

LANGZEITVERSUCH ZUR IN SITU-SANIERUNG EINER MKW/BTEX KONTAMINATION: EFFEKTIVITÄT VON AIR SPARGING UND DENITRIFIKATION IN DER GESÄTTIGTEN ZONE

Dr.-Ing. Hilke Würdemann, Umwelt-Geotechnik, GeoForschungsZentrum Potsdam,
Telegrafenberg, 14473 Potsdam

T: +49-331-288-1516 F: +49-331-288-1529 E: Wuerdemann@gfz-potsdam.de
Dipl.-Ing. Stefan Hoch und Dr.-Ing. Andreas Bieberstein, Institut für Bodenmechanik und
Felsmechanik, Universität Karlsruhe (TH), Postfach 6980, 76128 Karlsruhe

Einleitung

Im Bereich eines Treibstofflagers wurde zur Behandlung der Verunreinigung des Untergrundes die Kombination verschiedener Verfahren zur in situ-Sanierung über einen Zeitraum von etwa 8,5 Jahren erprobt. Da sowohl die teilgesättigte als auch die gesättigte Zone kontaminiert waren, wurde eine Kombination aus in situ- und on site-Verfahren zur Behandlung von Boden und Grundwasser eingesetzt. In der teilgesättigten Zone wurde der biologische Schadstoffabbau über eine Zufuhr von Luftsauerstoff gefördert. Zur Versorgung der gesättigten Zone wurde ein Wasserkreislauf eingerichtet, mit dessen Hilfe dem Boden Elektronenakzeptoren (O_2 und NO_3^-) zugeführt wurden. Aufgrund einer hohen Sauerstoffzehrung wurde der gesättigten Zone zusätzlich O_2 über eine Druckluftspeisung (Air Sparging) zugeführt.

Versuchsanlage und Versuchsdurchführung

Das Versuchsfeld hatte eine Grundfläche von etwa 500 m^2 . Der Flurabstand betrug 6 bis 7 m. Der aus Mittel- und Grobsanden mit wechselnden Anteilen von Kies und Schluff bestehende Untergrund war bis in eine Tiefe von 10 m unter Geländeoberkante (GOK) kontaminiert. Aus Pumpversuchen ergab sich ein mittlerer hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert von $1,5 \times 10^{-4} \text{ m/s}$. Aufgrund der bis in eine Tiefe von 4 m in den Aquifer reichenden Kontamination wurde neben einer Behandlung der teilgesättigten Zone auch eine Behandlung der gesättigten Zone durchgeführt. In Würdemann et al. (2003) sind die Ausgangssituation und die Versuchsergebnisse für die teilgesättigte Zone ausführlich beschrieben. In Abb. 1 ist ein Lageplan des Versuchsfeldes mit den vorhandenen Installationen gegeben.

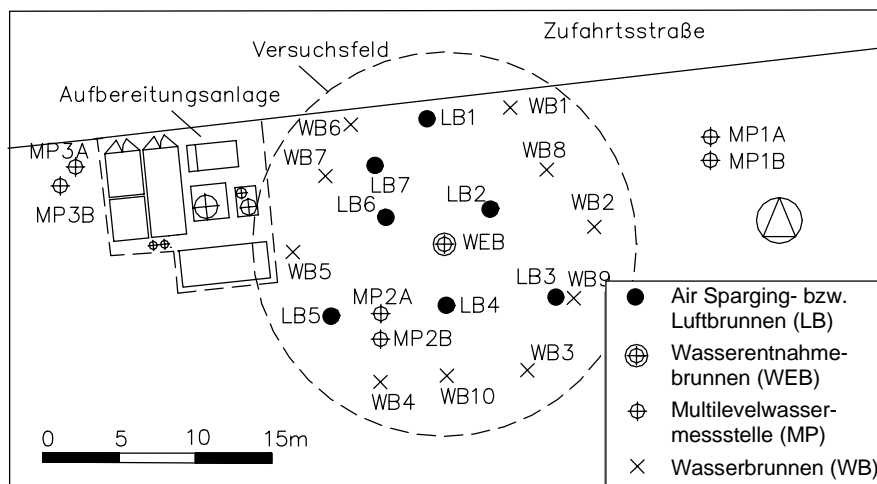


Abb. 1: Lageplan des Versuchsfeldes mit Installationen und Bezeichnungen

Die gesättigte Bodenzone wurde über einen Wasserkreislauf mit Nährstoffen und Elektronenakzeptoren (O_2 und NO_3^-) versorgt. Durch eine kreisförmig angelegte Galerie von Infiltrationsbrunnen mit zentralem Entnahmebrunnen bestand ein annähernd hydraulisch geschlossenes System. Das im Kreis geführte Prozesswasser wurde in einer Aufbereitungsanlage von Schadstoffen gereinigt und mit Nährstoffen und Elektronenakzeptoren angereichert.

