

Technische Arbeitshilfe

**Anaerobe Biologische *In Situ* Sanierung (ABIS) von
LCKW-belastetem Grundwasser**

**Verfahrenstechnische Standortwahl – Projektentwicklung –
Qualitätskriterien**

erstellt im Forschungsprojekt *InnoSan*

K.E. Scherr, M. Nahold & A.P. Loibner

Wien, Mai 2011

Haftungsausschluss

Dieser Leitfaden soll eine, jedoch nicht die einzige Erkenntnisquelle für eine fachgerechte Lösung sanierungstechnischer Problemstellungen darstellen, und soll als Erweiterung und Ergänzung des bestehenden Standes der Technik gesehen werden. Durch die Anwendung dieses Leitfadens entzieht sich niemand seiner/ihrer Verantwortung für eigenes Handeln und für die sinnentsprechende Umsetzung der vorgestellten Inhalte. Trotz sorgfältiger, wissenschaftlich-technischer Bearbeitung erfolgen alle Angaben in diesem Leitfaden ohne Gewähr. Eine Haftung der AutorInnen insbesondere für Richtigkeit, Vollständigkeit und Aktualität der Inhalte dieses Leitfadens ist ausgeschlossen.

Technische Arbeitshilfe

Anaerobe Biologische *In Situ* Sanierung (ABIS) von LCKW-belastetem Grundwasser

Kerstin E. Scherr¹, Manfred Nahold² und Andreas P. Loibner¹



¹ Universität für Bodenkultur (BOKU) Wien,
Department IFA-Tulln
Institut für Umweltbiotechnologie,
A-3430 Tulln, Österreich



² G.U.T GRUPPE UMWELT+TECHNIK GMBH
A-4040 Linz, Österreich

Gefördert aus Mitteln des

Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
(Förderungsmanagement: Kommunalkredit Public Consulting GmbH)
und aus Mitteln des Landes Oberösterreich.



Vorwort

Der hier vorliegende technische Leitfaden beziehungsweise Arbeitshilfe *Anaerobe Biologische In Situ Sanierung (ABIS) von LCKW-belastetem Grundwasser* wurde im Zuge des Forschungsprojektes ‚InnoSan - innovative biologische Sanierung von LCKW-belastetem Grundwasser‘ erstellt. Mit diesem Leitfaden soll ein Beitrag zur Etablierung der mikrobiologischen Sanierung von LCKW-Schäden in der gesättigten Bodenzone als ‚Stand der Technik‘ in Österreich geleistet werden.

Dieser Leitfaden richtet sich an mit LCKW-Schäden in der gesättigten Zone befasste Amtssachverständige, Planer und andere Involvierte als Fachinformation über die Wirkungsweise des ABIS-Verfahrens (Kapitel 1). Eine schrittweise Vorgehensweise zur Entwicklung eines ABIS-Verfahrens für einen konkreten Standort als Entscheidungshilfe für eine mögliche Umsetzung (Kapitel 2) und Überlegungen zur vollmaßstäblichen Umsetzung (Kapitel 3) werden vorgestellt. Ein weiterer Schwerpunkt des Leitfadens liegt in der Darstellung von Qualitätsanforderungen an die praktische Umsetzung und die Verfahrenskontrolle eines ABIS-Verfahrens (Kapitel 4). Eine Kostenabschätzung für eine ABIS-Anwendung bietet Kapitel 5. Grundlegende Informationen zu allen Teilbereichen werden im Anhang (ab Kapitel A 1) dargelegt. Dieser Leitfaden kann und soll aufgrund der vielfältigen Anforderungen an eine ABIS-Umsetzung jedoch *nicht* als umfassende ‚Bedienungsanleitung‘ für die biologische Sanierung von LCKW verstanden werden.

Mehrere deutschsprachige Grundlagenwerke mit Relevanz für LCKW-kontaminierte Standorte sind verfügbar, auf die an dieser Stelle verwiesen werden soll. Für technische Grundlagen für die Erkundung, Bewertung, Beurteilung und Sanierung von mit LCKW belasteten Böden darf auf die entsprechende Arbeitshilfe des Umweltbundesamtes aus dem Jahr 1995 (Referenz [1], dzt. in Überarbeitung) verwiesen werden. Die vielfältigen natürlichen Schadstoffminderungsprozesse im Untergrund und deren Untersuchung wurden umfassend im Rahmen des deutschen KORA¹-Projektes, Themenverbund 3 beschrieben [2]. International liegen unter anderem ein Handlungsprotokoll des ESTCP² [3] sowie unterschiedliche aktuelle Regelwerke und Handlungsempfehlungen des ITRC³ [4-6] vor, die in den vorliegenden Leitfaden teilweise inkorporiert wurden.

Der Inhalt des vorliegenden Leitfadens gibt ausschließlich die fachliche Meinung der AutorInnen zum Zeitpunkt der Erstellung wieder. Die vorgestellten Inhalte sollen nicht zuletzt zur fachlichen Diskussion und anwendungsorientierten Weiterentwicklung von ABIS anregen. Eine allgemeine technische oder rechtliche Gültigkeit oder ein diesbezüglicher Meinungsstand der Fördergeber können daraus nicht abgeleitet werden.

¹ KORA: *Kontrollierter natürlicher Rückhalt und Abbau von Schadstoffen bei der Sanierung kontaminierter Grundwässer und Böden*. <http://www.natural-attenuation.de/>

² ESTCP: *Environmental Security Technology Certification Program* der USA. <http://www.serdp.org/>

³ ITRC: *Interstate Technology & Regulatory Council* der USA. <http://www.itrcweb.org/>

Projektrahmen und Danksagung

Das Forschungsvorhaben *InnoSan* wurde durch das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft gemäß Umweltförderungsgesetz aus Mitteln der Altlastenbeiträge sowie durch das Land Oberösterreich (Zahl U-UW-300 227) gefördert. Das Förderungsmanagement für das BMfLuFUW erfolgte durch die Kommunalkredit Public Consulting GmbH (Antrags-Nr. A520005).

Die Ziele des Forschungsprojektes waren eine teils grundlegende Entwicklung eines mehrstufigen mikrobiologischen *in situ* Verfahrens zur Förderung des anaeroben bakteriellen Abbaus von LCKW im Grundwasser und die erstmalige Demonstration der Anwendung an LCKW-kontaminierten Standorten in Österreich.

Das Institut für Umweltbiotechnologie am Department IFA-Tulln der Universität für Bodenkultur Wien und die G.U.T GRUPPE UMWELT + TECHNIK GmbH in Linz bedanken sich bei dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, bei der Kommunalkredit Public Consulting GmbH und beim Land Oberösterreich, bei den für die Feldanwendungen zuständigen Behörden der Bezirkshauptmannschaft Kirchdorf/Krems sowie der Bezirkshauptmannschaft Urfahr-Umgebung und bei allen befassten Amtssachverständigen des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung für die administrative, fachliche und finanzielle Unterstützung. Auch den Grundeigentümern und den Unternehmen an den Umsetzungsstandorten sei hiermit besonders für deren Interesse und Bereitschaft zur Duldung der *in situ* Untersuchungen gedankt: Steiner Blechbearbeitung GmbH in Voitsdorf, GLG Acamp GmbH in Vorchdorf-Eggenberg sowie der Familie Fabian in Gallneukirchen.

Kontakt

Dr. Kerstin E. Scherr

a.o. Univ. Prof. Andreas P. Loibner

Universität für Bodenkultur Wien

Department IFA-Tulln, Institut für Umweltbiotechnologie

Konrad Lorenz Strasse 20, A-3430 Tulln, Österreich

Tel.: +43 (0)2272 66280 - 502

mail: vorname.nachname(at)boku.ac.at

www.ifa-tulln.ac.at



Dr. Manfred Nahold

GRUPPE UMWELT + TECHNIK GMBH

Ingenieurbüro für Geotechnischen Umweltschutz

Plesching 15, A-4040 Linz, Österreich

Tel.: +43 (0)732 71 39 82 - 0

mail: m.nahold(at)gutlinz.at

www.gutlinz.at

G·U·T

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	iv
Projektrahmen und Danksagung	v
Kontakt	vi
Abkürzungen	10
1. Mikrobiologische <i>in situ</i> Behandlungsverfahren für LCKW-belastetes Grundwasser	11
1.1. Allgemeines	11
1.2. Verfahrenstechnische Förderung des mikrobiologischen LCKW-Abbaues	11
1.2.1. ABIS-Verfahrensprinzip	11
1.2.2. Anwendungsbereich des ABIS-Verfahrens	12
2. Empfohlene Vorgangsweise für die Entwicklung eines ABIS-Sanierungsprojektes an einem Standort	14
2.1. Definition der Projektziele und Einschätzung der Erreichbarkeit mittels ABIS	17
2.1.1. Erreichbare Schutzgutqualität mittels ABIS	17
2.1.2. Zu erwartender Zeithorizont für ABIS	17
2.1.3. Ökonomische Randbedingungen	18
2.1.4. Sonstige Randbedingungen	18
2.1.5. Projektziele als Entscheidungskriterien für eine ABIS-Anwendung	19
2.2. Datenerhebung für die <i>a priori</i> Beurteilung der verfahrenstechnischen Durchführbarkeit einer ABIS-Maßnahme	19
2.3. Verfahrenstechnische <i>a priori</i> Standortbewertung hinsichtlich der Einsetzbarkeit von ABIS	21
2.3.1. Prinzip	21
2.3.2. Bewertung und Gewichtung	22
2.4. Gesamtbewertung eines Standortes hinsichtlich der Projektziele	26
2.5. Vorbereitung des kleinmaßstäblichen Feldversuches	26
2.5.1. Auswahl des Testfeldes	27
2.5.2. Vorabmonitoring des Testfeldes	27
2.5.3. Administrative Vorbereitung	27
2.6. Mikrokosmenstudien (MKS) mit Standortmaterial zur Bestimmung des Wirkstoffbedarfes	27
2.7. Dimensionierung und Installation des kleinmaßstäblichen Feldversuches	28
2.8. Durchführung des Feldversuchs	29
2.8.1. Phase I: Reduktion der Elektronenakzeptoren in der Festphase	31
2.8.2. Phase II: Reduktive Dechlorierung	31
2.8.3. Phase III: kontinuierlicher LCKW-Abbau	31
2.9. Evaluierung des Feldversuches	31

3. Großmaßstäbliche Umsetzung - Upscaling	32
3.1. Berücksichtigung von Standortgröße und Erkundungsgrad	32
3.2. Kopplung von ABIS mit anderen Verfahren	32
4. Qualitätssicherung und Kontrolle des Sanierungserfolges	33
4.1. Statische Datenauswertung	33
4.2. Grundwasserparameter als Indikatoren für <i>in situ</i> Prozesse	33
4.2.1. LCKW, Ethan, Ethen	33
4.2.2. Elektronenakzeptoren und Reduktionsprodukte	33
4.2.3. Methan	34
4.2.4. pH-Wert und DOC	34
4.2.5. Stickstoff und Phosphor	34
4.3. Wirkstoffdotation und -metabolisierung	34
4.4. Kontrolle von anderen unerwünschten Nebeneffekten	35
4.5. Probenahme	36
4.5.1. Feststoffprobenahme	36
4.5.2. Grundwasserprobenahme	36
5. Kostenschätzung für eine ABIS-Anwendung	37
Anhang: Technische Erläuterungen, wissenschaftliche und rechtliche Grundlagen für ABIS	
A 1. Wissenschaftliche Grundlagen für die Anwendung von ABIS	40
A 1.1. Eigenschaften von LCKW	40
A 1.2. Allgemeine Voraussetzungen für den mikrobiologischen Abbau von organischen Schadstoffen	40
A 1.3. Biologischer Abbau von aliphatischen LCKW	41
A 1.3.1. Reduktive Dechlorierung	41
A 1.3.2. Metabolite – Zwischenprodukte	42
A 1.3.3. Limitationen für den LCKW-Abbau <i>in situ</i>	42
A 2. Wirkstoffe im ABIS-Verfahren	44
A 2.1. Mangel an molekularem Wasserstoff	44
A 2.1.1. Injektion von Wasserstoffgas	45
A 2.1.2. Injektion von fermentierbaren organischen Elektronendonatoren	45
A 2.1.3. Überlegungen zur Stöchiometrie der Elektronendonatorzugabe	46
A 2.2. Ungünstiges RedOx-Potential	48
A 2.3. Mangel an anorganischen Nährstoffen, Vitaminen und Spurenelementen	49
A 2.4. Ungünstiger pH – Wert	49
A 2.5. Mangel an dechlorierenden Mikroorganismen	49

A 3.	Verfahrenstechnische Bewertungsparameter	49
A 3.1.	Schadstoffinventar	49
A 3.2.	Hydrogeologisches Profil	50
A 3.3.	(Hydro-)geochemisches Profil	51
A 3.4.	Mikroorganismenpopulation	51
A 4.	Vorbereitung eines kleinmaßstäblichen Feldversuches	52
A 4.1.	Auswahl des Testfeldes	52
A 4.2.	Charakterisierung des Testfeldes	53
A 4.3.	Bewertung des Testfeldes	53
A 5.	Planung, Dimensionierung und Betrieb von Laborversuchen in Mikrokosmen	53
A 5.1.	Bodensäulen und Mikrokosmen	53
A 5.2.	Betrieb von Laborversuchen	54
A 5.3.	Probenahme, Transport, Lagerung von Boden- & Grundwasserproben für Laborversuche	55
A 6.	Durchführung eines kleinmaßstäblichen Feldversuches	55
A 6.1.	Ausführung	55
A 6.2.	Einbringungsverfahren	56
A 7.	Verfahrenstechnisch relevante Grundwasserparameter	57
A 8.	Rechtliche Grundlagen für die Anwendung von ABIS	58
A 8.1.	Übersicht	58
A 8.2.	Orientierungs- und Zielwerte für Erkundung und Sanierung	59
A 8.2.1.	Orientierungswerte für Grundwassersanierungsbedarf	59
A 8.2.2.	Sanierungsziel(e) für Grundwasserbelastungen mit LCKW	60
A 8.2.3.	Reinigungsanforderungen	62
A 8.3.	Genehmigbarkeit und behördliche Akzeptanz von ABIS-Maßnahmen	63
	Referenzen	64

Abkürzungen

ABIS	Anaerobe biologische <i>in situ</i> Sanierung; hier: entsprechendes Verfahren für die Behandlung von LCKW-kontaminiertem Grundwasser
BSB.....	Biologischer Sauerstoffbedarf
C.....	Kohlenstoff
<i>cis</i> -DCE	<i>cis</i> -1,2-Dichlorethen; Typischer Metabolit aus dem biologischen PCE-Abbau
CSIA	<i>Compound-Specific Isotope Analysis</i> ; hier: Analyse der Verteilung von (meist) stabilen Schadstoffisotopen
1,1-DCA.....	1,1-Dichlorethan
1,1-DCE.....	1,1-Dichlorethen
DHE.....	<i>Dehalococcoides Ethenogenes</i> ; bislang einziger bekannter Mikroorganismus mit der Fähigkeit, PCE zu Ethen abzubauen
DNAPL	<i>Dense Non Aqueous Phase Liquid</i> ; hier: Schadstoffphase mit höherer Dichte als das Grundwasser
DOC	<i>Dissolved Organic Carbon</i> ; gelöster organischer Kohlenstoff
FV.....	Feldversuch
GW	Grundwasser
K.....	Kalium
LCKW	Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
LHKW.....	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
LDO.....	<i>Liquid Dissolved Oxygen</i> ; Im Wasser gelöster Sauerstoff
LHKW	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
MKS.....	Mikrokosmenstudien
MKW.....	Mineralölkohlenwasserstoffe
N.....	Stickstoff
NA-Prozesse	<i>Natural Attenuation</i> -Prozesse (sh. Referenz [2])
P.....	Phosphor
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PCE	Perchlorethen, Tetrachlorethen
POX.....	<i>Purgeable Organic Halides</i> ; ausblasbare organische Halogene
RD	Reduktive Dechlorierung (sh. Kapitel A 1.3.1)
TCA	hier verwendet für die Trichlorethan-Isomere, i.e. 1,1,1-TCA und 1,1,2-TCA
TCE	Trichlorethen
TOC.....	<i>Total Organic Carbon</i> ; organischer Kohlenstoff
<i>trans</i> -DCE.....	<i>trans</i> -1,2-Dichlorethen; Metabolit aus PCE-Abbau
TWV.....	Trinkwasserverordnung
VC	Vinylchlorid, Monochlorethen; Metabolit aus PCE-Abbau

1. Mikrobiologische *in situ* Behandlungsverfahren für LCKW-belastetes Grundwasser

1.1. Allgemeines

Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) wurden in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts weltweit zu zahlreichen industriellen und gewerblichen Zwecken eingesetzt. Erst zu Ende der 70er und Anfang der 80er Jahre des 20. Jahrhunderts wurde das toxische und kanzerogene Potential dieser Substanzen erkannt und bestimmt [7]. Zu diesem Zeitpunkt befanden sich bereits signifikante Mengen an LCKW an Standorten einer Vielzahl von Industrie- und Gewerbebezügen in Boden und Grundwasser. LCKW sind heute die häufigsten an ausgewiesenen Altlasten präsenten Schadstoffe in Österreich [8]. Schätzungen des Umweltbundesamtes zufolge sind LCKW an circa 10.000 Standorten in Österreich präsent [9]. Betroffenes Schutzgut ist bei LCKW-Kontaminationen in den meisten Fällen das Grundwasser.

Neben ihrer Toxizität weisen LCKW insbesondere aufgrund ihrer im Vergleich zu anderen organischen Schadstoffen wie MKW und PAK relativ hohen Wasserlöslichkeit, hohen Dichte und geringen Sorptionstendenz an die organische Bodensubstanz eine hohe Mobilität im Grundwasser auf. Die häufigsten chlorierten Schadstoffe gehören zu den chlorierten Ethenen (z.B. Perchlorethen, PCE; Trichlorethen, TCE) und Ethanen (z.B. Trichlorethane, TCA).

Die in diesem Leitfaden vorgestellten Grundlagen und die empfohlene Vorgehensweise zur Standortwahl und Verfahrensentwicklung beziehen sich primär auf **chlorierte Ethene und Ethane** (z.B. PCE, TCE, TCA). Eine sinngemäße Übertragung auf chlorierte Methane ist möglich.

1.2. Verfahrenstechnische Förderung des mikrobiologischen LCKW-Abbaues

1.2.1. ABIS-Verfahrensprinzip

Der Abbau von LCKW in der gesättigten Bodenzone erfolgt vorwiegend mikrobiologisch; abiotische Prozesse spielen eine nachgeordnete Rolle. Der gegenständliche Leitfaden hat die Optimierung des LCKW-Abbaues im Grundwasser über ein mikrobiologisch-biotechnologisches Verfahren zum Inhalt. Als Reaktionsraum soll hier nur der Grundwasserraum - der Aquifer mit dessen Kapillarsaum - betrachtet werden.

Die Grundlagen des biologischen Schadstoffabbaues sind im Anhang, Kapitel A 1, dargestellt. LCKW können unter aeroben und unter anaeroben Bedingungen abgebaut werden. Der anaerobe Abbau stellt insbesondere für höher chlorierte (> 2 Chloratome) Schadstoffe den leistungsfähigeren Abbaueweg dar (*Reduktive Dechlorierung*, RD, sh. Anhang Kapitel A 1.3), und wird mit dem ABIS-Verfahren stimuliert.

Im Rahmen eines **anaeroben biologischen *in situ* Sanierungsverfahrens (ABIS)** für die Sanierung von LCKW in der gesättigten Zone werden durch gezielte Maßnahmen natürlich ablaufende biochemische Abbau- und Mineralisierungsreaktionen beschleunigt beziehungsweise initiiert.

In der anaeroben, reduktiven Abbaureaktion stellen LCKW die Elektronenakzeptoren dar. Die für den Abbau notwendigen Elektronendonatoren, die im Untergrund im Allgemeinen nicht im ausreichenden Maße vorhanden sind, werden im Rahmen des ABIS-Verfahrens zugesetzt und im Untergrund verteilt.

Das ABIS-Verfahren beinhaltet die Zugabe von **Elektronendonatoren, anorganischen Nähr- und anderen Wirkstoffen**, um geeignete Abbaubedingungen für LCKW im Untergrund herzustellen.

Als Elektronendonatoren werden organische Wasserstoffträger wie Zucker und Alkohole (sh. Kapitel A 2) eingesetzt, die im Untergrund unter Wasserstofffreisetzung abgebaut werden. Die anaerobe biologische Abbaureaktion für PCE (Tetrachlorethen) erfolgt über TCE (Tri-), *cis*-DCE⁴ und VC (Di- und Monochlorethen) bis hin zu Ethan oder Ethen. Die Erfassung der chlorierten Zwischenprodukte, insbesondere des krebserregenden und mobilen VC, ist eine der zentralen Anforderungen an die Qualität der Durchführung eines LCKW-Sanierungsverfahrens. Dies kann in Abhängigkeit der Standorteigenschaften durch die entsprechende Steuerung der Zugabe an Wirkstoffen im Rahmen einer ABIS-Anwendung oder durch die Kombination von ABIS mit anderen Verfahren erzielt werden (siehe auch Kapitel 3.2).

ABIS kann demnach als eine eigenständige Sanierungstechnologie oder in Kombination mit physikalischen, chemischen oder auch anderen biologischen LCKW-Sanierungstechnologien angewendet werden. Dieses Verfahren kann effizient zur Sanierung eines LCKW-kontaminierten Abstromes („Fahne“) sowie von fein dispergierten DNAPL-Tröpfchen im Grundwasserunterstrom eines Schadensherdes eingesetzt werden. Die Entlastung einer bestehenden hydraulischen Sicherung durch *in situ* Schadstoffabreicherung über ABIS stellt ebenso eine Anwendungsmöglichkeit dar. Über die Anwendung von ABIS zur Sanierung von größeren DNAPL-Pools ist fallspezifisch zu entscheiden; erfahrungsgemäß kommen hier Verfahrenskombinationen zum Einsatz.

