

INTERLAND

Technischer Leitfaden



österreichischer verein
für alllastenmanagement

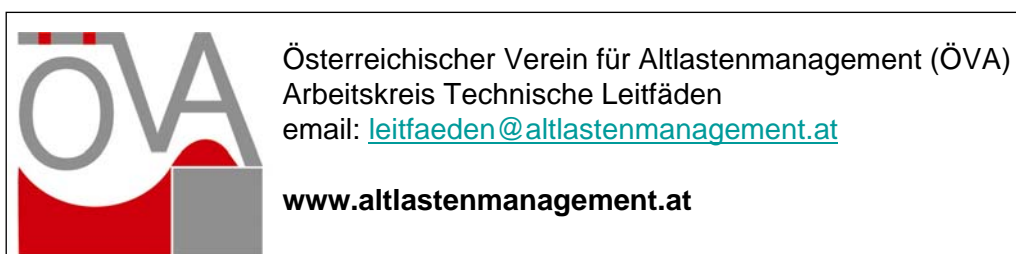
Hinweis:

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 – Grundwasserzirkulationsbrunnen (GWZB)

erstellt im Forschungsprojekt
INTERLAND

April 2006

Technischer Leitfaden

Biologische Sanierung der gesättigten Bodenzone – Grundwasserzirkulationsbrunnen (GWZB)

Autoren: Robert Philipp¹, Andreas P. Loibner², Katharina Aichberger¹



TERRA
s[oil] – water – waste

¹TERRA Umwelttechnik GmbH, 1230 Wien, Österreich



²BOKU 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

1	IN SITU VERFAHREN ZUR SANIERUNG UND SICHERUNG VON MINERALÖLKONTAMINATIONEN	6
1.1	Wirkungsweise von <i>in situ</i> Verfahren und GWZB	6
1.2	Schadensbild	7
1.3	Sanierungs- und Sicherungsziele	8
2	EINSATZBEREICHE UND EINSATZRANDBEDINGUNGEN (ERB).....	8
2.1	Kontaminationsprofil	10
2.1.1	<i>Art der Kontamination</i>	10
2.1.2	<i>Entfernung der Schadstoffphase</i>	10
2.1.3	<i>Schadstoffverfügbarkeit</i>	11
2.2	Bodenphysikalische ERB	11
2.2.1	<i>Durchlässigkeit</i>	11
2.2.2	<i>Mächtigkeit der gesättigten Zone:</i>	12
2.2.3	<i>Temperatur</i>	12
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>	13
2.4	ERB aus Vorversuch	13
3	GESETZLICHE - TECHNISCHE - WISSENSCHAFTLICHE GRUNDLAGEN.....	15
3.1	Bestehende Normen	15
3.2	Stand der Technik	15
4	BESTANDSAUFNAHME DES SCHADENSFALLS.....	16
4.1	Allgemeine Standortparameter des Schadenfalls	16
4.2	Schadensbild	16
5	VORVERSUCHE.....	17
5.1	Ziele der Vorversuche	17
5.2	Stufe 1: Abbauversuche im Labor	17
5.2.1	<i>Versuchsbeschreibung</i>	17
5.2.2	<i>Versuchsparameter</i>	18
5.2.3	<i>Sanierungs- und Sicherungsmittel</i>	18
5.2.4	<i>Qualitätssicherung</i>	18
5.2.5	<i>Auswertung und Interpretation</i>	19
5.2.6	<i>Versuchsdauer</i>	19
5.2.7	<i>Kosten</i>	19
5.2.8	<i>Abschätzung der Cloggingneigung des Systems</i>	20
5.3	Stufe 2: Feldversuch 1: Respirationsversuch	21
5.3.1	<i>Versuchsbeschreibung</i>	21
5.3.2	<i>Versuchsparameter</i>	22
5.3.3	<i>Sanierungs- und Sicherungsmittel</i>	23
5.3.4	<i>Qualitätssicherung</i>	23
5.3.5	<i>Auswertung und Interpretation</i>	23
5.3.6	<i>Versuchsdauer</i>	23
5.3.7	<i>Kosten</i>	24
5.4	Stufe 2: Feldversuch 2: Cloggingversuch	24
5.4.1	<i>Versuchsbeschreibung</i>	24
5.4.2	<i>Versuchsparameter</i>	25
5.4.3	<i>Sanierungs- und Sicherungsmittel</i>	25
5.4.4	<i>Qualitätssicherung</i>	25
5.4.5	<i>Auswertung und Interpretation</i>	25
5.4.6	<i>Versuchsdauer</i>	25
5.4.7	<i>Kosten</i>	26
6	VERFAHRENSBESCHREIBUNG.....	26
6.1	Aktives Sanierungsverfahren	26
6.1.1	<i>Funktionsweise</i>	26
6.1.2	<i>Dimensionierung des Gesamtsystems</i>	30
6.1.3	<i>Dimensionierung des Antriebssystems</i>	32
6.1.4	<i>Technische Einrichtungen</i>	33

6.2	Qualitätssicherung des Verfahrens	35
6.3	Monitoring.....	36
6.3.1	<i>Dokumentation des Sanierungsverlaufes</i>	36
6.3.2	<i>Dokumentation des Sanierungserfolges</i>	36
6.4	Entsorgung von Sanierungsmitteln	36
6.5	Sanierungsdauer	36
6.6	Erreichbare Restkontamination.....	37
6.7	Kosten (Investitionen, Betriebsmittel).....	37
6.8	Kombinationsmöglichkeiten	38
7	NUTZUNG / NACHNUTZUNG	38
7.1	Nutzungspotenziale während der Sanierung / Sicherung.....	38
7.2	Nutzungspotentiale nach der Sanierung / Sicherung.....	39
7.3	Nutzungseinschränkungen nach der Sanierung / Sicherung.....	39
8	ABKÜRZUNGEN	40
9	LITERATUR	41
10	ANHANG 1: FORMBLATT BESTANDSAUFNAHME.....	43
11	ANHANG 2: DIMENSIONIERUNGSDIAGRAMM NACH LUBER	44

1 IN SITU VERFAHREN ZUR SANIERUNG UND SICHERUNG VON MINERALÖLKONTAMINATIONEN

1.1 Wirkungsweise von *in situ* Verfahren und GWZB

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.

Grundwasserzirkulationsbrunnen ist ein Verfahren, welches etwa seit Beginn der 90er Jahre bekannt ist und der Sanierung der gesättigten Zone dient. Ihr Anwendungsbereich war ursprünglich auf CKW Sanierungen beschränkt. Es wurde hauptsächlich der Strippeffekt der Brunnen benutzt, um Schadstoffe auszutragen. Das in diesem Leitfaden beschriebene Verfahren verwendet den GWZB um Sauerstoff in die gesättigte Zone einzubringen. Der Sauerstoff wird von der aufsteigenden Gasblasen in das umliegende Wasser abgegeben und mit dem abströmenden Wasser im Untergrund über die Zirkulationsströmung verteilt. Durch diese Einbringung von Sauerstoff in den Untergrund wird der Abbau von Schadstoffen (z.B. Diesel, Benzin), durch im Boden vorhandene Mikroorganismen, gestartet bzw. beschleunigt. Näheres zur Verfahrensbeschreibung GWZB siehe Kapitel 6.

In diesem Leitfaden werden GWZB ausschließlich unter dem genannten Aspekt betrachtet, beschrieben und beurteilt. Im Weiteren wird auf diesen Umstand nicht gesondert verwiesen, sondern GWZB meint das beschriebene Verfahren unter den beschriebenen Gesichtspunkten!

1.2 Schadensbild

Prinzipiell sind mit dem Verfahren GWZB 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 der organischen Substanz) geschieht in Abhängigkeit der Hydrophobizität bzw. 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.

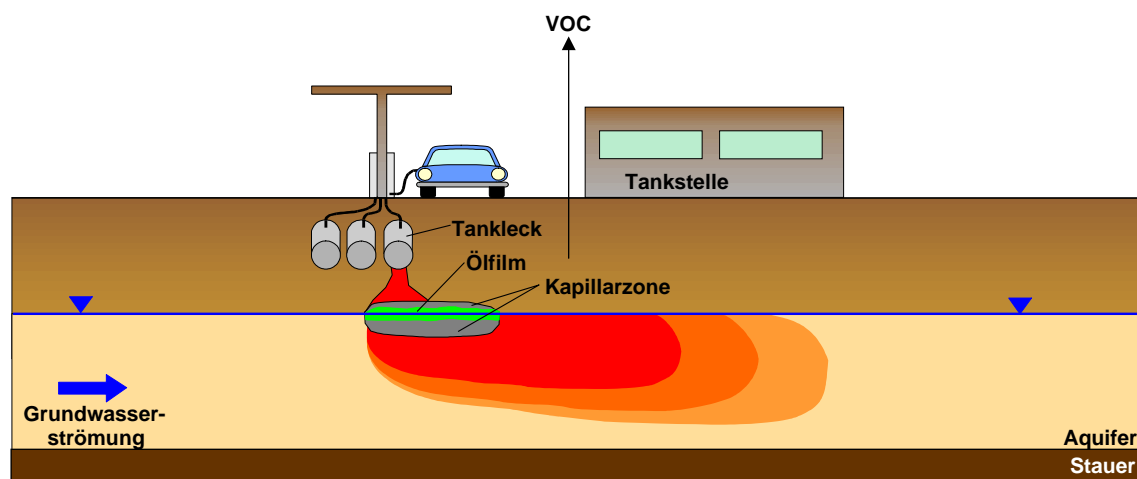


Abbildung 1: Schema Schadensbild eines undichten unterirdischen Tanks.

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)

GWZB sind (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. $9 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ GW}$ [Lit. 39] lösbar sind, ist der erreichbare Radius eines Brunnens stärker beschränkt, als auf Grund der Walzengeometrie zu erwarten wäre. Andererseits ist zu bedenken, dass für die Lösung von nur $9 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1} \text{ GW}$ auch nur geringe Luftfördermengen nötig sind, so diese lösungsverfügbar sind (abhängig von der erzeugten Blasengröße). Diese zur Sauerstoffsättigung nötigen, geringen Luftmengen werden jedoch überlagert von der Forderung nach einem ausreichend großem Q (=Wasserdurchsatz) im Brunnen und somit im Abstrom. Das bedeutet, dass die Luftmenge, welche für den Antrieb der Zirkulationswalze nötig ist, dimensionierungsrelevant ist und nicht die Luftmenge, welche nötig ist um volle Sauerstoffsättigung im Brunnenabstrom herzustellen.

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

Der GWZB ist eine spezielle Art hydraulischer Sanierungsanlagen und bietet besondere Vorteile in geeigneten Situationen, während er in bestimmten Fällen nicht oder nur in beschränktem Umfang sinnvoll angewandt werden kann.