Die Aufbereitung des Prozesswassers erfolgte in zwei Stufen. In einem Bioreaktor (Festbettreaktor) wurde das Wasser mit der Abluft (O_2 -Gehalt > 20 %) aus dem Versuchsfeld belüftet, wobei etwa 70 % der im Abwasser enthaltenen Schadstoffe biologisch abgebaut und 30 % gestrippt wurden. Zur Entfernung von Eisen- und Manganoxiden wurde das Prozesswasser vor der Reinfiltration durch einen Kiesfilter geleitet.

Der Verlauf der Schadstoffabnahme im Bodenwasser wurde über Bestimmungen der Kohlenwasserstoffe mittels Gaschromatographie (KW_{ges} (GC) und BTEX) im Prozesswasser erfasst. Aus dem Verbrauch von Elektronenakzeptoren im Prozesswasser wurde auf die in der gesättigten Zone abgebaute Menge an Schadstoffen geschlossen. Die Abbauleistung in der Wasseraufbereitung wurde über die Differenz des organischen Kohlenstoffs in Zu- und Ablauf bestimmt.

Zur Verbesserung der O_2 -Versorgung in der gesättigten Bodenzone und zur Mobilisierung von physikalisch fixierten Schadstoffherden wurde ein zyklisches Air Sparging-Verfahren entwickelt (Spieß 2002). Es wurden drei Lanzen im Wechsel für jeweils 10 Minuten mit 60 bis 70 Nm^3/h beaufschlagt. Die so eingetragene Druckluft wurde in der teilgesättigten Zone über drei Luftlanzen wieder abgesaugt und gereinigt. Über eine Quantifizierung der CO_2 -Zunahme in der Abluft wurde der Schadstoffabbau durch Air Sparging ermittelt. Da bei dem eingesetzten Air Sparging-Verfahren Luft in großem Überschuss in die gesättigte Zone eingetragen wurde, war die O_2 -Abnahme in der Abluft sehr gering und konnte messtechnisch nicht bestimmt werden.

Ergebnisse in der gesättigten Bodenzone

Die Kontamination des Untergrundes mit einem Gemisch aus Diesel und Kerosin reichte bis 4 m unterhalb des Grundwasserspiegels, da der Grundwasserspiegel zeitlich nach der Verunreinigung des Geländes um mehr als zwei Meter angestiegen war. Aufgrund der vergleichsweise großen Schadstoffmenge konnte der gesättigten Zone über den Wasserkreislauf nicht ausreichend Sauerstoff zugeführt werden. Infolge der hohen Sauerstoffzehrung bildete sich eine raumzeitliche Sukzession des Schadstoffabbaus ausgehend von den Infiltrationsbrunnen in Richtung Entnahmebrunnen aus.

Nitrat konnte aufgrund seiner höheren Löslichkeit im Vergleich zum Sauerstoff in sehr viel größerer Menge infiltriert werden. Im Gegensatz zum O_2 wurde es nicht vollständig gezehrt und stand daher in allen vom Prozesswasser durchströmten Bereichen des Versuchsfeldes für einen Abbau zur Verfügung. Um eine Anreicherung im Prozesswasser auf Konzentrationen größer als 150 mg/l zu vermeiden (Vorgabe der Unteren Wasserbehörde), musste die NO_3^- -Dosierung weit unterhalb der technisch möglichen Rate erfolgen.

Anfänglich waren die Schadstoffe stark heterogen verteilt. Während bei der Zwischenbeprobung im Jahre 1998 in der teilgesättigten Zone deutlich niedrigere Schadstoffgehalte gefunden wurden, ergab sich für die gesättigte Zone eine höhere Belastung als bei der Ausgangsbeprobung (1995). Insbesondere waren die Schadstoffgehalte im Grundwasserschwankungsbereich zwischen 6 und 8 m unter GOK z. T. um den Faktor zwei bis fünf höher als bei der Anfangsbeprobung. Es zeigte sich, dass es aufgrund der heterogenen Schadstoffverteilung nicht möglich war, die Ausgangsbelastung für eine Bilanzierung der Abbauleistung hinreichend genau zu schätzen. Bei der abschließenden Beprobung, die in den

Jahren 2003 bzw. 2004 durchgeführt wurde, beschränkte sich die erhöhte Schadstoffbelastung auf einen Bereich von etwa 0,7 m um die Grundwasserwechselzone. Hier waren die Konzentrationen immer noch deutlich höher als die bei der Anfangsbeprobung gefundenen. Eine detaillierte Auswertung der Schadstoffanalysen wird zu einem späteren Zeitpunkt veröffentlicht.

3.1 Optimierung der Abbaubedingungen durch Air Sparging

Auf der Fließstrecke von 10 m zwischen Infiltrations- und Entnahmebrunnen wurde der Sauerstoff fast vollständig verbraucht. Ab dem 750. Versuchstag wurden verschiedene Versuche zur Drucklufteinspeisung unterhalb des Grundwasserspiegels (Air Sparging) durchgeführt, um die auch nach zwei Jahren Behandlung immer noch bestehende raumzeitliche Sukzession des Schadstoffabbaus aufzuheben (Spieß 2002).