1.2.2. Anwendungsbereich des ABIS-Verfahrens

Das in diesem Leitfaden beschriebene ABIS-Verfahren ist vor allem für folgende Standortcharakteristika wirksam anwendbar:

- **Zielschadstoffe:** Chlorierte Ethene (PCE, TCE) und Ethane (z.B. TCA), prinzipiell auch chlorierte Methane unter Beachtung der Abbauwege
- **Schadstofflokalisierung:** Grundwassergesättigte Zone
- **physikalischer Schadstoffzustand:** Echt gelöst im Grundwasser bzw. vorliegend als kleine LCKW-Phasen-(DNAPL-)tröpfchen
- **Abreicherungsverfahren:** Durch mittel- bis langfristigen biologischen LCKW-Abbau unter vorwiegend anaeroben Bedingungen über Reduktive Dechlorierung (RD)

⁴ geringe Mengen von *trans*-DCE und 1,1-DCE können ebenso entstehen

- **Technischer Verfahrensansatz:** Zusatz von Reduktionsäquivalenten (Elektronendonatoren, Wasserstoffträgern) in Form von organischen Verbindungen sowie von mineralischen Nähr- und anderen Wirkstoffen; hydraulische Verteilung der Wirkstoffe im Untergrund
- **Untergrundcharakteristik:** Vorwiegend anaerob, mittel durchlässig
- **Größe des Schadensfalles:** Klein bis mittelgroß
- **Alter des Schadensfalles:** Keine Einschränkung

Dem entsprechend umfassen die Anwendungsmöglichkeiten des beschriebenen ABIS-Verfahrens unter geeigneten Bedingungen die Folgenden:

- Abreicherung und **Verkürzung von LCKW-,Fahnen'**
- **Unterstützung** der Eingrenzung von LCKW-,Fahnen' im Schutze von (bestehenden) hydraulischen Maßnahmen sowie
- biologische Sanierung von LCKW in **kleinräumigen Quellzonen** bei Vorliegen als fein dispergierte DNAPL-Tröpfchen

Ein wesentlicher Vorteil einer ABIS-Anwendung liegt in dem nachhaltigen Effekt durch den bei gutem Verlauf erzielbaren vollständigen LCKW-Abbau *in situ* in einer überschaubaren Zeit - im Gegensatz zu sehr langen Sanierungszeiten bei rein hydraulischen Anwendungen. Weitere Vorteile sind unter anderem signifikant geringere Kosten (siehe Kapitel 5), der geringere Eingriff in den Untergrund durch Vermeidung eines großflächigen Aushubes oder der Herstellung von umfassenden Untergrundbauwerken sowie die Erhältbarkeit einer bestehenden Bebauung oder Infrastruktur. Die Motivation für die Anwendung des ABIS-Verfahrens ist somit ein im Vergleich zu konventionellen Verfahren möglicher geringerer finanzieller, zeitlicher und ökologischer Aufwand bei weitestgehender Schadstoffmineralisierung zu unschädlichen Stoffen.

Die zentralen kritischen Anforderungen für die erfolgreiche Durchführung von ABIS-Maßnahmen bestehen in der Identifizierung geeigneter Standorte, der Verteilung der Wirkstoffe im bei Anaerobizität meist gering durchlässigen Untergrund und in dem Management von chlorierten Zwischenprodukten. Dies setzt eine umfassende Kenntnis des Standortes, der vorherrschenden hydrogeologischen, mikrobiologischen und geochemischen, i.e. der ‚verfahrenstechnischen‘ Bedingungen für ABIS voraus.

Über die Anwendung eines ABIS-Verfahrens an einem konkreten Standort soll, neben den hier schwerpunktmäßig behandelten verfahrenstechnischen Randbedingungen, immer im Lichte aller Ziele und Rahmenbedingungen für das Sanierungsprojekt (vgl. Kapitel 2.1) entschieden werden. Deren Definition steht zu Beginn der Projektentwicklung und umfasst die bestehenden Sanierungszielwerte, den verfügbaren zeitlichen und ökonomischen Rahmen für Planung, Untersuchungen und Umsetzung der Maßnahmen sowie bestehende gesetzliche Bestimmungen. Kapitel 2 führt durch diesen Entscheidungsprozess.

2. Empfohlene Vorgangsweise für die Entwicklung eines ABIS-Sanierungsprojektes an einem Standort

Die hier vorgestellte Vorgehensweise orientiert sich insbesondere an den im Rahmen des *InnoSan*-Projektes durch die AutorInnen gewonnenen Erkenntnisse und Erfahrungen [10] und an Regelwerken des US-ESTCP [3] sowie des US-ITRC [4-6].

Für die Planung und Durchführung eines ABIS-Verfahrens an einem konkreten Standort wird ein schrittweises Vorgehen empfohlen (Abbildung 1, modifiziert nach [3]). Dieses soll in den für die Sanierungsplanung üblichen Ablauf, unter Beachtung entsprechender Normen und gesetzlicher Vorschriften (siehe Anhang Kapitel A 8), inkorporiert werden. Jeder Schritt soll mit einer Verbesserung des Verständnisses der Eigenschaften des Standortes und dessen Eignung für eine ABIS-Anwendung verbunden sein. Die wesentlichen Schritte bestehen in der:

- **Definition der Projektziele**, i.e. der Sanierungszielwerte und der finanziellen, rechtlichen und zeitlichen Randbedingungen und dem Abgleich mit den ABIS-Eigenschaften (Kapitel 2.1), der
- umfassenden **Standortcharakterisierung** und *a priori* **Bewertung** des Standortes hinsichtlich der Einsetzbarkeit eines ABIS-Verfahrens (Kapitel 2.2 bis 2.4), der
- Umsetzung und Bewertung von **Mikrokosmenstudien** mit Standortmaterial im Labormaßstab zur Einschätzung des Wirkstoffbedarfes, LCKW-Abbaugrades und Zeithorizontes (Kapitel 2.6), der
- Vorbereitung (zeitgleich mit Mikrokosmenstudien), Umsetzung und Bewertung eines **kleinmaßstäblichen Feldversuches** zur Abschätzung von *in situ* Anwendungsparametern (Kapitel 2.4 sowie 2.7 und 2.8) und in der
- abschließenden **Evaluierung der Erreichbarkeit der Projektziele** mittels ABIS basierend auf den Ergebnissen der vorherigen Schritte (2.9).

Jeder weitere Schritt wird erst nach im Sinne einer ABIS-Anwendung **positiver Bewertung** des vorangegangenen durchgeführt (vgl. Abbildung 1).

Bei Entscheidung für den Einsatz von ABIS folgt die Planung und Durchführung eines Pilotversuchs bzw. an kleinen Standorten eine vollmaßstäbliche Durchführung der ABIS-Sanierungsmaßnahme (Kapitel 3).

Geeignete Maßnahmen zur **Qualitätskontrolle** müssen im gesamten Verlauf von **Entwicklung und Umsetzung** ergriffen werden und sind in Kapitel 4 beschrieben.

Die hier vorgestellte Vorgehensweise zur Entwicklung einer ABIS-Anwendung soll als zielgerichtete Herangehensweise verstanden werden, um die notwendigen Daten für eine Entscheidung über den Einsatz einer ABIS-Maßnahme an einem bestimmten Standort adäquat zu erheben und zu bewerten. Hierbei liegt der Fokus auf

standortspezifischen verfahrenstechnischen Daten. Die Beachtung von anderen normativen Randbedingungen wird vorausgesetzt.

Die Intention der verfahrenstechnischen Standortcharakterisierung und -beobachtung besteht darin, die intrinsische biologische Abbauaktivität an einem Standort zu charakterisieren und eine Prognose über deren Nutzbarkeit im Rahmen einer ABIS-Anwendung abzugeben. Der/die LeserIn wird durch einen schrittweisen Entscheidungsprozess (Abbildung 1) geführt, der die entstehenden Aufwände optimieren soll. Dies erfolgt entweder durch den möglichst frühzeitigen Ausschluss von ABIS-Maßnahmen für den vorliegenden Standort, oder durch die - auf für die zukünftige Umsetzung verwendbaren Daten basierende - begründete Entscheidung für deren Anwendung bei einem wesentlichen verfahrenstechnischen, ökonomischen oder ökologischen Benefit gegenüber anderen Technologien. Dies betrifft sinngemäß sowohl die Anwendung des ABIS-Verfahrens als alleinstehende wie auch als Kombinationsmaßnahme (vgl. Kapitel 1.2.2 und 3.2).

Diese Vorgehensweise zielt auf die Bestimmung der verfahrenstechnischen (Nicht-) Eignung eines Standortes für ABIS unter Beachtung von rechtlichen, zeitlichen, örtlichen und finanziellen Rahmenbedingungen zu einem möglichst **frühen Zeitpunkt** ab, um den Mitteleinsatz für die Standortsanierung zu optimieren.

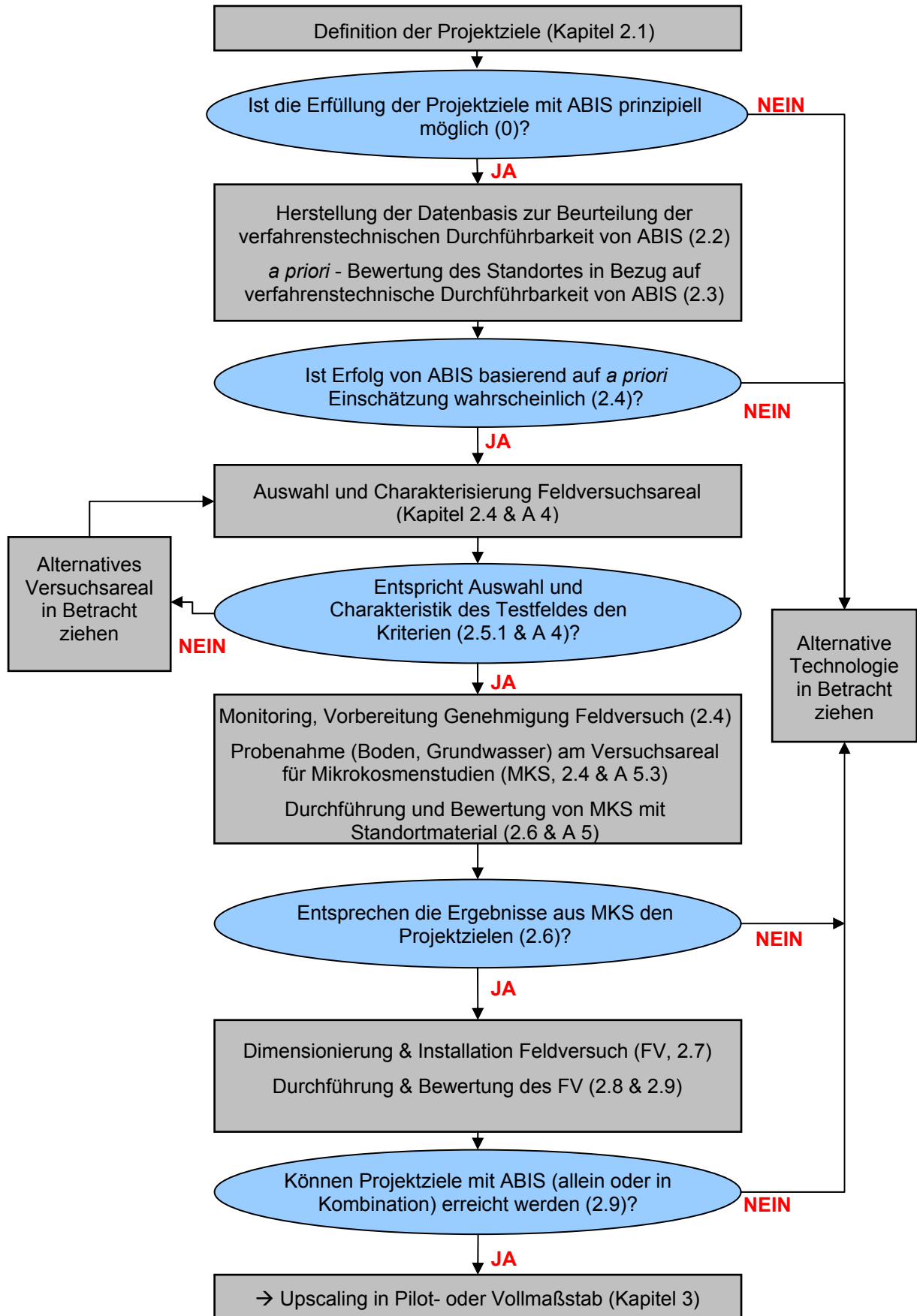


Abbildung 1: Entscheidungsbaum für die Entwicklung einer ABIS-Maßnahme an einem Standort (modifiziert nach [3]). Zahlen in Klammern verweisen auf entsprechende Kapitel.

2.1. Definition der Projektziele und Einschätzung der Erreichbarkeit mittels ABIS

Die Definition der Projektziele, insbesondere der zu erzielenden Grundwasserqualität sowie von zeitlichen und ökonomischen Beschränkungen, ist der erste Schritt in der Einschätzung der Anwendbarkeit von ABIS an einem bestimmten Standort.

Eine **klar definierte Liste von Projektzielen** (z.B. von maximal akzeptierbaren Restschadstoffkonzentrationen, der minimal akzeptierbaren Rate der Schadstoffabnahme, von verfügbaren Mitteln) für den Standort oder für Standorteile soll zusammengestellt werden.

Die Ziele werden im Verlauf der Projektentwicklung **wiederholt auf Erreichbarkeit mittels ABIS re-evaluiert** (Abbildung 1). Bei negativer Bewertung ist der Abbruch der ABIS-Projektentwicklung angezeigt.

2.1.1. Erreichbare Schutzgutqualität mittels ABIS

Die Dekontamination des Grundwassers bis auf Trinkwasserqualität ist mittels ABIS zumindest prinzipiell und bei geringer Schadstoffkonzentration möglich. Eine Prognose der an einem bestimmten Standort erreichbaren LCKW-Konzentrationen ist *a priori* - vor Abschluss der Labor- und Feldversuche - aufgrund der Komplexität der Prozesse nicht möglich. So ist einerseits bei entsprechender Eignung des Standortes mit einer signifikanten Reduktion der LCKW-Belastung zu rechnen, andererseits ist zumindest die kurzfristige, kleinräumige Produktion von LCKW-Zwischenprodukten aufgrund des sequentiellen Dechlorierungsprozesses im Allgemeinen nicht vermeidbar.

Der zu erzielende Reinigungsgrad ist zudem in Abhängigkeit der Lokalisation, i.e. der Entfernung vom Schadensherd, und des dafür verfügbaren Zeithorizontes zu definieren.

2.1.2. Zu erwartender Zeithorizont für ABIS

Die für die Wirkung von ABIS-Maßnahmen zu erwartende Verfahrensdauer wird durch die Zeit bestimmt, die für die folgenden Prozesse notwendig ist:

1. für den Abbau konkurrierender Elektronenakzeptoren (kurzfristig; einige Monate),
2. für die Adaptation und Proliferation der dechlorierenden Mikroorganismen-Population (kurz- bis mittelfristig, einige Monate bis etwa ein Jahr),
3. für das Ablaufen der vollständigen Dechlorierung (mittelfristig; Monate bis Jahre) sowie gegebenenfalls
4. für die Abreicherung von LCKW-Phasenkörpern (langfristig; mehrere Jahre).

Diese Faktoren sind stark standortspezifisch und durch den Einfluss der Phasenlokalisierung auch räumlich zu betrachten (Schadensbild).

Für gering durchlässige Standorte ist aufgrund der zeitlich aufwändigeren Wirkstoffverteilung und bei Vorhandensein von massiven DNAPL-Pools durch die

Zeitdauer für die Auflösung der LCKW-Phase mit einer langfristigen Behandlungsdauer zu rechnen. Die ‚Länge‘ der Fristen wird entscheidend durch Standortgröße, Grundwasserfließgeschwindigkeit, Aufschlussdichte und Phasenmächtigkeit bestimmt.

In **allen Fällen** ist mit einer Behandlungsdauer in der Größenordnung von mehreren Jahren zu rechnen.

2.1.3. Ökonomische Randbedingungen

Biotechnologische *in situ* Sanierungsmaßnahmen zeichnen sich durch einen geringeren Kostenaufwand im Vergleich zu z.B. Aushubmaßnahmen oder dem langfristigen Betrieb von passiven hydraulischen Systemen aus. Für die Behandlung von ausgedehnten DNAPL-Phasenkörpern sind die Kosten für deren biologische Abreicherung jenen für deren physikalische Entfernung gegenüberzustellen⁵.

Ökonomische Randbedingungen beeinflussen auch den Zeithorizont für das Erreichen der Projektziele mittels ABIS. So sind Aufschluss- bzw. Injektionsstellendichte (vgl. Abbildung 2, Seite 30) und die damit verbundenen Kosten direkt proportional zur Verteilbarkeit der Wirkstoffe im Untergrund. Bei adäquater Versorgung des Untergrundes mit Wirkstoffen ist wiederum mit einer verringerten Behandlungsdauer zu rechnen. Auch der Einsatz innovativer Verfahren für Erkundung und Prozessteuerung kann zu einer Kostenreduktion führen.

Eine Kostenübersicht über ein ABIS-Verfahren bietet Kapitel 5.

2.1.4. Sonstige Randbedingungen

Weitere Randbedingungen ergeben sich standortspezifisch. Dies inkludiert unter anderem die Zugänglichkeit des Standortes zur Herstellung und Betreuung von Sanierungsinstallationen an der Oberfläche (Tanks, Leitungen) und im Untergrund, die Verträglichkeit von damit verbundenen Eingriffen (z.B. Erschütterungen bei Bohrarbeiten), die Verfügbarkeit von chemischer Analytik in gewünschter Qualität (z.B. zeitnahe Analyse von flüchtigen Komponenten) und mögliche Interferenzen einer ABIS-Maßnahme mit bestehenden Sanierungs- bzw. Sicherungseinrichtungen.

Verstärktes Bewusstsein sollte auch der möglichen Existenz von den Untergrund beeinflussenden, nicht bekannten infrastrukturellen Einrichtungen (z.B. Versickerungen von Oberflächenwässern oder alter Kanaltrassen) zukommen. Deren Einflussnahme sollte insbesondere als mögliche Erklärungen für auffällige Heterogenitäten Grundwasserparametern in Erwägung gezogen und nachgegangen werden. So können durch die Einbringung von sauerstoffreichem Niederschlagswasser in die gesättigte Zone ABIS-relevante Milieubedingungen örtlich und zeitlich verändert werden. Dies kann die Einschätzung der *in situ* wirksamen Prozesse und deren Nutzbarkeit für die Standortsanierung erschweren.

⁵ Rein rechnerisch kann mit einem Liter PCE bei einem Grenzwert von 10 µg/L (gem. TWV) ein Volumen von 162.000.000 Litern Wasser für den menschlichen Gebrauch ungenießbar gemacht werden.

2.1.5. Projektziele als Entscheidungskriterien für eine ABIS-Anwendung

Der zeitliche und finanzielle Horizont, die zu erfüllenden Anforderungen an das Schutzgut und andere ‚statische‘ Randbedingungen müssen im Rahmen der Entscheidungsfindung pro oder contra ABIS bereits zu Beginn der Projektentwicklung beachtet werden. Diese Randbedingungen weisen wesentliches Potential als Ausschlusskriterien für ABIS auf, z.B. sensible Grundwasserleiter, zeitlicher Druck zur Erlangung einer hohen Grundwasserqualität, ausgedehnter DNAPL-Körper oder die mangelnde Zugänglichkeit des Standortes.

Bei positiver Beurteilung der Einsetzbarkeit von ABIS anhand der im ersten Schritt definierten Projektziele wird deren Erreichbarkeit nach jedem weiteren Schritt re-evaluiert (siehe Abbildung 1).

2.2. Datenerhebung für die *a priori* Beurteilung der verfahrenstechnischen Durchführbarkeit einer ABIS-Maßnahme

Neben dem kontaminierten Bereich sind die im Weiteren angeführten Standortparameter auch für den unmittelbar angrenzenden unkontaminierten Bereich (Zu- und Abstrom) zu erheben. Dies ist notwendig, um im Zuge der weiteren Aktivitäten eine Unterscheidung von natürlich und durch den ABIS-Einsatz bedingten Veränderungen der Untergrundparameter zu ermöglichen.

Folgende Informationen sind aus Feststoff- bzw. Grundwasserproben zu erheben:

- **Schadstoffinventar**, (Konzentration und dreidimensionale Verteilung) im Untergrund in Bezug auf
 - LCKW - Ausgangsstoffe und Metaboliten
 - Schwermetalle, so vorhanden sowie
 - organische Co-Schadstoffe, so vorhanden.
 - Zusätzlich, nach Möglichkeit initiale Charakterisierung der LCKW-Schadstoffisotopie (CSIA⁶) zur Feststellung des Ablaufens von NA-Prozessen sowie zum späteren Abgleich nach ABIS-Einsatz.

