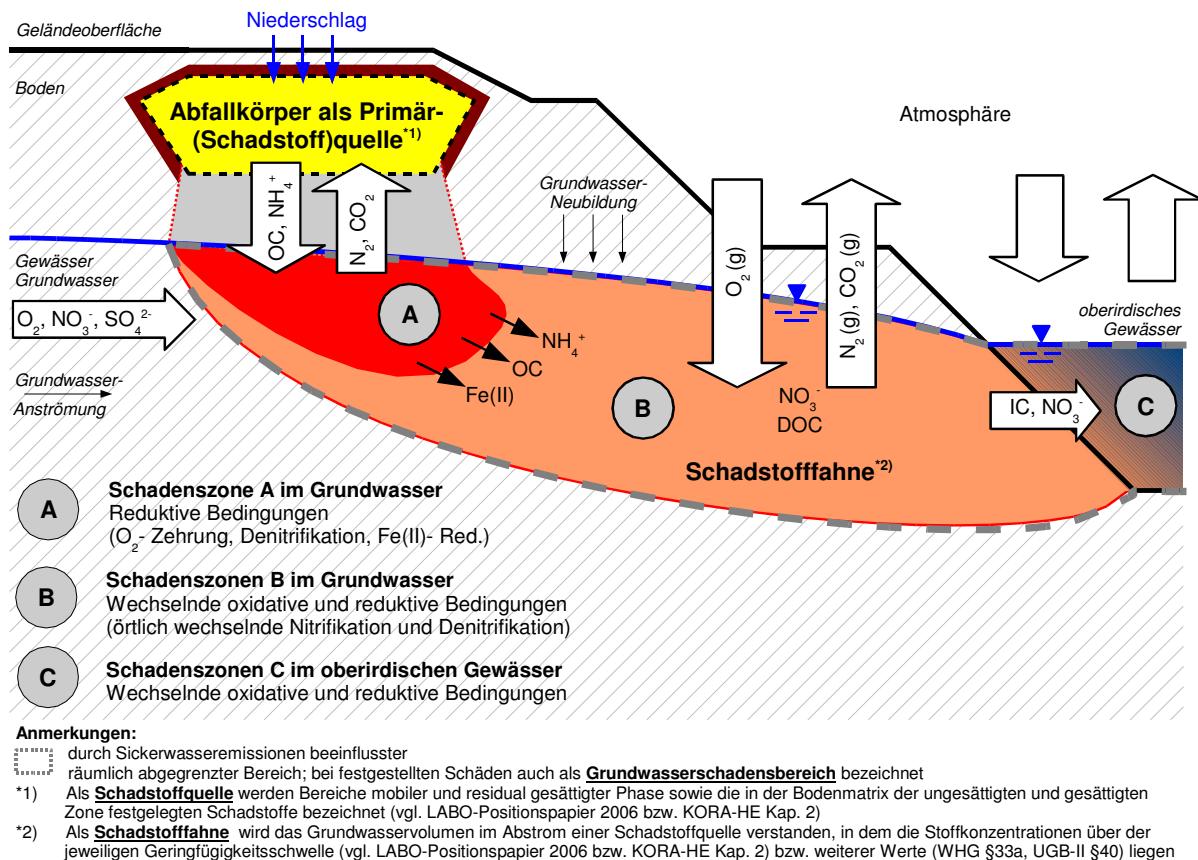


Abb. A3-3: Schematische Systemdarstellung eines AbGWS mit dem räumlich abgegrenzten Schadensbereich und seiner örtliche Untergliederung in Schadenszonen A-C

Weiterhin wird aus **Abb. A3-3** deutlich, dass räumlich abgegrenzte Grundwasserschadensbereiche eine deutlich größere Ausdehnung haben können als die Grenzen der ehemaligen Anlage des Abfallablagerungsbetriebs und so auch relativ weiter abgelegene Schutzgüter schädigen können. Die Verantwortlichkeit von Anlagenbetreibern für betriebsbedingte Schäden ist in Deutschland nicht an die Grenzen der Betriebsflächen gebunden, sondern an die Kausalität des Schadenhergangs (vgl. hierzu auch Anhang E3 "Erörterung rechtlicher Grundlagen").

A3.3 Konzeptionelles Modell, Schadstoffminderung durch NA-Prozesse

Stellt man die natürliche Schadstoffminderung im Boden- bzw. im Grundwasser - z.B. ausgedrückt durch die zeitliche Abnahme der Schadstoffkonzentration in diesen wässrigen Flüssigphasen des Untergrundes - in den Mittelpunkt der Betrachtungen, so gilt es, alle NA-Prozesse hinsichtlich ihrer Wirkung auf solch eine Konzentrationsabnahme hin zu betrachten und zu bewerten. Dies erfolgt dadurch, dass alle NA-Prozesse so formuliert werden, dass sie Eingang in konzeptionelle mathematische Strukturmodelle des reaktiven Stofftransports im Untergrund finden können. Die Basisform der Stoffstrom-Bilanzgleichung widerspiegelt die allgemeine Struktur solch einer Modellgleichung für ein infinitesimal kleinen Volumenelement dV des geschädigten Untergrundbereiches:

Basisform der Stoffstrom-Bilanzgleichung

Die Basisform einer Stoffstrom-Bilanzgleichung ist durch die folgende partielle Differentialgleichung gegeben:

$$\text{div} \left(\underbrace{-D_{M,i,j} \text{grad } c_{i,j}}_{\text{Diffusion}} - \overline{\bar{D}}_{D,i,j} \text{grad } c_{i,j} + \vec{v}_j c_{i,j} \right) \quad \text{Stoffstromrate in g/(m}_R^2 \text{ s})$$

$$= - \underbrace{\frac{\partial (\theta_j c_{i,j})}{\partial t}}_{\text{Konzentrations-}\dot{\text{a}}\text{nderung}} + \underbrace{\sum S_{i,j}}_{\text{Quell- und Senkeneffekte}} \quad \text{Stoffstromrate in g/(m}_R^3 \text{ s})$$
Gl. A3-1

Durch Integration über ein Raumelement dV und ein Zeitelement dt sowie die Anwendung des Gaußschen Integralsatzes ergibt sich folgende Form der Stofftransportgleichung:

$$\int \int \int_t A \left[- (D_{M,i,j} + \overline{\bar{D}}_{D,i,j}) \text{grad } c_{i,j} + \vec{v}_j c_{i,j} \right] dA dt$$

$$= \underbrace{\int \int \int_t V \frac{\partial (\theta_j c_{i,j})}{\partial t} dV dt}_{\text{zeitliche Änderung der Stoffkonzentration und Sättigung}} + \underbrace{\int \int \int_t V \sum S_{i,j} dV dt}_{\text{Summe der Speicherterme}} \quad \text{Gesamt-Stoffmenge in [g]}$$
Gl. A3-2

- $\vec{f}c_{i,j}$ Stoffstromrate des Stoffs i in der Mischphase j in $g/(m_R^2 \text{ s})$ bzw. in $\text{mol}/(m_R^2 \text{ s})$
- $D_{M,i,j}$ Molekulardiffusionskoeffizient des Stoffs i in der Mischphase j in $m_j^3/(m_R^2 \cdot s)$
- $\overline{\bar{D}}_{D,i,j}$ hydrodynamischer Dispersionskoeffizient des Stoffs i in der Mischphase j in $m_j^3/(m_R^2 \cdot s)$
- \vec{v}_j Volumenstromrate bzw. -dichte in $m_j^3/(m_R^2 \text{ s})$
- θ_j volumetrischer Gehalt der Phase j in m_j^3/m_R^3
- $c_{i,j}$ Konzentration des Stoffs i in der fluiden Mischphase j
- $\sum S_{i,j}$ Quellen- und Senkenterm, wie z.B.
 - *technische Stoffzufuhr und Entnahme*
 - *Phasentransferreaktionen (Ionenaustausch, Sorption/Desorption, Lösung/Fällung, Verflüchtigung)*
 - *phaseninterne Reaktionen (Säure/Base- oder Oxidation/Reduktionsreaktionen)*

In dieser das mathematische Modell der Schadstoffminderung im Boden- oder Grundwasser repräsentierenden partiellen Differentialgleichung ist $c_{i,j} = c_{i,j}(x, y, z, t)$ - d.h. die Konzentration des Stoffs i in der Flüssigphase j in Abhängigkeit der Orts- und Zeitvariablen x, y, z und t - die abhängige Variable (d.h. die zu bestimmende Größe). Nimmt $c_{i,j}$ am Betrachtungspunkt $P = P(x_0, y_0, z_0)$ mit der Zeit ab, bedeutet dies eine mit der Zeit fortschreitende Minderung des Schadstoffs i an diesem Punkt, der z.B. von einem Filter einer Grundwassermessstelle erfasst wird. In der abhängigen Variablen $c_{i,j}$ der obigen Gleichung werden somit alle Wirkungen der von diesem Modell erfassten NA-Prozesse gebündelt, so dass sich auch die Sensitivität jedes Terms dieses Modells bezüglich seiner Relevanz auf $c_{i,j}$ explizit ausweisen lässt.

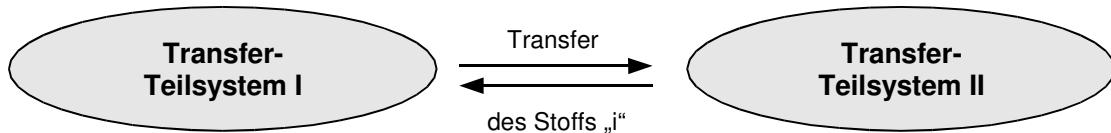
$D_{M,i,j} \operatorname{grad} c_{i,j}$ formuliert in obiger Gleichung mit dem molekularen Diffusionskoeffizienten $D_{M,i,j}$ den Transport des Schadstoffs i durch Molekulardiffusion in der wässrigen Phase $D_{D,i,j} \operatorname{grad} c_{i,j}$, mit dem hydrodynamischen Dispersionskoeffizienten $D_{D,i,j}$ (einem Tensor) den entsprechenden Transport durch hydrodynamische Dispersion und $v_j c_{i,j}$ mit der Strömungsrate (Darcy-Geschwindigkeit) v_j den Transport durch Advektion (bzw. Konvektion) mit dem strömenden Boden- und Grundwasser. Der Operator div widerspiegelt in dieser Gleichung, dass die durch die drei Transportterme formulierten Flüsse des Schadstoffs i in der Differenzbildung am Bilanzaum (d.h. der Ermittlung von Zufluss minus Abfluss) zu unterwerfen sind. Der Term $\partial(\theta_j c_{i,j})/\partial t$ formuliert die zeitliche Änderung des in der wässrigen Phase des Bilanzaumes gespeicherten Schadstoffinventars und $\sum S_{i,j}$ die Quell- und Senkenterme für den Schadstoff i in der wässrigen Phase j des Bilanzaumes. Der Quell/Senken-Term $\sum S_{i,j}$ ist positiv, wenn der Schadstoff i dem Raumelement dV zugeht, d.h. $\sum S_{i,j}$ eine Stoffquelle in der Phase j reflektiert.

Folgende Stoffzu- bzw. Stoffabgänge zum betrachteten Raumelement dV sind neben den Transportflüssen gem. obiger Gleichung zu betrachten (siehe **Abb. A3-4**):

- (1) Stofftransfer zwischen dem betrachteten Raumelement dV und dem Umfeld des Modells, wie z. B. der Stoffentzug durch Pflanzen oder Pumpbrunnen oder die Stoffzufuhr durch Düngung, Infiltrationsbrunnen u.a.m.,
- (2) Stofftransfer zwischen der betrachteten wässrigen Phase w im Raumelement dV und anderen an sie angrenzenden Phasen, wie z. B. Ionenaustausch, Sorption, Lösung/Fällung, Lösung/Verflüchtigung u. a. natürliche Phasentransfer-Reaktionen,
- (3) Stofftransfer von einem Stoff i zu einem anderen Stoff durch phaseninterne Reaktionen, wie z.B. Säure/Base- oder Oxidation/Reduktions-Reaktionen, in der Phase w .

Während mit der Summe aller durch (1) reflektierten Prozesse der Transfer des Schadstoffs i in der Phase w des Modellraumes mit dem Umfeld reflektiert wird, widerspiegelt (2) den Transfer des Stoffs i in der Phase j des Modellraums mit den anderen an sie grenzenden Phasen und (3) den Transfer des Stoffs i in der Phase w mit anderen Stoffen in der gleichen Phase j .

Transferprozesse im Untergrund



- | | |
|--|--|
| (1) Stoff „i“ in Phase „j“ in dV des Modellraums | Umfeldelement (z.B. Pflanze) |
| (2) Stoff „i“ in Phase „j“ in dV des Modellraums | Phase ≠ „j“ in dV des Modellraums |
| (3) Stoff „i“ in Phase „j“ in dV des Modellraums | Stoff ≠ „i“ in Phase „j“ in dV des Modellraums |

Abb. A3-4: Übersicht über die zu betrachtenden drei Typen der Transferprozesse zwischen den zu betrachtenden Teilsystemen I und II

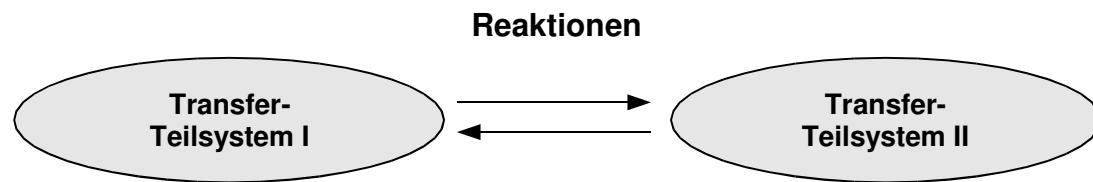
Der Stofftransfer zwischen den jeweils zu betrachtenden Transferteilsystemen wird in der Regel durch einen Vor- und Rücktransfer gebildet. Ist der Vor- und Rücktransfer gleich groß, spricht man davon, dass sich die zwei Transferteilsysteme im dynamischen Gleichgewicht (d.h. im Fließgleichgewicht) befinden, sonst spricht man von Nichtgleichgewicht. Der Transfer wird dabei als schnell betrachtet, wenn aus einem Nichtgleichgewichtszustand innerhalb der dt der Gleichgewichtszustand erreicht wird und von langsam, wenn dazu ein Mehrfaches von dt benötigt wird. **Abb. A3-5** stellt diese drei Gruppen von Transferprozessen nochmals in einer Übersicht zusammen.

Fasst man - wie in der Regel üblich - den Schadstofftransfer von **(2) und (3)** unter dem Begriff der Reaktion zusammen, so lässt sich mit **Abb. A3-5** ein Überblick über die für Modellierungen von Schadstoffminderungsprozessen durch Natural Attenuation oftmals maßgebenden Reaktionen geben. Gilt es die Schadstoffminderung für mehrere Schadstoffe in mehreren Phasen des Untergrundes zu beschreiben, ist für jeden hierbei zu betrachtenden Stoff in jeder zu betrachtenden Phase je eine Modellgleichung des Typs der obigen Gleichung zu formulieren. Es entsteht so ein komplexes Modellgleichungssystem des reaktiven Mehrkomponenten/Mehrphasentransports im Untergrund, dessen Einzelgleichungen durch stöchiometrische homogene und heterogene Reaktionsgleichungen miteinander verkoppelt sind.

Es ist daher bei der Nutzung systembeschreibender bzw. konzeptioneller Prognosemodelle die Frage, ob NA bei der Sanierung AbGWS berücksichtigt oder unberücksichtigt bleiben soll, substanzlos. Die Fragestellung muss vielmehr lauten, in welchem Ausmaß es anthropogene Maßnahmen zu ergreifen oder auch nicht zu ergreifen gilt, um die natürlichen Prozesse so zu beeinflussen, dass sie das erstrebte Sanierungs- und Rehabilitationsziel zu einem bestimmten Zeitpunkt zu erreichen gestatten.

Wie vorstehende Ausführungen veranschaulichen, finden somit alle NA-Prozesse normiert auf die Konzentration der betrachteten „Modellstoffe“ direkten Eingang in die einzelnen Terme der obigen Modellgleichung. Alle aktiven Eingriffe bzw. Maßnahmen zur Stimulation dieser Prozesse in und um den AbGWS-Bereich werden in der Form von äußeren Randbedingungen oder inneren Randbedingungen (als Transferterm des 1. Typs gem. **Abb. A3-4**) wirksam. Die modellbasierte Ermittlung der Wirkung der NA-Prozesse auf die

Konzentrationsminderung von Schadstoffen erfolgt somit stets simultan mit der Ermittlung der Wirkung aktiver Sanierungsmaßnahmen.



In Abhängigkeit der betrachteten Systeme I und II werden folgende Reaktionen unterschieden:

Homogene Reaktionen (phaseninterne Reaktionen)

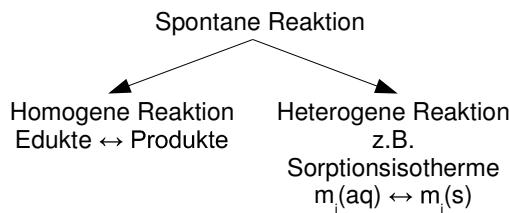
- Assoziation / Dissoziation
- Säure- / Base- Reaktion (H^+ - Transfer)
- Oxidation / Reduktion (e^- - Transfer)

Heterogene Reaktionen (Phasentransfer- Reaktionen)

- Ionenaustausch
- Sorption (Adsorption / Desorption)
- Lösung / Fällung

Schnelle Reaktionen

Thermodynamische Gleichgewichtsreaktionen



(In der Regel werden die Produkte aus dem Ausgangszustand mittels PhreeqC ermittelt.)

Langsame Reaktionen

Thermodynamische Nichtgleichgewichtsreaktionen

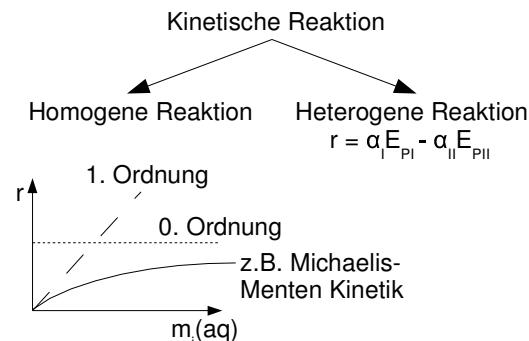


Abb. A3-5: Übersicht über die bei einer natürlichen Schadstoffminderung oftmals maßgebenden natürlichen Reaktionen im Untergrund

Dem Nachweis der im betrachteten Schadensbereich ablaufenden NA-Prozesse dienen nicht nur Nachweise der an Boden- oder Grundwasserproben bestimmten Minderung der Stoffkonzentration, sondern u.a. auch

- isotopen-analytische Nachweise,
 - (so wurden z.B. ^{13}C -haltige Toluolmoleküle schlechter/langsamer mikrobiell abgebaut als ^{12}C -haltige, so dass sich erstere bei der Existenz mikrobiellem Abbaus im Grundwasser anreichern)
- metaboliten-analytische Nachweise,
 - (treten Metaboliten der Primärschadstoffe auf, ermöglichen sie die Identifikation der angenommenen Abbaukette)
- molekular-genetischer Nachweise sowie
 - (Ermittlung und Bewertung des bakteriellen DNA-Fingerabdrucks der Biozönose)

- sonstige labortechnische Nachweise
 - (so z.B. die Durchführung von Labor-Säulen-Experimenten mit radioaktiv markierten Substraten, deren Metabolite so identifizierbar werden).

A3.4 NA- und ENA-Potenziale

Generell wird der Begriff Potenzial als Synonym zum Begriff Vermögen benutzt; das NA-Potenzial ist so der synonyme Begriff zu NA-Vermögen. Gleiches trifft für die Begriffe ENA-Potenzial = ENA-Vermögen zu (E - steht für enhanced, das im Rahmen von KORA mit stimuliert übertragen wurde). Dabei gilt es stets das Vermögen, einen Prozess aktuell zu treiben, von dem Vermögen, einen Prozess längerfristig aufrecht zu erhalten, zu unterscheiden. Im ersten Fall ist das Potenzial als so genannte prozesstreibende Kraft (driving force) eine der Gradientenbildung unterworfene skalare intensive Größe (so z.B. grad(pe) als Gradient der Elektronenaktivität einer Redoxreaktion); im anderen Fall eine extensive Größe, d.h. eine Mengengröße (so z.B. das Stoffinventar in mol oder kg). Während somit das NA-Potenzial als prozesstreibende Kraft unmittelbar aus der mathematischen Formulierung des entsprechenden NA-Prozesses ablesbar ist, gilt es das Potenzial als Mengengröße zu bestimmen, die die prozesstreibende Kraft formiert bzw. bewirkt.

Vom Enhancing bzw. von der Stimulation der natürlichen Attenuation spricht man gemeinhin, wenn die NA-Potenziale und damit die NA-Prozesse in der Boden- und Grundwasserzone, auf welchen die natürlichen Schadstoffminderungsprozesse basieren, durch gezielte - meist technische Maßnahmen - initiiert, unterstützt und verstärkt werden. Dies kann durch Erhöhung des Potenzialgradienten als prozesstreibende Kraft und/oder die Vermehrung der zugehörigen Potenzial-Mengengröße aber auch durch Minderung prozesshemmender Faktoren erfolgen. Hierzu zählt z.B. auch die Nährsalzzufuhr zur Stimulation mikrobieller Abbauprozesse bis hin zur Injektion mikrobieller Spezialisten (Bioaugmentation). Im Mittelpunkt applikativen Handelns steht aber zu meist die Zufuhr von e⁻-Akzeptoren (insbesondere von Sauerstoff), die für den mikrobiellen Abbau organischer Schadstoffe oft den prozessbestimmenden Minimumsfaktor darstellen. Der Stimulation natürlicher Schadstoffminderungs- bzw. Selbstreinigungsprozesse geschädigter Böden und Gewässer wird heute in Deutschland eine immer größere Bedeutung beigemessen.

Der Begriff des NA-Potenzials wird aber im Rahmen der Sanierung von geschädigtem Boden und Grundwasser auch allgemein benutzt. So spricht man häufig ganz allgemein

- vom Filtervermögen der Feststoffmatrix des Untergrundes,
 - (poröse Medien filtern aus dem Boden- oder dem Grundwasser dispergierte Stoffe wirksam aus und halten sie so von einem weiteren Transport mit dem strömenden Boden- und Grundwasser zurück)
- vom Puffervermögen des Bodens und des Grundwasserleiters mit dem Grundwasser sowie
 - (reversible physikalische, chemische und biologische Speicherprozesse bewirken im Untergrund Puffer- bzw. Retardationsprozesse (vgl. Kap. 3.2), hierzu zählen z.B. die physikalische, chemische oder biologische Sorption, die Ionen-Austauschprozesse sowie die Fällungs- und Lösungsprozesse von Metallen und andere Phasen-austauschprozesse)

- vom Stoffwandlungsvermögen im Boden- und Grundwasser
 - (im Boden- und Grundwasser ist Assoziation- und Dissoziation von dispergierten Stoffen bzw. Partikeln relevant, dabei sind die Hydrolyse, Protolyse und die Reduktion/Oxidation für die Stoffwandlung im Untergrund von prioritärer Bedeutung).

Ein besonders bedeutendes natürliches Potenzial des Bodens bzw. Grundwasserleiters bilden darüber hinaus in diesem verallgemeinerten Sinn auch

- die inneren Oberflächen (Feststoff-Wasser-Grenzflächen), die Mikroorganismen riesige Siedlungsgebiete bereitstellen, und
- das enorme geogene Stoffinventar der Feststoffmatrix der Untergrundes, das für die verschiedensten natürlichen Prozesse aktiviert bzw. enhanced werden kann und für die Nachhaltigkeit der NA-Prozesse zu sorgen vermag.

Grundsätzlich ist die mikrobielle Biozönose des Untergrundes das bedeutendste NA-Potenzial des natürlichen Abbaus organischer Schadstoffe. Insbesondere BTEX-Verbindungen, Dichlormethan, Chlorbenzol, Mineralölverbindungen, sauerstoffhaltige Kohlenstoffverbindungen (Alkohole, Ketone, Ester,) u.a.m. können mikrobiologisch relativ gut abgebaut werden. Bei vielen der halogenierten organischen Kohlenwasserstoffe ist das natürliche Selbstreinigungspotenzial eines Standorts ohne Stimulation dagegen zumeist nicht ausreichend.

Da alle mikrobiellen Stoffwechselprozesse nur in wässriger Lösung ablaufen, ist der mikrobielle Abbau gut wasserlöslicher (hydrophiler) Stoffe (wie z.B. von Phenolen, Alkoholen,) besser möglich als der schlecht wasserlöslichen (hydrophoben) Stoffe. Auch der Abbau von an der Feststoffmatrix sorbierten Schadstoffen ist viel schlechter möglich als der in der wässrigen Flüssigphase gelösten. Besonders schlecht sind Xenobiotika mit Strukturen, die in der Natur nicht vorkommen, mikrobiologisch abbaubar. Die Adaption bestimmter autochthoner Mikroorganismen zur Gewährleistung dieser Stoffwandlung dauert zumeist viel zu lang. Die Injektion mikrobieller Spezialisten (d.h. die Bioaugmentation) hat sich aber auch praktisch nicht bewährt, weil die allochthonen Mikroorganismen dem Konkurrenzdruck der autochthonen Mikroorganismen nicht gewachsen sind.

Generell ist dem mikrobiellen Abbau organischer Schadstoffe unter oxischen Bedingungen die größte Bedeutung beizumessen. Die aerobe Respiration führt in der Regel am ehesten zum vollständigen Abbau der organischen Schadstoffe. Unter anoxischen Bedingungen sind viele abfalltypischen Schadstoffe schwieriger für Bakterien angreifbar und der mikrobielle Abbau verläuft in der Regel langsamer als unter oxischen Bedingungen, wenn man von einer Reihe von Ausnahmen absieht. Als alternative terminale Akzeptoren des mikrobiellen Energietstoffwechsels fungieren Nitrat, Eisen(III), Mangan(IV), Sulfat u.a.m. In der Immissionszone und im Zentrum AbGWS dominieren in der Regel sulfatreduzierende und methanbildende Bakterien, an deren Rändern dagegen sauerstoff- und nitratreduzierende Mikroorganismen. Eine bedeutende Rolle im Zentrum der AbGWS spielen oft aber auch die Fe(III)-reduzierenden Bakterien. Die Randzonen abfallablagerungsverursachter Grundwasserschäden (AbGWS), in denen die Denitrifikation und aerobe Respiration dominieren, sind zumeist schmal.

Neben dem aeroben und anaeroben mikrobiellen Schadstoffabbau, bei dem die Schadstoffe als Baustoffe des Baustoffwechsels und als Energielieferanten des Energietstoffwechsels für

die Mikroorganismen dienen, tritt auch co-metabolischer Abbau auf. Die Mikroorganismen gewinnen aus diesem Abbau weder Baustoffe noch Elektronen, sie produzieren aber Enzyme, die neben ihrem Master-Substrat auch andere organische Schadstoffe zu transformieren vermögen.

In der Regel erfolgt der mikrobielle Schadstoffabbau auch nicht durch eine einzelne Mikroorganismengruppe sondern durch mehrere Arten. Erst der Synergismus des Wirkens mehrerer Organismenarten und -gruppen führt gemeinhin zum vollständigen Schadstoffabbau (d.h. zur vollständigen Mineralisierung) sowie zur Immobilisierung z.B. durch Polymerisierung und Humifizierung (bound residues).

Teil B: Empfehlungen zur Einzelfallbearbeitung

Autor: Thomas Luckner

- *Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.*
- *Dr.-Ing. Thomas Luckner*
- *Meraner Straße 10, 01217 Dresden*
- *TLuckner@dgfz.de*

B1 Einleitung

In den folgenden Abschnitten werden verallgemeinerte Empfehlungen bzw. Hinweise zur Einzelfallbearbeitung für den "Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse" auf Basis der vorangestellten Grundlagen (Teil A) und der Erfahrungen aus den KORA-Referenzprojekten (Teil C) zusammengefasst.

Die bei Deponien und Altablagerungen sowie sonstigen Abfallablagerungen vorzufindenden Standortsituationen sind in der Regel sehr unterschiedlich und daher nicht einfach systematisierbar. Insbesondere die großen Schadstoffquellen der Abfallkörper, deren heterogene Zusammensetzungen und Emissionsverhalten sowie die sonstigen Standortgegebenheiten erfordern einzelfallspezifische Betrachtungen. Besonderheiten ergeben sich weiterhin durch die Erforderlichkeit zur Beachtung der verschiedenen Rechtsbereiche des Abfall-, Berg- und Umweltrechts und deren Verbindungen. Hierzu werden folgende Schwerpunkte erörtert:

- Besonderheiten beim Umgang mit AbGWS,
- Empfehlungen zur systematischen Vorgehensweise,
- Untersuchungs- und Bewertungsmethoden.

Einzelfallbearbeitungen sind für den Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen erforderlich. Das gilt für die gesamte Palette der Aufgaben, die sich ausgehend vom Gefahrenverdacht bis zur Planung, Durchführung und Überwachung von Maßnahmen ergeben. Für die notwendigen Untersuchungen und Planungen zur Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse bei der Schadens- und Gefahrenminderung bzw. -beseitigung gilt dieser Grundsatz in besonderer Weise, weil jeder Standort- bzw. Einzelfall in der Regel durch erheblich verschiedene

- geologische, hydrogeologische, hydrochemische Standortgegebenheiten,
- Schadstoffbelastungen,
- Schutzgüter und Nutzungen im Umfeld sowie
- sonstige Standortmerkmale

gegenüber anderen Standortfällen gekennzeichnet ist.

B2 **Besonderheiten beim Umgang abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirksamkeit von NA-Prozessen**

B2.1 **Abgrenzung der Fach- und Rechtsgebiete²**

Abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden und Gefahrensituationen können durch Stoffemissionen aus Abfallkörpern von

- Deponien (gem. KrW-/AbfG: betriebene Abfall-Beseitigungsanlage),
- Deponien bzw. Deponieabschnitten (gem. DepV zugelassene und/oder betriebene Deponien, vgl. auch DepV §1 Abs. 3 Nr. 4),
- Altdeponien (gem. AbfAblV: betriebene Deponie, deren Betrieb am 1. Juli 1993 zugelassen war, vgl. auch DepV Teil 4),
- Altanlagen (gem. § 2 Abs. 5 Nr. 1 BBodSchG: stillgelegte Abfallbeseitigungsanlagen) sowie Altstandorte (gem. § 2 Abs. 5 Nr. 2 BBodSchG: Grundstücke stillgelegter Anlagen, auf denen mit umweltgefährdenden Stoffen umgegangen worden ist),
- Abraum-Halden bzw. -Kippen, Verfüllkörpern (gem. BBergG: Einbau von Abfall zur Verwertung als Maßnahme zur Wiedernutzbarmachung) bzw.
- sonstigen Abfallablagerungen (ungeordnete Müll- bzw. Abfallablagerungen),

die nicht über eine wirksame Basisabdichtung oder sonstige wirksame Sicherungselemente gegen Stoffemissionen aus Abfallkörpern verfügen, verursacht werden bzw. worden sein.

Mindestens bis zum Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen oder Gewässerschäden sind hierbei die spezifischen anlagenbezogenen abfall- und bergrechtlichen Regelungen vorrangig zu beachten. So sind z.B. die Maßnahmen, die ein Deponiebetreiber für die geordnete Stilllegung und Rekultivierung einer Deponieanlage (die z.B. nicht über eine wirksame Basisabdichtung verfügt) plant, zunächst den abfallrechtlich bestimmten Regelungen unterworfen. Darüber hinaus gelten die bodenschutzrechtlichen Regelungen zur Sanierung ab Beginn der Nachsorgephase (vgl. auch SONDERMANN 06/2003 in ATV / DVWK / VSK, Leitfaden zur Deponiestilllegung).

Insgesamt können sich so verschiedene Einzelfallgestaltungen durch Kombination der jeweiligen Fach-/Rechtsgebiete

- Deponie/Abfallrecht,
- Bergbau/Bergrecht,

² vgl. Hinweise im Impressum

- Altstandort/Bodenschutzrecht sowie
- Gewässerschaden/Wasserrecht

an einem Standort ergeben. Bei der Auswahl von

- abfallrechtlich bestimmten Maßnahmen zur geordneten Anlagenstilllegung und Rekultivierung sowie deren Nachsorge,
- bergrechtlich bestimmten Maßnahmen zur Wiedernutzbarmachung,
- bodenschutzrechtlich bestimmten) Maßnahmen zur Sanierung sowie
- wasserrechtlich bestimmten vor- und nachsorgenden Maßnahmen zum Umgang mit Gefahren und Schäden

gilt es diese unterschiedlichen Fachgebiete abzugrenzen und die erforderlichen Einzelmaßnahmen auf Basis einer gesamtheitlichen Betrachtung des Standortes aufeinander abzustimmen. **Abb. B2-1** versucht die Abgrenzungen und Wechselwirkungen zwischen jeweiligen Fach- und Rechtsgebieten und den zuzuordnenden Maßnahmen schematisch darzustellen. Hierbei wird auch deutlich, dass sich für die Berücksichtigung von NA-basierten Maßnahmen eine Vielzahl von Möglichkeiten ergeben. Im Einzelnen können dies (bei Deponien und Abfallablagerungen gem. **Kap. A2.2**) z.B. folgende Teilmaßnahmen sein:

- ENA-Maßnahmen im Deponie- bzw. Abfallkörper:
 - Be- bzw. Entgasung (z.B. KORA-Standortprojekt 4.A2: Kuhstedt),
 - Be- bzw. Entwässerung,
 - Sickerwasserkreislaufführung, (z.B. KORA-Standortprojekt 4.A1: Lochau),
- ENA-Maßnahmen im beeinflussten Grundwasser und oberirdischen Gewässer:
 - In-situ Techniken zum Gaseintrag ins Grundwasser (z.B. KORA-Standortprojekt 4.2: Weiden),
 - In-situ Techniken zum Gaseintrag in Seewasserkörper bzw. oberirdische Gewässer (z.B. KORA-Standortprojekte 4.3, 4.4, 4.A1: Großkayna, Frankfurt/M., Lochau),
- Erarbeitung eines MNA-Konzepts.
 - (z.B. KORA-Standortprojekte: 4.1 Berlin),

Vorrangiges Ziel der Anlagenbetreiber und Sanierungsverpflichteten ist es dabei, nach Abschluss der Maßnahmen die

- Entlassung aus der Deponienachsorge (gem. §36(5) KrW-/AbfG) bzw. die
- Beendigung der Bergaufsicht (gem. §69(2) BBergG) oder den
- Abschluss der Sanierung

zu erreichen, um somit aus den Anlagenbetriebs-, Nachsorge- bzw. Sanierungs-Verpflichtungen sowie aus der behördlichen Überwachung entlassen zu werden. Ergänzende Ausführungen hierzu sind im Kapitel E7.4 "Beendigung der Naturraumnutzung durch Bergbau- und Deponieanlagen" des KORA-TV4- Leitfadens zusammengefasst.

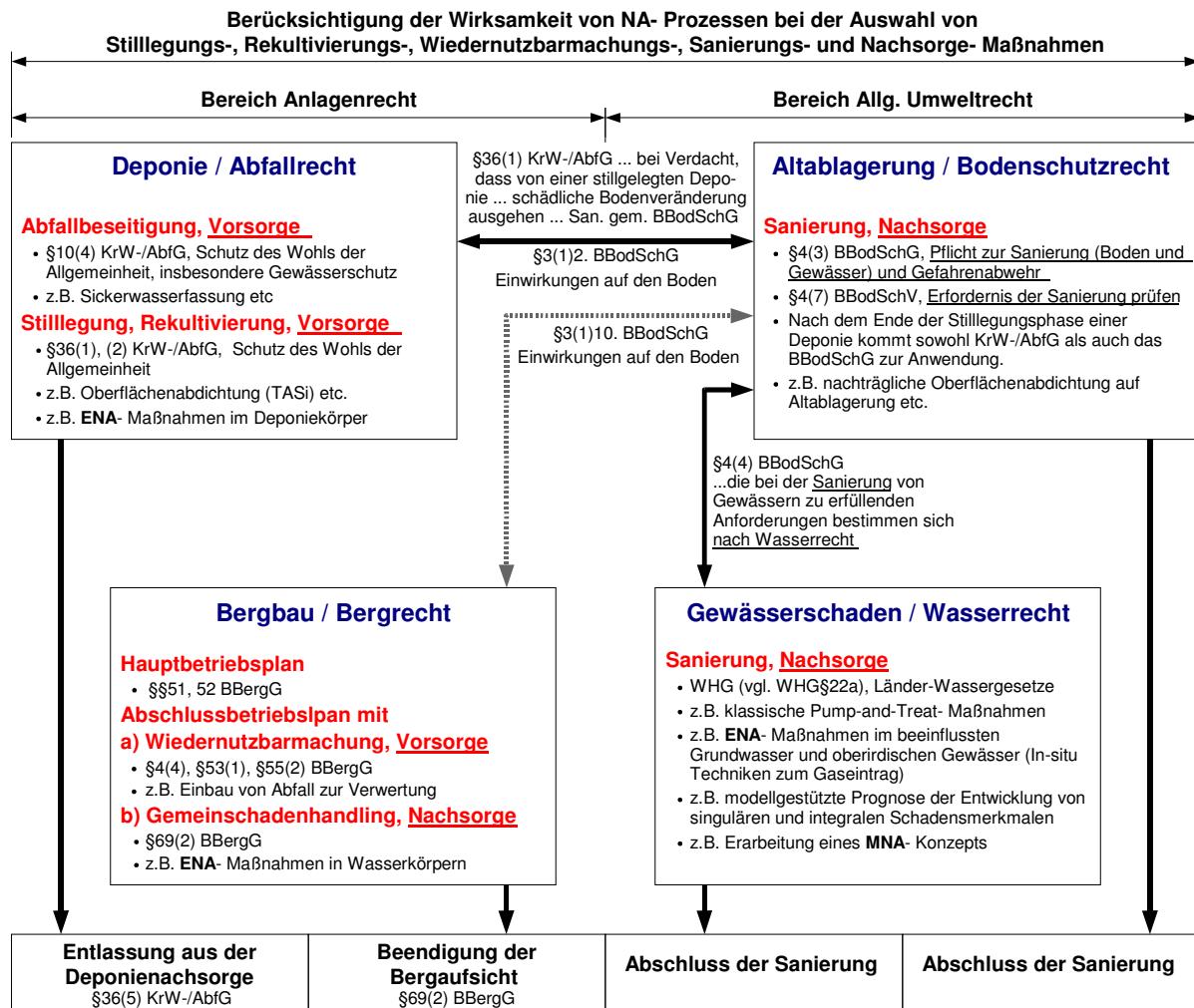


Abb. B2-1: Schematische Darstellung der abgegrenzten Fach-/Rechtsgebiete und deren Wechselwirkungen für Fallgestaltungen mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen (vgl. LUCKNER 04/2007 und LUCKNER et al. 04/2008)

Die hier beschriebenen Abgrenzungen und Wechselwirkungen sind bei der Konzeption und Planung von Maßnahmen zum Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen zu beachten.

Bei Deponien, die nicht über eine wirksame Basisabdichtung oder sonstige wirksame Sicherungselemente gegen Stoffemissionen aus Abfallkörpern verfügen, betrifft dies z.B. die Maßnahmen zur nachhaltigen Stilllegung und die vorab erforderliche Ausarbeitung von Stilllegungsnachweisen unter Berücksichtigung der NA-Wirkungen. Hierbei gilt es also auch auf die Parallelisierung der Anwendung von

- anlagenrechtlichen (Abfall-, Bergrecht) und
- umweltrechtlichen (Bodenschutz-, Wasserrecht ...)

Regelungen in der Nachsorgephase sowie ihre Vorbereitung durch technische Maßnahmen bereits in der Stilllegungsphase einzugehen.

B2.2 Rechtsgrundlagen³

Für den Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen sind (in Abhängigkeit von der jeweiligen Standortsituation) insbesondere die **Fachrechtsgebiete**

- Wasserrecht (EG-WRRL, WHG, Wassergesetze der Bundesländer, LAWA-Empfehlungen),
- Bodenschutzrecht (BBodSchG, BBodSchV, Empfehlungen der LABO),
- Abfallrecht (KrW-/AbfG, DepV etc.) und
- Bergrecht (BBergG)

maßgebend. Ergänzend gilt es das

- deutsche Umweltschadengesetzes vom 10.05.2007 (USchadG), welches der Umsetzung der
- europäischen Richtlinie RL 2004/35/EG über die Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden (Umwelthaftungsrichtlinie) dient,

zu beachten. Gegenüber dem Fachrecht (Boden-, Wasser-, Abfall- und Bergrecht) ist das USchadG subsidiär. Gem. §1 USchadG gilt:

- *"Dieses Gesetz findet Anwendung, soweit Rechtsvorschriften des Bundes oder der Länder die Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden nicht näher bestimmen oder in ihren Anforderungen diesem Gesetz nicht entsprechen."*

In den KORA-Handlungsempfehlungen (vgl. MICHELS et al. 2008) wird im Kap. 3 "Rechtliche Rahmenbedingungen für die Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderung" (Autor RA STEINER) folgendes zur Anwendung der EU-UmwHaftRL ausgeführt:

- *"Gemäß Art. 17 gilt die EU-UmwHaftRL grundsätzlich nur für Umweltschäden, die nach dem Datum des Inkrafttretens der Richtlinie verursacht worden sind. Die Richtlinie gilt demnach nicht für Altlasten. In der Begründung der EU-Kommission zur EU-UmwHaftRL wird aber ausdrücklich betont, dass es den Mitgliedsstaaten unbenommen ist, die Regelungen der Richtlinie auch auf davor entstandene Umweltschäden, z.B. auf Altlasten anzuwenden."*

³ vgl. Hinweise im Impressum

Die **Möglichkeiten zur Berücksichtigung der Wirkungen von NA-Prozessen** auf die Schadens- und Gefahrenminderung wurden u.a. in folgende gesetzliche und untergesetzliche Regelungen aufgenommen:

- Artikel 7 Abs. 3 Umwelthaftungsrichtlinie geht davon aus, dass bei einer Entscheidung über die Reihenfolge der Sanierung mehrerer Schadensfälle durch die zuständige Behörde auch die "Möglichkeit der natürlichen Wiederherstellung berücksichtigt werden muss".
- Anhang II der Umwelthaftungsrichtlinie "Sanierung von Umweltschäden" enthält das "Gebot zur Berücksichtigung von natürlichen Wiederherstellungsprozessen", d.h. von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen bei allen Entscheidungen über Art und Umfang der Sanierung. (vgl. STEINER, 10/2005).
- Das deutsche Umweltschadensgesetz nimmt das Ziel der Umwelthaftungsrichtlinie auf und bestimmt in § 8 Abs. 3 Folgendes: „*Können bei mehreren Umweltschadensfällen die notwendigen Sanierungsmaßnahmen nicht gleichzeitig ergriffen werden, kann die zuständige Behörde unter Berücksichtigung von Art, Ausmaß und Schwere der einzelnen Umweltschadensfälle, der Möglichkeiten einer natürlichen Wiederherstellung sowie der Risiken für die menschliche Gesundheit die Reihenfolge der Sanierungsmaßnahmen festlegen.*“
- Im Abfallrecht werden die Rahmenbedingungen für die Deponiestilllegung insbesondere in §§36, 36c und 36d des KrW-/AbfG geregelt. Zentraler Gegenstand dieser Phase sind die Rekultivierung der Deponieoberfläche und die Maßnahmen zum Schutz des Wohls der Allgemeinheit. Für Deponien, deren Ablagerungsphase vor dem 15.07.2005 vorzeitig beendet wurde, konnten für die Stilllegung und Nachsorge Ausnahmen von den Regelanforderungen gemäß § 14 Abs. 6 DepV behördlich zugelassen werden, wenn im Einzelfall nachgewiesen wurde (Stilllegungsnachweis), dass durch alternative geeignete Nachweise das Wohl der Allgemeinheit gemessen an den Zielen eines dauerhaften Schutzes der Umwelt, insbesondere des Grundwassers, nicht beeinträchtigt wird. Somit ist auch die Berücksichtigung der Wirkungen von NA- Prozessen für solchen Anlagen und deren Stilllegung in die Planung und Bewertung mit einzubeziehen.

Weiterführende Regelungen werden mit dem Umweltgesetzbuch (UGB) erwartet, dessen Teilentwürfe derzeit erörtert werden. Hierbei sind vor allem die Teile "Allgemeine Vorschriften und vorhabenbezogenes Umweltrecht" (UGB, Teil I, Entwurf vom 19.11.2007) und "Wasserwirtschaft" (UGB, Teil II, Referentenentwurf vom 20.05.2008) von Bedeutung.

Darüber hinaus sollen Regelungen zur Berücksichtigung der NA-Prozesse auch in die novellierte Bundes-Bodenschutz-Verordnung aufgenommen werden.

Ist ein abfallablagerungsverursachter Gewässerschaden bzw. Gefahrensituation festgestellt und bewertet, hat die zuständige Behörde über das „Ob“, „Wie“ und „Wieweit“ der **Maßnahmen**, die durchzuführen sind, zu entscheiden. In Betracht kommen als Maßnahmen der Gefahrenabwehr hierbei:

- Maßnahmen zur Schadensminderung bzw. -beseitigung,
- Maßnahmen zur Sicherung relevanter Schutzgüter vor Schädigung,
- Schutz-/ Beschränkungsmaßnahmen sowie

- Monitoring- Maßnahmen.

Die Entscheidung der Behörde erfolgt in Anwendung des allgemeinen Verwaltungsgrundsatzes der Verhältnismäßigkeit der Mittel. Bei den Fragen nach dem „Wie“ und „Wieweit“ werden insbesondere Kriterien, wie technische Realisierbarkeit, Aufwand und schädliche Nebenwirkungen Bestandteil der Ermessensausübung.

Dies umfasst auch die Entscheidung, ob und in wie weit die Schadstoffe, die einen AbGWS kennzeichnen, dem natürlichen Rückhalt und Abbau im Grundwasser zugänglich sind und diesem überlassen werden können und/oder ob ggf. auch ergänzend (bau-) technische Maßnahmen zur Gefahrenabwehr und/oder Schadensminderung geplant und durchgeführt werden müssen. Die behördlich zu bestimmenden Maßnahmen müssen geeignet, erforderlich und angemessen sein.

Fachliche und rechtliche Grundlagen für den spezifischen Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden wurden u.a. in LUCKNER et al. (2006) sowie zuletzt in SONDERMANN, HEJMA, LUCKNER 12/2008 erörtert.

Weitere Ausführungen hierzu sind im Anhang **E3** "Erörterung rechtlicher Grundlagen" des KORA-TV4- Leitfadens zusammengefasst.

Eine umfassende Erörterung der "Rechtlichen Rahmenbedingungen für die Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderung" ist im **Kap. 3** der KORA-Handlungsempfehlungen (vgl. Michels et al. 2008) enthalten.

B3 Empfehlungen zur systematischen Vorgehensweise

B3.1 Methodik/Systematik zum schrittweisen Vorgehen

Abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden und Gefahrensituationen haben sich oft über Jahrzehnte hinweg formiert oder können sich durch Änderung der betrieblichen Randbedingungen (z.B. im Rahmen einer bevorstehenden Anlagenstilllegung durch die geplante Außerbetriebnahme von Wasserfassungen etc.) in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit (bei ungehindertem Geschehensablauf) entwickeln. Dabei werden die Schäden und Gefahren ursächlich von den Stoffemissionen aus dem Abfallkörper, der Primär-(Schadstoff)quelle, bestimmt. Die Reaktionszeit von der Begründung eines Gefahrenverdachts sowie der Feststellung einer Schadens- bzw. Gefahrensituation bis zum Wirksamwerden von Maßnahmen zur Minderung bzw. Beseitigung der Schäden und Gefahren, erfordert oftmals kein sofortiges Eingreifen. Im Regelfall steht ausreichend Zeit zur Verfügung, um sorgfältige Ermittlungen und Maßnahmeplanungen durchzuführen zu können. Ein **schrittweises, iteratives Vorgehen** mit einer fortlaufenden (behördlichen) Prüfung der Verhältnismäßigkeit kennzeichnet deshalb das Regelverfahren (vgl. **Abb. B3-1**) von der Erfassung der Schäden und Gefahren bis zur Planung, Anordnung, Durchführung und Überwachung von Maßnahmen.

Grundzüge für das systematische **Vorgehen bei der Sanierung von Altlasten** unter Berücksichtigung der Wirkungen von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen werden im "LABO-Positionspapier: Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung" (vgl. LABO 2006) zusammenfassend beschrieben. Dort werden folgende Bearbeitungsschritte benannt:

- Orientierende Untersuchung,
- Detailuntersuchung und
- Sanierungsuntersuchung unter Berücksichtigung der Wirkungen von Schadstoffminderungsprozessen mit den Optionen
 - "Klassische Sanierungsmaßnahmen",
 - "Sanierung in Verbindung mit MNA" und
 - "**MNA-Konzept**".

Der Begriff "MNA-Konzept" ist wie folgt definiert: "Für die behördliche Entscheidung, die unter Berücksichtigung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen und der Verhältnismäßigkeit ein Absehen von Sanierungsmaßnahmen in Verbindung mit MNA beinhaltet, wird der Kurzbegriff "MNA-Konzept" eingeführt" (vgl. LABO 2006). Im Mittelpunkt der KORA-Handlungsempfehlungen steht der Grundsatz der **vierstufigen Vorgehensweise zur Umsetzung von MNA-Konzepten** (vgl. KORA Handlungsempfehlungen Kap. 4), bestehend aus den Stufen

- -I- "Prüfung der Voraussetzungen für MNA"
- -II- "Spezifische Standortuntersuchungen zum Nachweis der Wirksamkeit von NA"
- -III- "Prognose und Entscheidung über MNA"
- -IV- "Überwachung und Abschlusskontrolle"

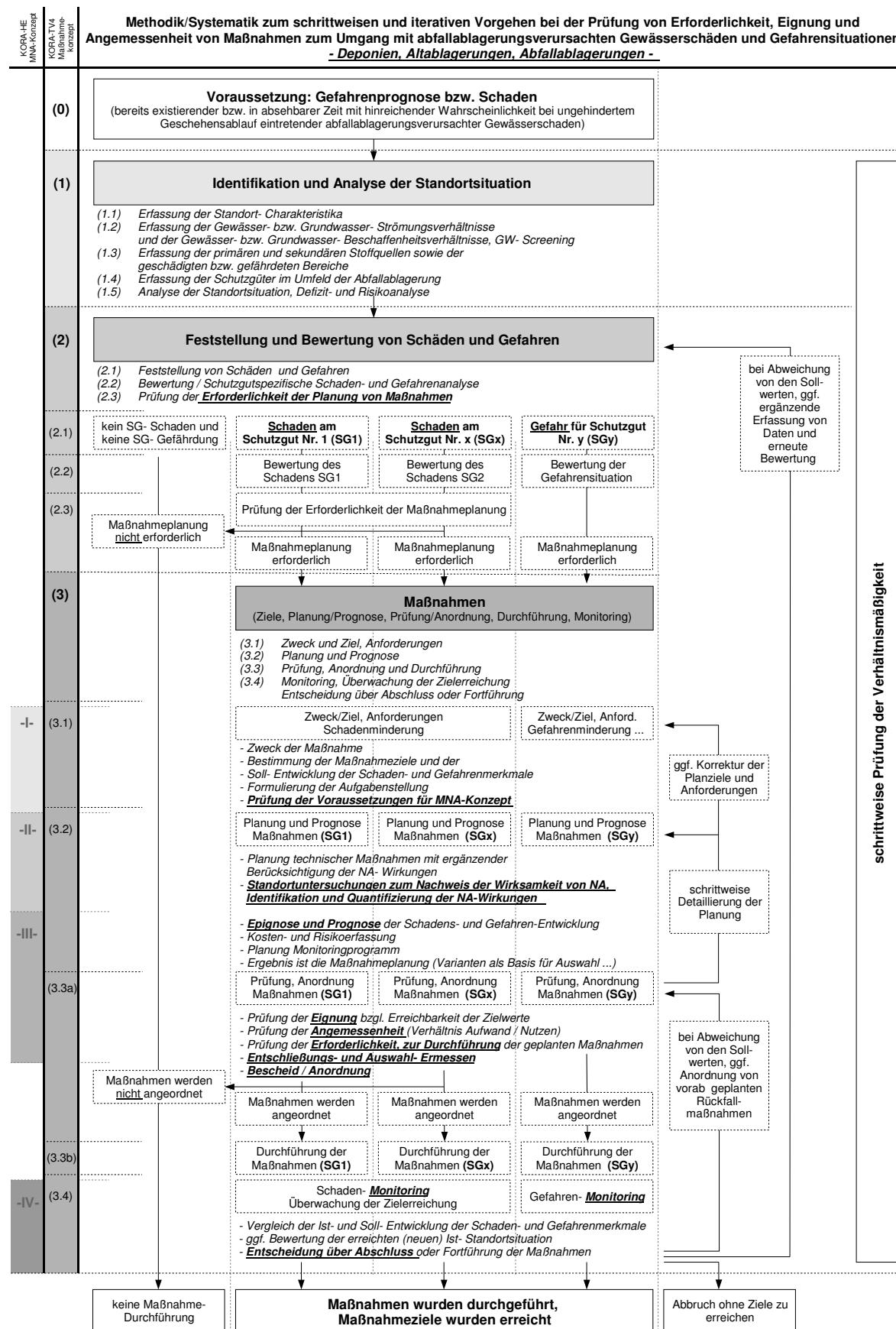


Abb. B3-1: Methodik/Systematik zum schrittweisen und iterativen Vorgehen bei der Prüfung von Erforderlichkeit, Eignung und Angemessenheit von Maßnahmen zum Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen

Für den **Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen** können grundsätzlich folgende Systematiken unterschieden werden:

- **Maßnahme-Konzept bei AbGWS und Gefahrensituationen**
- **MNA-Konzept bei AbGWS**

Diese Konzepte unterscheiden sich zunächst formal von der oben benannten bodenschutzrechtlich geprägten Vorgehensweise. Inhaltlich lassen sich Parallelen sowohl zu den Bearbeitungsebenen Orientierende-, Detail- und Sanierungsuntersuchung als auch zur Einordnung der erforderlichen Bearbeitungsstufen zur Berücksichtigung der Wirkungen von NA- Prozessen darstellen (vgl. **Abb. B3-1** mit Stufen I-IV gem. KORA-HE Kap. 4). Basis der erforderlichen Unterscheidung ist, dass die vorab beschriebenen bodenschutzrechtlichen Grundzüge gem. LABO-Positionspapier für betriebene Abfallbeseitigungsanlagen (Deponien) und Abfallverwertungsanlagen (z.B. für bergbauliche Verfüllkörper) per definitionem zunächst nicht gelten, weil es sich nicht um Altlasten im Sinne des Bundesbodenschutzgesetz handelt.

Bis zum Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen oder Gewässerschäden gilt es beim Umgang mit AbGWS die spezifischen anlagenbezogenen abfall- und bergrechtlichen Regelungen vorrangig anzuwenden. So sind zum Beispiel Sachverhalte der Abfallablagerung und der Maßnahmen, die ein Deponiebetreiber für die geordnete Stilllegung und Rekultivierung einer Deponieanlage zu ergreifen hat, den abfallrechtlichen Regelungen unterworfen. Darüber hinaus gelten die bodenschutzrechtlichen Regelungen zur Sanierung des Bodens und/oder des Gewässers auch für Deponien zusätzlich ab Beginn der Nachsorgephase (vgl. SONDERMANN et al. 12/2008).

Beim Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen wird davon ausgegangen, dass es sich um Standorte mit

- bereits existierenden bzw.
- in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit eintretenden

Gewässerschäden und Gefahrensituationen handelt, die durch Emissionen von Abfallablagerungen verursacht wurden bzw. bei ungehindertem Geschehensablauf verursacht werden können (z.B. durch Änderung der System-Randbedingungen im Rahmen der Anlagen-Stilllegung).

Hiernach kann bei Beginn der Untersuchungen von abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen (AbGWS) nicht vom Vorliegen einer Altlast ausgegangen werden, die in der Regel bereits durch umfassende Erkundungen im Rahmen der Orientierenden- und der Detail-Untersuchung bezüglich der vorliegenden Schäden erfasst und bewertet wurde.

Die Empfehlungen zum systematischen und iterativen Vorgehen beim Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen von NA-Prozessen werden hierauf aufbauend in einem **Maßnahme-Konzept für den Umgang mit AbGWS und Gefahrensituationen** mit folgenden Schritten zusammengefasst:

- (1) Identifikation und Analyse der Standortsituation
- (2) Feststellung und Bewertung von Schäden und Gefahren
- (3) Maßnahmen
 - *Ziele, Planung/Prognose, Prüfung, Anordnung, Durchführung, Monitoring*
 - *Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse ...*

Wesentliche Voraussetzungen für den Beginn der schrittweisen Untersuchungen ist hierbei das Vorliegen einer begründeten

- Gefahrenprognose bzw. das Vorliegen eines
 - *(in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit bei ungehindertem Geschehensablauf eintretender abfallablagerungsverursachter Gewässerschaden)*
- Schadens.
 - *(bereits existierender abfallablagerungsverursachter Gewässerschaden)*

Grundsätzlich wird beim maßnahmebasierten Konzept davon ausgegangen, dass aktive Maßnahmen zur Schadens- und Gefahrenminderung mit verhältnismäßigem Aufwand durchführbar sind. Dies gilt insbesondere für die Stilllegung von Deponien. Dieser Umstand bedarf jedoch der detaillierten Prüfung im Rahmen der Maßnahmeplanung (vgl. Schritt (3), Kap. B3.4). Bei der Bearbeitung kommt der schrittweisen Prüfung der Verhältnismäßigkeit erhebliche Bedeutung zu. Dabei gilt es

- die Erforderlichkeit von Maßnahmeplanungen,
- die Eignung der geplanten Maßnahmen bzgl. Erreichbarkeit der Zielwerte,
- die Angemessenheit der geplanten Maßnahmen (Verhältnis Aufwand / Nutzen) sowie
- die Erforderlichkeit zur Durchführung der geplanten Maßnahmen

zu prüfen. Bedingt durch die bei der Bearbeitung der vorbenannten Schritte ggf. erforderliche Abarbeitung von Iterationsschleifen (z.B. Ergänzung weiterer Daten oder Anpassung der Maßnahmezielwerte auf Basis neuer Erkenntnisse etc.) kann es erforderlich werden, einzelne Prüfschritte zu wiederholen. Im Rahmen des Entschließungs- und Auswahl-Ermessen entscheidet letztlich die Behörde mit einem Bescheid über die durchzuführenden Maßnahmen.

In **Abb. B3-1** sind die hier kurz beschriebenen Aufgabenblöcke in einem Fließschema zusammengefasst und durch Teilarbeitsschritte ergänzt worden.

Wenn an einem Standort einer Abfall- bzw. Altablagerung davon ausgegangen werden kann, dass aktive Maßnahmen zur Schadensminderung nicht durchführbar oder unverhältnismäßig sind, kann auch die Prüfung der spezifischen Voraussetzungen zur Durchführung eines **MNA- Konzepts bei AbGWS** (gem. LABO- Definition ein Konzept unter Verzicht auf aktive Sanierungsmaßnahmen) gemäß der in **Kap. C2** erläuterten Vorgehensweise erfolgen. Hierbei ist zu beachten, dass die Übertragung der Grundvoraussetzungen für die Umsetzung eines MNA- Konzeptes bei der Sanierung von Altlasten (vgl. KORA-HE Kap. 4 und LABO 2006) auf Abfall- bzw. Altablagerungsstandorte mit Grundwasserschäden (AbGWS) bezüglich

- "Quellensanierung",
 - *Voraussetzung: "Die Schadstoffmenge in der Quelle oder der Austrag von Schadstoffen aus der Quelle sollte reduziert werden, um weitere Gefahren für das Grundwasser oder weitere Schutzgüter abzuwenden und/oder um den Zeitraum der Existenz eines Grundwasserschadens zu verkürzen"*
- "Natürliche Schadstoffminderungsprozesse" und
 - *Voraussetzung: "Die Gesamtheit der frachtreduzierenden Prozesse sollte den maßgeblichen Anteil an den Schadstoffminderungsprozessen darstellen und verdünnende Prozesse sollten nur eine untergeordnete Rolle spielen."*
 - *Hinweis: Die Formulierung "Gesamtheit der frachtreduzierenden Prozesse" bezieht sich auf die Wirkungen der Prozesse an der Schadens- und Gefahrenminderung.*
- "Fahnenentwicklung / Prognose"
 - *Voraussetzung: "Die Prognose sollte ergeben, dass die Schadstofffahne „quasi stationär“ oder schrumpfend ist und damit eine Verunreinigung des noch nicht betroffenen Grundwassers oder eine Gefährdung weiterer Schutzgüter ausgeschlossen werden kann.*

in der Regel nur unter Nutzung eines weiten Interpretationsspielraums möglich ist. Insbesondere die Voraussetzung "Quellensanierung" (Primärschadstoffquelle = Abfallkörper der Altablagerung) ist oft (insbesondere bei Altablagerungen) nicht mit verhältnismäßigem Aufwand umsetzbar (Auskofferung, Abdichtung etc.).

Auch im **Kap. C4.5.2** des KORA-TV4- Leitfadens werden für den Standort Deponie "Monte Scherbelino" in Frankfurt/Main die vorbenannten Voraussetzungen für MNA- Konzepte erörtert. Hier wird z.B. folgendes ausgeführt: "Ein bestimmter Anteil der deponietypischen Kontaminanten, wie z. B. Chlorid ... sowie die schwer abbaubaren organischen Substanzen, sind quasi inert und erfahren im Wesentlichen nur durch die Verdünnung eine Konzentrationsminderung. Abbauprozesse sind in der Regel über die sich ändernden Redoxverhältnisse nachweisbar, jedoch nur selten bestimmten Abbauketten zuzuweisen, da die deponiebürtigen Grundwasserschäden nicht durch organische Einzelsubstanzen sondern eine Vielzahl von Verbindungen gekennzeichnet sind." Für diesen Standort wird im Anschluss an die sonstigen technischen Stilllegungs- und Sanierungsmaßnahmen unter bestimmten Voraussetzungen eine MNA- basierte Nachsorgestrategie empfohlen.

Aus den Erfahrungen der im UBA-Projekt des KORA-TV4 bearbeiteten Altablagerungsstandorte wird im Kapitel **C2** eine allgemeine Vorgehensweise für die Nutzung der Wirkungen von NA- Prozessen zur schutzbutspezifischen Schadensminderung von abfallablagerungsbedingten Grundwasserschäden auf Basis eines **MNA- Konzepts bei AbGWS** zusammengefasst. Diese Empfehlungen für eine schrittweise Vorgehensweise umfassen folgende Teile bzw. Stufen:

- (A) Schutzbutspezifische Schadensermitlung und Gefahrenanalyse
- (B): Standortspezifische Identifizierung und Quantifizierung von NA im Grundwasser mittels eines NA- Screenings
- (C) Entwicklung eines Monitoring- Konzepts bei Schadensminderung durch MNA

Im vorbenannten **Kap. C2** des KORA-TV4- Leitfadens werden die hierbei zu prüfenden Voraussetzungen in einer stufenweisen Abfolge erörtert und durch Empfehlungen zum methodischen Vorgehen ergänzt. Grundvoraussetzungen sind hiernach:

- Grundwasserschaden liegt vor,

- keine Gefährdung von (weiteren) Schutzgütern,
- aktive Maßnahmen sind nicht durchführbar / verhältnismäßig sowie
- NA- Wirkungen sind nachweisbar, prognostizierbar und ausreichend zur Schadensminderung.

B3.2 AbGWS-Maßnahmekonzept Schritt (1) - Identifikation und Analyse der Standortsituation

B3.2.1 Übersicht

Zur umfassenden Identifikation und Analyse der Standortsituation bedarf es der Bearbeitung folgender Teilschritte (vgl. **Abb. B3-1**):

- (1.1) Erfassung der Standort-Charakteristika
- (1.2) Erfassung der Gewässer- bzw. Grundwasser-Strömungsverhältnisse sowie der Gewässer- bzw. Grundwasser-Beschaffenheitsverhältnisse
- (1.3) Erfassung der primären und sekundären Stoffquellen sowie der geschädigten bzw. gefährdeten Bereiche (Schadstofffahne im GW etc.)
- (1.4) Erfassung der Schutzgüter im Umfeld der Abfallablagerung
- (1.5) Analyse der Standortsituation, Defizit- und Risikoanalyse

B3.2.2 Erfassung der Standort-Charakteristika

In einem ersten Teilschritt (1.1) bedarf es somit der einzelfallbezogenen Erfassung der Standortcharakteristika und der bisherigen und zukünftig geplanten Nutzungen (Deponie, Abfallablagerung, Sanierungs- und Baumaßnahmen etc.) des Standortes. Desgleichen gilt es, die Funktion (z.B. geplantes Erholungsgebiet etc.) des Standortes im Naturhaushalt zu erfassen.

B3.2.3 Erfassung der Gewässer- Strömungs- und Beschaffenheitsverhältnisse

In einem zweiten Teilschritt (1.2a) ist die Erfassung und Analyse der Gewässer - insbesondere der Grundwasser-Strömungsverhältnisse im Standortbereich und im Umfeld - erforderlich. Diese Verhältnisse gilt es für die Vergangenheit, die Gegenwart und (soweit bereits möglich) für die Zukunft zu analysieren. Hierzu sind Daten zur

- Geologie,
- Hydrogeologie,

- zeitlichen Variabilität der Parameter etc.

zu erfassen und auszuwerten. Hierauf basierend lässt sich in einem dritten Teilschritt (1.2b) die Erfassung und Analyse der Gewässer- und Grundwasser-Beschaffenheitsverhältnisse am Standort vornehmen, die es wiederum für die Vergangenheit, die Gegenwart und (soweit bereits möglich) für die Zukunft zu analysieren gilt. Hierzu sind Daten zur

- Hydrochemie, zu
- Stoff-Quellen und Senken sowie zur
- maximalen Stoffausbreitung (räumliche Abgrenzung des Schadensbereichs)

zu erfassen und auszuwerten.

B3.2.4 Erfassung der Stoffquellen sowie der geschädigten und gefährdeten Bereiche

Ergänzend sind im Teilschritt (1.3) die primären und sekundären Stoffquellen örtlich und (soweit möglich) stofflich zu erfassen.

Als "Schadstoffquelle" werden dabei Bereiche mobiler und residual gesättigter Phase sowie die in der Bodenmatrix der ungesättigten und gesättigten Zone festgelegten Schadstoffe bezeichnet (vgl. LABO 2006 bzw. KORA-HE Kap. 2). Die Schadstoffquelle kann dabei an verschiedenen Orten des Gesamtsystems liegen, daher wird hier die typische Unterscheidung von Primär- und Sekundärquellen vorgenommen.

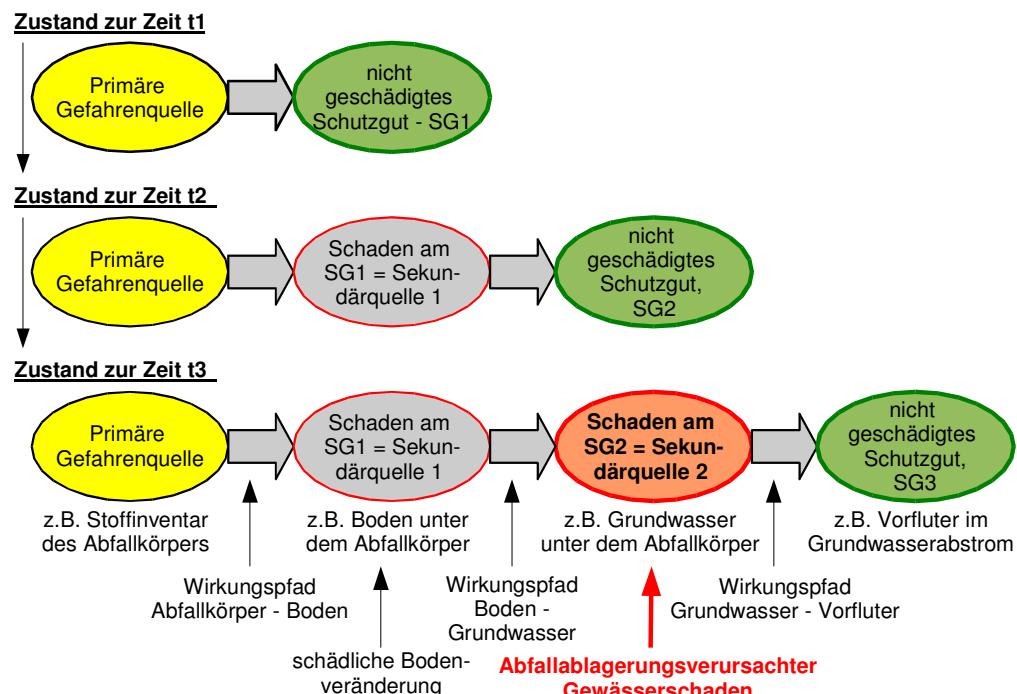


Abb. B3-2: Schematische Darstellung zur Erfassung einer typischen raum-zeitlichen Schadens- und Gefahrenentwicklung (vgl. SONDERMANN, LUCKNER 10/2003)

Als "Schadstofffahne" wird das Grundwasservolumen im Abstrom einer Schadstoffquelle verstanden, in dem die Stoffkonzentrationen über der jeweiligen Geringfügigkeitsschwelle (GFS-Bericht, LAWA 2004) (vgl. LABO 2006 bzw. KORA-HE Kap. 2) bzw. über weiteren zu bestimmenden Werten (vgl. WHG §33a, UGB-II §40) liegen, ohne dass damit im Hinblick auf § 40 Abs. 1 Entwurf UGB Teil II (Stand 20.05.2008), mangels dort vorhandener gesetzlicher Regelung ein Grundwasserschaden vorliegen muss.

Der Erfassung der Schadens- und Gefahrenentwicklung ist hierbei erforderlich, um ein grundlegendes Verständnis und somit eine erste Modellvorstellung zu entwickeln. In **Abb. B3-2** ist eine typische raum-zeitliche Gefahren- und Schadensentwicklung für verschiedene Zustände eines abfallablagerungsbürtigen Grundwasserschadens für das System Deponie - Boden - Grundwasser - öffentliche Vorflut schematisch dargestellt.

B3.2.5 Erfassung der Schutzgüter im Umfeld der Abfallablagerung

Im Teilschritt (1.4) ist (im Einvernehmen mit der zuständigen Behörde) eine Erfassung und Analyse der Schutzgüter vorzunehmen, die im Umfeld der vorab erfassten Stoffquellen liegen. Schutzgüter sind z.B. die menschliche Gesundheit, Gewässer, das Eigentum (z.B. Gebäude und Grundstücke) und die öffentliche Trinkwasserversorgung. Dabei gelten für die unterschiedlichen Schutzgüter verschiedene Bewertungskriterien (vgl. **Abb. B3-4**).

B3.2.6 Analyse der Standortsituation, Defizit- und Risikoanalyse

Weiterhin bedarf es aufbauend auf den vorab erfassten und analysierten Erkenntnissen einer ersten Prognose der weiteren Entwicklung der Schaden- und Gefahrensituation, wenn keine Maßnahmen ergriffen werden. Hierbei sind auch die vorab identifizierten NA-Wirkungen (soweit hier bereits möglich) zu berücksichtigen. Abschließend sind die Daten zu analysieren und die Standortsituation zu beschreiben. Hierbei sind auch die identifizierten Defizite (z.B. unzureichende bzw. fehlende Daten) sowie erkannte Risiken (z.B. Unklarheit über zukünftige Nutzungen) zu berücksichtigen, die Einfluss auf die Bewertung der Schaden- und Gefahrensituation haben können.

Die so erfasste und analysierte Standortsituation bildet die Basis für eine schutzgutspezifische Feststellung und Bewertung der Schaden- und Gefahrensituation im Einzelfall.

B3.3 AbGWS-Maßnahmekonzept Schritt (2) - Feststellung und Bewertung von Schäden und Gefahren

B3.3.1 Übersicht

Für die Feststellung und schutzgutspezifische Bewertung eines abfallablagerungsverursachten Gewässerschadens und der hiervon ausgehenden Gefahren unter Beachtung der zeitlichen und örtlichen Entwicklung der Schadens- und Gefahrenmerkmale (Stoff-Immissionen, Wirkungen der NA-Prozesse etc.) bedarf es somit zunächst einer

umfassenden Erfassung und Analyse der standortspezifischen Situation. Zur Feststellung und Bewertung von Gefahren und Schäden bedarf es der Bearbeitung folgender Teilschritte:

- (2.1) Feststellung von Schäden und Gefahren
- (2.2) Bewertung / Schutzgutspezifische Schadens- und Gefahrenanalyse
- (2.3) Prüfung der Erforderlichkeit der Planung von Maßnahmen

B3.3.2 Feststellung von Schäden und Gefahren

Wesentliche Kriterien für die Feststellung von Schäden (AbGWS) und Gefahren, die von Gewässerschäden sowie von Sickerwasseremissionen eines Abfallkörpers auf weitere umliegende Schutzgüter ausgehen, sind:

- das dem Gewässer Grundwasser aus dem Abfallkörper einer Deponie oder Altablagerung eine „nicht nur geringe Fracht“ von Schadstoffen zugeht bzw. zugegangen ist bzw. zugehen wird (Ort der Beurteilung ist der Übergang von der Boden- zur Grundwasserzone) und
- das die Konzentrationen der dem Grundwasser zugehenden Schad- und Belastungsstoffe im betrachteten Grundwasserschadensbereich
 - über den Geringfügigkeitsschwellenwerten (vgl. **Tab. A2-2** und **Tab. 2-3**) bzw.
 - über anderen nach WHG § 33a Abs. 2 und 3 durch Landesrecht festzulegenden Begrenzungswerten der Grundwasserverschmutzung liegen bzw. liegen werden. (vgl. auch § 40 Abs. 1 Entwurf UGB, Stand 20.05.2008).

Der Grundwasserschadensbereich ist dabei als Ganzes zu betrachten und punktuell gemessene Konzentration zu Repräsentativwerten für den Schadensbereich bzw. für das Gewässer „Grundwasser“ zu integrieren (vgl. Kerndorff 01/2006).

Der Schaden, so der hier zu betrachtende AbGWS, bezieht sich stets auf ein bereits geschädigtes bzw. gefährdetes Schutzgut. Die Feststellung ist deshalb schutzgutspezifisch. Die möglichen Ergebnisse der Feststellung sind somit:

- Schaden- und Gefahrensituation für Schutzgüter liegt nicht vor,
- Schaden für bestimmte Schutzgüter wird festgestellt,
- Gefahrensituation für bestimmte Schutzgüter wird festgestellt.

Ort der rechtlichen Beurteilung (vgl. **Abb. B3-3**), ob und in welchem Maße ein Schutzgut gefährdet wird oder werden kann, ist in der Regel die Oberfläche bzw. das Kontaktmedium des Schutzgutes.

Die Feststellung des Schadens basiert auf einem Vergleich von Zustandskriterien des zu betrachtenden Schutzgutes vor und nach der Schädigung. Für nicht vorgeschädigtes Grundwasser ist dies gleichbedeutend mit dem Vergleich der anthropogen unbeeinflussten mit der vorhandenen, beeinflussten Beschaffenheit des betrachteten Grundwassers. Sollte der Zustand vor der Schädigung nicht erfassbar sein, kann die Feststellung, ob das Gewässer durch Emissionen einer Abfallablagerung verunreinigt bzw. geschädigt wurde,

auch auf dem Vergleich des Gewässerzustandes im An- und Abstrom der Abfallablagerung basieren.

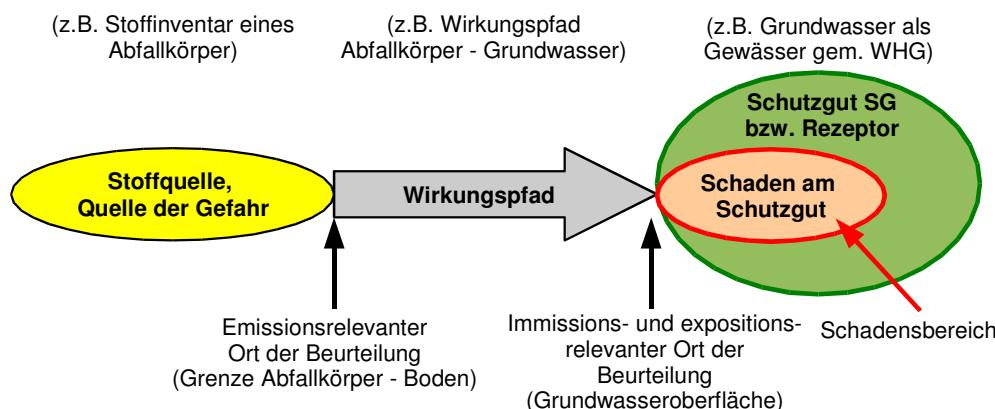


Abb. B3-3: Schema - Emissionsrelevanter und Immissionsrelevanter Ort der Beurteilung

B3.3.3 Bewertung und schutzgutspezifische Schadens- und Gefahrenanalyse

Aus vorgenannten Ausführungen folgt, dass eine Bewertung von Schaden- und Gefahrensituationen gem. WHG §34 jeweils schutzgutspezifisch erfolgen muss (vgl. KERNDORFF et al., 01/2006). Die Bewertung erfolgt hierbei auf Basis schutzgutspezifischer Bewertungskriterien (vgl. **Abb. B3-4**).

Der Schutz wird hierbei durch gesetzliche Regelungen im Interesse der Allgemeinheit bestimmt. Schutz- bzw. Rechtsgüter sind hier z.B. die menschliche Gesundheit, die natürliche Umwelt (Gewässer etc.), das Eigentum (Gebäude, Grundstücke etc.), die öffentliche Trinkwasserversorgung etc.

Gefahrenanalysen ermöglichen zwei grundsätzlich unterschiedliche Betrachtungsweisen, eine emissions- und eine immissionsorientierte Analyse. Bei der emissionsorientierten Betrachtung „stellt“ sich der Analysierende in die Gefahren- bzw. Stoffquelle und sieht in Richtung der umliegenden (gefährdeten) Schutzgüter, bei der immissionsorientierten Betrachtung „stellt“ er sich dagegen in das zu betrachtende Schutzbereich, das der Gefahr ausgesetzt ist, und sieht der Gefahr entgegen (vgl. auch Kap. E2.7).

Typisch für die emissionsorientierte Betrachtung, wie sie z.B. dem KrW-/AbfG, dem BBergG oder dem BBodSchG prioritär zu Grunde liegt, ist es, dass von einer Gefahrenquelle ausgehend mehrere Wirkungspfade zu unterschiedlichen Schutzgütern hin betrachtet werden. Bei der immissionsorientierten Betrachtung, wie sie z.B. dem WHG prioritär zurunde liegt, wird die Exposition bzw. Gefährdung eines Schutzbereiches durch Gefahren, die von unterschiedlichen Quellen ausgehen, analysiert.

In der praktischen Realität des Umgangs mit den AbGWS können sich vorstehende Grundelemente überlagern und erfordern dann eine integrale bzw. komplexe Gefahrenanalyse. Für einen konkreten Betrachtungsraum kann es typisch sein, dass mehrere noch ungeschädigte und bereits geschädigte Schutzgüter sowie mehrere Primär-Gefahrquellen und deren

Sekundär-Gefahrenquellen auftreten, die unter Beachtung ihrer Änderungen die komplexe, sich fortlaufend ändernde Gefahrensituation kennzeichnen. Solch eine komplexe Situationsanalyse basiert auf der Bewertung der Einzelelemente entsprechend **Abb. B3-5** ihrer Wichtigkeit und ihrer Synthese in einer Gesamtbewertung.

Schutzgut	Ziel und Zweck des Schutzes	Kriterien für die Schadensbewertung
Grundwasser als Gewässer (WHG)	Sicherung als Element des Naturhaushalts Sicherung als Trinkwasser-Ressource Gefahrlose Stützung von Landökosystemen und oberirdischen Gewässern Sicherung als Lebensraum für GW- Organismen	geogene und ubiquitäre Gehalte; natürliche Reinheit Parameter der Trinkwasserverordnung guter mengenmäßiger und chemischer Zustand des GW GW-ökotox- und molekularbiologische Kriterien
Oberirdische Gewässer, = öffentliche Vorflut (WHG)	Sicherung als Element des Naturhaushalts Sicherung als Trinkwasser-Ressource Nutzung als Badegewässer Nutzung zur Fischwirtschaft Ableitung gereinigter Abwasser Gefahrloser Zustand für andere Schutzgüter Sicherung als Lebensraum für Flora und Fauna	geogene und ubiquitäre Gehalte, natürliche Reinheit Parameter der Trinkwasserverordnung Humantox- Kriterien Fischtox- Kriterien Einleitwerte der Abwasser- Verordnung guter chemischer und ökologischer Zustand GW-ökotox- und molekularbiologische Kriterien; Saproben- Index; ...
Eigentum, Bauwerke (GG)	Wohnen, Produktion Schiffahrt, Anlagen ...	Kriterien zur Betonaggressivität Wasserstände

Abb. B3-4: Schema zur Ableitung schutzgutspezifischer Schadensbewertungskriterien (vgl. KERNDORFF et al., 2006)

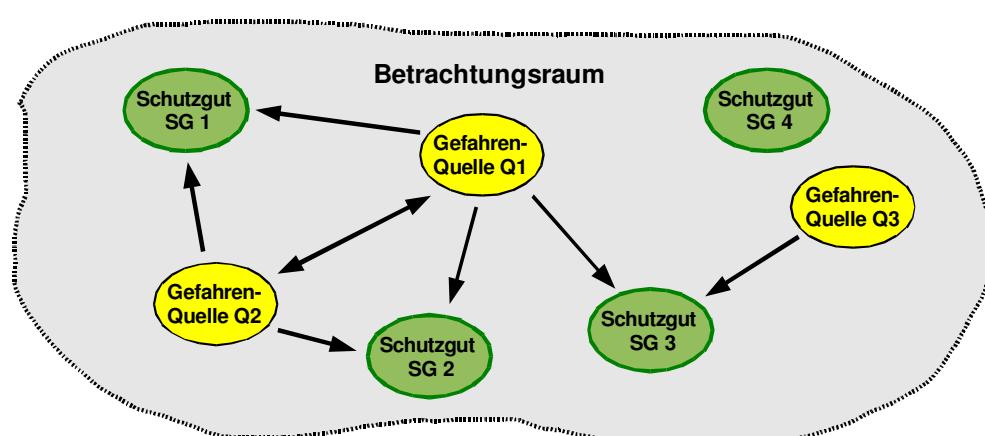


Abb. B3-5: Beispieldiagramm der komplexen dynamischen Gefahrenanalyse eines standortkonkreten Betrachtungsraumes zu einem bestimmten Zeitpunkt

Die Schadensanalyse unterscheidet sich grundsätzlich von der Gefahrenanalyse. Diese hat die nachteilige Veränderung des Schutzgutes als Ganzes (d.h. im vorliegenden Fall die Zustandsänderung des geschädigten Grundwassers im Grundwasserschadensbereich; vgl. Kap. A2.2) zu betrachten und vermag deshalb gemeinhin nicht mit einem singulären Ort der rechtlichen Beurteilung auszukommen. Basierend auf punktförmigen Informationen zur Schädigung eines Gewässers muss hier in der Regel ein Schadensbild über den zu bewertenden Zustand des räumlichen Schadensbereichs erarbeitet werden. Singuläre Schadensmerkmale gilt es dabei oftmals unter Zuhilfenahme bestimmter Algorithmen (statistisch, graphisch ...) zu integralen Schadensmerkmalen zu aggregieren (vgl. auch THOMAS et al. 2005). In THOMAS et al. (2005) wird hierzu ein Interpolationsverfahren und in KERNDORFF et al. (2006) ein Statistikverfahren vorgestellt.

Singuläre schaden- bzw. gefahrenbestimmende Merkmale stützen sich dabei auf einzelne Schadstoffkonzentrationswerte, die durch Mess- bzw. Analysenwerte belegt werden können; integrale Merkmale werden dagegen ausgehend von der Gesamtheit der verfügbaren singulären Werte mittels einer Vorschrift ermittelt. Als maßgebende integrale Merkmale des AbGWS gilt es z.B. vor allem

- die Masse bzw. Stoffmenge des Schadstoffinventars,
- die Schadstofffracht (die bestimmte Kontrollprofilflächen des Schadensbereiches passiert),
- die räumliche Ausdehnung (das Volumen) des Schadensbereiches (so z.B. auch die Länge oder max. Breite der Schadstofffahne) u.a.m.

zu betrachten. Singulare Merkmale, wie z.B. die Toxizität und die Inhibition basieren dagegen auf der punktuellen Schadstoffkonzentration bzw. -aktivität als die Größe, die eine Schädigung bestimmt.

Aus vorgenannten Ausführungen folgt verallgemeinernd, dass eine Bewertung von Gewässer-Verunreinigungen gem. WHG §34 jeweils schutzgutspezifisch erfolgen muss. Hiervon ausgehend sollte somit zwischen

- schutzgutspezifischen Gefahrenanalysen und -bewertungen,
- schutzgutspezifischen Schadensdefinitionen und
- schutzgutspezifischen Maßnahmzezielen

unterschieden werden (vgl. KERNDORFF et al., 01/2006).

B3.3.4 Prüfung der Erforderlichkeit der Maßnahmenplanung

Auf Basis der Ergebnisse der Bewertung der Standortsituation und der somit bestimmten Schäden und Gefahren ist durch die zuständige Behörde über die Erforderlichkeit zur Planung von Maßnahmen zum Umgang mit den identifizierten Schäden und Gefahren zu entscheiden. Sind z.B. "auf Dauer nur geringe Schadstofffrachten im Sickerwasser und nur lokal begrenzt erhöhte Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser zu erwarten" (vgl. §4 Abs. 7 BBodSchV), ist in der Regel die weitere Planung und Durchführung von Maßnahmen nicht erforderlich.

B3.4 AbGWS-Maßnahmekonzept Schritt (3) - Maßnahmen zur Schaden- und Gefahrenminderung

B3.4.1 Übersicht

Bei der Planung und Auswahl von Maßnahmen der Stilllegung, Rekultivierung, Wiedernutzbarmachung, Sanierung und Nachsorge für den Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen ist es nach den vorstehenden Ausführungen erforderlich, die Wirksamkeit von NA-Prozessen zu erfassen sowie die Möglichkeiten zur Berücksichtigung dieser Wirkungen bei der Planung, Anordnung und Durchführung von Maßnahmen zu prüfen. Insgesamt können

- klassische, bau-technische Maßnahmen,
- ENA-basierte Maßnahmen (ENA, Enhanced Natural Attenuation) sowie
- "MNA-Konzepte" (MNA, Monitored Natural Attenuation)

für den Umgang mit den Schadens- und Gefahrensituationen an einem Standort (bzw. für den Einzelfall) geplant, angeordnet und durchgeführt werden. Dabei gilt es zu beachten, dass die so genannten "MNA-Konzepte" (Definition gem. LABO 2005) nicht zu den aktiven Sanierungsmaßnahmen zählen (vgl. hierzu auch **Kap. 2 und 3 der KORA- HE**). Ausgehend von der erfassten Schadens- und Gefahrensituation gilt es festzulegen, ob und welche

- Stilllegungs- und Rekultivierungs-,
- Wiedernutzbarmachungs-,
- Sanierungs- und Nachsorge- bzw.
- Schutz- und/oder Beschränkungsmaßnahmen

im Rahmen der gesetzlichen und untergesetzlichen Regelungen für die erforderliche Schadens- und Gefahrenminderung zu ergreifen sind.

Die standortspezifischen NA-Potenziale und deren effektive Wirksamkeit sind hierbei auf allen Bearbeitungsebenen zu berücksichtigen. Hierzu bedarf es vorab der Identifikation und Quantifizierung der Wirkungen der NA-Prozesse z.B. durch entsprechende Labor-, Technikums- und Feldtest-Methoden.

Zur Bestimmung von Maßnahmen zum Umgang mit Schäden- und Gefahren bedarf es im vorbenannten Zusammenhang der Bearbeitung folgender Teilschritte:

- (3.1) Zweck, Ziel, Anforderungen
- (3.2) Planung und Prognose
- (3.3) Prüfung, Anordnung und Durchführung
- (3.4) Monitoring, Überwachung der Zielerreichung, Entscheidung über Abschluss oder Fortführung

B3.4.2 Zweck, Ziel, Anforderungen

Im Zusammenhang mit der Planung von Maßnahmen zum Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen ist das vorrangige Ziel von Anlagenbetreibern und Sanierungsverpflichteten, nach Abschluss der Maßnahmen die

- Entlassung aus der Deponienachsorge (gem. §36(5) KrW-/AbfG) bzw. die
- Beendigung der Bergaufsicht (gem. §69(2) BBergG) oder den
- Abschluss der Sanierung

zu erreichen, um somit aus den Anlagenbetriebs-, Nachsorge- bzw. Sanierungs-Verpflichtungen sowie aus der behördlichen Überwachung entlassen zu werden. Hierzu bedarf es vorab der Bestimmung von Schadenminderungs- und Gefahrenabwehrzielen sowie der erfolgreichen Durchführung der Maßnahmen und des Nachweises der erreichten Ziele (vgl. Kap. E3 sowie SONDERMANN in ATV / DVWK / VSK "Leitfaden zur Deponiestilllegung").

Die Bestimmung von Schadenminderungs- und Gefahrenabwehrzielen nach schutzgutspezifischen Kriterien ermöglicht die Vorauswahl und schrittweise Planung geeigneter Maßnahmen. Hierbei ist in der Regel ein iteratives Vorgehen erforderlich, um die durchzuführenden Maßnahmen und deren Anforderungen und Ziele an den natürlichen Potenzialen sowie den technischen und finanziellen Möglichkeiten ausrichten zu können. Für die Bestimmung von Zweck und Ziel der Maßnahmen zum Umgang mit der Gefahren- und Schadensituation sind im Teilschritt (3.1) zunächst folgende Punkte zu beachten:

- Zweck der Maßnahme
 - Schadenminderung bzw. Beseitigung (bezogen auf die Schutzgüter SG1, ...)
 - Gefahrenminderung bzw. Beseitigung (bezogen auf die Schutzgüter SG1, ...)
 - Emissionsminderung bzw. Beseitigung (bezogen auf die Stoffquellen Q1, ...)
 - Zuordnung der Maßnahmen
 - *abfallrechtliche Maßnahmen der Stilllegung / Rekultivierung einer Deponieanlage*
 - *bergrechtliche Maßnahmen zur Wiedernutzbarmachung*
 - *Maßnahmen der bodenschutz- und wasserrechtlichen Sanierung*
- Bestimmung der Maßnahmemeziele
 - Stoffkonzentration am Ort x, y, z zur Zeit t
 - Stofffracht am Profil a, b zur Zeit t
 - ggf. bestehende wasserrechtliche Erlaubnisse beachten
 - *Beachtung der Gültigkeit / Betriebspaschen*
 - *Ort der Beurteilung ist bei Anlagen oft die Betriebsraumgrenze*
- Bestimmung der Soll- Entwicklung der Schaden- und Gefahrenmerkmale
 - Stoffkonzentration am Ort x, y, z zur Zeit t
 - Stofffracht am Profil a, b zur Zeit t
 - Bestimmung der Soll-Entwicklung der Schaden- und Gefahrenmerkmale
 - *örtlich und zeitlich*
 - *zulässige Abweichungen*

- Formulierung der Aufgabenstellung für die
 - schrittweise Planung der Maßnahmen sowie die
 - Überwachung der Maßnahmen während der technischen Umsetzung und der ggf. erforderlichen Nachsorge

Ergänzend gilt es in dieser Stufe die **Voraussetzungen für die Umsetzung eines MNA-Konzepts** auf Basis der bisher gesammelten Daten des Standortes zu prüfen. Hierbei gilt es vorzuprüfen, ob an dem Standort und den gegebenen Randbedingungen die grundsätzlichen Voraussetzungen für die Umsetzung eines MNA-Konzepts gegeben sind und somit auf aktive (Sanierungs-)Maßnahmen verzichtet werden kann (vgl. LABO 2005). Im Rahmen der Planung von Maßnahmen zur Stilllegung von Deponien sowie von Maßnahmen zur bergrechtlichen Wiedernutzbarmachung ist das in der Regel nicht möglich, weil hierbei zunächst die aktiven bzw. technischen Maßnahmen (unter Berücksichtigung der NA-Wirkungen z.B. durch ENA- Maßnahmen) im Vordergrund der Betrachtungen stehen. Die Erarbeitung von MNA- Konzepten ist aber für Altablagerungsstandorte bzw. Standorte von ehemaligen Deponien, die sich in der Nachsorgephase befinden, eine Handlungsoption. Aus den Erfahrungen der im UBA-Projekt des KORA-TV4 bearbeiteten Altablagerungs- Standorte wird im Kapitel C2 eine allgemeine Vorgehensweise für die Nutzung der Wirkungen von NA- Prozessen zur schutzwärtigen Schadensminderung von abfallablagerungsbedingten Grundwasserschäden auf Basis eines **MNA- Konzepts bei AbGWS** zusammengefasst. Diese Empfehlungen für eine schrittweise Vorgehensweise umfassen folgende Stufen:

- (A) Schutzwärtige Schadensermittlung und Gefahrenanalyse
- (B): Standortspezifische Identifizierung und Quantifizierung von NA im Grundwasser mittels eines NA- Screenings
- (C) Entwicklung eines Monitoring- Konzepts bei Schadensminderung durch MNA

Im vorbenannten Kap. **C2** des KORA-TV4-Leitfadens werden die hierbei zu prüfenden Voraussetzungen in einer stufenweisen Abfolge erörtert und durch Empfehlungen zum methodischen Vorgehen ergänzt. Grundvoraussetzungen sind:

- Grundwasserschaden liegt vor
- keine Gefährdung von (weiteren) Schutzwäerten
- aktive Maßnahmen sind nicht durchführbar / verhältnismäßig
- NA- Wirkungen sind nachweisbar, prognostizierbar und ausreichend zur Schadensminderung

Diese Vorgehensweise ist im UBA-Projekt des KORA-TV4 (vgl. Kap. **C2**) umfassend erörtert. Im Folgenden werden daher die Betrachtungen zum **Maßnahme-Konzept bei AbGWS und Gefahrensituationen** fortgeführt.

B3.4.3 Maßnahmeplanung

Ist ein AbGWS und die von ihm ausgehende Gefahr festgestellt und bewertet, hat die zuständige Behörde über das „Ob“ (gem. BBodSchG), „Wie“ und „Wieweit“ der Maßnahmen, die zu vollziehen sind, zu entscheiden. In Betracht kommen in Anlehnung an die Systematik des Bodenschutzrechtes:

- Maßnahmen zur Schadensminderung bzw. -beseitigung,
- Maßnahmen zur Sicherung relevanter Schutzgüter vor Schädigung (Gefahrenabwehr),
- Schutz-/ Beschränkungsmaßnahmen (Gefahrenabwehr bzw. -minderung) sowie
- Eigenkontrollmaßnahmen / Monitoringmaßnahmen.

Die Entscheidung erfolgt in Anwendung des allgemeinen Verwaltungsgrundsatzes der Verhältnismäßigkeit der Mittel. Bei den Fragen nach dem „Wie“ und „Wieweit“ werden insbesondere Kriterien, wie

- technische Realisierbarkeit, Aufwand und
- schädliche Nebenwirkungen

Bestandteil der Ermessensausübung.

Abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden und Gefahrensituationen haben sich oft über Jahrzehnte hinweg formiert oder können sich durch Änderung der betrieblichen Randbedingungen (z.B. im Rahmen einer bevorstehenden Anlagenstilllegung durch die geplante Außerbetriebnahme von Wasserfassungen etc.) in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit (bei ungehindertem Geschehensablauf) eintretenden. Dabei werden die Schäden und Gefahren ursächlich von den Stoffemissionen aus dem Abfallkörper als Primär-(Schadstoff)quelle bestimmt.

Die Reaktionszeit zur Minderung bzw. Beseitigung der Schäden und Gefahren erfordert deshalb oftmals auch kein sofortiges Eingreifen. Im Regelfall steht ausreichend Zeit zur Verfügung, um sorgfältige Ermittlungen, Untersuchungen und Planungen für die zu ergreifenden Maßnahmen durchführen zu können. Ein stufenweises Vorgehen prägt deshalb die Regelverfahren. Liegen im Einzelfall Erkenntnisse aus Grundwasseruntersuchungen bezüglich lokal begrenzter, erhöhter Schadstoffkonzentrationen und Schadstoffemissionen mit auf Dauer nur geringen Schadstofffrachten vor, ist dieser Sachverhalt (bei Altlasten gemäß § 4 Abs. 7 BBodSchV) bei der Prüfung der Verhältnismäßigkeit von Untersuchungs- und Sanierungsmaßnahmen zu berücksichtigen.

Für die Planung der Maßnahmen zum Umgang mit der Gefahren- und Schadensituation sind im Teilschritt (3.2) folgende zunächst folgende Punkte zu beachten:

- Basis der Maßnahmenplanung sollte eine zwischen dem Pflichtigen, dessen Beauftragten und der zuständigen Behörde abgestimmte Aufgabenstellung sein.
- Hierauf aufbauend gilt es mögliche Einzelmaßnahmen bzw. Maßnahmekombinationen zu identifizieren. Hierbei können folgende Maßnahmegruppen unterschieden werden:

klassische (bau-)technische Stilllegungs- und Sanierungsmaßnahmen, wie z.B.

- *Herstellung von Oberflächenabdichtungen auf Abfallkörpern,*
 - *Einbau von Dichtwänden und sonstigen Trenn- und Stützkörpern zur vertikalen Einkapselung von Abfallkörpern,*
 - *Errichtung, Betrieb und Rückbau von Sickerwasser- und sonstigen Wasser- bzw. Abwasserfassungs-, Transport- und Aufbereitungsanlagen,*
 - *Errichtung klassischer Pump-and-Treat-Anlagen zur Fassung und (Off-site) Behandlung von sickerwasserbeeinflusstem Grundwasser etc.,*
- ENA- basierte Maßnahmen, wie z.B.
 - *ENA-Maßnahmen im Deponie- bzw. Abfallkörper:*

- *ENA-Maßnahmen im beeinflussten Grundwasser und oberirdischen Gewässer:*
 - MNA-Konzepte
- Die Planung ENA-basierter Maßnahmen (neue Verfahren) sowie der Planung von MNA-Konzepten erfordern zunächst eine detaillierte Erfassung der Wirksamkeit von NA-Prozessen
 - *Identifikation und Quantifizierung der NA-Wirkungen*
 - *Prüfung von ENA-Techniken und deren Wirkungen*
- Auf dieser Basis können Maßnahmen zum Umgang mit diesen Schäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirksamkeit von natürlichen Rückhalte- und Abbau-Prozessen geplant, realisiert und überwacht werden. Die schrittweise Planung der Maßnahmen sollte dabei folgende Punkte umfassen:
 - Vorplanung mit verschiedenen Varianten / Einzelmaßnahmen bzw. Maßnahmekombinationen
 - Entwurfs- und Genehmigungsplanung (für eine Vorzugsvariante oder mehrere Varianten):
 - *Beschreibung und Erörterung der geplanten Maßnahmen*
 - *modellgestützte Prognose der Schaden- und Gefahrenentwicklung*
 - *Kosten- und Risikoerfassung*
 - *Monitoringprogramm*
 - *Abbruchkriterien und Rückfallmaßnahmen*
 - Ausführungsplanung für die genehmigungsfähige (geeignete und angemessene) Variante
 - ggf. Berücksichtigung weiterer Maßnahmeplanungen als Rückfallmaßnahmen, wenn das Maßnahmenziel nicht erreicht wird
 - ggf. wird eine Korrektur der vorab bestimmten Zielwerte (Merkmale, Leitparameter) der Maßnahme erforderlich
- Maßnahmenranking
 - Die Gefahrenabwehr und damit das zeitliche Maßnahmenranking muss in der Regel Wirkungspfad rückverfolgend erfolgen.
 - Ist z.B. bereits der in **Abb. B3-2** dargestellte Zustand der Zeit t3 erreicht, würde es dem aktuellen Schutz des noch ungeschädigten Fließgewässers SG3 vorerst wenig nutzen, wenn zuerst die Schadstoffemission aus der Primärquelle (Deponie) durch eine Oberflächenabdichtung in Angriff genommen würde.
 - Aus diesen Gründen ist das Maßnahmenranking der Gefahren- und Schadensminderung als Komplexaufgabe gewöhnlich nicht nur standort- und schutzgutspezifisch sondern auch situationsspezifisch zu bestimmen.
 - Zumeist betrifft es auch unterschiedliche behördliche Verantwortungsbereiche. In der Regel können deshalb in der Vollzugspraxis nur Einzelfallregelungen zielführend sein.

Zur **Berücksichtigung der Wirksamkeit von NA-Prozessen** bei der Planung geeigneter Maßnahmen zur Minderung von abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen ggf. auch als Ergänzung zu klassischen (bau-)technischen Stilllegungs- und Sanierungsmaßnahmen ist der Einsatz technischer ENA-basierter Sanierungsmaßnahmen (ENA, Enhanced Natural Attenuation), wie z.B.

- die Errichtung und der (temporäre) Betrieb von Gasinjektionsanlagen zur In-situ-Oxidation organischer Restschadstoffe in geschädigten Gewässerbereichen,
- die Errichtung und der (temporäre) Betrieb von Be- und Entgasungsanlagen im Abfallkörper zur aeroben In-situ-Stabilisierung des Abfallkörpers sowie
- die Errichtung und der (temporäre) Betrieb von Anlagen zur Sickerwasser-Kreislaufführung im Abfallkörper etc.,

mit dem vorrangigen Ziel der Beschleunigung der natürlichen Stoffabbauprozesse in den Schadstoffquellen und -fahnen und somit der Emissions-, Schadens- und Gefahren-Minderung möglich.

Weiterhin ist die Planung und Erarbeitung von einfachen Monitoringkonzepten sowie der Erarbeitung komplexer "MNA-Konzepte" (vgl. Kap. **C2**) möglich.

Für die Berücksichtigung der Wirksamkeit von NA-Prozessen (NA, Natural Attenuation) bei der Planung von Maßnahmen bedarf es spezifischer Untersuchungen und der Nutzung von (Planungs-) Instrumenten, wie z.B.

- der Erfassung und Auswertung von Daten zu den geologischen, hydrologischen, hydrogeologischen, hydraulischen und hydrochemischen Standortgegebenheiten,
- der Identifikation von Parametern in Labor-, Technikums- und Feldtestanlagen zur Quantifizierung der NA-Wirkungen (z.B. für den Ansatz in Prognosemodellen),
- der Erarbeitung mathematischer Simulationsmodelle zur Abbildung der Grundwasserströmungs- und der (konservativen und reaktiven) Stofftransportprozesse,
- der Erarbeitung modellgestützter Steuerungs- und Prognoseinstrumente der Schadensentwicklung unter Beachtung der Wirkungen von NA-Prozessen. Maßnahmen zum Umgang mit der Schadens- und Gefahrensituation gilt es zu planen und zu überwachen.

B3.4.4 Prognose der Schaden- und Gefahrenentwicklung

Die zuverlässige modellgestützte Prognose der Wirkungen von NA-Prozessen ist eine wesentliche Basis für die behördliche Einzelfallentscheidung zur Auswahl und Anordnung von administrativen und technischen Maßnahmen zum Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen. Prognosemodelle bergen aber gewöhnlich erhebliche Unsicherheiten, d.h. die Aussagen sind nur bedingt zuverlässig. Selbst wenn das für die Prognose verwendete Modell in der Epignose seine Zuverlässigkeit erwiesen hat, sind die Prognosen unsicher. Grund hierfür ist – neben den angenommenen Prozessen, ihrer mathematischen Beschreibung und Parametrisierung – die im Allgemeinen hohe Unsicherheit der Randbedingungsprognosen. Insbesondere die Prognose der hydrologischen und der anthropogenen Maßnahmen reflektierenden Randbedingungen sind bei relativ weit in die Zukunft reichenden Aussagen unsicher. Sicherheitstabilisierend sind hingegen gemeinhin bei einer zuverlässigen Erkundung die hydrogeologischen und geochemischen Parameter, die diese Modelle quantifizieren. Die Modellunsicherheit ergibt sich aber nicht nur aus der unsicheren Prognose der Randbedingungen. Ebenso kann eine unzureichende Kenntnis der Verteilung der Materialparameter (z.B. hydraulische Leitfähigkeit, Porosität, Sorptionsansatz) zu einer unsicheren Prognose führen. Diese Unsicherheit kann durch die Bandbreite der Modellergebnisse beschrieben werden, die im

Rahmen von Szenarienanalysen durch systematische Variation der unsicheren Parameter im möglichen Rahmen erhalten werden.

Ergebnis der Prognoserechnungen mit Hilfe eines reaktiven Stofftransportmodells ist die Konzentration $c_{i,j}(x,y,z,t_p)$ eines Stoffes i in der Phase j des Mehrphasensystems „Untergrund“ an einem bestimmten Ortspunkt $P(x,y,z)$ zum Prognosezeitpunkt t_p . Aus diesen Berechnungswerten, die den Zustand des Untergrundes quantitativ beschreiben, werden gemäß der gestellten Aufgabe die bewertungsrelevanten Zustands- oder auch Schadensmerkmale gebildet. In THOMAS et al. (2005) wurden z. B. singuläre von integralen Zustands- bzw. Schadensmerkmalen unterschieden. Singuläre Merkmale sind dabei durch Messwerte erfassbare Kriterien, integrale Merkmale dagegen aus singulären durch eine subjektivfreie Vorschrift ermittelte Merkmale, wie z. B. die Schadstoffinventarmasse im Schadensbereich, Stofffrachten, die räumliche Ausdehnung geschädigter Bereiche, die Toxizität des Schadstoffinventars im betrachteten Schadensbereich u. a. m. **Abb. B3-6** soll hierzu der Veranschaulichung dienen.

Die Bewertung der Schaden- und Gefahrenminderung auf Basis der Wirkungen von NA/ENA-Prozessen bedarf der Verifikation der maßgebenden singulären und integralen schaden- bzw. gefahren- bestimmenden Merkmale in der Vergangenheit und der Zukunft. Die Prognose der Zustands- oder Schadensmerkmalentwicklung, wie sie exemplarisch **Abb. B3-7** zeigt, gilt es stets der Sollmerkmalsentwicklung, die in der Regel von der zuständigen Behörde vorgegeben worden ist, gegenüber zu stellen. Genehmigungsfähig sind geplante Maßnahmen, die auf den Wirkungen von NA-Prozessen beruhen, nur dann, wenn die Prognose des zu betrachtenden Zustands- bzw. Schadenskriteriums eine günstigere Merkmalsentwicklung erwarten lässt als die vorgegebene Sollwertentwicklung des zu betrachtenden Merkmals.

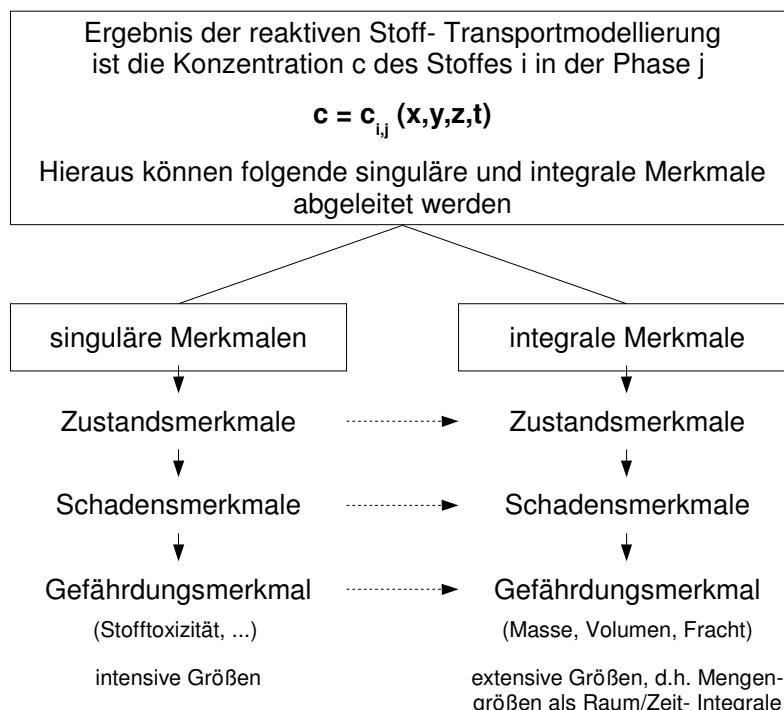


Abb. B3-6: Ableitung singulärer und integraler Zustands-, Schadens- und Gefährdungsmerkmale aus berechneten oder gemessenen Schadstoffkonzentrationen

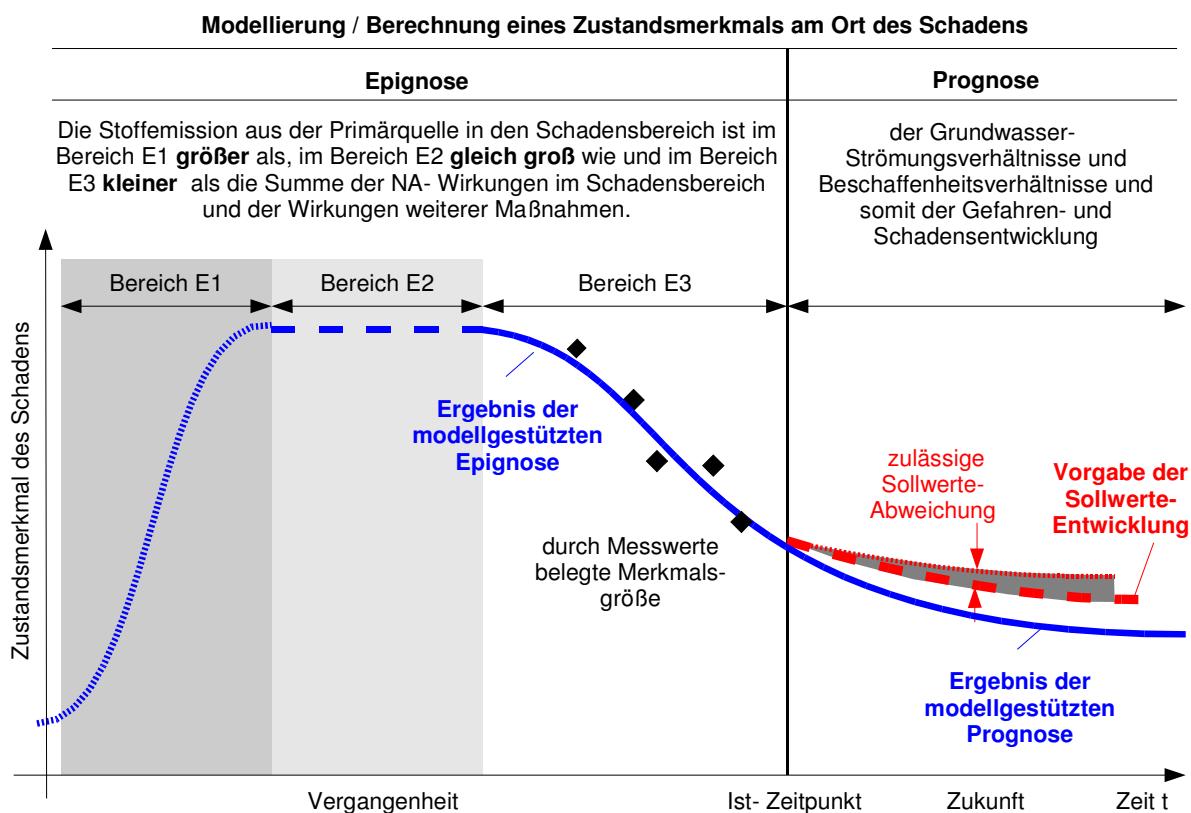


Abb. B3-7: Schematische Darstellung der zeitlichen Merkmalsentwicklung einer Gefahren- oder Schadenssituation als modellgestütztes Epignose- und Prognoseergebnis mit der Angabe der behördlich festgelegten oder akzeptierten Sollwerteentwicklung für die Zukunft und der gleichfalls festgelegten oder akzeptierten zulässigen Sollwerteabweichungen (vgl. auch LUCKNER 08/2006)

B3.4.5 Prüfung, Anordnung und Durchführung

Für die Prüfung, Anordnung und Durchführung von Maßnahmen zum Umgang mit der Gefahren- und Schadenssituation sind im Teilschritt (3.3) folgende Grundsätze zu beachten:

- Grundlagen
 - Stilllegungs-, Wiedernutzbarmachungs-/Abschlussbetriebs- bzw. Sanierungspläne sind vom Pflichtigen vorzulegen.
 - Das Gebot zur Berücksichtigung der Wirkungen von NA-Prozessen (EU-UH-RL, USchadG) ist zu beachten.
- Prüfung / Anordnung
 - Maßnahmen müssen geeignet, erforderlich und angemessen sein.
 - Der festgestellte Schaden an einem Schutzbauwerk ist eine notwendige aber keine hinreichende Bedingung für die Anordnung von Maßnahmen.
 - Die festgestellte Gefahr für ein Schutzbauwerk ist eine hinreichende Bedingung für die Anordnung von Maßnahmen.

- Die Anordnung von Maßnahmen zum Umgang mit Schäden liegt im pflichtgemäßen Ermessen der Behörde.
- Ggf. sind bei der Anordnung der Maßnahmen Sicherheitsleistungen vom Pflichtigen zu verlangen.
- Durchführung
 - Grundlage für die Durchführung ist die Anordnung.
 - Erforderliche Abweichungen von der Anordnung gilt es mit dem Pflichtigen und der zuständigen Behörde abzustimmen.

B3.4.6 Monitoring, Überwachung der Zielerreichung, Rückfallmaßnahmen

Zwischen dem Sanierungspflichtigen und der zuständigen Behörde müssen auf Basis der Prognose der Schadens- und Gefahrenentwicklung zulässige Sollwert-Abweichungs-Korridore und Regeln vereinbart werden, die beschreiben, bei welchem Grad der Abweichung der künftigen Ist- von den Soll-Werten (Größe der Abweichung, Häufigkeit der Abweichung,) technische bzw. administrative Rückfallmaßnahmen zu ergreifen sind, die die Ist-Werte-Entwicklung der betrachteten Merkmale wieder sicher in den Bereich der Sollwerteentwicklung führen.

Die für jeden Einzelfall eines AbGWS zu erarbeitende Entscheidungsmatrix gemäß **Abb. B3-8** sagt z. B. aus, dass, wenn zum Zeitpunkt $t_x = 5$ a (5 Jahre nach dem Ist-Zeitpunkt) die Abweichung der prognostizierten Merkmalsgröße zu der zu diesem Zeitpunkt messtechnisch bestimmten Merkmalsgröße „Räumliche Ausdehnung des Grundwasserschadens“ (z. B. gekennzeichnet durch die Fahnenlänge) größer ist als der festgesetzte Wert xx, die Maßnahme M1 durchzuführen ist. Übersteigt z.B. die zu diesem Zeitpunkt gemessene TOC-Konzentration an der Messstelle 1 die prognostizierte Konzentration um mehr als den Wert zz, so gilt es, die Maßnahme M3 zu ergreifen. Eine solche Entscheidungsmatrix gemäß **Abb. B3-8** bedarf mit den Merkmalsprognosen der expliziten Zustimmung bzw. Zulassung durch die zuständige Fach- und Genehmigungsbehörde. Die Rückfall-Maßnahmen sollten dabei als genehmigungsfähig bewertet und bezüglich ihrer Kosten eingeschätzt werden. Sowohl beim Sanierungspflichtigen als auch bei der zuständigen Genehmigungsbehörde sollte damit Klarheit darüber bestehen, wer was bei Nicht-Eintritt mit welchen Aufwendungen zu realisieren hat. Die modellgestützte Prognose kann hierbei die detaillierte bzw. technische Ausarbeitung und Dimensionierung der Rückfall-Maßnahmen unterstützen.

Diese Vorgehensweise setzt voraus, dass eine problemadäquates Monitoring der Zustandsentwicklung eines AbGWS existiert, um das Ausmaß möglicher Abweichungen zwischen den prognostizierten Merkmalsgrößen und den von Messwerten abgeleiteten Merkmalsgrößen zu diesem Zeitpunkt bewerten zu können. Darüber hinaus spielt aber wohl vor allem die (auch steuerlich abzustimmende) Rückstellung finanzieller Mittel des Verpflichteten zur Gewährleistung der Finanzierung der möglicherweise zu einem späteren Zeitpunkt noch durchzuführenden Rückfall- bzw. Ersatzmaßnahmen auch für den Fall eine Rolle, dass der Pflichtige zu diesem Zeitpunkt zur Finanzierung der gegebenenfalls notwendig werdenden technisch/technologischen Rückfallmaßnahmen nicht mehr heranziehbar ist. Hierbei wird ggf. die Vorlage von Bankbürgschaften oder vergleichbar Sicherheiten erforderlich. Die Wahrscheinlichkeit für den zur Soll-Zustands-Erzielung Verpflichteten, Rückfallmaßnahmen realisieren und finanzieren zu müssen, verringt sich

um so mehr, je sorgfältiger der Verpflichtete prognostiziert, gegebenenfalls aber auch je konsequenter er zeitnah aktive Maßnahmen der Gefahren- und Schadensminderung durchführt und je weniger Minderung er noch den natürlichen Schadstoffminderungsprozessen überlässt. Der Verpflichtete muss deshalb ein großes Interesse daran haben, dass ihm zuverlässige Entscheidungsgrundlagen vorliegen bzw. vorgelegt werden. Für die Behörde, die pflichtgemäß die Ermessensentscheidung zu treffen hat, ist das Risiko des Treffens einer Fehlentscheidung infolge der Anerkennung der Prognose bei dieser Vorgehensweise klein, weil immer dann, wenn die als tolerabel geltende prognostizierte Merkmalsentwicklung nicht eintritt, bereits genehmigte bzw. genehmigungsfähige Rückfall-Maßnahmen geplant vorliegen, deren Durchführbarkeit finanziell und technisch weitestgehend abgesichert ist.

Merkmals- Abweichung zum Zeitpunkt t_x (z.B. nach 5a, Soll- Ist- Abweichung)	genehmigungsfähige technische und administrative Rückfallmaßnahmen			
	Maßnahme M1	M2	M3	M4
Räumliche Ausdehnung des deponiebürigen Grundwasserschadens	→ > xx	→ > yy	→ > zz	
TOC- Konzentration an der Grundwassermessstelle ...				
...				
Deponiebürige NH4- Frachten an der Front des Grundwasserschadens				

Abb. B3-8: Entscheidungsmatrix für zu ergreifende Rückfallmaßnahmen bei unzulässiger Abweichung gemessener Merkmale eines abfallablagerungsverursachten Grundwasserschadens von den prognostizierten Merkmalswerten zu einem bestimmten Zeitpunkt

B4 Untersuchungs- und Bewertungsmethoden

B4.1 Einleitung

In den folgenden Abschnitten wird eine Auswahl der im KORA-TV4-Projektverbund angewandten bzw. entwickelten NA-bezogenen Untersuchungs- und Bewertungsmethoden zusammengefasst. Aufbauend auf der in Kap. B3 vorgestellten Vorgehensweise werden die Methoden wie folgt gruppiert:

- Methoden zur Identifikation und Bewertung der Standortsituation
- Methoden zur Identifikation und Quantifizierung der NA-Wirkungen
- Methoden zur Maßnahmeplanung, Umsetzung und Überwachung.

Eine detaillierte Erläuterung der in den **Tab. B4-1** bis **Tab. B4-3** erfassten methodischen Ansätze erfolgt in den mit Verweisen gekennzeichneten Kapiteln des Leitfadens sowie in den KORA-Handlungsempfehlungen (Teil Methodensammlung, vgl. MICHELS et al. 11/2008), die als CD- Anhang Bestandteil dieses Berichts ist.

Einen weiteren Überblick zu den sonstigen Methoden, die in den FuE-Projekten angewendet wurden, geben die FuE-Berichte zu den KORA-Projekten 4.1 bis 4.4 sowie den KORA-assoziierten Projekten 4.A1 und 4.A2, die als CD- Anhang Bestandteil dieses Berichts ist (vgl. Kap. **F6**).

B4.2 Methoden zur Identifikation und Bewertung der Standortsituation

Tab. B4-1: Methodenauswahl - Analyse der Standortsituation

Nr.	Bezeichnung der Methode	Verweise / Literaturquelle (vgl. Kap. F5.2)		
		KORA-TV4 Leitfaden, Kapitel ...	KORA- Handlungs- empfehlungen, Nummer der Methoden- sammlung	KORA- Projekt ...
1	Emissions- und immissionsorientierte Gefahren- und Schadenanalyse	E2.7	-	4.0
2	Bewertung und schutzwertspezifische Gefahren- und Schadenanalyse	B3.3.3	-	4.0
3	Umfeldanalyse/Altlastenkataster	C2.3.1	-	4.1

Nr.	Bezeichnung der Methode	Verweise / Literaturquelle (vgl. Kap. F5.2)		
		KORA-TV4 Leitfaden, Kapitel ...	KORA- Handlungs- empfehlungen, Nummer der Methoden- sammlung	KORA- Projekt ...
4	Grundwasserscreening, vollständige Erfassung und Charakterisierung von Altlastemissionen	C2.3.2	-	4.1
5	Schadensfeststellung am Schutzgut Grundwasser	C2.3.3	-	4.1
6-14	Gefahrenanalyse für Schutzgüter/Nutzungen	C2.3.4.ff C2.3.5.ff	-	4.1
6	... Schutzgut „Ökosystem Grundwasser“, DNA-Fingerprints, PCR-DGGE	C2.3.4.1	2.1.7	4.1
7	... Schutzgut „Trinkwassernutzung“	C2.3.4.2	-	4.1
8	... Schutzgut Brauchwassernutzung zur Bewässerung	C2.3.4.3	-	4.1
9	... Schutzgut „Bauwerke im Grundwasser“	C2.3.4.4	-	4.1
10	... Schutzgut „Oberirdische Gewässer“	C2.3.4.5	-	4.1
11	... "Nutzung des Vorfluters als Badegewässer"	C2.3.4.6	-	4.1
12	... Schutzgut „Ökosystem oberirdischer Gewässer“	C2.3.4.7	-	4.1
13 Schutzgut „Trinkwasser aus oberirdischen Gewässern“	C2.3.4.8	-	4.1
14	... Prognose der Grundwasserschadensausbreitung mittels (F12) Tracer-Trends und Erfassung von Schutzgütern im prognostizierten Bereich	C2.3.5.1	1.2.12	4.1
15	Online Kontrolle der in-situ Parameter, Optimierung der Grundwasserprobenahme	-	1.2.13	4.1

B4.3 Methoden zur Identifikation und Quantifizierung der NA-Wirkungen

Tab. B4-2: Methodenauswahl - NA-Wirkungen

Nr.	Bezeichnung der Methode	Verweise / Literaturquelle (vgl. Kap. F5.2)		
		KORA-TV4 Leitfaden, Kapitel ...	KORA- Handlungs- empfehlungen, Nummer der Methoden- sammlung	KORA- Projekt ...
16- 17	Parameter- und musterspezifischer Nachweis von NA-Effekten ... Parameterspezifische Auswertung von Konzentrationen anorganischer und organischer Einzelstoffe sowie von Summenparametern	C2.4.1.ff	-	4.1
16	... Auswertung von GC-MS fingerprints mit multivariater Statistik zur Identifizierung von Zusammenhängen von GWMS	C2.4.1.1	-	4.1
17	Trennung von NA in Verdünnung und andere NA-Effekte mittels Θ_1/Θ_2 -Verhältnissen	C2.4.1.2	-	4.1
18	NA-Effekte durch Abbau	C2.4.2	1.2.11	4.1
19- 20	... Quantifizierung von Bakterien mittels DAPI ... Charakterisierung bakterieller Grundwasser-Mikrobiözönosen mittels DNA-fingerprints	C2.4.3.ff	-	4.1
19	C2.4.3.1	2.1.4	4.1	
20	C2.4.3.2 + C2.3.4.1	2.1.7	4.1	
21	Prognose der lokalen NA-Wirksamkeit, Daten- bzw. Trendanalyse	C2.4.4	-	4.1
22	Laborversuche zum anaeroben und stimulierten aeroben Abbau deponiebürtiger Stoffe	-	4.2.4	4.2 4.A1
23	Sequentielle Extraktion - Anorganische Schadstoffbindungsformen und Mineralphasengehalte	-	3.1.1.	6.2 4.2
24	Hydrogeochemische Merkmale der Stoffausbreitung, Bilanzierung der Redoxpufferkapazität	C4.4.1	1.2.8	4.3
25	Raum-zeitliche Abgrenzung des potentiellen Reaktionsraums	C4.4.2	-	4.3
26	Quantifizierung der summarischen Wirkung von Stoffminderungsprozessen Ausbreitungsstatus, Transportgrößen (Ratio-Berechnungen, BTSA-Ansatz)	C4.4.3	1.2.9	4.3

Nr.	Bezeichnung der Methode	Verweise / Literaturquelle (vgl. Kap. F5.2)		
		KORA-TV4 Leitfaden, Kapitel ...	KORA- Handlungs- empfehlungen, Nummer der Methoden- sammlung	KORA- Projekt ...
27	Tiefenorientierte Beprobung des Grundwassers mit der Methode der Simultanen Pumpraten und einer modifizierten Rammsondierung	-	1.2.5	4.3
28	Ermittlung der Beschaffenheit von an der Gewässersohle exfiltrierenden Grundwassers, Spezialmonitoring	C6.3.2	5.1.5	4.4
29	Ermittlung des Porenwasserdrucks an der Sohle oberirdischer Gewässer, Spezialmonitoring	C6.3.2	5.1.6	4.4

B4.4 Methoden zur Maßnahmeplanung, Umsetzung und Überwachung

Tab. B4-3: Methodenauswahl - Maßnahmen und Überwachung

Nr.	Bezeichnung der Methode	Verweise / Literaturquelle (vgl. Kap. F5.2)		
		KORA-TV4 Leitfaden, Kapitel ...	KORA- Handlungs- empfehlungen, Nummer der Methoden- sammlung	KORA- Projekt ...
30	Ermittlung von schadensspezifischen Prioritätskontaminanten und Überwachungsparametern	C2.5.1	-	4.1
31	Ermittlung der Beprobungsstellen und -zyklen anhand der wesentlichen standortspezifischen Einflussfaktoren	C2.5.2	-	4.1
32	Ableitung eines stofflichen und zeitlichen Schadensminderungsziels	C2.5.3	-	4.1
33	Erstellung eines schadens- und standortspezifischen Monitoringkonzepts	C2.5.4	-	4.1
34	Vorrichtung und Verfahren zur Gewinnung unverfälschter Grundwasserproben	-	1.2.7	TV7- assoziiert
35	Verknüpfung singulärer und integraler Schadensmerkmale bei der Epignose und Prognose	E2.8	-	4.0

Nr.	Bezeichnung der Methode	Verweise / Literaturquelle (vgl. Kap. F5.2)		
		KORA-TV4 Leitfaden, Kapitel ...	KORA- Handlungs- empfehlungen, Nummer der Methoden- sammlung	KORA- Projekt ...
36	Maßnahme-Priorisierung, Gefahren- und Schadensentwicklung	E2.9	-	4.0
37	Monitoring, Überwachung der Zielerreichung, Rückfallmaßnahmen	B3.4.4	-	4.0
38	Niederdruck in situ Belüftung von Abfallkörpern nach dem Verfahren AEROflott	C8.3 C8.5.1-5	-	4.A2
39	In-situ Methode zum gasförmigen Eintrag von Luft und Sauerstoff in den abfallablagerungsverursachten Grundwasserschadensbereich	C3.4.4-6	-	4.2
40	Tiefenwasser-Begasung, Deponiesee Großkayna	C6.3	-	4.4
41	Flachwasser-Belüftung, Deponiesee F/M	C4.7	-	4.3

Teil C: Referenzprojekte / Fallbeispiele

C1 Einleitung

Autor: Thomas Luckner

- Dresden Grundwasserforschungszentrum e.V.
- Dr.-Ing. Thomas Luckner
- Meraner Straße 10, 01217 Dresden
- TLuckner@dgfz.de

Gegenstand der im KORA TV4 bearbeiteten 4+2 FuE-Standortprojekte war es aufzuzeigen, unter welchen Bedingungen abfallablagerungsverursachten Grundwasserschäden (AbGWS), und damit auch die von ihnen ausgehenden Gefahren, durch die Wirkungen von natürlichen bzw. stimulierten natürlichen Schadstoffminderungsprozessen reduziert werden und wie diese Prozesse zuverlässig identifiziert, bewertet, durch gezielte Maßnahmen genutzt sowie durch modelltechnische Ansätze prognostiziert und kontrolliert werden können.

Die Titel der FuE-Projekte, die Ansprechpartner sowie die zentralen Problemstellungen der einzelnen Standort-Projekte des KORA-TV4 sind in den folgenden Abschnitten zusammenfassend dargestellt. Die vollständigen FuE-Berichte sind als Anhang (im pdf-Dateiformat) Bestandteil des Leitfadens. Folgende **Abb. C1-1** veranschaulicht die örtliche Lage der KORA-TV4- Standortprojekte auf einer Umrisskarte der deutschen Bundesländer.



Abb. C1-1: Lage der KORA-TV4-Standortprojekte auf einer Umrisskarte der deutschen Bundesländer

Projekt 4.1, Berliner Hausmülldeponien, Kladow/Gatow: "Erfassung natürlicher Prozesse bei Emissionen unterschiedlicher Altablagerungen am Beispiel der Berliner Hausmülldeponien Kladow/Gatow"

- Projektleiter: Herr Dr. Kerndorff (ehemals UBA Berlin), Herr Dr. Litz (UBA Berlin)
- Standortsituation: 4 Altablagerungen mit Bauschutt, Haus- und Industriemüll; Betrieb 1959-1973; fehlende technische Sicherungselemente; Emissionssituation ist durch langjährige Datenreihen belegt
- FuE-Schwerpunkte: Methodenentwicklung zur GW-Schadensidentifikation und schutzgutspezifischen Bewertung sowie zum Nachweis von NA-Wirkungen, NA-Screening, F12 Tracer, Populationsanalyse, DNA Fingerprints, DNA-Mikroarray

Projekt 4.2, Stillgelegte Hausmülldeponie, Weiden-West: "Stimulation der natürlichen Selbstreinigungsprozesse in der Aerations- und Grundwasserzone unter der stillgelegten Deponie Weiden-West zur Unterbindung der Gefährdung der Schutzgüter im Grundwasserabstrom der Deponie"

- Projektleiter: Herr Dr. Th. Luckner (DGFZ e.V.)
- Standortsituation: stillgelegte Bauschutt- und Hausmülldeponie; ehemalige Kiesgrube; Deponiebetrieb ab 1950; Oberflächenabdichtung wurde 2006 aufgebracht; GWS wurde festgestellt
- FuE-Schwerpunkte: Durchführung von Labor- und Technikumstest mit Standortmaterial; Entwicklung und Betrieb einer ENA-Feldtestanlage (Pilotanlage mit WRE) zum Gas-eintrag in den GW-Schadensbereich; Erfassung und Bewertung der erzielbaren NA-Wirkungen; Festgesteingrundwasserleiter; intensive Behördenbeteiligung

Projekt 4.3, Deponie "Monte Scherbelino", Frankfurt Main: "Modellgestützte Analyse und Bereitstellung eines numerischen Prognoseinstrumentariums der Selbstreinigungsprozesse deponiebürtiger Schadstoffe im Grundwasser" (Deponie Monte Scherbelino)

- Projektleiter: Herr Dr. Gerdes (BGS Umwelt GmbH) und Herr Dr. Scheytt (TU Berlin)
- Standortsituation: stillgelegte Bauschutt, Haus- und Industriemülldeponie; Deponiebetrieb von 1925-1968; Dichtwandsbau zur Einkapselung der deponiebürtigen Stoffe im Boden und Grundwasser unter der Deponie erfolgte 1995 als Sicherungsmaßnahme; Oberflächenabdichtung wird derzeit aufgebracht; GWS wurde festgestellt
- FuE-Schwerpunkte: Datenerfassung und Auswertung; Modell-Epignose und -Prognose der Entwicklung von Schadensmerkmalen; Effekte der Quellsicherung auf GW-Schadensentwicklung im Umfeld; instationäre 3D-Modellierung mit Berücksichtigung von Temperatur- und Dichteefekten; Entwicklung und Betrieb einer ENA-Feldtestanlage zum Gaseintrag in den "Scherbelino-Weiher" (Sei im GW-Abstrom der Deponie)

Projekt 4.4, Spüldeponie Großkayna: "Untersuchung des natürlichen Rückhalts und Abbaus deponiebürtiger Schadstoffe am Beispiel der subaquatischen Deponie Großkayna/Merseburg"

- Projektleiterin: Frau G. Uhlig (LMBV mbH)
- Teilprojektleiter: Herr Dr. F. Werner (GFI GmbH), Herr Dr. Th. Wilsnack (IBeWa), Herr Dr. Schroeter (IHU GmbH)
- Standortsituation: subaquatischer Deponiekörper; Einrichtung in einem ehemaligen Braunkohletagebau; Flutung erfolgte 2001/2002
- FuE-Schwerpunkte: Modellierung und Prognose der GW-Beschaffenheitsentwicklung im See- und Grundwasserkörper; Verknüpfung der Modellsysteme Deponieuntergrund, Deponiekörper und See- bzw. Grundwasserkörper unter Berücksichtigung wirkender NA-Prozesse; Betrieb und Steuerung von Tiefenwasserbelüftern im Seewasserkörper als ENA-Anlage; Behördenbeteiligung

Projekt A1, Deponie Halle Lochau: "Untersuchungen für die nachhaltige Stilllegung von Deponien, die in Restlöchern des Braunkohlenbergbaus eingerichtet wurden, am Beispiel der Deponie Halle-Lochau"

- Projektleiterin: Frau Dr. Raphel (AWH GmbH)
- Standortsituation: Die Deponie Halle-Lochau ist eine der größten Abfalldeponien Deutschlands. Die Deponie wurde in einem ehemaligen Tagebau eingerichtet. Mit Einstellung der Wasserhaltung wird der Deponiekörper vollständig vom Grundwasser eingestaut und im verbleibenden Restloch neben dem Deponiekörper wird ein Seewasserkörper entstehen.
- FuE-Schwerpunkte: Entwicklung einer nachhaltigen Lösungsvariante für die Stilllegung und Nachsorge der subaquatischen Deponie; Untersuchungen zur Reduzierung der Stoffausträge aus dem Deponiekörper; Entwicklung einer standortangepassten qualifizierten Abdeckung; Untersuchung möglicher ENA-Wirkungen im Abfallkörper und dem Wasserkörper der Wasserhaltung

Projekt A2, Deponie Kuhstedt: "Vorhaben zur aeroben in-situ-Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt zur Minderung des Kosten- und Nachsorgeaufwandes"

- Projektleiter: Herr Prof. Dr. Stegmann (TU Hamburg-Harburg)
- Standortsituation: Die Alt-Deponie Kuhstedt wurde bereits vor Jahren stillgelegt und verfügt nicht über TASi-typische Sicherungsmaßnahmen. Ziel der Untersuchungen ist, die Emissionen ins Schutzgut Grundwasser durch gezielte Maßnahmen zu mindern.
- FuE-Schwerpunkte: Untersuchungen der Wirkungen der aeroben Deponiestabilisierung (ENA); Beschleunigte und kontrollierte Reduzierung der Deponieemissionen mittels in-situ-Belüftung.