Durch das zyklisch betriebene Air Sparging (AS) konnte die zugeführte Menge an Sauerstoff derart erhöht werden, dass beispielsweise bei einem Abstand von 4 m zwischen AS-Brunnen und Entnahmebrunnen der O₂-Gehalt im Entnahmebrunnen bis zur Sättigung erhöht wurde. Eine Erfassung des beim Abbau gebildeten Kohlendioxids in der Abluft lässt auf eine Verdopplung der biologischen Abbauleistung durch Air Sparging schließen (vgl. Abschnitt 3.2).

Da bei kontinuierlichem Betrieb des Air Spargings nur kurzfristig Schadstoffe über den Luft- und Wasserweg mobilisiert wurden, war der entscheidende Effekt des Air Spargings die Förderung der biologischen Abbauleistung über eine Verbesserung der O₂-Verfügbarkeit und evtl. auch der Schadstoffverfügbarkeit. Vermutlich hat die durch den Grundwasseranstieg im Boden verteilte Ölphase lokale Einschlüsse von flüssigem Schadstoff im Boden hinterlassen. Diese könnten durch die pulsierende Drucklufteinspeisung und die damit verbundene erhöhte Dispersion mobilisiert worden sein und sich im Boden besser verteilt haben. Es ist nicht auszuschließen, dass die Mobilisierung von flüssigen Schadstoffeinschlüssen dazu geführt hat, dass bei der Zwischen- und der Abschlussbeprobung mehr Probenpunkte mit deutlich höherer Belastung in den obersten 0,7 m der Grundwasserwechselzone gefunden wurden.

3.1.1 Erfassung der Reichweite des Air Spargings durch Bestimmung der Sauerstoffverteilung

Um die Reichweite der AS-Brunnen zu bestimmen, wurden im Versuchsfeld drei Brunnen abwechselnd mit Druckluft ($Q_L = 60 \text{ Nm}^3/\text{h}$) beschickt und an verschiedenen Messstellen der zeitliche Verlauf des Sauerstoffgehalts mit Hilfe einer im Pegel installierten Sauerstoffelektrode direkt im Grundwasser bestimmt. Abb. 2 zeigt eine Auswertung dieser Untersuchung.

Während beim Betrieb der 10 bzw. 13 m entfernten AS-Brunnen (LB1 und LB7) kein Sauerstoff nachgewiesen werden konnte, stieg der Sauerstoffgehalt während des Betriebs des 7,5 m entfernten AS-Brunnens LB2 von der 5. bis zur 7. Minute auf ca. 1,5 mg O₂/l an und ging in den folgenden Minuten wieder auf Null zurück, obwohl der AS-Brunnen 10 Minuten beschickt wurde. Dieses Ergebnis wurde durch wiederholte Messungen verifiziert. Es ergab sich somit eine Reichweite zwischen 7,5 und 10,4 m. Auffällig ist, dass das O₂-Maximum jeweils 7 Minuten nach Beginn des Air Spargings erreicht wurde, obwohl der AS-Brunnen noch weitere 3 Minuten beschickt wurde. Die Erklärung hierfür ist in der mit zunehmender Dauer des Air Spargings geringer werdenden horizontalen Fließgeschwindigkeit des Wassers zu suchen (s. Abschnitt 3.1.2).

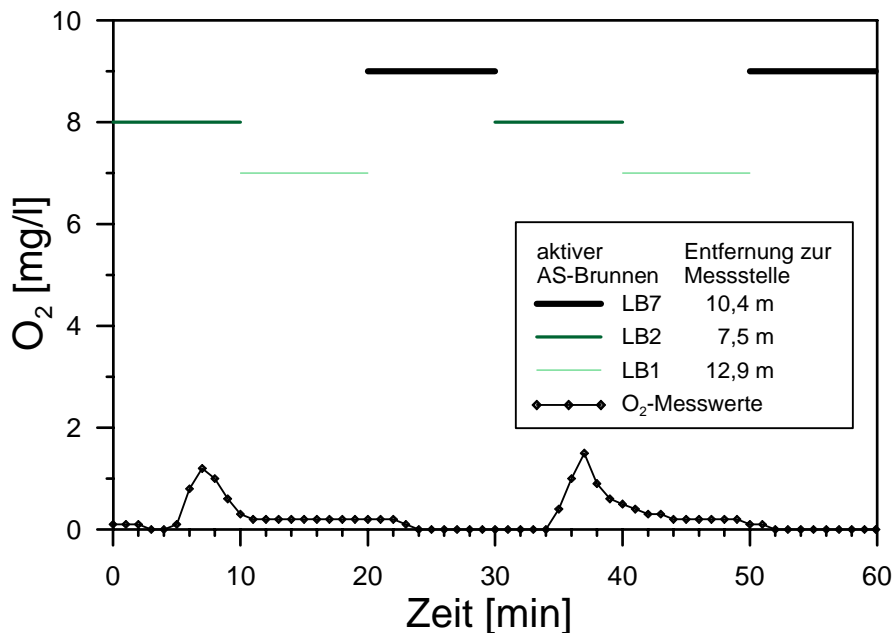


Abb. 2: O₂-Gehalt im Grundwasser - nur während des Betriebs des 7,5 m entfernten AS-Brunnens LB2 gelangt Sauerstoff an die Messstelle LB4 (vgl. auch Abb. 1)