- **Hydrogeologie**, insbesondere
 - Durchlässigkeit
 - Abstandsgeschwindigkeit
 - Bodenart, Sedimenteigenschaften (Stratigraphie)
 - Inhomogenitäten
 - Effektives Porenvolumen

⁶ *Compound Specific Isotope Analysis*: Bestimmung und Interpretation der relativen Anreicherung (Fraktionierung) von schweren und leichten Umweltisotopen, z.B von biologisch abbaubaren Schadstoffen

- **Standorhydrologie**
 - Natürlicher Wasserhaushalt (Zustrom, Abstrom, Neubildung; Wasserstand)
 - Einflüsse durch Oberflächengewässer/Vorflut
 - Anthropogene Einflüsse durch Drainagierungen und die Versickerung von Oberflächenwässern
 - Einflüsse verursacht durch unterirdische Einbauten wie Leitungen und Kanäle

- **Geochemie**, insbesondere
 - pH-Wert, Alkalinität, Sauerstoffgehalt, RedOx-Potential, elektrische Leitfähigkeit und Temperatur des Grundwassers (Einsatz von Sensoren praktikabel)
 - Gehalte von gelösten Gasen (Methan, Ethan, Ethen, Wasserstoff, Schwefelwasserstoff)
 - Gehalte von Elektronenakzeptoren und Elektronendonatoren in flüssiger und ggf. fester Phase (z.B. Nitrat / Nitrit, zwei- und dreiwertige Eisen- und Manganoxide, Sulphat)
 - Gehalte von Chlorid und Ammonium im Grundwasser
 - Gehalt von verfügbaren Nährstoffen (Stickstoff, Phosphor, Kalium) in Festphase und Grundwasser
 - Konzentrationen an natürlichem organischen Kohlenstoff (TOC im Sediment und DOC bzw. TOC im Grundwasser)

- **Mikrobiologie** (aus Grundwasser oder Festphase; i.A. initiale Charakterisierung)
 - Vorkommen von *Dehalococcoides ethenogenes*
 - Vorkommen von anderen anaeroben unvollständig dechlorierenden Mikroorganismen, z.B. Spezies von *Desulfitobacterium*, *Dehalobacter*, *Desulfuromas* sowie *Desulfumonile tiedjei*.

Grundwasserparameter weisen standortspezifisch beträchtliche natürliche Schwankungen auf, sei es im Jahresgang oder durch Niederschlagsereignisse. Die örtliche und zeitliche Änderung von Grundwasserparametern kann auch anthropogen bedingt oder zumindest beeinflusst sein. Dies ist vielfach in urbanen Bereichen oder an industriellen Standorten der Fall. Die Kenntnis der (natürlichen) Schwankungsbreiten ist für das Verständnis des Standortes *a priori* sowie für die Umsetzung und Steuerung einer *in situ* Maßnahme, d.h. für das Erkennen und Unterscheiden von natürlichen von verfahrensbedingten Schwankungen, erforderlich. Entsprechende Datenreihen sind im Vorfeld (= initiale Erhebung) einer möglichen ABIS-Maßnahme aufzunehmen. Die Datensammlung wird in der Folge einer Bewertung (sh. Kapitel 2.3) unterzogen.

Für die Bestimmung der Parameter ist eine die **Heterogenität des Untergrundes** widerspiegelnde Anzahl von Aufschlüssen bzw. Meßstellen heranzuziehen. Die Datenbasis für die **initiale Grundwassererhebung** sollte aus Zeitreihen von Messungen zumindest im **Monats- bis Vierteljahresintervall bestehen** und unter Erfassung hydrologischer Maxima und Minima einen Zeitraum von **mindestens zwei Jahren** umfassen. Feststoffproben sind in angemessener **räumlicher Auflösung** zu bestimmen.

Diese Daten sind unter Einhaltung angemessener Qualitätsstandards zu erheben. Bereits bestehende Daten, sofern in ausreichender Qualität, Aktualität und Auflösung vorhanden, können in die Datensammlung für die Standortbewertung inkorporiert werden. Es wird empfohlen, bestehende konzeptionelle Standortmodelle auf Anwendbarkeit für eine ABIS-Anwendung zu prüfen und mit den neu erhobenen Daten entsprechend zu vervollständigen.

Die Datenerhebung stellt zunächst die Beurteilungsgrundlage für die verfahrenstechnische Einsetzbarkeit von ABIS *a priori* dar (Kapitel 2.3). Die Grundwasserparameter (vgl. auch Parameterkatalog in Kapitel A 7) werden für die Identifizierung eines geeigneten Testfeldes und für das Versuchs- und Verfahrensmonitoring und dessen statistischer Interpretation herangezogen.

2.3. Verfahrenstechnische *a priori* Standortbewertung hinsichtlich der Einsetzbarkeit von ABIS

2.3.1. Prinzip

Der in der Folge vorgestellte Ansatz zur Bewertung eines kontaminierten Standortes für eine ABIS-Anwendung beruht auf der Evaluation einer mittelfristigen Standortdatenbasis (Feststoffcharakterisierung und Zeitreihen von Grundwasserparametern; sh. Kapitel 2.2). Dieser Bewertungsansatz wurde von dem 1998 durch die US-ESTCP entwickelten Ansatz [3] abgeleitet und für den vorliegenden Leitfaden modifiziert, erweitert und aktualisiert. Die Bedeutung der wichtigsten Standortparameter ist in Kapitel A 3 erklärt.

Mit dem vorgestellten Schema sollte eine Bewertung der Standortcharakteristika in Hinblick auf die **verfahrenstechnische Einsetzbarkeit** einer ABIS-Anwendung an dem untersuchten Standort möglich sein. Für die abschließende Gesamtbewertung werden die zuvor definierten Projektziele einbezogen (Kapitel 2.4).

Gemäß Tabelle 1 werden ausgewählte Standortdaten mit Indikatorfunktion für *in situ* Verhältnisse zur Beurteilung der zu erwartenden Effizienz einer ABIS-Maßnahme herangezogen. Dabei gilt: je eher die *a priori* vorherrschenden *in situ* Verhältnisse den für die Reduktive Dechlorierung erforderlichen Verhältnissen entsprechen, desto größer ist die Erfolgswahrscheinlichkeit und desto geringer ist der Manipulationsaufwand für ein ABIS-Verfahren. Dafür werden zeitlich repräsentative Werte der zuvor erhobenen Untergrundparameter (sh. Kapitel 2.2) herangezogen. Bei hoher räumlicher Variabilität kann der Standort in mehrere Teile mit in sich homogenen Eigenschaften unterteilt werden, welche gesondert bewertet werden.

2.3.2. Bewertung und Gewichtung

Jedem Parameter wird in Abhängigkeit seines Wertes durch Tabelle 1 ein positiver (1 bis 3 (+)), ein neutraler (nicht aussagekräftig, (?)), oder ein negativer Wert ((1 bis 3 (-)) zugewiesen.

Die Gewichtung (primär bis gering) gibt an, welchen Stellenwert ein Parameter innerhalb der Gesamtbewertung hat⁷. Zusätzlich zu den angegebenen Parametern sind Co-Kontaminanten und andere standortrelevante Parameter standortabhängig zu bewerten.

Aus der Summe der (+) und (-) und deren Gewichtungen ergeben sich folgende Eignungskategorien:

Eine **sehr gute verfahrenstechnische Eignung** des Standortes für ABIS-Maßnahmen, für die alle Parameter mit mindestens einem (+) bewertet werden, kann insbesondere durch den Nachweis von **Ethen** und **Ethan** am Standort, einer **geeigneten hydraulischen Durchlässigkeit** sowie der Gesamteinschätzung der RedOx-Verhältnisse als **stark reduzierend** erbracht werden. Die Eignung wird zusätzlich durch den Nachweis von **dechlorierenden Mikroorganismen** und ***Dehalococcoides ethenogenes*** unterstrichen.

In den weiteren Abstufungen von ‚sehr gut geeignet‘ bis zur Einschätzung eines Standortes als **ausreichend geeignet** wird eine zunehmende Anzahl an Parametern als neutral / nicht aussagekräftig (mit (?)) bewertet. Schwach negative Bewertungen (mit 1 (-)) sind bei ausreichender Eignung nur für Parameter mit mittlerer oder geringer Gewichtung festzustellen. Zumindest **dechlorierende Mikroorganismen**, jedoch nicht notwendigerweise *Dehalococcoides*, sollten festzustellen sein.

Eine **Empfehlung** für die Weiterentwicklung des ABIS-Projektes am vorliegenden Standort kann bei Beurteilung des Standortes als **sehr gut** bis **ausreichend geeignet** abgegeben werden, da kein übermäßiger Verfahrensaufwand erwartet wird. In diesem Fall ist mit **Mikrokosmenstudien mit Standortmaterial** (Boden und kontaminiertes Grundwasser) fortzufahren, wie in Kapitel 2.6 und A 5 beschrieben.

Mit **zunehmend schlechterer Eignung** (fraglich bis ungeeignet) ist mit einem **erhöhten** finanziellen, zeitlichen und verfahrenstechnischen **Aufwand** zu rechnen.

Eine **fragliche Eignung** (maximal 2 (-) aus Parametern mit ‚hoher‘ bis ‚primärer‘ Gewichtung) kann dem Standort z.B. bei der Abwesenheit von Abbauprodukten trotz reduzierendem Milieu bescheinigt werden. Da in diesem Fall die Durchlässigkeit keinen Ausschlussgrund darstellt, kann über die Bewertung des pH-Wertes und der vorhandenen Mikroorganismen über die Durchführung von weitergehenden Untersuchungen entschieden werden.

Standort verfahrenstechnisch weitgehend ungeeignet. Eine erfolgreiche Anwendung von ABIS ist bei einem Ergebnis von drei oder mehr (-) aus mindestens ‚hoch‘ gewichteten Parametern als eher unwahrscheinlich anzunehmen. In diesem Fall ist mit einem stark erhöhten Aufwand, verbunden mit einer verringerten

⁷ unter Einbeziehung von Aussagekraft und Beeinflussbarkeit des Parameters durch *in situ* Maßnahmen

Erfolgswahrscheinlichkeit, für die Verfahrensumsetzung zu rechnen. Insbesondere ein sehr gering durchlässiger Untergrund, in dem die Verteilung der Wirkstoffe mit hohem Aufwand verbunden ist, kann hier als Ausschlussgrund betrachtet werden. Andererseits weist ein Untergrund mit hoher Wasserdurchlässigkeit in der Regel ein eher aerobes, für die RD nachteiliges RedOx-Milieu auf. Ein reduzierendes Milieu kann durch die entsprechend hohe Dosierung von Elektronendonatoren eingestellt werden. Ob jedoch dechlorierende Mikroorganismen im Untergrund vorhanden sind, muss individuell festgestellt werden.

Ebenso weisen die Abwesenheit von LCKW-Abbauprodukten und / oder ein ungünstiger pH-Wert auf für ABIS *a priori* ungünstige *in situ* Bedingungen hin.

Tabelle 1: Bewertungsschema für die Beurteilung der verfahrenstechnischen Einsetzbarkeit von ABIS-Maßnahmen am Beispiel von PCE als Ausgangsschadstoff an einem Standort(teil). Aktualisiert und erweitert in Anlehnung an [3]. Positive: (+) bis (+)(+)(+) und negative: (-) bis (-)(-)(-) Bewertungen; (0): keine eindeutige Aussage. LDO: gelöster Sauerstoff, PCE, TCE, *cis*-DCE, VC: Tetra-, Tri-, *cis*-Di- und Monochlorethen, DHE: *Dehalococcoides ethenogenes*.

Beschreibung oder Konzentrationsbereich	Bewertung	Gewichtung für Beurteilung
Anwesenheit von LCKW-Abbauprodukten & RedOx-Parameter		
Ethen oder Ethan in Konzentrationen größer als Hintergrundwert, oder im direkten Abstrom einer flächigen VC-Belastung	(+)(+)(+)	primär
flächige VC-Belastung in direktem Abstrom einer <i>cis</i> -DCE-Fahne	(+)(+)	
flächige TCE-Belastung im direkten Abstrom des Schadenszentrums	(+)	
Keine Abbauprodukte vorhanden und LDO > 1 mg/L	(?)	
Keine Abbauprodukte vorhanden und LDO < 0,5 mg/L und Nitrat < 1 mg/L	(-)(-)	
Organische und anorganische Co-Kontaminanten		
i.A. der Eigenschaften und Konzentration ⁸	(+)(+)(+) bis (-)(-) ⁹	i.A. der Relevanz ¹⁰
Hydraulische Durchlässigkeit, k_f		
$10^{-2} < k_f \leq 10^{-5}$ m/s	(+)(+)	sehr hoch
$10^{-6} < k_f < 10^{-5}$ m/s	(?)	
$k_f \leq 10^{-7}$ m/s und $> 10^{-1}$ m/s	(-)(-)(-)	
pH - Wert		
6,3 - 7,5	(+)(+)	sehr hoch
6,0 - 6,3 oder 7,5 - 8,0	(?)	
5,0 - 6,0 oder 8,0 - 9,0	(-)	
< 5,0 oder > 9,0	(-)(-)	
Gelöster Sauerstoff (LDO)		
< 0,5 mg/L	(+)(+)	sehr hoch
0,5 - 1,5 mg/L	(+)	
1,5 - 3,0 mg/L	(?)	

⁸ In Abhängigkeit des Schadstoffes individuell zu bewerten

⁹ z.B. Förderung des anaeroben LCKW-Abbaues durch unter Wasserstofffreisetzung abgebauten organischen Substanzen; Behinderung des LCKW-Abbaues durch bestimmte Schwermetalle

¹⁰ In Abhängigkeit des Schadstoffes individuell zu bewerten

> 3,0 mg/L	(-)	
Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)		
> 20 mg/L	(+)(+)	hoch
10 - 20 mg/L	(+)	
< 10 mg/L	(?)	
Nitrat		
< 1 mg/L	(+)(+)	hoch
1 - 2 mg/L	(+)	
2 - 7 mg/L	(?)	
> 7 mg/L	(-)	
Schwefelwasserstoff (gelöst)		
> 0,1 mg/L	(+)(+)	hoch
≤ 0,1 mg/L	(?)	
Anwesenheit von <i>Dehalococcoides ethenogenes</i> (DHE)¹¹		
ja	(+)(+)	hoch
nein	(?)	
Anwesenheit von dechlorierenden Mikroorganismen ausg. DHE¹²		
ja	(+)	hoch
nein	(-)	
Mikrobiologische Schadstoffisotopenfraktionierung (CSIA)		
ja	(+)(+)	hoch
nein	(-)	
Grundwassertemperatur		
> 15°C	(+)(+)	mittel
8 - 15°C	(+)	
< 8°C	(?)	
Methan		
> 0,1 mg/L	(+)	mittel
≤ 0,1 mg/L	(?)	

¹¹ aus Grundwasser oder Feststoff zu bestimmen

¹² aus Grundwasser oder Feststoff zu bestimmen

Sulphat		
< 20 mg/L	(+)	mittel
≥ 20 mg/L	(?)	
RedOx-Potential		
< - 100 mV	(+)(+)	mittel
- 100 mV bis + 200 mV	(?)	
> 200 mV	(-)(-)	
Alkalinität (als Bicarbonat)		
> 5 g/L	(+)	mittel bis gering
1 - 5 g/L	(?)	
< 1 g/L	(-)	
Weitere mikrobiologisch oder redoxchemisch relevante Untergrundeigenschaften		
i.a. der Eigenschaften und Konzentration ¹³	(-) bis (+)(+)	i.A. der Relevanz ¹⁴

2.4. Gesamtbewertung eines Standortes hinsichtlich der Projektziele

In Abhängigkeit der verfahrenstechnischen Bewertung aus Kapitel 2.3.2 erfolgt die Entscheidung über die Weiterentwicklung des ABIS-Projektes unter Einbeziehung mit den in Kapitel 2.1 definierten Projektzielen.

2.5. Vorbereitung des kleinmaßstäblichen Feldversuches

Basierend auf der verfahrenstechnischen Beurteilung des Standortes erfolgt die Auswahl eines oder mehrerer Standortteile, an dem nach erfolgreichem Abschluss der Mikrokosmenversuche (Kapitel 2.6) ein kleinmaßstäblicher Feldversuch (Kapitel 2.7 und Schema Abbildung 2) durchgeführt wird. Der Feldversuch dient der Einschätzung der benötigten Menge an Wirkstoffen sowie des Metabolisierungs- und Ausbreitungsverhaltens der Wirkstoffe *in situ*. Bei Zeitdruck sollte mit der Einholung der entsprechenden Bewilligungen und Zustimmungen (vgl. Kapitel A 4) sowie mit dem Testfeldmonitoring bereits im Vorfeld, zumindest gleichzeitig mit der Umsetzung der Laborstudien, begonnen werden. Das Risiko des Abbruches der Untersuchungen für ABIS-Maßnahmen nach der Durchführung der Mikrokosmenstudien gemäß Abbildung 1 ist gegen die zeitliche Einsparung durch die frühzeitige Vorbereitung der weiteren Untersuchungen abzuwägen.

¹³ Nach individueller fachlicher Beurteilung

¹⁴ Nach individueller fachlicher Beurteilung

2.5.1. Auswahl des Testfeldes

Das Testfeld für den Feldversuch sollte repräsentativ für den Standort und gut zugänglich und charakterisiert (Schadensbild) sein. Auf Auswahlkriterien für ein Testfeld und dessen Charakterisierung und Bewertung wird im Anhang in Kapitel A 4.1 ff) näher eingegangen.

2.5.2. Vorabmonitoring des Testfeldes

Zumindest die an- und abstromigen Meßstellen des Testfeldes (siehe Abbildung 2) sollen für das Vorabmonitoring bereits im Vorfeld hergestellt und regelmäßig beprobt werden. Die *in situ* Datenbasis wie unter 2.2 beschrieben wird für das Testfeld verdichtet. Dazu wird ein Beobachtungszeitraum von einem Jahr mit mindestens sechs Probenahmen (Parameterkatalog Grundwasser sh. Kapitel A 7) empfohlen.

2.5.3. Administrative Vorbereitung

Dem administrativen Teil, der Einholung von behördlichen Genehmigungen (vgl. Kapitel A 8.3) und des Einverständnisses des Standortverantwortlichen für die Durchführung des Versuches, des Monitoringprogrammes, der Abteufung von Bohrungen sowie für die Errichtung und Installation der Infrastruktur ist ein angemessenes Zeitbudget zuzuordnen.

2.6. Mikrokosmenstudien (MKS) mit Standortmaterial zur Bestimmung des Wirkstoffbedarfes

Eine fundierte Prognose über die Vollständigkeit (Abbaugrad) und die Größenordnung des LCKW-Abbaues (Schadstoffmassenentfernung pro Zeiteinheit) bei Abbaustimulation durch das ABIS-Verfahren kann mit dessen Simulation im Labormaßstab erzielt werden (siehe auch Kapitel A 5). Unter Optimierung der Abbauparameter - über den Zusatz von Elektronendonatoren und anderen Wirkstoffen -in Mikrokosmen mit Standortmaterial kann die potentielle Abbauleistung an einem Standort unter Idealbedingungen simuliert werden. Auf die fachgerechte Probenahme und den Transport von Standortmaterial für Abbaustudien wird im Anhang, Kapitel A 5.3 eingegangen.

Im Rahmen der MKS sollen folgende **Prozesskenngößen** für den LCKW-Abbau bestimmt werden:

- Quantifizierung des LCKW-Abbaugrades (d.h. Bestimmung des niedrigst chlorierten Endproduktes) bzw. Feststellung der Vollständigkeit des Abbaus von LCKW
- Charakterisierung des/der Elektronendonators/en:
 - geeignete Wirkstoffe (sh. Kapitel A 2)
 - Fermentationsverhalten (Produktion von Wasserstoff bzw. organischen Abbauprodukten)
 - benötigte Menge pro Einheit Boden, Grundwasser oder Schadstoff
- Quantifizierung des Bedarfs an Zusatzstoffen, insbesondere anorganischer Nährstoffe, Spurenelemente, Vitamine, Puffer

- Quantifizierung von um Reduktionsäquivalente konkurrierenden biogeochemischen Reaktionen
- Abschätzung der Sanierungsdauer nach Größenordnung

Ein dreiphasiger Betrieb der MKS wird empfohlen (sh. Kapitel A 5). Die Dauer von Mikrokosmenversuche kann mit 6 bis 12 Monaten angegeben werden. Die Einschätzung der Erreichbarkeit der Projektziele mittels ABIS wird unter Einbeziehung der Ergebnisse gemäß Abbildung 1 re-evaluiert. Bei positiver Evaluation werden die Prozesskenngößen aus dem Labormaßstab in einem Feldversuch für eine reale Anwendung optimiert.

2.7. Dimensionierung und Installation des kleinmaßstäblichen Feldversuches

Im Rahmen von ABIS sollen jene Milieubedingungen im Untergrund hergestellt werden, die für einen effektiv und vollständig ablaufenden LCKW-Abbau notwendig sind (vgl. Kapitel A 1.3.3). Nach Abschluss der Vorbereitungen und der Laborversuche (Kapitel 2.4 und 2.6) werden die Prozesskenngößen räumlich und zeitlich kleinmaßstäblich in einem größeren Maßstab weiter optimiert.

Unterschiedliche Verfahren zur Einbringung von Wirkstoffen in den Untergrund sind verfügbar. Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf die Stoffeinbringung durch herkömmliche Grundwassermesstellen.

Abbildung 2 (in Anlehnung an [3]) zeigt exemplarisch die Ausführung eines Testfeldes für ABIS mit drei Injektions-, neun Monitoring- und zwei Extraktionsbrunnen. Das Testfeld ist entlang der Grundwasserfließrichtung ausgerichtet. Im Abstrom des Testfeldes wird Standortgrundwasser entnommen, mit Wirkstoffen angereichert und über den oberliegenden Injektionsbrunnen re-infiltriert. Überschusswasser kann entsorgt werden. In Abhängigkeit der Entnahme- und Infiltrationsraten kann somit ein hydraulisch mehr oder minder geschlossenes System hergestellt werden. Durch die Einstellung eines hydraulischen Gradienten zwischen Infiltrations- und Extraktionsbrunnen wird der Wirkstoff im Untergrund verteilt. Über Anzahl und Verteilung der Brunnen muss für jeden Standort basierend auf der hydrogeologischen Heterogenität des Standortes entschieden werden. Dabei ist die Aerobisierung des Aquifers so gering wie möglich zu halten. Nähere Details zur Ausführung des Testsystemes finden sich in Kapitel A 6.

