

**INTERLAND**

**Technischer Leitfaden**



österreichischer verein  
für alllastenmanagement

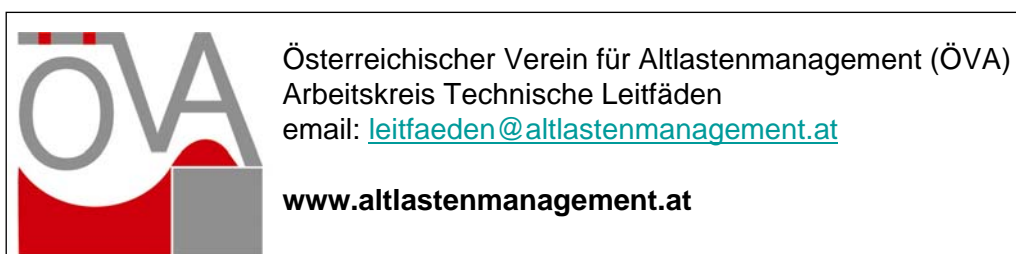
**Hinweis:**

Dieser Leitfaden wurde im Rahmen des INTERLAND-Projektes erstellt, das aus Mitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft unter Förderungsmanagement der Kommunalkredit Public Consulting GmbH finanziert wurde. An der Erstellung dieses Leitfadens haben zahlreiche Mitglieder des ÖVA mitgewirkt. Die INTERLAND-Leitfäden wurden keinem öffentlichen Stellungnahmeverfahren, wie es für 'Technische Leitfäden' des ÖVA vorgesehen ist, unterzogen.

**Haftungsausschluss:**

Dieser Leitfaden ist eine wichtige, jedoch nicht die einzige Erkenntnisquelle für eine fachgerechte Lösung einschlägiger praktischer Themenstellungen. Durch die Anwendung dieses Leitfadens entzieht sich daher auch niemand seiner Verantwortung für eigenes Handeln und/oder für die richtige Anwendung im konkreten Fall.

Trotz sorgfältiger, technisch-wissenschaftlicher Bearbeitung erfolgen alle Angaben in diesem Leitfaden ohne Gewähr. Eine Haftung der Urheber/Autoren insbesondere für Richtigkeit, Vollständigkeit und Aktualität der Inhalte dieses Leitfadens ist ebenso ausgeschlossen wie eine Haftung des Österreichischen Vereins für Altlastenmanagement.



Technischer Leitfaden

**Biologische Sanierung der gesättigten  
Bodenzone – Bio Sparging**

erstellt im Forschungsprojekt  
INTERLAND

März 2006

Technischer Leitfaden

# Biologische Sanierung der gesättigten Bodenzone – Bio Sparging

Autoren: Robert Philipp<sup>1</sup>, Andreas P. Loibner<sup>2</sup>, Katharina Aichberger<sup>1</sup>



**TERRA**  
s[oil] – water – waste

<sup>1</sup>TERRA Umwelttechnik GmbH, 1230 Wien, Österreich



<sup>2</sup>BOKU Wien, Department IFA-Tulln, Institut für Umweltbiotechnologie,  
3430-Tulln, Österreich

Gefördert aus Mitteln des  
Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft  
Förderungsmanagement by Kommunalkredit Public Consulting GmbH



lebensministerium.at



## Vorwort

Der hier vorliegende Leitfaden wurde neben weiteren Leitfäden im Zuge des Projektes INTERLAND (INnovative TEchnologies for Remediation of LANDfills and Contaminated Soils; <http://interland.arcs.ac.at>) erstellt. Ziel dieses Projektes war es, in situ Methoden für die Sanierung von Altlasten und kontaminierten Standorten weiterzuentwickeln und die wissenschaftlichen Grundlagen zu erarbeiten, die eine fundierte Anwendung der Methoden in der Praxis ermöglichen. Die nach derzeitigem Kenntnisstand mögliche praktische Anwendung der Ergebnisse des Forschungsprojektes wird in den vorliegenden Leitfäden dargestellt. Damit soll ein Beitrag zur Etablierung der Methoden als „Stand der Technik“ geleistet werden. Die Leitfäden richten sich daher vor allem als Entscheidungshilfe an Amtssachverständige und Planer, ob eine bestimmte Methode für einen aktuellen Sanierungsfall prinzipiell geeignet ist und inwieweit sie dem Stand der Technik entspricht. Diese Information wird vor allem in den Kapiteln „Einsatzbereiche und Einsatzrandbedingungen (ERB)“ sowie „Vorversuche“ gegeben. Darüber hinaus gibt der Leitfaden Informationen zu den Qualitätsanforderungen an die jeweilige Methode in den Kapiteln „Qualitätssicherung des Verfahrens“ und „Monitoring“. Schlussendlich werden als Entscheidungshilfe Informationen zur „Erreichbaren Restkontamination“, zu den „Kosten“ und zu „Nutzung/Nachnutzung“ gegeben.

Der Inhalt gibt ausschließlich die fachliche Meinung der Autoren wieder. Eine allgemeine technische oder rechtliche Gültigkeit oder ein diesbezüglicher Meinungsstand des Förderungsgebers kann daraus nicht abgeleitet werden.

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>IN SITU VERFAHREN ZUR SANIERUNG UND SICHERUNG VON MINERALÖLKONTAMINATIONEN .....</b>	<b>6</b>
1.1	Wirkungsweise von <i>in situ</i> Verfahren und Bio Sparging .....	6
1.2	Schadensbild .....	7
1.3	Sanierungs- und Sicherungsziele .....	8
<b>2</b>	<b>EINSATZBEREICHE UND EINSATZRANDBEDINGUNGEN (ERB).....</b>	<b>8</b>
2.1	Kontaminationsprofil.....	9
2.1.1	<i>Art der Kontamination</i> .....	10
2.1.2	<i>Entfernung der Schadstoffphase</i> .....	10
2.1.3	<i>Schadstoffverfügbarkeit</i> .....	10
2.2	Bodenphysikalische ERB .....	11
2.2.1	<i>Durchlässigkeit</i> .....	11
2.2.2	<i>Mächtigkeit der gesättigten Zone</i> .....	11
2.2.3	<i>Temperatur</i> .....	11
2.3	Bodenchemische ERB .....	12
2.3.1	<i>Boden pH</i> .....	12
2.3.2	<i>Nährstoffe</i> .....	12
2.3.3	<i>Begleitkontaminationen</i> .....	12
2.4	ERB aus Vorversuch .....	13
2.5	Andere ERB .....	13
<b>3</b>	<b>GESETZLICHE - TECHNISCHE - WISSENSCHAFTLICHE GRUNDLAGEN.....</b>	<b>15</b>
3.1	Bestehende Normen .....	15
3.2	Stand der Technik .....	16
<b>4</b>	<b>BESTANDSAUFNAHME DES SCHADENSFALLS.....</b>	<b>16</b>
4.1	Allgemeine Standortparameter des Schadenfalls.....	16
4.2	Schadensbild.....	16
<b>5</b>	<b>VORVERSUCHE.....</b>	<b>16</b>
5.1	Ziele der Vorversuche .....	16
5.2	Stufe 1: Abbauversuche im Labor.....	17
	<i>Versuchsbeschreibung</i> .....	17
5.2.1	<i>Versuchsparameter</i> .....	17
5.2.2	<i>Sanierungs- und Sicherungsmittel</i> .....	18
5.2.3	<i>Qualitätssicherung</i> .....	18
5.2.4	<i>Auswertung und Interpretation</i> .....	18
5.2.5	<i>Versuchsdauer</i> .....	19
5.2.6	<i>Kosten</i> .....	19
5.2.7	<i>Abschätzung der Cloggingneigung des Systems</i> .....	19
5.3	Stufe 2: Feldversuch1: Respirationsversuch .....	20
5.3.1	<i>Versuchsbeschreibung</i> .....	21
5.3.2	<i>Versuchsparameter</i> .....	22

5.3.3	<i>Sanierungs- und Sicherungsmittel</i>	22
5.3.4	<i>Qualitätssicherung</i>	22
5.3.5	<i>Auswertung und Interpretation</i>	22
5.3.6	<i>Versuchsdauer</i>	23
5.3.7	<i>Kosten</i>	23
5.4	Stufe 2: Feldversuch 2: Cloggingversuch .....	23
5.4.1	<i>Versuchsbeschreibung</i>	23
5.4.2	<i>Versuchsparameter</i>	24
5.4.3	<i>Sanierungs- und Sicherungsmittel</i>	24
5.4.4	<i>Qualitätssicherung</i>	24
5.4.5	<i>Auswertung und Interpretation</i>	24
5.4.6	<i>Versuchsdauer</i>	25
5.4.7	<i>Kosten</i>	25
<b>6</b>	<b>VERFAHRENSBESCHREIBUNG.....</b>	<b>25</b>
6.1	Aktives Sanierungsverfahren .....	25
6.2	Technische Einrichtungen.....	29
6.3	Qualitätssicherung des Verfahrens .....	29
6.4	Monitoring.....	30
6.4.1	<i>Dokumentation des Sanierungsverlaufes</i>	31
6.4.2	<i>Dokumentation des Sanierungserfolges</i>	31
6.5	Entsorgung von Sanierungsmitteln .....	31
6.6	Sanierungsdauer .....	31
6.7	Erreichbare Restkontamination.....	31
6.8	Kosten (Investitionen, Betriebsmittel).....	32
6.9	Kombinationsmöglichkeiten .....	32
<b>7</b>	<b>NUTZUNG / NACHNUTZUNG .....</b>	<b>33</b>
7.1	Nutzungspotentiale während der Sanierung / Sicherung.....	33
7.2	Nutzungspotentiale nach der Sanierung / Sicherung.....	33
7.3	Nutzungseinschränkungen nach der Sanierung / Sicherung.....	33
<b>8</b>	<b>ABKÜRZUNGEN .....</b>	<b>34</b>
<b>9</b>	<b>LITERATUR .....</b>	<b>35</b>
<b>10</b>	<b>ANHANG 1: FORMBLATT BESTANDSAUFNAHME.....</b>	<b>36</b>

## 1 **IN SITU VERFAHREN ZUR SANIERUNG UND SICHERUNG VON MINERALÖLKONTAMINATIONEN**

### 1.1 **Wirkungsweise von *in situ* Verfahren und Bio Sparging**

*In situ* Verfahren stellen eine nachhaltige und kostengünstige Alternative für die Sanierung mineralölkontaminierter Standorte dar. Im Gegensatz zur *ex situ* Sanierung bleibt bei den *in situ* Sanierungen der kontaminierte Boden in unausgehobenem Zustand bzw. wird das Grundwasser im verunreinigten Bereich gereinigt. Es können *in situ* Verfahren nach zwei unterschiedlichen Grundprinzipien betrieben werden:

Austrag und Abbau.

Beim **Austrag** wird der kontaminierte Boden über die Medien Bodenluft und/oder Grundwasser entfrachtet, wobei diese Medien aus dem Schadensbereich transportiert werden. Mit diesen Medien wird Schadstoff abtransportiert, welcher über die Geländeoberfläche aus diesen Medien entfernt wird (z.B. pump and treat Maßnahmen oder Bodenluftsanierung).

Beim **Abbau** wird der Schadstoff (Kohlenwasserstoff) direkt am Ort der Kontamination ab- oder umgebaut.

Beim **biologischen Schadstoffabbau** werden durch mikrobielle Vorgänge organische Substanzen in die Endprodukte Kohlendioxid und Wasser umgewandelt. Für diese Reaktion wird ein Elektronenakzeptor (z.B. Sauerstoff, Nitrat, Sulfat) benötigt, wobei die meisten Kohlenwasserstoffe am effektivsten im Beisein von Sauerstoff abgebaut werden können. Sauerstoffmangel im Untergrund ist der häufigste Grund für langsamen oder unvollständigen Schadstoffabbau im Boden. Biologische *in situ* Sanierungsverfahren sind darauf ausgerichtet, den Untergrund möglichst vollständig mit Sauerstoff zu versorgen. Ihre Anwendbarkeit ist daher mit der Durchlässigkeit des Bodens limitiert. Die Abbauleistung der Mikroorganismen hängt darüber hinaus von den vorherrschenden Bedingungen im Untergrund (pH, Temperatur, etc.) ab.

**Bio Sparging** (oder Air Sparging oder *In Situ* Stripping) ist ein Verfahren, welches das erfolgreiche Verfahren des Bioventing (beschränkt auf ungesättigte Bodenzone) auf die gesättigte Bodenzone ausdehnen sollte.

Es wird hierbei Luft nicht in den ungesättigten Bodenkörper eingeblasen, sondern es wird aus Brunnen unterhalb des Grundwasserspiegels und unterhalb der Unterkante der Kontamination, Luft in den Untergrund eingepresst. Diese steigt auf und belüftet so die gesättigte wie die ungesättigte Bodenzone. In der ungesättigten Zone kann diese Luft wieder gesammelt werden. Bei diesem Verfahren wird oft auf den hierbei auftretenden Strippeffekt fokussiert, um Schadstoffe auszutragen (daher auch der Name *in situ* stripping). Das in diesem Leitfaden beschriebene Verfahren betrachtet das Verfahren Bio Sparging, bei dem Sauerstoff in die gesättigte Zone eingebracht wird. Der Sauerstoff wird in der Phase der in der gesättigten Zone aufsteigenden Gasblasen in das Grundwasser abgegeben und verteilt. Durch diese Einbringung von Sauerstoff in den Untergrund wird der Abbau von Schadstoffe (z.B. Diesel, Benzin) durch im Boden vorhandene Mikroorganismen gestartet bzw. beschleunigt. Hierfür wird in der Literatur der Name Bio Sparging als Abgrenzung gegenüber dem technisch sehr ähnlichem Verfahren Air Sparging verwendet. Unter Air Sparging wird allgemein üblich derselbe Vorgang verstanden, jedoch fokussiert das Verfahren nicht auf den Austritt von Sauerstoff aus der Gasblase in den Untergrund, sondern auf den Eintritt von strippbarem Schadstoff (zB. CKWs) in die Gasblase zum Austrag von Schadstoffen. In diesem Leitfaden wird daher der Name Bio Sparging verwendet. Näheres zur Verfahrensbeschreibung Bio Sparging siehe Kap.6. Näheres zu Bio Sparging siehe [Lit. 5]

Mit diesem Verfahren bestehen unabhängig von der amerikanischen Literatur bereits zahlreiche Erfahrungen in Europa. Die weite Verbreitung des Verfahrens fehlt aber noch. Oberhalb des Grundwasserspiegels ist dieses Verfahren als Bioventing zu qualifizieren und es gilt hierfür der Leitfaden Bioventing.

Trotzdem bei Bio Sparging immer auf den Effekt des biologischen Abbaus in der gesättigten Zone abgestellt wird, muss jedenfalls eine Gassammlung mittels Bodenluftabsaugung ( $Q_{BLA} > Q_{BS}$ ) in der ungesättigten Zone vorgesehen werden, da andernfalls ein Verdriften von kontaminierter Luft wahrscheinlich ist.

In diesem Leitfaden wird Bio Sparging ausschließlich unter dem Aspekt der Sauerstoffeinbringung in der gesättigten Zone betrachtet, beschrieben und beurteilt. Im Weiteren wird auf diesen Umstand aber nicht gesondert verwiesen, sondern „Bio Sparging“ meint das oben beschriebene Verfahren unter den beschriebenen Gesichtspunkten.