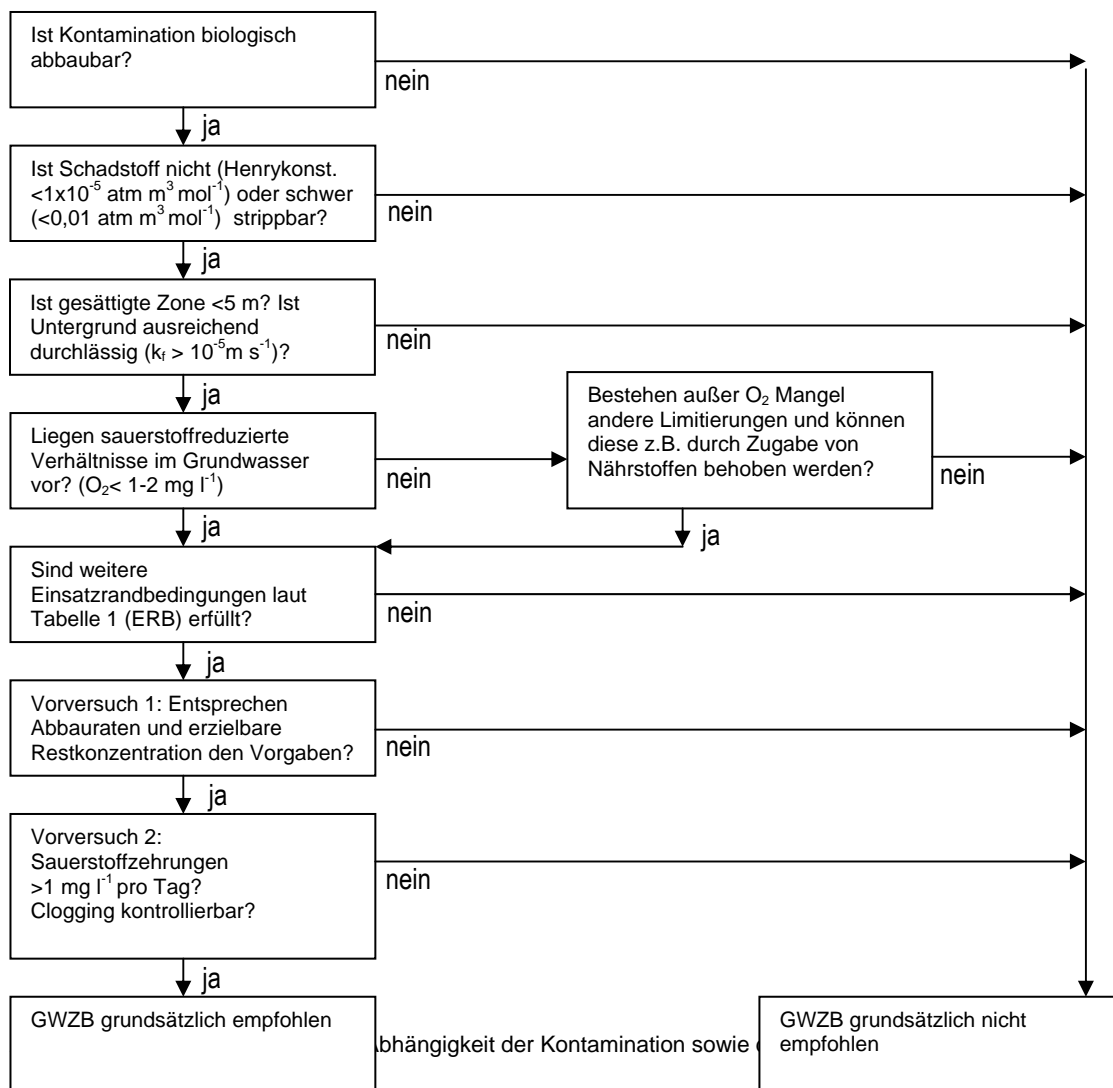
Hauptanwendungsmöglichkeiten:

- biologisch abbaubare Kontamination, wobei diese im Grundwasserschwankungsbereich konzentriert ist
- in einheitlich aufgebauten Böden (wobei Zwischenschichten berücksichtigt werden können),
- bei notwendiger Vermeidung von Grundwasserabsenkungen,
- bei schwachem Grundwassergrundstrom,
- in ungespannten und gespannten Aquiferen.

Einschränkungen der Anwendbarkeit:

- bei Verunreinigungen mit nicht ausreichend eliminierbaren Stoffen,
- bei unvollständig erfassten uneinheitlichen Untergrundverhältnissen,
- bei stark verunreinigtem oder rasch fließendem Grundwasserabstrom wegen Gefahr der nicht vollständigen Erfassung der Verunreinigung durch nur teilweiser Abreinigung des Brunnendurchsatzes.

Die Entscheidung, ob GWZB 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 GWZB zur Sanierung eines Standorts wird auf Grundlage des Entscheidungsbaums in Abbildung 2 getroffen.



2.1 Kontaminationsprofil

Grundsätzlich können alle biologisch abbaubaren, organischen Schadstoffe durch GWZB abgebaut werden. Allerdings ist dabei zu beachten, dass die Phase des Blasenauftiegs als Gleichstromstrippkolonne wirkt. In diesem Kontext ist dies unerwünscht, da es zu einem Schadstoffaustrag und nicht zu einem Abbau kommen kann. 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 (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 Henry-Konstante $<1 \times 10^{-5} \text{ atm m}^3 \text{ mol}^{-1}$ gegen Null gehen. Dieser Stripping Effekt kann somit ebenfalls zur Sanierung verwendet werden, liegt aber nicht innerhalb des Anwendungsbereichs von GWZB 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 Stripperverluste, darüber treten Verluste an die Gasphase auf, welche ab einer Henry-Konstante von $0,01 \text{ atm m}^3 \text{ mol}^{-1}$ annähernd vollständige Volatilisierung des Kontaminanten erreichen. Im Fall des beabsichtigten Schadstoffaustrags über die Gasphase sind andere Grundlagen und Herangehensweisen heranzuziehen (z.B.: GWZB als *in situ* Stripper oder Bio Sparging als *in situ* stripping jeweils mit entsprechender Abluftreinigung).

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 Erfahrungen zu einem Benzinschaden sowie einem biodegradierendem Rohölschaden. In beiden Fällen konnte eine funktionierende Sanierung nachgewiesen werden.

Auf Grund von jüngsten Erfahrungen kann ebenfalls gesagt werden, dass Methanol ein gut abbaubarer Schadstoff ist, welcher mit GWZB saniert 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 Kontaminationen zu rechnen sein wird.

2.1.2 Entfernung der Schadstoffphase

Eine der wichtigsten Fragen ist nicht in dem obigen Entscheidungsbaum (Abb. 2) eingebunden: „Ist Phase am Grundwasser?“ Diese Frage fehlt, da aus einer Ja/Nein Antwort nur ungenügende Inputdaten für die Entscheidung gewonnen werden können. Schwimmt Phase am Grundwasser auf, so ist die Gesamtsituation zu beurteilen. Durch den Betrieb des GWZB kommt es zu lokalen Aufhöhungen des Grundwassers rund um den Brunnen. Dadurch bedingt wird allenfalls vorhandene Phase wie bei einer Wasserinfiltration vom Brunnen weg bewegt. Ist dieser Effekt nicht hydraulisch beherrschbar oder gar in der Planung unberücksichtigt, so darf das System GWZB nicht eingesetzt werden. Ist dieser Effekt jedoch berücksichtigt oder wird er absichtlich genutzt, um z.B. Phase in Richtung eines Ölabschöpfbrunnen zu befördern, so kann das System GWZB unter Gewährleistung der hydraulischen Beherrschung des Umfeldes angewendet werden. Hierfür sind jedenfalls ausreichende Kenntnisse des hydrogeologischen Umfeldes durch eine hinreichende Anzahl an Bohrungen, Modellierungen, etc. erforderlich. Die Phase selbst beeinflusst die Reinigungswirkung des GWZB unterhalb des

Grundwasserspiegels nicht. Auch kommt es nicht wie z.B. beim Air oder Biosparging zu einer Verfrachtung in die ungesättigte oder gesättigte Zone. Jedoch könnte Phase oberflächlich in vorher nicht kontaminierte Bereiche abdriften, wenn dieser Effekt nicht beachtet wird.

Es kann somit die Frage nach der Anwendbarkeit des Systems bei Vorliegen von Phase am Grundwasser nicht generell beantwortet werden, sondern es ist durch die ingenieurmäßige Bewertung der im konkreten Fall vorliegenden Randbedingungen diese Entscheidung zu treffen und - im Fall des Einsatzes - jedenfalls ein adäquates Monitoringprogramm einzusetzen.

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 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 GWZB gelten Böden mit Durchlässigkeitsbeiwerten (k_f) von 10^{-5} m s^{-1} (Feinsand/Schluff). Bei sehr heterogenem Untergrund ist darauf insbesondere zu achten, dass der gesamte kontaminierte Bodenkörper mit Sauerstoff versorgt werden kann. Im Zweifelsfall ist zur Klärung dieser Fragestellung ein Feldversuch durchzuführen (Kapitel 5). Es sind in der Literatur (z.B.: Lit. 7) auch erfolgreiche Anwendungen mit k_f -Werten bis 10^{-6} m s^{-1} dokumentiert, diese sind aber als Grenzfälle anzusehen. Mit fallender Durchlässigkeit steigt die Dauer für einen Umlauf des zirkulierenden Grundwassers. Damit reduziert sich die eingetragene Sauerstoffmenge in einer bestimmten Zeiteinheit und es wird in der Planung dem Faktor Zeit besondere Beachtung zu widmen sein.

Stauende Zwischenlagen (k_f -Werte 10^{-8} m s^{-1} und kleiner) sind zulässig aber ungünstig, da solche Zwischenlagen die Gesamttiefe des GWZB in zwei oder mehrere Abschnitte teilen. In solchen Fällen muss die Mächtigkeit der gesättigten Zone für jeden dieser einzelnen Abschnitte zwischen den stauenden Schichten festgestellt werden. In diesem Leitfadens werden GWZB als biologisches Sanierungsverfahren betrachtet, deren Hauptaufgabe die Verteilung von Sauerstoff nahe der Grundwasseroberfläche ist. Daher sind oben genannte stauenden Zwischenlagen in der Detailplanung als eigentlicher Stauer und Begrenzung nach unten anzusehen und begrenzen daher den Wirkradius des GWZB über die einzelne Filterlänge (siehe Mächtigkeit der gesättigten Zone). Sind diese Zwischenlagen nicht stauend sondern nur geringer leitend oder handelt es sich um Anisotropien (z.B. $k_h \gg k_v$), so sind diese tolerierbar, sofern sie in Planung und Ausführung ausreichend berücksichtigt werden (siehe auch Kapitel 6.1).

Bei asymmetrischer Verteilung der Bodenkennwerte um den (die) Brunnen kommt es zu einer stark einseitigen Wirkung des GWZB, 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 Zone eine wesentliche Rolle. Es besteht ein geometrischer Zusammenhang zwischen Eintauchtiefe der GWZB und deren Reichweite. Die maximale Eintauchtiefe der GWZB ist wiederum abhängig von der Mächtigkeit des Aquifers. Somit gilt, je geringer die Mächtigkeit der gesättigten Schicht, desto kleiner ist die maximale Eintauchtiefe der GWZB und desto geringer ist die erreichbare Reichweite des Einzelbrunnens. Bei einer maximalen Länge von 2-3 m der getauchten Brunnenlänge (bzw. des Abschnittes zwischen zwei stauenden Schichten) ist der zugehörige Pegelraster nach Luber 2 m (max.4 m). Es wird daher eine Mindestmächtigkeit des Aquifers von 5 m für sinnvoll erachtet.

2.2.3 Temperatur

Der biologische Abbau ist stark temperaturabhängig. Zwar kann auch in arktischen Gebieten bei +5°C biologischer Abbau beobachtet werden kann, jedoch ist dieser wesentlich langsamer als bei höheren Temperaturen. Es sollte daher zumindest eine Temperatur von +5°C (besser +10°C) im Boden gewährleistet sein. Mit steigender Temperatur steigt die Effektivität des Abbaus, wobei sich die Abbaurate pro 10°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 10-14°C sind zufrieden stellende stabile Abbauraten zu erwarten, so keine anderen Parameter limitierend wirken.

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 für österreichischen Böden- und Mineralölkontaminationen keinen limitierenden Faktor darstellen (Ausnahmefälle bei dem 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 CO₂ 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) in hoher Konzentration 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. AT_4 oder BSB_5) 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^{-1} zu rechnen. In diesem Fall wäre ein anderes Verfahren, etwa eine *in situ* Bodenwaschung, vorzuschalten.

2.4 ERB aus Vorversuch

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

Laborversuche (Kapitel 5.2.)

- mikrobiologische Abbauraten
- Restkonzentration
- Nährstoffzugabe

In situ Respirationsversuch (Kapitel 5.3.; 5.4.)