Die folgenden Aktivitäten sollen mit dem Testsystem möglich sein:

- Kontrollierte **Verteilung der Wirkstoffe** im System
- Einstellung einer **hydraulischen Retentionszeit** (t_R) zwischen Infiltrations- und Extraktionsbrunnen, die sowohl
 - kurz genug ist, um die Entfaltung der Wirkstoffe in Hinblick auf den Schadstoffabbau zu beobachten und gleichzeitig
 - lang genug ist, um räumliche Veränderungen von LCKW- und Elektronenakzeptorkonzentrationen innerhalb des Testfeldes zu beobachten.
 - Als Orientierungswert für t_R sind drei bis fünf Wochen anzunehmen.

- **Hydraulische Kontrolle** über das Testfeld durch die Installationen, d.h. möglichst vollständige Erfassung des Abstromes und Einstellung eines entsprechenden Gradienten zur Wirkstoffverteilung
- Ermöglichung der **repräsentativen Probenahme** bzw. Messung von zugesetzten Wirkstoffen und deren Effekten im Testfeld
- Vermeidung von **negativen Effekten** (Fouling, Niederschlag, Gasbildung) im Testfeld

Die Installationen an und im Testfeld sind regelmäßigen Kontrollen zu unterziehen und gegebenenfalls zu warten beziehungsweise zu erneuern. Auf Frostsicherheit und Lösemittelbeständigkeit der verwendeten Materialien ist zu achten. Bedingt durch das reduzierende Milieu, die Anwesenheit von Lösemitteln und von Chloridionen werden alle metallischen Werkstoffe und auch Kunststoffe korrosiv beeinträchtigt. Der Standort muss vor unbefugtem Zutritt gesichert sein.

2.8. Durchführung des Feldversuchs

Die im Rahmen des Feldversuches aufgenommenen Daten stellen die Grundlage für die Einschätzung der Erreichbarkeit der Projektziele mittels ABIS dar. Die Zielsetzungen des Versuches sind dem entsprechend:

- Feststellung des mittels ABIS erzielbaren LCKW-Abbaugrades *in situ*,
- Quantifizierung des Mitteleinsatzes (von Elektronendonator, Nährstoff, Energie etc.) pro Einheit abgebauter Schadstoff sowie
- über die so bestimmten Abbauraten eine Abschätzung der Sanierungsdauer.

Für die Durchführung des kleinmaßstäblichen Feldversuches sollten mindestens sechs Monate veranschlagt werden. Der Versuch wird analog zu den Mikrokosmenstudien mehrphasig betrieben. Als Ausgangswerte für Typ und Konzentration an Elektronendonator(en) und anderen Wirkstoffen werden die Ergebnisse aus den entsprechenden Phasen der Mikrokosmenstudien herangezogen.

Mithilfe von Grundwassermarkierungsversuchen können im Vorfeld die Verteilung und die Verdünnung von Zusätzen modelliert werden. Über den Vergleich mit den im Laufe des Feldversuches aufgenommenen tatsächlichen Konzentrationen an Wirkstoffen und deren Abbauprodukten können Abbauprozesse nachgewiesen werden. Die Wirkstoffzugabe soll so dimensioniert werden, dass am abstromigen Testfeldende der vollständige Elektronendonatorabbau und ein signifikanter Effekt auf das LCKW-Profil nachgewiesen werden können. Ein schrittweises ‚Hochfahren‘ des Systems, d.h. der Betrieb mit steigenden Donatorzugaben, wird empfohlen. Über die Anpassung der Zugabe der Wirkstoffe sowie der Entnahme- und Infiltrationsraten soll das Abbauverhalten im Testfeld optimiert werden.

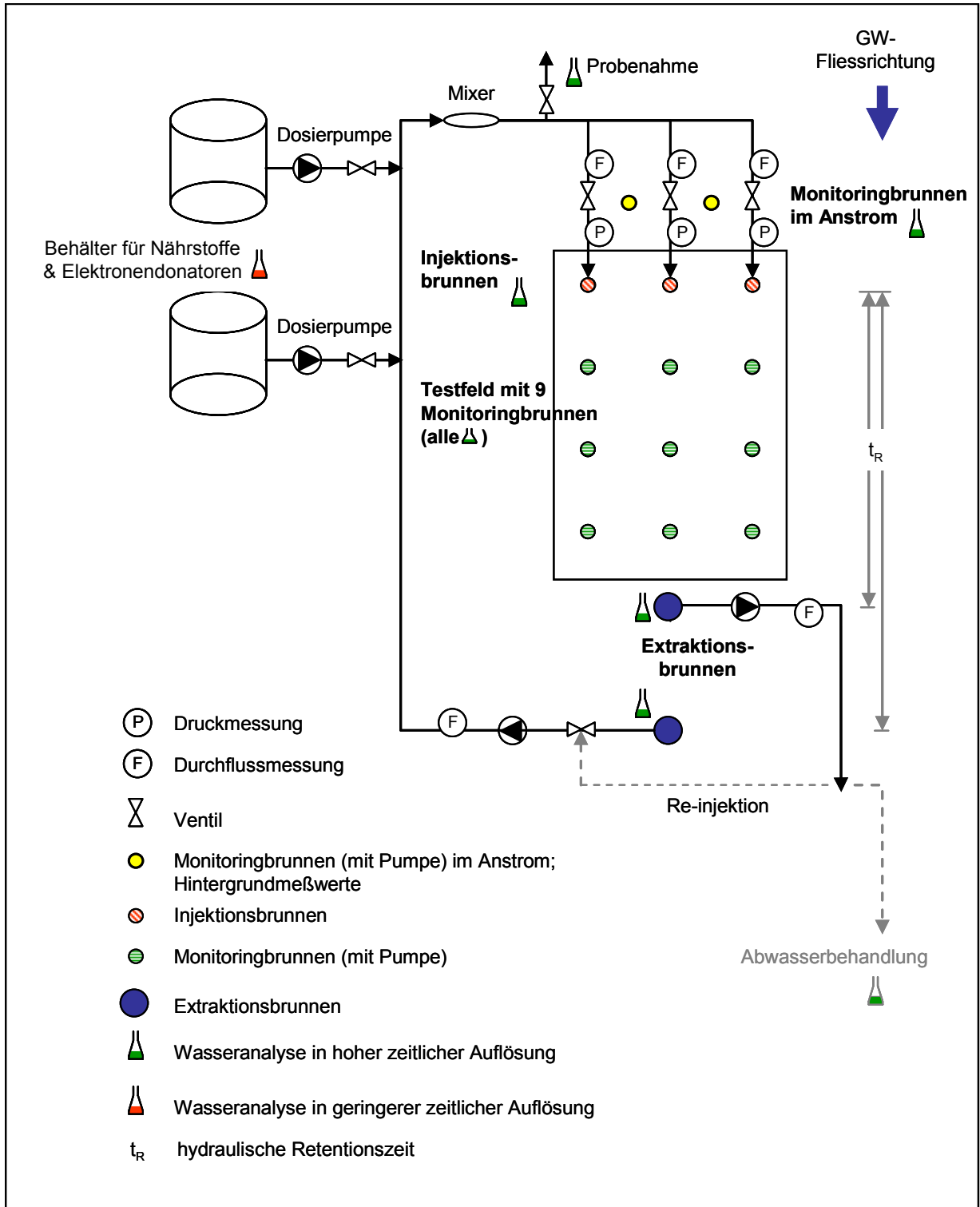


Abbildung 2: Mögliches Schema (nichtmaßstäblich) für das Arrangement eines kleinmaßstäblichen *in situ* Versuches für ABIS. In Anlehnung an [3].

2.8.1. Phase I: Reduktion der Elektronenakzeptoren in der Festphase

In der ersten Phase des Feldversuches sollen mit einer hohen Dotierung eines schnell fermentierbaren Elektronendonators die zum LCKW-Abbau konkurrierenden anorganischen Elektronenakzeptoren in Untergrund verbraucht und das RedOx-Potential in einen für die RD vorteilhaften Bereich abgesenkt werden. Der Bedarf an Elektronendonator ergibt sich aus der einmaligen Reduktion der anorganischen Elektronenakzeptoren in der Festphase innerhalb des Testsystems plus der kontinuierlichen Akzeptornachlieferung aus dem Grundwasserstrom (konkurrierende anorganische Akzeptoren plus LCKW) pro Zeiteinheit. Gegen Ende der 1. Phase sollen am abstromigen Ende des Testfeldes der vollständige Elektronendonatorabbau und die Einstellung von stark reduzierenden Verhältnissen nachgewiesen werden können. Anorganische Nährstoffe und ggf. ein Puffer werden nach Bedarf zugegeben.

2.8.2. Phase II: Reduktive Dechlorierung

Die dechlorierenden Mikroorganismen sollten nun ein Milieu vorfinden, unter welchem der LCKW-Abbau möglich ist (reduzierende Bedingungen, Versorgung mit Wasserstoff und anorganischen Nährstoffen sowie optimaler pH-Wert). Die Donatordosis der 2. Phase soll nun lediglich den Bedarf für die Reduktion der kontinuierlich zuströmenden Elektronenakzeptoren plus den für die RD der (gelösten) LCKW abdecken. Die Wirkstoffdosis wird in Phase II dem Verbrauch in Abhängigkeit der Umgebungsbedingungen (Wasserstand, Temperatur etc.) angepasst. Dafür kann ein anderer Donatortyp als in Phase I zum Einsatz kommen.

2.8.3. Phase III: Optimierung kontinuierlicher LCKW-Abbau

In der zweiten Hälfte des Feldversuches soll durch die weitere Optimierung der Elektronendonator- und sonstiger Wirkstoffzugabe ein stabiles LCKW-Abbauverhalten eingestellt und über mehrere Monate betrieben werden.

2.9. Evaluierung des Feldversuches

Über die im Feldversuch bestimmten Prozessparameter wird die Erreichbarkeit der Projektziele mittels ABIS bestimmt und über das Upscaling von ABIS am Standort (Kapitel 3) entschieden.

Im Falle der Bildung von nennenswerten Mengen an VC oder *cis*-DCE im Laufe des Feldversuches sollen die gesammelten Daten eingehend auf Hinweise untersucht werden, die auf den Ablauf von vollständiger Dechlorierung in kleinem Maßstab hinweisen, z.B. die Akkumulation von Ethan oder Ethen. Unter Umständen kann innerhalb einer längeren Verweilzeit *in situ* ein vollständiger LCKW-Abbau erreicht werden. Wenn diese Beweise fehlen, stellt die Anwendung von ABIS eine Anwendungsvariante in Kombination mit anderen chemischen oder physikalischen Technologien dar, mit denen niedrig chlorierte LCKW behandelt werden können. Auch der Einsatz eines aeroben biologischen Nachreinigungsschrittes ist denkbar (vgl. auch Kapitel 3.2 und 4.4).

Für den Fall, dass die im Feldversuch aufgenommenen Daten darauf hinweisen, dass die Projektziele nicht erfüllt werden können, sollte ABIS als alleinstehende Sanierungstechnologie für den vorliegenden Standort ausgeschlossen werden. Eine Alternative hierzu besteht in der Kombination von ABIS mit anderen biologischen, physikalischen oder chemischen *in* oder *ex situ* Sanierungstechnologien.

3. Großmaßstäbliche Umsetzung - Upscaling

So die Ergebnisse aus der hier vorgestellten Vorgangsweise für die Entwicklung eines ABIS-Projektes darauf hinweisen, dass ABIS für einen Standort als eine viel versprechende Sanierungsvariante einzustufen ist, kann im nächsten Schritt eine Anwendung im Teil- oder Vollmaßstab erfolgen.

3.1. Berücksichtigung von Standortgröße und Erkundungsgrad

Der direkte Schritt zu einer Vollanwendung kann relativ unmittelbar in Betracht gezogen werden für kleine Standorte, für Standorte mit gut bekannten Eigenschaften und für Standorte, an denen hydraulische Maßnahmen im Einsatz sind.

Für große Standorte, ausgedehnte Grundwasserabstrombereiche und insbesondere bei nicht einwandfrei bekannten Standorteigenschaften sollte von einer unmittelbaren ABIS-Umsetzung für den gesamten kontaminierten Bereich abgesehen werden. Die eingehende Charakterisierung des zu behandelnden Standort(teiles) steht in jedem Fall zu Beginn einer ABIS-Projektentwicklung (sh. Kapitel 2).

Sehr große und hydrogeologisch und geochemisch heterogene Standorte verlangen in den meisten Fällen nach einer Behandlung mit einer Kombination aus unterschiedlichen Verfahren.

3.2. Kopplung von ABIS mit anderen Verfahren

Falls die Reinigungsanforderungen an das Grundwasser nicht erfüllt werden können, kann ABIS in Kombination mit anderen Reinigungstechnologien eingesetzt werden. Eine Möglichkeit ist die räumliche, unter Umständen auch zeitliche Kombination des anaeroben ABIS-Verfahrens mit einem aeroben Schritt, bei welchem die niedrig chlorierten Produkte oxidativ vollständig mineralisiert werden, oder auch der Einsatz von katalytisch wirkenden RedOx-Mediatoren [10, 11] als Wirkstoffe in einem ABIS-Verfahren. Auch hier wird empfohlen, eine solche Anwendung ebenfalls zunächst im Feld im kleinen und gut kontrollierbaren Maßstab zu testen, bevor in die großmaßstäbliche Sanierungsanwendung übergegangen wird.

An Standorten mit bereits existierenden Maßnahmen zur Grundwasserfassung und -reinigung ist der Investitionsaufwand für die Umsetzung von ABIS potentiell geringer als an Standorten ohne *in situ* Einrichtungen, da die bestehende Infrastruktur für ABIS meist genutzt werden kann. Die biologische *in situ* Abreicherung von LCKW mittels ABIS kann unter Umständen zu einer signifikanten Entlastung der Grundwasserreinigungsanlage beitragen. Neben der Verringerung der gelösten LCKW-Fracht kommt es durch die Vergrößerung des diffusiven Konzentrationsgradienten zu einer stärkeren Nachlösung aus den vorliegenden Phasenpools und damit zu einer Verringerung der Betriebsdauer der Grundwasserreinigung.

Für den Fall dass eine Kopplung von ABIS mit anderen Technologien angedacht wird, ist zunächst deren Potential zu evaluieren. Es sollte beachtet werden, dass die niedrig chlorierten Ethene (*cis*-DCE, VC für PCE) bei Förderung aus dem Untergrund (Grundwasserförderung oder Bodenluftabsaugung) aufgrund deren geringer Lipophilie wenig effizient auf Adsorbentmaterial wie Aktivkohle gesammelt werden können. Für derartige Fälle mag eine RedOx-katalytische Behandlung (vgl. [11]) oder ein physikalisches Kombinationsverfahren zur Wasserbehandlung sinnvoll sein.

4. Qualitätssicherung und Kontrolle des Sanierungserfolges

Angemessene Maßnahmen sind zur Sicherung der Qualität von Projektentwicklung und -durchführung zu treffen.

4.1. Statistische Datenauswertung

Im Zuge der Verfahrensvorbereitung bzw. -durchführung werden Feststoff- und Grundwasserproben regelmäßig analysiert. Die erfassten Daten sowie die daraus konstruierten Zeitreihen sind entsprechenden statistischen Analysen zu unterziehen. Dafür müssen für Grundwasserdaten unter Umständen weitere Informationen außerhalb der in Kapitel 2.3 bzw. Tabelle 1 angeführten Parameter eingeholt werden, z.B. Niederschlagsdaten für die Modellierung von Verdünnungseffekten.

Mit einem geeigneten Algorithmus können Untergrundparameter aus Feststoffproben interpoliert werden.

4.2. Grundwasserparameter als Indikatoren für *in situ* Prozesse

Die eintretenden Veränderungen der Grundwasserparameter bei der Durchführung einer ABIS-Maßnahme geben Rückschluss auf die *in situ* ablaufenden Prozesse.

4.2.1. LCKW, Ethan, Ethen

Die im Rahmen der Wirkstoffdotation entstehenden Abbauprodukte spiegeln den Grad des LCKW-Abbaues (für PCE: vollständig: zu Ethan bzw. Ethen; unvollständig: zu VC, *cis*-DCE) wieder. Da Ethen und Ethan im Untergrund selbst relativ geringe Halbwertszeiten aufweisen (schnelle Mineralisierung), kann aus deren Konzentrationen rechnerisch kein direkter Rückschluss auf die abgebaute Schadstoffmasse gezogen werden. Eine genauere Quantifizierung des Schadstoffabbaues ist über die Differenz der LCKW-Konzentrationen in demselben, beispielsweise mit Fluoreszenztracer markiertem Wasservolumen, zwischen Infiltration im Anstrom und Entnahme im Abstrom möglich. Auch über die Bilanzierung der Chloridionenfreisetzung durch die Reduktive Dechlorierung lassen sich quantitative Aussagen zur Abbaudynamik ableiten.

4.2.2. Elektronenakzeptoren und Reduktionsprodukte

Die Konzentration an anorganischen Elektronenakzeptoren sollte sich im Verlauf der Zugabe von Elektronendonatoren insbesondere in Phase I am Testfeld stark verringern. Die Verringerung der Konzentration an gelöstem Sauerstoff,

Nitratreduktion, ein Anstieg der Konzentration von zweiwertigem Eisen (Reduktion von schlecht löslichem Fe(III)), die Abnahme der Sulfatkonzentration und ein Anstieg der Methankonzentration weisen darauf hin. Die Nitratreduktion verläuft unter Feldbedingungen überwiegend zu gasförmigem Stickstoff (N₂). Erfahrungen zeigen, dass meist nur etwa ein Promille des vorhandenen Nitrates unter Feldbedingungen als Nitrit wiedergefunden wird. Auch die Akkumulation von Schwefelwasserstoff aus der Sulfatreduktion konnte in entsprechenden Versuchen nicht in bedenklichen Konzentrationen nachgewiesen werden. Die reduzierten Grundwasserinhaltsstoffe sollten sich bei relativ geringen Konzentrationen stabilisieren. Eine Ausnahme kann Methan darstellen (siehe 4.2.3).

4.2.3. Methan

Der Nachweis von signifikanten Methankonzentrationen im Grundwasser (vgl. Tabelle 1) weist auf das Vorhandensein (*a priori*) bzw. die Einstellung (nach Elektronendonatorzusatz) von stark reduzierenden Bedingungen im Untergrund hin. Biologische Methangeneration ist jedoch auch eine Konkurrenzreaktion für die Reduktive Dechlorierung von LCKW, i.e. für die ‚bestimmungsfremde‘ Verwendung von Reduktionsäquivalenten. Dies lässt sich im Feld zumindest zu Beginn des Donatoreinsatzes (Phase I) kaum vermeiden (vgl. Kapitel A 2.1.3). Eine massive Methanproduktion unter Gasblasenbildung im Untergrund ist jedoch ein unerwünschter Prozess, der zu einer signifikanten Veränderung der hydraulischen Eigenschaften des Aquifers führen kann. Dies sollte durch die angemessen sparsame Dosierung von Elektronendonatoren minimiert werden.

4.2.4. pH-Wert und DOC

Das Absinken des pH-Wertes in Verbindung mit dem Anstieg des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC) weist auf eine Überdosierung des Elektronendonators bzw. auf die Erschöpfung der Pufferkapazität des Untergrundes hin. Die Fermentation des Elektronendonators verläuft meist über die Produktion von Fettsäuren, die bei niedrigem pH-Wert nicht vollständig metabolisiert werden und zu einer weiteren Absenkung des pH-Wertes führen können. In diesem Fall sollte die Dosis des Elektronendonators verringert oder Puffersubstanzen zugesetzt werden.

4.2.5. Stickstoff und Phosphor

Die Versorgung mit den für die bakterielle Biomassebildung notwendigen anorganischen Nährstoffen muss für das Abfließen von RD gewährleistet sein (vgl. Kapitel A 2). Die erforderlichen Mengen werden in den Mikrokosmenstudien bestimmt und sollen auch im Feld, bei Bedarf durch Zugabe, verfügbar sein.

4.3. Wirkstoffdotierung und -metabolisierung

Der Einflussbereich der Wirkstoffdotierung soll auf den zu sanierenden Bereich beziehungsweise das Testfeld beschränkt bleiben. Dies bezieht sich insbesondere auf die Bildung von Abbauprodukten von LCKW sowie des Elektronendonators. Letztere sind aus den Laborversuchen bekannt und regelmäßig zu bestimmen bzw. über den Summenparameter DOC abzuschätzen.

Der Zusatz der Wirkstoffe zu dem zu infiltrierenden Grundwasser sollte möglichst unter Sauerstoffabschluss erfolgen. Hierzu ist z.B. die Flutung der Mischungstanks mit Stickstoff möglich, um den Kontakt mit der Umgebungsluft zu vermeiden (siehe Anhang Abbildung 4, Seite 56). Das dotierte Grundwasser soll umgehend wieder reinfiltriert werden, um eine Verflüchtigung der LCKW zu vermeiden.

Die Verwendung von Vorratslösungen der Wirkstoffe ist möglich (siehe Schema Abbildung 2) und vorteilhaft bei automatischer, kontinuierlicher Dosierung. Bei längerer Lagerung ist die Sicherstellung der Stabilität der Wirkstofflösungen erforderlich.