## 1.2 Schadensbild

Prinzipiell sind mit dem Verfahren Bio Sparging alle biologisch abbaubaren Kontaminanten in der gesättigten Zone abbaubar. Die größte Gruppe hierunter - und somit die mit den meisten und am besten untersuchten Schadensfällen - sind die Schadstoffe, welche unter „Mineralölkohlenwasserstoffen“ zusammengefasst werden können. Unter „Mineralölkohlenwasserstoffen“ versteht man Rohöl, sowie die unter Normalbedingungen flüssigen Verarbeitungsprodukte der Rohöle wie Ottokraftstoffe, Mitteldestillate (leichtes Heizöl, Dieselmotorenkraftstoff), schweres Heizöl sowie Produkte weiterer Verarbeitung und Altöle. Es handelt sich dabei um komplexe Stoffgemische, die sich in ihren Eigenschaften grundlegend voneinander unterscheiden. Benzin als leicht flüchtige Fraktion des Mineralöls beinhaltet einen relativ hohen Anteil an Monoaromaten. Bei Diesel handelt es sich um ein Mitteldestillat mit einem Siedebereich bis 350°C. Rohöl beinhaltet das gesamte Spektrum an Kohlenwasserstoffen. Je nach Art der Kontamination ist mit unterschiedlichem Verhalten der Substanzen im Boden zu rechnen und demzufolge sind unterschiedliche Sanierungsstrategien anzuwenden.

Den Mineralölkohlenwasserstoffen ist gemeinsam, dass es sich um mit Wasser nicht oder nur schlecht mischbare Flüssigkeiten handelt, die zum Teil wesentlich leichter als Wasser sind. Daher erfolgt die Ausbreitung des Mineralöls als Phase im Untergrund vor allem im Bereich der Grenze zwischen wasserungesättigter und -gesättigter Zone [Lit. 4]. Entsprechend der Löslichkeit der Einzelsubstanzen bilden sich im Grundwasser Schadstofffahnen unterschiedlicher Länge aus. Adsorption und Desorption von Ölbestandteilen an die Bodenmatrix (vor allem an die organischen Substanz) geschieht in Abhängigkeit der Hydrophobizität bzw. der Löslichkeit der Substanz (Oktanol/Wasser Verteilungskoeffizient). Leicht siedende Mineralölprodukte, wie z.B. Ottokraftstoffe, verdampfen relativ rasch und breiten sich in der Gasphase vorwiegend in den tieferen Bereichen der ungesättigten Zone aus. In Abbildung 1 ist ein typischer Schadensfall mit Mineralöl mit einem Schnitt durch das sich ausbildende dreidimensionale Schadensbild schematisch dargestellt.

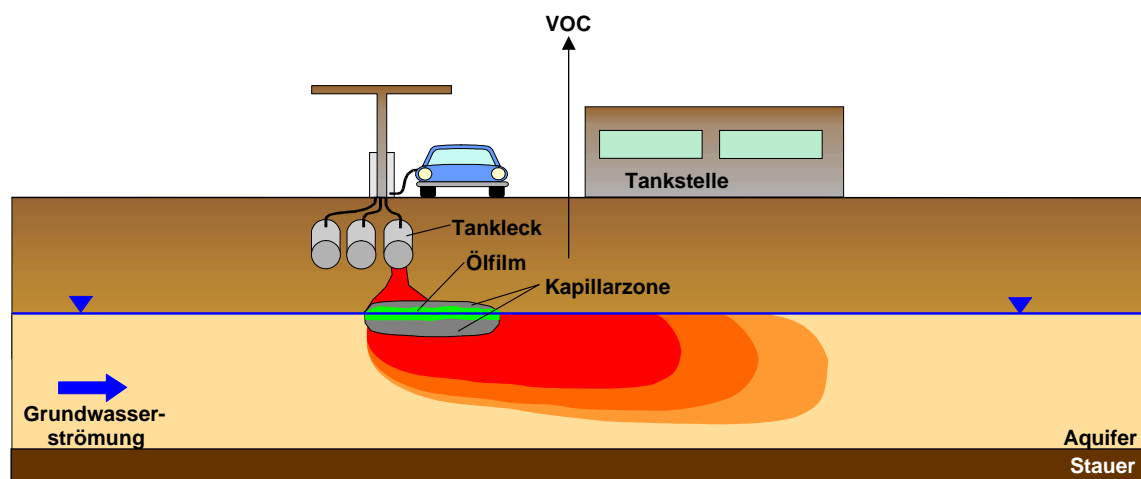


Abbildung 1: Schema Schadensbild eines undichten unterirdischen Tanks.

### 1.3 Sanierungs- und Sicherungsziele

Gemäß [Lit. 1] versteht man unter

**Sanierung:** Überbegriff für Dekontamination bzw. Sicherung

**Dekontamination:** Beseitigung der Ursache der Gefährdung sowie Beseitigung der Auswirkungen der Gefährdung im kontaminierten Umfeld. Bei Dekontaminationsmaßnahmen werden die Schadstoffe entweder entfernt oder in eine unschädliche Form übergeführt.

**Sicherung:** Verhinderung der Ausbreitung möglicher Emissionen von gesundheits- und/oder umweltgefährdenden Schadstoffen. Sicherungsmaßnahmen beseitigen die Kontaminationsquelle nicht.

Bestehende Grenzwerte / Normen sind in Kapitel 3.1 angeführt.

## 2 EINSATZBEREICHE UND EINSATZRANDBEDINGUNGEN (ERB)

Bio Sparging ist (im Sinne dieses Leitfadens) ein Verfahren zur biologischen *in situ* Sanierung der gesättigten Bodenzone. Durch Einbringung von Sauerstoff in den Untergrund wird der Schadstoffabbau durch im Boden vorhandene Mikroorganismen gestartet bzw. beschleunigt. Biologisch abbaubare Kohlenwasserstoffe werden im Idealfall gänzlich zu Kohlendioxid und Wasser mineralisiert. Da im Grundwasser aber nur ca.  $9,0 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$  [Lit.25] lösbar sind, sind die Verfahren in ihrer Reichweite beschränkt, die aus der Zufuhr von gelöstem Sauerstoff bestehen.

Durch die Einbringung von gasförmiger Luft mit einem Anteil von 20%  $\text{O}_2$  hat Bio Sparging den Vorteil, dass durch die in den Poren feststehenden Luftblasen Depoträume bestehen, welche verbrauchten Sauerstoff rasch nachführen können. Die Kehrseite dieses Effektes ist eine Herabsetzung der Durchlässigkeit für Wasser, da ein geringerer Raum für den Fluss der Phase Wasser zur Verfügung steht.

Insgesamt erfordern die Wirkungsvielfalt und die Komplexität der Strömungsvorgänge im Umfeld einer Bio Sparging Anwendung grundsätzlich eine besonders gründliche Vorerkundung des Untergrundaufbaues und der Verunreinigungssituation, sowie eine sorgfältige Überwachung des Sanierungsablaufes.

Bio Sparging ist eine spezielle Art hydraulischer Sanierungsanlagen und bietet besondere Vorteile in geeigneten Situationen, während das Verfahren in bestimmten Fällen nicht oder nur in beschränktem Umfang sinnvoll angewandt werden kann.

Hauptanwendungsmöglichkeiten:

- keine aufschwimmende Phase
- biologisch abbaubare Kontamination, wobei diese im Grundwasserschwankungsbereich konzentriert ist
- in einheitlich aufgebauten Böden (ohne Zwischenschichten),
- bei notwendiger Vermeidung von Grundwasserabsenkungen,
- bei schwachem Grundwassergrundstrom
- freier Wasserspiegel (kein Einsatz bei gespanntem Grundwasser möglich!)
- Bodenluftabsaugung auch notwendig

Einschränkungen der Anwendbarkeit:

- bei Verunreinigungen mit nicht ausreichend eliminierbaren Stoffen
- bei unvollständig erfassten uneinheitlichen Untergrundverhältnissen,

- bei starke verunreinigtem oder rasch fließendem Grundwasserabstrom wegen Gefahr der nicht vollständigen Erfassung der Verunreinigung durch nur teilweise Abreinigung des Grundwassers.

Die Entscheidung, ob Bio Sparging an einem Standort erfolgreich eingesetzt werden kann, hängt von verschiedenen Parametern ab, die in den Kapiteln 2.1. bis 2.4. detailliert dargestellt werden. Die Entscheidung über den Einsatz von Bio Sparging zur Sanierung eines Standorts wird auf Grundlage des Entscheidungsbaums in Abbildung 2 getroffen.

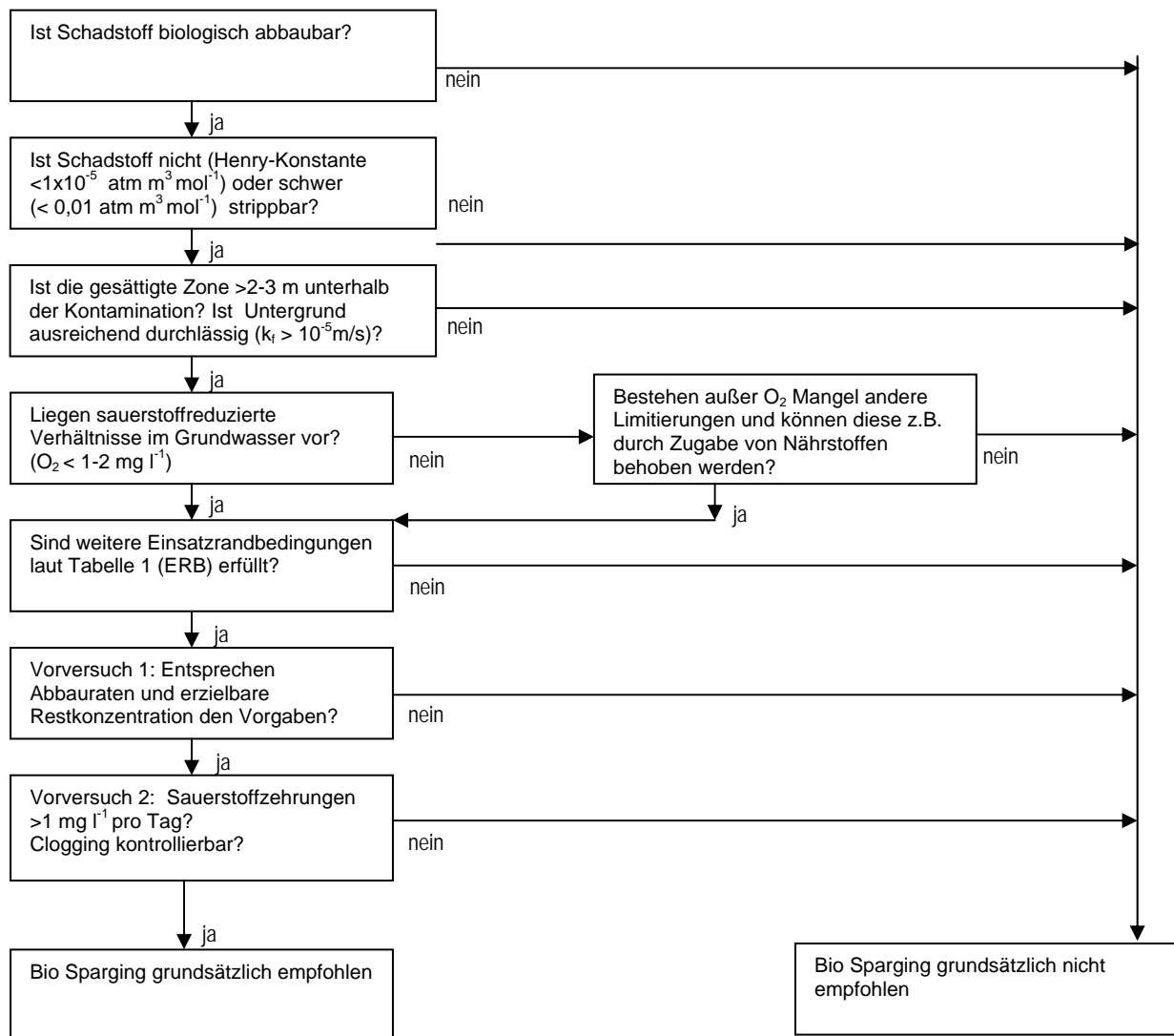


Abbildung 2: Einsatz von Bio Sparging in Abhängigkeit des Schadstoffes sowie der Untergrundeigenschaften.

## 2.1 Kontaminationsprofil

Grundsätzlich können alle biologisch abbaubaren, organischen Schadstoffe durch Bio Sparging abgebaut werden. Allerdings ist dabei zu beachten, dass die Phase des Blasenanstiegs als Gleichstromstrippkolonne wirkt. Es gelten daher alle aus der Strippertechnologie bekannten dimensionierungs-relevanten Parameter. Der wichtigste dieser Parameter ist die Henry Konstante des Kontaminanten. Generell gilt, dass Strippen ab einer Henry-Konstante von 0,01 zufrieden stellende technische Ergebnisse liefert (Das Henry'sche Gesetz beschreibt

das Löslichkeitsverhalten von flüchtigen Substanzen im Wasser. Je höher die Henry-Konstante ist, desto leichter lässt sich eine Substanz volatilisieren).

Es treten somit aber auch bei einer Henry-Konstante unter diesem Wert zum Teil substantielle Verluste an Kontaminanten in die Gasphase auf, welche erst bei einer Henrykonstante  $<1 \times 10^{-5} \text{ atm m}^3 \text{ mol}^{-1}$  gegen Null gehen. Dieser Stripping Effekt kann auch zur Sanierung verwendet werden, liegt aber nicht innerhalb des Anwendungsbereichs von Bio Sparging wie in diesem Leitfaden beschrieben. Im Sinne dieses Leitfadens gilt eine Henry Konstante von  $<1 \times 10^{-5} \text{ atm m}^3 \text{ mol}^{-1}$  als unbedenklich gegen Strippverluste, darüber treten Verluste an die Gasphase auf, welche ab einer Henry-Konstante von 0,01 annähernd vollständige Volatilisierung des Kontaminanten erreichen. Im Fall des beabsichtigten Schadstoffaustrags über die Gasphase sind andere Grundlagen und Herangehensweisen heranzuziehen (z.B.: Air Sparging als *in situ* Stripper mit entsprechender Abluftreinigung und Beurteilung der ungesättigten Zone – Einsatz bei unkontaminierter ungesättigter Zone bedenklich).

### 2.1.1 Art der Kontamination

Im Analogieschluss zu anderen biologischen Verfahren welche auf einem Abbau des Schadstoffes beruhen, kann gesagt werden, dass das System bei Benzin- und Dieselschäden, niedermolekularen PAK sowie BTEX Kontaminationen einsetzbar ist. Je nach Volatilität des Schadstoffs wird der Austrag über die Abluft unterschiedlich groß sein und ist in der Dimensionierung des Abluftstromes und dessen Aufbereitung zu berücksichtigen. In Österreich existieren einige Erfahrungen mit Bio Sparging, welche jedoch nicht veröffentlicht wurden und daher nicht zugänglich sind. Es wurden jedoch erfolgreich (gemäß Aussagen Firmenvertreter und Behördenvertreter) Benzin-, Diesel- und Heizölschäden saniert.