Abb. C1-2 verdeutlicht die wesentlichen Elemente der 4+2 KORA TV4-Standorte, die in den folgenden Abschnitten vorgestellt werden, schematisch. Hierbei wird von folgender Grundgliederung ausgegangen:

- Gefahrenermittlung und Schadensanalyse (Identifikation, schutzwertspezifische Bewertung etc.)

- Identifikation und Quantifizierung von NA-Prozessen / Wirkungen (Labor-Technikums- und Feldmethoden etc.)
- NA Beitrag zur Schadens- und Gefahrenminderung (Modellierung, Prognose etc.)
- Entwicklung eines standortspezifischen Monitorings (Monitoring, Optionen etc.)

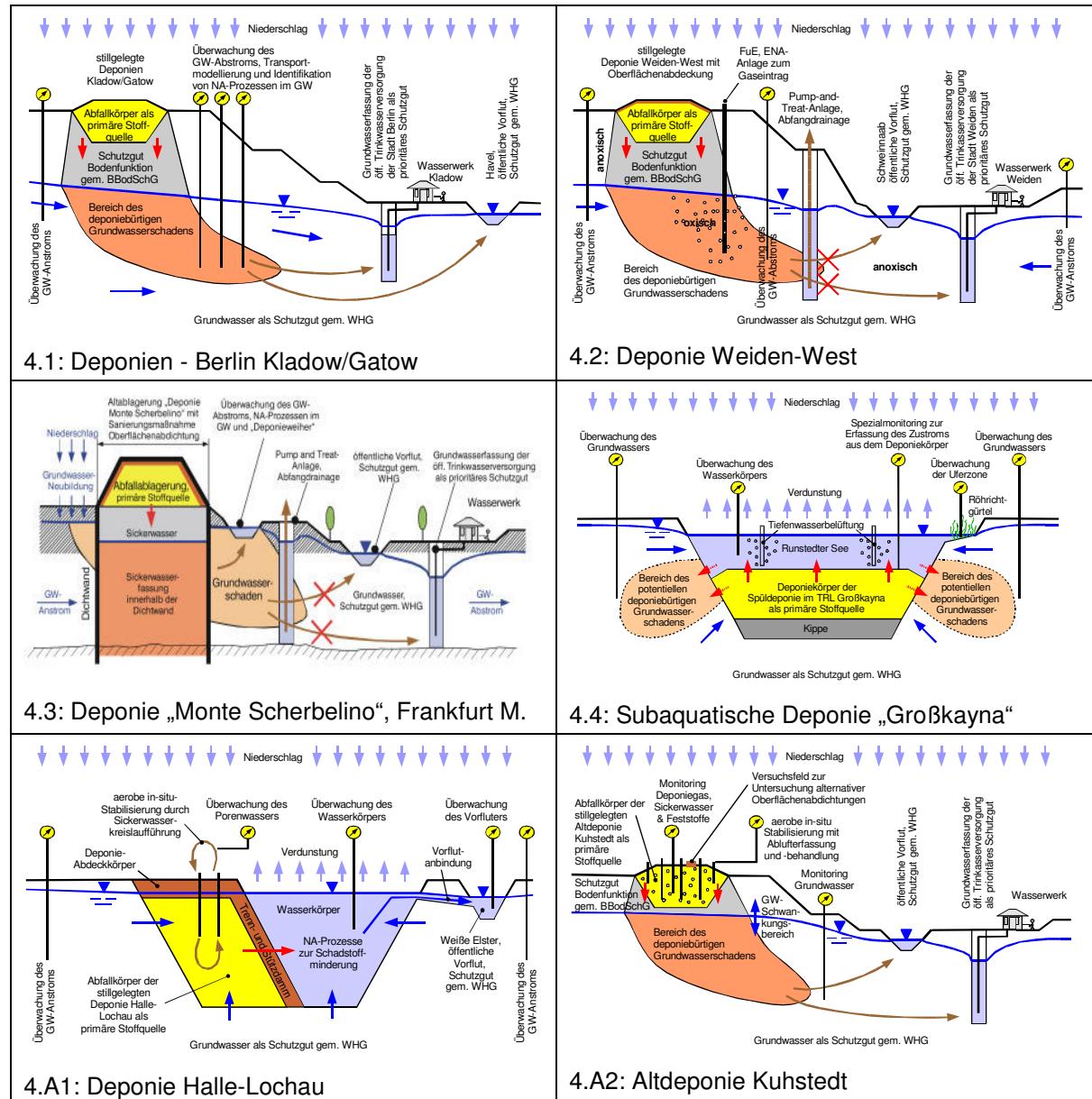


Abb. C1-2: Schematische Darstellung der wesentlichen Systemelemente der 4+2 KORA-TV4-Standortprojekte

C2 Projekt 4.1, Berliner Hausmülldeponien, Kladow/Gatow

Autoren: Helmut Kerndorff (ehemals Umweltbundesamt) & Stephan Kühn

- Struppe & Dr. Kühn Umweltberatung GbR
- Herr Dr. Kühn
- Hochspannungsweg 22
- 12359 Berlin
- dr.kuehn@freenet.de

C2.1 Hinweise zum KORA- Projekt 4.1

- Projektleiter: Herr Dr. Kerndorff (ehemals UBA Berlin), Herr Dr. Litz (UBA Berlin)
- Ansprechpartner: Herr Dr. Stephan Kühn (S&K Umwelt)
- KORA- Projekttitel: "Erfassung natürlicher Prozesse bei Emissionen unterschiedlicher Altablagerungen am Beispiel der Berliner Hausmülldeponien Kladow/Gatow"
- Aus den Erfahrungen der Bearbeitung der Standortfälle des KORA Projekts 4.1 wurden von den Autoren des Kapitels C2 eine allgemeine Vorgehensweise für die Nutzung der Wirkungen von NA- Prozessen zur schutzgutspezifischen Schadensminderung von abfallablagerungsbedingten Grundwasserschäden auf Basis eines MNA- Konzepts zusammengefasst. Diese Empfehlungen für eine schrittweise Vorgehensweise umfassen folgende Teile bzw. Stufen:
 - **Stufe (A):** Schutzgutspezifische Schadensermitzung und Gefahrenanalyse
 - **Stufe (B):** Standortspezifische Identifizierung und Quantifizierung von NA im Grundwasser mittels eines NA- Screenings
 - **Stufe (C):** Entwicklung eines Monitoring- Konzepts bei Schadensminderung durch NA (MNA)
- Verweis auf den Abschlussbericht zum Vorhaben:
 - Der vollständige FuE- Bericht des KORA Projekts 4.1 ist als CD- Anhang (Teil F5 "Verzeichnis der Daten- CD") Bestandteil des TV4- Leitfadens.
 - UBA / Kerndorff, Kühn. (2008): Forschungsbericht zum KORA-Projekt 4.1: "Erfassung natürlicher Prozesse bei Emissionen unterschiedlicher Altablagerungen am Beispiel der Berliner Hausmülldeponien Kladow/Gatow ", UBA, FKZ 0330501

C2.2 Einleitung

Die Prüfung einer möglichen Nutzung von NA zur Schadensminderung von abfallablagerungsbedingten Grundwasserschäden wird in drei **Stufen (A), (B) und (C)**, durchgeführt.

In **Stufe (A) der schutzgutspezifischen Schadensfeststellung und Gefahrenanalyse** wird ermittelt, welche stofflichen und räumlichen Dimensionen der Grundwasserschaden

aufweist und welche Schutzgüter/Nutzungen in seinem Umfeld möglicherweise gefährdet sind (**A1** und **A2**). Unter (**A3**) wird der Grundwasserschaden bewertet. Unter (**A4**) wird eine Gefahrenanalyse für Schutzgüter im Bereich des akuten Grundwasserschadens durchgeführt. Unter (**A5**) werden die Gefahren für Schutzgüter/Nutzungen im prognostizierten Bereich des Grundwasserschadens ermittelt und anhand der Ergebnisse entschieden, ob NA unter den gegebenen lokalen Bedingungen zur Schadensminderung geeignet ist.

In Stufe (B) findet eine standortspezifische Identifizierung und Quantifizierung von NA im Grundwasser mittels eines NA-Screenings statt, jedoch nur dann, wenn dies aufgrund der Ergebnisse in Stufe (**A**) sinnvoll ist, d.h. wenn ein alleiniger Grundwasserschaden vorliegt. In vier hierarchischen Stufen wird untersucht, ob NA wirksam ist und welche Anteile der Schadensminderung auf Verdünnungs-, Rückhalt- und Abbaueffekte zurückzuführen sind. In (**B1**) werden parameter- und musterspezifische Nachweise von NA-Effekten in Summe geführt. In (**B2**) werden mit Hilfe von Θ_t / Θ -Verhältnissen NA-Effekte, die durch Verdünnung verursacht werden, von anderen NA-Effekten getrennt. In Stufe (**B3**) wird geprüft, ob biologischer Abbau an den NA-Effekten beteiligt ist (Nachweis erhöhter mikrobieller Aktivität im Emissionsbereich mittels DAPI).

Nachdem in den ersten drei Stufen nachgewiesen wurde, dass durch aktuell vorhandene NA-Aktivität, die nicht nur auf Verdünnung beruht, eine Schadensminderung auch durch biologischen Abbau erfolgt, ist in (**B4**) eine Prognose der zukünftig zu erwartenden NA-Wirksamkeit im Grundwasser zu erstellen. Dazu sind Daten für Trendanalysen notwendig. Bei mangelnden oder fehlenden Daten sind diese in Stufe (**C**) zu erheben und (**B4**) erst danach durchzuführen. Aufgrund der erzielten Ergebnisse wird entschieden, ob eine dem Schadensminderungsziel (**C3**) entsprechende Reduktion des Grundwasserschadens mittels NA erreicht werden kann.

In Stufe (C) wird bei einem positiven und quantitativ ausreichenden NA-Befund ein MNA-Konzept erstellt. In Stufe (**C1**) werden schadensspezifische Prioritätskontaminanten und Überwachungsparameter anhand der Ergebnisse der Stufen (**A**) und (**B**) ermittelt. In Stufe (**C2**) erfolgt eine Ermittlung der Beprobungsstellen und -zyklen anhand der wesentlichen standortspezifischen Einflussfaktoren. In Stufe (**C3**) wird aufgezeigt, wie örtlich individuelle, stofflich und zeitlich orientierte Schadensminderungsziele abgeleitet werden können. In Stufe (**C4**) wird ein schadens- und standortspezifisches MNA-Konzept erstellt, inklusive Erfolgskontrolle. Für den Fall des Versagens der NA-Prognosen im Verlauf des Monitorings werden „Rückfalloptionen“ aufgezeigt, die für den Fall vorbereitet werden sollten, dass die Schadensminderungsziele doch nicht erreicht werden können.

Die Bearbeitung der Stufen A und B stellen jeweils den „status quo“ zum Zeitpunkt der Bearbeitung dar. Ändert sich dieser durch äußere Einflüsse wie Nutzungsänderungen oder Grundwasserabsenkungen, müssen diese Änderungen bei der weiteren Bearbeitung berücksichtigt werden und das MNA-Konzept entsprechend angepasst werden.

Die „Matrix-Tabellen“ in den folgenden Abschnitten dienen als Vorlage zum Eintragen von Messergebnissen/Befunden. Sie sind der Datenlage jedes Untersuchungsobjektes entsprechend anpassbar.

C2.3 Stufe (A) Schutzgutspezifische Schadensermittlung und Gefahrenanalyse am Schutzgut Grundwasser

Die schutzgutspezifische Schadensermittlung und Gefahrenanalyse für das Schutzgut Grundwasser erfolgt in fünf Stufen (**A1-A5**) (vgl. Abb. C2-1). Bei entsprechend positiven Ergebnissen ist ein NA- Screening gem. Stufe (**B**) durchzuführen.

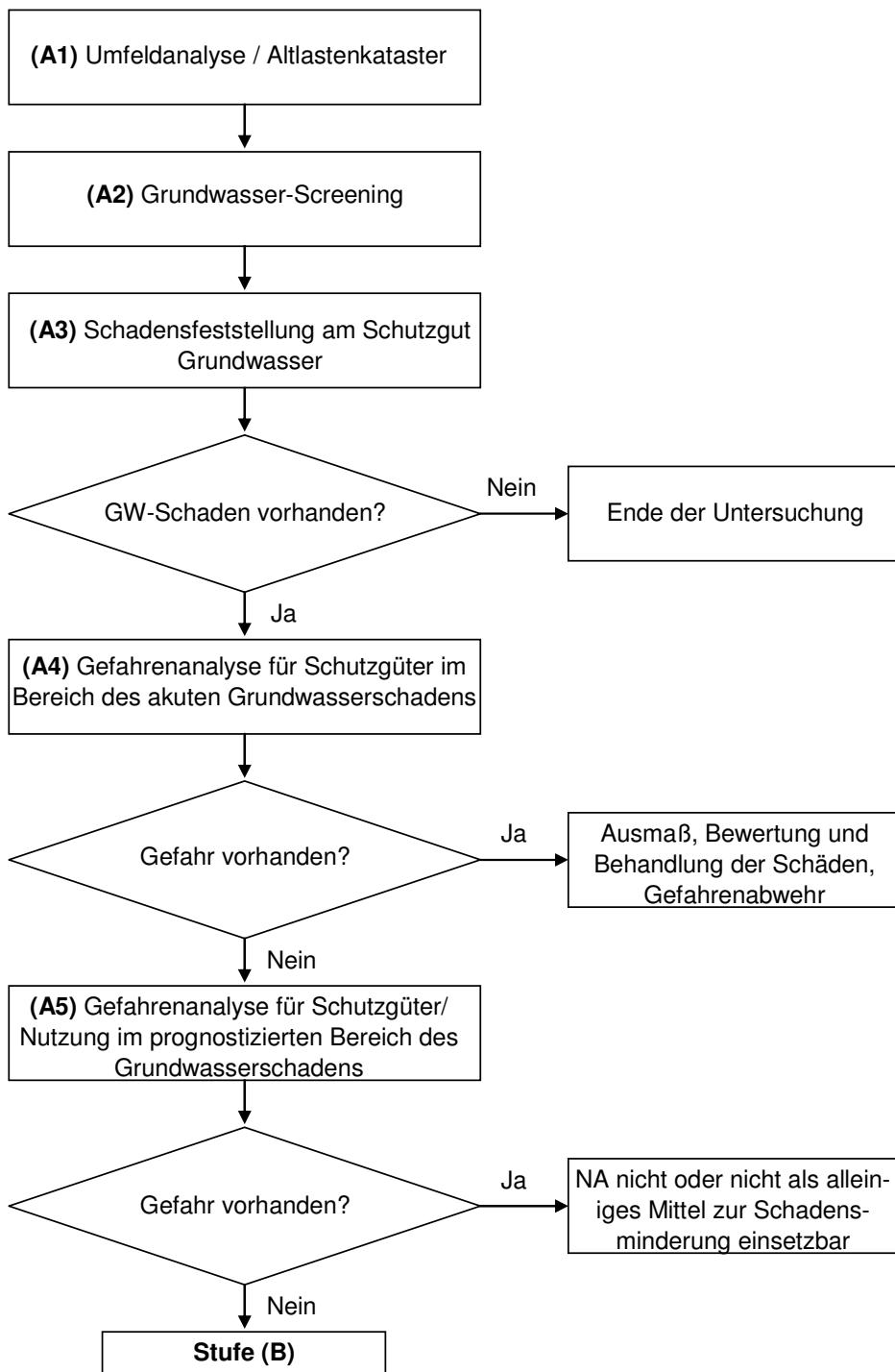


Abb. C2-1: Flussdiagramm zur Stufe (A) - schutzgutspezifische Schadensfeststellung und Gefahrenanalyse

C2.3.1 (A1) Umfeldanalyse/Altlastenkataster

Voraussetzungen

Im Altlastenkataster müssen die Basisdaten der Abfallabslagerung vorhanden sein. Die Grunddaten zu Schutzgütern in ihrem Umfeld sowie Standortcharakteristika müssen ebenfalls vorhanden sein oder erhoben werden.

Prinzip

In der Umfeldanalyse werden standortspezifische Daten zusammengestellt. Sie dienen der schutzgutspezifischen Gefahrenanalyse, d.h. dem Auffinden von Gefahren, die möglicherweise durch einen Grundwasserschaden für lokale Schutzgüter/Nutzungen verursacht werden.

Durchführung

Bei der Umfeldanalyse ist fallspezifisch abzuklären, ob geeignete Daten vorhanden, bzw. noch zu erheben sind. Die Checkliste in **Tab. C2-1** präsentiert wesentliche Teile einer Umfeldanalyse, sie kann als Erfassungsbogen für die Ergebnisse dienen, falls keine eigenen vorhanden sind.

Auswertung der Ergebnisse

Die Ergebnisse der Umfeldanalyse dienen der schutzgutspezifischen Schadens- und Gefahrenanalyse sowie der Erstellung des MNA- Konzeptes und werden in den folgenden Tabellen weiter verwendet und ausgewertet.

Tab. C2-1: Checkliste zur standortspezifischen Umfeldanalyse

Datenbasis	Datenauswertung	Daten vorhanden? Kommentar
Altlastenkataster-auszug	Beschreibung der Altlastverdachtsflächen, ehemalige und aktuelle Nutzungen, exakte Lagebeschreibung, Zugänge	
topographische Karten	Lagepläne mit Hoch- und Rechtswerten, geographische Beschreibung, Höhenprofil, Umfeldnutzungen	
Satellitenfotos	Aktuelle Nutzung,	
Luftbilder	Temporäre Veränderungen der Nutzungen, Bebauung, Gebäude Nutzung und Geländeveränderungen	
Grundbuchauszug	Besitzverhältnisse, Nutzung, etc.	
geologische Karten	Schichtenverzeichnis, geologische Profile, geologisches Strukturmodell	
hydrogeologische Karten	Grundwasserfließrichtung, -GW-Geschwindigkeit, GW-Hydraulik Hydrogeochemie,	
Grundwasser-nutzungsdaten	GWMS im Abstrom, Nutzungen im Abstrom, Änderung der Grundwasserfließrichtung	
Bauamt-Karten	Bebauungspläne, Flächennutzungspläne Rohrschächte, unterirdische Leitungen, Lagepläne	

C2.3.2 (A2) Grundwasserscreening

Voraussetzungen

Das in **Abb. C2-2** dargestellte Grundwasserscreening ist so zusammengestellt, dass es den Anforderungen einer möglichst umfangreichen Schadenscharakterisierung und Dimensionierung gerecht wird. Zur Durchführung müssen entsprechend geeignete Messstellen vorhanden sein, aus denen repräsentative Grundwasserproben entnommen werden können. Mindestens drei GWMS sollten (optimalerweise) so angeordnet sein, dass sie auf einer Fließlinie im zentralen Abstrom der Abfallablagerung liegen, wobei ihre Abstände von der Abfallablagerung aus den örtlichen Verhältnissen (Abstandsgeschwindigkeit) abzuleiten sind. Erfahrungen aus über 150 untersuchten Abfallablagerungen zeigen, dass Entferungen von einer Altablagerung zwischen 20 und 250 m als besonders geeignet anzusehen sind. Auch Entferungen von über 250 bis zu maximal 500 m können bei entsprechenden lokalen Bedingungen noch brauchbare Ergebnisse liefern.

Prinzip

Die Untersuchung der durch die Altablagerung veränderten chemischen Grundwasserbeschaffenheit muss zu dem Ergebnis führen, den Zustand des geschädigten Grundwassers vom nicht geschädigten parameterspezifisch quantitativ unterscheiden zu können. Im Wesentlichen werden hierzu organische und anorganische Einzelparameter sowie Summenparameter analysiert (vgl. **Abb. C2-2**).

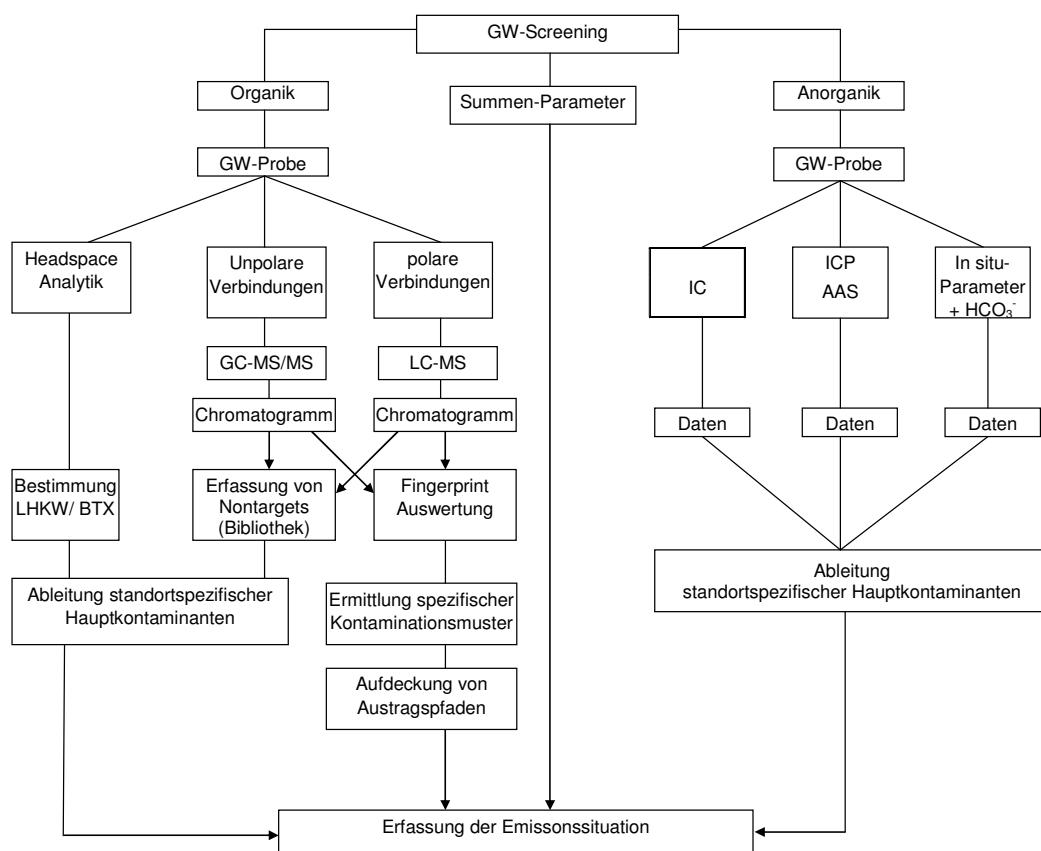


Abb. C2-2: Grundwasserscreening

Durchführung

Inwieweit ein solch umfangreiches Programm, wie es in **Abb. C2-2** dargestellt ist, von Anwendern durchzuführen ist, hängt davon ab, ob und in welchem Umfang bereits standortspezifische Untersuchungsergebnisse vorliegen, d.h. es sollten dem Erkenntnisstand entsprechende Detail-Untersuchungen zur bestmöglichen Erfassung der Emissionssituation initiiert werden. Liegen dagegen keine Ergebnisse vor, ist es aus den genannten Gründen sinnvoll, zumindest einmal ein komplettes GW- Screening nach **Abb. C2-2** durchzuführen.

Auswertung der Ergebnisse

Die Ergebnisse des Screenings sind zur Bewertung des Grundwasserschadens in die folgenden Tabellen einzutragen. Dort werden sie zur schutzgutspezifischen Bewertung sowie zur Aufstellung des MNA-Konzepts verwendet.

C2.3.3 (A3) Schadensfeststellung am Schutzgut Grundwasser

Voraussetzungen

Um eine Schadensfeststellung am Schutzgut Grundwasser durchführen zu können, sind die Daten aus der Umfeldanalyse und des Screenings notwendig.

Prinzip

Unter Abfallablagerungen ist grundsätzlich von einem chemisch deutlich veränderten Grundwasser auszugehen. Die Erfassung dieser veränderten Grundwasserbeschaffenheit durch ein GW- Screening liefert die Ergebnisse, die zur Bewertung der „Veränderung“ benötigt werden. Zur Schadensdefinition werden für anorganische Einzelstoffe und Summenparameter ihre 95%- Perzentile von aquiferspezifischen Hintergrundwerten verwendet. Dies bedeutet, dass Messwerte, die über dem jeweiligen Perzentilwert liegen, definitionsgemäß einen Grundwasserschaden anzeigen. Im vorliegenden Beispiel (vgl. **Tab. C2-2**) sind hierzu die 95%- Perzentilwerte für Lockersedimente nach Schleyer u. Kerndorff (1992) eingetragen. Für anthropogene organische Einzelstoffe wird definiert, dass die Überschreitung einer „Grenzkonzentration“ von 0,1µg/L, bedingt durch einen Emissionseinfluss, einen Grundwasserschaden anzeigt.

Durchführung

Die Schadensbewertung erfolgt mittels der Daten aus dem Grundwasserscreening. Dazu werden die Ergebnisse so in die **Tab. C2-2** eingetragen, dass die Werte der Messstelle, die der Abfallablagerung am nächsten gelegenen ist, in die linke Spalte kommen (GWMS X). Die in Abstromrichtung weiter entfernten GWMS jeweils rechts davon. Wenn mehr als drei geeignete Messstellen vorhanden sein sollten, so können diese ebenfalls verwendet werden, die Tabelle ist dann entsprechend zu erweitern.

Auswertung der Ergebnisse

Die Konzentrationen aller Parameter sollten i.d.R. mit zunehmender Entfernung zur Emissionsquelle durch NA-Effekte in Summa abnehmen und in entsprechender Entfernung wieder einen Wert unterhalb des 95%- Perzentils aufweisen. Es kann so die Reichweite des

akuten Schadens ermittelt werden, vorausgesetzt, es stehen genügend geeignete GWMS zur Verfügung. Zur lokalen Schadenscharakterisierung werden für jedes Untersuchungsobjekt (Abfallablagerung) jeweils die Parameter ermittelt, die sich mit den höchsten Konzentrationen am weitesten im Grundwasser ausbreiten (vgl. **Tab. C2-2**). Sie stellen die derzeitigen Hauptemittenten im Grundwasserabstrom der Altablagerungen dar und sollten primär bei der Aufstellung von Überwachungsparametern berücksichtigt werden (**C1**).

Die Auswertung des GC-MS- Fingerprints erfolgt durch einen Vergleich der signifikanten Peaks in den Chromatogrammen der GWMS in Abstromrichtung. Dabei werden nur die Peaks ausgewertet, die sowohl in den GWMS im Nahbereich der Abfallablagerung relevant sind als auch im Fernbereich noch innerhalb des GW-Schadensareals vorhanden sind. Nur diese sollten dann bei der quantitativen GC-Analytik mit MS-Stoffidentifikation berücksichtigt werden. Wenn ein Parameter über dem Bewertungsmaßstab liegt, wird durch diesen Parameter ein GW-Schaden angezeigt. Bei fünf organischen Einzelstoffen (*) in **Tab. C2-2** ist die Hintergrundbelastung vom Messwert abzuziehen, da diese nicht von Abfallablagerungsemissionen verursacht wird.

Definitionsgemäß wird ein Grundwasserschaden nachgewiesen, wenn für einen Parameter ein Messwert über dem Bewertungsmaßstab (95%- Perzentil) liegt. Die Schadensintensität wird sowohl aus der Anzahl als auch der Konzentrationshöhe der überschrittenen Parameter abgeleitet. Dies bedeutet, dass z.B. bei einer geringfügigen Überschreitung nur eines Parameters ein sehr geringer Schaden, bei signifikanter Überschreitung vieler Parameter dagegen ein schwerer Schaden vorliegt.

Tab. C2-2: Grundwasser-Schadensbewertung mittels aquiferspezifischer 95%- Perzentilwerte (aus Lockersedimenten) als Bewertungsmaßstab

Parameter	GWMS X	GWMS Y	GWMS Z	95%-Perzentile
In-situ-Messungen				
Temperatur [°C]				12,7
Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]				840
pH-Wert nach unten				6,2
pH-Wert nach oben				7,6
CSB [mg/L]				5
Hauptionen: Kationen				
Natrium [mg/L]				50
Kalium [mg/L]				9
Calcium [mg/L]				150
Magnesium [mg/L]				30
Eisen [mg/L]				8
Mangan [mg/L]				0,8
Ammonium [mg/L]				0,5
Hauptionen: Anionen				
Hydrogencarbonat [mg/L]				420

Aggressive Kohlensäure [mg/L]				50
Nitrat [mg/L]				---
Chlorid [mg/L]				80
Sulfat [mg/L]				150
Cyanid (gesamt) [μ g/L]				1
Nitrit [μ g/L]				65
Phosphat [mg/L]				0,5
Fluorid [mg/L]				0,25
Anorganische Spurenstoffe				
Arsenat (als Arsen) [μ g/L]				8
Selenat (als Selen) [μ g/L]				0,2
Borat (als Bor) [μ g/L]				80
Chrom (gesamt) [μ g/L]				3,5
Nickel [μ g/L]				14
Kupfer [μ g/L]				20
Zink [μ g/L]				148
Blei [μ g/L]				6
Cadmium [μ g/L]				0,4
Quecksilber [μ g/L]				<0,1
Strontium [mg/L]				0,5
Aluminium [mg/L]				0,08
Summenparameter				
DOC [mg/L]				4,3
AOX [mg/L]				13
Organische Spurenstoffe				
Dichlormethan [μ g/L]				<0,1
Trichlormethan* [μ g/L]				0,6
Tetrachlormethan [μ g/L]				<0,1
1,1,1-Trichlorethan* [μ g/L]				0,2
Trichlorethen* [μ g/L]				1,1
Tetrachlorethen* [μ g/L]				1,2
Bromoform [μ g/L]				<0,1
Bromdichlormethan* [μ g/L]				0,4
Dibromchlormethan [μ g/L]				<0,1
Benzen [μ g/L]				<0,1
Toluol [μ g/L]				<0,1
Xylen [μ g/L]				<0,1
Ethylbenzen [μ g/L]				<0,1
weitere leichtflüchtige Stoffe	z. B. headspace Analysen			
weitere unpolare Stoffe	z. B. GC-MS-Analysen			
weitere polare Stoffe	z. B. HPLC- Analysen			

Entscheidung:

Grundwasserschaden vorhanden ?	
Ja	Nein
Abschätzung der Dimensionierung und Gefahrenanalyse im ermittelten Schadensbereich	Ende der Untersuchungen

Wird ein Grundwasserschaden festgestellt, so muss neben der Schadensintensität auch eine räumliche Schadensdimensionierung erfolgen. Zur Eingrenzung des aktuellen Grundwasserschadens ist es notwendig, diesen entlang der Hauptfließlinie des GW bis in den Bereich zu untersuchen, in dem die Messwerte der Parameter wieder im Bereich oder unterhalb des Bewertungsmaßstabs (95%- Perzentilwert vgl. Schleyer und Kerndorff, 1992) liegen. Wenn ein Grundwasserschaden noch in der Entferntesten zur Verfügung stehenden Messstelle nachweisbar ist, so muss ggf. eine weitere GWMS im weiteren Abstrom eingerichtet werden (=Kontrollmessstelle zur Schadensausbreitung). Es kann zu diesem Zweck auch mit Vorteil das „direct-push“- Verfahren zur eingesetzt werden, da mittels dieser „schnellen“ Methode neben der horizontalen auch eine vertikale „Schadenskartierung“ möglich ist. Ist die räumliche Ausdehnung des Grundwasserschadens ermittelt, so muss sich für den Schadensbereich eine Gefahrenanalyse bezüglich möglicherweise betroffener Schutzgüter anschließen (A4).

Die lokale Schadensermitlung kann sich an dieser Vorgehensweise orientieren, liegt jedoch in der Ermessensentscheidung der Behörde. Dies gilt umso mehr, als es sich bei einem festgestellten Grundwasserschaden noch nicht um eine Nutzungsgefährdung oder andere Auswirkungen handeln muss, die, wie weiter unten aufgezeigt, gesondert bewertet werden müssen.

C2.3.4 (A4) Gefahrenanalyse für Schutzgüter im Bereich des akuten Grundwasserschadens

In diesem Schritt ist zu untersuchen, welche Schutzgüter im Bereich des akuten Grundwasserschadens betroffen sein könnten. Diese sind z. B. anhand der **Tab. C2-3** zu ermitteln, in der die wichtigsten Schutzgüter aufgelistet sind, die durch einen Grundwasserschaden gefährdet sein können.

Tab. C2-3: Checkliste von möglichen Schutzgütern/Nutzungen im GW- Schadensbereich

	Schutzgut	Ermittlung	Vorhanden
1	GW-Ökosystem	immer vorhanden	
2	Trinkwassernutzung		
2a	- Privat	Anzeigepflicht für private Brunnen	
2b	- Öffentlich	Wasserwerke	
3	Brauchwasser	Anzeigepflicht für private Nutzung	
4	Bauwerke	Leitungsabfrage, Bebauungsplan	
5	Oberirdische Gewässer	Entfernung	

5a	- Badegewässer	Vorfluter als Badegewässer genutzt	
5b	- Ökosystem	immer vorhanden	
5c	-Trinkwassernutzung	Vorfluter zur Trinkwassergewinnung genutzt	
6	weitere ?	?	

Schutzwerte/Nutzungen, die für den Schadensbereich als vorhanden registriert werden (vgl. **Tab. C2-3**) müssen einer schutzwertspezifischen Gefahrenanalyse unterzogen werden, d.h. es muss geprüft werden, ob sie durch den Grundwasserschaden bereits geschädigt oder gefährdet sind. Wie diese Überprüfung, getrennt für die einzelnen Schutzwerte, mittels schutzwertspezifischer Maßstäbe erfolgen kann, wird nachfolgend aufgeführt.

C2.3.4.1 (A4.1) Schutzwert „Ökosystem Grundwasser“

Voraussetzungen

Der aktuelle Grundwasserschadensbereich muss charakterisiert und dimensioniert sein. Es sollte möglich sein, eine mikrobiologische Probenahme durchzuführen.

Prinzip

Bei einem Grundwasserschaden ist fast immer auch von einer gleichzeitigen Veränderung des Grundwasserökosystems auszugehen. Die mögliche Veränderung der Mikrobiözönose ist durch bakterielle DNA- Fingerprints überprüfbar, wobei als Vergleichsmaßstab ein DNA-Fingerprint vom ökologisch intakten Grundwasser aus dem emissionsunbeeinflussten Bereich benötigt wird. Diesen erhält man über die statistische Obergrenze des Hintergrundbereichs. Dies ist die Summe der 84,1%- Perzentilwerte der Grundwasserhauptinhaltstoffe. Im vorliegenden Fall beträgt er für Lockergesteinsaquifere 760 mg/L (Schleyer & Kerndorff, 1992). Dies bedeutet, dass Grundwässer mit Grundwasserhauptinhaltstoffen unter 800 mg/L als „emissionsunbeeinflusst“ angesehen werden können. Diese eignen sich daher zu Ähnlichkeitsvergleichen mit Fingerprints emissionsbeeinflusster Grundwässer mittels Sørensen- Indices. Je ähnlicher sich die Fingerprints sind, umso geringer ist die Beeinflussung, je unähnlicher, desto stärker ist sie.

Durchführung

Es muss eine nach geochemischen Analysenbefunden als „neutral“ definierte Messstelle als Vergleichsmaßstab und zwei (besser mehr) emissionsbeeinflusste Messstellen zur Verfügung stehen. Die Probenaufbereitung und Durchführung der PCR-DGGE muss durch eine Fachfirma erfolgen.

Auswertung der Ergebnisse

Die resultierenden Bandenmuster der Fingerprints werden bilateral hinsichtlich ihrer Ähnlichkeit verglichen. Dies erfolgt durch die Verhältnisbildung der ihnen gemeinsamen Banden zu der Gesamtzahl der im Fingerprint vorhandenen Banden (=Sørensen-Indices, vgl. **Tab. C2-4**). Bei bis zu drei GWMS ist ein direkter Vergleich von ermittelten Sørensen-Indices noch ohne Schwierigkeiten durchführbar, bei vier und mehr Messstellen sollte der Vergleich

der Sørensen-Indices über eine multivariate Auswertung erfolgen (Clusteranalyse). Die Messstellen „clustern“ (gruppieren) sich dabei nach unseren Erfahrungen hinsichtlich ihres Beeinflussungsgrades (vgl. **Abb. C2-5**).

Zum besseren Verständnis der Ergebnisse von Clusteranalysen sind nachfolgend drei Beispiele aufgeführt. Im ersten Beispiel ist eine GWMS im nahen Abstrom belastet (b) eine im weiteren Abstrom unbelastet (u2). Die unbelastete (u2) weist mit 0,5 eine höhere Ähnlichkeit zur Anstrom- Messstelle (u) mit der lokalen, natürlichen bakteriellen Besiedlung auf als zu der belasteten (b). Daraus folgt, dass die GWMS u1 und u2 sich hinsichtlich der Zusammensetzung ihrer bakteriellen Besiedlung ähnlicher sind als jeweils zu GWMS b. Dies signalisiert keine ökologische Beeinflussung von u2, da diese bereits außerhalb des Emissionseinflusses liegt.

Tab. C2-4: Beispiel 1: Auswertung der Sørensen-Indices zur Feststellung von Beeinflussungen am GW-Ökosystem

GWMS	Anstrom unbelastet (u1)	Abstrom belastet (b)	Abstrom unbelastet (u2)
Anstrom (u1)	1	0,1	0,5
Abstrom (b)		1	0,15
Abstrom (u2)			1

u1= unbelastet (=Vergleichsprobe), (b) = emissionsbeeinflusst, u2 = emissionsunbeeinflusst

Die Clusteranalyse zeigt die Trennung der emissionsbeeinflussten GWMS b von den beiden anderen, nicht emissionsbeeinflussten GWMS (vgl. **Abb. C2-3**).

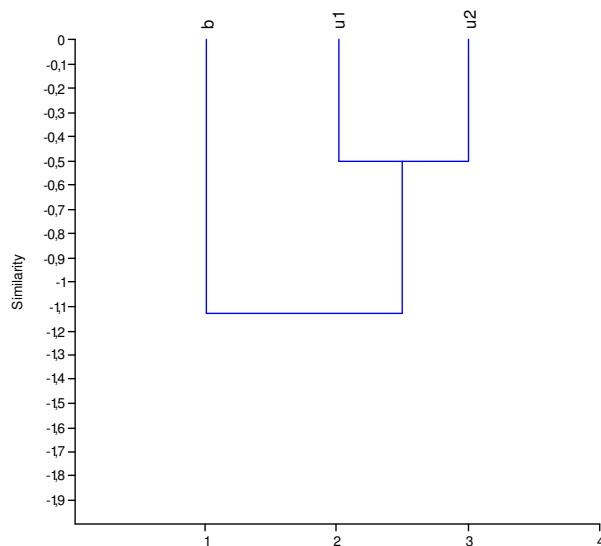


Abb. C2-3: Beispiel 1 einer Clusteranalyse von Sørensen-Indices

Im zweiten Beispiel sind zwei Abstrom- Messstellen (b1 und b2) sich ähnlicher als jeweils mit der Anstrom- Messstelle (u1). Es sind hier beide Abstrom- Messstellen belastet und weisen eine ökologische Beeinflussung auf.

Tab. C2-5: Beispiel 2: Auswertung der Sørensen-Indices zur Feststellung von Beeinflussungen am GW-Ökosystem

GWMS	Anstrom unbelastet (u1)	Abstrom belastet (b1)	Abstrom belastet (b2)
Anstrom (u1)	1	0,1	0,2
Abstrom (b1)		1	0,48
Abstrom (b2)			1

In Beispiel 2 trennt die Clusteranalyse die GWMS u1 (unbelastet) von den beiden anderen (b1 und b2), bei denen eine Veränderung des Ökosystems angezeigt wird.

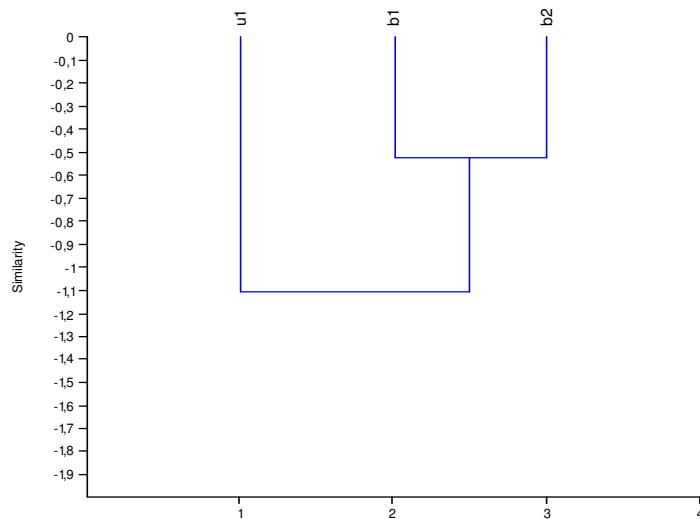


Abb. C2-4: Beispiel 2 einer Clusteranalyse von Sørensen-Indices

Ein drittes Beispiel für sechs GWMS zeigt **Tab. C2-6**. Aus dieser ist die Zuordnung der GWMS E zu der unbelasteten GWMS zu erkennen, d. h. nur Messstelle E ist als einzige, neben der als unbelastet festgelegten Messstelle, als ökologisch unbeeinflusst anzusehen. Die übrigen GWMS A, B, C und D weisen dagegen eine ökologische Beeinflussung auf.

Tab. C2-6: Sørensen-Indices von GWMS im Bereich einer Altablagerung

GWMS	A	B	C	D	E	unbelastet
A	1,00	0,27	0,45	0,44	0,15	0,31
B		1	0,4	0,4	0,23	0,17
C			1	0,53	0,4	0,46
D				1	0,3	0,26
E					1	0,37
unbelastet						1

Für die Bewertung der Ergebnisse sind folgende Maßstäbe zu verwenden:

- „Sichere“ Neutralmessstellen im Lockergesteinsgrundwässern sollten Gesamtstoffgehalte von <800 mg/L haben.
- Grundwässer mit Stoffgehalten zwischen etwa 800 und 1150 mg/L werden bei Clusteranalysen von Sørensen-Indices in einigen Fällen dem Grundwasser der Neutralmessstelle in anderen den Grundwässern aus beeinflussten Messstellen zugeordnet. Eine eindeutige Zuordnung zu beeinflusst / nicht beeinflusst ist in diesem Bereich nicht möglich.
- Liegt der Gesamtstoffgehalt einer emissionsbeeinflussten Grundwassermessstelle über 1200 mg/L, so wird diese bei der Clusteranalyse der Sørensen-Indices immer von der Neutralmessstelle getrennt. Es kann also davon ausgegangen werden, dass die bakterielle Biozönose im Grundwasserabstrom von Altablagerungen bei Gesamtstoffgehalten von mehr als 1200 mg/L mit ziemlicher Sicherheit eine starke Veränderung im Vergleich zur natürlichen aufweist. Aus diesem Grunde kann die ökologische Beeinflussung der bakteriellen Biozönose ab diesem Stoffgehalt auch als „ökologischer Schaden“ definiert werden.
- Durch die Bestimmung der Gesamtstoffgehalte in Grundwässern ist es daher möglich, großenordnungsmäßig Aussagen über den Beeinflussungsgrad von Grundwasser-Mikrobiözonen durch Abfallemissionen zu erhalten, jedoch ohne Differenzierung des Beeinflussungsgrades. Einschränkend muss hierzu festgestellt werden, dass dies nur für „normale“ Abfallablagerungen gilt. Andere, bei denen sich z. B. nachweislich toxische Substanzen in den Emissionen im Grundwasser befinden, fallen aus diesem Schema heraus.

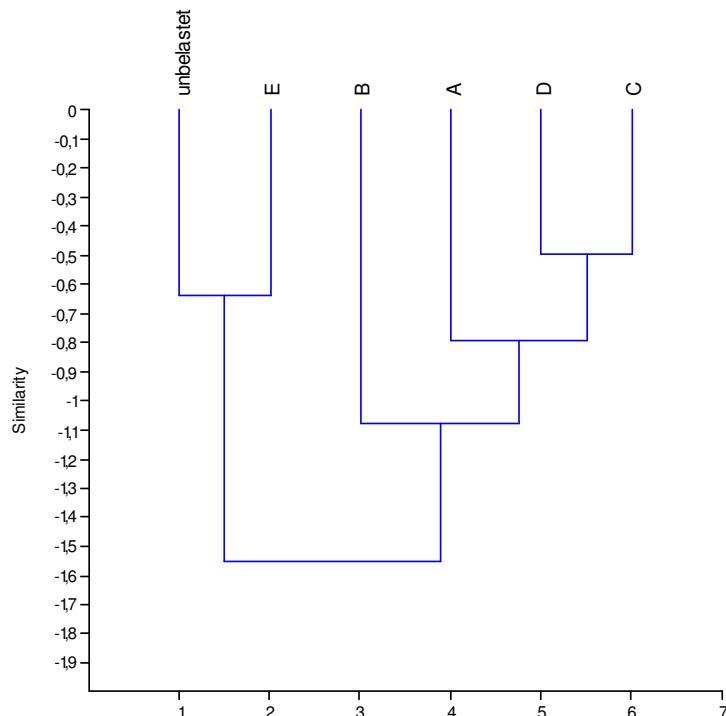


Abb. C2-5: (A6) - Beispiel 3 einer Clusteranalyse mit Sørensen-Indices von sechs Messstellen

Anmerkung:

Die im Bereich der Wasser- und Bodenökologie seit ca. 20 Jahren zur Charakterisierung von Mikrobiozönosen eingesetzten PCR-DGGE - fingerprints werden zukünftig durch die im F+E-Vorhaben KORA TV 4.1 vom Umweltbundesamt entwickelten DNA-Microarrays (vgl Abschlußbericht KORA TV 4.1, Kapitel 4.4) ersetzt.

Die Ergebnisse des PCR-DGGE-fingerprinting sind auf Grund der technologischen Basis der Methode nur schlecht reproduzierbar und erlauben zudem keinerlei Identifizierung der in den Mikrobiozönosen vorliegenden Mikroorganismen. Aus diesem Grund wurden im TV 4.1 DNA-Microarrays zum Nachweis der am Schadstoffabbau beteiligten Mikroorganismen entwickelt, die ein standortunabhängiges System zur Analyse von NA-Prozessen darstellen, welches im Vergleich mit der PCR-DGGE_fingerprint-Methode einfach in der Handhabung und Auswertung ist und eine hohe Reproduzierbarkeit aufweist.

C2.3.4.2 (A4.2) Schutzgut „Trinkwassernutzung“

Voraussetzungen

Daten aus dem Grundwasserscreening oder andere Untersuchungsdaten müssen vorliegen, für die es Bewertungsmaßstäbe in der TrinkwV gibt.

Prinzip

Befindet sich im Bereich des Grundwasserschadens eine Trinkwasserfassung und sind Analytikwerte des Rohwassers oberhalb der Werte der TrinkwV, so liegt ein Schaden an der Trinkwasserfassung vor (erst wenn dieses Wasser die Hauhalte erreichen sollte, wäre das Schutzgut Trinkwasser geschädigt).

Durchführung

Für eine Gefahrenanalyse bezüglich des Schutzgutes Trinkwasser werden die gemessenen Werte mit vorhandenen Grenz- und Richtwerten der Trinkwasserverordnung verglichen. Dabei sind die Grundwassermessstellen zu berücksichtigen, in deren Bereich eine öffentliche oder private Nutzung erfolgt, ggf. nur die der Trinkwasserfassung am nächsten gelegenen, noch geschädigten Messstelle. Sollte eine Trinkwassernutzung vorhanden sein, so sind ggf. zusätzliche Untersuchungen derjenigen Parameter notwendig, die die lokale Schädigung/Gefährdung der Trinkwasserfassung bedingen und noch nicht erfasst wurden.

Auswertung der Ergebnisse

In **Tab. C2-7** werden die Analytikdaten von der GWMS eingetragen, die der Trinkwasserfassung am nächsten liegt, ggf. sind bei großen Schäden mehrere GWMS zu verwenden. Ein Schaden für eine Trinkwasserfassung liegt dann vor, wenn einer der Werte der Trinkwasserverordnung überschritten ist.

Tab. C2-7: Beispielparameter aus der Trinkwasserverordnung zur Schadensabgrenzung bei Trinkwasserfassungen

Parameter	GWMS	GWMS	GWMS	TrinkwV Chem. Parameter* und Indikatorparameter#
pH-Wert				≥ 6,5 - ≤ 9,5 #
Leitf. [µS/cm] (20 °C)				2.500 bei 20 °C #
Nitrat [mg/L]				50 *
Ammonium [mg/L]				0,5 #
Sulfat [mg/L]				240 #
Eisen [mg/L]				0,2 #
Mangan [mg/L]				0,05 #
Natrium [mg/L]				200 #
Chlorid [mg/L]				250 #
Bor [mg/l]				1 *
Aluminium [µg/L]				200 #
Arsen [µg/L]				10 *
Cadmium [µg/L]				5 *
Chrom [µg/L]				50 *
Kupfer [µg/L]				2000 *
Blei [µg/L]				10 *
Nickel [µg/L]				20 *
TOC [mg/L] Gesamter organ. Kohlenstoff				ohne anormale Veränderungen#
Einzel-PAK [mg/L]				0,0001
Σ-Pflanzenschutzmittel [mg/L]				0,0005
Vinylchlorid [mg/L]				0,0005
Benzol [mg/L]				0,001
Tetrachlorethen [mg/L]				0,01
Trichlorethen [mg/L]				0,01
1,2,-Dichlorethan [mg/L]				0,003

C2.3.4.3 (A4.3) Schutzgut Brauchwassernutzung zur Bewässerung

Voraussetzungen

Daten zur Bewertung gemäß DIN 19684-10 müssen vorhanden sein.

Prinzip

Liegt ein Grundwasserschaden vor, ist zu prüfen, inwieweit dieser für im Schadensbereich Brauchwasserentnahmen schädlich sein kann.

Durchführung

Liegen im Grundwasserschadensbereich Entnahmestellen für Brauchwasser z.B. für die landwirtschaftliche Bewässerung, sind bei der Überprüfung die Daten der „fließlinienmäßig“ am nächsten gelegenen GWMS zu verwenden.

Auswertung der Ergebnisse

Die gemessenen Grundwasserkonzentrationen im Bereich der Brauchwassernutzung müssen mit den in Tab. C2-8 aufgelisteten stoffspezifischen Maßstäben verglichen werden, wobei jeweils die Daten der dem Bauwerk am nächsten gelegenen GWMS Vorrang haben.

Tab. C2-8: Richtwerte für Brauchwasser gemäß DIN 19684-10

Parameter	GWMS	GWMS	GWMS	GWMS	GWMS	Richtwert/ Salzverträglichkeit *
Lage	GW-Anstrom	GW-Abstrom				
Entfernung zur Abfallablagerung [m]						
Filterstrecke [m u. GOK]	19 – 21	1,8 – 5,8	12 – 14	7 – 10	11 – 16	
Elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C [$\mu\text{S}/\text{cm}$] Salzgehalt [mg/L]						< 300 gering (z.B. Bohne, Zwiebel, Salat) (< 200 mg/L)
Elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C [$\mu\text{S}/\text{cm}$] Salzgehalt [mg/L]						300 – 800 mittel (z. B. Tomate, Spinat, Mais) (200 – 500 mg/L)
Elektrische Leitfähigkeit bei 25 °C [$\mu\text{S}/\text{cm}$] Salzgehalt [mg/L]						800 - <1.600 hoch (z.B. Rübe, Gerste, Spargel) (500 - < 1.000 mg/L)
Chlorid [mg/L]						< 70 mg/L gering (geeignet für nahezu alle Pflanzenarten)
						70 – 280 mg/L mittel (geeignet für chloridverträgl. Pflanzenarten)
						> 280 mg/L hoch (geeignet nur für extrem chloridverträgl. Pflanzenarten, im allgemeinen ungeeignet)
Bor [$\mu\text{g}/\text{L}$]						1.000
						300 - <1.000 gering

					(geeignet für nahezu alle Pflanzenarten)
					1.000 bis < 2.000 geeignet für borverträgliche Pflanzenarten (z. B. Kohl, Sellerie)
					2.000 – 4.000 (geeignet für extrem borverträgl. Pflanzenarten (z. B. Zuckerrübe, Spargel))
Aluminium [µg/L]					500
Blei [µg/L]					100
Cadmium [µg/L]					10
Chrom [µg/L]					50
Eisen [mg/L]					10,0
Kupfer [µg/L]					1.000
Mangan [mg/L]					1,0
Nickel [µg/L]					500

*1.000 µS/cm entsprechen etwa 600 mg/kg Salz

C2.3.4.4 (A4.4) Schutzgut „Bauwerke im Grundwasser“

Voraussetzungen

Daten zur Bewertung gemäß DIN 4030 müssen vorhanden sein.

Prinzip

Liegt ein Grundwasserschaden vor, ist zu prüfen, inwieweit dieser für im Schadensbereich befindliche Bauwerke schädlich sein kann.

Durchführung

Liegen im Grundwasserschadensbereich Betonkanäle, Kabelschächte oder Fundamente, sind bei der Überprüfung die Daten der „fließlinienmäßig“ am nächsten gelegenen GWMS zu verwenden.

Auswertung der Ergebnisse

Die gemessenen Grundwasserkonzentrationen im Bereich der Bauwerke müssen mit den in **Tab. C2-9** aufgelisteten stoffspezifischen Maßstäben verglichen werden, wobei jeweils die Daten der dem Bauwerk am nächsten gelegenen GWMS Vorrang haben. Bei Bauwerken ist je nach Art zu berücksichtigen, dass ein Schaden erst nach längeren Kontaktzeiten mit dem kontaminierten Grundwasser entsteht. Es sollte daher je nach Art des Bauwerks (Bitumenabdichtung, Plastikummantelung, reiner Beton etc.) und der Aggressivität des Grundwassers eine entsprechende Untersuchung stattfinden, wenn einer der Werte der DIN 4030 überschritten ist.

Tab. C2-9: Grenzwerte zur Beurteilung des Angriffsgrades von Wässern DIN 4030 Teil 1

		Angriffsgrad 1)		
		schwach angreifend	stark angreifend	sehr stark angreifend
pH – Wert		6,5 ... 5,5	5,5 ... 4,5	unter 4,5
kalklösende Kohlensäure (CO ₂) mg/l		15 ... 40	40 ... 100	über 100
Ammonium (NH ₄ ⁺) mg/l		15 ... 30	30 ... 60	über 60
Magnesium (Mg ²⁺) mg/l		300 ... 1000	1000 ... 3000	über 3000
Sulfat ²⁻ (SO ₄ ²⁻) mg/l		200 ... 600	600 ... 3000	über 3000

Eine Schaden an Bauwerken (oder eine Gefahr für sie) ist immer dann zu vermuten, wenn ein Messwert über dem Bewertungsmaßstab der DIN 4030 liegt.

C2.3.4.5 (A4.5) Schutzgut „Oberirdische Gewässer“

Diese Schutzgutprüfung ist nur dann durchzuführen, wenn im Schadensbereich ein oberirdisches Gewässer (Vorfluter) vorhanden ist. Es sind nur die Grundwassermessstellen zu berücksichtigen, die nahe dem Vorfluter liegen, ggf. nur die der Ablagerung Entfernteste, in der noch ein Grundwasserschaden nachweisbar ist.

C2.3.4.6 (A4.5.1) "Nutzung des Vorfluters als Badegewässer"

Voraussetzungen

Im Bereich des bestehenden Grundwasserschadens ist ein Badegewässer vorhanden und die Analytikdaten zur Badegewässerbewertung liegen vor.

Prinzip

Kontaminiertes Grundwasser, das in einen Vorfluter fließt, kann die Gewässerqualität so beeinflussen, dass man es nicht mehr als Badegewässer nutzen kann. Zur Gewässerbewertung werden in der EU-Badewasserrichtlinie festgelegte Parameter und ihre entsprechenden Maßstäbe verwendet.

Durchführung

Liegen im Grundwasserschadensbereich oberirdische Gewässer, die als Badegewässer genutzt werden, sind zur Überprüfung Proben aus dem Badegewässer und der diesem am nächsten gelegenen, noch geschädigten GWMS (Gefahrenanalyse) zu entnehmen und an diesen die in **Tab. C2-10** aufgeführten Parameter zu bestimmen. Die Untersuchung der GWMS dient der Gefahrenanalyse, d. h. es soll die Möglichkeit abgeschätzt werden, inwieweit in Zukunft eine Badegewässerschädigung erfolgen kann, wenn dieses sich durch die aktuellen Untersuchungen als nicht geschädigt erweist.

Tab. C2-10: Parameter und Maßstäbe der EU-Badegewässer-Richtlinie

Parameter	GWMS	GWMS	GWMS	GWMS	Grenzwert	Prüfwert
pH					-	6-9 (0)
Färbung					-	Normal= ohne
MKW mg/l					0,3	Kein Film
Tenside mg/l					0,3	Kein Schaum
Phenol mg/l					0,005	Geruchlos / 0.05
Trübung					2	1 (0)
Sauerstoffsättigung					80 to 120	-

Auswertung der Ergebnisse

Die Messwerte werden zur Bewertung mit den Maßstäben der **Tab. C2-10** verglichen. Die in der EU-Badegewässer-Richtlinie zusätzlich aufgeführten Parameter, besonders die mikrobiologischen Untersuchungen, sind bei langen Grundwasserfließzeiten (>50 d) von der Altablagerung bis zum Vorfluter nicht zu betrachten, da pathogene Keime nicht über so lange Zeiträume im Grundwasser persistent sind. (vgl. 50 Tage Schutzone für Trinkwasserfassungen).

Eine Schädigung für das Badegewässer durch einen Grundwasserschaden liegt dann vor, wenn einer der Bewertungsparameter der EU-Badegewässer-Richtlinie im Badegewässer überschritten ist, und zweifelsfrei auf den Grundwasserschaden zurückgeführt werden kann.

C2.3.4.7 (A4.5.2) Schutzgut „Ökosystem oberirdischer Gewässer“

Voraussetzungen

Im Bereich des bestehenden Grundwasserschadens ist ein oberirdisches Gewässer vorhanden und die Analytikdaten zur Ökosystembewertung liegen vor.

Prinzip

Kontaminiertes Grundwasser, das in einen Vorfluter fließt, kann die Gewässerqualität so beeinflussen, dass das Ökosystem des oberirdischen Gewässers geschädigt wird.

Durchführung

Zur Schadenserkennung müssen z. B. Maßstabsvergleiche mit den in **Tab. C2-11** aufgeführten Werten durchgeführt werden. Sollten hierbei Werte überschritten werden, so ist durch ein Screening des oberirdischen Gewässers zu überprüfen, ob eine Schädigung des Gewässerökosystems durch den Grundwasserschaden vorliegt. Dies ist mit hoher Wahrscheinlichkeit der Fall, wenn die auch im Grundwasser erhöhten Parameter im oberirdischen Gewässer erhöht nachgewiesen werden. Sollten in diesem auch andere Parameter über den Maßstabswerten liegen, ist es wahrscheinlich, dass eine Schädigung des Ökosystems nicht nur durch den Grundwasserschaden hervorgerufen wird. In diesem

Fall ist abzuwegen, inwieweit die Konzentrationserhöhung durch den Grundwasserschaden zum Gesamtschaden im oberirdischen Gewässer beiträgt.

Tab. C2-11: Beispiele stoffspezifischer Maßstäbe zur Bewertung ihrer Ökotoxizität in oberirdischen Gewässern

Parameter	GWMS X	GWMS Y	GWMS Z	MPA
Arsen [µg/L]				24
Barium [µg/L]				150
Blei [µg/L]				11
Bor [µg/L]				650
Cadmium [µg/L]				0,34
Chrom [µg/L]				8,5
Cobalt [µg/L]				2,6
Kupfer [µg/L]				1,1
Nickel [µg/L]				1,8
Quecksilber [µg/L]				0,23
Zink [µg/L]				6,6
Weitere Parameter				

Ein Schaden für das Ökosystem „Oberirdisches Gewässer“ liegt dann vor, wenn einer oder mehrere Parameter, bedingt durch den Grundwasserschaden, überschritten sind.

Auswertung der Ergebnisse

Die in der Tabelle A11 beispielhaft aufgeführten ökotoxikologischen Wirkungswerte gelten für oberirdische Gewässer. Die MPA- Werte (maximum permissible addition) sind aufgrund von MPC- Werten (maximum permissible concentration) für Oberflächengewässer abgeleitet worden, (Crommentuijn et al. 1997). Sie zeigen an, ab welcher Konzentration eine Schädigung für Organismen in oberirdischen Gewässern eintritt.

C2.3.4.8 (A4.5.3) Schutzgut „Trinkwasser aus oberirdischen Gewässern“

Voraussetzungen

Im Bereich des bestehenden Grundwasserschadens ist ein oberirdisches Gewässer vorhanden aus dem Trinkwasser gewonnen wird. Zur Überprüfung einer vorhandenen Schädigung müssen Daten von der Fassung und der ihr am nächsten gelegenen GWMS vorliegen.

Prinzip

Kontaminiertes Grundwasser, das in einen Vorfluter fließt, kann die Gewässerqualität so beeinflussen, dass eine Trinkwasserfassung gefährdet wird.

Durchführung

Zur Schadenserkennung dienen Maßstabsvergleiche mit den Werten der Trinkwasserverordnung. Ist ein Schaden bei der Trinkwasserfassung vorhanden, muss zweifelsfrei geklärt werden, ob der Grundwasserschaden die Ursache dafür ist. Dies gilt auch dann, wenn aktuell (noch) kein Schaden vorhanden ist aber durch entsprechende Analytikbefunde, z. B. von einer Vorwarnmessstelle, angezeigt wird, dass eine Gefahr für die Trinkwasserfassung besteht.

Auswertung der Ergebnisse

Für die Überprüfung einer Trinkwassernutzungsgefährdung bei der Fassung oberirdischer Gewässer sind die Werte der Trinkwasserverordnung zu verwenden. Die entsprechende Auswertung ist **Tab. C2-7** aufgezeigt.

C2.3.4.9 (A4.6) Entscheidung über NA als Schadensminderungsvariante

Aus den einzelnen schutzwärtig spezifischen Schadensfeststellungen und Gefahrenanalysen muss hinsichtlich der Nutzung von NA zur Minderung des Grundwasserschadens und den damit gekoppelten Schäden eine zusammenfassende Bewertung erfolgen. Hierzu sind die Ergebnisse (**A4/6-A10**) in die **Tab. C2-12** einzutragen.

Tab. C2-12: Ergebnisse der Schadensanalyse vorhandener Schutzwärtigkeiten im Bereich des akuten Grundwasserschadens

Schutzwärtig	Schaden vorhanden ?
GW-Ökosystem	
Trinkwassernutzung	
- privat	
- öffentlich	
Brauchwasser	
Bauwerke	
Oberirdische Gewässer	
- Badegewässer	
- Ökosystem	
- Trinkwasser	
weitere?	

Entscheidung: Keine Schäden außer am Schutzwärtig „Ökosystem Grundwasser“ im aktuellen Grundwasserschadensbereich vorhanden?

Interpretation:	Maßnahme:
Schadensdimensionierung und weitere Gefahrenanalyse, Prüfung ob Ende oder ob NA als Schadensminderungsvariante weiterhin möglich?	Prüfung ggf. fortsetzen mit einer Gefahrenanalyse für den Bereich außerhalb des festgestellten GW-Schadens

C2.3.5 (A5) Gefahrenanalyse für Schutzgüter/Nutzungen im prognostizierbaren Bereich des Grundwasserschadens

Für die Prognose zur Entwicklung eines akuten Grundwasserschadens ergeben sich grundsätzlich drei Szenarien, wobei zu deren Erkennung Messwerte über längere Zeiträume vorliegen müssen:

Der Grundwasserschaden bildet sich zurück. In diesem Fall werden im akuten Schadensbereich z. B. anhand von Tracer- Zeitreihen (Trends) abnehmende Stoffkonzentrationen festgestellt.

Der Grundwasserschaden bleibt „ortsfest“ (steady-state). In diesem Fall werden im akuten Schadensbereich anhand von Tracer- Zeitreihen (Trends) mehr oder weniger gleich bleibende Stoffkonzentrationen festgestellt.

Der Grundwasserschaden breitet sich aus. In diesem Fall werden im akuten Schadensbereich anhand von Tracer- Zeitreihen (Trends) zunehmende Stoffkonzentrationen festgestellt.

„Peak- Ereignisse“ von Konzentrationsentwicklungen (positive und negative) kommen bei allen Szenarien nicht selten vor und sind zu berücksichtigen. Sie können im Grunde nur durch Langzeitbeobachtung (>20 Jahre) mit Sicherheit erkannt und bei den Trendberechnungen berücksichtigt werden.

Bei den Szenarien 1 und 2 ist klar, dass keine weiteren Schutzgüter gefährdet sind. NA im akuten Grundwasserschadensbereich ist hier möglich und die Untersuchungen können mit Stufe (B) fortgesetzt werden.

Beim Szenario 3 lässt sich der Ausbreitungsbereich u. a. mittels Tracer- Untersuchung prognostizieren, und es besteht die Möglichkeit, dass weitere Schutzgüter gefährdet sein können. In diesem Fall wird die Gefahrenanalyse (nur bei Szenario 3) für Schutzgüter/Nutzungen im prognostizierbaren Bereich des Grundwasserschadens mit (A5.1) fortgesetzt.

C2.3.5.1 (A5.1) Prognose der Grundwasserschadensausbreitung mittels Tracer-Trends und Erfassung von Schutzgütern im prognostizierten Bereich

Voraussetzungen

Für die Gefahrenanalyse beim Szenario 3 müssen ausreichend GW-Messstellen im Abstrom vorhanden sein. Zusätzlich sollte mindestens eine GWMS abstromig im Fernbereich des akuten GW-Schadens und eine GWMS im Abstrom außerhalb des Schadensbereichs liegen, bei der kein Emissionsnachweis (Tracer) mehr gegeben ist (=Kontrollmessstelle). Diese Messstellen sind auch für ein MNA Überwachungskonzept zu nutzen, falls NA als Schadensminderungsvariante möglich ist.

Prinzip

Eine Gefahrenanalyse für weitere Schutzgüter außerhalb des aktuellen Grundwasserschadens ist auf den Bereich zu begrenzen, der aufgrund der Prognose von den Emissionen erreicht werden kann. Dies ist u. a. abhängig von den hydrogeologischen Bedingungen am Standort, der Emissionsdauer, der Quellstärke und dem chemischen Stoffinhalt der Emissionen.

Durchführung

Zur Bestimmung der zukünftigen Schadensentwicklung werden die Ergebnisse aus den GWMS abstromig im Fernbereich des Schadens verwendet. Hierzu dienen die Konzentrations-Trends der für Abfallablagerungsemisionen typischen Tracer, wie z. B. F12, Cl, und B sowie der lokalen schadenstypischen Stoffe, die besonders mobil und persistent sind.

Auswertung

Sind Zunahmen bei den Tracern und anderen Stoffen messbar, wird hierdurch eine Schadensausbreitung angezeigt. In diesem Fall kann einerseits eine vermehrte Überwachung der Kontrollmessstelle und andererseits die Einrichtung weiterer Messstellen zu diesem Zweck notwendig werden, je nach Intensität der Trendentwicklung. Anhand der zeitlichen Konzentrationsentwicklung zwischen der Messstelle im Fernbereich und der Kontrollmessstelle erfolgt die Prognose der räumlich-zeitlichen Schadensausbreitung.

In komplizierten Fällen kann hierzu auch ein GW-Transportmodell genutzt werden, wie in Kapitel (B4) beschrieben. Die Feststellung von Schutzgütern im prognostizierten Schadensbereich erfolgt analog **Tab. C2-3**. Aufgrund der erzielten Ergebnisse, die in **Tab. C2-13** einzutragen sind, wird entschieden, ob NA als Schadensminderungsvariante einsetzbar ist oder nicht. Ist dies der Fall, so ist **Stufe (B)** durchzuführen.

Tab. C2-13: Ergebnisse der Tracer- Untersuchung (F 12)

Parameter	GWMS	GWMS	GWMS	Hintergrundwert
Lage	GW-Anstrom	GW-Abstrom		
Entfernung zur Abfallablagerung [m]				
Filterstrecke [m u. GOK]				
F12 [pmol/L]				0,5 – 2,0

C2.3.6 Gesamtinterpretation der schutzgutspezifischen Schadens- und Gefahrenanalyse (Stufe A)

Hier erfolgt eine zusammenfassende Interpretation der Teilergebnisse der Schutzgutspezifischen Schadens- und Gefahrenanalyse, die auch eine Bewertung der Befunde hinsichtlich der Intensität des Schadens beinhalten kann.

Grundwasserschaden ist vorhanden?	
Schutzgüter können erreicht werden, geringfügige Gefahren vorhanden	
(Ökosystem oberirdische Gewässer)	
<u>Interpretation:</u> MNA als alleinige Schadensminderungsvariante möglich?	<u>Maßnahme:</u> Weitere Erkundungsmaßnahmen notwendig?

C2.4 Stufe (B) Standortspezifische Identifizierung und Quantifizierung von NA im Grundwasser mittels eines NA- Screenings

Nach der Prüfung der schutzwärtigen Schadensermittlung und Gefahrenanalyse erfolgt in **Stufe (B)** die Untersuchung, ob NA am Standort ausreichend ist, d.h. ob eine Nutzung von NA als Schadensminderungsvariante für das geschädigte Grundwasser in Frage kommt. Zum qualitativen und quantitativen Nachweis von NA-Effekten im Abstrom von Abfallablagerungen werden die Verfahren verwendet, die im Flussdiagramm (**Abb. C2-6**) aufgezeigt sind. Das NA Screening erfolgt danach in drei hierarchischen Stufen (**B1)-(B3**).

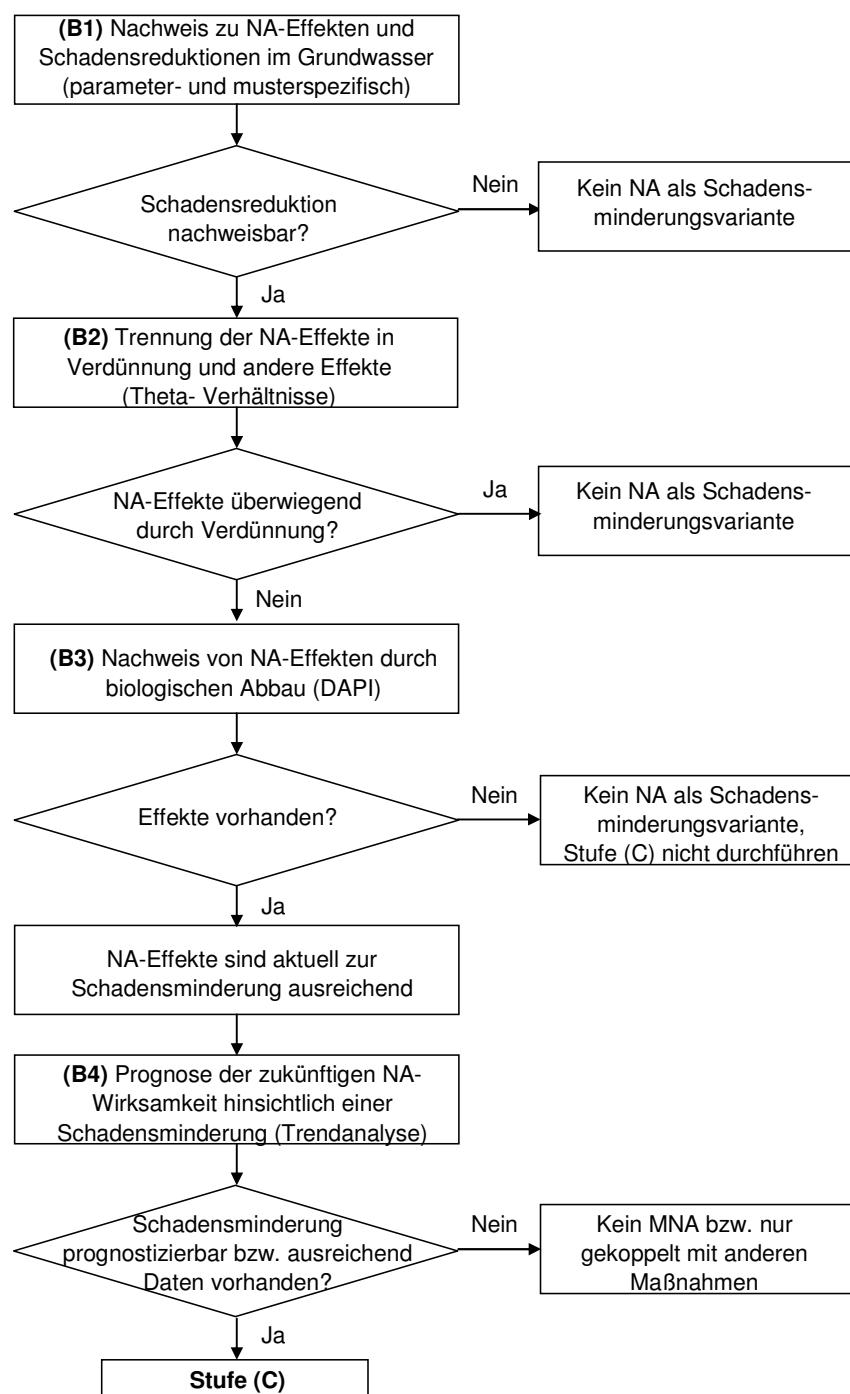


Abb. C2-6: Flussdiagramm zur Stufe (B) - Standortspezifische Identifizierung und Quantifizierung von NA im Grundwasser mittels eines NA- Screenings

C2.4.1 (B1) Parameter- und musterspezifischer Nachweis von NA-Effekten

C2.4.1.1 (B1.1) Parameterspezifische Auswertung von Konzentrationen anorganischer und organischer Einzelstoffe sowie von Summenparametern

Voraussetzungen

Der stofflich-räumlich-zeitliche Vergleich der Emissionssituation an einer bestimmten Altablagerung stellt eine einfache, wenn auch relativ aufwändige Methode zur Quantifizierung von NA-Effekten dar. Hierzu werden Messwerte zahlreicher Parameter von unterschiedlichen Messstellen über einen längeren Zeitraum benötigt, um NA-Effekte erkennen zu können. In Einzelfällen existieren solche geeignete Daten durch die Erfassung und Kontrolle einer Emissionssituation über längere Zeiträume und können genutzt werden.

Prinzip

Mit den parameterspezifischen Messergebnissen werden NA-Effekte quantitativ und stofflich differenziert erfasst. Die Charakterisierung der aktuellen räumlichen Ausbreitung der Altablagerungsemissionen erfolgt über einen Vergleich von Konzentrationen aus dem „Quellbereich“ sowie dem nahen und fernen Abstrom der Altablagerung. Diese Daten müssen aus GWMS stammen, die in zunehmenden Entfernung in zentraler Abstromrichtung von der Abfallablagerung und (möglichst) auf einer Fließlinie liegen. Die Ableitung der Beprobungsintervalle erfolgt entsprechend der hydrogeologischen Bedingungen (aus Tabelle A1 abzuleiten). Anhand der Abnahme der Konzentrationen mit zunehmender Entfernung zur Emissionsquelle werden die NA-Effekte quantitativ parameterspezifisch und in Summa erfasst.

Durchführung

Durch das Screening zur Grundwasser-Schadenscharakterisierung sind ausreichend parameterspezifische Analytikdaten vorhanden (Grundwasser-Hauptinhaltsstoffe, Redoxparameter, anorganische und organische Spurenstoffe etc.). Diese werden zur Erkennung von aktuellen NA-Effekten an der untersuchten Altablagerung verwendet (Tabelle A2).

Auswertung der Ergebnisse

Der Nachweis von NA-Effekten **in Summa** auf die Konzentrationen der ins Grundwasser emittierten Stoffe, erfolgt durch den Vergleich der Summen der Grundwasserinhaltsstoffe im Nahbereich mit denen im entfernten Abstrombereich der Abfallablagerung. Dazu werden die jeweiligen Summen der Hauptinhaltsstoffe (hier definitionsgemäß alle Stoffe im mg/L-Bereich), der Spurenstoffe (hier definitionsgemäß alle Stoffe im < mg/L-Bereich), sowie der Summenparameter pro GWMS in **Tab. C2-2** eingetragen, bei der die Distanz zur Abfallablagerung von links nach rechts zunimmt. Als Bewertungsmaßstab dienen die in **Tab. C2-2** aufgeführten 95%-Perzentilwerte. Diese resultieren aus den aufsummierten 95%-Perzentilen der Einzelkonzentrationen der Grundwasserinhaltsstoffe von Lockersedimenten gem. Schleyer & Kerndorff (1992). Sie umfassen für den Wert der Hauptinhaltsstoffe (900 mg/L) die Summen der 95%-Perzentilwerte von HCO_3 , SO_4 , NH_4 , NO_3 , Fe, Mn, Na, K, Mg, Ca, Cl, B, Sr und TOC. Der Summenwert für die anorganischen Spurenstoffe (280 µg/L) resultiert aus den 95%-Perzentil-Konzentrationen von As, Al, B, Cd, Cr, Cu, Pb, Zn und Ni.

Der Summen- 95%- Perzentilwert für organische Spurenstoffe (4 µg/L, **Tab. C2-14**), der normalerweise nicht existent ist, da anthropogene organische Spurenstoffe geogen im Grundwasser nicht vorkommen, resultiert aus der Addition der ubiquitären organischen Stoffgehalte die in Tabelle A2 aufgeführt sind. Auch dieser gilt im vorliegenden Fall für Grundwässer in Lockergesteinen.

Liegen fallspezifisch weniger oder zusätzliche Stoffkonzentrationen (Analysedaten) zu den hier aufgeführten vor, muss der Bewertungsmaßstabs (95%-Σ- Perzentil) neu berechnet werden. Hierzu sind für die Berechnung des Maßstabs die gleichen Stoffe zu addieren wie für die zu bewertenden Messwerte.

Tab. C2-14: Bewertung der Summen-Stoffkonzentration im Grundwasserabstrom

Parameter	GWMS Nahbereich	GWMS	GWMS Fernbereich	GWMS	Summe der 95%-Perzentile
Entfernung zur Abfallablagerung [m]					
Summe Haupt-inhaltsstoffe [mg/L]					900
Summe anorganischen Spurenstoffe [µg/L]					280
Summe der organischen Spurenstoffe [µg/L]					4
AOX [µg/L]					13
TOC[mg/L]					4

Eine optimale Schadensreduktion durch NA liegt dann vor, wenn über eine standortspezifisch definierte Fließstrecke des Grundwassers die Summen der Stoffkonzentrationen sich wieder dem Summenwert des Bewertungsmaßstabs angleichen oder diesen unterschreiten (der 95%- Perzentilwert ist definitionsgemäß die stoffspezifische Schadengrenze!). Liegt keine Schadensreduktion vor, ist das NA- Screening hier abzubrechen.

C2.4.1.2 (B1.2) Auswertung der GC-MS fingerprints

Voraussetzungen

Zur Auswertung von „Fingerprints“ werden Chromatogramme von GC-MS-Analysen benötigt. Zur Stoffidentifikationen müssen die entsprechenden Massenspektren von relevanten Peaks dieser Chromatogramme ausgewertet werden.

Prinzip

GC-MS- Chromatogramme (=GC-MS- Fingerprints) dienen dem Mustervergleich von Peak-Anordnungen auf diesen (Retentionszeit und Peak- Fläche). Sie sollten von Grundwasserproben aus Messstellen in zunehmender Abstromrichtung der Abfallablagerung

stammen. Es kann mit diesen Fingerprints festgestellt werden, welche Substanzen im Nahbereich der Altablagerung in den Emissionen vorhanden und ob sie in Abstromrichtung verfolgbar sind (meist sich verkleinernde Peaks), oder ob sie abgebaut/retardiert werden und vom Chromatogramm verschwinden. Bleiben mengenmäßig relevante Peaks in Abstromrichtung erhalten, so sollten die sich dahinter verborgenden Substanzen identifiziert werden, da diese u. U. bei der Gefahrenanalyse eine Rolle spielen können.

Durchführung

Zwei Liter Grundwasserprobe werden mit 10 ml Pentan extrahiert und 30 min geschüttelt. Der Extrakt wird in headspace- Glässchen gefüllt und kühl unter Lichtabschluss gelagert. Zur Analyse wird das Pentan abgezogen und die Probe zur Analyse unter Zugabe von Squalan (Sigma- Aldrich, Inc.) als internem Standard in einem Milliliter Hexan- Acetonitril aufgenommen. Die GC-MS-Analyse erfolgt an dieser Lösung mittels Standardeinstellungen.

Auswertung der Ergebnisse

Die Auswertung der GC-MS- Fingerprints erfolgt qualitativ und quantitativ:

Die Muster der chromatographischen Fingerprints werden in Abstromrichtung miteinander verglichen. Hierzu eignet sich die Darstellung in **Abb. C2-7**. Es kann so das Verhalten von einzelnen Substanzen (Einzelpeaks) auf ihrem Transport im Grundwasser verfolgt werden.

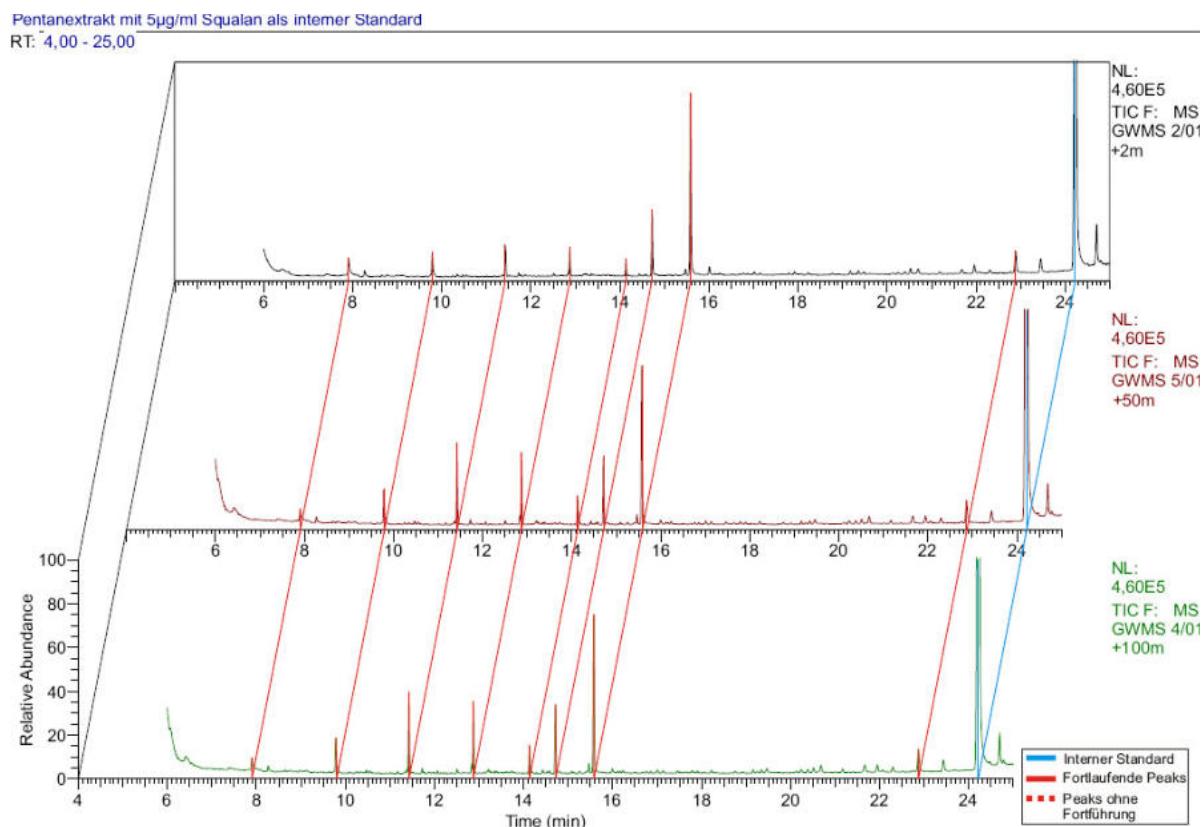


Abb. C2-7: GC- Fingerprint eines Pantan-Extraktes

Identifizierung relevanter Peaks mittels MS. Hierzu eignet sich Software wie Xcalibur 1.3 (Thermo Fisher Scientific Inc.), NIST/EPA/NIH Mass Spectral Library 2002 (Wiley-VCH) oder Amids 2.1 (National Institute of Standards and Technology). Da hierbei in den Emissionen oft "exotische" Substanzen identifiziert werden, für die es keine Standards gibt, ist eine Quantifizierung nur relativ zur Eingabemenge des internen Standards möglich. Zur Feststellung von quantitativen NA-Effekten auf die organischen Substanzen in Abfallemissionen können auch anstelle von Einzelsubstanzen Substanzgruppen ausgewertet werden, wobei hier u.U. Probleme mit unterschiedlichen Responsfaktoren bei Stoffen innerhalb einer Substanzgruppe auftreten können.

Werden mittels der „parameter- und musterspezifischen Analytik“ Schadensminderungen festgestellt (signifikante Konzentrationsabnahme emittierter Stoffe im Abstrom der Altablagerung), dann sind die Effekte in den nächsten Arbeits-Stufen (B2 und B3) in Anteile der Verdünnung, des Rückhalts und des Abbaus zu differenzieren. Lassen sich jedoch in Stufe (B1) keine Stoffreduktionen im Abstrom nachweisen, so sind die Untersuchungen zum NA- Screening nach diesem Schritt abzubrechen.

C2.4.2 (B2) Trennung von NA in Verdünnung und andere NA-Effekte mittels Θ_t / Θ - Verhältnissen

Voraussetzungen

Es müssen einerseits Messwerte von Parametern vorliegen, die sich im Grundwasser wie Tracer verhalten, also wenige Wechselwirkungen mit Aquifer- Bestandteilen zeigen und, zumindest auf der zu betrachtenden Strecke im Grundwasser, nicht abgebaut werden. Andererseits werden Messwerte von abbaubaren/retardierbaren Stoffen aus den gleichen Messstellen benötigt

Prinzip

Grundlage für die Trennung von NA-Effekten in Verdünnung und Stoffabbau/Stoffrückhalt im GW- Abstrom von Altablagerungen ist das Phänomen, dass sich nicht abbaubare und nicht retardierbare Stoffe (Tracer) bei ihrem Transport anders verhalten als abbaubare und retardierbare Stoffe. Dies bedeutet, dass letztere bei ihrem Transport eine stärkere Konzentrationsverminderung erfahren als Tracer, da bei ihnen neben der Dispersion (Verdünnung) auch noch Rückhalte- und Abbauprozesse wirksam sind. Die Θ_t / Θ - Verhältnisse ermöglichen den qualitativen Nachweis, dass die Konzentrationsabnahmen der Altablagerungsemissionen im Grundwasser, je nach Ergebnis, nicht ausschließlich auf Verdünnungsprozessen beruhen, sondern dass auch noch andere Effekte (Rückhalt und Abbau) an einer Konzentrationsverringerung mit zunehmendem Abstand zur Abfallablagerung beteiligt sind.

Durchführung

Zur Vereinfachung der Berechnung und der Visualisierung der Θ_t / Θ -Verhältnisse wurde eine Anwender-Software entwickelt. Der Anwender benötigt dafür die Analytikdaten von Grundwassermessstellen in zunehmender Entfernung von der Emissionsquelle. Es werden Daten von mindestens zwei deutlich auseinander liegenden Messstellen im zentralen

Abstrom der Emission benötigt. Besser ist es jedoch, Daten von drei oder mehr Messstellen zu haben. Die Daten müssen für die Aufnahme in den Block 1 des Programms in einer Excel-Tabelle vorliegen, deren Anordnung von der Software vorgegeben wird. Im zweiten Block des Programms werden die entsprechenden Stoffe zur Berechnung ausgewählt. Als „Tracer“ können hier u. a. Cl, B, Na, HCO_3 und der FCKW F12 verwendet werden. Als abbaubare Komponente kann der Summenparameter TOC oder ein abbaubarer/rückhaltbarer, bezüglich des Schadens typischer Einzelstoff herangezogen werden (vgl. GC-MS- Fingerprints). In **Abb. C2-8** werden die Θ_t/Θ -Verhältnisse dargestellt.

Auswertung der Ergebnisse

Als Beispiel sind die Θ_t/Θ -Verhältnisse von HCO_3/TOC , F12/TOC und Cl/TOC in zunehmender Entfernung zur Emissionsquelle aufgetragen (**Abb. C2-8**). Hier steigen die Θ_t/Θ -Verhältnisse mit zunehmender Entfernung zur Emissionsquelle an. Dies belegt, dass eine Konzentrationsabnahme des TOC nicht allein durch Verdünnung (Dispersion) sondern auch durch Rückhalt und Abbau verursacht wird. Bei nicht retardierbaren/abbaubaren Stoffen ergeben sich dagegen konstante Θ_t/Θ -Verhältnisse in der Größenordnung von 1. Diese würden in **Abb. C2-8** zu Verbindungslienien ohne Steigung führen, d. h. parallel zur x-Achse verlaufen. Dieses Ergebnis würde bedeuten, dass die erfassten NA-Effekte ausschließlich auf Verdünnung zurückzuführen sind.

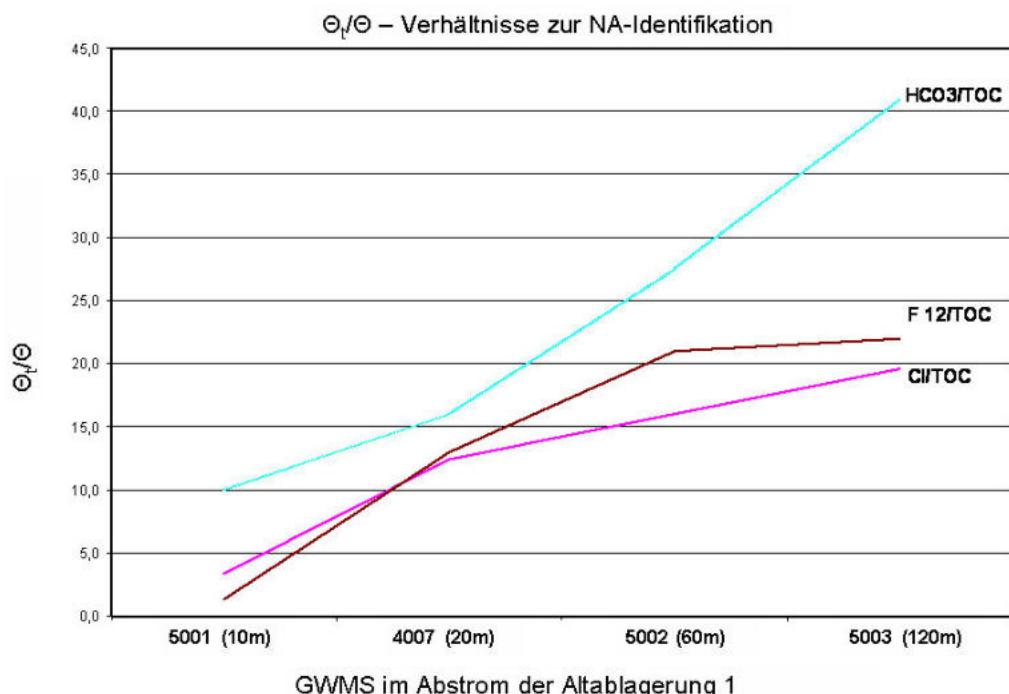


Abb. C2-8: Θ_t/Θ -Verhältnis zum Nachweis von Rückhalt- und Abbauanteilen bei NA

Der Nachweis von NA durch Rückhalt und Abbau ohne Verdünnung ist aufgrund der vorliegenden Forschungsergebnisse dann signifikant, wenn die Linien eine Steigung von mehr als 10° und weniger als 80° haben.

Liegen die Linien in dem Grenzbereich der Steigungen und wird dies nach nochmaliger Berechnung und Prüfung bestätigt, so ist davon auszugehen, dass die Schadensminderung überwiegend durch Verdünnung erfolgt und die Untersuchungen zum NA- Screening sind hier abzubrechen.

Anmerkung: Zur Berechnung der Θ_t / Θ -Verhältnisse ist im TV 4.1 eine Anwender-Software entwickelt worden, mit der man die Θ_t / Θ -Verhältnisse einfach berechnen lassen kann.

C2.4.3 (B3) NA-Effekte durch Abbau

C2.4.3.1 (B3.1) Quantifizierung von Bakterien mittels DAPI

Voraussetzungen

Um Unterschiede in der Anzahl der Bakterien aufgrund von Emissionsbeeinflussungen zu erfassen, wird eine unbeeinflusste Vergleichsmessstelle sowie mindestens zwei GWMS im Abstrom benötigt. Zur Durchführung dieser Untersuchung muss gegenwärtig noch ein Labor beauftragt werden.

Prinzip

Die Quantifizierung von Bakterien im Grundwasser erfolgt durch Anfärbung von Zellen mittels fluoreszierender Farbstoffe. Der Farbstoff DAPI (4',6-Diamidino-2-phenyl-indol-dihydrochlorid) lagert sich an die im Grundwasser vorhandenen Bakterienzellen an, die dann unter dem Mikroskop ausgezählt werden. Im Grundwasser in der Nähe von Altablagerungen sind i.d.R. aufgrund der Emissionen deutlich höhere Bakterienzahlen vorhanden als in den unbeeinflussten Bereichen. Erhöhte Bakterienzahlen bedingen eine erhöhte mikrobielle Aktivität. Der Abbau von Stoffemissionen trägt ganz wesentlich zur Schadensminderung bei, da hierdurch auch viele anthropogene organische Kontaminanten in den Emissionen verringert werden (=NA).

Durchführung

Die dafür notwendigen Grundwasserproben werden bei der Grundwasserprobenahme nach DIN zusätzlich in sterilen Glasflaschen (100 ml) entnommen und gekühlt ins Labor gebracht. Proben, die nicht am Probenahmetag verarbeitet werden können, müssen mit Formalin fixiert werden. Es sind mindestens zwei, besser mehr GWMS in Abstromrichtung zu untersuchen.

Auswertung

Die Anzahl der Bakterien in der Neutralmessstelle stellt die lokale Basis dar, mittels derer Erhöhungen in emissionsbeeinflussten GWMS erkennbar sind. Die Bakterienzahl wird in einer Tabelle oder einem Diagramm dargestellt, bei der die GWMS von links nach rechts in Abstromrichtung angeordnet sind. Als Beispiel ist in **Abb. C2-9** die starke Abnahme der Bakterienzahl von der Emissionsquelle (10 bzw. 20 m) bis zum Fernbereich (>120 m) dargestellt, wobei in 200 m die Neutralmessstelle liegt.

Der Anstieg der Bakterienzahl korreliert mit der Konzentration der Grundwasserinhaltsstoffe sofern diese über dem Niveau von 800 mg/L liegen. Das bedeutet, bis zur Obergrenze des geogenen Bereiches (84,1%- Perzentil) wird die Anzahl der Bakterien von anderen Faktoren als den Grundwasserinhaltsstoffen bestimmt. Oberhalb dieses Bereiches steigen die Zellzahlen mit der Konzentration der Grundwasserinhaltsstoffe an. Jedwede Erhöhung der Bakterienzahlen (unter Berücksichtigung von Fehlergrenzen) im Grundwasserabstrom von Altablagerungen kann daher als Nachweis einer Beteiligung mikrobieller Abbauprozesse an den NA-Effekten gewertet werden.

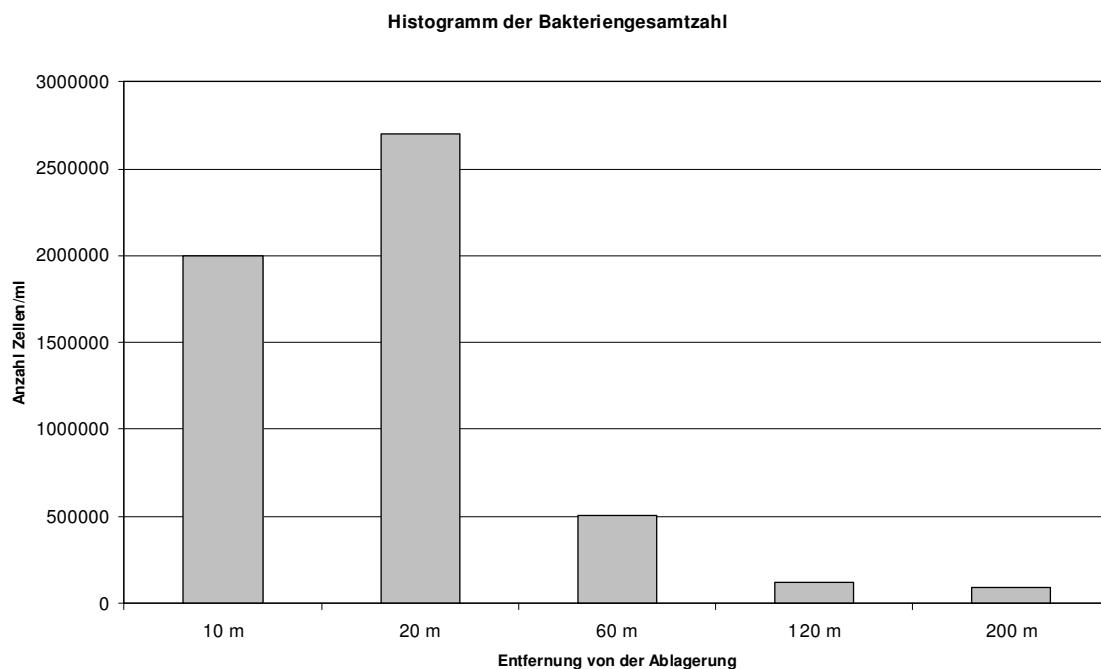


Abb. C2-9: Abnahme der Bakterienzahl mit zunehmender Entfernung zur Abfallablagerung

C2.4.3.2 (B3.2) Charakterisierung bakterieller Grundwasser- Mikrobiozönosen mittels DNA- fingerprints

Voraussetzungen

Der aktuelle Grundwasserschadensbereich muss charakterisiert und dimensioniert sein. Es sollte möglich sein, eine mikrobiologische Probenahme durchzuführen.

Prinzip

Von den in natürlichen Grundwässern vorkommenden Bakterien kann nicht vorausgesetzt werden, dass sie in der Lage sind, die aus Abfallablagerungen emittierten, organischen Stoffe abzubauen. Eine Veränderung der bakteriellen Artenzusammensetzung im Grundwasserabstrom von Abfallablagerungen belegt Anpassungen der Grundwasser-Mikrobiozönose an die jeweilige Emissionssituation und gibt damit einen wichtigen Hinweis darauf, dass das durch die Emissionen veränderte und erhöhte Nahrungsangebot genutzt wird. Die Zusammensetzung der bakteriellen Biozönose unterscheidet sich in den emissionsbeeinflussten Bereichen deutlich von der in unbeeinflussten Grundwässern. In den

emissionsbeeinflussten Bereichen treten bestimmte Bakterienarten bzw. -gruppen auf, die in unbeeinflussten Grundwässern nicht oder nur in sehr geringer Anzahl vorkommen.

Durchführung

Die Vorgehensweise zur Ermittlung der DNA-Fingerprints erfolgt analog Stufe (**A4.1**) (vgl. Kapitel C2.3.4.1), aus dem auch die Ergebnisse übernommen werden können. Sie müssen lediglich anders interpretiert werden.

Auswertung der Ergebnisse

Wird in Stufe (**A4.1**) eine Beeinflussung des Ökosystems mittels DNA Fingerprints nachgewiesen, ist dies gleichbedeutend mit einer an die Abfallablagerungsemisionen angepassten Mikrofauna. Je größer die Unterschiede in den Fingerprints zwischen der Neutralmessstelle und den emissionsbeeinflussten GWMS einer Ablagerung sind, desto stärker ist die Anpassung der Grundwassermikrobiözönose an die Emissionssituation. Obwohl damit eine starke Beeinflussung des Ökosystems angezeigt wird, ist dies ein Nachweis von NA.

Anmerkung:

Die im Bereich der Wasser- und Bodenökologie seit ca. 20 Jahren zur Charakterisierung von Mikrobiözönosen eingesetzten PCR-DGGE - fingerprints werden zukünftig durch die im F+E-Vorhaben KORA vom Umweltbundesamt entwickelten DNA-Microarrays (vgl Abschlußbericht KORA TV 4.1, Kapitel 4.4) ersetzt. Die Ergebnisse des PCR-DGGE-fingerprinting sind auf Grund der technologischen Basis der Methode nur schlecht reproduzierbar und erlauben zudem keinerlei Identifizierung der in den Mikrobiözönosen vorliegenden Mikroorganismen. Aus diesem Grund wurden im TV 4.1 DNA-Microarrays zum Nachweis der am Schadstoffabbau beteiligten Mikroorganismen entwickelt, die ein standortunabhängiges System zur Analyse von NA-Prozessen darstellen, welches im Vergleich mit der PCR-DGGE-fingerprintmethode einfach in der Handhabung und Auswertung ist und eine hohe Reproduzierbarkeit aufweist.

Zusammenfassung (**B1)-(B3**)

Wird durch den parameterspezifischen Nachweis ein signifikanter Stoffabbau festgestellt (**B1**) und durch die Theta- Werte (**B2**) sowie durch die mikrobiologischen Untersuchungen (**B3**) biologischer Abbau nachgewiesen, sind die NA-Effekte nicht nur auf Verdünnung zurückzuführen. Dadurch ist nachgewiesen, dass die aktuell nachgewiesenen NA-Effekte zur Schadensminderung ausreichend sind, um NA als Schadensminderungsvariante in Betracht zu ziehen. Die Prognose zur Ermittlung der langfristigen Auswirkung der nachgewiesenen NA-Effekte zur Schadensminderung wird in Stufe (**B4**) durchgeführt.

C2.4.4 (**B4**) Prognose der lokalen NA- Wirksamkeit

Voraussetzungen

Natürliche Selbstreinigungseffekte im Grundwasserabstrom von Abfallablagerungen sind mittels der aufgeführten Methoden nachgewiesen worden (**B1-B3**). Zur Prognose, ob NA auch in Zukunft wirksam ist, sollten ausreichend Daten über mehrere Jahre (mindestens drei

Messwerte pro Parameter und Messstelle) zur Verfügung stehen, um Veränderungen (Trends) in der NA-Aktivität am Standort zu erfassen. Liegen nicht ausreichend Daten vor, können diese während der Durchführung von MNA Stufe (**C4**) erhoben werden. In diesem Fall muss dann bei ausreichender Datenlage der Arbeitsstufe (**B4**) nachgeholt werden.

Prinzip

Nachdem die aktuelle NA-Wirksamkeit nachgewiesen wurde, ist es notwendig, Aussagen zum zukünftigen Verlauf dieser Wirksamkeit zu treffen. Dies erfolgt durch Trendanalysen von Stoffkonzentrationen im Schadensbereich.

Durchführung

Liegen ausreichend Analytikdaten über mehrere Jahre vor (mindestens 3 Werte), sind mittels Zeitreihen Trendanalysen von Konzentrationsentwicklungen durchzuführen (vgl. **Abb. C2-10**).

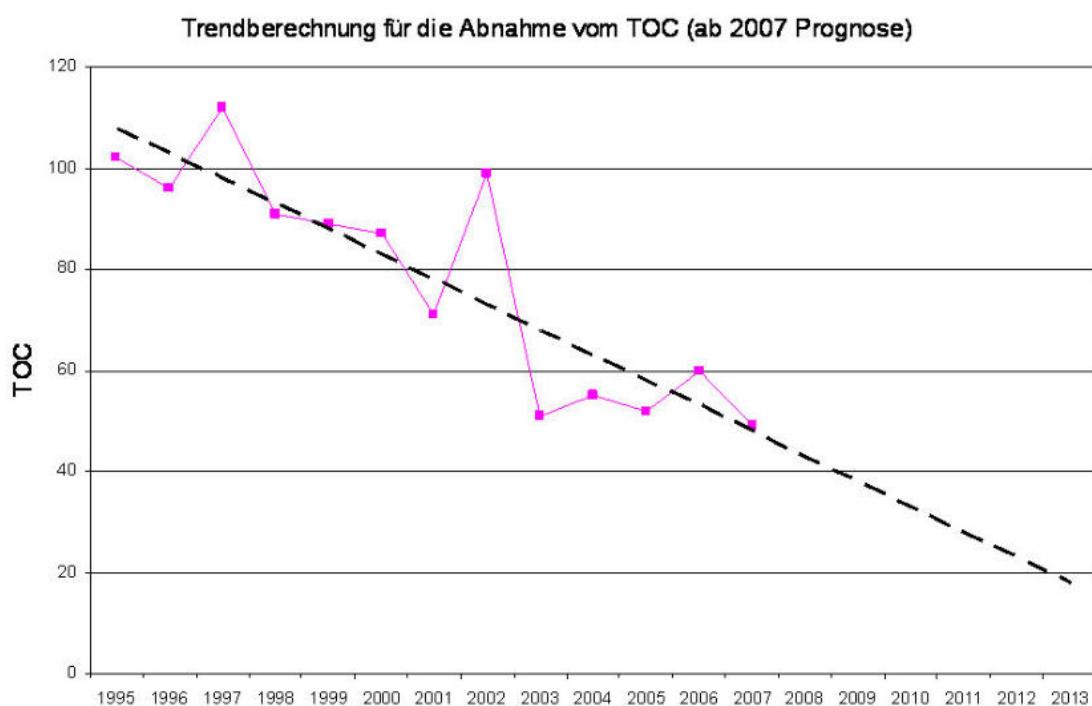


Abb. C2-10: Beispiel einer Trendanalyse

Dies sollte sowohl für Summenparameter (**B1**) als auch für standortspezifische prioritäre Einzelstoffe geschehen, die den Schaden ausmachen (**A3, A4 und A5**). Sind die Daten der Zeitreihen in Tabellen aufbereitet, können die Trendanalysen mittels Software-Programmen wie Excel oder SPSS durchgeführt werden. Ein Beispiel einer Trendanalyse zeigt die **Abb. C2-10**, bei der der berechnete Trend (gestrichelte schwarze Linie) die Prognose der Konzentrationsentwicklung darstellt.

Liegen sehr umfangreiche hydrogeologische Datensätze vor, so kann auch ein Grundwassertransportmodell zur Trendanalyse benutzt werden. Mit einem Modell kann eine

detaillierte Prognose über die räumliche und zeitliche Entwicklung des Grundwasserschadens erfolgen. Für komplexe Stoffgemische, wie sie aus Abfallablagerungen emittiert werden, ist eine umfassende „Modell-Prognose“ für NA-Effekte (Verdünnung, Rückhalt, Abbau) nur sehr eingeschränkt möglich und sollte auf schadenstypische (prioritäre) Kontaminanten beschränkt werden.

Die Erstellung eines reaktiven Grundwasser-Transportmodells kann nur von spezialisierten Firmen durchgeführt werden und muss beauftragt werden. Ob diese zusätzliche, sehr kostenintensive Untersuchung durchzuführen ist, muss in jedem Einzelfall entschieden werden. Vor einer Modellierung sollte daher in jedem Fall eine Analyse der Kosten/Nutzen (Verhältnismäßigkeit) erfolgen.

Auswertung der Ergebnisse

Der Nachweis der zukünftigen NA-Wirksamkeit durch Trendanalysen der in **(B1)** benutzten Summenparameter erfolgt durch Zeitreihenanalysen im Nah- und Fernbereich der Abfallablagerung, wie in **Abb. C2-10** dargestellt. Die Trendanalysen zeigen einen positiven NA-Effekt an, wenn längerfristig eine Abnahme der Stoffkonzentrationen vorliegt. Ein Anstieg der Stoffkonzentrationen in einer Messkampagne (Peakereignis) gegen den Trend kann dann toleriert werden, wenn bei der nächsten Kampagne wieder entsprechend niedrigere Werte gemessen werden, d. h. der Trend sich fortsetzt. Die Ergebnisse werden ggf. unter **(C1)** (Schadensminderungsziele) und **(C4)** (Monitoringkonzept) weiter genutzt.

Wie die Ergebnisse eines Grundwassertransportmodells auszuwerten sind, ist in Absprache mit dem Modellierer festzulegen. Es muss mindestens eine Prognose der Schadensentwicklung über einen langen Zeitraum erfolgen (je nach Schadensfall, jedoch mindestens 20 Jahre). Bei positivem Befund ist ein MNA-Konzept für den Standort zu entwickeln (Stufe **(C)**).

Beispielhafte Kostenabschätzung für ein NA- Screening

Das NA- Screening besteht überwiegend aus Arbeitsschritten, bei denen Daten aus Stufe **(A)** verarbeitet werden. Kosten fallen daher überwiegend im Bereich von Arbeitsstunden für die Datenverarbeitung und Auswertung an. Je nach Umfang der Untersuchungen und der vorhandenen „Altdaten“ sind daher die Kosten für ein NA- Screening unterschiedlich. Bei großen, gut überwachten Abfallablagerungen sind eher umfangreiche, bei kleinen „Bürgermeisterkippen“, mit vergleichsweise geringem Untersuchungsumfang, weniger geeignete Datensätze zu erwarten. Für die einzelnen Untersuchungen können beispielhaft Kosten aus dem KORA- Projekt 4.1 (2006) angegeben werden (**Tab. C2-15**). Die Preise für die Untersuchungen sind unterschiedlich, je nach Umfang und Dringlichkeit.

Tab. C2-15: (B4) Beispielhafte Kostenabschätzung für ein NA- Screening

Verfahren zum NA-Nachweis	pro Probe	Anmerkungen
1. Parameter- und musterspezifischer Nachweis von NA-Effekten (als Basis dienen Analytikdaten aus dem Grundwasserscreening)		Auswertekosten abhängig vom Umfang (z. B. Konzentrationsentwicklungen),
2. Trennung von NA in Verdünnung		Auswertekosten abhängig vom Umfang (Software, Erstellung)

und andere NA-Effekte durch Θ_t / Θ - Werte (als Basis dienen Analytikdaten aus dem Grundwasserscreening)		von Excel-Tabellen)
3. NA-Effekte durch Abbau 3.1. Charakterisierung bakterieller Biozönosen (emissionsbeeinflusst-unbeeinflusst) mittels DNA-Fingerabdrücken (PCR-DGGE)	200.-€ Aufbereitung der Probe und Herstellung der Fingerprints	zzgl. Probenahme und Probenvorbereitung, Auswertung der Ergebnisse
3.2. Ermittlung von Bakterienzahlen pro Volumen Grundwasser (DAPI-Färbung)	80.- € Aufbereitung der Probe und Auszählung	zzgl. Probenahme und Auswertung der Ergebnisse
4. Prognose der lokalen NA-Wirksamkeit		Auswertekosten (Trendberechnungen, u. U. Kosten für Modellierung)

C2.5 Stufe (C) Entwicklung eines Monitoringkonzepts bei Schadensminderung durch NA (=MNA)

Als Voraussetzung zur Entwicklung eines Monitoringkonzepts muss nachgewiesen sein, dass Schutzgüter im Bereich des Grundwasserschadens nicht geschädigt sind. Weiterhin muss feststehen, dass keine Gefahren in Verzug sind und auch keine weiteren Schäden prognostizierbar sind. Es darf also nur ein alleiniger Grundwasserschaden vorliegen. Es müssen Ergebnisse des Grundwasser-Screenings vorliegen (**A2-A5**) und beim NA-Screening neben Verdünnung auch Rückhalte- und Abbaueffekte nachgewiesen worden sein (**B1-B4**). Sind diese Voraussetzungen erfüllt, so sind Schadensminderungen im Grundwasser mittels NA nutzbar. Hierfür ist es unabdingbar, standort- und schadensspezifische Monitoring- Programme (**Abb. C2-11**) zu entwickeln um eine Kontrolle der NA-Effektivität hinsichtlich einer stofflich-räumlich-zeitlichen Schadensverringerung zu gewährleisten (MNA).

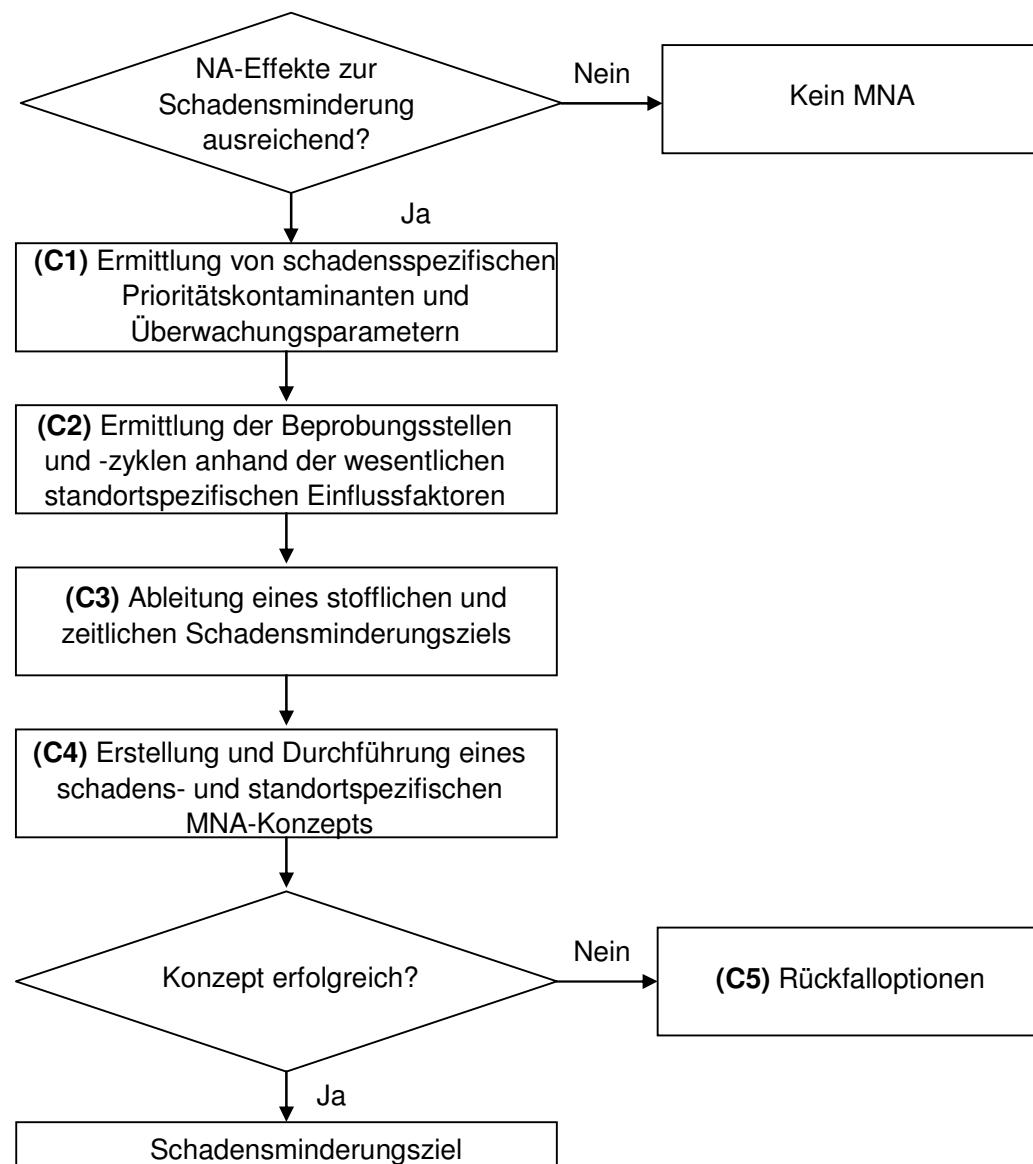


Abb. C2-11: Flussdiagramm Stufe (C) - Entwicklung eines Monitoringkonzepts bei Schadensminderung durch NA

C2.5.1 (C1) Ermittlung von schadensspezifischen Prioritätskontaminanten und Überwachungsparametern

Voraussetzungen

Für die schadensspezifische Überwachung sind GWMS im zentralen Schadensbereich notwendig. Die Probenahme an diesen muss nach allgemein gültigen Richtlinien durchgeführt werden. Sind bereits umfangreiche „Altdaten“ vorhanden, sollten die „Neudaten“ möglichst mit den gleichen Methoden und/bzw. vom gleichen Labor erstellt werden, um eine Vergleichbarkeit der Datensätze zu ermöglichen.

Prinzip

Nutzung der wesentlichen, den Schaden ausmachenden Parameter bei der Überwachung der Schadensminderung durch NA sowie der langfristigen Wirksamkeit der NA-Effekte.

Durchführung

Ein Monitoring- Programm sollte nur die Parameter umfassen, die sich beim Screening als relevant für den lokalen Grundwasserschaden erwiesen haben. Für jede Abfallablagerung werden hierzu jeweils die Parameter ermittelt, die sich mit den höchsten Konzentrationen am weitesten im Grundwasser ausbreiten (**Tab. C2-2, Stufe (A3)**). Sie stellen die derzeitigen Hauptemittenten im Grundwasserabstrom der jeweiligen Ablagerung dar und sollten primär bei der Aufstellung von Überwachungsparametern berücksichtigt werden. Aufgrund der generellen Unsicherheiten von Prognosen sollte eine Kontrolle der Schadensentwicklungs-Prognose und der NA-Prognose erfolgen, im Allgemeinen mit Tracern oder Indikatorparametern, wie z.B. F12 oder Leitfähigkeit.

Auswertung der Ergebnisse

Anhand der **Tab. C2-3 Stufe (A4)** bis **Tab. C2-5 Stufe (A4)** sind, wie nachfolgend dargestellt, für die betroffenen Schutzgüter im Schadensbereich (Grundwasser und GW-Ökosystem) die entsprechenden Überwachungsparameter ermittelt worden.

Schutzgut Grundwasser:

1.) Parameter aus der **Tab. C2-2 (A2)**:

Hauptemittenten, die vom Nahbereich der Abfallablagerung bis zum Fernbereich nachweisbar sind, verursachen den wesentlichen Teil des Grundwasserschadens. Diese Emittenten müssen in ihrem Konzentrations- und Ausbreitungsverhalten kontrolliert werden. Dadurch wird einerseits die Schadensentwicklungsprognose, andererseits die NA-Prognose überwacht. Nehmen die Schadstoffkonzentrationen im Trend weiter ab, sind die Schadensminderungsprozesse wie vorhergesagt wirksam.

2.) F12, Chlorid, Bor, TOC und Leitfähigkeit (Indikatorparameter und Tracer):

Aufgrund der generellen Unsicherheit von Prognosen sollten diese durch die Entwicklung von Tracer- Konzentrationen, bzw. Konzentrationen von Indikatorparametern kontrolliert werden. Bei Abfallablagerungen sind u. a. F12/Chlorid als Tracer und TOC/Leitfähigkeit als

Indikatoren der Abfallemissionen im Grundwasser geeignet. Mit F12 kann die Prognose der Ausbreitung der Emissionen im Grundwasser überwacht werden, da dieses der Ausbreitungsfront i. d. R. vorweg läuft (F12 ist wegen seiner Mobilität und Persistenz im Grundwasser besonders vorteilhaft). F12- Konzentrationen über dem Hintergrundlevel ($>2 \text{ pmol/L}$) zeigen noch ein emissionsbeeinflusstes Grundwasser an, wo dies mit geogenen Tracern (Chlorid, Bor) nicht mehr möglich ist. Die Leitfähigkeit und der TOC sind generell zur Überwachung einer NA-Prognose geeignet, weil sie in Summe den Konzentrationsverlauf der anorganischen und organischen Stoffe, d. h. die Schadensminderung insgesamt anzeigen. Nehmen ihre Messwerte im Verlauf der Überwachung ab, bzw. stimmen mit der NA-Prognose überein (Trends), so ist auch NA weiterhin in Richtung auf das Schadensminderungsziel wirksam.

Schutzbau Grundwasserökosystem

1.) DAPI (Nachweis von Veränderungen der mikrobiellen Besiedlungsdichte):

Die Veränderung der natürlichen Grundwassermikrobiözönose (Ökologie) macht sich quantitativ durch die Erhöhung der Bakterienanzahl pro Volumen Grundwasser bemerkbar. Diese Erhöhung kann mittels der DAPI- Methode nachgewiesen werden. Da die Anzahl der Mikroben pro Volumen Grundwasser als proportional zur NA-Aktivität im Grundwasser anzusehen ist, ist es zur Überprüfung der NA-Aktivität sinnvoll, diesen Parameter in ein Monitoring- Programm aufzunehmen. Bei dimensionsmäßig gleichbleibenden Bakterienzahlen wird eine gleichbleibende mikrobielle Aktivität signalisiert. Bei abnehmenden Bakterienzahlen und sich erhöhenden Sørensen-Indices im Vergleich zur Neutralmessstelle (siehe **Kap. C2.4.1**), erfolgt eine Annäherung an die natürlichen Verhältnisse, wobei sich die NA-Aktivität mit zunehmender Annäherung verringert. Bei steigenden Bakterienzahlen kann auf zeitlich erhöhte Emissionen („Peakereignisse“) geschlossen werden, die mit einer erhöhten NA-Aktivität einhergehen. Inwieweit dies noch mit einer Schadensminderung gekoppelt ist, muss fallspezifisch geklärt werden.

2.) DNA-Fingerabdrücke (qualitative Veränderung der Mikrobiözönose):

Molekulargenetische Untersuchungen von Grundwassermikrobiözönen mittels DNA-Fingerabdrücken dienen zur Erkennung von qualitativen Veränderungen der Grundwasserökologie. Hierbei ist zu beachten, dass die Überschreitung einzelner geochemischer Parameter über das 95%- Perzentil nicht zwingend zu einer Schädigung des Grundwasserökosystems führen muss. Es ist daher nicht möglich, aufgrund von stofflich bedingten Schädigungen am Schutzbau Grundwasser auch auf Schädigungen am Schutzbau Grundwasserökosystem zu schließen. Daraus folgt, dass dieses Schutzbau bei einem Monitoring eigenständig zu behandeln ist.

Hierzu eignet sich folgende Vorgehensweise: Basis ist ein von der jeweiligen Abfallablagerung unbeeinflusstes Grundwasserökosystem, das sich aber im gleichen Grundwasserleiter wie die Abfallablagerung befindet. Dieses wird mit den ökosystemaren Zuständen im Schadensbereich verglichen. Hierzu dienen als Vergleichsmaßstäbe die aus den Fingerprints abgeleiteten Sørensen-Indices (=Ähnlichkeitsmaße). Es muss hierbei der

Sørensen-Index des unbeeinflussten Grundwasserökosystems jeweils mit den beeinflussten der entsprechenden Messstellen verglichen werden (vgl. Stufe (**A4.1**)).

Werden die Ähnlichkeiten (Sørensen-Indices) der beeinflussten Messstellen zu der unbeeinflussten im Verlauf des Monitorings größer (höher), so wird hierdurch eine Annäherung des ökologisch beeinflussten an den unbeeinflussten Zustand signalisiert. Bei hohen Steigerungsraten der Sørensen-Indices findet eine schnelle Angleichung der Biozönose an die natürlichen Verhältnisse statt, bei niedrigen Steigerungsraten sind dagegen längerfristige Zeiträume für die Angleichung an die Zustände des natürlichen Ökosystem zu veranschlagen. Bei gleichbleibenden oder sinkenden Sørensen-Indices findet keine Angleichung an die natürlichen ökosystemaren Zustände im Grundwasser statt.

Da die hierzu notwendigen molekulargenetischen Untersuchungen z. Zt. nur von wenigen Firmen durchgeführt werden können, müssen sie, ähnlich den Grundwassermessungen, in Auftrag gegeben werden (vgl. Stufe (**A4.1**)).

Tab. C2-16: C1 - Überwachungsparameter für MNA

Überwachungsparameter	Prognose-Kontrolle	Trenergebnis für MNA positiv, wenn:
Summen-Konzentrationen der Hauptmittenten	NA	Abnahme
Tracer	Schadensausdehnung	Abnahme
Leitfähigkeit	Schadensausdehnung	Abnahme
TOC	Schadensausdehnung	Abnahme
Bakterienanzahl (DAPI)	NA	Abnahme
Sørensen-Indices (DNA-fingerprint)	NA	Zunahme

C2.5.2 (C2) Ermittlung der Beprobungsstellen und -zyklen anhand der wesentlichen standortspezifischen Einflussfaktoren

Die standortspezifischen Faktoren sind in Stufe (A1), der Umfeldanalyse, aufgeführt. Liegen diese nicht vor, sind sie zu ermitteln. Die Berechnung erfolgt anhand der Daten in **Tab. C2-17**. Es muss auf die örtlichen geohydrologischen Gegebenheiten abgestimmt sein, d.h. die Struktur des Grundwasserleiters, die Grundwasserfließgeschwindigkeit und -richtung müssen bei der Festlegung eines Monitoring- Programms berücksichtigt werden, da hieraus entsprechend angepasste Beprobungsstellen und -zyklen ableitbar sind.

Die Daten der Umfeldanalyse (**A1**) werden in die **Tab. C2-17** übernommen und sind anhand der Untersuchungsergebnisse (z.B. GW-Flurabstand, GW-Fließrichtung) zu überprüfen. Es ist darauf zu achten, dass mindestens drei GWMS zur Verfügung stehen und diese nach Möglichkeit auf einer Fließlinie liegen. Dabei sollte eine GWMS im Nahbereich, jedoch nicht direkt am Rand der Abfallablage rung, eine im Fernbereich und eine außerhalb des akuten Grundwasserschadens im Kontrollbereich liegen. Bei der Festlegung der Beprobungszyklen ist darauf zu achten, dass beim Versagen der Prognose ausreichend Zeit bleibt, um Maßnahmen zur Gefahrenabwehr ergreifen zu können.

Tab. C2-17: Wesentliche Parameter, die bei der Berechnung der Probenahmeyklen zu berücksichtigen sind

Hydrogeologische Parameter GW-Fließrichtung GW-Neubildung, Abstandsgeschwindigkeit, Nutzungsdaten Entfernung zum nächsten Schutzgut Flächennutzungspläne Landesentwicklungsplan (potentielle Schutzgüter)	Ableitung Minimaler zeitlicher Abstand der MNA-Beprobungszyklen
Daten zur Abfallablagungemission Lage der vorhandenen GWMS (Fließlinie) ausreichend zur Dimensionierung des GW-Schadens	Ableitung Anzahl der Beprobungsstellen (GWMS im Nah-, Fern- und Kontrollbereich) anhand der räumlichen Schadensausdehnung

C2.5.3 (C3) Ableitung eines stofflichen und zeitlichen Schadensminderungsziels

Die Festlegung sowohl von stofflichen als auch von zeitlich abhängigen Schadensminderungszielen liegt im Ermessensspielraum der aufsichtsführenden Behörde. Sie sollten in jedem Fall schadens- und standortabhängig definiert werden. Zwei Ansätze aus stofflicher Sicht werden hierbei vorrangig zu berücksichtigen sein.

Ziel einer Schadensminderung kann sein, dass die Konzentrationen der wesentlichen, den Schaden bedingenden Schadstoffe durch NA unter den Bewertungsmaßstab, den 95%-Perzentil, absinken.

Ziel einer Schadensminderung kann aber auch sein, dass sich der örtlich ermittelte Trend der Reduktion der den Schaden bedingenden Stoffe, weiter fortsetzt. Hierbei können quantitative Ziele definiert werden, wie dies anhand der **Abb. C2-10** beispielhaft veranschaulicht werden kann. Hier zeigt die Trendprognose eine Konzentrationsabnahme des TOC von 5 mg innerhalb eines Jahres. Bleibt diese Abnahmerate weitgehend konstant, so kann diese als (ein) parameterspezifisches Schadensminderungsziel festgelegt werden.

Beide stofflichen Schadensminderungsziele beinhalten zeitliche Aspekte, die zu berücksichtigen sind. Diese werden jedoch nicht immer in Zeiträumen von wenigen Jahrzehnten möglich sein. Dies führt zu der wichtigen Frage nach der Dauer der durch NA bewirkten Schadensminderung und dem damit zusammenhängenden Monitoring, bis das Ziel erreicht ist.

Zeiträume, die deutlich größer als 30 Jahre sein können, müssen hier in vielen Fällen in Betracht gezogen werden. Im Hinblick auf die in diesem Empfehlungen aufgezeigten „Rahmenbedingungen“, die bei MNA erfüllt sein müssen, ist dies jedoch tolerierbar, da ja außer dem Grundwasser keine weiteren Schutzgüter betroffen sind und auch nicht betroffen sein werden.

C2.5.4 (C4) Erstellung eines schadens- und standortspezifischen Monitoringkonzepts

Das Monitoringkonzept wird aus den Stufen/Teilen C1, C2 und C3 erstellt. Dies erfolgt anhand der dort abgeleiteten stofflichen und zeitlichen Schadensminderungsziele, der optimalen Beprobungsstellen und -zyklen und der schadensspezifischen Überwachungsparameter. Die Dauer eines standortspezifischen Monitorings sollte sich nach Intensität und Ausdehnung des Schadens sowie der festgestellten Wirksamkeit von NA richten. Im Fall von für die Schadensminderung negativen Trendänderungen sind ggf. räumlich-zeitliche Anpassungen im Konzept notwendig.

In der **Tab. C2-18** werden die Ergebnisse der MNA Untersuchungen bewertet. Die Messwerte der Überwachungsparameter der zeitlich unterschiedlichen MNA- Probenahme-Kampagnen sind für die jeweiligen GWMS (Nah-, Fern- und Kontrollbereich) einzutragen (vgl. Stufe (**C3**)). An dieser Stelle wird jetzt, nachdem durch nachgeholtene Messungen (MNA) ausreichend Daten vorliegen, die Prognose der lokalen NA- Wirksamkeit (**B4**) nachgeholt. Der resultierende Trend muss eine Abnahme der Stoffkonzentrationen anzeigen.

Tab. C2-18: Schablone zur MNA- Überwachung mittels 3 GWMS (Nah-, Fernbereich, Kontrollbereich) für das Schutzgut Grundwasser

Parameter	Prognose-Kontrolle	Messwert MNA-Kampagne 1	Messwert MNA-Kampagne 2	Messwert MNA-Kampagne 3	Trend-Ergebnis (+/-)
Summen-Konzentrationen Hauptemittenten (B1)	NA				
Nahbereich					
Fernbereich					
Kontrollbereich					
Tracer (z.B. F12) (A5.1)	Schadensausdehnung				
Nahbereich					
Fernbereich					
Kontrollbereich					
Leitfähigkeit (B1)	Schadensausdehnung				
Nahbereich					
Fernbereich					
Kontrollbereich					
TOC (B1)	Schadensausdehnung				
Nahbereich					
Fernbereich					
Kontrollbereich					

Bakterienzahl (DAPI) (B3)	NA-Effekte				
Nahbereich					
Fernbereich					
Kontrollbereich					
Sørensen-Indices (DNA- Fingerprints) (B3)	NA-Effekte				
Nahbereich					
Fernbereich					
Kontrollbereich					

Es ist bei der Ergebnisauswertung darauf zu achten, dass abnehmende Trends bei den Summen-Konzentrationen der Hauptemittenten, der Tracer, der Leitfähigkeit, dem TOC und der Bakterienzahl (DAPI) eine Schadensminderung anzeigen. Bei den Sørensen-Indices (DNA- Fingerprints) zeigt ein abnehmender Trend dagegen eine Verstärkung des Schadens an (vgl. Stufe (**C2**)).

Das MNA-Konzept muss einer Revision unterzogen werden, wenn die Trends von wesentlichen Parametern sich langfristig in Richtung Stagnation oder Anstieg ändern, d.h. sich gegen den ursprünglich prognostizierten Trend entwickeln (vgl. Tab. C2-16 (C1)).

Für den Fall des Versagens von Prognosen sind Rückfalloptionen zu erstellen. Sollte ein Parameter in einem MNA-Konzept sich entgegen des prognostizierten Trends entwickeln, so ist zunächst zu überprüfen, ob sich die Werte bei erneuter Messung bestätigen. Dazu ist die Probenahme und Analytik der entsprechenden Parameter ggf. vor der nächsten planmäßigen MNA- Probenahme zu wiederholen. Sollten sich die Messwerte weiter erhöhen, so ist zu erkunden, ob es ggf. externe Einflussfaktoren gibt (z.B. Eingriff in die Abfallablagerung, Änderung des GW-Fließregimes durch Grundwasserabsenkungen etc.), die sich negativ auf die Schadensminderung auswirken. Bei Versagen der Prognosen sollte geprüft werden, inwieweit mit NA gekoppelte Maßnahmen zum Schadensminderungsziel führen. Sind auch diese nicht zielführend, so sind als Rückfalloption technische Sicherungs- und Sanierungsvarianten in Betracht zu ziehen.

C3 Projekt 4.2, Deponie, Weiden-West

Autoren: Thomas Luckner & Reinhard Schinke

- *Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.*
- *Herr Dr.-Ing. Th. Luckner & Herr Dipl.-Ing. R. Schinke*
- *Meraner Straße 10, 01217 Dresden*
- *www.dgfz.de, TLuckner@dgfz.de*

C3.1 Hinweise zum KORA-Projekt 4.2

- Projektleiter: Herr Dr. Th. Luckner (DGFZ e.V.)
- KORA-Projekttitel: "Stimulation der natürlichen Selbstreinigungsprozesse in der Aerations- und Grundwasserzone unter der stillgelegten Deponie Weiden-West zur Unterbindung der Gefährdung der Schutzgüter im Grundwasserabstrom der Deponie"
- Verweis auf den Abschlussbericht zum Vorhaben:
 - Der vollständige FuE- Bericht des KORA Projekts 4.2 ist als CD- Anhang (Teil F5 "Verzeichnis der Daten- CD") Bestandteil des TV4- Leitfadens.
 - DGFZ / Luckner L., Luckner Th., Schinke R. (06/2007): Forschungsbericht zum KORA-Projekt 4.2: "Stimulation der natürlichen Selbstreinigungsprozesse in der Aerations- und Grundwasserzone unter der stillgelegten Deponie Weiden-West zur Unterbindung der Gefährdung der Schutzgüter im Grundwasserabstrom der Deponie", DGFZ e.V., FKZ 0330502

C3.2 Standortsituation

C3.2.1 Hintergrund

Die Deponie Weiden-West ist eine Bauschutt- und Hausmülldeponie mit einer Grundfläche von etwa 18 ha und einem Abfallvolumen von 1.5 Mio. m³. Die Stadt Weiden i.d.OPf. als Standorteigner und Deponiebetreiber beendete 1998 nach etwa 50 Jahren die Ablagerungsphase der Deponie. Die Anlage verfügt über keine wirksame Basisabdichtung. Zwischen der Deponiesohle und dem Grundwasserspiegel existiert eine etwa 3 - 8 m mächtige Aerationszone mit einer relativ hohen hydraulischen Durchlässigkeit. Der Zutritt von Niederschlags- und Schichtwasser in den Deponiekörper bewirkte mikrobiologisch induzierte Transformationsprozesse mit der Bildung von Deponiegas sowie Lösungs- und Transportprozesse von deponiebürtigen Stoffen und somit die Bildung von Deponiesickerwasser.