- Sanierungsrelevante Sauerstoffzehrung
- Cloggingneigung

Die in den Kapiteln 2.1 bis 2.4 diskutierten Einsatzrandbedingungen sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst:

Tabelle 1: Formblatt ERB

Einsatzrandbedingung (ERB)	Bedingungen	Kommentar
Kontaminationsprofil		
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-Konstante anderes Verfahren, ev. GWZB als <i>in situ</i> Stripper vorsehen
Schadstoffphase	Zusammenhängende Phase schwimmt am Grundwasser auf	Hydraulische Auswirkungen prüfen, in die Planung einbinden und überwachen! Eventuell zuvor entfernen
Geomorphologische - klimatische ERB		
Durchlässigkeitsbeiwert (k_f)	10^{-5} m s^{-1} (0,1 Darcy) (einzelne Autoren bis 10^{-6} m s^{-1})	
Homogenität des Untergrundes	Genaue Kenntnis über den Untergrundaufbau; wünschenswert: radialsymmetrische Homogenität	Bei asymmetrischer Verteilung der Bodenkennwerte (wie k Werte, Dichte) um den Brunnen kommt es zu einer stark einseitigen Wirkung des GWZB; Anisotropien (z.B. $k_h \gg k_v$) sind tolerierbar sofern diese in Planung und Ausführung ausreichend berücksichtigt werden.
Mächtigkeit der gesättigten Zone	$> 2\text{-}3 \text{ m}$	
Temperatur im Boden	$+5^\circ\text{C}$ ($+10^\circ\text{C}$)	Abbaugeschwindigkeit steigt mit zunehmender Temperatur
Cloggingneigung des Grundwassers	Muss berücksichtigt sein	Siehe Vorversuch 2 Kapitel 5.3 für feinpore Böden relevant
Bodenchemisch ERB		
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 Schwermetallkonzentration, hohe Salzkonzentrationen)		Bei Verdacht Vorversuch bzw. chemische Analyse
KW Konzentration	$< 30.000 - 50.000 \text{ mg kg}^{-1}$	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. Massnahmenschwelwerte 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 Dampfraumanalyse 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 GWZB relevant sind.

3.2 Stand der Technik

Die biologische Sanierung der gesättigten Bodenzone durch GWZB hat sich in Europa Ende der 90er Jahre am Anfang dieses Jahrzehnts entwickelt. Es ist aus dem Verfahren der GZB (Abkürzung für diese Art der Grundwasserzirkulationsbrunnen) oder LIB (Luftinjektionsbrunnen), welche hauptsächlich die Dekontamination von strippbaren Kontaminanten beabsichtigten, entstanden. Diese Verfahren wurden erst Anfang der 90er Jahre in Deutschland entwickelt und international sind bereits zahlreiche Standorte saniert. Die Anwendung als GWZB im Sinne dieses Leitfadens ist in der Literatur kaum dokumentiert. In Österreich gibt es derzeit noch wenig Erfahrung mit dem gegenständlich beschriebenen Verfahren (2 Standorte davon einer aus dem Projekt INTERLAND) und es kann daher – mangels ausreichender Erprobung - im Sinn des AWG noch nicht als ein Verfahren, das dem derzeitigen 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 Schadenfalles. 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 oberflächennahen Grundwasserleiter ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) bei gleichzeitigem CO_2 Überschuss ($> 30 \text{ mg l}^{-1}$) ist ein Hinweis auf einen laufenden mikrobiologischen Abbau im Untergrund, der durch Installation eines GWZB 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 mittels GWZB 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 GWZB 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

5.2.1 Versuchsbeschreibung

Der Boden für die Laborversuche sollte aus derjenigen Schicht des gesättigten Bereiches stammen, in der der Einsatz der GWZB 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. 10g 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 HgCl_2 oder NaN_3 vergiftete Bodenproben). Dadurch kann bestimmt werden, welcher Teil der Kohlenwasserstoffabnahme auf biologischen Abbau und welcher Teil auf abiotische Vorgänge zurückzuführen ist.

5.2.2 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

5.2.3 Sanierungs- und Sicherungsmittel

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

5.2.4 Qualitätssicherung

Bei der Dokumentation der Vorversuche sind neben den Analyseergebnissen 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 Cloggingserscheinungen 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.

5.2.5 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 Abbaurrate abgeschätzt werden (z.B. in $\text{mg kg}^{-1} \text{d}^{-1}$). 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 GWZB. 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 mg kg^{-1} (Lysimeter, Bodensäule) bzw. 15 mg kg^{-1} (Schüttelkolben) wünschenswert für einen erfolgreichen *in situ* Abbau.

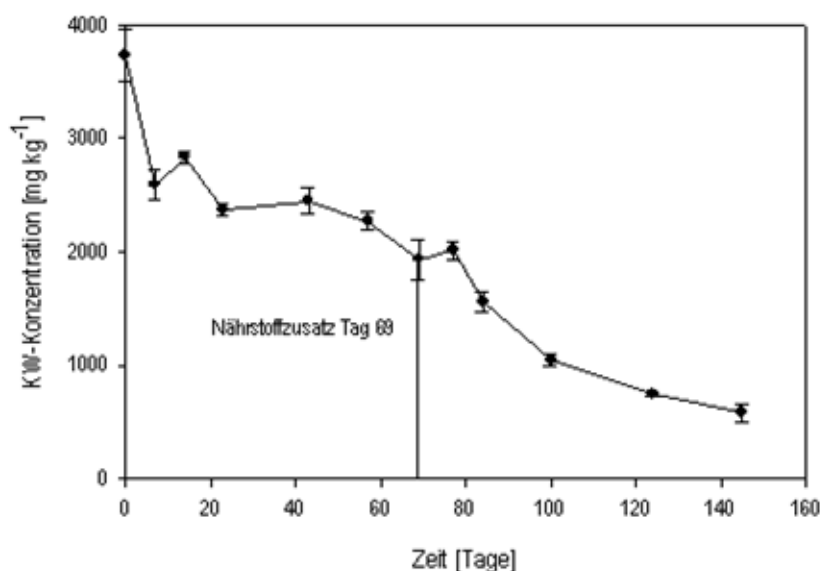


Abbildung 3: Beispiel für eine KW-Abbaukurve eines Säulenversuch [Lit. 26]. Am Tag 69 wurden wegen des schlechten Abbaus Nährstoffe (N, P) zugegeben, woraufhin sich der Abbau verbesserte. Die Punkte der Kurve entsprechen Mittelwerten einer Dreifachbestimmung, die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung

5.2.6 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

5.2.7 Kosten

Schüttelkolben: ca. € 1.500

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

5.2.8 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 CO_2 durch mikrobielle Atmung angeführt. Durch diese 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 mg l^{-1} auf 40 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_2 gebildet wird, ist nicht mit einem Ausfallen des Ca sondern tendentiell 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^{2+} 1,91 Gramm Niederschlag pro Jahr welcher sich in Brunnennähe in der oberen Hälfte des Brunnens ablagert sowie 1,58 Gramm Niederschlag je Gramm Mn^{2+} . Bei Dichten des Niederschlags von etwa $1,5 \text{ t m}^{-3}$ und dem rechnerisch beabsichtigten Jahresdurchsatz an Wasser durch einen GWZB kann unter Einbeziehung des Porenvolumens des Bodens sohin eine Porenverstopfunganteil pro Jahr abgeschätzt werden.

Als Beispiel aus einem im Projekt INTERLAND gemessenem Brunnen von Fe^{2+} mit $0,33 \text{ mg l}^{-1}$ und einem Jahresbrunnendurchsatz von ca. 56.800 m^3 ergibt sich ein Niederschlag von etwa 20 l pro Jahr. Auch unter Annahme, dass sich dieser Niederschlag in unmittelbarer Brunnennähe konzentriert, kann davon ausgegangen werden, dass diese Ablagerung kein Problem darstellt.

In der Literatur [Lit. 29] wird gefordert, dass der Eisengehalt $<10 \text{ mg l}^{-1}$ 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 in GWZB optimale Verhältnisse für Bioclogging vorliegen, sollte dieses beobachtet werden und bei Bedarf durch regelmäßige Wartungsarbeiten (Desinfektion des Brunnens) im Wachstum gehemmt werden. Durch die Wartungsarbeiten wird nur die unmittelbare Brunnenumgebung beeinflusst.

5.3 Stufe 2: Feldversuch 1: Respirationsversuch

Der Respirationsversuch ermittelt, wie der Respirationsversuch in der ungesättigten Zone (siehe Leitfaden Bioventing), die Abnahme des Sauerstoffgehaltes, bzw. Zunahme des CO₂ Gehaltes nach Beenden der Belüftung. In der gesättigten Zone nimmt der O₂ Gehalt von 9 mg l⁻¹ 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* Respirationsversuch (bzw. beim Referenzversuch) wird nur ein GWZB und ein Beobachtungspegel in den kontaminierten Untergrund eingebracht. Die Beobachtungspegel 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 (Abb. 5). Allerdings ist eine Variante mit einem GWZB und mehreren (2-4) Beobachtungspegeln sinnvoll (siehe hierzu auch Kapitel 6.2 Qualitätssicherung). Vor dem Einschalten der Belüftung werden die im Grundwasser vorhandenen O₂ und CO₂ 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 Sauerstoffgehaltes 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 GWZB sowie deren Tiefenlage sind Sauerstoffgehalte von 9 mg l⁻¹ bis 0 mg l⁻¹ zu beobachten. Der Anstieg geht im oberen Bereich nahe des GWZB sehr rasch vor sich (Stunden) im fernen Bereich der äußersten Pegel (nahe dem Wirkradius) muss jedoch mit Tagen bis Wochen gerechnet werden. Im tiefen Nahbereich der GWZB ist die Dauer bis zur Stabilität der Werte am längsten! Sollten sich diese Wertestabilität sehr rasch einstellen und/oder höher als 1-2 mg O₂ 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 CO₂ 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 Grundwasserprobenahme-punkte sollten bei den durchgeführten Messungen untersucht werden.

Nach der Belüftung wird das System abgeschaltet und die Abnahme des Sauerstoffs bzw. die Zunahme des CO₂ in den Beobachtungspegeln (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 < 1-2 mg l⁻¹ im Zentrum erreicht wird und der CO₂ Gehalt einen stabilen Wert erreicht hat.

Es müssen während des Versuchs zu Analysezwecken 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 CO₂ Anstiegs

Es sind dabei die Parameter Fe²⁺, Fe³⁺, Mn²⁺, Mn⁴⁺, 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 Respirationstests in der gesättigten Zone, kann von dieser Forderung in keinem Fall abgegangen werden.