3.1.2 Erfassung der Reichweite des Air Spargings durch die Bestimmung der Grundwasserspiegelschwankung

Neben der Sauerstoffbestimmung im Feld kann als weiterer Indikator zur Bestimmung der Reichweite des Air Spargings die Wasserspiegelschwankung herangezogen werden. Beim Air Sparging strömt die eingebrachte Druckluft durch sich ausbildende Kanäle im Porengefüge nach oben aus der gesättigten Grundwasserzone. Beim Einschalten eines AS-Brunnens steigt der Wasserspiegel zunächst an, weil das vorhandene Grundwasser durch aufsteigende Luftblasen verdrängt wird. Durch den so erzeugten Potenzialunterschied zur Umgebung bildet sich eine annähernd horizontale, radial vom Brunnen nach außen gerichtete Wasserströmung. Je höher der Wasserspiegel durch das Air Sparging aus der Ruhewasserlage angehoben wird, desto höher ist die horizontale Fließgeschwindigkeit des Wassers und desto effektiver ist die Verteilung des gelösten Sauerstoffs in der Bodenmatrix.

Zur Bestimmung der Reichweite des Air Spargings wurde ein AS-Brunnen (LB) 10 Minuten mit Druckluft beschickt und die Höhe des Wasserspiegels an mehreren Pegeln im Feld gemessen. Beispiele für die gemessenen Ganglinien sind in Abb. 3 dargestellt. Die Ganglinien zeigen, dass die Anhebung des Grundwasserspiegels abhängig von der Entfernung der Messstelle vom jeweiligen AS-Brunnen ist; somit ist auch die Verteilung des Sauerstoffs zeit- und ortsabhängig. An der unteren Kurve in Abb. 3 sind Messpunkt und AS-Lanze nur 3,3 m voneinander entfernt. Der Wasserspiegel erreicht kurz nach Einschalten des Air Spargings einen Maximalwert und sinkt dann kontinuierlich durch das seitliche Abfließen des Wassers wieder ab.

Bei den oberen beiden Kurven in Abb. 3 wird ein maximaler Wasserspiegelanstieg erst nach etwa zwei bis drei Minuten gemessen. Dies ist dadurch zu erklären, dass die eingetragene Luft den Grundwasserspiegel in 7 m Entfernung zum AS-Brunnen offenbar nur geringfügig anhebt, so dass hier im Vergleich zur näheren Umgebung der AS-Lanze wenig unmittelbare Wasserverdrängung stattfindet. Der Wasserspiegel steigt hier erst dann signifikant an, wenn

das Wasser aus Richtung des AS-Brunnens zufließt. Mit fortschreitendem Abfluss des Wassers fällt der Wasserspiegel wieder ab.