Zur Fassung der gasförmigen deponiebürtigen Stoffe wurde 1993 eine Deponiegasfassung mit 11 Gasbrunnen in Betrieb genommen. Demgegenüber emittierte über Jahrzehnte des Anlagenbetriebs das Deponiesickerwasser von etwa 36000 m³/a in den Grundwasserleiter. Der dadurch entstandene Grundwasserschaden ist gekennzeichnet durch typische deponiebürtige Stoffe, insbesondere durch Ammonium und organische Verbindungen. Mit der 2006 aufgebrachten Oberflächenabdeckung wird das Eindringen von Niederschlags-

wasser in den Deponiekörper verhindert und die Deponiesickerwasserbildung mit der Nachlieferung von gelösten Schadstoffen in den Grundwasserleiter begrenzt. Der existierende, deponiebürige Grundwasserschaden mit der Gefährdung umliegender Schutzgüter bleibt von dieser Maßnahme unberührt. Als aktive Maßnahme der Gefahrenabwehr wird deshalb seit 2003 eine aus drei Brunnen bestehende Vertikaldrainage betrieben, die das verunreinigte Grundwasser aus dem Schadensbereich hebt und zur Aufbereitung in die städtische Kläranlage leitet.

C3.2.2 Geologie, Hydrogeologie

Das Untersuchungsgebiet liegt im Randbereich des Fränkisch-Oberpfälzer Bruchschollenlands in der so genannten Weidner Bucht, die im Osten an das Grundgebirge, dem Oberpfälzer Wald anschließt. Die Deponie selbst liegt im Ausstrichbereich der Schichten des Muschelkalkes, die lokal von quartären Lockersedimenten überlagert werden. Die Lockergesteine waren Gegenstand des Sand- und Kiesabbaus, in dessen Hohlformen die Deponie eingerichtet wurde. Südlich der Deponie streichen Schichten des Buntsandsteins aus (vgl. Abb. C3-1). Bei den vorgefundenen Gesteinsformationen im Untersuchungsgebiet handelt es sich um Arkosen (Feldspat-Sandsteine), die von unregelmäßigen Ton- und Schluffsteinhorizonten durchzogen werden, nahezu kalkfrei sind und Korngrößen im Spektrum von Mittelsand bis Feinkies aufweisen. Die geohydraulischen Kennwerte werden durch die Anzahl und die Öffnungsweiten der Klüfte geprägt, zusätzlich ist vor allem im mittleren Buntsandstein mit einer Wasserführung im Porenraum der überwiegend grobklastischen Sedimente zu rechnen. Aufgrund der bindigen Zwischenschichten bewirken auch im Muschelkalk die Klüfte die größten Wasserwegsamkeiten.

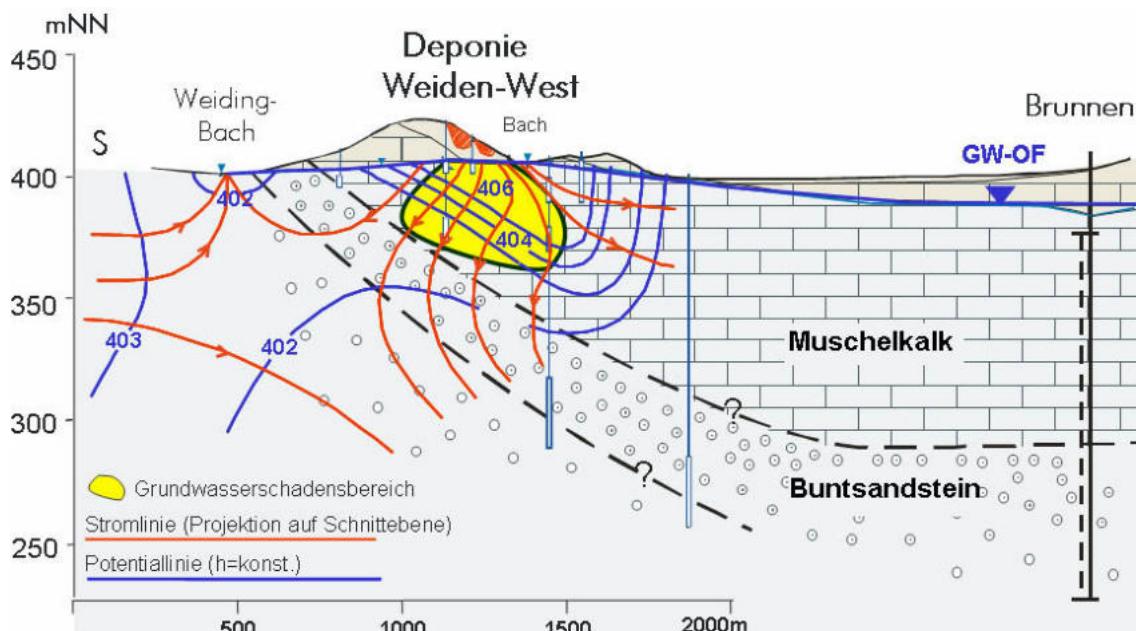


Abb. C3-1: Hydrogeologische Verhältnisse im Liegenden der Deponie Weiden-West

Die Durchlässigkeit im Muschelkalk sind dabei geringer anzusetzen als im Buntsandstein, da Verschmierungen der Klüfte wahrscheinlich sind. Von besonderer hydrogeologischer Relevanz sind entfestigte Bereiche im Muschelkalk, die kaum noch eine Sandsteinstruktur erkennen lassen. In diesen Bereichen zerfällt der Sandstein zu Sand, was zu hohen Durchlässigkeit und damit zu besonderen Wasserwegsamkeiten führen kann. Die hangenden quartären Lockergesteine werden im Allgemeinen von kiesigen bzw. schluffigen Sanden gebildet, die Mächtigkeiten von bis zu 7 m aufweisen. Hierbei handelt es sich im Wesentlichen um fluviatile Ablagerungen und Hangschuttdecken. Aufgrund des hohen bindigen Anteils der Sande ist die vertikale Durchlässigkeit eingeschränkt.

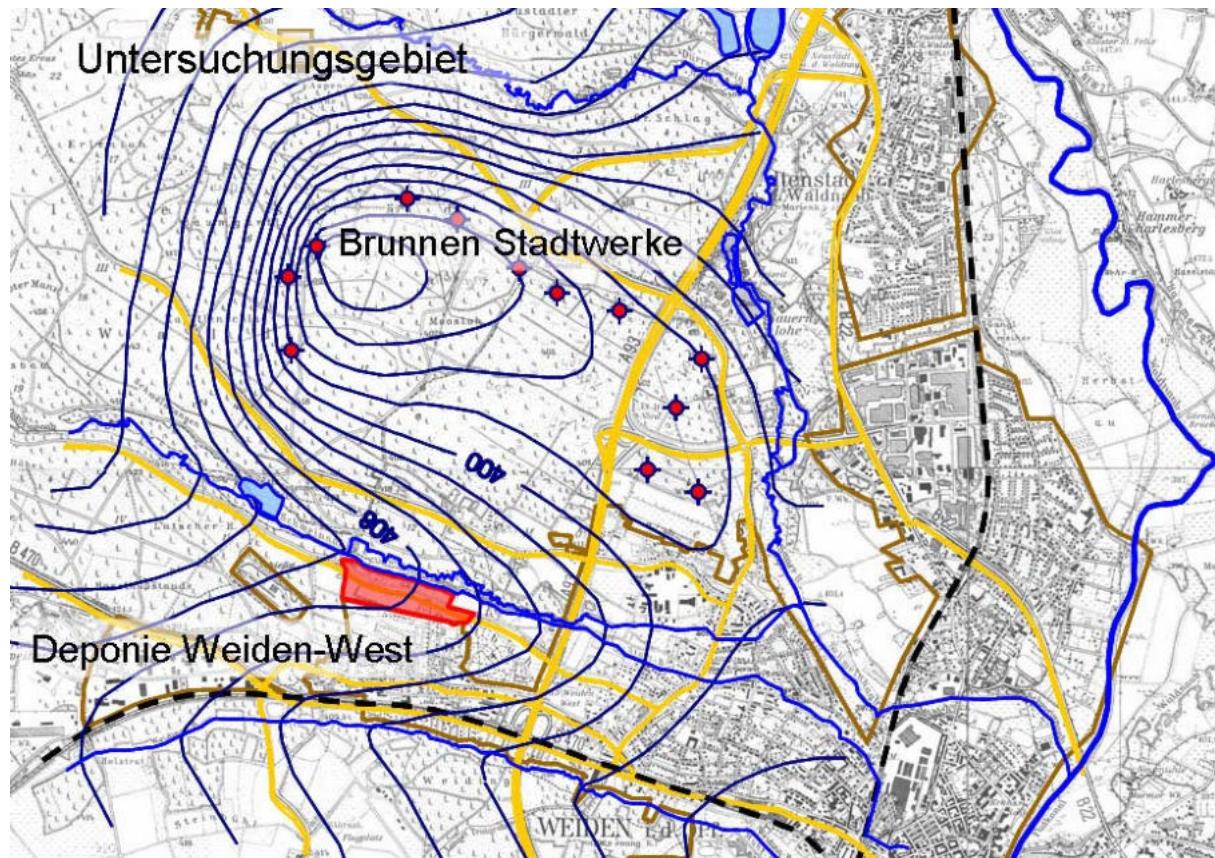


Abb. C3-2: Hydroisohypsen der Grundwasseroberfläche im Umfeld der Deponie Weiden-West

C3.3 Schadensidentifikation und Gefahrenanalyse

Das Grundwasser des Untersuchungsgebiets wird primär für die Trinkwasserversorgung der Stadt Weiden genutzt. Die Gesamtförderleistung der von den Stadtwerken Weiden betriebenen Grundwasserfassungsanlage lag in den letzten Jahren bei etwa 3 Mio. m³/a Wasser (Stadtwerke Weiden (2007b)). Eine adäquate alternative Trinkwasserversorgung existiert nicht. Dem Schutz der Ressource Grundwasser muss demzufolge eine hohe Priorität gewährt werden. Die Grundwasserfassungsbrunnen der Stadtwerke Weiden sind 100 m bis 260 m tief und nahezu vollständig verfiltert. Sie durchdringen das quartäre und pleistozäne Lockergestein sowie die Sandsteinformationen von Keuper und Muschelkalk. Die Brunnen enden im oberen bzw. mittleren Buntsandstein. Das Wasser wird vorwiegend aus

den Bereichen mit höheren hydraulischen Durchlässigkeiten gewonnen, die insbesondere dem mittleren Buntsandstein zugeordnet werden.

Die Grundwasserströmungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet werden durch die Grundwasserentnahme der Stadtwerke maßgeblich geprägt. Die **Abb. C3-2** zeigt die Hydroisohypsen der Grundwasseroberfläche mit der Depression im Bereich der Grundwasserfassung. Die Deponie selbst liegt am Rande des Einzugsgebiets der Brunnen über einer Wasserscheide, so dass das Grundwasser unter der Deponie signifikante hydraulische Vertikalgradienten aufweist. Die in **Abb. C3-1** dargestellten Isohypsen im Vertikalschnitt und den auf die Schnittebene projizierten Strompfade verdeutlichen hierzu die Ausbreitung der deponiebürtigen Stoffe im dreidimensionalen Raum.

Durch die fehlende Basisabdichtung der Deponie gelangten im Verlaufe der vorangegangenen Jahrzehnte etwa 1 bis 2 Mio. m³ belastetes Deponiesickerwasser in das Grundwasser und bewirkten den deponiebürtigen Grundwasserschaden (siehe **Abb. C3-1**). Die nachteiligen Veränderungen des Grundwassers im Schadensbereich werden durch die Emissionsüberwachung erfasst, die aus Brunnen, Grundwassermessstellen (GWM) und Multilevelmessstellen (ML) besteht. Die **Tab. C3-1** enthält dazu Leitparameter aus dem Schadensbereich. Die verschiedenen Systeme der Überwachung bewirken dabei eine unterschiedliche räumliche Integration der Beschaffenheit im Untergrund. Dabei nimmt die Integration vom Brunnen über die Grundwassermessstellen (Filterlänge 10 m) zur Multilevelmessstelle (Filterlänge 1 m) ab.

Tab. C3-1: Leitparameter für das Grundwasser aus dem Schadensbereich im Vergleich mit dem Hintergrundwert (84. Perzentil)

Messstelle	VD2	P3	P3-RII	IR1-21.4	Hintergrund-
	Brunnen	GWM	GWM	ML	werte
LF	[µS/cm]	2200	3050	2950	4430
pH	[‐]	6,43	6,78	6,53	6,55
TOC	[mg/l]	170	25	88	1150
NH ₄ ⁺ -N	[mg/l]	1	46,4	11	1,7
NO ₃ ⁻	[mg/l]	12,4	<0,5	<0,5	<2,0
SO ₄ ²⁻	[mg/l]	145	23,1	29,5	83,5

(b)...Medianwert

Die Güteüberwachung des Grundwassers im Schadens- und Abstrombereich zeigt keine signifikanten Trends abnehmender Schadstoffkonzentrationen, die eine Gefährdung der umliegenden Schutzgüter ausschließen würde. Vielmehr ist davon auszugehen, dass die deponiebürtigen Stoffe aus dem Schadensbereich vor allem in tiefere Bereiche des Grundwasserleiters abtauchen und der Grundwasserfassungsanlage zugehen. Die Ausbreitungs-pfade wurden dabei durch die Grundwasserüberwachung und eine dreidimensionale Grundwasserströmungsmodellierung belegt.

Zur Verhinderung der weiteren Ausbreitung des Grundwasserschadens und zur Sicherung der Trinkwasserversorgung der Stadt Weiden aus der Grundwasserfassungsanlage wurde

als Maßnahme der Gefahrenabwehr 2003 die Vertikaldrainage in Betrieb genommen. Diese wird mit einer Leistung von etwa 50.000 m³/a betrieben. Die Entnahme von Wasser aus dem Schadensbereich ist damit etwas höher, als die derzeit dem Grundwasser zugehende Deponiesickerwassermenge, so dass sich eine weitere Vergrößerung des Schadens verhindern ließ. Einen signifikanten Beitrag zur Schadensminderung liefert die Drainage aber derzeit nicht. Erst mit dem Wirksamwerden der 2006 fertig gestellten Oberflächenabdeckung kann die Grundwasserentnahme aus dem Schadensbereich eine Reduzierung des Stoffinventars im Schadensbereich bewirken, weil erst dann die stetige Nachlieferung von Deponiesickerwasser verminder wird.

Die Sanierungsnotwendigkeit des Grundwasserschadens wurde aus den im § 33a Abs. 1 des WHG formulierten Bewirtschaftungszielen abgeleitet, die den Erhalt des guten chemischen Zustands im Abstrom des deponiebürtigen Grundwasserschadens und deren Erreichung im Schadensbereich fordert. Die für die Bewertung erforderlichen Sanierungszielwerte lassen sich aus der Überwachung des anthropogen unbeeinflussten Grundwassers im Anstrom der Deponie ableiten. Von Kerndorff u. a. (2006) wird hierzu die Ermittlung statistisch begründeter Hintergrundwerte beschrieben. Mit dieser Vorgehensweise lassen sich aus dem 84. Perzentil der Grundwassergütedaten des Anstroms die in **Tab. C3-1** aufgeführten Werte ableiten, die als orientierende Zielwerte der Schadens- und Gefahrenminderung dienen.

Die behördliche Festlegung der Sanierungszielwerte für den Grundwasserschadensbereich steht derzeit noch aus, mit denen die Beendigung des Betriebs der Vertikaldrainage veranlasst und die Stadt Weiden aus der Deponienachsorge entlassen werden könnte.

C3.4 Identifikation der NA und ENA Prozesse und Quantifizierung deren Wirkungen

C3.4.1 ENA Konzeption

Für die Beseitigung des Schadens mit pump-and-treat (derzeit von der Stadt Weiden betriebene Vertikaldrainage) muss mit der Entnahme von mehr als der geschätzten infiltrierten Deponiesickerwassermenge gerechnet werden, da durch Sorption (Schadstoffe am Feststoff) und Vermischung (hydrodynamische Dispersion) ein einfacher Austausch des Porenvolumens nicht ausreicht. Gleichzeitig wird die Effizienz des Verfahrens mit der Zeit durch abnehmende Stoffkonzentrationen im Fördermedium sinken, die im Untergrund verbliebenen Restschadstoffe werden aber noch eine signifikante Größenordnung aufweisen. Es war deshalb zu prüfen, inwieweit unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher und stimulierter Schadstoffminderungsprozesse der gute chemische Zustand für den Schadensbereich effektiver erreicht werden kann.

Hierzu galt es im Rahmen des vom BMBF geförderten und von der Stadt Weiden i.d.OPf. als Standorteigner und Sanierungspflichtiger cofinanzierten FuE -Projektes des DGFZ e.V. zur Deponie Weiden-West die Wirkungen des Eintrags von Luft und Sauerstoff in den Grundwasserschadensbereich zu untersuchen. Im Schadensbereich des Festgestein-grundwasserleiters ist es dabei das Ziel, die natürlichen, mikrobiologisch oxidativen Transformationsprozesse zu stimulieren und die Schadstoffminderung zu beschleunigen. Insgesamt soll somit gezeigt werden, ob mit diesem Ansatz der Grundwasserschaden und die davon ausgehenden Gefahren signifikant reduziert werden können. Die verbleibenden

Restschadstoffe sollen letztendlich auf der weiteren Untergrundpassage den natürlichen anaeroben Selbstanreinigungsprozessen überlassen werden (vgl. Abb. C3-3).

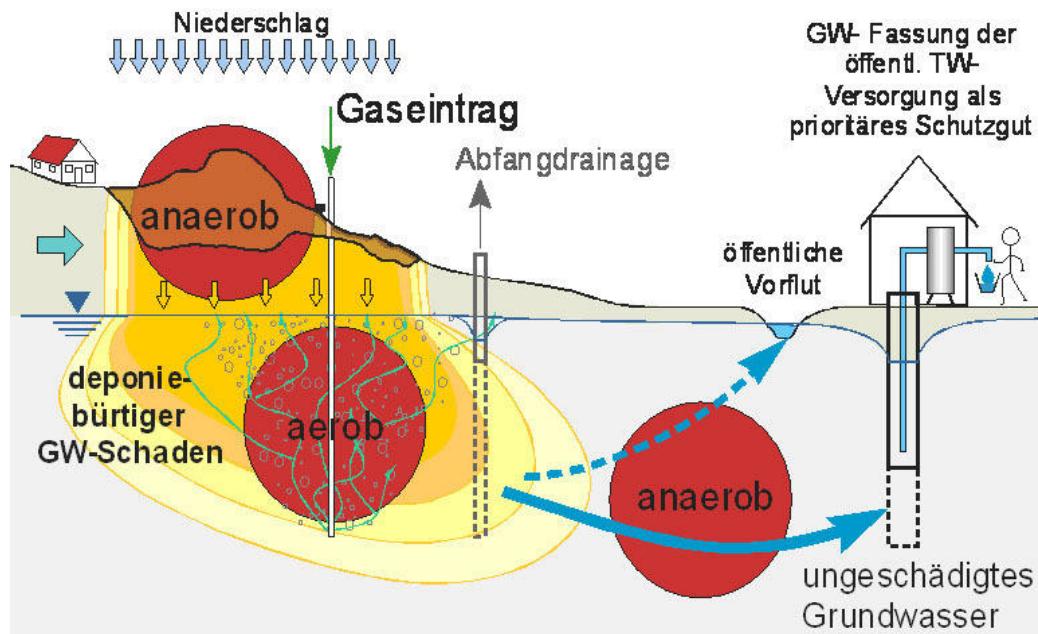


Abb. C3-3: ENA - Konzeption am Standort der Deponie Weiden-West

C3.4.2 Laborative Prozessuntersuchung, Prozessuntersuchung für den Grundwasserschadensbereich

In laborativen Voruntersuchungen waren zunächst die natürlichen Stofftransformationsprozesse im Schadensbereich zu untersuchen und geeignete Möglichkeiten der Prozessstimulation zu entwickeln. Hierzu wurden Batch- und Säulenversuche angesetzt, die der Parameter- und Prozessidentifikation dienten. Mit Standortmaterial (Grundwasser und Feststoff) aus dem Schadensbereich und der autochthonen Mikrobiotzenose wurden in Batchversuchen vergleichend das natürliche, geschädigte System und ein mit O₂ und Luft stimuliertes System untersucht.

Die das natürliche, geschädigte System widerspiegelnden, anaeroben Versuchsansätze dienten der Abbildung von den derzeit im Schadensbereich ablaufenden Rückhalte- und Abbauprozessen. Insbesondere war der anaerobe Abbau des TOCs nachzuweisen. In einem Vorversuch konnte nach einer lag-Phase von 60 Tagen eine Sulfatreduktion festgestellt werden.

Um eine Limitation des Elektronenakzeptors (Sulfat) zu vermeiden wurde der Versuchsansatz mit frischem Grundwasser aus dem Schadensbereich unter Zugabe von Natriumdithionit (Na₂S₂O₄) und Calciumsulfat (CaSO₄) erneut angesetzt und der Konzentrationsrückgang aufgenommen (vgl. Abb. C3-4, a).

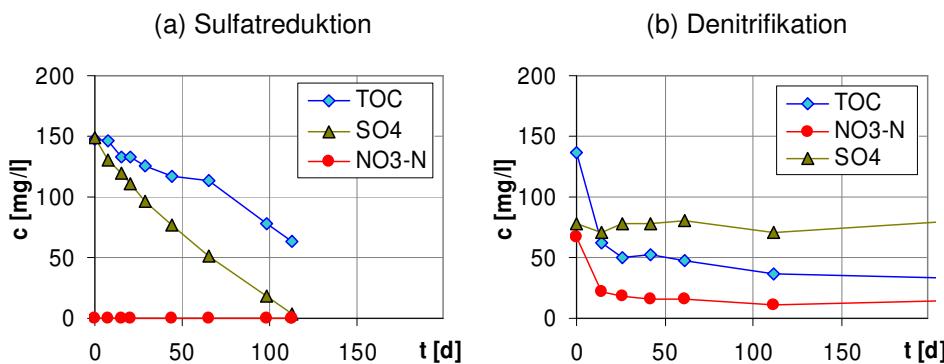


Abb. C3-4: Ergebnisse von Batchversuchen zur Sulfatreduktion und Denitrifikation unter Nutzung des deponiebürtigen TOCs

Der überstöchiometrische TOC-Verbrauch in diesem Versuch indiziert dabei weitere, parallel ablaufende, anaerobe Transformationsprozesse, wie die methanogene Atmung. Die Denitrifikation spielt im Schadensbereich eine untergeordnete Rolle, da der Stickstoff im Schadensbereich überwiegend in reduzierter Form als Ammonium vorliegt. Jedoch sollte mit der Aufstockung von Nitrat das Potential der Denitrifikation aufgezeigt werden. Die Abb. C3-4, b) zeigt hierzu die Reduktion des Nitrats und des deponiebürtigen TOCs. Die fehlende lag-Phase und der hohe Stoffumsatz indiziert eine etablierte Mikrobiözönose, die den deponiebürtigen TOC zur Denitrifikation effektiv nutzen kann.

Für die Untersuchung des stimulierten aeroben TOC Abbaus wurde Grundwasser in unterschiedlichen Konzentrationsniveaus aus dem Schadensbereich genutzt. Die Abb. C3-5 reflektiert die Konzentrationsminderung des TOC in den Versuchsansätzen mit Grundwasser aus den Überwachungspunkten P3, P3-RII und IR1-21.4.

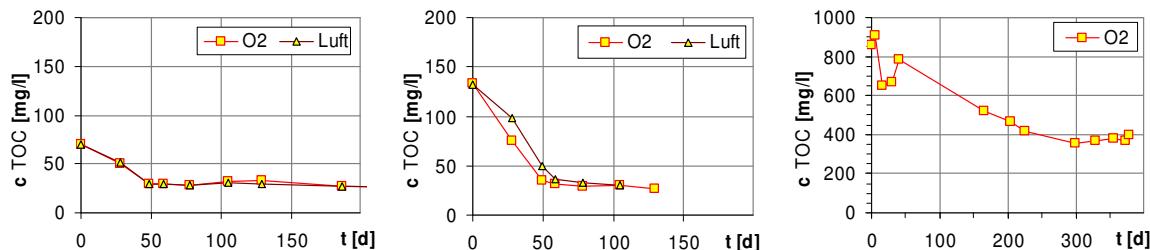


Abb. C3-5: Ergebnisse von Batchversuchen zum stimulierten aeroben TOC Abbau mit O2 und Luftzugabe

Weitestgehend unabhängig von den TOC-Ausgangskonzentrationen reduzierte sich innerhalb der ersten 40 bis 50 Tage die TOC-Konzentration auf etwa 30 mg TOC/l beim P3 Wasser bzw. 35 mg TOC/l beim P3-RII-Wasser. Eine weitere Reduktion des TOCs war beim P3 Wasser nicht zu beobachten. Beim P3-RII-Wasser findet in Bezug zur Anfangsphase eine weitere Reduktion des TOCs mit deutlich geringeren Abbauraten statt. Zu Versuchsende waren die TOC Messwerte der beiden Ansätze nahezu identisch. Beim Ansatz mit Grundwasser der Messstelle IR1-21.4 war über 300 Tage eine relativ konstante TOC-Abnahme um 500 mg/l festzustellen. Zu Versuchsende verblieb eine TOC-Konzentration von 400 mg/l.

Es wird davon ausgegangen, dass der im Ansatz P3 und P3-RII ermittelte residuale TOC nicht bioverfügbar und huminstoffähnlichen Substanzen zuzurechnen ist. Im Gegensatz dazu war im Ansatz von IR1-21.4 mit der gelchromatographischen Charakterisierung des TOCs festzustellen, dass der Rest-TOC überwiegend niedermolekulare Säuren enthält, die durchaus bioverfügbar erscheinen. Jedoch könnte hier eine negative Rückkopplung durch gebildete Metabolite Ursache für den hohen Rest-TOC in diesem Batchansatz sein.

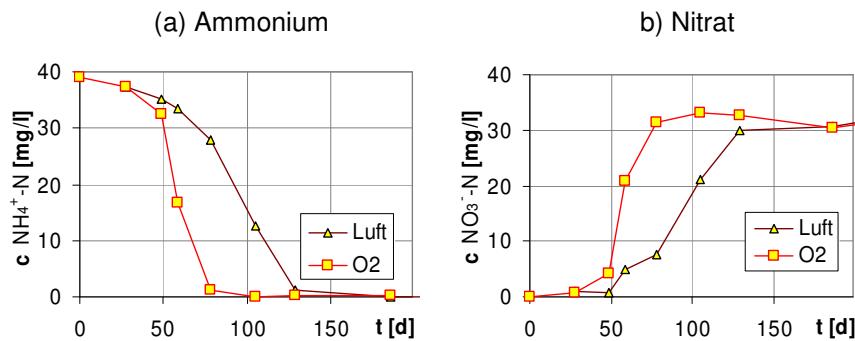


Abb. C3-6: Ergebnisse von Batchversuchen zur aeroben Stickstofftransformation mit Grundwasser P3 und Zugabe von O₂ und Luft

Das Grundwasser aus der Grundwassermessstelle P3 hat signifikante NH₄⁺-Konzentrationen, an denen anschaulich der Prozess der Nitrifikation aufgezeigt werden konnte. Mit dem Verbrauch des verfügbaren TOCs setzte nach etwa 50 Tagen die Nitrifikation ein (vgl. **Abb. C3-6**). Beim Sauerstoffansatz wurde das Ammonium nach weiteren 25 Tagen vollständig zu Nitrat umgewandelt. Beim Luftansatz waren hierfür 50 Tage mehr nötig.

Mit den Versuchen konnte nachgewiesen werden, dass die standorttypischen NH₄⁺- und TOC-Konzentrationen mit der Zugabe von Sauerstoff bzw. Luft effektiv abgebaut bzw. umgesetzt werden und somit eine stimulierte Reduktion der schadensbestimmenden Stoffe möglich ist. Die Weiterführung der Untersuchungen in Durchströmungsversuchen lieferte Informationen zum Transportverhalten und erbrachte weitere Erkenntnisse für die Wirkung des gasförmigen Eintrags von Luft und Sauerstoff in die Grundwasserzone unter der Deponie.

C3.4.3 Laborative Prozessuntersuchung, Prozessuntersuchungen für den Abstrom oxidierten Restschadstoffe

Für den anaeroben Abstrom der oxidierten Restschadstoffe waren die natürliche Transformationsprozesse zu beschreiben und deren Limitationen zu erkennen. Im Mittelpunkt der Untersuchungen stand die autotrophe und heterotrophe Denitrifikation. Es war zu klären, inwieweit im Feststoff eingelagerte Kohlenstoffverbindungen oder Pyrite als Elektronendonator verfügbar sind, die für die Denitrifikation im unbeeinflussten Bereich des Grundwasserleiters genutzt werden können.

Die Versuchsansätze wurden deshalb mit Feststoff aus unbeeinflussten Festgesteinsmaterial und oxidiertem deponiebeeinflussten Grundwasser durchgeführt. Mit der Zugabe der limitierten Elektronendonatoren (Methanol und Wasserstoff) galt es dabei das Potential der hete-

rotrophen und autotrophen Denitrifikation aufzuzeigen. Ein weiterer Ansatz ohne Zusatz von Substrat oder Elektronendonatoren sollte die natürliche Wirksamkeit der Denitrifikation aufzeigen.

In der **Abb. C3-7** wird deutlich, dass die Abbauraten zur Denitrifikation sehr unterschiedlich sind. Bei dem Versuchsansatz mit Methanol wurden etwa 80 mg/l Nitrat-N innerhalb von etwa 15 Tagen umgesetzt. Geringere Umsatzraten lassen sich bei dem Versuchsansatz mit Zusatz von Wasserstoff erkennen. Nach 50 Tagen war jedoch auch in diesem Versuchsansatz das Nitrat vollständig reduziert. Beide Versuchsansätze zeigten nahezu keine lag-Phase, so dass adaptierte Mikroorganismen in den Versuchsansätzen verfügbar sein müssen. Im Gegensatz dazu zeigt der Versuchsansatz ohne Substratzusatz innerhalb der Versuchszeit keinen Trend. Trotz des nachgewiesenen, organischen Kohlenstoffgehaltes und geringer Pyritgehalte wurde keine Nitratreduktion beobachtet.

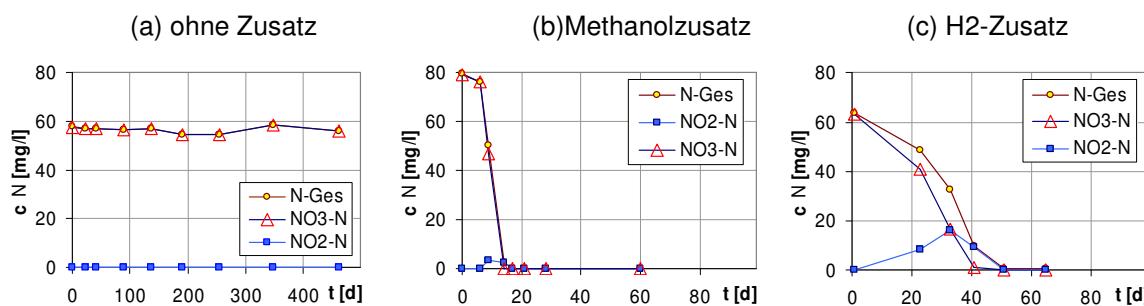


Abb. C3-7: Ergebnisse von Batchversuchen zur anaeroben Denitrifikation der oxidierten Restschadstoffe im Abstrom des GW-Schadens

C3.4.4 Feldversuch am Standort, Zielstellung und Aufbau

Mit dem gasförmigen Eintrag von Luft und Sauerstoff in den Grundwasserschadensbereich der Deponie Weiden-West war in einem Feldversuch nachzuweisen, dass sich die Konzentrationen der Parameter TOC und Ammonium (und somit auch der entsprechenden Stoffmengen) im anstehenden Festgesteingrundwasserleiter deutlich reduzieren und die vom deponiebürtigen Grundwasserschaden ausgehenden Gefahren vermindern lassen. Dabei sollte unter Standortbedingungen und im Realmaßstab der Nachweis der prinzipiellen Eignung bzw. der Wirksamkeit des Verfahrens erbracht werden. Der Feldversuch diente weiterhin der Untersetzung der laborativ ermittelten Prozessparameter für eine begründete Prognose der Wirkung der stimulierten, natürlichen Selbstreinigungsprozesse und zur Beurteilung der möglichen Kostenersparnis im Vergleich zu anderen Sanierungsverfahren.

Die Vorbereitung und Durchführung des Feldversuchs fand in enger fachlicher Diskussion und Abstimmung mit der Genehmigungsbehörde (Rechtsamt der Stadt Weiden) und den zuständigen bayrischen Fachbehörden - dem Wasserwirtschaftsamt Weiden und dem Landesamt für Umwelt - statt, so dass die für den Versuch erforderliche WRE (Beschränkte Erlaubnis nach Artikel 17 des Bayr. Wassergesetzes) erlangt werden konnte. Am Rande der Ablagerungsflächen der Deponie Weiden-West wurde die Feldversuchsanlage installiert, die mit einer zentralen Gasinjektionslanze (IL) und 6 Überwachungsmessstellen (IR ... Innenring, AR ... Außenring) ausgestattet war.

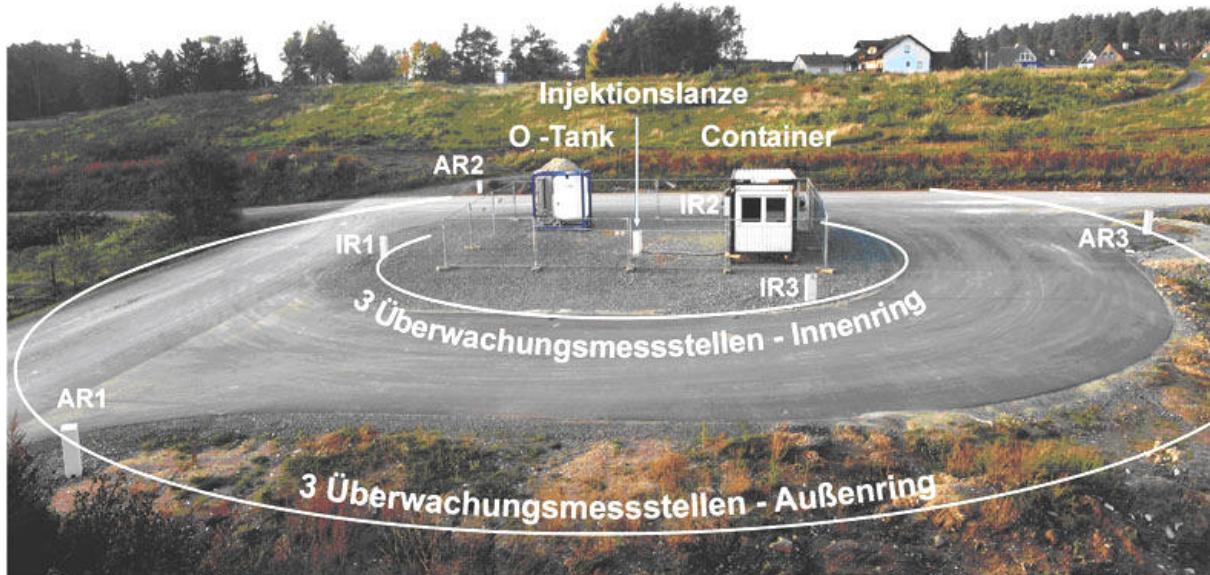


Abb. C3-8: Feldversuch am Standort der Deponie Weiden-West mit den Hauptkomponenten

Die Bohrungen zur Installation der Ausbauelemente wurden im Rotary-Spülbohrverfahren mit Seilkernen abgeteuft, um ungestörte Kernproben für die begleitenden, laborativen Untersuchungen zu gewinnen. Die errichtete Gasinjektionslanze hat bei etwa 28 m und etwa 10 m unter dem mittleren Grundwasserspiegel Gaseintragslemente, mit denen über einen Zeitraum von etwa einem Jahr ca. 12 t Sauerstoff und atmosphärische Luft in den Untergrund eingetragen wurden. Für die Abdichtung oberhalb der Eintragshorizonte kam eine Tonmehl-Zement-Suspension zur Anwendung, die nach Abschluss der Ringraumverfüllung über ein Manschettenrohr mit hohem Druck in den Ringraum und das anstehende Gebirge eingepresst wurde. Die Verpressung diente der Ausbildung von über die Bohrlochwand hinausgehenden Dichtungsschirmen, um die beim Bohrprozess angeschnittenen Kluftebenen und bevorzugten Gasaufstiegsbereiche im unmittelbaren Bohrlochumfeld zu schließen.

Neben den Eintragselementen war die Injektionslanze mit Überwachungselementen für Grundwasser und Bodenluft ausgestattet, um für die Prozessuntersuchungen während des Feldversuchs zeitnah die Wirkung des Gaseintrags dokumentieren zu können. Außerdem wird die Wirkung des Sauerstoffeintrags durch 6 Überwachungsmessstellen im näheren Umfeld der Injektionslanze erfasst. Auf einem inneren und einem äußeren Überwachungsring wurden jeweils 3 Messstellen errichtet, die mit jeweils 2 bzw. 3 GW-Überwachungsebenen (Filterlänge 1 m) und je einem Bodenluftelelement ausgestattet sind. Für die Überwachung des Grundwassers kamen Mini-Doppelventilpumpen (MDP) zum Einsatz.

C3.4.5 Feldversuch am Standort, Versuchsdurchführung

Nach den erfolgreichen Funktionstests an den Gaseintragselementen begann der kontinuierliche Gaseintrag ($t = 0$ d),

Abb. C3-9). Die Versuchsphase 1 (0 - 72 d) war durch den Sauerstoffeintrag in das untere Eintragselement (IL-36.2), beginnend mit 7 NL-O₂/min und weiterführend mit 16 NL-O₂/min, gekennzeichnet. In der Versuchsphase 2 (72 - 231 d) wurde der Sauerstoffeintrag im unteren Element auf 12 NL-O₂/min reduziert und das obere Eintragselement (IL-18.2) mit 8 NL-O₂/min dazugeschaltet, so dass insgesamt 20 NL-O₂/min (1.2 Nm³-O₂/h) kontinuierlich eingetragen wurden.

Tab. C3-2: Eingetragene Sauerstoffmengen während des Feldversuchs in den Versuchsphasen VP1 bis VP3

Versuchsphase	1		2		3		Gesamt
Versuchszeit in Tagen	0 - 73		73-230		230-384		0-237
Dauer der Versuchsphase	73 d		158 d		156 d		237 d
	Nm3	t	Nm3	t	Nm3	t	Nm3 t
IL-18.2	0	0	1700	2,4	800	1,1	2500 3,6
IL-36.2	1400	2,0	2700	3,8	1400	2,0	5500 7,8
Gesamt	1400	2,0	4400	6,2	2200	3,1	8000 11,4

Zur Aufrechterhaltung des Einflussbereichs der Injektion wurde in der Versuchsphase 3 bei gleich-bleibendem Volumenstrom die eingetragene Sauerstoffmenge durch die Mischung von Sauerstoff und Luft gesteuert. Der Stickstoffanteil der Luft fungierte dabei als Trägergas für das Oxidationsmittel (Sauerstoff). Auf diese Weise wurden in den oberen Horizont (IL-18.2) bei einem Volumenstrom von 8 NL/min (Luft + Sauerstoff) 4 NL-O₂/min Sauerstoff und in den unteren Horizont bei einem Volumenstrom von 12 NL/min (Luft + Sauerstoff) 6,5 NL-O₂/min Sauerstoff eingetragen. Nach 386 Tagen wurde der Gaseintrag beendet. Das Q-t Diagramm in

Abb. C3-9 verdeutlicht zusammenfassend den durchflussgesteuerten Eintrag in den drei Versuchsphasen.

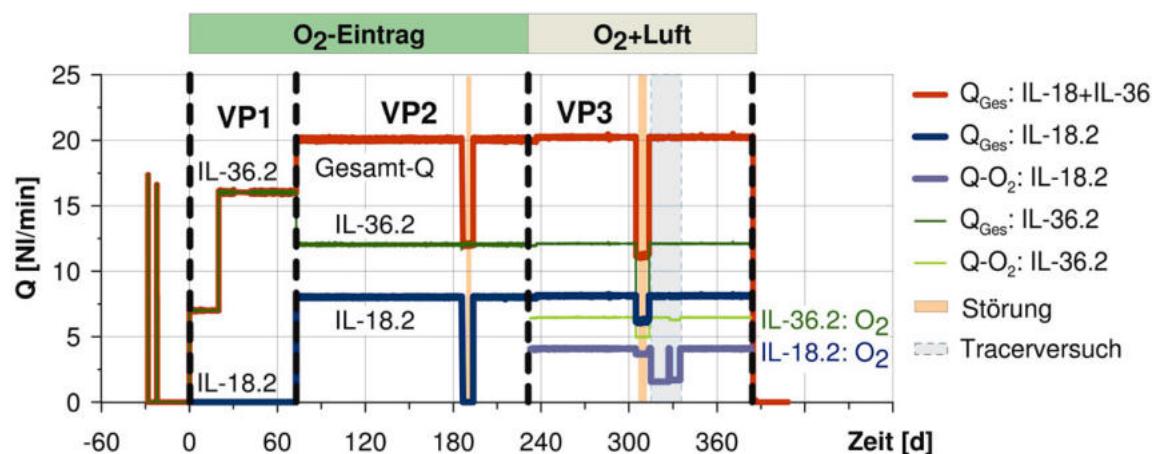


Abb. C3-9: Durchflussgesteuerter Gaseintrag in den Versuchsphasen VP1 bis VP3

Neben den Durchflüssen wurden die Gaseintragsdrücke kontinuierlich aufgezeichnet. Im Mittel lagen die Gaseintragsdrücke in der Versuchsphase VP2 und VP3 im Eintragselement IL-36.2 für den Durchfluss von 12 NL/min bei 2,45 bar und bei IL-18.2 für den Durchfluss von 8 NL/min bei 1,04 bar. Diese waren damit geringfügig größer als der am Eintragspunkt vorherrschende hydrostatische Druck, so dass sich anhand der bekannten Höhendifferenz zwischen den Eintragspunkten ein signifikant nach unten gerichteter hydraulischer Gradient schlussfolgern lässt. Mit dem Feldversuch wurden über die

- 384 Versuchstage
- insgesamt $8.000 \text{ Nm}^3 = 11,4 \text{ t Sauerstoff}$ eingetragen,
- dabei entfallen auf das untere Gaseintragselement (IL-36.2) $5.500 \text{ Nm}^3 = 7,8 \text{ t}$ und
- auf das obere Gaseintragselement (IL-18.2) $2500 \text{ Nm}^3 = 3,6 \text{ t}$.

Die **Abb. C3-2** beinhaltet hierzu zusammenfassend die eingetragenen Sauerstoffmengen der einzelnen Versuchsphasen.

C3.4.6 Feldversuch am Standort, Ergebnisse

Die **Abb. C3-10** reflektiert die Ausgangssituation mit den Analysenwerten der 0-Beprobung vor Beginn des Feldversuchs. Die Milieuparameter Redoxpotential und Sauerstoff sowie die Konzentrationen der Hauptproblemstoffe sind entsprechend ihrer Tiefe und ihrer Zuordnung (Injektionslanze, Innen- und Außenring) aufgetragen.

Anhand der **Abb. C3-10** lassen sich für das Redoxpotential im Mittel etwa 100 mV ableiten. Die Sauerstoffkonzentrationen (gelöst) lagen in dem reduzierten Grundwasserleiterbereich bei < 1,5 mg/l. Zwischen 390 und 395 mNN wurden erhebliche TOC Konzentrationen (> 500 mg/l) analysiert. Die Ammonium- Konzentrationen wiesen im Grundwasserschwankungsbereich (400 - 405 mNN) die höchsten Werte auf. Nitrat konnte bei der 0-Beprobung in keiner Messstelle nachgewiesen werden.

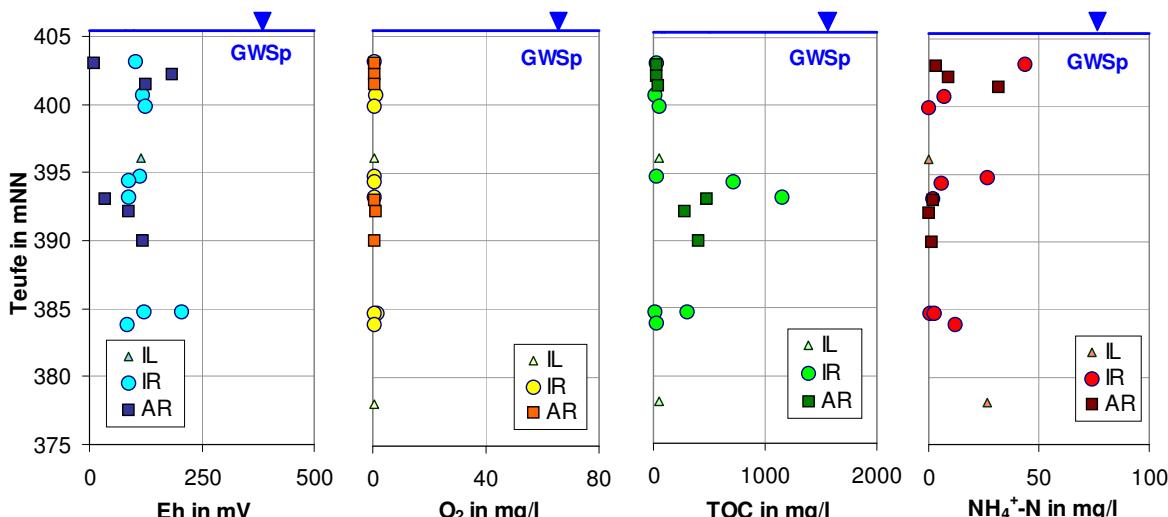


Abb. C3-10: GW-Beschaffenheit in den Überwachungspunkten des Feldversuchs vor Versuchsbeginn

Der Transport des gasförmigen Sauerstoffs erfolgte entlang vorhandener Kluftflächen und heterogen verzweigter Gaskanäle unabhängig vom hydraulischen Gradienten des Grundwassers. An einigen Überwachungsmessstellen im Innen- und Außenring wird dies an dem sprunghaften Anstieg des Redoxpotentials auf etwa 350 mV und des Sauerstoffgehaltes auf Sättigungskonzentrationen von 50 - 60 mg-O₂/l deutlich. Der Transport des gelösten Sauerstoffs mit dem Grundwasser konnte an den Messstellen IR1-29.9 und IR3-19.9 beobachtet werden.

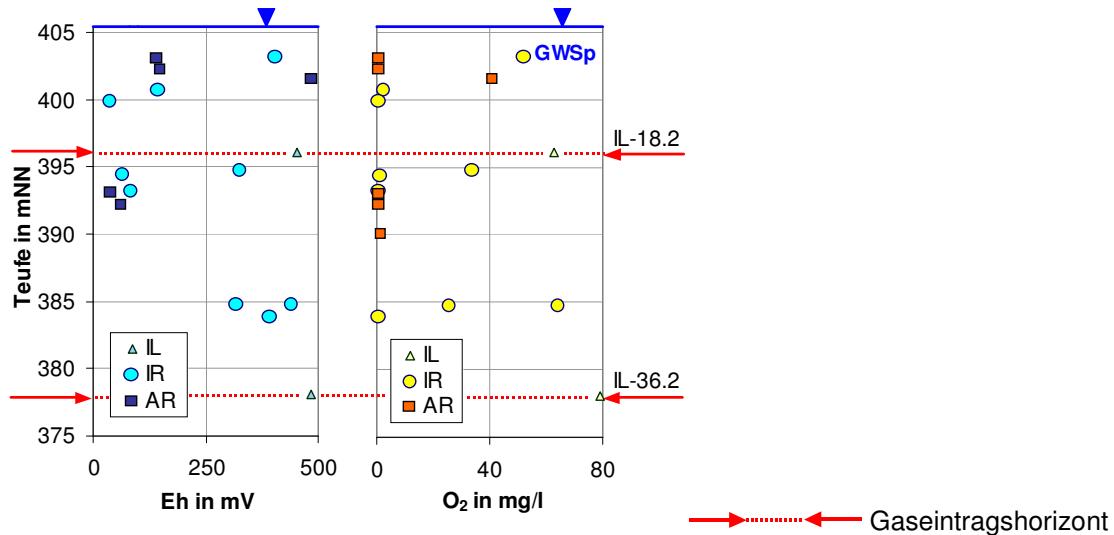


Abb. C3-11: Milieuparameter im GW~- Überwachungsraum des Feldversuchs nach 225 Versuchstagen

Die Zunahme des Redoxpotentials und der Sauerstoffkonzentration erfolgte in dieser Messstelle stetig über einen Zeitraum von mehreren Monaten. Zusammenfassend sind die nach 225 Versuchstagen gemessenen Redoxpotentiale und Sauerstoffkonzentrationen in der **Abb. C3-11** aufgetragen. Im Vergleich zur **Abb. C3-10** werden die Milieuänderungen im Grundwasser infolge des Gaseintrags deutlich. Die Reaktion aller 3 tiefen Überwachungspunkte im Innenring lässt auf eine relativ homogene Wirkung des Sauerstoffeintrags in diesem Horizont schließen, so dass die Voraussetzungen für eine räumliche Schadstoffreduktion geschaffen sind.

Die **Abb. C3-12** zeigt die Beschaffenheitsentwicklung im Überwachungspunkt IR2-30.4. Deutlich sichtbar ist der TOC Konzentrationsrückgang von 300 auf etwa 5 mg/l. Sinkende NH₄⁺- und steigende NO₃⁻-Konzentrationen indizieren die Nitrifikation. Somit konnten am Überwachungspunkt IR2-30.4 die Zielprozesse der Stimulation im Feld überzeugend nachgewiesen werden.

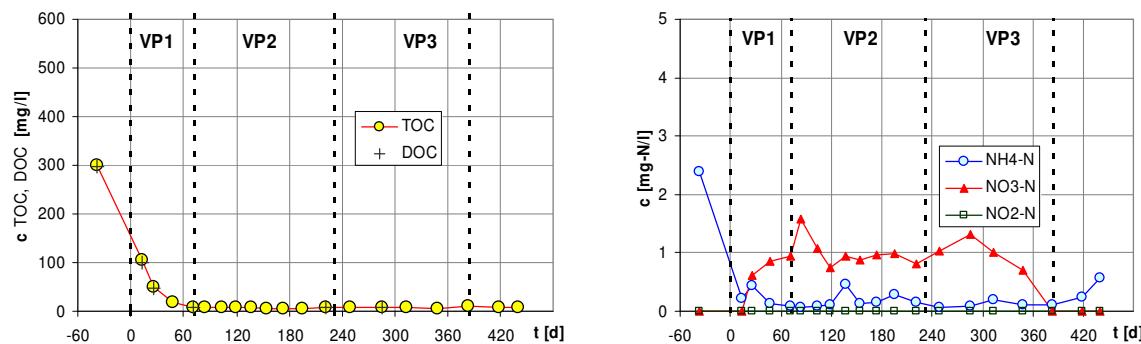


Abb. C3-12: Konzentrationsänderung von org. C und N-Verbindungen am Überwachungspunkt IR2-30.0 während des Feldversuchs

Die Nitratbildung blieb hinter dem Ammoniumrückgang zurück, was mit parallel ablaufenden Denitrifikationsprozessen zu erklären gesucht wird. Diese könnten in den nicht mit Sauerstoff versorgten Teilbereichen des in-situ-Reaktors heterotroph (unter Nutzung des noch vorhandenen deponiebürtigen TOCs) oder autotroph (unter Nutzung von Wasserstoff, der bei fermentativen Prozessen im Schadensbereich entstehen kann) ablaufen. Damit kann bereits im Schadensbereich von einer beginnenden Stickstoffelimination ausgegangen werden. Im Ergebnis des Feldversuchs konnte trotz der komplizierten geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten eine sichtbare Reduzierung von organischem Kohlenstoff und Ammonium festgestellt werden, was für den Einsatz dieses innovativen, kosten-günstigen Verfahrens spricht. Aufgrund der nachlassenden Effizienz der derzeit betriebenen Drainage wurde empfohlen, den Einsatz des Sauerstoffeintrags am Standort weiter zu verfolgen.

C3.5 Beitrag von NA und ENA zum Erreichen der Schadens- und Gefahrenminderung

Das FuE -Projekt leistet mit den durchgeföhrten Untersuchungen einen wesentlichen Beitrag zum Nachweis der Wirksamkeit von natürlichen und stimulierten Schadstoffminderungsprozessen beim Umgang mit deponiebürtigen Grundwasserschäden. Mit dem Eintrag von Luft und Sauerstoff konnte im Labor und im Feld gezeigt werden, dass sich die Konzentrationen der Hauptproblemstoffe (Ammonium und deponiebürtiger organischer Kohlenstoff) deutlich vermindern lassen. Mit den Untersuchungen im Labor - und im Feldmaßstab konnte die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die in Deutschland zahlreich existierenden, deponiebürtigen Grundwasserschäden gesichert werden. Das Projekt zeigt somit insgesamt beispielhaft die Vorgehensweise zum Umgang mit deponiebürtigen Grundwasserschäden, unter Beachtung von natürlichen und stimulierten Schadstoffminderungsprozessen.

Für den Standort Weiden sind damit die grundlegenden fachlichen Voraussetzungen für eine mögliche Umsetzung der Gasinjektionsanlage im gesamten Schadensbereich geschaffen. Es ist davon auszugehen, dass mit dem Eintrag von Sauerstoff und Luft der gute chemische Zustand als Zielgröße der Schadens - und Gefahrenminderung in einem überschaubaren

Zeitraum (z.B. etwa 10 Jahren) erreicht werden kann. Wesentliches Einflusskriterium auf die Dauer der ENA -Maßnahme wird die Anzahl der Eintragspunkte im Schadensbereich haben. Da bereits heute die Effizienz des pump-and-treat Verfahrens (derzeit betriebene Vertikaldrainage) nachlässt, gleichzeitig die im Schadensbereich ermittelten Stoffkonzentrationen erheblich sind, sollte die Gasinjektion in den Grundwasserschaden weiter verfolgt werden.

C4 Projekt 4.3, Deponie "Monte Scherbelino", Frankfurt Main

Autoren: Heiko Gerdes, Markus Kämpf, Marion Kapp, Annette Spinola

- Brandt Gerdes Sitzmann Umweltplanung GmbH
- Herr Dr.-Ing. H. Gerdes, Herr Dr.-Ing. M. Kämpf, Frau Dipl.-Ing. M. Kapp, Frau Dipl.-Geoök. A. Spinola
- Darmstadt
- www.bgsumwelt.de

Co-Autoren: Traugott Scheytt, Andreas Fach

- Technische Universität Berlin
- Herr Dr. T. Scheytt, Herr Dr. A. Fach
- Berlin
- www.hydrogeologie.tu-berlin.de

C4.1 Hinweise zum KORA- Projekt 4.3

- Projektleiter:
 - Herr Dr.-Ing. H. Gerdes (BGS Umweltplanung GmbH, Darmstadt)
 - Herr Dr. T. Scheytt (TU Berlin)
- KORA- Projekttitel: "Modellgestützte Analyse und Bereitstellung eines numerischen Prognoseinstrumentariums der Selbstreinigungsprozesse deponiebürtiger Schadstoffe im Grundwasser" (Deponie Monte Scherbelino) sowie „Auswirkungen offener Grundwasserflächen auf den natürlichen Abbau und Rückhalt von Schadstoffen im Grundwasser bzw. Belüftung als ENA-Maßnahme (Enhanced Natural Attenuation) bei deponiebürtigen Stoffen“
- Verweis auf den Abschlussbericht zum Vorhaben:
 - Der vollständige FuE- Bericht des KORA Projekts 4.3 ist als CD- Anhang (Teil F5 "Verzeichnis der Daten- CD") Bestandteil des TV4- Leitfadens.
 - BGS UMWELT & TU Berlin /Gerdes, H., Scheytt, T., Fach, A., Kämpf, M., Kapp, M. , Spinola, A. (Darmstadt/Berlin, 2008): Forschungsbericht zum KORA-Projekt 4.3: "Modellgestützte Analyse und Bereitstellung eines numerischen Prognoseinstrumentariums der Selbstreinigungsprozesse deponiebürtiger Schadstoffe im Grundwasser", Förderkennzeichen 0330503 sowie 0330504

C4.2 Standortsituation

Die Altablagerung „Monte Scherbelino“ liegt südöstlich des Frankfurter Stadtgebietes im Frankfurter Stadtwald. Sie nahm von 1925 bis zu ihrer Schließung 1968 den größten Teil des in Frankfurt a.M. anfallenden Haus- und Industriemülls sowie Bauschutt auf. Die Abfallhalde wurde 1972 abgedeckt und rekultiviert. Die gesamte Ablagerung wurde 1995 mit einer Dichtwand umschlossen, um die Schadstoffquelle zu sichern. Im Mai 2003 wurde mit der hydraulischen Sanierung des Grundwasserschadens begonnen.

Dieser Standort wurde im Rahmen des Förderschwerpunktes „KORA“ mit dem Forschungsvorhaben „Modellgestützte Analyse und Bereitstellung eines numerischen Prognoseinstrumentariums der Selbstreinigungsprozesse deponiebüriger Schadstoffe im Grundwasser – Monte Scherbelino“ intensiv untersucht. Kennzeichnend für den Standort ist, dass hier schon in den 1960er Jahren durch das Hessische Landesamt für Bodenforschung (Golwer, 1976) mit systematischen Untersuchungen zum Emissionsverhalten der Deponie begonnen wurde und seit Ende 1967 durchgängige Zeitreihen zur Grundwasserbelastung durch deponiebürige Stoffe an einzelnen Grundwassermessstellen im Abstrom vorliegen. Mit der Dichtwandumschließung der Deponie im Jahr 1995 liegt darüber hinaus ein markanter Beobachtungszeitpunkt vor, ab dem die Auswirkungen der geotechnischen Sicherung und Herdisolierung im Monitoring erfasst sind. Zielsetzung dieses Projektes ist die modellgestützte Analyse der Entwicklung des deponiebürigen Grundwasserschadens unter besonderer Beachtung und Quantifizierung des natürlichen Rückhalts und Abbaus. Das allgemein verfügbare Instrumentarium der Grundwassermodellierung sollte anhand der vorliegenden langjährigen Daten systematisch getestet und auf Prognosefähigkeit geprüft werden. Darauf aufbauend sollen verallgemeinernde und auf andere Standorte übertragbare Ansätze zur Prognose der Schadensentwicklung formuliert werden.

Eine Sonderrolle beim Abbau und Rückhalt kommt dem unmittelbar an die Deponie angrenzenden Scherbelinoweiher zu, der das abstromige Grundwasser offen legt. Er besitzt eine Zonierung mit oberflächennah sauerstoffhaltigem Wasser und sauerstofffreien Verhältnissen im tieferen Bereich. Im Rahmen des Forschungsvorhabens werden die Auswirkungen des natürlichen (NA) und des durch Sauerstoffeintrag stimulierten Rückhalte- und Abbauvermögens (ENA) des Scherbelinoweihers für das Grundwasser bewertet. Das Langzeitverhalten der Schadstofffahne und der für die allgemeine Sanierungspraxis wichtige Fall dieser vergleichsweise einfachen technischen Maßnahmen (Belüftung mit Luftsauerstoff) wird untersucht.

C4.3 Vorgehensweise zur Schadensfeststellung und Gefahrenanalyse

C4.3.1 Standortspezifische Untersuchungen

Der „Monte Scherbelino“ wird an drei Seiten von ausgedehnten Straßenflächen und im weiteren Umfeld von den Siedlungsflächen Neu-Isenburg im Süden, Gravenbruch im Südosten, Offenbach im Nordosten und Frankfurt im Nordwesten umgeben (siehe **Abb. C4-1**). Die Deponie liegt sowohl im beantragten Wasserschutzgebiet der Zone IIIb als auch im Einzugsgebiet des WW Oberforsthaus der Hessenwasser GmbH & Co. KG, das der Trinkwasserversorgung der Stadt Frankfurt dient. Die Entfernung zu der nordost-südwest verlaufenden Brunnenreihe beträgt rund 5,2 km.

Der „Monte Scherbelino“ liegt am Nordrand einer flachen Geländesenke, der Neu-Isenburger Quersenke, einem Ost-West verlaufendem alten Flussbett des Mains aus dem Pliozän und Altpleistozän. Entwässert wird das Gebiet von zwei Gräben, dem am südwestlichen Deponierand beginnenden Hegwaldgraben und einem weiter nördlich an der Grastränke beginnenden Graben. Beide sind im Oberlauf nicht ständig wasserführend und werden ausschließlich durch Grundwasser und direkt auf die Teichfläche fallenden Niederschlag gespeist (siehe **Abb. C4-1**). Direkt am westlichen Deponierand liegt der Scherbelinoweiher bzw. Haldenweiher, der Ende der 1960er Jahre als Löschteich für die Bekämpfung immer

wieder entstehender Brände des Abfallkörpers eingerichtet wurde und das Grundwasser offenlegt.

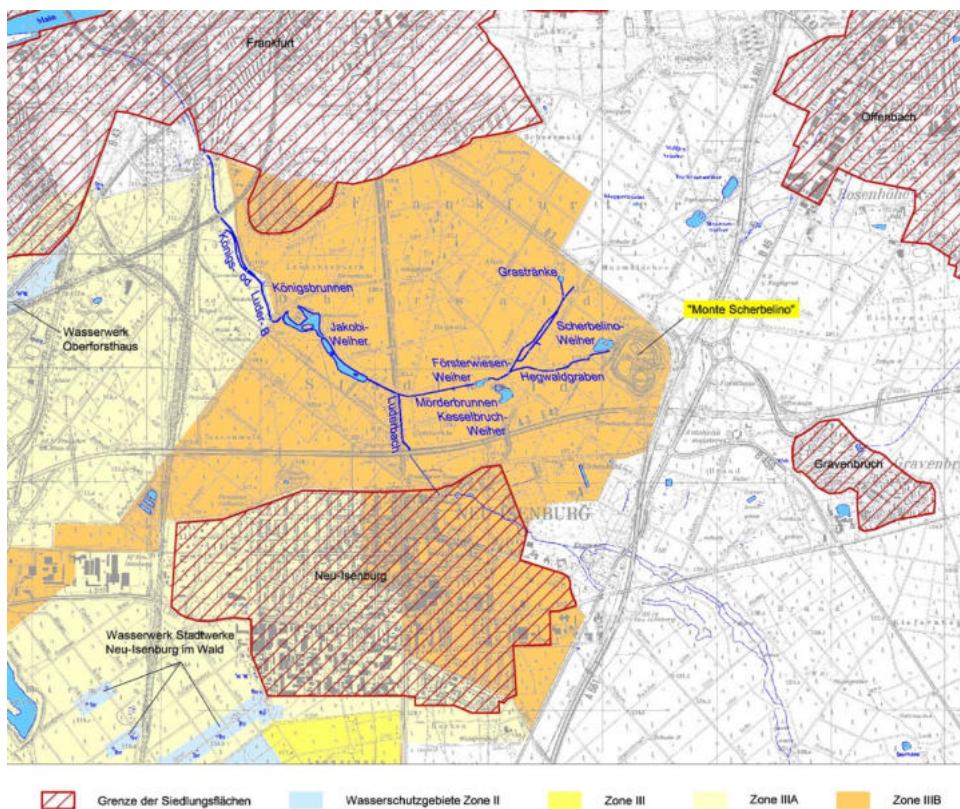


Abb. C4-1: Lage und Umgebung der Deponie „Monte Scherbelino“

Fast 100 Aufschlussbohrungen im Untersuchungsgebiet, von denen mehr als die Hälfte bis in die tertiären Schichten hineinreichen, ergeben ein detailliertes Bild des Untergrundes. Der Grundwasserleiter ist aus grobkörnigen quartären Sanden und sandigen Kiesen aufgebaut, in die einzelne, einige Dezimeter mächtige tonig-schluffige Linsen eingelagert sind. Diese Flussablagerungen werden von einer wenige Zentimeter bis zu 1 m mächtigen Flugsandschicht überdeckt. Die Aquiferbasis bildet ein gering durchlässiger, tertiärer Cyrenenmergel, der ein starkes, durch Erosion entstandenes Relief mit Rinnen und Mulden aufweist. Vereinzelt treten an der Basis Kiesbänke mit hohem Sandanteil des pleistozänen Mains auf, die Ost-West in der ehemaligen Fließrichtung orientiert sind. Im Liegenden der Cyrenenmergel folgt der Rupelton, eine schluffige Tonfolge aus dem Rupelium und Oligozän.

Der Grundwasserleiter am „Monte Scherbelino“ ist mit einer maximalen Mächtigkeit von rund 12 m östlich der Deponie sehr flach. Nach Nordwesten hin keilt er aus, so dass ca. 1 km westlich der Deponie die tertiären Schichten bis an die Geländeoberkante treten. Dort stehen unter geringmächtigen Flugsanden die Cerithienschichten, tonig-schluffige Schichten des Miozän mit Kalksteinzwischenlagen, an.

Aufgrund der benachbarten Autobahnen und Brückenbauwerke spielt die Straßenentwässerung für den Standort eine wichtige Rolle, da die winterliche Salzstreuung eindeutige Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit hat. Die Ableitungen und

Versickerungsanlagen der Straßenentwässerung wurden im Rahmen der Bestandsaufnahme erhoben.

C4.3.2 Grundwasserströmungsverhältnisse

Zur Analyse der Grundwasserströmung wurde ein echt dreidimensionales Grundwassерmodell aufgebaut, das ein gutes Abbild der hydrogeologischen Struktur, der Grundwasserströmung sowie der Wechselwirkungen zwischen Vorfluter und Grundwasserleiter ermöglicht. Die Modellrechnungen erfolgten mit der Finite-Elemente Software SPRING (Simulation of Processes in Groundwater) der delta h Ingenieurgesellschaft mbh in Bochum.

Auf Grundlage der hydraulischen und hydrologischen Situation wurden die Modellgrenzen, wie in **Abb. C4-2:** dargestellt, festgelegt. Das GrundwassermodeLL erstreckt sich über eine Fläche von knapp 5 km². Den Modellrand bildet im Westen der Luderbach (Leakagerandbedingung) und im Osten eine zeitlich variable Potentiallinie. Der südliche Modellrand wird weitgehend als Stromlinie und im Bereich der Grundwasserscheide als Randzustrom modelliert. Im Norden bildet eine Stromlinie den Modellrand, der im Nordwesten etwas begradigt entlang der geologischen Grenze zu den tertiären Cerithienschichten verläuft, die hier den Porengrundwasserleiter begrenzen.

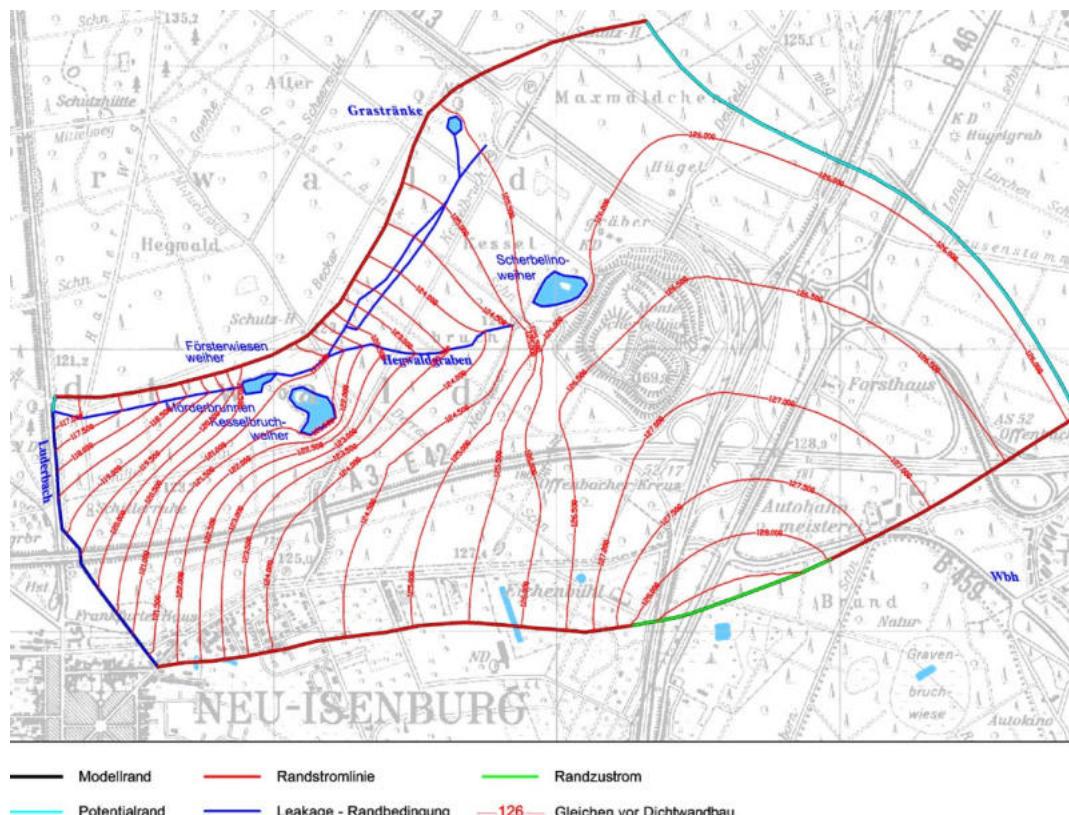


Abb. C4-2: Modellrandbedingungen und stationär berechnete Grundwassergleichen

Die Modellkalibrierung erfolgte instationär für den Zeitraum von 1968-2002 anhand der gemessenen Grundwasserstandsganglinien. Hierbei ist grundwasserhydraulisch zwischen dem Zeitraum vor Dichtwandbau (1968-1994) und dem Zeitraum nach Dichtwandbau (1995-2002) zu unterscheiden, da die Dichtwand die Grundwasserströmung erheblich beeinflusst. Weiterhin wurden für die instationäre Modellkalibrierung die Daten zum Chemismus herangezogen.

Die Grundwasserfließrichtung im Bereich des „Monte Scherbelino“ ist auf den westlich gelegenen Main als Hauptvorfluter hin gerichtet. Von der Deponie strömt das Grundwasser nach Westen hin ab (siehe **Abb. C4-2**). Östlich des „Monte Scherbelino“ befindet sich eine Grundwasserscheide. Die Auswertung der Grundwasserstandsmessungen verschiedener Stichtage zeigt, dass die Lage der Grundwasserscheide in Abhängigkeit der klimatischen Bedingungen schwankt. Sie verläuft in Trockenjahren durch die Deponie und in Nassjahren östlich davon.

Prägend für die hydraulische Situation im Untersuchungsgebiet ist die Wechselwirkung zwischen Vorfluter und Grundwasserleiter. Der südlich des Haldenweihers beginnende Hegwaldgraben schneidet tief in das Grundwasser ein und entwässert auch bei mittleren und niedrigen Grundwasserständen den gesamten Grundwasserabstrom der Deponie. Die Fließgeschwindigkeiten nehmen nach Westen hin mit abnehmender Aquifermächtigkeit zu und die Gradienten werden steiler. Östlich des Haldenweihers herrschen sehr geringe Gradienten und damit kleine Fließgeschwindigkeiten vor.

Die Grundwasserstände aller Messstellen zeigen eine deutliche jahreszeitliche Periodizität mit einer Schwankungsbreite zwischen 0,5 m und 1,5 m. Von den langjährigen klimatischen Phasen im Beobachtungszeitraum 1968 - 2002 (Trockenperiode 1971-1975, Nassperiode 1981- 1983, Trockenperiode 1989-1993) bildet sich nur die Trockenperiode der 70er Jahre klar in den Grundwasserständen ab.

C4.3.3 Räumliche und zeitliche Entwicklung der Stoffausbreitung

Am „Monte Scherbelino“ wird die Migration der deponiebürtigen Stoffe im Grundwasser seit 1967 beobachtet. Bis zum Dichtwandbau 1995 hat sich die Schadstofffahne kontinuierlich ausgebreitet. Chlorid, das als konservativer Tracer das maximale Fortschreiten der Fahne markiert, war zu diesem Zeitpunkt im nordwestlichen Abstrom bis in ca. 800 m Entfernung von der Deponie in signifikant über den Hintergrundwerten liegenden Konzentrationen nachzuweisen. Im südwestlichen Abstrom ergibt sich strömungsbedingt eine deutlich kleinere belastete Fläche, da die von der Deponie ausgehenden Bahnlinien wegen eines gering durchlässigen Bereichs bereits nach ca. 400 m in den Hegwaldgraben münden. Die Schadstofffahne ist deponietypisch durch hohe Salzkonzentrationen und hohe Gehalte organischer Substanz gekennzeichnet. Die gemessene Leitfähigkeit im nahen Abstrom beträgt vor dem Dichtwandbau bis zu 40.000 µS/cm, der CSB bis zu 4.000 mg/l. Nach dem Dichtwandbau ergeben sich im Fließschatten der Dichtwand maximale Leitfähigkeitswerte von bis zu 12.000 µS/cm und ein CSB von bis zu 800 mg/l. Die Gehalte von Benzol und den Schwermetallen Chrom, Nickel und Arsen liegen über den Sanierungsschwellenwerten des Hessischen Wassergesetzes (Anlage 1 der GW-VwV zu §77 HWG). Außerhalb des Fließschattens gehen diese Konzentrationen jedoch stark zurück. AOX ist im gesamten Abstrom, aber auch im Oberstrom der Deponie in erhöhten Konzentrationen (> 100 µg/l) festzustellen. Signifikante Belastungen organischer Einzelstoffe liegen nicht vor.

Mit der Aufhaldung von Hausmüll in den 1920er Jahren begann die Immission von Kontaminanten über den Sickerwasserpfad. Die Ausbreitung der mobilen Fraktion der leicht löslichen und im Müll vorhandenen Hauptionen kann anhand der Entwicklung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit (Lf) zusammengefasst beschrieben werden (**Abb. C4-3**). Lf- Ganglinien direkt am Deponierand gelegener Messstellen zeigen bis Ende der 1980er Jahre einen ungleichmäßigen Anstieg; die Plateauphase der Lf- Werte aus Messstelle (Mst) 404 markiert nach vorliegenden Daten das Überschreiten der maximalen Lösungsgehalte aus dem Deponiekörper der Südhalde und gleichzeitig die in diesem Bereich maximal auftretende Gesamtsalzbelastung aus der Salzstreuung auf den umliegenden Straßen. Die Ganglinien der Mst 405 und Mst 406 liegen im Abstrom jüngerer Halden und zeigen spätere Anstiege. Die längeren Fließwege des Grundwassers in der Süd-Nord-Unterströmung durch die verschiedenen Halden bewirken eine höhere Befrachtung des Grundwassers, als bei den südwestlicheren Strömungsbereichen.

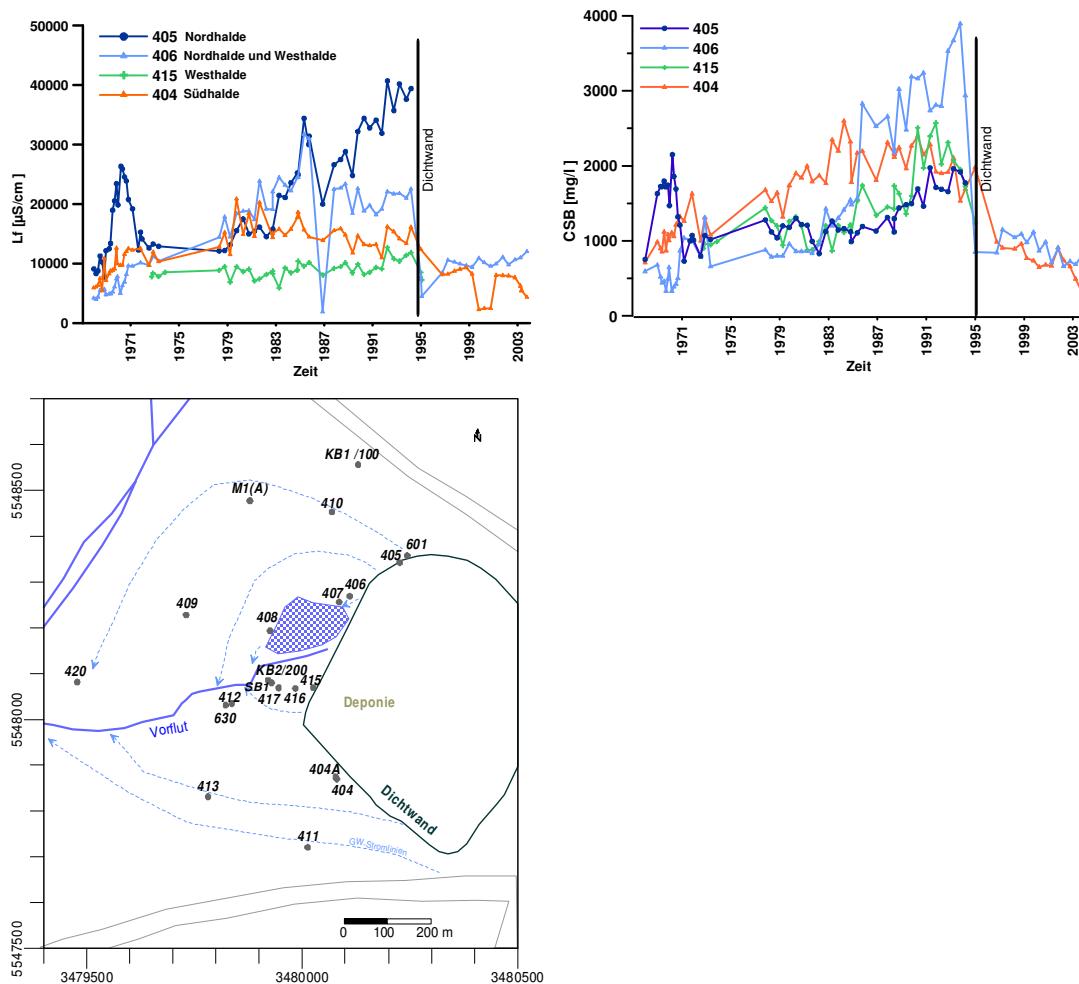


Abb. C4-3: Spezifische elektrische Leitfähigkeit (links) und CSB (rechts) an deponienahen Messstellen unterschiedlicher Abstrombereiche; Lageplan der Messstellen und Fließwege

Der temporäre Anstieg der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit Ende der 1960er Jahre an Mst 405 harmoniert mit ähnlichen Verläufen der Konzentrationen von HCO_3^- , SO_4^{2-} und CSB.

Für Substanzen wie Cl⁻ wurden in dieser Zeit weniger starke Immissionen gemessen. Die Gehalte an potentiellen Abbauprodukten organischer Substanzen sprechen dafür, dass im nördlichen Haldenkörper zu dieser Zeit verstärkt Transformationsprozesse aktiv waren. Der pH-Wert lag in Mst 405 in diesem Zeitraum zwischen 7 und 8; die bisher bekannten pH-Werte von Sickerwässern aus der sauren Deponiephase können jedoch bis auf Bereiche um pH 4 absinken. Möglicherweise kann dieser begrenzte Immissionsschub durch lagenweise stattfindende Zersetzungsschübe erklärt werden. Ab Mitte der 1970er Jahre fallen die genannten Immissionen dort vorläufig wieder ab. Im westlichen und südlichen Abstrom, wo sich ältere Ablagerungen befinden, wurde dieser kurzfristige Anstieg nicht mehr beobachtet. Mitte der 1980er Jahre entwickelte sich ein signifikant stärkerer Trend der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit im nördlichen Abstrom. Dort fanden sich ab diesem Zeitpunkt die höchsten Stoffkonzentrationen.

Direkt am Haldenrand lagen fast 30 Jahre nach Schließung und Abdeckung der Deponie noch steigende anorganische und organische Gesamtbelastungen im Grundwasser vor.

Die Gehalte an oxidierbaren Substanzen nach CSB weisen bei deponienahen Messstellen, außer bei Mst 404, langfristige Anstiege bis zum Dichtwandbau 1995 auf (**Abb. C4-4**). Der CSB verzeichnete eine Hintergrundbelastung von 10 - 20 mg/l. Bis zum Dichtwandbau stieg er deponienah auf etwa 2.000 mg/l im südlichen, westlichen Bereich und nördlichen Bereich sowie auf etwa 4.000 mg/l bei Mst 406. In den Mst 415, 417, 406, 405, 410 sind für den CSB bis zum Zeitpunkt des Dichtwandbaus noch immer steigende Trends beobachtet worden, lediglich bei Mst 404 liegt scheinbar eine langfristige Stagnation vor.

Das Spektrum organischer Substanzen, aus welchem sich der CSB jeweils zusammensetzt, verändert sich entlang eines Fließweges (Spillmann et al. 1995, Christensen et al. 2001). Es dominieren danach mit zunehmender Entfernung die schwer abbaubaren mobilen organischen Substanzen. Die Vergrößerung der DOC-Transportlängen lässt sich an Messungen von 1972, 1984 und 1986 analysieren. Das Verhältnis CSB zu DOC steigt bei diesen Messungen im deponienahen westlichen Abstrom (Mst 415, 417, 412) mit der Zeit von etwa 2,5 auf 3,5 und im nördlichen Abstrom bei Mst 410 von etwa 2,2 auf 3 an. Der elementare Kohlenstoffanteil von zum CSB beitragenden Substanzen sank demnach bei gleichzeitiger Absenkung des Redoxpotentials.

Am Standort ist von der Vielzahl der organischen Kontaminanten neben Tri- und Tetra chlorethen, Phenolen und PAK (Naphtalin, Phenanthren) die Gruppe der AOX von gesonderter Bedeutung. Deren Konzentration lag vor Dichtwandbau am Haldenrand zwischen 1 mg/l und 10 mg/l, ohne dass sich das hohe Konzentrationsniveau in Einzelstoffkonzentrationen auflösen ließ. Ein Rückgang des AOX ist in den Analysedaten zwischen 1984 und 1995 lediglich im Bereich der Mst 406 erkennbar.

Die Ausbreitung von Ammonium ist aufgrund heterogener Verteilung der Quellkonzentration entlang des Deponierandes auf den Abstrombahnen stark unterschiedlich. Die Konzentration von Ammonium lag bei der südlichen Mst 404 langjährig bei etwa 500 mg/l, bei der direkt westlich gelegenen Mst 415 unter 400 mg/l und bei den weiter nördlich gelegenen Mst 406 und Mst 405 stiegen die Konzentrationen auf 2.000 mg/l resp. über 4.000 mg/l. Bis zum Dichtwandbau erreichte eine Ammoniumfront im westlichen Abstrom die Mst 417, im nördlichen Abstrom bei Mst 410 wurden bis 1995 die 500 mg/l überschritten. Für die Ausbreitung des Ammoniums sind neben der Ausgangskonzentration am Deponierand auch andere Parameter maßgeblich, u.a. die Entwicklung des CSB und des Redoxpotentials.

Die unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten abstromig der Halden bewirken verschiedene Transportweiten der immittierten Stoffe. Der Einfluss des Vorfluters Hegwaldgraben, der westlich der Deponie beginnt und den Deponieabstrom entwässert (vgl. **Abb. C4-4**),

spiegelt sich in der Verteilung der Stoffkonzentrationen im Grundwasser eindeutig wider. Südlich dieses Vorfluters existiert ein kürzerer, direkter Fließweg des deponiebürtig belasteten Grundwassers in den Vorfluter. Nördlich des Vorfluters erreichen die hohen Stoffkonzentrationen eine deutlich größere Ausdehnung in westlicher Richtung.

Die instationären hydraulischen Bedingungen beeinflussten maßgeblich die Ausbreitung der deponiebürtigen Stoffe in dem flachen Grundwasserleiter. Auf mehrjährige Phasen scheinbar stagnierender Konzentrationswerte folgten bis zum Dichtwandbau stets weitere Anstiege. Dies wird anhand der Ausbreitung von Chlorid, dargestellt in **Abb. C4-4**, deutlich.

Ein weiteres Charakteristikum der Stoffausbreitung ist die deutliche Ausprägung eines vertikalen Konzentrationsprofils mit mehrfach höheren Belastungen an der Aquiferbasis. Dieses war das Ergebnis tiefendifferenzierter Beprobungen, die im Rahmen des Forschungsvorhabens durchgeführt wurden.

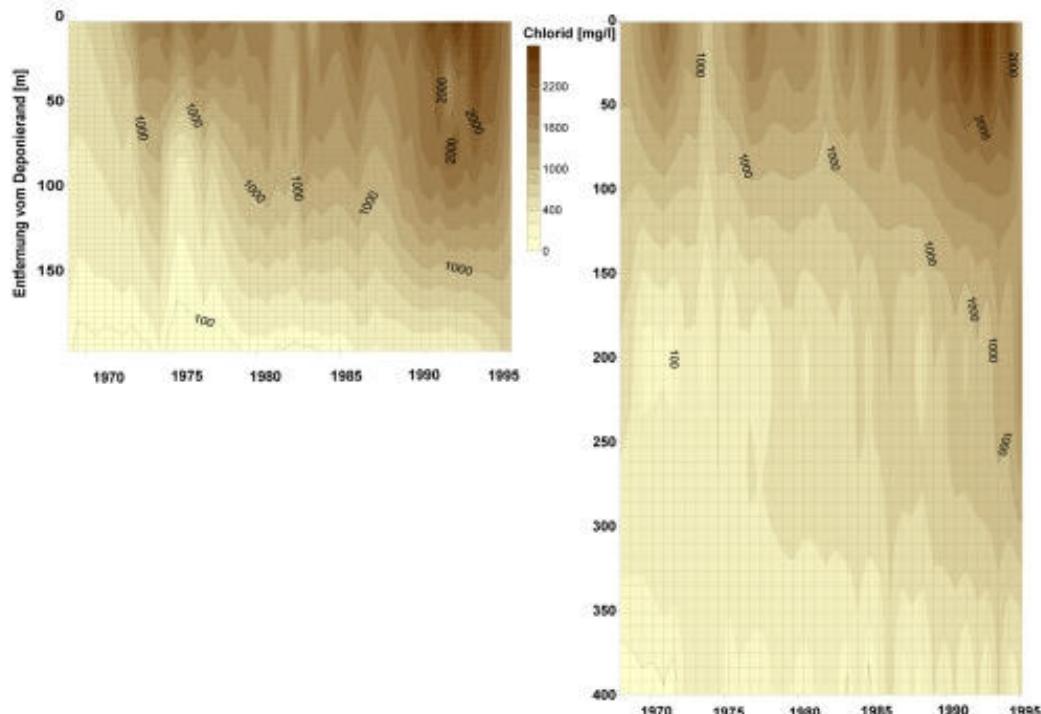


Abb. C4-4: Instationärer Konzentrationsverlauf von Chlorid, auf einen Strompfad projizierte Messstellen bis zum Jahr 1995 auf westlichem Abstrom Mst 415-417-412 (li.) und nördlichem Abstrom Mst 405-410-M1 (re.).

C4.3.4 Schutzgutspezifische Schadensfeststellung und Gefahrenanalyse zur Sanierungsnotwendigkeit

Am Standort "Monte-Scherbelino" ist die Belastung des Schutzgutes "Grundwasser" durch die Ablagerung seit den 1960er Jahren bekannt. Erst ein geändertes Umweltbewusstsein, das Belastungen des Grundwassers weniger tolerierte als zuvor, führte dazu, dass Mitte der 1980er Jahre auf Grundlage des damaligen Hessischen Abfallgesetzes, das auch für ordnungsgemäß stillgelegte Altablagerungen Geltung hatte, sowie auf Grundlage des Hessischen Wassergesetzes ein Sanierungserfordernis festgestellt wurde, ohne dass eine akute Gefährdung für den Menschen und seine Gesundheit ersichtlich geworden wäre.

Eine besondere Rolle bei der Schadensfeststellung und Gefahrenanalyse hat die Lage des Standortes in der weiteren Schutzone eines Wasserwerkes der öffentlichen Wasserversorgung gespielt. Da die Vorfeldmessstellen dieses Wasserwerkes jedoch zu keinem Zeitpunkt Auffälligkeiten und Belastungen aufwiesen, die auf den "Monte-Scherbelino" zurückgeführt werden konnten, ließ sich mit Bezug auf das Schutzgut "öffentliche Trinkwasserversorgung" kein Sanierungserfordernis ableiten. Im Rahmen einer Risikoanalyse wurde diese Einschätzung gewonnen und durch gezielte Erkundungen sowie weiteres Monitoring bestätigt.

Maßgeblich dafür sind die grundwasserhydraulisch-wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen des Standortes, die den Grundwasserabstrom auf einen Vorfluter konzentrieren, der auf seinem Fließweg intensive Belüftung erfährt, einen kleinen Weiher durchströmt und danach, durch weitere Zuflüsse verdünnt, zu keinen nachweisbaren Belastungen im näheren Oberstrom des Wasserwerkes führt. Die Brunnen werden also nicht durch den Grundwasserabstrom des "Monte-Scherbelino" direkt angeströmt.

Die Sanierungsnotwendigkeit hat sich somit aus einer Schädigung des Schutzgutes "Grundwasser" im Sinne einer nachteiligen Veränderung der Beschaffenheit sowie aus dem Wirkungspfad zum Fließgewässersystem ergeben.

C4.4 Identifikation und Quantifizierung von NA-Prozessen

C4.4.1 Hydrogeochemische Merkmale der Stoffausbreitung

Die Stoffausbreitung am Standort ist zum einen von den grundwasserhydraulischen Merkmalen der stark instationär in einem heterogenen Grundwasserleiter geprägten Strömung gekennzeichnet. Zum anderen spielen die den Transport bestimmenden spezifischen Eigenschaften der den Grundwasserschaden charakterisierenden Einzelstoffe eine entscheidende Rolle. Bei den sehr hohen Konzentrationen zahlreicher Einzelsubstanzen im Nahbereich der Abfallhalden besteht eine starke Konkurrenz bei Prozessen der Sorption und Komplexierung. Abbau- bzw. Transformationsprozesse sind an die Verfügbarkeit von Substrat, Energiequelle (Elektronenakzeptoren) und Milieubedingungen (pH, Eh) gebunden. Da das aus dem Abfallkörper in das Grundwasser emittierende „Stoffgemisch“ für viele Altablagerungen typisch ist, auf denen ein Gemisch aus Hausmüll, Gewerbemüll und Bauschutt entsorgt wurde, sind die nachfolgenden hydrogeochemischen Charakterisierungen zu einem großen Teil auch auf andere Standorte übertragbar.

Die langjährig und in guter räumliche Auflösung vorliegenden physikochemischen Parameter wurden vor allem auf die raum-zeitlichen Milieuveränderungen hin untersucht. Hierbei zeigt die Entwicklung des Redoxpotentials und des pH-Wertes am Standort eine typische Chronologie, die jedoch nicht für ihre frühe Phase (Beginn der Immissionen in den 1920er Jahren) vorliegt. Die Auswertung der Eh-pH-Werte lässt einen zeitlichen Trend vom unbeeinflussten aeroben Grundwassertyp mit schwachem pH-Puffervermögen hin zu einem Grundwassertyp mit niedrigerem Redoxpotential und höherem pH-Wert und -Puffervermögen erkennen. Die Messstellen, die sich in größerer Entfernung von der Abfallhalde befinden, wie Mst 412 und Mst 420, geben im Beobachtungszeitraum frühere Emissionen des Abfallkörpers an als die deponienahen Mst 415 und Mst 405 mit einem pH, der bereits beständig oberhalb 6,5 lag.

In einer frühen Zersetzungssphase der Haldenkörper, in der saure Sickerwasser die Immission des Grundwassers dominierten und die Pufferkapazität durch Härtebildner noch nicht das hohe Niveau der 1980er oder 1990er Jahre erreicht hatte, senkte sich auch im schwach gepufferten, abstromigen Grundwasser der pH-Wert. Diese Immission und die stete Erhöhung des pH durch eine ansteigende deponiebürtige Alkalinität ist am Standort deutlich nachweisbar.

Die Entwicklung des Redoxpotentials entlang der abstromigen Bahnenlinien ließ sich durch eine Untersuchung der gelösten Redoxspezies und der CSB-Werte weiter differenzieren. Hierbei wurde der Frage nachgegangen, welche Redoxpaare beim vorwiegend mikrobiell katalysierten Abbau organischer Substanzen maßgeblich sind. Wenn die mit dem Deponiesickerwasser immittierten sowie die in der Reduktionszone im deponienahen Abstrom entstandenen reduzierten Spezies in aerobe Bereiche des Grundwasserabstroms gelangen, wird durch sekundäre Redoxreaktionen die dortige Oxidationskapazität beansprucht. Gekoppelt an die Konzentrationsentwicklung der Reaktionsteilnehmer, am Standort „Monte Scherbelino“ vor allem an die Verfügbarkeit von Sulfat, entwickelten sich die Transportweiten von Ammonium und CSB. Die Bilanzierung der Oxidations- und Reduktionskapazität (OXC und RDC) erfolgte über die Beiträge der Reaktionsteilnehmer am Elektronentransfer entsprechend ihrer stöchiometrischen Verhältnisse der Abbaureaktionen. Dabei konnten nur Nettoumsätze der Redoxreaktionen betrachtet werden, für die auch Speziesanalysen im Monitoring vorlagen. Im Einzelnen handelte es sich um die Analysen von gelöstem O, Fe, Mn, SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , CSB, temporär wurde TOC analysiert.

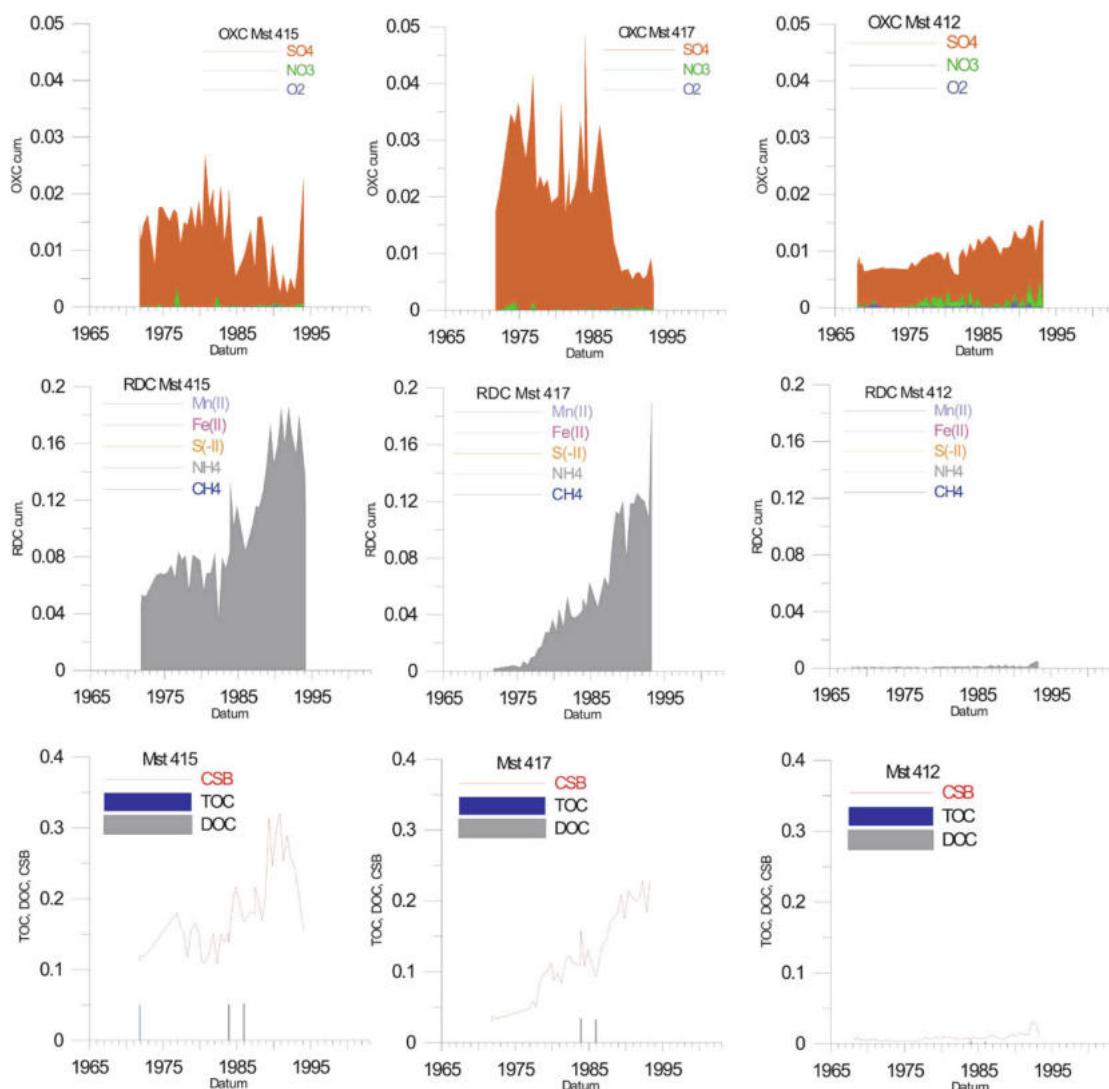


Abb. C4-5: Bilanzierung der gelösten potentiellen Elektronendonatoren (RDC) und – akzeptoren (OXC) auf dem westlichen Abstrom, Angabe in stöchiometrischen Elektronen-Äquivalenten [$e^- eq$], geschichtete Graphen, Mst 415-417-412 (vgl. Abb. C4-3)

Eine Form der Ergebnisdarstellung dieser Bilanzierung sind die Diagramme der **Abb. C4-5**, bei denen beide Seiten, die Reduktions- und die Oxidationsmittel, kumulativ und nach der Größe der Elektronenbeiträge geordnet aufgetragen wurden. Damit können OXC und RDC direkt saldiert werden und es werden maßgebliche Beiträge der jeweiligen Redoxspezies sowie deren zeitliche Entwicklung erkannt. Es sei angemerkt, dass anhand der Saldierung von OXC und RDC stets nur Abschätzungen potentieller Stoffumsätze vorgenommen werden können. Voraussetzung für die Umsetzung der bilanzierten Spezies in Redoxreaktionen ist zum einen die Entwicklung von adäquatem mikrobiellem Stoffwechsel sowie das Erreichen des aeroben bzw. anaeroben Endpunktes, bei dem nach jeweiligem Standardpotential alle Redoxstufen durchlaufen wurden. Für den vollständigen Verbrauch der Oxidationskapazität bedeutet dies, dass nach der vollständigen Sulfatreduktion auch eine methanogene Stufe erreicht werden müsste, in welcher das C_{org} (TOC) umgesetzt würde (Heron 1994).

Die in **Abb. C4-5** aufbereiteten Daten zeigen, dass im westlichen Abstrom deponienah bei Mst 415 Sulfat im Beobachtungszeitraum die dominante Akzeptorspezies war. In der etwa 100 m vom Deponierand entfernten Mst 417 wurden generell um etwa 2/3 höhere Gehalte an Sulfat beobachtet, als an Mst 415, etwa 10 m entfernt vom Deponierand. Schwefel wurde in dieser Zone in reduzierter Form (Sulfide, Schwefelwasserstoff) im Grundwasser transportiert und dann bei Mst 417 in die oxidierte Spezies Sulfat überführt. Ob Schwefel zusätzlich zumindest untergeordnet auch aus fester Phase am Sediment gelöst wurde, kann nach hydrochemischen Gleichgewichtsberechnungen nicht ausgeschlossen werden. Generell liegt die Reduktionskapazität mit dem dominanten Beitrag von Ammonium ($\sim 0,04 \text{ e}^- \text{ eq}$) und CSB ($\sim 0,1 \text{ e}^- \text{ eq}$) bei Mst 415 bereits in den 1970er Jahren über der Oxidationskapazität ($\sim 0,015 \text{ e}^- \text{ eq}$; jeweils gelöste Komponenten). Der massive Anstieg der CSB- und Ammoniumkonzentrationen korreliert mit der Zehrung von Sulfat in diesem Abstrombereich auf eine Oxidationskapazität $< 0,005 \text{ e}^- \text{ eq}$. Die Ammoniumkonzentration ist gegenüber den Konzentrationen der übrigen gelösten potentiellen Elektronendonatoren so dominierend, dass der Anteil der weiteren Spezies an der Reduktionskapazität (siehe **Abb. C4-5**) praktisch kaum zu erkennen ist. Für andere Abstrombereiche der verschiedenen Halden ab Mst 406 (nordwestlich) und Mst 405 (nördlich) ergab sich aus der Bilanzierung, dass Sulfat stets der größte potentielle e^- -Akzeptor war. Reduzierte Eisen- und Manganspezies waren Ende der 1970er Jahre insbesondere im westlichen Abstrom bis über 30 mg/l nachweisbar (Mst 415, 417, 404). Bis vor dem Dichtwandbau sanken die Eisenkonzentrationen auf unter 20 mg/l ab. Diese Entwicklung zeigt, dass am Standort die Lösung von dreiwertigen Eisenverbindungen aus Festphasen an Sedimentoberflächen gegenüber den zunehmenden RDC- Komponenten nur ein geringes Redoxpuffervermögen beinhaltete. Mit dem Rückgang der Sulfatwerte im westlichen Abstrom (Mst 415) auf unter 200 mg/l fiel das Redoxpotential auf unter - 100 mV und die Transportweiten des CSB erhöhten sich. Im nordwestlichen und nördlichen Abstrom entwickelte sich die Immission von Sulfat und Nitrat abweichend vom westlichen Abstrom, die Redoxpotentiale bei Mst 405 fielen bis nur in den schwach negativen Bereich. Die Nachlieferung von Oxidationsmitteln mit dem Deponiesickerwasser bildete hier die größere Pufferkapazität. Zudem sind im nördlichen Abstrom mit größeren Mächtigkeiten und höheren Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers abweichende hydraulische Randbedingungen gegeben.

Organische Einzelverbindungen wurden am Standort in einzelnen Screenings in 1986/87 untersucht. Die vorliegenden Einzelstoffanalysen der AOX konnten die Summengehalte nicht hinreichend darstellen. Die AOX- Konzentrationen lagen am Deponierand zwischen 0,5 mg/l und 10 mg/l; die Hintergrundbelastung lag oberstromig in Mst 429 bei etwa 0,02 mg/l. In Entfernung von 100 m bis 200 m abstromig der Haldenränder wurden verdünnungsbereinigt (Chlorid als Referenz) noch zwischen 20% und 80% der Konzentrationen angetroffen, die maßgeblichen Einzelstoffe der vorliegenden AOX sind demnach relativ mobil und persistent. Die Verbindungen cis-1,2-Dichlorethen, Tetra-, Tri- und Dichlorethen, Vinylchlorid, BTX und Dichlormethan wurden deponienah im ein- bis zweistelligen μg -Bereich analysiert. In abstromiger Entfernung von 100 m bis 200 m liegen diese Substanzen, mit Ausnahme von Trichlorethen und BTX, unterhalb 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ bzw. unter der Bestimmungsgrenze der Monitoringanalysen. Schwermetalle (Zn, Pb, Ni, Cu, Cr) sind am Standort von untergeordneter Bedeutung.

C4.4.2 Abgrenzung des potentiellen Reaktionsraums

Bei allen Stoffen, die keinen Abbau-, Umwandlungs- oder Immobilisationsprozessen unterliegen, wird die maximale Fahnenausdehnung durch die Wechselwirkung aus Stoffeintrag und Verdünnung aufgrund von Neubildung und Dispersion bestimmt. Die konservative Substanz mit der höchsten Eintragskonzentration, meist Chlorid, kennzeichnet daher die maximale Schadensausbreitung. Zur Abgrenzung des potentiellen Reaktionsraums am Monte Scherbelino wurden für Chlorid instationäre Transportrechnungen durchgeführt, um zu ermitteln, wie sich die Chloridfahne bei weiter ungehindert emittierender Quelle ausgebreitet hätte. **Abb. C4-6** zeigt die berechneten Chloridkonzentrationen für die Zeitpunkte 2005, 2025, 2045 und 2070. Es ist gut zu erkennen, dass sich die Fahne nicht weiter ausbreitet. D.h. der konservative Reaktionsraum kann somit in Abhängigkeit von der Hintergrundkonzentration abgegrenzt werden. Es stellt sich ein Gleichgewicht zwischen der durch Dispersion und Grundwasserneubildung hervorgerufenen Verdünnung sowie der „Nachlieferung“ von Chlorid aus der Deponie (Quelle) ein. Lediglich in Abhängigkeit der jeweiligen Grundwasserneubildung gibt es noch leichte Verschiebungen der berechneten Konzentrationen. Für die Prognoserechnung sind die definierten Randbedingungen von großem Einfluss.

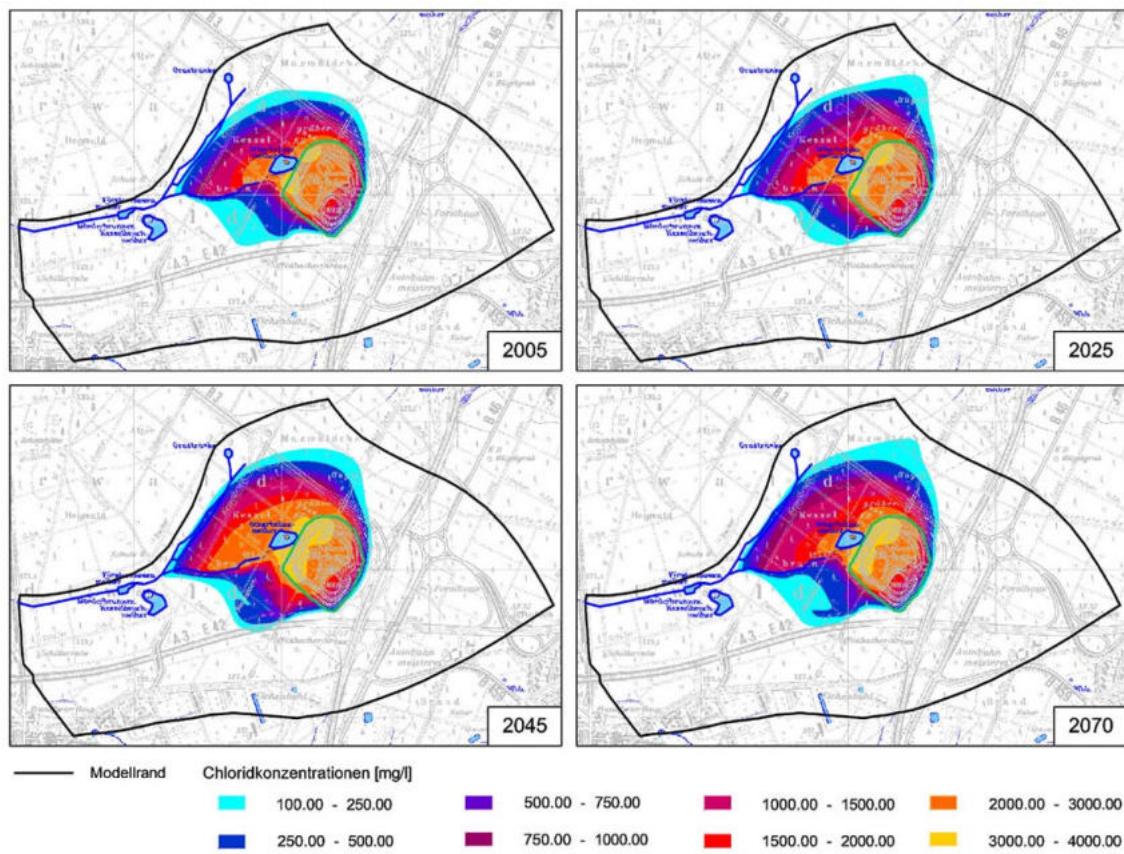


Abb. C4-6: Prognoserechnung zur Entwicklung der Chlorid-Fahne bei weiter ungehindert emittierender Quelle

C4.4.3 Quantifizierung der summarischen Wirkung von Stoffminderungsprozessen (Quelle- Abstrom)

Das unterschiedliche Ausbreitungsverhalten deponiebürtiger Stoffe im Grundwasser machte es notwendig, bei der Interpretation von Konzentrationsganglinien den Durchbruchsstatus einer Substanz am Beobachtungspunkt abzufragen. Diese Untersuchung konnte mit den Zeitreihen von mindestens zwei Messstellen auf hinreichend bekannten Bahnlinien mit dem Ansatz BTSA – „break through status analysis“ (Fach 2006) durchgeführt werden. Der Ansatz bezieht Verhältnisse zwischen konservativen und reaktiv transportierten Stoffen an verschiedenen Entfernung von der Quelle aufeinander und kann zur Abschätzung des Anteils von Neubildung oder Dispersion auf Konzentrationsminderung entlang einer Bahnlinie verwendet werden. Von den Verhältnissen (reaktive Substanz/konservative Substanz) Ratio A (r_A) und Ratio B (r_B) bei Beobachtungspunkt A (quellnäher) und B (quellferner) wird wiederum das Verhältnis Ratio C (r_C) gebildet. Der Ansatz berücksichtigt Hintergrundkonzentrationen sowie durch die Normierung auf einen konservativen Transport klimatisch bedingte Variationen sowie variierende Quellemissionen der betrachteten Stoffe. Da bei sehr langen Fließwegen zwischen den Beobachtungspunkten A und B klimatische Schwankungen zur Divergenz im Ausbreitungsverhalten der beiden Substanzen führen können, wurden die Konzentrationswerte von Beobachtungspunkt A und B um die mittlere Fließzeit versetzt berücksichtigt. Der Ansatz wird wie folgt zusammengefasst:

$$r_{I, Cl^-, j1j2}^C = \frac{[I_{B,j2} - I_b]}{[I_{A,j1} - I_b]} \cdot \frac{[Cl^-_{A,j1} - Cl^-_b]}{[Cl^-_{B,j2} - Cl^-_b]} \quad (\text{Glg. 1}) \text{ mit}$$

I	Konzentration des betrachteten Stoffes
Cl-	Konzentration von Chlorid (Tracer)
r^C	Ratio C
Subskript A, B	Index der Messstelle A und B
Subskript b	Hintergrundkonzentrationen (background)
Subskript j1, j2	Zeitpunkt der Messung ($t_j1 < t_j2$)

Die Abschätzung von Abbauleistungen oder Retardation durch Sorptionsprozesse konnte als zusätzliche Konzentrationsminderung neben Dispersion und Verdünnung erkannt und bilanziert werden. Die aussagekräftige Interpretation der BTSA erforderte eine plausible Definition der 3D-Stromlinien im Grundwasser und zulässige Projektion der Messstellen zu den gewählten Linien. Ein kalibriertes Grundwasser-Strömungsmodell war dafür die Voraussetzung. Die Austauscherplätze am Sediment des Grundwasserleiters sind begrenzt, wodurch bei hinreichend großer Immissionskonzentration und Zeit die maximale Sorptionskapazität des betreffenden Abschnittes im Grundwasserleiter überschritten wird. In diesem dynamischen Gleichgewicht wird die betreffende Substanz nicht mehr retardiert. Auch bei Substanzen, die der Transformation bzw. dem Abbau unterliegen, führt die limitierte Verfügbarkeit von Substrat, Katalysatoren oder Elektronentransmittern zu quasikonservativem Ausbreitungsverhalten. Der Ratio C erreicht dann in beiden Fällen (Sorption und Abbau) den Wert 1.

Am Beispiel vom Verhältnisses CSB/Cl⁻ der Messstellen 405 (direkt am Deponierand) und 410 (ca. 200 m im Abstrom) wird hier das Erliegen der Konzentrationsverringerung durch

Abbau gezeigt. Die totalen Konzentrationen von Chlorid und CSB (**Abb. C4-8**) lassen keinen unterschiedlichen Ausbreitungszustand erkennen. Da die zum CSB beitragenden Substanzen jedoch potentiell abbaufähig sind, müsste eine zumindest verzögerte, wenn nicht konstant geminderte Ausbreitung des CSB erkennbar sein. Der Ratio CSB/Cl⁻ (r^A , r^B) nähert sich an den Messstellen entlang eines Fließweges an (**Abb. C4-8**), da die Oxidationskapazität im durchströmten Bereich die vorliegenden Konzentrationen organischer Substanz nicht mehr proportional umsetzen kann. Somit erreicht Ratio C den Wert 1. Eine hier nicht dargestellte Auswertung des nachfolgenden abstromigen Abschnitts des Grundwasserleiters weist ebendort eine noch vorhandene, jedoch abnehmende Abbaukapazität nach. Der Beginn und die Intensität der Immission deponiebürtiger CSB-relevanter Substanzen ist nicht bekannt. Es lässt sich dennoch feststellen, dass auf den ersten 200 m abstromig vom nördlichen Haldenrand diese Stoffe innerhalb der 25 Jahre des Monitorings stetig weniger und letztendlich nicht mehr signifikant abgebaut wurden.

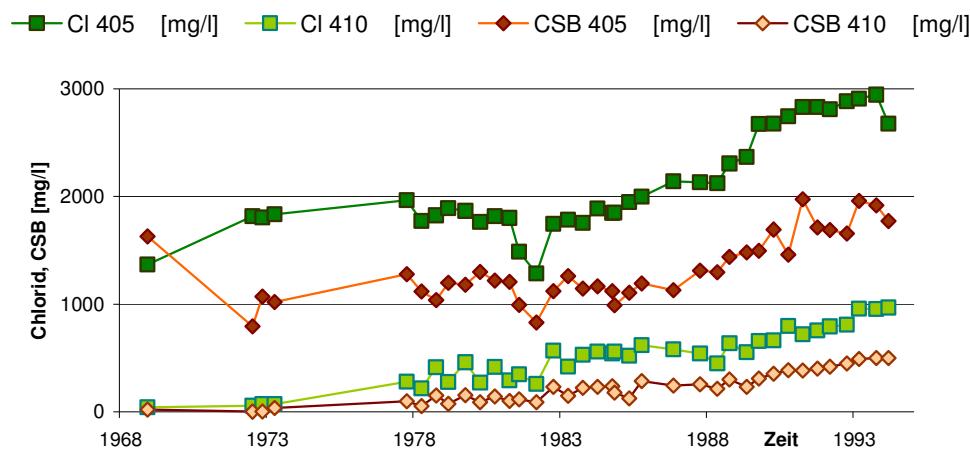


Abb. C4-7: Totale Konzentrationen Chlorid und CSB, nördlicher Abstrom, Mst 405 und Mst 410

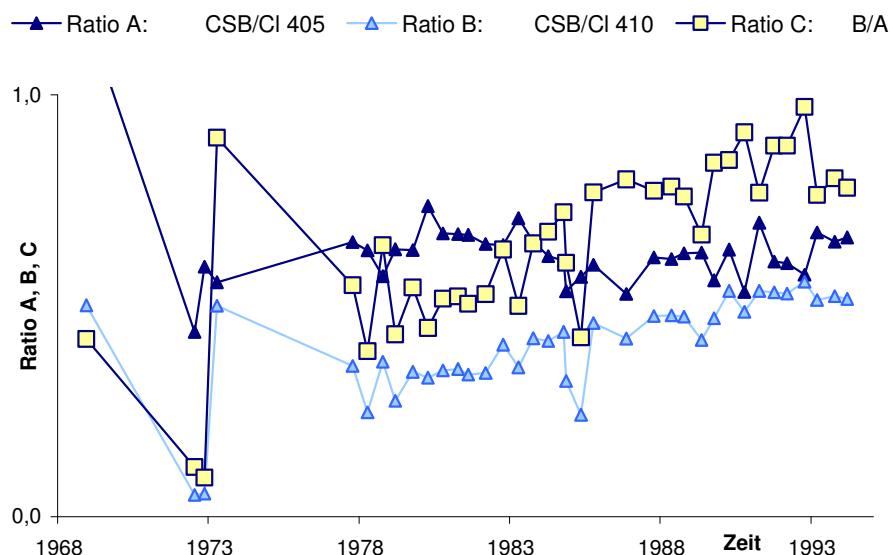


Abb. C4-8: Verhältnisse CSB/Cl⁻ nach BTSA an Mst 405 (A) und Mst 410 (B), Ratio C (B/A) geht gegen den Wert 1 etwa Mitte der 90er Jahre

Auswertungen mit BTSA wurden mit weiteren Parametern, wie Sulfat, Kalium, AOX oder Hydrogencarbonat, durchgeführt. Für Kationen wie Kalium konnte auf unmittelbar deponienahen abstromigen Stromabschnitten ein nahezu konservativer Transport nachgewiesen werden. Sorptionskonkurrenz, z. B. durch parallel ansteigende Ammoniumgehalte, begleitete und verstärkte diese Entwicklung. Ab einer Fließstrecke von ca. 200 m zeigte sich jedoch für Kalium eine deutliche Retardation und Konzentrationsminderung. Auch bei den summarisch bestimmten AOX wurde für den nördlichen Abstrom Ende der 1980er Jahre festgestellt, dass die Abminderung durch Sorption oder Abbau nicht signifikant an der Konzentrationsverringerung beteiligt ist.

Ein Abgleich dieser Ergebnisse mit der Bilanzierung der OXC und RDC und der Entwicklung des hydrochemischen Milieus ermöglichte es, die Vergrößerung der Transportweiten abbau- und sorptionssensitiver Substanzen bzw. die Zehrung von Elektronenakzeptoren im Schadensbereich nachzuvollziehen.

C4.4.4 Ermittlung der maximalen stoffspezifischen Fahnenausbreitung

In Prognoserechnungen wurde für ausgewählte reaktive Stoffe die maximale Fahnenausbreitung bei ungehindert emittierender Quelle bestimmt. Ein direkter Vergleich der Ausbreitung konservativer Stoffe gegenüber der Wirkung von NA ist nur möglich, wenn man den Simulationen reaktiver Stoffe die gleiche Eintragssituation wie der Chloridmodellierung zugrunde legt. Bei der Abgrenzung der Fahne ist zu beachten, dass in Abhängigkeit von Faktoren wie der Hintergrundkonzentration oder Toxizitäten für verschiedene Stoffe verschiedene Darstellungs- bzw. Signifikanzgrenzen sinnvoll sind, was sich als unterschiedliche „Fahnenausbreitung“ darstellen kann.

Der Einfluss reversibler Sorption wird exemplarisch an Kalium aufgezeigt. Im Falle reversibler Sorption wird die Gesamtfracht an Schadstoffen im Grundwasser nicht reduziert; sie verteilt sich auf Grundwasser und Grundwassermatrix. Die Schadstofffront bewegt sich gegenüber Chlorid verlangsamt. **Abb. C4-9** zeigt die prognostizierten K⁺-Konzentrationen in den Jahren 2005, 2025, 2045 und 2070. Während bei Chlorid die Spitzenkonzentrationen bereits 2005 zu beobachten waren (**Abb. C4-6**), treten sie im Falle eines ungehinderten Kalumeintrags ins Grundwasser erst 2025 auf. In etwa dann erreicht die Kalium-Fahne bei einer Signifikanzschwelle von 30 mg/l auch ihre stationäre Ausdehnung. In den Prognoserechnungen wurde mit einem einheitlichen Verteilungskoeffizienten für das gesamte Modellgebiet gerechnet. Dies überschätzt Sorption und Retardation in Deponienähe und unterschätzt diese im weiteren Abstrom (s. Kapitel C4.4.3).

Die Schwermetalle werden, wie bei den am Standort vorherrschenden neutralen pH-Werten von ca. 7 zu erwarten ist, stark retardiert und durch irreversible Sorption, Fällung und Komplexbildung immobilisiert. D. h. ein Teil der Schadstofffracht bleibt an die Aquifermatrix gebunden, die Gesamtfracht im Grundwasser wird nachhaltig reduziert. Pb, Cd und Zn sind am Monte Scherbelino in keiner Messstelle über der Hintergrundkonzentration nachweisbar. Cr, Ni und Cu werden im Beobachtungszeitraum bis in maximal 200 m Entfernung vom Deponierand transportiert. **Abb. C4-10** zeigt beispielhaft für die Schwermetalle die bis 2070 berechnete Nickelausbreitung bei gleichbleibendem Eintrag ins Grundwasser und einer dem Zeitraum von 1967-1994 entsprechenden Transportgeschwindigkeit. Die geochemischen Prozesse (Sorption und Fällung), die Nickel dauerhaft binden, werden in der Prognose durch eine „Sorptionsrate“ von 1*10-9 s-1 berücksichtigt. Auch bei Nickel treten die maximalen

Konzentrationen erst im Jahr 2025 auf. Wegen des geringen Stoffeintrags stellt sich jedoch das Gleichgewicht aus Eintrag und Verdünnung relativ schnell ein, so dass die Nickelfahne bereits vor 2005 in ihrer Ausdehnung stationär ist.

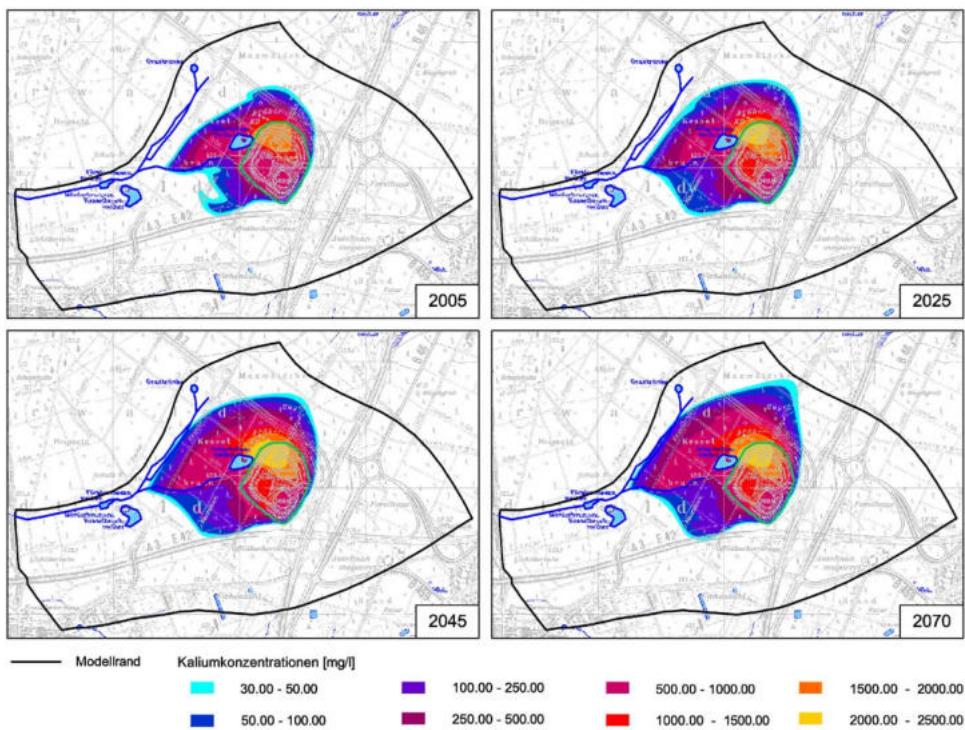


Abb. C4-9: Prognoserechnung zur Entwicklung der K⁺-Fahne bei weiter ungehindert emittierender Quelle

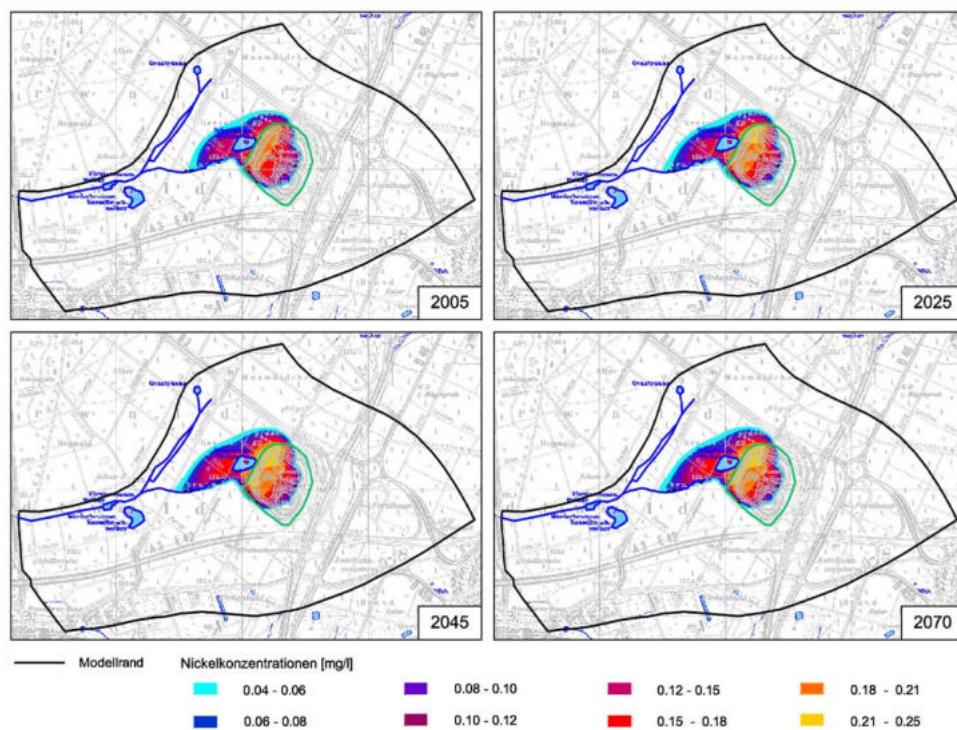


Abb. C4-10: Prognoserechnung zur Entwicklung der Ni-Fahne bei weiter ungehindert emittierender Quelle

Die Ausbreitung der mikrobiell abbaubaren Substanzen wird neben den hydraulischen Randbedingungen von der Verfügbarkeit der zum Abbau benötigten Elektronenakzeptoren bestimmt. Am Standort Monte Scherbelino liegt deponietypisch eine hohe organische Gesamtbelastung vor, jedoch spielen organische Einzelsubstanzen nur eine untergeordnete Rolle. Der CSB als Maß für die gesamte organische abbaubare Substanz ist am Monte Scherbelino in den deponienahen Bereichen mit den Chloridwerten hoch korreliert und zeigt dort ein konservatives Ausbreitungsverhalten (s. Kapitel C4.4.3).

C4.5 Beitrag von NA zur Schadens- und Gefahrenminderung

C4.5.1 Wirksamkeit von NA und Vergleich mit alternativen Verfahren

Mit dem Dichtwandsbau 1995 war eine grundsätzliche Entscheidung getroffen, um in endlicher Zeit zu einem von deponiebürtigen Stoffen unbelasteten Grundwasser zu gelangen. Auch vor dem Hintergrund der bis in das Jahr 2070 durchgeföhrten Simulationsrechnungen für ein Szenario ohne Dichtwandsbau erscheint die tatsächlich erfolgte Unterbindung eines weiteren Austrags von Schadstoffen aus der Quelle ohne Alternative. Sie wird auch rückblickend als grundlegende Voraussetzung eingeordnet, um nunmehr die Abwägung der weiteren Sanierungsverfahren auf die Entwicklung der Schadstofffahne nach Dichtwandsbau zu konzentrieren. Hier stellt sich nunmehr die relevante Frage, wie eine Sanierung durch MNA (Monitored Natural Attenuation) im Vergleich mit anderen Verfahren abschneidet (Christensen et al., 2001). Die nachfolgenden instationären Prognoserechnungen vergleichen die Entwicklung des verbliebenen Grundwasserschadens unter NA mit der Entwicklung der Schadstofffahnen bei zusätzlicher hydraulischer Sanierung der Schadstofffahne. Für die Berechnung des Zeitraums 2003 - 2070 wurden als Randbedingung die Grundwasserneubildungsraten der Jahre 1968 – 2002 eingegeben. Die Sanierungsmaßnahme wurde, der tatsächlichen Durchführung nach einem Probebetrieb entsprechend, ab Mai 2003 mit einer Gesamtentnahme von 16.300 m³/a aus den Brunnen 404 A und SB1 (bis Feb. 2004) bzw. 406 (ab Feb. 2004) modelliert (s. **Abb. C4-3**).

Die Simulationen starten nach Dichtwandschluss im April 1995; die Entnahmen aus den Sanierungsbrunnen setzen 9 Jahre später ein. **Abb. C4-11** und **Abb. C4-12** zeigen die Entwicklung der Chloridfahne nur unter der Einwirkung von NA (**Abb. C4-11**) – im Falle von Chlorid bedeutet das Verdünnung und Dispersion - sowie unter NA bei gleichzeitiger hydraulischer Sanierung (**Abb. C4-12**). Es zeigt sich in der flächenhaften Ansicht ein nur geringfügiger Unterschied zwischen beiden Varianten. Der Einfluss der hydraulischen Sanierung ist gegenüber dem ohnehin eintretenden Konzentrationsrückgang durch Verdünnung vernachlässigbar.

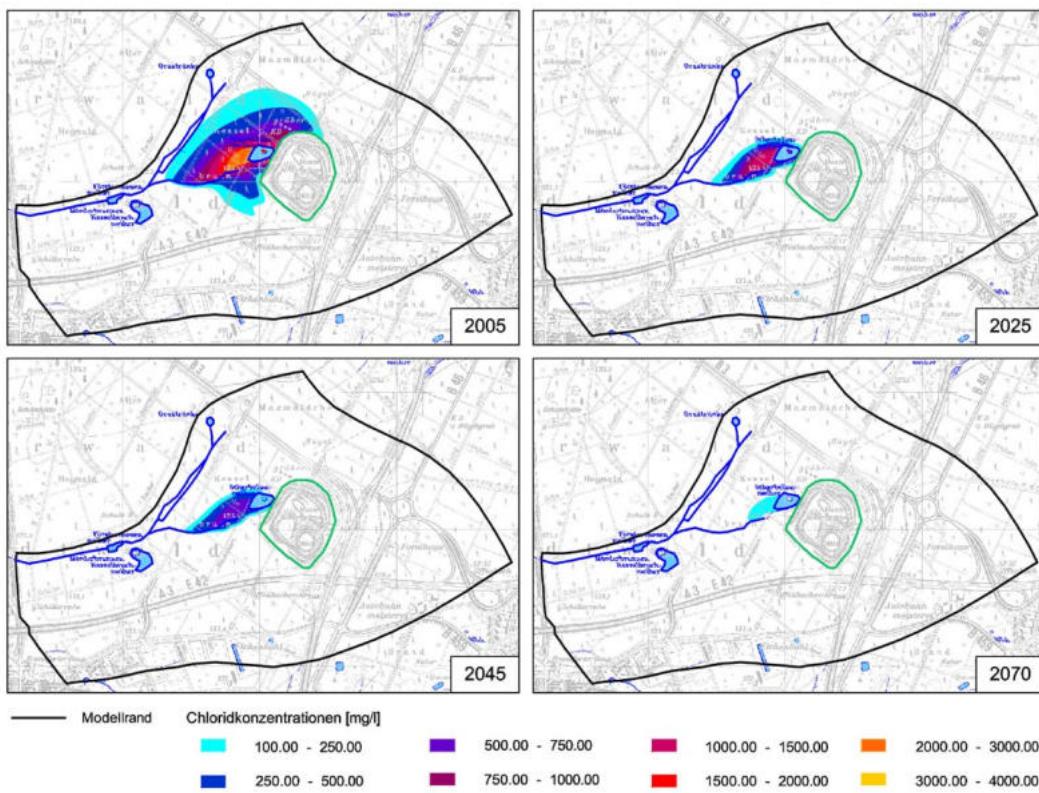


Abb. C4-11: Entwicklung der Cl-Fahne nach Dichtwandbau (Prognoserechnung)

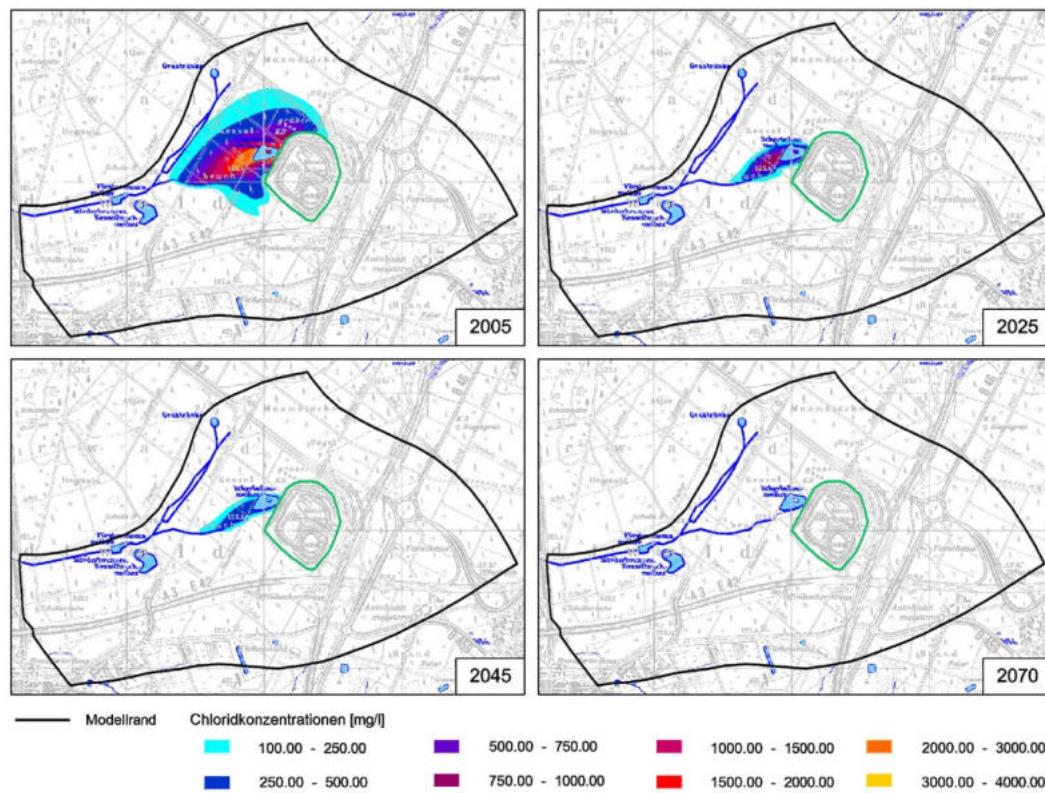


Abb. C4-12: Entwicklung der Cl-Fahne nach Dichtwandbau bei hydraulischer Sanierung (Prognoserechnung)

Ergänzend werden in **Abb. C4-13** die berechneten Chloridkonzentrationen mit und ohne Sanierung für die Messstellen 408, 409, 410 und 416 dargestellt (Lage der Messstellen s. Abb. C4-3). Nur an den Messstellen 408 und 409 ist eine merkliche Auswirkung der Sanierungsmaßnahme zu erkennen. Die Messstellen 410 und 416 bleiben nahezu unbeeinflusst, da sie außerhalb des Absenktrichters und des unmittelbaren Abstroms der beiden Sanierungsbrunnen liegen.