Hinweise:

1. Für die Belüftung des Hintergrundversuchs können vorhandene Pegel genutzt werden auch wenn diese mit Kiespackung ausgeführt sind. Gemäß [Lit. 5] funktioniert auch bei Vorhandensein einer durchgehenden Kiespackung im GWZB (also bei Verwendung eines vorhandenen Erkundungspegels etc.) die Walzenbildung durchaus, jedoch mit sehr großen Verlusten über die Kiespackung. Unter Miteinbeziehung der Tatsache, dass der erreichbare Wirkradius annähernd unabhängig von durchströmten Q des Brunnens ist, ergibt sich daraus sehr wohl die Möglichkeit für diese Versuche vorhandene tief genug eintauchende Pegel zu nutzen. In diesem Fall wird eine hohe Verlustströmung durch die Kiespackung entstehen, jedoch das Versuchsergebnis hinsichtlich Sauerstoffzehrung nicht verändern. Die Belüftung muss länger andauern, um gleichwertige Sauerstoffeinträge zu erreichen. Der Verlust an eingesetzter Energie steht hier dem Ersparnis eines Brunnenbaus (für den Versuch) gegenüber, was in den meisten Fällen wirtschaftlich günstig sein wird.
2. Die Abnahme des O₂ bzw. die Zunahme des CO₂ 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 Versuchsparemeter

Gehalt an O₂, CO₂, vorhandene N Quellen (z.B. Nitrat, Ammonium), ev. auch Phosphorquellen wie Phosphat, ev. Tracer (z.B. Uranin), Fe²⁺, Fe³⁺, Mn²⁺, Mn⁴⁺, Kontaminant

5.3.3 Sanierungs- und Sicherungsmittel

Gebläse, mobiles O₂/CO₂ 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 beobachtet werden, die ab einer Sauerstoffkonzentration von 1-2 mg l⁻¹ 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 GWZB geeignet ist, was eine Bedingung für den sinnvollen Einsatz des GWZB 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 CO₂ und Abnahme von Nitrat etc. erkannt werden. Eine Sauerstoffzehrung ohne Zunahme von CO₂ 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* Respiationsversuch 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 einen 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 Beobachtungspegel (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 Respirationsversuch 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. Mindestausmaß sind daher der Belüftungsbrunnen (Achtung tiefe Probe muss unterhalb des Einflussbereichs der Belüftung gezogen werden) und ein doppelt ausgebauter Beobachtungspegel. 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 Versuchsparemeter

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 3-wertigem Eisen getrennt) und Mangan (nach 2- und 4-wertigem 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 2-wertigem Eisen und Gesamteisen verwendet, wobei der Gehalt an 2-wertigem Eisen den relevanten Wert liefert, der Gehalt an Gesamteisen einen „worst case“ darstellt. Für Mangan gilt Analoges.

Es sollte der gesamte ermittelte Niederschlag in erster Näherung in einem Umkreis von einem halben Meter Radius um den Brunnen nur in der oberen Hälfte des Filters gleichmäßig verteilt angenommen werden. Daraus kann man einen verlegten Anteil des Porenvolumens in diesem Bereich ermitteln. Dieselbe Rechnung sollte für die Radien 10 cm und 25 cm 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 10 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 25 cm Radius, so sind regelmäßige Wartungsarbeiten im Sinne von Brunnenregenerierungen etc. vorzusehen. Sollten sich diese nachteiligen Veränderungen auch im 50 cm 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.

Eventuell sind spezielle Ausbauten (Stahl Wickeldraht) vorzusehen um Regenerierungen zu ermöglichen bzw. zu verbessern.

5.4.6 Versuchsdauer

Parallel zum Respirationstest durchgeführt

5.4.7 Kosten

Da parallel mit Respirationstest nur Analysekosten

6 VERFAHRENSBESCHREIBUNG

6.1 Aktives Sanierungsverfahren

6.1.1 Funktionsweise

Grundfall

GWZB funktionieren in ihrer ursprünglichen Form wie folgendermaßen in Abbildung 4 dargestellt:

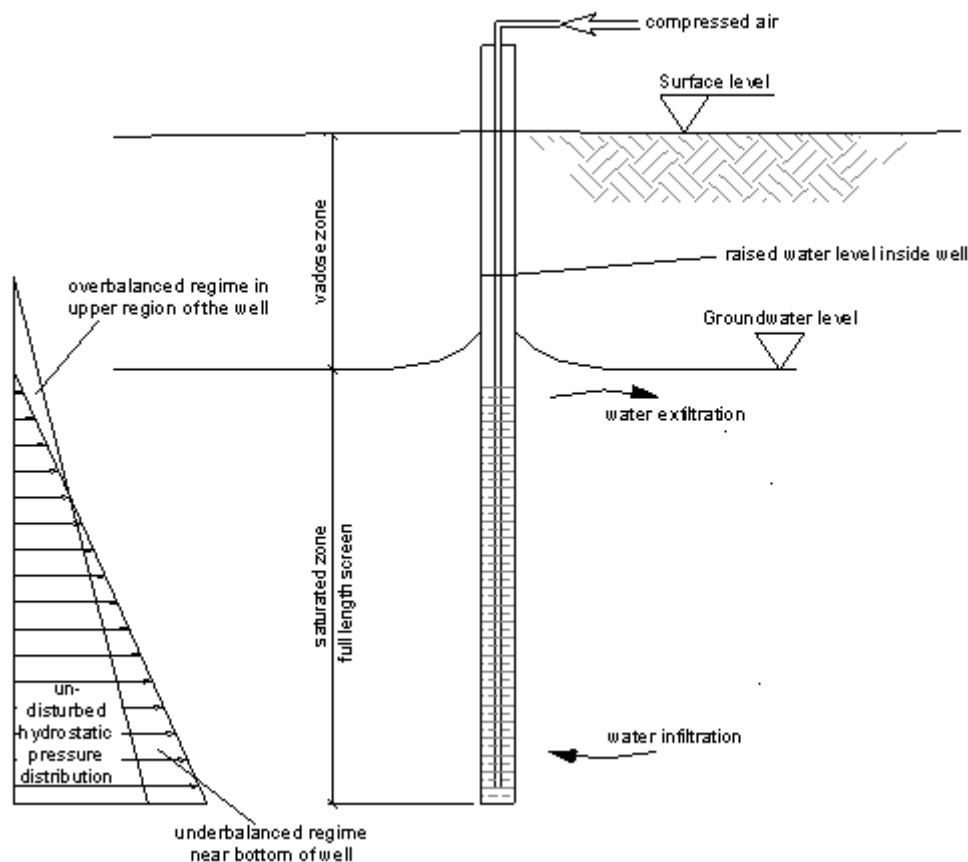


Abbildung 4: Funktionsprinzip GWZB [Lit. 27]

Es wird im einfachsten Fall ein vollkommener Brunnen hergestellt, welcher von Sohle bis zur GW Oberfläche verfiltert ist. Im Ruhezustand herrscht im Brunnen hydrostatischer Wasserdruck. Zum Betrieb des Brunnens wird durch ein Einbringungsorgan („Rohr“) an der Brunnensohle Luft eingepresst. Diese Luft steigt im Brunnen auf. Am Weg durch die Wassersäule dehnen sich die Gasblasen aus. Dadurch kommen folgende Haupteffekte in Gang:

1. Im Brunnen ist eine innige Verzahnung zwischen Wasser und Luft gegeben, wodurch auch ein reger Gasaustausch stimuliert wird. Es ist somit der Zweiphasenfluss im Inneren des Brunnens 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 Einbringung von Luft nahe der Sohle verändern sich die Druckverhältnisse im Brunnen („Mammutpumpeneffekt“). Die Dichte des Wasser-Luft Gemisches ist kleiner als die des reinen Wassers, wodurch an der Brunnensohle ein geringerer Druck im Brunnen herrscht als außerhalb („underbalanced regime“). Andererseits wird durch die Einblasung der Wasserspiegel im Brunnen gehoben, wodurch die Nulllinie des Wasserdrucks im Brunnen nach oben geschoben wird und im oberen Brunnenbereich ein relativer Überdruck im Brunnen gegenüber außen herrscht („overbalanced regime“). Durch diesen Effekt fließt im oberen Bereich des Brunnens Wasser aus dem Brunnen in die Umgebung ab und im unteren Bereich aus der Umgebung in den Brunnen zu. Hierdurch wird im Untergrund um den Brunnen eine dreidimensionale Walzenbewegung in Gang gesetzt, aus welcher der Brunnen seinen Namen bezieht und welche die kennzeichnende Eigenschaft des Verfahrens ist.

Wie bereits an anderer Stelle in diesem Leitfaden erwähnt, wurde im ersten Jahrzehnt (neunziger Jahre) der Erfahrung mit diesem Sanierungssystem hauptsächlich auf diesen Austragseffekt eingegangen 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. Für diese konventionelle Methode sind Sicherheitsmassnahmen zu treffen, da die in der Bodenluft gelangten leicht flüchtigen Substanzen explosiv wirken können.

Im gegenständlichen Leitfaden wird jedoch nicht auf Stripping sondern auf den Sauerstoffeintrag fokussiert und dieser zum mikrobiologischen Abbau genutzt. Der Vorteil dieses Systems liegt darin, dass das sauerstoffangereicherte Wasser im obersten Brunnenbereich radial den Brunnen verlässt und somit genau dort aktiv verteilt wird, wo der Hauptteil einer Kohlenwasserstoffkontamination im Regelfall zu finden ist, nämlich im obersten Bereich des Aquifers.

In Abbildung 5 sind exemplarisch einige denkbare Stromlinien in einer halben Schnittdarstellung (nur linker Teil um einen GWZB) dargestellt.

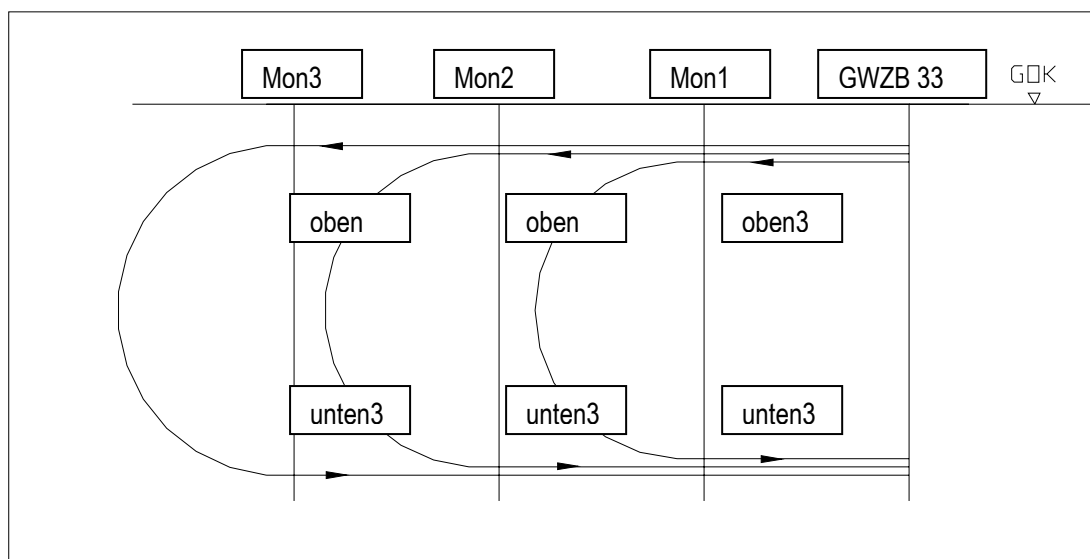


Abbildung 5. Mögliche Stromlinien beim GWZB [Lit.26]

Nachdem das sauerstoffgesättigte Wasser den Brunnen im oberen Bereich nahe der Grundwasseroberfläche verlassen hat, strömt dieses durch kontaminierte Bereiche des Untergrundes. Mit zunehmender Entfernung zum Brunnen wird der Sauerstoffgehalt durch Verbrauch deutlich abfallen. Dieser Sauerstoff wird durch biotische und abiotische Prozesse verbraucht. Die Unterscheidung dieser wird in Kapitel 5.3 Feldversuch 1 Respirationsversuch näher beleuchtet

Weiters ist, wie in Abbildung 5 ersichtlich, der Weg des Wassers zweigeteilt. Bei Beginn der Belüftung führt er im oberen Bereich des Brunnens sauerstoffangereichert durch kontaminierte Bereiche, dann im unteren Teil des Aquifers sauerstoffarm zurück zum Brunnen. Daher ist 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 Hauptparameter sind KW-Gehalt, Sauerstoffgehalt, CO₂-Gehalt sowie alle durch den Sauerstoff beeinflussten Parameter wie Eisengehalt, Mangangehalt etc. Es darf somit in keinem Fall ein Kurzschluss im Einzugsbereich des GWZB bestehen, in welchem diese beiden unterschiedlichen Wasserqualitäten außerhalb des Brunnens und seiner direkten Umgebung vermischt werden. Ein solcher Kurzschluss würde zu einem starken Leistungsabfall des Gesamtsystems führen, da ein Großteil der rezirkulierten Wassermenge sich diesen „widerstandsfreien“ Weg wählen würde und somit zum Sauerstofftransport nicht mehr zur Verfügung stünde.