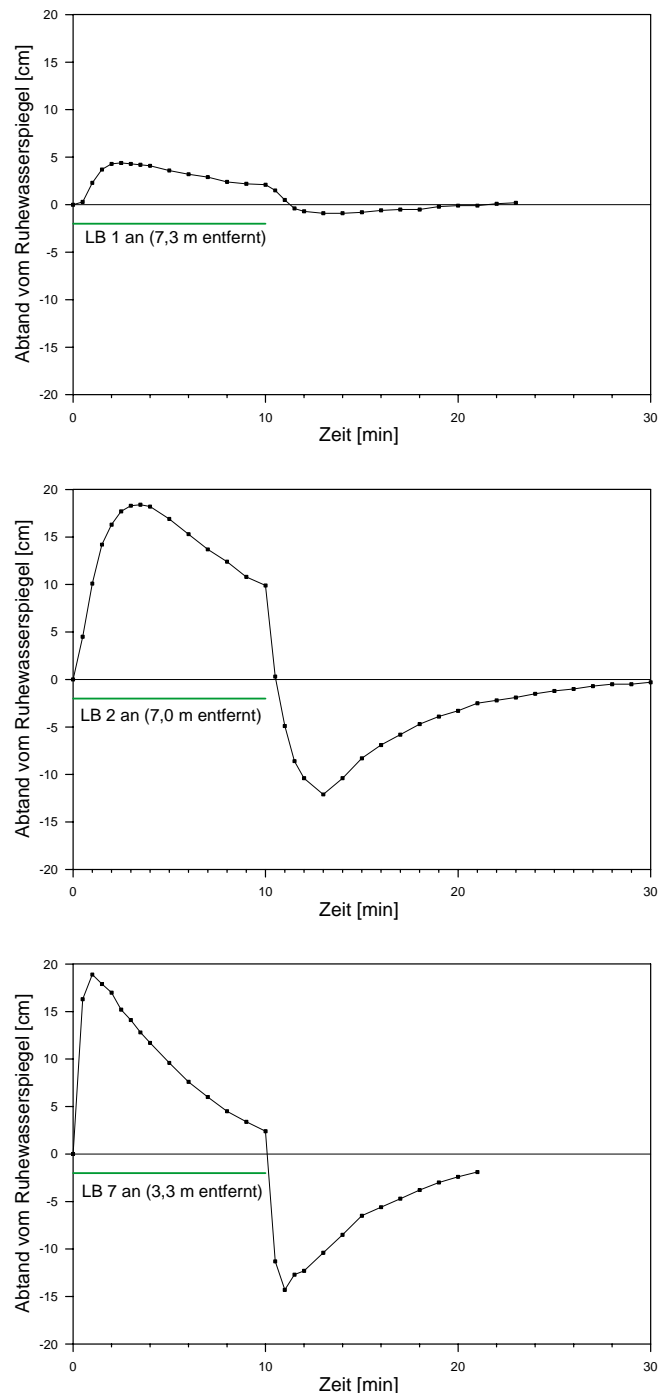


Abb. 3: Ganglinien des Grundwasserspiegels an der Messstelle LB6 bei Beschickung von LB1 (oben), LB2 (mitte) bzw. LB7 (unten) mit Druckluft für 10 Minuten (vgl. auch Abb. 1)

Es ist festzustellen, dass die Anhebung des Wasserspiegels aus der Ruhewasserlage bei allen drei Versuchen nach spätestens 4 Minuten zurückgeht, womit dann auch die Fließgeschwindigkeit des Wassers und damit der Sauerstofftransport abnehmen. Dies erklärt, weshalb, wie von Spiess (2002) gezeigt, die Effektivität des Air Spargings bei einer

Einspeisedauer von 10 Minuten größer ist als bei längeren Einschalt Dauern. Nach Abschalten der Druckluftinjektion ist ein dem Grundwasserspiegelanstieg entsprechender Abfall zu beobachten, da nun der überwiegende Teil der Luftblasen aus dem Grundwasser nach oben entwichen ist. Somit muss das zuvor abgeflossene Wasser, das aber durchaus mit dem Wasser der Umgebung durchmischt ist, zurückfließen.

Die Untersuchung zur Beeinflussung des Wasserspiegels wurde für verschiedene AS-Brunnen mit unterschiedlichen Messpunkten im Feld durchgeführt. Für jeden Versuch wurde die maximale Wasserspiegelschwankung bestimmt und in Abhängigkeit zu der Entfernung zwischen Messpunkt und AS-Brunnen dargestellt (Abb. 4). Es ist zu beobachten, dass an Messpunkten, die mehr als 10 m vom jeweiligen AS-Brunnen entfernt sind, die maximale Wasserspiegelschwankung deutlich kleiner ist als bei Messpunkten mit geringerem Abstand.

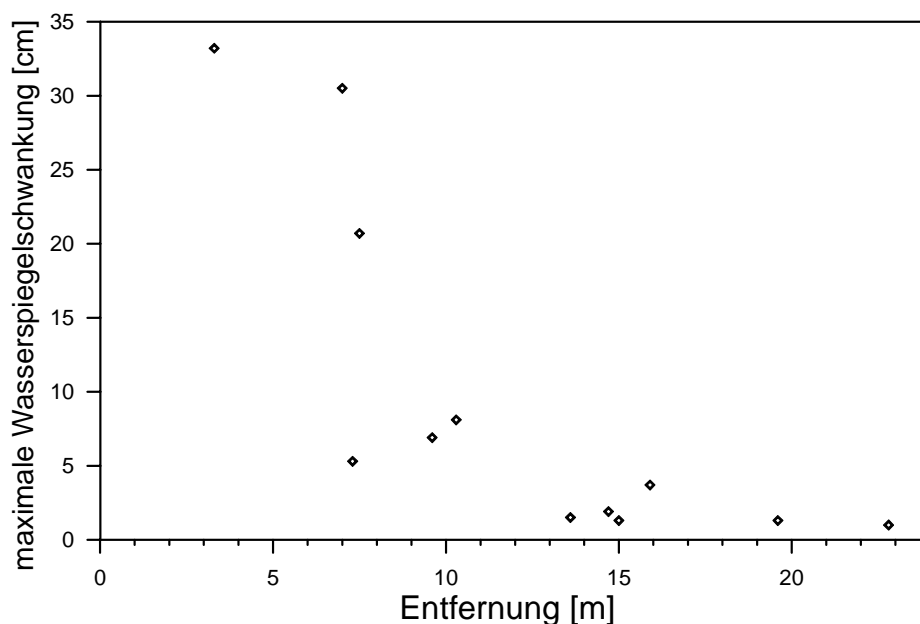


Abb. 4: Maximale Wasserspiegelschwankungen in Abhängigkeit von der Entfernung des AS-Brunnens

Die aus der Untersuchung der Wasserspiegelschwankung ermittelte Reichweite von etwa 10 m stimmt mit der anhand der Sauerstoffmessung bestimmten Reichweite überein. Für weiter entfernte Messpunkte nimmt die Wasserspiegelschwankung stark ab, kann aber auch nach 20 m Entfernung vom AS-Brunnen noch nachgewiesen werden.