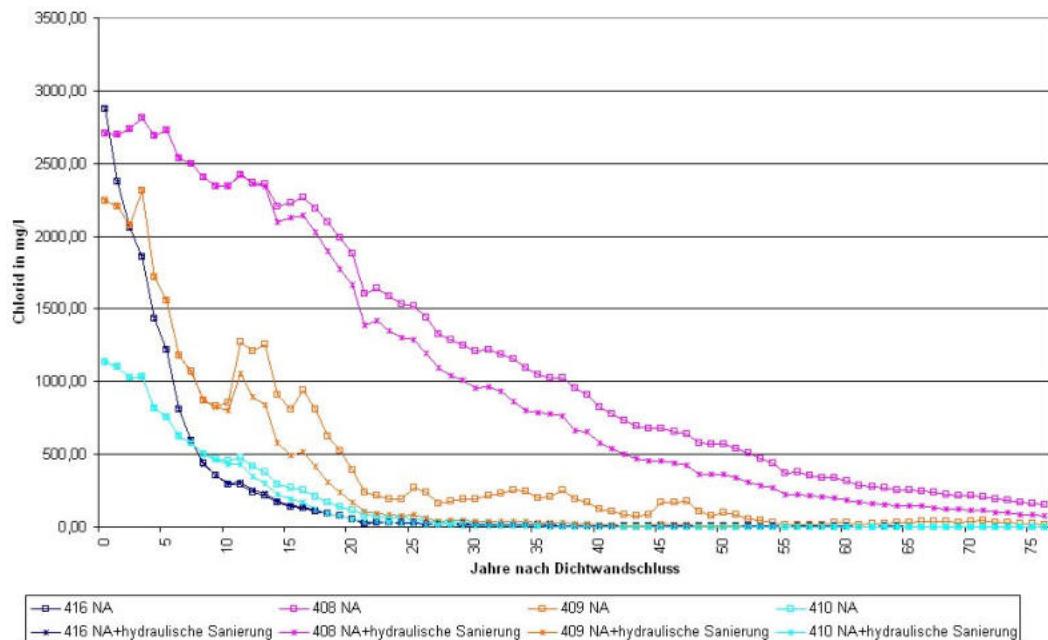


Abb. C4-13: Berechnete Cl-Konzentrationen 1995 – 2070 an vier Messstellen

Die **Abb. C4-14** und **Abb. C4-15** zeigen die Entwicklung der K⁺-Fahne bis 2070. Wie bei Chlorid bewirkt die hydraulische Sanierung eine nur unwesentliche Beschleunigung des Konzentrationsrückgangs. Durch die Desorption bedingt schrumpft die K⁺-Fahne jedoch insgesamt langsamer als die Cl-Fahne.

Es sei grundsätzlich an diesem Beispiel darauf hingewiesen, dass eine alleinige Betrachtung des konservativen Transports für den Fall der zurückgehenden Konzentrationen nach Ausschaltung der Quelle bzgl. der benötigen Zeit zur Erreichung von Sanierungszielen nicht den „worst-case“ darstellt: Kalium braucht länger als Chlorid.

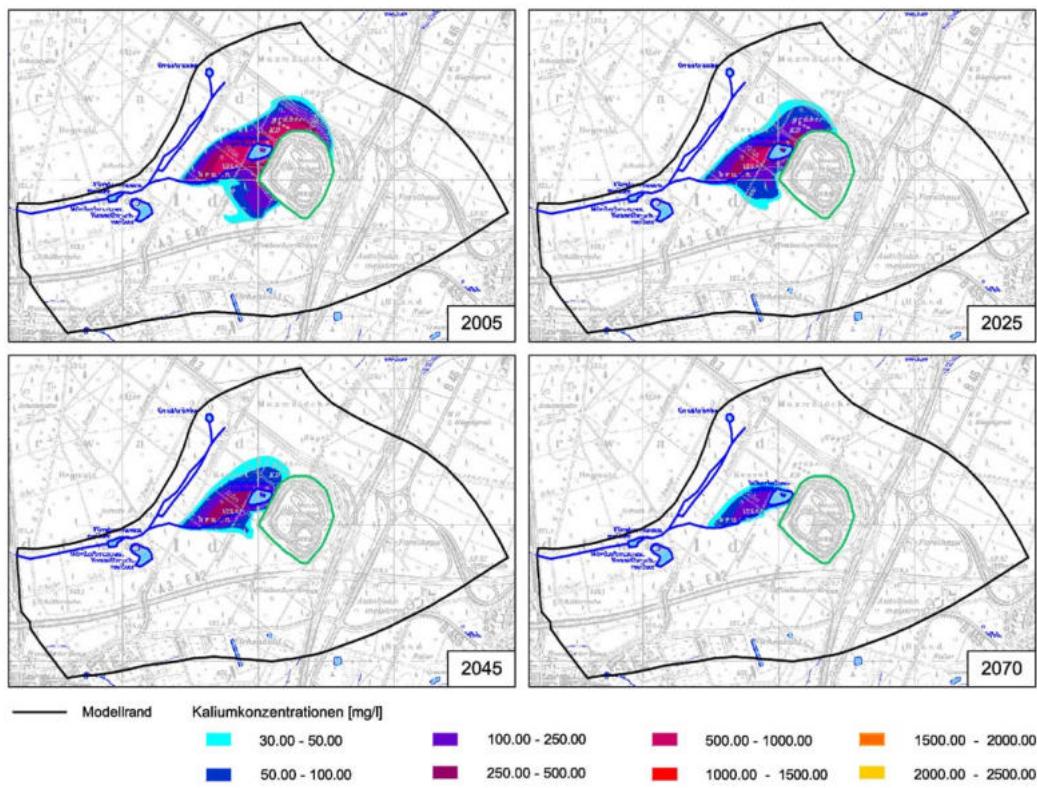


Abb. C4-14: Entwicklung der K⁺-Fahne nach Dichtwandbau (Prognoserechnung)

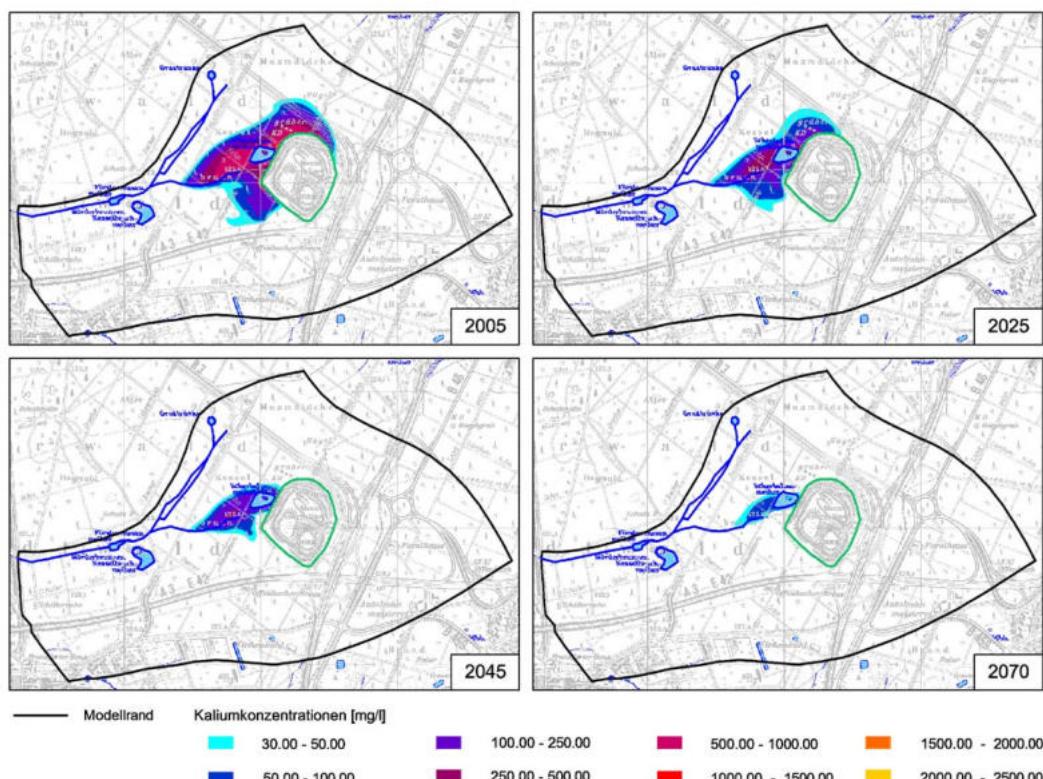


Abb. C4-15: Entwicklung der K⁺-Fahne nach Dichtwandbau bei hydraulischer Sanierung (Prognoserechnung)

C4.5.2 Dokumentation der Entscheidungsfindung

Die im LABO- Positionspapier vom 1.6.2005 „Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung“ (Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, 2005) enthaltene Empfehlung bzgl. NA als Alternative zu anderen Sanierungsverfahren führt aus, dass „die Gesamtheit der frachtreduzierenden Prozesse den maßgeblichen Anteil an den Schadstoffminderungsprozessen darstellen sollte und verdünnende Prozesse nur eine untergeordnete Rolle spielen sollten“. Auch wenn diese Empfehlung einen großen Interpretations- und Bewertungsspielraum offen lässt, wird sie am „Monte Scherbelino“ für die Zeit bis zum Dichtwandbau und ein Szenario ohne Dichtwandbau nicht einmal im Ansatz erfüllt. Mit den Erfahrungen aus dem Vorhaben und den bekannten Merkmalen anderer deponiebürtiger Altlasten dürfte diese Feststellung nahezu allgemein für deponiebürtige Altlasten gelten (siehe auch Kapitel C4.5.1). Ein bestimmter Anteil der deponietypischen Kontaminanten, wie z. B. Cl, in Abhängigkeit von den Redoxbedingungen auch NH_4^+ , sowie die schwer abbaubaren organischen Substanzen, sind quasi inert und erfahren im wesentlichen nur durch die Verdünnung eine Konzentrationsminderung. Abbauprozesse sind in der Regel über die sich ändernden Redoxverhältnisse nachweisbar (s. Kapitel C4.4.1), jedoch nur selten bestimmten Abbauketten zuzuweisen, da die deponiebürtigen Grundwasserschäden nicht durch organische Einzelsubstanzen sondern eine Vielzahl von Verbindungen gekennzeichnet sind. Daher ist der Abbau nur bedingt prognostizierbar. Klar definierbar ist am Monte Scherbelino die zeitliche Entwicklung der Bereiche, in denen Frachtenminderung durch Abbau nicht mehr stattfindet. Die Entscheidung für den Dichtwandbau im Jahr 1995 erscheint demnach auch vor dem heutigen Kenntnisstand als richtig.

Am „Monte Scherbelino“ ist aus folgenden Gründen NA bzw. MNA dennoch auch heute relevant: Die Dichtwand verhindert jeglichen weiteren Schadstoffeintrag ins Grundwasser, so dass, auch in Betracht des Schadstoffinventars, eine Vergrößerung des Grundwasserschadens ausgeschlossen werden kann. Die auf eine instationäre Kalibrierung über Jahrzehnte gestützten Prognoserechnungen zeigen für alle Stoffe stark rückläufige Fäden. Unter der gegebenen Voraussetzung, dass

- die maximale Fahnenausbreitung und damit der potentielle Reaktionsraum eindeutig und sicher eingegrenzt wurden ,
- eine Gefährdung weiterer Schutzgüter mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann und
- eine akute Gefährdung durch toxische Einzelstoffe nicht vorliegt,

sollte die rückläufige Entwicklung der Schadstofffahne NA bzw. MNA überlassen werden. Die Prognoserechnungen zeigen eindeutig, dass die aktive Sanierung durch Pump and Treat gegenüber den zwangsläufig stattfindenden Verdünnungs- und Durchmischungsvorgängen nur einen vernachlässigbaren Beitrag zum Konzentrationsrückgang leistet.

C4.5.3 Qualitätssicherung

Am Standort „Monte Scherbelino“ wurden die Messdaten des 40-jährigen kontinuierlichen Monitorings eines deponiebürtigen Grundwasserschadens in eine Datenbank aufgenommen, unter dem Einsatz von Strömungs- und Transportmodellen sowie der im Forschungsprojekt

entwickelten Methode „BTSA“ (s. Kapitel C4.4.3) ausgewertet und die weitere Entwicklung des Schadensfalles unter verschiedenen Szenarien prognostiziert.

Tiefendifferenzierte Messungen entlang von Bahnlinien im nördlichen Abstrom der Deponie zeigten einen deutlichen Belastungsschwerpunkt im unteren Drittel des Aquifers. Diese Schadstoffverteilung konnte im 2D-Vertikalmodell durch die Berücksichtigung von Inhomogenitäten, Phasen erhöhter Grundwasserneubildung und durch Annahme einer vertikalen Dispersivität in der Größenordnung von Zenti- bis Millimetern nachvollzogen werden. Die Kenntnis der dreidimensionalen Ausdehnung einer Schadstofffahne ist sowohl für aktive Sanierungsmaßnahmen als auch für die Bestimmung des für die NA-Prozesse wesentlichen Fahnenrandbereichs von großer Bedeutung.

Die umfangreichen Modellrechnungen, in denen die Fahnenentwicklung bis zum aktuellen Zeitpunkt nachvollzogen wurde, zeigten die Notwendigkeit einer instationären Betrachtung der Strömungsvorgänge. Anhand der instationären Transportmodellierung von Chlorid wurde nachgewiesen, dass der Ende der 1970er Jahre am „Monte Scherbelino“ gemessene Konzentrationsrückgang auf die Verdünnung innerhalb einer mehrjährigen Nassperiode zurückzuführen ist. Nur durch die Berücksichtigung instationärer Strömungsverhältnisse, Grundwasserstände und Neubildungsraten können derart verursachte Konzentrationsschwankungen von tatsächlichen Abbau- und Rückhaltevorgängen abgegrenzt werden. Gaab et al. (Gaab, 2007) belegen für den ehemals militärisch genutzten Standort Schäferhof-Süd, dass Schwankungen der Grundwasserstände größere Änderungen der BTEX-Konzentrationen hervorriefen als NA-Prozesse.

Der im Projekt entwickelte BTSA – Ansatz erlaubt es schließlich, bei Grundwasserschäden anhand des Verhältnisses konservativ und reaktiv transportierter Stoffe den Status der Ausbreitung eines retardierten oder abbaubaren Stoffes abzuschätzen.

Durch Mülldeponien hervorgerufene Grundwasserverschmutzungen sind nicht die typischen Schadensfälle, für die ein NA-Konzept zur Sanierung angedacht und entwickelt wurde. Im Gegensatz zu stoffspezifischen Schadensfällen liegt in der Regel eine Vielzahl von Schadstoffen vor, so dass sich das Verhalten der Schadstofffahne in der Regel nicht oder nur teilweise über die Modellierung definierter Abbauketten beschreiben und prognostizieren lässt.

Dennoch kann - unter den Voraussetzungen einer Quellsicherung und eines tolerierbaren Schadstoffspektrums - auch bei deponiebürtigen Grundwasserschäden NA eine Handlungsalternative sein. Eventuelle Prognoseunsicherheiten, die sich aus den nicht genau zu bestimmenden Eintragsmengen und –substanzen ergeben, können über ein abgestimmtes Monitoring der Schadensentwicklung ausgeglichen werden.

C4.6 Entwicklung eines standortspezifischen Monitorings (MNA)

C4.6.1 Auswahl Messnetz, geeignete Parameter, Beprobungsintervalle

Der Grundwasserschaden am „Monte Scherbelino“ wird seit 1967 kontinuierlich überwacht. Derzeit sind ca. 90 Messstellen beprobar. Davon reichen 12 Messstellen in die stauenden tertiären Schichten; zwei Messstellen sind im oberen quartären Grundwasserleiter mehrfach verfiltert.

Seit Beginn der hydraulischen Sanierung im Mai 2003 beobachtet das Umweltamt der Stadt Frankfurt den Sanierungsfortschritt anhand der Analysedaten aus dem Haldenweiher und den in **Abb. C4-16** gelb unterlegten Messstellen. Dabei werden die Sanierungsbrunnen monatlich beprobt, alle 12 Kontrollmessstellen und der Haldenweiher vierteljährlich. Der beprobte Parameterumfang umfasst die physikochemischen Parameter, die Hauptanionen und -kationen, den TOC sowie AOX, Arsen, BTEX, Chrom, Cyanide, Nickel, PAK, LHKW und Zink. Dieses Monitoringkonzept ist auch in Anbetracht der im Forschungsprojekt erlangten Ergebnisse schlüssig.

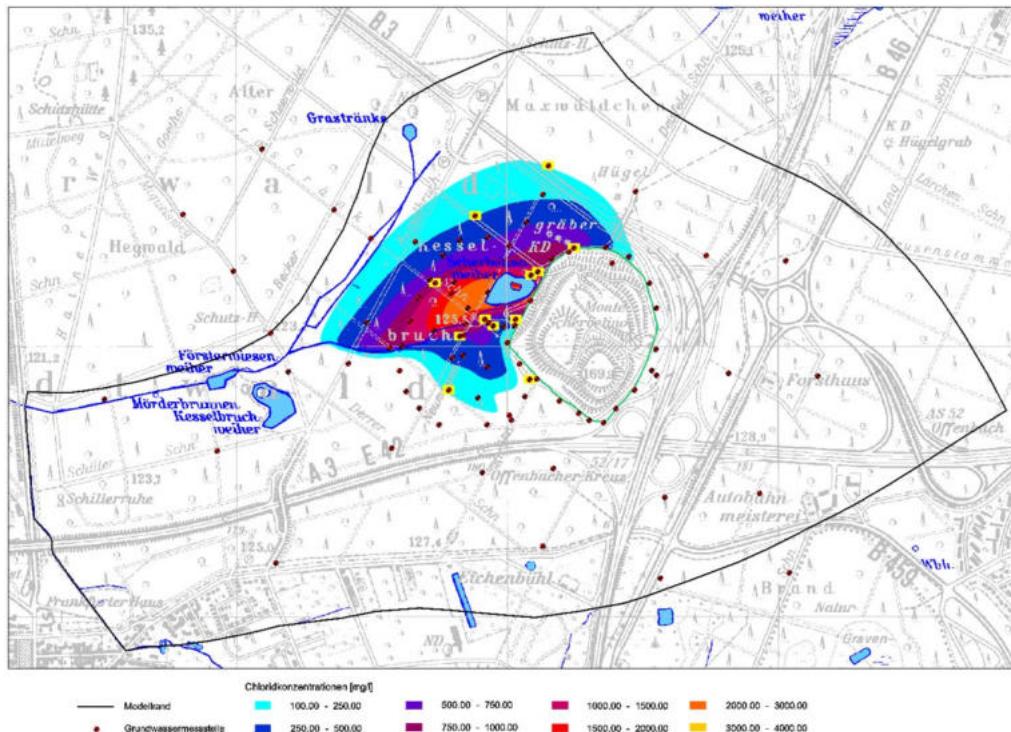


Abb. C4-16: Kontrollmessstellen des Monitoringprogramms der Stadt Frankfurt vor den für 2005 nach Dichtwandbau prognostizierten Chloridkonzentrationen

C4.6.2 Anforderungen und Bewertungskriterien der Kontrolle

Für einen gesicherten Schutz der Grundwasserqualität sollte das Monitoringprogramm so lange fortgeführt werden, bis im Schadensbereich für alle Stoffe die Geringfügigkeitsschwellenwerte unterschritten bzw. die Hintergrundkonzentrationen erreicht werden.

Messstellen am Fahnenrand können dabei sukzessive aus der Beprobung herausfallen. Dafür sollten jedoch näher am Schadensschwerpunkt gelegene Messstellen in das Monitoringprogramm aufgenommen werden, um die aktuelle Ausdehnung des Grundwasserschadens und die noch im Aquifer befindliche Schadstofffracht abschätzen zu können. Eine Ausweitung des zeitlichen Rasters auf eine halbjährliche Beprobung scheint unter den derzeitigen Umständen vertretbar.

C4.7 Durchführung und Überwachung einer ENA-Maßnahme

Der unmittelbar an die Deponie angrenzende „Scherbelinoweiher“ wurde Ende der 1960er Jahre als Löschteich eingerichtet. Dieser See legt das abstromige Grundwasser offen und wird von diesem durchströmt. Bei einer Oberfläche von knapp 11.000 m² und einer mittleren Wassertiefe von 3,2 m (maximal 5,4 m) hat der „Scherbelinoweiher“ ein Wasservolumen von knapp 35.000 m³.

Im Rahmen des Projektes sollte untersucht werden, ob durch künstlichen Sauerstoffeintrag das Rückhalte- und Abbauvermögen des „Scherbelinoweiher“ deutlich vergrößert und damit die Schadstoffbelastung des abstromigen Grundwassers signifikant reduziert werden kann.

Vor Beginn der Belüftungsmaßnahme wies der See bereits 2 m unterhalb der Wasseroberfläche anaerobe Verhältnisse auf. In den Tiefenprofilen der vergangenen Jahrzehnte zeigte sich eine deutliche vertikale Zunahme der Konzentrationen fast aller deponiebürtigen Stoffe bis zum Seeboden - mit Ausnahme oxidierter Spezies wie Nitrat oder Sulfat - einhergehend mit einer Abnahme des Redoxpotentials. Diese vertikale Konzentrationsverteilung blieb ganzjährig erhalten. Durch die hohe Verfügbarkeit an Nährstoffen hat sich am Seeboden eine Saprobelenschicht ausgebildet, deren Volumen auf ca. 5500 m³ geschätzt wird. An 80 Messpunkten wurde vor Beginn der Belüftungsmaßnahme die Mächtigkeit dieser Schlammschicht bestimmt.

Seit November 2006 wird der See kontinuierlich belüftet. Hierzu wird mit einem Niederdruckverdichter Umgebungsluft komprimiert und sechs Membrantellern zugeführt, die über den Haldenweiher verteilt auf dem Seeboden installiert sind. Diese tragen die Luft als feine Blasen in das Seewasser ein. Der zugeführte Luftvolumenstrom beträgt ca. 9 m³/h. Die aufsteigenden Luftblasen erzeugen darüber hinaus Konvektionswalzen, die zu einem weiteren Eintrag von Luftsauerstoff an der Wasseroberfläche führen.

Als Folge der Belüftung ist der Haldenweiher seit dem Frühjahr 2007 komplett durchmischt. Eine Schichtung des Sees konnte nicht mehr beobachtet werden. Der abgesetzte Schlammbereich wurde z. T. mobilisiert und ging in Suspension. Eine erneute Erfassung der Schlammmächtigkeiten im September 2007 ergab eine Reduzierung des Schlammvolumens durch Mineralisierung seit Beginn der Belüftung um ca. 30%.

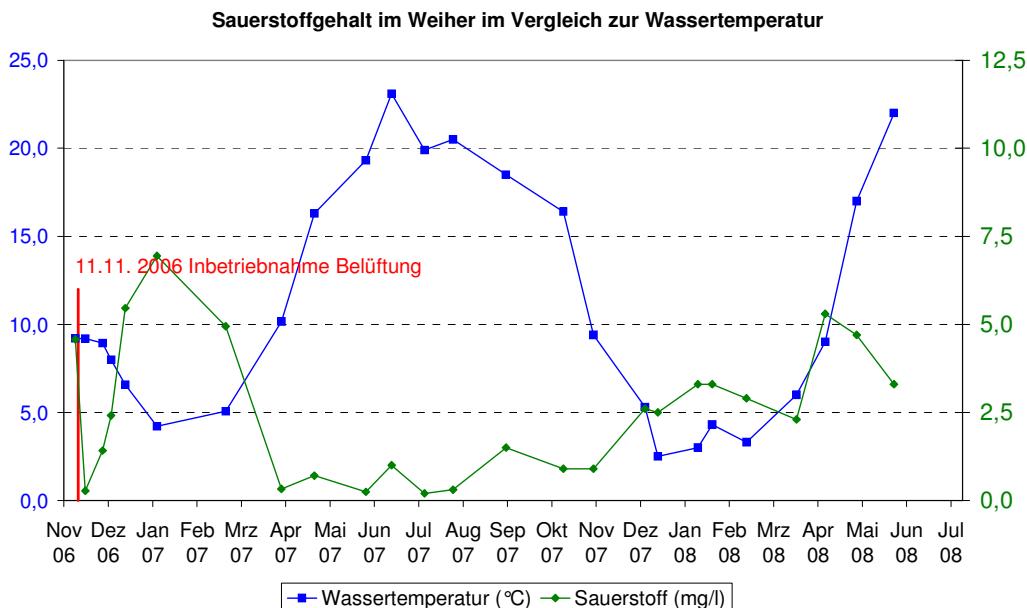


Abb. C4-17: Entwicklung des Sauerstoffgehaltes im Scherbelineweihers

Als Folge der Schlammaktivierung konnte im ersten Jahr der Belüftung keine relevante Steigerung des Sauerstoffgehaltes im Seewasser erreicht werden. Direkt nach Inbetriebnahme der Belüftung fiel der Sauerstoffgehalt zunächst drastisch von 5,1 mg/l auf 0,3 mg/l ab, was v. a. auf die schnelle Oxidation von Sulfiden, Eisen(II)- und Mangan(II)-Ionen zurückgeführt wird (siehe **Abb. C4-17**). Anschließend an die chemischen Oxidationsprozesse wurde die mikrobielle Nitrifikation zum wesentlichen sauerstoffzehrenden Prozess. Die Ammoniumgehalte nahmen von ca. 100 mg/l im unbelüfteten Zustand auf ca. 5 mg/l im belüfteten Zustand bei zunächst signifikant steigenden Nitratgehalten ab (siehe **Abb. C4-18**). Die Umsetzungsprozesse und die damit verbundene Sauerstoffzehrung finden erst bei Temperaturen über 5°C in relevantem Maße statt. Daher wurden im Winter 2006/2007 Sauerstoffgehalte im See von bis zu ca. 7 mg/l beobachtet, die dann im Sommer 2007 bis auf 0,3 mg/l abfielen.

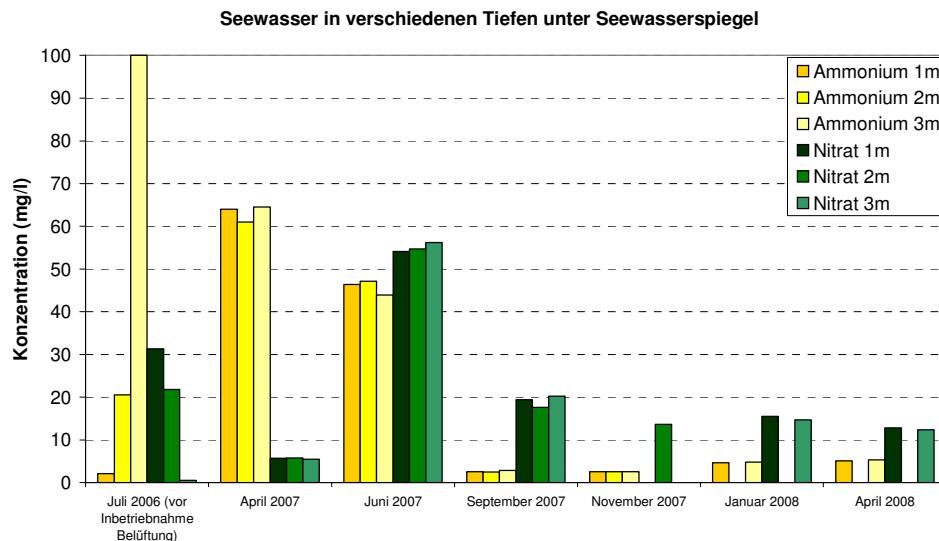


Abb. C4-18: Entwicklung von Ammonium und Nitrat im Scherbelinoweicher

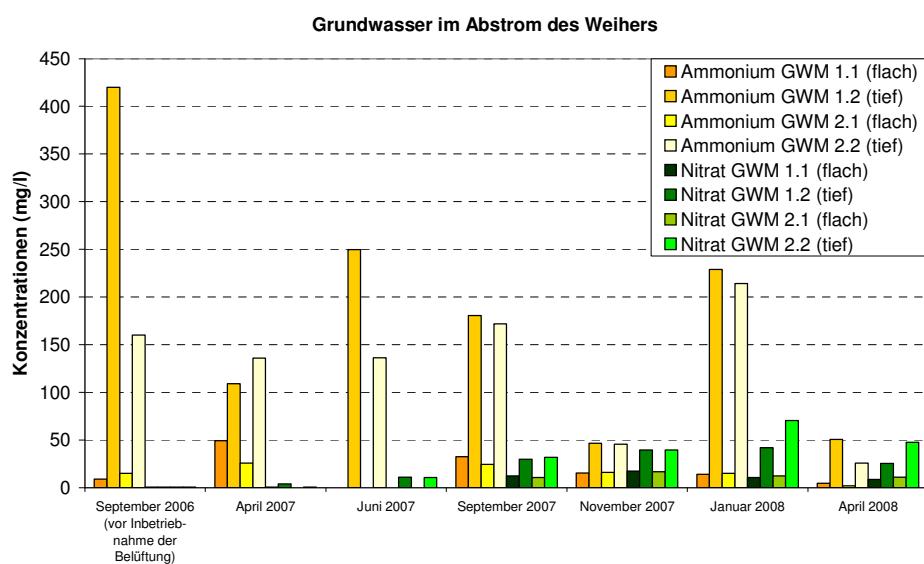


Abb. C4-19: Entwicklung von Ammonium und Nitrat im Grundwasserabstrom

Seit November 2007 sind die Sauerstoffgehalte im Seewasser kontinuierlich angestiegen und die Nitratgehalte deutlich gesunken. Die beiden tiefendifferenzierten Grundwassermessstellen im Hauptabstrom des Weiher zeigt eine signifikante Abnahme der Ammoniumkonzentrationen von bis über 400 mg/l auf unter 50 mg/l sowie einen deutlichen Anstieg der Nitratgehalte (siehe **Abb. C4-19**). Dies zeigt, dass die Sauerstoffverlagerung ins abstromige Grundwasser bereits begonnen hat. Somit stehen dort Elektronenakzeptoren zur Verfügung, die einen effektiven Abbau der abbaubaren organischen Substanz ermöglichen.

C5 **Projekt 4.3-Ergänzung, Deponie "Monte Scherbelino", Optisch spektroskopische Vor-Ort-Verfahren**

Autoren: Hans-Gerd Löhmannsroeben & Christian Brendler

- Universität Potsdam
- Institut für Chemie, Physikalische Chemie
- Herr Prof. Dr. H.-G. Löhmansröben, Herr Dipl.-Chem. C. Brendler
- Karl-Liebknecht-Straße 24/25; Haus 25; Raum F.0.10
- D-14476 Potsdam, OT Golm
- E-Mail: brendler@chem.uni-potsdam.de

C5.1 **Hinweise zum Projekt 4.3-Ergänzung**

- Projektleiter:
 - Prof. Dr. H.-G. Löhmansröben
- Projektpartner:
 - Dr. T. Scheytt (TU Berlin),
 - Dr. R. Schultze (Optimare GmbH Wilhelmshaven)
- KORA- Projekttitel: "Optisch spektroskopische vor Ort Verfahren zur Überwachung von ENA-Maßnahmen bei deponierbürtigen Schadstofffahnen"
- Förderkennzeichen: 0330504B
- Förderzeitraum: 01.06.2007-30.11.2008
- Verweis auf den Abschlussbericht zum Vorhaben:
 - Universität Potsdam / H.-G Löhmansröben & C. Brendler (12/2008):
Forschungsbericht zum KORA-Projekt 4.3-Ergänzung: "Optisch spektroskopische vor
Ort Verfahren zur Überwachung von ENA-Maßnahmen bei deponierbürtigen
Schadstofffahnen", FKZ 0330504B
 - Der Abschlussbericht kann bei den oben benannten Autoren als pdf- File angefordert
werden.

C5.2 **Einleitung, Projektziel**

Das Projekt wurde in Zusammenarbeit mit Herrn Scheytt und Herrn Fach von der TU Berlin am Standort Monte Scherbelino in Frankfurt am Main durchgeführt. Die Aufgabe bestand darin, optisch-spektroskopische Verfahren für die Überwachung der ENA-Maßnahme, am Standort eine Belüftung des Scherbelino-Weiwers, zu nutzen. In Laborversuchen wurden Proben vom Standort untersucht und die Belüftung des Weiwers als Laborversuch nachgestellt. Als optisch-spektroskopische Verfahren dienten hierbei die UV-Vis- und Fluoreszenzspektroskopie für flüssige Proben (Seewasser) sowie die Diffuse Reflexionsspektroskopie (DR) für die Analyse von Feststoffen (Sedimentproben). Im

weiteren Verlauf des Projektes wird eine Messkampagne vor Ort, in Zusammenarbeit mit der Firma Optimare aus Wilhelmshaven, durchgeführt. Dabei werden im Oktober 2008 mittels Laser-Induzierter Fluoreszenzspektroskopie (LIF) tiefenaufgelöste Messungen im Abstrom der Deponie/des Weiher durchgeführt.

Insgesamt standen für die Laborversuche neun Proben zur Verfügung, darunter sechs Wasserproben aus verschiedenen Tiefen, zwei Mischproben aus Seewasser und Schlamm und eine Grundwasserprobe aus dem Abstrom des Weiher (siehe Tab.1). Die Proben wurden von Dr. Andreas Fach (Abteilung Hydrogeologie, TU Berlin) zur Verfügung gestellt. Die Wasserproben sind alle gelb bis bräunlich gefärbt. Der Geruch ist neutral bis leicht faulig, nur die Grundwasserprobe riecht stark nach Schwefelwasserstoff. Der Schlamm ist sehr feinkörnig und besitzt keine feste Struktur. Schon durch eine leichte Bewegung des Wassers wird er aufgewirbelt.

Tab. C5-1: Probenübersicht

Probe	Beschreibung	Name	Tiefe [m]	Entnahme am:
1	Seewasser	sw31	1	2007-04-02
2	Seewasser	sw32	2	2007-04-02
3	Seewasser	sw33	3	2007-04-02
4	Gemisch Seewasser/Schlamm	ss3	-	2007-07-13
5	Gemisch Seewasser/Schlamm	ss4	-	2006-07-13
6	Seewasser	sw21	1	2007-09-06
7	Seewasser	sw22	2	2007-09-06
8	Seewasser	sw23	3	2007-09-06
9	Grundwasser	gw22 (tief)	ca. 5	2007-09-06

C5.3 Messungen

C5.3.1 UV-Vis- Messungen

Alle Proben wurden vor den Messungen verdünnt und als 10, 5, 1 und 0,5 %ige Lösungen untersucht. Die Proben wurden zuvor filtriert (Spritzenfilter Porengröße 0,45 µm) um den Schlamm und andere Feststoffpartikel zurück zu halten. Alle Messungen wurden am Absorptionsspektrometer CARY 500 (Version 8.01; Varian Inc., Palo Alto, USA) unter folgenden Bedingungen durchgeführt: Messbereich: 200-800 nm; Schrittweite: 1 nm; Scan-Rate: 300 nm/min. Für die Untersuchungen wurden Quarzküvetten verwendet, als Referenz im Zweistrahlgerät diente destilliertes Wasser.

In allen untersuchten Proben kommt es erst im Bereich ab 400 nm zum Anstieg der Absorption, wobei zwischen 280-240 nm ein Plateau erreicht wird und ab 240 nm ein weiterer steilerer Anstieg erfolgt (vgl. **Abb. C5-1**). Im Wellenlängenbereich zwischen 400-800 nm kommt es zu keiner Absorption des eingestrahlten Lichtes. Es wird deutlich, dass sich die neun untersuchten Proben in drei Gruppen einteilen lassen. Die geringste Absorption zeigen die Seewasserproben vom Entnahmepunkt 2 (SW2). In den gemischten Wasser/Schlammproben und in der Grundwasserprobe (SS/GW) ist die Absorption höher. In

den Seewasserproben am Entnahmepunkt 3 (SW3) ist die Absorption am höchsten. Dieses Verhalten ist auch bei den anderen untersuchten Verdünnungen (10,0; 1,0 und 0,5%) zu beobachten. Dabei erfolgte die Probennahme der drei SW3-Proben im April 2007 bzw. der SW2-Proben im September 2007. Die Seeschlammproben wurden im Juli 2006 und die Grundwasserprobe im September 2007 im/am Scherbelineweihen entnommen. Aus den Messungen lässt sich schließen, dass die Kontamination mit UV-Licht absorbierenden Stoffen in den sw3-Proben am höchsten ist. Am geringsten ist die Belastung in den sw2-Proben. Dazwischen liegen die Mischproben und die Grundwasserprobe.

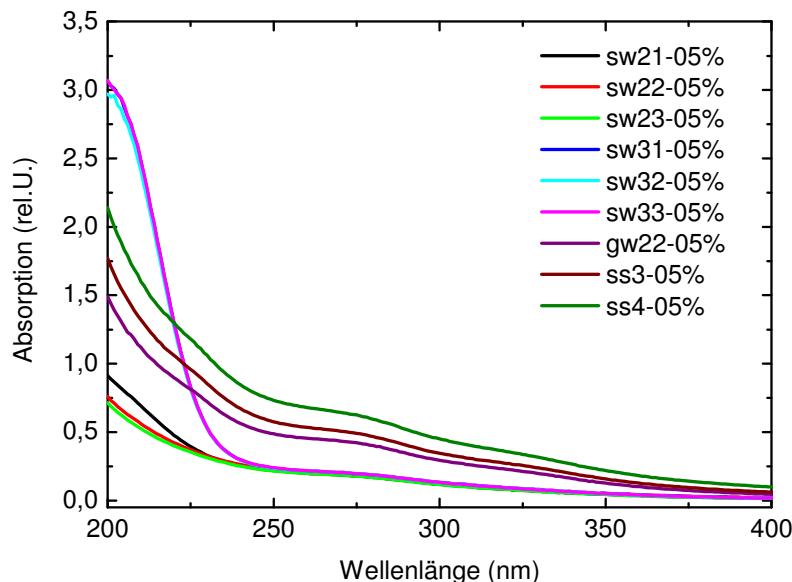


Abb. C5-1: UV-Vis Spektren aller Proben (Verdünnung auf 5%)

C5.3.2 Fluoreszenz- Messungen

Die Fluoreszenzmessungen wurden am Fluoreszenzspektrometer von Perkin Elmar (Jobin Yvon, München) durchgeführt. Es wurden alle neun Proben bzw. deren Verdünnungen (0,5; 1; 5 und 10%) untersucht. Die Messungen fanden unter folgenden Bedingungen statt: Messbereich: 250-650 nm Schrittweite 1 nm; Integrationszeit 0,25 sek; die Anregungswellenlänge wurde im Bereich zwischen 210 bis 300 nm in 10 nm Schritten variiert. Somit standen zehn Messungen pro Probe für die Auswertung zur Verfügung. Alle Spektren zeigen, unabhängig von der Anregungswellenlänge, einen breiten unstrukturierten und unspezifischen Peak zwischen 300-600 nm. Dieser wird wahrscheinlich durch Huminstoffe in der Probe hervorgerufen. Einzige Ausnahme, bei einer Anregung von 210 bzw. 220 nm kommt es trotz einer starken Absorption im UV-Spektrum nur zu einer geringen Fluoreszenzintensität im Spektrum. Das Intensitätsmaximum liegt bei allen Messungen der neun Proben zwischen 410 und 430 nm. In den weiteren Abbildungen (**Abb. C5-2**, **Abb. C5-5**, **Abb. C5-6**) sind die Ergebnisse für die Fluoreszenzmessungen mit einer Anregungswellenlänge von 250 nm gezeigt.

Wie bei den UV-Vis Untersuchungen lässt sich auch hier eine Einteilung der Proben vornehmen. Im Unterschied zu den Absorptionsspektren weisen die Seewasserproben 2 und 3 sehr ähnliche Fluoreszenzeigenschaften auf, die Intensität ist annähernd gleich. Die

gemischten Wasser/ Schlammproben sowie die Grundwasserprobe zeigen eine deutlich höhere Fluoreszenzintensität. Daraus lässt schließen, dass die Belastung mit fluoreszierenden Stoffen in den Wasserproben geringer ist als in den Mischproben und der Grundwasserprobe. Das Intensitätsmaximum liegt bei allen Messungen im Bereich zwischen 420-430 nm (siehe **Abb. C5-2**).

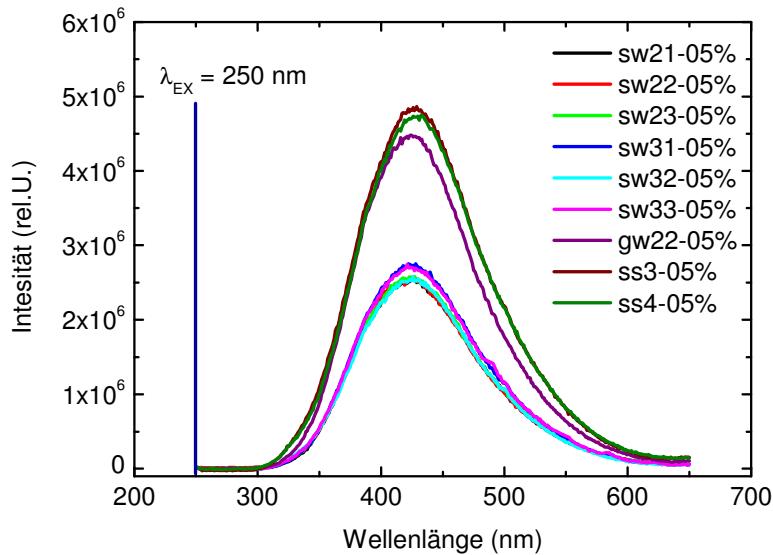


Abb. C5-2: Vergleich der Fluoreszenzspektren aller Proben bei $\lambda_{\text{Ex}} = 250 \text{ nm}$; 5% Lösung

C5.4 Aufbau des Laborversuches

Um den natürlichen Abbau von deponiebürtigen Schadstoffen im Weiher zu unterstützen, wird vor Ort Luft über sechs Sonden in das Gewässer geleitet. Dies wurde im Labor nachgestellt um den Einfluss dieser Maßnahme auf den Schadstoffabbau optisch spektroskopisch untersuchen zu können. Dazu wurden zwei vorhandene Proben mit einer Belüftungspumpe für Aquarien verbunden und über ein Schlauchsystem Luft in die Proben geleitet. Als Proben dienten zwei Seewasser/Schlamm-Mischproben (SS3 und SS4). Eingeleitet wurden 30-40 NL Luft pro Stunde, für eine gute Durchmischung wurden die Proben gerührt. Die **Abb. C5-3** verdeutlicht den Aufbau.

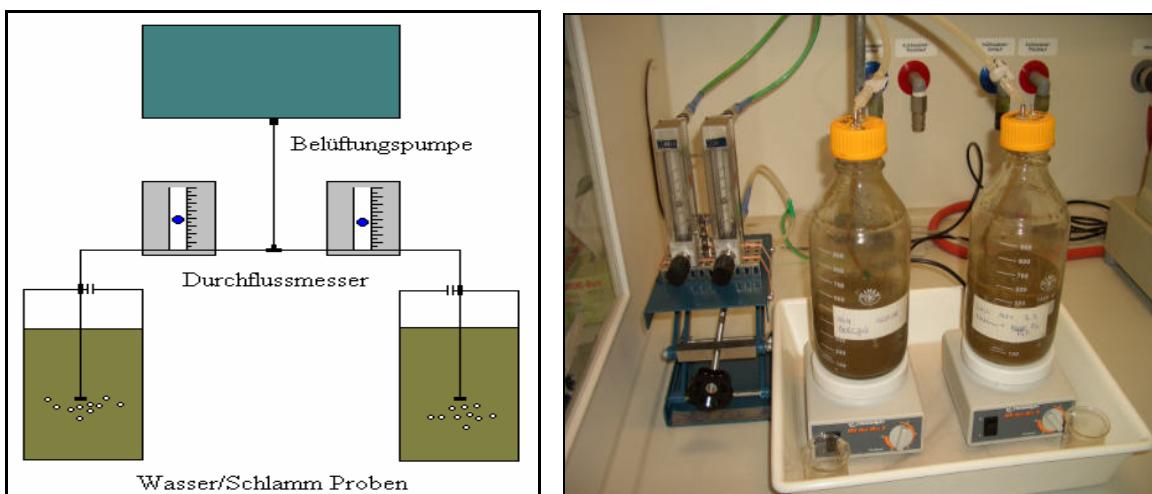


Abb. C5-3: Schematischer Aufbau des Laborversuches

Die Belüftung der Proben wurde am 07. November 2007 gestartet. Zu diesem Zeitpunkt wurde die erste Probe entnommen und mittels UV-Vis- und Fluoreszenzspektroskopie untersucht. Die weitere Probenentnahme erfolgte im wöchentlichen Abstand. Dazu wurden aus den Flaschen etwas Probe entnommen und für 1 Stunde bei 4000 U/min zentrifugiert. Im Anschluss wurde die flüssige Phase abgenommen und über einen Spritzenaufsatzfilter (Porengröße 0,45 µm) filtriert. Der getrocknete und gemahlene Sand/Schlamm aus der Zentrifugation wurde für die Messungen mittels der Diffusen Reflexionsspektroskopie (DR) genutzt.

C5.5 Ergebnisse Belüftungsversuch

Für den Vergleich zwischen belüfteter und unbelüfteter Probe wurden zu Beginn der Belüftung Referenzproben entnommen. Die beiden Proben wurden nicht weiter behandelt und nur für die Zusatzmessungen (pH-Wert, Leitfähigkeit und Temperatur) wurden die Flaschen geöffnet.

Die **Abb. C5-4** zeigt den Vergleich der UV-Vis Spektren der belüfteten Proben nach 30 Wochen, den unbehandelten Proben zu Beginn des Experiments und den unbehandelten Proben zum Ende der Belüftung nach 30 Wochen. In der Darstellung sind keine signifikanten Unterschiede in den Spektren der unbelüfteten Proben zu erkennen. Lediglich im Bereich zwischen 220-280 nm ist nach 30 Wochen ein Unterschied in der Absorption zu sehen. Die Absorptionsspektren der belüfteten Proben und der unbelüfteten Proben zeigen dagegen deutliche Unterschiede. Nach 30 Wochen ist die Absorption der belüfteten Proben im Bereich 240-300 nm niedriger und im Bereich zwischen 200-240 nm deutlich höher als zu Beginn der Belüftung bzw. in den Referenzproben. Dabei ist die Absorption in der Probe ss4 etwa doppelt so hoch wie in der Probe ss3. Das bedeutet, dass sich die Zusammensetzung der adsorbierenden Stoffe in den Proben durch die Belüftung ändert und mittels UV-Vis-Spektroskopie verfolgt werden kann. Gezeigt sind die Ergebnisse für die 1%igen Lösungen der Proben ss3 und ss4.

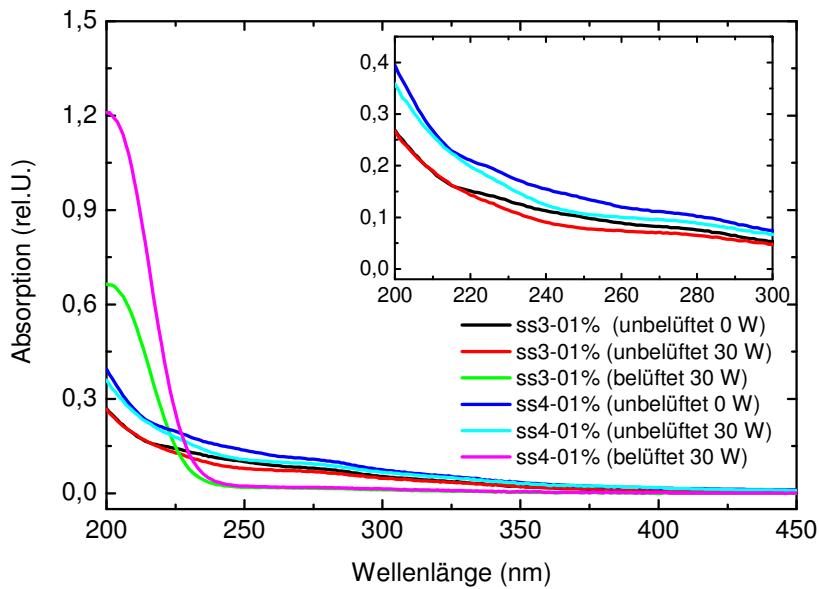


Abb. C5-4: Vergleich belüftete/unbelüftete Probe – UV-Vis Spektren (1,0% Lösungen Probe ss3+4)

Die Referenzproben wurden auch mittels Fluoreszenzspektroskopie untersucht. In der unten dargestellten **Abb. C5-5** sind die Ergebnisse für die 1,0%igen Lösungen gezeigt. Wie bei den UV-Vis Spektren wurden für den Vergleich die belüftete Probe nach 30 Wochen, die unbelüftete Probe zu Beginn und die unbelüftete Probe nach 30 Wochen genutzt. Im Vergleich der unbelüfteten Proben wird eine leichte Abnahme der Fluoreszenzintensität im Untersuchungs-zeitraum deutlich. Diese Abnahme fällt in der Probe 3 etwas stärker aus als in der Probe 4. Verursacht wurde diese Abnahme durch das wöchentliche Öffnen der Referenzproben für Zusatzmessungen (pH-Wert, Leitfähigkeit und Temperatur). Allerdings sinkt die Intensität der Fluoreszenz in den belüfteten Proben viel stärker als in der unbelüfteten Referenzprobe. Zu Beginn der Belüftung liegt die Intensität der Fluoreszenz in der Probe ss4 etwas höher als in der Probe ss3. Zum Ende des Belüftungszeitraumes (nach 30 Wochen) erreicht die Fluoreszenzintensität für beide Proben etwa das gleiche Niveau. Die Ergebnisse für die UV-Vis Spektren und Fluoreszenzspektren lassen sich auch auf die anderen untersuchten Verdünnungen übertragen. Im Vergleich zu den Adsorptionsspektren sind die Unterschiede zwischen den belüfteten und unbelüfteten Proben aus den Fluoreszenzspektren sehr gut und direkt erkennbar. Daraus lässt sich schließen, dass die Belüftung den Abbau von fluoreszierenden Stoffen in den Proben beschleunigt.

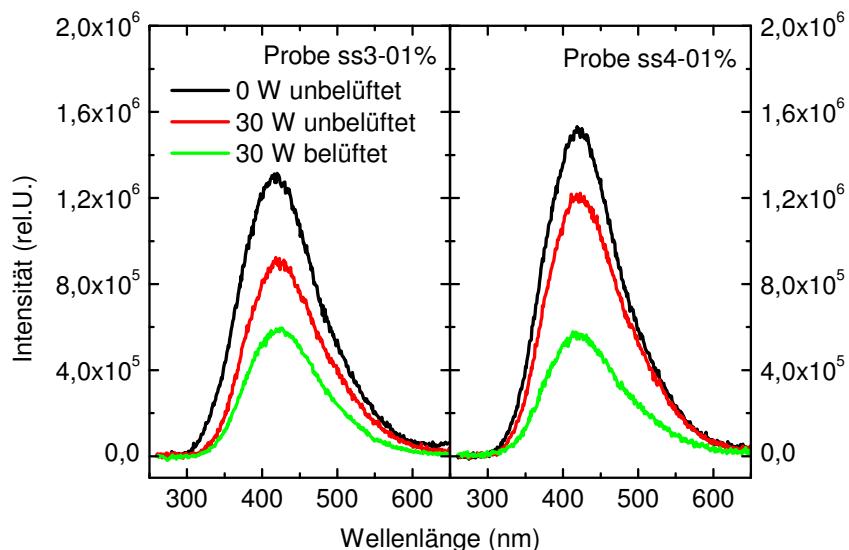


Abb. C5-5: Vergleich belüftete/unbelüftet Probe – Fluoreszenzspektren (1,0% Lsg.); $\lambda_{\text{Ex}} = 250 \text{ nm}$

Wird die Fluoreszenzintensität im Maximum ($\lambda_{\text{Em}} = 420 \text{ nm}$) über den Versuchszeitraum betrachtet, so ergibt sich ein abnehmender Trend. Die **Abb. C5-6** stellt den Verlauf der Fluoreszenz-intensität für verschiedene Verdünnungen der Proben dar. Der abnehmende Trend ist in allen neun Verdünnungen zu erkennen. Allerdings schwanken die Werte bei den 5,0 und 10,0%igen Proben deutlich stärker als bei den kleinen Verdünnungen. Deutlich zu sehen ist die Zunahme der Intensität zum Anfang der Messungen bei der Probe 3 und bei der Probe 4 die konstanten bzw. abnehmenden Intensitäten bei den ersten Messungen.

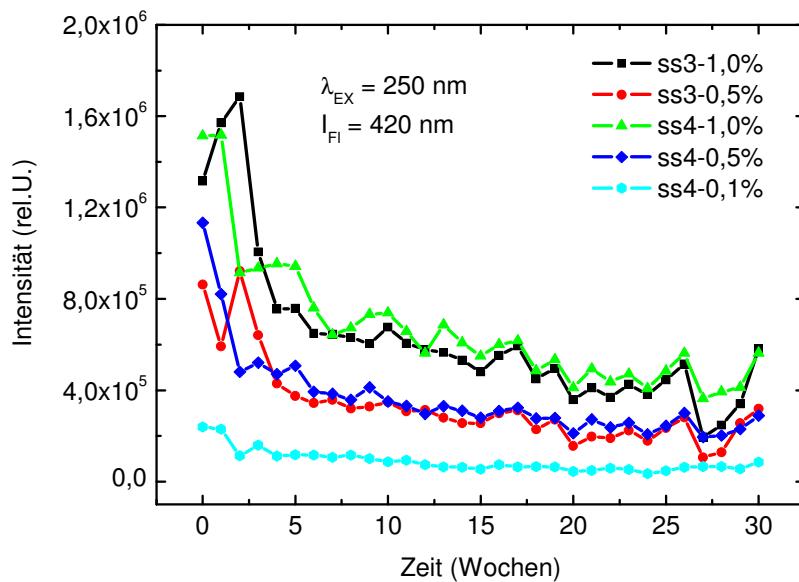


Abb. C5-6: Verlauf der Fluoreszenzintensität im Maximum ($\lambda = 420 \text{ nm}$)

C5.6 Ergebnisse Diffuse Reflexionsspektroskopie:

Die während des Belüftungsversuches gesammelten Feststoff-/Sedimentproben wurden mittels Diffuser Reflexionsspektroskopie untersucht. Da nicht alle Proben in ausreichender Menge vorhanden waren, wurde Magnesiumoxid als Standard verwendet und die Proben mit dem Standard im Verhältnis 9:1 gemischt. Aus den gemessenen Reflexionsspektren (R) wurde die Kubelka-Munk-Funktion berechnet (vgl. folgende Gleichung) und gegen die Wellenlänge aufgetragen. Aus der Auftragung des Verhältnisses zwischen Absorptions- (K) und Streukoeffizient (S) in der Kubelka-Munk-Funktion ergibt das Absorptionsspektrum der Feststoffprobe.

$$\frac{K}{S} = \frac{(1-R)^2}{2 \cdot R} = F(R); \quad R = \frac{I_{\text{reflektiert}}}{I_{\text{eingestrahlt}}}$$

Aus der Abb. C5-7 ist deutlich zu sehen, dass sich die Absorptionseigenschaften in den beiden Proben unterscheiden. Die Probe ss4 absorbiert zu Beginn der Belüftung mehr Licht als die Probe ss3. Dies deckt sich mit den Ergebnissen der UV-Vis- und Fluoreszenzmessungen. Im Verlauf der Belüftung steigt die Absorption in beiden Proben zuerst an. Wobei der Anstieg in der Probe 4 schon nach fünf Wochen sein Maximum erreicht, während er in der Probe 3 erst nach 20 Wochen Belüftungszeit den Maximalwert erreicht. Nach Erreichen des Maximums beginnt die Absorption in beiden Proben zu sinken und liegt nach 30 Wochen Belüftungszeit etwa auf einem Niveau. Deutlich wird auch, dass Magnesiumoxid als Standard im Bereich der Probenabsorption keine Eigenabsorption zeigt und somit keinen Einfluss auf die Ergebnisse nimmt.

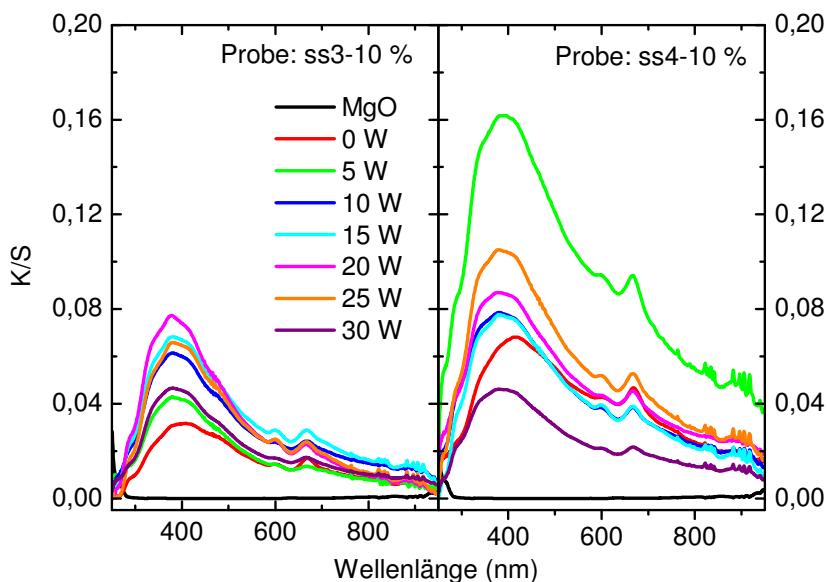


Abb. C5-7: Ergebnisse Diffuse Reflexionsspektroskopie während der Belüftung

Wird das Absorptionsmaximum, es liegt in beiden Proben bei etwa 380 nm, über den Belüftungs-zeitraum betrachtet, so ergibt sich der in **Abb. C5-8** gezeigte Zusammenhang. Zu Beginn wird eine Zunahme der Absorption deutlich, die bereits nach wenigen Wochen wieder sinkt und nach zehn Wochen ein konstantes Niveau erreicht. In den folgenden Wochen ändert sich die Absorption nur wenig und beginnt ab der 25. Belüftungswoche weiter zu sinken. Über den gesamten Belüftungszeitraum ist ein abnehmender Trend erkennbar, der jedoch nicht so deutlich ausfällt wie in der zuvor untersuchten flüssigen Proben (siehe Abb. C5-6).

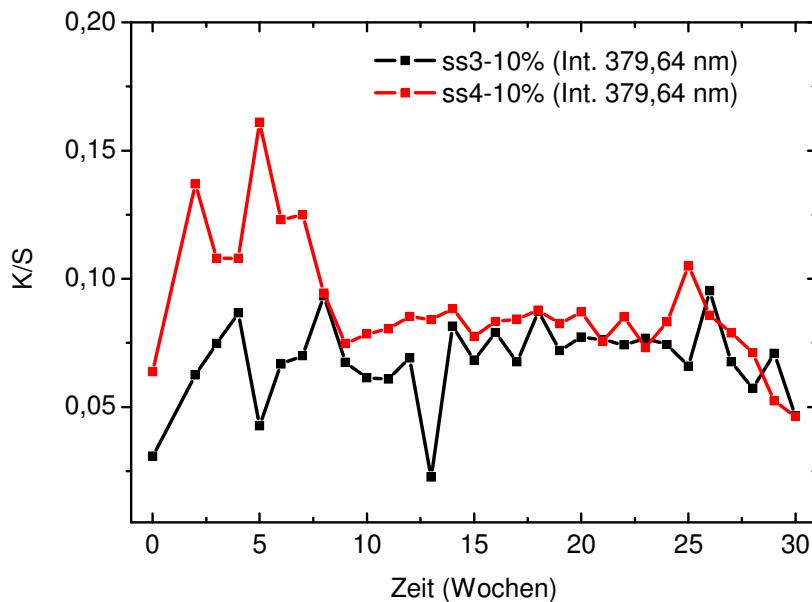


Abb. C5-8: Intensitätsverlauf im Absorptionsmaximum während der Belüftung

C5.7 Zusammenfassung und Ausblick

Die durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, dass sich deponiebürtige Schadstofffahnen mit optisch-spektroskopischen Verfahren überwachen lassen. Der im Labor nachgestellte Belüftungsversuch macht deutlich, dass sich Änderungen in der Probencharakteristik mit den eingesetzten Verfahren verfolgen lassen. In allen drei genutzten Verfahren (UV-Vis-, Fluoreszenz- und Diffuse Reflexionsspektroskopie) konnten durch die Belüftung verursachte Änderungen nachgewiesen werden. In den UV-Vis-Spektren lies sich die Änderung der Absorption verfolgen. Im Wellenlängenbereich von 250-350 nm nahm die Absorption ab, wo hingegen sie im Bereich zwischen 200-250 nm deutlich anstieg. In den Fluoreszenz- und Reflexionsspektren konnte im Verlauf der Belüftung eine Abnahme der jeweiligen Intensität nachgewiesen werden. Ursache für die Abnahme in der Fluoreszenzintensität ist wahrscheinlich der Abbau der Huminstoffe zu organischen Verbindungen mit einer geringeren molaren Masse. Der Rückgang der Absorption in den Reflexionsspektren wird wahrscheinlich, neben dem Abbau, auch durch ein Lösen der absorbierenden Substanzen aus dem Feststoff in die wässrige Phase verursacht. Durch die unspezifischen Banden in den Spektren ist es leider nicht möglich, einzelne Substanzen mittels Fluoreszenz- oder Reflexionsspektroskopie nachzuweisen. Dadurch konnte eine Zuordnung zu bestimmten Substanzklassen (PAK etc.) nicht erfolgen. Die gemessenen

Spektren setzen sich wahrscheinlich aus einer Vielzahl von Substanzen (spez. Huminstoffe) zusammen. Aber es konnte gezeigt werden, dass eine Belüftung zur Verringerung der Konzentration der Schadstoffe beiträgt. Mit den gewählten Methoden konnten die Veränderungen gut verfolgt werden.

Im weiteren Verlauf des Projektes wird vor Ort eine Messkampagne in Zusammenarbeit mit der Firma Optimare aus Wilhelmshaven durchgeführt. Dabei sollen mittels mobiler Laser-Induzierter Fluoreszenzspektroskopie (LIF) Spektren im Boden und im Grundwasserleiter aufgenommen werden. Ziel der Kampagne ist die Ergebnisse aus den Laborversuchen im Feldversuch zu bestätigen.

C6 Projekt 4.4, Spüldeponie Großkayna

Autorin: Grit Uhlig

- *Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH*
- *Frau G. Uhlig*
- *Leipzig*
- *www.lmbv.de*

Co-Autoren: Florian Werner, Peter Tropp, Katja Eulitz

- *GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden*
- *Herr Dr. F. Werner, Frau Dipl.-Ing. K. Eulitz, Herr Dr. Tropp*
- *Meraner Str. 10*
- *01217 Dresden*
- *www.gfi-dresden.de*

Co-Autor: Andreas Schroeter

- *IHU Gesellschaft für Ingenieur-, Hydro- und Umweltgeologie mbH*
- *Herr Dr. A. Schroeter*
- *Nordhausen-Leimbach*
- *www.ihu-gmbh.com*

Co-Autor: Thomas Wilsnack

- *IBeWa - Ingenieurpartnerschaft*
- *Herr Dr. Th. Wilsnack*
- *Freiberg*
- *www.ibewa.de*

C6.1 Hinweise zum KORA- Projekt 4.4

- Projektleitung:
 - Frau G. Uhlig, LMBV mbH
 - Herr W. Hille, LMBV mbH
- KORA- Projekttitel: "Untersuchung des natürlichen Rückhalts und Abbaus deponiebürtiger Schadstoffe am Beispiel der subaquatischen Deponie Großkayna/Merseburg"
- Verweis auf den Abschlussbericht zum Vorhaben:
 - Der vollständige FuE- Bericht des KORA Projekts 4.4 ist als CD- Anhang (Teil F5 "Verzeichnis der Daten- CD") Bestandteil des TV4- Leitfadens.
 - LMBV & GFI, IHU, IBeWa / Uhlig, Hille, Werner, Schroeter, Wilsnack, Tropp (06/2008): Forschungsbericht zum KORA-Projekt 4.4: Untersuchung des natürlichen Rückhalts und Abbaus deponiebürtiger Schadstoffe am Beispiel der subaquatischen Deponie Großkayna/Merseburg ", FKZ 330505

C6.2 Ausgangszustand und Zielstellung

C6.2.1 Standortsituation

Der im Tagebau Großkayna nach der Auskohlung entstandene Runstedter See liegt im Braunkohlerevier des Geiseltals westlich von Leipzig, südlich von Halle und Merseburg. Die Abb. C6-1 zeigt seine Lage zum nordwestlich gelegenen Geiseltalsee und zum Südfeldsee im Süden. Die Subrosion von Salzen, vor allem des Zechstein, führte im Tertiär zur Bildung mächtiger Braunkohlenflöze, die mit Unterbrechungen von 1908 bis 1965 abgebaut wurden. Nach der Braunkohlegewinnung erfolgte von 1970 bis 1995 die Einspülung von Reststoffen vor allem aus der Düngemittelindustrie der LEUNA- Werke. Mit der Beendigung der Einspülung von Reststoffen aus den LEUNA- Werken im Jahr 1995 wurde das ursprüngliche Ziel der geländegleichen Verfüllung der bergbaulichen Hohlform aufgegeben. Die Spüldeponie hat ein Volumen von rund 25 Millionen m³. Hauptschadstoff ist Ammonium.

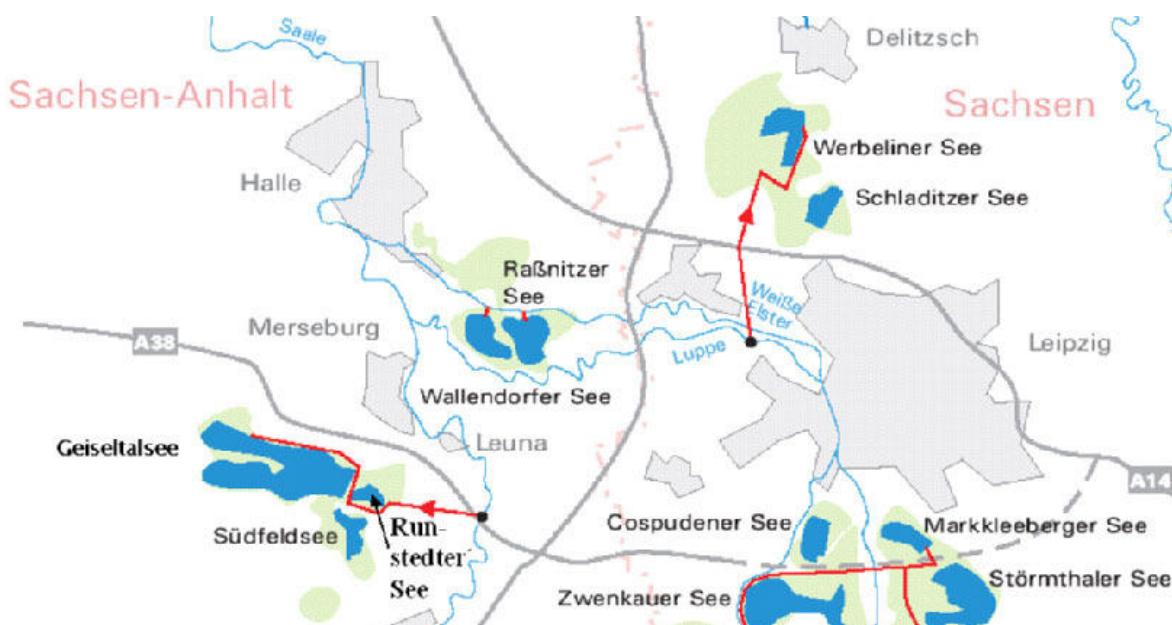


Abb. C6-1: Lage des Runstedter Sees (Tagebaurestloch Großkayna)

Durch die Flutung des Restlochs mit Flusswasser aus der Saale entstand in der Verantwortung der LMBV in den Jahren 2001 und 2002 der Runstedter See. Er hat eine Fläche von 230 ha und ein Volumen von 55 Mio. m³. Sein Endwasserspiegel von 97,0 mNN wurde im Juli 2002 erreicht. Insgesamt wurden dazu 55,2 Mio. m³ Wasser aus der Saale zugeführt. Mit der Flutung entstand aus dem Restloch Großkayna der Runstedter See.

Die Sanierung der Spüldeponie Großkayna stellte seit Beginn der 1990er Jahre ein ingenieur- und naturwissenschaftliches sowie ein rechtlich-administratives Problem dar, für das keine Beispieldlösungen existierten. Die Ordnung dieser Probleme hat die Durchführung des aktuellen FuE-Projektes überhaupt erst ermöglicht und ist ein Verdienst aller damals beteiligten Akteure. Die Meilensteine auf diesem Weg waren:

- Durchführung eines 1. FuE-Projektes durch IHU von 1994 bis 1997 /IHU, 1997/. Im Zentrum dieses FuE-Vorhabens standen die Standorterkundung und die Abschätzung des Gefährdungspotentials der subaquatischen Spüldeponie.
- Erstellung eines Sanierungsrahmenkonzeptes (SRK) durch die CUI GmbH mit den Eckpunkten
 - In-lake- Sanierung nach Variantenvergleich,
 - schnelle Flutung mit frei oszillierendem Seewasserspiegel (abflussloser See),
 - Tiefenwasserbelüftung,
 - Röhrichtanpflanzung,
 - fortlaufende Überwachung (Monitoring).
- Wasserrechtliches Planfeststellungsverfahren 2001,
- Flutung mit Wasser aus der Saale 2001/2002,
- Finanzierungsregelung durch einen öffentlich-rechtlichen Vertrag zwischen LMBV, Leuna-Werke GmbH, MRLU Land Sachsen-Anhalt, LAF und BVS von 2001,
- Schaffung einer kontinuierlichen Umwelt/Sanierungsüberwachung und Auswertung der gewonnenen Daten im Rahmen des von der LMBV beauftragten Projektmanagements durch die CUI GmbH.

Die hydrogeologische Situation ist durch zwei Grundwasserstockwerke gekennzeichnet. Das Festgestein stockwerk umfasst die Grundwasserleiter (GWL) des Buntsandsteins und des Muschelkalkes. Im Buntsandstein sind vier GWL ausgebildet, die jeweils durch Grundwassergeringleiter [Grundwasserstauer (GWS) bzw. Grundwasserhemmer] voneinander getrennt sind. Der GWL Muschelkalk ist nur am Rand des Geiseltalbeckens verbreitet und hat für den Standort Großkayna keine unmittelbare Bedeutung.

Das über dem Festgestein stockwerk lagernde Lockergestein stockwerk umfasst Schichten des Tertiärs und des Quartärs einschließlich der anthropogenen Bergbau- Kippensedimente. Die Basis des Lockergesteins wird durch die grundwasserstauende Übergangszone des Tertiärs gebildet. Das Tertiär weist eine horizontal und vertikal sehr differenzierte Ausbildung auf. Am Standort Großkayna wird es im hydrogeologischen Standardprofil in das Liegendtertiär (i. e. S.), die Basiskohle, das untere und mittlere Hauptmittel, die obere Mittelkohle, das obere Hauptmittel, die Oberkohle und Hangendtertiär (i. e. S.) unterteilt, wobei eine Untergliederung infolge der ursprünglichen engräumigen Verbreitung und der bergbaulichen Einflüsse in großräumig wirksame, tertiäre GWL und GWS nicht konsequent durchführbar ist. Das Tertiär wurde deshalb im hydrogeologischen Modell zu einem GWL-Konzept zusammengefasst. Das Quartär wird aus den natürlichen pleistozänen und holozänen Sedimenten und insbesondere aus meist inhomogenen, gekippten oder verspülten, montanen Abraumkippenmassen gebildet. (vgl. **Abb. C6-2**).

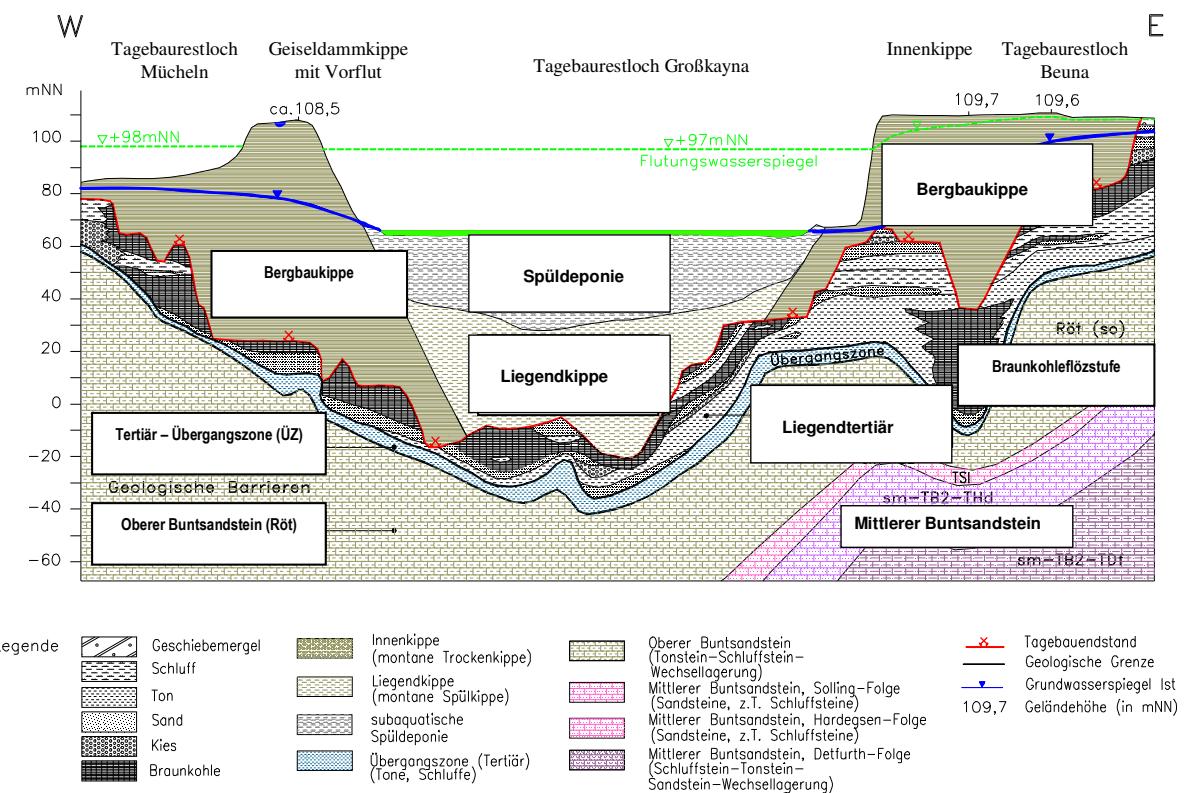


Abb. C6-2: Hydrogeologischer Prinzipschnitt der Deponie Großkayna

C6.2.2 Bergbausanierung und Zielstellung im Rahmen KORA

C6.2.2.1 Bergbausanierung/ Sanierungsrahmenkonzept (SRK):

Die Lösung des Problems Tagebaurestloch (TRL) Großkayna, d.h. die Beherrschung der Bergbausanierung in Verbindung mit der eingelagerten Spüldeponie, war die Voraussetzung für die Entstehung des Geiseltalsees im unmittelbar benachbarten TRL Mückeln (vgl. Abb. C6-1) und damit der Schlüssel für die Gestaltung der Bergbau- Folgelandschaft des Geiseltals. Die notwendige Reihenfolge – d.h. zuerst TRL Großkayna und dann TRL Mückeln – war geotechnisch bedingt. Durch einen Variantenvergleich ergab sich im Sanierungsrahmenkonzept (SRK) eine in-lake- Sanierung mittels Enhanced Natural Attenuation (ENA).

Die bergtechnische Sanierung, wie die Herstellung der Böschungsgeometrie und die Umsetzung des Flutungskonzeptes, musste den Maßnahmen des SRK entsprechen. Das ENA-Konzept war vor allem auf die Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation des Hauptschadstoffes Ammonium ausgerichtet. Im Einzelnen bedeutete dies:

- Die Flutung des Restloches wurde zum Rückhalt der Schadstoffe mit Fremdwasser aus der Saale als schnelle Flutung in den Jahren 2001/2002 durchgeführt.
- Die Wasserspiegelhöhe von 97 mNN gewährleistet die allseitige Grundwasseranströmung und verhindert den Austrag von Schadstoffen in das Grundwasser.

- Durch das Konzept des abflusslosen Sees wird die Gefährdung von Vorflutern ausgeschlossen.
- Die Aerobisierung des Hypolimnions mit 3 Tiefenwasserbelüftern unterstützt den kontinuierlichen Abbau der Schadstoffe im Seewasser durch Nitrifikation und verhindert zu starke Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser.
- Ein Röhrichtgürtel trägt zur Steigerung der Denitrifikationsleistung und zur Verhinderung der Nitratanreicherung im See bei.
- Durch ein komplexes Standortmonitoring, welches das Grundwasser, den See und die Uferzone erfasst, wird die Sanierung überwacht.
- Die Sanierungsdauer (Schadstoffabbau auf umweltverträgliche Werte) wurde im SRK auf 289 Jahre prognostiziert, auf die auch die finanzielle Sicherstellung ausgerichtet ist.

C6.2.2.2 Zielstellung in KORA

Die Erwartungswerte für die zukünftige Wasserbeschaffenheit im See und im Grundwasser können in Zusammenhang mit dem Grundwasseranstieg im Umfeld nicht allein auf der Basis von Messungen abgeleitet werden. Sie bedürfen einer begründeten Prognose. Eine solche Prognose ist durch ein rechnergestütztes Simulationsmodell zu entwickeln. Es gilt, Zustand, Prognose und Steuerung mit dem Modell zu reflektieren. Das Sanierungsrahmenkonzept bildet die Grundlage für diese Arbeiten. Es liefert die notwendige Datenbasis und es definiert die Forderung nach prognostischen Steuergrößen für die installierten Tiefenwasserbelüfter sowie für die Wirksamkeit der Denitrifikationsmaßnahmen.

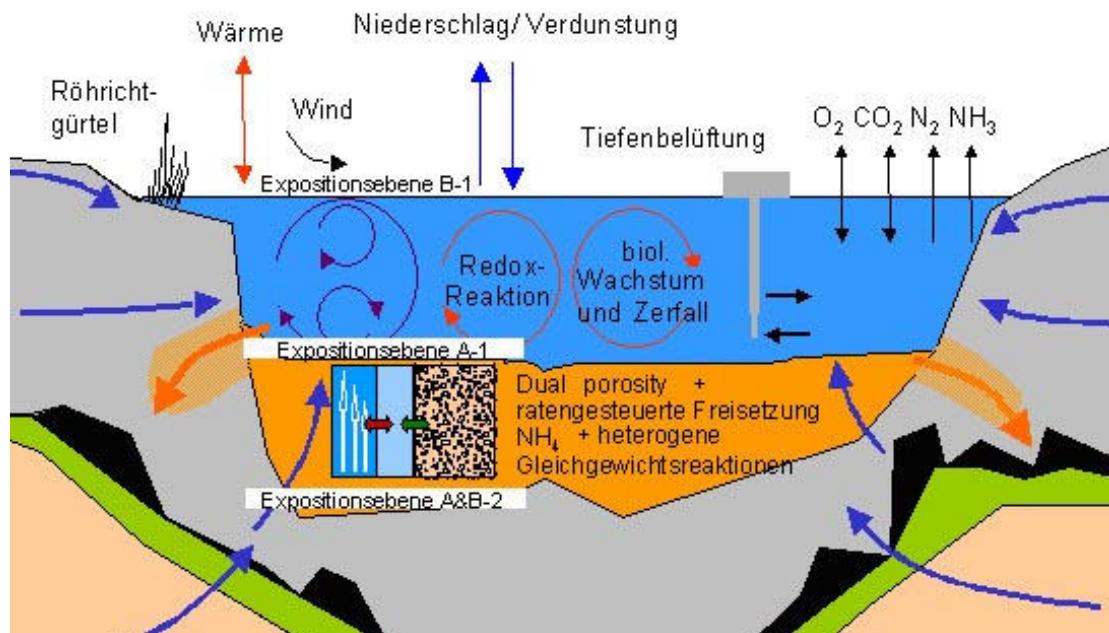


Abb. C6-3: Schematische Darstellung der wesentlichen, durch die Modellkopplung berücksichtigten Prozesse (mit Darstellung der Expositionsebenen, Tab. C6-1)

Die Belastbarkeit der Prognose wird maßgeblich von der korrekten Abbildung der Wasser- und Stoffmengenströme, d.h. den Zuströmen zum See über die Deponie und den anschließenden Grundwasserraum bestimmt. Im Restsee ist die Überlagerung der natürlichen Bioprozesse mit den durch den Stoffeintrag aus der Spüldeponie hervorgerufenen Abbauprozessen abzubilden. Zur Lösung dieser komplexen Fragestellung wurde ein gekoppeltes Modellsystem aus den Teilmodellen Aquifer und See entwickelt (vgl. **Abb. C6-3**). Im Rahmen eines Spezialmonitorings wurden Messungen am Seeboden durchgeführt, um die erwartete Umkehr der Strömung vom Zustand der Infiltration (vom See ins Grundwasser) zum Zustand der Exfiltration (vom Grundwasser in den See) zu beobachten und den Zustrom aus der Spüldeponie stofflich beschreiben zu können.

Das gekoppelte Modell wird in den Regelkreis der Entscheidungen am Standort eingebunden (vgl. **Abb. C6-4**). Aus der Langfristigkeit des Prognosezeitraumes und aus wirtschaftlichen Erwägungen resultiert die Notwendigkeit, anhand eines funktionstüchtigen Modells über den Regelkreis

Prognose – Modell – Monitoring mit Abgleich zur Prognose

den Sanierungsablauf zu überwachen und erforderlichenfalls zu steuern bzw. mögliche optionale Maßnahmen zu aktivieren.

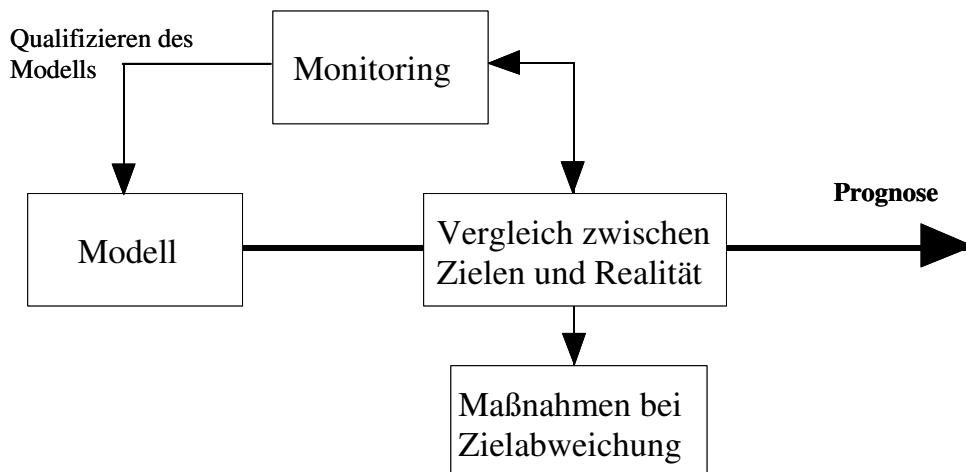


Abb. C6-4: Regelkreis der Entscheidungsprozesse

Die Erstellung des Regelkreises auf der Grundlage eines prognosefähigen Modells sowie das Spezialmonitoring bilden ein zentrales Element für die Durchführung der ENA-Sanierungsmaßnahme (Enhanced Natural Attenuation). Denn neben der Installation der Tiefenwasserbelüftungsanlagen und der Anpflanzung des Röhrichtgürtels als Maßnahmen zur Unterstützung der natürlichen Abbauprozesse müssen Prognosen zu Stoffaustausch, Erreichbarkeit von Zielwerten und Sanierungsdauer erstellt werden können. Diese geforderte Prognosesicherheit muss auf der modellgestützten Prozessidentifikation und –qualifizierung

basieren und kann nicht nur aus der Erfassung des Konzentrationsverlaufs als Monitoring und des daraus abgeleiteten Trends bestehen.

C6.2.3 Gefahrenanalyse und Schutzgutbetrachtung

Die schutzwertspezifische Bewertung der Standortsituation bezüglich Schaden und Gefahr lässt sich in folgender Weise charakterisieren:

- Ein deponiebürtiger Grundwasserschaden ist zu besorgen.
- Eine Gefahr für umliegende Schutzgüter wird festgestellt.

Bei der Schutzgutbetrachtung ist sowohl hinsichtlich der Zustandsphasen der Deponie-Betriebsphase bzw. nach der Bergbausanierung- als auch hinsichtlich der Expositionsebenen zu unterscheiden. Die folgende Tab. C5-1 enthält die Ergebnisse der Analyse der Schutzgutgefährdung für die Deponie Großkayna/ den Runstedter See.

Tab. C6-1: Schutzgutbetrachtung

Phase	Expositionsebenen	
	1	2
A) Betriebsphase der Deponie	Oberkante Deponie	Deponiebasis
B) nach Maßnahmen SRK	Seewasserkörper/ Wasserspiegel +97 mNN	Deponiebasis

Schutzgüter:	Gefährdung
Luft	im Zustand A-1: Ausgasung Ammoniak (Unfälle im Ort, Verhaltensmaßregeln für das Personal bei der Sanierung)
Mensch	Gefährdung vorhanden
Boden	Gefährdung zu besorgen (Schadstoffaustrag)
Grundwasser	Gefährdung zu besorgen (Schadstoffaustrag)
Seewasser	Landschaftssee; bei Einhaltung festgelegter Grenzwerte keine Gefährdung
Vorfluter und Trinkwasser	keine Gefährdung (abflussloser See)

Gefährdungen können aus nachstehend aufgeführten Fakten entstehen:

- instationärer Zustand im Grundwasserbereich bis ca. 2010 (Beendigung der Flutung des Geiseltalsees),
- partieller Stoffaustrag in das Grundwasser aus der Deponie über das Seewasser bzw. direkt aus der Spüldeponie,

- dichtebedingter Grundwasserabstrom aufgrund zu starker Aufsalzung des Seewassers,
- zu starke Sauerstoffzehrung im See ,
- ungenügende Nitrifikation im See,
- zu starke Nitratanreicherung im See.

Die Maßnahmen zur Gefahrenabwehr bzw. zur Gefahrenminderung umfassen folgende Teilaspekte:

- Schutzmaßnahmen ergeben sich vor allem aus dem Sanierungsrahmenkonzept (schnelle Flutung, Tiefenwasserbelüftung, Röhrichtgürtel, allseitiger Grundwasseranstrom, abflussloser See).
- Standortbedingt existiert eine Dichtungswirkung der die Deponie unterlagernden Kippe.
- Es wird ein umfassendes Standortmonitoring durchgeführt (Gefahrenerkennung).
- Der Standort wurde in einen Regelkreis der Entscheidungsprozesse eingebunden (siehe **Abb. C6-4**), um den Sanierungsablauf zu überwachen und erforderlichenfalls zu steuern bzw. mögliche optionale Maßnahmen zu aktivieren.

C6.3 Lösungsansatz und Methoden

C6.3.1 Lösungsansatz

Das Tagebaurestloch Großkayna mit dem darin aufgegangenen Runstedter See ist ein Beispiel für die Nachnutzung eines Tagebaurestloches als Standort für die Abfallablagerung und die daraus resultierenden Folgen für die Seewasserbeschaffenheit in dem entstandenen Restsee. Der Spüldeponiekörper wird allseitig an- und durchströmt und die Schadstoffe kontinuierlich in den abflusslosen Seekörper eingetragen. Für die langfristige Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit stellen der Eintrag von Ammonium und die kontinuierliche Zunahme der Gesamtmineralisation des Seewassers die wesentlichen Gefährdungsmomente dar.

Die Gewährleistung der Handlungs- und Eingriffsfähigkeit durch den Standortverantwortlichen (LMBV GmbH, künftig der Landkreis Saalekreis) erforderte die Schaffung eines prognosefähigen Modells zur Abbildung

- des Eintragsprozesses aus der Spüldeponie,
- der Grund- und Seewasserhydraulik und
- der Umwandlungs- und Abbauprozesse im Reaktionsraum See.

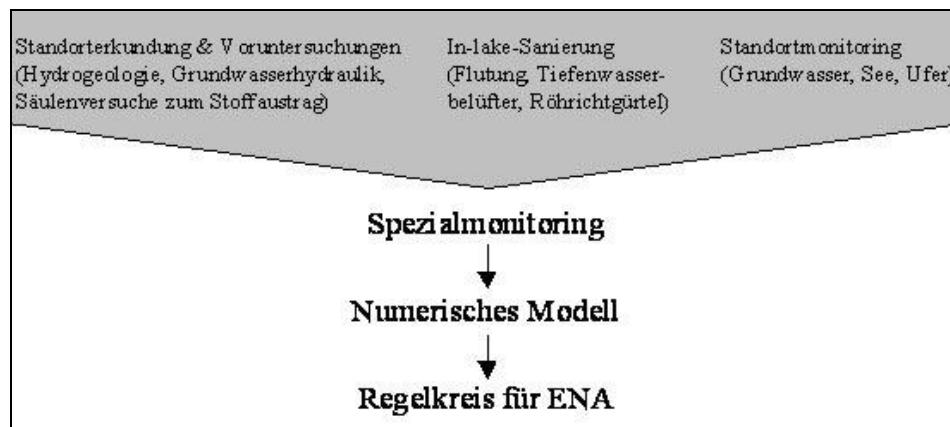


Abb. C6-5: Vorgehensweise zur Durchführung der ENA-Sanierung am Standort der Deponie Großkayna

Die modellgestützte Abbildung der komplexen hydraulischen und chemisch/ biologischen Prozesse sowie die Prognose der zeitabhängigen Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit bildet eine wesentliche Grundlage für

- die Auswahl und Dimensionierung geeigneter Maßnahmen zur gezielten Beeinflussung der Seewasserbeschaffenheit,
- das prozess- und standortorientierte Monitoring und
- die daraus abzuleitende monetäre Planung für den Standort.

Im Rahmen des KORA- Forschungsvorhabens „Untersuchung des natürlichen Rückhaltes und Abbaus deponiebürtiger Schadstoffe am Beispiel der Deponie Großkayna“ wurde, gestützt auf ein Spezialmonitoring zur Erfassung des Stoffaustragsverhaltens aus dem Deponiekörper, ein numerisches Modell entwickelt, welches die gekoppelte Simulation der Prozesse im Aquifer (Spüldeponie und Grundwasserleiter) und dem Reaktionsraum See ermöglicht. Das prognosefähige, numerische Modell wird in den Regelkreis der Entscheidungen am Standort eingebunden.

C6.3.2 Spezialmonitoring

Im Rahmen der Durchführung der ENA-Sanierung erfolgte ein Spezialmonitoring zur Erfassung des Stoffaustragsverhalten aus der Spüldeponie. Dazu wurden Porendrucksondierungen und Exfiltrationsmessungen an der Oberkante der Spüldeponie durchgeführt. Die **Abb. C6-6** enthält die Prinzipsskizze zu diesen Messverfahren.

Durch die Differenzdruckmessungen zwischen dem Porenwasser des Seeuntergrundes und dem freien Seewasser erfolgte die messtechnische Erfassung der hydrostatischen Verhältnisse an der Grenzfläche Aquifer/ Restsee und somit der lokalen Hydraulik (Exfiltration/ Infiltration). Mit der Installation von stationären Messeinrichtungen zur permanenten mengenmäßigen und stofflichen Erfassung des Zustromes aus dem

subaquatischen Deponiekörper können Stoffstrommengen aus dem Deponiekörper lokal erfasst werden.

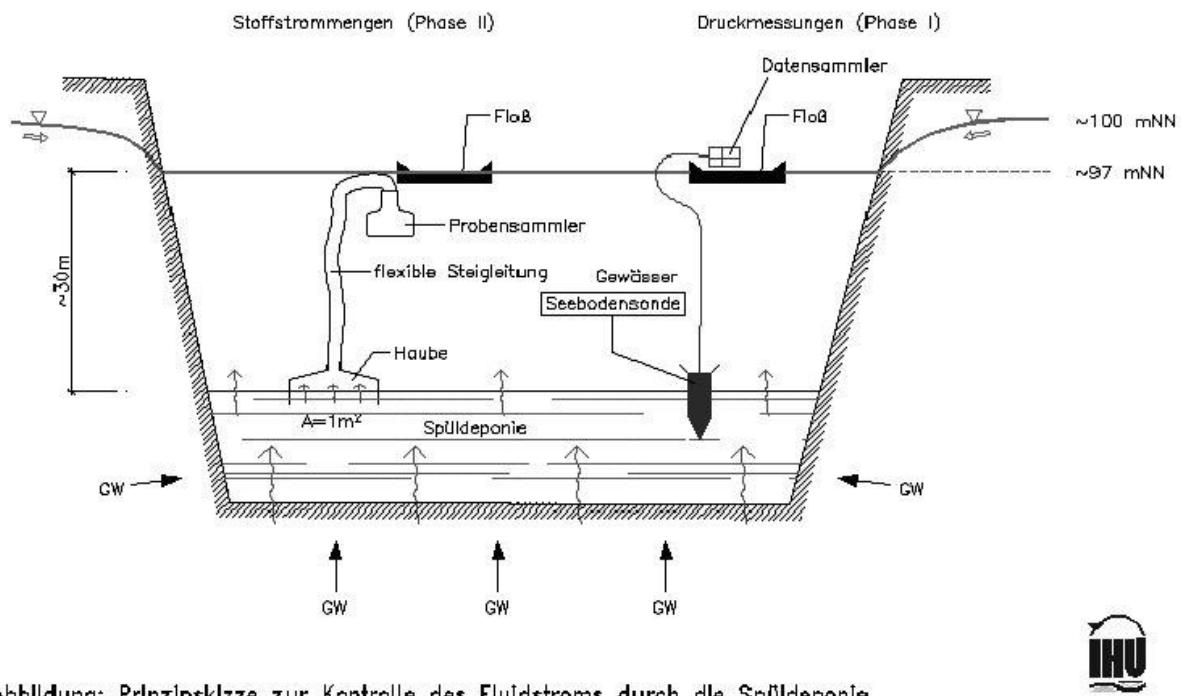


Abbildung: Prinzipskizze zur Kontrolle des Fluidstroms durch die Spüldeponie

Abb. C6-6: Prinzesskizze des Spezialmonitorings

Die gewonnenen Zuflussraten und Beschaffenheitsdaten bestätigen die Vorstellungen zum Stoffeintrag aus der Spüldeponie in den Restsee und sind ein wesentlicher Baustein für die Verifizierung und Anpassung des gekoppelten Modells.

C6.3.3 Numerisches Modell

Auf der Grundlage einer detaillierten Standorterkundung im Rahmen des Forschungsvorhabens „Tagebaurestloch Großkayna – Teil Gefährdungsabschätzung“ und dem montanhydrologischen Monitoring im Ergebnis des Sanierungsrahmenkonzeptes (s. Abschnitt 1.2.1) wurde das gekoppelte Modellsystem „MODGLUE“ für den Standort Großkayna/ Runstedter See aufgebaut, dass aus den beiden Teilsystemen Aquifer und Seekörper besteht (**Abb. C6-7**).

Das Aquifer-Modell (Software MODMST sowie PHREEQC) bildet die Stoffquelle Spüldeponie und das Schutzgut Grundwasser, welches von der Spüldeponie noch nicht beeinflusst wurde, ab. Die regionale hydrogeologische Situation und Grundwasserhydraulik wird 3-dimensional erfasst. Der geohydraulische Aufbau des Spüldeponiekörpers sowie die Feststoffzusammensetzung erfolgt räumlich differenziert. Um die Freisetzung von Schadstoffen aus der Stoffquelle zu beschreiben, werden geochemische Reaktionen in der Spüldeponie sowie Stoffaustauschprozesse zwischen stagnierendem und strömendem

Porenwasser (dual porosity- Konzept) berücksichtigt. Das hochauflösende Modell ist in der Lage, auch durch Dichte- und Temperaturunterschiede ausgelöste Strömungen im Untergrund abzubilden.

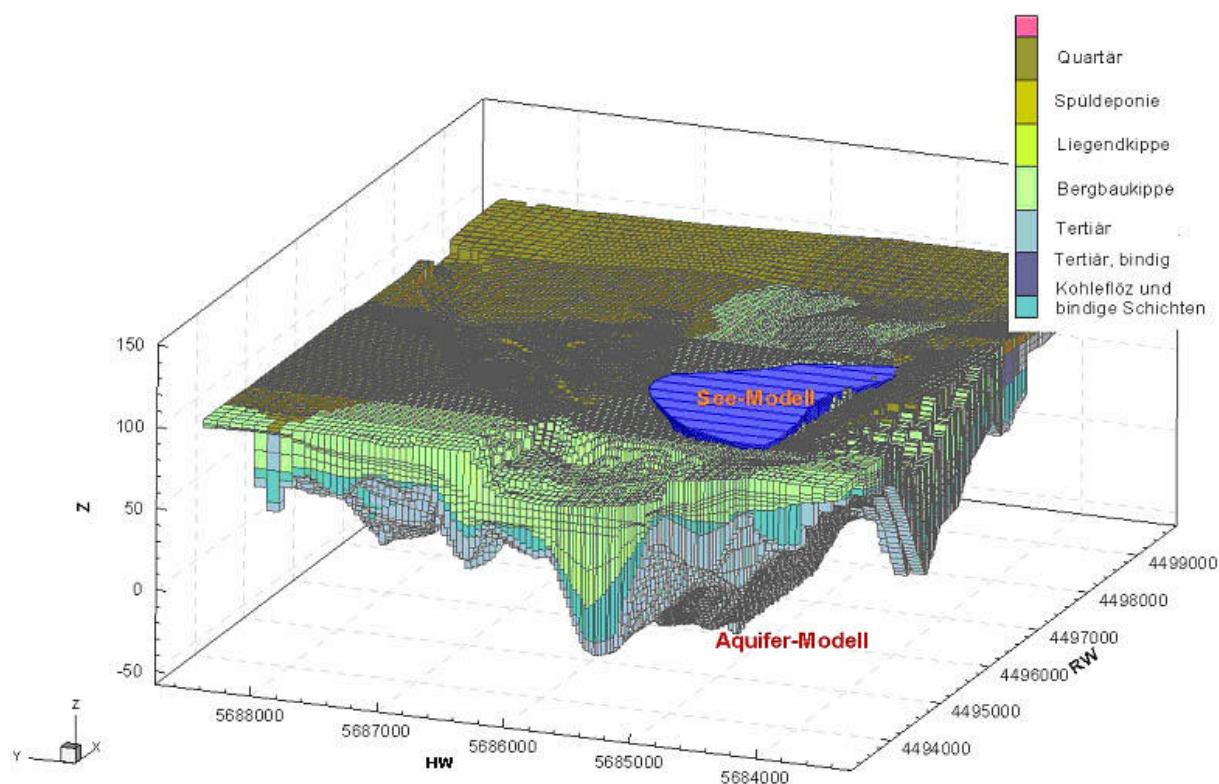


Abb. C6-7: Geometrische Darstellung der Kopplung der Modellräume

Im See spielen die atmosphärischen Einflüsse und die biologisch gesteuerten Redoxreaktionen und Abbauprozesse eine besondere Rolle (siehe auch Abb. C6-3). Mit dem See-Modell (Software CE-QUAL sowie PHREEQC) wird die dichte-/temperaturbeeinflusste Limnophysik des dimiktischen Restsees sowie die Kopplung zwischen biologischen und chemischen Stoffwandlungen erfasst. Besonders relevant für die Modellierung der Beschaffenheitsentwicklung des Runstedter Sees ist die Abbildung der Stickstoffwandlungen sowie die Implementierung des Sauerstoffeintrags durch die Tiefenwasserbelüftung.

Ergebnisse des Modellsystems sind die Ermittlung der Grundwasserzuströme und der damit verbundenen Stofffrachten (über die Spüldeponie sowie den umgebenden Grundwasserkörper), die Erfassung der Dynamik und der Abbauprozesse im See (natürlicher Abbau und Schadstoffabbau) und die Ermittlung der Grundwasserbeschaffenheit im Abstrom bzw. ggf. ob dichtebedingter Grundwasserabstrom stattfindet.

In der Abb. C6-8 ist das Zusammenwirken der Teilmodelle in dem gekoppelten Modellsystem MODGLUE dargestellt.

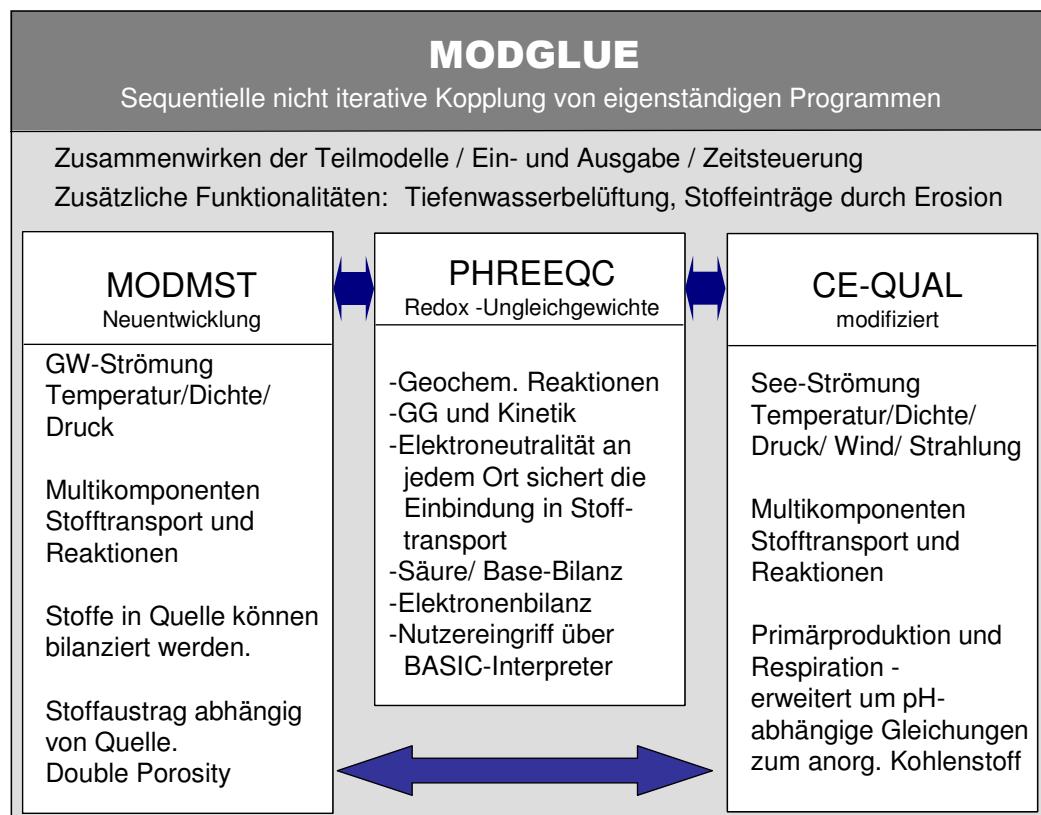


Abb. C6-8: Zusammenwirken der Teilmodelle im gekoppelten Modellsystem MODGLUE

C6.3.4 Regelkreis für ENA

Das entwickelte Modellwerkzeug kann eingesetzt werden zur Prozessuntersuchung, zur Erfassung der Wirkung verschiedener Sanierungsvarianten und zur Abschätzung der langfristigen Entwicklung sowohl der Seewasserbeschaffenheit als auch des Grundwasserabstroms: Es werden Prognosen

- zum Stoffaustrag aus dem Deponiekörper,
- zum Stoffabbau im Restsee,
- zur Stoffausbreitung im Grundwasserabstrom,
- zur Sanierungsdauer

berechnet. Neben der Prognose der zukünftigen Entwicklung der Grund- und Seewasserbeschaffenheit gewährleistet der auf dem numerischen Modell und dem Monitoring basierende Regelkreis Angaben zu Besorgniswerten, d.h. ab wann ein kritischer Zustand erreicht ist (ggf. abweichend von der Prognose), und daraus folgend Maßnahmen zum Eingriff bzw. Rückfalloptionen abzuleiten. In diesem Zusammenhang ist die Optimierung des Betriebsregimes der Tiefenwasserbelüftung zu sehen. Als Rückfalloption sind auf jeden Fall alle drei vorhandenen Belüfter betriebsbereit vorzuhalten. Der Regelkreis für die ENA-Sanierung dient ganz maßgeblich der Unterstützung und Absicherung der Sanierungsverantwortlichen.

C6.4 Wirksamkeit von NA und Vergleich mit alternativen Verfahren

C6.4.1 Beitrag von NA zum Erreichen der Schadensminimierung

C6.4.1.1 Bewertung des Beitrags von NA

Am Runstedter See mit der unterlagernden Spüldeponie Großkayna erfolgte die Einbindung von NA- Prozessen in das Sanierungsrahmenkonzept. Zur Unterstützung der natürlichen Selbstreinigungsprozesse wurden mit der Installation der Tiefenwasserbelüfter und der Anpflanzung des Röhrichtgürtels Maßnahmen im Sinne von Enhanced Natural Attenuation – Prozessen durchgeführt. Mit dem entwickelten Modellwerkzeug können Prognosen zum Stoffaustausch und zur Stoffausbreitung erstellt werden, die NA als hinreichend effektiv am Standort ausweisen und eine Gefährdung der Schutzgüter ausschließen. Zur Überwachung des Sanierungsverlaufs wurde auf der Basis des prozessorientierten Monitorings sowie des Prognosemodells ein Regelkreis der Entscheidungsprozesse aufgestellt. Somit werden die Anforderungen der Genehmigungsbehörden an eine Anerkennung von NA-/ ENA- Prozessen als Sanierungsmaßnahme erfüllt:

- Trendableitung erfolgt nicht nur aus dem Konzentrationsverlauf der Monitoringdaten, sondern durch Prozessidentifikation und -qualifizierung,
- Prognosesicherheit wird durch ein prozessbeschreibendes Modell erhöht,
- Erreichbarkeit der Sanierungsziele,
- keine vergleichbaren anderen Eingreifmaßnahmen.

C6.4.1.2 Prozessidentifikation und -qualifizierung

Die Beschaffenheitsentwicklung im See wird durch den Zustrom aus dem Aquifer und den Abbau im See maßgeblich geprägt. Der Schwerpunkt der Betrachtung liegt auf den Stickstoffverbindungen. Unter dem Einfluss des natürlichen und durch die Tiefenwasserbelüftung unterstützten Abbaus erfolgt die Nitrifikation des Ammoniums im Gewässer. Das im Gewässer entstehende Nitrat wird durch Denitrifikation in seiner Konzentration gemindert. Folgende Prozesse wurden identifiziert und im gekoppelten Modellsystem abgebildet:

Entwicklung der Grundwasserhydraulik und klimatische Entwicklung:

- 3-dimensionale Erfassung der regionalen hydrogeologischen Situation
- Widerspiegelung der zu erwartenden Grundwasserhydraulik am Standort
- Abschätzung der Auswirkung der gegenwärtigen und zukünftigen klimatischen Rahmenbedingungen

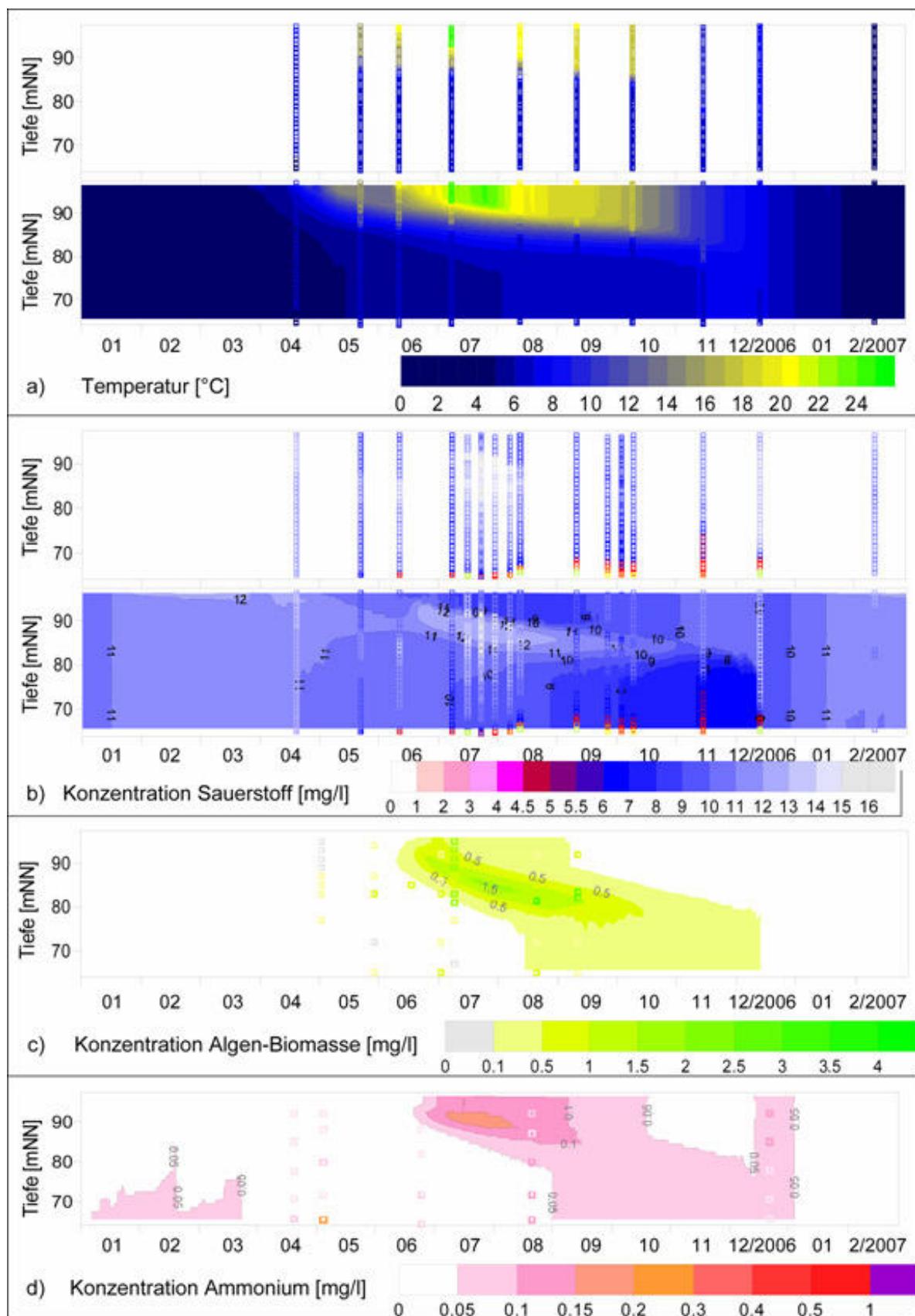


Abb. C6-9: Vergleich gemessen/berechnet: – a) Temperaturschichtung; b) Sauerstoffgehalt (jeweils gemessene Profile oben); c) Algen-Biomasse (Vergleich mit den Analysen von 2007); d) Ammonium-Konzentration

Identifikation des Stoffaustauschs:

- Erfassung des flächendifferenzierten Zustroms über die Spüldeponie
- Abbildung der Nachlieferungsmechanismen aus dem Feststoff im Modell
- Beschreibung der langfristigen Wirkung der Spüldeponie als Schadstoffquelle

Abbildung der Beschaffenheitsentwicklung im Restsee:

- Erfassung der sich langfristig einstellenden Zu- und Abstromsituation
- Erfassung der Stofffreisetzung aus der Spüldeponie
- Erfassung der Abbau und Umwandlungsprozesse (Redoxreaktionen, biologisches Wachstum und Zerfall)
- Erfassung der Denitrifikation in Abhängigkeit von der Ausbildung und Leistungsfähigkeit geeigneter Reaktionsräume
- Beurteilung des Einflusses der Tiefenwasserbelüftung auf die Nitrifikationsleistung im See
- Prognose der Dichteentwicklung im See

C6.4.1.3 Prognosesicherheit und Erreichbarkeit der Sanierungsziele

Das entwickelte Modellwerkzeug ermöglicht die geforderten belastbaren Prognosen. Die Belastbarkeit beruht auf der Prozessidentifikation und – qualifikation im Zusammenhang mit

- umfangreichen Testrechnungen und Szenarienanalysen der Teilmodelle sowie des gekoppelten Modellsystems,
- der Kalibrierung des Modellsystems ab dem Zeitpunkt der Flutung des Restloches (2003-2006),
- der zeitweisen Abschaltung der Tiefenwasserbelüftungsanlagen zur Erfassung und Differenzierung der natürlichen Seeprozesse und der Wirkung des zusätzlichen Sauerstoffeintrages durch die Belüfter (Sommer 2006),
- der Verifizierung mit Ergebnissen des Spezialmonitorings zum Zustrom aus der Spüldeponie.

Am Standort Großkayna wurde ein nach Beendigung der Flutungsmaßnahmen im Umfeld zunehmender, aber insgesamt geringerer und länger anhaltender Ammoniumaustausch berechnet als zuvor mit einfachen Abschätzungsverfahren angenommen wurde. Die Sanierungsziele werden erreicht: es erfolgt kein Abstrom und Austrag von Schadstoffen in das Grundwasser, die über die Spüldeponie eingetragene Ammoniumfracht ist im See

abbaubar und der Grenzwert wird auch zukünftig eingehalten. Für Nitrat wurden in Abhängigkeit vom angesetzten Reaktionsraum zur Denitrifikation (Röhrichtgürtel sowie wellenbeeinflusster Flachwasserbereich) verschiedene Szenarien gerechnet.

Die Prognose der Sauerstoffkonzentrationen im Restsee basiert auf der in **Abb. C6-10** dargestellten schrittweisen Zuschaltung der Tiefenwasserbelüfter. Die Entwicklung der Sauerstoffkonzentrationen ist in der **Abb. C6-11** dargestellt.

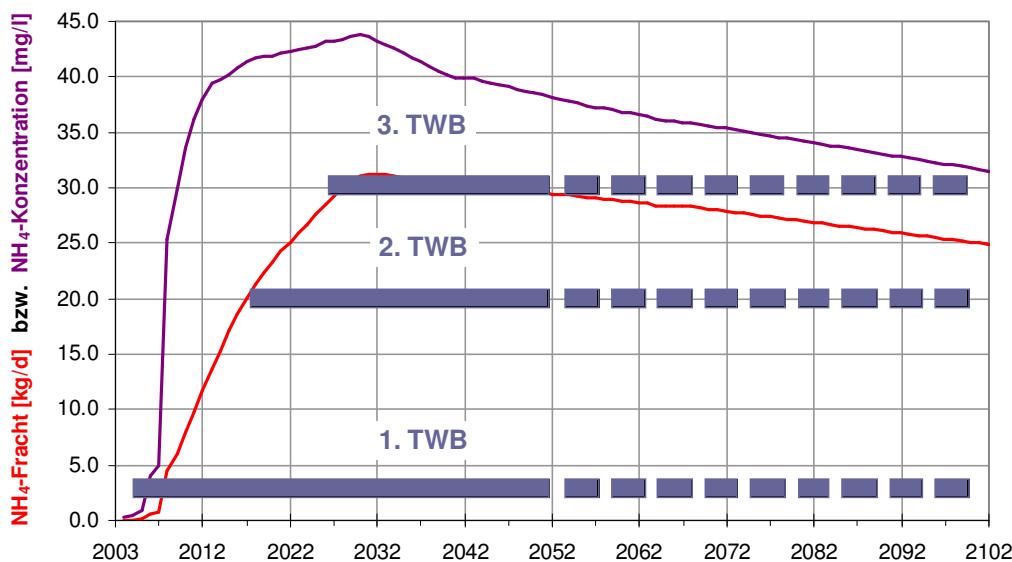


Abb. C6-10: Gegenüberstellung des prognostizierten Ammoniumeintrags aus der Spüldeponie in den See mit dem notwendigen Betrieb der Tiefenwasserbelüfter (Betrachtungszeitraum 100a). Die angegebene Konzentration ist die mittlere Konzentration aus SD-Zufluß und randlichem Zufluss

Die Ergebnisse der modellgestützten Prognose münden in den Regelkreis der Entscheidungsprozesse für das Umweltmanagement der Spüldeponie Großkayna:

- Überprüfen der Prognose mit den Monitorergebnissen im Grund- und Oberflächengewässer und ggf. Qualifizierung des Modells,
- Vorhalten aller 3 Tiefenwasserbelüftungsanlagen aber Durchführung eines angepassten Sauerstoffeintrags-Regimes;
- Untersuchungsbedarf zur Ermittlung der vorhandenen Denitrifikationsleistung des Restsees;
- Aufgrund der Wirksamkeit der Spüldeponie als Stoffquelle über einen sehr langen Zeitraum - erst nach mehreren Jahrhunderten wird eine Reduzierung des mobilisierbaren Stickstoffinventars erwartet – sind die Auswirkungen auf den Finanzierungsplanung zu berücksichtigen.

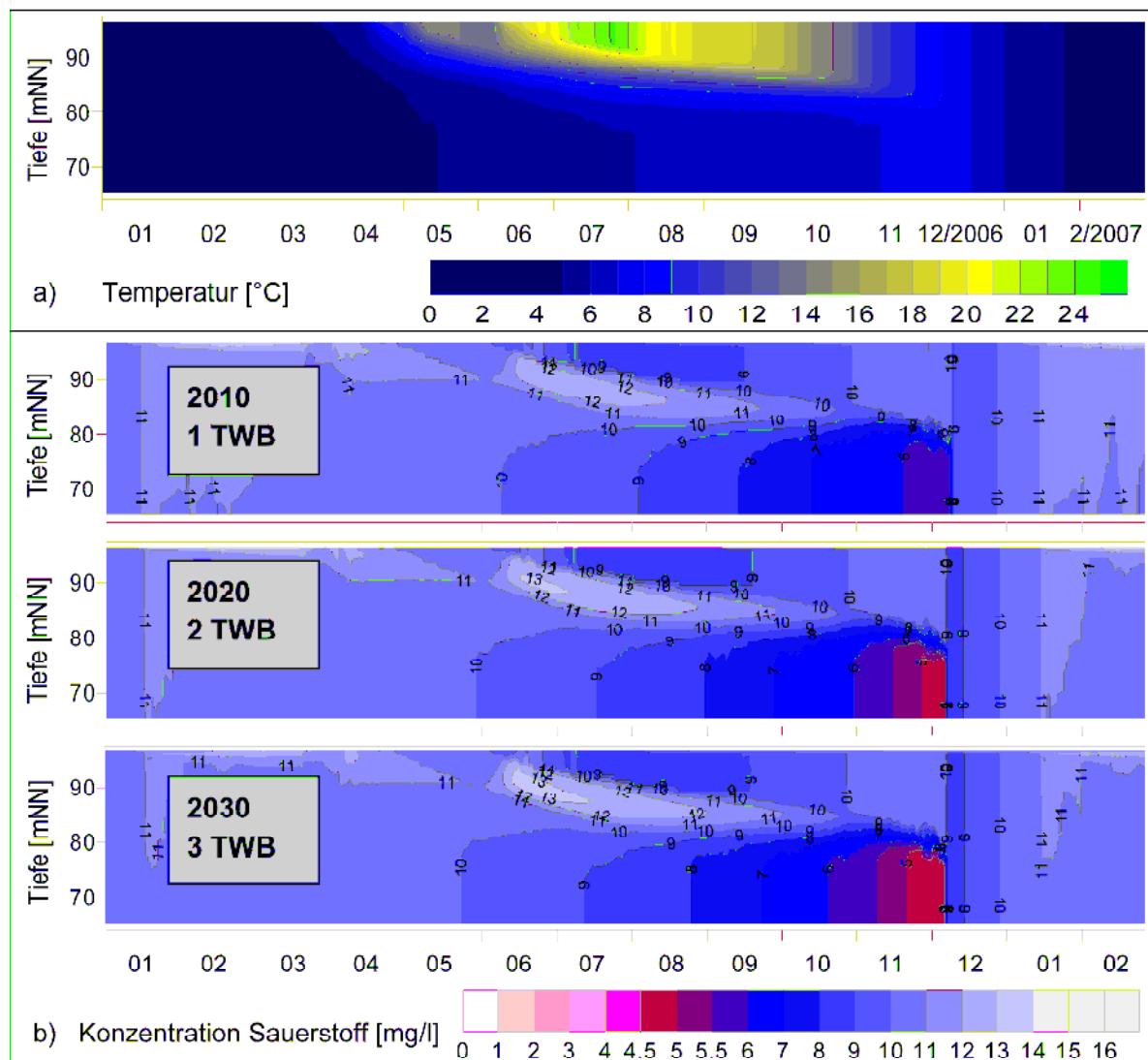


Abb. C6-11: Prognose der Seewasserbeschaffenheit im Runstedter See: a) zugrunde liegende Temperaturschichtung (wie 2006); b) Plotdarstellung zu den Sauerstoffkonzentrationen in den Jahren 2010 – 2020 – 2030

C6.4.2 Dokumentation der Entscheidungsfindung

Die Lösung des Problems Tagebaubaurestloch (TRL) Großkayna mit der eingelagerten Spüldeponie war die Voraussetzung für die Entstehung des Geiseltalsees und damit Schlüssel für die Gestaltung der Bergbaufolgelandschaft des Geiseltales. Parallel zu umfangreichen Arbeiten der Bergbausanierung wurden mit einem ersten FuE-Vorhaben zur modellhaften Sanierung des TRL Großkayna Unterlagen für ein notwendiges Sanierungsrahmenkonzept bereitgestellt. Auf der Grundlage eines Planfeststellungsverfahrens erfolgte als Bestandteil des Sanierungsrahmenkonzeptes 2001/2002 die Flutung des TRL Großkayna und die Herstellung des Runstedter Sees. Durch Überstauung der Spüldeponie und Aerobisierung des Tiefenwassers des Sees wurden die Voraussetzungen für ein ENA-Projekt geschaffen. Das Projekt ist durch ein Finanzierungsabkommen gesichert, welches mit abgezinsten Beträgen die Aufwendungen für die bisher angesetzte Sanierungsdauer von 289 Jahren reflektiert. Die bisherige Methode, die Maßnahmen allein

auf das Monitoring zu stützen, reichte nicht aus, um das weit in die Zukunft reichende Projekt verlässlich steuern und optimieren zu können. Ziel des KORA- Forschungsvorhabens war es deshalb, eine begründete Prognose durch ein rechnergestütztes Simulationsmodell zu entwickeln, um Erwartungswerte für die zukünftige Wasserbeschaffenheit des Grund- und Seewassers abzuleiten und verlässliche Steuergrößen für die Aerobisierung des Tiefenwassers bereitzustellen.

Durch die wissenschaftliche Begleitung des Sanierungsprojektes Spüldeponie Großkayna konnte ein deutlicher Erkenntniszuwachs beim Umgang mit NA-Projekten und die Akzeptanz und Zustimmung seitens der Behörden erreicht werden. Mit den Ergebnissen des KORA-Forschungsvorhabens wurden wichtige Grundlagen für das Prozessverständnis und die Entscheidungsfähigkeit geschaffen:

- (1) zu Einzelzielwerten,
- (2) zur Sicherheit (Erreichbarkeit der Sanierungsziele und Prognosesicherheit),
- (3) zum Sanierungszeitplan,
- (4) zu Rückfalloptionen.

Die Sanierung der Deponie Großkayna wird von uns als gut untersuchtes Beispiel einer akzeptierten ENA-Anwendung gesehen. In Bezug auf den Umgang mit einem vergleichbaren Fall sehen wir die Möglichkeit einer Übertragung der Ergebnisse. Das Vorhandensein eines lauffähigen Prognose-Modells hat wesentlich zur Akzeptanz des Vorgehens beigetragen. Vergleichbare Fälle können zukünftig mit einem geringeren Aufwand, als dies im vorliegenden Fall nötig war, eingeschätzt werden.

C7 Projekt 4.A1, Deponie Halle Lochau

Autorin: Martina Rapthel

- Abfallwirtschaft GmbH Halle-Lochau
- Frau Dr. M. Rapthel
- Schkopau, OT Döllnitz
- www.aw-halle.de

Co-Autor: Andreas Schroeter

- IHU Gesellschaft für Ingenieur-, Hydro- und Umweltgeologie mbH
- Herr Dr. A. Schroeter
- Nordhausen-Leimbach
- www.ihu-gmbh.com

Co-Autor: Hartmut Tauber

- MUEG Mitteldeutsche Umwelt- und Entsorgung GmbH
- Herr H. Tauber
- Braunsbedra
- www.mueg.de

Co-Autor: Gerhard Rettenberger

- Ingenieurgruppe RUK Stuttgart
- Herr Prof. Dr. G. Rettenberger
- Stuttgart

Co-Autoren: Achim Willand & Hartmut Gaßner

- Rechtsanwaltkanzlei GGSC Berlin
- Herr H. Gaßner, Herr Dr. A. Willand
- Berlin
- www.ggsc.de

Co-Autor: Thomas Luckner

- GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden
- Herr Dr.-Ing. Th. Luckner
- 01217 Dresden
- www.GFI-Dresden.de

C7.1 Hinweise zum KORA-Projekt 4.A1

- Projektleiterin: Frau Dr. Rapthel, Abfallwirtschaft GmbH Halle-Lochau
- Projekttitel: "Untersuchungen für die nachhaltige Stilllegung von Deponien, die in Restlöchern des Braunkohlenbergbaus eingerichtet wurden, am Beispiel der Deponie Halle-Lochau"
- Das Vorhaben wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung und vom Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt gefördert.

- Förderkennzeichen: 0330 453
- Zuständiger Projektträger des BMBF: Forschungszentrum Jülich GmbH, Projektträger Jülich
- Die folgenden Abschnitte wurden mit der Erlaubnis der AWH (Zuwendungsempfänger des FuE Vorhabens) Bestandteil des KORA-TV4-LF Teil C. Die Abschnitte entsprechen der freigegebenen Kurzfassung des FuE Endberichts.
 - Vervielfältigungen aller Art sind nur mit Erlaubnis des Herausgebers (Abfallwirtschaft GmbH Halle-Lochau) zulässig.
 - Gleiches gilt für die Veröffentlichung.
 - Die textlichen und bildlichen Darstellungen der Berichterstattung mit den Anlagen unterliegen dem Schutzrechtsvermerk nach DIN 34.
- Verweis auf den Abschlussbericht zum Vorhaben:
 - Der FuE- Endbericht ist als CD- Anhang (Teil F5 "Verzeichnis der Daten- CD") Bestandteil des TV4- Leitfadens.
 - AWH / Rapthel M., Schroeter A., Tauber H., Rettenberger G., Gaßner H., Willand A., Luckner Th. (05/2007): Endbericht zum FuE-Vorhaben "Untersuchung für die nachhaltige Stilllegung von Deponien, die in Restlöchern des Braunkohlenbergbaus eingerichtet wurden, am Beispiel der Deponie Halle-Lochau", Abfallwirtschaft GmbH Halle-Lochau, ISBN Nr. 987-3-938782-03-7

C7.2 Deponiestandort

Der Deponiestandort befindet sich etwa 5 km südöstlich von Halle entfernt in einem Tagebaurestloch, das im Ergebnis der von 1901 bis 1969 durchgeföhrten Braunkohlenförderung entstanden ist.

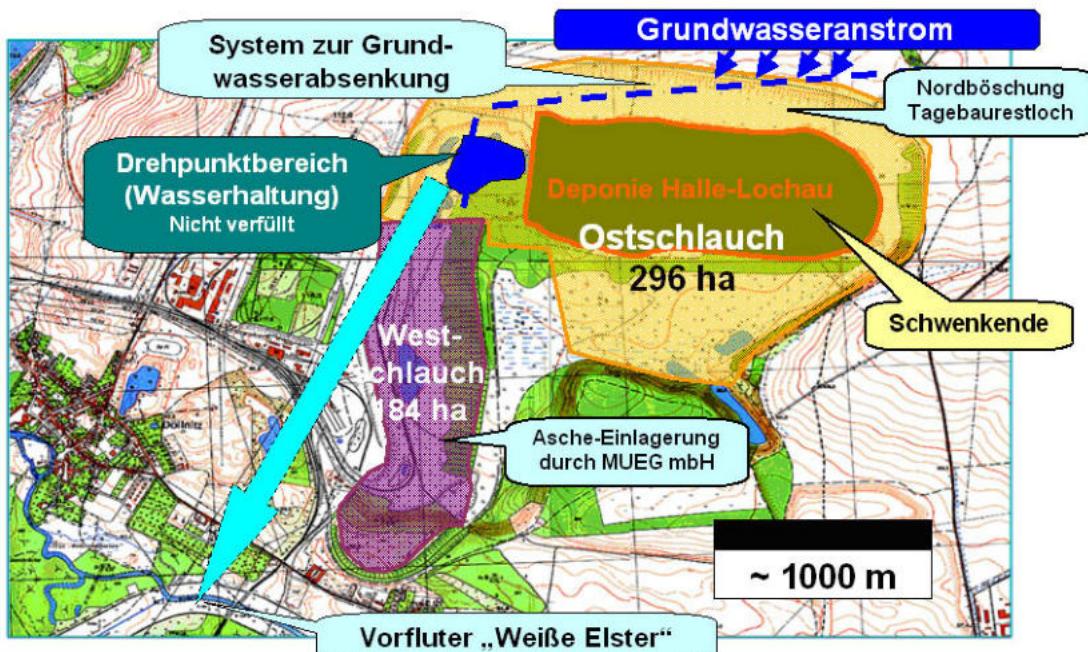
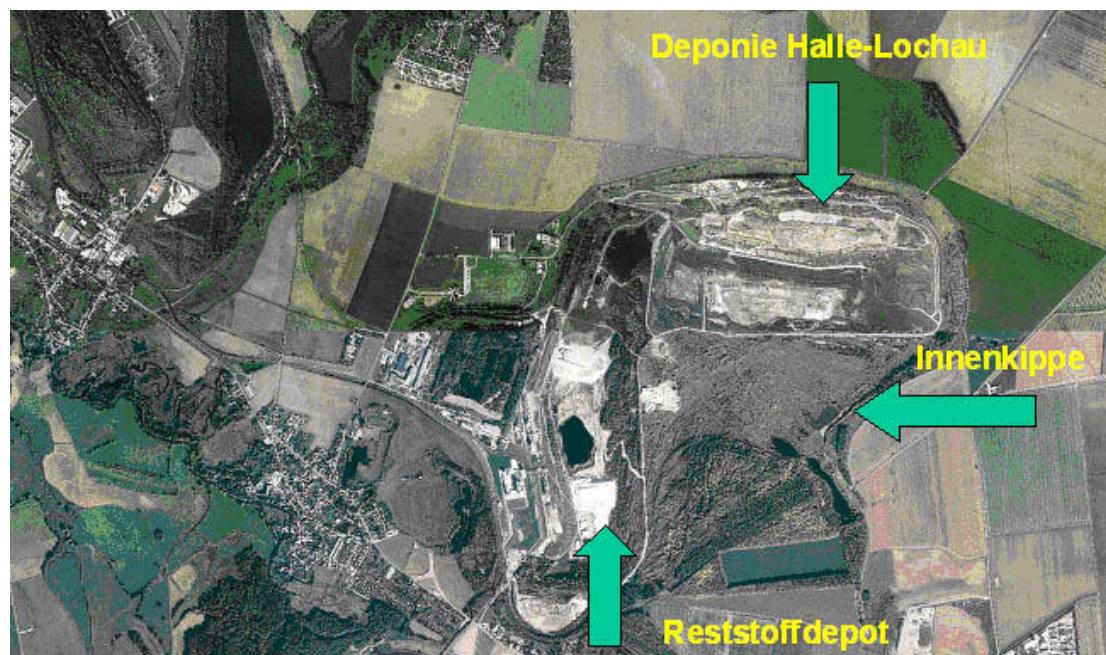


Abb. C7-1: Übersicht zum Standort Halle-Lochau

Das Tagebaurestloch (TRL) Lochau hat eine Gesamtfläche von ca. 480 ha. Das engere Untersuchungsgebiet für die Deponie Halle-Lochau umfasst das Betriebsgelände der AWH einschließlich des Ostschlauches des Tagebaurestloches mit 296 ha Fläche. Im Bereich des Tagebaurestloches Lochau sind die Bodengesellschaften der Bergbaukippen und der sonstigen Halden dominant, wobei es sich hierbei um Mischkippböden aus lehmigen und sandigen Substraten bzw. im verfüllten Deponiebereich um Deponiegut handelt. Bei den natürlich gewachsenen Böden im Umfeld des Tagebaurestloches sind vorwiegend Schwarzerden und Braun- bis Schwarzerden anzutreffen. In der Elsterauen dominieren Kolluviale und die grundwasserbeeinflussten Halbgleye.

Im Bereich des Tagebaurestloches Lochau lagern über den Festgesteinen des Oberperms (Zechstein) und der Trias (Buntsandstein) mächtige tertiäre und quartäre Lockergesteinsbildungen. Durch die bergbaulichen Aktivitäten sind die Lockergesteine im Tagebaurestloch devastiert, teilweise als Kippen umgelagert worden. Einen weiteren anthropogenen Ablagerungsbereich im Tagebaurestloch stellen die Abfälle der Deponie Halle-Lochau dar.

Der Deponiestandort ist klimatisch dem mitteldeutschen Binnenklima zuzuordnen und befindet sich im Übergangsbereich vom maritimen zum kontinentalen Klima. Die hydrogeologische Situation ist durch die unterschiedlichen geohydraulischen Eigenschaften der geologischen Schichten bzw. Schichtkomplexe gekennzeichnet. Grundwasserleiter (GWL), Grundwassergegeringleiter (GWGL) und Grundwasserstauer bzw. -hemmer (GWS bzw. GWH) wechseln im Profil und horizontal miteinander ab.



Tagebaurestloch Lochau mit Ostschlauch (Deponie Halle-Lochau) und Westschlauch (Reststoffdepot) und Innenkippe

Abb. C7-2: Luftbild zum Standort Halle-Lochau

Im Zentrum des Ostschlauches des Tagebaurestloches lagert die Deponie auf gewachsenem Untergrund, der meist durch Braunkohlereste mit Unterbegleitern und den Liegendsedimenten (Liegendschluff) gebildet wird. Nach Süden und Norden stehen an der Deponiebasis Bergbaukippen bis ca. 90 mHN an. Im westlichen Bereich der Deponie beträgt die Restmächtigkeit der Braunkohle nach den Altbohrungen meist weniger als einen Meter, wobei unter dem Restflöz in der Regel Tone bzw. Schluffe lagern. Im Nordwesten besteht die Möglichkeit, dass die geringmächtigen Kohlereste von Sanden unterlagert werden. In begrenzten Bereichen fehlt die Kohle nach den Tagebauendständen, wobei dort vermutlich ebenfalls bindige Sedimente unter der Kohle verbreitet sind. Nach Osten steigen die Restmächtigkeiten des Flözes deutlich auf über einen Meter an, wobei die Kohle in den meisten Arealen außerdem von Tonen bzw. Schluffen unterlagert wird (z. T. bis über 30 m). Nach den vorliegenden Untersuchungen besitzen die die Deponie umgebenden Bergbaubaukippen eine geologische Barrierefunktion.