4.4. Kontrolle von anderen unerwünschten Nebeneffekten

Im Zuge der Umsetzung einer ABIS-Maßnahme kann es zum Auftreten von unerwünschten Nebeneffekten kommen, die im Rahmen des Monitorings erkannt und behandelt werden können.

Die Vermeidung von abströmendem Grundwasser, das mit **niedrig chlorierten Abbauprodukten** (bei PCE als Ausgangsschadstoff mit *cis*-DCE und VC) belastet ist, ist ein kritischer Qualitätsparameter für das ABIS-Verfahren. Bei gezielter Verfahrensumsetzung sollte sich mit der Zeit bei guten Standortbedingungen ein vollständiger LCKW-Abbau einstellen. Zur Eingrenzung eines mit niedermolekularen LCKW belasteten Abstromes können in Abhängigkeit der Standortgegebenheiten zusätzliche gezielte *in situ* Maßnahmen zur Förderung des vollständigen biologischen LCKW-Abbaues gesetzt werden:

- Im reduzierten Aquifer ist z.B. der Zusatz von RedOx-Katalysatoren (vgl. [11]) zur Unterstützung der anaeroben Oxidation von *cis*-DCE und VC möglich.
- Bei Vorliegen von schwach oxidierenden Verhältnissen im Abstrom kann die aerobe Oxidation von *cis*-DCE und VC gezielt gefördert werden.
- Der Zusatz von Mikroorganismen, insbesondere *Dehalococcoides ethenogenes*, zur Beschleunigung der vollständigen *in situ* Dechlorierung, wurde mit wechselndem Erfolg eingesetzt.
- Die Möglichkeit des Einsatzes von chemisch-physikalischen oder thermischen Nachreinigungsschritten *in* oder *ex situ* besteht ebenso.

Das Eintreten einer signifikanten **Verringerung der Durchlässigkeit** des Untergrundes durch Biofilmbildung oder Fe(III)-Niederschlag wurde beobachtet. Dies weist auf den **Zutritt von Sauerstoff**, z.B. durch die Aerobisierung des Aquifers durch zu hohe Wasserentnahme oder durch die unsachgerechte Wirkstoffeinmischung an der Oberfläche hin. Der mikrobielle Biomassezuwachs unter anaeroben Bedingungen ist um ein Vielfaches geringer als jener unter aeroben Bedingungen; somit ist das ‚Zuwachsen‘ des Untergrundes durch mikrobielle Biomasse in einem *anaeroben* Aquifer unwahrscheinlich. Sauerstoffzutritt zu anoxischem Grundwasser kann zudem die Ausfällung von Eisenoxiden zur Folge haben. Wiederum kann die Aerobisierung des Grundwasserleiters, z.B. durch große Schwankung des Wasserspiegels bei nichtständiger Entnahme großer Volumina im Umkreis des Entnahmefunnens, diese Effekte verursachen. Zur Vermeidung empfiehlt sich der Einsatz von möglichst kleinkalibrigen Grundwassermeßstellen und die Etablierung stationärer hydraulischer Bedingungen bei Grundwasserentnahme.

Bei zu hoher Elektronendonatorzugabe besteht die Gefahr der Bildung von **Methanbläschen** (vgl. 4.2.3). Diese bewirken eine Verringerung der hydraulischen Durchlässigkeit. Methanproduktion weist zudem auf eine geringe Umsatzrate des Elektronendonators im Zuge der Reduktiven LCKW-Dechlorierung hin. Exzessive Elektronendonatorzugabe kann auch in der Akkumulation von Fettsäuren, begleitet von einem **Absinken des pH-Wertes** münden und eine **Stagnation des LCKW-Abbaues** zur Folge haben (vgl. 4.2.4).

4.5. Probenahme

Zur Erkundung und Sanierungsüberwachung von mit LCKW kontaminiertem Untergrund können Analysen von Bodenluft, Feststoff und Grundwasser herangezogen werden. Für die Umsetzung eines ABIS-Verfahrens liegt das Hauptaugenmerk auf Grundwasser- und Feststoffanalytik. In Hinblick auf die Qualitätssicherung in der Analytik wird dem Prozess der Probenahme im Allgemeinen das höchste Störungspotential zugeschrieben. Abhängig von dem zu untersuchenden Stoffinventar und von den erforderlichen Bestimmungsgrenzen sind die Proben in Abstimmung mit dem untersuchenden Labor zu nehmen und zu konservieren.

Zur **Standardisierung** wird unter anderem die Erstellung einer unmissverständlichen Probenahmeprozedur, von vorgefertigten formularhaften Probenahmeprotokollen, eines standortspezifischen Probenverwaltungssystemes (eindeutige und laufende Nummerierung, Erfassung von Rückstellproben, Nachweise der fachgerechten Entsorgung von Überschüssen an Probenmaterial etc.) und anderen Maßnahmen empfohlen.

Ausnahmefälle, z.B. Ausfall des Personals oder eines Gerätes, sollen ebenfalls berücksichtigt werden. Diese Vorschriften müssen zwischen allen Beteiligten, d.h. der beprobenden, verpackenden, transportierenden und analysierenden Einrichtung, soweit verschieden, abgestimmt, zeitnah kontrolliert und regelmäßig aktualisiert werden.

4.5.1. Feststoffprobenahme

Die im Hinblick auf Fehlervermeidung aufwändigste Probenahme ist jene zur Gewinnung möglichst ungestörter Feststoffproben in einem anaeroben Milieu. Solche Proben können vereinzelt erforderlich sein, um Kernmaterial für Mikrokosmenversuche (z.B. Bodensäulen) zu gewinnen oder bestimmte Feststoffparameter zu bestimmen. Im Idealfall werden Bodenproben mittels kleiner Stechzylinder aus dem frischen Bohr- oder Schlauchkern gestochen und sofort möglichst luftdicht verschlossen und in vorgelegtes Lösemittel (für Analytik) transferiert oder mit anaerobem Standortgrundwasser (für Mikrokosmenversuche) überstaut. Die Zugabe eines sauerstoffzehrenden Mediums im Zuge der Probenkonservierung ist zur Bestimmung von RedOx-sensitiven Parametern üblich.

4.5.2. Grundwasserprobenahme

Zur Vorbereitung, Durchführung und Beweissicherung eines ABIS-Verfahrens ist die regelmäßige Entnahme und Untersuchung von Grundwasserproben aus

Grundwassermessstellen beziehungsweise aus Brunnen erforderlich. Dafür und für die begleitenden Messungen der Vor-Ort-Parameter (LDO, pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur, RedOx-Potential) ist ein Verfahren zu wählen, bei welchem einerseits die Stabilität von sauerstoffempfindlichen Grundwasserinhaltsstoffen durch Vermeidung des Kontaktes mit der Umgebungsluft bzw. durch Vorlage entsprechender Reagenzien gewährleistet ist und andererseits die Sorption und Verflüchtigung von leichtflüchtigen Inhaltsstoffen (LCKW, Gase) vermieden wird.

Der empfohlene Mindestumfang für Grundwasseruntersuchungen in der Vorbereitung, Durchführung und Nachsorge eines ABIS-Verfahrens ist im Anhang, Kapitel A 7, dargestellt. Von großer Bedeutung sind der Transport und die zeitnahe analytische Bearbeitung der Proben. Auch auf die Bedeutung der zeitnahen Auswertung und Deutung der Untersuchungsergebnisse sei verwiesen, um bei Bedarf entsprechende Änderungen des Sanierungsbetriebes einzustellen.

5. Kostenschätzung für eine ABIS-Anwendung

Die Kosten für die *in situ* Sanierung eines Standortes sind grundsätzlich stark von den Gegebenheiten am Standort abhängig. Insbesondere die Mächtigkeit der ungesättigten Zone und des Aquifers, die Bebauung und Zugänglichkeit (Nutzung), das Schadensbild sowie die Durchlässigkeit des Untergrunds und die damit verbunden Reichweite beeinflussen die Sanierungskosten. Dies trifft auch für die Umsetzung eines ABIS-Verfahrens zu.

Die nachfolgende Kostenabschätzung erfolgt unter folgenden beispielhaften Annahmen:

- maximale Tiefenlage der Aquifersohle: 10 m unter Gelände
- Infrastruktur: 15 regelmäßig zu beprobende Grundwassermessstellen
- Eingabe und Monitoringmeßstellen: Kleinbrunnen im Sinne von Grundwassermessstellen

Gegenständlich **nicht** kalkuliert sind Aufwendungen für eine allfällige Grundwasserhaltung oder Mehrkosten für Erschwernisse, bedingt durch eine bestehende Bebauung oder eine betriebliche Infrastruktur, in welche die Sanierungsanlagen zu integrieren wären.

Als Mindestkostenbeiträge sind demnach anzusetzen:

- Untersuchungen zur **Beurteilung der a priori-Parameter** für die Erstellung eines für die Sanierungsplanung hinreichend genauen dreidimensionalen Schadensbildes sowie zur Abklärung von standortspezifischen Charakteristika: Leistungen im Gesamtumfang von € 50.000 bis € 100.000, abhängig vom bestehenden Erkundungsstand, von Ausdehnung und Heterogenität von Kontaminationsverteilung und Untergrundeigenschaften.
- Herstellung von **Grundwassermeßstellen** bzw. Kleinbrunnen: inklusive Nebenleistungen etwa € 300 pro Laufmeter. Bei 15 Stück gesamt € 40.000.
- **Mikrokosmenstudien** mit Standortmaterial im Labormaßstab (Minimalprogramm, 6 Monate, inklusive Beurteilung): € 15.000.
- **Feldversuch** über 6 Monate als örtlich und zeitlich eingeschränkter Sanierungsbetrieb in Verbindung mit hydraulischen und anderen Untersuchungen zur Dimensionierung und Optimierung der Feldanwendung

(€ 20.000 für Analytik je 2-wöchentlich; € 50.000 Anlagentechnik; € 20.000 Betriebskosten; € 30.000 Ingenieurleistungen; € 20.000 allfällige andere Kosten) gesamt: ca. € 150.000.

- **Sanierungsbetrieb:**

- Analytikprogramm: Annahme 15 Meßstellen einmal monatlich über drei Jahre beprobt (bei € 80 pro Probenahme und Vor-Ort-Messungen; € 30 für LCKW, € 30 für Gase oder Substratuntersuchungen sowie € 60 für andere Parameter etc.) gesamt etwa € 110.000.
- Herstellung und Betrieb: € 100.000 für Anlagentechnik, d.h. Verdichtung und Herstellung von Brunnen oder anderen Eingabestellen; € 50.000 Betriebskosten; € 50.000 Ingenieurleistungen; € 30.000 andere Kosten) gesamt ca. € 250.000.

Hieraus ergeben sich beispielsweise Kosten für eine anaerobe mikrobiologische Sanierung **zwischen € 550.000 und € 700.000 für einen Standort** unter den obgenannten Annahmen. Maßgeblich sind weniger die Kosten für Wirkstoffe und deren Verteilung sondern vielmehr jene für eine ausreichende Aufschlussdichte und -tiefe.

Maßgeblich kostenbestimmend ist weiters, ob zusätzliche Sicherungsmaßnahmen erforderlich sind, wie beispielsweise eine Grundwasserhaltung und -behandlung (z.B. für sensiblen Abstrom). Wesentlicher Vorteil einer sorgfältig geplanten und erfolgreich umgesetzten ABIS-Anwendung ist es, ohne zusätzliche Sicherungsmaßnahmen auszukommen. Sollte eine ABIS-Anwendung jedoch ohne Sicherungsmaßnahmen nicht genehmigbar sein, so sind die Kosten für Grundwasserhaltung und -behandlung hinzuzurechnen.

Die obige Kalkulation beinhaltet die Maßnahmen zur Grundwassersanierung inklusive Monitoring und Ingenieurleistungen. Nicht in obiger Abschätzung berücksichtigt sind Aufwendungen zur Sanierung einer allfälligen Kontamination im grundwasserungesättigten Bereich über dem kontaminierten Aquifer, über welchen Schadstoffe in den Grundwasserleiter gelangen können, oder die Entfernung von massiven Phasenherden in der gesättigten Zone (sh. Anwendungsbereich von ABIS, Kapitel 1.2.2).

Anhang: Technische Erläuterungen, wissenschaftliche und rechtliche Grundlagen für ABIS

A 1. Wissenschaftliche Grundlagen für die Anwendung von ABIS

A 1.1. Eigenschaften von LCKW

Unter dem Begriff LCKW werden chlorierte, gesättigte und ungesättigte C₁- und C₂-Kohlenwasserstoffe zusammengefasst. Im Leitfaden des KORA-Projektes, TV3 [2] sind die physikalisch-chemischen Eigenschaften von LCKW umfassend beschrieben.

A 1.2. Allgemeine Voraussetzungen für den mikrobiologischen Abbau von organischen Schadstoffen

Die meisten organischen Schadstoffe sind unter geeigneten Bedingungen im Untergrund durch natürlich vorhandene Mikroorganismen abbaubar. Das tatsächliche Ablaufen von *natural attenuation* (NA)-Prozessen *in situ* bzw. deren Nutzbarkeit im Rahmen von ABIS-Maßnahmen ist von mehreren Faktoren abhängig. Für einen erfolgreichen Schadstoffabbau müssen sich alle diese Faktoren in einem günstigen Bereich bewegen. Als notwendige Voraussetzungen für das Ablaufen des Schadstoffabbaues können folgende Randbedingungen angegeben werden:

- 1. Prinzipielle biologische Abbaubarkeit des Schadstoffes**
Um Schadstoffmoleküle abzubauen, werden bestimmte Enzyme benötigt, die von Mikroorganismen produziert werden. Die Fähigkeit zur Expression dieser Enzyme kann je nach Schadstoff weit verbreitet, an wenige spezifische Mikroorganismen gebunden oder, für biologisch nicht abbaubare Moleküle, nicht vorhanden sein.
- 2. Biologische Verfügbarkeit des Schadstoffes**
Mit steigender Hydrophobizität eines Schadstoffes steigt die Tendenz des Schadstoffes, mit strukturell ähnlichen natürlichen (organische Bodensubstanz) oder künstlichen (z.B. Ruß) Partikeln im Untergrund eine starke bis irreversible Bindung einzugehen. Als Voraussetzung für einen Schadstoffabbau kann in einer ersten Näherung der Übertritt von der Bodenfest- in die Bodenflüssigphase und damit die Löslichkeit bzw. Konzentration des Schadstoffes im Wasser angesehen werden.
- 3. Anwesenheit von geeigneten Mikroorganismen und Mikroorganismengesellschaften**
Nicht alle natürlich im Untergrund vorkommenden Mikroorganismen verfügen über das entsprechend benötigte enzymatische Werkzeug zum Abbau eines bestimmten Schadstoffes. Viele Schadstoffe sind nur unter Zusammenarbeit von unterschiedlichen Organismengruppen vollständig abbaubar. Beim mikrobiologischen Schadstoffabbau kann zwischen direktem Abbau, der zu einem Energiegewinn für den Mikroorganismus führt, und dem indirekten Abbau ohne Energiegewinn unterschieden werden.
- 4. Anwesenheit von biochemischen Reaktionspartnern**
Zur Oxidation ‚reduzierter‘ Schadstoffe wie MKW und PAK und zum reduktiven Abbau ‚oxidierter‘ Schadstoffe wie LCKW werden entsprechende Elektronenakzeptoren bzw. Donatoren benötigt.
- 5. Ausreichendes Vorhandensein von anorganischen Nährstoffen, Vitaminen und Spurenelementen**
Für den mikrobiellen Zellaufbau wird neben Kohlenstoff (C) auch Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K) benötigt. Für den aeroben Zellstoffwechsel läßt

sich der stöchiometrisch notwendige Nährstoffbedarf in Bezug auf den abzubauenen Schadstoff-Kohlenstoff wie folgt annähern:

$$C_{\text{Schadstoff}} : N_{\text{verfügbar}} : P_{\text{verfügbar}} : K_{\text{verfügbar}} = 100 : 10 : 1 : 1 \quad [\text{mol}]$$

Für den anaeroben Abbau mit einem geringeren Biomassezuwachs bewegt sich dieses Verhältnis im Bereich von $C_{\text{Schadstoff}} : N_{\text{verfügbar}} : P_{\text{verfügbar}} : K_{\text{verfügbar}} = 300 : 5 : 1 : 1$ oder höher. Mangelnde Verfügbarkeit von Spurenelementen sowie Vitaminen und Coenzymen (für den anaeroben Abbau insb. Vitamin B₁₂) kann gleichfalls einen abbaulimitierenden Faktor darstellen.

6. **Adäquate Umweltbedingungen**

Schadstoffabbauprozesse lassen sich durch geeignete Feuchte-, RedOx-, pH- und Temperaturbedingungen initiieren bzw. optimieren.

7. **Abwesenheit von Hemmstoffen**

Organische und anorganische Kontaminanten, aber auch grundsätzlich nichttoxische Substanzen können über unterschiedliche Mechanismen den mikrobiologischen Schadstoffabbau negativ beeinflussen.

8. **Kohlenstoffquelle**

Neben einer Energiequelle ist auch eine Kohlenstoffquelle für den mikrobiellen Metabolismus notwendig. Meist wird der Kohlenstoff durch den Schadstoff bereitgestellt.

A 1.3. Biologischer Abbau von aliphatischen LCKW

A 1.3.1. Reduktive Dechlorierung

Chlorierte Ethane und Ethene sind durch unterschiedliche, als *dechlorierende* Mikroorganismen bezeichnete Bakterien abbaubar. In Abbildung 3 sind mögliche Abbauege (modifiziert nach [12]) unter anaeroben Bedingungen am Beispiel PCE und 1,1,1-TCA dargestellt. Für beide Stoffgruppen ist der Abbau über *Reduktive Dechlorierung* (RD, Pfad a. in Abbildung 3) der am häufigsten in der Natur beobachtete. Auch der abiotische Zerfall sowie andere biologische Abbaupfade wurden für LCKW beobachtet.

Bei der Reduktiven Dechlorierung werden sequentiell Chloratome vom Schadstoffmolekül abgespalten und am verbleibenden Kohlenstoffgerüst durch Wasserstoff ersetzt. Beim vollständigen reduktiven Abbau verbleibt chlorfreies Ethan oder Ethen, das weiter zu Kohlendioxid und Wasser zersetzt wird. Häufig im anoxischen Untergrund beobachtete Zwischenprodukte von PCE sind TCE (Trichlorethen), *cis*-DCE (*cis*-konfiguriertes Dichlorethen) sowie Vinylchlorid (VC, Monochlorethen). Dies deutet an, dass der anaerobe Schadstoffabbau im Rahmen von *Natural Attenuation* (NA)-Prozessen im Untergrund auch ohne Sanierungsmaßnahmen in unterschiedlichem Maßstab stattfindet, die Mineralisierung zu CO₂ und Wasser jedoch meist nicht vollständig verläuft.

Während TCE und *trans*-DCE in geringerem Umfang auch durch abiotische Zerfallsprozesse gebildet werden können, ist die Anwesenheit von *cis*-konfiguriertem DCE als verlässlicher Hinweis auf das Ablaufen von natürlichen mikrobiologischen Abbauprozessen im Untergrund zu verstehen.

Da der **limitierende Faktor** für das Auftreten von RD in sanierungstechnisch relevanten Größenordnungen der für die Reduktion benötigte molekulare

Wasserstoff ist, stellt die Zugabe von Wasserstoff in molekularer bzw. chemisch gebundener Form das zentrale Konzept von ABIS dar.

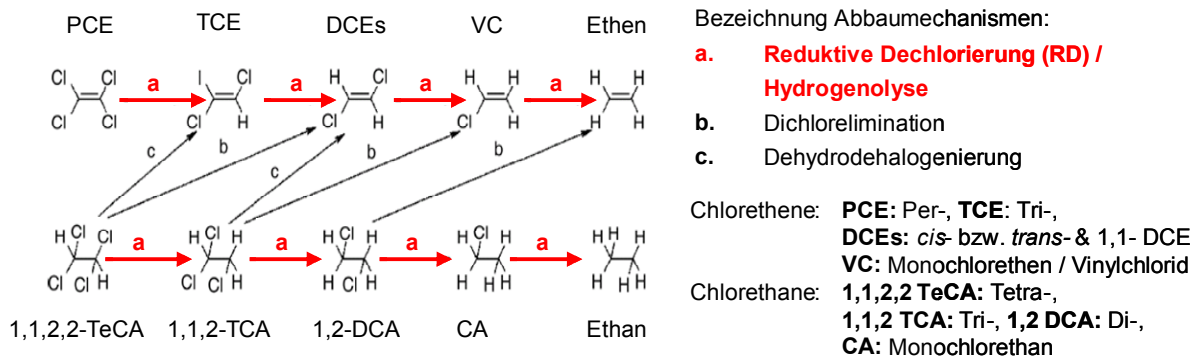


Abbildung 3: Mögliche Dechlorierungspfade und Abbaumechanismen für Chlorethene und Chlorethane (modifiziert nach [12]).