3.1.3 Einfluss des Einspeisevolumens auf den Sauerstoffeintrag

Zur Untersuchung der Abhängigkeit zwischen Sauerstoffeintrag und Einspeisevolumen wurde der Einspeisedruck stufenweise vermindert und der Sauerstoffgehalt im Entnahmebrunnen sowie der eingespeiste Volumenstrom kontinuierlich erfasst. Das Air Sparging wurde in einem 30-Minuten-Zyklus betrieben, wobei drei Brunnen abwechselnd je 10 Minuten mit Druckluft beschickt wurden. Eine Auswertung dieser Untersuchung zeigt Abb. 5.

Je nach beaufschlagtem AS-Brunnen schwankte der Luftvolumenstrom zwischen 60 und 70 Nm³/h und die O₂-Konzentration im Entnahmebrunnen zwischen 3 und 5 mg/l (mittlerer O₂-Gehalt: 3,5 mg/l). Nach Reduktion des Einspeisedruckes sank der Luftvolumenstrom entsprechend. Das reduzierte Einspeisevolumen schlägt sich in einem geringeren O₂-Gehalt

des Entnahmewassers nieder. Elf Stunden nach Reduktion des Volumenstroms auf im Mittel $30 \text{ Nm}^3/\text{h}$ brach dieser abrupt ab (2837 d), da die AS-Brunnen infolge zu geringen Einspeisedruckes verstopften. Für die Injektion erwies sich ein Mindestdruck größer 2 bar im vorliegenden Fall als erforderlich. Bei den zuvor eingesetzten Volumenströmen größer $60 \text{ Nm}^3/\text{h}$ lief das Air Sparging über Monate störungsfrei im Dauerbetrieb. Die hier aufgetretene Verstopfung löste sich bei späterer Steigerung des Einspeisedruckes zunächst nur an 2 von 3 AS-Lanzen, erst nach einem weiteren Tag (2840 d) auch an der dritten Lanze. Offensichtlich wurde nach dem Lösen der Verstopfung ein besserer Zustand der AS-Brunnen erreicht als vor Beginn des Versuchs und die mittlere O_2 -Konzentration stieg auf 5 mg/l .

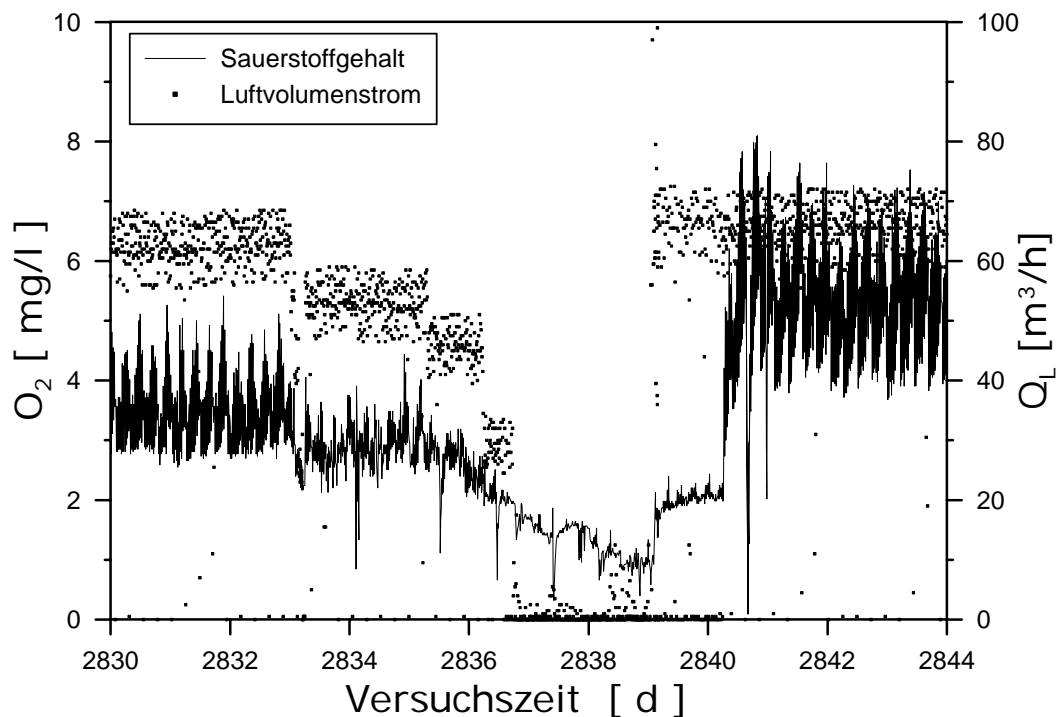


Abb. 5: Sauerstoffgehalt des Entnahmewassers und Luftvolumenstrom des Air Spargings bei unterschiedlichen Einspeisedrücken

3.2 Effektivität der Verfahrenskomponenten in der gesättigten Bodenzone

Um den Anteil der einzelnen Verfahrenskomponenten am Schadstoffabbau zu bestimmen, erfolgte eine Bilanzierung der Anteile für das 8. Versuchsjahr (2004). Hierzu wurden die kontinuierlich durchgeführten Bestimmungen des CO_2 -Gehaltes in der Abluft (Beitrag AS), des O_2 -Gehaltes (Beitrag O_2 -Infiltration) und des NO_3^- -Gehaltes (Beitrag NO_3^- -Infiltration) im Prozesswasser herangezogen. Außerdem wurde der Gehalt an organischem Kohlenstoff (Beitrag Wasseraufbereitung) und anorganischem Kohlenstoff (Summe Beitrag O_2 - und NO_3^- -Infiltration) vor und nach der Wasseraufbereitung bestimmt. In Würdemann et al. (2003) ist der der Bestimmung zugrunde liegende Rechenweg im Detail dargestellt. Abb. 6 zeigt den Verlauf des Anteils der einzelnen Komponenten an der Abbauleistung. Hierbei sind nur die Versuchszeiträume dargestellt, in denen alle Verfahrenskomponenten aktiv waren.