Der Westschlauch des Tagebaurestloches wird durch die Mitteldeutsche Umwelt- und Entsorgungsgesellschaft mbH (MUEG) mit Aschestabilisat verfüllt, das auf der Basis von Braunkohleasche hergestellt wird. Dieses Aschestabilisat besitzt eine stabile chemische und physikalische Struktur und weist eine äußerst geringe Wasserleitfähigkeit auf ($< 1 \times 10^{-10}$ m/s). Gemäß den Zielen der bergrechtlichen Wiedernutzbarmachung ist vorgesehen, damit den gesamten Westschlauch bis etwa zum natürlichen Geländeniveau (100 bis 102 mHN) aufzufüllen. Das wird voraussichtlich bis zum Jahr 2023 dauern.

Zwischen Ost- und Westschlauch liegt der so genannte Drehpunktbereich, der für die frühere Ausrichtung der Tagebaugroßgeräte von Bedeutung war. Es handelt sich hierbei um den tiefsten Punkt im Tagebaurestloch, der zugleich der Wasserhaltung im Tagebaurestloch dient. Das sich dort sammelnde Grund- und Oberflächenwasser wird in den Vorfluter abgepumpt, die aus östlicher Richtung nach Westen zur Saale fließende Weiße Elster. Die Entwässerung des Tagebaurestloches erfolgt somit im Zentrum des Gebiets. Die Tagebausohle liegt auf einem Höhenniveau zwischen rund 50 und 69 mHN, das natürliche Geländeniveau zwischen 95 und 115 mHN. Durch die Ausbildung und Aufrechterhaltung eines zum Drehpunktbereich hin gerichteten Wassergefälles sind Beeinträchtigungen der Grundwasserleiter durch die Deponie gegenwärtig und bei einer weiteren Beibehaltung der technischen Grundwasserabsenkung auszuschließen.

Ohne diese Wasserhaltung würde sich jedoch in dieser ca. 50 m tiefen Hohlform ein See ausbilden. Damit würde der Deponiekörper in Teilen unter Wasser liegen und es sind Schadstoffausträge in das Umfeld zu besorgen. Die Deponie Halle-Lochau wurde im Jahr 1973 im Ostschlauch des Tagebaurestloches als Deponie für Haus- und Gewerbeabfälle genehmigt und eingerichtet. Die Betriebsaufnahme erfolgte 1976.

Bis 1990 wurden ca. 5 - 6 Mio. t Abfälle unterschiedlichster Zusammensetzung auf diese Deponie verbracht, vor allem Siedlungsabfälle und Bauschutt. Seit 1990/1991 erfolgte die Ablagerung von Haus- und Gewerbeabfall in zwei getrennten Deponiebereichen. Im nördlichen Bereich wurde Hausmüll, im südlichen Gewerbeabfall abgelagert. Außerdem wurde im westlichen Teil des Gewerbemüllbereiches eine Monodeponie für Asbest errichtet. Im Jahr 1991 wurde die Abfallwirtschaft GmbH Halle-Lochau durch die Stadt Halle gegründet und im Anschluss die Betriebsführung und Deponieentwicklung durch verschiedene technische Maßnahmen qualifiziert. Dazu zählen u. a.: getrennte Abfallablagerung in Haus- und Gewerbemüllbereich, Zwischenabdeckungen des Deponiekörpers, Verfüllung des Bereiches Wasserhaltung Schwenkende, Abriegelung der Wasserhaltung Drehpunkt gegen

den Deponiekörper mit einer Spundwand (Sperr- und Verkehrsdam), Errichtung bzw. Ausbau der Sickerwasser- Fassungssysteme, Sickerwasserreinigung, Errichtung von Deponiegassfassungssystemen und Verwertung des Deponiegases, Ausbau und Neuerrichtung zahlreicher Messstellen und Gütepegel zur Überwachung von Grund-, Sickerwasser- und Oberflächenwasser, Herstellung eines Auflastkörpers aus verfestigten Sedimenten im Deponiebereich Schwenkende, Ansiedelung von Behandlungsanlagen am Standort.

Im Ergebnis dieser Maßnahmen verfügt der Standort der Deponie Halle-Lochau über eine moderne Infrastruktur sowie hochleistungsfähige technische Anlagen, die ggf. in modifizierter Form nach Beendigung der Ablagerungsphase auch zur Stilllegung und Nachsorge genutzt werden können.

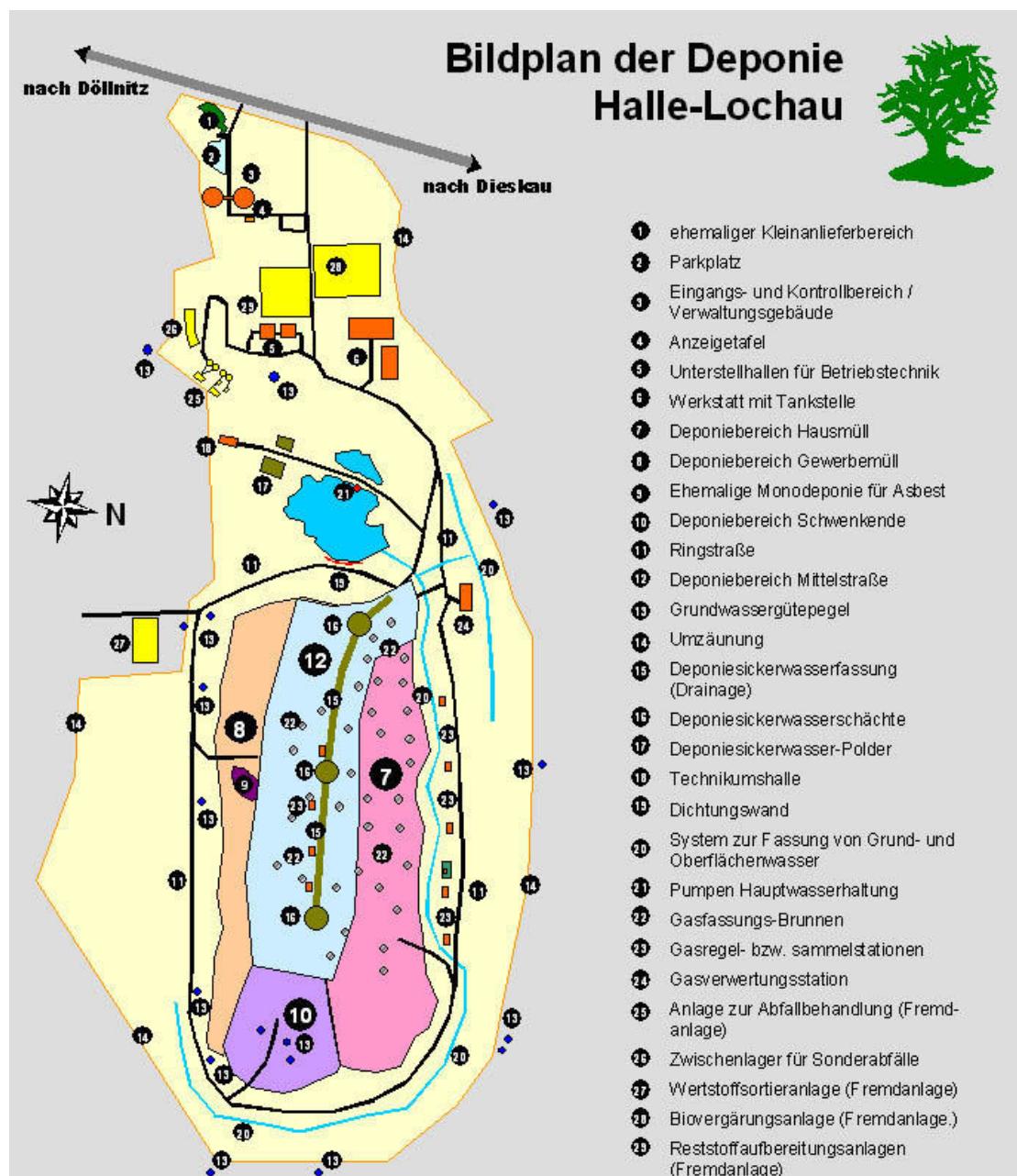


Abb. C7-3: Technische Anlagen der Deponie Halle-Lochau

Im Ablagerungsbetrieb bis zum Zeitpunkt 05/2005 erfolgte der Abfalleinbau auf einer Fläche von ca. 82 ha, das verfüllte Deponievolumen betrug ca. 18 Mio. m³. Die Ablagerungen haben eine Mächtigkeit von maximal 35 m erreicht.

Als Beitrag für die Emissionsminderung und Deponiestabilisierung wurde eine Anlage zur Fassung und Verwertung von Deponiegas im Hausmüllbereich errichtet. Deponiegas entsteht aufgrund des höheren Anteils an organischer Substanz vorwiegend im Hausmüllbereich sowie im Bereich der ehemaligen Mittelstraße. Dort besteht ein System von Deponiegasbrunnen, über die das Deponiegas gefasst und anschließend verwertet wird. Insgesamt wurden im Jahr 2003 8,4 Millionen Nm³ Gas gewonnen. Dieses Gas besteht aus Methan (50 -55 Vol-%), Kohlendioxid (30-38 Vol-%), Sauerstoff (0,1-0,9 Vol-%), Stickstoff (4-10 Vol-%) sowie als bedeutendstem Spurenstoff Schwefel (0,3-1,3 mg/m³), der jedoch fast völlig als Schwefelwasserstoff vorliegt. Im Gewerbemüllbereich wurden bis zum Zeitpunkt 2003 keine nennenswerten Mengen an Deponiegas angetroffen.

C7.3 Zur rechtlichen Situation

Die Folgenutzung und Wiederurbarmachung der vom Tagebaurestloch betroffenen Oberfläche wurde auf der Grundlage des Berggesetzes und des Landeskulturgesetzes der ehemaligen DDR im Jahr 1973 festgelegt. Die maßgeblichen, behördlichen Entscheidungen basieren auf der Einreichung des Auslaufprogramms des Tagebaus Lochau vom 28.06.1973 gemäß § 13 Berggesetz der DDR bei der Bezirksplankommission des Rates des Bezirkes Halle und dem „Komplexgutachten zur geordneten Deponie im Tagebau Lochau“ vom Büro für Territorialplanung vom 10.09.1973. Das Auslaufprogramm wurde am 01.10.1973 durch die Bezirksplankommission mit der Folgenutzung als „geordnete Deponie“ zur vollständigen Verfüllung des Restloches bis zur „Rasensohle“ bestätigt. Im Beschluss des Rates des Bezirkes Halle vom 01.10.1973 zur Folgenutzung des Tagebaus Lochau als geordnete Deponie wurde die vollständige Verfüllung des Restloches Ostschlauch bis zum Höhenniveau (ca. 113/115 mHN) in zwei Phasen festgelegt [Phase 1: Verfüllung bis zur 90 mHN; Phase 2: Verfüllung geländegleich bis zur „Rasensohle“ (ca. 113/115 mHN an Nord- und Ostböschung)]. Die Phase 2 wurde an bestimmte Bedingungen geknüpft, wobei nach dem Abschluss der Phase 1 vor Beginn der Phase 2 eine erneute fachtechnische und behördliche Prüfung vorgesehen war.

Für den benachbarten Westschlauch war die Verfüllung mit Stoffen der Industrie und der Energieversorgung (Leunawerke) vorgesehen.

Im Auslaufbetriebsplan vom 28.03.1973 wurde insbesondere die Profilierung des Restloches als Deponiestandort nach dem Bergrecht der ehemaligen DDR durch die Bergbehörde Halle zugelassen. Auf dieser rechtlichen Grundlage wurde der Ablagerungsbetrieb im Ostschlauch im April 1976 aufgenommen, kurze Zeit danach wurde auch mit der Verfüllung von Teilbereichen des Westschlauches begonnen.

Nach der Wende 1990 wurde für das Tagebaurestloch ein Abschlussbetriebsplan nach Bundesberggesetz erarbeitet. In Abstimmung mit dem Bergamt Halle wurde dieser in den Teil A – Ostschlauch und Teil B – Westschlauch unterteilt. Die unbefristete Zulassung dieses Abschlussbetriebsplanes erfolgte mit entsprechenden Nebenbestimmungen am 19.11.1993. In Umsetzung der Nebenbestimmung und der Anpassung des zeitlichen Entwicklungsstandes wurde der Abschlussbetriebsplan fortgeschrieben und präzisiert bzw.

ergänzt, wobei bisher insgesamt über 30 zugelassene Ergänzungen und zahlreiche Abänderungen der Ergänzungen überwiegend für den Westschlauch vorliegen.

Zur Legitimation der laufenden Arbeiten der Deponie Halle-Lochau im Ostschlauch des Tagebaurestloches erfolgten im Zuge der Wiedervereinigung Deutschlands die erforderlichen Anzeigen nach Einigungsvertragsgesetz bzw. der Erlass der entsprechenden Verwaltungsakte. Die Anzeige zum Weiterbetrieb der Deponie Halle-Lochau im Ostschlauch gemäß Einigungsvertragsgesetz (Wahrung des genehmigungsrechtlichen Besitzstandes) wurde am 24.12.1990 durch die Abfallwirtschaft GmbH Halle-Lochau als Deponiebetreiber bei der zuständigen Behörde eingereicht.

Am 21.07.1994 stellte das Bergamt Halle in einem „Feststellenden Bescheid“ den genehmigungsrechtlichen Bestandsschutz der Deponie Halle-Lochau fest. Vom Regierungspräsidium Halle wurde 2001 über eine Ausnahmegenehmigung gemäß Ablagerungsverordnung der weitere Einbau von unbehandelten Abfällen bis zum Zeitpunkt 05/2005 genehmigt. Für den Ablagerungsbetrieb wurden zu einzelnen technischen Maßnahmen wie die Fassung und energetische Verwertung der Deponiegase, die Fassung, Ableitung und Behandlung von Sickerwasser sowie der Abfalleinbau im Bereich der ehemaligen Mittelstraße separate Bescheide durch die zuständige Abfallbehörde erlassen. Hinsichtlich der Einleitung der Grubenwässer aus den Wasserhaltungen des Ost- und Westschlauches in die Vorflut liegen entsprechende wasserrechtliche Erlaubnisse zum wasserwirtschaftlichen Benutzungstatbestand vor. Gleiches trifft im baurechtlichen Sinne für die Errichtung von Gebäuden zu. Auch zu den übrigen Rechtsgebieten sind bedarfsgerecht Genehmigungen und Bescheide vorhanden.

Die aus den geltenden Rechtsbereichen parallel anzuwendenden Genehmigungen und Verordnungen sowie Standards, insbesondere aus dem Bergrecht, Abfallrecht und Wasserrecht, bestimmen die Rahmenbedingungen für die ordnungsgemäße Endgestaltung und Folgenutzung des Tagebaurestloches Halle-Lochau.

C7.4 Untersuchungsgegenstand

Grundsätzlich könnten in den Tagebaurestlöchern die künstlich für den Bergbau- bzw. den folgenden Deponiebetrieb eingestellten Grundwasserverhältnisse auf unbegrenzte Zeit beibehalten werden. Dann könnte bei der Beendigung des Ablagerungsbetriebes gemäß TASI verfahren werden. Allerdings entspricht diese Verfahrensweise nicht den umweltpolitischen Grundsätzen der Nachhaltigkeit und Nachsorgearmut, wonach bei der Beendigung des Ablagerungsbetriebes so zu verfahren ist, dass ein Deponiestandort letztlich sich selbst überlassen werden kann, ohne das Wohl der Allgemeinheit zu beeinträchtigen.

Nach der Stilllegung einer Deponie an einem Standort mit technisch für den Deponiebetrieb aufrechterhaltenen Grundwasserabsenkungen ist davon auszugehen, dass sich bei Beendigung der Grundwasserabsenkung die ursprünglichen natürlichen Grundwasserspiegel wieder einstellen und zumindest teilweise den Deponiekörper fluten.

Dies erfordert, neben den nach TASI durchzuführenden Maßnahmen bei Stilllegung und Nachsorge, weitere Maßnahmen im Hinblick darauf zu ergreifen, dass entweder ein Kontakt des Deponiekörpers mit dem Grundwasser ausgeschlossen werden kann oder aber bei einem solchem Kontakt keine Schadstoffausträge in die Umgebung erfolgen.

Im Mittelpunkt des Forschungsvorhabens standen daher die Identifizierung möglicher Risiken für Mensch und Umwelt bei der Einstellung der kontinuierlichen Wasserhaltungsmaßnahmen, die Entwicklung kostengünstiger, technisch realisierbarer, den Ansprüchen der Umweltschutzes sowie der Nachhaltigkeit der zu treffenden Maßnahmen entsprechender Lösungen für die Minimierung möglicher Schadstoffemissionen. Die Vorbereitung eines Konzeptes für die Stilllegung, Nachsorge, Rekultivierung sowie Nachnutzung der Deponie sollte auch den Ansprüchen künftiger Generationen entsprechen.

Die zu entwickelnde Vorgehensweise sollte sowohl juristisch fundiert als auch einen für alle Akteure akzeptabel sein und den Anforderungen der Verhältnismäßigkeit von vertretbarem Aufwand (Kosten) und Allgemeinwohlverträglichkeit (gesellschaftlicher Nutzen) darstellen.

Zugleich wurde das Ziel verfolgt, eine möglichst weitgehend selbst tragende Finanzierung dieser Maßnahmen zu ermöglichen, ohne dass die sonst gegebenenfalls notwendig werdende Durchgriffshaftung auf öffentliche Stellen (Stadt Halle als Gesellschafter des Deponiebetreibers bzw. Land Sachsen-Anhalt bzw. Bund) in Anspruch genommen werden muss.

Auch die Aspekte der Nachnutzung des Tagebaurestloches waren zu berücksichtigen, um längerfristige Standortperspektiven für eine sinnvolle Folgenutzung, Standortentwicklung und zur Arbeitsplatzsicherung zu eröffnen. Darüber sollten die Voraussetzungen dafür geschaffen werden, um die Stilllegungs- und Nachsorgemaßnahmen am Standort der Deponie Halle-Lochau unter weitgehender Einbindung des vorhandenen Personals umzusetzen und somit zur Arbeitsplatzsicherung in der sonst von hoher Arbeitslosigkeit gekennzeichneten Region beizutragen.

Vor diesem Hintergrund waren folgende Fragenkomplexe durch das FuE-Vorhaben zu beantworten:

- a) Bis 2005 wird der Ostschlauch nicht mit Abfällen verfüllt sein. Es bleibt also ein Massendefizit, so dass nach Abschaltung der Wasserhaltung zwischen der Ascheeinlagerung im Westschlauch und der Deponie Halle-Lochau im Ostschlauch ein Wasserkörper im Drehpunktbereich entstehen wird. Je nach Menge und Einbau der bis zur Stilllegung noch angelieferten Abfälle, kann auch der Deponiekörper im Endzustand unter Wasser stehen. Es war zu ermitteln, was für die Nachnutzung des Tagebaurestloches geeigneter ist und welche Bedeutung die Druckhöhe des Sees für den anstehenden Inversionsgradienten besitzt, um dann den Deponiekörper entsprechend zu gestalten. Auch die Möglichkeit, das verbleibende Restloch mit geeignetem inertem Material zu füllen, sollte dabei als Variante in Betracht gezogen werden, wofür das Materialbeschaffungsproblem (für eine vollständige Verfüllung fehlen 80 Mio t Material!) zu berücksichtigen war.
- b) Die Grundwasserabsenkung kann erst dann eingestellt werden, wenn es der Stand Stilllegungs- und der Gestaltungsmaßnahmen zulässt bzw. die Außerbetriebnahme mit anderen Planungen in Einklang zu bringen ist. Es war zu untersuchen, welche Einflussfaktoren zu berücksichtigen sind.
- c) Durch den Wasseranstieg können aus der Deponie Halle-Lochau umweltrelevante Stoffe ausgewaschen werden. Daher sollte geklärt werden, welche Stoffe im Zuge dieses Wasseranstiegs hier freigesetzt werden, in welchen Mengen bzw.

Konzentrationen, wohin sie transportiert werden und wie diese sich letztlich auf die Umwelt auswirken.

- d) Die Nutzungsmöglichkeiten für das Grundwasser und die Vorfluter im Umfeld der Deponie hängen davon ab, wie sich freiwerdende Deponiewässer auf die Wasserqualität auswirken
- e) Auch die Nachnutzungsmöglichkeiten des gefluteten Tagebauresstloches hängen davon ab, welche Wasserqualität sich im entstehenden See einstellt, wenn das Restloch nicht völlig verfüllt wird. Die Wasserqualität kann dadurch beeinflusst werden, wie mit dem Deponiekörper nach der Beendigung der Ablagerung verfahren wird. Durch gezielte Änderungen der hydraulischen Verhältnisse, durch Dichtungssysteme, durch eine Schadstoffentfrachtung des Deponiekörpers oder einer Kombination lassen sich Stoffausträge reduzieren.
- f) Je mehr die Stoffausträge reduziert werden sollen, desto höher sind voraussichtlich die Kosten der dafür notwendigen Maßnahmen. Diesen Kosten ist der Vorteil einer höherwertigen möglichen Nachnutzung des Tagebauresstloches sowie des Grundwassers und der Vorfluter im Umfeld der Deponie gegenüberzustellen. Die Frage, welche Reduzierung der Stoffausträge zu welchen Kosten zu erreichen sind und wie sich das daraus resultierende Kosten-Nutzen-Verhältnis darstellt, sollte als weiterer wesentlicher Punkt bei der Schließung der Deponie Halle-Lochau geprüft werden.
- g) Die Stoffausträge müssen in Zusammenhang mit rechtlichen Anforderungen betrachtet werden, da diese aus juristischer Sicht nur im bestimmten Umfang zulässig sind. Die Zulässigkeit hängt u. a. davon ab, welche Rechtsgrundlage einschlägig ist (z. B. Bergrecht, Abfallrecht, Altlastenrecht, Wasserrecht). Es ist aber nicht nur notwendig, mögliche rechtliche Konflikte, sondern auch potentielle sozio-ökologische Konflikte zu erkennen, deren Auflösung unmittelbare Voraussetzung für die Akzeptanz und praktische Umsetzung der Forschungsergebnisse ist.

Mit der Durchführung des FuE-Vorhabens sollte eine Klärung der folgenden Fragen erfolgen:

- 1) Wie wird das Tagebauresstloch bzw. die Deponie letztlich aussehen?
- 2) Welche Nachnutzungen sind für das Tagebauresstloch bzw. das Grundwasser und die Vorfluter im Umfeld grundsätzlich möglich und welche Wasserqualität muss dazu erreicht werden?
- 3) Welche Stoffausträge aus der Deponie sind aus rechtlicher Sicht vertretbar?
- 4) Welche Stoffe werden im Zuge der Wasseransteige in welchen Mengen bzw. Konzentrationen aus dem Deponiekörper ausgewaschen, wohin werden sie transportiert und wie wirken sie sich letztlich auf die Umwelt aus?
- 5) Wie weit können diese Stoffausträge mit verschiedenen technischen Maßnahmen reduziert werden und welche Kosten sind damit verbunden?
- 6) Wie stellt sich das Verhältnis zwischen den Kosten für eine Reduzierung der Stoffausträge und dem daraus entstehenden Nutzen für das Wohl der Allgemeinheit dar?

Zur Analyse und Beantwortung dieser Fragestellungen wurden folgende Arbeitspakete geschnürt und bearbeitet.

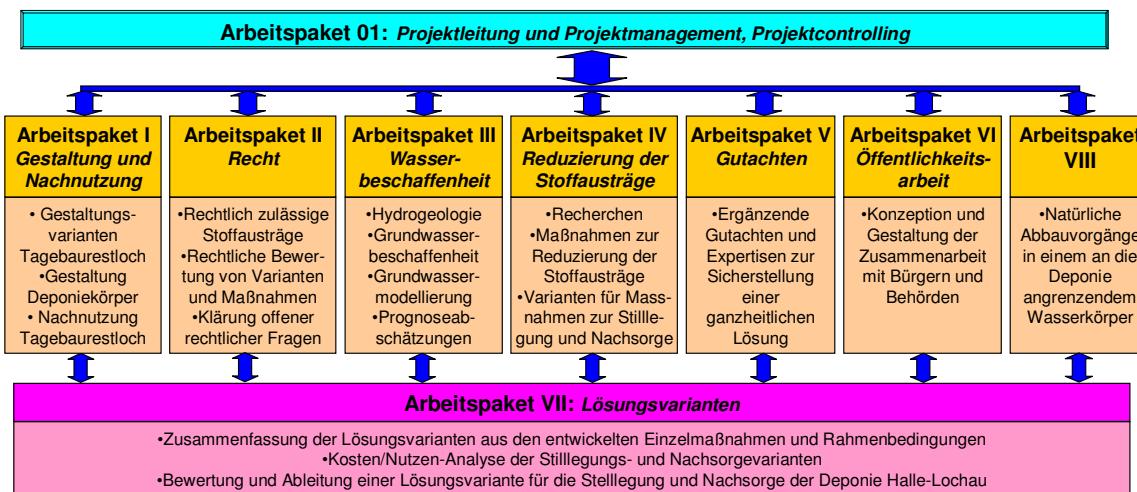


Abb. C7-4: Struktur der Arbeitspakete

Bei der Durchführung der Forschungsarbeiten wurde auf die vorliegenden Dokumentationen im Bereich der Tagebaurestlöcher Lochau und seinem Umfeld, Veröffentlichungen und Ergebnisse aus laufenden Maßnahmen des Bergbau sowie der Umweltüberwachung mit Hilfe der Monitoring-Messnetze der AWH, der MUEG und der LMBV zurückgegriffen.

Wichtige Denkanstöße kamen von den Fachleuten des Projektbeirates, die das Vorgehen und die Interpretation von Zwischenergebnissen kritisch hinterfragten und im Rahmen von vertiefenden Fachdiskussionen vielfältige Anregungen für das Forschungsvorhaben gaben.

C7.5 Ausgewählte Forschungsergebnisse

C7.5.1 Gefahrenbewertung für den Ausgangszustand

Auf Grund der derzeitigen hydrodynamischen Situation im Bereich der Deponie kann nachgewiesen werden, dass im Ausgangszustand unter den gegenwärtigen hydraulischen Randbedingungen keine Beeinträchtigung des Schutzgutes Wasser möglich ist. Die vorhandenen Wasseranalysen aus den verschiedenen Grundwasserleitern zeigen an, dass außerhalb des TRL Lochau keine Einflüsse von Schadstoffen aus der Deponie vorhanden sind und eine relativ stabile chemische Beschaffenheit des Grundwassers vorliegt. Innerhalb des TRL werden die Wässer an der Hauptwasserhaltung gefasst. Diese lässt ebenfalls keine Einflüsse der Deponie erkennen.

C7.5.2 Technische Gestaltungsvarianten für die Deponiestilllegung

Bei der Identifizierung der technischen Gestaltungsvarianten für die Deponiestilllegung stand die Entwicklung solcher Lösungsansätze im Vordergrund, die eine Wiedereingliederung der

Deponie und des gesamten Tagebaurestloches in die Landschaft mit ökonomisch vertretbarem Aufwand und mit hohem ökologischen Ergebnis ermöglichen.

Hierfür wurde folgende Systembetrachtung entwickelt:

Tab. C7-1: Zielsystem und Zielkriterien

Zielsystem	Zielkriterien	Teilkriterien
	Variantengegenüberstellung im Sinne der Beurteilung der Zielerfüllung	verbalargumentative Bewertung der Untersuchungsvarianten
Nachhaltigkeit	Nachsorgearmut	<p>Geotechnische Sicherheit</p> <p>Risikobereiche</p> <p>Wasserfassungen</p> <p>Ableitung Grundwasseranstrom und der Oberflächenwässer (Entwässerung)</p> <p>Freie Anbindung an Vorflut</p>
	Gesamtheitlichkeit	<p>Umweltfolgeabschätzung</p> <p>Schutzgut Luft</p> <p>Schutzgut Grundwasser</p> <p>Schutzgut Oberflächenwasser</p> <p>Schutzgut Boden</p> <p>Schutzgut Flora/Fauna</p> <p>Schutzgut Mensch</p> <p>Schutzgut Landschaftsbild</p> <p>Folgenutzung</p> <p>Flächengestaltung</p> <p>Anforderungen nach Raumordnung</p> <p>Anforderungen nach Bergrecht</p> <p>Interessen der Öffentlichkeit</p>
	Wirtschaftlichkeit	<p>Massenbedarf</p> <p>Deponiebereich</p> <p>Drehpunktbereich</p> <p>Böschungsanstützung</p> <p>Westschlauch</p> <p>Rekultivierung</p> <p>Zeit</p> <p>geotechnische Maßnahmen</p> <p>Masseneinbau</p> <p>Wasseranstieg</p> <p>Kosten</p> <p>geotechnische Maßnahmen</p> <p>Massenandienung, -einbau</p> <p>Wasseranstieg</p>
Umweltverträglichkeit der Stilllegung und Nachsorge sowie Rechtsrisiken		<p>Bergrecht</p> <p>Abfallrecht</p> <p>Wasserrecht</p>

Ziel system	Zielkriterien Variantengegenüberstellung im Sinne der Beurteilung der Zielerfüllung	Teilkriterien verbalargumentative Bewertung der Untersuchungsvarianten
		Raumordnung Naturschutz

Die Nachsorgearmut und der Verzicht auf unverhältnismäßige technische Mittel für eine Einkapselung stellen dabei die wesentlichen Zielkriterien und Rahmenbedingungen für eine wirtschaftlich und ökologisch vertretbare Langzeitlösung dar. Die Nachsorgearmut beinhaltet, dass die zu wählende Lösungsvariante aus einer Schrittfolge besteht, die den Verzicht auf andauernde Reparaturen zur dauerhaften Konservierung des Deponiebauwerkszustandes berücksichtigt und nach Abschluss der Stilllegungsphase in der anschließenden Nachsorgephase keine bzw. nur ökologisch vertretbare Beeinträchtigungen der Umwelt im Rahmen der Nachsorgephase gewährleistet. Die Lösungsansätze müssen langfristig wirksam und weitgehend selbsttragend und auf eine Integration des Deponiekörpers in die Natur gerichtet sein.

Nachsorgefreie und nachhaltige Lösungsansätze können durch folgende Randbedingungen und Prämissen definiert werden:

1. Emissionen, die zu einer Beeinträchtigung der Schutzgüter (Wasser, Luft) führen können, sind auf das gesellschaftlich akzeptierte Maß zu reduzieren. Die Außerbetriebnahme von Wasserhaltungen kann somit erst zum Zeitpunkt erfolgen, wenn ausschließlich genehmigungsrechtlich zulässige Restemissionen zu erwarten sind.
2. Der Grundwasserschutz wird dauerhaft gewährleistet und eine freie Ableitung der Grund- und Oberflächenwässer in die Vorflut sind aus wasserwirtschaftlicher Sicht zulässig.
3. Die Setzungen des Deponiekörpers werden bei Profilierungsverfüllung bzw. der Oberflächengestaltung berücksichtigt und sind bis zum Abschluss der Stilllegungs- und Gestaltungsmaßnahmen sowie der Nachnutzung im Wesentlichen abgeschlossen.
4. Die Standsicherheit der Böschungssysteme und die Tragfähigkeit der Oberfläche des Deponiekörpers sind langzeitlich gegeben.
5. Die Wiedereingliederung der Altdeponie und des Tagebaurestloches in die Landschaft ist auf Basis eines von der Öffentlichkeit akzeptierbaren Nachnutzungskonzeptes erreichbar.

Ausgehend von diesen Grundsätzen wurden verschiedene Gestaltungsvarianten für die Deponiestilllegung unter Berücksichtigung der Situation des gesamten Tagebaurestloches mit seinem Ost- und Westschlauch entwickelt.

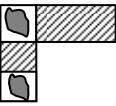
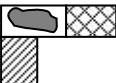
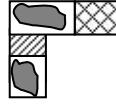
Der Abschluss der Stilllegungsphase ist variantenabhängig und wurde mit dem Abschluss der Oberflächengestaltung bzw. mit Erreichen des Endwasserspiegels für das wieder ansteigende Grundwasser gleichgesetzt. Die Nachsorgephase umfasst Kontroll-, Überwachungs- und Erhaltungsmaßnahmen, wobei mit dem Zeitpunkt der Entlassung aus der Nachsorgephase die Nachnutzung beginnt.

Bezüglich der Gestaltung des benachbarten Westschlauches wurden die Vorgaben des Bergrechtes und des Abschlussbetriebsplanes berücksichtigt, d. h., es wurden die geplanten Sicherungsmaßnahmen zur Wiedernutzbarmachung und Nachnutzung einbezogen.

Mit dem Aufbringen einer Rekultivierungsschicht, der anschließenden Begrünung und dem Rückbau der nicht mehr benötigten Anlagen sind diese bergrechtlichen Maßnahmen im Westschlauch abgeschlossen. Die Flächen können dann der Nachnutzung überlassen werden. Außerdem wurden die bergbaulich verkippten Bereiche des Restloches (Innenkippe 1011) berücksichtigt.

Tab. C7-2: Zusammenfassende Übersicht zu den identifizierten Untersuchungsvarianten

Gestaltungs- und Nutzungsvariante	Kurzbeschreibung der Variante
Untersuchungsvariante 1 „Landvariante“ 	Gesamtverfüllung des Tagebaurestloches bis 90 mHN Landfläche ca. 221 ha Wasserfläche: keine Massenbedarf: ca. 38,5 Mio. m³
Untersuchungsvariante 2 „Nordsee“ 	Teilverfüllung Ostschauch mit Freihalten des Drehpunktbereiches (Wasserkörper) und Verfüllung des Westschlauches bis 90 mHN Landfläche ca. 174 ha Wasserfläche ca. 47 ha (Volumen ca. 7,1 Mio. m³) Massenbedarf: ca. 29,2 Mio. m³
Untersuchungsvariante 3 „Südsee“ 	Verfüllung des Ostschauches und des Drehpunktbereiches sowie Teilverfüllung des Westschlauches bis 90 mHN mit Offenhalten des südlichen Restlochbereiches (Wasserkörper) Landfläche ca. 163 ha Wasserfläche ca. 58 ha (Volumen ca. 12,5 Mio. m³) Massenbedarf ca. 24,6 Mio. m³
Untersuchungsvariante 4.1 „Deponiesee“ 	Ausführen der notwendigsten Sicherungs- und Profilierungsarbeiten nach Ablagerungsstop 05/2002 in Verbindung mit Freihalten des gesamten Ostschauches (Wasserkörper) und Verfüllung des Westschlauches bis 90 mHN Landfläche ca. 100 ha Wasserfläche ca. 110 ha (Volumen ca. 11,5 Mio. m³) Massenbedarf ca. 21,35 Mio. m³ Problem: nicht dauerstandssichere Böschungsbereiche

Gestaltungs- und Nutzungsvariante	Kurzbeschreibung der Variante
Untersuchungsvariante 4.2 „Seenlandschaft“ 	Verfüllung des Ostschlauches mit Freihalten des Drehpunktbereiches (Wasserkörper) und Teilverfüllung des Westschlauches mit Offenhalten des südlichen Restlochbereiches (Wasserkörper) Landfläche ca. 125,5 ha Wasserfläche ca. 82 ha (Volumen ca. 7,1 Mio. m³) Massenbedarf ca. 20,2 Mio. m³
Untersuchungsvariante 4.3 „Deponieumlagerung“ 	Umlagerung der bis 05/2005 deponierten Abfälle innerhalb des Ostschlauches von West nach Ost bei Freihalten des Drehpunktbereiches (Wasserkörper) und Verfüllung des Westschlauches Landfläche ca. 140 ha Wasserfläche ca. 80 ha (Volumen ca. 9 Mio. m³) Massenbedarf ca. 24,9 Mio. m³
Untersuchungsvariante 4.3.1 „Untervariante Deponieumlagerung“ 	Umlagerung der bis 05/2005 deponierten Abfälle innerhalb des Ostschlauches von West nach Ost bei Freihalten des Drehpunktbereiches (Wasserkörper) und Teilverfüllung des Westschlauches mit Offenhalten des südlichen Restlochbereiches (Wasserkörper) Landfläche ca. 84,5 ha Wasserfläche ca. 116 ha (Volumen ca. 18 Mio. m³) Massenbedarf ca. 15,5 Mio. m³

Die Untersuchungsvarianten wurden unter Berücksichtigung unterschiedlicher technischer Umsetzungsmaßnahmen in ihren Auswirkungen modelliert.

Zur Bemessung der Reduzierung der Stoffausträge aus dem subaquatischen Deponiekörper (Restemission) und der Wasserbeschaffenheit der Vorflutanbindung im Prognoseendzustand waren dabei die für den Standort und den Schutz der wasserwirtschaftlichen Ordnung geltenden wasserrechtlichen Grundlagen zu berücksichtigen. Bei der Bewertung der Umweltverträglichkeit des Stoffaustrages in Bezug auf die zu erwartende Beschaffenheit des Wasserkörpers im Drehpunkt (87,5 mHN) bzw. der Wässer zur Vorflutanbindung in die „Weiße Elster“ wurden für die Prognosevarianten die Kriterien (Überwachungs- bzw. Einleitwerte) entsprechend der Wasserrechtlichen Erlaubnis (WRE 03/01) der Abfallwirtschaft GmbH vom 27.03.2001 für die Einleitung von gereinigtem Sickerwasser, anfallendem Oberflächenwasser und Sümpfungswasser aus dem Deponiegelände in die Weiße Elster angesetzt.

Die Prognose der Stoffausträge aus dem Deponiekörper erfolgt im Rahmen dieser Untersuchungen für ausgewählte Leitparameter (CSB, NH₄-N, AOX, Cl).

Folgende Szenarien wurden für die Stilllegung der Deponie Halle-Lochau betrachtet und mit Prognoseberechnungen untersetzt:

0. Deponiestilllegung 05/2005 einschließlich Einstellung der Wasserhaltungsmaßnahmen ohne Durchführung von Gestaltungs- oder weiteren Stilllegungsmaßnahmen (Nullvariante)

- I. Varianten mit Maßnahmen zur Gestaltung des Tagebaurestloches ohne weitere Stilllegungsmaßnahmen (vgl. **Tab. C7-2**)
- II. Varianten mit Maßnahmen zur Gestaltung des Tagebaurestloches und weiteren Stilllegungsmaßnahmen

Zur Umsetzung des unter II. genannten Untersuchungsumfangs wurden aufbauend auf den bis dahin erreichten Ergebnissen verschiedene Stilllegungsmaßnahmen entwickelt, auf die jeweiligen Gestaltungsvarianten angewendet und mittels Modellierungen und Prognoseberechnungen hinsichtlich der Zielfunktion einer weiteren Reduzierung der Stoffausträge untersucht. Neben der Ermittlung und Bewertung der Umwelteinflüsse wurden die entwickelten Stilllegungsmaßnahmen auch bezüglich Nachhaltigkeit, Wirtschaftlichkeit sowie rechtlicher Aspekte charakterisiert.

Die zur Gestaltung des Tagebaurestloches zusätzlich betrachteten Stilllegungsmaßnahmen werden in den Abkürzungen der Variantenkennung mit der folgenden Buchstabensystematik bezeichnet:

- a- Sicherung und Verfüllung des Ostschlusses mit durchlässigem Material in der oberen Zone von 87,5 – 88,5 mHN, darüber Rekultivierungs- und Wasserhaushaltsschicht bis 90 mHN
- b- bei Varianten 2 und 4: Umlagerung von Abfall aus den Bereichen oberhalb 87,5 mHN in Bereiche unterhalb 87,5 mHN
 - bei Varianten 1 und 3: Drainagegräben auf dem Deponiekörper
- c- Drehpunkt mit Trenn- und Stützsystem bis 90 mHN
- d- Drehpunkt mit Trenn- und Stützsystem bis 87,5 mHN (87,5 – 90 mHN durchlässig)

Buchstabenkombinationen beschreiben dabei kombinierte Maßnahmen.

Im Zuge der sowohl bei den Gestaltungsvarianten als auch bei den entwickelten Stilllegungsmaßnahmen durchgeführten Vergleiche und Bewertungen reduzierte sich das Spektrum der hinsichtlich der Zielfunktionserreichung Erfolg versprechenden Varianten durch den begründeten Ausschluss ungeeigneter Varianten und Maßnahmen. Unter Berücksichtigung der Ergebnisse wurden schließlich Kombinationsvarianten entwickelt, die die Anwendung mehrerer geeigneter Stilllegungsmaßnahmen auf die betreffende Gestaltungsvariante beinhalteten. Auch diese wurden wiederum mittels Modellierung und Prognoseberechnung bezüglich der anzustrebenden Reduzierung der Stoffausträge untersucht. Zuletzt kristallisierten sich in diesem Optimierungsprozess drei mögliche Lösungsvarianten für die Stilllegung der Deponie Halle-Lochau heraus. Diese drei Varianten wurden eingehend und umfangreich vergleichend bewertet.

Im Ergebnis der Bewertung wurde eine dieser Varianten als geeignetste Lösung für die Stilllegung der Deponie Halle-Lochau abgeleitet. Für diese Variante erfolgte dann abschließend eine weitergehende Untersuchung und Charakterisierung.

C7.5.3 Bewertung der Modellprognoseergebnisse

1. Die Deponiestilllegung ohne zusätzliche technische Maßnahmen (so genannte Nullvariante) nach 2005 führt zu erhöhten Stoffausträgen und zieht in den Wässern der Vorflutanbindung einen Gehalt von ca. 33 mg/l NH₄-N nach sich.

=> Die Einleitkriterien der Wasserrechtlichen Erlaubnis (WRE 3/01) können somit nicht erreicht werden.
2. Für die Untersuchungsvarianten 1 und 3 mit einer vollständigen Verfüllung des Ostschlauches (keine Bildung eines Wasserkörpers im Ostschlauch) war nach den Modellierungsergebnissen erwiesen, dass diese Varianten auch ohne zusätzliche weitere Maßnahmen die Anforderungen erfüllen. Für den Anwendungsfall Halle-Lochau kommen beide Varianten auf Grund der hohen Massendefizite nicht in Betracht, stellen aber im Ergebnis der Verallgemeinerung der FuE-Ergebnisse für ähnliche Praxisfälle mögliche Lösungen dar.
3. Die Gestaltungsvariante GV 4.1 („Deponiese“) wurde auf Grund der geotechnischen Risiken insbesondere im Hinblick auf die nicht standsicheren Böschungen und der Modellierungsergebnisse zur nachteiligen Entwicklung der Wasserbeschafflichkeit nicht weiter betrachtet.
4. Durch das Aufbringen einer Wasserhaushalts- und Rekultivierungsschicht können bei den verbleibenden Untersuchungsvarianten einem Wasserkörper benachbart zum Deponiekörper die Stoffausträge und die Ammoniumstickstoff-Gehalte der Wässer der Vorflutanbindung bei den Untersuchungsvarianten auf ca. 8 mg/l sinken.

=> Diese Maßnahme ist allein noch nicht ausreichend, um die Einleitkriterien der WRE 3/01 zu erfüllen.
5. Vertikale Dichtwände nördlich und östlich des Deponiebereichs (Vorfeld) weisen aus hydraulischer Sicht auf Grund der schwachen Strömungsprozesse keine relevante Wirksamkeit zur Reduzierung der Stoffausträge des Deponiekörpers auf. Die z. T. sehr geringen Grundwasser- bzw. Deponiewasserströme können den Aufwand zur Erstellung von Dichtwänden im Vorfeld der Deponie Halle-Lochau nicht rechtfertigen. Mit Dichtungsmaßnahmen würde sich eine Separierung der Grund- und Deponiewässer verbinden, was im Hinblick auf die Langzeitsicherung und nachsorgearme Lösung nicht als zielführend zu bewerten ist.
6. Durch die zusätzliche Errichtung eines technischen Trenn- und Stützsystems mit Barriere-Eigenschaften ($k_f < 1 \cdot 10^{-9}$ m/s) an der Kontaktstelle Wasserkörper-Deponiekörper bis zur Höhe 90 mHN können die Stoffausträge und die Konzentration der Vorflutwässer auf Ammoniumstickstoff-Werte reduziert werden, die den Einleitkriterien der WRE 3/01 entsprechen.

=> Mit dieser Maßnahmekombination werden die Einleitwerte eingehalten, die Flurabstände im Bereich des Deponiekörpers sind jedoch zu gering, um spätere, nachteilige Vernässungen an der Deponieoberfläche auszuschließen. Weitere Maßnahmen bestehend aus mehreren Einzelementen sind zur Gewährleistung eines integrierten, langzeitlich wirksamen Sicherungssystems notwendig.

Mit dieser Lösung wären langfristige Bauwerkspflegearbeiten verbunden, was die Zeithorizonte der Stilllegung und Nachsorge unüberschaubar macht.

7. Durch eine zusätzliche Sicherungs- und Verfüllstrategie [Strömungsoptimierung durch Begrenzung der in der Ablagerungsphase eingebauten Abfälle bis maximal 87,5 mHN, geotechnische Sicherung und Verfüllung mit Setzungsausgleich bis 87,5 mHN durch Verwertung von standortgeeigneten Massen (k_f -Werte variabel ca. $\leq 10^{-4}$ bis $\leq 10^{-6}$ m/s; $\leq 1 \cdot 10^{-6}$ m/s), Verfüllmaterialien höherer Durchlässigkeit von $> 5 \cdot 10^{-5}$ m/s zwischen 87,5 mHN und 88,5 mHN sowie einer Rekultivierungs- und Wasserhaushaltsschicht mit Waldbewuchs] können Konzentrationen am Ablauf zur Weißen Elster von ca. 3,0 mg/l NH₄-N erreicht werden. Die prognostizierten Flurabstände liegen bei ca. $> 1,5 - 2,5$ m u. GOK, so dass keine flächenhafte Vernässungen zu erwarten sind.

=> Die Einleitkriterien gemäß WRE 3/01 werden eingehalten und die Voraussetzungen für die Nachnutzung gewährleistet.
8. Unter Nutzung der Kreislaufführung von Deponiesickerwasser auf dem Deponiestandort kann mit einer biochemischen Inertisierung ein ergänzender Beitrag zum beschleunigten Schadstoffabbau im Deponiekörper erzielt werden. Die NH₄-N-Konzentrationen für die Einleitung am Vorfluter werden dadurch im Sinne einer zusätzlichen Sicherheit zur Gewährleistung einer umweltverträglichen Stilllegung weiter gesenkt.
9. Die Stilllegungs- und Nachsorgeziele werden aus technischer und wirtschaftlicher Sicht am sinnvollsten durch die Berücksichtigung bzw. Umsetzung der o. g. Randbedingungen und Stilllegungsmaßnahmen in Kombination mit

=> der Errichtung eines Trenn- und Stützsystems (Entwicklungshöhe 87,5 mHN; Ostböschung Drehpunkt mit Grenzflächen des Wasserkörpers zum Deponiekörper; Barriere: $k_f < 1 \cdot 10^{-9}$ m/s) und
=> der Schaffung von durchlässigen Auffüllbereichen in der oberen Zone des gesicherten Deponiekörper mit einem k_f -Wert von $5 \cdot 10^{-5}$ m/s erreicht.
10. Mit dieser Maßnahmenkombination würden die tieferen Abfallbereiche durch ein barrierefürsames Trennsystem vom Wasserkörper getrennt, so dass der direkte Stoffübergang aus den schadstoffbelasteten Tieflagen verhindert wird. Die Infiltration und damit die hydrologisch bedingten Stoffaustragsmengen werden durch eine Rekultivierungs- und Wasserhaushaltsschicht mit Waldbewuchs deutlich reduziert. Die Durchströmung des Deponiekörpers und damit der Stoffaustrag würden sich vorrangig über die weniger belasteten, durchlässigen Auffüllbereiche zum Wasserkörper vollziehen. Außerdem bewirkt der obere, durchlässige Bereich eine Erhöhung der Flurabstände (ca. $> 1,5 - 2,0$ m unter Gelände), wodurch die Rekultivierung (Waldbewuchs) und die Nachnutzungsziele (Tragfähigkeit) unterstützt und gewährleistet werden können.
11. Der Prognose zufolge sind die identifizierten Stilllegungsmaßnahmen rechnerisch ausreichend, um für den Zeitraum der Nachsorgephase die Beschaffenheitsanforderungen zur Vorflutanbindung für die Leitparameter NH₄-N, CSB und AOX sowie Chlorid ohne weitere zusätzliche technische Maßnahmen langzeitlich zu gewährleisten. Als zusätzliche, nachhaltige Stützkomponente für die

Nachsorgephase werden außerdem die natürlichen Stoffabbau- und Rückhalteprozesse in der Wasserhaltungsanlage im Drehpunktbereich bzw. Deponiekörper wirksam.

C7.5.4 Vergleich der Lösungsvarianten

Im Ergebnis der Untersuchungen der Gestaltungsvarianten mit Stilllegungsmaßnahmen wurden drei Lösungsvarianten ermittelt, die einer weitergehenden vergleichenden Bewertung unterzogen wurden. Dabei handelt es sich um die folgenden drei Varianten, die als gemeinsames weiteres Merkmal die Herstellung einer Wasserhaushalts- und Rekultivierungsschicht beinhalten:

2c: Gestaltungsvariante 2 „Nordsee“, Drehpunkt Trenn- und Stützsystem 90,0 mHN

2a+d Gestaltungsvariante 2 „Nordsee“, Drehpunkt Trenn- und Stützsystem 87,5 mHN,
Verfüllung 87,5 mHN bis 88,5 mHN mit durchlässigem Material

4.3c: Deponieumlagerungsvariante 4.3 , Drehpunkt Trenn- und Stützsystem 90,0 mHN

Für die vergleichende Bewertung erfolgte auch eine Aufwandsermittlung zur Realisierung der drei Varianten. Der Gesamtaufwand für die Stilllegungs- und Nachsorgemaßnahmen resultiert aus den Teilsummen für die notwendigen technischen und begleitenden Maßnahmen:

1. Kosten für die technischen Maßnahmen zur Stilllegung und Nachsorge

2. Aufwand Stilllegungsbetrieb

- Eingangskontrolle/Eigenkontrolle
- Betrieb Vorfeldentwässerung
- Infiltration Sickerwasserkreislaufführung
- Sickerwasserbehandlung

3. Deponegasfassung und -verwertung

- - Kosten für die Gasfassung
- - Kosten für die Gasverwertung
- - Erlös aus der Verstromung

4. Kosten in der Phase des Wasseranstiegs

- - Kreislaufführung
- - Gesteuerter Wasseranstieg

5. Kosten in der Nachsorgephase

- - Wasserkörper Belüftung (optional)
- - Pflegemaßnahmen (Wasserhaushalts- und Rekultivierungsschicht; Grabensysteme etc.)
- - Monitoring und Überwachung

Tab. C7-3: Übersicht zur vergleichenden verbal-argumentativen Kosten-Nutzen-Bewertung der Lösungsvarianten zur Stilllegung, Nachsorge und Folgenutzung einer subaquatischen Deponie in einem Tagebaurestloch am Beispiel der Deponie Halle-Lochau

Bewertungskriterium		Varianten		
		2a+d ¹⁾	2c ²⁾	4.3c ³⁾
1	Nachhaltigkeit durch einen weitgehend selbsttragenden, nachsorgefreien Endzustand (Nachsorgearmut) mit Gewährleistung der Nachsorgeziele	Nachhaltigkeit durch weitgehend selbsttragende, nachsorgefreie Lösung	Nachhaltigkeit durch weitgehend selbsttragende, weitgehend nachsorgefreie Lösung	Nachhaltigkeit durch weitgehend selbsttragende, weitgehend nachsorgefreie Lösung
1.1	Funktionalität	Funktionalität durch Nutzung der Regenerationskraft von Natur und Landschaft	Funktionalität durch Nutzung der Regenerationskraft von Natur und Landschaft	Funktionalität durch Nutzung der Regenerationskraft von Natur und Landschaft
1.2	Dauerbestand der Lösung	Dauerbestand der Lösung mit der Reduzierung der Stoffausträge, dem Grundwasserschutz und einer stabile Grundwasserströmung gewährleistet	Dauerbestand der Lösung mit der Reduzierung der Stoffausträge, dem Grundwasserschutz und einer stabile Grundwasserströmung gewährleistet	Dauerbestand der Lösung mit der Reduzierung der Stoffausträge, dem Grundwasserschutz und einer stabile Grundwasserströmung gewährleistet
1.3	Nachsorgefreiheit	Nachsorgefreiheit durch selbsttragende Vorflutanbindung bis HQ 100 und Erfüllung der WRE 3/01, Nutzung der natürlichen Stoffabbau- und -rückhalteprozesse im DK und WK	Nachsorgefreiheit durch selbsttragende Vorflutanbindung bis HQ 100 und Erfüllung der WRE 3/01, Nutzung der natürlichen Stoffabbau- und -rückhalteprozesse im DK und WK	Nachsorgefreiheit durch selbsttragende Vorflutanbindung bis HQ 100 und Erfüllung der WRE 3/01, Nutzung der natürlichen Stoffabbau- und -rückhalteprozesse im DK und WK
1.4	Gewährleistung der Nachsorgeziele	Gewährleistung der Gestaltungshöhe 90 mHN, Langzeitsicherheit Restlochböschungen	Gewährleistung der Gestaltungshöhe 90 mHN, Langzeitsicherheit Restlochböschungen	Gewährleistung der Gestaltungshöhe 90 mHN, Langzeitsicherheit Restlochböschungen
2.1	Technische Machbarkeit der Maßnahmen	technisch realisierbar	technisch realisierbar	technisch realisierbar
2.2	Angemessenheit des monetären Aufwandes und finanzielle Absicherung	100 %	104 %	209 %
2.3	Überschaubarkeit und vertretbarer Zeitaufwand	Stilllegungsphase bis zum Jahre 2021, Nachsorge von 2022 bis ca. 2031, erfüllt	Stilllegungsphase bis zum Jahre 2021, Nachsorge von 2022 bis ca. 2031, erfüllt	Stilllegungsphase bis zum Jahre 2021, Nachsorge von 2022 bis ca. 2031, erfüllt
2.4	Restrisiken	bei Umsetzung der Lösungsvariante keine sichtbaren geotechnischen und hydraulischen Risiken	verbleibendes geotechnisches Restrisiko auf Grund des hydraulischen Dauerbelastungszustandes zwischen dem Was-	verbleibendes geotechnisches Restrisiko auf Grund des hydraulischen Dauerbelastungszustandes zwischen dem Was-

Bewertungskriterium	Varianten		
	2a+d ¹⁾	2c ²⁾	4.3c ³⁾
		serkörper 87,5 und dem Deponiekörper ca. 89,5 mHN sowie der Einkapselung des Schadstoffherdes („Konservierung“, ohne überschaubaren Schadstoffabbau, Vernachlässigung der Generationsverpflichtung)	serkörper 87,5 und dem Deponiekörper ca. 89,5 mHN sowie der Einkapselung des Schadstoffherdes („Konservierung“, ohne überschaubaren Schadstoffabbau, Vernachlässigung der Generationsverpflichtung)
3	Gesamtheitlichkeit – Gestaltung und Nachnutzung		
3.1	Gestaltung der Deponie unter Berücksichtigung des Tagebaurestloches	Kriterium durch Wasserfläche und Waldbewuchs sowie nutzbare relevante, tragfähige Flächen im Deponiebereich (Begehbarkeit, Befahrbarkeit) erfüllt	Kriterium durch Wasserfläche und Waldbewuchs erfüllt; jedoch Nutzungseinschränkungen infolge von Vernässungsscheinungen und eine eingeschränkte Befahr- und Begehbarkeit möglich
3.2	Nachnutzung und Eingliederung in die Landschaft	Wasserfläche, Waldfläche: keine Einschränkungen erkennbar	Wasserfläche, Waldflächen mit Feuchtgebieten: Nachnutzung und Begehbarkeit eingeschränkt
4	Umweltverträglichkeit der Stilllegung und Nachsorge sowie Rechtsrisiken ⁴⁾		
4.1	Zulassung der Ausnahmeregelung nach DepV § 14 Abs. 6	Umweltverträglichkeit und keine Rechtsrisiken sind gegeben (siehe AP II)	Rechtsrisiken aufgrund der Gesundheitsrisiken noch nicht abschließend geklärt (siehe AP II)
4.2	Schutz des Menschen und der Umwelt (Grundwasserschutz, Vorflutanbindung, geotechnische, innere und äußere Sicherheit nach Abschluss der Setzungen)	Grundwasserschutz ist gewährleistet, WRE 3/01 wird erfüllt	Grundwasserschutz ist gewährleistet, WRE 3/01 wird erfüllt
4.3	Bestandsschutz (Objekte, Anlagen, Schutzgebiete, Planabsichten etc.)	Bestandsschutz und tangierende Planabsichten	Bestandsschutz und tangierende Planabsichten

Bemerkungen:

¹⁾ Ergebnisse sind auf Gestaltungsvariante 4.2a+d übertragbar

²⁾ Ergebnisse sind auf Gestaltungsvariante 4.2c übertragbar

³⁾ Ergebnisse sind auf Gestaltungsvariante 4.3.1c übertragbar

⁴⁾ Umweltverträglichkeit und Rechtsrisiken im Sinne der Zulassung nach der Ausnahmeregelung gemäß DepV § 14 Abs. 6 sowie dem KrW-/AbfG § 10

Für den Fall der Umsetzung der Variante 2a+d ergibt sich zur Variante 2c eine wirtschaftliche Kostenersparnis. Beide Varianten sind im Grundansatz vergleichbar, unterscheiden sich jedoch in der Entwicklungshöhe des Trenn- und Stützdamms im Drehpunktbereich (Variante 2a+d: 87,5 mHN; Variante 2c: 90 mHN). Die Erhöhung des Aufwandes zwischen der Variante 2a+d und Variante 2c resultiert neben den geringfügigen Abweichungen der technischen Maßnahmen (z. B. Drainagematerial, Verfüllmaterial, Rekultivierungsschicht etc.) insbesondere aus den zusätzlichen Aufwendungen in der Nachsorgephase. Diese sind in der Variante 2c erforderlich, da von einem erhöhten Aufwand zur Nachsorgepflege im Bereich der Oberflächenabdichtung (Vernässungen, Tragfähigkeit, Bewuchs etc.) auszugehen ist.

Die Kostenersparnis zwischen den Varianten 2a+d (TSD 87,5 mHN) und 2c (TSD 90,0 mHN) liegt insgesamt bei einer Höhe von ca. 4 %.

Bei der Variante 4.3c ergibt sich im Vergleich zur Variante 2a+d hinsichtlich der direkt dem Stilllegungs- und Nachsorgebetrieb zuordenbaren Kosten eine relative Steigerung von zusätzlich 109 %.

C7.5.5 Identifizierung der geeigneten Lösungsvariante

Eine vollständige hydraulische Separation des Deponiekörpers vom Wasserkörper durch ein Trenn- und Stützsystem an der Westseite der Deponie mit einer Entwicklungshöhe von 90 mHN liefert nach den Modellvarianten sehr geringe Deponiedurchflüsse (Stoffaustausch, Restemission) und entsprechend schwach belastete Ablaufwässer zur „Weißen Elster“. Nachteilig wäre jedoch die damit verbundene Staunässe über dem Deponie- und Gestaltungskörper [flurnahe Grundwasserstände mit erhöhter Verdunstung; Vernässungsgefahr; eingeschränkte Tragfähigkeit (Befahrbarkeit, Begehbarkeit); Limitierung des Bewuchses etc.]. Außerdem wäre mit dieser Lösung die Einkapselung des Deponiekörpers mit seiner Schadstoffrestbelastung und damit eine gewisse Unüberschaubarkeit inklusive der Verschiebung der Problemlösung in die weitere Zukunft verbunden. Dies würde einer Delegierung der Restrisiken für die nachfolgenden Generationen gleichkommen. Neben dem „Konservierungsproblem“ bringt auch die hydraulisch bedingte Dauerbelastung zwischen dem Deponiekörper (Wasserspiegel ca. maximal 89,5 mHN (und dem Wasserkörper (ca. 87,5 mHN) ein langzeitlich latentes Restrisiko (Wasserspiegeldifferenz ca. 2 m) mit sich.

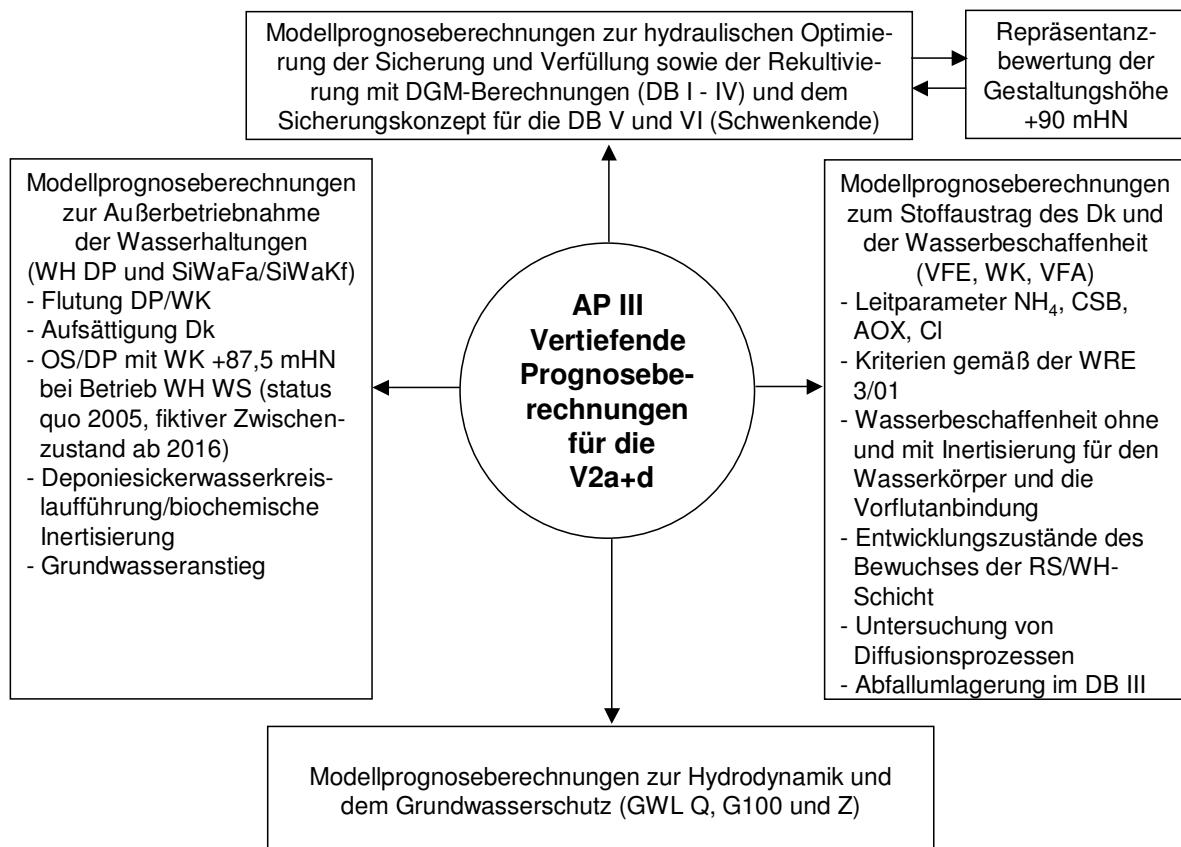


Abb. C7-5: Übersicht zu Modellprognoseberechnungen für ermittelte Lösungsvariante

Ein Trenn- und Stützsystem bis 87,5 mHN, das die Tiefzonen des Abfallbereiches vom Wasserkörper hydraulisch abschirmt, würde einerseits die Durchströmung im Abfall stark einschränken und andererseits einen freien Ablauf aus dem Auffüllbereich über der Deponie in Richtung Wasserkörper die Grundwasserstände über dem Deponiekörper regulieren. Die Höhe der auftretenden Stoffausträge ist unter diesem Szenario von den Ausgangskonzrationen und den Belastungen der Massen in den Sicherungs- und Verfüllbereichen abhängig. Deshalb werden die zulässigen Stoffgehalte und Stoffkonzrationen (Eluatwerte) für die Sicherungs- und Verfüllmassen im Sinne des standortbezogenen Ansatzes für die Stilllegung gemäß § 14 Absatz 6 DepV und der Gewährleistung der Ablaufkonzrationen der Wässer der Vorflutanbindung entsprechend der WRE 03/01 bemessen.

Für die Stilllegung und Nachsorge mit einem Trenn- und Stützsystem bis 87,5 mHN wurde eine entsprechende Modellprognose zum Wasseranstieg im Drehpunkt und zur Wassersättigung bzw. Auffüllung des Deponiekörpers aufgestellt. Ausgehend von der Verfüllung des Deponiebereiches generell unter der Höhenmarke 87,5 mHN bis zum Zeitpunkt 6/2005, der geotechnischen Sicherung des Deponiekörpers durch die Verfüllung bis 88,5 mHN einschließlich des Ausgleiches der Deponiesetzungen sowie der Oberflächenabdeckung mit einer Rekultivierungs- und Wasserhaushaltsschicht aus kulturfähigen Böden bis 90 mHN mit Waldbewuchs wurde der Wasseranstiegsprozess im Drehpunktbereich und die Aufsättigung des Deponiekörpers modelltechnisch prognostiziert. Die Ergebnisse zeigen die Notwendigkeit der Berücksichtigung und des Abgleichs der

zeitlichen Entwicklung der Wasserstände im Drehpunktbereich (Wasseranstieg) und dem Deponiekörper. Dazu ist die Umsetzung von entsprechenden technischen Maßnahmen zum Zeitpunkt der Außerbetriebnahme der Wasserhaltungen (SiWaFa) sowie optional eine technisch gestützte Aufsättigung des Deponiekörpers notwendig.

Die Ableitung effektiver technischer Maßnahmen für die Deponie Halle-Lochau wurde in verschiedenen Modellprognoseberechnungen unter Berücksichtigung der auflastbedingten Setzungen und der mikrobiell bedingten Sackungen für den Endzustand betrachtet. Mit dem Gesamtmaßnahmepaket zur Stilllegung der Deponie Halle-Lochau können die Einleitkriterien gemäß WRE 3/01 für die Leitparameter (NH4-N, CSB, AOX und Chlorid) erreicht werden.

Durch die Konzeption mit den möglichen technischen Maßnahmen im Gesamtpaket bestehen ausreichende Sicherheiten für das Erreichen der Stilllegungs- und Nachsorgeziele. Die Schadstoffausträge werden unter Berücksichtigung der naturwissenschaftlichen, rechtlichen und ökonomischen Randbedingungen auf ein umweltverträgliches Maß reduziert. Die Prognosezahlen belegen, dass die der Lösungsvariante zu Grunde liegende fortschreibbare, effiziente Lösung machbar ist und unter Berücksichtigung der Vor- und Nachteile die effektivste Maßnahmepaketkombination darstellt. **Abb. C7-5** enthält einen Überblick zu den durchgeführten Detailuntersuchungen für die ermittelte geeignete Lösungsvariante für die Stilllegung der Deponie Halle-Lochau. Die durch Modellierungsuntersuchungen ermittelten Prognosezahlen belegen, dass es sich bei der im Ergebnis aller Untersuchungen und Optimierungen ermittelten Variante um die sinnvollste Lösung handelt, mit der die Stilllegung und Nachsorge der subaquatischen Deponie Halle-Lochau machbar ist. Die Schadstoffausträge können unter Berücksichtigung der ökologischen und ökonomischen Ziele auf ein rechtlich zulässiges und umweltverträgliches Maß reduziert werden.

C7.5.6 Maßnahmekonzept der abgeleiteten Lösungsvariante für die Stilllegung der Deponie Halle-Lochau

- Geotechnische Sicherung und Verfüllung mit hydraulisch optimierter Deponiekörpergestaltung unter Beachtung der Setzungen zur Reduzierung der Stoffausträge
- Errichtung von Trenn- und Stützsystemen am Deponiekörper zur Reduzierung der Stoffausträge
- Aufbau einer Rekultivierungs- und Wasserhaushaltsschicht mit Waldbewuchs zur Reduzierung der Stoffausträge
- Weiterbetrieb und modifizierte, optimierte Nutzung von bestehenden technischen Anlagen zur Stilllegung der Deponie Halle-Lochau (Sickerwasserfassung, Deponegasfassung, Deponegasverwertung) während der Stilllegungsphase und Sickerwasserkreislaufführung zur Reduzierung der Stoffausträge
- Hydraulische Sicherung des Deponiekörpers durch den Weiterbetrieb und die Modifizierung von bestehenden technischen Anlagen (z.B. Wasserhaltung, Vorflutanbindung, Kontroll- und Havariesysteme)

- Natürlicher Stoffabbau im Deponiekörper durch die Optimierung des Gasaustrags und die Stimulation der biochemischen Inertisierung durch ergänzende technische Maßnahmen zur Reduzierung der Stoffausträge
- Anlagenrückbau
- Monitoring, Überwachung und Kontrolle

Im Zuge der Umsetzung der technischen Maßnahmen ist zu gewährleisten, dass in Abhängigkeit von dem tatsächlichen Deponiekörperverhalten eine kontinuierliche, laufende Präzisierung und ein Abgleich der Einzelmaßnahmen im Zuge der Stilllegung und Nachsorge erfolgt. Sollten wechselnde Randbedingungen wie z. B. die Setzungen und Schadstoffkonzentrationen von den Prognosewerten abweichen, kann durch zusätzliche, geeignete, technische, temporäre Maßnahmen der angestrebte Endzustand erreicht werden.

Solche Maßnahmen wären z. B.:

- eine nachträgliche Anpassung der Einbauhöhen mit geeigneten Materialien,
- eine temporäre, aktive Wasserfassung im Deponiekörper und Behandlung der Deponiewässer.

Prinzipschnitt für den Prognosezustand der Lösungsvariante zur Stilllegung und Nachsorge der subaquatischen Deponie Halle-Lochau (West - Ost)

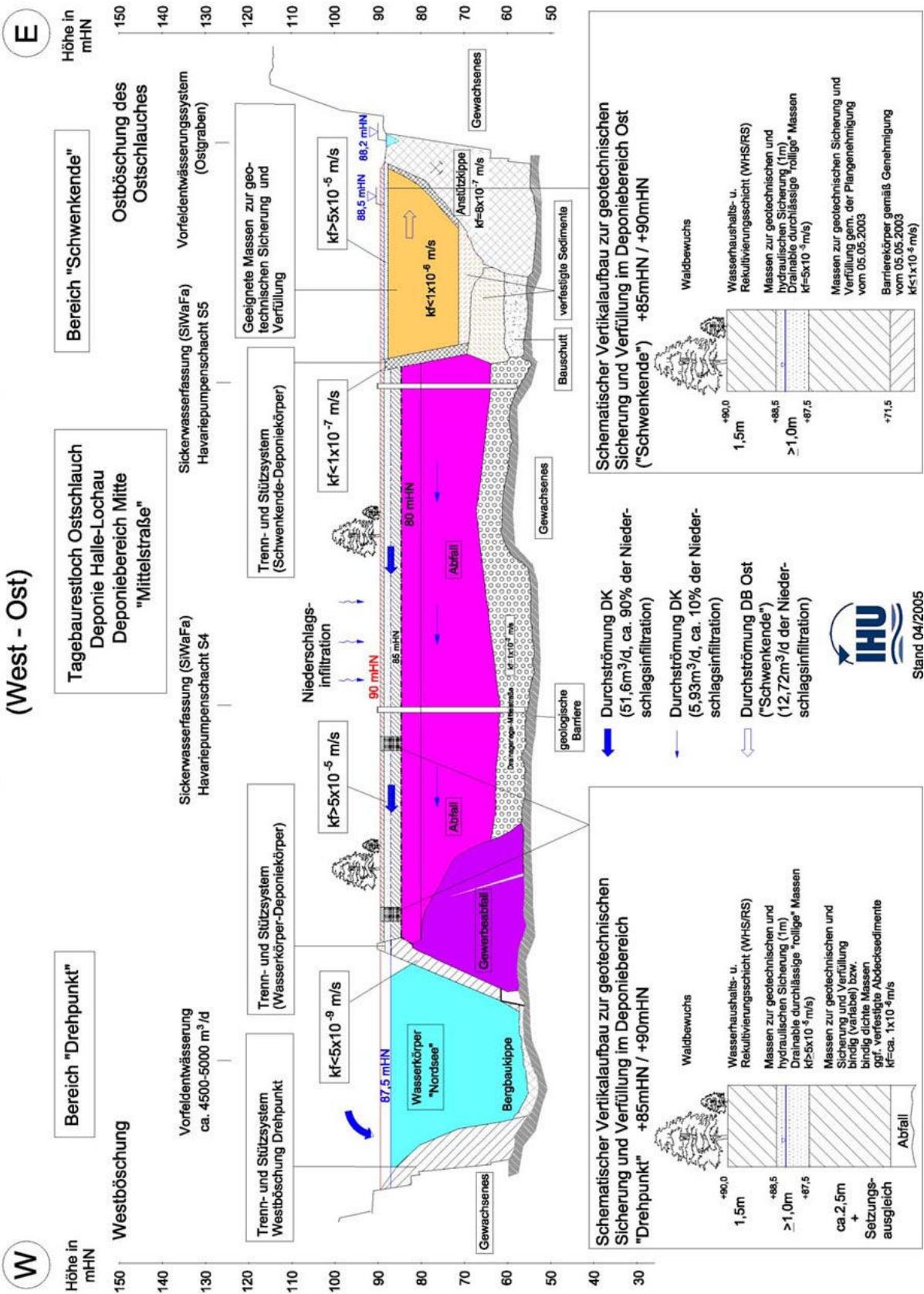


Abb. C7-6: Prinzipschnitt für den Prognoseendzustand der Lösungsvariante für die Deponie Halle-Lochau

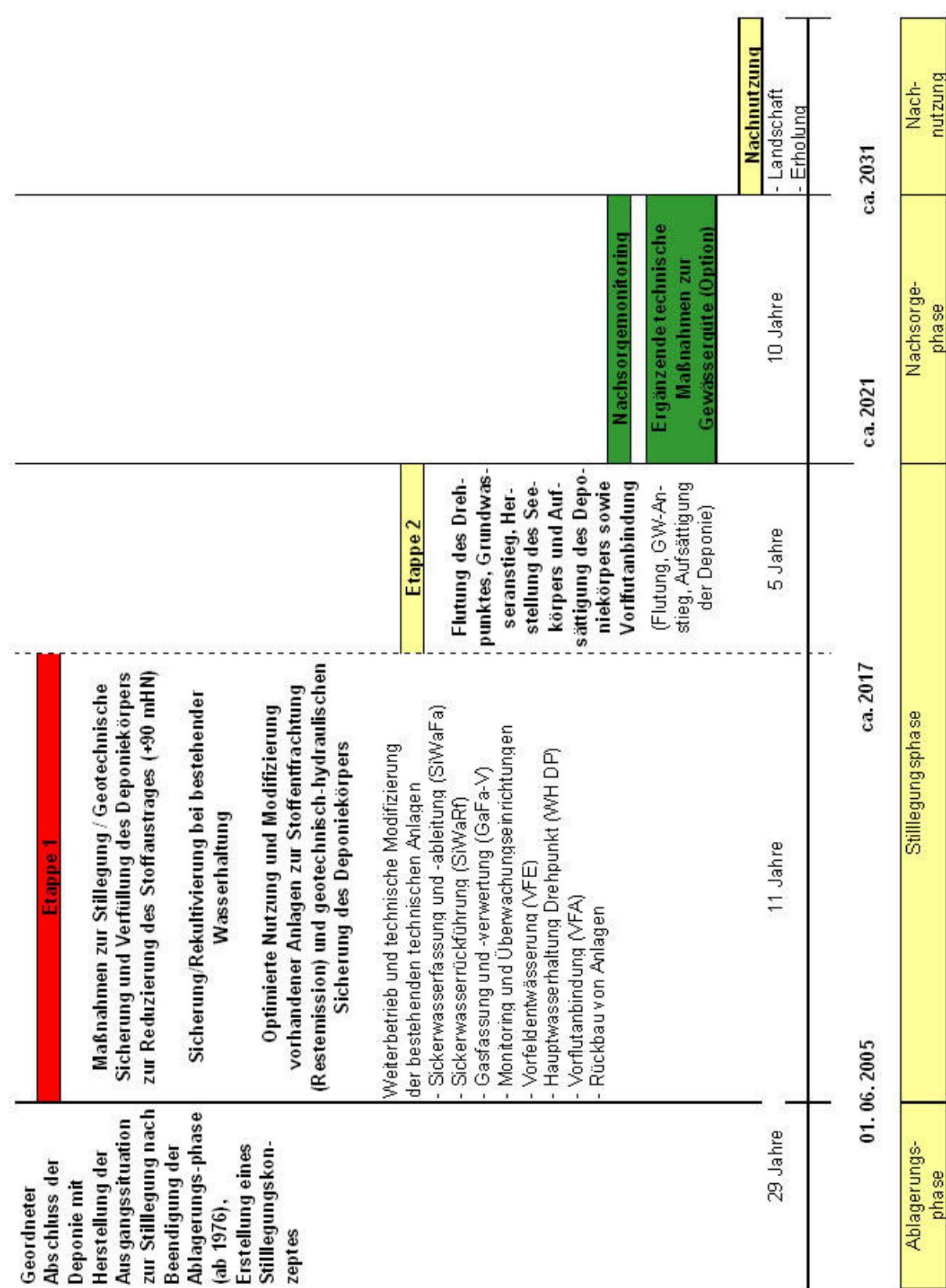


Abb. C7-7: Übersichtsschema zur abgeleiteten Lösungsvariante für die Stilllegung der Deponie Halle-Lochau

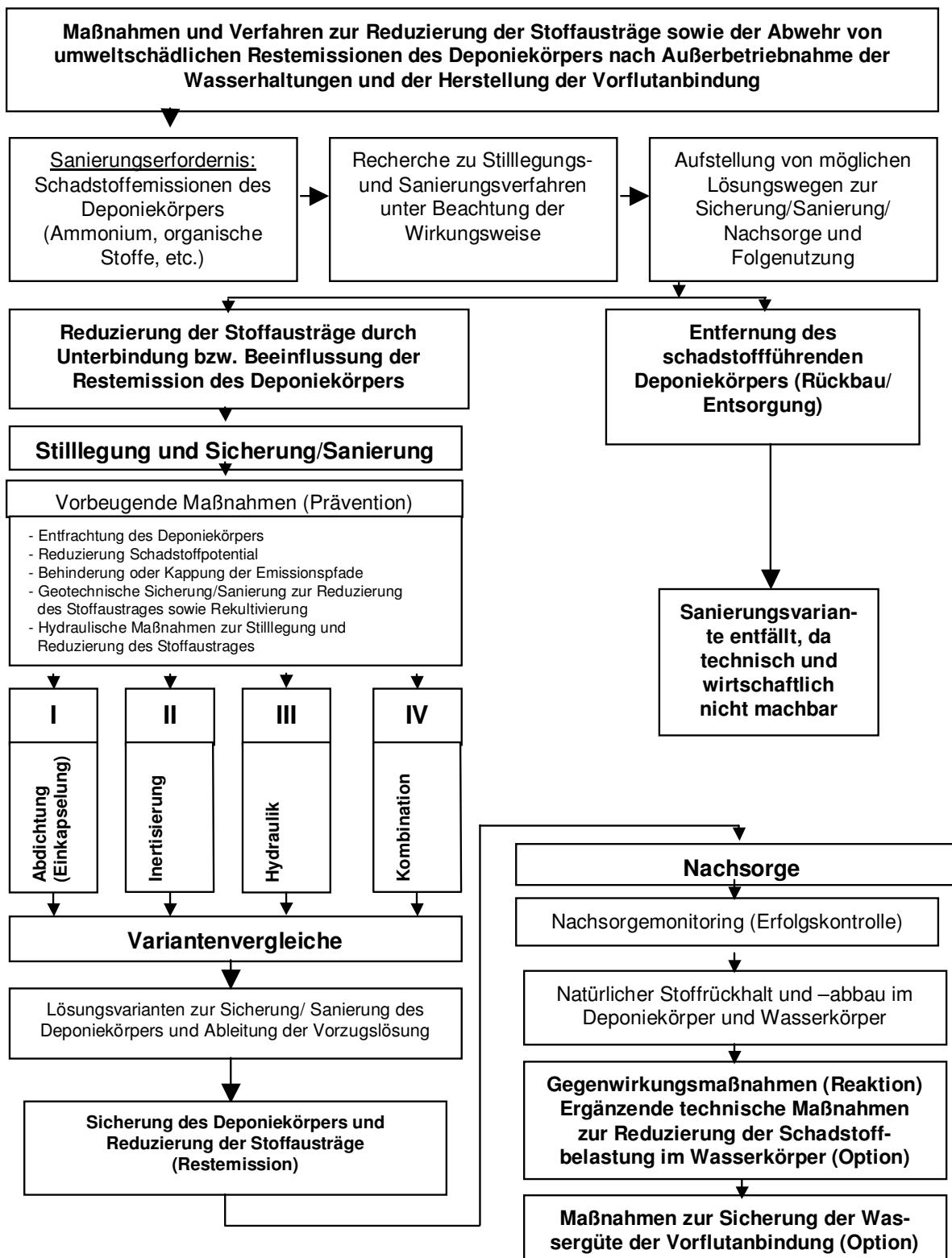


Abb. C7-8: Strategieschema zur Ableitung der Lösungsvariante

**Tab. C7-4: IV - Technische Maßnahmen der abgeleiteten Lösungsvariante für die Stilllegung
der Deponie Halle-Lochau**

Lfd. Nr.	Maßnahmen zur Stillle- gung	Laufzeit		Kurzbeschreibung der Stilllegungsmaßnahmen	
		Etappe 1	Etappe 2	Etappe 1	Etappe 2
I	Geotechnische Sicherung und Verfüllung mit Setzungsausgleich sowie Rekultivierung, Aufbau von Trenn- und Stützsystemen	06/05 – 12/16	01/17 – 12/19	Nordteil (Hausmüll); Mittelteil (Mittelstraße) und Südteil (Gewerbemüll) sowie Bereich Ost (Nordostteil und Schwenkende); Rekultivierung, Aufforstung Geotechnische Sicherung des Deponiekörpers (Trenn- und Stützsysteme DP und NE-SE) Nordgraben (Verfüllung, Sicherung) Standsicherheit Böschungssysteme (DP)	Rekultivierung, Aufforstung, Nordgraben (Verfüllung, Sicherung)
II	Maßnahmen zur Entfrachtung und Reduzierung der Stoffausträge (Restemission)	06/05 – 12/16	01/17 – 12/20	Weiterbetrieb und Modifizierung der Sickerwasserfassung (SiWaFa) S4, S5, Verwahrung (S3), S1 und S2 Sickerwasserrückführung (SiWaRf) Weiterbetrieb und Modifizierung der Deponiegasfassung und –verwertung (GaFaV)	Weiterbetrieb und Außerbetriebnahme der Sickerwasserfassung (SiWaFa) Sickerwasserrückführung (SiWaRf) Weiterbetrieb und Außerbetriebnahme der Deponiegasfassung und –verwertung (GaFaV)
III	Rückbau von technischen Anlagen und Objekten	01/16 – 12/16	01/17 – 12/21	SiWa-Polder DP; <87,5 mHN Anlagenrückbau	Anlagenrückbau >87,5 mHN außerhalb DP
IV	Entwässerungstechnische Maßnahmen Außerbetriebnahme Wasserhaltung und Wasseranstieg, Grundwasseranstieg, Abgleich zur Aufsättigung des Deponiekörper	06/05 – 12/16	01/17 – 12/21	Betrieb des Vorfeldentwässerungssystems 85 mHN (VFE) zur Fassung des GW-Anstromes und Ableitung zum DP; Modifizierung der VFE auf 88 mHN (Bau); Betrieb der modifizierten VFE 88 mHN; Betrieb der Hauptwasserhaltung Drehpunkt WH DP) 60 mHN; Betrieb der Vorflutanbindung (VFA) „Weiße Elster“; Ableitung der Wässer aus dem Pumpbetrieb der WH DP	Außerbetriebnahme WH DP/VFA; Wasseranstieg im Drehpunkt Modifizierung der VFA (Bau) Abgleich zur Aufsättigung des Deponiekörpers

Lfd. Nr.	Maßnahmen zur Stillle- gung	Laufzeit		Kurzbeschreibung der Stilllegungsmaßnahmen	
		Etappe 1	Etappe 2	Etappe 1	Etappe 2
V	Überwachung und Mo- nitoring	06/05 – 12/16	01/17 – 12/21	Monitoring und Überwachung der Stilllegungs- phase	
VI	Bergaufsicht TRL Lochau und bergbauliche Maßnahmen zur Rekul- tivierung des Westschlauches	06/05 – 12/16	01/17 – 12/21	Montanhydrologisches Monitoring TRL Lochau Ostschauch (OS) – Innenkippe (IK) – West- schlauch (WS); LMBV und MUEG Geotechnische Sicherung und Verfüllung des TRL Lochau Westschlauch (Wiederurbarma- chung) mit Abgleich der Wasserhaltungen und der Absenkungsbeträge auf das Auffüllniveau des WS und die Stilllegungsmaßnahmen im Ostschauch (OS); (MUEG)	

C7.5.7 Wirksamkeit der abgeleiteten Lösungsvariante für die Stilllegung der Deponie Halle-Lochau

Im Ergebnis von Wirksamkeitsbetrachtungen für die vorgeschlagenen technischen Maßnahmen zur Stilllegung und Nachsorge können folgende Aussagen getroffen werden:

- Der technische Aufwand ist effizient. Die Laufzeit der Gesamtmaßnahme ist mit ca. 16 Jahren für die Stilllegung und ca. 10 Jahren für die Nachsorge überschaubar.
- Das fortschreibbare Konzept der Lösungsvariante zur Stilllegung und Nachsorge berücksichtigt die Prämissen:
 - ⇒ Nachhaltigkeit (Wirtschaftlichkeit, Nachsorgearmut, Gesamtheitlichkeit) und
 - ⇒ Umweltverträglichkeit der Stilllegung und Nachsorge sowie Rechtsrisiken
- Der verbleibende Stoffaustausch und die Restemission des Deponiekörpers wird durch die technischen Maßnahmen nach den wasserwirtschaftlichen Anforderungen (WRE 3/01) langzeitlich wirksam auf ein umweltverträgliches Maß reduziert. Das Wohl der Allgemeinheit und die Schutzgüter werden nicht nachteilig beeinträchtigt.
- Der Grundwasserschutz wird vom Ausgangszustand (12/2003) über den Zeitraum der Stilllegungsphase in der Nachsorgephase bzw. im Endzustand jederzeit gewährleistet.
- Nach der Entstehung eines Wasserkörpers in Nachbarschaft zum Deponiekörper erscheint eine „freie“ Ableitung der Grund- und Oberflächenwässer in die Vorflut „Weiße Elster“ als möglich.
- Der Deponiekörper wurde durch die geotechnische Sicherung in einen langzeitlich sicheren Endzustand versetzt.
- Im Ostschauch, den Randbereichen des Deponiekörpers, dem Westschlauch und der Innenkippe sind zum Abschluss der Stilllegungsmaßnahmen langzeitliche, standsichere Böschungssysteme vorhanden.

- Mit den Stilllegungsmaßnahmen ist somit die Grundlage für die Nachsorgephase gegeben.
- Auf Basis der technischen Stilllegungsmaßnahmen ist eine den öffentlichen Interessen entsprechende landschafts- und naturnahe Folgenutzung möglich.

Zusammenfassend ist für die Stilllegungsphase sowohl im Hinblick auf die Maßnahmenabfolge als auch hinsichtlich der Zeitschiene davon auszugehen, dass die Anforderungen an die endgültige Stilllegung gemäß DepV gewährleistet werden können.

C7.5.8 Bewertung der prognostischen Entwicklung

Nach der weitgehenden Aufsättigung ($\geq 87,5$ mHN) des geotechnisch gesicherten und vollständig rekultivierten Deponiekörpers und nach Abschluss des Wasseranstiegs im Drehpunkt beginnt die Nachsorgephase (Gesamtaufzeit: ca. 10 Jahre). Kernstück der Nachsorgephase ist die Erfolgskontrolle zur Wirksamkeit und Nachhaltigkeit der in der Stilllegungsphase durchgeföhrten Maßnahmen.

Die Nachsorgephase am Standort der Deponie Halle-Lochau ist durch folgende Randbedingungen und Zustände gekennzeichnet:

- Abschluss der technischen Maßnahmen zur Rekultivierung Deponiekörper ist erfolgt
- Stabilität der hydraulischen Verhältnisse durch die Vorfeldentwässerung, den Wasserkörper, den wassergesättigten Deponiekörper und die Vorflutanbindung ist gegeben; allseitiger Zustrom zum Wasserkörper bzw. dem Vorfeldentwässerungssystem sichert den Grundwasserschutz
- Verringerung der verbleibenden Restemission des Deponiekörpers durch die technischen Maßnahmen zur Reduzierung des Stoffeintrages sowie durch Nutzung von natürlichen Stoffabbau- und Rückhalteprozessen auf ein umweltverträgliches Maß (gemäß der WRE 3/01)
- Sicherung des Bereiches Drehpunkt durch entsprechende technische Maßnahmen ist erfolgt
- Errichtung des Trenn- und Stützsystems im Drehpunktbereich mit Barrierefunktion bis zum Höhenniveau von ca. 87,5 mHN ist erfolgt
- Wasserkörper wird als Betriebsanlage genutzt
- Reduzierung der niederschlagsbedingten Infiltration Rekultivierungs- und Wasserhaus-haltsschicht mit Waldbewuchs
- Wasserkörper (87,5 mHN) mit einer selbsttragenden Ableitung zur Vorflut
- Vorflutanbindung „Weiße Elster“ 87,5/85,5 mit Ablaufmengen von ca. 5000 m³/d und Stoffkonzentrationen der Ablaufwässer NH₄-N: ca. ≤ 3 mg/l (Erfüllung der Leitparameter NH₄, CSB, AOX und Cl gemäß WRE 3/01)

- bergbauliche Maßnahmen zur Wiedernutzbarmachung

In Abhängigkeit von den Ergebnissen der Erfolgskontrolle erscheint die Entlassung aus der Nachsorge nach den Prognosedaten zum 31. 12. 2031 als möglich. Ggf. werden dazu optional ergänzende technische Maßnahmen durchgeführt.

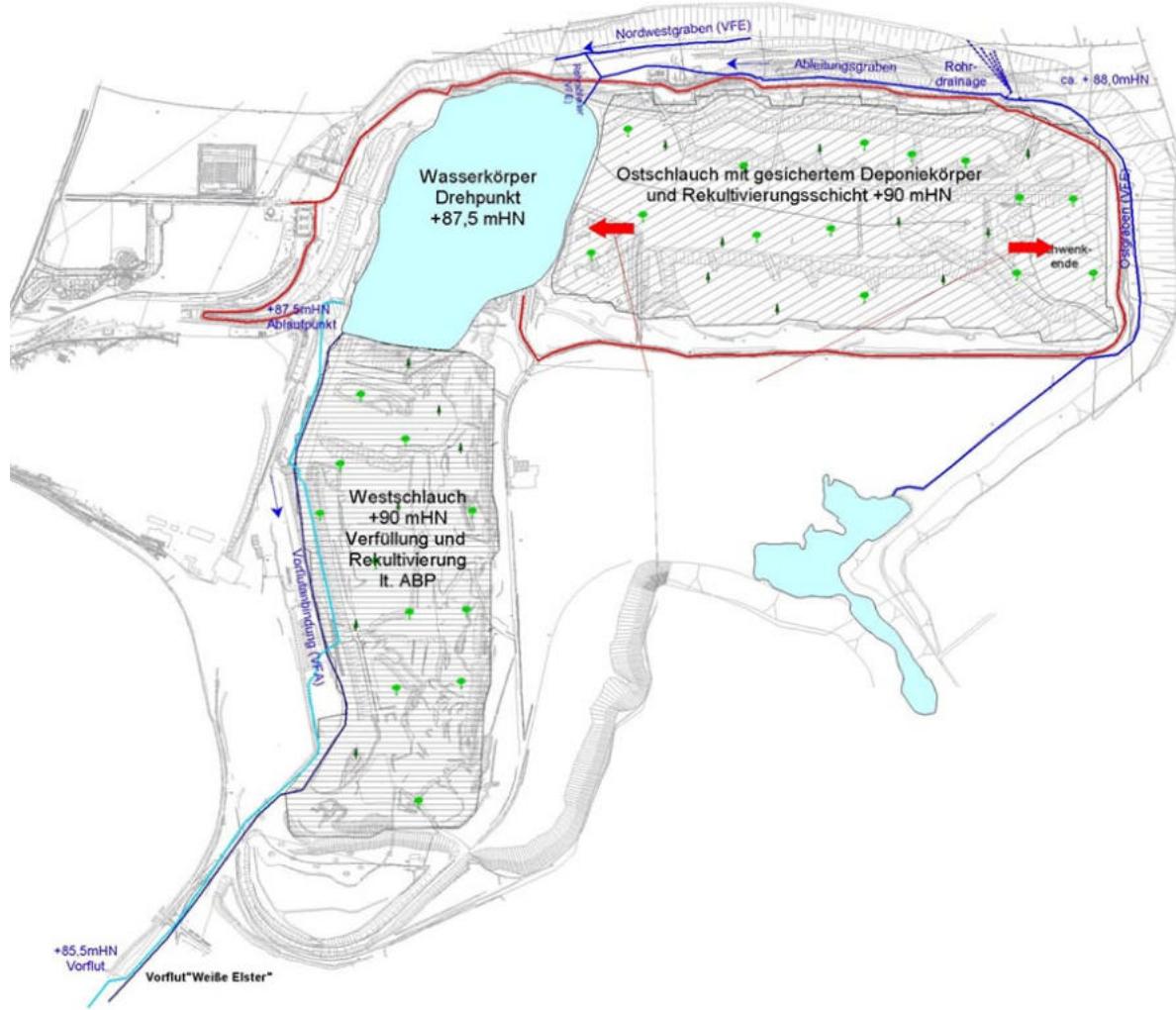


Abb. C7-9: Endzustand für die abgeleitete Lösungsvariante zur Stilllegung der Deponie Halle-Lochau

C7.5.9 Sicherheiten für das Stilllegungskonzept

Nach der Aufsättigung des Deponiekörpers ($\geq 87,5$ mHN) setzt der natürliche Stoffaustausch des Deponiekörpers zum Wasserkörper und dem Vorfeldentwässerungssystem ein. Der Wasserkörper bringt durch das zusätzlich wirksame, natürliche Stoffabbau- und Rückhaltpotenzial („Natural Attenuation“ - NA) für die Nachsorgephase und die Schutzgüter eine höhere Sicherheit zur Entlassung aus der Nachsorge mit sich.

Der Wasserkörper verfügt insbesondere im Hinblick auf Ammonium- Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) als deponiebürtiger Leitparameter durch die Nitrifikation über eine zusätzliche natürliche, biochemische Stoffabbaukapazität. Im Bedarfsfall sind optional ergänzende technische Maßnahmen zur Stimulation bzw. Initiierung von natürlichen Stoffabbau- und Rückhaltprozessen vorgesehen.

Die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Wasserkörper ist unter den Bedingungen der Nachsorgephase jederzeit überwachbar und ggf. mit geeigneten technischen Maßnahmen zu steuern.

Die Bemessung der Wirksamkeit der technischen Maßnahmen für die Stilllegungsphase entspricht den Anforderungen zur Gewährleistung der Nachsorgeziele, d. h., die Stoffausträge aus dem wassergesättigten, gesicherten und rekultivierten Deponie- und Gestaltungskörper (90 mHN) sind hinsichtlich der Restemission entsprechend den wasserrechtlichen Anforderungen an die Wässer der Vorflutanbindung (WRE 3/01) auf ein tolerierbares umweltverträgliches Maß reduziert.

Für das Schutzgut Grundwasser geht vom Deponiekörper unter den definierten Randbedingungen keine Gefährdung aus, was auch für die übrigen Schutzgüter gilt.

Zum Nachweis der Wirksamkeit und Nachhaltigkeit der Stilllegung und Nachsorge der Deponie Halle-Lochau wurde eine Prognoseabschätzung zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit für den Wasserkörper sowie die Wässer der Vorflutanbindung in der Nachsorgephase aufgestellt.

Die Abschätzung der sich im Wasserkörper des Drehpunktbereiches im Endzustand unter den Randbedingungen einstellenden Wasserbeschaffenheit erfolgte mit Hilfe eines Stoffmengenbilanzmodells. Dabei wurden die ausgewählten standorttypischen Leitparameter gemäß der Wasserrechtlichen Erlaubnis (WRE 3/01) betrachtet (Einleitüberwachungswerte: $\text{NH}_4\text{-N}$: 5 mg/l, CSB: 90 mg/l, AOX: 0,1 mg/l).

Für die Stoffkomponente $\text{NH}_4\text{-N}$ als den maßgeblichen Leitparameter für die Bewertung der deponiebürtigen Restemission und einer schadlosen, umweltverträglichen Vorflutanbindung ist ein zusätzlicher, natürlicher Stoffabbau des Ammoniumstickstoffs zu Nitrat (Nitrifikation) im Wasserkörper zu erwarten.

Für den Stickstoffabbau wurde neben dem konservativen Ansatz ohne Abbau eine Nitrifikationsrate von 2 µg/l*d für den Wasserkörper angenommen.

Im Wasserkörper kommt es nach der Prognoseabschätzung für die geeignete Lösungsvariante mit Beginn des Stoffaustrages aus dem aufgesättigten Deponiekörper zu einer leichten Aufkonzentration der Stoffkomponenten, wobei die Konzentrationen der Leitparameter $\text{NH}_4\text{-N}$, AOX und CSB in den Wässern der Vorflutanbindung am Ende der Nachsorgephase unter den Einleitwerten der wasserrechtlichen Erlaubnis WRE 3/01 liegen (siehe EB AP III):

- $\text{NH}_4\text{-N}$ (Stoffaustrag konservativ ohne Abbau): ca. 2,88 mg/l
- $\text{NH}_4\text{-N}$ (Stoffaustrag konservativ nach Inertisierung des Deponiekörpers): ca. 2,25 mg/l

- NH₄-N (Stoffaustrag ohne Inertisierung, mit Abbau im Wasserkörper): ca. 1,50 mg/l
- NH₄-N (Stoffaustrag nach Inertisierung des Deponiekörpers, mit Abbau im Wasserkörper): ca. 0,89 mg/l
- CSB (mit Abbau im Wasserkörper ohne Inertisierung): ca. 28 mg/l
- AOX (mit Abbau im Wasserkörper ohne Inertisierung): ca. 0,038 mg/l
- Cl⁻ (mit Abbau im Wasserkörper ohne Inertisierung): ca. 295 mg/l

Der in den Wasserkörper eingetragene Ammoniumstickstoff kann nach der Prognoseabschätzung und dem derzeitigen Kenntnisstand durch den natürlichen Stoffabbau soweit nitrifiziert bzw. abgebaut werden, dass die Einleitkriterien nach der WRE 3/01 für NH₄-N bei den Wässern der Vorflutanbindung auch langfristig eingehalten werden können.

Im Rahmen der Nachsorgephase wird für den Wasserkörper ein entsprechendes Monitoringprogramm (Grundwasser – Deponiekörper – Wasserkörper – Vorflutanbindung) durchgeführt, um bei eventuell auftretenden, unvorhergesehenen Beeinträchtigungen der Wasserbeschaffenheit geeignete optionale Maßnahmen gemäß dem vorgesehenen Konzept einzuleiten (z. B. Tiefenwasserbelüftung, Phytotechnologie, Nutzung Havariesystem Deponiekörper, Wasserbehandlung der Ablaufwässer etc.).

Die Überwachung des tatsächlichen Deponiekörperverhaltens umfasst neben der Beobachtung der Gas-Restemission, der Überwachung der inneren und äußeren Trag- und Standsicherheit sowie der kontinuierlichen Fortsetzung der Setzungsmessungen ein Biomonitoring zu den Rekultivierungs- und Begrünungsmaßnahmen

Durch die technischen Maßnahmen zur Stilllegung kann für die Nachsorgephase ein nachhaltiger, wirtschaftlicher, nachsorgearmer, gesamtheitlicher und rechtlich konformer Endzustand der Deponie Halle-Lochau hergestellt werden, d. h.

- die wesentlichen Setzungen des Deponiekörpers sind abgeklungen
- die geotechnische Sicherung und Verfüllung sowie Rekultivierung ist erfolgt,
- die Schadstoffentfrachtung garantiert für die wassergesättigten Bedingungen das
- notwendige Maß zur Reduzierung des Stoffaustrages
- die Stand- und Tragsicherheit des Deponiekörpers ist gegeben und
- die Standsicherheit der Böschungssysteme ist langfristig gesichert.

Die Restemission des Deponiekörpers kann durch die technischen Maßnahmen nach den wasserwirtschaftlichen Anforderungen (WRE 3/01) langzeitlich wirksam auf ein umweltverträgliches Maß reduziert werden.

C7.5.10 Nachsorgephase

Die Nachsorgephase beginnt nach Abschluss der Wasseranstieges im Drehpunktbereich. Zu diesem Zeitpunkt ist die Aufsättigung des geotechnisch vollständig gesicherten, rekultivierten Deponiekörpers (90 mHN) weitestgehend erfolgt (geplanter Zeitraum der Nachsorge: 01. 01. 2022 – 31. 12. 2031; Gesamtaufzeit: 10 Jahre).

Grundanliegen der Nachsorgephase ist die Erfolgskontrolle zur Wirksamkeit und Nachhaltigkeit der in der Stilllegungsphase durchgeföhrten technischen Maßnahmen.

Für das Monitoring in der Nachsorgephase gelten folgende Schwerpunkte:

- Monitoring Grundwasser und Deponiekörper (Stoffabbau und –austausch, Deponiegas, Setzungen), Oberflächenwasser (Wasserkörper, Vorflutanbindung), Geotechnik (Standsicherheit, Tragfähigkeit), Biologie (Flora, Fauna), System- und Prozess-Monitoring, Prognosesteuerungsmodell etc.
- Berücksichtigung des natürlichen Stoffabbaus und –rückhaltes im Wasserkörper (NA/MNA)

Neben der selbsttragenden Vorflutanbindung (VFA) des Gesamtsystems TRL Ostschauch Lochau mit Drehpunkt und Deponiekörper sind in der Nachsorge folgende optionale Maßnahmen geplant:

- Havariesysteme im Deponiekörper zur Gefahrenabwehr (temporäre Fassung und Ableitung der Deponiewässer), Überwachung und Standortsicherheit
- Ergänzende Nachsorgemaßnahmen Wasserkörper: technische Maßnahmen zur Stimulation und/oder Initiierung der natürlichen Abbauprozesse (z. B. Tiefenwasserbelüftung, Phytotechnologie am Wasserkörper)
- Ergänzende technische, temporäre Maßnahmen zur nachträglichen Anpassung der Gestaltungs- und Einbauhöhen mit geeigneten Materialien
- Ergänzende Nachsorgemaßnahmen zur Behandlung der Ablaufwässer der Vorflutanbindung (z. B. Pflanzenkläranlage, Wasseraufbereitung).

C7.5.11 Rechtliche Bewertung der abgeleiteten Lösungsvariante

Die rechtliche Bewertung der Lösungsvariante konzentrierte sich auf folgende Schwerpunkte:

- Restemission nach Stilllegung hinsichtlich der Erfordernisse des Gewässerschutzes:
 - Entwässerungskonzept und langfristige Stoffaustausche
 - Abfall- und wasserrechtliche Maßstäbe des Gewässerschutzes
 - Schutz des Grundwassers

- Schutz von Oberflächengewässern
- Biochemische Inertisierung (Sickerwasserrückführung)
- Oberflächengestaltung
- Trenn- und Stützdamm zwischen Deponiekörper und Drehpunkt
- Anlagen- und betriebsbezogene Vorkehrungen zum Gewässerschutz
- Bildung des Wasserkörpers am Drehpunkt
- Genehmigungs- und verfahrensrechtliche Aspekte
 - Wasserrechtliche Genehmigungserfordernisse
 - Verknüpfung mit dem abfallrechtlichen Stilllegungsverfahren
 - Abfallrechtliches Planfeststellungsverfahren als Trägerverfahren
 - Abfallrechtliche Planfeststellungsverfahren und Teilstilllegung
 - Verbindung mit dem bergrechtlichen Verfahren und mit dem Abschluss des TRL
Lochau-Westschlauch

Im Ergebnis einer umfassenden Diskussion dieser Schwerpunkte sind bei der Verwirklichung des Deponiestilllegungskonzeptes insbesondere folgende Hinweise zu berücksichtigen:

- Die abgeleitete Lösungsvariante für die Stilllegung der Deponie Halle-Lochau zeigt Konfliktpotential zum bestehenden Wasser- und Abfallrecht, ist jedoch aus rechtlicher Sicht akzeptabel. Die Schadstoffe werden nicht festgehalten, sondern über lange Zeit ausgetragen, wobei sich die deponiebürtige Wässer mit anderen Wässern vermischen.
- Aus Sicht des Grundwasserschutzes bestehen keine Bedenken.
- Nach der WRE 2001 ist der Schadstoffeintrag in die Weiße Elster bei Einhaltung der Einleitkriterien aus gewässergütewirtschaftlicher Sicht akzeptabel bzw. tolerierbar. Die WRE 2001 ist durch die zuständigen Behörden im Rahmen der Deponiestilllegung und Nachsorge zu prüfen und anzupassen.
- Die langfristigen Restemissionen in Oberflächengewässer stehen mit den abfall- und wasserrechtlichen Anforderungen im Einklang, wenn eine weitergehende Reduktion des Schadstoffaustauschs technisch nicht möglich oder unangemessen ist. Unter dem Gesichtspunkt der Erforderlichkeit und Angemessenheit ist die abgeleitete Lösungsvariante gegenüber den anderen untersuchten Gestaltungsvarianten am geeignetsten und aus diesem Grunde zu nutzen. Die technische Eignung und Wirksamkeit sowie die wirtschaftliche Angemessenheit von weitergehenden Maßnahmen zur Reduktion der Restemissionen ist ggf. vertiefend zu prüfen.
- Das Konzept der Oberflächenabdeckung weicht zwar von den allgemein geltenden Standards, insbesondere im Hinblick auf die Oberflächenabdichtung, ab. Nach § 14 Abs. 6 DepV sind jedoch andere geeignete Maßnahmen auch ohne

Gleichwertigkeitsnachweis rechtskonform und realisierbar, wenn damit ein dauerhafter Schutz der Umwelt, insbesondere des Grundwassers, gewährleistet wird.

- An repräsentativen Grundwassermessstellen im Abstrom des Deponiekörpers sollten Grundwasser-Überwachungswerte als Auslöseschwellen für Maßnahmen festgelegt werden. Da das Grundwasser unter den Bedingungen der Lösungsvariante der Deponie weiterhin zuströmt und somit ein Abstrom i. e. S. auch im Prognoseendzustand nicht existiert, sind dort Messstellen zu errichten bzw. zu nutzen, wo die Richtigkeit dieser Prognosen sicher überprüft werden kann.

Hinsichtlich der Bildung des Wasserkörpers am Drehpunkt bestehen unterschiedliche rechtliche Auffassungen.

- Nach der ersten Sichtweise erfüllt der Wasserkörper die Merkmale eines oberirdischen Gewässers nach § 1 Abs. 1 WHG. Die Bewertung gilt auch für die Zeit, in der der Wasserkörper eine Funktion im Rahmen der Deponiestilllegung erfüllt. Lediglich für den morphologisch und chemisch-physikalisch „guten Zustand“ der EG-Wasserrahmenrichtlinie könnten Ausnahmebefugnisse für weniger strenge Qualitätsziele beansprucht werden. Inwiefern für NH₄-N weniger strenge Qualitätsziele festgelegt werden können, hängt davon ab, welche Seewasserqualität mit angemessenem Aufwand erreicht werden kann.
- Für die Herstellung des Gewässers Drehpunktsee ist entsprechend der ersten Sichtweise vor dem Wasseranstieg (inkl. Böschungsgestaltung, Aufbau des Trenn- und Stützdamms) ein Planfeststellungsverfahren durchzuführen. Ein Plangenehmigungsverfahren ist möglich, wenn das Vorhaben nicht UVP-pflichtig ist, wozu eine Vorprüfung des Einzelfalls notwendig wäre.
- Nach der zweiten Sichtweise erfüllt der Wasserkörper nicht die Merkmale eines oberirdischen Gewässers nach § 1 Abs. 1 WHG sondern ist als ein Nichtgewässer einzustufen, weil der Wasserkörper aus dem „Wasserkreislauf“ insoweit ausgesondert werden kann, dass einerseits keine Deponieabwässer eindringen und andererseits die Reinigungsprozesse im Übrigen vollständig kontrolliert ablaufen. Damit erscheint auch gesichert, dass die Benutzungsbedingungen für die Einleitung in die Weiße Elster jeweils eingehalten werden können. Das abfallrechtliche Stilllegungsverfahren nach § 36 Kreislaufwirtschaftsgesetz kann den Wasserkörper als abfallrechtliche Nebenanlage in den Stilllegungsphasen 1 und 2 so steuern, dass das „Draufsatteln“ einer wasserrechtlichen Planfeststellung entbehrlich erscheint. Erst in der Nachsorgephase wird ein wasserrechtliches Planfeststellungsverfahren nach § 31 WHG für die Herstellung eines künstlichen Gewässers erforderlich werden“.

C7.5.12 Öffentlichkeitsarbeit

Ausgehend von den Akteuren, Teilnehmern, den Interessenslagen, den Rahmenbedingungen und dem Ablauf typischer Verfahren zur konsensorientierten Öffentlichkeitsarbeit wurde für die Abfallbranche eine praxisorientierte Beschreibung entwickelt.

Nach der Analyse der wesentlichen Aktionen des Deponiebetreibers und der Zusammenstellung der erzielten Ergebnisse der Öffentlichkeitsarbeit erfolgte die Bewertung der sozialen und ökologischen Veränderungen in den Jahren 2002 bis 2005 vor der Deponiestilllegung Halle-Lochau.

Das Praxiskonzept sieht nach Abschluss der Arbeitsphase zur Darstellung der Interessen und Konflikte ein Mediationsverfahren vor. Anschließend erfolgen für die einzelnen Konfliktthemen die Informationsaufbereitung und die Sicherung der Verhandlungsergebnisse sowie der Transfer der Ergebnisse in die Öffentlichkeit.

Im Hinblick auf eine konsensorientierte Öffentlichkeitsarbeit bei Abfallentsorgungsanlagen lassen sich zusammenfassend folgende Erkenntnisse ableiten:

Im Zusammenhang mit Abfallentsorgungsanlagen hat grundsätzlich der Konsens mit den Beteiligten Priorität, wobei sich die Aktivitäten auf folgende Zielgruppen orientieren:

- Abfallentsorgungsträger,
- Politik und Verwaltung benachbarter Gemeinden, Kreise sowie Träger der Fachplanungen,
- Genehmigungsbehörden,
- politische Parteien der betroffenen Gemeinden und Kreise,
- Vertreter der Landwirtschaft,
- Anwohner und Grundbesitzer,
- Bürgerinitiativen,
- anerkannte Naturschutzverbände

Im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit können wesentliche, verfahrensbedeutsame Entscheidungsvorbereitungen dann erreicht werden, wenn diese den Genehmigungs-Behörden im Kompromiss- und Abwägungsprozess und bei den eigentlichen Entscheidungen dienlich sind.

Zwischen 2002 und 2005 behinderten keine schwerwiegenden Konflikte und Blockaden die Vorbereitung bzw. beginnende Umsetzung der Stilllegungsmaßnahmen. Diese günstigen Umstände konnten erreicht werden, da die Erstellung eines Konzeptes zur Öffentlichkeitsarbeit durch die Abfallwirtschaft GmbH zeitnah und zielstrebig erfolgte, die wesentlichen Interessengruppen mit der Findung einvernehmlicher Lösungen zu den bestehenden Interessenkonflikten frühzeitig einbezogen wurden, die Akzeptanz der Stilllegung durch die Entwicklung von tragfähigen Kompromissen zum Arbeitsplatzerhalt für die Belegschaft der Abfallwirtschaft GmbH gegeben war, eine effektive fachliche Arbeit am Runden Tisch erfolgte, die wissenschaftliche und technische Zusammenarbeit im Projektbeirat hervorragend funktionierte und sozio-ökologische Konflikte nur untergeordnet auftraten.

C7.5.13 Weiterer Forschungsbedarf

Die erforderlichen weiteren Betrachtungen zur Ausführung der Stilllegungsmaßnahmen müssen wissenschaftlich belegt und weiter unterstellt werden. Diese weiterführenden Untersuchungen dienen im Wesentlichen der Bemessung und Optimierung von Maßnahmen, so dass diese im Projektverlauf entsprechend dem fortschreitenden Erkenntnisgewinn angepasst werden können. Projektbegleitend sollen dabei benötigte Parameter im großtechnischen Feldmaßstab mit den erforderlichen technischen bzw. baulichen Einrichtungen erhoben und verifiziert werden.

Im Zentrum der weiteren wissenschaftlich-technischen Betrachtungen stehen dabei u. a. auch die Stoffkonzentrationsentwicklung im Deponiekörper sowie im Wasserkörper Drehpunkt und die Optimierung der Senkung des Stoffaustretages aus dem Gestaltungs- und Deponiekörper. Die Sicherungsmaßnahmen sollten durch ein fundiertes Begleitmonitoring vorbereitet und überwacht sowie mit einer Erfolgskontrolle wissenschaftlich begleitet werden.

C8 Projekt 4.A2, Deponie Kuhstedt

Autor: Marco Ritzkowski

- Technische Universität Hamburg-Harburg
- Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft - Gruppe Biokonversion und Emissionsminderung
- Herr Dr.-Ing. M. Ritzkowski
- 21079 Hamburg, Harburger Schloßstr. 36
- www.tu-harburg.de, m.ritzkowski@tu-harburg.de

C8.1 Hinweise zum KORA- Projekt 4.A2

- Autor des Kapitels: Herr Dr.-Ing. M. Ritzkowski
- Projektleiter: Herr Prof. Dr.-Ing. R. Stegmann
- Zuwendungsempfänger: TU Hamburg-Harburg
- KORA- Projekttitel: " Beschleunigte aerobe in situ Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt zur Minderung des Kosten- und Nachsorgeaufwandes – TP2 Umsetzungsreaktionen "
- Verweis auf den Abschlussbericht zum Vorhaben:
 - Der FuE- Endbericht ist als CD- Anhang (Teil F5 "Verzeichnis der Daten- CD") Bestandteil des TV4- Leitfadens.
 - Landkreis Rotenburg (Wümme) & TU Hamburg-Harburg / Engelhardt, G., Schröder, H.W., Ritzkowski, M., Stegmann, R. (Rotenburg (Wümme)/Hamburg) 2008: Abschlussbericht zum BMBF-Verbundvorhaben "Beschleunigte aerobe in situ Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt zur Minderung des Kosten- und Nachsorgeaufwandes - Anlagenbetrieb, Abschluss und Erfolgskontrolle (TP1) und Umsetzungsreaktionen (TP2)", Förderkennzeichen: 0330241 (A+B).

C8.2 Einleitung und Projektübersicht

Am 1. Juli 1999 startete - erstmalig in der Bundesrepublik Deutschland - ein mit Fördermitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) sowie des Landkreises Rotenburg (Wümme) finanziertes Projekt zur beschleunigten aeroben in situ-Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt in Niedersachsen mittels des Niederdruckbelüftungsverfahrens AEROflott (Stegmann et al., 2000). Vorausgegangen waren umfangreiche Laboruntersuchungen an Abfallproben verschiedener Altdeponien sowie großtechnische Belüftungsversuche auf der Altdeponie Kuhstedt im Jahr 1998. Sowohl die Ergebnisse der Laborversuche in Deponiesimulationsreaktoren (DSR) als auch der Belüftungs- und Absaugversuche vor Ort bestätigten die prinzipielle Eignung des Verfahrens für den ausgewählten Standort (Ritzkowski et al., 2000).

Nach Abschluss der Planungen zur Bauausführung notwendiger infrastruktureller Einrichtungen auf der Altdeponie sowie der Aufnahme eines breit angelegten Monitoringprogramms für die Bereiche Deponiegas, Sickerwasser, Grundwasser und Feststoffe wurden im Laufe des Jahres 2000 die Belüftungsbrunnen, Zu- und Abluftleitungen, Gasverteiler- und Gasverdichterstationen sowie die notwendigen Einrichtungen zur Abluftreinigung installiert. Im Rahmen der Bohrungen für die insgesamt 25 Gasbrunnen wurden ca. 90 Feststoffproben aus unterschiedlichen Bereichen der Altdeponie entnommen, analysiert und teilweise für Langzeituntersuchungen in die DSR eingebaut.

Im letzten Quartal 2000 begann die Deponiegasabsaugung aus der Altdeponie (mit anschließender Verbrennung über eine mobile Hochtemperaturfackel) und im April 2001 wurde der reguläre Belüftungs- und Ablufterfassungsbetrieb der Gesamtanlage aufgenommen. Die Anlage wurde bis einschließlich August 2006 im Dauerbetrieb gefahren, seit September 2006 wurde auf eine diskontinuierliche Betriebsweise umgestellt. Nach einem nunmehr 5,5-jährigen Anlagenbetrieb lassen sich die Auswirkung der Belüftung hinsichtlich einer beschleunigten Umsetzung organischer Substanz, verbundenen mit dem erhöhten Austrag von Kohlenstoffverbindungen über den Gaspfad (überwiegend CO₂, geringere Mengen Methan), als auch bezüglich der Abnahme der Sickerwasserbelastungen erkennen und bilanzieren. Wesentlich hierbei erscheint die Tatsache, dass durch die Belüftung eine weitgehende qualitative Veränderung der Deponiegasqualität bewirkt wurde. In Verbindung mit der Abluftreinigung wird kein klimaschädigendes Methan sondern nur noch Kohlendioxid und Wasserdampf emittiert. Im Dezember 2007 wurde die Belüftungsmaßnahme abgeschlossen. Der Deponiekörper wurde im Rahmen der 6-jährigen Belüftungsdauer in einen weitestgehend biologisch stabilisierten Zustand überführt, so dass langfristig nur noch mit sehr geringen, umweltverträglichen Restemissionen zu rechnen ist. Diese können dann im weiteren Verlauf der Nachsorgephase mit einem geringen finanziellen und technischen Aufwand (u.a. passive Belüftung über windgetriebene Be- und Entlüftungseinrichtungen, biologische Oxidation möglicher Rest-Methanmengen in einer entsprechend ausgeführten Rekultivierungsschicht der Oberflächenabdeckung) kontrolliert werden. Diese Einschätzung verdeutlicht bereits den übergeordneten Rahmen, in welchem die *in situ* Belüftung eingeordnet werden kann. In der Abfolge mehrerer aufeinander abgestimmter Maßnahmen ist die aerobe biologische Stabilisierung des Deponiekörpers als wesentlicher Schritt einer aktiven und kontrollierten Reduzierung des Emissions- bzw. Gefährdungspotenzials zu betrachten. Im Zusammenspiel mit einem begleitenden, sehr intensiven Monitoring zur Erfassung und Beschreibung der mittelbaren und unmittelbaren Auswirkungen der Maßnahme, schafft die Belüftung die entscheidende Voraussetzung zum sicheren Abschluss einer Deponie mit dem Aufbringen einer – an den stabilisierten Deponiekörper angepassten – Oberflächenabdichtung.

Aus diesem Grund werden auf der Altdeponie Kuhstedt parallel zum Belüftungsbetrieb Untersuchungen zur Auswahl einer geeigneten Oberflächenabdichtung für diesen Standort durchgeführt. In drei Versuchsfeldern werden unterschiedliche Abdichtungssysteme hinsichtlich ihrer Eignung zum Wasserrückhalt / -speicherung sowie zur biologischen Methanoxidation untersucht. Hierbei wird bewusst auf „natürliche“ Materialien zurückgegriffen und insbesondere keine „vollständig dichtende“ Kunststofffolie eingesetzt. Ausführliche Informationen zum Aufbau und Betrieb der Versuchsfelder sind in Heyer et al. (2002) und Hupe et al. (2004) zusammengestellt. Aktuelle Ergebnisse zur biologischen Methanoxidation in alternativen Oberflächenabdichtungen können Hupe et al. (2007) entnommen werden.

C8.3 Grundlagen der aeroben in situ Stabilisierung

Durch die Überführung der zunächst anaeroben Milieubedingungen im Deponiekörper in aerobe, oxidierende Verhältnisse (infolge des Eintrags von Umgebungsluft) kommt es zu einem beschleunigten Abbau des biologisch verfügbaren Anteils der organischen Abfallbestandteile. Neben diesen abbauenden Reaktionen treten auch Komplexierungen auf, in deren Verlauf es zu der Bildung von biologisch stabilen Huminstoffstrukturen kommt. Beide Arten von Reaktionen wirken sich positiv auf das Emissionsverhalten der abgelagerten Abfälle aus.

Im Bereich des Sickerwassers wird eine Reduzierung sowohl der organischen Verbindungen als auch insbesondere der anorganischen Stickstoffbelastung (Ammonium-Stickstoff) erreicht, während über den Gaspfad Kohlenstoffverbindungen (im wesentlichen Kohlendioxid) beschleunigt ausgetragen werden. Die in den Deponiekörper eingeblasene Luft wird zeitgleich über Gasbrunnen erfasst und einer qualifizierten Abluftbehandlung zugeführt. Nähere Informationen zu den Grundlagen und Zielen der aeroben in situ Stabilisierung sind in den letzten Jahren veröffentlicht worden und können z.B. Ritzkowski et al. (2001) und Heyer et al. (2001) entnommen werden. Die **Abb. C8-1** zeigt das Grundprinzip aerober in situ Stabilisierungsmaßnahmen.

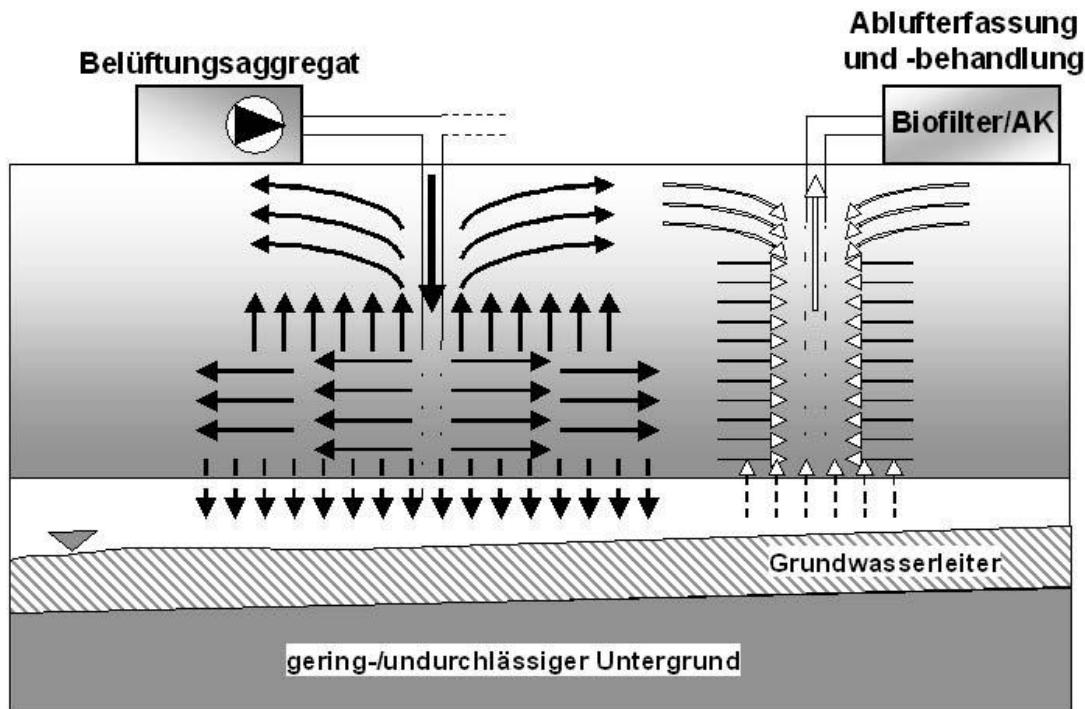


Abb. C8-1: Grundkonzept der Stabilisierung durch Belüftungsverfahren

C8.4 Die Altdeponie Kuhstedt

C8.4.1 Angaben zur Deponie

Die Altdeponie Kuhstedt wurde Mitte der sechziger Jahre in einer ehemaligen Kiesgrube angelegt und durch den Landkreis Rotenburg (Wümme) betrieben. Bei Ende der Ablagerung 1987 betrug das Gesamtvolumen der deponierten Abfälle (vorwiegend Hausmüll, Sperrmüll und Bauschutt) ca. 220.000 m³ auf einer Fläche von ca. 3,2 ha. Die Höhe der Deponie beträgt im Mittel etwa 7 m, wobei die ungedichtete Deponiebasis ca. 2 – 3 m unter der Geländeoberkante im Schwankungsbereich des oberen Grundwasserleiters liegt. Aufgrund von Sickerwasseraustritten wurde im Jahr 1988 eine Gefährdungsabschätzung beauftragt, welche ein hohes Gefährdungspotenzial durch die abgelagerten Abfälle ergab (IHP, 1990). Dieses begründete sich insbesondere in Verunreinigungen des Grundwasserleiters sowie des Bodens infolge fehlender Sperrsichten und Abdichtungen sowie des einhergehenden Schadstoffaustrags über den Grundwasserleiter u.a. in benachbarte Oberflächengewässer.

C8.4.2 Bauliche Maßnahmen zur in situ Belüftung

Im Rahmen des Projektes wurden 25 Gasbrunnen zur Belüftung- und Abluft erfassung installiert, welche über Einzelleitungen an drei Gasverteilerstationen angeschlossen sind. Diese sind über zwei Hauptleitungen mit den Zu- und Abluftverdichtern in der Gasverdichterstation verbunden. Durch die Einstellung entsprechender Absperrenklappen kann jeder einzelne Gasbrunnen entweder zur Belüftung oder zur Abluft erfassung eingesetzt werden. Weitere bauliche Einrichtungen bestehen mit drei Versuchsfeldern zur Untersuchung unterschiedlicher alternativer Oberflächenabdeckungen, einer Anlage zur Abluftreinigung (nichtkatalytische thermische Oxidation (VosciBox®) oder Biofilter) sowie Aufenthalts- und Werkstattcontainern (**Abb. C8-2**).

Zur Überwachung der Belüftungsmaßnahme wurden zusätzlich 33 Gaspegel in unterschiedlichen Bereichen und Tiefen installiert, welche zusammen mit 11 Überwachungspegeln aus den Vorversuchen im Jahr 1998 ein umfassendes Monitoring erlauben (Ritzkowski et al., 2001).

Im Regelbetrieb wird über einige Gasbrunnen Umgebungsluft in den Deponiekörper eingetragen, während zeitgleich über die übrigen Brunnen die Abluft erfasst und der Reinigung zugeführt wird. Ziel ist es, den gesamten Deponiekörper möglichst gleichmäßig mit Luft zu beaufschlagen um so optimale Bedingungen für aerobe Stoffwechselprozesse zu schaffen.

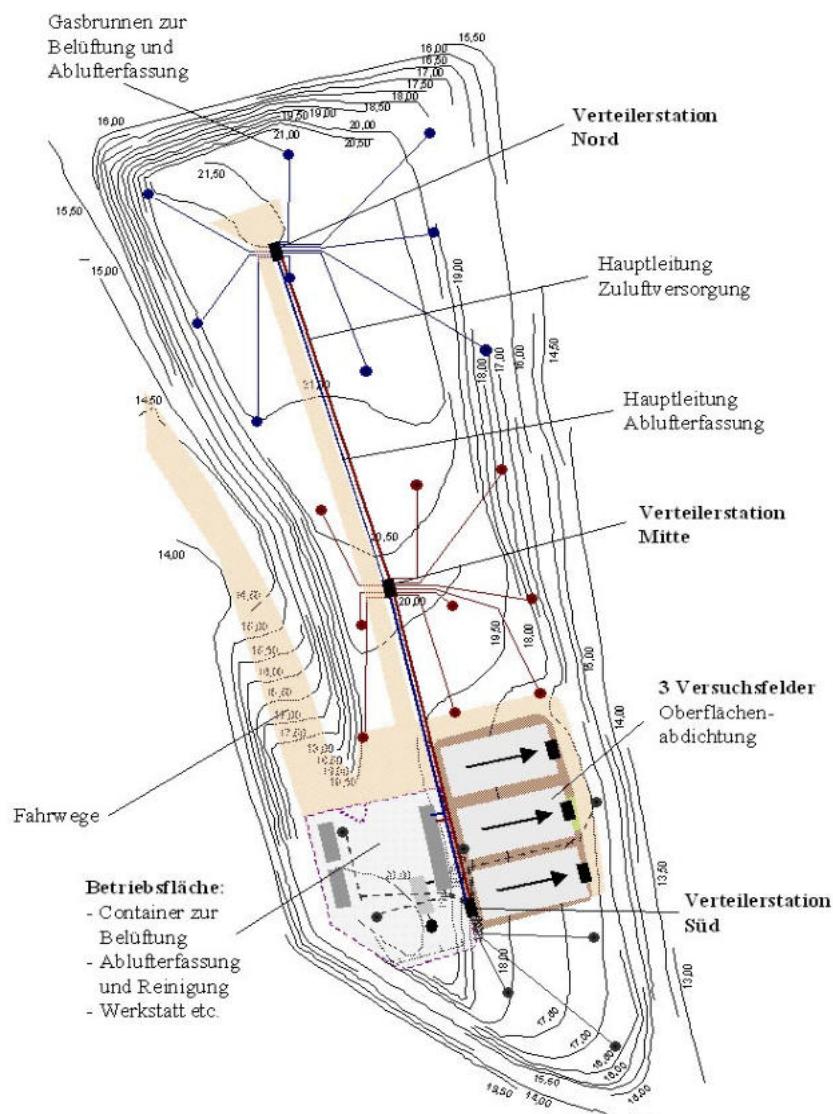


Abb. C8-2: Übersicht der baulichen Maßnahmen und Installationen zur Durchführung der Belüftungsmaßnahme auf der Altdeponie Kuhstedt

C8.5 Identifikation und Quantifizierung der Umsetzungsprozesse

C8.5.1 Veränderung des Emissionsverhaltens - Sickerwasser

Umfangreiche Laboruntersuchungen an aus dem Deponiekörper entnommenen Feststoffproben zeigen, dass infolge einer Belüftung biologisch abbaubare organische Verbindungen in den Abfällen beschleunigt umgesetzt werden. Dieses wird in einer schnellen und signifikanten Abnahme organischer Summenparameter im Vergleich zu deren Verhalten im anaeroben Milieu, wie es in unbelüfteten Deponiekörpern vorherrscht, deutlich. Auch die Stickstoffkonzentrationen werden signifikant reduziert, wobei Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse maßgeblich sind. Demgegenüber wird der Parameter Ammonium-Stickstoff bei unbelüfteten Deponien über sehr lange Zeiträume in Konzentrationen vorliegen, die eine intensive Sickerwasserreinigung erforderlich machen und eine Direkteinleitung in Oberflächengewässer ausschließen (Heyer, 2003; Krümpelbeck, 2000).

Im Rahmen der großtechnischen Realisierung der Belüftungsmaßnahme konnten die oben beschriebenen Auswirkungen weitgehend bestätigt werden, wobei jedoch spezifische Randbedingungen (Einfluss veränderter Temperaturen im Deponiekörper, ausgeprägte horizontale Schichtungen der abgelagerten Abfälle in einigen Bereichen) zu berücksichtigen sind. Im Vergleich zu der Ausgangssituation vor dem Beginn der Belüftung konnten innerhalb eines 5,5 jährigen Zeitraumes der Summenparameter „Elektrische Leitfähigkeit“ um 35% reduziert werden, die Ammonium Stickstoffkonzentrationen nahmen im gleichen Zeitraum um mehr als 50% ab. Bemerkenswert ist, dass im Bereich der komplexen organischen Sickerwasserbelastungen (ausgedrückt über die Summenparameter TOC und CSB) tendenziell eher stabile bis geringfügig erhöhte Werte auftreten, während die Konzentrationen der leicht abbaubaren organischen Verbindungen (BSB_5) auf sehr niedrige Werte abnehmen. Ursächlich hierfür erscheinen im Wesentlichen zwei Gründe: Zum einen besteht der CSB (TOC) im Sickerwasser älterer Deponien bereits zu einem großen Teil aus makromolekularen, huminstoffähnlichen organischen Substanzen. Diese sind jedoch dem biologischen Abbau (auch im aeroben Milieu) nur sehr bedingt zugänglich, so dass lediglich mit einer teilweisen Reduktion (nämlich um den verbleibenden Anteil leicht abbaubarer organischer Substanz) im Zuge der Belüftung zu rechnen ist. Eine weitergehende CSB (TOC) Entfrachtung des Deponiekörpers ist erst mittel- bis langfristig über entsprechende Auswaschungsprozesse zu erwarten. Darüber hinaus spielen die aufbauenden Reaktionen (Bildung stabiler organischer Verbindungen) im Zuge der Belüftung eine gewisse, jedoch schwer zu quantifizierende Rolle.

C8.5.2 Veränderung des Emissionsverhaltens – Deponiegas / Abluft

Vor dem Beginn der aktiven Belüftung entsprach die Gaszusammensetzung im Deponiekörper im Wesentlichen der stabilen Methanphase einer Altdeponie (Ritzkowski et al., 2002). So konnten in mehreren unabhängigen Messungen im zweiten Halbjahr 1999 sowie im ersten Halbjahr 2000 in verschiedenen Deponiebereichen CH_4 -Konzentrationen zwischen 55 und 65 Vol.-% sowie CO_2 -Konzentrationen um 35 Vol.-% ermittelt werden. In der anschließenden ersten Betriebsphase (Gaserfassung mittels einer mobilen Deponieentgasungsanlage) konnten die durchschnittlichen CH_4 -Konzentrationen infolge Verdünnung mit eingesaugter Umgebungsluft deutlich in einem Bereich zwischen 30 und 35 Vol.-% reduziert werden. Mit dem Beginn der aktiven Belüftung stellte sich innerhalb kurzer Zeiträume eine Gaszusammensetzung ein, die durch niedrige Methankonzentrationen im Bereich unter 2,5 Vol.-%, CO_2 -Konzentrationen bis zu 10 Vol.-% und Sauerstoffkonzentrationen im Bereich zwischen 10 und 15 Vol.-% gekennzeichnet war. Zur Durchführungen ergänzender wissenschaftlicher Untersuchungen zum Verhalten des Deponiekörpers wurde die Belüftung bzw. Abluft erfassung zeitweilig, jedoch insbesondere innerhalb des ersten Versuchsjahres häufiger unterbrochen. Einen Überblick über die Gaszusammensetzung an der Gasverdichterstation für den Zeitraum Oktober 2000 bis November 2006 gibt die **Abb. C8-3**.