Auf Grund von jüngsten Erfahrungen kann ebenfalls gesagt werden, dass Methanol ein gut abbaubarer Schadstoff ist, auf welchen Bio Sparging angewendet werden kann. Durch die aufkommende Produktion von Biodiesel und Bioethanol kann dies von Interesse sein, da die Kontaminanten Biodiesel, Methanol und Ethanol bisher kaum in der Literatur behandelt wurden, in Zukunft aber mit steigender Anwendungshäufigkeit auch mit einem vermehrten Aufkommen derartiger Kontaminanten zu rechnen sein wird.

### 2.1.2 Entfernung der Schadstoffphase

Eine der wichtigsten Detailfragen ist: „Ist Phase am Grundwasser?“ Schwimmt Phase am Grundwasser auf, so ist diese jedenfalls vor Beginn des Bio Sparging zu entfernen. Wird diese nicht zu Beginn entfernt, kommt es nicht zu einer Volatilisierung und damit zu einem Austrag der Phase über die Bodenluft, sondern es wird die Phase in Form von Tröpfchen unter die Grundwasseroberfläche gezogen [Lit. 3, Lit. 5, Lit. 6]. Dadurch kommt es zu einer Verteilung des Kontaminanten in einer schwer zu erreichenden Zone (Grundwasser) und somit zu einer Verlängerung der Sanierungsdauer und je nach Gegebenheiten zusätzlich zu einer Verschlechterung der Grundwasserqualität. Es ist allenfalls aufschwimmende Schadstoffphase somit unbedingt vor Beginn des Spargingbetriebes zu entfernen (Achtung auf Grundwasserhoch- und Tiefstände! Größte Phasenmächtigkeit bei **Niedriggrundwasser!**)

### 2.1.3 Schadstoffverfügbarkeit

Hydrophobe Schadstoffe neigen dazu, mit dem Boden bzw. seiner organischen Substanz **Bindungen** einzugehen. Die somit gebundenen Substanzen sind für Mikroorganismen nicht oder nur eingeschränkt verfügbar, wodurch der biologische Abbau verzögert bzw. unterbunden werden kann. Im Normalfall ist allerdings im Unterboden der Gehalt an organischer Substanz (TOC) relativ gering und die damit verbundene Sorptionskapazität des Bodens vernachlässigbar.

Bei geringen Schadstoffkonzentrationen, lange zurückliegenden Schadensfällen sowie bei hohem TOC Gehalt des Bodens sollten aber die durch biologischen Abbau erreichbaren Restkonzentrationen in einem Vorversuch abgeklärt werden (Kapitel 5).

## 2.2 Bodenphysikalische ERB

### 2.2.1 Durchlässigkeit

Als untere Grenze der Durchlässigkeit für Bio Sparging gelten **Durchlässigkeitsbeiwerten ( $k_f$ ) von  $10^{-5} \text{ m s}^{-1}$**  (Feinsand/Schluff). Bei sehr heterogenem Untergrund ist darauf insbesondere zu achten, dass der gesamte kontaminierte Bodenkörper mit Sauerstoff versorgt werden kann.

Stauende Zwischenlagen ( $k$ -Werte zumindest eine Zehnerpotenz schlechter als der zu behandelnde Untergrund) sind nicht zulässig, da solche Zwischenlagen die Vorhersage der Luftausbreitung auch bei einer sehr guten Vorerkundung annähernd unmöglich machen. Dadurch kann eine gleichmäßige Verteilung der Luft im Untergrund verhindert werden.

Ebenfalls nicht anwendbar ist das Verfahren bei gespannten Grundwasserleitern, da in diesen die Luft nicht in die ungesättigte Zone aufsteigen kann.

Bei asymmetrischer Verteilung der Bodenkennwerte um den (die) Brunnen kommt es zu einer einseitigen Wirkung des Bio Sparging, weshalb die Untergrunderkundung sehr sorgfältig und genau auszuführen ist.

### 2.2.2 Mächtigkeit der gesättigten Zone

Neben der Durchlässigkeit spielt auch die **Mächtigkeit der gesättigten sowie der kontaminierten Zone** eine wesentliche Rolle. Es ist für Bio Sparging notwendig deutlich unterhalb der Kontamination einzublasen, da die aufsteigenden Gasblasen, beim Aufstieg einen größer werdenden Bereich abdecken. Sobald dieser die kontaminierte Zone erreicht, ist dies der Wirkradius des gegebenen Brunnens auch genannt „Bubble Radius“ (siehe auch Kapitel 6). Die maximale Eintauchtiefe der Bio Sparging ist wiederum abhängig von der Mächtigkeit des Aquifers, da eine Einblasung im Stauer sinnlos wäre. Somit gilt, je geringer der Anteil der kontaminierten Zone an der Aquifermächtigkeit ist, desto größer kann der Einzugsbereich eines Einzelbrunnens gewählt werden. Übliche Spargingtiefen sind 0,5-4,5 m (zuzüglich Filterlänge des Einblasbrunnens) unterhalb des tiefsten kontaminierten Bereiches .

### 2.2.3 Temperatur

Der biologische Abbau ist stark temperaturabhängig. Zwar kann auch in arktischen Gebieten bei  $+5^\circ\text{C}$  biologischer Abbau beobachtet werden kann, jedoch ist dieser wesentlich langsamer als bei höheren Temperaturen. Es sollte daher zumindest eine Temperatur von  $+5^\circ\text{C}$  (**besser  $+10^\circ\text{C}$** ) im Boden gewährleistet sein. Mit steigender Temperatur steigt die Effektivität des Abbaus, wobei sich die Abbaurate pro  $10^\circ\text{C}$  ungefähr verdoppelt

Auf Grund der relativ stabilen Temperaturverhältnisse im Grundwasserbereich wird sohin die Untergrundtemperatur nie im optimalen Bereich liegen, aber auch selten prohibitiv wirken. Bei in Österreich „üblichen“ Grundwassertemperaturen von  $10\text{-}14^\circ\text{C}$  sind zufrieden stellende stabile Abbauraten zu erwarten, so kein anderer Parameter limitierend wirkt.

## 2.3 Bodenchemische ERB

### 2.3.1 Boden pH

Die meisten Bodenmikroorganismen bevorzugen einen **pH Wert im Bereich 4 bis 9**, wobei eine Anpassung an extremere Verhältnisse möglich ist. Extreme pH Verhältnisse können gegebenenfalls durch Zusätze (z.B. Kalk) ausgeglichen werden, wobei zu starke pH Schwankungen der bereits adaptierten Bodenfauna schaden können. Im Regelfall wird auch dieser Parameter bei österreichischen Böden- und Mineralölkontaminationen keinen limitierenden Faktor darstellen (Ausnahmefälle wo der Kontaminant selbst den pH Wert beeinflusst wie z.B. Säureteerschäden sind bekannt aber derzeit außerhalb des Anwendungsbereiches von biologischem Abbau)

### 2.3.2 Nährstoffe

Mikroorganismen benötigen für ihren Stoffwechsel **Nährstoffe** (vor allem **Stickstoff, Phosphor, Kalium**) sowie Spurenelemente. Die Menge an benötigten Nährstoffen in verfügbarer Form wird häufig im Verhältnis zum abzubauenen Substrat (hier Kohlenstoff aus der Mineralölkontamination) angegeben. Als Richtwert gilt ein Verhältnis C:N:P:K von 100:10:1:1, allerdings ist es empfehlenswert, das tatsächliche optimale Verhältnis in Vorversuchen zu bestimmen. Spurenelemente sind im Normalfall im Boden in ausreichender Konzentration vorhanden.

Weiters ist anzumerken, dass dieses optimale Verhältnis für den Aufbau von Biomasse gilt. Sobald, wie beabsichtigt der Kohlenstoff mineralisiert wird und als CO<sub>2</sub> entweicht, stellt dieser Anteil keine Forderung nach Nährstoffen. Deshalb wird selten die volle Verteilung nötig sein, sondern nach Ausbildung stabiler Biofilme wird der Bedarf an Nährstoffen stark zurückgehen, da diese aus absterbender Biomasse nachbezogen werden. Es ist in der Plateauphase der biologischen Tätigkeit, also nach abgeschlossenem Aufbau der nötigen Biomasse, sohin ein Kreislauf der Nährstoffe wahrscheinlich. Eine weitere Zufuhr ist nur in geringem Maße nützlich.

Es kann im Gegenteil sogar sinnvoll sein nicht alle biologisch relevanten Parameter in einen optimalen Bereich zu verschieben, da ansonsten ein sehr gut abbaubarer Schadstoff zu einer überproportionalen Biomasseproduktion anstatt der beabsichtigten Mineralisierung führt. Dies kann zu einem so genannten Bioclogging der Poren bei gering durchlässigen Böden und damit zu einem Stillstand der Sanierung bis zur nicht möglichen *in situ* Sanierung führen. Diese Möglichkeit ist durch das ingenieurmäßige Abwiegen der vor Ort herrschenden Bedingungen zu berücksichtigen. Im Zweifel sollten hierzu Technikumsversuche vor Fertigstellung der Detailplanung durchgeführt werden.

### 2.3.3 Begleitkontaminationen

Biologische Abbauvorgänge können durch andere, am Standort vorherrschende Bedingungen gehemmt werden. So können **Begleitkontaminationen** (z.B. Schwermetalle) oder hohe Salzkonzentrationen die mikrobiologische Aktivität an einem Standort behindern. Bei Verdacht auf eine solche Begleitkontamination sollten daher durch chemische Analyse bzw. Messung biologischer Parameter (z.B. Bodenatmung als AT4 oder BSB5) hemmende Umstände ausgeschlossen werden. Eine sehr hohe Schadstoffkonzentration kann ebenfalls hemmend wirken. Mit einer derartigen Hemmung ist allerdings nicht unter einem KW Wert von 30.000 – 50.000 mg kg<sup>-1</sup> zu rechnen. In diesem Fall wäre ein anderes Verfahren, etwa eine *in situ* Bodenwaschung, vorzuschalten.

Weiters ist darauf hinzuweisen, dass im Fall eines sehr leicht abbaubaren Schadstoffs (z.B.: Alkohol) in Zusammenspiel mit kleinen Porendurchmessern und guten Nährstoffbedingungen die Gefahr eines Biocloggings sehr groß ist. In diesem Fall kommt es zu einem sprunghaften Anstieg der Biomasse aus der Umsetzung des Kontaminanten und dadurch zum oben erläuterten Bioclogging.

## 2.4 ERB aus Vorversuch

In Vorversuchen werden folgende Parameter bestimmt und für die Beurteilung der Eignung des Bio Sparging Systems herangezogen:

### Laborversuche (Kapitel 5.2.)

- mikrobiologische Abbauraten
- Restkonzentration
- Nährstoffzugabe

### *In situ* Respirationsversuch (Kapitel 5.3.; 5.4.)

- Sanierungsrelevante Sauerstoffzehrung
- Cloggingneigung

## 2.5 Andere ERB

Biosparging wird in diesem Leitfaden als ein Verfahren zur Sanierung der gesättigten Bodenzone betrachtet. Systembedingt steigen dabei gasförmige Medien durch die gesättigte Bodenzone in die ungesättigte Bodenzone auf. Die in der ungesättigten Bodenzone auftretenden Effekte können für ein Bioventing genutzt werden. Doch auch für den Fall, dass kein Bioventing oder keine **Bodenluftabsaugung** sanierungsbedingt vorgesehen oder nötig ist, **muss** eine Bodenluftabsaugung trotzdem **vorgesehen werden**, da die eingeblasene Luft wieder gesammelt werden muss. Dies ist nötig, da kleinste Kontaminationsanteile stripbar sein könnten und diese nicht bemerkt werden würden. Es muss daher die Abluft gefasst und überwacht werden. Die Menge der Abluffassung muss im Einzelfall festgelegt werden, sollte aber jedenfalls mehr als die Einblasrate betragen. Typische Werte hierbei sind die 1,25 fache bis 2 fache Menge im Vergleich zur Einblasmenge abzusaugen

Da systembedingt Luft in den Boden eingeblasen wird, welche kontaminiert werden kann, ist bei Vorhandensein von Untergrundeinbauten erhöhte Vorsicht geboten. In Kellern Rohrleitungsgräben und Kanälen, kurz in allen unterirdischen Hohlräumen im Einflussgebiet der Abluft der Sanierung. Es kann sich an diesen Stellen kontaminierte Luft sammeln oder sogar explosive Gemische bilden. Durch oft vorhandene Wegigkeiten im Untergrund ist diese Gefahr in einem wesentlich größeren Umkreis gegeben als es der Wirkradius ist.

Die in den Kapiteln 2.1 bis 2.5 diskutierten Einsatzrandbedingungen sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst:

Tabelle 1: Formblatt ERB

Einsatzrandbedingung (ERB)	Bedingungen	Kommentar
<b>Kontaminationsprofil</b>		
Schadstoff	Alle MKW Kraftstoffe, BTEX, niedermolekulare PAK, Rohöl, MTBE, gealterte Zustandsformen; solche Kontaminationen sind ebenfalls abbaubar	
Henry-Konstante des Schadstoffes	$< 0,01 \text{ atm m}^3 \text{ mol}^{-1}$	Bei höherer Henry'schen Konstante anderes Verfahren ev. Air Sparging oder <i>in situ</i> Strippen vorsehen, bei geringerer Henry Konstante, welche aber $>10^{-5} \text{ atm m}^3 \text{ mol}^{-1}$ ist: Abluftaufbereitung vorsehen und ungesättigte Zone betrachten
Schadstoffphase	Es darf keine Phase am Grundwasser aufschwimmen	Eventuelle Phase vor Beginn der Einblasung unbedingt entfernen
<b>Geomorphologische - klimatische ERB</b>		
Durchlässigkeitsbeiwert ( $k_f$ )	$10^{-5} \text{ m/s}$ (0,1 Darcy)	
Homogenität des Untergrundes	Genauere Kenntnis über den Untergrundaufbau, nötig	Bei asymmetrischer Verteilung der Bodenkennwerte (wie $k$ Werte, Dichte) um den Brunnen kommt es zu einer einseitigen Wirkung des Bio Sparging; Anisotropien (z.B. $k_f \gg k_v$ ) sind tolerierbar sofern diese in Planung und Ausführung ausreichend berücksichtigt werden.
Mächtigkeit der gesättigten Zone unterhalb der Kontamination	$> 2\text{-}3\text{m}$	
Temperatur im Boden	$+5^\circ\text{C}$ ( $+10^\circ\text{C}$ )	Abbaugeschwindigkeit steigt mit zunehmender Temperatur
Cloggingneigung des Grundwassers	Muss berücksichtigbar sein	Siehe Vorversuch 2 Kapitel 5.3
<b>Bodenchemisch ERB</b>		
pH Wert	4-9	Gegebenenfalls extremere Werte zulässig
Verfügbare Nährstoffe	C:N:P:K = 100:10:1:1	Richtwert, ggf. im Vorversuch optimieren
Spurenelemente		Normalerweise ausreichend vorhanden
Begleitkontaminationen (hohe Schwermetall- oder Salzkonzentrationen)		Bei Verdacht Vorversuch bzw. chemische Analyse

KW Konzentration	< 30.000 – 50.000 mg kg <sup>-1</sup>	Darüber toxische Effekte für Mikroorganismen möglich, weiters Verschlechterung der Durchlässigkeit für Wasser, eventuell anderes Verfahren vorschalten
Gehalte an Eisen, Mangan, Calcium	Dürfen in Summe keine relevante Verschlechterung der Durchlässigkeit im Nahbereich der Brunnen verursachen – siehe Kap. 5.2.8. und 5.4.	Hauptparameter rechnerisch Ca aber aus der praktischen Anwendung Fe, Mn. Kein limitierender Fall Ca bekannt

### 3 GESETZLICHE - TECHNISCHE - WISSENSCHAFTLICHE GRUNDLAGEN

#### 3.1 Bestehende Normen

Die dreiteilige Serie **ÖNORM S 2088** Altlasten - Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Grundwasser (2004) / Boden (2000) / Luft (2003) enthält Richtlinien zur Bewertung von Altlasten. Jeder Teil dieser Serie umfasst eines der Schutzgüter Grundwasser (S2088-1), Boden (S2088-2) und Luft (S2088-3). Die in den Normen angeführten Prüfwerte bzw. Massnahmenswellenwerte werden als Orientierungswerte für die Praxis herangezogen.