In den nicht dargestellten Zeiträumen wurden verschiedene Versuche zur Abhängigkeit zwischen der Denitrifikationsrate und der Sauerstoffverfügbarkeit durchgeführt. Hierzu

wurden die einzelnen Sanierungsarten unterschiedlich kombiniert, um zu untersuchen, inwieweit eine bessere Sauerstoffversorgung im Feld die Nutzung von Nitrat als Elektronenakzeptor einschränkt. Eine signifikante Verminderung der Denitrifikationsleistung durch eine bessere Sauerstoffversorgung konnte nicht festgestellt werden.

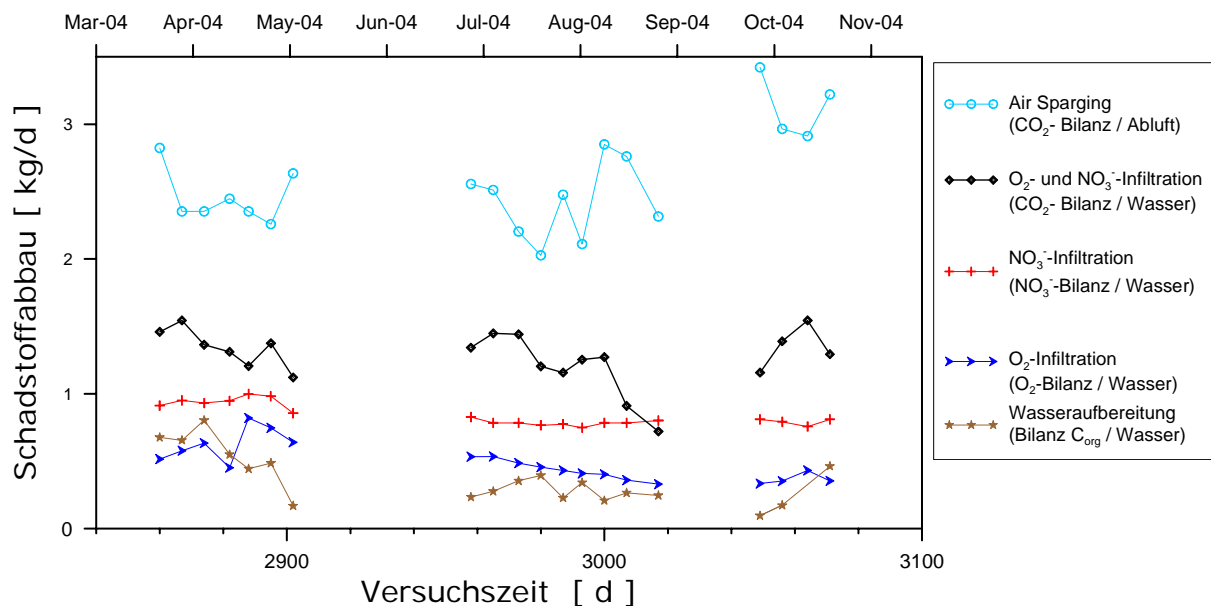


Abb. 6: Verlauf der Anteile der einzelnen Verfahrenskomponenten an der Sanierungsleistung in der gesättigten Zone im 8. Versuchsjahr

In Abb. 7 sind die mittleren Anteile der einzelnen Verfahrenskomponenten grafisch dargestellt: Während sich für die Infiltration von sauerstoffgesättigtem Wasser nur ein mittlerer Anteil von 11 % am Schadstoffabbau ergibt, liegt der Anteil der NO₃⁻-Infiltration bei 20 %. Aus der CO₂-Zunahme in der Abluft lässt sich ein Anteil von 60 % für die Förderung des biologischen Schadstoffabbaus durch Air Sparging errechnen. Da bei Langzeitbetrieb des zyklischen Air Spargings keine nennenswerten Schadstoffmengen mehr gelöst bzw. gestrippt werden, ist dieser Beitrag zur Schadstoffabnahme im Versuchsfeld vernachlässigbar gering. Die oberirdische Wasseraufbereitung trägt mit etwa 9 % zur Schadstoffabnahme bei. Untersuchungen zur Abbauleistung des Bioreaktors zeigten, dass 30 % der organischen Belastung gestrippt und 70 % biologisch abgebaut wurden.