Es ist somit bei der Anwendung von GWZB von immanenter Wichtigkeit Bohrungen, Kontrollpegel, Brunnen etc. so herzustellen oder rückzubauen, dass solche Kurzschlüsse ausgeschlossen werden. Entsprechende Dichtungen sind vorzusehen. Wird dem GWZB jedoch die Abreinigung eines kontaminierten Grundstroms zugewiesen, so muss zur Dimensionierung nicht auf den hydraulischen Wirkradius, sondern auf den biologischen (O₂ versorgten) Wirkradius abgestellt werden.

Typischerweise arbeitet man im GWZB mit geringen Luftmengen, welche den Zirkulationsantrieb beistellen. Ist der Durchstrom ausreichend, so ist eine maximale Sauerstoffversorgung des abströmenden Wassers an der Sättigungsgrenze von 9-10 mg O₂l⁻¹ gewährleistet. Die Dimensionierung der GWZB-Anlage basiert auf den Ergebnissen der Bestandsaufnahme (Kapitel 4) sowie der Vorversuche (Kapitel 5). Der Wasserdurchsatz durch den Brunnen hat hauptsächlich Einfluss auf die Strömungsgeschwindigkeit, nicht auf den Wirkradius (homogener und isotroper Untergrund) und beeinflusst in einer statischen Betrachtung somit die Sanierungsdauer und nicht den Raster der Brunnen.

In weiterer Folge können die Funktionen Sauerstoffeintrag und Herstellung des Druckgradienten für den Antrieb der Zirkulationsströmung getrennt werden und beispielsweise Pumpen für den Gradienten und Prallplatten für den Sauerstoffeintrag verwendet werden. Dies, sowie die konstruktive Anordnung der Filterstrecken, ist Aufgabe des Planers. Dabei sind die in diesem Bereich existierenden Patente div. Firmen zu beachten.

Grundwasserzirkulationsbrunnen bei vorhandener Grundwassergrundströmung

Die entstehende Walze wird bei Vorliegen einer Grundwassergrundströmung verzerrt (Abb.6 und Abb.7).

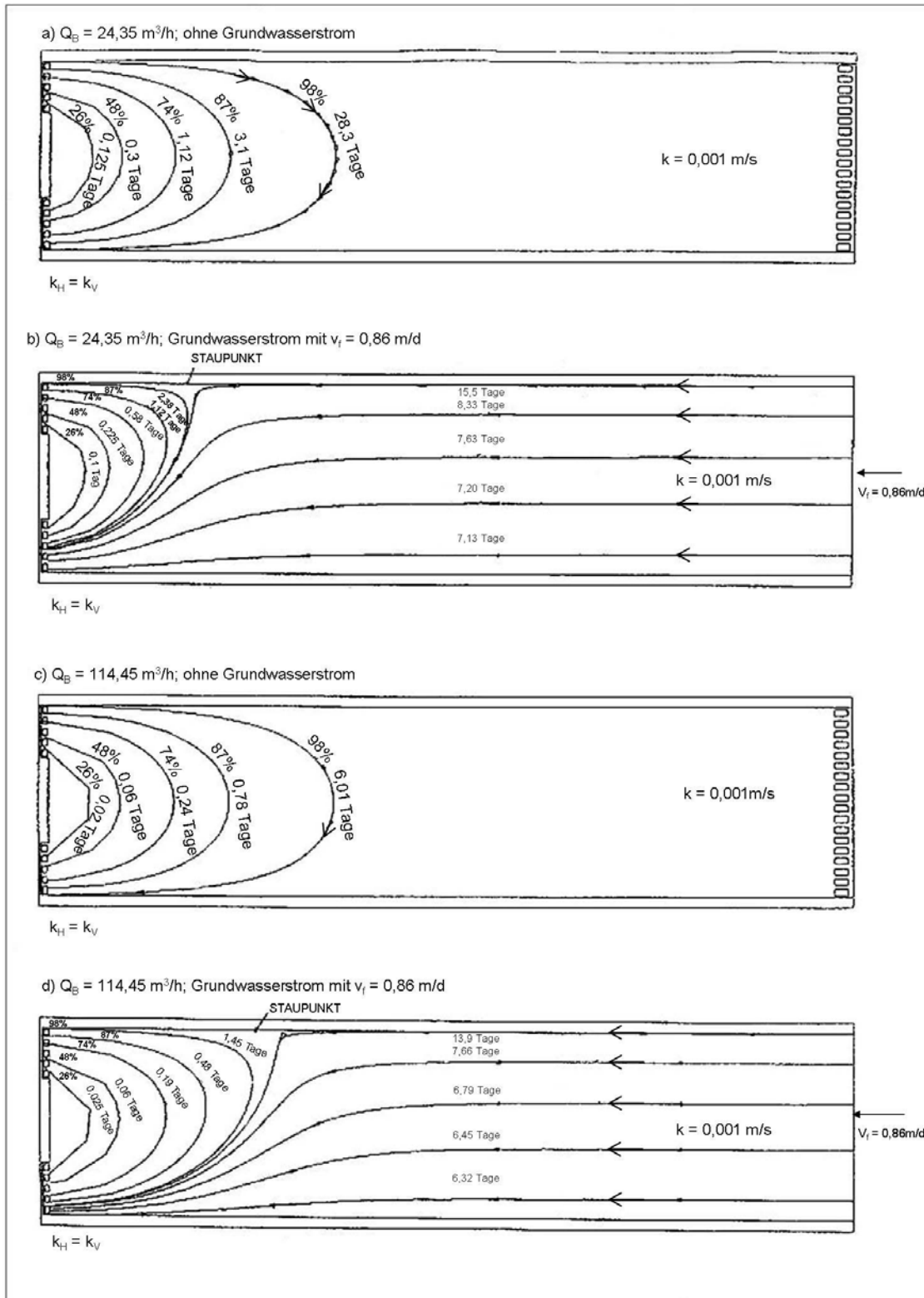


Abbildung 6: Strömungsverhalten a) bis d) nach Herrling in [Lit. 7]

Sehr häufig sind in alluvialen Böden Anisotropien zwischen k_v (k-Wert in vertikaler Richtung) und k_h (k-Wert in horizontaler Richtung) zu beobachten. Nachfolgend sind daher diese Auswirkungen zusätzlich zu einem Grundstrom ($K_h=5k_v$) dargestellt:

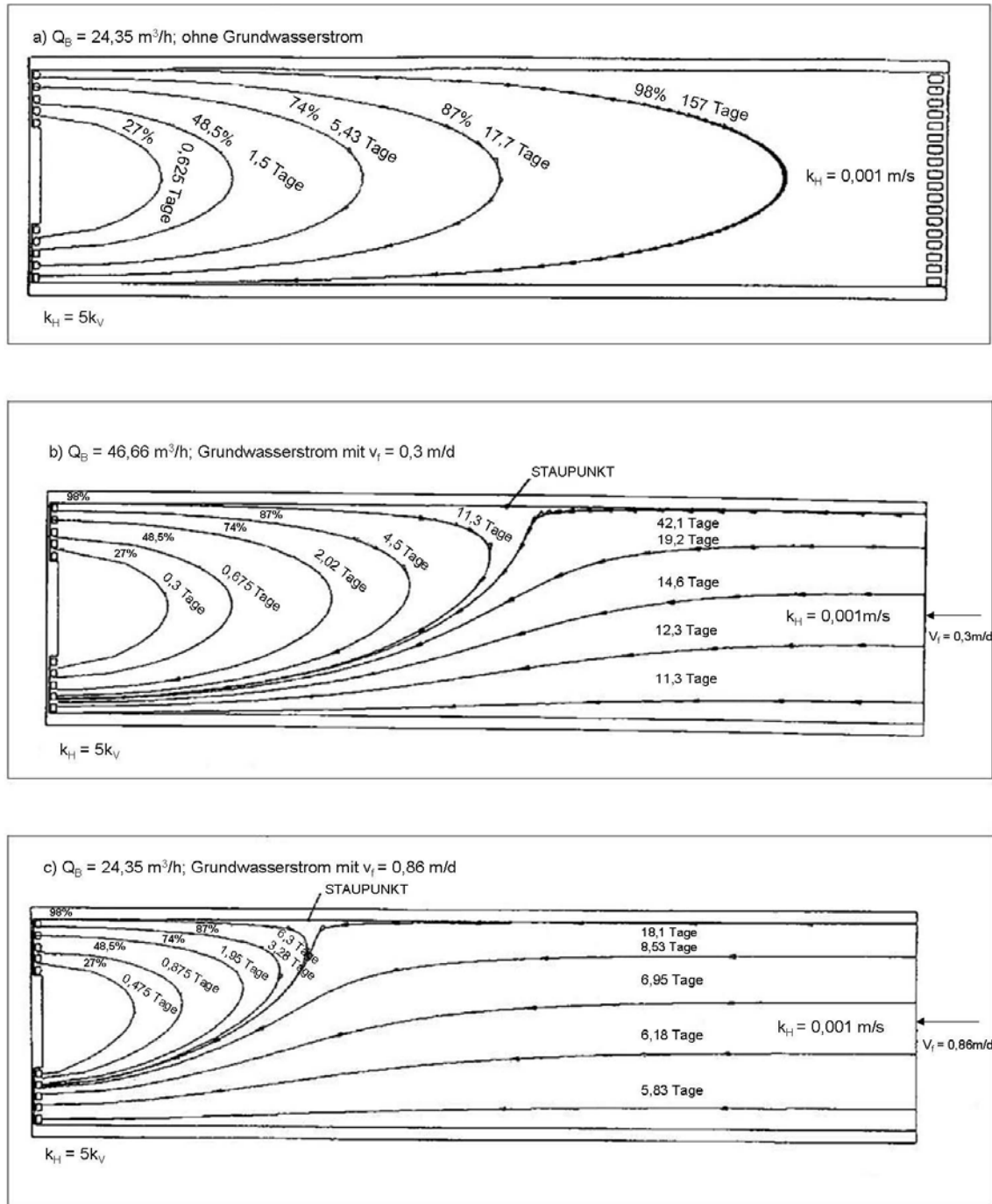


Abbildung 7: Strömungsverhalten a) bis c) nach Herrling in [Lit.7]

Für weiterführende Informationen zu Strömungsverhalten der Grundwasserzirkulationsbrunnen bei inhomogenen Untergrund-verhältnissen sei auf die einschlägige Fachliteratur verwiesen.

6.1.2 Dimensionierung des Gesamtsystems

GWZB können 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 als parallele Linien oder Waben.

Zur Dimensionierung kann, nach positiver Überprüfung des Entscheidungsbaums (Abb. 1) und Erfüllung aller ERBs gemäß Tabelle 1, für den Fall Sanierung von Boden (incl. Grundwasser statisch) folgender Weg empfohlen werden:

1. Wahl der Brunnengeometrie basierend auf Stauertiefe, Grundwasserspiegel und Bohrdurchmesser, sowie der Treibkraft als Druckpotential in Meter Wassersäule Druckdifferenz am Fußpunkt des GWZB.
2. Abschätzen des Durchflusses (Q_{max}) eines einzelnen GWZB mittels der Methoden von Stamm [Lit. 6] oder Luber [Lit.5] auf Basis der Daten aus Schritt 1 (Beispielhaft hierzu in Anhang 2 das Bemessungsdiagramm nach Luber [Lit. 5] für einen 2" GWZB)
3. Abschätzen der Schadstoffkonzentration (fixiert an der Bodenmatrix) im Einflussbereich des GWZB, ausgehend von einem Einflussbereich um den GWZB mit einem Radius der halben Filterlänge. Bei starkem Grundstrom sollte hier auf den halben Radius – also eine Viertel Filterlänge - zurückgegangen werden.
4. Unter optimalen Bedingungen benötigt man für den biologischen Abbau von 1 Gramm Schadstoff (im Falle von Mineralölkohlenwasserstoffen) etwa 3,5 Gramm O_2 [Lit. 10]. Daraus lässt sich die gesamt benötigte Menge an O_2 abschätzen, welche während der Sanierungsdauer in diesem Brunnen eingebracht werden muss.
5. Aus dem Wasserdurchsatz ermittelt in Schritt 2 und der gesamt einzubringenden Sauerstoffmenge aus Schritt 4 lässt sich unter Beachtung der maximalen Sauerstoffkonzentration in Grundwasser (9 mg l^{-1}) - abgemindert um den nicht sanierungsbedingenden Sauerstoffverbrauch aus Feldversuch 1 - eine Grobabschätzung der Zeitdauer der Sanierung ermitteln.
6. Aus dem somit erhaltenen Grundsystem lässt sich nun durch Variation der gewählten bzw. der beeinflussbaren Parameter ein auf den Schadensfall abgestimmtes System ermitteln.