Aufgrund des Verbotes bzw. der Einschränkung der Verwendung von vollhalogenierten Lösungsmitteln wird die Kohlenwasserstoffanalytik derzeit von einer infrarotspektroskopischen auf gaschromatographische Methoden umgestellt. Untergrundverunreinigungen durch Mineralölprodukte hoher Mobilität (Siedebereich von ca. 30 °C bis 180 °C; Ottokraftstoffe, Benzinschäden) können nicht über das GC-Verfahren nach ISO 16703 beurteilt werden. Im Einzelfall sind geeignete Verfahren zur Identifikation belasteter Bereiche festzulegen. Die Untersuchung von Proben kann dabei beispielsweise durch Dampfzuchtanalyse erfolgen.

Derzeit sind folgende Normen für **KW Analytik** relevant:

#### Boden

**DIN ISO 16703:2005** *Bodenbeschaffenheit - Gaschromatographische Bestimmung des Gehalts an Kohlenwasserstoffen von C10 bis C40* (ISO 16703:2004)

#### Wasser

**DIN EN ISO 9377-2:2001** *Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index - Teil 2: Verfahren nach Lösemittelextraktion und Gaschromatographie* (ISO 9377-2:2000); Deutsche Fassung EN ISO 9377-2:2000

#### Abfall

**ÖNORM EN 14039:2005** *Charakterisierung von Abfällen - Bestimmung des Gehalts an Kohlenwasserstoffen von C10 bis C40 mittels Gaschromatographie*

**ÖNORM S 2115:1997** *Bestimmung der Eluierbarkeit von Abfällen mit Wasser*

Zur biologischen Sanierung von Böden existiert die **ÖNORM S 2028:2004** Biologische Behandlung kontaminierter Böden. Diese Norm regelt die ex situ Sanierung in Mieten, enthält aber auch Grundlagen des biologischen Schadstoffabbaus, die auch für Bio Sparging relevant sind.

## 3.2 Stand der Technik

Die biologische Sanierung der gesättigten Bodenzone durch Bio Sparging wurde in den Vereinigten Staaten Ende der 80er Jahre, aus dem Wunsch das erfolgreiche Bioventing auf die gesättigte Bodenzone auszudehnen, entwickelt.

Die Anwendung als Bio Sparging im Sinne dieses Leitfadens ist in Europa in der Fachliteratur wenig dokumentiert. In Österreich gibt es derzeit noch wenig Erfahrung mit dem gegenständlich beschriebenen Verfahren und es kann daher – mangels ausreichender Erprobung, bzw. mangelnder veröffentlichter Dokumentation - im Sinn des AWG noch nicht als ein Verfahren, das dem heutigen Stand der Technik entspricht, gewertet werden. Innerhalb der in diesem Leitfaden definierten Einsatzgrenzen ist der Erfolg des Verfahrens jedoch zu erwarten.

## 4 BESTANDSAUFNAHME DES SCHADENSFALLS

### 4.1 Allgemeine Standortparameter des Schadenfalls

Als erster Schritt der Bestandsaufnahme steht eine umfassende Recherche der Hintergründe des jeweiligen Schadensfalles. Der historischen Erkundung folgt eine Beprobung des Standortes (Bodenproben, Grundwasserproben, Information über aufschwimmende Phase am Grundwasser). Eine Auflistung der zu untersuchenden Parameter ist im Formblatt Anhang 1 zu finden.

Besondere Aufmerksamkeit sollte in dieser Phase den Ergebnissen der **Grundwasserbeprobung** geschenkt werden. Ein Sauerstoffmangel in einem oberflächennaher Grundwasserleiter ( $<2 \text{ mg l}^{-1}$ ) bei gleichzeitigem  $\text{CO}_2$  Überschuss ( $> 30 \text{ mg l}^{-1}$ ) ist ein Hinweis auf einen laufenden mikrobiologischen Abbau im Untergrund, der durch Installation eines Bio Sparging Systems verbessert werden kann. Existiert jedoch ein erheblicher Sauerstoffgehalt des Grundwassers ( $>2\%$  bei normgerechter Probenahme), so bestehen offensichtlich außer Sauerstoff andere Limitierungen für den Abbau. Einbringung von Sauerstoff als alleinige Maßnahme würde in einem solchen Fall voraussichtlich nicht zum Erfolg führen.

### 4.2 Schadensbild

Die Beurteilung der Eignung eines Standortes für die biologische Sanierung der gesättigten Bodenzone setzt die detaillierte Kenntnis der Schichtung des Untergrunds sowie der dreidimensionalen Verteilung der Kontamination voraus. Darüber hinaus werden Informationen bezüglich der Nutzung bzw. Bebauung des Areals benötigt. Eine Übersicht über die benötigten Informationen und über das Kontaminationsprofil ist ebenfalls in Anhang 1 angeführt. Eine detaillierte Auflistung für Anforderungen an das Schadensbild ist in der Normenreihe ÖNORM S 2088 ff zu finden.

## 5 VORVERSUCHE

### 5.1 Ziele der Vorversuche

Sind die grundlegenden Voraussetzungen für Bio Sparging an einem Standort gegeben (siehe Tabelle 1: Formblatt ERB), sollten folgende Fragestellungen in Vorversuchen abgeklärt werden, wobei eine zweistufige Vorgangsweise empfohlen wird:

Stufe 1: Abbauversuche im Labor mit kontaminiertem Material des Standorts (Kapitel 5.2.)

- erreichbare Restkonzentration
- erzielbare Abbaurate
- gegebenenfalls nötige Nährstoffzugabe

Stufe 2: *In situ* Respirations-, Reichweiten- und Cloggingversuch (Kapitel 5.3. und 5.4.)

- sanierungsrelevante Sauerstoffzehrung
- Cloggingneigung

## 5.2 Stufe 1: Abbauversuche im Labor

### Versuchsbeschreibung

Der Boden für die Laborversuche sollte aus derjenigen Schicht des gesättigten Bereiches stammen, in der der Einsatz der Bio Sparging vorgesehen ist. Proben sollten möglichst schonend entnommen werden und – falls eine Lagerung erforderlich ist - vor ihrer Verwendung gekühlt (4°C), luftdicht verschlossen und dunkel gelagert werden. Die Dauer der Lagerung sollte 2 Wochen nicht überschreiten. In Laborversuchen wird der biologische Abbau der Kohlenwasserstoffe im Boden untersucht. Die Versuchsbedingungen im Labor können kontrolliert und gesteuert werden und so können aus Laborversuchen sowohl Informationen über den Abbau als auch über optimale „Betriebsbedingungen“ (z.B. Nährstoffzusatz) gewonnen werden.

Die Versuchsansätze werden zu definierten Zeitpunkten beprobt und hinsichtlich der enthaltenen Kohlenwasserstoffe analysiert. Die Versuchsgröße reicht von Schüttelkolben (ca. 10 g Boden) über Versuche in Bechergläsern zu Säulen- und Lysimeterversuchen und sollte jedenfalls an die Korngröße des Bodenmaterials angepasst werden.

Je größer der Versuchsaufbau desto vergleichbarer sind die erzielten Abbauraten mit jenen im Feld. In kleinmaßstäblichen Versuchen können jedoch in sehr kurzen Zeiträumen eine Aussage über erzielbare Abbauraten und erreichbare Restkonzentrationen getroffen werden. Lysimeterversuchen sind sinnvoll, wenn Aussagen über die Auswaschbarkeit der Schadstoffe während des Versuchsverlaufes abgeleitet werden sollen.

Der Vergleich des Abbaus in Ansätzen mit/ohne Nährstoffzusatz kann für die Ermittlung des Nährstoffbedarfs herangezogen werden. Zur Beurteilung des biologischen Abbaus empfiehlt sich die Verwendung abiotischer Kontrollen (z.B. mit  $\text{HgCl}_2$  oder  $\text{NaN}_3$  vergiftete Bodenproben). Dadurch kann bestimmt werden, welcher Teil der Kohlenwasserstoffabnahme auf biologischen Abbau und welcher Teil auf abiotische Vorgänge zurückzuführen ist.

### 5.2.1 Versuchsparameter

Folgende Parameter sollten mindestens bestimmt werden:

Vor Versuchsbeginn:

TS, TOC, pH, Summe KW (Feststoff)\*, Summe KW (Eluat)\*, bzw. der jeweils relevante Kontaminant, Nährstoffe (N, P, K)

Laufende Analyse:

Summe KW (Feststoff)\*, Summe KW (Eluat)\*\* bzw. der jeweils relevante Kontaminant

Abschließend:

Summe KW (Feststoff)\*, Summe KW (Eluat)\*, bzw. der jeweils relevante Kontaminant, Nährstoffe (N, P, K)

\*Im Versuch mit den Schüttelkolben werden die Gesamtkohlenwasserstoffe im System Feststoff-Wasser gemeinsam gemessen

\*\* gilt für Lysimeter und Bodensäulen

### 5.2.2 Sanierungs- und Sicherungsmittel

Standard (Boden)Laboraausstattung, GC-FID, ggf. Versuchssäule bzw. Lysimeter

### 5.2.3 Qualitätssicherung

Bei der Dokumentation der Vorversuche sind neben den Analysenergebnissen auch die Versuchsrandbedingungen anzugeben. Die Dokumentation hat zumindest zu enthalten:

- Tag der Probenahme
- Versuchsbedingungen (Temperatur, Nährstoffzugabe, Lufteintrag, Wassergehalt)
- Entnahmestelle der Probenahme (bei größerem Maßstab)
- Anzahl der durchgeführten Wiederholungen, Standardabweichung der Messungen
- Analysemethode
- Kommentar über Besonderheiten bei Probenahme

Es sind an zumindest 4 Probenahmetagen (Tag 0 und mind. 3 Tage) Proben zu entnehmen und zu analysieren. Vergiftete Kontrollen können zur Bestimmung des durch abiotische Vorgänge verlorenen KW Gehalts verwendet werden. Abiotische Vorgänge sind aber in der gesättigten Zone in der Regel hauptsächlich Auswaschungen, welche die Kohlenwasserstoffe bioverfügbar machen und somit wiederum Zuträger zu den biotischen Vorgängen sind. Es darf daher in einer vergifteten Probe die Auswaschung nicht einem physikalischen Austrag während einer laufenden biologischen Sanierung gleichgesetzt werden, da ausgewaschene Kohlenwasserstoffe sogar bevorzugt abgebaut werden. Im Labormaßstab treten Cloggingerscheinungen im Untergrund, welche ebenfalls abiotischen Ursprungs sein können, üblicherweise nicht auf, da die Belüftung des Wassers zumeist außerhalb der Versuchssäule erfolgt und Niederschläge sich somit an dieser Stelle und nicht im Boden bilden. Dies ist aber beim Versuchsaufbau und in der Dokumentation zu berücksichtigen.

### 5.2.4 Auswertung und Interpretation

Die Versuchsergebnisse werden als Abbaukurven dargestellt, wobei die Kohlenwasserstoffkonzentration und die Dauer des Versuchs aufgetragen werden (Abbildung 3). Aus der Steigung der Kurve kann die Abbaurate abgeschätzt werden (z.B. in mg/kg d). Bei der Interpretation der Abbauraten aus Laborversuchen ist allerdings darauf zu achten, dass vor allem bei Schnellversuchen die erzielten Raten häufig deutlich über den am Feld erzielbaren Raten liegen.

Die Abbaukurve erreicht nach einer initial relativ starken Abnahme ein Niveau, ab dem die Abnahme des Kohlenwasserstoffgehalts nur mehr langsam vor sich geht. Dieses Niveau entspricht in etwa der unter optimalen Bedingungen *in situ* erreichbaren Restkontamination nach dem Einsatz der Bio Sparging. Die Abbauraten sind einerseits von der Versuchsgröße und andererseits von der Ausgangskonzentration abhängig und verhalten sich grundsätzlich direkt proportional zur Ausgangskonzentration und umgekehrt proportional zur Versuchsgröße. Für

Diesel und Mitteldestillate sind tägliche Abbauraten von mindestens  $8 \text{ mg kg}^{-1}$  (Lysimeter, Bodensäule) bzw.  $15 \text{ mg kg}^{-1}$  (Schüttelkolben) Voraussetzung für einen erfolgreichen *in situ* Abbau.

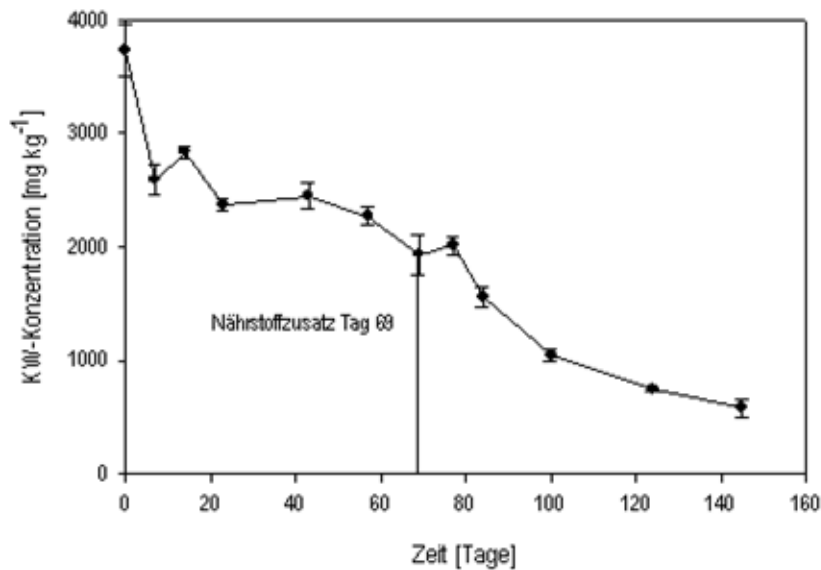


Abbildung 3: Beispiel für eine KW-Abbaukurve bei einem Säulenversuch [Lit. 14]. Am Tag 69 wurden wegen des schlechten Abbaus Nährstoffe (N, P) zugegeben, woraufhin sich der Abbau verbesserte. Die Punkte der Kurve entsprechen Mittelwerten einer Dreifachbestimmung, die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung

### 5.2.5 Versuchsdauer

Die Vorversuche können in Schüttelkolben oder größeren Behältnissen durchgeführt werden.