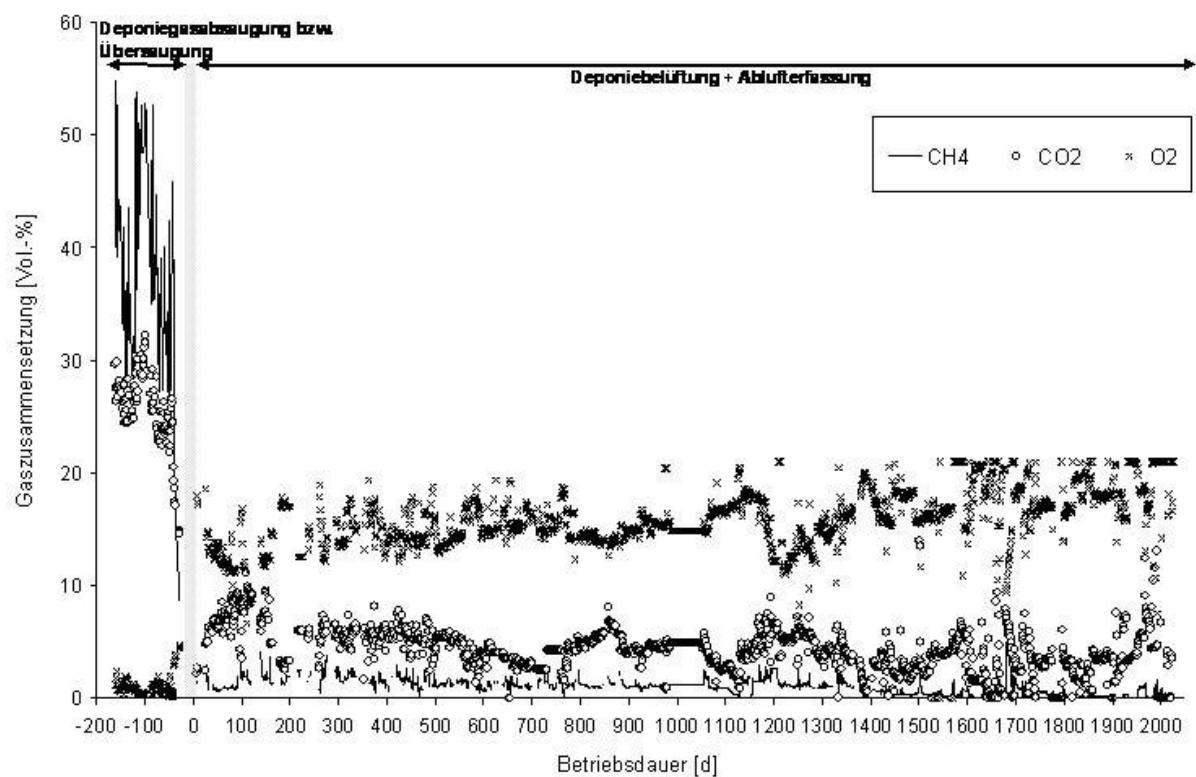


Abb. C8-3: Gaszusammensetzung an der Verdichterstation während des Betriebszeitraumes April 2001 bis November 2006

C8.5.3 Kohlenstoffaustrag über die Gasphase

Der Kohlenstoffaustrag über die Gasphase wird im Zuge der in situ Belüftung signifikant gesteigert. Hierbei handelt es sich zum überwiegenden Teil um die Freisetzung von Kohlenstoffdioxid (CO_2), welches im Wesentlichen als Produkt der aeroben Stoffwechselaktivitäten beim Abbau organischer Abfallbestandteile im Deponiekörper gebildet wird. Dieses CO_2 wird aufgrund seines anthropogenen Ursprungs als klimaneutral bewertet. Zeitgleich werden in der erfassten Abluft nur noch geringe Methankonzentrationen gemessen, welche im Zuge der fortschreitenden Aerobisierung immer stärker abnehmen. In Verbindung mit der installierten thermischen Abluftreinigung (regenerative thermische Oxidation, RTO, d.h. thermische CH_4 -Oxidation zu CO_2) können CH_4 -Emissionen in die Atmosphäre vollständig vermieden werden, wodurch eine signifikante Reduktion der Treibhausgasemissionen realisiert wird. Rechnerisch müssen bei in situ belüfteten Deponien lediglich die Sekundäremissionen aus der Energieerzeugung zum Betrieb der Belüftungs- und Abluftreinigungsanlage berücksichtigt werden, soweit diese nicht mittels erneuerbarer Energien oder CO_2 -neutraler Brennstoffe erfolgt.

In Abhängigkeit vom Zustand des Deponiekörpers vor dem Beginn der in situ Belüftung (Grad der biologischen Stabilisierung der Abfälle (mit wesentlichem Einfluss auf die anzusetzende Halbwertzeit), Wassergehalt der abgelagerten Abfälle, eventuell erfolgte Abfallvorbehandlung etc.) ergibt sich ein spezifischer Beschleunigungsfaktor für den Umsatz des bioverfügbaren Kohlenstoffs. Dieser Faktor beschreibt zugleich die mögliche Verkürzung des Zeitraumes, in dem mit z.T. signifikanten Methangasemissionen zu rechnen ist.

Für die in situ Stabilisierte Altdeponie Kuhstedt errechnen sich spezifische Beschleunigungsfaktoren zwischen 3,5 und 7. Die Spannbreite ergibt sich als Resultat der angesetzten Halbwertzeiten zwischen 6 und 12 Jahren. Für die nicht oberflächengedichtete Deponie Kuhstedt erscheinen hierbei etwa 14 Jahre nach Ende der Verfüllung tendenziell eher längere Halbwertzeiten (> 10 Jahre) als realistisch. Übertragen auf die realen Deponieverhältnisse bedeutet diese Abschätzung, dass innerhalb des 5,5-jährigen Belüftungszeitraumes (netto Belüftungsdauer) die gleiche Masse an organischem Kohlenstoff kontrolliert (d.h. ohne die Verursachung klimaschädlicher CH₄-Emissionen) umgesetzt wurde, die ansonsten unter anaeroben Deponiebedingungen innerhalb eines Zeitraumes von bis zu 39 Jahren (zum Großteil in Form des Treibhausgases Methan) emittiert wäre (**Abb. C8-4**).

Nach Beendigung der aktiven Belüftungsmaßnahme verbleibt die Restgasproduktion aufgrund der sehr weitgehenden Umsetzung der biologisch verfügbaren organischen Substanz (> 90%) auf einem sehr niedrigen Niveau. Bereits im August / September 2006 (9 Monate vor Ende der Stabilisierungsmaßnahme) wurden im Rahmen eines Absaugversuches Methangasproduktionsraten < 0,2 l/(m²*h) gemessen. Eine vollständige biologische Oxidation dieser verbleibenden CH₄-Frachten in einer qualifizierten Rekultivierungsschicht (Methanoxidationsschicht) ist nach eigenen Untersuchungen (Hupe et al., 2007) sowie weiterer unabhängiger Meinungen (z.B. Rettenberger, 2006) unabhängig von saisonalen Einflüssen möglich. Eine zusätzliche Reduktion der Restgasproduktionsraten wird zudem aufgrund der installierten passiven Be- und Entlüftungseinrichtungen für die Deponie Kuhstedt erwartet.

Infolge der aeroben Stoffwechselprozesse kommt es in einer belüfteten Altdeponie zu einer Steigerung des Kohlenstoffumsatzes, welches zu verminderten Sickerwasserbelastungen und einem gesteigerten Kohlenstoffaustrag über die Gasphase führt. Die Intensität des Kohlenstoffumsatzes hängt hierbei entscheidend von der Verfügbarkeit an abbaubaren organischen Substanzen innerhalb des Deponiematerials ab. Relativ „junge“ Abfallproben zeigen unter dem Einfluss der Belüftung signifikant höhere C-Austräge über die Gasphase als dieses für „ältere“, bereits weitergehend stabilisierte Abfälle zu beobachten ist. Ergebnisse zu dem Kohlenstoffaustrag über die Gasphase sind bereits umfassend veröffentlicht worden und können u.a. Ritzkowski et al. (2006) und Heyer (2003) entnommen werden.

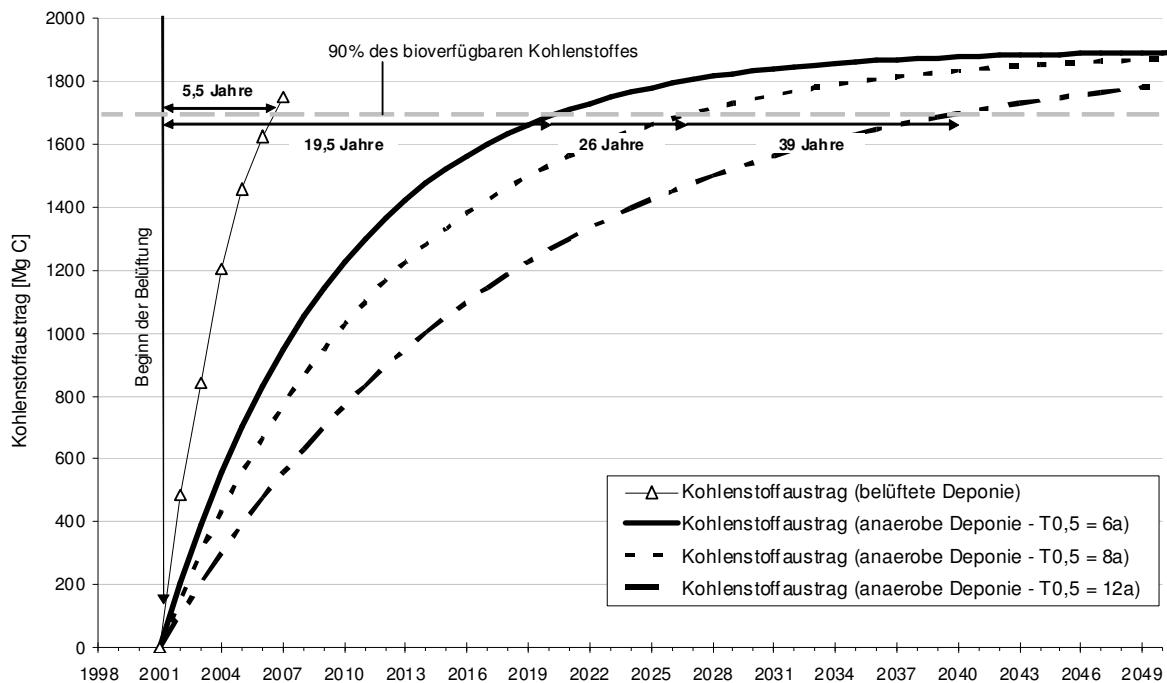


Abb. C8-4: Vergleich des kumulierten Kohlenstoffaustausches über die Abluft (belüftete Deponie, Messergebnisse) sowie über das Deponiegas (anaerobe Deponie, Ergebnisse einer Deponiegasprognose) für die in situ Stabilisierte Altdeponie Kuhstedt

C8.5.4 Temperaturen im Deponiekörper

Infolge der Aerobisierung des Deponiekörpers kommt es zu einem beschleunigten Abbau der biologisch verfügbaren organischen Substanz. Hierbei ist die aerobe in situ Stabilisierung einer Altdeponie qualitativ durchaus mit einer biologischen Stabilisierung von Restabfällen vor der Ablagerung vergleichbar, wie sie - als ein mögliches Verfahrenskonzept - im Rahmen der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung (MBA) durchgeführt wird.

Durch den bereits über mehrere Jahrzehnte andauernden anaeroben Abbau ist der Anteil der biologisch verfügbaren organischen Bestandteile in dem Abfallmaterial der Altdeponie Kuhstedt bereits deutlich reduziert worden. Untersuchungen an Feststoffproben der abgelagerten Abfälle zeigen einen durchschnittlichen TOC-Gehalt von ca. 8 Gew.-% (bezogen auf die Trockenmasse), wobei hierbei immer auch auf die Problematik einer repräsentativen Beprobung eines Gesamtdeponiekörpers hinzuweisen ist.

Im Zuge des Überwachungsprogramms für den Verlauf der aeroben in situ Stabilisierung wurden an unterschiedlichen Stellen und unterschiedlichen Tiefen (zwischen 1 m uGOK und 5 m uGOK) insgesamt 12 Kontrollpegel zur Aufnahme von Temperaturprofilen in den Deponiekörper eingebbracht. Die Ergebnisse der kontinuierlichen Temperaturmessungen zeigen eine gute Korrelation der maximalen Temperaturen mit den Bereichen hoher Organikgehalte und biologischer Aktivität. Auffallend sind ebenfalls die deutlichen Unterschiede über das Tiefenprofil der Deponie. Tiefenhorizonte einzelner

Messstellengruppen, die von der Belüftung nicht oder nur unzureichend erfasst wurden, zeigten eine entsprechend niedrigere Temperatur im Vergleich mit angrenzenden Schichten, welche unter ausreichender Sauerstoffversorgung aerobe Stoffwechselprozesse, verbunden mit einer entsprechenden Wärmeentwicklung, ermöglichten (**Abb. C8-5**).

Durchschnittlich wurden in 4 bis 5 m Tiefe Temperaturen zwischen 40 und 60 °C ermittelt, wobei örtlich begrenzt auch Temperaturspitzen von über 70 °C zu beobachten waren. Unter Berücksichtigung der mittleren Temperaturen im Deponiekörper vor Beginn der Belüftungsmaßnahme (19,3 °C, gemessen in den Bohrlöchern für die Gasbrunnen im August 2000) zeigte sich ein mittlerer Anstieg von bis zu 26 °C. Bemerkenswert ist, dass die Temperaturerhöhung im Mittel (unter Vernachlässigung der saisonalen Einflüsse) über Zeitraum von ca. 2 Jahren anhielt, bevor eine tendenzielle Abnahme einsetzte. Zurückzuführen ist dieses, neben der quasi kontinuierlichen Wärmezufuhr über die vorerwärmte Zuluft, im wesentlichen auf die lange andauernden aeroben Stoffwechselprozesse im Deponiekörper in Verbindung mit der geringen Wärmefähigkeit abgelagerter Abfälle. Diese führt zu einer Temperatspeicherung über lange Zeiträume, insbesondere in Verbindung mit einer entsprechenden verdichteten Oberfläche bzw. Oberflächenabdeckung des Deponiekörpers.

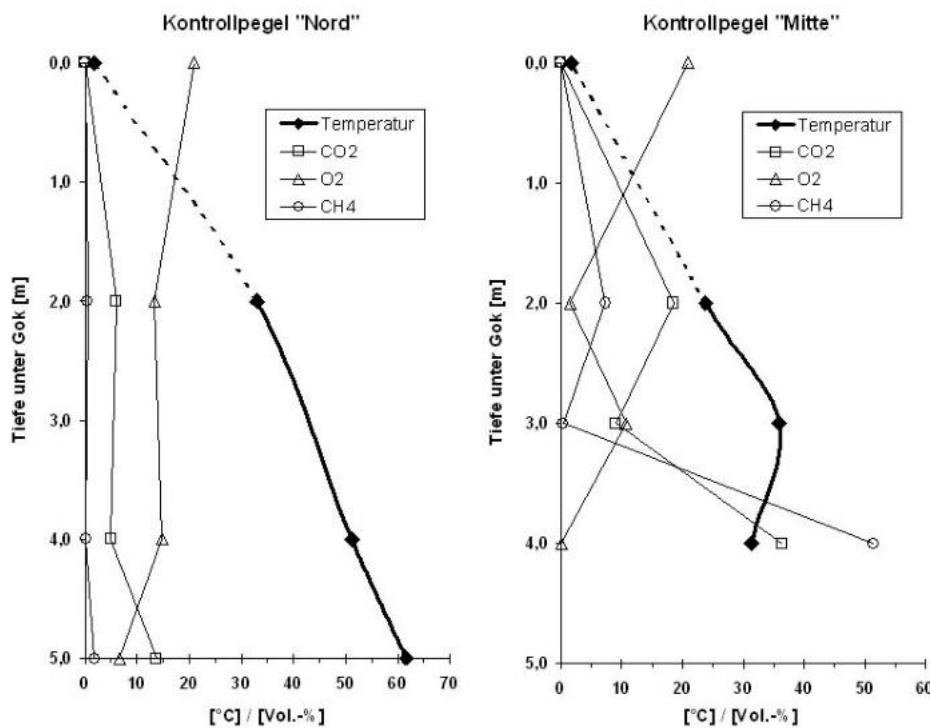


Abb. C8-5: Temperaturprofile für die Messstellen „Nord“ und „Mitte“ sowie die zugehörigen Gaszusammensetzungen in den unterschiedlichen Tiefenbereichen der Altdeponie Kuhstedt

Die hohen Temperaturen machen die Notwendigkeit eines umfassenden Monitorings während einer *in situ* Belüftungsmaßnahme deutlich, um sowohl möglichen Brandgefährdungen als auch etwaigen Austrocknungseffekten in bestimmten Deponiebereichen entgegenwirken zu können. Die Möglichkeiten zur aktiven Beeinflussung der Temperaturen in den Abfällen einer nicht basisgedichteten Deponie beschränken sich

im Wesentlichen auf die Unterbrechung der Sauerstoffzufuhr, die Abfuhr von Wärme über die erfasste Abluft sowie ggf. die Befeuchtung der Zuluft. Weiterführende Informationen zur Temperaturdynamik belüfteter Deponiekörper können Ritzkowski (2005) entnommen werden.

C8.5.5 Setzungen

Infolge des beschleunigten Abbaus der residualen biologisch verfügbaren organischen Substanz im Deponiekörper treten im Zuge von *in situ* Belüftungsmaßnahmen signifikante Setzungen und Sackungen auf. Im Rahmen des Monitoringprogramms wurden auf der Altdeponie Kuhstedt insgesamt 17 Setzungspegel installiert, welche 3 bis 4mal im Jahr vermessen werden. Die Ergebnisse der bisherigen Messkampagnen zeigen durchschnittliche Setzungen des gesamten Deponiekörpers von ca. 65 cm innerhalb eines Betriebszeitraums von 65 Monaten auf.

Bezogen auf die mittlere Mächtigkeit der Altdeponie vor Beginn der *in situ*-Belüftungsmaßnahme (ca. 6,9 m) können die Setzungen infolge des Stabilisierungsbetriebes mit > 9 % angegeben werden. Eine Abschätzung der Höhenänderung infolge des Wasser- (Kondensat + Gasfeuchte) und Kohlenstoffaustrages zeigt, dass etwa 10 – 15% auf den Massenaustrag über den Gaspfad zurückzuführen sind während die übrigen 85 – 90% durch Sackungen infolge der Veränderungen des Korn- und Stützgefüges verursacht werden. Es wird vermutet, dass die aus der Bodenphysik bekannte Kontaktzahlerhöhung im Bereich der feinkörnigen Abfallbestandteile infolge der Verdrängung von Porenwasser zu zusätzlichen vertikalen Sackungen beiträgt.

Neben den absoluten Werten der Setzungen ist deren zeitlicher Verlauf insbesondere hinsichtlich der Beurteilung des Langzeitverhaltens eines belüfteten Deponiekörpers von Bedeutung. Gegebenenfalls lassen sich auch Aussagen zum möglichen Zeitpunkt der Beendigung der Stabilisierungsmaßnahme ableiten. In der **Abb. C8-6** ist der zeitliche Verlauf der Setzungen für die *in situ* belüftete Altdeponie Kuhstedt dargestellt.

Seit Juli 2004 bewegen sich die monatlichen Setzungen in einer Größenordnung deutlich unter 0,5 cm. Diese Beobachtung korreliert sehr gut mit dem ebenfalls abnehmenden Temperaturniveau innerhalb des Deponiekörpers und lässt folglich den Schluss zu, dass der überwiegende Anteil der biologischen Umsetzungsprozesse im Zuge der Deponiebelüftung innerhalb der ersten zwei bis drei Jahre abläuft. Im Anschluss an diese Phase hoher Aktivität kommt es zu einer deutlich verlangsamten biologischen Stabilisierung, die mit der Reifephase bei der Kompostierung verglichen werden kann. Es wird in diesem Zusammenhang vermutet, dass neben dem weiteren Abbau organischer Substanz parallel auch makromolekulare Huminstoffe aufgebaut werden.

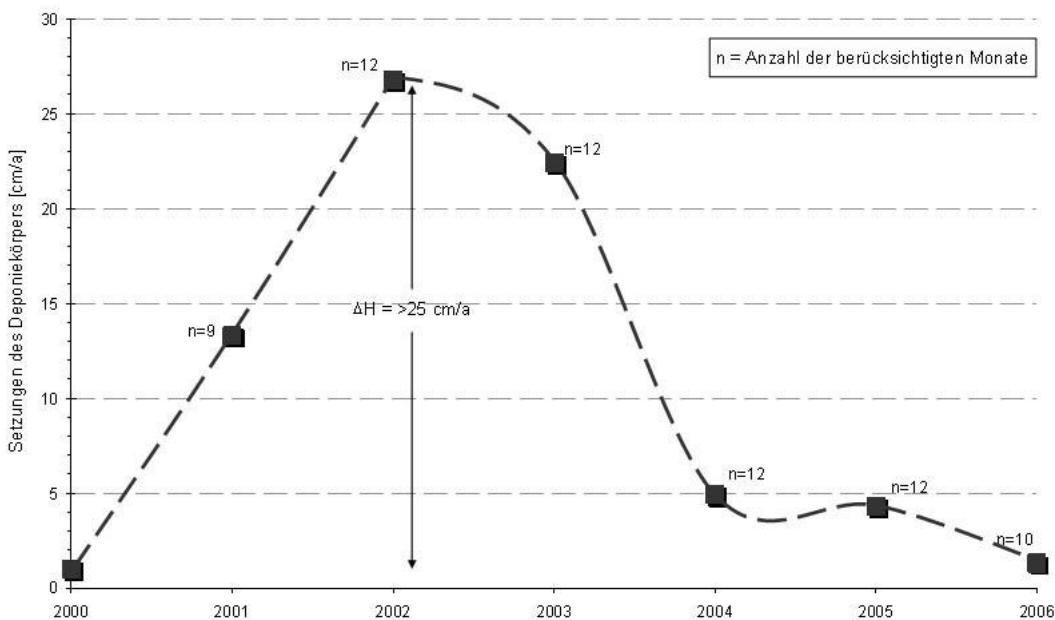


Abb. C8-6: Setzungsintensität der Altdeponie Kuhstedt unter dem Einfluss der in situ Belüftung

C8.6 Zusammenfassung und Ausblick

Die Altdeponie Kuhstedt im Landkreis Rotenburg (Wümme) wurde im Rahmen eines Forschungs- und Entwicklungsprojektes in situ belüftet, um so innerhalb überschaubarer Zeiträume (wenige Jahre) das vorhandene Emissionspotenzial nachhaltig zu reduzieren. Umfangreiche Untersuchungen in Verbindung mit einem breit angelegten Untersuchungsprogramm im Labor des Institutes für AbfallRessourcenWirtschaft der TU Hamburg-Harburg zeigen, dass durch eine gezielte und kontrollierte Belüftungsmaßnahme eine deutliche Verbesserung des Emissionsverhaltens infolge der Stabilisierung der organischen Substanz und Reduzierung des Schadstoffpotenzials im Deponiekörper erreicht werden kann. Demgegenüber konnten die (abnehmenden) anaeroben Abbauprozesse im Deponiekörper vor Beginn der Belüftung, trotz einer mittlerweile vor 14 Jahren beendeten Ablagerung von Abfällen und bereits 35 Jahren Ablagerungsdauer, keine hinreichende Stabilisierung der Organik bewirken. Die Ergebnisse aus dem Betrieb der großtechnischen Anlage zur energiearmen Niedrigdruckbelüftung zeigen die Möglichkeit und Auswirkungen der Umstellung der Milieubedingungen von anaerob auf aerob und bestätigen damit auch die Ergebnisse der begleitenden Laboruntersuchungen. Infolge des verstärkten Metabolismus aerober Mikroorganismen wird die biologisch verfügbare organische Substanz beschleunigt abgebaut, welches mit einer signifikanten Temperaturerhöhung des Deponiekörpers insbesondere innerhalb der ersten 2,5 Jahre der Belüftung einhergeht. Im Vergleich zu einer Deponie unter anaeroben Bedingungen nehmen auch die Setzungen des Deponiekörpers im gleichen Zeitraum wesentlich zu, so dass nach dem Ende der Stabilisierungsmaßnahme der vollständige Abschluss der Hauptsetzungen sicher erreicht werden kann. Die Grundwasserqualität (als eine Funktion der Sickerwasserbelastung) kann im Abstrombereich der Deponie für verschiedene Parameter deutlich verbessert werden. Dieses betrifft insbesondere die Belastung mit Ammonium-Stickstoff und Hydrogenkarbonat sowie den Bereich der leicht abbaubaren

organischen Verbindungen. Die komplexeren, schwerer abbaubaren organischen Substanzen (ausgedrückt über die Summenparameter CSB bzw. TOC) verbleiben während des Behandlungszeitraumes auf einem relativ stabilen Konzentrationsniveau. Aufgrund der besonderen Charakteristik dieser Substanzen (niedrige Reaktivität, biologisch stabile Strukturen) ist erst mittelfristig mit einem deutlichen Rückgang der Konzentrationen zu rechnen. Die Gaszusammensetzung kann bereits innerhalb kurzer Zeiträume in Richtung sehr niedriger Methankonzentrationen bei gleichzeitig erhöhten CO₂-Konzentrationen verändert werden. Im weiteren Verlauf der Maßnahme nehmen die Rest-Methankonzentrationen immer weiter ab während zeitgleich die nachhaltige und vollständige Aerobisierung des Deponiekörpers fortschreitet. Abschließende Untersuchungen nach ca. 5,5 Jahren des Stabilisierungsbetriebes (netto Belüftungsdauer) belegen eindeutig, dass es nach der Beendigung der Maßnahme nur zu einer sehr geringen Restgasproduktion kommt und große Teile des Deponiekörpers in einem semi-aeroben Zustand verbleiben. Dieser Zustand wird durch den Einsatz wartungsarmer, windgetriebener Be- bzw. Entlüftungseinrichtungen wesentlich unterstützt.

Teil D: Zusammenfassung

Autor: Thomas Luckner

- *Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.*
- *Herr Dr.-Ing. Th. Luckner*
- *Meraner Straße 10, 01217 Dresden*
- *TLuckner@dgfz.de*

D1 Gegenstand, Problemstellung

Der vorliegende Beitrag mit dem Titel

"Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse"

wurde im Rahmen der Projektkoordination des Themenverbunds 4 „Deponien, Altablagerungen“ des BMBF-Förderschwerpunkts "Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminiert Grundwässer und Böden" vom Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. und seinen Projektpartnern erarbeitet.

Gewässerschäden, die durch Stoffemissionen von Abfallablagerungen verursacht wurden und Standortsituationen, bei denen in diesem Zusammenhang Gefahren für umliegende Schutzgüter begründet werden können, sind heute bei einer Vielzahl von Standorten betriebener und stillgelegter Deponien, Altablagerungen und sonstiger Standorte mit Abfallablagerungen infolge nicht bzw. nur unvollständig wirksamer oder fehlender Sicherungselemente zum Schutz der angrenzenden Gewässer (vgl. WHG §1, §1a zur Definition der Gewässer und ihres Schutzes) feststellbar.

An solchen Standorten haben Sickerwasser- bzw. Stoffemissionen aus Abfallkörpern von

- Deponien bzw. Deponieabschnitten,
- Altdeponien,
- Altablagerungen,
- Altstandorten,
- Abraum-Halden bzw. -Kippen sowie Verfüllkörpern sowie
- sonstigen Abfallablagerungen,

die jeweils nicht über wirksame Basis- und Oberflächenabdichtungen bzw. sonstige Sicherungselemente verfügen, schädliche Bodenveränderungen sowie Verunreinigungen des Grundwassers und/oder oberirdischer Gewässer bewirkt bzw. können diese bei ungehindertem Geschehensablauf in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit bewirken.

Zur umweltrechtlichen und technischen Klassifizierung werden diese schädliche Bodenveränderungen und Verunreinigungen der Gewässer im Rahmen dieses Themenverbundes als abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden, die mit Bezug auf das Grundwasser und bei ausschließlicher Verunreinigung des Grundwassers als abfallablagerungsverursachte Grundwasserschäden ("AbGWS") bezeichnet werden, benannt.

Der hier eingeführte und verwendete Begriff "abfallablagerungsverursacht" soll einen fachgebietsübergreifenden Bezug zu den schaden- und gefahren- verursachenden Stoffemissionen aus abgelagerten Abfällen von Deponien, Altablagerungen, Abfallverfüllkörpern und sonstigen Abfallablagerungen herstellen.

Der Themen- und Anwendungsbereich umfasst somit nicht den vorsorgenden Boden-, Gewässer- und Atmosphärenschutz, den es gemäß Abfallrecht im Planungs-, Bau- oder Betriebszustand der Deponie mit dem Ziel eines „dichten Abfallcontainments“ zu gewährleisten gilt. Für nach KrW-/AbfG neu zugelassene Deponien muss davon ausgegangen werden, dass bei Einhaltung der technischen Anforderungen sowie der Dauerhaftigkeit der Sicherungsfunktionen keine abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden oder sonstige Gefahren für umliegende Schutzgüter zu besorgen sind.

Für die Feststellung eines abfallablagerungsverursachten Gewässerschadens bzw. für die Begründung eines entsprechenden Gefahrenverdachtes ist es zunächst unerheblich, ob es sich um einen Standort einer noch betriebenen oder bereits stillgelegten Abfallablagerungsanlage oder entsprechender Grundstücke handelt. Unterscheidungen hierzu werden aber bei der Auswahl und Planung geeigneter und verhältnismäßiger Maßnahmen zum Umgang mit diesen Schadens- und Gefahrensituationen erforderlich.

Solche Schutzwandschäden und die von diesen Schäden ausgehenden Gefahren sind oft nicht mit verhältnismäßigem Aufwand allein durch klassische (bau-) technische Stilllegungs- und Sanierungsmaßnahmen, wie z.B.

- Herstellung von Oberflächenabdichtungen auf Abfallkörpern,
- Einbau von Dichtwänden und sonstigen Trenn- und Stützkörpern zur vertikalen Einkapselung von Abfallkörpern,
- Errichtung, Betrieb und Rückbau von Sickerwasser- und sonstigen Wasser- bzw. Abwasserfassungs-, Transport- und Aufbereitungsanlagen,
- Errichtung klassischer Pump-and-Treat-Anlagen zur Fassung und (Off-site) Behandlung von sickerwasserbeeinflusstem Grundwasser etc.,

beseitigbar bzw. ausreichend minderbar. Somit bedarf es im Rahmen der Erarbeitung von Stilllegungsnachweisen, Sanierungsplänen und Abschlussbetriebsplänen auch der

- Berücksichtigung der Wirksamkeit von NA-Prozessen (NA ... Natural Attenuation)

bei der Auswahl, Planung und Durchführung von Maßnahmen zur Schadens- und Gefahrenminderung. Wesentlich ist dabei, die erforderlichen Einzelmaßnahmen auf Basis einer gesamtheitlichen Betrachtung des Standortes aufeinander abzustimmen.

D2 Stoffspezifik abfallablagerungsverursachter Gewässerschäden

Aus Abfallkörpern kann bei fehlenden oder nicht wirksamen Oberflächen- und Basisabdichtungssystemen ein weites Spektrum an anorganischen und organischen Stoffen über das Gas und oder das Sickerwasser emittieren. In angrenzenden Gewässern können so abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden (AbGWS) entstehen. In Abfallkörpern finden zahlreiche biochemische (aerobe und anaerobe), chemische und physikalische Prozesse statt, die bewirken, dass ungesicherte Abfallablagerungen im zeitlichen Verlauf kein konstantes Emissionsverhalten aufweisen. In Abhängigkeit des vorliegenden Abfallkörpers und somit von der standortspezifischen Abfallzusammensetzung sowie einer Reihe weiterer Standortbedingungen wird das Langzeitemissionsverhalten über das Sickerwasser in das Grundwasser bestimmt. Auf der Grundlage der biochemischen Vorgänge in Abfallkörpern werden hierbei Emissionsphasen unterschieden, die durch spezifische Stoffkonzentrationen und -Frachten im Sickerwasser (und im Deponiegas) gekennzeichnet sind.

Die typischerweise in Sickerwässern von Abfallablagerungen enthaltenen Stoffe können (unter vorbenannten Bedingungen) auch im Grundwasserabstrom von Abfallkörpern nachgewiesen werden. Da in abfallablagerungsverursachten Grundwasserschadensbereichen gleichfalls chemische und biochemische Reaktionen, sonstige Rückhalte- und Abbauprozesse sowie Verdünnungsprozesse wirken, unterscheiden sich die typischen stoffspezifischen Konzentrationsbereiche in Sickerwässern von denen in abfallablagerungsverursachten Grundwasserschadensbereichen. Die charakteristischen Stoffkonzentrationen in solchen Grundwasserschadensbereichen weisen aufgrund der Heterogenität der Abfallablagerungen und ihrer sich zeitlich ändernden Emissionen sowie der Heterogenität des Grundwasserleiters weite Konzentrationsbereiche auf.

Die vom Umweltbundesamt erhobenen, repräsentativen Untersuchungsergebnisse zur Erfassung von "Stoffgehalten in durch Altablagerungen beeinflussten Grundwässern aus Lockergesteins-Aquiferen" (vgl. KERNDORFF et al. 1/1993, Kap. 6, WaBoLu- Heft) zeigen, dass bei den anorganischen Stoffen u.a. Ammonium, Chlorid, Cadmium, Chrom und Bor mit erhöhten Stoffkonzentrationen nachweisbar sind. Bei den organischen Stoffen gehören die wesentlichen Schadstoffe den Stoffgruppen der halogenierten Alkane, den Alkenen und den Aromaten an. Das weite Spektrum organischer Stoffe, die mit dem Sickerwasser aus Abfallkörpern emittieren und auf diesem Wege in das Grundwasser gelangen können, wird zumeist mit Hilfe von Summenparametern zusammengefasst.

Die vorbenannten NA-Prozesse wirken örtlich und zeitlich differenziert im Gesamtsystem zwischen dem Abfallkörper, dem Boden und dem Grundwasser. Der abfallablagerungsverursachte Grundwasserschadensbereich lässt sich hierbei in Schadenszonen untergliedern. Hierbei ist eine Unterteilung in unterschiedliche Redoxzonen typisch. Als weiteres Unterscheidungsmerkmal dient gelegentlich das Vorkommen oder Nichtvorkommen mobiler oder residualer Flüssigphasen. Typisch bei Abfallablagerungen ist hierbei der Eintrag von organischem Kohlenstoff und Ammonium über das Sickerwasser in das Grundwasser. Dort bewirken die Wechselwirkungen mit dem anströmendem Grundwasser, dem Boden und dem Gasaustausch Stoff-Abbaureaktionen und Rückhalteprozesse. Die Effektivität dieser Reaktionen ist z.B. durch den Eintrag von Sauerstoff beeinflussbar. Ergänzend bewirkt die Grundwasserneubildung eine natürliche Verdünnung der Stoffkonzentrationen im Abstrom.

D3 Lösungsansätze / Methodik

Abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden und Gefahrensituationen haben sich oft über Jahrzehnte hinweg formiert oder können sich durch Änderung der betrieblichen Randbedingungen (z.B. im Rahmen einer bevorstehenden Anlagenstilllegung durch die geplante Außerbetriebnahme von Wasserfassungen etc.) in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit (bei ungehindertem Geschehensablauf) entwickeln. Dabei werden die Schäden und Gefahren ursächlich von den Stoffemissionen aus dem Abfallkörper, der Primär-(Schadstoff)quelle, bestimmt.

Die Reaktionszeit von der Begründung eines Gefahrenverdachts sowie der Feststellung einer Schadens- bzw. Gefahrensituation bis zum Wirksamwerden von Maßnahmen zur Minderung bzw. Beseitigung der Schäden und Gefahren, erfordert oftmals kein sofortiges Eingreifen. Im Regelfall steht ausreichend Zeit zur Verfügung, um sorgfältige Ermittlungen und Maßnahmenplanungen durchführen zu können.

Ein **schrittweises, iteratives Vorgehen** mit einer fortlaufenden (behördlichen) Prüfung der Verhältnismäßigkeit kennzeichnet deshalb das Regelverfahren von der Erfassung der Schäden und Gefahren bis zur Planung, Anordnung, Durchführung und Überwachung von Maßnahmen.

Die **Erforderlichkeit zur Untersuchung** von Lösungsansätzen für die Schaden- und Gefahrenminderung bei abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden unter Berücksichtigung der Wirkungen von NA-Prozessen ergibt sich auf Basis folgender rechtlicher Grundlage: Geschädigte Gewässer, so auch das durch abfalltypisch Stoffe geschädigte Grundwasser, wieder in einen guten Zustand zu versetzen, schreiben in Deutschland das WHG und die darauf basierenden Landeswassergesetze vor. Das USchadG enthält hierzu explizit das Gebot zur Prüfung und Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Wiederherstellungsprozesse geschädigter Umweltkompartimente und damit zur Wiederherstellung ihrer Funktionen im Naturhaushalt bei der Festlegung von Maßnahmen zu ihrer Sanierung.

Für die Bewertung der **Wirksamkeit von NA-Prozessen** (NA, Natural Attenuation) bedarf es **spezifischer Untersuchungen** und der Nutzung von (Planungs-) Instrumenten, wie z.B.

- der Erfassung und Auswertung von Daten zu den geologischen, hydrologischen, hydrogeologischen, hydraulischen und hydrochemischen Standortgegebenheiten,
- der Identifikation von Parametern in Labor-, Technikums- und Feldtestanlagen zur Quantifizierung der NA-Wirkungen (z.B. für den Ansatz in Prognosemodellen),
- der Erarbeitung mathematischer Simulationsmodelle zur Abbildung der Grundwasserströmungs- und der konservativen und reaktiven Stofftransportprozesse etc.

Auf dieser Basis können **Maßnahme- und Monitoring basierte Konzepte** für den Umgang mit abfallablagerungsverursachten Schäden und Gefahrensituationen geplant, angeordnet und umgesetzt werden. Hierbei gilt es die Wirkungen der NA-Prozesse bei der Minderung von abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen

- bei Deponie- und Bergbauanlagen in der Regel als Ergänzung zu klassischen bau-technischen Stilllegungs-, Wiedernutzbarmachungsmaßnahmen und
- bei Altablagerungen als Ergänzung zu Sanierungs- und Nachsorgemaßnahmen

zu berücksichtigen. Für den **Einsatz technischer NA- bzw. ENA-basierter Maßnahmen** (ENA, Enhanced Natural Attenuation) ergeben sich hierbei z.B. folgende Möglichkeiten:

- die Errichtung und der (temporäre) Betrieb von Gasinjektionsanlagen zur In-situ Oxidation organischer Restschadstoffe in geschädigten Gewässerbereichen,
- die Errichtung und der (temporäre) Betrieb von Be- und Entgasungsanlagen im Abfallkörper zur aeroben In-situ Stabilisierung des Abfallkörpers sowie
- die Errichtung und der (temporäre) Betrieb von Anlagen zur Sickerwasser-Kreislauf-führung im Abfallkörper etc.

Mit diesen Maßnahmen wird das vorrangige Ziel der Beschleunigung der natürlichen Stoffabbauprozesse in den Schadstoffquellen und -fahnen und somit der Emissions-, Schadens- und Gefahrenminderung verfolgt. Weiterhin ist auch

- die Erarbeitung von (reinen) **MNA-Konzepten** (MNA, Monitored Natural Attenuation), möglich, die im LABO-Positionspapier (vgl. LABO 2006) wie folgt definiert werden: "*Für die behördliche Entscheidung, die unter Berücksichtigung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen und der Verhältnismäßigkeit ein Absehen von Sanierungsmaßnahmen in Verbindung mit MNA beinhaltet, wird der Kurzbegriff "MNA-Konzept" eingeführt*".

Bei der Bearbeitung kommt der schrittweisen Prüfung der Verhältnismäßigkeit erhebliche Bedeutung zu. Dabei gilt es

- die Erforderlichkeit von Maßnahmeplanungen,
- die Eignung der geplanten Maßnahmen bzgl. Erreichbarkeit der Zielwerte,
- die Angemessenheit der geplanten Maßnahmen (Verhältnis Aufwand / Nutzen) sowie
- die Erforderlichkeit zur Durchführung der geplanten Maßnahmen

zu prüfen. Im Rahmen des Entschließungs- und Auswahl- Ermessen entscheidet letztlich die Behörde mit einem Bescheid über die durchzuführenden Maßnahmen. Bei der Auswahl von

- abfallrechtlich bestimmten Maßnahmen zur geordneten Anlagenstilllegung und Rekultivierung sowie deren Nachsorge,
- bergrechtlich bestimmten Maßnahmen zur Wiedernutzbarmachung und Berg- bzw. Gemeinschadenabwehr sowie
- bodenschutz- und wasserrechtlich bestimmten Maßnahmen zur Sanierung und Nachsorge

gilt es beim Umgang mit AbGWS die unterschiedlichen Fach-/Rechtsgebiete

- Deponie/Abfallrecht,
- Bergbau/Bergrecht,
- Altablagerung und Altstandort/Bodenschutzrecht sowie
- Gewässerschaden/Wasserrecht

abzugrenzen und die erforderlichen Einzelmaßnahmen auf Basis einer gesamtheitlichen Betrachtung des Standortes aufeinander abzustimmen. Die im Teil C des KORA-TV4-

Leitfadens beschriebenen Fallbeispiele / Referenzprojekte verdeutlichen die unterschiedlichen Fallgestalten und die Lösungsansätze beispielhaft für Standorte von Deponien und Altablagerungen sowie für Standorte zuvor bergbaulich genutzter Flächen.

Die im KORA-TV4-Projektverbund für die Projektbearbeitung entwickelten und angewandten NA-bezogenen Untersuchungs- und Bewertungsmethoden wurden im Kap. B4 des KORA-Leitfadens tabellarisch zusammengefasst und wie folgt gruppiert:

- Methoden zur Identifikation und Bewertung der Standortsituation
- Methoden zur Identifikation und Quantifizierung der NA-Wirkungen
- Methoden zur Maßnahmeplanung, Umsetzung und Überwachung

Die Ansätze dieser Methoden werden im KORA-TV4-Leitfaden sowie auszugsweise in den KORA-Handlungsempfehlungen (Teil Methodensammlung, vgl. MICHELS et al. 11/2008) beschrieben. Detailliert werden diese Methoden in den FuE- Berichten der Projekte erörtert.

D4 Schlusswort

Im Projektverbund KORA-TV4 „Deponien, Altablagerungen“ wurden FuE-Arbeiten zur Berücksichtigung der Wirkungen von natürlichen Stoffrückhalte- und Abbauprozessen beim Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen in 4 KORA- und 2 KORA- assoziierten Projekten als begleitende Untersuchungen zu den Maßnahmen einer nachhaltigen Stilllegung, Rekultivierung, Wiedernutzbarmachung, Sanierung und Nachsorge der Abfallablagerungsstandorte durchgeführt.

Mit den FuE-Arbeiten der KORA-TV4-Projekte konnte beispielhaft gezeigt werden, unter welchen Bedingungen abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden und Gefahrensituationen durch die Wirkungen von natürlichen bzw. stimulierten natürlichen Prozessen reduziert werden und wie die Wirkungen dieser Prozesse zuverlässig identifiziert, bewertet und bei der Planung von Maßnahmen berücksichtigt sowie durch modelltechnische Ansätze prognostiziert und kontrolliert werden können.

Die FuE-Projekte des KORA-TV4 wurden von mehreren Partnern aus Industrie, Wissenschaft, Verwaltung, Planungs- und Sachverständigenbüros bearbeitet und begleitet. Die Projekte wurden vom BMBF im Rahmen des Förderschwerpunkts KORA gefördert und in verschiedener Weise von den Standorteigentümern durch Eigenmittel cofinanziert bzw. durch ergänzende Eigenleistungen der Projektpartner durchgeführt.

Die wesentlichen Produkte der Bearbeitung der KORA-TV4-Projekte sind

- die FuE-Abschlussberichte der KORA-TV4-Standortprojekte sowie
- der Leitfaden des KORA-Themenverbund 4 "Deponien, Altablagerungen" (dieser Bericht).

Diese Berichte sind zusammen mit weiteren KORA-Abschlussberichten als pdf-Datei, gespeichert auf CD, Bestandteil des Leitfadens (vgl. Teil F6)

Teil E: Anhänge

E1 Einleitung

Autor: Thomas Luckner

- *Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.*
- *Herr Dr.-Ing. Th. Luckner*
- *Meraner Straße 10, 01217 Dresden*
- *TLuckner@dgfz.de*

Der Teil E "Anhänge" des KORA-TV4-LF umfasst folgende Kapitel:

- E2: "Erörterung fachtechnischer Grundlagen und Begriffe für den Umgang mit AbGWS"
- E3: "Erörterung rechtlicher Grundlagen für den Umgang mit AbGWS"
- E4: "Erörterung der Stoffcharakteristik abfallablagerungsverursachter Gewässerschäden"
- E5: "Erörterung der Grundlagen zur Modellierung und Prognose"
- E6: "Erörterung der Grundlagen zum Deponie-Monitoring"
- E7: "Beendigung der Naturraumnutzung durch Bergbau- und Deponieanlagen"

Die folgenden Kapitel wurden mit in den KORA-TV4-Leitfaden aufgenommen, um die im Rahmen der KORA-TV4-Koordination sowie ergänzender Projekte erarbeiteten Inhalte, die in den Teilen A und B des KORA-TV4-Leitfadens nicht ausreichend reflektiert werden konnten, verfügbar zu machen.

Die Anhänge sind dabei im Allgemeinen so strukturiert, dass diese die Inhalte der Teile A und B des Leitfadens als Einzelbeiträge ergänzen. Somit kommt es z.T. auch zu inhaltlichen Überschneidungen kommen, die verkürzt in den Teilen A und B enthalten sind.

E2 Erörterung fachtechnischer Grundlagen und Begriffe für den Umgang mit AbGWS

Autor: Thomas Luckner

- Dresden Grundwasserforschungszentrum e.V.
- Herr Dr.-Ing. Th. Luckner
- Meraner Straße 10, 01217 Dresden
- TLuckner@dgfz.de

E2.1 Einleitung

Der Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden (AbGWS) und Gefahrensituationen erfordert einzelfallspezifisch den Umgang mit fachtechnischen Grundlagen und Begriffen aus dem Abfall-, Berg- und allgemeinen Umweltrecht. Im folgenden Beitrag werden die wesentlichen fachtechnischen Begriffe für den Umgang mit AbGWS nicht nur benannt sondern vor allem fachtechnisch erläutert werden. Diese Erläuterungen werden durch ein **Glossar** (vgl. Kap. F1) des Leitfadens ergänzt. Weitere Begriffsbestimmungen sind im Kap. 2 der KORA-HE zusammengefasst.

E2.2 Schadstoffquelle, Schadstofffahne, Grundwasserschadensbereich, abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden

Gewässerschäden, die ausgehend von Stoffemissionen aus Abfallablagerungen verursacht wurden bzw. Standortsituationen, bei denen in diesem Zusammenhang Gefahren für umliegende Schutzgüter begründet werden können, sind heute bei einer Vielzahl von Standorten betriebener und stillgelegter Deponien, Altablagerungen und sonstiger Standorte mit Abfallablagerungen infolge nicht bzw. nur unvollständig wirksamer oder fehlender Sicherungselemente zum Schutz der angrenzenden Gewässer (vgl. WHG §1, §1a zur Definition der Gewässer und ihres Schutzes) feststellbar.

An solchen Standorten haben Sickerwasser- bzw. Stoffemissionen aus Abfallkörpern, die nicht über wirksame Basis- und Oberflächenabdichtungen bzw. sonstige Sicherungselemente verfügen, schädliche Bodenveränderungen sowie Verunreinigungen des Grundwassers und oberirdischer Gewässer und somit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden, die mit Bezug auf das Gewässer "Grundwasser" im Folgenden auch als **abfallablagerungsverursachte Grundwasserschäden ("AbGWS")** bezeichnet werden, bewirkt bzw. können diese bei ungehindertem Geschehensablauf in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit bewirken.

Der hier eingeführte und verwendete Begriff "**abfallablagerungsverursacht**" soll einen fachgebietsübergreifenden Bezug zu den schaden- und gefahrenverursachenden Stoffemissionen aus abgelagerten Abfällen von Deponien, Altablagerungen, Abfallverfüllkörpern und sonstigen Abfallablagerungen herstellen.

Abb. E2-1 dient der schematischen Systemdarstellung eines abfallablagerungsbürtigen Grundwasserschadens (AbGWS), einschließlich des geschädigten Bereiches und seiner

Untergliederung in unterschiedliche Schadenszonen. Wie diese Abbildung verdeutlicht, kommt der Stoffemission aus dem Abfallkörper, gelöst bzw. dispergiert im Sickerwasser oder als eigenständige Flüssigphase, auf dem Wirkungspfad vom Abfallkörper über das Sickerwasser in den Boden und von dort weiter ins Grundwasser initiale Relevanz für die Schädigung des Grundwassers zu. Der geschädigte Grundwasserbereich bildet sich somit unter solchen Bedingungen stets unter und im Grundwasserabstrom der Abfallablagerung aus. Weiterhin wird deutlich, dass die verursachten Schäden im Grundwasserbereich eine räumlich deutlich größere Ausdehnung haben können als die Grenzen der ehemaligen Anlage des Abfallablagerungsbetriebs und auch relativ weiter abgelegene Schutzgüter schädigen können. Die Verantwortlichkeit von Anlagenbetreibern für betriebsbedingte Schäden ist in Deutschland nicht an die Grenzen der Betriebsflächen gebunden, sondern an die Kausalität des Schadenhergangs.

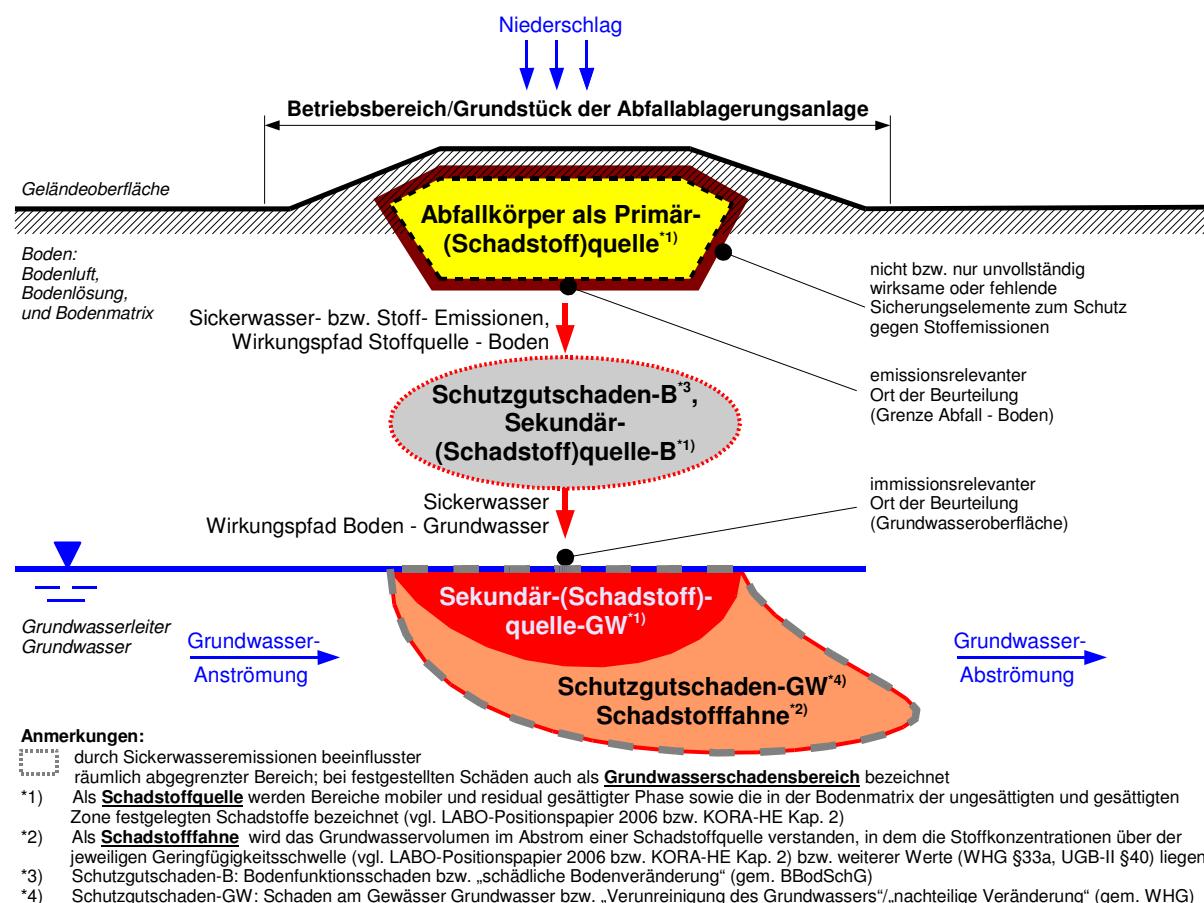


Abb. E2-1: Schematische Darstellung eines typischen abfallablagerungsverursachten Bodenfunktions- und Grundwasserschadens (vgl. LUCKNER, 02/2008)

Gem. **Abb. E2-1** werden als **Schadstoffquelle** Bereiche mobiler und residual gesättigter Phase sowie die in der Bodenmatrix der ungesättigten und gesättigten Zone festgelegten Schadstoffe bezeichnet (vgl. LABO 2006 bzw. KORA-HE Kap. 2). Die Schadstoffquelle kann dabei an verschiedenen Orten des Gesamtsystems liegen, daher wurde die typische Unterscheidung von Primär-, Sekundärquellen vorgenommen.

Als "**Schadstofffahne**" wird das Grundwasservolumen im Abstrom einer Schadstoffquelle verstanden, in dem die Stoffkonzentrationen über der jeweiligen Geringfügigkeitsschwelle (GFS-Bericht, LAWA 2004) (vgl. LABO 2006 bzw. KORA-HE Kap. 2) bzw. über weiteren zu bestimmenden Werten (vgl. WHG §33a, UGB-II §40) liegen, ohne dass damit im Hinblick auf § 40 Abs. 1 Entwurf UGB (Stand 20.05.2008), mangels dort vorhandener gesetzlicher Regelung ein Grundwasserschaden vorliegen muss. Die Parameter der GFS-Werte sind in den **Tab. A2-2** und **Tab. A2-3** typischen Stoffkonzentrationen im Grundwasser, die im Abstrom von Abfallablagerungen nachgewiesen werden können, gegenübergestellt.

Der in **Abb. E2-1** mit "Schutzwertschaden-GW" (GW ... Grundwasser) gekennzeichnete Bereich umfasst somit den durch Sickerwasseremissionen beeinflussten räumlich abgegrenzten Bereich im Grundwasser, der bei festgestellten Schäden auch als "**Grundwasserschadensbereich**" bezeichnet wird und sich aus den räumlichen Bereichen der "Sekundär-(Schadstoff-)quelle-GW" und der "Schadstofffahne" zusammensetzt.

E2.3 Deponie, Altablagerung, Anlage

Die Begriffe **Deponie** und **Altablagerung** werden vom Abfall- und Umweltrecht definiert. Hiernach sind Deponien und Altablagerungen Betriebsanlagen, die sich im Wesentlichen dadurch unterscheiden, dass Deponien in Betrieb befindliche Anlagen und Altablagerungen bereits endgültig stillgelegte Anlagen sind. In vergleichbarer Weise ist der Begriff **Bergbauliche Anlage** als Betriebsanlage vom Bergrecht (vgl. BBergG §21 Abs. 3) definiert.

- Deponie bzw. Deponieabschnitt
 - gem. KrW-/AbfG: betriebene Beseitigungsanlage zur Ablagerung von Abfällen
 - KrW-/AbfG: „... Beseitigungsanlage zur Ablagerung von Abfällen ...“ [§3 (10)];
 - TA Abfall: „... ist eine Abfallentsorgungsanlage, in der Abfälle zeitlich unbegrenzt abgelagert werden.“ [2.2.1]
 - AbfAbIV: „... Abfallbeseitigungsanlage für die Ablagerung von Abfällen ...“ [§2 (5)]
 - DepV: ... zugelassene und/oder betriebene Deponien, vgl. DepV §1 Abs. 3 Nr. 4
- Altdeponien
 - AbfAbIV: „In Errichtung oder in Betrieb befindliche Deponie ... deren Betrieb am 1. Juli 1993 zugelassen war ...“ [§2 (7)]
 - DepV Teil 4
- Altablagerung / Altlast
 - BBodSchG: „... stillgelegte Abfallbeseitigungsanlagen sowie ... Grundstücke, auf denen Abfälle behandelt, gelagert oder abgelagert worden sind ...“, [§2 (5.1)]
- Altstandort / Altlast
 - BBodSchG: „... Grundstücke stillgelegter Anlagen und sonstige Grundstücke, auf denen mit umweltgefährdenden Stoffen umgegangen worden ist ...“, [§2 (5.2)]
- Halden, Kippen, Verfüllkörper
 - gem. BBergG: Einbau von Abfall zur Verwertung als Maßnahme zur Wiedernutzbarmachung

E2.4 Errichtung, Betrieb, Ablagerung, Stilllegung und Nachsorge

Die Begriffe Errichtung, Betriebs- (Ablagerung, Stilllegungs-) und Nachsorgephase sind im Abfallrecht definierte Begriffe. Der Betrieb einer Deponieanlage ist mit einer räumlich und zeitlich begrenzten Nutzung von Kompartimenten des allgemeinen Naturraums verbunden.

Abb. E2-2 veranschaulicht die Einteilung einer solchen Nutzung für Deponien und Altablagerungen in die zeitlichen Phasen von der Errichtung der Anlage bis zum Abschluss der Nachsorge.

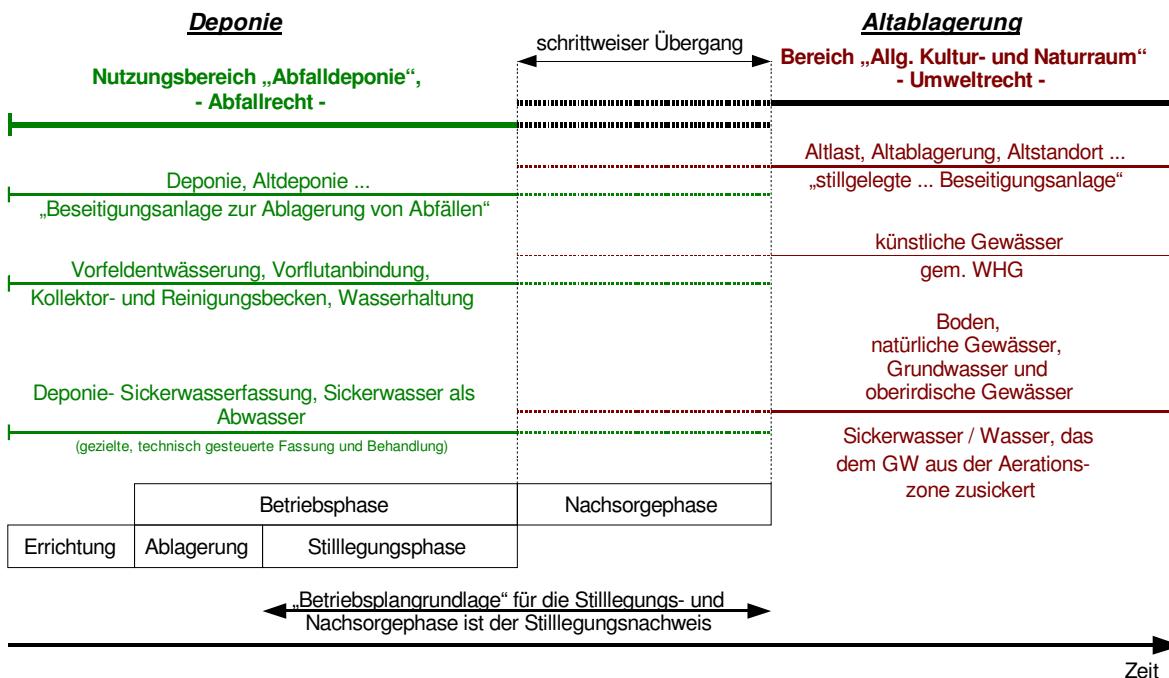


Abb. E2-2: Zeitphasen der betriebstechnischen Nutzung von Naturraum durch eine Deponie und ihre Reintegration in den Naturraum in der Nachsorgephase

Hiernach umfasst die Betriebsphase der Deponie die Phase der Ablagerung der Abfälle sowie die Maßnahmen zur Stilllegung der Anlage, die die erforderlichen Arbeiten zur Sicherung und Rekultivierung der Anlage umfassen. Für diese Stilllegungsmaßnahmen muss eine entsprechende Planung (Stilllegungsnachweis) vorgelegt und genehmigt werden. Dieser Nachweis schließt die Nachsorgemaßnahmen ein.

In der Nachsorgephase einer endgültig stillgelegten Deponie gilt es, die verbliebenen Schäden und Gefahren zu mindern bzw. zu beseitigen. Gemäß §36 KrW-/AbfG greifen hierbei nicht mehr die Regelungen des Abfallrechts sondern bereits die des BBodSchG und somit das Umweltrecht mit seinen spezifischen Anforderungen. Somit wird auch nicht mehr von der stillgelegten Deponie sondern von einer Altablagerung (Altlast) gemäß BBodSchG gesprochen.

Die „Entlassung aus der Nachsorge“ kann auf Antrag des Deponiebetreibers erfolgen, wenn die zuständige Behörde nach entsprechender Prüfung (Kriterien gem. DepV und KrW-/AbfG) zu dem Ergebnis kommt, dass aus dem Verhalten der Deponie zukünftig keine

Beeinträchtigungen des Wohls der Allgemeinheit mehr zu erwarten sind. Spätestens ab diesem Zeitpunkt werden die Regelungen des Umweltrechts für den Umgang mit der ehemaligen Betriebsanlage (Deponie) maßgebend und somit auch die entsprechenden umweltrechtlichen Begriffe.

E2.5 Abfall

"Abfall" im Sinne des deutschen Abfallrechts sind alle Gegenstände, die beweglich sind, sofern der Besitzer des Gegenstandes sich dieses Gegenstandes entledigt, sich dessen entledigen will oder sich dessen entledigen muss. Die ist z.B. der Fall, wenn er den Abfall bzw. Gegenstand

- auf einer Deponie oder sonstigen Abfallablagerung beseitigt bzw. ablagert,
- in eine Müllverbrennungsanlage verbrennt oder
- in Bohrlöcher, Bergwerke oder sonstige unterirdische Hohlräume einbringt.

Auch mit der im Juni 2008 in zweiter Lesung verabschiedeten EU-ARRL (Abfallrahmenrichtlinie) wird der Abfallbegriff weiter präzisiert. Hiernach wird sichergestellt, dass der Abfallbegriff auf bewegliche Sachen fokussiert. Verbindliche Regelungen zur Abgrenzung von Abfällen und Nebenprodukten ergänzen die Regelungen.

Eine Recherche zum Abfallbegriff hat folgendes hier zitiertes Ergebnis erbracht (vgl. Internetadresse "http://de.wikipedia.org/wiki/Abfall_%28Recht%29"):

- *"Der Gegenstand muss beweglich sein. Kein Abfall ist daher etwa das ölverseuchte Grundstück oder das asbestbelastete Gebäude. Erst das Ausheben des verseuchten Erdreichs bzw. der Abriss des Gebäudes machen den Aushub bzw. die Trümmer zu Abfall. In Folge eines Urteils des Europäischen Gerichtshofes vom 7. September 2004[1] könnte dieses Definitionsmerkmal nur noch sehr eingeschränkt Anwendung finden, da der Gerichtshof als Abfall im europarechtlichen Sinne auch noch nicht ausgekofferten Boden begreifen will, und zum Anderen der europarechtliche Abfallbegriff auf den jeweiligen nationalen Begriff nicht unerhebliche Auswirkungen hat.*
- *Der Besitzer entledigt sich eines Gegenstandes vor allem dann, wenn er ihn einem Abfallverwertungs- oder Abfallbeseitigungsverfahren zuführt, wenn er ihn also beispielsweise auf einer Deponie ablagert, ihn in einer Müllverbrennungsanlage verbrennt oder ihn in Bohrlöcher, Bergwerke oder sonstige unterirdische Hohlräume einbringt. Er „entledigt“ sich eines Gegenstandes außerdem auch dann, wenn er seine Sachherrschaft über den Gegenstand aufgibt, ohne dass der Gegenstand zu irgendeinem Zweck weiter verwendet würde, wenn er den Gegenstand also im umgangssprachlichen Sinne schlicht „wegwirft“.*
- *Ob sich der Besitzer eines Gegenstandes entledigen will, hängt von den Umständen des Einzelfalls ab und ist unter Berücksichtigung der Gebräuche und Sitten des geschäftlichen Verkehrs zu beurteilen. Das Gesetz geht davon aus, dass ein „Wille zur Entledigung“ in der Regel bei einem Gegenstand gegeben ist, der bei einem Produktionsprozess oder einer Dienstleistung anfällt, ohne dass der Zweck der Produktion oder der Dienstleistung darauf gerichtet gewesen wäre, diesen Gegenstand zu erzeugen (Beispiele: Schlacken*

bei der Stahlerzeugung, Sägespäne bei der Holzbearbeitung), oder dessen Verwendungszweck entfallen ist, ohne dass ein neuer Verwendungszweck an dessen Stelle getreten wäre (Beispiel: das im Garten abgestellte Autowrack). Da der Abfallbegriff insoweit auf den (mutmaßlichen) Willen des Besitzers abstellt, wird diese Erscheinungsform des Abfallbegriffs auch als subjektiver Abfallbegriff bezeichnet.

- *Der Besitzer muss sich eines Gegenstandes entledigen, wenn der Gegenstand für seinen ursprünglichen Zweck nicht mehr verwendet wird, durch seinen Zustand das Allgemeinwohl gefährden kann und diese Gefährdung nur durch eine geordnete Abfallentsorgung abgewendet werden kann (objektiver Abfallbegriff). Das betrifft beispielsweise die auf einem Betriebsgrundstück langfristig gestapelten Fässer mit hoch giftigen Produktionsrückständen.*
- *In ihren Randbereichen ist die Reichweite des Abfallbegriffs überaus umstritten. Problematisch ist beispielsweise die Einstufung industrieller Neben- und Zwischenprodukte, auf deren Erzeugung die Produktion zwar nicht gerichtet ist, die aber dennoch durch entsprechende Steuerung des Produktionsablaufs oder der Einsatzstoffe so konditioniert werden, dass sie für einen wirtschaftlich sinnvollen Zweck weiter verwendet werden können (Beispiel: Zugabe von Zusatzstoffen in die Aufgabemischung eines Produktionsprozesses mit dem Ziel, eine Schlacke zu erhalten, die im Straßenbau verwendet werden kann).*

E2.6 Schutzgut, Schaden, Gefahr und Wirkungspfad

Schutzgut, Schaden, Gefahr und Wirkungspfad sind zentrale **Grundbegriffe**, die für den Umgang mit AbGWS benötigt werden. Die konsequente begriffliche Unterscheidung zwischen Schaden und Gefahr ist dabei für die erforderliche Erfassung und Bewertung von Schadens- und Gefahrensituationen substantiell.

Mit dem Begriff **Schutzgut** werden gemeinhin Güter bezeichnet, die Schaden erleiden können und hiervor durch gesetzliche Regelungen bewahrt werden sollen. Die Begriffe Schutz- und Rechtsgut werden deshalb oft auch als Synonyme benutzt. Gefährdetes Schutzgut wird systemorientiert aber auch als Rezeptor bezeichnet. Im Rahmen des Umgangs mit AbGWS sind die Schutzgüter Mensch bzw. die menschliche Gesundheit, die natürliche Umwelt (so beispielsweise die Gewässer), das materielle Eigentum (so beispielsweise Gebäude und Grundstücke) und die öffentliche Trinkwasserversorgung von besonderer Relevanz.

Schaden, so der hier zu betrachtende AbGWS, bezieht sich stets auf ein Schutzgut. Schäden sind somit schutzgutspezifisch. Die Feststellung eines Schadens basiert auf einem Vergleich von Zustandskriterien des zu betrachtenden Schutzgutes vor und nach der Schädigung. Für das Schutzgut Grundwasser als Gewässer gilt es, den Vergleich des Gewässerzustandes vor und nach dem Schadenseintritt zu führen. Für nicht vorgeschiedenes Grundwasser ist dies gleichbedeutend mit dem Vergleich der anthropogen unbeeinflussten mit der vorhandenen, beeinflussten Beschaffenheit des betrachteten Grundwassers. Die Schadensgröße hängt davon ab, in wie weit die Beschaffenheit des geschädigten Grundwassers (bzw. des durch Sickerwasseremissionen beeinflussten räumlich abgegrenzten Bereichs im Grundwasser, der bei festgestellten Schäden auch als "Grundwasserschadensbereich" bezeichnet wird) von seiner ursprünglichen Beschaffenheit abweicht. Der Wertverlust eines Schutzgutes ist so an die Schadensgröße und die

unterschiedlich aufwändigen Maßnahmen zur Schadensbeseitigung bzw. angemessenen Schadensminderung gebunden.

Gefahr besteht aus ordnungsrechtlicher Sicht grundsätzlich dann, wenn in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit mit dem Eintritt eines Schadens für Schutzgüter zu rechnen ist. Schaden ist somit eine verwirklichte Gefahr. Von Gefahr im Verzug spricht man, wenn ohne sofortiges Eingreifen ein drohender nicht unerheblicher Schutzgutschaden eintreten wird. Des Weiteren wird gewöhnlich zwischen einer abstrakten und einer konkreten Gefahr unterschieden. Im Schadensbereich (= geschädigter Bereich) befinden sich Stoffe, die den Schaden determinieren, diese werden gemeinhin als Schadstoffe bezeichnet. In der Gefahrenquelle befinden sich Stoffe, die die Gefahr initiieren, sie werden entsprechend als Gefahrstoffe bezeichnet. Zumeist bewirkt nur ein Teil der Gefahrstoffe einer Gefahrenquelle bzw. der durch sie bewirkten Reaktionsprodukte auf dem Wirkungspfad von der Quelle bis zum betreffenden Schutzgut den maßgebenden Schaden.

Als **Wirkungspfad** wird der Weg bezeichnet, auf dem die Gefahrenquelle ihre schädigende Wirkung für das Schutzgut realisiert. Im hier zu betrachteten Fall der AbGWS sind es in der Regel Gefahrstoffe aus dem Stoffinventar der Deponie bzw. der Altablagerung, die auf ihrer Untergrundpassage das Grundwasser erreichen und es zu schädigen vermögen. Gefahrstoffe können sich bei dieser Passage (d.h. längs des Pfades) aber auch stofflich wandeln und ihre Wirkung hierbei ändern. Schadensbestimmende Stoffe müssen so auch nicht identisch mit den Gefahrstoffen der Quelle sein. Maßgebend für die Wirkung auf das Schutzgut ist allein der tatsächlich auftretende Schadstoffstrom am Ende des Wirkungspfades, d.h. die Schadstoff-Exposition, der das Schutzgut ausgesetzt ist.

Eine **Gefahrenlage bzw. -situation** kennzeichnet die Situation vor dem zu besorgenden bzw. zu erwartenden Schadenseintritt. Gefahrenbewertung ist eine Situations- bzw. Lagebewertung. Der Umgang mit Gefahren wird deshalb von präventiven bzw. vorsorgenden Aspekten geprägt, der Umgang mit Schäden dagegen von therapeutischen bzw. nachsorgenden Aspekten. Grundsätzlich wird jedwede Gefahrensituation durch die drei untrennbar verknüpften Grundelemente gem. **Abb. E2-3** gekennzeichnet, d.h.

- durch die Quelle der Gefahr,
- durch den Wirkungspfad und
- durch das gefährdete Schutzgut.

Wie dies **Abb. E2-3** verdeutlicht, **emittieren** im hier zu betrachteten Fall die wassergefährdenden Stoffe aus der Gefahrenquelle. In das Schutzgut **immitieren** die Schadstoffe. Jede Immissionsbegrenzung für ein Schutzgut bedarf deshalb auch eines verhältnismäßigen Emissionszielwertes für die Quelle, von der die Schutzgutgefährdung tatsächlich ausgeht und erforderlichenfalls Maßnahmen zur Entfrachtung des dem Schutzgut zugehenden Schadstoffstroms bzw. zu seiner Ablenkung von diesem Schutzgut.

Ort der rechtlichen Beurteilung, in welchem Maße ein Schutzgut gefährdet wird oder werden kann, ist in der Regel die Oberfläche bzw. das Kontaktmedium des Schutzgutes (vgl. BBodSchG/V, Sickerwasserprognose).

Den wahrscheinlichen Wertverlust eines Schutzgutes bei einer bestimmten Exposition durch Gefahreneinwirkung sucht man heute z.B. im Rahmen des Hochwasserschutzes durch die **Vulnerabilität des Schutzgutes** zu kennzeichnen. Vulnerabilität ist diesbezüglich der

synonyme Begriff zu **Schadensrisiko**, das durch das Produkt der Wahrscheinlichkeit des Schadenseintritts bei einer bestimmten Exposition und des Wertverlustes des Schutzgutes, der hierbei zu erwarten ist, definiert wird. Vulnerabilität wird aber häufig auch als Synonym zum Begriff der Geschütztheit eines Schutzgutes benutzt, um die Abschwächung einer potenziellen Gefahr entlang des Wirkungspfades von ihrer Quelle bis zum zu betrachteten Schutzgut zu kennzeichnen.

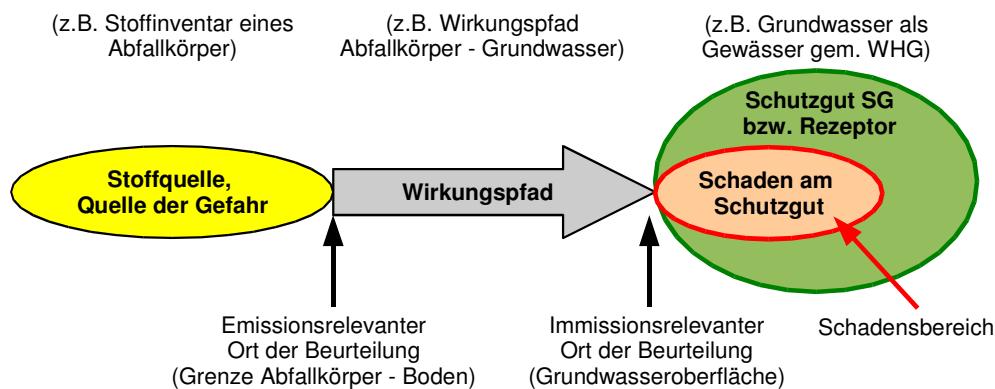


Abb. E2-3: Grundelemente einer Gefahrensituation

E2.7 Emissions- und immissionsorientierte Gefahrenanalyse

Gefahrenanalysen basieren auf Emissionsbewertungen von Gefahrenquellen (wie der Deponien) und Immissionsbewertungen der betroffenen Schutzgüter (wie z.B. von unverschmutztem Grundwasser). Die Ausweisung klarer rechtsverbindlicher Schutzziele für die zu betrachtenden Schutzgüter ist dabei stets unerlässliche Grundlage für die festzulegenden technischen Maßnahmen im Einzelfall. Ist ein geschädigtes Schutzgut seinerseits eine Gefahrenquelle, gilt es auch diese Situation zu bewerten. Für die zeitliche Priorisierung der durchzuführenden Gefahrenabwehrmaßnahmen ist es erheblich, von welcher der Gefahrenquellen, der Primärquelle oder der einen oder anderen Sekundärquelle, die noch ungeschädigt gebliebenen Schutzgüter prioritär gefährdet werden.

Gefahrenanalysen ermöglichen gem. **Abb. E2-4** zwei grundsätzlich unterschiedliche Betrachtungsweisen, eine **emissions- und eine immissionsorientierte Analyse**. Bei der emissionsorientierten Betrachtung „stellt“ sich der Analysierende in die Gefahren- bzw. Stoffquelle und sieht in Richtung der umliegenden (gefährdeten) Schutzgüter, bei der immissionsorientierten Betrachtung „stellt“ er sich dagegen in das zu betrachtende Schutzgut, das der Gefahr ausgesetzt ist, und sieht der Gefahr entgegen. Typisch für die emissionsorientierte Betrachtung, wie sie z.B. dem KrW-/AbfG oder dem BBodSchG prioritär zu Grunde liegt, ist es, dass von einer Gefahrenquelle ausgehend mehrere Wirkungspfade zu unterschiedlichen Schutzgütern hin betrachtet werden. Bei der immissionsorientierten Betrachtung, wie sie z.B. dem WHG prioritär zurunde liegt, wird die Exposition bzw. Gefährdung eines Schutzgutes durch Gefahren, die von unterschiedlichen Quellen ausgehen, analysiert.

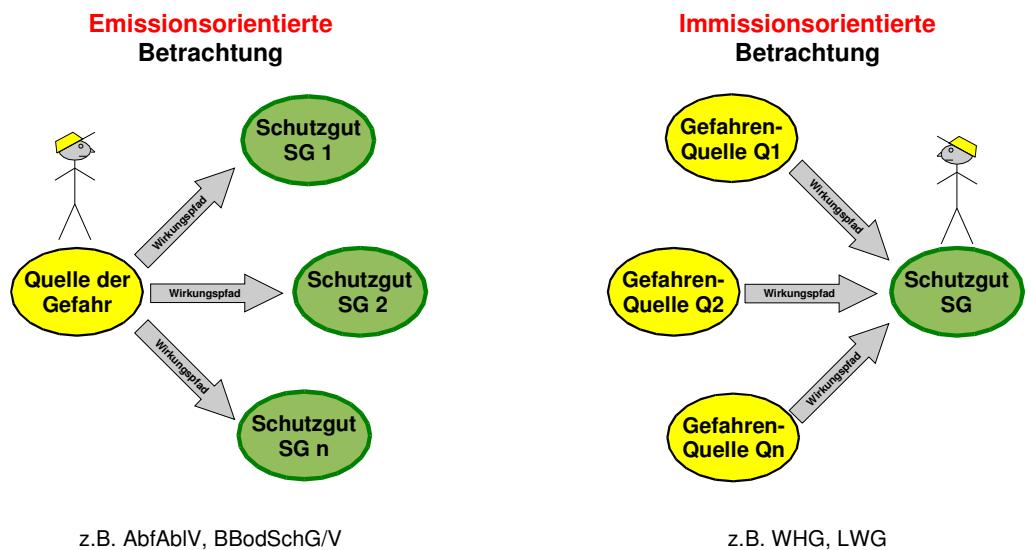


Abb. E2-4: Emissions- und immissionsorientierte Gefahrenanalyse

In der praktischen Realität des Umgangs mit den AbGWS können sich vorstehende Grundelemente überlagern und erfordern dann eine integrale bzw. komplexe Gefahrenanalyse. Für einen konkreten Betrachtungsraum kann es typisch sein, dass mehrere noch ungeschädigte und bereits geschädigte Schutzgüter sowie mehrere **Primär- und Sekundär-Gefahrenquellen** auftreten (vgl. Abb. E2-6), die unter Beachtung ihrer Änderungen die komplexe, sich fortlaufend ändernde Gefahrensituation kennzeichnen. Solch eine komplexe Situationsanalyse basiert auf der Bewertung der Einzelemente entsprechend Abb. E2-5, ihrer Wichtung und ihrer Synthese in einer Gesamtbewertung.

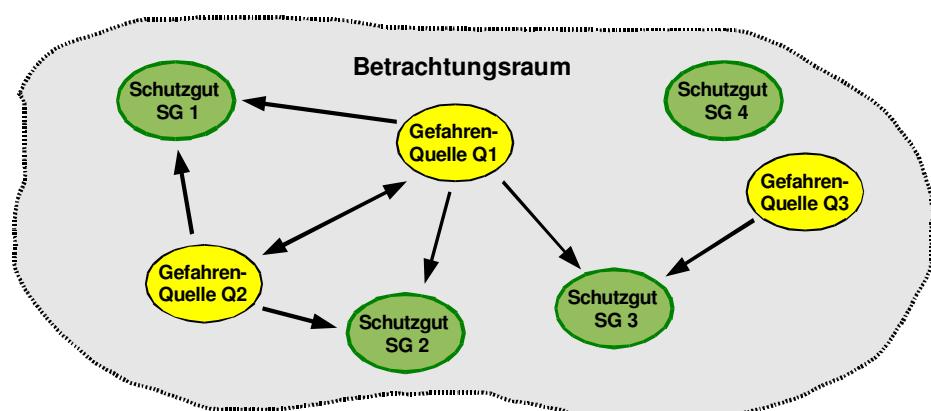


Abb. E2-5: Beispieldiagramm der komplexen dynamischen Gefahrenanalyse eines standortkonkreten Betrachtungsraumes zu einem bestimmten Zeitpunkt

Die Schadensanalyse unterscheidet sich grundsätzlich von der Gefahrenanalyse. Diese hat die nachteilige Veränderung des Schutzgutes als Ganzes (d.h. im vorliegenden Fall die Zustandsänderung des geschädigten Grundwassers im Grundwasserschadensbereich; vgl. Kap. A2.2) zu betrachten und vermag deshalb gemeinhin nicht mit einem singulären Ort der

rechtlichen Beurteilung auszukommen. Basierend auf punktförmigen Informationen zur Schädigung eines Gewässers muss hier in der Regel ein Schadensbild über den zu bewertenden Zustand des räumlichen Schadensbereichs erarbeitet werden.

E2.8 Singuläre und integrale Schadensmerkmale

Singuläre Schadensmerkmale gilt es oftmals unter Zuhilfenahme bestimmter Algorithmen (statistisch, graphisch ...) zu **integralen Schadensmerkmalen** zu aggregieren (vgl. auch THOMAS et al. 2005). In THOMAS et al. wird hierzu ein Interpolationsverfahren und in KERNDORFF et al. 01/2006 ein Statistikverfahren vorgestellt.

Singuläre schaden- bzw. gefahrenbestimmende Merkmale stützen sich dabei auf einzelne Schadstoffkonzentrationswerte, die durch Mess- bzw. Analysenwerte belegt werden können; integrale Merkmale werden dagegen ausgehend von der Gesamtheit der verfügbaren singulären Werte mittels einer subjektiv freien Vorschrift ermittelt. Als maßgebende integrale Merkmale AbGWS gilt es z.B. vor allem

- die Masse bzw. Stoffmenge des Schadstoffinventars im Bereich des AbGWS
- die Schadstofffracht, die bestimmte Kontrollprofilflächen des Schadensbereiches passiert
- die räumliche Ausdehnung (das Volumen) des Schadensbereiches (so z.B. auch die Länge oder max. Breite der Schadstofffahne im Abstrom) u.a.m.

zu betrachten. Singuläre Merkmale, wie die Toxizität, die Inhibition u.a.m. basieren dagegen auf der punktuellen Schadstoffkonzentration bzw. -aktivität als die, die Schädigung bestimmende Größe.

E2.9 Gefahren- und Schadensentwicklung, Priorisierung von Maßnahmen

Geschädigtes Schutzgut, so auch der AbGWS, kann - wie bereits erwähnt - eine neue Gefahrenquelle darstellen. Trifft dies zu, gilt es diese Gefährdungssituation standortkonkret zu erfassen und zu bewerten. In **Abb. E2-6** ist eine typische **raum-zeitliche Gefahren- und Schadensentwicklung** für verschiedene Zustände eines AbGWS für das System Abfallkörper - Boden - Grundwasser - öffentliche Vorflut schematisch dargestellt.

Für die **zeitliche Priorisierung** der durchzuführenden Gefahrenabwehrmaßnahmen ist zu berücksichtigen, von welcher der Gefahrenquellen, der primären Gefahrenquelle oder der einen oder anderen Sekundärquelle, die noch ungeschädigt gebliebenen Schutzgüter prioritär gefährdet werden bzw. bereits geschädigt worden sind.

Die Gefahrenabwehr und damit das zeitliche Maßnahmenranking bei der Handhabung AbGWS muss zumeist **Wirkungspfad rückverfolgend** erfolgen. Ist z.B. bereits der in **Abb. E2-6** dargestellte Zustand der Zeit t3 erreicht, würde es dem aktuellen Schutz des noch ungeschädigten Fließgewässers SG3 vorerst wenig nutzen, wenn zuerst die Schadstoffemission aus der Primärquelle (Deponie) durch eine Oberflächenabdichtung in Angriff genommen würde. Aus diesen Gründen ist das Maßnahmen-ranking der Gefahren- und Schadensminderung als Komplexaufgabe gewöhnlich nicht nur standort- und schutzgutspezifisch sondern auch situationsspezifisch zu bestimmen. Zumeist betrifft es auch

unterschiedliche behördliche Verantwortungsbereiche. In der Regel können deshalb in der Vollzugspraxis nur Einzelfallregelungen zielführend sein.

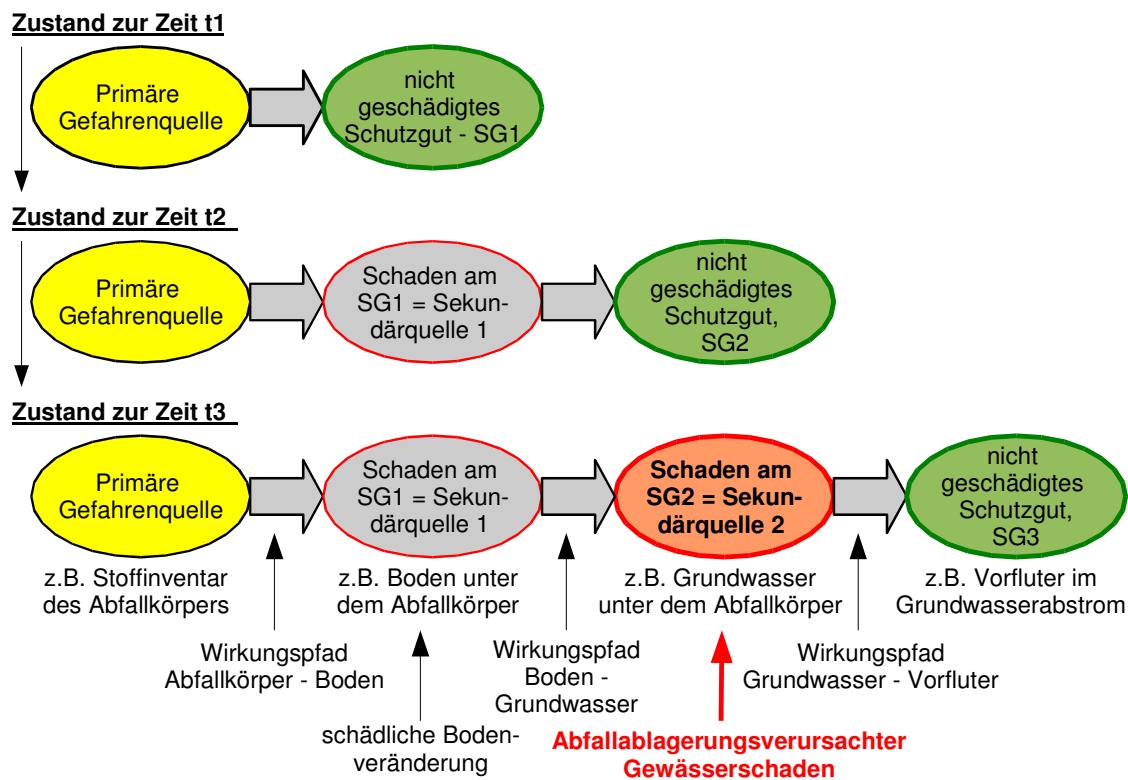


Abb. E2-6: Schema einer typischen raum-zeitlichen Entwicklung eines AbGWS

E2.10 pollution, Verschmutzung, Schadstoffquelle und Schadstofffahne

Bei der Umsetzung von EU-Umweltrecht in deutsches Recht ist es erforderlich, die Begriffe **pollution** und **pollutant** sachgerecht ins Deutsche zu übersetzen. Dies gelingt mit **Verschmutzung** und **Schmutz** (ggf. auch verschmutzende Stoffe bzw. Schmutzstoff). Im WHG werden diese Begriffe z.B. wie folgt verwendet:

- "Verschmutzung der Gewässer ...", vgl. WHG §25a Abs.3
- "Grundwasser- Verschmutzung ...", vgl. WHG §33a Abs.3

Bei der Übersetzung von pollution durch Verunreinigung oder Beeinträchtigung oder Veränderung fehlt das deutsche Pendant zu pollutant. Die Übersetzung mit Kontamination und Kontaminant ist nicht sinnvoll, da sie für contamination und contaminant vorbehalten bleiben sollte. Die Übersetzung mit Schädigung und Schadstoff ist ebenfalls ungeeignet, da hier sofort der Bezug zum Begriff des Schadens (= damage) assoziiert wird.

§4 Abs.4 Satz 3 BBodSchG bestimmt, dass bei der Sanierung von Gewässern das geltende Wasserrecht die zu erfüllenden Anforderungen determiniert. Da natürliche Schadstoffminderung (NA) im Grundwasser stattfindet, das nach geltendem deutschem Recht als Gewässer unter Schutz des WHG steht, sind hierfür auch die Begriffe des WHG zu nutzen.

Die in § 2 (6) BBodSchV erfolgte Begriffsdefinition z.B. für Schadstoffe ist auf den Regelungsbereich des WHG nicht unmittelbar übertragbar.

Die 2002 novellierten Paragrafen des WHG nutzen in Umsetzung der EU-WRRL in §25a Abs.3 und §33a Abs.3 den Begriff der Verschmutzung. Auch das AbwAG spricht von Schmutzwasser. Frühere Formulierungen im geltenden WHG nutzen dagegen die Begriffe Veränderung (§3 Abs.1), Beeinträchtigung (§4 Abs.2) und Verunreinigung (§34). Zur spezifizierenden Stoffkennzeichnung nutzt das WHG die Begriffe prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe (§25a) (die durch Rechtsakte der EU definiert sind) und wassergefährdende Stoffe (§19g). Die DIN 4049-2, 1.10 und 1.11 benutzt letztlich als Begriffe "Schad- und Belastungsstoffe" für pollutants.

Von Vorstehendem ausgehend sollte der Begriff Schmutz bzw. verschmutzende Stoffe für pollutants bei der Bezeichnung der das Grundwasser verunreinigenden Stoffe benutzt werden, wenn der Bezug auf Schaden und Gefahr nicht maßgebend ist. Soll dagegen dieser Bezug betont werden, sollte man beim Umgang mit AbGWS von **Schadstoffen** (harmfull substances) sprechen. Die zentralen Begriffe **Schadstoffquelle** und **Schadstofffahne** werden in der KORA-HE Kap. 2 wie folgt definiert:

- "Schadstoffquelle": Bereiche mobiler und residual gesättigter Phase sowie die in der Bodenmatrix der ungesättigten und gesättigten Zone festgelegten Schadstoffe bezeichnet (vgl. LABO 2006 bzw. KORA-HE Kap. 2).
- "Schadstofffahne": Grundwasservolumen im Abstrom einer Schadstoffquelle, in dem die Stoffkonzentrationen über der jeweiligen Geringfügigkeitsschwelle (vgl. GFS-Bericht, LAWA 2004 und LABO 2006 bzw. KORA-HE Kap. 2) bzw. über weiteren zu bestimmenden Werten (vgl. WHG §33a, UGB-II §40) liegen, ohne dass damit im Hinblick auf § 40 Abs. 1 Entwurf UGB (Stand 20.05.2008), mangels dort vorhandener gesetzlicher Regelung ein Grundwasserschaden vorliegen muss.

Gefahrstoffe (dangerous substances) wären dann die Gefahr bestimmenden Stoffe. Dieser Begriffsinhalt ist passfähig mit der Begrifflichkeit der deutschen Gefahrstoffverordnung und den wassergefährdenden Stoffen gem. WHG § 19 g. Neben dem Begriff der **wassergefährdenden Stoffe** wird heute auch der Begriff der **bodengefährdenden Stoffe** benutzt.

E2.11 Wasser, Gewässer, Grundwasser

Der Begriff **Wasser** wird in sehr verschiedener Art und Weise verwendet. Prinzipiell können hierbei allgemeine, fachtechnische bzw. fachwissenschaftliche und rechtliche Begriffsbestimmungen unterschieden werden. Wesentlich hierbei ist, dass die fachtechnischen Begriffsbestimmungen der verschiedenen Regelwerke (z.B. DWA (ATV, DVWK), DVGW, BWK, ITVA, DIN) von den rechtlich relevanten Begriffsdefinitionen (gem. WHG, AbwAG etc.) abweichen.

Gewässer ist ein Begriff des deutschen Wasserrechts. Das WHG erstreckt gem. §1a seinen Geltungsbereich auf die Gewässer. Der in der EU-WRRL benutzte Begriff water body wurde im deutschen Wasserrecht (WHG und neue LWG) mit dem Begriff „Gewässer“ belegt. Gewässer sind gem. WHG §1a(1) als Bestandteil des Naturhaushalts und als natürlicher Lebensraum für Tiere und Pflanzen vor nachhaltigen Zustandsänderungen zu sichern und

zum Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch zum Nutzen Einzelner zu bewirtschaften und damit vor ihrer Schädigung zu bewahren.

Gewässer untergliedern sich gem. WHG §1a(1) in oberirdische Gewässer, Küstengewässer und in Grundwasser. Das WHG schützt somit **Grundwasser als Gewässer**, die EG-WRRL Grundwasser als Grundwasserkörper. Der Begriff des Grundwasserkörpers ist wasser-rechtlich gemeinhin ein Synonym für das Gewässer „Grundwasser“. Die Größe eines Grundwasserkörpers ist einzelfall- und aufgabenspezifisch und bedarf deshalb einer spezifischen Begründung im betrachteten Einzelfall.

Kein Schutzgut des WHG per se ist der Grundwasserleiter wie auch das Bett der oberirdischen Gewässer kein Schutzgut des WHG ist.

E2.12 Abwasser, Sickerwasser, Abwasserbehandlungsanlagen

Abwasser gem. AbwAG ist durch häuslichen, gewerblichen ... und sonstigen Gebrauch in seinen Eigenschaften verändertes und das bei Trockenwetter damit zusammen abfließendes Wasser (Schmutzwasser) und das von Niederschlägen auf bebauten oder befestigten Flächen abfließende und gesammelte Wasser (Niederschlagswasser); gem. DIN 4045 ist es das durch Gebrauch veränderte abfließende Wasser und jedes in die Kanalisation gelangende Wasser.

Sickerwasser ist gem. DIN 4049 unterirdisches Wasser, welches sich unter Einwirkung der Schwerkraft abwärts bewegt. Dabei durchquert es alle wasserleitenden Untergrundschichten bis es auf eine wasserführende Schicht trifft. Gem. TASi (10.6) ist Sickerwasser aus oberirdischen Deponien Abwasser (**Deponiesickerwasser = Abwasser**). Auch das WG LSA deklariert z.B. explizit im §150 Abs. 1 die aus Anlagen zum Behandeln, Lagern und Ablagern von Abfällen austretenden und gesammelten Flüssigkeiten als Abwasser.

Abwasserbehandlungsanlagen gem. AbwAG sind Einrichtungen, die dazu dienen, die Schädlichkeit des Abwassers zu mindern oder zu beseitigen. Gem. WHG §18a (1) besteht die Pflicht zur Abwasserbeseitigung, d.h. Abwasser gilt es zu sammeln, abzuleiten, zu behandeln und in die öffentliche Vorflut einzuleiten. Bau und Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen muss gem. WHG §18b so erfolgen, dass die wasserbehördlichen Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer eingehalten werden.

Die Abwassereinleitung ins Grundwasser unterliegt gem. §34 Abs.1 restriktiven Bedingungen, d.h. eine **wasserrechtliche Erlaubnis (WRE)** für das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser darf durch die zuständige Wasserbehörde nur erteilt werden, wenn eine schädliche Verunreinigung des Grundwassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften nicht zu besorgen ist.

E2.13 Wasserbewirtschaftung

Wasserbewirtschaftung, oftmals synonym zum Begriff Wasserwirtschaft benutzt, ist die zielbewusste Ordnung aller menschlichen Einwirkungen auf das ober- und unterirdische Wasser. Während die Gewässerbewirtschaftung (gemeinhin unterteilt in Gewässer-

Gütewirtschaft und Gewässer-Mengenwirtschaft) durch das WHG determiniert ist, wird die Bewirtschaftung von betriebswasserwirtschaftlichen Anlagen (Betriebswasserwirtschaft) durch betriebsspezifische gesetzliche Regelungen (z.B. bergrechtliche oder abfallrechtliche Regelungen) bestimmt. Zur Vermeidung von Unschärfen unterscheiden Wasserwirtschaftler in der Regel stets zwischen diesen beiden Fachbegriffen der **Gewässerbewirtschaftung** und der **Betriebswasserwirtschaft**.

Im Bereich der **Gewässerbewirtschaftung** empfehlen sich z.B. Begriffe wie:

- Gewässer, oberirdische Gewässer, Grundwasser,
- künstliche Gewässer,
- öffentliche Vorflut, Fließgewässer,
- Standgewässer aber auch Seen, Flüsse, Bäche u.a.m.

Im Bereich der **Betriebswasserwirtschaft** beim Umgang mit AbGWS sind z.B. folgende Begriffe relevant.

- Deponie- bzw. Sickerwasser,
- Drainagewasser, Wasserhaltung, Kollektor,
- Sickerwasserfassung, Sickerwasserbehandlung,
- Wasserbehandlungsbecken, Wasserreinigungsbecken, Schönungsteich usw.

Gewässerbenutzungstatbestände verkoppeln die Betriebswasserwirtschaft mit der Gewässerbewirtschaftung. Gewässerbenutzungen im Sinne des WHG werden im WHG §3 benannt. Durch betriebswasserwirtschaftliche Anlagen kommt es z.B.

- zur Ableitung, zur Absenkung oder zum Aufstau des Gewässers „Grundwasser“ im Umfeld des Betriebsraumes oder
- zur Einleitung von Stoffen in Gewässer (oberirdische Gewässer, Küstengewässer, Grundwasser).

E3 Erörterung rechtlicher Grundlagen⁴ für den Umgang mit AbGWS

Autor: Thomas Luckner

- Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
- Herr Dr.-Ing. Th. Luckner
- Meraner Straße 10, 01217 Dresden
- TLuckner@dgfz.de

Co-Autoren: Birgit Hejma und Wolf Dieter Sondermann

- Sondermann Rechtsanwälte
- Herr RA Dr. jur. Wolf-Dieter Sondermann
- Frau RA Birgit Hejma LL.M.
- Alfredstr.99 45131 Essen
- www.sondermann-rechtsanwaelte.de

E3.1 Einleitung, Veranlassung

Gewässerschäden, die ausgehend von Stoffemissionen aus Abfallablagerungen verursacht wurden (im Folgenden "abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden" kurz "AbGWS") bzw. Standortsituationen, bei denen in diesem Zusammenhang Gefahren für umliegende Schutzgüter begründet werden können, sind heute bei einer Vielzahl von Standorten betriebener und stillgelegter Deponien, Altablagerungen und sonstiger Standorte mit Abfallablagerungen infolge nicht bzw. nur unvollständig wirksamer oder fehlender Sicherungselemente zum Schutz der angrenzenden Gewässer (vgl. WHG §1, §1a zur Definition der Gewässer und ihres Schutzes) feststellbar.

Solche Schäden und die hierdurch verursachten Gefahrensituationen sind oft nicht mit verhältnismäßigem Aufwand allein durch klassische (bau-)technische Stilllegungs- und Sanierungsmaßnahmen beseitigbar. Somit bedarf es aus naturwissenschaftlich-technischer, ökonomischer und rechtlicher Sicht im Rahmen der Erarbeitung von Stilllegungsnachweisen, Abschlussbetriebsplänen und Sanierungsplänen auch der Berücksichtigung der Wirksamkeit von NA- Prozessen (Natural Attenuation) zur Schadens- und Gefahrenminderung.

Die bodenschutzrechtlichen Grundzüge der Sanierung von Altlasten unter Berücksichtigung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen (vgl. LABO- Positionspapier, 2006) gelten für betriebene Abfallbeseitigungsanlagen (Deponien) und Abfallverwertungsanlagen (z.B. für bergbauliche Verfüllkörper) zunächst per definitionem nicht. In diesen Fällen sind,

⁴ vgl. Hinweise im Impressum

mindestens bis zum Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen oder Gewässerschäden, die spezifischen abfall- und bergrechtlichen Regelungen vorrangig zu beachten.

Insofern bedürfen die **vorsorgenden Maßnahmen**, die Anlagenbetreiber nach dem KrW-/AbfG im Rahmen des Ablagerungsbetriebs und der Anlagenstilllegung mit dem Ziel der Gefahrenminderung bzw. -Beseitigung planen und durchführen, der **Abgrenzung** von den **nachsorgenden Maßnahmen**, wie z.B. den Maßnahmen zum Umgang mit einem Gewässerschaden, die durch Emissionen einer Abfallablagerung verursacht wurden.

E3.2 Fachrechtsgebiete und deren Abgrenzung

Für den Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen sind insbesondere die Fachrechtsgebiete

- Wasserrecht (EG-WRRL, das WHG, die Wassergesetze der Bundesländer sowie die Empfehlungen der LAWA),
- Bodenschutzrecht (BBodSchG, BBodSchV, Empfehlungen der LABO),
- Abfallrecht (KrW-/AbfG, DepV etc.) und
- Bergrecht (BBergG)

maßgebend. Ergänzend gilt es das

- deutsche Umweltschadengesetzes vom 10.05.2007 (USchadG), dass der Umsetzung der
- europäischen Richtlinie RL 2004/35/EG über die Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden (Umwelthaftungsrichtlinie)

dient, zu beachten.

Gegenüber dem Fachrecht (Boden-, Wasser-, Abfall- und Bergrecht) ist das USchadG subsidiär. Gem. §1 USchadG gilt:

- "Dieses Gesetz findet Anwendung, soweit Rechtsvorschriften des Bundes oder der Länder die Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden nicht näher bestimmen oder in ihren Anforderungen diesem Gesetz nicht entsprechen."

In den KORA- Handlungsempfehlungen wird im Kap. 3 "Rechtliche Rahmenbedingungen für die Berücksichtigung der natürlichen Schadstoffminderung" (Kap. 3, KORA- HE, 2008) folgendes zur Anwendung der EU-UmwHaftRL ausgeführt:

- "Gemäß Art. 17 gilt die EU-UmwHaftRL grundsätzlich nur für Umweltschäden, die nach dem Datum des Inkrafttretens der Richtlinie verursacht worden sind. Die Richtlinie gilt demnach nicht für Altlasten. In der Begründung der EU-Kommission zur EU-UmwHaftRL wird aber ausdrücklich betont, dass es den Mitgliedsstaaten unbenommen ist, die Regelungen der Richtlinie auch auf davor entstandene Umweltschäden, z.B. auf Altlasten anzuwenden."

Abb. E3-1 versucht diese Abhängigkeiten und Wechselwirkungen zwischen den jeweiligen Fachrechtsgebieten und die zuzuordnenden Maßnahmen bis zur Beendigung der jeweiligen Maßnahmen schematisch darzustellen. Beendigung der Maßnahmen bezeichnet dabei das

vorrangige Ziel der Anlagenbetreiber und Sanierungsverpflichteten, nach Abschluss der Maßnahmen zum Umgang mit der Schaden- und Gefahrensituationen die

- Entlassung aus der Deponienachsorge (gem. §36(5) KrW-/AbfG) bzw. die
- Beendigung der Bergaufsicht (gem. §69(2) BBergG) oder den
- Abschluss der Sanierung (gem. WHG / LWG bzw. BBodSchG)

zu erreichen, um aus den Anlagenbetriebs-, Nachsorge- bzw. Sanierungs- Verpflichtungen und somit aus der behördlichen Betriebs- Überwachung entlassen zu werden.

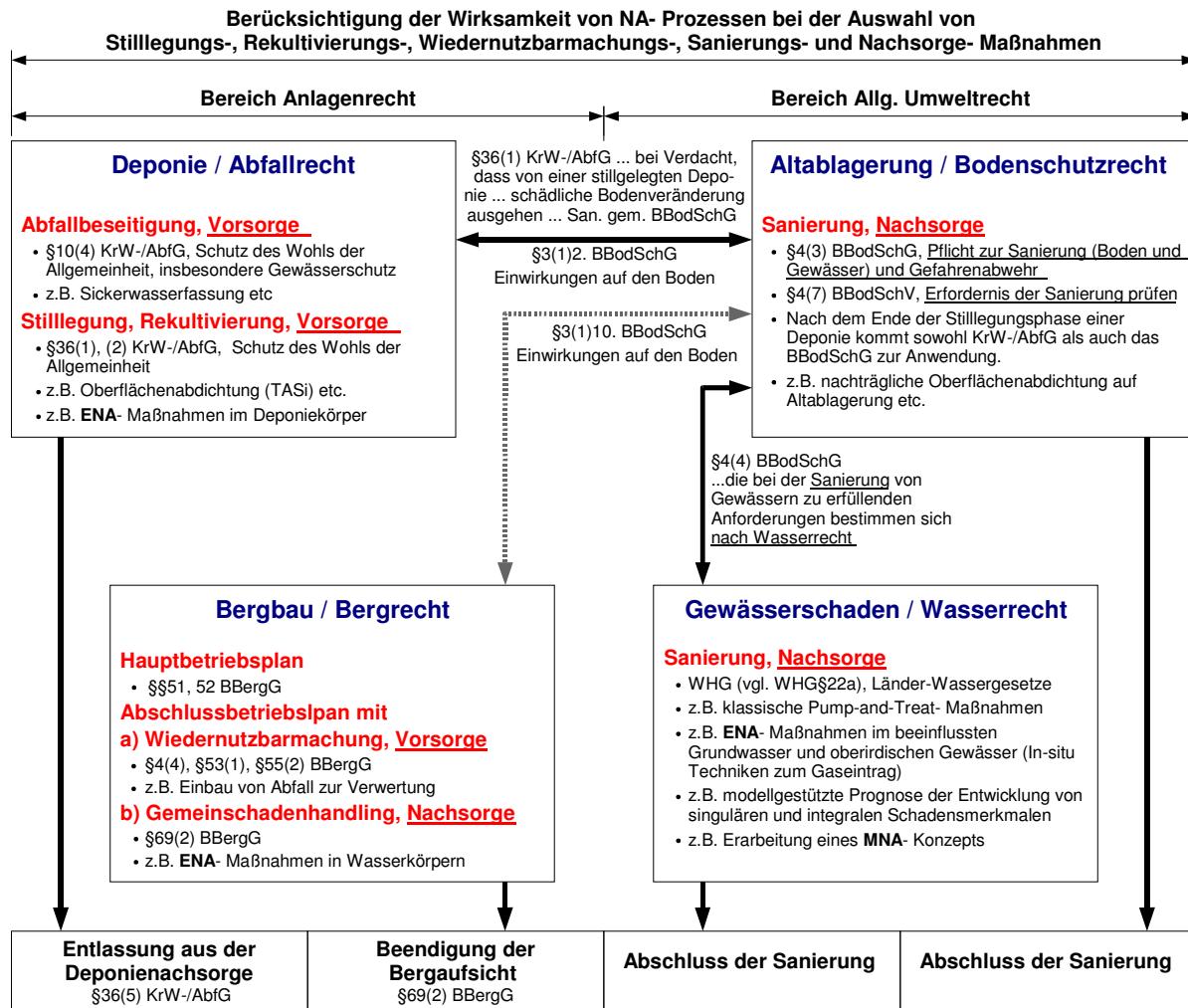


Abb. E3-1: Schematische Darstellung der abgegrenzten Fach-/Rechtsgebiete und deren Wechselwirkungen für Fallgestaltungen mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden (vgl. LUCKNER 04/2007 und SONDERMANN et al. 12/2008)

E3.3 Verwaltungsvollzug

E3.3.1 Entschließungs- und Auswahlermessungen

Die Anordnung von Maßnahmen zum Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden (AbGWS) und hieraus entstehender Gefahrensituationen liegt im pflichtgemäßen Entschließungs- bzw. Auswahlermessungen der zuständigen Vollzugsbehörde.

Die Frage, ob die Maßnahmen zum Umgang mit AbGWS angeordnet werden und welche Maßnahmen im Einzelnen zu treffen sind, bleibt somit der behördlichen Entscheidung überlassen. Die Entscheidung der Behörde (Bescheid) zur Durchführung von Maßnahmen zum Umgang mit den AbGWS muss

- geeignet,
- erforderlich und
- verhältnismäßig (angemessen) sein.

E3.3.2 Feststellung

Bei der Ermittlung und Bewertung von Tatsachen bezüglich AbGWS und Gefahrensituationen ist kein behördliches Ermessen gegeben. Maßgebend für die Feststellung eines AbGWS innerhalb der Gefährdungsabschätzung ist,

- dass dem Grundwasser aus dem Abfallkörper einer Deponie oder Altablagerung eine „nicht nur geringe Fracht“ von Schadstoffen zugeht bzw. zugegangen ist (Ort der Beurteilung ist der Übergang von der Boden- zur Grundwasser-Zone) und
- dass die Konzentrationen der dem Grundwasser zugehenden Schad- und Belastungsstoffe im betrachteten Grundwasserschadensbereich über rechtsverbindlichen Werten der Grundwasserverschmutzung liegen.

Der Grundwasserschadensbereich ist dabei als Ganzes zu betrachten und punktuell gemessene Konzentration zu Repräsentativwerten für den Schadensbereich bzw. für das Gewässer „Grundwasser“ zu integrieren.

E3.3.3 Maßnahmen

Ist ein abfallablagerungsverursachter Gewässerschaden bzw. eine diesbezügliche Gefahrensituation festgestellt und bewertet, hat die zuständige Behörde über das

- „Ob“ (z.B. bei Altablagerungen gem. BBodSchG/V) - Entschließungsermessen - und
- „Wie“ und „Wieweit“ (gem. WHG/ LWG) - Auswahlermessen -

der Maßnahmen, die zu durchzuführen sind, zu entscheiden. In Betracht kommen hierbei:

- Maßnahmen zur Schadensminderung bzw. -beseitigung,
- Maßnahmen zur geordneten Stilllegung von Deponien,
- Maßnahmen zur Sicherung relevanter Schutzgüter vor Schädigung,
- Schutz-/ Beschränkungsmaßnahmen sowie
- Monitoring- Maßnahmen.

Die Entscheidung der Behörde erfolgt in Anwendung des allgemeinen Verwaltungsgrundsatzes der Verhältnismäßigkeit der Mittel. Bei den Fragen nach dem „Wie“ und „Wieweit“ werden insbesondere Kriterien, wie technische Realisierbarkeit, Aufwand und schädliche Nebenwirkungen Bestandteil der Ermessensausübung.

Dies umfasst auch die Entscheidung ob und in wie weit die Schadstoffe, die einen AbGWS kennzeichnen, dem natürlichen Rückhalt und Abbau im Grundwasser zugänglich sind und diesem überlassen werden können und/oder ob ggf. auch ergänzend (bau-)technische Maßnahmen zur Anlagenstilllegung, Gefahrenabwehr und/oder Schadensminderung getroffen werden müssen. Die behördlich zu bestimmenden Maßnahmen müssen geeignet, erforderlich und angemessen sein.

Abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden und Gefahrensituationen haben sich oft über Jahrzehnte hinweg formiert. Die Reaktionszeit zur Minderung bzw. Beseitigung von Schäden bzw. Gefahren, die von bestehenden Grundwasserschäden ausgehen, erfordert deshalb oftmals kein sofortiges Eingreifen. Im Regelfall steht ausreichend Zeit zur Verfügung, um sorgfältige Ermittlungen, Untersuchungen und Planungen für die zu ergreifenden Maßnahmen durchführen zu können.

Stufenweise Untersuchungen, Bewertungen und Sanierungen mit Entscheidungspunkten zum weiteren Vorgehen nach jedem Schritt kennzeichnen deshalb die Regelverfahren. Ausnahmen vom Regelverfahren im Rahmen der Ermessensausübung der Behörden werden z.B. in ECKARDT & BÖRNER (2001) erörtert.

Liegen im Einzelfall Erkenntnisse aus Grundwasseruntersuchungen bezüglich lokal begrenzter, erhöhter Schadstoffkonzentrationen und Schadstoffausträgen mit auf Dauer nur geringen Schadstofffrachten vor, ist dieser Sachverhalt gemäß § 4 Abs. 7 BBodSchV bei der Prüfung der Verhältnismäßigkeit von Untersuchungs- und Sanierungsmaßnahmen zu berücksichtigen (vgl. BANNICK et al. (2000)).

E3.4 Rechtsgrundlagen zur Berücksichtigung der Wirkungen von NA

Die Möglichkeiten zur Berücksichtigung der Wirkungen von NA- Prozessen auf die Schadens- und Gefahrenminderung wurden u.a. in folgende gesetzliche und untergesetzliche Regelungen aufgenommen:

- Artikel 7 Abs. 3 Umwelthaftungsrichtlinie geht davon aus, dass bei einer Entscheidung über die Reihenfolge der Sanierung mehrerer Schadensfälle durch die zuständige Behörde auch die "Möglichkeit der natürlichen Wiederherstellung berücksichtigt werden muss".
- Anhang II der Umwelthaftungsrichtlinie "Sanierung von Umweltschäden" enthält das "Gebot zur Berücksichtigung von natürlichen Wiederherstellungsprozessen", d.h. von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen bei allen Entscheidungen über Art und Umfang der Sanierung. (vgl. STEINER, 10/2005).
- Das deutsche Umweltschadensgesetzes nimmt den Gedanken der Umwelthaftungsrichtlinie auf und bestimmt in § 8 Abs. 3 Folgendes: „Können bei mehreren Umweltschadensfällen die notwendigen Sanierungsmaßnahmen nicht gleichzeitig ergriffen werden, kann die zuständige Behörde unter Berücksichtigung von Art, Ausmaß und Schwere der einzelnen Umweltschadensfälle, der Möglichkeiten einer natürlichen Wiederherstellung sowie der Risiken für die menschliche Gesundheit die Reihenfolge der Sanierungsmaßnahmen festlegen.“

Weiterführende Regelungen werden mit dem Umweltgesetzbuch (UGB) erwartet, dessen Teilentwürfe (19.11.2007) derzeit erörtert werden. Hierbei sind vor allem die Teile

- "Allgemeine Vorschriften und vorhabenbezogenes Umweltrecht" (EGB-I) und
- "Wasserwirtschaft" (EGB-II)

von Bedeutung. Darüber hinaus sollen Regelungen zur Berücksichtigung der NA-Prozesse auch in die novellierte Bundes-Bodenschutz-Verordnung aufgenommen werden.

E3.5 Rechts- Regelungen auf EU-Ebene

E3.5.1 EU-WRRL / EU-GW-RL / EU-GW-TRL

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL, 2000/60/EG) bildet ein zentrales Element für den Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden. Sie sieht einen kombinierten Ansatz von Emissionsvorgaben und Immissionszielen für die Gewässer als Schutzgüter vor. Gemäß dieser Rahmenrichtlinie sind die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union gehalten, geschädigte Grundwasserkörper so zu reinigen bzw. zu sanieren, damit diese bis 2015 einen guten chemischen Zustand erreichen, so dass von ihnen keine Gefahren für andere Rechts- bzw. Schutzgüter mehr auszugehen vermögen. Alle signifikanten und anhaltenden Trends einer fortschreitenden Verschmutzung von Grundwasserkörpern sind nach Möglichkeit unverzüglich umzukehren und bestehende Gewässerschäden schrittweise zu mindern.

Die Grundwasserrichtlinie EU-GW-RL (80/68/EG) „Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung“ sieht zum einen ein Verbot der direkten Einleitung besonders prioritärer, die Gewässer verschmutzender, Stoffe (high priority pollutants) vor, die in einer Liste I zusammengeführt sind, sowie zum anderen die Genehmigungspflicht für das Einleiten anderer, das Grundwasser verschmutzender, Stoffe, die in einer Liste II aufgeführt wurden. Gemäß Art. 22 Abs. 2 WRRL soll diese RL spätestens bis 2013 aufgehoben und durch das Schutzsystem der EU-WRRL und der darauf basierenden GW-Richtlinie EU-GW-RL auch im deutschen Umweltrecht ersetzt werden. Aus diesem Grund sieht Art. 17 EU-WRRL eine Ermächtigungsgrundlage für den europäischen Gesetzgeber vor, um „spezielle Maßnahmen zur Verhinderung und Begrenzung der Grundwasserverschmutzung“ zu erlassen (in der englischen Fassung steht „control“, das ins Deutsche mit „Begrenzung“ übersetzt wurde).

Durch Art. 3 i.V.m. Anhang II der EU-GW-TRL werden Kriterien für die Beurteilung des chemischen Zustands des Grundwassers festgelegt. Neben der Bezugnahme auf die allgemeinen Regelungen der WRRL soll dies in erster Linie durch den Rückgriff auf die bereits EU-weit geltenden **Qualitätsnormen**, die in direktem Zusammenhang mit dem Grundwasserschutz stehen, erfolgen. Zusätzlich sieht Art. 4 Anforderungen hinsichtlich weiterer Stoff- **Schwellenwerte** vor. Danach haben die Mitgliedstaaten für Grundwasserkörper, die als „at risk“ eingestuft werden, „unter Berücksichtigung der wirtschaftlichen und sozialen Kosten“ Stoffschwellenwerte festzulegen, die an die Kommission übermittelt werden müssen. Hierzu hat die Kommission im Anhang III der Richtlinie eine so genannte „Minimal-Liste“ vorgelegt, die von den Mitgliedstaaten ergänzt werden soll.

In Art. 5 i.V.m. Anhang IV der Richtlinie sind Kriterien für die Ermittlung signifikanter und anhaltender steigender **Trends der Schadstoffkonzentration** sowie für die Festlegung von

Ausgangspunkten für die **Trendumkehr** definiert. Unter „signifikante und anhaltende steigende Trends“ ist nach der vorgesehenen Legaldefinition der Richtlinie jede statistisch bedeutsame Zunahme der Konzentration eines Schadstoffes im Vergleich zu den Konzentrationen, die zu Beginn des Überwachungsprogramms gemessen wurden, zu verstehen.

E3.5.2 EU-UH-RL

Die **EU- Umwelthaftungsrichtlinie** 2004/35/EG über die Umwelthaftung zur **Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden** (Umwelthaftungsrichtlinie) wurde mit dem Umweltschadengesetzes vom 10.05.2007 (USchadG) in deutsches Recht umgesetzt. Artikel 7 Abs. 3 der Umwelthaftungsrichtlinie geht davon aus, dass bei einer Entscheidung über die Reihenfolge der Sanierung mehrerer Schadensfälle durch die zuständige Behörde auch die Möglichkeit der natürlichen Wiederherstellung berücksichtigt werden muss. Darüber hinaus enthält Anhang II der Umwelthaftungsrichtlinie das Gebot zur Berücksichtigung von natürlichen Wiederherstellungsprozessen, d.h. der **natürlichen Schadensminderungsprozessen** bei allen Entscheidungen über Art und Umfang der Sanierung.

E3.5.3 EU-IVU-RL

Die Europäische Richtlinie 96/61/EG zur **integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung** verfolgt einen umweltmedien-übergreifenden Ansatz. Der Einsatz von Sanierungsverfahren, die eine Umweltbelastung von einem Umweltmedium in ein anderes verlagern, sollen dabei ausgeschlossen werden. Die RL setzt auf den Einsatz der besten verfügbaren Techniken (BVT) als zentralen Aspekt des integrierten Konzepts für Emissionsbegrenzungen in den Genehmigungsverfahren. Schadstoffemissionen und ihre Auswirkungen auf die gesamte Umwelt gilt es so durch den BVT-Einsatz bestmöglich zu vermeiden oder, wenn dies nicht möglich ist, zu vermindern. Für den Umgang mit den AbGWS kommt der Beachtung aller drei vorgenannter EU-RL - der EU-GW-TRL, der EU-UH-RL und der EU-IVU-RL - und ihrer Umsetzung in deutsches Recht gleichermaßen zentrale Bedeutung zu.

E3.5.4 EU-Bodenschutz-RL

Für den Umgang mit Altlasten und den damit im Zusammenhang stehenden Bodenschutz gibt es bisher keine europäischen Regelungen, die diesen Bereich des Umweltrechts unmittelbar betreffen. Die Europäische Kommission wird hierzu aber weitere Vorschläge unterbreiten. Schutgüter werden hierbei, wie im nationalen Bundesbodenschutzrecht, die Bodenfunktionen sein. Die Europäische Bodenschutzstrategie wird deshalb bezüglich der deponie- und altlasten- verursachten Bodenfunktionsschädigungen keine gravierenden Änderungen gegenüber der deutschen Rechtslage bewirken, die durch das BBodSchG und die zu novellierende BBodSchV bestimmt werden.

E3.5.5 EU-Deponie-RL

Die RL1999/31/EG über Abfalldeponien regelt in ihren Artikeln 12 bis 14 die Voraussetzungen und den zeitlichen Rahmen für die Stilllegung und Nachsorge vorhandener Altdeponien. Ihre Regelungen betreffen deponierte Industrieabfälle, Siedlungsabfälle und besonders überwachungsbedürftige Abfälle gleichermaßen. Diese Richtlinie sichert, dass Deponien nur dann als stillgelegt anzusehen sind, wenn die zuständige Behörde eine Schlussabnahme durchgeführt hat. In der Nachsorgephase sind Nachsorgemaßnahmen solange durchzuführen, wie von der primären Stoffquelle (Abfallkörper) Gefahren für Schutzgüter des zivilen und öffentlichen Rechts ausgehen.

E3.6 Rechts-Regelungen auf Bundes-Ebene

E3.6.1 WHG

Mit der 7. Novelle des WHG wurde die EU-WRRL in deutsches Recht umgesetzt. Gemäß § 33 a Abs.1 Nr.4 WHG gilt es, bis spätestens 2015 einen guten chemischen Zustand des Grundwassers zu erreichen und gemäß Abs. 1 Nr. 2 alle signifikanten und anhaltenden Trends ansteigender Schadstoffkonzentrationen auf Grund der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten umzukehren. Durch das siebte Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes WHG vom 18.06.2002 erhielt das geltende Wasserrecht der Bundesrepublik Deutschland erstmals den Sanierungstatbestand für verunreinigtes Grundwasser mit § 33a Abs. 1 Nr. 4 (vgl. hierzu auch KEITZ & CHMALHOLZ, 2002). Das novellierte WHG regelt somit nicht mehr allein den vorsorgenden Gewässerschutz, sondern auch den nachsorgenden Schutz. Die 7. Novelle des WHG untersetzt auf diesem Weg die **Pflicht zur Sanierung des Grundwassers als Gewässer** gemäß §4 Abs. 3 Satz 1 BBodSchG in Anwendung der Vorgaben des Wasserrechts. Die 7. Novelle des WHG benutzt den Begriff Grundwasser anstelle von Grundwasserkörper gem. EU-WRRL und der EU-GW-TRL. Hierbei gilt es zu beachten, dass der Begriff Grundwasser im WHG das Gewässer „Grundwasser“ betrifft.

- Gewässer sind gem. §1a (1) WHG als Bestandteil des Naturhaushalts und als natürlicher Lebensraum für Tiere und Pflanzen vor nachhaltigen Zustandsänderungen zu sichern und zum Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch zum Nutzen Einzelner zu bewirtschaften.
- Grundwasser als Gewässer ist gem. §1a, Abs.2 WHG unterirdisches Wasser in der Sättigungszone, das in unmittelbarer Berührung mit dem Boden oder dem Untergrund steht, die den Grundwasserleiter bilden.
- Der Grundwasserleiter (Feststoffmatrix des Untergrundes bzw. Bodens) ist kein Bestandteil des Gewässers "Grundwasser", wie auch das Gewässerbett kein Bestandteil oberirdischer Gewässer ist. Die Feststoffmatrix unterliegt deshalb nicht dem unmittelbaren Rechtsschutz des WHG.

Die Zustandsbestimmung und die Begrenzung der GW-Verunreinigung erfolgt gemäß WHG § 33a Abs. 2 und 3 durch Landeswasserrecht. Hierbei haben „sich die Länder nach den maßgeblichen Rechtsakten der EG sowohl zu den Kriterien für die Beurteilung eines guten chemischen Zustandes des Grundwassers, für die Ermittlung signifikanter anhaltender Trends steigender Schadstoffkonzentrationen und für die Ausgangspunkte für die

Trendumkehr nach Absatz 1 Nr. 2 als auch zur Verhinderung und Begrenzung der GW-Verschmutzung“ zu richten.

Grundsätzlich werden gemäß des novellierten WHG § 25 c Abs. 1 im Einklang mit § 33 a Abs. 4 durch Landesrecht die Fristen festgelegt, bis zu welchen es einen guten chemischen Zustand des Grundwassers zu erreichen gilt. Diese Fristen können gemäß § 25c Abs. 2 verlängert werden, wenn keine weitere Verschlechterung des GW-Zustandes eintritt und die notwendigen Verbesserungen des Grundwasser- Zustandes auf Grund der natürlichen Gegebenheiten nicht fristgerecht erreicht werden können, die vorgesehenen Maßnahmen nur schrittweise in einem längeren Zeitraum durchführbar sind oder die Einhaltung der Fristen mit unverhältnismäßig hohem Aufwand verbunden wäre.

Abstriche an den Maßnahmezielen von geschädigtem Grundwasser, d.h. Abstriche am Erreichen seines guten chemischen Zustandes, können die zuständigen Landesbehörden festlegen, wenn

- das Grundwasser anthropogen so stark beeinträchtigt oder die natürlichen Gegebenheiten so beschaffen sind, dass die Erreichung der Ziele unmöglich ist oder mit unverhältnismäßig hohem Aufwand verbunden wäre,
- die ökologischen und sozio- ökologischen Erfordernisse nicht durch andere Maßnahmen erreicht werden können, wesentlich geringere nachteilige Auswirkungen auf die Umwelt hätten und nicht mit unverhältnismäßig hohem Aufwand verbunden wären,
- weitere Verschlechterungen des Zustandes des Grundwasser vermieden werden und
- unter Berücksichtigung der Auswirkungen, die nicht zu vermeiden waren, die geringstmöglichen Veränderungen des guten Zustandes des Grundwasser zu erreichen sind (vgl. § 33a Abs. 4 WHG).

Die Umsetzung der Europäischen Grundwasserrichtlinie (80/68/EWG) „Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe“ ins deutsche Recht ist durch die Verabschiedung der Grundwasserverordnung erfolgt, deren wesentliche Bedeutung für den vorsorgenden Grundwasserschutz zu sehen ist. Ihre Bedeutung für den nachsorgenden Grundwasserschutz und damit für den Umgang mit AbGWS ist vor allem in den Festlegungen zu den für das Grundwasser gefährlichen Stoffen und für den Vollzug der Grundwassersanierung zu sehen.

E3.6.2 BBodSchG und BBodSchV

Ziel des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) ist es, nachhaltig die **Funktionen** des Umweltmediums Boden zu **sichern** oder **wiederherzustellen**. Für den hier zu betrachtenden Umgang mit AbGWS kommt der natürlichen Bodenfunktion, das Grundwasser vor Schadstoffeinträgen aus Abfallablagerungen durch Filter-, Puffer- und Stoffwandlungsprozesse zu bewahren, prioritäre Bedeutung zu. Ort der rechtlichen Bewertung dieser Bodenfunktion ist der Grundwasser- Spiegelbereich. Der Bewertung unterzogen wird dabei die Schadstofffracht und -konzentration, die dem unter Rechtsschutz des WHG stehendem Schutzgut „Grundwasser“ zusteht. Die BBodSchV legt hierfür Prüfwerte für Schadstoffkonzentrationen am Ort der Beurteilung fest.

E3.6.3 BBodSchG und WHG

Die Abgrenzung zwischen Bodenschutz- und Wasserrecht ergibt sich im Hinblick auf das besonders praxisrelevante Schutzgut Grundwasser aus folgenden gesetzesystematischen Überlegungen: Entsprechend dem Zweck des BBodSchG, die Bodenfunktionen zu sichern und wiederherzustellen (§ 1 BBodSchG), umfasst der zentrale Begriff „Boden“ in § 2 Abs. 1 BBodSchG - gesetzesystematisch konsequent - ausdrücklich nicht das Grundwasser. Damit verbleibt das Grundwasser selbst grundsätzlich im Anwendungsbereich des Wasserrechts und der Umgang mit den bestehenden AbGWS ist prioritär wasserrechtlich determiniert. Allerdings hat der Gesetzgeber, gestützt auf die Rahmengesetzgebungskompetenz nach Art. 75 Abs. 1 Nr. 4 GG und durch Inanspruchnahme von Annex-kompetenzen, unmittelbar geltende Vorschriften für die Untersuchung und Sanierung von Gewässern und damit auch für das Grundwasser erlassen, deren Anwendungsbereich sich insbesondere auch auf das Grundwasser erstreckt. Die Abwehr von Gefahren, die von Altlasten und damit auch von Altablagerungen in der wasserungesättigten Zone für das Grundwasser ausgehen, erfolgt nach Bodenschutzrecht. Die Beschaffenheit des Sickerwassers wird deshalb vom Bodenschutzrecht kontrolliert. Ort der Gefahrenbeurteilung für das Grundwasser ist hier der Übergangsbereich von der ungesättigten in die gesättigte Zone (§ 4 Abs. 3 Satz 3 BBodSchV).

E3.6.4 KrW-/AbfG, AbfAblV und DepV

Das 2002 novellierte Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) sowie die erlassene Abfallablagerungsverordnung (AbfAblV) 2002 und Deponieverordnung (DepV) 2004 setzen die EU-Deponie-RL in deutsches Recht um. Die Rahmenbedingungen für die Deponiestilllegung formulieren insbesondere die §§36, 36c und 36d des KrW-/AbfG. Zentraler Gegenstand dieser Phase sind die Rekultivierung der Deponieoberfläche und die Maßnahmen zum Schutz des Wohls der Allgemeinheit. Für die betroffene Umwelt gilt es ein hohes Schutzniveau zu gewährleisten. §10 Abs. 4 KrW-/AbfG definiert die Schutzgüter, die es vor abfallablagerungsverursachten Schäden zuverlässig zu bewahren gilt. In diesem Absatz heißt es:

- „Abfälle sind so zu beseitigen, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird.
- Eine Beeinträchtigung liegt insbesondere dann vor, wenn
 - 1. die Gesundheit der Menschen beeinträchtigt,
 - 2. Tiere und Pflanzen gefährdet,
 - 3. Gewässer und Boden schädlich beeinflusst,
 - 4. schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen ... werden.“

Folge der KrW-/AbfG im Zusammenspiel mit der AbfAblV und der DepV sowie künftig auch der derzeit im Entwurf vorliegenden integrierten DepV ist es, Deponien stillzulegen, die diesem Schutzniveau nicht entsprechen.

Die Anforderungen an abzulagernde Abfälle regelt die AbfAblV. Seit Juni 2005 ist hiernach die Ablagerung unbehandelter Abfälle untersagt. Die DepV gestaltet die Stilllegungsphase, die sich an die Ablagerungsphase anschließt, rechtlich aus. Für Deponien, deren Ablagerungsphase vor dem 15.07.2005 vorzeitig beendet wurde, konnten für die

Stilllegungs- und Nachsorgephase Ausnahmen von den Regelanforderungen behördlich zugelassen werden, wenn im Einzelfall nachgewiesen wurde, dass durch alternative geeignete Nachweise das Wohl der Allgemeinheit gemessen an den Zielen eines dauerhaften Schutzes der Umwelt, insbesondere des Grundwassers, nicht beeinträchtigt wird.

E3.6.5 USchadG

Das Umweltschadengesetz vom 10.05.2007 (USchadG) dient der Umsetzung der Richtlinie RL 2004/35/EG über die Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden (Umwelthaftungsrichtlinie). Gegenüber dem Fachrecht (Boden-, Wasser-, Abfall- und Bergrecht) ist das USchadG subsidiär. Gem. §1 USchadG gilt:

"Dieses Gesetz findet Anwendung, soweit Rechtsvorschriften des Bundes oder der Länder die Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden nicht näher bestimmen oder in ihren Anforderungen diesem Gesetz nicht entsprechen."

Das USchadG ist ein medienübergreifendes ordnungsrechtliches, d.h. öffentlich-rechtliches Gesetz. Sein Kernziel ist die Schaffung von Rahmenbedingungen sowohl zur Vermeidung als auch zur Minderung bzw. Beseitigung von Umweltschäden. Dabei betrifft die Vermeidung die Gefahrenabwehr. Sie ist im Rahmen dieses Gesetzes nicht als Vorsorge zur Vorbeugung von Gefahrensituationen zu verstehen. Schutzgüter gem. dieses Gesetzes sind die gleichen wie in der EU-Umwelthaftungs-RL. Natürliche Prozesse zur Wiederherstellung des Zustandes, wie er vor Eintritt des Umweltschadens bestanden hat, finden im Rahmen dieser gesetzlichen Regelungen besondere Beachtung.

E3.7 Regelungen auf untergesetzlicher Ebene

Untergesetzliche Regelsetzung erfolgt in Deutschland insbesondere durch die

- LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser), die
- LABO (Bund/Länder- Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz), die
- LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) auf Behördenebene, sowie durch die
- Landesämter als oberste Fachbehörden der Länder, durch das
- DIN (Deutsche Industrie-Normung) und durch die
- regelsetzenden Fachverbände, insbesondere durch die DWA (bisher ATV und DVWK), den DVGW, den BWK und die ITVA.

E4 Erörterung der Stoffcharakteristik abfallablagerungsverursachter Gewässerschäden

Autor: Thomas Luckner und Stefan Kurtz

- Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
- Herr Dr.-Ing. Th. Luckner und Herr Dipl.-Geol. St. Kurtz
- Meraner Straße 10, 01217 Dresden
- TLuckner@dgfz.de

E4.1 Einleitung

Aus Abfallkörpern kann bei fehlenden oder nicht wirksamen Oberflächen- und Basisabdichtungssystemen ein weites Spektrum an anorganischen und organischen Stoffen über das

- Gas und oder das
- Sickerwasser

aus dem Abfallkörper emittieren. In angrenzenden Gewässern können so abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden (AbGWS) entstehen.

In Abfallkörpern finden zahlreiche biochemische (aerobe und anaerobe), chemische und physikalische Prozesse statt, die bewirken, dass ungesicherte Abfallkörper im zeitlichen Verlauf kein konstantes Emissionsverhalten aufweisen. In Abhängigkeit des vorliegenden Abfallkörpers und somit von der standortspezifischen Abfallzusammensetzung sowie einer Reihe weiterer Standortbedingungen wird das Langzeitemissionsverhalten über das Sickerwasser in das Grundwasser bestimmt. Auf der Grundlage der biochemischen Vorgänge in Abfallkörpern werden hierbei Emissionsphasen unterschieden, die durch spezifische Stoffkonzentrationen und -Frachten im Sickerwasser (und im Deponiegas) gekennzeichnet sind.