Beeinflussbare Parameter:

-) Brunnenquerschnitt
-) Brunnentiefe (allerdings nach unten begrenzt durch Stauer nach oben durch Grundwasseroberfläche)
-) Brunnenausbau (Lage und Länge der Filterstrecken sowie des Ausbaumaterialies)
-) Kontaminationsgrad Boden über Vorschalten einer Spülung etc.
-) Kontaminationsgrad Wasser durch Abpumpen in Steuer- oder Sicherungsbrunnen.
-) Grundstrom durch Beeinflussung des Grundwasserströmungsfeldes mittels Bepumpungen und Versickerungen in Steuerbrunnen
-) Wasserdurchsatz im Brunnen durch höheren Druckgradienten (Wahl der Treibkraft und Menge – Pressluft, Pumpen)
-) Brunnenabstände zueinander – größere Abstände = längere Laufzeit und größere Anfälligkeit gegenüber Grundströmungen
-) Wahl der geeigneten O_2 Quelle – Luftsauerstoff vs. Reinsauerstoff (9 mg l^{-1} vs. theoretischen 45 mg l^{-1})

Diese Optimierung erfolgt optimalerweise unter Einbeziehung eines numerischen Modells zu Simulation der Einflussbereiche. Die Simulation eines (oder mehrerer) GWZB lässt sich mit den vielen gängigen Grundwassermodellierungshilfsmitteln (z.B. Visual Modflow) durchführen, wenn an denselben Koordinaten einen Entnahmebrunnen (untere Hälfte der Filterstrecke) und einen Schluckbrunnen (obere Filterhälfte) angesetzt werden. Mit Hilfe dieser Modellrechnungen lassen sich nicht nur sehr gut Brunnenabstände optimieren, sondern auch die Sicherheit gegen Verdriftungen -verursacht durch den Grundstrom - unter unterschiedlichen Grundwasserständen und -neigungen simulieren. Dieses Modell sollte während der Sanierung permanent nachgeführt und verbessert werden.

7. Nach Ermittlung eines sinnvollen Sanierungssystems sollte ein Reichweiten-, bzw. Überprüfungsversuch am Sanierungsort durchgeführt werden um das Modell zu kalibrieren. Es eignen sich hierfür nahe zueinander stehende Pegel, welche entweder erst errichtet werden oder bereits vorhanden sind. Wie an mehreren Stellen im Leitfaden erwähnt ist die Kurzschlusswirkung allfällig vorhandener Aufschlüsse hierbei zu beachten. Als Tracer eignet sich Uranin oder radioaktive Tracer. Nicht geeignet sind biologisch beeinflussbare Größen wie O_2 , CO_2 , Nitrat etc. Auch Salz hat sich nicht bewährt, da die Zirkulationsströmung stark von Diffusionserscheinungen überlagert wird und zumeist zu nicht auswertbaren Ergebnissen führt.

Für die Sanierung eines dynamischen Grundwasserstroms ist Pkt. 3 nicht anwendbar, sondern es muss die Abschätzung der Schadstoffkonzentration auf die zirkulierte Menge bezogen werden.

Folgende Eingangsparameter werden hierbei benötigt:

1. Schichtenaufbau aus Bohrungen
2. k-Werte aus Feld und / oder Laborversuchen – Achtung auf Anisotropien und Asymmetrien!
3. Grundstrom (Menge, Richtung, Varianz) aus Feldmessungen
4. Dreidimensionales Schadensbild von Boden und Grundwasser aus Erkundung
5. nicht sanierungsrelevante Sauerstoffzehrung aus Feldversuch 1
6. Cloggingneigung aus Feldversuch 2
7. Untergrundhomogenität speziell von Bohrungen der Untersuchungsphase

Alternativ zum vorgeschlagenen Dimensionierungsweg existieren in der Literatur zahlreiche Ansätze zur analytisch-numerischen Lösung der hydraulischen und pneumatischen Aufgaben. Wie die Autoren aber zumeist einräumen zeigen deren Ergebnisse durchaus Abweichungen von Feldmessungen, weswegen oft Korrekturbeiwerte vorgeschlagen werden. Diese Lösungen haben sich nicht als Standardlösungen etabliert, weshalb auch diese in Feldbeobachtungen verifiziert werden müssten und somit keine praktischen Vorteile bieten.

6.1.3 Dimensionierung des Antriebssystems

Trotz zahlreicher Ansätze in der Literatur existiert auch hier keine praktikable Dimensionierungsmethode auf Basis einer Berechnung. Es ist daher sinnvoll in einem, im Zuge der Erkundung zu errichtenden Versuchspegel einen Versuch am Standort durchzuführen. Dieser Pegel sollte bereits in Hinblick auf einen GWZB errichtet werden, da der Ausbaudurchmesser wie der Bohrdurchmesser großen Einfluss auf das Versuchsergebnis hat. Es sollten daher die Durchmesser den für die Sanierung zu wählenden Durchmessern weitestgehend entsprechen. Zum einen werden diese Daten in der Dimensionierung des Systems (siehe 6.1.2) benötigt, zum anderen können daraus wertvolle Erkenntnisse über den Druckluftverbrauch gewonnen werden.

Die nötige Treibkraft des GWZB wird durch ein Heben des Wasserspiegels im oberen Bereich (Δh_o) des Brunnen gegenüber der Umgebung sowie durch ein Absenken des Innendrucks im unteren Bereich (Δh_u) des Brunnens erreicht. Die rezirkulierbare Wassermenge ist – bei gegebener Brunnengeometrie und Geologie - eine direkte Funktion der Summe dieser beiden Differenzdrücke. Der Ermittlung des durch Einblasung erreichbaren

Überstaus (im gegebenen System aus Brunnendurchmesser, Eintauchtiefe, Einblastiefe und einstellbarer Hubhöhe) und dem dabei nötigen Lufteinsatz kommt daher relevante Bedeutung zu.

Es wird daher ein Feldversuch unter sanierungsrelevanten Umständen empfohlen.

Dazu wird in einen vorhandenen Pegel (optimalerweise Tiefe Eintauchung in Aquifer, vollständige Verfilterung) am zu sanierenden Standort eine Drucksonde an der Sohle des GWZB eingebracht und der Wasserspiegel mit einem Lichtlot gemessen. Danach beginnt die Einblasung von Druckluft mit unterschiedlichen Luftmengen. Es wird während des Versuchs jeweils mit der Druckmessdose der Druck an der Brunnensohle und mit dem Lichtlot der sich einstellende Wasserspiegel im Brunnen gemessen. Dadurch wird der Nullpunkt der Druckverteilungskurve (Standhöhe Wasser-Luftgemisch im Brunnen $=\Delta h_0$, Achtung auf Dichte) sowie der Gesamtdruck an der Sohle ($=h_u$) gemessen. Durch Vergleich der jeder Lufteinblasmenge zugeordneten Datensätze (Sohldruck, Nulllinie, Dichte der Wasser/Luft Säule – ermittelt aus Länge und Sohldruck) mit dem Ruhezustand lassen sich tatsächliche Über- und Unterdrücke als Summen der Differenzdrücke $\Delta h_0 + \Delta h_u$ darstellen. Es wird hierbei der Überstau über dem umgebenden Grundwasser mit der ermittelten Dichte und der gemessene Unterdruck an der Sohle gegenüber Dichte des Wassers bewertet. Die resultierende Treibkraft kann dann in einem Diagramm der eingesetzten Luftmenge gegenüber gestellt werden.

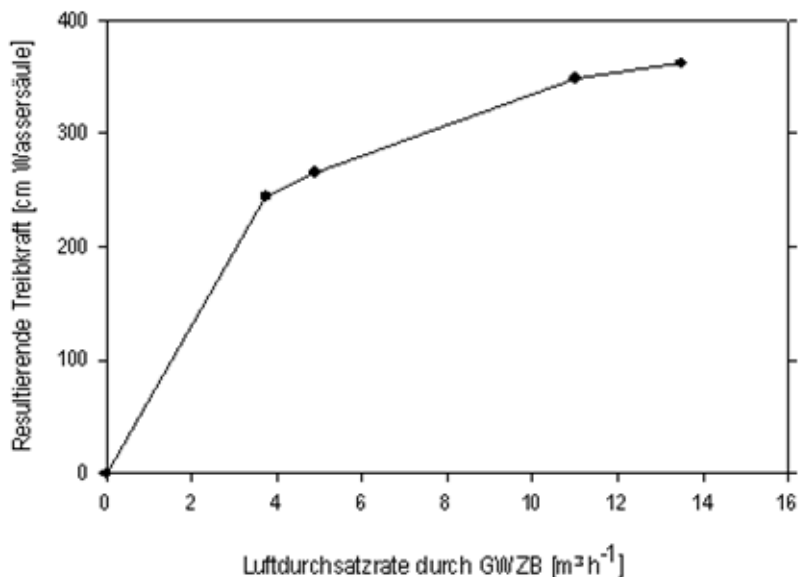


Abbildung 8: Beispielhafte Darstellung der aus der Luftdurchsatzrate resultierenden Treibkraft im GWZB

Mit diesem einfachen Versuch und dem daraus abgeleiteten einfachen Diagramm kann zur Optimierung des Systems auch der Luftverbrauch (wie unter 6.1.2 beschrieben) als eine die Sanierungskosten wesentlich bestimmende Größe mit aufgenommen werden.

6.1.4 Technische Einrichtungen

Es werden folgende technischen Einrichtungen benötigt:

1. GWZB
2. Beobachtungssonden
3. Gebläse
4. Ev. Abluftfilter

Brunnen: Die Durchmesser der GWZB werden von verschiedenen Anbietern unterschiedlich beurteilt. Eindeutig bringen größere Durchmesser (bis 800 mm) größere Wasserdurchsätze und benötigen daher weniger Brunnen bei gleichem Sauerstoffeintrag. Andererseits sind kleine Durchmesser (50 mm) wesentlich günstiger herzustellen und können flexibler der Kontamination angepasst werden. Die Lösung dieser Optimierungsaufgabe ist Sache des Planers. Auch die Ausführung von durchgehenden Filtern, getrennten oder aufgelösten Filtern sind Aufgaben die nur im Einzelfall betrachtbar sind und Aufgabe des Planers.

Für den Brunnenbau ist es jedoch von hoher Bedeutung, das System des GWZB und den hohen Einfluss von Baufehlern zu verstehen. Ein GWZB mit einer durchlaufenden Verkiesung (gemäß ÖVGW Regelblatt) würde im Kiesfilter einen Großteil seines rezirkulierten Wassers sinnlos im Kreis führen. Dies würde sehr hohe Laufzeiten und Kosten bedingen. Im schlechtesten Fall könnte der GWZB seine zugewiesenen Aufgaben nicht erfüllen. Solche Kurzschlussströmungen sind durch den erhöhten Sauerstoffanteil des zurückkommenden Wasser erkennbar, welches daher routinemäßig (unter der Einblasung) beprobt werden sollte.