Versuch im Schüttelkolben: ca. 21 Tage

Versuche mit höherer Bodenmenge (je nach Größe): 2 – 4 Monate

### 5.2.6 Kosten

Schüttelkolben: ca. € 1.500

Versuche mit höherer Bodenmenge (je nach Größe): € 4.000 – 6.000

### 5.2.7 Abschätzung der Cloggingneigung des Systems

Vorbemerkungen:

Durch das Einbringen von Kontamination in den Grundwasserkörper wird der natürliche Zustand des Grundwassers und sein natürlicher Chemismus empfindlich gestört. Es beginnen Interaktionen zwischen dem Kontaminanten und Bestandteilen des Grundwassers. Weiters beginnen nahezu immer biologische Abbauprozesse, welche langsam oder schnell, aerob oder anaerob etc. sein können. In jedem Fall produzieren diese Prozesse erneut Wasserinhaltsstoffe, welche wiederum mit den vorhandenen interagieren. Beispielhaft sei hier die Produktion von  $\text{CO}_2$  durch mikrobielle Atmung angeführt. Durch diese  $\text{CO}_2$  Produktion wird das vorhandene Kalk-Kohlensäuregleichgewicht erheblich gestört und es entsteht freie, aggressive Kohlensäure. Diese ändert die Härte des Wassers durch Kalklösungserscheinungen. Auch wurden dadurch Erhöhungen des Eisengehaltes von  $1 \text{ mg l}^{-1}$  auf  $40 \text{ mg l}^{-1}$  (Eisen 2) beobachtet. Dies alles verändert den chemischen Gleichgewichtszustand des Grundwassers erheblich. Ein Eingriff in diesen Grundwasserkörper durch Einbringen von Sauerstoff ändert nun erneut den Grundwasserchemismus an der Schadensstelle – allerdings wieder in

Richtung Urzustand. Aus diesem Grund sind im Schadensbereich gemessene Grundwasserwerte nur bedingt relevant für die Sanierungsplanung, da sich diese durch die Sanierung selbst wieder ändern werden. Deshalb ist es nötig den Grundwasserchemismus mit seinen relevanten Parametern in und außerhalb des Sanierungsgebietes zu kennen. Aus denselben Gründen ist es aber nicht möglich exakte Vorhersagen über die ablaufenden Reaktionen zu machen.

Die relevanten Elemente, welche auf eine Grundwasserbelüftung reagieren sind: Ca, Fe und Mn. Andere Elemente wie Kupfer und Magnesium sind als Lieferanten solcher cloggingrelevanter Niederschläge denkbar. Um relevanten Niederschlag zu bewirken, müssten jedoch deren Gehalte weit über üblichen Grundwasserkonzentrationen liegen, wobei diese aber bereits sehr auffällig in einem Screening sein müssten. Da bei Anspringen einer biologischen Tätigkeit gleichzeitig zur Einblasung auch CO<sub>2</sub> gebildet wird, ist nicht mit einem Ausfällen des Ca sondern tendenziell eher mit einem Anstieg der Härte (gegenüber unkontaminierter Umgebung, Abfall gegenüber anaeroben Zustand im Schadensgebiet) zu rechnen. Aus diesem Grund kann für die Cloggingbeurteilung der Parameter Ca zumeist außer Acht gelassen werden.

Anwendung:

In der Praxis sind in der Vorbeurteilung die Gehalte der zweivalenten Varianten der Parameter Eisen und Mangan von Interesse. Aus reaktionskinetischen und stöchiometrischen Überlegungen ergeben sich in der „worst case“ Betrachtung je g Fe<sup>2+</sup> 1,91 Gramm Niederschlag pro Jahr welcher sich im Bereich der Lufteinblasung im Untergrund ablagert sowie 1,58 Gramm Niederschlag je Gramm Mn<sup>2+</sup>. Bei Dichten des Niederschlags von etwa 1,5 t m<sup>-3</sup> und dem rechnerisch dem Wirkungsbereich der Einblasung zugewiesenem Durchsatz an Grundwasserströmung kann unter Einbeziehung des Porenvolumens des Bodens sohin eine Porenverstopfunganteil pro Jahr abgeschätzt werden.

In der Literatur [z.B. Lit. 5] wird gefordert, dass der Eisengehalt <10 mg l<sup>-1</sup> sein sollte, um dieses Kriterium zu erfüllen. Für Mangan finden sich in der Literatur keine Werte.

Von diesem chemischen Clogging ist das Bioclogging zu unterscheiden, welches sich auf Grund von Biofilmwachstum bildet. Dieses ist nicht rechnerisch abschätzbar, wird jedoch durch biologische Faktoren beeinflusst. Da systembedingt im Umfeld eines BIO SPARGING Brunnens optimale Verhältnisse für Bioclogging vorliegen, sollte dieses beobachtet werden (zB. durch einen Anstieg der notwendigen Einblasdrücke) und bei Bedarf durch regelmäßige Wartungsarbeiten (Desinfektion des Brunnens) im Wachstum gehemmt werden. Durch die Wartungsarbeiten wird nur die unmittelbare Brunnumgebung beeinflusst.

### **5.3 Stufe 2: Feldversuch1: Respirationsversuch**

Der Respirationsversuch ermittelt, wie der Respirationsversuch in der ungesättigten Zone (siehe Leitfaden Bioventing), die Abnahme des Sauerstoffgehaltes, bzw. Zunahme des CO<sub>2</sub> Gehaltes nach Beenden der Belüftung. In der gesättigten Zone nimmt der O<sub>2</sub> Gehalt von 9 mg l<sup>-1</sup> ab, wogegen beim Versuch in der ungesättigten Zone 20% Sauerstoffgehalt der Ausgangswert ist. Alleine daraus ist ersichtlich, dass die Fehleranfälligkeit dieses Versuches wesentlich höher ist als in der ungesättigten Zone, weshalb bei Planung, Durchführung und Auswertung besondere Sorgfalt anzuwenden ist. Dieser Tatsache kommt auch der Ermittlung des Hintergrundwertes beim Versuch in der gesättigten Zone besondere Bedeutung zu.

### 5.3.1 Versuchsbeschreibung

Beim einfachsten *in situ* Respiationsversuch (bzw. beim Referenzversuch) wird nur ein Bio Sparging Brunnen und ein Beobachtungspiegel in den kontaminierten Untergrund eingebracht. Die Beobachtungspiegel werden so hergestellt, dass in einer Bohrung zwei durch eine Abdichtung voneinander getrennte Ausbauten möglich sind, davon einer im oberen und einer im unteren Bereich des Aquifers. Allerdings ist eine Variante mit einem Bio Sparging Brunnen und mehreren (2-4) Beobachtungspiegeln sinnvoll (siehe hierzu auch Kapitel 6.2 Qualitätssicherung). Vor dem Einschalten der Belüftung werden die im Grundwasser vorhandenen  $O_2$  und  $CO_2$  Konzentration gemessen. Vor Durchführung dieser Messung muss nach Herstellung der Pegel ca. mindestens ein Monat gewartet werden, um tatsächlich „Ruheverhältnisse“ nach der Bohrung zu ermitteln. Daraufhin wird je nach Grundwasserbeschaffenheit etwa 2-4 Wochen das Grundwasser belüftet bis wieder stabile Verhältnisse eingetreten sind. In diesem Zeitraum ist der Verlauf der Sauerstoffkonzentration in allen Aufschlusspunkten anfangs täglich bis später wöchentlich zu verfolgen. Aus den Zunahmen des Sauerstoffgehalts kann Rückschluss auf die Dauer der Vorbelüftung gezogen werden. Diese muss jedenfalls so lange andauern, bis keine Änderung der Sauerstoffgehalte mehr beobachtet werden kann. In Abhängigkeit von der Entfernung der Beobachtungspunkte zum Bio Sparging Brunnen sowie deren Tiefenlage sind Sauerstoffgehalte von  $9\text{ mg l}^{-1}$  bis  $0\text{ mg l}^{-1}$  zu beobachten. Der Anstieg geht im oberen Bereich nahe des Bio Sparging Brunnen sehr rasch vor sich (Stunden) im fernen Bereich der äußersten Pegel (nahe dem Bubble Radius) muss jedoch mit Tagen bis Wochen gerechnet werden. Im tiefen Nahbereich der Bio Sparging Brunnen ist die Dauer bis zur Stabilität der Werte am längsten! Sollten sich diese Wertestabilität sehr rasch einstellen und/oder höher als  $1\text{-}2\text{ mg O}_2\text{ l}^{-1}$  liegen, so ist auf eine Störung des Systems hinsichtlich Dichtigkeit zu prüfen. Während der Beobachtung der Sauerstoffzunahme sollte auch fallweise die Abnahme der  $CO_2$  Konzentration verfolgt werden. Da dies jedoch nur nasschemisch durch Titration vor Ort durchführbar ist, wird man dies auf ein Minimum (2 Messpunkte: Anfang und Ende der Belüftung) beschränken. Jeweils alle Grundwasserprobenahmepunkte sollten bei den durchgeführten Messungen untersucht werden.

Nach der Belüftung wird das System abgeschaltet und die Abnahme des Sauerstoffs bzw. die Zunahme des  $CO_2$  in den Beobachtungspiegeln (bei einfachster Variante im Belüftungspegel) gemessen. Erste Messungen werden im Abstand von 2 Stunden, spätere Messungen im Abstand von 4 bis 8 Stunden durchgeführt. Das Experiment ist abgeschlossen, wenn ein Sauerstoffgehalt von  $< 1\text{-}2\text{ mg l}^{-1}$  im Zentrum erreicht wird und der  $CO_2$  Gehalt einen stabilen Wert erreicht hat.

Es müssen während des Versuchs zu Analysenzwecken Wasserproben entnommen werden. Diese Proben sind zumindest zu folgenden Zeitpunkten, ebenfalls jeweils zumindest in 2 Tiefen in getrennt ausgebauten oder gepackerten Pegeln zu ziehen:

- im Ruhezustand unmittelbar vor der Belüftung
- im stabilen Zustand am Ende der Belüftung und
- im stabilen Zustand am Ende der Sauerstoffzehrung bzw. des  $CO_2$  Anstiegs

Es sind dabei die Parameter  $Fe^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Mn^{4+}$ , Ammonium, Nitrat, eventuell Phosphorquellen und jedenfalls der Kontaminant zu untersuchen.

Mit einer gleichartigen Versuchsanordnung wird im benachbarten, unkontaminierten Untergrund der Hintergrundwert der Sauerstoffzehrung gemessen (nicht sanierungsbedingte Sauerstoffzehrung). Dies ist notwendig um sicherzustellen, dass die Sauerstoffzehrung auf mikrobiellen Schadstoffabbau und nicht auf abiotische oder biotische nicht sanierungsrelevante Vorgänge und Reaktionen zurückzuführen ist. Dies ist im Falle des Bioventing eine Empfehlung von der in begründeten Einzelfällen abgegangen wird, im Falle des Respiationstests in der gesättigten Zone, kann von dieser Forderung in keinem Fall abgegangen werden.

### Hinweis:

Die Abnahme des O<sub>2</sub> bzw die Zunahme des CO<sub>2</sub> im Versuchsfeld ist stark beeinflusst vom Grundwasserstrom, da dieser auch ohne Sauerstoffverbrauch durch Verdrängen und Verdünnen den Sauerstoffgehalt der Messpegel reduziert. Es muss daher der lokale Grundwasserstrom genau erhoben werden und die Grundwassergeschwindigkeit in die Bewertung der Beobachtungsergebnisse miteinbezogen werden. Dabei müssten jedenfalls zu Beginn des Respirationsversuches die anstromigen Grundwasserbeobachtungspiegel eine höhere Sauerstoffzehrung zeigen als die abstromigen Beobachtungssonden. Dieser theoretische Verlauf wird zwar von Inhomogenitäten beim Sauerstoffverbrauch überlagert, ist aber jedenfalls in die Bewertung miteinzubeziehen.

### 5.3.2 Versuchsparmeter

Gehalt an O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, vorhandene N Quellen (z.B. Nitrat, Ammonium), ev. auch Phosphorquellen wie Phosphat, ev. Tracer (z.B. Uranin), Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Mn<sup>4+</sup>, Kontaminant

### 5.3.3 Sanierungs- und Sicherungsmittel

Gebläse, mobiles O<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>Messgerät, bzw. –ausrüstung, Probenahmepumpen

### 5.3.4 Qualitätssicherung

- Messung Hintergrundwert im unkontaminierten Bereich
- Keine Kurzschlussströmungen im Untergrund - Brunnenbau
- Verwendung von Tracern zur Sicherstellung der Dichtheit
- Bei Verwendung von Onlineprobenahmeanlagen die Menge des entnommenen Wasser einbeziehen
- Keine saugenden Probenahmepumpen (Entgasung durch Unterdruck wirkt sich stark aus, genau so wie Sauerstoffanreicherung durch eventuelle minimalste Systemundichtigkeiten)
- Vor Ort Titration durch ausgebildete Fachleute
- Grundwasserstrom in die Bewertung der Sauerstoffabnahme miteinbeziehen
- Ausreichend lange Belüftungszeiten zum Aufbau einer ausreichend großen sauerstoffgesättigten Zone um den Belüftungspegel und die Beobachtungssonden

### 5.3.5 Auswertung und Interpretation

Für die Auswertung der Sauerstoffzehrung werden nur die Ergebnisse der oberen, im Kontaminationsbereich gelegenen, Messstellen verwendet. Trägt man die Sauerstoffkonzentration über die Zeit auf, so kann typischerweise eine initial starke, lineare Abnahme des Sauerstoffgehaltes beobachten werden, die ab einer Sauerstoffkonzentration von 1-2 mg l<sup>-1</sup> abflacht. Aus dem linearen Bereich der Kurve wird die Sauerstoffzehrungsrate berechnet, wobei der Hintergrundwert aus dem unkontaminierten Versuch abgezogen wird. Sauerstoffzehrungsraten über 1 mg pro Tag deuten darauf hin, dass der Standort für Bio Sparging geeignet ist, was eine Bedingung für den sinnvollen Einsatz von Bio Sparging in Sinne dieses Leitfadens darstellt. Geringere Raten sind ein Hinweis auf andere Limitierungen am Standort und hier würde Sauerstoffzufuhr allein nicht zum Erfolg führen.

Ein biologischer Sauerstoffverbrauch kann an einer gleichzeitigen Zunahme von CO<sub>2</sub> und Abnahme von Nitrat etc. erkannt werden. Eine Sauerstoffzehrung ohne Zunahme von CO<sub>2</sub> oder ohne Abnahme des Nitratwertes kann höchstwahrscheinlich keinem KW Abbau gegenüber gestellt werden, sondern ist auf andere Vorgänge zurückzuführen (siehe auch Feldversuch 2 Kapitel 5.4)

Obwohl noch keine gesicherten Daten vorliegen, ist es - wie bei Respirationstests in der ungesättigten Zone in einigen Anwendungsfällen vorkommend - im Analogieschluss denkbar, dass der *in situ* Respirationsversuch ein zufrieden stellendes Ergebnis liefert, obwohl am Standort ein Nährstofflimit vorliegt. Eine Sanierung eines solchen Standorts kann ohne Zugabe von Nährstoffen nicht möglich sein. Es ist daher sinnvoll, im Anschluss an den ersten Test für einen Zeitraum von einem oder 2 Monaten den Untergrund zu belüften und daraufhin eine zweite Zehrungsmessung durchzuführen. Der Standort ist für das Verfahren geeignet, wenn die Sauerstoffzehrungsraten dabei zumindest die Werte des ersten Tests erreichen.