A 1.3.2. Metabolite – Zwischenprodukte

Die Beachtung der LCKW-Metabolisierung *in situ* ist aus unterschiedlichen Gründen relevant. Einerseits weisen LCKW-Abbauprodukte mit sinkendem Chlorierungsgrad, i.e. zunehmendem Abbaugrad, eine bessere Wasserlöslichkeit und somit eine höhere Mobilität auf. Die Abbauprodukte von PCE, *cis*-DCE (sowie *trans*-DCE) und insbesondere das krebserregende Vinylchlorid (VC) weisen ein erhöhtes Gefährdungspotential für das Grundwasser bzw. für den Endrezeptor (Mensch, Tier) auf. *Cis*-DCE und VC sind unter anaeroben Bedingungen schlechter abbaubar als PCE und TCE und können sich somit unter natürlichen Bedingungen im Grundwasser anreichern. Die Anreicherung von Metaboliten unter anaeroben Bedingungen im Rahmen des ABIS-Verfahrens kann durch sorgfältige Prozesssteuerung oder Verfahrenskombinationen vermieden werden. Alternativ dazu kann der *oxidative* Abbau von *cis*-DCE und VC unter anaeroben oder aeroben Bedingungen forciert werden. Aerob kann dies bereits im Bereich von 0,1 mg/L gelöstem Sauerstoff stattfinden. Der oxidative Abbau von *cis*-DCE erscheint unter Einsatz von sogenannten RedOx-Mediatoren auch unter anaeroben Bedingungen möglich [10, 11].

A 1.3.3. Limitationen für den LCKW-Abbau *in situ*

Bezugnehmend auf die in Kapitel A 1.3.3 beschriebenen allgemeinen Voraussetzungen für den mikrobiellen Abbau von organischen Schadstoffen ergeben sich speziell für den Abbau von LCKW folgende Limitationen:

1. Enzyme

Die für den LCKW-Abbau benötigten Enzyme werden nur von bestimmten ‚dechlorierenden‘ Mikroorganismengruppen produziert (u. A. Spezies von *Dehalococcoides*, *Desulfitobacterium*, *Dehalobacter* sowie *Desulfuromonas* und *Anaeromyxobacter*). Mit *Dehalococcoides ethenogenes* (DHE) war lange Zeit nur ein einziger Organismus bekannt, der PCE unter anaeroben Bedingungen

vollständig zu Ethen dechlorieren kann, hierbei erfolgt jedoch der Abbau von *cis*-DCE zu Ethen vergleichsweise langsam. Es wird auch ein Beitrag von bisher noch nicht identifizierten Organismen vermutet.

2. Geeignete RedOx-Reaktionspartner

Der für den LCKW-Abbau benötigte molekulare Wasserstoff stellt im Untergrund im Allgemeinen den limitierenden Faktor dar. Stöchiometrisch ergibt sich ein Bedarf von 4 Mol Wasserstoff (H₂) für den Abbau von 1 Mol PCE zu Ethen. Unter Standortbedingungen ist aufgrund von Konkurrenzreaktionen durch anorganische Elektronenakzeptoren mit einem erhöhten Wasserstoff-Bedarf zu rechnen. Wesentliche ABIS-Dimensionierungsparameter bestehen in der Konzentration und Art des Wasserstoffträgers sowie im zeitlichen Verlauf der Zugabe.

3. Makronährstoffe, Vitamine & Spurenelemente

Diese sollen für den anaeroben Abbau von PCE in ausreichender Menge verfügbar sein.

4. Umweltbedingungen

4.1. RedOx-Potential

Unter anaeroben Bedingungen findet ein effizienter reduktiver Abbau von PCE zu *cis*-DCE statt. *Cis*-DCE und VC werden unter anaeroben Bedingungen langsamer als unter aeroben Bedingungen metabolisiert.

4.2. pH-Wert

Dechlorierende Mikroorganismen finden ihr pH-Optimum im Bereich von 6.5-7.5. Der beim vollständigen Abbau in geringen Mengen stöchiometrisch freiwerdende Chlorwasserstoff (4 Mol pro Mol vollständig abgebautes PCE; massenbasiert etwa PCE:HCl=1:0,9) wird im Allgemeinen durch die Pufferkapazität des Untergrundes ausgeglichen beziehungsweise mit dem Grundwasserstrom abtransportiert, wodurch sich keine nachteiligen pH-Änderungen ergeben. Die bei der Fermentation von organischen Wasserstoffträgern entstehenden Fettsäuren sind mengenmäßig jedoch relevant und können den pH-Wert bedeutend absenken. Dies sollte beim Betrieb einer in-situ-Anwendung kontrolliert und bei Bedarf kann mit geeigneten Puffern entgegengewirkt werden.

4.3. Temperatur

Die Abbauleistung steigt mit steigender Grundwassertemperatur. Der PCE-Abbau wurde bereits ab 4°C beobachtet, geringere Temperaturen haben vermutlich einen signifikant negativen Einfluss auf das Abbauverhalten.

5. Schwermetalle

Die Hemmwirkung von Cr(VI) auf die RD ist bekannt. Die Anwesenheit anderer Schwermetalle könnte die RD ebenfalls hemmen und ist individuell zu bewerten (vgl. Standortbewertung Kapitel 2.3).

6. Elektronenakzeptoren

Die Anwesenheit von mit LCKW um Wasserstoff konkurrierenden Elektronenakzeptoren (insb. Sauerstoff, Nitrat, Sulfat) erfordert einen höheren Elektronendonatoreinsatz. Die Aerobisierung des Grundwassers im Rahmen des ABIS-Verfahrens ist zu vermeiden (vgl. auch Kapitel 4.2).

7. Reduzierte organische Co-Kontaminanten

Etwaige mit LCKW zugleich auftretende reduzierte Kohlenwasserstoffe wie MKW und PAK können zur Anaerobisierung des Milieus im Untergrund beitragen. Diese Co-Kontaminanten können im Zuge ihres Abbaues als Elektronendonatoren bzw. als Kohlenstoffquelle fungieren und somit den anaeroben LCKW-Abbau unterstützen. Gleichzeitig benötigt deren Abbau jedoch anorganische Nährstoffe, womit bei unzureichender Versorgung auch eine Hemmung des LCKW-Abbaues auftreten kann.

8. Kohlenstoffquelle:

Die im Rahmen von ABIS zugesetzten Elektronendonatoren stellen zugleich eine Kohlenstoffquelle dar.

A 2. Wirkstoffe im ABIS-Verfahren

Im Rahmen der Umsetzung eines ABIS-Verfahrens sollen die bestehenden Limitierungen für den reduktiven LCKW-Abbau *in situ* erkannt und durch entsprechende Maßnahmen behoben werden.

Das Ziel des Verfahrens ist es, den **LCKW-Abbau** durch Mikroorganismen *in situ* **vollständig** – zu Ethan, Ethen beziehungsweise in weiterer Folge zu CO₂ – ablaufen zu lassen.

Die wesentlichen Limitationen können durch die Zugabe von entsprechenden Wirkstoffen gezielt behandelt werden:

1. Mangel an molekularem Wasserstoff
2. Ungünstiges RedOx-Potential
3. Mangel an anorganischen Nährstoffen, Spurenelementen, Vitaminen
4. Ungünstiger pH-Wert
5. Mangel an dechlorierenden Mikroorganismen

A 2.1. Mangel an molekularem Wasserstoff

Für das Ablaufen von RD wird molekularer Wasserstoff benötigt¹⁵. Natürliche Hintergrundkonzentrationen sind meist zu gering, um das Ablaufen von RD in signifikantem Ausmaß zu erlauben. Im ABIS-Verfahren wird Wasserstoff einem

¹⁵ Einige dechlorierende Mikroorganismen können auch Essigsäure als Elektronendonator verwenden.

LCKW-kontaminierten Aquifer zugeführt, um die reduktive Dechlorierung von LCKW zu ermöglichen. Wesentliche Verfahrensparameter sind die Art des Wasserstoffspenders und dessen Konzentration.

A 2.1.1. Injektion von Wasserstoffgas

Die Injektion von gasförmigem Wasserstoff ist mit relativ hohem technischem Aufwand und auch Sicherheitsrisiken verbunden. Verfahrenstechnische Einschränkungen sprechen meist gegen dessen Einsatz:

- Hohe Dosierungen, da unspezifischer Verbrauch in div. RedOx-Reaktionen
- Geringe Reichweite, da unspezifischer Verbrauch
- Korrosion von *in situ* Installationen
- Toxizität für Mikroorganismen
- Vergleichsweise hohe Kosten

Einige erfolgreiche Anwendungen wurden dokumentiert. Für den Fall von biologisch aktiven Grundwasserleitern sollte jedoch anderen leichter handhabbaren Wasserstoffversorgungssystemen der Vorzug gegeben werden.

A 2.1.2. Injektion von fermentierbaren organischen Elektronendonatoren

Die Verwendung von Wasserstoff in organisch gebundener Form ist eine anwenderfreundlichere Option. Wasserstoffträger wie Zucker oder Fettsäuren werden dem Grundwasser zugesetzt, wo sie von natürlich vorkommenden Mikroorganismen unter Wasserstofffreisetzung fermentiert und zu Essigsäure und weiter zu CO₂ und Wasser abgebaut werden. Der freiwerdende Wasserstoff kann von dechlorierenden Mikroorganismen im Rahmen von RD für die LCKW-Reduktion verwendet werden. Der Abbau der Elektronendonatoren kann durch eine Vielzahl von Mikroorganismenarten durchgeführt werden.

Neben kurzkettigen organischen Säuren (z.B. Milch-, Essig- oder Propionsäure) und deren Estern kommen unterschiedliche Zuckerarten (z.B. Glukose, Laktose) und auch Alkohole (z.B. Ethanol, Methanol) mit Erfolg zum Einsatz. (Neben-)Produkte aus der Lebensmittelindustrie werden aufgrund von ökonomischen Aspekten ebenso verwendet, z.B. Molke, Melasse und emulgiertes Pflanzenöl. Darüber hinaus sind unterschiedliche Donatoren als Fertigprodukte, teils in Kombination mit anderen Wirkstoffen, kommerziell verfügbar. Gegenwärtig herrscht auf wissenschaftlicher wie auf technischer Ebene kein Konsens über einen optimalen Donator. Positive Ergebnisse wurden mit allen obgenannten Substanzen erzielt.

In Abhängigkeit der Standortbedingungen und der vorherrschenden Mikroorganismenpopulation wirken unterschiedliche Donatoren unterschiedlich auf den Schadstoffabbau. Die Anwendung von geeigneten Elektronendonatoren in geeigneten Konzentrationen stellt einen wichtigen Prozessparameter für ABIS dar. Schnell fermentierbare Substrate können das RedOx-Potential günstig beeinflussen und den Bedarf an Reduktionsäquivalenten für konkurrierende Elektronenakzeptoren schnell befriedigen. Die Verwendung von langsam abbaubaren Elektronendonatoren trägt dazu bei, die freiwerdenden Reduktionsäquivalente effizienter in die RD zu

kanalisieren und damit eine höhere LCKW-Abbaueffizienz zu erlangen. Laborversuche mit Standortmaterial geben über die best geeignete Formulierung Aufschluss (vgl. Kapitel 2.6 und A 5).

A 2.1.3. Überlegungen zur Stöchiometrie der Elektronendonatorzugabe

Exkurs: Theoretischer Bedarf an Reduktionsäquivalenten

Die theoretische Mindestmenge an zuzusetzendem Wasserstoff lässt sich über die Stöchiometrie des LCKW-Abbaues durch Reduktive Dechlorierung abschätzen. So ergibt sich ein Bedarf von 4 Mol H₂ pro Mol Tetrachlorethen unter Annahme der vollständigen Reduktiven Dechlorierung zu Ethen. Da die vollständige Dechlorierung sequenziell erfolgt, erstreckt sich auch der Bedarf an Reduktionsäquivalenten bzw. an Wasserstoff über einen längeren Zeitraum. Das bedeutet, dass nicht die gesamte stöchiometrisch ermittelte Menge an Reduktionsäquivalenten bereits zu Beginn einer Anwendung bereitgestellt bzw. in Lösung gebracht werden muss.

Beispiel:

Eine PCE-Konzentration von 30.000 Mikrogramm pro Liter entspricht einer Konzentration von etwa 181 Mikromol PCE pro Liter (Molmasse PCE = 165,8 Gramm pro Mol). Unter Annahme der vollständigen Dechlorierung, dem Abbau zu Ethen, ergibt sich mit 4 Mol H₂ pro Mol PCE ein Bedarf von 724 Mikromol H₂ pro Liter kontaminiertes Grundwasser, entsprechend ca. 1450 Mikrogramm H₂ pro Liter Grundwasser. Somit liegt der theoretische stöchiometrische Bedarf zum Abbau der o.g. Schadstoffkonzentration unter der maximalen Wasserlöslichkeit von Wasserstoffgas (ca.1,6 mg/L), auch wenn diese Menge nicht in einer einmaligen Zugabe vorzulegen ist.

Praxis: Bedarf an Reduktionsäquivalenten unter *in situ* Bedingungen

Zum Aquifer zugesetzter Wasserstoff wird nicht ausschließlich für die Reduktive Dechlorierung verbraucht. Neben der LCKW-Reduktion finden unter reduzierenden Milieubedingungen konkurrierende biochemische Reaktionen statt, die ebenfalls Wasserstoff benötigen. In der Praxis wird nur ein Anteil von wenigen Prozent bis Promille [11] des zugesetzten Wasserstoffes für die RD von LCKW verbraucht, der Rest in konkurrierenden Prozessen.

Der **tatsächliche** Bedarf an Reduktionsäquivalenten für einen bestimmten Standort kann im Rahmen von Labor- und Feldversuchen praktisch bestimmt werden (vgl. Kapitel 2.6 und 2.7). Eine näherungsweise Berechnung kann basierend auf den Konzentrationen von konkurrierenden Akzeptoren erfolgen.

Konkurrierende Elektronenakzeptoren

Da der zugesetzte Wasserstoff für unterschiedliche Reduktionsreaktionen neben dem LCKW-Abbau verbraucht wird, muss deren Anteil in die stöchiometrische Berechnung des Wasserstoffbedarfes mit einfließen. Im Zuge der Anwendung von ABIS werden zunächst die anorganischen Elektronenakzeptoren in Feststoff und Grundwasser reduziert (sh. zweistufiger Betrieb von Labor- und Feldversuchen, Kapitel 2.8 und A 5), um so die Konkurrenz für die folgende Phasen des forcierten Schadstoffabbaues auszuschalten. Die Verbindungen, die im Untergrund die höchste Abundanz (Häufigkeit und Masse) aufweisen, sind O₂, NO₃⁻, Mn(IV)- und Fe(III)-Verbindungen und SO₄²⁻. Für die Dimensionierung einer ABIS-Anwendung müssen

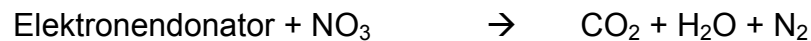
die Gehalte dieser Verbindungen in Fest- wie Flüssigphase bestimmt werden (sh. Kapitel 2.3 f). Darauf basierend kann die Menge an Wasserstoff, welche zu deren Reduktion benötigt wird berechnet werden. Höhere Mengen an Elektronenakzeptoren benötigen höhere Mengen an Elektronendonatoren und erhöhen so die Behandlungskosten.

Die häufigsten und mengenmäßig relevantesten RedOx-Reaktionen in Konkurrenz zur Reduktiven Dechlorierung sind (vereinfacht dargestellt):

Aerobe Respiration



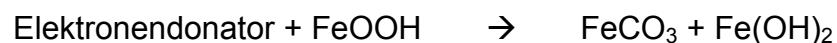
Denitrifikation



Manganreduktion



Eisenreduktion



Der (biologisch) verfügbare Anteil an Eisenoxiden ist analytisch nicht einwandfrei bestimmbar [3].

Sulfatreduktion



Methanogenese

Neben den obgenannten Verbindungen besteht eine starke Konkurrenz um Reduktionsäquivalente durch Methanogenese (u.a. Kohlendioxidreduktion). Kohlendioxid im Grundwasser kann durch die hochdosierte, initiale Wasserstoffgabe (Phase I des ABIS-Betriebes) nicht vollständig abgereichert werden und entsteht zudem im Zuge der Donatorfermentation. Methanbildung birgt zudem verfahrenstechnische Schwierigkeiten (vgl. Kapitel 4.2.3). Durch Sanierungsbetrieb bei geringerem Wasserstoffpartialdruck im Grundwasser, z.B. durch den Einsatz von geringen Donatorkonzentrationen oder von langsam fermentierenden Donatoren kann die Reduktive Dechlorierung im Vergleich zur Methanogenese forciert werden [13, 14]. Aus thermodynamischen Gründen kann die Methanogenese erst bei einem signifikant höheren Wasserstoffpartialdruck stattfinden als die Reduktive Dechlorierung. Die vollständige Vermeidung von Methanproduktion im Aquifer ist jedoch realistisch aufgrund der Verteilung und Steuerbarkeit der Wasserstoffproduktion kaum möglich. In der Praxis muss ein geringes Maß an Methanogenese wohl als notwendiges Übel akzeptiert werden.

Das Entstehen von Gasbläschen im Untergrund bei exzessiver Methanproduktion beeinflusst auch die Grundwasserströmung (vg. Kapitel 4.2.3). Eine Verringerung der Donatorzugabe oder der Einsatz von langsam Wasserstoff freisetzenden Donatoren wird in diesem Fall empfohlen.

Der **Wasserstoffbedarf** für ABIS kann bei entsprechender Datengrundlage rechnerisch angenähert (sh. Exkurs) werden. Eine **experimentelle Bestimmung** (Kapitel 2.6 und A 5) gibt jedoch **umfassenderen Aufschluss**.

Exkurs: Bestimmung des Bedarfs an Elektronendonatoren bei konkurrierenden Elektronenakzeptoren

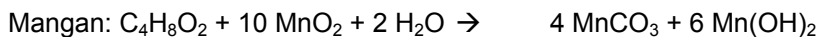
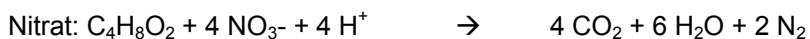
Nach Auswahl eines oder mehrerer Elektronendonatoren und der Quantifizierung der biologisch verfügbaren Elektronenakzeptoren in Fest- und Flüssigphase kann die Donatorstöchiometrie rechnerisch angenähert werden. Jeder Akzeptor, der am Standort anwesend ist, muss durch eine entsprechende Erhöhung der Donatordosierung ausgeglichen werden.

Beispiel:

Standort enthält Sauerstoff, Nitrat und Manganoxide.

Elektronendonator: Buttersäure (C₄H₈O₂).

Dies ergibt für:



Pro Mol Buttersäure können somit fünf Mol Sauerstoff zu Kohlendioxid und Wasser reduziert werden. Ähnlich gilt für Nitrat, dass pro Mol Buttersäure vier Mol Nitrat zu gasförmigem Stickstoff reduziert werden können. Die errechneten stöchiometrischen Verhältnisse repräsentieren einen idealen Fall, in dem der gesamte Pool an Elektronendonatoren dazu verwendet wird, die in der zu behandelnden Zone anwesenden Elektronenakzeptoren auf einmal zu reduzieren, und vernachlässigt den Beitrag der Kohlendioxidreduktion und anderen nicht quantifizierten Reaktionen.

In die Berechnung des aktuellen Elektronendonatorbedarfes kann ein Sicherheitsfaktor in Abhängigkeit von Abstandsgeschwindigkeit, Konzentrationen an Elektronenakzeptoren, Flurabstand, Niederschlagshäufigkeit und Genauigkeit der Standortcharakterisierung mit eingeschlossen werden. Mit diesem werden nicht erfasste Elektronensenken und der advective Transport von gelösten Elektronenakzeptoren durch den Grundwasserstrom in die Behandlungszone berücksichtigt.

A 2.2. Ungünstiges RedOx-Potential

Durch die Zehrung von Elektronenakzeptoren wie auch durch die Zugabe von Elektronendonatoren kann es zur Absenkung eines (schwach) positiven RedOx-Potentials in einen für die RD günstigen, stark reduzierenden Bereich kommen. Von der Umsetzung eines ABIS-Verfahrens in einem sauerstoffreichen, stark durchlässigen Aquifer ist, vor allem bei geringer Verweilzeit, aufgrund des hohen Mitteleinsatzes zur Absenkung des RedOx-Potentials jedoch abzuraten (sh. Kapitel 2.3). Andererseits sind dechlorierende Mikroorganismen strikte Anaerobier und in

einem *a priori* weitgehend aeroben Aquifer wahrscheinlich in einer für ein ABIS-Verfahren zu geringen Dichte vorhanden.

A 2.3. Mangel an anorganischen Nährstoffen, Vitaminen, Spurenelementen

In die Kalkulation des Bedarfes an Makronährstoffen - Stickstoff, Phosphor, Kalium - für den Abbau von organischen Substraten fließen in der Berechnung des Gesamtkohlenstoffes neben den LCKW auch die zugesetzten Elektronendonatoren sowie der Hintergrund-BSB bzw. DOC am Standort ein. Für den anaeroben Abbau günstige stöchiometrische Nährstoffverhältnisse bewegen sich im Bereich von $C_{\text{gesamt}} : N_{\text{benötigt}} : P_{\text{benötigt}} : K_{\text{benötigt}} = 300 : 5 : 1 : 1$ oder höher. Die verfügbaren Anteile an N, P und K aus Fest- und Flüssigphase können mit den aktuellen genormten Verfahren bestimmt werden. Die Zugabe der Differenz erfolgt über die Dotierung des Grundwasserstromes mit entsprechenden Formulierungen (Phosphat, Ammonium, Kaliumchlorid u. ä.). Der Bedarf an allfälligen Spurenelementen oder Vitaminen soll im Rahmen der Laborversuche bestimmt werden.

A 2.4. Ungünstiger pH-Wert

Durch die massive Zugabe von fermentierbaren organischen Substraten kann es in schwach gepufferten Grundwasserleitern zu einer Absenkung des pH-Wertes in einen für die RD ungünstigen Bereich kommen. Bei Erschöpfung der Pufferkapazität des Untergrundes kann durch die Zugabe eines entsprechenden Puffers ein für die RD günstiger Bereich (6.5 bis 7.5) eingestellt werden. Häufig verwendete Pufferformulierungen sind Phosphat- oder Carbonatpuffer.