Für die einzubringenden Dichtungen sind Quelltonpellets wie im Brunnenbau üblich nicht zielführend, da diese nicht sicher genug ihre Dichtaufgabe erfüllen. Es sind Zementationen mit oder ohne Bentonitanteile vorzuziehen. Diese müssen kontrolliert in der exakt vorgegebenen Tiefe errichtet werden. Sollte die Notwendigkeit bestehen, einen GWZB auf Grund verschiedener Einflüsse zu erneuern (übermäßige Alterung etc.) so muss dies unter Bedachtnahme auf den dadurch bedingten Verfahrenseinfluss geschehen. Es sollte entweder eine Ersatzbohrung durch Überbohren des alten GWZB oder eine Ersatzbohrung zwischen den Rastern des GWZB Netzes erfolgen. Bei einer Neuherstellung in der Nähe des alten GWZB sind 2 Fälle zu unterscheiden. Erstens, es wird der alte GWZB mit besser durchlässigem Material verfüllt als der umgebende Untergrund. In diesem Fall würde er als Kurzschlussmöglichkeit genutzt und ein erheblicher Anteil des rezirkulierten Wassers wäre nicht im Sanierungseinsatz sondern in einer Fehlzirkulation. Zweitens, es wird der alte GWZB mit schlechter durchlässigem Material verfüllt als der umgebende Untergrund. In diesem Fall würde er als „Abschattung“ eines Sektors wirken, weil alle ankommenden Grundwasserfäden dann abgelenkt würden und somit ein sektoraler „Schatten“ hinter dem alten GWZB entstünde.

Monitoringpegel: Die Errichtung des Monitoringsystems erfolgt in verschiedenen Abständen von den GWZB und in verschiedenen Tiefen je nach Kontamination und Schichtenfolge (zumindest jedoch hoch – abströmendes Wasser und tief – zuströmendes Wasser).

Gebläse: Die Gebläse sind den benötigten Drücken anzupassen. Bei in Österreich zu erwartenden Eintauchtiefen von max. 10 m 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 GWZB einen Strippeffekt haben, werden stripbare Komponenten der Kontamination ausgeblasen. Liegen die Schadstoffkonzentrationen in der gasförmigen Phase über dem Grenzwert, so ist die Abluft der GWZB zu sammeln und es sind Abluftfilter vorzusehen. Deren Dimensionierung erfolgt nach den üblichen, aus Bodenluftabsaugungen bekannten, Verfahren.

6.2 Qualitätssicherung des Verfahrens

Die Qualitätssicherung des Verfahrens dient in erster Linie der Prüfung der Herstellung eines funktionierenden Systems aus GWZB und Monitoringpegeln sowie der Verfolgung des Zustandes dieses Systems über die Betriebsdauer.

Die Ausführung der Arbeiten, der Bohr- und Bauablauf sind zu überwachen und nach Herstellung der Untergrundaufschlüsse 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 Durchflusses relevant.
4. Überprüfung der Funktionstüchtigkeit der einzelnen Brunnen und Pegel hinsichtlich erreichter Dichtheit. Die Dichtheit kann durch Bohrlochgeophysikalische Methoden überprüft werden oder durch einen Tracertest. Als Tracer kann der eingeblasene Sauerstoff verwendet werden. Dieser muss in diesem Fall beim Abströmen vom Brunnen und Zuströmen zum Brunnen gemessen werden können. Geeignet können auch abgepackte Bepumpungen sein, sofern die Ausführung der GWZB und Pegel eine Abpackerung und das Messen unterschiedlicher Druckhöhen ermöglicht. In diesem Fall muss zwischen oberer und unterer Filterstrecke des GWZB ein Packer (temporäre Abdichtung) gesetzt werden und entweder der obere oder der untere Filter bepumpt werden. Während dieser Bepumpung muss der Wasserdruck oberhalb und unterhalb des Packers gemessen werden. Die bepumpte Filterstrecke wird naturgemäß eine Abnahme der Standrohrhöhe zeigen. Die Standrohrspiegelhöhe der nicht bepumten Filterstrecke darf sich (fast) nicht ändern.

In der Betriebsphase wird dann der Zustand des Systems durch regelmäßige Betriebsdatendokumentation (Einblasmenge, 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 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 Respiationsversuche 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

6.3 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.

6.3.1 Dokumentation des Sanierungsverlaufes

Zur Dokumentation des Sanierungsverlaufs sind folgende Messungen durchzuführen:

- Wasserbeprobung von Beobachtungspegeln hinsichtlich O₂ und Kontaminant (CO₂ 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)

6.3.2 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

6.4 Entsorgung von Sanierungsmitteln

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

6.5 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 mg kg⁻¹ pro Jahr gerechnet werden. Die Abbaurate wird von der Planung der Anlage und ihrer Betriebsart beeinflusst.

6.6 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 mit einer Kontamination von $< 500 \text{ mg kg}^{-1}$ zu rechnen.

Die zu gehörigen 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.

6.7 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 verbunden Reichweiten und Durchsatzraten spielen eine bedeutende Rolle bei der Schätzung des Kostenrahmens. Vergleichswerte sind in der Literatur nicht vorhanden.

Aus Markterhebungen kann Folgendes grob geschätzt werden:

- Planungs- und Erhebungskosten: € 100.000
- Errichtungskosten je 1.000 m^2 : € 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 pro Jahr

Die Tabelle 2 fasst beispielhaft die Kosten für ein dreijähriges Sanierungsprojekt in unterschiedlichen Grössen zusammen.

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

	1.000 m ²	5.000 m ²	15.000 m ²
Planung und Erhebung	50.000	75.000	100.000
Errichtung	150.000	625.000	1.500.000
Betrieb	80.000	160.000	240.000
Summe	280.000	860.000	1.840.000
Je m ²	280	172	123
Je m ³	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.

6.8 Kombinationsmöglichkeiten

Kein *in situ* Sanierungsverfahren kann für sich allein eine komplexe Untergrundverunreinigung beheben. GWZB im Sinne dieser Richtlinie können Sauerstoff in den gesättigten Untergrund eintragen und diesen in der sanierungsrelevanten Zone verteilen und dadurch mikrobiologischen Abbau der Schadstoffe bewirken.

GWZB im Sinne dieser Richtlinie können somit folgende Randbedingungen nicht ändern:

1. Phase am Grundwasser (nicht entfernbar aber bewegbar)
2. Hohe Henry'sche Konstante und daher leicht strippbar
3. Ungesättigte Bodenzone erfassen
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) Kombination mit einem Bioslurping, Kombination mit Ölabschöpfbrunnen. Es kann bei fachgerechter Einplanung dieser Phasenabzugssysteme die Phase aus dem Umfeld durch den GWZB in Richtung eines Ölabschöpfbrunnen befördert werden.

Ad 2) Sammlung und Behandlung der Abluft des GWZB, Auslegung des Systems auf eine zusätzliche Strippwirkung während der Grundwasserpassage im Brunnen. Dabei liegt der Vorteil zu Bio Sparging darin, dass die Strippung in einer kontrollierbaren und beherrschbaren Umgebung, nämlich im Inneren des Brunnens, stattfindet und die kontaminierte Strippabluft nicht unkontaminierte Bodenbereiche passieren muss (ev. unkontaminierter Untergrund in der ungesättigten Zone)

Ad 3) Kombination mit einem Bioventing, Kombination mit einer Bodenluftabsaugung. Ein zusätzlicher Vorteil ist hier lukrierbar, wenn die Treibluft des GWZB nicht an die Oberfläche geführt wird, sondern technisch gezwungen wird, den Brunnen in den kontaminierten Untergrund zu verlassen und somit als Dotationsluft für eine Bioventing zur Verfügung steht. Der Vorteil liegt in der vorangegangenen Befeuchtung der Luft durch die Wasserpassage und somit in der Hintanhaltung von Austrocknungserscheinungen beim Bioventing.

Ad 4) Erweiterung des GWZB Systems um einen oberirdischen Aufbereitungsteil. Es muss hierzu das Wasser über Gelände gehoben werden und vor Verlassen des Brunnens zusätzlich abgereinigt werden. Dies kann sinnvoll sein, wenn (zusätzlich) eine biologisch nicht abbaubare Kontamination des Untergrundes vorliegt.

7 NUTZUNG / NACHNUTZUNG

7.1 Nutzungspotenziale während der Sanierung / Sicherung

Prinzipiell kann ein GWZB 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 bis zum Sanierungsziel 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

b	GWZB Abstand zueinander in Meter
BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol
CKW	chlorierte Kohlenwasserstoffe
d	Durchmesser GWZB
ERB	Einsatzrandbedingungen
GW	Grundwasser
GWZB	Grundwasserzirkulationsbrunnen im Sinne dieses Leitfadens
GZB	Ursprungsform des Grundwasserzirkulationsbrunnen zur Dekontamination von strippbaren Kontaminanten
h_o	Standrohrspiegelhöhe am oberen Ende der Filterstrecke eines GWZB
h_u	Standrohrspiegelhöhe am unteren Ende der Filterstrecke eines GWZB
Δh_o	Potentialunterschied zwischen GWZB und umgebenden Aquifer am oberen Ende des Filters
Δh_u	Potentialunterschied zwischen GWZB und umgebenden Aquifer am unteren Ende des Filters
I	Gradient einer GW Strömung
K_f	Durchlässigkeitsbeiwert ($m\ s^{-1}$)
K_h	k-Wert in horizontaler Richtung
K_v	k-Wert in vertikaler Richtung
KW	Kohlenwasserstoffe
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
PAK	Polzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
Q_{spez}	spezifische Schüttung eines Brunnens oder einer Filterstrecke als Q/lfm Absenkung
Q_{Wmax}	maximal möglicher Wasserdurchsatz durch einen bestimmten GWZB i
r	Radius GWZB
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, Wien
- [Lit. 2] Umweltbundesamt Deutschland (UBA-de), 1997: Maßnahmen. (online) <http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/berichte/>. Zugriff am 2004-12-22
- [Lit. 3] U.S. Department of Energy, 2002: In-Well Vapor Stripping Technology. In: Section 4 Technology Applicability and Alternatives. Brookhaven National Laboratory. Upton. New York. 15-16
- [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] Luber M., 1999: Luftinjektionsbrunnen zur in situ Grundwassersanierung Hydraulik und Stoffdurchgang. Institut für Bodenmechanik und Felsmechanik an der Universität Fridericiana in Karlsruhe Heft 147
- [Lit. 6] Stamm J., 1996: Numerische Berechnungen dreidimensionaler Strömungsvorgänge um Grundwasser-Zirkulations-Brunnen zur In Situ Grundwassersanierung. Dissertation Fakultät für Bauingenieur und Vermessungswesen. Universität Karlsruhe VDI. Fortschrittsberichte. Nr. 599 Düsseldorf
- [Lit. 7] Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1993: Der Grundwasserzirkulationsbrunnen (GZB). Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle
- [Lit. 8] Brinzel P., 1991: Grundwasser- und Bodenluftreinigung mit Hilfe des UVB-Verfahrens: (Fallbeispiele, Grundprinzip, Bemessungsgrundlagen) in: Probleme mit dem Grundwasser Umweltplanung. Arbeits- und Umweltschutz. Heft Nr. 121 Hrsg.: Hessische Landesanstalt für Umwelt Wiesbaden
- [Lit. 9] Brannath A., 1991: Dokumentation und Bewertung von Grundwassersanierungen mittels UVB-Verfahren sowie Feldversuche an einem Standort im Lockergestein. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Universität Karlsruhe
- [Lit. 10] Leeson A., Hinchee R.E., 1998: Soil Bioventing - Principles and Practice. CRC Press. Boca Raton
- [Lit. 11] Bürmann W., 1990: Grundwassersanierung mit Hilfe der Zirkulationsströmung um den kombinierten Entnahme- und Einleitungsbrunnen - Funktion und Bemessung des Brunnens sowie: Untersuchung der Zirkulationsströmung um den kombinierten Entnahme- und Einleitungsbrunnen zur Grundwassersanierung am Beispiel des Unterdruck-Verdampfer-Brunnen (UVB.) In: Arendt, F. et al. (Hrsg.): Altlastensanierung '90, Band II, Dordrecht. Boston. London
- [Lit. 12] Bürmann W., 1991: Zur Zirkulationströmung am Unterdruck-Verdampfer-Brunnen in: Probleme mit dem Grundwasser Umweltplanung. Arbeits- und Umweltschutz. Heft Nr. 121. (Hrsg) Hessische Landesanstalt für Umwelt Wiesbaden
- [Lit. 13] 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. 14] DVWK, 1991: Sanierungsverfahren für Grundwasserschadensfälle und Altlasten - Anwendbarkeit und Beurteilung. DVWK-Schriften Nr. 98. Hamburg
- [Lit. 15] DVWK, 1989: Stofftransport im Grundwasser. DVWK-Schriften Nr. 83. Hamburg
- [Lit. 16] GFS, 1991: IEG-Unterdruck-Verdampfer-Brunnen (IEG-UVB). Bodenluftabsaugung über Doppelmantelfilter (BLD). Koaxiale Grundwasserbelüftung (KGB). GFS (Eigenverlag). Kirchheim
- [Lit. 17] Herrling B., Buermann W., 1990: A New Method for In-Situ Remediation of Volatile Contaminants in Groundwater - Numerical Simulation of the Flow Regime in: Proc. VIII Int. Conf. on Computational Methods. In Water Resources. Venice. Berlin. Heidelberg. New York
- [Lit. 18] Herrling B., Buermann W., Stamm J., Schoen M., 1990: UVB Technique for in-situ Groundwater Remediation of strippable Contaminants: Operation and dimensioning of wells. In: Proc. Envirotech Vienna 1990. Vienna
- [Lit. 19] Herrling B., Bürmann W., 1990: UVB-Verfahren - Grundprinzipien und Messungen. In: Bock, P. et al.: Untergrundsanierung mittels Bodenluftabsaugung und In-Situ-Strippen Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe. Band 9. Karlsruhe
- [Lit. 20] Herrling, B.; Bürmann, W.; Stamm, J. 1990: In-Situ-Beseitigung leichtflüchtiger Schadstoffe aus dem Grundwasserbereich mit dem UVB-Verfahren in: Neuer Stand der Sanierungstechniken von Altlasten IWS-Schriftenreihe, Band 10, Berlin