### 5.3.6 Versuchsdauer

1. Respirationstest: ca. 1 Monat

zusätzlich empfohlen:

Belüftung: 1-2 Monate

2. Respirationstest: 1-2 Wochen

### 5.3.7 Kosten

Ausführung mit einem neu errichteten Einblaspegel und 2 neu errichteten Beobachtungspiegel (Tiefe je 15 m) und etwa 1 Monat Betrieb: ca. € 7.000 bis € 10.000.

## 5.4 Stufe 2: Feldversuch 2: Cloggingversuch

Theoretisch können zwar die möglichen Formen der cloggingrelevanten Elemente im Grundwasser beschrieben und quantifiziert werden, aber wie erwähnt ändern sich während der Sanierung die Einflussfaktoren auf die Zustandsformen dieser Elemente. Dadurch ist es in der kommerziellen Anwendung unmöglich, alle möglichen Zustandsformen dieser Elemente, sowie alle möglichen Änderungen derselben durch den Sanierungsprozess vorherzusehen oder auch nur zu verfolgen. Es ist vielmehr relevant, welche Einflüsse diese Prozesse auf die Sanierung und den Untergrund ausüben werden.

Der erwünschte Einfluss ist der Abbau der Kontaminanten (sowie die Annäherung des Grundwasserchemismus an den ursprünglichen). Der unerwünschte Einfluss ist der dabei auftretende Effekt der Bildung von festen Niederschlägen und der teilweise unerwünschter Biomasse (z.B. Eisenreduzierer). Es ist daher nötig den Einfluss der Belüftung auf den Grundwasserchemismus vorab abzuschätzen (Kapitel 5.2.8) und danach in einem Feldversuch zu verifizieren. Die aus diesem Versuch erhaltene Information muss in die Detailplanung der Sanierung einfließen.

### 5.4.1 Versuchsbeschreibung

Der Cloggingversuch ist kein eigener Versuch sondern wird parallel zum Respirationsversuch durchgeführt. Er unterscheidet sich von diesem lediglich durch die Fragestellung und Auswertung. In beiden Fällen wird der Grundwasserkörper versuchsweise belüftet.

- Der Respirationstest will die Veränderungen relevanter biologischer Parameter verfolgen.

- Der Cloggingversuch fragt hingegen, wie viel feste Niederschläge durch den nicht sanierungsrelevanten Sauerstoffverbrauch gebildet werden können und ob diese das Potential haben, das Sanierungsverfahren nachhaltig zu stören. Störungen entstehen durch das Verstopfen von sanierungsnotwendigen Poren und führen zu einer nachhaltigen Verschlechterung der Durchlässigkeit (in Brunnennähe).

Die Anzahl der zu ziehenden Proben richtet sich zum einen nach den Durchführungsmöglichkeiten und zum anderen nach der Forderung, die getrennten Grundwasserqualitäten oben und unten auch getrennt zu erfassen. Es müssen hierfür zumindest 2 Aufschlüsse hoch und tief bemustert und bestimmt werden. Somit sind zumindest 4 Proben je Bemusterung auf die genannten Parameter zu untersuchen.

Bemusterungstermine sind zumindest:

- Ruhezustand vor Belüftung
- Stabiler Zustand gegen Ende der Belüftung

Empfohlen ist auch eine (eventuell eingeschränkte) Bemusterung nach Ende des Respirationsversuchs bei erneutem Erreichen von Werten nahe dem Ruhezustand.

#### 5.4.2 Versuchsparameter

Gehalt an Eisen II, Eisen III, Mangan II, Mangan IV,

#### 5.4.3 Sanierungs- und Sicherungsmittel

Probenahmepumpen

#### 5.4.4 Qualitätssicherung

- Messung Hintergrundwert im unkontaminierten Bereich
- Normgerechte Wasserprobenahmen

#### 5.4.5 Auswertung und Interpretation

Für den Cloggingversuch werden die bei der Bemusterung für den Respirationsversuch entnommen Wasserproben derart ausgewertet, dass die Gehalte an Eisen (nach 2 und 3wertigem Eisen getrennt) und Mangan (nach 2 und 4wertigem Mangan getrennt) vor dem Beginn der Belüftung und nach Ende der Belüftung verglichen werden. Zur Quantifizierung der Cloggingneigung werden unabhängig voneinander für die unter 5.2.8. genannte Abschätzung die Gehalte an 2wertigem Eisen und Gesamteisen verwendet, wobei der Gehalt an 2wertigem Eisen den relevanten Wert liefert, der Gehalt an Gesamteisen einen „worst case“ darstellt. Für Mangan gilt Analoges. Die Ergebnisse für Eisen und Mangan sind zu addieren.

Es sollte der gesamte ermittelte Niederschlag in erster Näherung in einem Umkreis von einem halben Meter Radius um den Brunnen über die gesamte Länge des Einblasfilters gleichmäßig verteilt angenommen werden. Daraus kann man einen verlegten Anteil des Porenvolumens in diesem Bereich ermitteln. Dieselbe Rechnung sollte für die Radien 25 cm und 1Meter erfolgen.

Aus dem Brunnenbetrieb ist bekannt, dass auf Grund verschiedener Effekte eine Beeinträchtigung des Wasserflusses erst ab ca. 50% verlegtem Porenvolumen eintritt. Die daraufhin einsetzende Abnahme der Leitfähigkeit sowie der damit einhergehenden Restriktion im Q ist exponentiell.

Ergibt die Berechnung, dass in einem Umkreis von 25 cm um die obere Hälfte des Brunnenfilters Clogging in diesem Ausmaß nicht innerhalb des Projektzeitraums eintritt, so gilt die Anwendung als nicht sensibel gegenüber Clogging. Ergibt sich eine relevante Porenanteilsveränderung während des Projektzeitraums innerhalb des 50 cm Radius, so sind regelmäßige Wartungsarbeiten im Sinne von Brunnenregenerierungen etc. vorzusehen. Sollten sich diese nachteiligen Veränderungen auch im 1 m Radius (kalkulatorisch) finden, so kann nicht mehr mit Regenerierungen gearbeitet sondern muss mit einem Neubau gerechnet werden, da dieser Radius nicht mehr sicher erreicht werden kann.

#### 5.4.6 Versuchsdauer

Parallel zum Respirationstest durchgeführt

#### 5.4.7 Kosten

Da parallel mit Respirationstest nur Analysekosten

## 6 VERFAHRENSBESCHREIBUNG

### 6.1 Aktives Sanierungsverfahren

Bio Sparging wird vor allem zur *in-situ* Sanierung von kontaminierten Standorten mit biologisch abbaubaren Komponenten organischer Schadstoffgemische eingesetzt. Gereinigte Druckluft wird mit Hilfe eines Kompressors deutlich unter der Kontamination in die gesättigte Bodenzone eingebracht. Je nach Bodenart bzw. Grundwasserstand gilt es die dem Lufteintrag entgegenwirkenden Kräfte zu überwinden. Die Homogenität der Bodenmatrix bestimmt die Verteilung der Luft. Durch Bio Sparging werden im Wesentlichen zwei Effekte bewirkt. Erstens werden leicht flüchtige Schadstoffe entfernt, da sich die aufsteigende Luft mit den Schadstoffen, belädt. Zweitens wird der biologische Abbau in der gesättigten Zone durch den zusätzlichen Sauerstoffeintrag beschleunigt. Wie viele Schadstoffe entfernt werden, hängt von der Kontamination bzw. deren Verfügbarkeit ab, von der biologischen Abbaubarkeit und von der Verteilung der Luft im Untergrund. Die Verteilung der Luft (Kanäle od. Blasen) ist ausschließlich von der Verteilung der Poren und deren Größe abhängig. Dieses Verfahren ist in der Regel mit einer vertikalen oder horizontalen Bodenluftabsaugung kombiniert (Aufbereitung mit Aktivkohle).

Da beim Betrieb des Verfahrens vorrangig auf den Eintrag von Sauerstoff abgezielt wird, um den biologischen Degradationsprozess zu starten oder zu unterstützen, spricht man allgemein von Bio Sparging. Der vorliegende Leitfaden beschäftigt sich ausschließlich mit Bio Sparging. Eine Volatilisierung bzw. Strippung von Schadstoffen ist hierbei nicht vorgesehen, weswegen auf diese Aspekte nicht näher eingegangen wird.

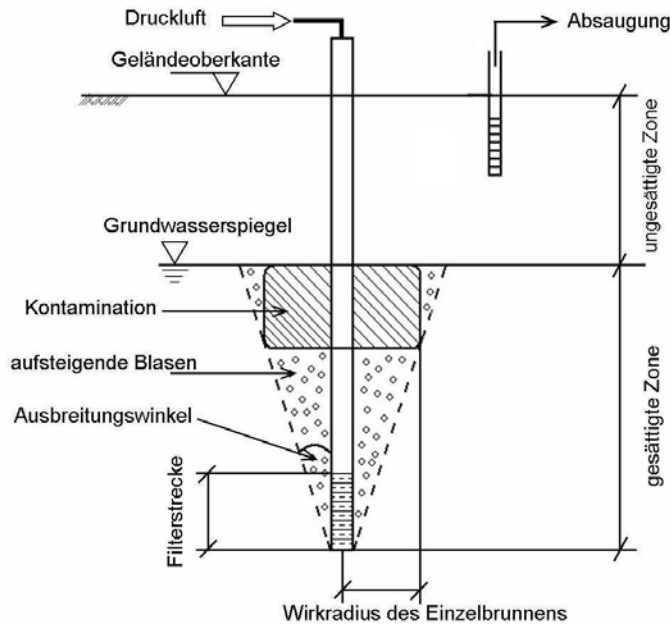


Abbildung 4: Funktionsprinzip Air Sparging / Bio Sparging

Es wird ein Brunnen im kontaminierten Bereich hergestellt. Die Verfilterung dieses Brunnens beginnt deutlich unterhalb der Kontamination und ist etwa einen Meter lang. In diesen Brunnen wird Luft eingeblasen. Diese Luft verlässt durch die Filterstrecke den Brunnen und gelangt in den umgebenden Untergrund. Dort beginnt sie durch den Auftrieb aufzusteigen. Während des Aufstiegs breitet sich die Luft um den Brunnen herum aus. Sobald die aufsteigende Luft auf den kontaminierten Bereich über dem Brunnen trifft hat sie eine bestimmte Ausbreitung erreicht. Dies ist der Wirkradius eines Einzelbrunnens, welcher auch als "Bubble Radius" bezeichnet wird.

Dadurch kommen folgende physikalische Haupteffekte in Gang:

1. Im Untergrund ist eine innige Verzahnung zwischen Wasser und Luft gegeben, wodurch auch ein reger Gasaustausch stimuliert wird. Es ist somit der Zweiphasenfluss im Untergrund als Gleichstromstrippkolonne zu qualifizieren. Dadurch werden zum einen Schadstoffe, welche im Wasser gelöst sind an die Luft abgegeben („Strippeffekt“), zum anderen wird Sauerstoff aus der Luft in das Wasser abgegeben.
2. Durch die im Untergrund aufsteigende Luft kann sich eine Konvektionsströmung rund um den Brunnen ausbilden. Ob sich diese ausbildet oder nicht ist abhängig vom Gasphasenfluss im Untergrund („channel flow“ oder „bubble flow“) [Lit. 3]. Verfahrensbedingt ist die Ausbildung dieser Grundwasserzirkulation schwer zu überprüfen bzw. schwer gezielt verwendbar. Es muss daher für die Bewertung nachteiliger Auswirkungen diese Zirkulationsströmung angenommen werden. Andererseits darf die Zirkulationsströmung bei der Beurteilung der positiven Effekte nur dann angesetzt werden, wenn Ihre Ausbildung durch zu setzende Maßnahmen gesichert ist und auch überprüft wird.

Zu Beginn der Entwicklung stand bei diesem Sanierungssystem hauptsächlich der Austragseffekt im Mittelpunkt und es wurden vor allem strippbare Kontaminanten (z.B. CKW) saniert. Diese werden aus der gesammelten Abluft durch übliche Methoden der Abluftreinigung, wie Aktivkohlefilter, entfernt. Dieses Verfahren wird heute zumeist als Air Sparging bezeichnet und ist nicht Gegenstand dieses Leitfadens.

Im gegenständlichen Leitfaden wird auf den Sauerstoffeintrag fokussiert (BioSparging) und dieser zum mikrobiologischen Abbau genutzt.

In Abbildung 5 ist exemplarisch eine mögliche Konvektionsströmung um einen Bio Sparging Brunnen dargestellt.

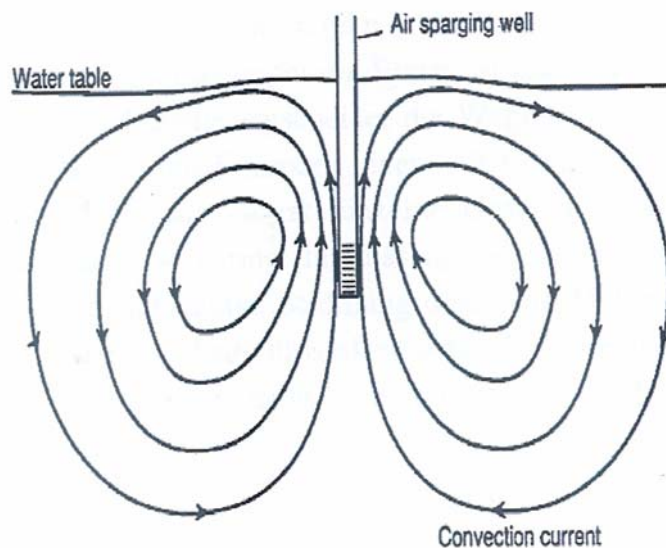


Abbildung 5. Mögliche Konvektionsströmung beim Bio Sparging [Lit.3]

Nachdem die Luft die Filterstrecke des Einblaspegels verlassen hat, steigt diese auf und trifft auf kontaminierte Bereiche des Untergrundes. Es wird während des Aufstiegs der in der eingeblasenen Luft enthaltenen Sauerstoff an das Wasser abgegeben, wo er für mikrobielle Aktivitäten zur Verfügung steht. In Porenräumen bleibt jedoch ein gewisser Anteil der aufsteigenden Luft haften. Dies bedingt 2 Effekte. Erstens steht in diesen Luftblasen Sauerstoff als Depotraum für weitere Sauerstoffnachlieferungen zur Verfügung und zweitens verschlechtert dies die Leitfähigkeit des Untergrundes für Wasser.

Der gelöste Sauerstoff wird durch biotische und abiotische Prozesse verbraucht. Die Unterscheidung dieser wird in Kapitel 5.3 Feldversuch 1 Respirationsversuch näher beleuchtet

Weiters kann - wie in Abbildung 5 ersichtlich - der Weg des Wassers auch beim Bio Sparging zweigeteilt sein. Nach dem Aufstieg des Wassers im Bereich der aufsteigenden Blasen führt er zuerst anfangs sauerstoffangereicht in dem oberen Bereich des Aquifers durch kontaminierte Bereiche, dann im unteren Teil des Aquifers sauerstoffarm zurück zum Einblaspunkt. Es ist damit evident, dass für die Beobachtung dieses Systems Sonden, Pegel, Monitoringpunkte etc. benötigt werden, welche zumindest in 2 Tiefen getrennt ausgebaut sind. Systembedingt unterscheiden sich Wasserqualitäten im unteren Bereich des Aquifers drastisch von denen im oberen Bereich des Aquifers. Die unterscheidenden Hauptparameter sind KW Gehalt, Sauerstoffgehalt, CO<sub>2</sub> Gehalt sowie alle durch den Sauerstoff beeinflussten Parameter wie Eisengehalt, Mangangehalt etc.