A 2.5. Mangel an dechlorierenden Mikroorganismen

Bioaugmentation, die Zugabe von Mikroorganismen mit speziell auf die Standortbedingungen abgestimmten metabolischen Fähigkeiten, stellt eine Behandlungsvariante für Standorte, an denen dechlorierende Mikroorganismen nicht oder nicht in ausreichendem Ausmaße vorhanden sind, dar. Während einige Studien den Erfolg von solchen Maßnahmen dokumentieren, besteht Dissens über die physikalische Reichweite des Einflusses dieser Maßnahmen, da gerade *Dehalococcoides ethenogenes* (DHE) über eine relativ geringe Mobilität im Untergrund verfügt. Einige Produktformulierungen mit gefriergetrockneten dechlorierenden Mikroorganismen sind gegenwärtig am Markt verfügbar.

A 3. Verfahrenstechnische Bewertungsparameter

Die nächsten Kapitel umfassen eine Erläuterung der in den Kapiteln 2.2 und 2.3 angegebenen Standortbeurteilungsparameter.

A 3.1. Schadstoffinventar

Das Schadstoffinventar, i.e. die vorherrschenden absoluten Konzentrationen von LCKW, relative Konzentrationen der Metaboliten zu Ausgangsschadstoff/en, die dreidimensionale Verteilung der Schadstoffe sowie das Vorhandensein von etwaigen

Co-Kontaminanten an einem Standort, stellt einen Schlüsselparameter in der Entscheidungsfindung für ein ABIS-Sanierungsverfahren dar.

Dem *a priori* Vorhandensein von LCKW-Abbauprodukten an einem Standort ist im Bewertungsschema das höchste Gewicht in Bezug auf die verfahrenstechnische Umsetzbarkeit von ABIS zugewiesen (vgl. Tabelle 1/Tabelle 1). Während die Abwesenheit von LCKW-Abbauprodukten (zusammen mit aeroben Bedingungen) ein eher geringes Anwendungspotential für ABIS vermuten lässt, weist die Anwesenheit von Ethen oder Ethan auf das Ablaufen von vollständiger Dechlorierung auch unter natürlichen Bedingungen hin und bescheinigt dem Standort ein hohes ABIS-Anwendungspotential.

Die Bestimmung von eventuell vorhandenen zusätzlichen organischen und anorganischen Schadstoffen ist in der Hinsicht relevant, dass diese die ABIS-Prozesse wesentlich negativ (bestimmte Schwermetalle, z.B. Hg, Cd, Cr(VI)) oder positiv (z.B. als Elektronendonatoren in Form von MKW) beeinflussen können. In Bezug auf Metalle ist auch der Umstand zu beachten, dass im Allgemeinen deren Löslichkeit mit abnehmendem RedOx-Potential steigt. Dies betrifft die Mobilisierung gelöster Metallspezies durch Potentialabsenkung einerseits und kann auch den auch korrosiven Angriff auf alle in den Untergrund eingebrachten metallischen Installationen betreffen.

Der in diesem Leitfaden beschriebene ABIS-Ansatz zielt primär auf LCKW-Fahnen, i.e. auf die Abreicherung des im Wasser gelösten Schadstoffanteiles ab. Das Vorhandensein von LCKW in Phase, als DNAPL, wird durch LCKW-Konzentrationen im Grundwasser in der Größenordnung von größer 1% der echt wasserlöslichen Schadstoffkonzentration angezeigt. In diesem Falle ist eine Abschätzung der Ausdehnung und Masse des DNAPL-Körpers und die Einbeziehung der Ergebnisse in der langfristigen Donatorzugabestrategie (Kapitel 2.7 f) unbedingt erforderlich. In jedem Fall muss vor einer mikrobiologischen Anwendung Klarheit über das Vorhandensein von LCKW in Phase im Sinne eines DNAPL-Körpers bestehen.

Auch durch die Analyse von stabilen Schadstoffisotopen (CSIA) kann eine fundierte Einschätzung der Lokalisation und des Grades des LCKW-Abbaues an einem Standort gegeben werden.

A 3.2. Hydrogeologisches Profil

Der erfolgreiche Einsatz von ABIS wird wesentlich von der adäquaten Versorgung des aktiven Untergrundes mit den erforderlichen Wirkstoffen bestimmt. Hier sind dem Aufbau und hydraulische Durchlässigkeit des Untergrundes entscheidend. So kann zum Beispiel einem k_f -Wert von weniger als 10^{-5} m/s am mittels ABIS zu behandelnden Standort mit einer langsamen Wirkstoffverteilung und schlechten Durchmischung werden. Umgekehrt funktioniert der anaerobe Abbau mit sinkender Durchlässigkeit i.d.R. besser. Sehr gut durchlässige Standorte sind in vielen Fällen aerob und hydraulisch schwer zu beherrschen. Dem entsprechend liegt das Optimum von k_f im Bereich von $10^{-2} < k_f \leq 10^{-5}$ m/s (vgl. Tabelle 1/Tabelle 1). Geringe ($\leq 10^{-7}$ m/s) oder zu hohe hydraulische Durchlässigkeiten ($> 10^{-2}$ m/s) sind als Ausschlusskriterien zu werten.

Die Betrachtung der hydrogeologischen Gegebenheiten sollte auch Inhomogenitäten des Untergrundes beinhalten. Diese sind sedimentär-geogenen Ursprungs und werden an industriellen oder urbanen Schadensstandorten durch anthropogen verursachte Inhomogenitäten verstärkt. Inhomogenitäten unterschiedlicher

Durchlässigkeiten äußern sich z.B. in sich schneller und langsamer austauschbaren Wasservolumina. Diese Effekte können vereinfacht in einem *double-porosity*-Modell beschrieben werden. In den sich unterschiedlich schnell austauschenden Porenvolumina herrschen bei Sanierungsbetrieb unterschiedliche Schadstoffkonzentrationen und unterschiedliche Milieubedingungen. Über Grundwassermessstellen werden also im Allgemeinen ‚Mischungssignale‘ beobachtet. Kenntnisse der hydrogeologisch-hydraulischen Dynamik sollten ebenso vorhanden sein. Diese können über Zeitreihenuntersuchungen gewonnen werden.

Neben der differenzierten hydrogeologischen Standortcharakterisierung ist auch der Hydrologie (Wasserhaushalt) besondere Bedeutung beizumessen. Darunter sei hier das Management von Niederschlagswässern bzw. örtlichen Drainagen verstanden, aber auch Einflüsse von Oberflächengewässern oder Hochwassersituationen. Bei Dotierung des Grundwassers durch Oberflächenwässer kommt es zur Veränderung hydrochemischer Eigenschaften. So kann ein beispielsweise überwiegend anaerober Grundwasserbereich temporär aerobisiert werden oder es werden Substanzen aus der ungesättigten Zone eingewaschen. Der Einfluss dieser verfahrensunabhängigen Ereignisse auf ABIS-Monitoringparameter muss im Rahmen der Vorbeobachtungsphase quantifiziert werden (vgl. Kapitel 2.2).

Aus hydrogeologischer Sicht ist für ABIS-Anwendungen von Bedeutung, dass der Sanierungsbereich hydraulisch kontrollierbar ist und ein unkontrollierter Abstrom vermieden werden kann. Hierbei sollte jedoch nicht vergessen werden, dass in der Regel vor Beginn der Sanierung auch über lange Jahre ein Abstrom stattgefunden hat und sich in der Regel auch eine (lange) Abstrom-‚Fahne‘ an LCKW und Abbauprodukten ausgebildet hat. Bei der Sanierungsplanung ist mit diesem Umstand (Schadensherd/e und belasteter Abstrombereich) umzugehen.

A 3.3. (Hydro-)geochemisches Profil

Auch die geochemischen Eigenschaften des Untergrundes stellen bestimmende Parameter für die Dichte, Diversität und Lebensfähigkeit der Mikroorganismenpopulation *in situ* dar. Geochemische Parameter können im Vergleich mit Hintergrundwerten aus unkontaminierten Bereichen im Umfeld der Altlast Aufschluss über das Ablaufen von *NA*-Prozessen und Konkurrenzreaktionen zur *RD* im untersuchten kontaminierten Bereich liefern. Sulfat und Nitrat stellen unter anaeroben Bedingungen zur *RD* konkurrierende Elektronenakzeptoren dar (vgl. Kapitel A 2.1.3) und erhöhen stöchiometrisch die benötigte Menge an Elektronendonatoren. Selbiges gilt für oxidierte Mangan- und Eisenverbindungen. Da der bioverfügbare Anteil dieser Verbindungen analytisch nicht einwandfrei bestimmt werden kann, wird empfohlen [3] deren Beitrag als ‚Wasserstofffänger‘ im Rahmen von Labor- und Feldversuchen zu quantifizieren. Auch die Konzentrationen von Sauerstoff, Schwefelwasserstoff und Methan sowie das RedOx-Potential dienen zur Einschätzung der *in situ* RedOx-Verhältnisse (vgl. Kapitel A 2.1.3).

A 3.4. Mikroorganismenpopulation

Der Nachweis von *Dehalococcoides Ethenogenes* (DHE), dem einzigen bislang identifizierten Organismus mit der Fähigkeit, unter anaeroben Bedingungen *PCE* vollständig zu dechlorieren, dient gemeinhin als Indikator für die Fähigkeit der Mikroorganismenpopulation, LCKW abzubauen. Die Abwesenheit von DHE ist

jedoch kein Ausschlusskriterium für ABIS. Die generelle Abwesenheit auch von anderen dechlorierenden Mikroorganismen - *Dehalobacter*, *Desulfuromonas* u.a. - dürfte in den meisten Fällen auf den Einfluss von RD *a priori* nicht zuträglichen Umweltbedingungen (z.B. hoher Sauerstoffgehalt, geringe organische Fracht) zurückzuführen sein. Entsprechende Betrachtungen müssen im Kontext mit den entsprechenden Nachweisgrenzen angestellt werden. Die Bestimmung der Enzymaktivität für RD stellt einen weiteren analytischen Entwicklungsschritt dar.

A 4. Vorbereitung eines kleinmaßstäblichen Feldversuches

A 4.1. Auswahl des Testfeldes

Der Feldversuch findet an einem oder mehreren kleineren Bereichen der Altlast statt. Basierend auf der Standortkenntnis (Kapitel 2.2) können ein oder mehrere Testfelder ausgewählt werden, die vor dem Versuch umfassend charakterisiert werden.

Die Vorauswahlkriterien umfassen:

- Größenordnung der **LCKW-Konzentration**:
 - für Ausgangsschadstoff und Metabolite mindestens 2 Größenordnungen über Detektionslimit, um einen signifikanten Abbau analytisch erfassen zu können.
 - jedoch maximal 1% der maximalen Wasserlöslichkeit. Höhere Konzentrationen lassen das Vorhandensein von DNAPL vermuten, welche die Evaluierung der Testergebnisse aufgrund der diffusiven Nachlieferung erschwert.
- Möglichst einfache **Stratigraphie** (im Sinne eines bekannten, sedimentologisch gut verständlichen Aquiferbereiches).
- **Durchlässigkeit** größer als 10^{-5} m/s, um eine ausreichende Infiltration und Verteilung von Wirkstoffen zu ermöglichen.
- Eine ausreichende **Ausstattung mit Messstellen** muss gegeben sein, um die durch die Wirkstoffdotierung ausgelösten Effekte beurteilen zu können. Dies inkludiert auch Messstellen außerhalb des Einflussbereiches des Feldversuches im nahen Umfeld, um einen Abgleich mit witterungs- oder jahreszeitlich bedingten Schwankungen der Grundwasserparameter erzielen zu können. Mindestens zwei Infiltrationsbrunnen bzw. -gräben sowie jeweils mindestens zwei Messstellen in zwei abstromig gestaffelten Reihen sollen in den Versuch einbezogen werden. In Abbildung 2 wird ein System mit drei Infiltrations-, neun Monitoring- und zwei abstromigen Extraktionsbrunnen vorgeschlagen (modifiziert nach [3]).
- Die **Größe des Testfeldes** sollte die Beobachtung des Abbaues des Elektronendonators, der LCKW und der Effekte der Wirkstoffe über die Fließstrecke ermöglichen. In Abhängigkeit der lokalen Gegebenheiten ist ein Wert von drei bis fünf Wochen Fließzeit (t_R ; vgl auch Abbildung 2) als Testfeldlänge und eine ähnlich große Breite als Orientierungswert anzusehen.
- Das Testfeld sollte mit **Infrastruktur** (Strom für Pumpen, Möglichkeit zur Entsorgung oder Behandlung des anfallenden Abwassers) ausrüstbar sein. Das Testfeld muss physisch für u.U. schweres Bohrgerät zugänglich sein, um

die Herstellung von Meßstellen beziehungsweise den Bezug von Feststoffproben aus dem Aquifer zu ermöglichen.

- Das Testfeld sollte, soweit aus dem konzeptuellen Standortmodell ersichtlich, **repräsentativ** für den mit ABIS zu behandelnden Standort(-teil) sein.
- Hydraulisch wirksame **Inhomogenitäten** und **anthropogene Einwirkungen** (unterirdische Einbauten, Versickerungen oder dgl.) müssen bekannt sein.

A 4.2. Charakterisierung des Testfeldes

Eine Verfeinerung der Datenauflösung am Testfeld im Vergleich zur initialen Standortcharakterisierung ist in den meisten Fällen notwendig. Dies beinhaltet die Beprobung und Analyse von Grundwasser und Aquifermaterial. Zur Bestimmung der Fließdauer von Infiltrations- zu Kontrollmessstellen sowie zum Nachweis erzielbarer Stoffverteilungen empfiehlt sich die Durchführung eines Grundwassermarkierungsversuches.

Auch für den kleinmaßstäblichen Feldversuch wird eine Vorbeobachtungsphase empfohlen, um die Schwankungsbreite der Grundwasserparameter einzuschätzen und ggf. Kausalitäten festzustellen (z.B. niederschlagsbedingte, zeitlich versetzte Einwaschung und / oder Verdünnungseffekte). Der empfohlene Umfang für die Vorbeobachtung umfasst entspricht dem unter 2.2 und 2.5.2 beschriebenen.

A 4.3. Bewertung des Testfeldes

Die für das Testfeld gewonnenen Daten werden in das konzeptuelle Standortmodell inkorporiert. Etwaige Diskrepanzen zwischen dem Standort- und Testfeldmodell bedürfen in jedem Fall der Abklärung. Die für das Testfeld gesammelten Informationen werden der Bewertung für die Einsetzbarkeit von ABIS-Maßnahmen wie in Kapitel 2.3 beschrieben, unterzogen. Das Testfeld sollte eine zumindest ausreichende Eignung für ABIS-Maßnahmen aufweisen.

A 5. Planung, Dimensionierung und Betrieb von Laborversuchen in Mikrokosmen

Mikrokosmen sollen Abbilder des *in situ* Geschehens liefern, stellen jedoch aufgrund ihrer geringen Größe sehr sensible und leicht beeinflussbare biochemische Reaktionsräume dar. Es wird daher empfohlen, neben der chemischen Analytik auch für die Konzeptionierung, den Aufbau und Betrieb sowie für die Probenahme und insbesondere die Interpretation der Ergebnisse qualifizierte Dienstleister zu beauftragen. Insofern soll dieser Leitfaden grundlegende Informationen vor allem für den Auftraggeber entsprechender Versuche bieten.

A 5.1. Bodensäulen und Mikrokosmen

Unterschiedliche Betriebsweisen für Laborversuche sind möglich. Während Mikrokosmenstudien in Form von Suspensionsversuchen in relativ kurzer Zeit Aufschluss über Abbaugrad und -leistung geben können, können Verteilungsprozesse im Porenraum nur schlecht beobachtet werden. Abbaustudien mit Bodensäulen sollten deshalb mit ‚ungestörten‘ Bodenproben durchgeführt

werden. Diese werden über einen längeren Zeitraum betrieben und stellen eine integrative Annäherung an die realen Grundwasserflussbedingungen dar.

A 5.2. Betrieb von Laborversuchen

Alle für eine umfassende Bewertung der Prozesse notwendigen Analysen sollen reproduzierbar und die Probenahme unter möglichst geringer Beeinflussung des Systems durchführbar sein.

- **Sauerstoffausschluss:** Die Herstellung und Beprobung der Bioreaktoren soll in einer sauerstofffreien Umgebung, beispielsweise unter Stickstoff- oder Argonatmosphäre, stattfinden.
- **pH-Wert:** Der pH-Wert soll sich nicht außerhalb des mikrobiologisch günstigen Bereiches von 6,5 bis 7,5 befinden. Dies ist gegebenenfalls durch die Stabilisierung mittels eines Phosphat- oder Carbonatpuffers in ausreichender Menge zu erzielen. Auch die Produktion von pH-Wert senkenden Abbauprodukten aus den Elektronendonatoren soll hier ebenfalls berücksichtigt werden.
- **Anzahl der Parallelen:** Um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten, ist der Betrieb von mehreren Parallelansätzen erforderlich.
 - Davon dient eine sterilisierte Parallele zur Beobachtung von abiotischen Abbau- und Zerfallsprozessen.
 - Ein Ansatz wird als Nullvariante - ohne jegliche Zusätze - ausgeführt, um den Effekt der untersuchten Wirkstoffe gegen die Veränderung der Umgebungsbedingungen (Temperatur, Durchmischung) messen zu können.
 - Die übrigen Parallelen stellen Ansätze zur Optimierung der Zugabe von Elektronendonatoren, Nährstoffen, Mikroorganismen und ggf. weiteren Wirkstoffen und deren Kombination dar.
- **Umgebungsbedingungen:** Die Versuche sollten bei etwa 20°C betrieben werden. Die Durchmischung der Suspensionen und Durchströmung der Bodensäulen wird empfohlen, um Abbaulimitationen durch Einschränkung des Massentransfers zu umgehen.
- **Analysenumfang:** Die Versuche können in der Anfangsphase mit einem Beobachtungsintervall von etwa einer Woche betrieben werden. In weiterer Folge wird das Probenahmeintervall der beobachteten Reaktionsgeschwindigkeit angepasst. Die Analysenparameter sollen zumindest die relevanten Verfahrensparameter (Kapitel A 7) umfassen.
- **Beobachtungszeitraum:** Die Dauer der Laborversuche hängt von der biologischen Aktivität des Untergrundes und dem experimentellen Aufbau ab. Bei Anzeichen von *NA*-Prozessen *a priori*, z.B. beim Vorkommen von Di- oder Monochlormetaboliten in signifikanten Konzentrationen kann ein Betriebszeitraum von drei bis sechs Monaten veranschlagt werden, bei deren Abwesenheit muss mit einer längeren Beobachtungsdauer gerechnet werden.
- **Phasenweiser Betrieb:**
 - In der ersten Phase wird durch eine hohe Dotierung an Elektronendonatoren die Reduktion der Elektronenakzeptoren vor allem

in der Festphase erreicht und ein entsprechend niedriges RedOx-Potential eingestellt.

- In Phase II soll der für die Reduktive Dechlorierung von LCKW benötigte Elektronendonatorbedarf ermittelt werden. Unter realen Bedingungen ist eine Verwendung von etwa einem Promille der Reduktionsäquivalente im Rahmen der RD zu erwarten [11].
 - Für die beiden Phasen kann ein unterschiedlich schnell fermentierbarer Donator verwendet werden (vgl. Kapitel A 2.1.3).
- In Phase III soll über längere Zeit ein stabiles Abbauverhalten eingestellt werden.
- **Reduktionsäquivalente - Massenbilanz:** Um den Verbleib der zugesetzten Reduktionsäquivalente in den unterschiedlichen Reaktionen verfolgen und mögliche nicht identifizierte Senken bestimmen zu können, ist eine Massenbilanz der zugesetzten Reduktionsäquivalente zu erstellen.
- **Bedarf an Wirkstoffen:** Neben dem Zusatz von Elektronendonatoren sind die Abbaureaktionen auf Hemmung durch mangelnde anorganische Nährstoffe, Spurenelemente und Vitamine zu untersuchen.

A 5.3. Probenahme, Transport, Lagerung von Boden- & Grundwasserproben für Laborversuche

Bei der Planung, Entnahme, Konservierung und Manipulation von Boden und Grundwasserproben sind umfangreiche Einflüsse zu berücksichtigen. Dies gilt sowohl für Untersuchungen auf Schadstoffe (LCKW) als auch für Untersuchungen auf andere Parameter. Hierzu sei auf die umfangreiche Fachliteratur verwiesen.

Bei Probenahme, Transport und Lagerung ist auf den Ausschluss von Sauerstoffzutritt zu achten. Als probates Mittel haben sich das Einstauen von Bodenproben mit Standortgrundwasser oder das Füllen mit Stickstoff zur Vermeidung von Sauerstoffzutritt erwiesen. Boden- und Grundwasserproben sollten bei 4°C im Dunklen transportiert und gelagert werden.

Es wird empfohlen, nach der Probenahme entsprechende Analysen und Laborversuche so bald wie möglich durchzuführen (d.h. innerhalb weniger Tage), da auch bei sachgerechtem Transport und Lagerung eine Beeinflussung des Milieus und damit eine Veränderung der Population beziehungsweise deren metabolischer Eigenschaften nicht ausgeschlossen werden kann.

A 6. Durchführung eines kleinmaßstäblichen Feldversuches

A 6.1. Ausführung

In [3] werden folgende Durchmesser für das Testsystem angegeben (Angaben in Zoll Durchmesser):

- Injektionsbrunnen: ID 0,5“
- Monitoringbrunnen: ID 1“
- Extraktionsbrunnen: ID 2“ bis ID 4“

Die Filterstrecken der Monitoring- und Extraktionsbrunnen werden vertikal so angeordnet, dass der durch die Infiltrationsbrunnen mit Wirkstoffen dotierte Grundwasserstrom erfasst werden kann.