Die typischerweise in Sickerwässern von Abfallkörpern enthaltenen Stoffe können (unter vorbenannten Bedingungen) auch im Grundwasserabstrom von Abfallkörpern nachgewiesen werden. Da in abfallablagerungsverursachten Grundwasserschadensbereichen gleichfalls chemische und biochemische Reaktionen, sonstige Rückhalte- und Abbauprozesse sowie Verdünnungsprozesse wirken, unterscheiden sich die typischen stoffspezifischen Konzentrationsbereiche in Sickerwässern von denen in abfallablagerungsverursachten Grundwasserschadensbereichen. Die charakteristischen Stoffkonzentrationen in solchen Grundwasserschadensbereichen weisen aufgrund der Heterogenität der Abfallablagerungen und ihrer sich zeitlich ändernden Emissionen sowie der Heterogenität des Grundwasserleiters weite Konzentrationsbereiche auf.

Die vom Umweltbundesamt erhobenen, repräsentativen Untersuchungsergebnisse zur Erfassung von "Stoffgehalten in durch Altablagerungen beeinflussten Grundwässern aus Lockergesteins- Aquiferen" (vgl. Kap. 6 WaBoLu- Heft 1/1993, KERNDORFF, SCHLEYER, DIETER) zeigen, dass bei den anorganischen Stoffen u.a. Ammonium, Chlorid, Cadmium, Chrom und Bor mit erhöhten Stoffkonzentrationen nachweisbar sind. Das weite Spektrum organischer Stoffe, die mit dem Sickerwasser aus Abfallkörpern emittieren und auf diesem

Wege in das Grundwasser gelangen können, wird zumeist mit Hilfe von Summenparametern wie dem DOC, TOC, CSB oder BSB5 erfasst.

Die vorbenannten NA-Prozesse wirken örtlich und zeitlich differenziert im Gesamtsystem zwischen dem Abfallkörper, dem Boden und dem Grundwasser. Der abfallablagerungsverursachte Grundwasserschadensbereich lässt sich hierbei in Schadenszonen untergliedern. Hierbei ist eine Unterteilung in unterschiedliche Redoxzonen typisch. Als weiteres Unterscheidungsmerkmal dient gelegentlich das Vorkommen oder Nichtvorkommen mobiler oder residualer Flüssigphasen.

Typisch bei Abfallablagerungen ist hierbei der Eintrag von organischem Kohlenstoff und Ammonium über das Sickerwasser in das Grundwasser. Dort bewirken die Wechselwirkungen mit dem anströmendem Grundwasser, dem Boden und dem Gasaustausch Stoff-Abbaureaktionen und Rückhalteprozesse. Die Effektivität dieser Reaktionen ist z.B. durch den Eintrag von Sauerstoff beeinflussbar. Ergänzend bewirkt die Grundwasserneubildung eine natürliche Verdünnung der Stoffkonzentrationen im Abstrom.

E4.2 Abfallkörper- bzw. Deponietypen

Je nach Art und Zusammensetzung des Abfallkörpers können angelehnt an STEGMANN et al. (2006) und HIRSCHMANN (2003) folgende Deponietypen auch anhand ihres Emissionsverhaltens unterschieden werden:

- Altdeponien, die überwiegend mit nicht vorbehandelten Siedlungsabfällen verfüllt wurden (Siedlungsabfalldeponien; hierzu gehören z.B. auch so genannte Hausmülldeponien),
- MBA-Deponien bzw. MBA-Deponieabschnitte (MBA = mechanisch-biologische Abfallbehandlung), die häufig auch als MBV-Deponien bezeichnet werden (MBV = mechanisch-biologische Vorbehandlung); MBA- bzw. MBV-Maßnahmen werden erst seit ca. 10 Jahren eingesetzt (STEGMANN et al. 2006),
- MVA-Deponien bzw. MVA-Asche-Deponieabschnitte (MVA = Müllverbrennungsanlage), also Deponien aus thermisch behandelten Abfällen (z.B. aus Müllverbrennungsschlacken) und Boden- und Bauschuttdeponien,
- Abfallkörper, die aus Abfällen zur Verwertung (z.B. bergbauliche Restlochverfüllung) entstanden sind.

Auf herkömmlichen Siedlungsabfalldeponien (Altdeponien) wurden bis zum Mai 2005 überwiegend Siedlungsabfälle ohne Vorbehandlung abgelagert, die nennenswerte Anteile an organischen, biologisch verfügbaren Fraktionen enthalten, die wiederum das Emissionsverhalten im Sickerwasser und Deponiegas durch Umsetzungs- und Abbauprozesse maßgeblich prägen. Die Heterogenität der deponierten Siedlungsabfälle führt in der Regel zu beträchtlichen Schwankungsbreiten in der stofflichen Zusammensetzung und dem Emissionsverhalten (STEGMANN et al. 2006; vgl. **Tab. E4-3** und **Tab. E4-4**).

Zum Emissionsverhalten von MBA- bzw. MBV-Deponien liegen, verglichen zu dem bei Siedlungsabfalldeponien, bislang nur wenige Erkenntnisse vor, da die bei diesem Deponietyp angewandten Vorbehandlungsmaßnahmen (Infiltrations- und Belüftungsmaßnahmen zur aeroben *in situ* Stabilisierung) und die Deponierung der Reststoffe erst seit etwa 10 Jahren erfolgt (STEGMANN et al. 2006). Durch solche MB-Vorbehandlungs-

maßnahmen wird in der Regel im Vergleich zu unbehandelten Siedlungsabfällen sowohl das Gasbildungspotenzial als auch die Sickerwasserbelastung um ca. 90 % reduziert. Die Freisetzung von TOC über den Sickerwasserpfad vermindert sich dabei um 90-98 % und die Ammoniumfracht im Sickerwasser um ca. 90 % (HIRSCHMANN 2003). Im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens "Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen" (vgl. auch SOYEZ et al. 2000) wurden bis dato die verschiedenen MBV-Verfahren und ihre Produkte eingehend untersucht. Die Einhaltung der Anforderungen der Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) ab Juni 2005 wird jedoch voraussichtlich nochmals zu einer Veränderung bzw. Verbesserung des Deponieverhaltens von abgelagerten MBA-Abfällen führen (STEGMANN et al. 2006).

Deponien aus thermisch behandelten Abfällen (MVA-Deponien, Deponien aus Müllverbrennungsschlacken) weisen im Vergleich zu den oben genannten Deponietypen ein deutlich anderes Emissionsverhalten auf. Bei der Ablagerung von MVA-Aschen (Müllverbrennungsschlacken) dominieren ebenso wie bei Boden- und Bauschuttdeponien die anorganischen Inhaltsstoffe und deren Deponieverhalten. Bei MVA-Aschedeponien werden die Sickerwasseremissionen insbesondere in Bezug auf Salze und z.T. Schwermetalle untersucht (STEGMANN et al. 2006). Eine ausführliche Beschreibung zur Ablagerung und Charakterisierung von Müllverbrennungsschlacken sowie zur Untersuchung des abfallspezifischen Langzeitverhaltens ist z.B. zu finden bei HIRSCHMANN (2003) bzw. in HIRSCHMANN & FÖRSTNER (2000).

Ausführliche Untersuchungen zur Wasser-, Stoff- und Energiebilanz von Deponien aus Müllverbrennungsschlacken sind u.a. in KLEIN (2002) dokumentiert.

E4.3 Emissionsphasen von Abfallkörpern

In Abfallkörpern finden zahlreiche biochemische (aerobe und anaerobe), chemische und physikalische Prozesse statt. Zusammenstellungen und ausführliche Erläuterungen von Prozessen, die in Deponiekörpern ablaufen, sind beispielsweise in den folgenden Publikationen zu finden: ANDREAS (2000), DREES (2000), GRISCHEK (2001), HEYER (2003), KABBE (2000), KRUSE (1994), RITZKOWSKI (2005), WIRTZ (2000).

Zahlreiche Forschungsergebnisse zeigen in diesem Zusammenhang, dass insbesondere Abfallkörper von Siedlungsabfällen im zeitlichen Verlauf kein konstantes Emissionsverhalten aufweisen. Ein in der Fachliteratur weit verbreitetes Schema zur Veranschaulichung der zeitlichen Entwicklung der Gehalte typischer Inhaltsstoffe in der Gas- und Wasserphase von Siedlungsabfalldeponien ist das von CHRISTENSEN & KJELDSEN (1989) entworfene Schema, welches in **Abb. E4-1** dargestellt ist.

Hiernach kann das Langzeitemissionsverhalten von Siedlungsabfalldeponien auf Grundlage von zeitlichen Veränderungen der biochemischen Vorgänge im Abfallkörper in fünf Phasen gegliedert werden:

- Phase I: Aerobe Phase,
- Phase II: Saure (Gärungs-)Phase bzw. Versäuerungsphase,
- Phase III: Übergangsphase bzw. Instabile Methanphase,
- Phase IV: Stabile Methanphase und

- Phase V: Postmethanogene Phase bzw. aerobe Endphase / Lufteinbringungsphase.

Abb. E4-1 verdeutlicht zugleich, dass bis auf den organischen Kohlenstoff, der infolge der Deponiegasproduktion zu weit über 90 % dem Abfallkörper gasförmig (vor allem in Form von CO_2 und CH_4) entweicht, die meisten anderen mobilisierbaren Inhaltsstoffe in der Regel über das Sickerwasser ausgetragen werden (HEYER 2003).

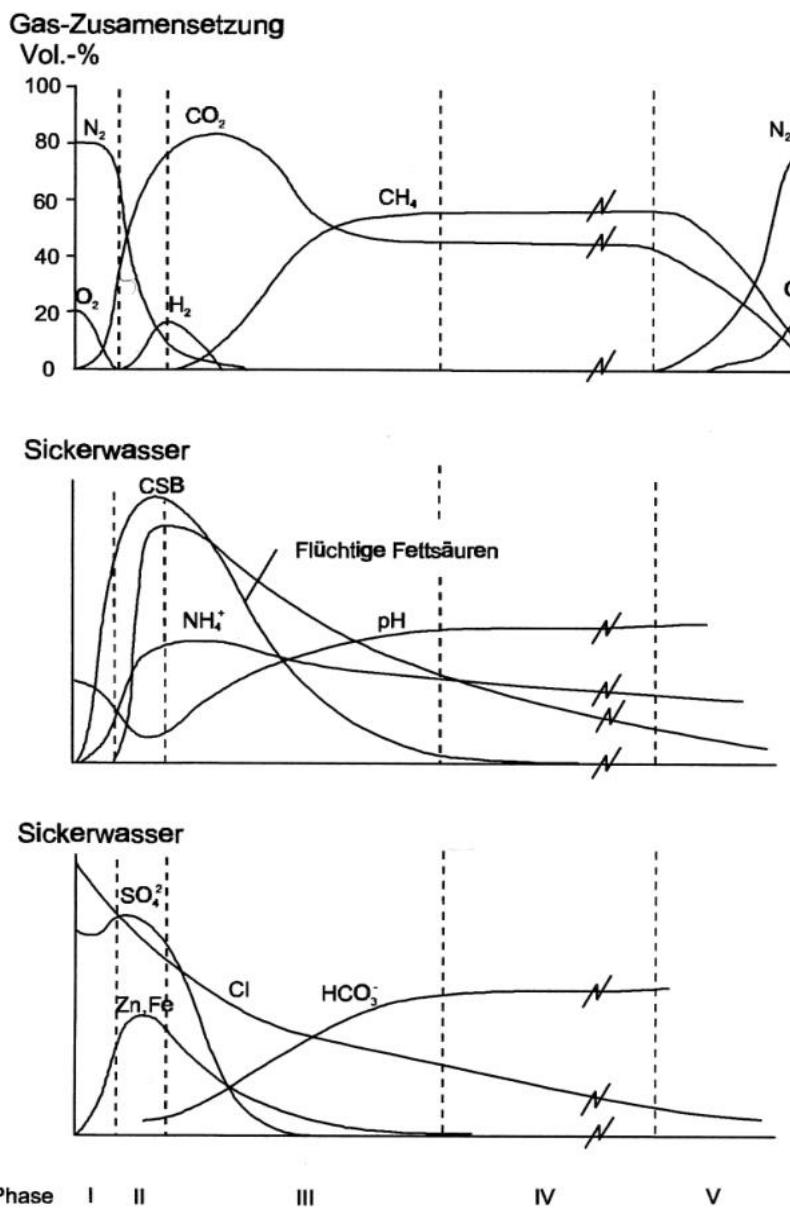


Abb. E4-1: Zeitliche Entwicklung der Gehalte von typischen Inhaltsstoffen in der Gas- und Wasserphase von Siedlungsabfalldeponien (CHRISTENSEN & KJELDSEN 1989)

Das Emissionsverhalten eines Abfallkörpers wird in den ersten Jahren nach der Abfallabbauung wesentlich von biologischen Abbauprozessen im Deponiekörper bestimmt. In der

aeroben Phase I, unmittelbar nach der Abfallablagerung, werden organische Stoffe mit hoher Bioverfügbarkeit in aerobem Milieu so lange abgebaut, wie ausreichend Sauerstoff zur Verfügung steht. Dabei werden als Hauptabbauprodukte insbesondere gasförmiges Kohlendioxid und Wasser freigesetzt (HEYER 2003). Die aerobe Phase dauert zumeist nur wenige Wochen (KRÜMPELBECK 2000).

Durch Überdeckung abgelagerter Abfälle und Sauerstoffzehrung im Abfallkörper nimmt in der Folgezeit die Sauerstoffverfügbarkeit relativ schnell bis hin zur Einstellung eines **anaeroben Milieus in der sauren Phase II** ab. Während der sauren Gärung werden nun zunehmend organische Säuren, Kohlendioxid und Wasserstoff produziert sowie noch vorhandener Luftstickstoff verdrängt. In dieser Phase weisen Sickerwässer hohe Konzentrationen organischer Schadstoffe und durch die vorherrschenden niedrigen pH-Werte und die damit verbundene gesteigerte Löslichkeit hohe Schwermetallgehalte auf (HEYER 2003). Es kommt außerdem zu einer sukzessiven Absenkung des Redoxpotentials vom positiven in den negativen Bereich. Infolge von exothermen Reaktionen können sich Abfallkörper während der sauren Phase auf weit über 60 C aufheizen (WIRTZ 2000). Für das Sickerwasser stellen insbesondere die durch den Abbau entstandenen hohen Konzentrationen von organischen Säuren eine große Belastung dar. Die saure (Gärungs-)Phase kann je nach Deponie und angewandter Einbautechnik bis zu fünf Jahre, bei älteren Deponien sogar noch länger andauern (KRÜMPELBECK 2000).

In der **instabilen Methanphase (bzw. Übergangsphase III)** hat sich allmählich eine Population von methanbildenden Mikroorganismen entwickelt. Die Folgen der Umsetzungsprozesse sind eine insgesamt steigende Gasproduktion, steigende Methankonzentrationen, fallende Wasserstoffgehalte, steigende pH-Werte und eine allmähliche Abnahme der organischen Sickerwasserbelastungen (HEYER 2003). Während der Übergangsphase, die zumeist mehrere Monate andauert, nehmen infolge der Umsetzungsprozesse der Mikroorganismen entsprechend der Methangasproduktion die Gehalte an organischen Säuren im Sickerwasser allmählich ab. Am Ende der instabilen Methanphase erreichen die pH-Werte des Sickerwassers den neutralen Bereich (WIRTZ 2000).

Zu Beginn der **stabilen Methanphase IV**, die häufig ein bis drei Jahre nach Ablagerungsbeginn erreicht wird (HEYER 2003), steht die Säureproduktion nahezu im Gleichgewicht mit dem nachfolgenden Stoffwechselschritt, der Umsetzung zu Methan. Dieser Gleichgewichtszustand ist relativ stabil und reicht bei Siedlungsabfalldeponien über viele Jahre hinaus (WIRTZ 2000). Die in anaerobem Milieu im Abfallkörper ablaufenden biologischen Abbauprozesse führen zur Umsetzung organischer Bestandteile in Methan und Kohlendioxid, deren Emissionen in der Gasphase in diesem Stadium ihr Maximum erreichen. Die bis dahin verbliebenen bioverfügbaren organischen Verbindungen werden weitgehend über den Gaspfad und nur noch in geringem Maße mit dem Sickerwasser ausgetragen (HEYER 2003). Die pH-Werte im Sickerwasser erreichen allmählich den schwach alkalischen Bereich (WIRTZ 2000). Die Dauer der stabilen Methanphase ist abhängig von einzelfallspezifischen Randbedingungen, die vor allem auf der Abfallzusammensetzung, dem daraus resultierenden Gaspotential und dem Wasserhaushalt beruhen (KRÜMPELBECK 2000).

Im Anschluss an die Stabile Methanphase wird eine sich langfristig einstellende **post-methanogene Phase bzw. eine Aerobe Endphase IV** prognostiziert (HEYER 2003). In dieser Phase geht im Zuge der Abnahme abbaubarer organischer Substanz im Abfallkörper die Methanproduktion langsam gegen Null. Der bisher infolge der hohen Gasproduktion im Deponiekörper herrschende Überdruck gleicht sich immer mehr dem Umgebungsdruck an,

so dass, sofern keine luftundurchlässige Oberflächenabdeckung vorhanden ist, langsam Umgebungsluft in den Abfallkörper eindringen kann. Der eindringende Luftsauerstoff leitet auf diesem Wege einen erneuten Milieuwechsel ein. Über den Zeitraum bis zum Beginn dieser auch als Lufteindringphase bezeichneten Phase besteht derzeit noch weitgehend Unklarheit. Auch über die Auswirkungen in Bezug auf umweltrelevante Sickerwasseremissionen, die der Milieuwechsel hervorruft, sind derzeit noch wenig erforscht (WIRTZ 2000).

In diesem Zusammenhang ist außerdem anzumerken, dass in betriebenen Deponien die oben erläuterten Phasen (bzw. Abbauschritte) zumeist zeitlich und räumlich nebeneinander ablaufen, so dass sich beispielsweise obere (jüngere) Abfallablagerungen noch in der sauren Phase befinden, während sich tiefere (ältere) Ablagerungsbereiche bereits in der stabilen Methanphase befinden (HEYER 2003).

E4.4 Sickerwasseremissionen aus Abfallkörpern

Sickerwasserinhaltsstoffe von Siedlungsabfalldeponien können in biochemisch beeinflusste und unbeeinflusste Parameter nach EHRIG (1989, zitiert in KRUSE 1994) und nach KRUSE (1994) in biochemisch abhängige und unabhängige Sickerwasserinhaltsstoffe gegliedert werden. In **Tab. E4-1** sind Ergebnisse einer Datenauswertung von typischen Stoffkonzentrationen für Sickerwasserinhaltsstoffe aus Siedlungsabfalldeponien für

- biochemisch abhängige Sickerwasserinhaltsstoffe (nach KRUSE 1994) mit signifikanten Unterschieden zwischen Saurer- und Methanphase (nach EHRIG 1989) sowie für
- biochemisch unabhängige Sickerwasserinhaltsstoffe (nach KRUSE 1994), die weitgehend unbeeinflusst vom biochemischen Zustand des Deponiekörpers sind (nach EHRIG 1989)

dargestellt.

Datenbasis für die dargestellten Stoffkonzentrationen sind systematische Untersuchungen zur Sickerwasserqualität deutscher Hausmülldeponien von EHRIG aus den Jahren 1978 und 1980 mit Ergänzungen von anderen Autoren bis 1989 bzw. im Rahmen von Deponieüberwachungen überwiegend ab dem Jahr 1985 gewonnene Daten von 33 niedersächsischen Deponien (KRUSE 1994). Zum Vergleich ist in dieser Tabelle (1997, zitiert in KABBE 2000) außerdem ein Datensatz für MVA-Deponien (HMV-Schlackedeponien) aufgeführt. Die in **Tab. E4-1** gegenübergestellten Daten von EHRIG und KRUSE zeigen eine überwiegend gute Übereinstimmung. Bei den dort dargestellten Daten von EHRIG und KRUSE treten jedoch vor allem bei den organischen Sickerwasserinhaltsstoffen in der sauren Phase deutliche Abweichungen auf. Gemäß HEYER (2003) ist dieser Umstand maßgeblich auf die Veränderung der Deponietechnik im Zeitraum zwischen den Datenerhebungen aus der zweiten Hälfte der siebziger Jahre (EHRIG 1989, zitiert in KRUSE 1994) und den Daten, die überwiegend ab 1985 gewonnen wurden (KRUSE 1994), zurückzuführen. In den achtziger Jahren wurde zunehmend das Verfahren des verdichteten Dünnschichtsteinbaus angewandt. Zudem wurde auf vielen Betriebsdeponien eine vorgerottete Müllschicht als unterste Lage eingebaut, wodurch sowohl die Dauer der Sauren Phase als auch die Konzentrationen organischer Sickerwasserinhaltsstoffe signifikant gesenkt werden konnten (HEYER 2003).

Tab. E4-1: Zusammenstellung von typischen Stoffkonzentrationen für Sickerwasser-inhaltsstoffe aus Siedlungsabfalldeponien für biochemisch abhängige und biochemisch unabhängige Sickerwasserinhaltsstoffe

Emissionsphasen für Siedlungsabfalldeponien nach CHRISTENSEN & KJELDSEN (1989)		Saure Phase						Übergangsphase				Methanphase						-					
Deponietypen		Siedlungsabfall-deponien			Siedlungsabfall-deponien			Siedlungsabfall-deponien			Siedlungsabfall-deponien			Siedlungsabfall-deponien			HMV-Schlacke-deponien (ohne Flugsäube)						
Datenquellen		EHRIG (1989) zitiert in KRUSE (1994) + Ergänzungen *2 *3			KRUSE (1994)			KRUSE (1994)			EHRIG (1989) zitiert in KRUSE (1994) + Ergänzungen *2 *3			KRUSE (1994)			ATV (1997) zitiert in KABBE (2000)						
Parameter	Einheit	Mittelwert	Minim. -	Maxim. -	Mittelwert	Median	Minim. -	Maxim. -	Mittelwert	Median	Minim. -	Maxim. -	Mittelwert	Minim. -	Maxim. -	Mittelwert	Median	Minim. -	Maxim. -				
pH	-	6,1	4,5	7,5	7,4	7,0	6,2	7,8	7,5	7,5	6,7	8,3	8,0	7,5	9,0	7,6	7,6	7,0	8,3	7,7	7,4	8,0	
BSB ₅	mg/l	13000	4000	40000	6300	4000	600	27000	1200	700	200	10000	180	20	550	230	210	20	700	859	17	1700	
CSB	mg/l	22000	6000	60000	9500	6200	950	40000	3400	2400	700	28000	3000	500	4500	2500	1900	460	8300	42	22	63	
BSB ₅ /CSB	-	0,58	-	-	$\geq 0,4$			$0,2 - 0,4$			0,06			$\leq 0,2$			-						
DOC	mg/l	-	-	-	2600	2250	350	12000	880	850	300	1500	-	-	-	-	660	625	150	1600	126	6	400
TOC	mg/l	7000 *3	1500 *3	25000 *3	-	-	-	-	-	-	-	-	1300 *3	200 *3	5000 *3	-	-	-	-	-	-	-	-
SO ₄	mg/l	500	70	1750	200	130	35	925	90	70	20	230	80	10	420	240	120	25	2500	1562	985	2900	
Ca	mg/l	1200	10	2500	650	450	80	2300	150	140	40	310	60	20	60	200	150	50	1100	521	401	641	
Mg	mg/l	470	50	1150	285	230	30	600	200	190	90	350	180	40	350	150	150	25	300	-	-	-	
Fe	mg/l	780	20	2100	135	110	3	500	36	18	2	120	15	3	280	25	12,5	4	125	0,75	0,5	1	
Mn	mg/l	25	0,3	65	11	9	1	32	3	1	0,3	25	0,7	0,03	45	2	1	0,3	12	0,055	0,05	0,06	
Zn	mg/l	5	0,1	120	2,2	0,9	0,05	16	0,6	0,5	0,06	1,7	0,6	0,03	4	0,6	0,4	0,09	3,5	0,066	0,002	0,25	
Sr	mg/l	7	0,5	15	-	-	-	-	-	-	-	1	0,3	7	-	-	-	-	-	-	-	-	
AOX *1	µg/l	1674	540	3450	2400	1680	260	6200	1545	1530	260	3900	1040	524	2010	1725	1840	195	3500	1800	10	4540	
org.Säuren	mg/l	-	-	-	4200	3400	1400	6900	500	400	5	2100	-	-	-	120	20	5	1100	-	-	-	
ADR	mg/l	-	-	-	14500	9300	1800	77000	7200	7900	3500	11000	-	-	-	7000	7000	2000	12000	2519	484	4449	
GR	mg/l	-	-	-	10100	5900	1500	72000	6100	6400	2400	8500	-	-	-	5600	5750	1500	9300	-	-	-	
el. LF	µS/cm	-	-	-	13000	12000	2000	50000	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										4500	2200	7100		
Cl ⁻	mg/l	2100	100	5000	2150	1650	315	12400	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										2784	290	9300		
TKN	mg/l	-	-	-	920	640	250	2000	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
NH ₄ -N	mg/l	750	30	3000	740	630	17	1650	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										72	0,3	190		
ges.N	mg/l	1250	50	5000	-	-	-	-	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
NO ₃ -N	mg/l	3	0,1	50	-	-	-	-	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										58	25	90		
NO ₂ -N	mg/l	0,5	0	25	-	-	-	-	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
ges.P	mg/l	6	0,1	30	6,8	4,3	0,3	54	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
Na	mg/l	1350	50	4000	1150	930	1	6800	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										5050	300	9800		
K	mg/l	1100	10	2500	880	785	170	1750	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										1650	100	3200		
As	µg/l	160	5	1600	25,5	17	5,3	110	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
Pb	µg/l	90	8	1020	160	160	8	400	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										19	0,3	75		
Cd	µg/l	6	0,5	140	37,5	15,2	0,7	525	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										2	0,9	5		
Cr	µg/l	300	30	1600	155	136	2	520	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										17	13	25		
Co	µg/l	55	4	950	-	-	-	-	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
Cu	µg/l	80	4	1400	90	60	5	560	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										123	40	220		
Ni	µg/l	200	20	2050	190	150	10	1000	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										20	1	70		
B	mg/l	-	-	-	10,6	5,8	0,1	65	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
Hg	µg/l	10 *2	0,2 *2	50 *2	1,5	0,3	0,002	25	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										0,1	-	-		
Alkalität	mg CaCO ₃ /l	6700 *2	300 *2	11500 *2	-	-	-	-	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
org. N	mg/l	600 *2	10 *2	4250 *2	-	-	-	-	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
AOX *1	µg/l	2000 *2	320 *2	3500 *2	-	-	-	-	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
Säurekapazität	mmol/l	134 *3	6 *3	230 *3	-	-	-	-	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
Cyanid	mg/l	- *3	0,04 *3	90 *3	-	-	-	-	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
Phenol	mg/l	- *3	0,04 *3	44 *3	-	-	-	-	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
Kohlenwasserstoffe	mg/l	- *3	- *3	16 *3	-	-	-	-	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
Öle u. Fette	mg/l	- *3	- *3	44 *3	-	-	-	-	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		
PAK	µg/l	- *3	0,1 *3	3,3 *3	-	-	-	-	siehe Saure Phase (KRUSE 1994)										-	-	-		

Bemerkungen:

*1 der Parameter AOX wird von einigen Autoren auch in den unbeinflussten/unabhängigen Sickerwasserinhaltsstoffen zugeordnet (vgl. z.B. EHRIG & HAGEDORN 1998)

*2 Ergänzungen nach EHRIG & HAGEDORN (1998)

*3 Ergänzungen nach ATV (1993) zitiert in WIRTZ (2000)

ADR = Abdampfrückstand

GR = Glührückstand

TKN = Kjeldahl-Stickstoff (stickstoffhaltige Verbindungen)

E4.5 Prognosen zur Entwicklung der Sickerwasseremissionen

Die zeitliche Entwicklung der Sickerwasserkonzentrationen wurde in verschiedenen FuE-Projekten untersucht. Die Datengrundlage für die in **Tab. E4-2** dargestellten Untersuchungsergebnisse bilden Überwachungsdaten von zahlreichen Deponien bzw. Deponieabschnitten in den alten Bundesländern (insgesamt 36780 Sickerwasseranalysen), die zum Zeitpunkt der Veröffentlichung bereits vollständig mit unvorbehandelten Abfällen verfüllt worden sind und über einen Oberflächenabschluss verfügten.

Tab. E4-2: Mittelwerte, Minima und Maxima der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter einer Deponie bzw. eines neu eröffneten Deponieabschnitts für verschiedene Zeitintervalle (Datenzusammenstellung gemäß KRÜMPPELBECK 2000)

Parameter	Einheit	1 - 5 Jahre			6 - 10 Jahre			11 - 20 Jahre			21 - 30 Jahre		
		Mittelwert	Minim.	Maxim.	Mittelwert	Minim.	Maxim.	Mittelwert	Minim.	Maxim.	Mittelwert	Minim.	Maxim.
pH	-	7,3	5,4	8,7	7,5	6,4	8,7	7,6	6,4	8,9	7,7	7,0	9
el. LF	µS/cm	9280	1370	23300	12160	1030	51400	10610	1100	40300	12930	1602	109000
CSB	mg/l	3810	303	22700	3255	194	22500	1830	120	29150	1225	123	6997
BSB ₅	mg/l	2285	106	16000	1210	20	64880	465	10	25800	290	12	1100
TOC	mg/l	1235	159	7725	845	65	4930	520	41	2600	475	35	1120
NH ₄ -N	mg/l	405	18	7000	600	71,4	2360	555	33	2870	445	66,5	1571
NO ₃ -N	mg/l	3,6	0,08	26	7,6	0,08	160	11,7	0,08	200	9,2	0,113	64
NO ₂ -N	mg/l	0,064	0,01	0,3	0,63	0,01	11,7	0,54	0,01	9,1	0,84	0,036	7,18
AOX	µg/l	2765	452	7500	1930	282	6200	1505	130	5300	1130	130	5600
Cl ⁻	mg/l	1300	140	11950	2135	172	28000	1760	154	13000	1025	157	2880
SO ₄	mg/l	98	19	400	146	4	1810	92,5	2,2	556	83	5,2	490
S ⁻	mg/l	5,6	0,532	21	6,1	0,04	47	2	0,04	40	1,1	0,04	4,8
Na	mg/l	815	112	2200	1125	146	4700	905	100	4400	645	74	1500
K	mg/l	1220	240	2200	910	110	1850	695	100	1900	595	97	1268
Mg	mg/l	290	98	612	205	32	1167	145	50	593	115	43	221
Ca	mg/l	375	46	2290	465	44	10000	325	12	5000	155	71	863
Mn	mg/l	3,9	0,055	43	2,5	0,12	95	1,1	0,05	38,4	0,91	0,21	5,7
Fe	mg/l	50	0,1	550	29,5	0,35	1383	16,5	0,56	825	12,5	0,4	189
Pb	mg/l	0,156	0,005	0,92	0,056	0,005	0,317	0,067	0,005	1,3	0,034	0,005	0,19
Zn	mg/l	1,1	0,02	24	1,5	0,016	125	0,53	0,01	43,5	0,538	0,05	9
Cd	mg/l	0,011	0,0002	0,05	0,0058	0,0002	0,1925	0,0039	0,00013	0,07	0,0028	0,0002	0,018
Ni	mg/l	0,199	0,02	1,4	0,249	0,012	10,6	0,135	0,007	1,93	0,115	0,008	0,348
Cu	mg/l	0,711	0,003	40	0,115	0,002	3,3	0,062	0,0025	1,03	0,036	0,004	0,27
Cr	mg/l	0,156	0,013	0,48	0,224	0,02	2,57	0,164	0,006	1,16	0,177	0,005	1,62
As	mg/l	0,015	0,003	0,03	0,021	0,002	0,097	0,042	0,001	0,37	0,036	0,0026	0,182
B	mg/l	5,9	0,4	15	6	0,26	43	5,6	0,36	18	9,1	0,96	58

Die zugrunde liegende Datenerhebung erfolgte im Rahmen zweier zeitlich versetzter Forschungsvorhaben, die durch das BMBF (KRÜMPPELBECK & EHRIG 1999) und 1996 durch das nordrhein-westfälische Landesumweltamt gefördert wurden. Die auf den untersuchten Deponien abgelagerten Abfälle umfassen sowohl Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle als auch Bauschutt, belasteten Boden, Klärschlamm und in Einzelfällen Industrieabfälle und MVA-Schlacken (KRÜMPPELBECK 2000). Aufbauend auf der

zusammengestellten umfangreichen Datenbasis, sind den Veröffentlichungen von KRÜMPPELBECK & EHRIG (1999) und von KRÜMPPELBECK (2000) auch abgeleitete Prognosen für das langfristige Verhalten von einzelnen Sickerwasserinhaltstoffen zu entnehmen.

Da erst in den letzten Jahren Daten zum Langzeitemissionsverhalten von Deponien erhoben und ausgewertet wurden (z.B. in KRÜMPPELBECK 2000), sind aufgrund des vergleichsweise kurzen Erfassungszeitraumes die von verschiedenen Autoren abgeleiteten langfristigen Prognosen zum Emissionsverhalten noch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Die kontrollierte Ablagerung von Siedlungsabfällen erfolgt erst seit ca. 30 Jahren. Es liegen daher bislang noch keine Beobachtungen über längere Zeiträume am "geordneten" Deponiekörper zur Beurteilung des langfristigen Emissionsverhaltens vor (HEYER 2003).

In ANDREAS (2000) sind Prognoseabschätzungen verschiedener Autoren für Mobilisierungs- und Emissionspotentiale, Halbwertszeiten sowie Zeiträume bis zum Erreichen umweltverträglicher Konzentrationen im Sickerwasser für einige bedeutende Sickerwasserinhaltstoffe zusammengestellt. Daraus wird deutlich, dass mit Ausnahme von BELEVI & BACCINI (1989), nach deren Untersuchungen der Kohlenstoffaustrag den längsten Zeitraum bis zum Erreichen umweltverträglicher Konzentrationen in Anspruch nehmen soll, alle anderen Autoren zu der Schlussfolgerung gelangen, dass der Stickstoff langfristig der Stoff sein wird, dessen Austrag aus Deponien auch in ferner Zukunft noch auf hohem Konzentrationsniveau stattfinden wird.

E4.6 Stoffcharakteristik abfallablagerungsverursachter Gewässerschäden

Die typischerweise in Sickerwässern von Abfallkörpern enthaltenen Stoffe können (unter vorbenannten Bedingungen) auch im Grundwasserabstrom von Abfallkörpern nachgewiesen werden.

Da in abfallablagerungsverursachten Grundwasserschadensbereichen gleichfalls chemische und biochemische Reaktionen, sonstige Rückhalte- und Abbauprozesse sowie Verdünnungsprozesse wirken, unterscheiden sich die typischen stoffspezifischen Konzentrationsbereiche in Sickerwässern von denen in abfallablagerungsverursachten Grundwasserschadensbereichen. Die vom Umweltbundesamt erhobenen, repräsentativen Untersuchungsergebnisse zur Erfassung von "Stoffgehalten in durch Altablagerungen beeinflussten Grundwässern aus Lockergesteins- Aquiferen" (vgl. KERNDORFF et al. 1/1993, WaBoLu- Heft 1/1993, Kap. 6) zeigen, dass bei den anorganischen Stoffen u.a. Ammonium, Chlorid, Cadmium, Chrom und Bor mit erhöhten Stoffkonzentrationen nachweisbar sind. Bei den organischen Stoffen gehören die wesentlichen Schadstoffe den Stoffgruppen der halogenierten Alkane, den Alkenen und den Aromaten an. Den Stoffgruppen PCB, Dioxine/Furane oder halogenhaltige Pflanzenschutzmittel kommt dagegen bei abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden aufgrund der überwiegend geringen hydrogeochemischen Persistenz und der relativ geringen Mobilität bzw. erheblicher Retardation eine eher untergeordnete Bedeutung zu.

In den **Tab. E4-3** und **Tab. E4-4** sind Datenzusammenstellungen typischer Stoffkonzentrationen im Grundwasser, die im Abstrom von Abfallablagerungen nachgewiesen werden können, getrennt in anorganische und organische Grundwasserinhaltstoffe, sowie folgende ergänzende Daten zusammengefasst:

- WaBoLu- Datensatz "durch Altablagerungen beeinflusste Grundwässer aus Lockergesteins- Aquiferen" (vgl. KERNDORFF et al. 1/1993, WaBoLu- Heft 1/1993, Kap. 6)
- WaBoLu- Datensatz "weitestgehend unbeeinflusste Grundwässer aus Lockergesteins- Aquiferen" (vgl. KERNDORFF et al. 1/1993, WaBoLu- Heft 1/1993, Kap. 6)
- Grenzwerte gemäß Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001)
- Geringfügigkeitsschwellenwerte (LAWA 2004).

Die WaBoLu- Datensätze basieren auf einer statistisch ausgewertete Datengrundlage. Die Randbedingungen für diese Auswertung sind in KERNDORFF et al. (1993) umfassend erläutert.

Tab. E4-3: Konzentrationen anorganischer Grundwasserinhaltsstoffe für durch Abfallablagerungen un- bzw. beeinflusste Grundwässer aus Lockergesteinsaquiferen (Daten: KERNDORFF et al. 1/1993, TrinkwV (2001) und LAWA (2004))

		WaBoLu-Datensatz "durch Altablagerungen beeinflusstes Grundwasser aus Lockergesteinsaquiferen"					WaBoLu-Datensatz "weitestgehend unbeeinflusstes Grundwasser aus Lockergesteinsaquiferen"					TrinkwV	GFS / LAWA	
Parameter	Einheit	Anzahl Messwerte	Mittelwert	Median, 50%-Perzentil	75%-Perzentil	Maximum	Anzahl Messwerte	Mittelwert	Median, 50%-Perzentil	75%-Perzentil	95%-Perzentil	Maximum		
Physikalisch-chemische Parameter														
Temperatur	°C	-	-	-	-	-	105	10,3	10,3	11,1	12,7	14,9	-	-
Leitfähigkeit	µS/cm	-	-	-	-	-	121	498	499	619	838	1220	-	-
pH-Wert		-	-	-	-	-	124	7,1	7,2	7,4	7,6	8,1	-	-
Hauptkationen														
Calcium	mg/l	318	175	156	229	785	116	83	78,7	106	149	236	400	-
Magnesium	mg/l	321	38,1	22,0	42,3	436	121	14	11,9	20,7	31,3	79	50	-
Natrium	mg/l	338	128	45,6	130	3600	104	18	12,7	24,3	49,7	95,3	150	-
Kalium	mg/l	217	32,9	12,0	36,0	350	93	3	2,2	3,5	8,8	16,9	12	-
Ammonium	mg/l	276	11,0	0,41	6,2	945	114	0	0,07	0,23	0,54	2,1	1	-
Eisen	mg/l	335	9,6	2,0	11,0	240	123	2,0	0,93	2,0	8,2	19,4	0	-
Mangan	mg/l	329	1,5	0,43	1,2	33,1	120	0,18	0,12	0,24	0,76	1,1	0	-
Hauptanionen														
Hydrogencarbonat	mg/l	233	519	408	661	2458	98	238	252	335	415	432	-	-
Chlorid	mg/l	360	202	74,2	168	6020	120	33,4	25,5	44,1	77,8	185	250	250
Sulfat	mg/l	352	194	122	223	8560	121	59,0	35,7	77,5	154	400	240	240
Nitrat	mg/l	347	25,6	2,5	24,3	11500	126	13,3	6,9	23,6	42,8	56,2	50	-
Spurenelemente														
Aluminium	µg/l	168	596	80,0	573	59600	53	50	< 10	20	290	1200	200	-
Blei	µg/l	334	6,3	< 0,05	2,1	450	88	1,4	< 0,5	0,90	6,3	26,3	40	7
Cadmium	µg/l	335	1,5	< 0,05	0,3	13000	88	0,13	< 0,1	< 0,1	0,42	4,0	5	0,5
Chrom (gesamt)	µg/l	279	21,2	< 10	< 10	5120	89	0,58	< 0,5	0,50	3,3	6,0	50	7 * ¹
Kupfer	µg/l	275	24,5	< 10	20,0	577	28	7,0	4,5	9,6	19,8	43,0	-	14
Nickel	µg/l	249	22,9	13,0	24,0	23200	74	2,8	< 1,0	4,3	14,2	22,2	50	14
Quecksilber	µg/l	232	< 0,2	< 0,2	< 0,2	3,4	78	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,2	1	0,2
Strontium	µg/l	205	580	399	764	5580	15	240	200	320	460	530	-	-
Zink	µg/l	328	410	64,5	220	168000	41	117	30,2	93,3	305	1630	-	58
Spurenionen														
Arsen (As III/V)	µg/l	253	45,4	1,3	6,0	4000	86	1,2	< 0,5	0,60	7,7	25,0	10	10
Nitrit	mg/l	285	0,49	< 0,1	0,3	79,1	122	< 0,01	< 0,01	0,01	0,06	0,28	100	-
Selen (Se, IV/VII)	µg/l	112	0,10	< 0,2	< 0,2	14,0	40	0,55	< 0,1	< 0,1	0,2	19,0	10	7
Bor (ges.)	µg/l	259	832	181	530	31200	20	34,8	26,0	56,6	78	127	1000	740
Fluorid	mg/l	97	< 0,5	< 0,5	0,50	1,7	85	< 0,1	< 0,1	0,12	0,23	0,42	2	0,75
Cyanide (ges.)	µg/l	-	-	-	-	-	77	< 1	< 1	< 1	1,2	10,0	50	5 (50) ^{*2}
Phosphat (ges.)	mg/l	207	1,8	0,1	0,60	115	105	0,14	0,08	0,21	0,54	0,95	-	-

Bemerkungen:

*1 GFS für Chrom-III

*2 Der GFS von 5 µg/l gilt für leicht freisetzbares Cyanid. Liegt kein leicht freisetzbares Cyanid vor, ist der Wert der TrinkwV von 50 µg/l heranzuziehen.

Tab. E4-4: Konzentrationen organischer Grundwasserinhaltsstoffe für durch Abfallablagerungen un- bzw. beeinflusste Grundwässer aus Lockergesteinsaquiferen (Daten: KERNDORFF et al. 1/1993, und LAWA (2004))

Parameter/Substanz	WaBoLu-Datensatz "durch Altanlagen beeinflusstes Grundwasser aus Lockergesteinsaquiferen"					WaBoLu-Datensatz "weitestgehend unbeeinflusstes Grundwasser aus Lockergesteinsaquiferen"					GFS / LAWA	
	Anzahl Mess-werte	Mittel-wert	Median, 50%-Perzentil	75%-Perzen-zil	Maxi-mum	Anzahl Mess-werte	Mittel-wert	Median, 50%-Perzentil	75%-Perzen-zil	95%-Perzen-zil	Maxi-mum	
Summenparameter												
DOC [mg/l]	-	-	-	-	-	72	1,6	1,2	2,0	4,3	8,1	-
AOX [$\mu\text{g/l}$]	-	-	-	-	-	66	2,7	< 2,0	< 2,0	13,1	38,0	-
Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe [$\mu\text{g/l}$]												20
Dichlormethan	114	38100	438	16800	499000	102	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,30	-
Trichlormethan	236	76,2	1,4	10,1	2800	99	0,12	< 0,1	< 0,1	0,55	4,8	-
Tetrachlormethan	201	1,2	0,2	0,3	23,0	89	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,10	-
1,1-Dichlorethan	130	52,7	53,0	90,0	110	-	-	-	-	-	-	-
1,2-Dichlorethan	16	107	< 5	< 5	210	-	-	-	-	-	-	2
1,1,1-Trichlorethan	206	16,5	1,0	7,4	270	123	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,2	3,4	-
1,1,2-Trichlorethan	140	36	3,0	70,0	190,0	-	-	-	-	-	-	-
Chlorethen (Vinylchlorid)	136	1690	99,5	1950	12000	-	-	-	-	-	-	0,5
cis-1,2-Dichlorethen	153	22100	166	1150	411000	-	-	-	-	-	-	-
trans-1,2-Dichlorethen	134	57,1	50,0	95,0	135	-	-	-	-	-	-	-
Trichlorethen	277	11,5	2,3	11,0	128000	125	0,21	< 0,1	< 0,1	1,1	5,0	10
Tetrachlorethen	277	56,1	1,4	3,7	6500	126	0,34	< 0,1	< 0,1	1,2	8,0	-
Tribrommethan / Bromoform	130	3	2,5	4,5	6,0	57	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,25	-
Bromdichlormethan	-	-	-	-	-	18	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,4	0,40	-
Dibromdichlormethan	-	-	-	-	-	26	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	-
Benzol und Alkyl-Chlorderivate [$\mu\text{g/l}$]												-
Benzol	127	141	13,5	38,0	1795	18	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1
Toluol	127	4,1	3,5	11,0	911	18	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	-
o-Xylool	127	13,8	4,7	19,6	69,0	18	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	-
m/p-Xylool	92	3,4	2,8	4,9	447	18	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	-
Ethylbenzol	124	6,6	4,4	62,5	160	18	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	-
1,3,5-Trimethylbenzol (Mesitylen)	90	< 0,1	< 0,1	< 0,1	4,0	18	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	-
1,2,4-Trimethylbenzol (pseudo-Cumol)	90	1,7	1,5	2,6	3,5	-	-	-	-	-	-	-
Isopropylbenzol (Cumol)	90	1,6	3,1	4,5	4,7	-	-	-	-	-	-	-
2-Ethyltoluol	90	0,62	0,6	0,8	1,0	-	-	-	-	-	-	-
Chlorbenzol	93	4,7	2,3	6,5	388	-	-	-	-	-	-	-
1,2-Dichlorbenzol	90	0,83	0,9	2,1	6,6	-	-	-	-	-	-	-
1,3-Dichlorbenzol	90	1,7	1,1	38,2	74,0	-	-	-	-	-	-	-
1,4-Dichlorbenzol	90	3,4	2,2	37,5	265	-	-	-	-	-	-	-
Phenol und Methyl-/Chlorderivate [$\mu\text{g/l}$]												8
Phenol	124	1,7	1,5	3,6	5,6	-	-	-	-	-	-	-
2-Methylphenol (o-Kresol)	124	4,6	5,9	9,2	63,3	-	-	-	-	-	-	-
4-Methylphenol (p-Kresol)	124	12,0	8,6	20,7	283	-	-	-	-	-	-	-
3,5-Dimethylphenol	124	4,0	6,9	35,6	61,0	-	-	-	-	-	-	-
3-Chlorophenol	124	10,5	12,3	20,8	22,8	-	-	-	-	-	-	-
2,4-Dichlorphenol	124	0,85	0,9	9,6	17,2	-	-	-	-	-	-	-
2,4,5-Trichlorphenol	127	1,7	1,3	16,6	31,9	-	-	-	-	-	-	-
2,4,6-Trichlorphenol	124	0,71	0,6	1,5	24,1	-	-	-	-	-	-	0,2 * ¹
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe [$\mu\text{g/l}$]												1 * ²
Naphthalin	124	1,5	1,1	2,1	12,6	-	-	-	-	-	-	-
Acenaphthen	124	1,6	1,3	17,1	32,0	-	-	-	-	-	-	-
Phenanthren	124	0,33	0,6	2,6	4,4	-	-	-	-	-	-	-

Bemerkungen:

*1 Summe aller PAK ohne Naphthalin und Methylnaphthaline (siehe *2)

*2 Summe Naphthalin und Methylnaphthaline

Die Daten in den vorbenannten Tabellen können hier nur der Orientierung bei der Unterscheidung von durch Emissionen aus Abfallablagerungen beeinflussten und unbeeinflussten Grundwässern in Lockergesteinsaquiferen dienen. Diese Daten können daher nicht ohne Prüfung für die Bewertung an einem bestimmten Standort verwendet werden. Hierzu ist in der Regel die Erfassung der standortspezifischen Hintergrundwerte sowie der Daten aus dem Schadensbereich erforderlich. Auf dieser Basis kann dann eine Abgrenzung zwischen beeinflussten und unbeeinflussten Bereichen im Grundwasser vorgenommen werden. Auf Basis einer ausreichenden Datengrundlage kann somit auch der Grundwasserschadensbereich räumlich abgegrenzt werden.

Mit den Darstellungen in den **Tab. E4-3** und **Tab. E4-4** wird deutlich, dass die GFS-Werte als alleiniges Kriterium zur Bewertung von abfallablagerungsverursachten Grundwasserschäden nicht geeignet sind, weil für eine Vielzahl relevanter Parameter kein GFS-Wert angegeben werden kann.

Das weite Spektrum organischer Stoffe, die mit dem Sickerwasser aus Abfallkörpern austreten und auf diesem Wege in das Grundwasser gelangen können, wird zumeist mit Hilfe von Summenparametern wie dem DOC, TOC, CSB oder BSB₅ erfasst. Die **Tab. E4-4** zeigt neben den Summenparametern DOC und AOX auch Zahlenwerte für zahlreiche organische Einzelparameter bzw. Verbindungen, die sonst häufig nur mit Hilfe der oben genannten Summenparameter erfasst werden.

E5 Erörterung der Grundlagen zur Modellierung und Prognose

Autor: Thomas Luckner

- Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
- Herr Dr.-Ing. Th. Luckner
- Meraner Straße 10, 01217 Dresden
- TLuckner@dgfz.de

E5.1 Einleitung

Im Folgenden werden Grundlagen zu den Problemstellungen der Modellierung und Prognose der Entwicklung von Merkmalen von Bodenfunktions- und Grundwasserschäden unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbauprozesse von Schadstoffen im Boden und Grundwasser zusammengefasst. Zielstellung der Erarbeitung von Simulationsmodellen ist im oben benannten Zusammenhang die Prognose der zeitlichen und räumlichen Entwicklung bestimmter Merkmale (z.B. Grundwasserfließgeschwindigkeiten, Stoffkonzentrationen als Funktion von Ort und Zeit etc.) von Bodenfunktions- und Grundwasserschäden. Solche Prognosen bedürfen prozessbeschreibender Modelle zur Abbildung der Grundwasserströmungs- und der (konservativen und reaktiven) Stofftransportprozesse, welche neben den sonstigen Randbedingungen auch die Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau-Prozesse berücksichtigen.

Die zuverlässige modellgestützte Prognose dieser Wirkungen ist eine wesentliche Basis für die behördliche Einzelfallentscheidung zur Auswahl bzw. Anordnung von Maßnahmen zum Umgang mit solchen Schadens- und Gefahrensituationen. Diese Situationen gilt es zu identifizieren, zu bewerten und auf dieser Basis (erforderlichenfalls) eine modellgestützte Epignose und Prognose der räumlichen und zeitlichen Entwicklung von Schadens- und Gefahrenmerkmalen sowie ein problemadäquates Monitoringprogramm für die Erfassung der Merkmalsentwicklung abzuleiten. Die erforderliche Komplexität des Simulationsmodells ist wesentlich von den gegebenen Standortverhältnissen und den mit dem Modell zu beantwortenden Fragen abhängig.

Modell, Systemanalyse

Mit Modellen können bestimmte Eigenschaften und funktionale Zusammenhänge eines realen Systems (z.B. bestehend aus Schadstoffquelle, ungesättigter und gesättigter Bodenzone, Grundwasser, Grundwasserentnahmen im Abstrom des Grundwasserschadens etc.) vereinfacht abgebildet werden. Ein Modell ist somit das Ergebnis einer Systemanalyse, wobei das Modell durch die vom "Modellierer" erkannten und implementierten Eigenschaften und Wirkungszusammenhänge bestimmt wird. Ein Modell kann und soll somit nicht die Realität per sé in ihrer Gesamtheit erfassen, sondern ausgewählte Systemeigenschaften und -funktionen so abbilden, dass diese z.B. mit mathematischen Gleichungen beschreibbar werden. Es werden beispielsweise folgende Modelle und Modellansätze unterschieden: konzeptionelle (z.B. System-, Prozess- und Wirkungs- Beschreibung,), mathematisch analytische und numerische (z.B. Lösungen der Differentialgleichung der Grundwasserströmung, ...) sowie geologische und hydrogeologische Strukturmodelle.

Modellierung, Simulation, Berechnung

Kern der hier betrachteten Modellierung ist die Simulation bzw. Berechnung von Grundwasserströmungs- und Stofftransportprozessen im Boden und Grundwasser mit Hilfe numerischer oder analytischer Verfahren auf Basis spezifischer Annahmen. Die Modellierung umfasst dabei einen in der Regel iterativen Prozess mehrerer aufeinander aufbauender Einzelschritte.

Epignose, Prognose

Als Epignose wird das Simulationsergebnis eines Modells für bestimmte Merkmale (z.B. Stoffkonzentration) bezeichnet, das in der Vergangenheit liegt. Die modellgestützte Epignose ermöglicht durch den Vergleich mit erfassten Messwerten eine Kalibrierung des Modells. Als modellgestützte Prognose wird das Simulationsergebnis eines Modells für bestimmte Merkmale bezeichnet, das in der Zukunft liegt. In Abhängigkeit der Randbedingungen wird bei der Prognose vom gleichen Systemverhalten wie bei der Epignose ausgegangen. Diesen Umstand gilt es bei der Interpretation der Prognoseergebnisse zu beachten.

Bilanzraum, Modellraum, Aussageraum, Rand- und Anfangsbedingungen:

Die Erarbeitung eines Simulationsmodells bedarf der Abgrenzung des Untersuchungsgebiets von seinem natürlichen Umfeld. Dazu wird das Untersuchungsgebiet in den **Bilanzraum**, den **Modellraum** und den **Aussageraum** unterteilt (vgl. Abb. E5-1). Der begründeten Ausgrenzung dieser Teilräume kommt erhebliche Relevanz zu.

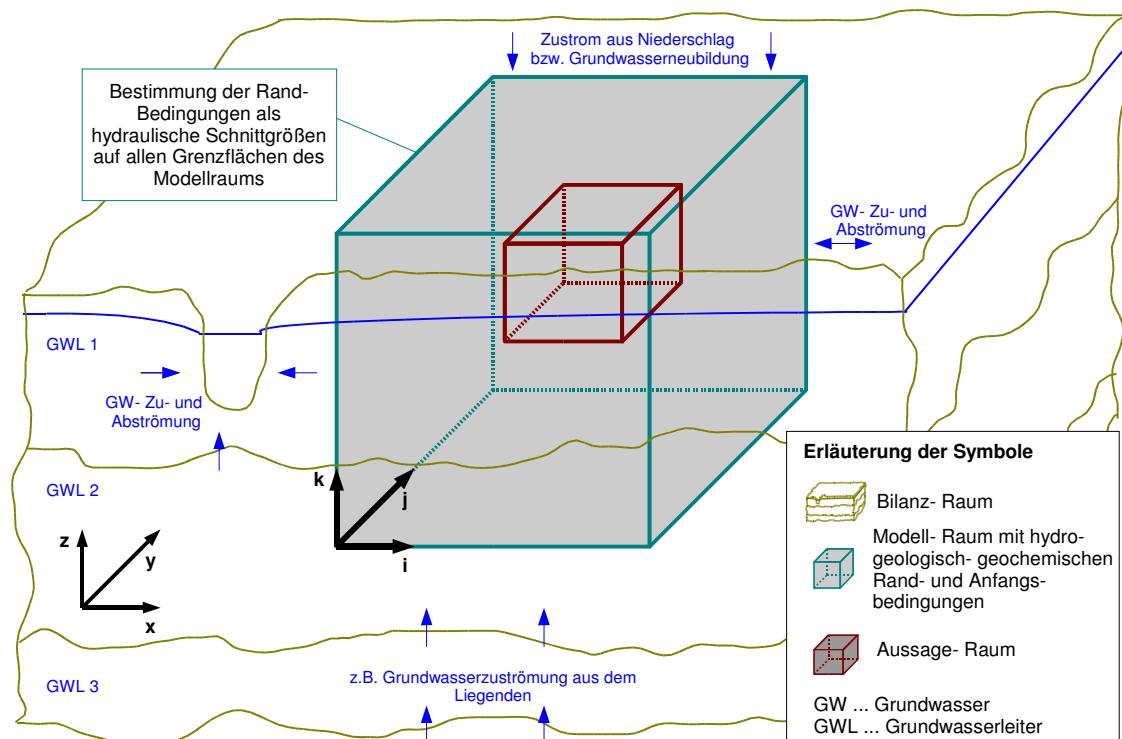


Abb. E5-1: Schematische Darstellung für die räumliche Abgrenzung von Bilanzmodell- und Aussageraum (vgl. DGFZ, 2008)

- Der **Bilanzraum** muss alle bezüglich der Aufgabenstellung relevanten hydrogeologischen Strukturen und Einheiten sowie die maßgebenden Gewässer enthalten. Die Bilanzraumbegründung basiert auf einer ober- und unterirdischen Einzugsgebietsanalyse mit ihren hydrologischen, hydrogeologischen und wasserwirtschaftlichen Bedingungen.
- Der **Modellraum** ist der Raum, der vom Berechnungsmodell erfasst wird. Dieser muss innerhalb des Bilanzraumes liegen und nach hydrogeologischen Kriterien ausreichend groß bemessen sein, damit sich die erforderlichen Annahmen für die Randbedingungen nicht ergebnisverfälschend auf den Aussageraum auswirken. Die Abgrenzung des Modellraums muss in den 3 Raumrichtungen erfolgen. Der aus seinem Umfeld bei der Abgrenzung herausgeschnittene Modellraum hat Schnitt- bzw. Grenzflächen, denen die geohydraulischen und hydrochemischen **Rand- und Anfangsbedingungen** nach dem Schnittprinzip zugeordnet werden. Die in Ansatz gebrachten Randbedingungen und deren mögliche Änderung über den Modellzeitraum bestimmen das Modellergebnis erheblich.
- Der **Aussageraum** ist der Raum, für den die gemäß der Aufgabenstellung geforderten Modellaussagen bzw. Ergebnisse zu erbringen sind. Dieser sollte einen ausreichend großen Abstand zu den Modellrändern haben, um Randstörungen bestmöglich zu vermeiden.

E5.2 Stufenweises Vorgehen, Arbeitsschritte

Das stufenweise Vorgehen bei der Bearbeitung von Fragestellungen der Altlastensanierung ist allgemein anerkannt. So wird im Kap. 4 der KORA-HE ein stufenweises Vorgehen zur Umsetzung von MNA-Konzepten für die Bearbeitung von Altlastenfällen vorgestellt und begründet. Diesen Bearbeitungsstufen (kurz: Stufe) können die zur Erarbeitung von Simulationsmodellen erforderlichen Arbeitsschritte (kurz: AS) wie folgt zugeordnet werden:

- Stufe I: Prüfung der Voraussetzungen für MNA
 - AS (1): Grundlagenermittlung / Standortcharakterisierung
 - AS (2): Aufgaben- und Zielstellung, Anforderungen an die Modellergebnisse
 - AS (3): Geologisches und hydrogeologisch-geochemisches Strukturmodell
- Stufe II: Spezifische Standortuntersuchungen zum Nachweis der Wirksamkeit von NA
 - AS (4): Berechnungsmodell Grundwasserströmung und Stofftransport
 - AS (5): Modellberechnungen, Parametersensitivitäten
- Stufe III: Prognose und Entscheidung über MNA
 - AS (6): Ableitung von Aussagen zur Prognose
 - AS (7): Einzelfallentscheidung, Festlegung von Maßnahmen
- Stufe IV: Überwachung und Abschlusskontrolle
 - AS (8): Monitoring, Prüfung der Zielwerte bzw. Merkmale, Rückfalloptionen

Die hier benannten Arbeitsschritte (1) bis (8) zur Bearbeitung von Modellierungsaufgaben bedarf es auch bei Modellierungsaufgaben, die nicht im Zusammenhang mit Altlasten und MNA- Konzepten stehen, zu beachten. Insbesondere bei der Prognose der Wirksamkeit bestimmter technischer und/oder ENA-basierter Maßnahmen (z.B. Standortmerkmal -

zeitliche Änderung der Stoffkonzentration am Ort der Beurteilung infolge einer bestimmten Stilllegungsmaßnahme) gilt es dieses schrittweise Vorgehen zu beachten.

Arbeitsschritt (1) dient der Standortcharakterisierung und somit der Grundlagenermittlung zur Formulierung der Aufgaben- und Zielstellung für die Modellierungsaufgabe.

Die Arbeitsschritte (2) bis (6), die dem Kernaufgabenbereich der "Modellierung und Prognose" zuzuordnen sind, wurden hierbei in einem Rahmen gegenüber den weiteren Arbeitsschritten abgegrenzt. Insgesamt wird deutlich, dass mit der Ableitung von Aussagen zur Prognose der raum-zeitlichen Entwicklung von Gefahren- und Schadensmerkmalen die Bearbeitung der "Modellierer" beendet ist und die Verwertung der Ergebnisse im Wesentlichen durch den Sanierungspflichtigen und die zuständige Behörde erfolgt. Die Bearbeitung durch die "Modellierer" setzt erst dann wieder ein, wenn eine entsprechende Anpassung der Aufgabenstellung erforderlich wird.

Die Arbeitsschritte (7) und (8) dienen der Verwertung der Modellergebnisse, z.B. als fachliche Grundlage für die Einzelfallentscheidung zur Anordnung von ENA-basierten Maßnahmen, der Verfolgung eines MNA-Konzepts oder der sonstigen Anordnung anderer Maßnahmen zum Umgang mit der Schadens- und Gefahrensituation.

Erst nach der Abarbeitung aller Arbeitsschritte kann in Abhängigkeit von den Monitoringdaten der Erfolg oder Nichterfolg der NA-basierten Maßnahmen bzw. Vorgehensweisen festgestellt werden. Sollten die diesbezüglichen Entscheidungskriterien nicht eingehalten werden bzw. neu bestimmt werden, wird ggf. die Formulierung einer neuen Aufgabenstellung für die Modellierung und deren Bearbeitung erforderlich. Gleiches kann gelten, wenn sich die modellbestimmenden Randbedingungen verändert haben.

E5.3 Aufgaben- und Zielstellung

Der Arbeitsschritt (2) "Aufgaben- und Zielstellung" umfasst Aufgaben zur Erarbeitung, Erörterung und Bestätigung einer abgestimmten Aufgaben- und Zielstellung für die Modellerarbeitung und Auswertung. Dies kann nur auf Basis einer entsprechenden Grundlagenermittlung erfolgen.

Im Rahmen dieses Arbeitsschritts muss Klarheit darüber geschaffen werden, „warum, was mit welchen Anforderungen ...“ durch Modellsimulationen ermitteln werden soll. Dies sollte auch eine Diskussion beinhalten, inwiefern die Ergebnisse einer Modellierung bei der Beantwortung der (z.B. behördlichen) Fragestellungen zum Umgang mit der Schadens- und Gefahrensituation helfen können.

Erfolgt eine solche Erörterung nicht, können nach Abschluss der Modellierungsarbeiten erhebliche Differenzen zwischen den (vorab ggf. nicht formulierten) Erwartungen und den (vorhandenen) Möglichkeiten des Modells liegen. In der Praxis führt dies oft dazu, dass die Bearbeitung nochmals mit geänderter Ziel- und Aufgabenstellung erfolgen muss.

Insgesamt muss in der Aufgaben- und Zielstellung erkenntlich werden, an welchen konkreten Orts- und Zeitpunkten welche Modellaussagen/-ergebnisse erbracht werden sollen. Die Erarbeitung der Aufgabenstellung erfolgt in der Regel schrittweise wie folgt:

- In einem ersten Schritt muss der Auftraggeber die Aufgabenstellung ziel- und entscheidungsorientiert ausrichten und entwerfen. (Voraussetzung ist die Erforderlichkeit der Modellbearbeitung)
- In einem zweiten Schritt gilt es nun mit einem kompetenten "Modellierer" (Auftragnehmer, z.B. Planungsbüro, Forschungsinstitute etc.) zu klären, inwieweit diese Ziele realistisch und erfüllbar sind (modelltechnische Umsetzung der relevanten Prozesse und deren Verknüpfungen).
- In einem dritten Schritt gilt es die aus diesem Disput hervorgehende abgestimmte Aufgaben- und Zielstellung letztlich auch mit den zuständigen Fach- und Vollzugsbehörden abzustimmen und im Rahmen einer Erörterung protokollarisch verbindlich zu bestätigen.

E5.4 Erstellung des hydrogeologisch / geochemischen Strukturmodells

Das hydrogeologisch-geochemische Strukturmodell (HGSM) bildet die Basis für das Grundwasserströmungs- und (reaktive) Stofftransportmodell mit dem die Wirkungen der natürlichen Rückhalte- und Abbau-Prozesse im Modellraum bilanziert werden können. Hydrogeologisch-geochemische Strukturmodelle basieren auf geologischen Strukturmodellen (GSM), wobei den geologischen Raumelementen dieser Modelle repräsentative geohydraulische und geochemische Transfer- und Speichereigenschaften zugewiesen werden. Diese werden z.B. durch die geohydraulischen Modellparameter wie Porosität, Porenanteil, Kompressibilität, Speicherkoefizient, Sättigung und hydraulische Durchlässigkeit beschrieben.

Abb. E5-2 zeigt ein Ablaufschema zum Aufbau eines hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodells. Hierbei wird zunächst eine Datenbank aufgebaut, in der die verfügbaren Primär- und Sekundärdaten aus Bohrungen, geologischen Karten etc. als Punktdaten erfasst werden. Hierauf aufbauend kann das geologische Strukturmodell (GSM) und das hydrogeologisch / geochemisches Strukturmodell (HGSM) erstellt werden.

Das **geologisches Strukturmodell (GSM)** ist eine abstrahierte Abbildung geologischer Elemente (Körper, Flächen oder Linien) und ihrer Lage zueinander im geologischen Raum, unabhängig von ihren hydrogeologischen (hydraulischen) und hydrochemischen Eigenschaften.

Das **hydrogeologisch-geochemische Strukturmodell (HGSM)** enthält abstrahierte Darstellungen zur geologischen Struktur des Untergrundes, seiner hydraulischen Eigenschaften sowie zur chemischen Beschaffenheit des Grundwassers und des Grundwasserleiters. Das HGSM ist somit die Basis systembeschreibender Prozessmodelle und muss daher alle wesentlichen Systeminformationen enthalten.

Primärdaten sind geologische und hydrogeologische Daten, die durch eine direkte Ansprache eines geologischen Aufschlusses (Bohrungsaufnahme, Kartierung etc.) bzw. durch hydrogeologische Felduntersuchungen entstehen (Pumpversuche, Schluckversuche, Durchflussmessungen etc.).

Sekundärdaten sind geologische und hydrogeologische Daten, die in vorangegangenen Untersuchungen durch Interpretation eines Bearbeiters aus Primärdaten abgeleitet wurden (vorhandene geologische Schnitte, Hydroisohypsenpläne, Parameterkarten etc.).

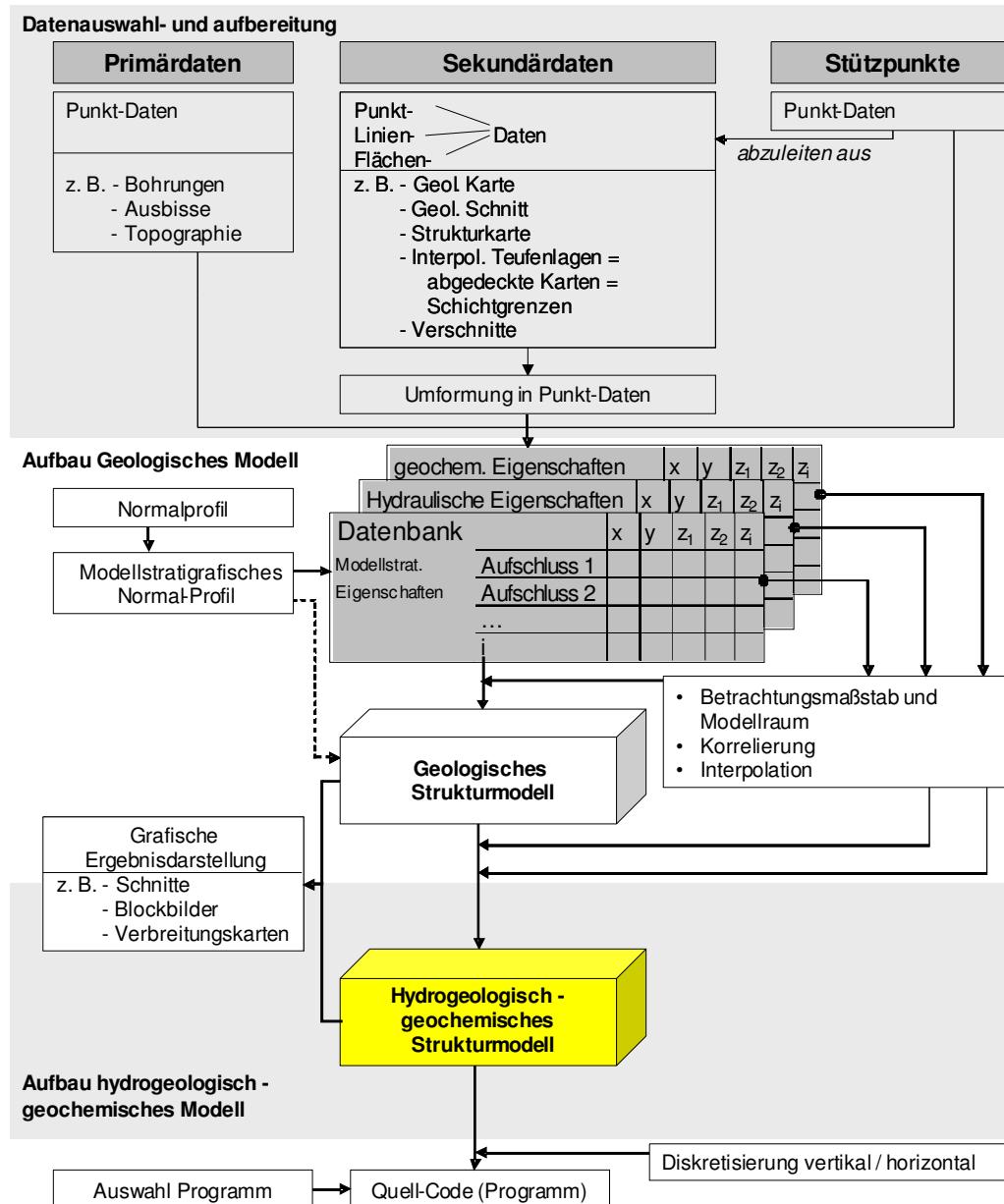


Abb. E5-2: Ablaufschema zur Erstellung eines hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodells

E5.5 Berechnungsmodell für die Grundwasserströmung und den Stofftransport

Bei der Modellierung von Grundwasserströmungs- und Stoff-Transportprozessen wird zunächst von bestimmten Postulaten ausgegangen (z.B. Massen-, Impuls-, Ladungs-, Energie-Erhaltung etc.). Weiterhin werden in jedem Arbeitsschritt der Modellierung

Annahmen, wie z.B. bei der Systembeschreibung, der Auswahl der Berechnungsmethoden, der Berechnung per se und der Auswertung der Ergebnisse, getroffen. Jede dieser Annahmen, die in einem Annahmekatalog für die Modellierungs- bzw. Berechnungsaufgabe zusammengefasst werden sollten, führt zu einer Unsicherheit des mit dem Modell abgebildeten Systems gegenüber der Realität. Die korrekte Identifikation und Bewertung solcher Annahmen für die Modellierung (Berechnung) ist eine Grundvoraussetzung für eine sachgerechte Diskussion der Modellergebnisse und somit auch der Qualität der Modellergebnisse. In einer abschließenden Fehlerbetrachtung der Modellergebnisse sollten diese Annahmen mit bewertet werden.

Die Strömungs- und Transportprozesse in Boden und Grundwasser sind über Gleichungen, die auf den physikalischen Grundlagen der Massenerhaltung und der linearen Impulsbilanz sowie dem Kontinuumsmodell (jede im Modell erfasste Phase erfüllt den betrachteten Raum gleichermaßen kontinuierlich) basieren, miteinander gekoppelt und durch die Wirkungen der Stofftransportprozesse, wie

- die molekulare Diffusion,
- die vom Fluidstrom bewirkte hydrodynamische Dispersion und
- die Advektion bzw. Konvektion

sowie von

- den Stoffspeicher- (Sorption/Desorption sowie Fällung/Lösung etc.) und
- Reaktionsprozessen (mikrobieller Abbau, geochemische Reaktionen)

beeinflusst. Die Lösung dieser Gleichungen erfordert die Bestimmung der standortspezifischen und technisch / technologischen Anfangs- und Randbedingungen.

Der in **Abb. E5-3** dargestellte Ausschnitt aus dem Ablaufschema zur iterativen Bearbeitung von Aufgaben zur Modellierung fasst ausgehend vom hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodell (HGSM) die erforderlichen Arbeitsschritte zur Erarbeitung des Berechnungsmodells für die Grundwasserströmung und den konservativen und reaktiven Stofftransport zusammen.

Das schrittweise Vorgehen ist hierbei dadurch gekennzeichnet, dass zunächst ein konzeptionelles Modell in Form analytischer oder numerischer Notation (1-, 2- oder 3-dimensionale Struktur, stationär/instationär, isotrop/anisotrop, homogen/inhomogen, gesättigt/ungesättigt, Ein- bzw. Mehrphasensystem etc.) entsprechend der Aufgaben- und Zielstellung erarbeitet wird und anschließend i.d.R. zunächst das Grundwasserströmungsmodell mit den systembestimmenden Rand- und Anfangsbedingungen erarbeitet und in einer ersten Iteration berechnet, verifiziert und kalibriert wird.

Bei dieser Verifikation kommt der Prüfung der Randbedingungsverträglichkeit erhebliche Bedeutung zu. Insbesondere Randbedingungen der ersten Art sind bezüglich der Bilanzierbarkeit der von ihnen bewirkten Wasser- und Stoffflüsse im Bereich zwischen Bilanz- und Modellraum zu verifizieren. Hierbei können die ersten (modellspezifischen) Erfahrungen mit dem Strömungsmodell (Parametersensitivitäten etc.) gesammelt werden. Diese Erfahrungen sind bei den Modellergänzungen um die Wirkungen der Stofftransportprozesse hilfreich. Das Gesamtmodell ist zu kalibrieren und zu validieren.

Letztlich gilt es, die Modellergebnisse zusammenzufassen, ggf. Varianten- bzw. Szenarien- betrachtungen durchzuführen und eine Fehlerdiskussion anzuschließen.

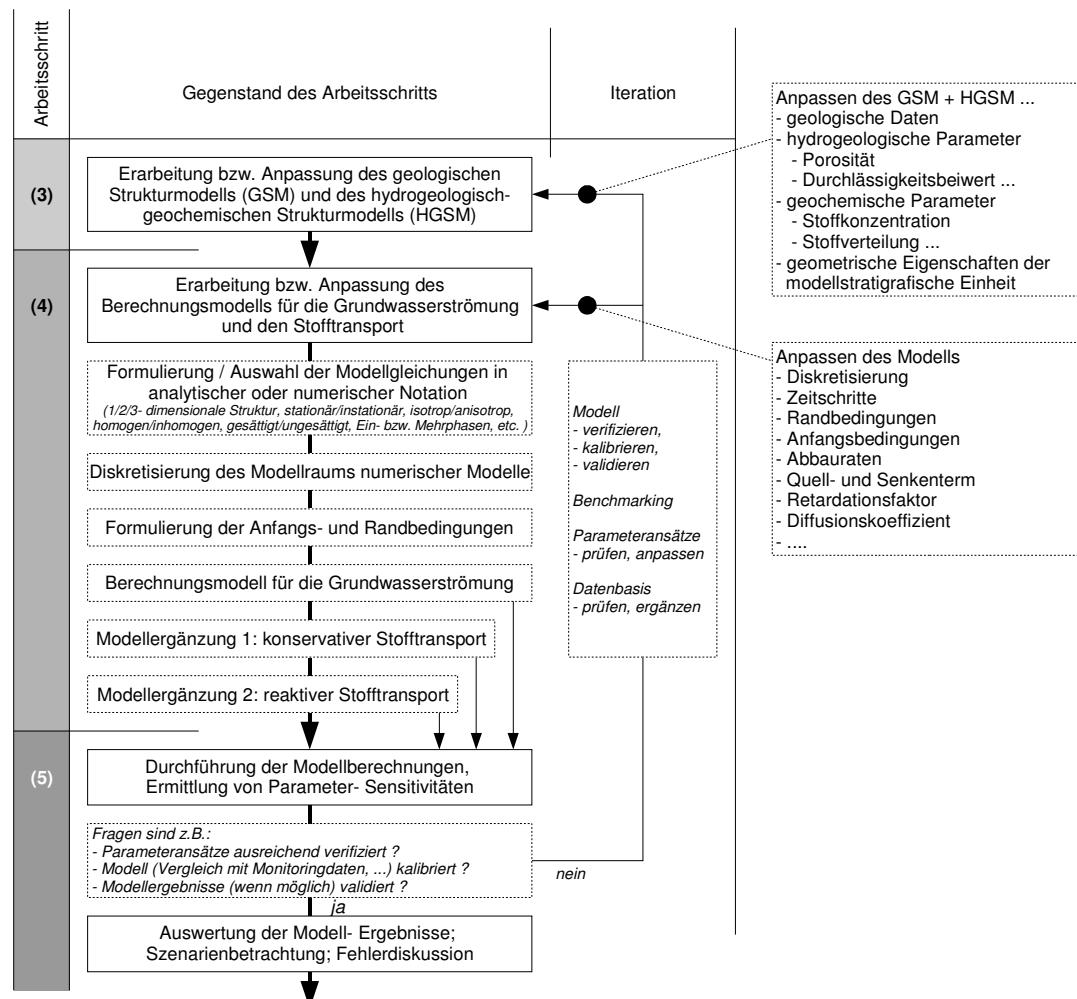


Abb. E5-3: Ausschnitt zum Ablaufschema zur iterativen Bearbeitung von Aufgaben zur Modellierung und Prognose der Wirkungen von NA-Prozessen

Für die Kalibrierung des Gesamtmodells werden normalerweise mehrere Iterationsschleifen benötigt (vgl. **Abb. E5-3**). Dies gilt insbesondere für instationäre Berechnungen, die lange Epignosezeiträume abdecken sollen. Bei jedem Iterationsschritt gilt es dabei zu bewerten, ob auch das geologische Strukturmodell (GSM) und des hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodells (HGSM) z.B. durch Ergänzung der geologischen Datenbasis oder der geometrischen Eigenschaften der modellstratigrafischen Einheit (MSE) anzupassen ist. Weiterhin gilt es bei Stofftransportproblemen die Änderungen der Massendichte, der Fluid-Viskosität und der Durchlässigkeitstensoren gegenüber der reinen Strömungsberechnung zu bewerten und wenn diese nicht vernachlässigbar sind, entsprechend zu berücksichtigen. Grundsätzlich muss ein zur Prognose herangezogenes Modell sowohl kalibriert als auch validiert sein. Diese Schritte sollten getrennt dokumentiert werden. Nichtstationäre Prognosemodelle sind dabei auf Basis langjähriger Monitoringdaten zu kalibrieren. Falls Modelle vorhanden sind, kann der Validierungsschritt im Rahmen einer Modellpflege

durchgeführt werden. Das Benchmarking ist in erster Linie für den Modellierer von Belang, um die korrekte Handhabung und Programmierung des verwendeten Modells zu überprüfen.

Die Begriffe "kalibrieren", "verifizieren", "validieren" und "eichen" werden im Allgemeinen wie folgt bestimmt:

- verifizieren:
 - "prüfen, ob das gewählte Rechenverfahren unter Einhaltung der jeweiligen Stabilitätskriterien im mathematischen Sinn korrekte Lösungen liefert" (vgl. BGR / LEGE, KOLDITZ (1996)) bzw.
 - die Ergebnisse eines Berechnungsmodells durch Vergleichsrechnungen (analytische gegen numerische Lösung) prüfen
 - Ansätze einzelner Parameter können z.B. durch Vergleich mit Literaturdaten verifiziert werden
- kalibrieren (oft synonym mit "eichen"):
 - die Ergebnisse eines Berechnungsmodells auf Basis als richtig unterstellter (vorliegender Daten aus der Vergangenheit) Messwerte durch Änderung von Modellparametern so anpassen, dass die Modellberechnung diese Messwerte (mit entsprechenden Fehlern / Abweichungen) abbilden kann
- validieren:
 - Überprüfung der Ergebnisse eines kalibrierten Modells mit Hilfe von Daten, die vom Kalibrierdatensatz unabhängig sind (vgl. BGR / LEGE, KOLDITZ (1996))
 - In der Praxis sind numerische Strömungs- und Transport-Modelle nur mit hohem Aufwand validierbar.
- Benchmarking:
 - Der Begriff Benchmark bzw. Benchmarking bezeichnet ein formalisiertes Konzept, um Verbesserungsmöglichkeiten durch den Vergleich von Leistungsmerkmalen mehrerer vergleichbarer Objekte, Prozesse oder Programme zu finden bzw. deren Korrektheit zu überprüfen.

E6 Erörterung der Grundlagen zum Deponie-Monitoring

Autor: Thomas Luckner, Claudia Helling

- Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
- Herr Dr.-Ing. Th. Luckner
- Frau Dr. rer. nat. C. Helling
- Meraner Straße 10, 01217 Dresden
- TLuckner@dgfz.de

E6.1 Einleitung

Monitoring sind wissenschaftlich begründete, zeitlich befristete oder unbefristete, fortlaufende Beobachtungen bzw. messtechnische Erfassungen ausgewählter dynamischer Prozessgrößen, die von der Analyse und Erklärung der aus der Vergangenheit bekannt gewordenen Veränderungen dieser Größen (Epignosen) und der Prognose ihrer zukünftig zu erwartenden Änderungen flankiert werden. Es geht also über eine reine Beobachtung hinaus und erfordert eine Auswertung und Interpretation der Messergebnisse sowie eine Reaktion auf die daraus gewonnenen Erkenntnisse.

Grundsätzlich gilt es, im Monitoring die W-Fragen „warum misst wer, was, wo, wann und wie“, abgeleitet aus den rechtlichen und fachtechnischen Grundlagen, begründet zu beantworten. Ein adäquates Monitoring ist notwendig, um die behördlich festgelegten bzw. festzulegenden Beschaffenheitsparameter und deren zeitliche Entwicklung im Kontaktbereich zwischen einem Abfallkörper und dem natürlichen Umfeld messtechnisch erfassen und überwachen und ggf. deren Entwicklung durch entsprechende Maßnahmen beeinflussen zu können.

Grundlage für ein aussagekräftiges Monitoring ist ein für den jeweiligen Standort entwickeltes Monitoringkonzept. Das Monitoringkonzept sollte die messtechnische Erfassung der Beschaffenheitsentwicklung in den Körpern der Deponieanlage (innere Überwachung, Abfallkörper, Bodenkörper, ggf. Seewasserkörper oder Sickerwasserkörper) sowie die messtechnische Erfassung der Beschaffenheitsentwicklung im Umfeld (Grundwasser, Vorfluter, Luft als Elemente der äußeren Überwachung) beinhalten (vgl. **Abb. E6-1**).

Die Beschaffenheitsentwicklung im direktem Umfeld des Deponiebetriebsraumes ist dabei zentraler Bestandteil des zu entwickelnden Konzepts, weil genau diese Parameter den Nachweis der Beeinflussung der umliegenden Schutzgüter (Grundwasser, oberirdische Gewässer, Atmosphäre, menschliche Gesundheit) quantifizieren können und somit die Entlassung aus der Nachsorge und somit aus der abfallbehördlichen Rechtsaufsicht bestimmen.

Die Umfeldüberwachung muss gewährleisten, dass der Übertritt von abfallablagerungsverursachten Stoffen in jeder der oben charakterisierten Phasen in das Umfeld (d.h. in die umgebenden Schutzgüter des öffentlichen Rechts) detektiert werden kann, um ggf. Abhilfemaßnahmen einzuleiten zu können (z.B. Reaktivierung der Sickerwasserfassung im Deponieabfallkörper).

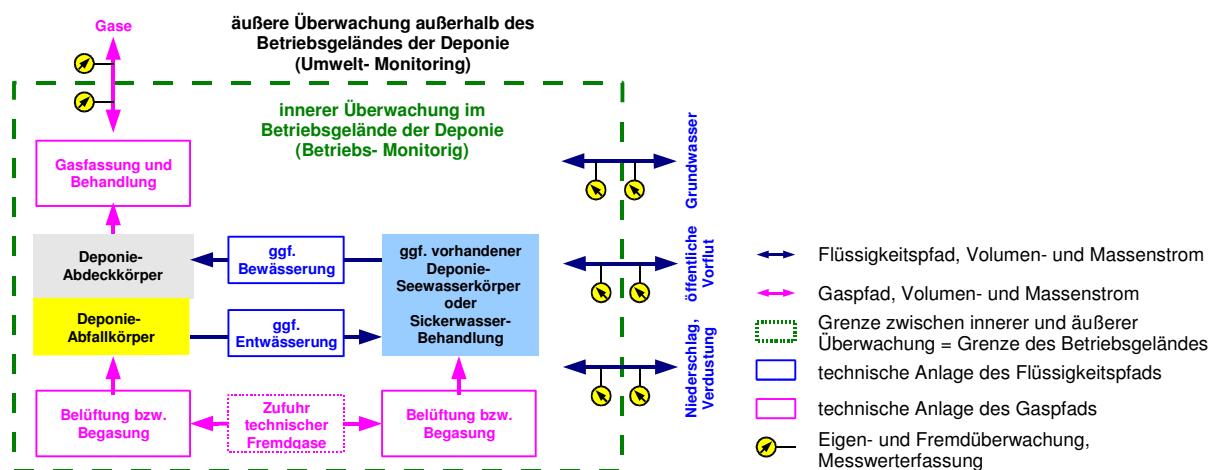


Abb. E6-1: Deponie-Monitoring mit innerer und äußerer Überwachung der Medien

• Betriebs-Monitoring

- Betriebs-Monitoring = Eigen-Überwachung des Betreibers bzw. Eigentümers
- Ziel: optimale Betriebsführung / Prozesssteuerung
- innere Überwachung: auf dem Betriebsgelände, zur Kontrolle der durchgeführten betrieblichen Tätigkeiten
- äußere Überwachung: im Umfeld, zur Feststellung, Prüfung und Überwachung der von einer Deponie ausgehenden Emissionen bzw. bereits eingetretener Verunreinigungen bzw. zur Erfolgskontrolle von (laufenden) Sanierungsmaßnahmen

• Umwelt-Monitoring

- Fremd-Überwachung durch Dritte (z.B. Fachbehörde, angrenzende Eigentümer)
- äußere (und innere) Überwachung
- Ziel: Kontrolle der Beeinflussung des Umfeldes
- Kontrolle des Betriebs-Monitoring durch die Fachbehörde

Warum wird gemessen?

Das Monitoring ist erforderlich, um die Einhaltung behördlicher Auflagen und rechtlicher Vorgaben nachzuweisen (Beweissicherung) und der innerbetrieblichen Dokumentationspflicht und einer optimalen Prozesssteuerung nachzukommen. Das übergeordnete Ziel der Entlassung des Betreibers aus der Nachsorge und somit den Betreiberverpflichtungen kann nur mit entsprechenden Nachweisen zur Betriebsführung erfolgen. Gemäß DepV gilt: „Zur Prüfung und Überwachung der von einer Deponie ... in der Nachsorgephase ausgehenden Emissionen sind Messungen und sonstige Eigenkontrollen fach- und sachkundig durchzuführen“ (§§11, 13 DepV).

Neben dem KrW-/AbfG und der DepV sind dabei folgende abfallrechtliche Regelungen zu beachten:

- TA-Siedlungsabfall:

- Nr. 10.7.1: Abschluss der Deponie,
- Nr. 10.7.2: Nachsorge,
- TA Abfall:
 - Nr. 9.7.1: Abschluss der Deponie,
 - Nr. 9.7.2: Nachsorge,
 - Anhang G: Mess- und Kontrollprogramm für die Durchführung von Eigenkontrollen bei oberirdischen Deponien, Betriebs- und Nachsorgephase,
- EU-Deponierichtlinie:
 - Artikel 13: Stilllegungs- und Nachsorgeverfahren

In der Stilllegungsphase hat der Betreiber einer Deponie unverzüglich alle erforderlichen Maßnahmen durchzuführen, um zukünftige negative Auswirkungen der Deponie oder des Deponieabschnittes auf die in § 10 Abs. 4 des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes genannten Schutzgüter (Mensch, Tiere und Pflanzen, Gewässer und Boden, Luft, Raumordnung, öffentliche Sicherheit und Ordnung) zu verhindern (§12 (4) DepV).

Gemäß § 36 KrW-/AbfG ist der Inhaber der Deponie verpflichtet „... Vorkehrungen zu treffen, die erforderlich sind, Beeinträchtigungen des Wohles der Allgemeinheit zu verhüten“.

Ein adäquates Umwelt-Monitoring während der Stilllegungs- und Nachsorgephase ermöglicht die messtechnische Überwachung der behördlich festgelegten bzw. festzulegenden Beschaffenheitsparameter und deren zeitliche Entwicklung im Kontaktbereich zwischen der Deponieanlage und dem natürlichen Umfeld. Ableitend daraus kann bei Bedarf deren Entwicklung durch entsprechende Maßnahmen beeinflusst werden. Bei bereits laufenden Sanierungsmaßnahmen soll das Umwelt-Monitoring die Erfolgskontrolle sicherstellen.

Zur Einbeziehung von NA-Prozessen als beurteilungserhebliche Standortgegebenheit (LABO 1997) in eine Sanierungskonzeption müssen folgende Nachweise erbracht werden (WERNER et al. 2005)

- Nachweis der (ausreichenden) Wirksamkeit der NA-Prozesse,
- Nachweis der Nachhaltigkeit der Wirkungen,
- Verifizierung des Fortschritts der tatsächlich eingetretenen Schadstoffminderung.

E6.2 Wer misst?

Das Monitoring obliegt zum einen der Betriebspflicht des Betreibers für die innere und äußere Überwachung (§40 KrW-/AbfG, §§9, 10, 11, 13 DepV, §1 EigÜVO). Somit hat der Deponiebetreiber die erforderliche Überwachung und Kontrolle der durchgeföhrten betrieblichen Tätigkeiten sicherzustellen (§4 DepV). Zur Feststellung, Prüfung und Überwachung der von einer Deponie ausgehenden Emissionen sind Messungen und sonstige Eigenkontrollen fach- und sachkundig durchzuführen (§13 DepV).

Die Fachbehörde sowie Dritte können die äußere Überwachung als Fremdüberwachung durchführen (TASi, § 11 AbfG, §44 BlmSchG).

E6.3 Was wird gemessen?

Der Umfang eines Überwachungsprogramms für den Wasserpfad setzt sich aus

- Basisparametern und
- Ergänzungsparametern

zusammen. Es wird zwischen Übersichtsprogrammen (Volluntersuchung) und Standardprogrammen (Kurzuntersuchung) unterschieden (vgl. Abb. E6-2).

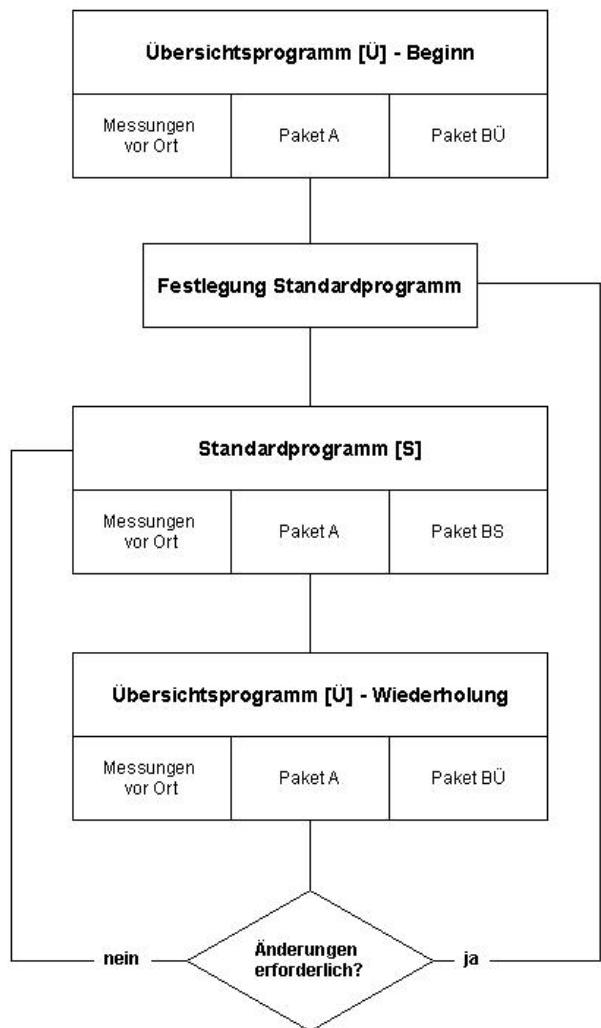


Abb. E6-2: Schematischer Ablauf der Sicker- und Grundwasserüberwachung bei Deponien (nach WÜ 98 Teil 1), Paket A = Basisparameter, Paket B = Ergänzungsparameter

Mit den auf der Grundlage des Übersichtsprogramms durchgeführten Untersuchungen soll die Ausgangssituation gut dokumentiert und die standortspezifischen Besonderheiten erkannt werden. Sie werden daher am Anfang einer Standortüberwachung sowie weiter in regelmäßigen größeren Abständen durchgeführt.

Standardprogramme werden aufgrund der Ergebnisse aus dem Übersichtsprogramm unter Berücksichtigung der jeweiligen Deponiesituation zusammengestellt. Sie stellen einen Auszug aus dem Übersichtsprogramm dar und werden der regelmäßigen Kontrolle zugrunde gelegt. Im Ablaufschema (vgl. **Abb. E6-2**) ist diese Vorgehensweise dargestellt. Bei der Festlegung des Standardprogramms sind abfallspezifische Besonderheiten zu berücksichtigen, indem zum einen spezielle Parameter mit in die Untersuchungsprogramme aufgenommen werden, zum anderen aber auch auf die Untersuchung nicht relevanter Parameter verzichtet wird.

Nach Stilllegung der Deponie ist die Überwachung bzw. das bestehende Monitoring zunächst unverändert weiterzuführen bis der behördliche Stilllegungsbescheid mit den Vorgaben für das Monitoring vorliegt. Eine Komplettierung der Hauptbestandteile (Kationen, Anionen, z.B. um HCO_3^-) in den Übersichtsprogrammen wird empfohlen, um die Erstellung einer Ionenbilanz zu ermöglichen. Mit der Einbeziehung von Ammonium-Stickstoff und Phosphat in das Untersuchungsprogramm können Aussagen zum Nährstoffangebot als limitierender Faktor für NA-Prozesse gemacht werden. Mit der flächendeckenden Untersuchung der Elektronenakzeptoren wird der Nachweis erbracht, dass diese hinreichend für den mikrobiologischen Abbau von organischen Schadstoffen zur Verfügung stehen.

Eine Reduzierung des Überwachungsprogramms hinsichtlich Umfang und Häufigkeit ist möglich, wenn keine oder nur unerhebliche Belastungen der Schutzgüter aufgetreten sind bzw. sobald Belastungen der Schutzgüter aufgrund von Maßnahmen der Stilllegung und Nachsorge ausreichend gemindert wurden. Auf der Grundlage dieses reduzierten Untersuchungsprogramms ist die Überwachung für die Dauer der Nachsorge weiterzuführen. Für die Nachsorge wird derzeit in Fachkreisen ein Zeitraum von etwa 30 Jahren als angemessen angesehen.

Parameter für die Überwachung von Grund-, Sicker-, Oberflächenwasser und Kontrollgräben sind z.B. in der WÜ 98 Teil 1 sowie in den Anhängen 3.3 und 3.4 des Merkblattes 3.6/2 „Überwachung von Grund-, Oberflächen- und Sickerwasser im Bereich von Abfallentsorgungsanlagen“ des Bayrischen Landesamtes für Wasserwirtschaft enthalten. Die WÜ 98 Teil 1 gibt Parameter auch für oberirdische Gewässer vor.

Weiterhin ist für die langfristige Überwachung (alle 3 Jahre) der oberirdischen Gewässer eine Erhebung des Arteninventars nach DIN 38410 mit vergleichender Bewertung der Messstellen im Ober- und Unterstrom durchzuführen. Die Erhebung des Arteninventars nach DIN 38410 gilt nur für fließende Gewässer. Für stehende Gewässer sollte bei Verdacht eines Deponieeinflusses das Makrozoobenthon (substratgebundene "Fischnährtiere") und das Phyto- und Zooplankton orientierend untersucht werden. Hinweise zur Untersuchung gibt die Schrift der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL).

Sowohl die WÜ 98 Teil 1 als auch das LfW-Merkblatt 3.6/2 enthalten dazu eine Aufstellung der Analysenverfahren, mit dem Vermerk, dass diese nach dem jeweils gültigen Stand anzuwenden sind. Die aktuellen Normen der Deutschen Einheitsverfahren (DEV) sind bei Wiley-VCH-DEV-Veröffentlichungen bzw. der DAP (mit Angaben für die jeweiligen Untersuchungsbereiche Abwasser/Deponiesickerwasser, Oberflächenwasser bzw. Grundwasser) zu finden.

Zusätzlich fordert die TA Abfall die Erstellung der Wasserbilanz für die Deponie, d.h. die regelmäßige Erfassung der dafür notwendigen Daten (meteorologische Daten). Die Durchführung der Deponiegasmessungen hat laut TA Abfall nach dem „Messprogramm zur Ermitt-

lung der Massenkonzentrationen relevanter Schadstoffe im Deponiegas und im Abgas von Deponiegasverbrennungsanlagen“ zu erfolgen (vgl. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden, Heft Nr. 88, 1989).

E6.4 Wo wird gemessen?

Der „Ort der Bewertung“ oder „Ort der Beurteilung“ wird oftmals gesetzlich (z.B. BBodSchG/ BBodSchV) festgelegt, i. d. R. ist dies das Kontaktmedium zum Schutzgut.

Für das Monitoring müssen entsprechend geeignete Messstellen ausgewählt werden. Diese müssen den entsprechenden Wirkungspfad repräsentieren, d.h. sich in einem relevanten Strömungsfeld befinden (Wasser, Gas). Für die Überwachung des Schutzgutes Grundwasser muss das Grundwasser im geschädigten Bereich und dessen Umfeld beprobt werden. Für die Beweissicherung ist die Untersuchung sowohl im Anstrom (Auffälligkeiten außerhalb des Einflussbereiches der Anlage, gemäß TA Abfall mind. eine Messstelle) als auch Abstrom (mind. vier Messstellen gemäß TA Abfall) erforderlich.

Zu den oberirdischen Gewässern gehören stehende und fließende oberirdische Gewässer im Umfeld der Deponie, die als Vorfluter dienen oder die aufgrund der hydrogeologischen Situation Zuflussanteile aus dem (potentiell verunreinigten) Grundwasser enthalten können. Bei Fließgewässern ist zur Beweissicherung mindestens je eine Messstelle im Ober- und Unterstrom des vermuteten Einflussbereiches festzulegen.

Die Messorte sind zu trennen zwischen dem Deponiebetriebsraum (innere Überwachung) und dem Umfeld (äußere Überwachung).

E6.5 Wann wird gemessen?

Das Monitoring wird auf die einzelnen Phasen und Etappen des Betriebes, der Deponiestilllegung und Nachsorge bezogen. In das Monitoringprogramm müssen die Anforderungen zu Häufigkeit und Zeitpunkt aus dem Bescheid zur Stilllegungsanzeige der zuständigen Behörde einbezogen werden. Nachfolgend werden einige allgemein gültige Aussagen zu Beprobungszeiträumen gemacht.

E6.5.1 Grundwasser

Die Häufigkeit der Grundwasseruntersuchungen orientiert sich am Standard der Sicherseinrichtungen (WÜ 98 Teil 1, LfW-Merkblatt 3.6/2).

Bei Deponien mit unterschiedlich ausgestatteten Bereichen gilt der ungünstigste Fall für die Gesamtanlage. Deponien mit rein mineralischer Dichtung > 75 cm sind als Altdeponien mit qualifizierter Abdichtung anzusehen, Deponien mit geringerer mineralischer Abdichtung sind wie Altdeponien mit Teilabdichtung bzw. ohne Abdichtung anzusehen.

Liegen dauerhaft günstige Verhältnisse vor (nur unerhebliche Veränderungen der Grundwasserqualität, d.h. keine negativen Tendenzen oder starken Schwankungen der einzelnen Messwerte) kann der Untersuchungsumfang (Parameter und Untersuchungshäufigkeit) ebenfalls reduziert werden. Bei Altdeponien mit qualifizierter Abdichtung ist es dann möglich, die Untersuchungen nach dem Standardprogramm auf zwei pro Jahr zu reduzieren. Dies ist dann zulässig, wenn anhand der Ergebnisse der langjährigen Grundwasserüberwachung keine Besorgnis einer nachhaltigen oder erheblichen Gewässerverunreinigung besteht.

Die TA Abfall fordert in der Betriebsphase (incl. Stilllegungsphase) die Erfassung der Grundwasserstände monatlich und der Grundwasserbeschaffenheit mindestens alle 6 Monate, in der Nachsorgephase beides alle 6 Monate.

Tab. E6-1: Häufigkeit der Grundwasseruntersuchungen (WÜ 98 Teil 1, LfW-Merkblatt 3.6/2)

Überwachungsprogramm	Häufigkeit nach Deponietyp*		
	Deponie gemäß TA Abfall / TA Siedlungsabfall	Altdeponie mit qualifizierter Abdichtung	Altdeponie mit Teilabdichtung bzw. ohne Abdichtung
Übersichtsprogramm	1 mal alle 5 Jahre (ersetzt ein Standardprogramm im 5. Jahr)	1 mal alle 3 Jahre (ersetzt ein Standardprogramm im 3. Jahr)	1 mal alle 2 Jahre (ersetzt ein Standardprogramm im 2. Jahr)
Standardprogramm	2 mal pro Jahr (regelmäßig alle 6 Monate, bevorzugt im Frühjahr und Herbst)	4 mal pro Jahr** (regelmäßig alle 3 Monate)	4 mal pro Jahr (regelmäßig alle 3 Monate)

* Bei Deponien mit unterschiedlich ausgestatteten Bereichen gilt der ungünstigste Fall für die Gesamtanlage.

** Beim Nachweis dauerhaft günstiger Verhältnisse Verringerung auf 2 mal pro Jahr möglich.

E6.5.2 Sickerwasser

Entsprechend der WÜ 98 Teil 1 und dem LfW-Merkblatt Nr. 3.6/2 ist Sickerwasser alle drei Jahre im Übersichtsprogramm sowie 4 mal im Jahr (regelmäßig alle drei Monate) im Standardprogramm zu untersuchen. Die Häufigkeit kann bei betriebsbedingter Notwendigkeit (z. B. im Zuge der Stilllegungsmaßnahmen) erhöht werden. Die TA Abfall fordert eine regelmäßige Erfassung der Sickerwassermenge sowie eine Untersuchung der Sickerwasserzusammensetzung alle sechs Monate.

E6.5.3 Oberirdische Gewässer und Oberflächenwasser

Die WÜ 98 Teil 1 fordert für oberirdische Gewässer folgenden Beprobungsrhythmus:

- Messungen vor Ort 2 mal pro Jahr (alle 6 Monate)
- Untersuchungen im Labor 2 mal pro Jahr (alle 6 Monate).

Treten bei der Untersuchung Auffälligkeiten auf, ist in Abstimmung mit der Überwachungsbehörde unter Berücksichtigung der aufgetretenen Belastungen der Untersuchungsumfang zu erweitern. Für die Auswahl der Parameter ist das Sickerwasserüberwachungsprogramm unter Berücksichtigung der zu erwartenden Verdünnung heranzuziehen.

Oberflächenwasser (d.h. Wasser des "over land flow") als unbelastetes Betriebsflächenwasser ist monatlich vor Ort zu überprüfen sowie 4 mal pro Jahr im Labor. Bei Auffälligkeiten ist das Sickerwasser-Standardprogramm durchzuführen. Belastete Betriebsflächenwässer (Abflüsse von Betriebs- oder Verkehrsflächen, z. B. Lagerflächen, Sicherstellungsbereiche, Bereiche zur Abfallvorbehandlung) sind abwassertechnisch zu behandelnde Wässer und unterliegen den Überwachungsanforderungen, die sich aus der wasserrechtlichen Erlaubnis ergeben.

E6.6 Wie wird gemessen?

Jedes Monitoring mit seiner Datengewinnung, -erfassung und –bewertung bzw. -interpretation ist in einer Kette nur so gut, wie das schwächste Glied. Um belastbare Daten zu erheben, sollten die relevanten Normen und Richtlinien (vgl. Kap. F5.3) eingehalten werden und Fehlerbetrachtungen über den gesamten Prozess erfolgen.

E6.6.1 Eignung der Messstellen

Die im Monitoring integrierten Messstellen sollten auf ihre Eignung für eine Langzeitzbeobachtung überprüft und möglichst mit einem Messstellenpass ausgestattet sein bzw. versehen werden (NITSCHE in DGFZ e.V. & BGD GmbH 2003, 2005). Die Messstellen sollten den zu beobachtenden Körper bzw. das Medium repräsentativ reflektieren, d.h. es muss neben dem ordnungsgemäßen Bau und der Dokumentation der Messstelle der Anschluss an das Strömungsregime gegeben sein. Grundwassermessstellen sind daher regelmäßig (alle fünf Jahre) durch geeignete Tests (Pumpversuche, Auffüllversuche) auf ihre Funktionsfähigkeit zu überprüfen (vgl. folgende **Tab. E 6-2**). Durch Beschreibung und Kennzeichnung sind die Messstellen unverwechselbar festzulegen (LfW-Merkblatt 3.6/2).

Tab. E6-2: Ablaufplan für die Eignungsprüfung von Grundwasserbeschaffenheits-Messstellen
(NITSCHE in DGFZ e.V. 2003, 2005)

I Vorauswahl in Wertung der verfügbaren Bestandsunterlagen	Ja	Nein
1. Liegt die Messstelle und ihre Filterstrecke an einem zu überwachenden Punkt		⇒
2. Beträgt der Ausbaudurchmesser mindestens 2,5 Zoll und für Filtertiefen >50 m 4 Zoll?	↓	⇒
3. Garantiert die Lage der Dichtung eine eindeutige Zuordnung der zu entnehmenden GW-Probe zu dem zu überwachenden Punkt?	↓	⇒
4. Erlauben die Eigentumsrechte die sichere Nutzung, bzw. sind solche Rechtsverhältnisse mit angemessenem Aufwand herstellbar?	↓	⇒

II Visuelle Bewertung vor Ort		
5. Ist die Grundwassermessstelle angemessen zugänglich bzw. sind vorhandene Hindernisse ausräumbar?	↓	⇒
6. Ist das Ausbaumaterial Edelstahl, HDPE oder PVC-hart oder ein vergleichbarer Kunststoff?	↓	⇒
7. Ist die GWM äußerlich intakt und stimmt das visuelle Erscheinungsbild mit den Bestandsdaten überein? (Abschluss des Schutzrohres zur Geländeoberfläche (Setzungen, Risse, Klüfte,...), Deformationen am Schutz- bzw. Vollrohr, Abweichungen des Schutz- bzw. Vollrohres von der Lotrechten, undichte bzw. fehlende Verschlusskappe, Ablagerungen im Bereich der GWM).	↓	⇒
8. Stimmt die gelotete Teufe mit der angegebenen Teufe auf ± 0,5m überein und ist das Ein- und Ausfahren eines Probennahme-Dummys (z.B. Dummy der später einzusetzenden Pumpe) problemlos möglich?	↓	⇒
III Technische Überprüfung vor Ort		
9. Ist der Filter nach dem Klarpumpen hydraulisch ausreichend mit dem zu überwachenden GW-Leiter verkoppelt (Pump- oder Infiltrationstest)?	↓	⇒
10. Ist die Dichtigkeit des Vollrohres durch einen WD-Test in dem über dem Filterrohr abgepackerten Aufsatzrohr nachweisbar?	↓	⇒
11. Sind Lage und Wirksamkeit der Dichtung z.B. durch eine geophysikalische GR-/ GG-/ NN-Prüfung nachweisbar?	↓	⇒
12. Ist die Erstbeprobung positiv*	↓	⇒
Für die GW-Beschaffenheitsbestimmung geeignete Messstelle Gütepass mit Grunddaten und Prüfprotokoll ausfertigen		
Für die GW-Beschaffenheitsbestimmung nicht geeignete Messstelle		

* Die Erstprobennahme dient der Überprüfung der Repräsentativität der Messstelle. Abweichungen vom Erwartungsbild bedürfen der geochemisch/geobiologischen Erklärung.

Ein Messstellenpass sollte für eine Grundwassermessstelle folgende Angaben beinhalten:

- Bezeichnung der Messstelle,
- Betreiber der Messstelle,
- Rechtswert, Hochwert, Höhe Geländeoberkante, Höhe Messstellenoberkante,
- Ausschnitt aus der TK 25 oder TK 10, Foto mit Bezugspunkt,
- Bohrung: Tiefe, Durchmesser, Jahr, ggf. Bohrfirma,
- Schichten- und Ausbauprofil nach DIN 4021 DN 4023,
- Ausbau: Filtertiefe, -länge, -durchmesser, -material,
- Erstdokumentation durch: ...,
- k_f -Wert aus Pump- bzw. Infiltrationstest,
- Ergebnis der Erstbeprobung: ...,

- Einbautiefe der Pumpe, Abpumpdauer, Abpumpvolumenstrom, Abzupumpendes Wasservolumen, Absenkung in der Grundwassermessstelle: ...,
- Leitkennwerte des Grundwassers: pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration, Redoxspannung (Wasserstoff-Bezugselektrode), Grundwasser-Temperatur.

Der Messstellenpass kann digital in einer Datenbank geführt bzw. generiert werden, wenn diese die oben aufgeführten Angaben enthält und einen einfachen Ausdruck des Messstellenpasses erlaubt (z.B. für die Verwendung im Feld bei den Probennahmekampagnen oder zur Beweissicherung). Umgekehrt können so bei den Probennahmen neu gewonnene Erkenntnisse in der Datenbank aktualisiert werden.

Im Zweifelsfall sollte eine Grundwassermessstelle vor der Aufnahme in das Monitoringprogramm einem Eignungstest gemäß **Tab. E6-2** unterzogen und die aktuellen Werte im Messstellenpass eingetragen werden.

Bei der Eignungsprüfung vorhandener Grundwassermessstellen ist zuerst eine formale Prüfung erforderlich, ob in dem Überwachungsgebiet Grundwassermessstellen vorhanden sind, die

- über eine Dokumentation verfügen (Lage, Ausbauzeichnungen, Schichtenverzeichnis, Datenreihen),
- nicht zerstört oder verfüllt und
- in den letzten 10 Jahren genutzt wurden.

Für die daran anzuschließende Prüfung, ob eine vorhandene Messstelle als Grundwasserbeschaffenheitsmessstelle für eine repräsentative Grundwasserprobennahme geeignet ist, hat sich das in **Tab. E6-2** dargestellten Ablaufschemata bewährt.

E6.6.2 Durchführung der Probennahme

Die Probennahme ist Teil des Monitorings und Teil der Analyse. Sie sollte deshalb grundsätzlich vom Untersuchungslabor selbst vorgenommen werden (NITSCHE in DGFZ e.V. & BGD GmbH 2005). Sofern dies nicht möglich ist, muss zumindest sichergestellt sein, dass die Proben durch entsprechend geschultes Personal in enger Abstimmung mit dem Untersuchungslabor entnommen werden. Das Untersuchungslabor ist auch in diesem Fall für die ordnungsgemäße Durchführung der Probennahme verantwortlich.

Die Probennahme wird immer von zwei Personen durchgeführt. Davon muss ein Mitarbeiter über eine Qualifikation als Probennehmer und/oder mehrjährige Erfahrung auf diesem Gebiet aufweisen. Die einschlägigen Vorkehrungen zum Arbeits- und Gesundheitsschutz sind einzuhalten.

Die technische Vorbereitung und Durchführung der Probennahme richtet sich nach der Aufgabenstellung der Untersuchungen. Dazu gehört ein entsprechender Probennahme-Plan:

- Auswahl der Messstellen,
- Häufigkeit,

- Probenvolumen, unterschiedliche Abfüllung, geeignete Probenflaschen,
- Materialliste,
- jahreszeitliche Aspekte,
- notwendige Probenbehandlung vor Ort (Filtration, Konservierung),
- Einweisung / Arbeitsschutzbelehrung der Mitarbeiter,
- Information an den Auftraggeber.

E6.6.3 Grundwasser

Die bei der Planung, Durchführung und Auswertung von Grundwasserprobennahmen zu berücksichtigenden Regeln, Merkblätter und Instruktionen wurden in **Tab. E6-3** zusammengestellt.

Für belastbare Grundwasseranalysen kommt somit der

- Planung der Grundwasserprobennahme (Berechnung des abzupumpenden Filtervolumens, Abschätzung der Pumpenförderleistung, Festlegung der Reihenfolge der zu beprobenden Grundwassermessstellen),
- Vorbereitung der Grundwasserprobennahme (Kontrolle des Wartungszustandes der Mess- und Probennahmesysteme, Kalibrierung der Messsysteme, Reinigung der Probennahmesysteme) sowie der
- ordnungsgemäßen Durchführung der Grundwasserprobennahme

eine entscheidende Bedeutung zu.

Tab. E6-3: Regeln, Merkblätter und Instruktionen zur Grundwasserprobennahme (NITSCHE in DGFZ e.V. & BGD GmbH 2005)

Literaturquelle	Planung	Durch-führung	Präparation Transport	Aus-wertung
DIN 38402-Teil 13 Probennahme aus Grundwasserleitern (1986)	<input type="circle"/>	<input checked="" type="circle"/>	<input checked="" type="circle"/>	<input checked="" type="circle"/>
DVGW-Merkblatt W 112 Entnahme von Wasserproben bei der Wassererschließung (1983)	<input type="circle"/>	<input checked="" type="circle"/>	<input checked="" type="circle"/>	<input checked="" type="circle"/>
DVWK-Regel 128 Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben (1992)	<input type="circle"/>	<input checked="" type="circle"/>	<input checked="" type="circle"/>	<input checked="" type="circle"/>
DVWK-Schrift 84 Grundwasser-Redoxpotentialmessung Probennahmegeräte (1991)	<input type="circle"/>	<input checked="" type="circle"/>	<input checked="" type="circle"/>	<input type="circle"/>

Literaturquelle	Planung	Durch-führung	Präparation Transport	Aus-wertung
DVWK-Schrift 107 Grundwassermessgeräte für die Ermittlung physik. u. physikochem. Parameter + Datensammler (1994)	●	●	○	○
DVWK-Mitteilung 20 Einflüsse von Messstellenausbau u. Pumpenmaterialien auf die Beschaffenheit einer Wasserprobe (1990)	○	●	○	○
DVWK-Merkblatt 245 Tiefenorientierte Probennahme aus Grundwassermessstellen (1997)	●	●	○	●
LAWA Grundwasser Richtlinie für Beobachtung und Auswertung, Teil 3 Grundwasserbeschaffenheit (1993)	○	●	●	●
Anforderungen an Untersuchungsmethoden zur Erkundung u. Bewertung kontaminations-verdächtiger/ kontaminierte Flächen u. Standorte auf Bundesliegenschaften Verwaltungsvereinbarung OFD Hannover-BAM vom 15.09.95, Stand II/97	●	●	●	●
AQS-Merkblatt P-8/2 der LAWA für die Qualitätssicherung bei Wasser, Abwasser- und Schlammuntersuchungen	○	●	●	●

- *keine Information*
- *Überblicksinformation*
- *Detailinformation*

Für vergleichbare Messwerte an einer Messstelle ist daher eine einheitliche Probennahme (Einbautiefe der Pumpe, Förderstrom, Absenkung des Wasserspiegels aber auch Probenkonservierung und Transport) wichtig, die auch entsprechend in jedem Probennahmeprotokoll dokumentiert werden muss. Die Probennehmer müssen entsprechend für jede Messstelle eingewiesen werden.

Detaillierte Beschreibungen zur Planung und Durchführung von Grundwasserprobennahmen finden sich in den Ausführungen von NITSCHE (2005 bzw. 2003) zum „Montanhydrologischen Monitoring – Probennahme von Sediment, Oberflächen- und Grundwasser“ bzw. „Probennahme Grundwasser-Altlasten“ (DGFZ e.V. BGD GmbH 2005).

E6.6.4 Sickerwasser

Beim Sickerwasser ist während der Probennahme (Teilen, Abfüllen) auf eine ausreichende Homogenisierung zu achten, um eine annähernd repräsentative Erfassung der ungelösten Stoffe zu gewährleisten. Bei jeder Probennahme sind in einem Protokoll insbesondere folgende Angaben zu machen:

- Probenkennzeichnung und Entnahmestandort;
- Zeitpunkt (Datum, Uhrzeit) und Art der Probennahme (manuell/geschöpft; automatischer Probennehmer);
- Wetterverhältnisse;
- Ergebnisse von Messungen am Entnahmestandort;
- Art der Probenvorbehandlung und -konservierung;
- besondere Beobachtungen (bei Sickerwasser z.B. Vermischung mit Fremdwasser);
- Name und Dienststelle des Probennehmers.

Die entnommenen Proben sind kühl und dunkel sowie so schnell wie möglich zusammen mit den Protokollen dem Untersuchungslabor zu übergeben.

E6.6.5 Oberirdische Gewässer

Eine repräsentative Probe wird i.d.R. in der Strömungslinie eines Fließgewässers entnommen. Die Entnahme der Wasserprobe erfolgt unter der Wasseroberfläche, im oberen Drittel der Gesamttiefe des Gewässers. In der Regel sollte die Probennahmestelle nicht beeinflusst sein von: Abwasserfahnen, Wellenschlag, Rückströmungen, Totzonen und Bereichen erhöhter Turbulenz.

Der Gehalt der Probe an suspendierten Stoffen muss dem im Gewässer entsprechen. Das Abfüllen der Probenflaschen muss unverzüglich nach Probennahme stattfinden, um ungelöste Stoffe in ihrer tatsächlichen Konzentration erfassen zu können (kein Absetzen der Probe im Probennahmefäß).

Vor-Ort-Messungen:

- Temperatur von Luft und Wasser,
- pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration, Trübung, Redoxpotential,
- evtl. Einsatz von Multiparametersonden (z.B. ECOTECH; SEBA),
- Sichttiefe,
- qualitative Charakterisierung von Geruch, Färbung und Trübung der Proben,
- bei Fließgewässern nach Möglichkeit entweder Pegelhöhe oder Durchflussmenge,

- Falls zu erwarten ist, dass während des Transportes Veränderungen der gelösten Stoffe eintreten (Ausflockung, chemische bzw. biochemische Umsetzungen), ist es ratsam, vor Ort zu filtrieren.

Weitere Vor-Ort-Arbeiten:

- Konservierung der Proben,
- gasblasenfreies Verschließen von Proben mit veränderlichen Konzentrationen von Gasen (z.B. CO₂ oder leichtflüchtige Bestandteile),
- Ausfüllen des Probennahme-Protokolls,
- haltbare Kennzeichnung der Probenflaschen,
- bruchsicheres Verpacken der Proben in Kühltaschen.

Detaillierte Beschreibungen zur Planung und Durchführung von Probennahmen von oberirdischen Gewässern finden sich in den Ausführungen von NITSCHE zum „Montanhydrologischen Monitoring – Probennahme von Sediment, Oberflächen- und Grundwasser“ (DGFZ e.V. & BGD GmbH 2005) und „Wirkungspfad Boden-Gewässer“ (DGFZ e.V. & IHK-Bildungszentrum gGmbH 2006).

E6.6.6 Meteorologische Daten

Die Ermittlung der meteorologischen Daten wird nach DIN 19685 durchgeführt (TA Abfall).

E6.6.7 Plausibilitätstests

Die Belastbarkeit einer Grundwasseranalyse wird grundsätzlich bestimmt durch:

- den Entnahmeraum der Probe und
- die aus der Probennahme, Probenaufteilung, Probenkonservierung und dem Probentransport bedingten Veränderungen der Probe und der im Rahmen der Vor-Ort- und Laboranalyse erzielten Fehler, die durch Plausibilitätskontrollen (einschl. Ionenbilanz-Fehlerberechnungen) bestimmbar sind.

Mögliche Plausibilitätskontrollen für Wasseranalysen (HÖLTING 1996):

- Ionenbilanzfehler (speziiert) $\leq 10\%$,
- Wenn O₂ $> 1 \text{ mg/l}$, dann S²⁻ $< 0,01 \text{ mg/l}$,
- Wenn O₂ $< 1 - 2 \text{ mg/l}$, dann keine Differenz zwischen Fe (II) und Fe_{ges},
- Wenn O₂ $> 1 - 2 \text{ mg/l}$, dann können Nitrit, Nitrat auftreten,
- o-Phosphat $<$ Gesamtphosphor,

- Gesamtrockenrückstand > Filtratrockenrückstand,
- CSB > 2-3 x DOC,
- Sulfat \approx el. Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) \times 0,4 - 0,7 (Ausnahme: Zechsteinwässer),
- $\text{Fe}_{\text{ges}} > \text{Fe}_{\text{gel}} > \text{Fe} (\text{II})$,
- pH-Wert_{Feld} und pH-Wert_{Labor} dürfen max. 0,5 Einheiten abweichen.

Ein wesentliches Kriterium ist der Ionenbilanzfehler, der jedoch nur bei Analyse aller Hauptkationen und Hauptanionen sinnvoll berechnet werden kann.

E6.6.8 Fehlerbereiche und Nachweisgrenzen

Für alle Analysen sind generell das Analyseverfahren sowie die Nachweisgrenze und der Fehlerbereich zu dokumentieren.

E6.6.9 Datenerfassung und –Auswertung

Generell sollten alle Probennahme- und Analysenprotokolle archiviert werden. Parallel dazu erfolgt eine rechentechnische Erfassung, vorzugsweise in Datenbanken, die auch eine statistische Auswertung und Darstellung von Trendlinien ermöglicht.

Für die Dokumentation empfiehlt sich das Führen eines Deponiejahrbuches.

In der Nachsorgephase werden die Daten jährlich ausgewertet. Dazu zählen gemäß TA Abfall statistische Aufstellungen (Summenwerte, Durchschnittswerte, Minima, Maxima), Ganglinien, Frachtabschätzungen sowie Interpretationen aus den Daten hinsichtlich des Auslaugverhaltens und der Funktionstüchtigkeit der Sicherungssysteme.

E6.7 Besonderheiten des Monitorings zum Nachweis der Wirksamkeit von NA-Prozessen

Zur Einbeziehung von NA-Prozessen als beurteilungserhebliche Standortgegebenheit (LABO 1997) in eine Sanierungskonzeption müssen folgende Nachweise erbracht werden (WERNER et al. 2005)

- Nachweis der (ausreichenden) Wirksamkeit der NA-Prozesse
- Nachweis der Nachhaltigkeit der Wirkungen
- Verifizierung des Fortschritts der tatsächlich eingetretenen Schadstoffminderung.

Hiernach gilt es nicht nur die räumliche und zeitliche Verteilung der Schadstoffe zu beschreiben, sondern insbesondere bei der Planung, Durchführung und Überwachung von ENA- basierten Maßnahmen auch die relevanten Prozesse zu beschreiben. Das Analytikprogramm muss sich deshalb nicht nur auf die Schadstoffe an sich sondern auch auf das hydrogeochemische Umfeld beziehen. Besonders von Interesse sind hier die

limitierenden Faktoren für die biologischen Prozesse. Das Grundwasser-Monitoring muss die gesamte Grundwasserleitermächtigkeit mit teufenorientierten Messstellen erfassen. Die Planung und Durchführung der Probennahme muss auf die Spezifik angepasst sein (hoher Kontrast zwischen den Schadstoffkonzentrationen im Bereich der Schadstoffquelle und in der Fahne). Das Monitoring muss in regelmäßigen Zeitintervallen die Stofffrachtabilanzierung beinhalten. Für den Nachweis der biologischen Abbauprozesse sind in der Regel experimentelle Arbeiten notwendig, die in folgenden Stufen durchgeführt werden sollten:

- Batch-Versuch im Inkubator,
- On-Site-Säulenversuch vor Ort mit nativem Grundwasser.
- Diese Ergebnisse sind mit den Feld-Monitoring-Daten zu vergleichen.

E7 Erörterung der Grundlagen zu Ablagerung, Stilllegung und Nachsorge von Deponieanlagen sowie Gewinnung, Wiedernutzbarmachung und Folgenutzung von Bergbauanlagen

Autor: Thomas Luckner

- GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden
- Herr Dr.-Ing. Th. Luckner
- Meraner Straße 10, 01217 Dresden
- TLuckner@GFI-Dresden.de
- Anmerkung: Die Hinweise im Impressum sind zu beachten.

E7.1 Einleitung

Der amerikanische Begriff „landfill“ für Deponie bzw. Abfallablagerung offeriert der Allgemeinheit, dass es oftmals ein wichtiges Ziel sei, unerwünschte Landschaftshohlformen (die z.B. bei der Gewinnung von Rohstoffen entstehen) durch **Verfüllung mit Abfällen zur Verwertung** wieder zu schließen. Solche Hohlformen hinterlässt z.B. der Bergbau nach der Gewinnung von Bodenschätzen. Insbesondere der Steine- und Erdenbergbau sowie der Braunkohlenbergbau hinterlassen Hohlformen, deren Verfüllung im Interesse der Allgemeinheit häufig wünschenswert ist, um eine Folgenutzung auf diesen Oberflächen zu ermöglichen.

Weiterhin wurden Abfälle auch auf errichteten Deponieanlagen als Folgenutzung zuvor vom Bergbau genutzter Flächen abgelagert. Diese Abfälle werden dabei als **Abfälle zur Beseitigung** bezeichnet.

"Abfall" im Sinne des deutschen Abfallrechts sind alle Gegenstände, die beweglich sind, sofern der Besitzer des Gegenstandes sich dieses Gegenstandes entledigt, sich dessen entledigen will oder sich dessen entledigen muss. Hierbei gilt es die Abfallbeseitigung von der Abfallverwertung zu trennen.

Die Begriffe Errichtung, Ablagerungs-, Betriebs-, Stilllegungs- und Nachsorgephase sind vom Abfallrecht bestimmte Begriffe. Begriffe wie Gewinnen, Aufbereiten, Wiedernutzbarmachung der Oberflächen und Gemeinschadenhandlung sind vom Bergrecht bestimmte Begriffe. Der Betrieb von Bergbau- und Deponieanlagen ist mit einer räumlich und zeitlich begrenzten Nutzung von Kompartimenten des allgemeinen Naturraums verbunden. Diese werden an der Geländeoberfläche im Allgemeinen durch das Betriebsgelände der Anlagen begrenzt.

E7.2 Bergrechtliche Naturraumnutzung zur Gewinnung von Bodenschätzen

Bergfreie Bodenschätze, wie beispielsweise die Braunkohle, sind in Deutschland Gemeineigentum. Zur Gewinnung dieser Bodenschätze kann ein zu definierendes Kompartiment des Naturraumes von der Allgemeinheit (vertreten durch das zuständige Bergamt) einem Einzelnen (einem Bergbauberechtigten) zur zeitlich beschränkten, bergrechtlich

determinierten Sondernutzung übertragen werden. Hierzu muss eine Bewilligung nach BBergG vorliegen. Diese Bewilligung umfasst das Recht, das Eigentum an Bodenschätzen zu erwerben, die für den Betrieb erforderlichen Einrichtungen zu errichten und zu betreiben, sowie Grundabtretungen zu verlangen (§8 BBergG). Das betroffene Kompartiment des Naturraums, das so genannte Bewilligungsfeld nach BBergG, steht unter Bergaufsicht.

Die Bergämter der Bundesländer fungieren im Bereich des Bewilligungsfelds als Sonderordnungs- und Sonderrechtsbehörde, d.h. Bergrecht nach BBergG verdrängt während des Sondernutzungszeitraums des Naturraumkompartiments das allgemeine Umwelt- und Ordnungsrecht und stellt diesbezüglich ein „Sonderrechtsgebiet“ dar. In **Abb. E7-1** wird die räumliche Einordnung eines Sondernutzungsbereichs „Tagebau“, das so genannten Bewilligungsfeld nach §4(7) BBergG, in den umgebenden Naturraum exemplarisch dargestellt.

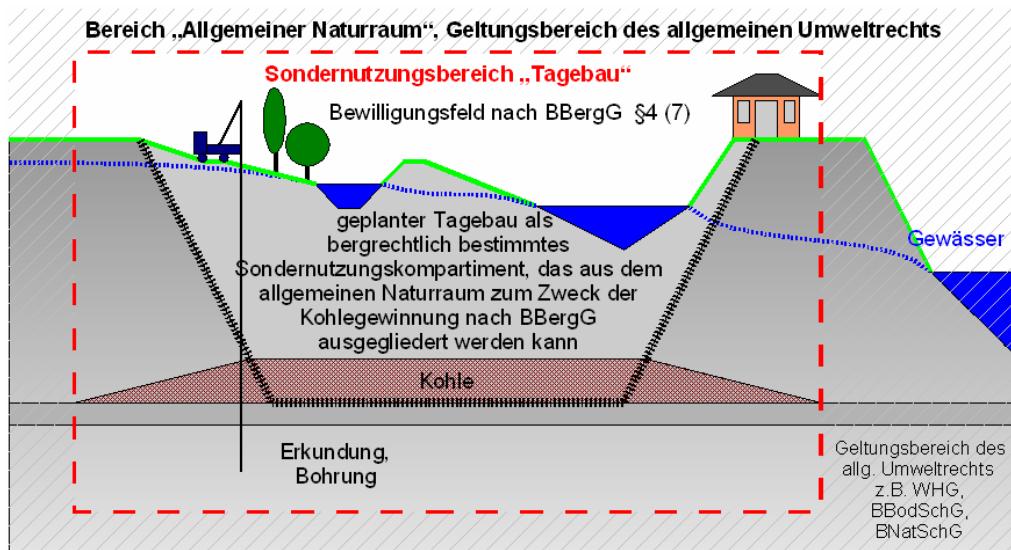


Abb. E7-1: Abgrenzung eines bergrechtlich bestimmten Sondernutzungsraumes zur Kohlegewinnung im Tagebaubetrieb (vertikal- ebener schematischer Schnitt)

Gewässer im Sinne des WHG gibt es in dem zur zeitlich beschränkten bergrechtlichen Sondernutzung bestimmten Kompartiment vom Beginn des Bergbaubetriebs bis zur Beendigung der Bergaufsicht nicht. Im Bewilligungsfeld prägt der Tagebaubetrieb mit seinen technischen Anlagen das Geschehen. Das BBergG regelt hierbei auch den Umgang mit den anzutreffenden Wässern.

Ober- oder unterirdische Wässer im bergrechtlich determinierten Raum werden ihrer bergtechnischen Einordnung entsprechend bezeichnet. Die bergbauliche Betriebswasserwirtschaft bezeichnet sie als zusitzende Wässer (Poren und Klüfte füllende Wässer), die es durch Entwässerungselemente (Schächte, Brunnen, Filter ...) zu lösen und durch Gerinne (Gefluder, Röschen, Seigen ...) oder Rohrleitungen den Kollektoren bzw. Sümpfen der Wasserhaltungen zuzuführen gilt, von wo aus sie gehoben (gepumpt) oder im Freispiegelgefälle abgeleitet und in die dem WHG unterliegende öffentliche Vorflut des Umfeldes abgeschlagen werden.

Die zeitlich beschränkte bergrechtlich bestimmte Sondernutzung eines Naturraum-Kompartimentes steht dabei immer unter dem Gebot, keine vermeidbaren Beeinträchtigungen (Nebenwirkungen) durch bergbauliche Tätigkeiten auf die Umwelt (d.h. den umgebenden Naturraum, der z.B. durch das WHG und das BBodSchG geschützt ist) zuzulassen und durch angemessene Maßnahmen sicherzustellen, dass das Bewilligungsfeld durch vorsorgende Maßnahmen nach Abschluss der zeitlich beschränkten bergrechtlichen Sondernutzung wieder in die vom Gemeinwohl bestimmte allgemeine Naturraumnutzung reintegriert werden kann.

In **Abb. E7-2** sind die bergrechtlich bestimmten Phasen der Naturraumsondernutzung vom Beginn der Erkundung bis zur Beendigung der Bergaufsicht schematisch dargestellt. Hierbei wurde die Phase „Gemeinschadenhandlung“ als Nachsorgephase zwischen dem „Ende der ABP-Maßnahmen“ (ABP -Abschlussbetriebsplan nach § 53 (1) und § 55 (2) BBergG) zur Wiedernutzbarmachung der Tagesoberfläche und dem „Ende der Bergaufsicht“ für die Durchführung von Nachsorgemaßnahmen zur Behebung von betriebsbedingten Schäden (vgl. §69 (2) BBergG), z.B. als MNA- bzw. ENA-Maßnahmen, eingeordnet. Die für letzteres erforderlichen Maßnahmen können vor allem bei betriebsbedingten Schäden des unterirdischen Wassers inner- und außerhalb der Grenzen des unter Bergrecht stehenden Bereichs notwendig werden.