Anders als beim Grundwasserzirkulationsbrunnen jedoch führt ein Kurzschluss (z.B. durchgehender Kiesfilter) nicht zu einer wesentlichen Systembeeinträchtigung.

Typischerweise arbeitet man im Bio Sparging mit geringen Luftmengen, da keine Luftvolumen zum Strippen benötigt wird, sondern lediglich die Sauerstoffzufuhr dadurch erfolgt. Üblich sind hier Durchflussraten von 1-20 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>. Es ist hier jedoch zu erwähnen, dass die Luftdurchflussmenge auch einen erheblichen Einfluss auf den erreichbaren "Bubble Radius" hat. Die Dimensionierung der Bio Sparging – Anlage basiert auf den Ergebnissen der Bestandsaufnahme (Kapitel 4) sowie der Vorversuche (Kapitel 5).

Es ist offensichtlich, dass eine vorherrschende Grundwassergrundströmung durch das Einzugsgebiet des Bio Sparging Brunnens zu Auswirkungen auf den "Bubble Radius" führen werden. Eine Untersuchung dieser Einflüsse auf wissenschaftlicher Basis ist nicht bekannt. Es kann somit lediglich empirisch vorgegangen werden und im Zuge der Voruntersuchungen dieser Aspekt durch ausführliche Beobachtung mitbetrachtet werden. Alternativ dazu kann durch Steuerbepumpungen in der Umgebung des Bio Sparging Bereiches die Grundwassergrundströmung abgefangen werden, so dass durch den Spargingbereich kein Grundwasserstrom durchtritt.

Sollte die Beobachtungsvariante gewählt werden, ist zu beachten, dass die Beobachtung von aufsteigenden Blasen in einem Beobachtungspiegel noch kein Beweis für ein Funktionieren des Systems darstellt. Durch bevorzugte Fließwege können einzelne, nicht für das Gesamtsystem repräsentative Blasenwege sehr weit reichen. Dies kann zu einer Überschätzung der Gesamtreichweite der Einzelbrunnen, sowie zu einer Fehleinschätzung der Symmetrie des "Bubble Radius" führen.

Bio Sparging kann zur Dekontamination des Grundwassers oder des Bodens (inkl. Grundwasser) verwendet werden. Im ersten Fall erfolgt die Anordnung linienförmig (bei hohem Grundstrom oder schwer abbaubaren Kontaminationen auch Doppel- bzw. Mehrfachlinie) im zweiten Fall flächig zumeist als Waben.

Die wesentlichen Systemdesignparameter, die für die Anwendbarkeit dieses Verfahrens stehen, sind:

- Luftverteilung (ROI - radius of influence)
- Einblastiefe
- Druck
- Durchflussrate
- Injektionsart (pulsierend oder dauerhaft)
- Art und Menge der Injektionsrohre
- Kontaminationstyp und Verteilung

Bei dauerhafter Injektion kommt es durch die permanente Einblasung von Luft zu einer Änderung der relativen Permeabilität im Untergrund bzw. durch die Ablagerungen der Luftblasen in den Porenräumen zu einer Verlangsamung der Grundwasserströmung. Diesen negativen Auswirkungen kann durch einen pulsierenden Lufteintrag etwas entgegenwirkt werden. Mit Hilfe dieser Betriebsweise kann eine bessere Durchmischung und Anreicherung des Grundwassers mit Sauerstoff erreicht werden. Allerdings kommt es bei jeder Art von Spargingbetrieb zu einer Umlagerung im Korngefüge des Untergrunds, welche durch den pulsierenden Einsatz tendenziell verstärkt wird. Die beiden Einflüsse sind nicht analytisch quantifizierbar. Sie können aber vorab in einem einfachen Vorversuch im Labor oder Technikum abgeschätzt werden.

Für Bio Sparging-Anlagen existiert kein wissenschaftlich fundierter Dimensionierungsweg in der Literatur. Auch ist keine Modellierung dieses Verfahrens bekannt, wobei jedoch proprietäre Verfahren oder Software existieren kann. Zur Dimensionierung kann - nach positiver Überprüfung des Entscheidungsbaums (Abb. 1) und Erfüllung aller ERBs gemäß Tabelle 1 - folgender Weg empfohlen werden:

1. Wahl eines voraussichtlichen geometrischen Systems von Eintauchtiefe unter Kontaminationsunterkante, und Ausbreitungswinkel. Dieser bestimmt den "Bubble Radius" und ist beeinflussbar über den eingepressten Luftdurchfluss bzw. über die Tiefenlage der Filteroberkante der Einblasfilter.
2. Durchführen der Feldversuche gemäß Kapitel 5 unter Beobachtung des Zusammenhanges >Ausbreitungswinkel – Luftdurchsatz< für den gegebenen Standort sowie dem Einfluss des vorhandenen Grundwasserstroms.
3. Wahl aller Systemdesignparameter auf Basis der Versuchserfahrungen

## 6.2 Technische Einrichtungen

Um das System Bio Sparging anzuwenden sind zumindest folgende Komponenten erforderlich:

- Brunnen
- Kompressor
- Vakuumpumpe
- Rohrmaterial
- Luftfilter
- Druckregelventil und Manometer
- Massendurchflussmesser
- Lufttrocknungsanlage

Brunnen: Die Brunnen dienen in erster Linie der Einblasung von Luft in den gesättigten Untergrund. Die verwendeten Durchmesser und Eintauchtiefen der Bio Sparging Brunnen werden von verschiedenen Anbietern unterschiedlich beurteilt. Allgemein werden in der Literatur und in der praktischen Anwendung Pegel von ein bis vier Zoll Durchmesser beschrieben. Eine eindeutige Tendenz zu kleineren Durchmessern ist unter diesen Angaben festzustellen. Die Verfilterung erfolgt gemäß Literaturangaben zwischen 0,5 m und 4,5 m unter der tiefsten angetroffenen Kontamination. Hier ist anzumerken, dass auf Grund geometrischer Zusammenhänge hier eindeutig der erreichbare "Bubble Radius" eine Funktion dieser Filtertiefe ist. Aber es existieren auch andere Einflussgrößen auf diesen "Bubble Radius" - siehe auch Kapitel 6.1.

Wichtig zu erwähnen ist, dass über der Einblasstrecke eine Dichtung anzubringen, ist um den Aufstieg der Luft im Ringraum zu verhindern. Es wird die Verwendung von Dämmern und/oder Zementationen anstelle von Bentonitpellets empfohlen.

Gebläse/Kompressor: Die Gebläse sind den benötigten Drücken anzupassen. Bei in Österreich zu erwartenden Eintauchtiefen von max. 10m sollten trockenlaufende Drehschieberverdichter verwendet werden. Diese bringen bei geringen Wartungskosten den Vorteil ohne Ölschmierung zu funktionieren. Das Schmieröl der Kompressoren gelangt üblicherweise in den Luftstrom und würde mit diesen in das Grundwasser transportiert bzw. müsste über Ölabscheider aufwendig abgeschieden werden. Bei tieferen Einblasungen sind die Einblasgeräte den erwarteten Belüftungsraten und Drücken unter Beachtung der Forderung nach ölfreier Belüftungsluft anzupassen

Abluftfilter: Da Bio Sparging einen Strippeffekt haben kann, werden strippbare Komponenten der Kontamination ausgeblasen. Liegen die Schadstoffkonzentrationen in der gasförmigen Phase über den Grenzwert, so ist die Abluft der Bio Sparging zu sammeln und es sind Abluftfilter vorzusehen. Ihre Dimensionierung erfolgt nach den üblichen, aus Bodenluftabsaugungen bekannten, Verfahren. Auf die Explosionssicherheit ist hierbei ebenfalls Bedacht zu nehmen.

## 6.3 Qualitätssicherung des Verfahrens

Die Qualitätssicherung des Verfahrens dient in erster Linie der Prüfung der Herstellung eines funktionierenden Systems. Da keine wissenschaftlich fundierten Dimensionierungswege oder Modellierungsprogramme bekannt sind, sollte umso mehr auf umfangreiche Vorversuche das Augenmerk gelegt werden, um den unter den gegebenen Umständen erreichbaren Sanierungserfolg optimieren zu können. Ein weiteres Hauptaugenmerk

sollte auf der Ausführung der Dichtungen über den Einblasstrecken bzw. dem gesamten Brunnenbau liegen, da durch solche Störungen innerhalb des Spargingbereiches tote Zonen entstehen können und eventuell unsaniert im Untergrund verbleiben könnten.

Der dritte Schwerpunkt der Qualitätssicherung sollte in der Verfolgung der biologischen Tätigkeit während des Betriebes gelegt werden.  $O_2$  und  $CO_2$  Bestimmungen aus der ungesättigten Zone sind ungeeignet um den Sanierungsverlauf der gesättigten Zone zu überwachen. Hierfür müssen  $O_2$  und  $CO_2$  Kurven aus Grundwasserproben bestimmt werden. Zudem sind weitere biologisch relevante Parameter wie verfügbare Stickstoffquellen und andere Nährstoffe sowie Störstoffanalytik zu untersuchen.

Die Ausführung der Arbeiten der Bohr- und Bauablauf sind sorgfältig zu planen, ihre Umsetzung zu überwachen und nach Herstellung der Untergrundaufschlüsse diese auf ihre Tauglichkeit zu überprüfen. Zu dieser Tauglichkeitsüberprüfung gehört:

1. Herstellung mit einem geeigneten Bohrverfahren. Spülbohrungen und Rammbohrungen sind nach Möglichkeit auszuschließen. Hohlschneckenbohrungen, in welchen der Ringraum nicht gesichert und kontrolliert verfüllt werden kann, sind ebenfalls ungeeignet. Hingegen ist jede verrohrte Bohrung – mit und ohne Kerngewinn – für die Herstellung geeignet, sofern gewährleistet ist, dass der Ringraum nach Einbringen des Brunnenmaterials mit den vom Planer vorgesehenen Materialien verfüllt werden kann.
2. Überprüfung der Entsandung und Schwebstoffentfrachtung der Brunnen und Pegel mittels Probelüftung und Probebepumpung. Dabei ist mitgeführter Feststoff zu dokumentieren und im Bedarfsfall durch eine Nachentsandung und Intensiventwicklung der Brunnen und Pegel zu entfernen.
3. Pumpversuche in den einzelnen Brunnen oder den einzelnen Filterstrecken zur Dokumentation des Neubauzustandes. Durch die einsetzende Alterung wird sich dieser Wert ( $Q_{spez}$ ) über die Sanierungsdauer verändern. In Falle der Veränderung müssen rechtzeitig Regenerationsmaßnahmen der Brunnen durchgeführt werden oder diese ersetzt werden. Daher ist die Kenntnis des am Beginn vorhandenen spezifischen Durchflusses (zB. als Schüttung) relevant.

In der Betriebsphase wird dann der Zustand des Systems durch regelmäßige Betriebsdatendokumentation (Einblasmenge und -druck, dadurch bedingter Wasserspiegelanstieg etc.) überwacht. Bei Verdacht einer Verschlechterung >10% der ursprünglichen Leistungsfähigkeit sollten wiederkehrende Pumpversuche durchgeführt werden. Im Bedarfsfall sind Wartungsmaßnahmen oder Ersatzbohrungen herzustellen.

Weitere Qualitätssicherungen zielen auf die Verfolgung der Abbauleistung ab. Diese kann durch regelmäßige (siehe 6.3.1) Respirationsversuche (der gesättigten Zone!) durchgeführt werden.

Die aus dem Bioventing bekannte permanente online Messung der Parameter  $O_2$  und  $CO_2$  in der ausgetragenen Luft ist ungeeignet für die Verfolgung des Abbaus. Durch die geringe im Wasser mögliche Konzentration von  $O_2$  ist auch die Verfolgung der Konzentration von  $O_2$  und  $CO_2$  im Wasser während des Betriebes nur bedingt verwendbar.

Sollten die Respirationsversuche eine Verschlechterung der Abbauleistung ergeben, so ist der Grund hierfür zu hinterfragen. Es können dies sein:

- Nährstofflimitierung, welche durch Bildung von und Bindung in Biomasse erst jetzt auftritt
- Jahreszeitlich bedingte Temperaturschwankungen
- Rückgang der Kontamination

## 6.4 Monitoring

Vor, während und nach den Arbeiten ist der Grundwasserzustand im Anstrom und Abstrom auch im Hinblick auf nachteilige Veränderungen durch die Änderung der Grundwasserchemie und die mögliche Bildung leicht löslicher

organischer Verbindungen und deren Austrag aus dem unmittelbaren Sanierungsbereich (Pegel außerhalb des Sanierungsbereiches, Untersuchungsintervalle, Parameter) zu untersuchen. Diese Grundwasserbeobachtung ausserhalb des eigentlichen Kontaminationsbereichs ist sowohl für die Verfolgung des Sanierungsverlaufs als auch zur Feststellung des Sanierungserfolgs verwendbar.

#### 6.4.1 Dokumentation des Sanierungsverlaufes

Zur Dokumentation des Sanierungsverlaufs sind folgende Messungen durchzuführen:

- Wasserbeprobung von Beobachtungspiegeln hinsichtlich  $O_2$  und Kontaminant ( $CO_2$  kann zeitweise ebenfalls kontrolliert werden, muss aber nasschemisch vor Ort titriert werden und eignet sich somit nicht als Routineparameter)
- Wasserstandsmessungen (anfangs monatlich dann vierteljährlich)
- *In situ* Respirationstests (Tag 0, nach 1 Monat, dann halbjährlich)

#### 6.4.2 Dokumentation des Sanierungserfolges

Nach Abschluss der Sanierung wird der Sanierungserfolg durch Beprobung des Untergrunds nachgewiesen. Dazu ist folgende Beprobung vorzusehen:

- Kontrollbohrungen: Repräsentative Beprobung des Kontaminationskörpers
- Bodenproben, tiefengestaffelt: KW Analytik Feststoff und Eluat

### 6.5 Entsorgung von Sanierungsmitteln

Zur Entsorgung fällt beim Bio Sparging üblicherweise Aktivkohle aus der Abluftreinigung an, so eine solche vorgesehen ist.

### 6.6 Sanierungsdauer

Die Sanierungsdauer ist abhängig von der Art und Stärke der Kontamination sowie den Standortbedingungen. Im Mittel kann mit einer Reduktion der Kohlenwasserstoffe von  $1.000 - 1.500 \text{ mg kg}^{-1}$  pro Jahr je nach Randbedingungen auch höher gerechnet werden. Die Abbaurate wird von der Planung der Anlage und ihrer Betriebsart beeinflusst.

### 6.7 Erreichbare Restkontamination

Nach Abschluss von biologischen Sanierungsverfahren, ist mit einer Restkontamination im Untergrund zu rechnen. Diese Kontamination ist abhängig von Verfügbarkeit und Persistenz der Schadstoffe und kann in Laborversuchen abgeschätzt werden. Im Normalfall ist in Abhängigkeit vom Schadstoff mit einer Kontamination von  $< 500 \text{ mg kg}^{-1}$  zu rechnen.