Zur Aufklärung der horizontalen und vertikalen Verteilung des dotierten Standortgrundwassers wird vor der Donatorzugabe ein Grundwassermarkierungsversuch durchgeführt. Abbildung 4 zeigt den Versatz von frisch entnommenem Standortwasser mit einem Grundwassermarkierungsstoff (Natrium-Fluorescein) und einem Elektronendonator vor der Re-Infiltration. Sauerstoffzutritt wird durch die Verdrängung der Luftphase durch Stickstoff im Container unterbunden.

Das Testgelände ist entsprechend zu sichern, um schädliche Einwirkungen an oder durch Dritte zu vermeiden. Bei der Installation und Verlegung der Infrastruktur wie der Schläuche, Leitungen, der Container für Wirkstoffe und Pumpen sowie deren Verbindungen ist auf folgende Aspekte zu achten:

- Lösemittelbeständigkeit
- Luftdichtheit
- Vermeidung von Sonneneinwirkung
- Frostsicherheit und Vermeidung der Einwirkung von hohen Temperaturen
- Möglichkeit des Austausches im Schadensfall unter Minimierung von Stehzeiten
- Schutz der Wirkstoffbehälter (physikalische, chemische und biologische Einwirkung)



Abbildung 4: Mischung von Standortwasser mit Wirk- und Markierungsstoffen (Laktose, Uranin) vor der Reinfiltration unter Luftabschluss durch N₂-Athmosphäre (Foto: Scherr, IFA-Tulln).

A 6.2. Einbringungsverfahren

Unterschiedliche Verfahren stehen zur Einbringung von Wirkstoffen in den Untergrund zur Verfügung. Das geeignetste Verfahren ist in Abhängigkeit der

Standorteigenschaften zu wählen. In Bezug auf eine ABIS-Anwendung sind die Aufschlüsse zur Entnahme oder Reinfiltration von Grundwasser so herzustellen und abzudichten, dass der zu sanierende Bereich durch diese Eingriffe nicht aerobisiert wird.

Mögliche Einbringungsverfahren sind, unter anderem:

- Rezirkulation über Brunnen- und Drainagesysteme
- Injektionslanzen und Kleinbrunnen
- Grundwasserzirkulationsbrunnen (für sehr geringe Durchlässigkeiten ungeeignet)

Detaillierte Beschreibungen sind z.B. dem US-ITRC-Leitfaden [4] und zu innovativen Verfahren der aktuellen Fachliteratur zu entnehmen.

A 7. Verfahrenstechnisch relevante Grundwasserparameter

Die Vorbereitung und Umsetzung des ABIS-Verfahrens erfordert die Aufnahme von Zeitreihen ausgewählter Grundwasserparameter.

Dies umfasst:

- Vorbeobachtungsphase / Standortcharakterisierung (Kapitel 2.2)
- Charakterisierung des Testfeldes (Kapitel 2.5.2)
- Monitoring des Feldversuches (Kapitel 2.7)
- Verfahrensmonitoring (Pilotversuch, großmaßstäbliche Umsetzung, Kapitel 3)

Mindestens folgender Analysenumfang (Konzentration) wird empfohlen:

- ‚Regelmäßig‘:
 - Vor-Ort Parameter, gemessen unter Sauerstoffabschluss im Durchfluss: LDO, pH-Wert, GW-Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, RedOx-Potential;
 - Grundwasserstand in der Meßstelle
 - Lufttemperatur
 - LCKW
 - DOC
 - Nitrat, Nitrit, Ammonium (Stickstoffparameter)
 - Orthophosphat
 - Sulfat
 - Methan, Ethan, Ethen, Wasserstoff, Schwefelwasserstoff
 - Fe(II), falls möglich komplexiertes Fe(III)
 - Chlorid
 - Alkalinität (als Bicarbonat)
 - Nach Vorhandensein organische und anorganische Co-Kontaminanten

- ‚Regelmäßig zusätzlich im Zuge der ABIS-Anwendung‘
 - Tracer (GW-Markierungsmittel im Anwendungsfall)
 - Konzentration an eingesetztem Wirkstoff & dessen Abbauprodukt(en) (z.B. Essigsäure für Donatoren)

- ‚Nach Bedarf‘ (z.B. vor / nach Feldanwendung)
 - Schadstoffisotopie (CSIA)
 - Dechlorierende Mikroorganismen

Die zeitlichen Intervalle sind den entsprechenden Kapiteln zu entnehmen bzw. individuell anzupassen.

A 8. Rechtliche Grundlagen für die Anwendung von ABIS

A 8.1. Übersicht

Bei der (anaeroben) biologischen *in situ* Sanierung von LCKW können für unterschiedliche Tätigkeiten und Anwendungen unterschiedliche gesetzliche Regelungen, Normen u.ä. zu berücksichtigen sein. Neben den nachfolgend Angeführten sei auf das ArbeitnehmerInnenschutzgesetz (AschG, Stichworte u.a. Brandschutz und Explosionsschutz) verwiesen und beim Einsatz von chemischen Stoffen auch auf Details aus dem Chemikaliengesetz. Die entsprechenden einschlägigen ÖNORMen, insbesondere ÖNORMen S 2085 bis S 2093 stellen ebenso einen integralen Bestandteil der Altlastenmaterie dar und sollen hier nicht im Einzelnen beschrieben werden.

- Wasserrechtsgesetz (WRG)
- Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser – QZV Chemie GW
- Trinkwasserverordnung (TWV)
- Allgemeine Abwasseremissionsverordnung
- Altlastensanierungsgesetz (ALSAG)
- Gewerbeordnung
- Abfallwirtschaftsgesetz
- Umweltförderungsgesetz
- Sicherheitspolizeigesetz sowie
- Regelungen der Europäischen Union.

A 8.2. Orientierungs- und Zielwerte für Erkundung und Sanierung

Orientierungswerte für den Untersuchungs- und Sanierungsbedarf werden abhängig vom Schutzgut nach der Trinkwasserverordnung (TWV) oder im Fall einer Altlastensanierung z.B. nach der ÖNORM S 2088-1 Altlasten - Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser herangezogen. Im Rahmen des Genehmigungsverfahrens für eine Untergrundsanierung werden Sanierungsziel(e) für Grundwasserbelastungen festgelegt. Die Ziele bzw. Zielwerte orientieren sich an der wasserwirtschaftlichen Bedeutung des Grundwasservorkommens, wobei derzeit in der Regel ein hoher Anspruch bis hin zur Erreichung von Trinkwassergrenzwerten gestellt wird. Im Laufe der Sanierung und damit verbundener Optimierungsmaßnahmen wird über die Zielerreichung (sh. Kapitel 2.1) befunden, wobei bei Altlastensanierungen Sachverständige der Landesregierung und Sachverständige des Umweltbundesamtes involviert sind.

Bei der Einbringung von Stoffen zur biologischen *in situ* Sanierung von LCKW kann es zur Überschreitung von Grenzwerten nach der TWV kommen. Da in Österreich ein hoher Anspruch an den Schutz des Grundwassers gestellt wird, sind detaillierte Planungen in Bezug auf einen Antrag auf Genehmigung von Sanierungsanwendungen vorzulegen. Des Weiteren sind bei der Planung von biologischen *in situ* Sanierungen Stoffe zu berücksichtigen, welche sich durch den Abbau von Schadstoffen aus diesen (zum Beispiel VC) oder im Untergrund durch die Änderung des RedOx-Milieus bilden (vgl. Kapitel 4.2). Die durch das ABIS-Verfahren zu antizipierende Veränderung des Untergrundes ist im Zuge der Einreichplanung zu berücksichtigen. Aus Sicht des Wasserrechts ist darzustellen, ob es sich um eine mehr als geringfügige Veränderung handelt bzw. ob durch die Anwendung eine nachhaltige Verschlechterung des Grundwasserzustandes ausgeschlossen werden kann.

In den folgenden Kapiteln werden Orientierungs- und Zielwerte für Erkundung und Sanierung diskutiert. Da für einzelne Punkte keine klare gesetzliche Regelung besteht, handelt sich nicht um juristisch abgesicherte Aussagen, sondern um die Wiedergabe von Erfahrungen der VerfasserInnen.

Zur Bearbeitung von Altlasten und GW-Kontaminationen gelangen unterschiedliche Beurteilungsgrundlagen zur Anwendung. In Tabelle 2 sind Richt- und Grenzwerte für LHKW aus unterschiedlichen Verordnungen und technischen Richtlinien zusammengestellt. Hierzu wird angemerkt, dass an kontaminierten Standorten auch andere Parameter als LCKW im Grundwasser zu berücksichtigen sind.

A 8.2.1. Orientierungswerte für Grundwassersanierungsbedarf

Zur Erkundung und Beurteilung von Grundwasserbelastungen mit LCKW sind Orientierungswerte zur Beurteilung des Sanierungsbedarfes erforderlich. Schutzmaßnahmen oder eine Grundwassersanierung sind in wasserwirtschaftlich relevanten Gebieten (Schutz- und Schongebiet) und in der Nähe von Trinkwassergewinnungsanlagen ab einer Konzentration von 10-30 µg/l (Summe LHKW) erforderlich. In allen anderen Fällen ist der Bedarf einer

Grundwassersanierung in Abwägung des Gefährdungspotentials durch die Wasserrechtsbehörde festzulegen. Die Vorbelastung an LHKW bzw. LCKW grundwasserstromaufwärts ist in Bezug auf einen kontaminierten Standort ebenfalls zu prüfen und in die Beurteilung einzubeziehen in Form einer Diskussion von Differenzschwellenwerten.

A 8.2.2. Sanierungsziel(e) für Grundwasserbelastungen mit LCKW

Bei der Vorgabe von Sanierungsziel(en) für Grundwassersanierungen werden neben Zielwerten für LCKW-Konzentrationen im Grundwasser zunehmend Frachtbetrachtungen zur Beurteilung des Sanierungserfolges und der Machbarkeit mit herangezogen. Das Ziel für die Sanierung einer Grundwasserkontamination ist von der Behörde in Abhängigkeit von der wasserwirtschaftlichen Bedeutung und Nutzung des betroffenen Grundwasservorkommens festzulegen. Das Sanierungsziel wäre in Wasserschutz- und Wasserschongebieten sowie wasserwirtschaftlich empfindlichen Bereichen mit etwa Summe LHKW 10 bis 30 µg/l festzulegen, wobei die unterschiedlichen Konzentrationen der einzelnen LHKW zu berücksichtigen sind. In allen anderen Gebieten ist das Sanierungsziel von der Wasserrechtsbehörde unter Abwägung des Gefährdungspotentials und der Gesamtsituation festzulegen.

Im Laufe einer über längere Zeit betriebenen Grundwassersanierung werden in zunehmendem Maße neben reinen Betrachtungen der LCKW-Konzentrationen auch die Frachten der Schadstoffe betrachtet und in die abschließende Entscheidung der Feststellung einer Sanierungszielerreichung einbezogen. Für Frachtbetrachtungen sollte nicht nur das aus einer Messstelle oder einem Brunnen entnommene Wasser zu Grunde gelegt werden, sondern es sind Abstromfrachten zu ermitteln, welche über mehrere Stellen der Querschnittsfläche des kontaminierten Grundwasserabstromes von einem Schadensstandort gewonnen werden.

Tabelle 2: Übersicht mit Richt- und Grenzwerten für LHKW

Inhaltsstoff	Wert	Einheit	Bemerkung
Trinkwasserverordnung 2001, Änderung der TWV 2006			
Tetrachlorethen und Trichlorethen (PCE, TCE)	10	µg/l	Grenzwert
Trihalomethane ¹⁶	30	µg/l	Grenzwert
Vinylchlorid (VC)	0,1	µg/l	Grenzwert
Qualitätszielverordnung Chemie Grundwasser			
Tetra- und Trichlorethen (PCE, TCE)	9 7,5	µg/l µg/l	Schwellenwert Ausgangspunkt Trendumkehr
Trihalomethane ¹⁷	27 22,5	µg/l µg/l	Schwellenwert Ausgangspunkt Trendumkehr
1,2-Dichlorethan (1,2-DCA)	2,7 2,25	µg/l µg/l	Schwellenwert Ausgangspunkt Trendumkehr
Chlorid (Cl ⁻)	180 150	µg/l µg/l	Schwellenwert Ausgangspunkt Trendumkehr
ÖNORM S 2088-1 Altlasten - Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser			
Tetra- und Trichlorethen (PCE, TCE)	6 10	µg/l µg/l	Prüfwert Maßnahmschwellenwert
Σ LHKW (Summe C ₁ - und C ₂ -LHKW)	18 30	µg/l µg/l	Prüfwert Maßnahmschwellenwert
Vinylchlorid (VC)	0,3 0,5	µg/l µg/l	Prüfwert Maßnahmschwellenwert
Chlorid (Cl ⁻)	50	mg/l	Prüfwert
Abwasseremissionsverordnung 2001, Änderung der TWV 2006			
Summe ausblasbare organisch geb. Halogene (POX), berechnet als Cl	0,1	mg/l	Kanaleinleitung und Oberflächengewässer

¹⁶ Chloroform (Trichlormethan), Tribrommethan (Bromoform), Bromdichlormethan und Dibromchlormethan,

¹⁷ Chloroform (Trichlormethan), Tribrommethan (Bromoform), Bromdichlormethan und Dibromchlormethan,

A 8.2.3. Reinigungsanforderungen

Zur Wiederversickerung von behandeltem Wasser in den Untergrund (Grundwasserleiter) oder zur Ableitung in einen Vorfluter sind Reinigungsanforderungen in Form von Grenzwerten für einzelne LCKW-Konzentrationen zu berücksichtigen. Falls eine mikrobiologische *in situ* Anwendung in Verbindung mit einer Entnahme kontaminierten Grundwassers betrieben wird, so sind Reinigungsanforderungen im Zuge der Planung und Ausführung zu berücksichtigen.

Die Reinigungsanforderungen bei hydraulischen Sanierungsmaßnahmen richten sich nach der Art der Entsorgung des gereinigten Grundwassers: Bei Wiederversickerung in den Untergrund (Grundwasserleiter) sind meist die Grenzwerte nach der Trinkwasserverordnung einzuhalten. Bei Einleitung in ein Oberflächengewässer und/oder in einen Kanal darf der Gehalt an LCKW, ermittelt als ausblasbare organisch gebundene Halogene (POX), berechnet als ionisches Chlorid im gereinigten Abwasser gemäß "Allgemeiner Abwasseremissionsverordnung" (BGBl. 186/1996) 0,1 mg/l (entspricht 100 µg/l) nicht überschreiten. Liegen die CKW-Konzentrationen über diesem Grenzwert, so wird eine Behandlung des Abwassers vor dessen Ableitung unumgänglich.

Für mikrobiologische Anwendungen erfolgt die Grundwasserdekontamination *in situ*, also im Grundwasserleiter selbst. Daraus ergeben sich durch die geschilderten Umstände Anwendungsprobleme, wenn kontaminiertes Wasser entnommen und (ohne Reinigung) mit Hilfsstoffen versetzt wieder infiltriert werden soll. Falls aus wasserrechtlichen Gründen eine Wiederversickerung ohne vorhergehende Reinigung nicht genehmigbar sein, können zwei Lösungswege verfolgt werden:

- Lösungsweg 1: Neben der Anlage zur mikrobiologischen Sanierung ist eine zusätzliche Wasserreinigungsanlage zu betreiben. Dies entspricht im Wesentlichen einer zusätzlichen konventionellen Grundwassersanierung, eventuell mit etwas geringerer Förderrate. Eine Wasserreinigungsanlage kann auch erforderlich sein, wenn die biologische Sanierung (nur) im hydraulischen Schutz einer Abstromsicherung erfolgen sollte.
- Lösungsweg 2: Die mikrobiologische Sanierung wird nicht mit Standortwasser betrieben, sondern die Nährstoffe werden in unkontaminiertem (Leitungs-)wasser vorgelöst in den kontaminierten Aquifer eingebracht.

Falls aus Gründen wasserrechtlicher Reinigungsanforderungen im Fall einer Wiederversickerung eine Wasserreinigung unumgänglich ist, so wären zusätzlich zu den Aufwänden für die biologische Sanierung immer auch die Aufwände einer zusätzlichen Wasserreinigungsanlage zu berücksichtigen. Bei derartigen Überlegungen sind alle rechtlichen und technischen Aspekte abzuwägen und es ist zwischen Herdsanierung oder Sanierung einer Abstromfahne zu unterscheiden. Jedenfalls soll durch diese Diskussion klargestellt werden, dass mit der Entscheidung über Reinigungsanforderungen auch der Bedarf zur Anwendung eines oder zweier Sanierungsverfahren entschieden wird.

A 8.3. Genehmigbarkeit und behördliche Akzeptanz von ABIS-Maßnahmen

Die Einbringung von Stoffen ins Grundwasser, auch unter dem Aspekt der Grundwassersanierung, ist grundsätzlich nur nach Einholung einer Genehmigung nach dem WRG zulässig. Eine ABIS-Anwendung im Feld unterliegt demnach gewöhnlich einer Genehmigung durch die zuständigen Behörden. Üblicherweise ist die Wasserrechtsbehörde der Bezirkshauptmannschaft zuständig. Dies beinhaltet auch die Genehmigung zum Einbringen von Stoffen in das Grundwasser.

Für eine zu genehmigende Grundwassersanierung auf einem als Altlast ausgewiesenen Standort besteht in der Regel ein Übergang der Zuständigkeit auf den Landeshauptmann. In einem Genehmigungsverfahren für ein Altlastensanierungsvorhaben werden neben dem ALSAG auch Fragen aus dem Abfallrecht und dem Wasserrecht geprüft und abgewickelt. Auch die Sanierungsanlagen betreffende Regelungen und sicherheitstechnische Vorschriften (AschG, Lärmschutz usw.) werden in der Regel in einem solchen Verfahren berücksichtigt.

Sollte eine Stoffeinbringung in das Grundwasser auf einer Altlast während oder nach einer (anderen), bereits zuvor genehmigten Sanierungsanwendung erfolgen, kann die wasserrechtliche Zuständigkeit nach aktueller Erfahrung wieder von der Bezirkshauptmannschaft wahrgenommen werden. Es ist davon auszugehen, dass eine nachträgliche oder zusätzliche ABIS-Anwendung auch im Rahmen des Altlastensanierungsvorhabens rechtlich vom Landeshauptmann behandelt wird, was wohl einer zusätzlichen Genehmigung per Bescheid bedarf.

Referenzen

1. Bäk, R., et al., *Technische Grundlagen für die Methoden der Erkundung, Bewertung und Sanierung von mit leichtflüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffen belasteten Böden* (1995). Hrg.: Umweltbundesamt, Wien. *In Überarbeitung*.
2. Grandel, S. und A. Dahmke (Hrg.) *Leitfaden Natürliche Schadstoffminderung bei LCKW-kontaminierten Standorten. Methoden, Empfehlungen und Hinweise zur Untersuchung und Beurteilung, KORA-Themenverbund 3: Chemische Industrie, Metallverarbeitung*. 1998. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
<http://www.natural-attenuation.de/>
3. Morse, J.J., et al., *A Treatability Test for Evaluating the Potential Applicability of the Reductive Anaerobic Biological In Situ Treatment Technology (RABITT) to Remediate Chloroethenes*. 1998. Hrg.: Environmental Security Technology Certification Program, DoD. Battelle Memorial Institute, Columbus, OH.
4. *Technical and Regulatory Requirements for Enhanced In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents in Groundwater*. 1998. Hrg.: Interstate Technology and Regulatory Cooperation. www.itrcweb.org/Documents/ISB-6.pdf
5. *A Systematic Approach to In Situ Bioremediation in Groundwater*. 2002. Interstate Technology and Regulatory Cooperation.
www.itrcweb.org/Documents/ISB-8.pdf
6. *Enhanced Attenuation: Chlorinated Organics*. 2008. Interstate Technology and Regulatory Cooperation. www.itrcweb.org/Documents/EACO-1.pdf
7. *Bioassay of tetrachloroethylene for possible carcinogenicity*. 1977. Hrg: US Department of Health, Education, and Welfare / Public Health Service. National Institutes of Health & National Cancer Institute.
8. Granzin, S. und M. Valtl, *Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas*. 2010. Umweltbundesamt, Wien.
9. Umweltbundesamt. *Informationen zu Altlasten*. [cited 2010 March 12th]; Available from:
<http://www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/altlasten/altlasteninfo/>.
10. Scherr, K. und M. Nahold, *InnoSan: Innovative Biologische Sanierung von LCKW-belastetem Grundwasser. Endbericht 2006 – 2009*. 2009. Universität für Bodenkultur Wien, Department IFA-Tulln.
11. Scherr, K.E., et al., *Sequential application of electron donors and humic acids for the anaerobic bioremediation of chlorinated aliphatic hydrocarbons*. *New Biotechnology*, 2011. In press.

12. Aulenta, F., M. Majone, and V. Tandoi, *Enhanced anaerobic bioremediation of chlorinated solvents: Environmental factors influencing microbial activity and their relevance under field conditions*. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2006. **81**(9): p. 1463-1474.
13. Löffler, F.E., J.M. Tiedje, and R.A. Sanford, *Fraction of electrons consumed in electron acceptor reduction and hydrogen thresholds as indicators of halorespiratory physiology*. Applied and Environmental Microbiology, 1999. **65**(9): p. 4049-4056.
14. Lovley, D.R. and S. Goodwin, *Hydrogen concentrations as an indicator of the predominant terminal electron-accepting reactions in aquatic sediments*. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1988. **52**(12): p. 2993-3003.