- [Lit. 21] Herrling B., Bürmann W., Stamm J., 1990: In-Situ-Grundwasserreinigung von strippbaren Schadstoffen mit dem Unterdruck-Verdampfer-Brunnen (UVB): Numerische Berechnungsergebnisse. In: Arendt, F. et al.: Altlastensanierung '90. Dordrecht
- [Lit. 22] Herrling B., Stamm J., 1992: Numerical Results of Calculated 3D Vertical Circulation Flows Around Wells with Two Screen sections for In-Situ or On-Site Aquifer Remediation. In: Proc. IX Int. Conf. on Computational Methods in Water Resources. June 9 – 12. Denver. CO (USA)
- [Lit. 23] Institut für Umwelttechnik GmbH Berlin, 1990: Gutachtliche Stellungnahme über die Tauglichkeit von verschiedenen in-Situ-Strippverfahren. Berlin
- [Lit. 24] Käss W., Strayle G., 1990: UVB-Verfahren aus der Sicht des Anwenders - Ergebnisse von Markierversuchen in: Bock, P. et al.: Untergrundsanierung mittels Bodenluftabsaugung und In-Situ-Strippen Schriftenreihe Angewandte Geologie, Karlsruhe, Band 9, Karlsruhe
- [Lit. 25] Kinzelbach W., Rausch R., 1992: ASM-Aquifer-Simulations-Modell Programmdokumentation, Kassel
- [Lit. 26] Philipp R. et. al., 2003: Endbericht Vorversuche Tuttendorfer Breite. unveröffentlichter Bericht OMV Proterra im Auftrag BMLFUW. Wien
- [Lit. 27] Philipp R., 2002: In-Situ remediation in the saturated zone using cost effective biotechnological methods. 1st ASEM Conference on Bioremediation (conference proceedings). AEETEC (Asia-Europe environmental technology center). Hanoi
- [Lit. 28] US Pentagon by NAVAL FACILITIES ENGINEERING SERVICE CENTER PORT HUENEME CA DEC, Cost and Performance Report. In-Situ Remediation of MTBE Contaminated Aquifers Using Propane Biosparging
- [Lit. 29] 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. 30] US EPA, 1998: Field Application of in situ Remediation Technologies – Ground Water Circulation Wells. (online) <http://www.clu-in.org/download/remed/gwcirc.pdf>
- [Lit. 31] Gretchen Rose Miller. 2003: Numerical Modelling of Focused Remediation using a Ground Water Circulation Well. Master Thesis Geological Engineering. Faculty of the graduate school of the University of Missouri-Rolla. (online) http://www.ce.berkeley.edu/~gmiller/grm_MS_thesis.pdf
- [Lit. 32] 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. 33] 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. 34] Philipp R. et. al., 2006: Bericht Respirations und Cloggingversuche Tuttendorfer Breite. Unveröffentlichter Bericht TERRA Umwelttechnik im Rahmen des Projekts INTERLAND; Wien
- [Lit. 35] Bauer L. et. al., 2006: Bericht Versorgung der gesättigten Bodenzone mit Elektronenakzeptoren für den mikrobiellen Abbau von organischen Kontaminationen. Unveröffentlichter Bericht TERRA Umwelttechnik im Rahmen des Projekts INTERLAND. Wien
- [Lit. 36] Brik M. et. al., 2005: Bericht Quantification of the Effects of Gaseous Nutrient Injection in unsaturated zone on the In-situ Bioremediation of Petroleum Hydrocarbon Contaminated Soils. Unveröffentlichter Bericht TERRA Umwelttechnik im Rahmen des Projekts INTERLAND. Wien
- [Lit. 37] Lenk R., 2004: Mobilität der Ölphase im Boden, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt. Institut für Hydraulik and landeskulturelle Wasserwirtschaft. Universität für Bodenkultur Wien. Wien.
- [Lit. 38] Görgl D., 2003: Barrierewirkung des kontaminierten Kapillarsaums in unterschiedlichen Böden bei vertikalem Stofftransport. Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft. Universität für Bodenkultur Wien, Wien
- [Lit. 39] Grombach P. et. al., 2000: Handbuch der Wasserversorgungstechnik, Oldenbourg Industrieverlag. München Wien

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: CO₂, CH₄, O₂, Summe KW, BTEX

Phasenmächtigkeit am Grundwasser, Volumen freie Phase

Tiefe/Volumen der Kontamination

Wasserstand und -schwankungen

ERB:

GW Spiegel, max. getauchte Länge des Brunnens, erreichbare Reichweiten, generelles geometrisches Bild

11 ANHANG 2: DIMENSIONIERUNGSDIAGRAMM NACH LUBER

[LIT.5] für 2ⁿ GWZB

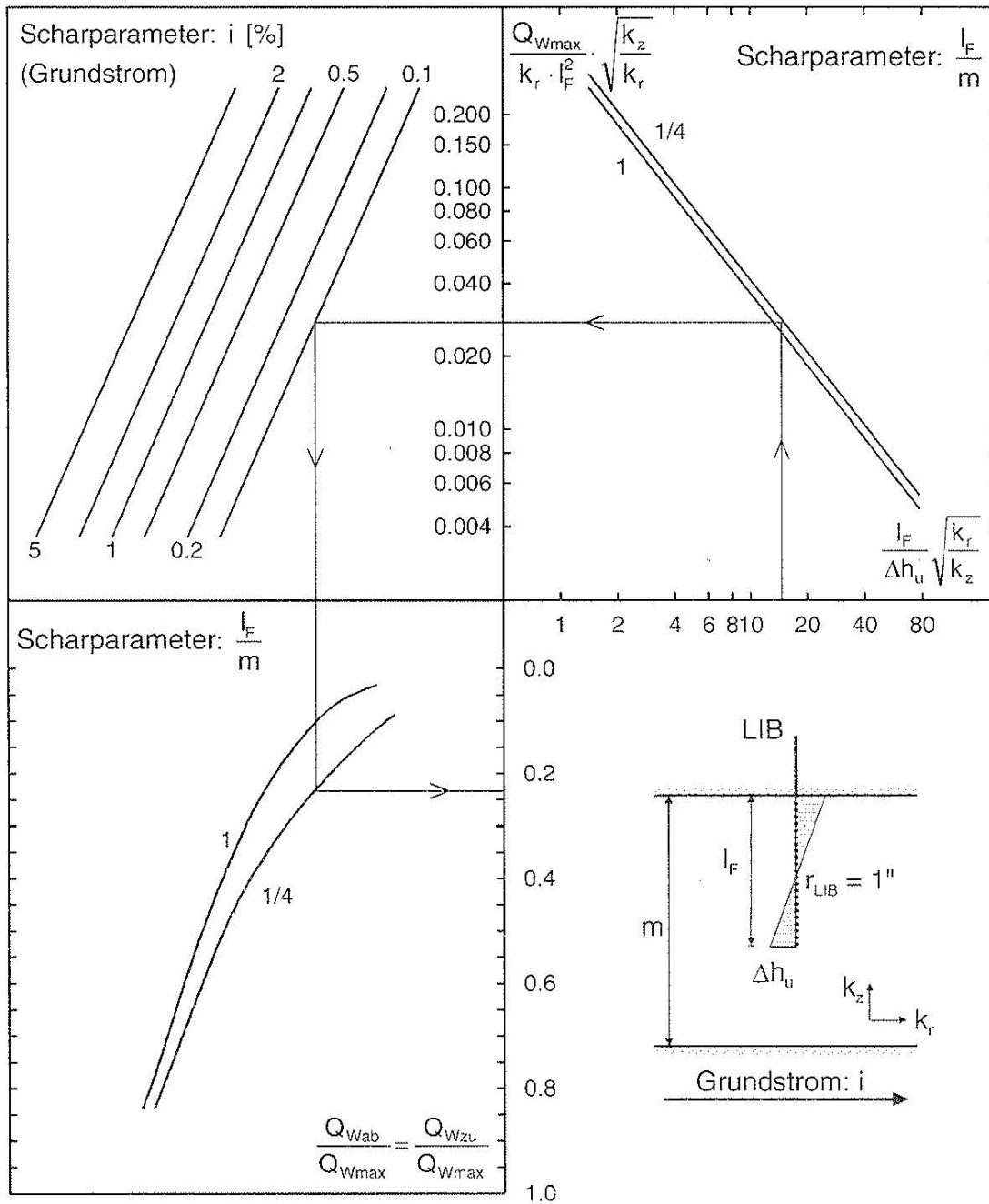


Abbildung 9: Anisotropiebereinigtes Bemessungsdiagramm zur Bestimmung des maximalen Wasserdurchflusses und des Grundabstromes bzw. -zustromes für einen LIB

$\frac{l_F}{m}$	$\frac{l_F}{\Delta h_u} \sqrt{\frac{k_r}{k_z}}$	$\frac{Q_{Wmax}}{k_r \cdot l_F^2} \cdot \frac{\sqrt{k_z}}{\sqrt{k_r}}$	Q_{Wmax}	$\frac{Q_{Wab}}{Q_{Wmax}} = \frac{Q_{Wzu}}{Q_{Wmax}}$	$Q_{Wab} = Q_{Wzu}$
1/4	15	0.028	0.25 m ³ /h	0.218	0.05 m ³ /h