Die zugehörigen KW-Eluatwerte können im Regelfall unterhalb  $0,1 \text{ mg l}^{-1}$  liegen. Der zu erwartende Eluatwert am Ende der Sanierung kann jedenfalls im Zuge der Vorversuche im Technikum (siehe Kap. 5.2.) parallel zu den erreichbaren Feststoffgehalten ermittelt werden.

## 6.8 Kosten (Investitionen, Betriebsmittel)

Die Kosten für die Sanierung eines Standortes sind grundsätzlich stark von den Gegebenheiten am Standort abhängig. Insbesondere die Mächtigkeit der gesättigten und der kontaminierten Schicht, die Bebauung und Zugänglichkeit, die Schwere der Kontamination, sowie die Durchlässigkeit des Untergrunds und die damit verbundenen Reichweiten und Durchsatzraten spielen eine bedeutende Rolle bei der Schätzung des Kostenrahmens. Vergleichswerte sind in der Literatur nicht vorhanden.

Aus Markterhebungen kann aber Folgendes geschätzt werden:

- Planungs- und Erhebungskosten: 100.000,-€
- Errichtungskosten je 1000 m<sup>2</sup>: 100.000,-€ - 150.000,- € (abhängig von zu sanierender Bodenmenge und den Standortbedingungen; Kontamination bis etwa 10 m Tiefe)
- Betriebs und Überwachungskosten: 20.000,-€ bis 60.000,-€ /Jahr

Die Tabelle 2 fasst beispielhaft die Kosten für ein dreijähriges Sanierungsprojekt für unterschiedliche Größen zusammen.

Tabelle 2: Kosten in Euro für Bio Sparging bei Annahme 5 m mächtige Kontamination, 3 jähriger Sanierungsdauer ca.:

	1.000 m <sup>2</sup>	5.000 m <sup>2</sup>	15.000 m <sup>2</sup>
Planung und Erhebung	50.000	75.000	100.000
Errichtung	150.000	625.000	1.500.000
Betrieb	80.000	160.000	240.000
<b>Summe</b>	<b>280.000</b>	<b>860.000</b>	<b>1.840.000</b>
Je m <sup>2</sup>	280	172	123
Je m <sup>3</sup>	93	57	41
Je t	47	29	21

Die Werte der Tabelle 2 können nicht für konkrete Kostenschätzungen herangezogen werden, sondern dienen nur einer groben Orientierung. Dem Planer und somit Verfasser von künftigen Kostenschätzungen allfälliger derartiger Projekte muss klar sein, dass man sich nicht allein auf die o.g. Angaben (Tab. 2) stützen kann, sondern eine sorgfältige Kostenschätzung für den Einzelfall unter Einbeziehung der Randbedingungen unumgänglich ist.

## 6.9 Kombinationsmöglichkeiten

Kein *in situ* Sanierungsverfahren kann für sich allein eine komplexe Untergrundverunreinigung beheben. Bio Sparging im Sinne dieser Richtlinie kann Sauerstoff in den gesättigten Untergrund eintragen und diesen in der sanierungsrelevanten Zone verteilen und dadurch mikrobiologischen Abbau der Schadstoffe bewirken. Bio Sparging kann durch das Wesen des Verfahrens begründet folgende Randbedingungen nicht ändern:

1. Phase am Grundwasser (nicht entfernbar aber bewegbar)
2. Hohe Henrykonstante daher leicht strippbar
3. Ungesättigte Bodenzone erfassen – daher ist die Kombination mit einem Bioventing üblich
4. Nicht biologisch abbaubare Kontaminanten abreinigen

Um diesen Limitierungen des Systems zu begegnen, sind unzählige Kombinationen des Systems mit anderen denkbar. Exemplarisch seien folgende aufgezählt:

Ad 1) Da die eingeblasene Luft nicht kontrolliert werden kann, muß der Phasenabzug vor dem Beginn eines Bioventing unbedingt beendet sein, da sonst unerwünschte Ausbreitungen und Verteilungen der Kontamination auch unterhalb des Grundwasserspiegels wahrscheinlich sind [Lit. 3]. Aus diesem Grund kann Bio Sparging hier nicht gleichzeitig mit einem anderen Verfahren, sondern nur nach einem solchen betrieben werden.

Ad 2) Sammlung und Behandlung der Abluft des Bio Sparging, Auslegung des Systems auf eine zusätzliche Stripplwirkung während der Grundwasserpassage. Zu beachten ist, dass bei unkontaminierter ungesättigter Zone zwar das Grundwasser durch Stripplung gereinigt wird, die kontaminierte Luft aber dann im unkontaminierten Bereich des Untergrundes aufsteigt, wo diese dann gesammelt werden kann. Während der Passage durch den Untergrund wird Kontamination an den Untergrund abgegeben, welche in der Endphase der Sanierung wiederum abgefördert wird. Dies ist ein zwingender Vorgang, da Boden und Bodenluft immer im Gleichgewicht steht, bzw. so keines herrscht, die Bestrebung besteht ein solches herzustellen. Es wird daher auch bei geringer Adsorptionskapazität des Bodens ein Schadstoffanteil der Bodenluft an den Boden abgegeben werden. Sobald die Konzentrationen der vorbeiströmenden Luft wieder sinken, kehrt sich das Ungleichgewicht um und der Boden wird wiederum gereinigt. Eine geringe Restkontamination ist hierbei jedoch zu erwarten. Aus diesem Grund sollte im Falle einer unkontaminierten ungesättigten Zone hier eher ein Grundwasserzirkulationsbrunnen als *in situ* Stripper geplant werden.

Ad 3) Kombination mit einem Bioventing, Kombination mit einer Bodenluftabsaugung. Da beim Bio Sparging Luft in den Untergrund verpresst wird, muss diese Luft als Bodenluft wieder gesammelt werden. Dies wird sinnvollerweise fast immer dazu verwendet, die ungesättigte Bodenzone einem Bioventing zu unterziehen. .

Ad 4) Erweiterung des Bio Sparging Systems um einen oberirdischen Aufbereitungsteil für die abgesaugte Bodenluft. Dies kann sinnvoll sein, wenn (zusätzlich) eine biologisch nicht abbaubare Kontamination des Untergrundes vorliegt. Allerdings muss hierbei diese Kontamination stripplbar sein bzw. über eine Bodenluftabsaugung gefasst werden können.

## **7 NUTZUNG / NACHNUTZUNG**

### **7.1 Nutzungspotentiale während der Sanierung / Sicherung**

Prinzipiell kann ein Bio Sparging System so ausgeführt werden, dass ein Standort bereits während der Sanierung voll nutzbar ist. Sämtliche Anlagenteile können Unterflur ausgeführt werden; in diesem Fall ist allerdings mit erhöhten Ausführungskosten zu rechnen. Die Pegel müssen für periodische Messungen bzw. Wartungsarbeiten zugänglich sein. Eventuell nötige Neuerrichtungen oder Wartungen von Brunnen müssen möglich sein.

### **7.2 Nutzungspotentiale nach der Sanierung / Sicherung**

Keine Einschränkungen wenn Sanierung mindestens bis zum (behördlich) vorgesehenen Maße erfolgte.

### **7.3 Nutzungseinschränkungen nach der Sanierung / Sicherung**

Nach Abschluss der Sanierung ist die Nutzung der Oberfläche uneingeschränkt möglich. Allerdings ist noch mit Restkontamination im Untergrund zu rechnen, worauf bei einem Aushub Rücksicht zu nehmen ist.

## 8 ABKÜRZUNGEN

BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol
Bubble Radius	Radius des Bereiches der aufsteigenden Luftblasen rund um den zugeordneten Einzelbrunnen, sobald dieser den kontaminierten Bereich erreicht
CKW	chlorierte Kohlenwasserstoffe
ERB	Einsatzrandbedingungen
GW	Grundwasser
I	Gradient einer GW Strömung
$K_f$	Durchlässigkeitsbeiwert ( $m \cdot s^{-1}$ )
$K_v$	k-Wert in vertikaler Richtung
$K_h$	k-Wert in horizontaler Richtung
KW	Kohlenwasserstoffe
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
$Q_{BLA}$	abgesaugte Luftmenge der Bodenluftabsaugung
$Q_{BS}$	eingeblassene Luftmenge Bio Sparging
$Q_{spez}$	spezifische Schüttung eines Brunnens oder einer Filterstrecke als $Q \cdot l \cdot m^{-1}$ Absenkung
ROI	Radius of Influence: Wirkradius
VOC	Volatile Organic Compounds: flüchtige organische Verbindungen
$Wk_{max}$	maximale Wasserhaltekapazität

## 9 LITERATUR

- [Lit. 1] ÖNORM S 2089 (Normenentwurf), 2006: Altlasten - Sicherungs- und Dekontaminationsverfahren. Österreichisches Normungsinstitut
- [Lit. 2] Umweltbundesamt Deutschland (UBA-de), 1997: Maßnahmen. (online). <http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/berichte/>. Zugriff am 2004-12-22
- [Lit. 3] David Görgl, 2003: Barrierewirkung des kontaminierten Kapillarsaums in unterschiedlichen Böden bei vertikalem Stofftransport. Diplomarbeit am Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft Universität für Bodenkultur Wien. Wien
- [Lit. 4] Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1991: Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung. (online) <http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/index.html>. Zugriff am 2004-09-08
- [Lit. 5] US EPA, 1994: How To Evaluate Alternative Cleanup Technologies For Underground Storage Tank Sites: A Guide For Corrective Action Plan Reviewers, Chapter VII Air Sparging
- [Lit. 6] US EPA, 1994: How To Evaluate Alternative Cleanup Technologies For Underground Storage Tank Sites: A Guide For Corrective Action Plan Reviewers, Chapter VIII Bio Sparging
- [Lit. 7] Luber Mathias, 1999: Luftinjektionsbrunnen zur in situ Grundwassersanierung Hydraulik und Stoffdurchgang. Institut für Bodenmechanik und Felsmechanik an der Universität Fridericiana in Karlsruhe Heft 147
- [Lit. 8] Leeson A., Hinchee R.E., 1998: Soil Bioventing - Principles and Practice. CRC Press. Boca Raton
- [Lit. 9] Czurda K.A., 1990: Sanierung bindiger Böden: Reduzierte Erfolgsaussichten durch das spezifische Transportverhalten und Rückhaltevermögen. In: Neuer Stand der Sanierungstechniken von Altlasten. IWS-Schriftenreihe, Band 10. Berlin
- [Lit. 10] DVWK, 1991: Sanierungsverfahren für Grundwasserschadensfälle und Altlasten - Anwendbarkeit und Beurteilung. DVWK-Schriften Nr. 98. Hamburg
- [Lit. 11] DVWK, 1989: Stofftransport im Grundwasser. DVWK-Schriften Nr. 83. Hamburg
- [Lit. 12] Institut für Umwelttechnik GmbH, Berlin, 1990: Gutachtliche Stellungnahme über die Tauglichkeit von verschiedenen in-Situ-Strippverfahren. Berlin
- [Lit. 13] Kinzelbach W., Rausch, R., 1992: ASM-Aquifer-Simulations-Modell Programmdokumentation, Kassel
- [Lit. 14] Philipp R. et. al., 2003: Endbericht Vorversuche Tuttendorfer Breite. Unveröffentlichter Bericht OMV Proterra im Auftrag BMLFUW; Wien
- [Lit. 15] Philipp R., 2002: In-Situ remediation in the saturated zone using cost effective biotechnological methods, 1st ASEM Conference on Bioremediation (conference proceedings). Hanoi; AEETEC (Asia-Europe environmental technology center)
- [Lit. 16] Peterson D., 2002: HazMat Math: Calculating Vapour Concentration., (online) [www.firehouse.com](http://www.firehouse.com), Zugriff am 2003-09-17
- [Lit. 17] Shane F., 1999: In-situ Air Sparging, Groundwater Pollution Primer, Civil Engineering Department, Virginia Tech.. (online) [http://www.cee.vt.edu/program\\_areas/environmental/teach/gwprimer/group24/index.html](http://www.cee.vt.edu/program_areas/environmental/teach/gwprimer/group24/index.html). Zugriff am 2003-09-09
- [Lit. 18] Todar K., 2003: Nutrition and Growth of Bacteria, University of Wisconsin-Madison, (online) [www.bact.wisc.edu/microtextbook/NutritionGrowth/introduction.html](http://www.bact.wisc.edu/microtextbook/NutritionGrowth/introduction.html), Zugriff am 2003-09-10
- [Lit. 19] US Department of Energy, April 1995: In Situ Bioremediation Using Horizontal Wells: Innovative Technology Summary Report. Prepared for US Department of Energy. Office of Environmental Management and the Office of Technology Development. (online) <http://www.em.doe.gov/plumesfa/intech/isbuhw/>. Zugriff am 2003-07-30
- [Lit. 20] Nyberg M. et. al., 2005: Soils ability to let air rise during water saturation. Unveröffentlichter Bericht TERRA Umwelttechnik im Rahmen des Projekts INTERLAND. Wien
- [Lit. 21] Nyberg M. et. al., 2005: Clogging effects & none remedial oxygen consumption in groundwater aeration,.Unveröffentlichter Bericht TERRA Umwelttechnik im Rahmen des Projekts INTERLAND. Wien
- [Lit. 22] Philipp R. et. al. 2006: Respirations und Cloggingversuche Tuttendorfer Breite. Unveröffentlichter Bericht TERRA Umwelttechnik im Rahmen des Projekts INTERLAND. Wien

[Lit. 23] Bauer L. et. al., 2006: Versorgung der gesättigten Bodenzone mit Elektronenakzeptoren für den mikrobiellen Abbau von organischen Kontaminationen. Unveröffentlichter Bericht TERRA Umwelttechnik im Rahmen des Projekts INTERLAND. Wien

[Lit. 24] Lenk R., 2004: Mobilität der Ölphase im Boden, Diplomarbeit am Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt. Institut für Hydraulik and landeskulturelle Wasserwirtschaft. Universität für Bodenkultur Wien. Wien

[Lit. 25] Grombach P. et. al., 2000: Handbuch der Wasserversorgungstechnik. Oldenbourg Industrieverlag. München Wien

## **10 ANHANG 1: FORMBLATT BESTANDSAUFNAHME**

(siehe auch ÖNORM S 2088-FF)

### **Standortrecherche**

Alter der Kontamination

Art des Schadensfalls

Art der Kontamination

Summe KW

Mögliche Begleitkontaminationen

### **Standortbegehung**

Versiegelung

Bebauung

Nutzung

Betriebliche Einschränkungen

### **Untergrunderkundung**

Schichtung Untergrund (Profil inkl. Bodenansprache)

Feststoffproben: (Gesamtgehalte und Eluate)

Summe KW, BTEX, TS, pH,

Nährstoffe, Spektrum Gaschromatogramm (vorherrschender Schadstoff)

Bei Bedarf: Schwermetalle, biologische Parameter (Atmung, Mikroorganismen)

Gasproben: CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, O<sub>2</sub>, Summe KW, BTEX

Phasenmächtigkeit am Grundwasser, Volumen freie Phase

Tiefe/Volumen der Kontamination

Wasserstand und -schwankungen

ERB:

GW Spiegel, max. Länge des Brunnens unter Kontaminationsuntergrenze, erreichbare Reichweiten und Ausbreitungswinkel, generelles geometrisches Bild