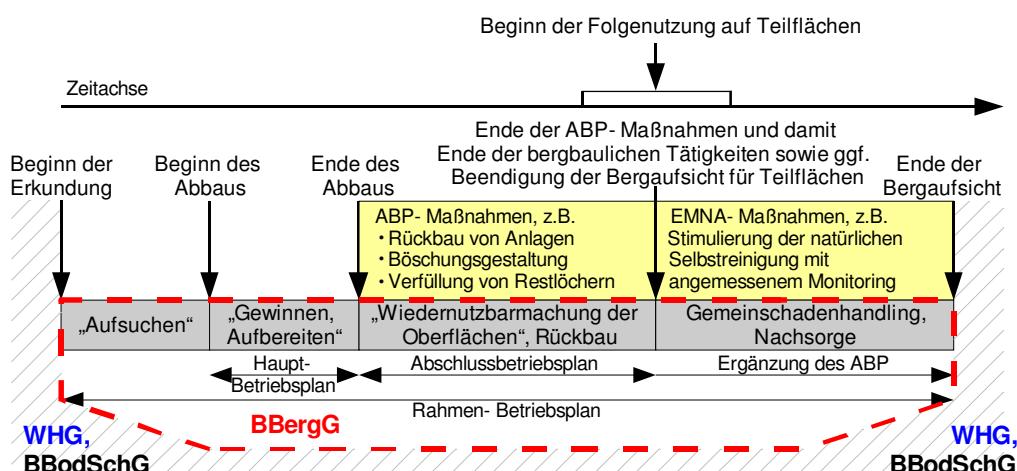


Abb. E7-2: Bergrechtlich bestimmte Phasen der Naturraumsondernutzung beim Bergbau über Tage (Tagebaubetriebsphasen)

Die folgende **Abb. E7-3** zeigt den Zustand zum Ende der bergrechtlich bestimmten Abbauphase einer Braunkohlelagerstätte. Im durch Massendefizit verbliebenen Tagebaurestloch können Teilflächen wieder nutzbar gemacht, aus der Bergaufsicht entlassen und einer Folgenutzung (vgl. **Abb. E7-2**), so z.B. der Ablagerung von Abfällen oder Reststoffen, zugeführt werden. Diese Folgenutzung unterliegt bei der Ablagerung von Abfällen dem Abfallrecht und bei der Ablagerung bergtechnischer Reststoffe dem Bergrecht. Der unter der folgegenutzten Oberfläche befindliche Raum verbleibt aber vielerorts bis zur Beseitigung eventuell noch bestehender bergbaubedingter Schädigungen des Bodens und des unterirdischen Wassers unter Bergaufsicht. **Abb. E7-4** versucht den Zustand nach der Entlassung einer Teilfläche aus der Bergaufsicht schematisch entsprechend den **Abb. E7-1** und **Abb. E7-3** zu veranschaulichen. Hierbei wird deutlich, dass die wieder nutzbar

gemachte Fläche nur eine Teilfläche des ehemaligen Sondernutzungsbereichs „Tagebau“ erfassen kann und diese dann vom Wirkungsbereich des BBergG umgeben bleibt. Der Bergbaubetrieb ist grundsätzlich nur zur einmaligen Wiedernutzbarmachung verpflichtet. Mit der Abnahme dieser Fläche trägt fortan der Folgenutzer alle weiteren Verpflichtungen. Die Verpflichtungen des Bergbaubetriebenden zur Wiedernutzbarmachung gelten auch dann als erfüllt, wenn im Sonderfall das geplante Folgenutzungskonzept scheitert.

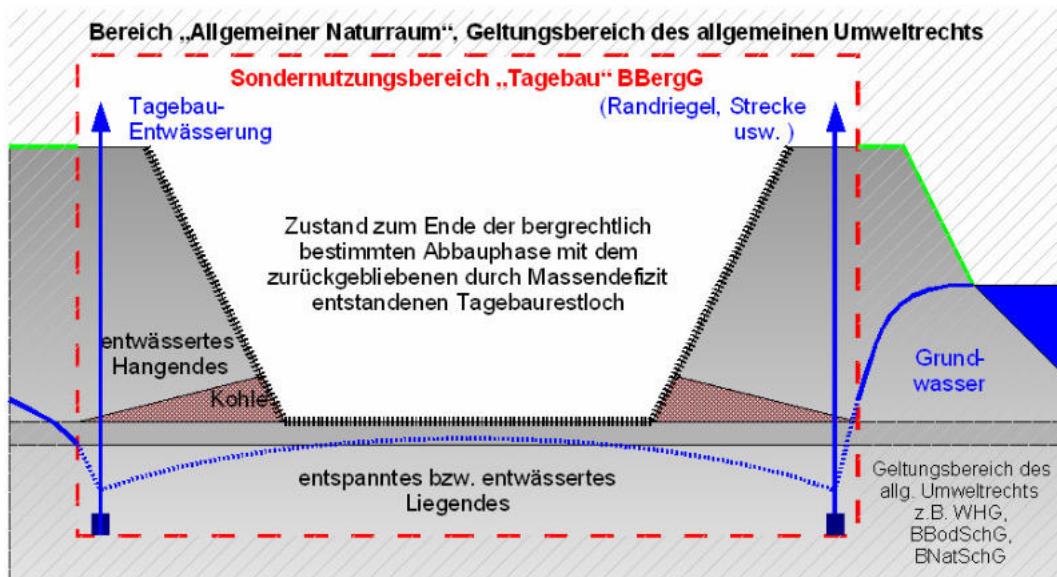


Abb. E7-3: Hohlform am Ende des Braunkohleabbaus (vertikal- ebener schematischer Schnitt)

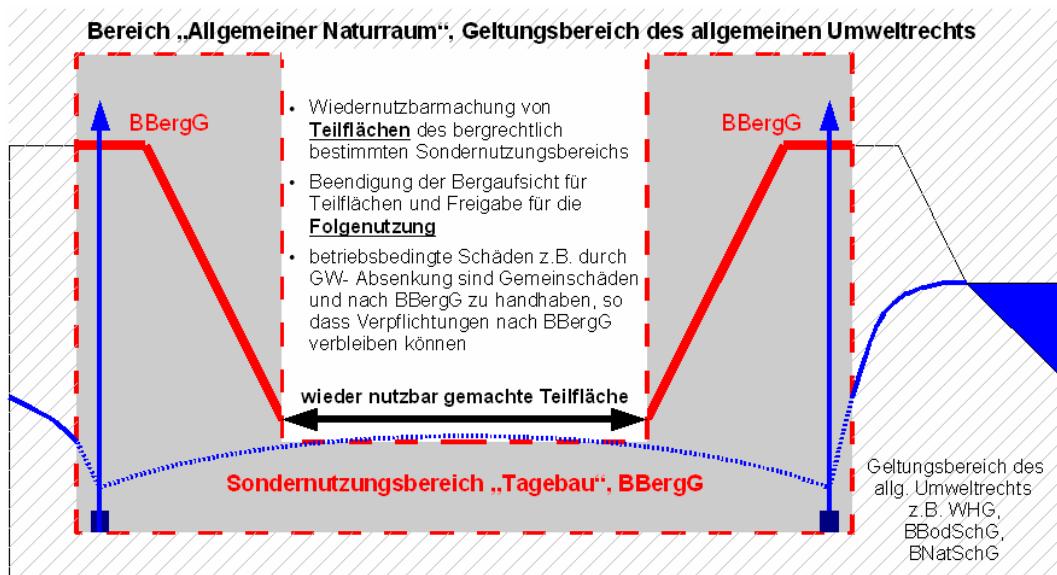


Abb. E7-4: Wiedernutzbarmachung einer Teifläche im Tagebaurestloch (vertikal- ebener schematischer Schnitt)

E7.3 Abfallrechtliche Naturraumnutzung als Folgenutzung auf Flächen ehemaliger Bergbauanlagen

Die Ablagerung von Abfällen zur Beseitigung auf zuvor bergrechtlich genutzten Flächen ist nach deren Wiedernutzbarmachung für diese spezifische Folgenutzung der Abfallablagerung und der Errichtung der Deponieanlage möglich. Ziel der Abfallablagerung in bergbaulichen Hohlformen ist neben der Beseitigung der Abfälle die Verfüllung der Hohlform und somit der Ausgleich des Massendefizits. **Abb. E7-5** zeigt hierzu die vom KrW-/AbfG, der Abfallablagerungs- und Deponieverordnung abfallrechtlich bestimmten Phasen des Deponiebetriebs und deren Einordnung in die gemäß BBergG bergrechtlich bestimmten Phasen des Bergbaubetriebs. Hierbei wird die zeitliche Einordnung der Phase „Beginn der Errichtung“ der Deponieanlage im Tagebaurestloch nach der Phase „Beendigung der Bergaufsicht“ für die vom Deponiebetrieb betroffenen Flächen deutlich.

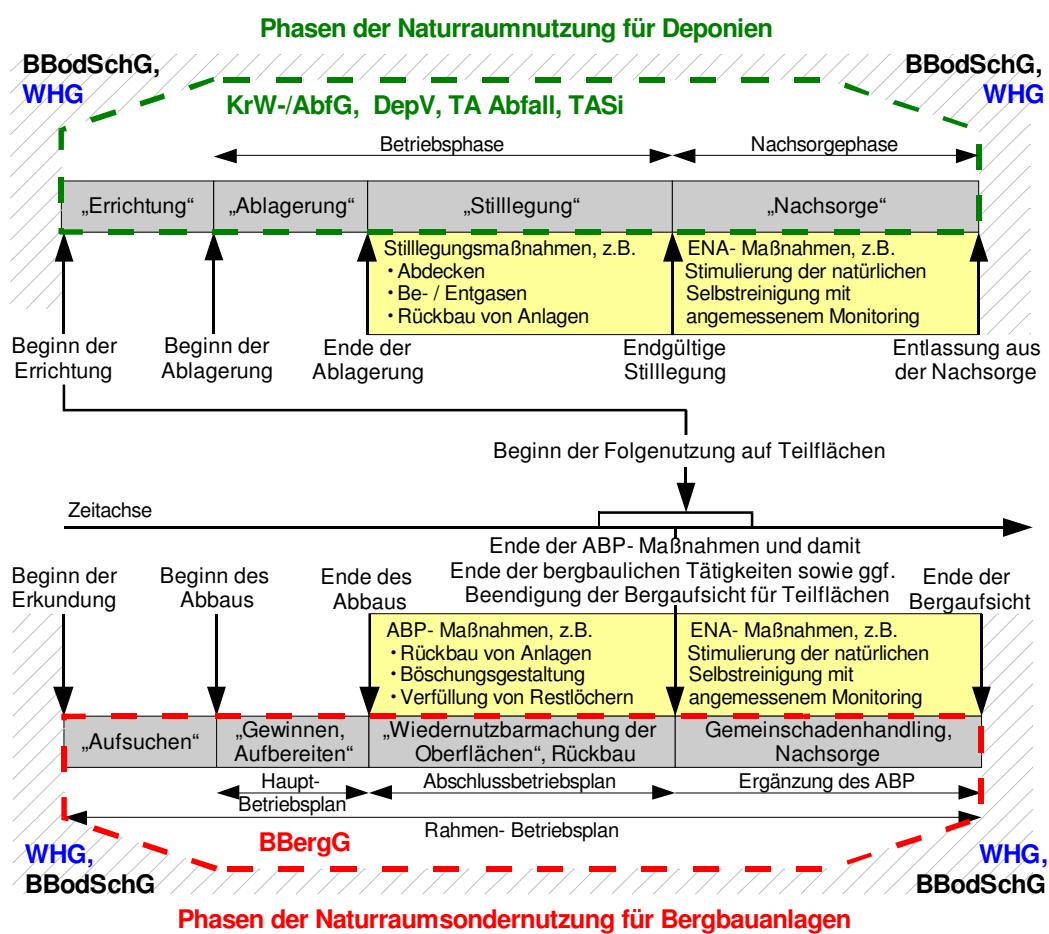


Abb. E7-5: Abfallrechtlich bestimmte Betriebs- und Nachsorgephasen und deren Einordnung in die bergrechtlich bestimmten Phasen des Bergbaubetriebs

Die für den Deponiebetrieb als Folgenutzung in ehemaligen Tagebauen erforderlichen Ablagerungsflächen müssen somit zuvor wieder nutzbar und aus der Bergaufsicht entlassen werden. Das Abfallrecht entfaltet in diesem Fall, wie dies **Abb. E7-6** (oben) zu veranschaulichen sucht, umgeben vom unter Bergaufsicht stehenden Bereich seine räumlich und zeitlich begrenzte Wirkung. Der Nutzungsbereich für die Deponieanlage ist somit in den

bergrechtlich bestimmten Sondernutzungsbereich für den Tagebau auch räumlich eingeordnet und in der Regel kleiner als das bergrechtlich determinierte Sondernutzungskompartiment, das am Ende des Kohleabbaus gemeinhin die mit Abraum des Hangenden verkippten Bereiche des Bewilligungsfelds umfasst.

Sollte die Verfüllung des Tagebaurestlochs mit Reststoffen oder Abfällen nicht vollständig möglich sein, besteht bei entsprechenden Randbedingungen die Möglichkeit bzw. Notwendigkeit, das noch verbleibende Restloch mit aufgehendem Grundwasser oder Oberflächenwasser zu füllen. **Abb. E7-6** (unten) zeigt exemplarisch den dabei erreichten Zustand in der abfallrechtlich bestimmten Nachsorgephase mit dem Deponieabfallkörper (I), dem Deponieabdeckkörper (II) und einem Deponiewasserkollektor (III), der Teil der deponietechnischen Anlage ist.

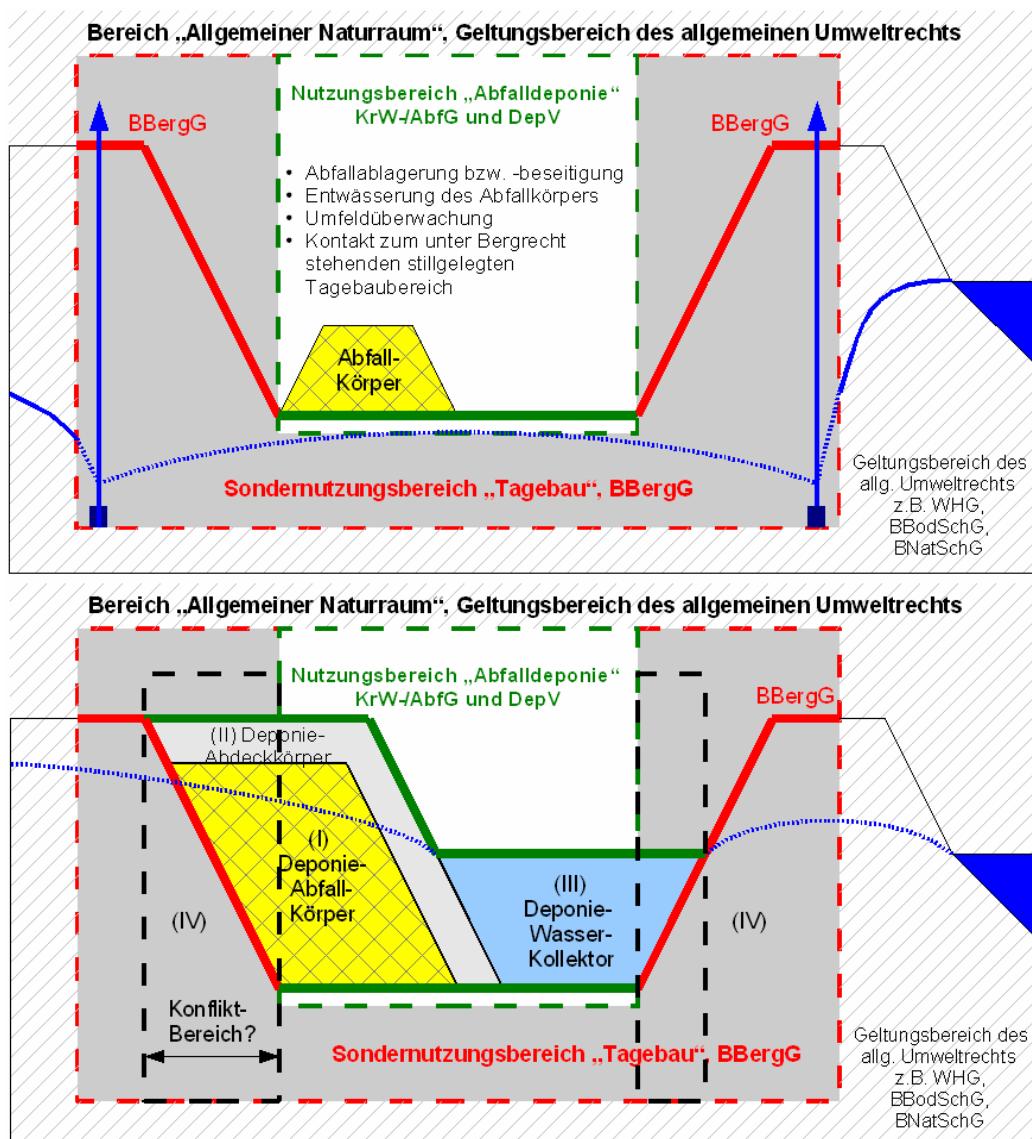


Abb. E7-6: Räumliche Einordnung der Abfalldeponie in das Tagebaurestloch (oben) und mit Abfällen und Wasser teilverfülltes Tagebaurestloch (unten)

In der Stilllegungsphase der Deponie können im Deponiewasserkollektor (III) gegebenenfalls notwendig werdende Wasserbehandlungsmaßnahmen erfolgen. In der Nachsorgephase, in der in den Deponieteilkörpern NA-Prozesse stattfinden, lassen sich erforderlichenfalls diese natürlichen Selbstreinigungsprozesse im Deponiewasserkollektor (III) am effektivsten stimulieren. Dies bezieht sich sowohl auf die technologisch mögliche Stimulierung (z.B. Tiefenbelüftung) als auch darauf, dass sich der zentrale Kollektor (III) im Abstrom der umgebenden Körper (I), (II) und (IV) befindet und damit abfallablagerungsverursachten Stoffe, die sich in den in **Abb. E7-7** dargestellten Wasserstrom ggf. einlösen können, zu erfassen und zu überwachen gestattet.

Weder die Wässer im Deponiekörper noch das Betriebswasser im Kollektor sind in der abfall-rechtlich bestimmten Stilllegungs- und Nachsorgephase vom WHG erfasste und damit geschützte Gewässer. Es handelt sich vielmehr um technogene Elemente der Betriebswasserwirtschaft, die vom Abfallrecht reguliert werden. Umweltrechtlich relevant sind die Emission abfallablagerungsverursachter Stoffe über die abfallrechtlich determinierten Grenzflächen zum angrenzenden Naturraum. Bei der Wasserhaltung im Deponie-Wasserkollektor gemäß **Abb. E7-7** betrifft dies für die wassergetragenen Emissionen allein die Ableitung des Wassers aus dem Kollektor in das Oberflächengewässer (d.h. die öffentliche Vorflut) außerhalb des abfall- bzw. bergrechtlich bestimmten Betriebsbereichs.

Die Ableitung des Kollektorschwundes mit seinen Inhaltsstoffen in ein öffentliches Oberflächengewässer ist ein Gewässerbenutzungstatbestand gem. §3 (1)4 WHG und bedarf einer wasserrechtlichen Erlaubnis oder Bewilligung gemäß §7 oder §8 WHG. Ort der rechtlichen Beurteilung ist die Einleitung des aus dem betriebswasserwirtschaftlichen Bereich abgeleiteten Wassers mit seinen Inhaltsstoffen in das Oberflächengewässer.

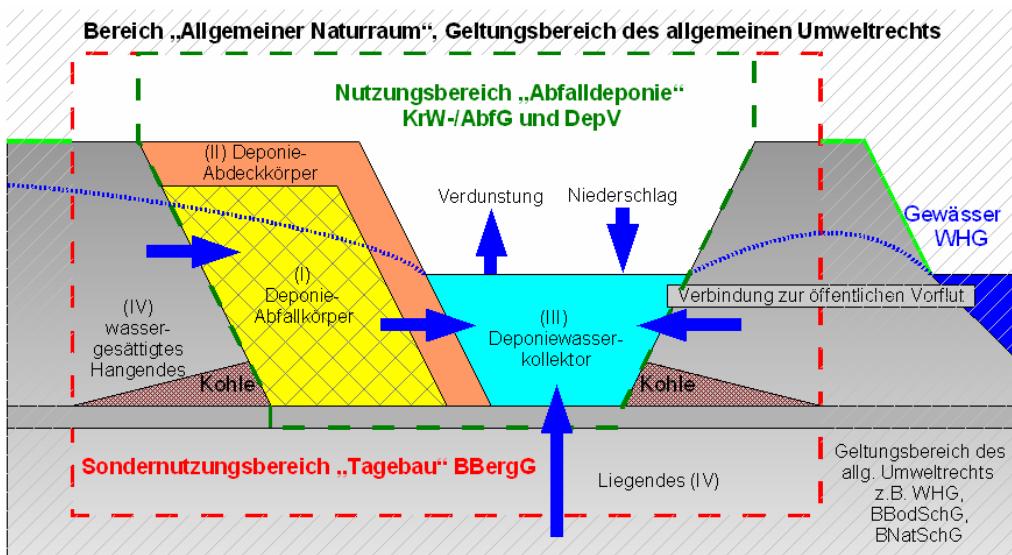


Abb. E7-7: Zustand Sondernutzungsbereiche während der Nachsorgephase

Eine vom strömenden Wasser getragene Emission abfallablagerungsverursachter Stoffe in das gemäß WHG zu schützende Grundwasser als Gewässer über die abfall- bzw. bergrechtlich bestimmten örtlichen Grenzen der Nutzung ist dagegen nicht zu erwarten, wenn die Deponie, wie in **Abb. E7-7** gezeigt, über einen Kollektor verfügt, in dem alle

Wasserströmungen über die Außen-Grenzflächen der Körper (I) bis (IV) erfasst werden können. Ein Gewässerbenutzungstatbestand gem. §3 (1)6 WHG ist es aber, dass Grundwasser aus dem Umfeld in den Kollektor abgeleitet wird. Auch dieser Tatbestand bedarf der wasserrechtlichen Erlaubnis oder Bewilligung gem. §7 bzw. §8 WHG. Ort der rechtlichen Beurteilung ist hier entweder die Grenze des bergrechtlich oder des abfallrechtlich bestimmten Betriebswasserbereichs.

E7.4 Beendigung der Naturraumnutzung durch Bergbau- und Deponieanlagen

Vorrangiges Ziel der Anlagenbetreiber und Sanierungsverpflichteten ist es dabei, nach Abschluss der Maßnahmen die

- Entlassung aus der Deponienachsorge (gem. §36(5) KrW-/AbfG) bzw. die
- Beendigung der Bergaufsicht (gem. §69(2) BBergG) oder den
- Abschluss der Sanierung (gem. WHG / LWG bzw. BBodSchG)

zu erreichen, um somit aus den Anlagenbetriebs-, Nachsorge- bzw. Sanierungs-Verpflichtungen sowie aus der behördlichen Überwachung entlassen zu werden.

Die „Entlassung aus der Nachsorge“ (für Deponien) kann auf Antrag des Deponiebetreibers erfolgen, wenn die zuständige Behörde nach entsprechender Prüfung (Kriterien gem. DepV und KrW-/AbfG) zu dem Ergebnis kommt, dass zukünftig keine Beeinträchtigungen des Wohls der Allgemeinheit mehr zu erwarten sind. Spätestens ab diesem Zeitpunkt werden die Regelungen des Umweltrechts für den Umgang mit der ehemaligen Betriebsanlage (Deponie) maßgebend und somit auch die entsprechenden umweltrechtlichen Begriffe.

Die "Beendigung der Bergaufsicht" (für bergbaulich genutzte Flächen) kann erfolgen, wenn nach allgemeiner Erfahrung nicht mehr mit dem Eintritt von Gefahren oder gemeinschädlichen Einwirkungen im Sinne des § 69 Abs. 2 BBergG zu rechnen ist. Die ist in der Regel der Fall, wenn die im Abschlussbetriebsplan, dessen Ergänzungen und Zulassungen bestimmten Maßnahmen durchgeführt wurden. Maßgebend dabei ist das Vorliegen der Voraussetzungen nach § 69 Abs. 2 BBergG für die Beendigung der Bergaufsicht.

Die Maßnahmen zur Rekultivierung der Geländeoberfläche werden für die vom Deponiebetrieb genutzten Flächen durch eine nach § 36 KrW- / AbfG zu erlassende Rekultivierungsanordnung und für die Wiedernutzbarmachung der Geländeoberfläche für die noch unter Bergaufsicht stehenden Flächen durch den gemäß § 4 Abs. 4 und § 55 Abs. 2 Nr. 2 BBergG erstellten und zugelassenen ABP (Abschlussbetriebsplan) bestimmt. Nach der Wiederherstellung der Nutzbarkeit der betroffenen Oberflächen nach Abfall- und Bergrecht unterliegen diese Flächen wieder dem allgemeinen Umwelt- und Ordnungsrecht.

Für die schrittweise Reintegration des Deponiewasserkollektors in den Naturraum und damit die Wiedernutzbarmachung der Wasseroberfläche ist seine Überführung in ein künstliches Oberflächengewässer gemäß §25b WHG erforderlich (vgl. Abb. E7-8). Hierzu ist in der Regel die Durchführung eines wasserrechtlichen Planfeststellungsverfahrens nach § 31 WHG notwendig. Die hieraus erwachsenden Verpflichtungen erfordern ggf. ein

abgestimmtes Vorgehen der Bergbau- und Deponiebetreiber. Zeitlich sollte die Durchführung des wasserrechtlichen Planfeststellungsverfahrens in einem fortgeschrittenen Stadium der Deponienachsorgephase erfolgen.

Die Reintegration des Deponiekörpers (I) in den Naturraum erfolgt in der Regel über eine lang andauernde "Vererdung" der Deponieinhaltstoffe durch NA-Prozesse. Nach Entlassung des Deponiebetriebes aus der Nachsorge und Beendigung der Bergaufsicht wird dieser Bereich von der Boden- und Altlastengesetzgebung nach BBodSchG erfasst (vgl. Abb. E7-8).

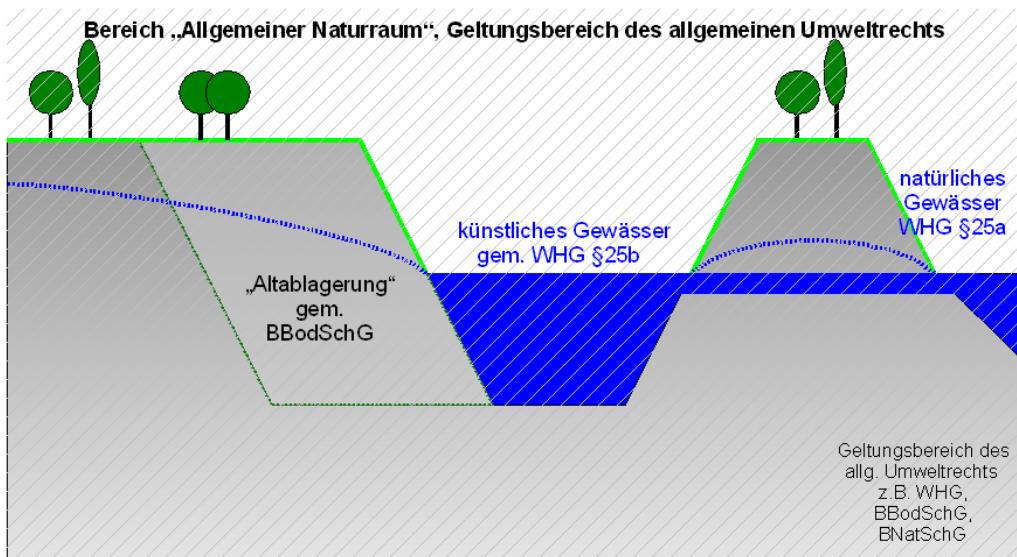


Abb. E7-8: Soll-Zustand des Naturraums nach Beendigung der Sondernutzung

E7.5 Nachnutzung, Folgenutzung

Die Nachnutzung von zuvor bergrechtlich bzw. abfallrechtlich genutzten Flächen von Bergbau- und Deponieanlagen ist in verschiedener Weise möglich. Die Nachnutzung ist dabei grundsätzlich von der Nachsorge der jeweiligen Anlage, die noch zu den Verpflichtungen der ehemaligen Anlagenbetreiber gehört, zu trennen.

Die Folgenutzung von zuvor bergrechtlich genutzten Flächen stellt in diesem Sinne eine Nachnutzung von zuvor bergrechtlich genutzten Flächen, die anschließend im Rahmen der Wiedernutzbarmachungs- Verpflichtung vom Bergbauunternehmer für eine spezifische Folgenutzung wieder nutzbar gemacht wurden, dar.

Die oben beschriebene "Abfallrechtliche Naturraumnutzung als Folgenutzung auf Flächen ehemaliger Bergbauanlagen" lässt einen Rückgriff des Folgenutzers auf den ehemaligen Bergbaubetreibenden zu einer wiederholten Wiederherstellung der Oberfläche für eine geänderte Folgenutzung nicht zu. Der Bergbauunternehmer ist nur zur einmaligen Wiedernutzbarmachung der Oberfläche verpflichtet. Eine Nachnutzung wäre z.B. auch die Nutzung der Flächen für öffentliche Zwecke (Erholung, Aussichtspunkte etc.), betriebliche Zwecke (Energieanlagen, Photovoltaik, Wind etc.) usw.

Teil F: Verzeichnisse

F1 Glossar

Weitere Begriffsbestimmungen sind im Kap. 2 "Begriffsbestimmung" der KORA-HE zusammengefasst.

Abbau

- *Zerlegung organischer Verbindungen in einfachere Bestandteile durch chemische oder biologische Prozesse im Grundwasser/Aquifer.*

abfallablagerungsverursacht

- *"abfallablagerungsverursacht" soll einen fachgebietsübergreifenden und somit verallgemeinerten Bezug zu den Schadenverursachenden Stoffemissionen aus Abfallkörpern von Deponien, Altablagerungen und sonstigen Abfall-Verfüllkörpern herstellen*

Abwasser

- *Abwasser gem. AbwAG ist durch häuslichen, gewerblichen ... und sonstigen Gebrauch in seinen Eigenschaften verändertes und das bei Trockenwetter damit zusammen abfließendes Wasser („Schmutzwasser“) und das von Niederschlägen auf bebauten oder befestigten Flächen abfließende und gesammelte Wasser („Niederschlagswasser“).*
- *Abwasser ist gem. DIN 4045 durch Gebrauch verändertes abfließendes Wasser und jedes in die Kanalisation gelangende Wasser.*

Altablagerung

- *Verlassene oder stillgelegte Ablagerungsplätze mit kommunalen und gewerblichen Abfällen, stillgelegte Aufhaldungen und Verfüllungen mit Produktionsrückständen auch in Verbindung mit Bergematerial und Bauschutt sowie illegale („wilde“) Ablagerungen aus der Vergangenheit.*
- *Gem. §2 (5.1) BBodSchG gilt: stillgelegte Abfallbeseitigungsanlagen sowie ... Grundstücke, auf denen Abfälle behandelt, gelagert oder abgelagert worden sind ...“*

Altdeponie

- *In Betrieb befindliche Deponie oder in Errichtung oder Betrieb befindlicher Deponieabschnitt einer solchen Deponie, deren Errichtung und Betrieb spätestens am 1. Juni 1993 zugelassen waren.*
- *Gem. §2 (7) AbfAblV: „In Errichtung oder in Betrieb befindliche Deponie ... deren Betrieb am 1. Juli 1993 zugelassen war ...“*

Altlast

- *Altlast – Altablagerung oder Altstandort, durch die schädliche Bodenveränderungen oder sonstige Gefahren für den Einzelnen oder die Allgemeinheit hervorgerufen werden (Gefahr der Verletzung eines Schutzgutes)*

Altstandort

- *Grundstücke stillgelegter Anlagen mit Nebeneinrichtungen, nicht mehr verwendete Leitungs- und Kanalsysteme sowie sonstige Betriebsflächen oder Grundstücke in oder auf denen mit umweltgefährdenden Stoffen umgegangen wurde, aus den Bereichen der gewerblichen Wirtschaft oder öffentlichen Einrichtungen.*

- Gem. §2 (5.2) BBodSchG gilt: „... Grundstücke stillgelegter Anlagen und sonstige Grundstücke, auf denen mit umweltgefährdenden Stoffen umgegangen worden ist ...“

Berliner Liste

- Spezifisch für Berlin abgeleitete Orientierungswerte der geogenen Grundwasserbeschaffenheit zur Erkennung und Einstufung anthropogener Beeinflussungen.

Clusteranalyse (hierarchische)

- Ein Verfahren der multivariaten Statistik zur Gruppenbildung von Objekten (z.B. Grundwassermessstellen), die durch unterschiedliche Variablen charakterisiert sind (z.B. geochemische Parameter).
- Das wesentliche Charakteristikum ist, dass alle vorliegenden Variablen der Objekte gleichzeitig für die Gruppenbildung herangezogen werden. Das Resultat ist ein Dendrogramm.
- Die Ähnlichkeit von Objekten innerhalb einer Gruppe ist dabei größer, als die zwischen Gruppen.

Deponie

- Zugelassene Anlage zur dauerhaften Ablagerung von kommunalen und gewerblichen Abfällen, von der aufgrund von natürlichen oder synthetischen Barrieren keine akute Gefahr für die Umwelt ausgeht.
- Gem. §3(10) KrW-/AbfG gilt: „... Beseitigungsanlage zur Ablagerung von Abfällen ...“.
- Gem. 2.2.1 TA Abfall gilt: „... ist eine Abfallentsorgungsanlage, in der Abfälle zeitlich unbegrenzt abgelagert werden.“
- Gem. §2(5) AbfAbfV gilt: „... Abfallbeseitigungsanlage für die Ablagerung von Abfällen ...“

Denaturierungsmittel

- Chemikalie, die zu einer Veränderung der Konformation einer Nukleinsäure, eines Proteins oder einer DNA führt, z.B. zum Aufschmelzen des Doppelstrangs in Einzelstränge. Ein Denaturierungsmittel kann auch Wärme sein.

DGGE (Denaturierende Gradienten Gelelektrophorese)

- Hochauflösende DNA-Elektrophoresetechnik unter Verwendung eines Polyacrylamid-Gels. In einem Gradienten des Denaturierungsmittels werden DNA-Doppelstränge aufgeschmolzen und die unterschiedlichen Fragmente elektrophoretisch getrennt.
- Als Denaturierungsmittel werden u.a. Formamid und Harnstoff verwendet.

DNA- Elektrophoresetechnik

- Verfahren zur Trennung von DNA-Fragmenten aufgrund ihrer unterschiedlichen Länge oder Zusammensetzung (Sequenz der Nukleinsäuren) in einem elektrischen Feld.
- Als Trägermaterial wird oft ein Agarose-Gel verwendet.

DNA- Polymerase

- Enzym, das DNA durch Kondensation von Nucleotiden über Phosphodiesterbindungen synthetisiert.

Emissionen

- Stoffstrom aller von einer Quelle (Deponie, Altablagerung) ausgetragenen Stoffe.

Emissionskonzentration

- Quotient des aus der Stoff- bzw. Emissions-Quelle ausgetragenen Stoff(massen)stroms [kg/s] zum Volumenstrom [m³/s]

Emissionspfad

- Transferpfad von Stoffen aus der Emissionsquelle in ihr Umfeld

Emissionsquelle

- Herkunftsart/Quelle emittierender Stoffe

Enhanced Natural Attenuation (ENA)

- Für Maßnahmen, die NA-Prozesse technisch unterstützen wurde der Begriff Enhanced Natural Attenuation (ENA) geprägt.
- Weil dabei in der Regel Stoffe in den Untergrund eingebracht werden, ist ENA ein In-situ-Sanierungsverfahren unter Nutzung naturgegebener Reaktionsräume.

FCKW - Fluorchlorkohlenwasserstoffe

- Stoffgruppe (7 relevante Isomere F10 bis F13 und F113 bis F 115) von nicht toxischen Fluorchlorkohlenwasserstoffen, Verwendung als Treib-, Kühl- und Lösungsmittel, bewirken in der Atmosphäre Ozonabbau, in Altablagerungen vorhanden als Reste in Spraydosen, Kühlschränken, Schaumstoffen etc., daraus Eintrag ins Grundwasser, hohe Persistenz.

GC- Fingerprint

- Die zeitliche Abfolge und Intensität der in einem Gaschromatogramm (GC) angezeigten Peaks bilden ein probenspezifisches Stoffverteilungsmuster, vergleichbar mit einem Fingerabdruck.

Gefahr

- Zustand der bei ungehindertem Ablauf des Geschehens in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit zum Schaden für Schutzgüter führt, die hier vor gesetzlich geregelt zu bewahren sind.
- Eine Gefahr ist gekennzeichnet durch die Gefahrenquelle, den Wirkungspfad und das vor Schaden zu bewahrende Schutzgut.

Geogene Grundwasserbeschaffenheit

- Konzentrationen natürlich vorkommender Stoffe, die nur durch den Gleichgewichtskontakt des Grundwassers mit dem anthropogen unbeeinflussten Grundwasserleiter bedingt sind.
- Als Eckpunkte der Konzentrationsbereiche werden die Wendepunkte der Normalverteilung eines repräsentativen Messwertkollektivs definiert, d. h. das 15,9% und das 84,1% Perzentil, da sich zwischen diesen beiden Perzentilen 68,3% der Messwerte befinden („zentrale 68%-Masse“).
- Als oberste Grenze der geogenen Grundwasserbeschaffenheit dient das 84,1% Perzentil der Messwertverteilung.

Gewässer gem. WHG

- sind Rechtsgüter des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG), das dem Umweltrecht zuzuordnen ist.
- Sie sind gem. WHG §1a, Abs. 1 als Bestandteil des Naturhaushalts und als natürlicher Lebensraum für Tiere und Pflanzen vor nachhaltigen Zustandsänderungen zu sichern und zum Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch zum Nutzen Einzelner zu bewirtschaften.
- Gewässer untergliedern sich gem. WHG §1, Abs. 1 in „oberirdische Gewässer“, „Küstengewässer“ und in „Grundwasser“.

Grundwasser als Gewässer

- ist gem. §1a, Abs.2 WHG unterirdisches Wasser in der Sättigungszone, das in unmittelbarer Berührung mit dem Boden oder Untergrund steht, die den Grundwasserleiter bilden.

- *Der Grundwasserleiter (Feststoffmatrix des Untergrundes bzw. Bodens) ist kein Bestandteil des Gewässers Grundwasser, wie auch das Gewässerbett kein Bestandteil oberirdischer Gewässer ist.*
- *Die Feststoffmatrix unterliegt deshalb nicht dem unmittelbaren Rechtsschutz des WHG.*

Grundwasser (gem. DIN)

- *Gem. der fachwissenschaftlichen Definition der DIN 4049 ist Grundwasser Wasser, dass die Hohlräume des Bodens zusammenhängend ausfüllt, Strömungen aufweist, also am natürlichen Wasserkreislauf teilnimmt und sich im wesentlichen unter dem Einfluss der Schwerkraft bewegt.*

Grundwasser(abstrom)fahne

- *Als Grundwasser(abstrom)fahne bezeichnet man gewöhnlich den nicht nur geringfügig veränderten Grundwasserbereich, in dem die Wasserschadstoffe im Grundwasser gelöst bzw. dispergiert und an der Feststoffmatrix des Grundwasserleiters reversibel sorbiert, reversibel präzipitiert oder auf andere Weise reversibel immobilisiert vorliegen und keine residualen oder mobilen NAPL mehr vorkommen.*
- *vgl. auch Begriff Schadstofffahne*

Hauptkontaminante

- *Ein von einer Altablagerung oder einem Altstandort mengenmäßig vorrangig ins Grundwasser emittierter Schad- bzw. Schutzstoff.*

Hintergrundwerte

- *Die Summe aus geogener Grundwasserbeschaffenheit und ubiquitärer Belastung.*

Kontaminationsfaktor (KF)

- *Verhältnis der Konzentration eines Stoffes im kontaminierten Bereich zu der im nicht kontaminierten Bereich. Relatives Maß für die Beeinflussung eines Emissionspfades oder eines Emissionsraumes durch einen Stoff.*
- *Der Kontaminationsfaktor kann bei ausreichender Datenbasis statistisch (Quotient der mittleren Konzentrationen) oder über Einzelmesswertvergleiche (z.B. Vergleich von An- und Abstrom Grundwassermessstellen) ermittelt werden.*

Leitparameter

- *Charakteristische Stoffe/ Parameter im Grundwasser, bei deren Nachweis auf übergeordnete Zusammenhänge, wie Herkunft, Mobilität, Persistenz und ihre stoffliche Vergesellschaftung geschlossen werden kann.*

Median

- *Der Median wird auch als 50% Perzentilwert bezeichnet, da 50% des Datenkollektivs unterhalb und 50% des Datenkollektivs oberhalb dieses Wertes liegen.*

MNA-Konzept

- *Die Vorgehensweise zur Berücksichtigung von MNA im Vollzug wird in verschiedenen Arbeitshilfen als MNA-Strategie oder MNA-Konzept bezeichnet.*
- *Diese umfasst nicht nur das Monitoring selbst, sondern auch alle Untersuchungsschritte, die zur Ermittlung und Bewertung der maßgebenden Standortrandbedingungen erforderlich sind, sowie die Nachsorge nach Erreichen der (prognostizierten) Qualitätsziele.*
- *Im LABO-Papier (LABO, 2006) „Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung“ wird der Begriff „MNA-Konzept“ wie folgt definiert: „Für die behördliche Entscheidung, die unter Berücksichtigung von natürlichen Schadstoffminderungsprozessen und der Verhältnismäßigkeit ein*

Absehen von Sanierungsmaßnahmen in Verbindung mit MNA beinhaltet, wird der Kurzbegriff "MNA-Konzept" eingeführt".

Monitoring

- *Wissenschaftlich begründete, zeitlich befristete oder unbefristete, fortlaufende Beobachtungen bzw. messtechnische Erfassungen ausgewählter dynamischer Prozessgrößen, die von der Analyse und Erklärung der aus der Vergangenheit bekannt gewordenen Veränderungen dieser Größen (Epignosen) und der Prognose ihrer zukünftig zu erwartenden Änderungen flankiert werden.*

Nachweisgrenze

- *Bezeichnung für diejenige Masse oder Konzentration eines Stoffes, der in einer Analysenprobe nach Kalibrierung der Messinstrumente gerade noch nachgewiesen werden kann.*

Natural Attenuation (NA)

- *Abbau und Rückhalt von Stoffen im Grundwasser aufgrund natürlich stattfindender Schadstoffminderungsprozesse*
- *Vor allem biologischer und chemischer Abbau, Sorption, Fällung und Ionenaustausch charakterisieren NA.*
- *"Die deutsche Definition des Begriffes Natural Attenuation (NA) ist an die US-EPA OSWER-Directive 9200.4-17P (1999) angelehnt. Natürliche Schadstoffminderungsprozesse (Natural Attenuation – NA) sind physikalische, chemische und biologische Prozesse, die ohne menschliches Eingreifen zu einer Reduzierung der Masse, der Toxizität, der Mobilität, des Volumens oder der Konzentration eines Stoffes im Boden oder Grundwasser führen. Zu diesen Prozessen zählen biologischer Abbau, chemische Transformation, Sorption, Dispersion, Diffusion und Verflüchtigung der Stoffe (LABO Positions-papier, 2005)." (vgl. KORA-HE, Kap. 2)*

Oberflächenwasser

- *Oberflächenwasser bezeichnet das von befestigten Oberflächen abfließende Wasser, das in der Regel verschmutzt ist (siehe dazu DIN 4045). Oberflächenwasser kann ein Gemisch aus Niederschlagswasser, Grundwasser usw. sein (vgl. auch „Abwasser“).*
- *Fälschlicherweise wird der Begriff "Oberflächenwasser" bzw. "Oberflächengewässer" als Synonym zu dem durch das WHG determinierten Begriff "oberirdisches Gewässer" benutzt.*

Oberirdische Gewässer

- *Oberirdische Gewässer gem. §1 WHG sind ständig oder zeitweilig in Betten fließendes oder stehendes oder aus Quellen wild abfließendes Wasser.*
- *Oberirdische Gewässer gem. DIN 4049 sind Gewässer auf der Landoberfläche (diese Definition führt zu Überschneidungen mit dem Begriff "Oberflächenwasser" nach DIN 4045).*
- *Quellen und die Gewässerbetten gehören nicht zu oberirdischen Gewässern.*

PCR - Polymerase-Ketten-Reaktion

- *Polymerase-Ketten-Reaktion. Methode zur Amplifikation spezifischer DNA-Fragmente in vitro, in wiederholten Synthesezyklen unter Verwendung spezifischer Primer und einer thermostabilen DNA-Polymerase.*

Persistenz

- *Beständigkeit chemischer Verbindungen gegen chemische oder biologische Abbauprozesse im Grundwasser*

Perzentilwert

- *Der einem bestimmten Summenprozentwert zugeordnete Wert eines Datenkollektivs.*

Prioritätskontaminante

- *Ein Stoff, der sowohl häufig, als auch in hohen Konzentrationen von einer Altabslagerung oder einem Altstandort emittiert wird und zudem toxische Relevanz hinsichtlich einer bestimmten Nutzung/ Exposition besitzt.*

Redoxparameter

- *Gruppe von Parametern, anhand derer sich das chemisch-physikalische Milieu, bzw. Reduktions- und Oxidationsvorgänge im Grundwasser nachweisen lassen (in TV4.1: Temperatur, Eh-Wert, pH-Wert, Sauerstoff, Nitrat, Ammonium, Sulfat, Eisen, Mangan, TOC).*

Reduktionszone

- *Zone eines ober- oder unterirdischen Gewässers, in der Sauerstoffmangel herrscht und somit anaerobe, d.h. reduzierende Verhältnisse vorherrschen.*

Rückhalt

- *Verminderung emittierter Stoffe auf ihrem Transferweg im Grundwasser durch Sorption, Fällung und Ionenaustausch.*

Sanierung

- *Maßnahmen zur Gefahren- und/oder Schadensminderung*

Sanierungsziel

- *Angestrebter Zustand eines geschädigten Schutzgutes (Ziel der Schadensminderung), unter Beachtung der von ihm ausgehenden Gefahren (Ziel der Gefahrenminderung) aber auch das Ziel, die Gefahr, die einem Schutzgut von anderen Gefahrenquellen drohen, zu eliminieren bzw. zu mindern.*

Schaden

- *realisierte Gefahr eines oder mehrerer Schutzgüter*
- *"Im juristischen Sinn ist ein Schaden eine materielle oder ideelle Verschlechterung eines Rechtsgutes (der synonyme Begriff ist Schutzgut), die durch ein schädigendes Ereignis entsteht. Der Zustand des Rechtsgutes unmittelbar vor dem schädigenden Ereignis wird mit dem Zustand nach dem schädigenden Ereignis verglichen. Der Unterschied zwischen beiden ist der Schaden." (vgl. Kap. 2, KORA-HE)*

Schadstoffe

- *Schadstoffe sind Stoffe, die den zu betrachtenden eingetretenen Schaden bestimmen. Es handelt sich um feste, flüssige und gasförmige Stoffe, die potentiell das Allgemeinwohl beeinträchtigen können, insbesondere die Gesundheit der Menschen und Tiere, sowie die Verunreinigung und nachteilige Veränderung der ober- und unterirdischen Gewässer, des Bodens und der Nutzpflanzen.*

Schadstofffahne

- *Als "Schadstofffahne" wird das Grundwasservolumen im Abstrom einer Schadstoffquelle verstanden, in dem die Stoffkonzentrationen über der jeweiligen Geringfügigkeitsschwelle (GFS-Bericht, LAWA 2004) (vgl. LABO 2006 bzw. KORA-HE Kap. 2) bzw. über weiteren zu bestimmenden Werten (vgl. WHG §33a, UGB-II §40) liegen, ohne dass damit im Hinblick auf § 40 Abs. 1 Entwurf UGB (Stand 20.05.2008), mangels dort vorhandener gesetzlicher Regelung ein Grundwasserschaden vorliegen muss.*

Schadstoffquelle

- Als Schadstoffquelle werden Bereiche mobiler und residual gesättigter Phase sowie die in der Bodenmatrix der ungesättigten und gesättigten Zone festgelegten Schadstoffe bezeichnet (vgl. LABO 2006 bzw. KORA-HE Kap. 2)

Schutzgut

- Mit dem Begriff Schutzgut werden gemeinhin Güter charakterisiert, die Schaden erleiden können und hiervor durch gesetzliche Regelungen im Interesse der Allgemeinheit bewahrt werden sollen. Derartige Schutzgüter sind z.B. der Mensch bzw. die menschliche Gesundheit, die natürliche Umwelt (so z.B. Gewässer, Bodenfunktionen), das materielle Eigentum (so z.B. Gebäude) u.a.m.
- "Der Begriff Schutzgut bezeichnet Güter mit einem hohen Stellenwert für die Allgemeinheit. Die Verwendung des Begriffs ist weder einheitlich geregelt noch besteht eine einheitliche Systematik, die als Grundlage für die Formulierung und Hierarchisierung von Umweltqualitätszielen herangezogen werden könnte. Schutzgüter sind in den Umweltfachgesetzen rechtlich verankert und werden in der Regel mit dem Gesetzeszweck genannt. Allgemein wird hierunter ein mehr oder weniger umfassender Teilbereich der Umwelt (z.B. Gewässer, Boden, Luft), Organismen (z.B. Mensch, Tiere, Pflanzen) oder Funktionen (z.B. Archivfunktion des Bodens, Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts) verstanden. Die Verwendung des Begriffs erfolgt gemäß den jeweiligen fachgesetzlichen Grundlagen. Als übergreifende Schutzgüter werden vom Umweltbundesamt „menschliche Gesundheit“, „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ und „Ressourcen“ angesehen." (vgl. Kap. 2, KORA- HE)

Schutzgutschaden

- Schutzgutschaden-Boden: Bodenfunktionsschaden bzw. „schädliche Bodenveränderung“ (gem. BBodSchG)
- Schutzgutschaden-Grundwasser: Schaden am Gewässer Grundwasser bzw. „Verunreinigung des Grundwassers“ bzw. „nachteilige Veränderung“ (gem. WHG)

Screening

- Übersichtsuntersuchung zur Identifikation wesentlicher Einflussgrößen mit denen Gefahrensituationen charakterisiert werden können.

Screening- Parameter

- Parameter, mit denen aufgrund ihrer Eigenschaften, wesentliche Einflussgrößen über eine Kontamination erhalten werden können.

Natural Attenuation

- In Anlehnung an die Basisdefinition der OSWER Directive 9200.4-17D der U.S.EPA werden unter den Natural Attenuation (NA)-Prozessen die im Boden oder im Grundwasserbereich ablaufenden physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse verstanden, die ohne menschliches Eingreifen wirken und unter bestimmten Bedingungen zur Minderung von Masse, Konzentration/Aktivität, toxischer Wirkung, räumlicher Verbreitung und Mobilität von Schadstoffen führen.

Sicherungsmaßnahmen

- Bauliche oder hydraulische Maßnahmen zur Minderung einer Gefahr, die einem Schutzgut von einer oder mehreren Gefahrenquellen droht.

Sickerwasser

- Sickerwasser ist gem. DIN 4049 unterirdisches Wasser, welches sich unter Einwirkung der Schwerkraft im wasserungesättigten Untergrund abwärts bewegt. Dabei durchquert es alle wasserleitenden Boden- und Gesteinsschichten bis es auf eine wasserführende Schicht trifft.

- Gem. §150 Abs. 1 WG LSA sind aus Anlagen zum Behandeln, Lagern und Ablagern von Abfällen (Deponien) austretende und gesammelte Flüssigkeiten (Sickerwasser) als Abwasser einzustufen.
- Gem. TASi (10.6) ist Sickerwasser aus oberirdischen Deponien Abwasser.

Sörensen- Index

- Der Sörensen-Index ist ein Korrelationsmaß, das die Ähnlichkeit von zwei Bandenmustern zueinander angibt. Er berechnet sich wie folgt: $C_s = 2j/(a+b)$, wobei j die Anzahl der beiden Proben gemeinsamen Banden ist, a die Gesamtzahl der Banden in Probe A und b die Gesamtzahl der Banden in Probe B. Ein C_s -Wert von 1 entspricht einer Ähnlichkeit von 100% also gleichen Bandenmustern in beiden Proben, ein Wert von 0 zeigt völlig differente Bandenmuster.

Stilllegung

- Zeitraum, in dem alle Rekultivierungsmaßnahmen und sonstige Vorkehrungen zum Schutz des Allgemeinwohls nach Beendigung des Ablagerungsbetriebes bis zur endgültigen Stilllegung durchgeführt werden, insbesondere Abdichtungsmaßnahmen und die Installation von Überwachungseinrichtungen.

Summenparameter

- Parameter, die nicht auf Ermittlung einzelner Stoffe oder Verbindungen beruhen, sondern die Elemente oder durch bestimmte Eigenschaften gekennzeichnete Stoffe zusammenfassen (z.B. TOC, DOC, AOX, CSB).

Spurenstoffe

- Gruppe der in Spuren vertretenen natürlichen Stoffe im Grundwasser (in TV4.1: Aluminium, Arsen, Bor, Cadmium, Chrom, Kupfer, Blei und Strontium).

Toxizitätspotenzial

- Ein Maß für die mögliche Schädlichkeit eines Stoffes. Es ist abhängig von der betrachteten Dosis-Wirkungs-Beziehung für das entsprechende Schutzgut.

Tracer

- Geogen im Wasser vorhandene oder künstlich ins Wasser eingebrachte schwer abbaubare Substanz aus deren Ausbreitungsverhalten auf die Strömungsverhältnisse und Austauschprozesse des Wassers geschlossen werden kann. Ein idealer Tracer unterliegt weder der Adsorption, noch dem chemischen oder biologischen Abbau.

F2 Abkürzungsverzeichnis

AbfAblV	Abfallablagerungsverordnung
AbGWS	abfallablagerungsverursachter Gewässer- bzw. Grundwasserschaden
AbwAG	Abwasserabgabengesetz
AOX	Adsorbierbare Organisch gebundene Halogene
Art.	Artikel
AS	Arbeitsschritte
ATV	Abwassertechnische Vereinigung e.V.
ATV-DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser
BBergG	Bundesberggesetz
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundesbodenschutzverordnung
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf
BVT	beste verfügbare Technik(en)
BWK	Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
DepV	Deponieverordnung
DEV	Deutschen Einheitsverfahren
DIN	Deutsche Industrie-Normung
DGGE	Denaturierende Gradienten Gelelektrophorese
DOC	Dissolved organic carbon
DVGW	Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V.
DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., bisher ATV und DVWK
EGB-I	Teil "Allgemeine Vorschriften und vorhabenbezogenes Umweltrecht" des UGB
EGB-II	Teil "Wasserwirtschaft" des UGB
EigÜVO	Eigenüberwachungsverordnung
ENA	Enhanced Natural Attenuation
EU-GW-RL	Europäische Grundwasserrichtlinie (80/68/EG) „Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung“
EU-GW-TRL	Europäische-Grundwasser-Tochterrichtlinie (s. EU-GW-RL)
EU-IVU-RL	Europäische Richtlinie 96/61/EG zur integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung
EU-UH-RL	EU-Umwelthaftungsrichtlinie 2004/35/EG über die Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden
EU-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
FuE	Forschung und Entwicklung
GC	Gaschromatographie
GFS	Geringfügigkeitsschwellenwerte
GWM	Grundwassermessstelle
GWMS	Grundwassermessstelle
GSM	geologisches Strukturmodell
GW	Grundwasser
HE	Handlungsempfehlungen
HGSM	hydrogeologisch/geochemisches Strukturmodell
i.V.m.	in Verbindung mit
ITVA	Ingenieurtechnischer Verband Altlasten

KF	Kontaminationsfaktor
KORA	Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminiert Grundwässer und Böden
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
LABO	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
Lfw	Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft
LWG	Landeswassergesetzgebung
NA	Natural Attenuation
MBA	mechanisch-biologische Abfallbehandlung
MBV	mechanisch-biologische Vorbehandlung
MDP	Mini-Doppelventilpumpen
ML	Multilevelmessstelle
MNA	Monitored Natural Attenuation
MPA-Wert	maximum permissible addition
MPC-Wert	maximum permissible concentration
MSE	modellstratigrafischen Einheit
MVA	Müllverbrennungsanlage
NL	Normliter, Volumen bei 20 °C und 1013 kPa (Meereshöhe)
Nm³	Normkubikmeter, Volumen bei 20 °C und 1013 kPa (Meereshöhe)
RL	Richtlinie
TASi	Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen TA Siedlungsabfall
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
TOC	Total organic carbon
TV	Themenverbund
UGB	Umweltgesetzbuch
UmweltHG	Umwelthaftungsgesetz
USchadG	Umweltschadengesetz
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WG LSA	Wassergesetz des Landes Sachsen-Anhalt
WRE	Wasserrechtliche Erlaubnis

F3 Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abb. A2-1: Schematische Darstellung eines typischen abfallablagerungsverursachten Bodenfunktions- und Grundwasserschadens (vgl. LUCKNER, 02/2008).....	8
Abb. A3-1: Zeitliche Entwicklung der Gehalte von typischen Inhaltsstoffen in der Gas- und Wasserphase von Siedlungsabfalldeponien (CHRISTENSEN & KJELDSEN 1989, zitiert in KRÜMPPELBECK 2000)	16
Abb. A3-2: Übersicht zu den Prozessen des natürlichen Schadstoffabbaus und Schadstoffrückhalts.....	19
Abb. A3-3: Schematische Systemdarstellung eines AbGWS mit dem räumlich abgegrenzten Schadensbereich und seiner örtliche Untergliederung in Schadenszonen A-C	21
Abb. A3-4: Übersicht über die zu betrachtenden drei Typen der Transferprozesse zwischen den zu betrachtenden Teilsystemen I und II.....	24
Abb. A3-5: Übersicht über die bei einer natürlichen Schadstoffminderung oftmals maßgebenden natürlichen Reaktionen im Untergrund	25
Abb. B2-1: Schematische Darstellung der abgegrenzten Fach-/Rechtsgebiete und deren Wechselwirkungen für Fallgestaltungen mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen (vgl. LUCKNER 04/2007 und 02/2008)	32
Abb. B3-1: Methodik/Systematik zum schrittweisen und iterativen Vorgehen bei der Prüfung von Erforderlichkeit, Eignung und Angemessenheit von Maßnahmen zum Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen	37
Abb. B3-2: Schematische Darstellung zur Erfassung einer typischen raum-zeitlichen Schadens- und Gefahrenentwicklung (vgl. SONDERMANN, LUCKNER 10/2003)	42
Abb. B3-3: Schema - Emissionsrelevanter und Immissionsrelevanter Ort der Beurteilung	44
Abb. B3-4: Schema zur Ableitung schutzgutspezifischer Schadenbewertungskriterien (vgl. KERNDORFF et al., 2006).....	45
Abb. B3-5: Beispielschema der komplexen dynamischen Gefahrenanalyse eines standortkonkreten Betrachtungsraumes zu einem bestimmten Zeitpunkt	46
Abb. B3-6: Ableitung singulärer und integraler Zustands-, Schadens- und Gefährdungsmerkmale aus berechneten oder gemessenen Schadstoffkonzentrationen	54
Abb. B3-7: Schematische Darstellung der zeitlichen Merkmalsentwicklung einer Gefahren- oder Schadenssituation als modellgestütztes Epignose- und Prognoseergebnis mit der Angabe der behördlich festgelegten oder akzeptierten Sollwerteentwicklung für die Zukunft und der gleichfalls festgelegten oder akzeptierten zulässigen Sollwerteabweichungen	55
Abb. B3-8: Entscheidungsmatrix für zu ergreifende Rückfallmaßnahmen bei unzulässiger Abweichung gemessener Merkmale eines abfallablagerungsverursachten Grundwasserschadens von den prognostizierten Merkmalswerten zu einem bestimmten Zeitpunkt.....	57
Abb. C1-1: Lage der KORA-TV4-Standortprojekte auf einer Umrisskarte der deutschen Bundesländer	63
Abb. C1-2: Schematische Darstellung der wesentlichen Systemelemente der 4+2 KORA-TV4-Standortprojekte	66
Abb. C2-1: Flussdiagramm zur Stufe (A) - schutzgutspezifische Schadensfeststellung und Gefahrenanalyse	69
Abb. C2-2: Grundwasserscreening	71
Abb. C2-3: Beispiel 1 einer Clusteranalyse von Sørensen-Indices	77
Abb. C2-4: Beispiel 2 einer Clusteranalyse von Sørensen-Indices	78

Abb. C2-5: (A6) - Beispiel 3 einer Clusteranalyse mit Sørensen-Indices von sechs Messstellen.....	79
Abb. C2-6: Flussdiagramm zur Stufe (B) - Standortspezifische Identifizierung und Quantifizierung von NA im Grundwasser mittels eines NA-Screenings	91
Abb. C2-7: GC-Fingerprint eines Pentan-Extraktes.....	94
Abb. C2-8: Θ_t / Θ - Verhältnis zum Nachweis von Rückhalt- und Abbauanteilen bei NA.....	96
Abb. C2-9: Abnahme der Bakterienzahl mit zunehmender Entfernung zur Abfallablagerung.....	98
Abb. C2-10: Beispiel einer Trendanalyse.....	100
Abb. C2-11: Flussdiagramm Stufe (C) - Entwicklung eines Monitoringkonzepts bei Schadensminderung durch NA	103
Abb. C3-1: Hydrogeologische Verhältnisse im Liegenden der Deponie Weiden-West	111
Abb. C3-2: Hydroisohypsen der Grundwasseroberfläche im Umfeld der Deponie Weiden-West.....	112
Abb. C3-3: ENA - Konzeption am Standort der Deponie Weiden-West	115
Abb. C3-4: Ergebnisse von Batchversuchen zur Sulfatreduktion und Denitrifikation unter Nutzung des deponiebürtigen TOCs.....	116
Abb. C3-5: Ergebnisse von Batchversuchen zum stimulierten aeroben TOC Abbau mit O ₂ und Luftzugabe	116
Abb. C3-6: Ergebnisse von Batchversuchen zur aeroben Stickstofftransformation mit Grundwasser P3 und Zugabe von O ₂ und Luft	117
Abb. C3-7: Ergebnisse von Batchversuchen zur anaeroben Denitrifikation der oxidierten Restschadstoffe im Abstrom des GW-Schadens.....	118
Abb. C3-8: Feldversuch am Standort der Deponie Weiden-West mit den Hauptkomponenten.....	119
Abb. C3-9: Durchflussgesteuerter Gaseintrag in den Versuchsphasen VP1 bis VP3	120
Abb. C3-10: GW-Beschaffenheit in den Überwachungspunkten des Feldversuchs vor Versuchsbeginn	121
Abb. C3-11: Milieuparameter im GW~ Überwachungsraum des Feldversuchs nach 225 Versuchstagen	122
Abb. C3-12: Konzentrationsänderung von org. C und N-Verbindungen am Überwachungspunkt IR2-30.0 während des Feldversuchs	123
Abb. C4-1: Lage und Umgebung der Deponie „Monte Scherbelino“	127
Abb. C4-2: Modellrandbedingungen und stationär berechnete Grundwassergleichen	128
Abb. C4-3: Spezifische elektrische Leitfähigkeit (links) und CSB (rechts) an deponienahen Messstellen unterschiedlicher Abstrombereiche; Lageplan der Messstellen und Fließwege	130
Abb. C4-4: Instationärer Konzentrationsverlauf von Chlorid, auf einen Strompfad projizierte Messstellen bis zum Jahr 1995 auf westlichem Abstrom Mst 415-417-412 (li.) und nördlichem Abstrom Mst 405-410-M1 (re.)	132
Abb. C4-5: Bilanzierung der gelösten potentiellen Elektronendonatoren (RDC) und – akzeptoren (OXC) auf dem westlichen Abstrom, Angabe in stöchiometrischen Elektronen-Äquivalenten [e- eq], geschichtete Graphen, Mst 415-417-412 (vgl. Abb. C4 3)	135
Abb. C4-6: Prognoserechnung zur Entwicklung der Chlorid-Fahne bei weiter ungehindert emittierender Quelle	137
Abb. C4-7: Totale Konzentrationen Chlorid und CSB, nördlicher Abstrom, Mst 405 und Mst 410	139
Abb. C4-8: Verhältnisse CSB/Cl- nach BTSA an Mst 405 (A) und Mst 410 (B), Ratio C (B/A) geht gegen den Wert 1 etwa Mitte der 90er Jahre	139
Abb. C4-9: Prognoserechnung zur Entwicklung der K+-Fahne bei weiter ungehindert emittierender Quelle	141
Abb. C4-10: Prognoserechnung zur Entwicklung der Ni-Fahne bei weiter ungehindert emittierender Quelle	141
Abb. C4-11: Entwicklung der Cl-Fahne nach Dichtwandbau (Prognoserechnung)	143
Abb. C4-12: Entwicklung der Cl-Fahne nach Dichtwandbau bei hydraulischer Sanierung	

(Prognoserechnung)	143
Abb. C4-13: Berechnete Cl-Konzentrationen 1995 – 2070 an vier Messstellen.....	144
Abb. C4-14: Entwicklung der K+-Fahne nach Dichtwandbau (Prognoserechnung)	145
Abb. C4-15: Entwicklung der K+-Fahne nach Dichtwandbau bei hydraulischer Sanierung (Prognoserechnung)	145
Abb. C4-16: Kontrollmessstellen des Monitoringprogramms der Stadt Frankfurt vor den für 2005 nach Dichtwandbau prognostizierten Chloridkonzentrationen	148
Abb. C4-17: Entwicklung des Sauerstoffgehaltes im Scherbelineweicher	150
Abb. C4-18: Entwicklung von Ammonium und Nitrat im Scherbelineweicher	151
Abb. C4-19: Entwicklung von Ammonium und Nitrat im Grundwasserabstrom.....	151
Abb. C5-1: UV-Vis Spektren aller Proben (Verdünnung auf 5%).....	154
Abb. C5-2: Vergleich der Fluoreszenzspektren aller Proben bei $\square \text{Ex} = 250 \text{ nm}$; 5% Lösung.....	155
Abb. C5-3: Schematischer Aufbau des Laborversuches	156
Abb. C5-4: Vergleich belüftete/unbelüftete Probe – UV-Vis Spektren (1,0% Lösungen Probe ss3+4)	157
Abb. C5-5: Vergleich belüftete/unbelüftet Probe – Fluoreszenzspektren (1,0% Lsg.); $\square \text{Ex} =$ 250 nm	158
Abb. C5-6: Verlauf der Fluoreszenzintensität im Maximum ($\square = 420 \text{ nm}$)	158
Abb. C5-7: Ergebnisse Diffuse Reflexionsspektroskopie während der Belüftung	159
Abb. C5-8: Intensitätsverlauf im Absorptionsmaximum während der Belüftung.....	160
Abb. C6-1: Lage des Runstedter Sees (Tagebaurestloch Großkayna)	163
Abb. C6-2: Hydrogeologischer Prinzipschnitt der Deponie Großkayna.....	165
Abb. C6-3: Schematische Darstellung der wesentlichen, durch die Modellkopplung berück- sichtigten Prozesse (mit Darstellung der Expositionsebenen, Tab. C6 1).....	166
Abb. C6-4: Regelkreis der Entscheidungsprozesse	167
Abb. C6-5: Vorgehensweise zur Durchführung der ENA-Sanierung am Standort der Deponie Großkayna	170
Abb. C6-6: Prinzipsskizze des Spezialmonitorings	171
Abb. C6-7: Geometrische Darstellung der Kopplung der Modellräume.....	172
Abb. C6-8: Zusammenwirken der Teilmodelle im gekoppelten Modellsystem MODGLUE	173
Abb. C6-9: Vergleich gemessen/berechnet: – a) Temperaturschichtung; b) Sauerstoffgehalt (jeweils gemessene Profile oben); c) Algen-Biomasse (Vergleich mit den Analysen von 2007); d) Ammonium- Konzentration	175
Abb. C6-10: Gegenüberstellung des prognostizierten Ammoniumeintrags aus der Spüldeponie in den See mit dem notwendigen Betrieb der Tiefenwasserbelüfter (Betrachtungszeitraum 100a). Die angegebene Konzentration ist die mittlere Konzentration aus SD-Zufluss und randlichem Zufluss	177
Abb. C6-11: Prognose der Seewasserbeschaffenheit im Runstedter See: a) zugrunde liegende Temperaturschichtung (wie 2006); b) Plotdarstellung zu den Sauerstoffkonzentrationen in den Jahren 2010 – 2020 – 2030.....	178
Abb. C7-1: Übersicht zum Standort Halle-Lochau	181
Abb. C7-2: Luftbild zum Standort Halle-Lochau.....	182
Abb. C7-3: Technische Anlagen der Deponie Halle-Lochau	184
Abb. C7-4: Struktur der Arbeitspakete	189
Abb. C7-5: Übersicht zu Modellprognoseberechnungen für ermittelte Lösungsvariante	201
Abb. C7-6: Prinzipschnitt für den Prognoseendzustand der Lösungsvariante für die Deponie Halle-Lochau	204
Abb. C7-7: Übersichtsschema zur abgeleiteten Lösungsvariante für die Stilllegung der Deponie Halle-Lochau	205
Abb. C7-8: Strategieschema zur Ableitung der Lösungsvariante	206
Abb. C7-9: Endzustand für die abgeleitete Lösungsvariante zur Stilllegung der Deponie Halle-	

Lochau	210
Abb. C8-1: Grundkonzept der Stabilisierung durch Belüftungsverfahren	220
Abb. C8-2: Übersicht der baulichen Maßnahmen und Installationen zur Durchführung der Belüftungsmaßnahme auf der Altdeponie Kuhstedt	222
Abb. C8-3: Gaszusammensetzung an der Verdichterstation während des Betriebszeitraumes April 2001 bis November 2006.....	224
Abb. C8-4: Vergleich des kumulierten Kohlenstoffaustrages über die Abluft (belüftete Deponie, Messergebnisse) sowie über das Deponiegas (anaerobe Deponie, Ergebnisse einer Deponiegasprognose) für die in situ Stabilisierte Altdeponie Kuhstedt.....	226
Abb. C8-5: Temperaturprofile für die Messstellen „Nord“ und „Mitte“ sowie die zugehörigen Gaszusammensetzungen in den unterschiedlichen Tiefenbereichen der Altdeponie Kuhstedt	227
Abb. C8-6: Setzungintensität der Altdeponie Kuhstedt unter dem Einfluss der in situ Belüftung	229
Abb. E2-1: Schematische Darstellung eines typischen abfallablagerungsverursachten Bodenfunktions- und Grundwasserschadens (vgl. LUCKNER, 02/2008).....	239
Abb. E2-2: Zeitphasen der betriebstechnischen Nutzung von Naturraum durch eine Deponie und ihre Reintegration in den Naturraum in der Nachsorgephase	241
Abb. E2-3: Grundelemente einer Gefahrensituation	245
Abb. E2-4: Emissions- und immissionsorientierte Gefahrenanalyse	246
Abb. E2-5: Beispieldiagramm der komplexen dynamischen Gefahrenanalyse eines standortkonkreten Betrachtungsraumes zu einem bestimmten Zeitpunkt	246
Abb. E2-6: Schema einer typischen raum-zeitlichen Entwicklung eines AbGWS	248
Abb. E3-1: Schematische Darstellung der abgegrenzten Fach-/Rechtsgebiete und deren Wechselwirkungen für Fallgestaltungen mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden (vgl. LUCKNER 04/2007 und 02/2008).....	254
Abb. E4-1: Zeitliche Entwicklung der Gehalte von typischen Inhaltsstoffen in der Gas- und Wasserphase von Siedlungsabfalldeponien (CHRISTENSEN & KJELDSEN 1989)	266
Abb. E5-1: Schematische Darstellung für die räumliche Abgrenzung von Bilanzmodell- und Aussageraum (vgl. DGFZ, 2008)	276
Abb. E5-2: Ablaufschema zur Erstellung eines hydrogeologisch-geochemischen Strukturmodells	280
Abb. E5-3: Ausschnitt zum Ablaufschema zur iterativen Bearbeitung von Aufgaben zur Modellierung und Prognose der Wirkungen von NA-Prozessen	282
Abb. E6-1: Deponie-Monitoring mit innerer und äußerer Überwachung der Medien	285
Abb. E6-2: Schematischer Ablauf der Sicker- und Grundwasserüberwachung bei Deponien (nach WÜ 98 Teil 1), Paket A = Basisparameter, Paket B = Ergänzungsparameter	287
Abb. E7-1: Abgrenzung eines bergrechtlich bestimmten Sondernutzungsraumes zur Kohlegewinnung im Tagebaubetrieb (vertikal- ebener schematischer Schnitt)	301
Abb. E7-2: Bergrechtlich bestimmte Phasen der Naturraumsondernutzung beim Bergbau über Tage (Tagebaubetriebsphasen).....	302
Abb. E7-3: Hohlform am Ende des Braunkohleabbaus (vertikal- ebener schematischer Schnitt)	303
Abb. E7-4: Wiedernutzbarmachung einer Teilstufe im Tagebaurestloch (vertikal- ebener schematischer Schnitt).....	303
Abb. E7-5: Abfallrechtlich bestimmte Betriebs- und Nachsorgephasen und deren Einordnung in die bergrechtlich bestimmten Phasen des Bergbaubetriebs	304
Abb. E7-6: Räumliche Einordnung der Abfalldeponie in das Tagebaurestloch (oben) und mit Abfällen und Wasser teilverfülltes Tagebaurestloch (unten)	305
Abb. E7-7: Zustand Sondernutzungsbereiche während der Nachsorgephase	306
Abb. E7-8: Soll-Zustand des Naturraums nach Beendigung der Sondernutzung	308

F4 Tabellenverzeichnis

Seite

Tab. A1-1: Übersicht über die Themenverbünde des Förderschwerpunktes KORA.....	2
Tab. A2-1: Stoffkonzentrationen für biochemisch ab- und unab- hängige Sickerwasserinhaltsstoffe aus Siedlungsabfalldeponien (Datenquellen gem. Angaben in der Tabelle).....	11
Tab. A2-2: Konzentrationen anorganischer Grundwasserinhaltsstoffe für durch Abfallablagerungen un- bzw. beeinflusste Grundwässer aus Lockergesteinsaquiferen (Daten aus: KERNDORFF et. al (WaBoLu- Heft 1/1993), TrinkwV (2001) und LAWA (2004))	12
Tab. A2-3: Konzentrationen organischer Grundwasserinhaltsstoffe für durch Abfallablagerungen un- bzw. beeinflusste Grundwässer aus Lockergesteinsaquiferen (Daten aus: WaBoLu- Heft 1/1993 KERNDORFF et. al, und LAWA (2004))	13
Tab. B4-1: Methodenauswahl - Analyse der Standortsituation	58
Tab. B4-2: Methodenauswahl - NA-Wirkungen	59
Tab. B4-3: Methodenauswahl - Maßnahmen und Überwachung	61
Tab. C2-1: Checkliste zur standortspezifischen Umfeldanalyse.....	70
Tab. C2-2: Grundwasser-Schadensbewertung mittels aquiferspezifischer 95%- Perzentilwerte (aus Lockersedimenten) als Bewertungsmaßstab.....	73
Tab. C2-3: Checkliste von möglichen Schutzgütern/Nutzungen im GW- Schadensbereich	75
Tab. C2-4: Beispiel 1: Auswertung der Sørensen-Indices zur Feststellung von Beeinflussungen am GW-Ökosystem	77
Tab. C2-5: Beispiel 2: Auswertung der Sørensen-Indices zur Feststellung von Beeinflussungen am GW-Ökosystem	78
Tab. C2-6: Sørensen-Indices von GWMS im Bereich einer Altablagerung	78
Tab. C2-7: Beispielparameter aus der Trinkwasserverordnung zur Schadensabgrenzung bei Trinkwasserfassungen	81
Tab. C2-8: Richtwerte für Brauchwasser gemäß DIN 19684-10	82
Tab. C2-9: Grenzwerte zur Beurteilung des Angriffsgrades von Wässern DIN 4030 Teil 1	84
Tab. C2-10: Parameter und Maßstäbe der EU-Badegewässer-Richtlinie	85
Tab. C2-11: Beispiele stoffspezifischer Maßstäbe zur Bewertung ihrer Ökotoxizität in oberirdischen Gewässern	86
Tab. C2-12: Ergebnisse der Schadensanalyse vorhandener Schutzbüschäden im Bereich des akuten Grundwasserschadens	87
Tab. C2-13: Ergebnisse der Tracer- Untersuchung (F 12)	89
Tab. C2-14: Bewertung der Summen-Stoffkonzentration im Grundwasserabstrom	93
Tab. C2-15: (B4) Beispielhafte Kostenabschätzung für ein NA- Screening	101
Tab. C2-16: C1 - Überwachungsparameter für MNA	106
Tab. C2-17: Wesentliche Parameter, die bei der Berechnung der Probenahmzyklen zu berücksichtigen sind	107
Tab. C2-18: Schablone zur MNA- Überwachung mittels 3 GWMS (Nah-, Fernbereich, Kontrollbereich) für das Schutzbüsch Grundwasser	108
Tab. C3-1: Leitparameter für das Grundwasser aus dem Schadensbereich im Vergleich mit dem Hintergrundwert (84. Perzentil)	113
Tab. C3-2: Eingetragene Sauerstoffmengen während des Feldversuchs in den Versuchsphasen VP1 bis VP3	120
Tab. C5-1: Probenübersicht.....	153
Tab. C6-1: Schutzbüschbetrachtung	168

Tab. C7-1: Zielsystem und Zielkriterien	190
Tab. C7-2: Zusammenfassende Übersicht zu den identifizierten Untersuchungsvarianten.....	192
Tab. C7-3: Übersicht zur vergleichenden verbal-argumentativen Kosten-Nutzen-Bewertung der Lösungsvarianten zur Stilllegung, Nachsorge und Folgenutzung einer subaquatischen Deponie in einem Tagebaurestloch am Beispiel der Deponie Halle-Lochau	198
Tab. C7-4: IV - Technische Maßnahmen der abgeleiteten Lösungsvariante für die Stilllegung der Deponie Halle-Lochau	207
Tab. E4-1: Zusammenstellung von typischen Stoffkonzentrationen für Sickerwasserinhaltsstoffe aus Siedlungsabfalldeponien für biochemisch abhängige und biochemisch unabhängige Sickerwasserinhaltsstoffe	269
Tab. E4-2: Mittelwerte, Minima und Maxima der Sickerwasserkonzentrationen einzelner Parameter einer Deponie bzw. eines neu eröffneten Deponieabschnitts für verschiedene Zeitintervalle (Datenzusammenstellung gemäß KRÜMPPELBECK 2000)	270
Tab. E4-3: Konzentrationen anorganischer Grundwasserinhaltsstoffe für durch Abfallablagerungen un- bzw. beeinflusste Grundwässer aus Lockergesteinsaquiferen (Daten: KERNDORFF et al. 1/1993, TrinkwV (2001) und LAWA (2004))	272
Tab. E4-4: Konzentrationen organischer Grundwasserinhaltsstoffe für durch Abfallablagerungen un- bzw. beeinflusste Grundwässer aus Lockergesteinsaquiferen (Daten: KERNDORFF et al. 1/1993, und LAWA (2004))	273
Tab. E6-1: Häufigkeit der Grundwasseruntersuchungen (WÜ 98 Teil 1, LfW-Merkblatt 3.6/2)	290
Tab. E6-2: Ablaufplan für die Eignungsprüfung von Grundwasserbeschaffenheits-Messstellen (NITSCHE in DGFZ e.V. 2003, 2005).....	291
Tab. E6-3: Regeln, Merkblätter und Instruktionen zur Grundwasserprobennahme (NITSCHE in DGFZ e.V. & BGD GmbH 2005)	294

F5 Literaturverzeichnis

F5.1 Fachbeiträge

- Andreas, L. (2000): Langzeitemissionsverhalten von Deponien für Siedlungsabfälle in den neuen Bundesländern, Dissertation, in: Beiträge zur Abfallwirtschaft, Schriftenreihe des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten, Technische Universität Dresden, Band 14, ISBN 3 934253-04-0.
- ATV / DVWK / VSK (Herausgeber, 06/2003): Leitfaden zur Deponiestilllegung, ISBN 3-924063-38-9
- AWH / Rapthel M., Schroeter A., Tauber H., Rettenberger G., Gaßner H., Willand A., Luckner Th. (05/2007): Endbericht zum FuE-Vorhaben "Untersuchung für die nachhaltige Stilllegung von Deponien, die in Restlöchern des Braunkohlenbergbaus eingerichtet wurden, am Beispiel der Deponie Halle-Lochau", Abfallwirtschaft GmbH Halle-Lochau, ISBN Nr. 987-3-938782-03-7
- Baccini, P., Belevi, H. & Lichtensteiger, T. (1992): Die Deponie in einer ökologisch orientierten Volkswirtschaft, GAIA-Ecological Perspectives in Science, Humanities and Economics, Spektrum Akad. Verlag GmbH Heidelberg, Vol. 1. (1), S. 34-49.
- Balke, K.-D., Beims, U. Heers, F.W., Höltig, B., Homrighausen, R. and Matthess, G.: (2000): Grundwassererschließung, Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 4, Gebrüder Borntraeger Berlin/Stuttgart, ISBN 3-443-01004-0, 740 Seiten,
- Bannick C.G., Leuchs W., Ruf J. (04/2000): Boden- und Altlastensanierung zum Schutz des Grundwassers - die Vorgaben der BBodSchV zum Ermessen im Einzelfall, Altlasten Spektrum 2000, Seite 236 - 241
- Bartetzko, G., Rippen, G. & Wiesert, P. (1999): Erarbeitung von Programmen zur Überwachung von altlastverdächtigen Flächen und Altlasten. UBA-Texte 96/99.
- Bauer, S., Beyer, Chr., Chen, C., Gronewold, J., Kolditz, O., (2006): Virtueller Aquifer (VA) - Computergestützte Bewertung von Erkundungs-, Sanierungs- und Monitoring-Strategien im Hinblick auf das "Natural Attenuation" (NA) und "Enhanced Natural Attenuation" (ENA) - Potential kontaminierten Böden und Grundwässer, Gemeinsame Mitteilungen des DGFZ e.V. und seiner Partner, Heft 3, , www.dgfz.de, www.virtueller-aquifer.de, ISSN 1611-5627, Seite 93
- Belevi, H. & Baccini, P. (1989): Long-term Behavior of municipal solid waste landfills, Waste Management & Research, Vol. 7, S. 43-56.
- BGR / Lege, T., Kolditz, O., and Zielke, W., (1996): Strömungs- und Transportmodellierung - Leitfaden, Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Band 2, Springer Verlag
- BGR / Voigt H.-J., Wippermann Th., (1998): Geochemie, Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Band 6, Springer Verlag
- BGR / Wilken H., Knödel K., (1999): Handlungsempfehlungen für die Erkundung der geologischen Barriere bei Deponien und Altlasten, Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Band 7, Springer Verlag
- BGS UMWELT & TU Berlin /Gerdes, H., Scheytt, T., Fach, A., Kämpf, M., Kapp, M. , Spinola, A. (Darmstadt/Berlin, 2008): Forschungsbericht zum KORA-Projekt 4.3: "Modellgestützte Analyse und Bereitstellung eines numerischen Prognoseinstrumentariums der Selbstreinigungsprozesse deponiebürtiger Schadstoffe im Grundwasser", Förderkennzeichen 0330503 sowie 0330504
- Biletewski B, Härdtle G., Marek K., (1993): Abfallwirtschaft, 2. Auflage, Springer Verlag, ISBN 3-540-56751-8
- Bode, R. (2005): Auslaugung anorganischer Schadstoffe aus Abfall- und Altlastmaterialien, Vergleich von Lysimeterversuchen mit Ergebnissen gängiger Prognoseverfahren, Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen.
- Busch, K.-F., Luckner, L. and Tiemer, K., (1993): Geohydraulik, Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 3, 3. Auflage, Gebrüder Borntraeger Berlin/Stuttgart, , ISBN 3-443-01014-9, 417 Seiten,
- Christensen, T. H., & Kjeldsen, P. (1989). Basic Biochemical Processes in Landfills, Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact: Academic Press.

- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J., Heron, G., 2001: Review - Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Appl. Geochem.* 16, 659-18
- David, I., (1998): Grundwasserhydraulik- Strömungs und Transportvorgänge, Verlag Vieweg Braunschweig/Wiesbaden, 204 Seiten,
- DGFZ (Hrsg.) (2008): KORA- Leitfaden "Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau- Prozesse" (KORA-TV4 "Deponien, Altalblagerungen"), Gemeinsame Mitteilungen des Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. und seiner Partner, Heft 04/2008, www.dgfz.de/publikationen, ISSN 1611-5627. (KORA- TV4- Leitfaden)
- DGFZ (Hrsg.) (2008): KORA- Synopse "Systemanalyse, Modellierung und Prognose der Wirkungen natürlicher Schadstoffminderungsprozesse - eine rezente Synopse" (KORA-TV7 "Modellierung, Prognose"), Gemeinsame Mitteilungen des Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. und seiner Partner, Heft 05/2008, www.dgfz.de/publikationen, ISSN 1611-5627. (KORA- TV7- Synopse)
- DGFZ / Luckner L., Luckner Th., Schinke R. (06/2007): Forschungsbericht zum KORA-Projekt 4.2: "Stimulation der natürlichen Selbstreinigungsprozesse in der Aerations- und Grundwasserzone unter der stillgelegten Deponie Weiden-West zur Unterbindung der Gefährdung der Schutzgüter im Grundwasserabstrom der Deponie", DGFZ e.V., FKZ 0330502
- DGFZ e.V. & IHK-Bildungszentrum gGmbH (2006): Wirkungspfad Boden-Gewässer. Lehrgangsunterlagen der Seminarreihe Sachkunde Altlasten für Sachverständige nach § 36 GewO und § 18 BBodSchG, Seminar B.2.
- Dietrich, P., Leven, C. and Rein, A., (2006): Erkundungsstrategien zur Charakterisierung von NA-Prozessen bei zeitlich variablen Fließbedingungen, Gemeinsame Mitteilungen des DGFZ e.V. und seiner Partner, Heft 3, , www.dgfz.de, ISSN 1611-5627, Seite 141
- Drees, K. T. (2000): Beschleunigter Stoffaustausch aus Reaktordeponien, Dissertation, in: Abfall - Recycling - Altlasten, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen, Band 23, ISBN 3-932590-67-8.
- Drexler, K. (2003): Überwachung von Deponien in der Nachsorge. In: BayLfU (Hrsg.): Aktuelle Entwicklungen im Deponiebereich, Augsburg, S.33-45.
- Eckhardt A., Börner S. (2001): Nachsorgender Grundwasserschutz - Beginn und Ende des behördlichen Ermessens, Tagungsband des XII. Sächsischen Altlastenkolloquium in Dresden vom 08./09.11.2001, S. 7/1 bis 7/7, Dresden, Herausgeber DGFZ e.V., www.dgfz.de
- Egloffstein TH., Burkhardt G., Czurda K. (2003): Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2003, ISBN 3-503-07485-6, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Ehrig H.-J., Witz U. (2004): Überlegungen zum langfristigen Umgang mit Deponie-Sickerwässern, in Stegmann R., Rettenberger G., Bildingmaier W., Ehrig H.-J., Fricke K. (Hrsg.), Deponietechnik 2004, Dokumentation der 4. Hamburger Abfallwirtschaftstage, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, ISBN 3-9808180-5-5.
- Ehrig, H.-J. & Hagedorn, S. (1998): Sickerwasserbehandlung, Belastungen, Verfahren, Entwicklung und Bewertung, in: Stegmann, R., Rettenberger, G. (Hrsg.), Heyer, K. U. & Hupe, K. (1998): Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik unter Berücksichtigung abfallwirtschaftlicher Aspekte und der Nachsorge, Dokumentation der 1. Hamburger Abfallwirtschaftstage "Deponietechnik '98" vom 28.-29.01.1998, Hamburger Berichte, Abfallwirtschaft, Technische Universität Hamburg-Harburg, Economica Verlag, Band 12, ISBN 3-87081-028-9.
- Ehrig, H.-J., Brinkmann, U., Andreas, L., Conrad, H., Helder, A., Heyer, K.-U., Höring, K. & Kabbe, G. (1999): Verbundvorhaben Deponiekörper, Zusammenfassender Abschlussbericht zum Arbeitsgebiet Siedlungsabfälle (Teilvorhaben 3-7), in: Rettenberger, G., Bilitewski, B. & Stegmann, R. (Hrsg.) (1999): Nachsorge von Deponien, Maßnahmen, Dauer, Kosten, Dokumentation der 2. Abfall aktuell Fachveranstaltung vom 01.06.1999 in Mainz-Budenheim, 29.06.1999 in Dresden, 14.09.1999 in Hamburg, Verlag Abfall aktuell, Band 2, ISBN 3-9806505-5-3.
- Fach, A. (2006): Effektiver Beitrag separater Transportgrößen an der Ausbreitung

- abfallablagerungsverursachter Stoffe im Grundwasser - Standort Monte Scherbelino bei Frankfurt am Main. Dissertation, Technische Universität Berlin
- Fach, Scheytt, Gerdts, Kämpf, Behr, Spinola (03/2007): 40 Jahre Grundwasser-Monitoring an der Deponie "Monte Scherbelino" bei Frankfurt am Main, Modellgestützte Analyse und Bilanz der Schadensentwicklung, altlasten spektrum, Heft 3/2007, S. 119 ff.
- Gaab, S., Hettwer, K., Warrelmann, J., Püttmann, W., 2007: Langzeituntersuchungen zum Einfluss von Grundwasserschwankungen auf die BTEX-Konzentrationen im Grundwasser. *Grundwasser* 12(2), 125 - 132
- Gassner H., Willand A. (2003): Rechtliche und ermessensleitende Grundlagen für die Festsetzung der Sicherungs- und /oder Dekontaminationsgrade altlastenbedingter Grundwasserschäden im Rahmen eines regionalen Flussgebiets- und Grundwasser-Managements, Gemeinsame Mitteilungen des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V. und seiner Partner, ISSN 1611-5627, H1, S 27-55.
- Geller W., Luckner L., Matthes R., Gockel G., Börner S. (2004): Möglichkeiten und Grenzen der Gewässersanierung vor dem Hintergrund der relevanten gesetzlichen Vorgaben, Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU), Sonderheft 14/2004, S. 59-70
- Giese, Tropp, Luckner, Thomas, Schmidt, Schendzielorz (2008): Altstandort Schwelerei Profen - Umsetzung eines MNA-Konzeptes im Bergrecht, TerraTech, Heft 3/2008
- Ginzky H., Kirschbaum B., Six E. (11/2004): Geringfügigkeitsschwellen im Wasserrecht und anderen Rechtsbereichen Teil I, Fachliche Konzepte für die Anwendung, Wasser und Abfall 11/2004, S. 44 ff.
- Ginzky H., Kirschbaum B., Six E. (12/2004): Geringfügigkeitsschwellen im Wasserrecht und anderen Rechtsbereichen Teil II, Rechtliche Einordnung der GFS, Wasser und Abfall 12/2004, S. 37 ff.
- Golwer, A., Knoll, K.H., Mattheß, G., Schneider, W., Wallhäuser, K.H. (1976): Belastung und Verunreinigung des Grundwassers durch feste Abfallstoffe. Abh. Hess. L.-Amt Bodenforsch. 73, Hess. L.-Amt für Bodenforsch., Wiesbaden
- Grandel, S., Dahmke, A. (2008): Leitfaden -- Natürliche Schadstoffminderung bei LCKW-kontaminierten Standorten. KORA Themenverbund 3: Chemische Industrie, Metallverarbeitung. Institut für Geowissenschaften, CAU Kiel. ISBN 978-3-00-026094-0 (KORA-TV3-Leitfaden)
- Grischek, H. (2001): Untersuchungen zum Säurepufferungsverhalten von Abfällen und zur Stofffreisetzung aus gefluteten Deponien, Dissertation, in: Beiträge zu Abfallwirtschaft/ Altlasten, Schriftenreihe des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten, Technische Universität Dresden, Band 15, ISBN 3-934253-05-9.
- Häfner, F., Sames, D. and Voigt, H.-D., (1992): Wärme und Stofftransport - Mathematische Methoden, Springer Verlag Berlin/Heidelberg/New York, 626 Seiten,
- Helling, C. (1999): Hydrogeochemische Untersuchungen an müllüberlagerten Uran-Tailings unter dem Aspekt einer effektiven Langzeitüberwachung. Mitt. Inst. Geol. 9, TU Bergakademie Freiberg.
- Hermann M. (2004): Die Beendigung der Bergaufsicht, Beitrag zum 6. Markscheiderforum am 19. Oktober 2004 in Cottbus, (Sächsisches Oberbergamt, RD Martin Herrmann).
- Heron, G., 1994: Redox buffering in landfill leachate contaminated aquifers. Ph.D. thesis, Institute of Environmental Science and Engineering, Tech. Univ. of Denmark
- Heyer, K.-U. (2003): Emissionsreduzierung in der Deponienachsorge, Dissertation, in: STEGMANN, R. (Hrsg.); 2003: Hamburger Berichte, Abfallwirtschaft, Technische Universität Hamburg-Harburg, Verlag Abfall aktuell, Band 21, ISBN 3-9808180-4-7.
- Heyer, K.-U. (2003): Emissionsreduzierung in der Deponienachsorge. In: Hamburger Berichte Bd. 21, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- Heyer, K.-U. (2005): Evaluierung und Erstabschätzung von Altablagerungen, Evaluation and Preliminary Assessment of Old Deposits (EVAPASSOLD), Grund- und Erweiterungsprojekt, Zusammenfassender Abschlussbericht, Phasen I-III, EU LIFE-Projekt, Antragsteller: Niederösterreichische Landeskademie.
- Heyer, K.-U., Hupe, K., Koop, A., Stegmann, R. (01/2005): Neue Erfahrungen mit der Belüftung und der Übersaugung von Deponien zur Steuerung des Gashaushalts. In: Stilllegung und Nachsorge von Deponien - Schwerpunkt Deponiegas.

- Tagungsband zur Fachtagung der FH Trier, 11./12.01.2005, Rettenberger, G., Stegmann, R. (Hrsg.), Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, S. 191 - 211, ISBN 3-9808180-9-8
- Heyer, K.-U., Hupe, K., Stegmann, R. (2001): Aerobe in situ Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt - Verfahrenstechnik, Planung, Bau und Inbetriebnahme. In: Belüftung von Altdeponien zur in situ Stabilisierung. Tagung am 31.05.2001 in Kuhstedt, Landkreis Rotenburg (Wümme), Band 3 der Schriftenreihe Abfall aktuell, Hrsg.: R. Stegmann, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- Heyer, K.-U., Hupe, K., Unger, A., Stegmann, R. (2002): Standortangepasste alternative Oberflächenabdichtungen - Versuchsfelder auf der Altdeponie Kuhstedt. In: Deponietechnik 2002, Hamburger Berichte Bd. 18, Stegmann, R., Rettenberger, G., Bidlingmaier, W., Ehrig, H.-J. (Hrsg.), Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- Hirschmann, G. & Förstner, U. (2000): Langzeitverhalten von Schlackedeponien, in: STEGMANN, R., RETTENBERGER, G., BIDLINGMAIER, W. & EHRIG, H.-J. (Hrsg.; 2000): Deponietechnik 2000, Dokumentation der 2. Hamburger Abfallwirtschaftstage vom 26.-27.01.2000, Hamburger Berichte, Abfallwirtschaft, Technische Universität Hamburg-Harburg, Verlag Abfall aktuell, Band 16, ISBN 3-9806505-6-1.
- Hirschmann, G. (2003): Langzeitverhalten von Deponien, in: FÖRSTNER, U. & GRATHWOHL, P. (2003): Ingenieurgeochemie, Natürlicher Abbau und Rückhalt, Stabilisierung von Massenabfällen, Springer, ISBN 3-540-57005-5.
- Höltig, B. (1996): Hydrogeologie. Enke-Verlag Stuttgart.
- Hoth, N., Rammlmair, D., Gerth, J. & Häfner, F. (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderungsprozesse an großräumigen Bergbaukippen/-halden und Flussauen sedimenten. Empfehlungen zur Untersuchung und Bewertung der natürlichen Quelltermminimierung. KORA Themenverbund 6: Bergbau und Sedimente. Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau, TU Bergakademie Freiberg. ISBN-13 978-3-89746-098-X. (KORA-TV6-Leitfaden)
- Huber, W. (2003): Deponiegasbehandlung in der Nachsorgephase. In: BayLfU (Hrsg.): Aktuelle Entwicklungen im Deponiebereich, Augsburg, S.46-56.
- Hupe, K., Heyer, K.-U., Becker, J.F., Traore, O., Koop, A., Noetzle, S., Stegmann, R. (2004): Varianten der Oberflächenabdichtungen: Aufbau und Ergebnisse aus Versuchsfeldern. In: Deponietechnik 2004, Hamburger Berichte Bd. 22, Stegmann, R., Rettenberger, G., Bidlingmaier, W., Ehrig, H.-J., Fricke, K. (Hrsg.), pp. 271-286, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- Hupe, K., Heyer, K.-U., Lüneburg, R., Becker, J.F., Stegmann, R. (2007): Methanoxidation in alternativen Oberflächenabdichtungen - Erfahrungen mit Testfeldern auf der Altdeponie Kuhstedt. In: Stilllegung und Nachsorge von Deponien - Schwerpunkt Deponiegas 2007. Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 14, Rettenberger, G., Stegmann, R. (Hrsg.), pp. 145-164, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- IHP (1990): Gefährdungsabschätzung Altdeponie Kuhstedt - Abschlußbericht, Landkreis Rotenburg (Wümme), Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft. Entwurf aufsteller: Ingenieurbüro für Wasserwirtschaft und Umwelttechnik Prof. Dr.-Ing. Hoins+Partner GmbH (IHP), Stade
- Joos, A., Knackmuss, H. J. & Spyra, W. (2008). Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei sprengstofftypischen Verbindungen. BMBF-Förderschwerpunkt KORA, Themenverbund 5 Rüstungsaltlasten. IABG mbH (Hrsg.), Berlin, ISBN 978-3-00-025181-8. (KORA-TV5-Leitfaden)
- Kabbe, G. (2000): Emissionsverhalten behandelter und unbehandelter Siedlungsabfälle während der Ablagerung, Dissertation, in: Abfall - Recycling - Altlasten, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen, Band 21, ISBN: 3-932590-65-1.
- Keitz, S.V.U. Schmalholz M. (2002): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Berlin, Erich Schmidt Verlag
- Kerndorff H., Schleyer R. und Dieter H.H. (1993): Bewertung der Grundwassergefährdung von Altablagerungen - Standardisierte Methoden und Maßstäbe. WaBoLu-Hefte 1/1993, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin, 145 S. (BMFT/UBA- Vorhaben FKZ 1440464 3)
- Kerndorff, H., Schleyer, R., Arneth, J.-D., Struppe, T. & Milde, G. (1990): Entwicklung von

- Methoden und Maßstäbe zur standardisierten Bewertung von Altlastenlagerungsstandorten und kontaminierten Betriebsgeländen insbesondere hinsichtlich ihrer Grundwasserunreinigungspotentiale, Teil I, Ergebnisse des F+E-Vorhabens 1440464 des Bundesgesundheitsamtes, Bundesministerium für Forschung und Technologie, Projektträger: Umweltbundesamt.
- Kerndorff, Kühn, Minden, Orlikowski., Struppe (01/2006): Schutzgutspezifische Bewertung von Grundwasserkontaminationen durch Altlastenlagerungen mit dem Ziel einer passiven Sanierung mittels natürlicher Selbstreinigungskräfte (NA), altlasten spektrum, Heft 01/2006
- Klein, R. (2002): Wasser-, Stoff- und Energiebilanz von Deponien aus Müllverbrennungsschlacken, Dissertation, Institut für Wasserchemie und Chemische Balneologie der Technischen Universität München.
- Krümpelbeck, I. & Ehrg, H.-J. (1999): Abschätzung der Restemissionen von Deponien in der Betriebs- und Nachsorgephase auf der Basis realer Überwachungsdaten, Abschlußbericht des FuE-Vorhabens 1471067 des Bundesministeriums für Bildung und Forschung, Projektträger: Abfallwirtschaft und Altlastensanierung im Umweltbundesamt.
- Krümpelbeck, I. (2000): Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien. In: Veröffentlichungen des Lehrstuhls für Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft der Bergischen Universität - GH Wuppertal, Heft 3
- Krümpelbeck, I., Dohmann, M., Wirtz, A., Kabbe, G., Stegmann, R. & Heyer, K. U. (2001): Langfristiges Emissionsverhalten von Altdeponien, Materialien des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen, Nr. 61.
- Kruse, K. (1994): Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien, Dissertation, in: Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Braunschweig, Heft 54, ISSN 0934-9731.
- Landkreis Rotenburg (Wümme) & TU Hamburg-Harburg / Engelhardt, G., Schröder, H.W., Ritzkowski, M., Stegmann, R. (Rotenburg (Wümme)/Hamburg) 2008: Abschlussbericht zum BMBF-Verbundvorhaben "Beschleunigte aerobe in situ Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt zur Minderung des Kosten- und Nachsorgeaufwandes - Anlagenbetrieb, Abschluss und Erfolgskontrolle (TP1) und Umsetzungsreaktionen (TP2)", Förderkennzeichen: 0330241 (A+B).
- LMBV & GFI, IHU, IBeWa / Tropp, Uhlig, Hille, Werner, Schroeter, Wilsnack (06/2006): Statusbericht zum KORA-Projekt 4.4: "Untersuchung des natürlichen Rückhalts und Abbaus deponiebürtiger Schadstoffe am Beispiel der subaquatischen Deponie Großkayna", FKZ 330505
- LMBV & GFI, IHU, IBeWa / Uhlig, Hille, Werner, Schroeter, Wilsnack, Tropp (06/2008): Forschungsbericht zum KORA-Projekt 4.4: Untersuchung des natürlichen Rückhalts und Abbaus deponiebürtiger Schadstoffe am Beispiel der subaquatischen Deponie Großkayna/Merseburg ", FKZ 330505
- Luckner L. (2003): Modellgestützte Prognose von NA-Prozessen als Grundlage für die Begründung von Maßnahmeprogrammen zur Verbesserung des chemischen Zustandes kontaminierte Grundwasserkörper, Dokumentation des BMBF-Statusseminar des KORA-TV7 "Modellierung und Prognose von NA- und ENA-Prozessen im Untergrund", Eigenverlag des DGFZ e.V., Dresden.
- Luckner L. (2005/11): Modellierung und Prognose der Wirkungen von Natural Attenuation, Tagungsband zum XVI. Sächsischen Altlastenkolloquium in Dresden vom 03./04.11.2005, S. 8/1 bis 8/9, Dresden, Herausgeber DGFZ e.V., www.dgfz.de
- Luckner L. (2006/08): "Systemanalyse, Modellierung und Prognose, eine Synopse: 1. Entwurf eines Hintergrundpapiers für die Ableitung von KORA-Handlungsempfehlungen" in "Modellierung und Prognose von Natural Attenuation-Prozessen im Untergrund", Gemeinsame Mitteilungen des DGFZ e.V. und seiner Partner, Heft 3, ISSN 1611-5627, www.dgfz.de
- Luckner L., Luckner Th. (06/2005): Nachsorge betriebsbedingter Boden- und GW-Schäden des Bergbaus nach der endgültigen Betriebsstilllegung, Beitrag zu den 10. Dresdner Grundwasserforschungstagen am 13./14. Juni 2005, www.dgfz.de
- Luckner L., Luckner Th., Schinke R. (01/2004): Natural Attenuation in der Deponienachsorge, in Stegmann R., Rettenberger G., Bildingmaier W., Ehrig H.-J., Fricke K. (Hrsg.),

- Deponietechnik 2004, Dokumentation der 4. Hamburger Abfallwirtschaftstage, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, ISBN 3-9808180-5-5, S. 117 ff.
- Luckner Th. (2004/04): Grundsätze der Stilllegung und des Rückbaus von Betriebsanlagen sowie der Nachsorge verbliebener Schäden, Tagungsband des XV. Sächsischen Altlastenkolloquium in Dresden vom 28./29.10.2004, S. 7/1 bis 7/8, Dresden, Herausgeber DGFZ e.V., www.dgfz.de
- Luckner Th. (2006/08): "Informationen zum KORA-TV4-Leitfaden "Umgang mit deponiebürigen Grundwasserschäden"" in "Umgang mit deponiebürigen Grundwasserschäden unter Berücksichtigung von Natural Attenuation", Gemeinsame Mitteilungen des DGFZ e.V. und seiner Partner, Heft 2, ISSN 1611-5627, www.dgfz.de
- Luckner Th. (2007/04): Umgang mit deponiebedingten Grundwasserschäden am Beispiel von Referenzstandorten des BMBF-Förderschwerpunkts KORA-TV4 "Deponien, Altablagerungen", Beitrag zum 18. Nürnberger Deponieseminar, LGA Nürnberg, ISSN 0343-8007, Heft 86, S. 203 ff.
- Luckner Th. (2007/05): Beitrag zum Seminar Sachkunde Bodenschutz / Altlasten für Sachverständige nach §18 BBodSchG und §36 GewO, Teil V: Exposition des Grundwassers / Nachsorgender Grundwasserschutz, Dresden, 11./12.05.2007
- Luckner Th. (2007/06): Umgang mit abfallablagerungsverursachten Grundwasserschäden unter Berücksichtigung von NA-Prozessen, Beitrag zur Beitrag zur Vortragsreihe "Aktuelles aus dem Umwelt- und Ressourcenmanagement" der der TU Wien, 04.06.2007
- Luckner Th. (2008/02): Abfallablagerungsverursachte Gewässerschäden -Leitfaden KORA-TV4 "Deponien, Altablagerungen"; Beitrag zur Seminarreihe - Fortbildung für Sachverständige Bodenschutz/Altlasten nach §18 BBodSchG und §36 GewO; Information: <http://www.dgfz.de>
- Luckner Th. (2008/11): "Modellierung, Prognose" in Michels J., Stuhrmann M., Frey C., Koschitzky H.-P. (Hrsg.) (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung, Natürliche Schadstoffminderung bei der Sanierung von Altlasten. VEGAS, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, DECHEMA e.V. Frankfurt, www.natural-attenuation.de, ISBN-13 978-3-89746-092-0.
- Luckner Th., Gerdes H.: (04/2008): Berücksichtigung der Wirksamkeit von NA-Prozessen bei der Schadensminderung an Abfallablagerungs-Standorten (des KORA-TV4) als Ergänzung zu technischen Stilllegungs- und Sanierungsmaßnahmen, Beitrag zum ITVA-Altlastensymposium 2008, Hannover, 17. - 18.04.2008
- Luckner Th., Helling C. (11/2005): ENA-Potenziale, Grundlagen und ENA-Standortprojekte des Grundwasser-Zentrums Dresden, Tagungsband zum XVI. Sächsischen Altlastenkolloquium in Dresden vom 03./04.11.2005, S. 16/1 bis 16/15, Dresden, Herausgeber DGFZ e.V., www.dgfz.de
- Luckner Th., Helling C. (12/2008): "FuE-Ergebnisse der KORA -Themenverbünde "Modellierung, Prognose" sowie "Deponien, Altablagerungen" wurden am 24. und 25.09.2008 erfolgreich in Dresden präsentiert", altlasten spektrum, Heft __/2008
- Luckner Th., Luckner L., Sondermann W. D., Hejma B. (01/2006): Grundlagen zum Umgang mit deponiebürigen Grundwasserschäden, altlasten spektrum Heft 01/2006, S. 21-26
- Luckner Th., Schinke R., Helling C. (10/2006): Grundlagen für den KORA-TV4-Leitfaden "Umgang mit deponiebürigen Grundwasserschäden", Tagungsband zum XVII. Sächsischen Altlastenkolloquium ("Zielsetzung, Machbarkeit und Effektivität von Altlastensanierungen") in Dresden vom 07./08.11.2006, S. 8/1 bis 8/16, Dresden, Herausgeber DGFZ e.V., www.dgfz.de
- Lühr H.-P. (2004): Die Geringfügigkeitsschwelle, Ein Dreh- und Angelpunkt im Boden- und Grundwasserschutz, TerraTech 10/2004 S. 13-17.
- Martens J. (2004): Deponienachsorge als modulares System, in Stegmann R., Rettenberger G., Bildingmaier W., Ehrig H.-J., Fricke K. (Hrsg.), Deponietechnik 2004, Dokumentation der 4. Hamburger Abfallwirtschaftstage, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, ISBN 3-9808180-5-5.
- Michels J., Stuhrmann M., Frey C., Koschitzky H.-P. (Hrsg.) (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung, Natürliche Schadstoffminderung bei der Sanierung von Altlasten. VEGAS, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, DECHEMA e.V. Frankfurt, www.natural-attenuation.de, ISBN-13 978-3-89746-092-0. (KORA-

(Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung)

- Neuß, M. and Dörhöfer, G. (2000): Hinweise zur Anwendung numerischer Modelle bei der Beurteilung hydrogeologischer Sachverhalte und Prognosen. GeoFakten 7, GeoFakten 8, Hydrogeologie, NLfB, Hannover, 13.11.2000, (http://www.nlfb.de/boden/downloads/geofakten_08.pdf),
- Nitsche, C. (2003): Grundwassermessstellen und Grundwasserprobennahme, Eignungstests von Grundwassermessstellen. In DGFZ e.V. (Hrsg.): Probennahme Grundwasser-Altlasten. Lehrgangsunterlagen der DGFZ-Weiterbildung 2003.
- Nitsche, C. (2005): Planung, Durchführung und Auswertung der Grundwasserprobennahme. In DGFZ e.V. (Hrsg.): Montanhydrologisches Monitoring - Probennahme von Sediment, Oberflächen- und Grundwasser. Lehrgangsunterlagen der DGFZ-Weiterbildung 2005.
- Nitsche, C. (BGD GmbH) & Dietrich P. (11/2008): "Umsetzung von MNA" in Michels J., Stuhrmann M., Frey C., Koschitzky H.-P. (Hrsg.) (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung, Natürliche Schadstoffminderung bei der Sanierung von Altlasten. VEGAS, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, DECHEMA e.V. Frankfurt, www.natural-attenuation.de, ISBN-13 978-3-89746-092-0.
- Nowel, W. Bönisch, R., Schneider, W. and Schulze, H., (1995): Geologie des Lausitzer Braunkohlereviers - Gewidmet dem 500. Geburtstag von Georgius Agricola, 2. Auflage, Brieske, , 104 Seiten,
- Palm A., Schmitt-Tegge J. D., Sondermann W.-D. (2003): Leitfaden zur Deponie-Stilllegung, ISBN 3-924063-38-9, VSK e.V. Köln und ATV-DVWK e.V. Hennef.
- Prechtel, A., Hoffmann, J., Kräutle, S. and Knabner, P., (2006): Reaktive Mehrkomponentenprobleme: Effizienz und Zuverlässigkeit, Gemeinsame Mitteilungen des DGFZ e.V. und seiner Partner, Heft 3, , www.dgfz.de, ISSN 1611-5627, Seite 159
- Rapthel M., Schroeter A., Tauber H., Rettenberger G., Willand A., Luckner Th. (05/2007): Endbericht zum FuE-Vorhaben "Untersuchung für die nachhaltige Stilllegung von Deponien, die in Restlöchern des Braunkohlenbergbaus eingerichtet wurden, am Beispiel der Deponie Halle-Lochau", Abfallwirtschaft GmbH Halle-Lochau, ISBN Nr. 987-3-938782-03-7
- Rettenberger, G. 2006: Erfahrungen zur biologischen Methanoxidation in der Rekultivierungsschicht. In: Stegmann, Rettenberger, Bidlingmaier, Bilitewski, Fricke (Hrsg.), Deponietechnik 2008, Hamburger Berichte Bd. 29, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, 295 - 298
- Ritzkowski, M. (2005): Beschleunigte aerobe In-situ Stabilisierung von Altdeponien, Dissertation, in: STEGMANN, R. (Hrsg.); 2003): Hamburger Berichte, Abfallwirtschaft, Technische Universität Hamburg-Harburg, Verlag Abfall aktuell, Band 26, ISBN 3 9810064 1 0.
- Ritzkowski, M., Heyer, K.-U., Stegmann, R. (2001): Aerobe in situ Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt - Hintergründe, Potenziale, Möglichkeiten - In: Belüftung von Altdeponien zur in situ Stabilisierung. Tagung am 31.05.2001 in Kuhstedt, Landkreis Rotenburg (Wümme), Band 3 der Schriftenreihe Abfall aktuell, Hrsg.: R. Stegmann, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- Ritzkowski, M., Heyer, K.-U., Stegmann, R. (2002): Aerobe in situ Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt - Laboruntersuchungen und Praxisbezug - In: Deponietechnik 2002, Hamburger Berichte Bd. 18, Stegmann, R., Rettenberger, G., Bidlingmaier, W., Ehrig, H.-J. (Hrsg.), Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- Ritzkowski, M., Heyer, K.-U., Stegmann, R. (2006): Fundamental Processes and implications during in situ aeration of old landfills. In: Waste Management 26, Volume 4, 356-372, Elsevier Ltd., ISSN 0956-053X
- Ritzkowski, M., Stegmann, R., Heyer, K.-U. (2004): Aktueller Erkenntnisstand zur in-situ Belüftung von Deponien am Beispiel des mehrjährigen Versuches auf der Altdeponie Kuhstedt. In: M. Kühle-Weidemeier (Hrsg.): Abfallforschungstage 2004 - Auf dem Weg in eine nachhaltige Abfallwirtschaft. Cuvillier Verlag, Göttingen, S. 370 - 391, ISBN 3-86537-121-3
- Robinson, H. D., Knox, K. & Bone, B. D. (2004): Improved definition of leachate source term from landfills, Phase 1: review of data from European landfills, Science Report P1

- 494/SR1, Environment Agency, ISBN 1 844 32 3269.
- Salzwedel J., Scherer-Leydecker C. (2004): Zum Ordnungsrahmen für die Sanierung von Altlasten in der Wasserrahmenrichtlinie, Wasser und Abfall, Heft 9/2004, S. 20-24.
- Schäfer, D., Schlenz, B., Dahmke, A., (2006): Virtuelle Aquifere - Ein Werkzeug zur Simulation von Natural Attenuation und zur Bewertung von Monitoringstrategien, Gemeinsame Mitteilungen des DGFZ e.V. und seiner Partner, Heft 3, , www.dgfz.de, www.virtueller-aquifer.de, ISSN 1611-5627, Seite 115
- Schinke, Luckner Th. (05/2006): "Gaseintrag in den Grundwasserschadensbereich der Deponie Weiden-West" in "Kühle-Wiedemeier M. "Abfallforschungstage 2006" ISBN 3-86537-863-3, Cuvillier Verlag, Göttingen 2006
- Schinke, Luckner Th. (06/2006): Stimulation natürlicher Schadstoffminderungsprozesse im GW-Schadensbereich am bayrischen Referenzstandort der Deponie Weiden-West, Dokumentation zum Altlastensymposium 2006 der GABmbH am 26.und 27. Juni 2006, München
- Schleyer R. und Kerndorff H. (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen - Eine Bestandsaufnahme für den vorbeugenden Grundwasserschutz sowie für die Erkennung von Grundwasserverunreinigungen. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 249 S.
- Schleyer, R. & Kerndorff, H. (1998): Geochemische Charakterisierung des Belastungspfades Deponie-Sickerwasser-Grundwasser, in VOIGT, H.-J. & WIPPERMANN, Th. (1998): Geochemie, Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Band 6, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Springer, ISBN 3 540 59464 7.
- Schroeter, A. (2000): Forschungs- und Entwicklungsvorhaben Modellhafte Sanierung von Altlasten am Beispiel des Tagebaurestloches Großkayna, Schlussbericht, mit 761 Blatt, 215 Tabellen, 169 Abbildungen und 711 Literaturangaben, Förderkennzeichen 1470888 I, BMBF und Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung im Umweltbundesamt, veröffentlicht, Berlin, 2000.
- Schroeter, A. u. a. (1997): FuE - Vorhaben Modellhafte Sanierung von Altlasten am Beispiel des Tagebaurestloches Großkayna - Teilvorhaben Gefährdungsabschätzung, Endbericht, BMBF- Förderkennzeichen 1470888 I, mit 2151 Textseiten, 452 Tabellen, 313 Abbildungen, 711 Literaturangaben, 11 Anlagen mit 4277 Blatt, unveröffentlicht, IHU Gesellschaft für Ingenieur-, Hydro- und Umweltgeologie mbH, Halle (Saale), Dresden und Nordhausen am Harz, Juni 1997
- Sondermann W.-D. (10/2003): "Rechtliche Rahmenbedingungen für NA-Prozesse (MNA/ENA) im Bodenschutz- und Wasserrecht des Bundes und im Blick auf das europäische Recht", S. 7-24 in Dokumentation zum BMBF-Statusseminar des KORA-TV7 "Modellierung und Prognose von NA- und ENA-Prozessen im Untergrund" vom 7.10.2003 in Dresden, Proceedings der Vorträge, DGFZ e.V., www.dgfz.de
- Sondermann W.-D., Hejma B., Luckner Th. (12/2008): "Rechtsgrundlagen zur Berücksichtigung der Wirkungen von NA-Prozessen beim Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen", altlasten spektrum Heft 6/2008
- Sondermann W.-D., Knorpp B., Luckner L., Luckner TH. (10/2003): "Handhabung von Grundwasserschäden aus lokalen Quellen", S. 25-36 in Dokumentation zum BMBF-Statusseminar des KORA-TV7 "Modellierung und Prognose von NA- und ENA-Prozessen im Untergrund" vom 7.10.2003 in Dresden, Proceedings der Vorträge, DGFZ e.V., www.dgfz.de
- Sondermann W.-D., Luckner L. (11/2003): Handhabung von Grundwasserschäden aus lokalen Quellen, dokumentiert im Tagungsband des XIV: Sächsischen Altlastenkolloquium in Dresden vom 13./14.11.2003.
- Sondermann, Luckner. (12/2003): Handhabung von Grundwasserschäden aus lokalen Quellen, TerraTech 11-12/2003, TT 8 ff
- Soyez, K., Thrän, D., Koller, M. & Hermann, T. (2000): Ergebnisse des BMBF-Verbundvorhabens "Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen", in: STEGMANN, R., RETTENBERGER, G., BIDLINGMAIER, W. & EHRIG, H.-J. (Hrsg.; 2000): Deponietechnik 2000, Dokumentation der 2. Hamburger Abfallwirtschaftstage vom 26.-27.01.2000, Hamburger Berichte,

- Abfallwirtschaft, Technische Universität Hamburg-Harburg, Verlag Abfall aktuell, Band 16, ISBN 3-9806505-6-1.
- Spillmann, P., Collins, H.J., Mattheß, G., Schneider, W. (Hrsg.), 1995: Schadstoffe im Grundwasser - Band 2: Langzeitverhalten von Umweltchemikalien und Mikroorganismen aus Abfalldeponien im Grundwasser, Forschungsbericht Deutsche Forschungsgemeinschaft, VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim
- Stegmann R., Rettenberger G., Bildingmaier W., Ehrig H.-J., Fricke K. (2004): Deponietechnik 2004, ISBN 3-9808180-5-5, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart.
- Stegmann, R., Heyer, K.-U., Hupe, K. & Willand, A. (2006): Deponienachsorge - Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge, Abschlussbericht zum Forschungsprojekt FKZ 204 34 327 (UFOPLAN) im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- Stegmann, R., Hupe, K., Heyer, K.-U. (2000): Verfahren zur abgestuften beschleunigten in situ-Stabilisierung von Deponien und Altablagerungen. Patent Nr. 10005243. Deutsches Patent- und Markenamt, München
- Steiner (10/2005): Schlussbericht zum KORA Projekt 8.3 "Untersuchung der rechtlichen Rahmenbedingungen ...", Download: www.natural-attenuation.de
- Steiner N. (10/2005): Rechtliche Rahmenbedingungen für Natural Attenuation und MNA, TerraTech, 10/2005, S. TT6-TT13
- Thomas, A., Giese, R. and Schmidt, J., (2005): Umgang mit den betriebsbedingten Boden- und Grundwasserschäden der Schwelerei Profen, Proceedings des DGFZ e.V., Heft 27, www.dgfz.de, ISSN 1430-0176, Seite 143 - 159,
- UBA / Kerndorff, Kühn. (2008): Forschungsbericht zum KORA-Projekt 4.1: " Erfassung natürlicher Prozesse bei Emissionen unterschiedlicher Altablagerungen am Beispiel der Berliner Hausmülldeponien Kladow/Gatow ", UBA, FKZ 0330501
- Wabbel, D., Teutsch G. (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderungsprozesse bei mineralölkontaminierten Standorten. KORA Themenverbund 1: Raffinerien, Tanklager, Kraftstoffe/Mineralöl, MTBE. ZAG Universität Tübingen, ISBN-13 978-3-89746-093-9. (KORA- TV1- Leitfaden)
- Werner, P., Börke, P., Hübers, N. (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei Teerölatlasten, im BMBF-Förderschwerpunkt KORA. Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, TU Dresden, Band 58 ISBN 978-3-934253-50-6. (KORA- TV2- Leitfaden)
- Willand A. (2005): Rechtliche Probleme der Grundwassersanierung: Sanierungsziele, Wirksamkeitsprognose für Maßnahmen und Natural Attenuation, Altlasten Spektrum 02/2005, S. 76-86
- Wirtz, A. (2000): Grundlegende Ermittlungen zur Umweltbeeinträchtigung durch Siedlungsabfalldeponien, Dissertation, in: Abfall - Recycling - Altlasten, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen, Band 24, ISBN: 3-932590-68-6.
- Wirtz, U. (2005): Festbettnitrifikation und -denitrifikation mit festen Kohlenstoffquellen, Biologische Stickstoffelimination in der Nachsorge von Deponien, Dissertation, in: Veröffentlichungen des Lehrstuhls für Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft der Bergischen Universität Wuppertal, Heft 4, URN (NBN): urn:nbn:de:hbz:468-20050238.

F5.2 Übersicht KORA- Leitfäden und -Handlungsempfehlungen

DGFZ (Hrsg.) (2008): KORA- Leitfaden "Umgang mit abfallablagerungsverursachten Gewässerschäden und Gefahrensituationen unter Berücksichtigung der Wirkungen natürlicher Rückhalte- und Abbau- Prozesse" (KORA-TV4 "Deponien, Altablagerungen"), Gemeinsame Mitteilungen des Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. und seiner Partner, Heft 04/2008, www.dgfz.de/publikationen, ISSN 1611-5627. (**KORA- TV4- Leitfaden**)

DGFZ (Hrsg.) (2008): KORA- Synopse "Systemanalyse, Modellierung und Prognose der Wirkungen natürlicher Schadstoffminderungsprozesse - eine rezente Synopse" (KORA-TV7 "Modellierung, Prognose"), Gemeinsame Mitteilungen des Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. und seiner Partner, Heft 05/2008,

- www.dgfz.de/publikationen, ISSN 1611-5627. (**KORA- TV7- Synopse**)
- Grandel, S., Dahmke, A. (2008): Leitfaden -- Natürliche Schadstoffminderung bei LCKW-kontaminierten Standorten. KORA Themenverbund 3: Chemische Industrie, Metallverarbeitung. Institut für Geowissenschaften, CAU Kiel. ISBN 978-3-00-026094-0 (**KORA- TV3- Leitfaden**)
- Hoth, N., Rammlmair, D., Gerth, J. & Häfner, F. (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderungsprozesse an großräumigen Bergbaukippen/-halden und Flussauensedimenten. Empfehlungen zur Untersuchung und Bewertung der natürlichen Quelltermminimierung. KORA Themenverbund 6: Bergbau und Sedimente. Institut für Bohrtechnik und Fluidbergbau, TU Bergakademie Freiberg. ISBN-13 978-3-89746-098-X. (**KORA- TV6- Leitfaden**)
- Joos, A., Knackmuss, H. J. & Spyra, W. (2008). Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei sprengstofftypischen Verbindungen. BMBF-Förderschwerpunkt KORA, Themenverbund 5 Rüstungsaltlasten. IABG mbH (Hrsg.), Berlin, ISBN 978-3-00-025181-8. (**KORA- TV5- Leitfaden**)
- Michels J., Stuhrmann M., Frey C., Koschitzky H.-P. (Hrsg.) (2008): Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung, Natürliche Schadstoffminderung bei der Sanierung von Altlasten. VEGAS, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, DECHEMA e.V. Frankfurt, www.natural-attenuation.de, ISBN-13 978-3-89746-092-0. (**KORA- Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung**)
- Wabbels, D., Teutsch G. (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderungsprozesse bei mineralölkontaminierten Standorten. KORA Themenverbund 1: Raffinerien, Tanklager, Kraftstoffe/Mineralöl, MTBE. ZAG Universität Tübingen, ISBN-13 978-3-89746-093-9. (**KORA- TV1- Leitfaden**)
- Werner, P., Börke, P., Hüser, N. (2008): Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei Teerölatlasten, im BMBF-Förderschwerpunkt KORA. Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, TU Dresden, Band 58 ISBN 978-3-934253-50-6. (**KORA- TV2- Leitfaden**)

F5.3 Gesetze, Verordnungen, Normen, Arbeitshilfen

- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1999): Überwachung von Grund-, Oberflächen- und Sickerwasser im Bereich von Abfallentsorgungsanlagen, Merkblatt 3.6/2.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2001): Untersuchung und Bewertung von Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Gewässerverunreinigungen - Wirkungspfad Boden-Gewässer -, LfW-Merkblatt 3.8/1.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2002): Entnahme und Untersuchung von Wasserproben bei Altlasten, schädlichen Bodenveränderungen und Gewässerverunreinigungen, LfW-Merkblatt Nr. 3.8/6.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2003): Probennahme von Boden und Bodenluft bei Altlasten und schädlichen Bodenveränderungen für die Wirkungspfade Boden-Mensch und Boden-Gewässer, LfW-Merkblatt Nr. 3.8/4.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2004): Natürliche Schadstoffminderung bei Grundwasserverunreinigungen durch Altlasten und schädliche Bodenveränderungen - Natural Attenuation, Merkblatt Nr. 3.6/3.
- BayLfU (Hrsg.) (2003): Aktuelle Entwicklungen im Deponiebereich, Augsburg, 59 S.
- BayLfU (Hrsg.) (2003): Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Siedlungsabfällen, Augsburg, 78 S.
- Beck-Texte, Abfallrecht (2003): 8. Auflage, ISBN 3406505813, Verlag C.H. Beck oHG, Nördlingen.
- Beck-Texte, Umweltrecht (2003): 15. Auflage, ISBN 3406506194, Verlag C.H. Beck oHG, Nördlingen.
- BfR BoGwS (2000): Baufachliche Richtlinien für die Planung und Ausführung der Sanierung von schädlichen Bodenveränderungen und Grundwasserverunreinigungen. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Wohnungswesen, Bundesministerium der Verteidigung.
- BlmSchG (1974): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch

- Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge, 15. März 1974.
- Bundesberggesetz vom 13.08.1980, letzte Änderung 21.08.2002, Glückauf-Verlag, Essen
- Bundesbodenschutzgesetz (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Boden-Verunreinigungen und zur Sanierung von Altlasten Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG) vom 17.3.1998.
- Bundesministerium für Verkehr, Bau und Wohnungswesen, Bundesministerium der Verteidigung (2002): Arbeitshilfen Boden- und Grundwasserschutz - Planung und Ausführung der Sanierung von schädlichen Bodenveränderungen und Grundwasserverunreinigungen.
- BWK (2004): Erarbeitung von Leistungsbeschreibungen und Leistungsverzeichnissen zur Grundwasserprobenahme bei Altlasten im Lockergestein. Merkblatt 5/BWK
- DepSüVO (1998): Ordnungsbehördliche Verordnung über die Selbstüberwachung von oberirdischen Deponien - Deponieselbstüberwachungsverordnung vom 2.4.1998
- DepV (2002): Verordnung über Deponien und Langzeitlager und zur Änderung der Abfallablagerngsverordnung (DepV) vom 24.07.2002
- DIN (1991): DIN-Taschenbuch 211 Wasserwesen Begriffe Normen, Beuth Verlag GmbH Berlin Köln
- DIN 19687 (1998): Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden; Berlin (Beuth).
- DIN 38 402 Teil 13 "Probenahme aus Grundwasserleitern", Teil 11 "Probenahme von Abwasser" Glückauf (2002): Bundesberggesetz, 10. Auflage, ISBN 3-7739-1248-X, Verlag Glückauf GmbH, Essen.
- DIN 38402-A12 Probennahme aus stehenden Gewässern.
- DIN 38402-A15 Probennahme aus Fließgewässern.
- DIN 38402-A17, Probennahme von fallenden, nassen Niederschlägen in flüssigem Aggregatzustand.
- DIN 38402-A30, Vorbehandlung, Teilung und Homogenisierung heterogener Wasserproben.
- DIN 38402-A6 Festlegung der Mindesthäufigkeit der Überwachungen für Wasserinhaltsstoffe in Einleitungen.
- DIN 4049, TI. 1 (1992): Hydrogeologie; Grundbegriffe; Berlin (Beuth).
- DIN 4049, TI. 2 (1990): Hydrogeologie; Begriffe der Gewässerbeschaffenheit; Berlin (Beuth).
- DIN EN 25 667, Teil 1 Anleitung zur Aufstellung von Probennahmeprogrammen.
- DIN EN 25 667, Teil 2 Anleitung zur Probennahmetechnik.
- DIN EN ISO 5 667, Teil 3 Anleitung zur Konservierung und Handhabung von Proben.
- DVGW (2004): Aufbau und Anwendung numerischer Grundwassерmodelle in Wassergewinnungsgebieten, Technische Regel Arbeitsblatt W107
- DWK-Regel "Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben" (128/1992).
- EigÜVO (2003): Eigenüberwachungsverordnung vom 01.07.1999, geändert am 22.10.2003.
- EN ISO 5667-3 (A21): Anleitung zur Konservierung und Handhabung von Proben, 1996.
- FH-DGG (2002): Das Hydrogeologische Modell als Basis für die Bewertung von Monitored Natural Attenuation bei der Altlastenbearbeitung - ein Leitfaden für Auftraggeber, Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Heft 23, ISBN 3-932537-24-6,
- FH-DGG (2002): Hydrogeologische Modelle - Ein Leitfaden mit Fallbeispielen, Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Heft 24, ISBN 3-932537-25-4,
- ITVA (2003): ITVA-Handlungsempfehlung Nachsorge und Überwachung von sanierten Altlasten, ITVA-Arbeitshilfen H1-1-01/03
- ITVA (2004): Monitored Natural Attenuation. ITVA-Arbeitshilfen H1-12/04
- LABO (2006): "LABO-Positionspapier: Berücksichtigung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse bei der Altlastenbearbeitung", altlasten spektrum, Heft 01/2006, S. 45 ff.
- LAGA & UBA (1998) Technische Regeln für die Überwachung von Grund-, Sicker- und Oberflächenwasser sowie oberirdischer Gewässer bei Abfallentsorgungsanlagen WÜ 98 Teil 1: Deponien.
- LAGA (2000): Stilllegung und Nachsorge von Deponien.

- LAGA (2000): Stilllegung und Nachsorge von Deponien.
- LAWA (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser; Download <http://www.lawa.de/pub/kostenlos/gw/GFS-Bericht-DE.pdf>
- LAWA-Grundwasserrichtlinie, Teil 3 "Grundwasserbeschaffenheit" (3/1993).
- LfUG / Beims, U. und Gutt, B., (1994): Simulation von Strömungs- und Transportprozessen im Rahmen der Altlastenbearbeitung, Materialien der Altlastenbearbeitung, Band 8,
- OGew QZ VO (2001): Verordnung über Qualitätsziele und zur Verringerung der Gewässerverschmutzung bei oberirdischen Gewässern vom 12.03.2001.
- Richtlinie zur Feststellung des Endes der Bergaufsicht (Richtlinie Ende der Bergaufsicht) vom 26. August 2003 des Sächsischen Oberbergamts, Sächsisches Amtsblatt Nr. 38 vom 18. September 2003.
- SMUL / Beims, U., (1996): Simulation von Grundwasserströmungs- und Schadstofftransportprozessen in Lockergesteinsgrundwasserleitern im Rahmen der Altlastensanierung, Materialien zur Altlastenbehandlung (6/1997),
- SMUL / Kaden, S., Diersch, H.-J. and Kolditz, O., (1996): Simulation von Grundwasserströmungs- und Schadstofftransportprozessen in Festgesteingrundwasserleitern im Rahmen der Altlastenbehandlung, Materialien zur Altlastenbehandlung (7/1997),
- SMUL / Kemmesies,O. and Luckner, L., (1995): Simulation des Schadstofftransports in der ungesättigten Zone im Rahmen der Altlastenbehandlung, Materialien zur Altlastenbehandlung (5/1997)
- TASI (1993): Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen TA Siedlungsabfall, 14. Mai 1993.
- Umweltgesetzbuch (UGB), "Allgemeine Vorschriften und vorhabenbezogenes Umweltrecht" (UGB, Teil I, Entwurf vom 19.11.2007) und "Wasserwirtschaft" (UGB, Teil II, Referentenentwurf vom 20.05.2008)
- VDI-Richtlinie 3790 (1997): Umweltmeteorologie - Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen - Deponien.
- WG LSA (2004): Wassergesetz für das Land Sachsen-Anhalt vom 31.08.1993, letztmalig geändert am 22.12.2004.
- WHG (2002): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG); Bekanntmachung der Neufassung des Wasserhaushaltsgesetzes vom 19.8.2002.
- WÜ 98 Teil 1 (1999): Erl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft v. 22.3.99 - IV A 4 - 541.2.9: Überwachung von Grund-, Sicker- und Oberflächenwasser sowie oberirdischer Gewässer bei Deponien, Anlage Technische Regeln

F6 Verzeichnis der Daten- CD

Bestandteil des vorliegenden Berichts ist eine Daten- CD mit folgenden Berichten des KORA- Verbundes (Format: *.pdf):

- Berichte der KORA- PüB, DECHEMA und VEGAS in Zusammenarbeit mit den KORA- Standortprojekten
 - KORA- Handlungsempfehlungen mit Methodensammlung
- Berichte des KORA- TV4- Zuwendungsempfänger
 - KORA- Leitfaden des TV4 "Deponien, Altablagerungen"
 - *Projekt 4.0 - DGFZ e.V.*
 - KORA- FuE- Berichte der TV4- Standortprojekte
 - *Projekt 4.1 - UBA Berlin*
 - *Projekt 4.2 - DGFZ e.V.*
 - *Projekt 4.3 - BGS Umwelt GmbH & TU Berlin*
 - *Projekt 4.4 - LMBV mbH*
 - *Projekt 4.A1 - AWH GmbH*
 - *Projekt 4.A1 - TU Hamburg-Harburg*

Hinweise gem. Impressum:

- Herausgeber: Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V. (DGFZ)
 Meraner Str. 10, 01217 Dresden
 Internet: www.dgfz.de
- Verlag: Eigenverlag des Herausgebers
 Verlagsort: Dresden, Bundesrepublik Deutschland
- Bezugsmöglichkeit: beim Herausgeber
- Hinweise:
 - Für die Inhalte sind die jeweiligen Autoren bzw. Institutionen verantwortlich. Der Bericht erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Die im vorliegenden Bericht dargestellten Aussagen haben keinerlei rechtliche Verbindlichkeit. Die Zuwendungsempfänger der KORA-Projekte, deren Beauftragte sowie die Autoren übernehmen keine Gewähr für Maßnahmen die aufgrund dieses Berichtes durchgeführt werden. Haftungsansprüche sind grundsätzlich ausgeschlossen.
 - Ergänzend gilt für die Kapitel und Absätze zur Rechtsproblemen: "Die Ausführungen stellen eine rechtswissenschaftliche Auffassung der Autoren dar, deren Übereinstimmung mit der geltenden Rechtssprechung und dem Verwaltungsvollzug noch zu prüfen ist."
 - Der Nachdruck, auch auszugsweise, ist nur mit Genehmigung des Autors/der Autoren des jeweiligen Beitrages und des Herausgebers unter Angabe der Quelle gestattet.
 - Der Nachdruck erfolgt in der Schriftenreihe mit dem Titel "Gemeinsame Mitteilungen des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V. und seiner Partner" (ISSN 16 11 - 56 27, Heft 04/2008).
 - Die textlichen und bildlichen Darstellungen der Berichterstattung mit den Anlagen unterliegen dem Schutzrechtsvermerk nach DIN 34.