Die Bilanz an abgebauten Kohlenwasserstoffen (KW) für das 8. Versuchsjahr ergibt bei einem aktiven Wasserkreislauf an 327 d, Nitratzufuhr an 233 d und Air Sparging an 201 d einen Abbau von etwa 1000 kg KW. Bei gleichzeitigem Betrieb des Wasserkreislaufs zur Infiltration von Sauerstoff und Nitrat und des Air Spargings ergab sich ein mittlerer Abbau von 4,3 kg KW/d

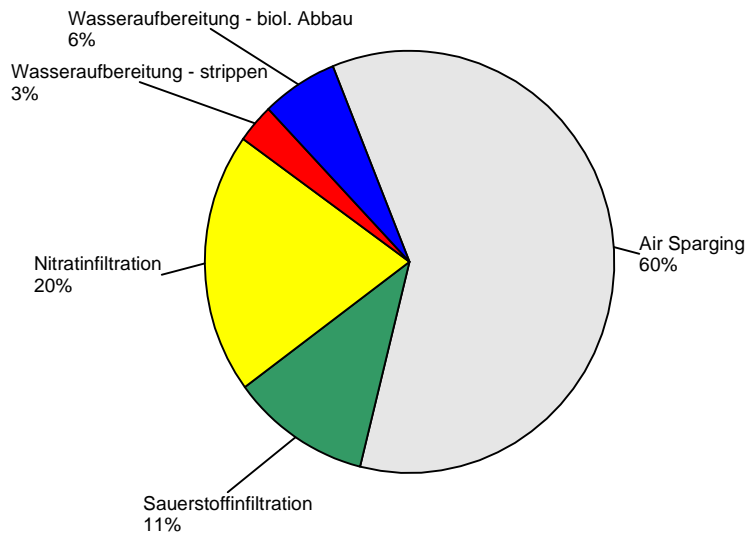


Abb. 7: Anteil der Verfahrenskomponenten am Schadstoffabbau [%] in der gesättigten Zone im 8. Versuchsjahr

3.3 Abnahme der Schadstoffemission im Verlauf der biologischen Behandlung

Zur Beurteilung der Schadstoffemission im Verlauf der Sanierung dient die Schadstoffbelastung des Prozesswassers. Da das Prozesswasser vor der Reinfiltration gereinigt wurde, kann die Anreicherung von Schadstoffen auf der Fließstrecke zum Entnahmebrunnen als Maß für die Schadstoffemission über den Wasserpfad herangezogen werden. In Abb. 8 ist der Verlauf der Kohlenwasserstoffkonzentration im Prozesswasser dargestellt. Bis zum 750. Versuchstag nimmt die KW-Konzentration kontinuierlich ab. Dann führen Kurzzeitversuche zum Air Sparging mit hohen Luftdurchflüssen zu einer kurzfristigen Erhöhung der Belastung um den Faktor 8. In einer zweiten Versuchsserie zum Air Sparging um den 1500. Versuchstag wird nur noch eine Verdreifachung der Belastung erzielt. Nach dem 2250. Tag wurde das zyklische Air Sparging – mit Unterbrechungen - im Dauerbetrieb eingesetzt. Ab dem 2500. Tag ist kein Mobilisierungseffekt durch das Air Sparging mehr erkennbar. Die KW-Konzentration liegt mit und ohne Air Sparging in der gleichen Größenordnung. Im Verlauf der biologischen Behandlung hat sich die KW-Belastung von 7,4 mg/l auf im Mittel 0,26 mg/l reduziert. Dies entspricht einem Rückgang um 96 %.

In Abb. 9 ist der Verlauf der BTEX-Konzentration im Prozesswasser dargestellt. Nach 8,5 Jahren biologischer Behandlung hat sich die BTEX-Konzentration von 4,3 mg/l auf eine mittlere BTEX-Konzentration von 0,05 mg/l reduziert. Es ergibt sich eine Abnahme der Kontamination um 99 %. Im Vergleich zum Verlauf der KW-Konzentration fällt auf, dass die Schadstoffmobilisierung durch Kurzzeitversuche zum Air Sparging um den 750. Versuchstag die BTEX-Konzentration etwa um den Faktor zwei steigern, während sich die KW-Konzentration verachtfacht. Dies deutet auf einen am 750. Versuchstag bereits weiter fortgeschrittenen BTEX-Abbau hin. Da BTEX unter denitrifizierenden Bedingungen schneller abgebaut werden als aliphatische Kohlenwasserstoffe, wurde vermutlich der BTEX-Abbau durch die höhere Verfügbarkeit von NO_3^- stärker gefördert.

Im Abstrom des Versuchsfeldes wurde eine Grundwassermessstelle in regelmäßigen Abständen auf ihre Schadstoffbelastung untersucht. Eine Beeinflussung des Pegels durch das in etwa 20 m Entfernung gelegene Versuchsfeld ist nicht erkennbar. Die BTEX-Konzentration schwankt zwischen 3 und 7 mg/l. (Abb. 10). Die KW_{ges} (GC)-Konzentration zeigt einen entsprechenden Verlauf; sie schwankt zwischen 7 und 12 mg/l. Es deutet sich ein

zyklischer Verlauf an, der vermutlich durch Schwankungen des Wasserspiegels und der Bodentemperatur hervorgerufen wurde.

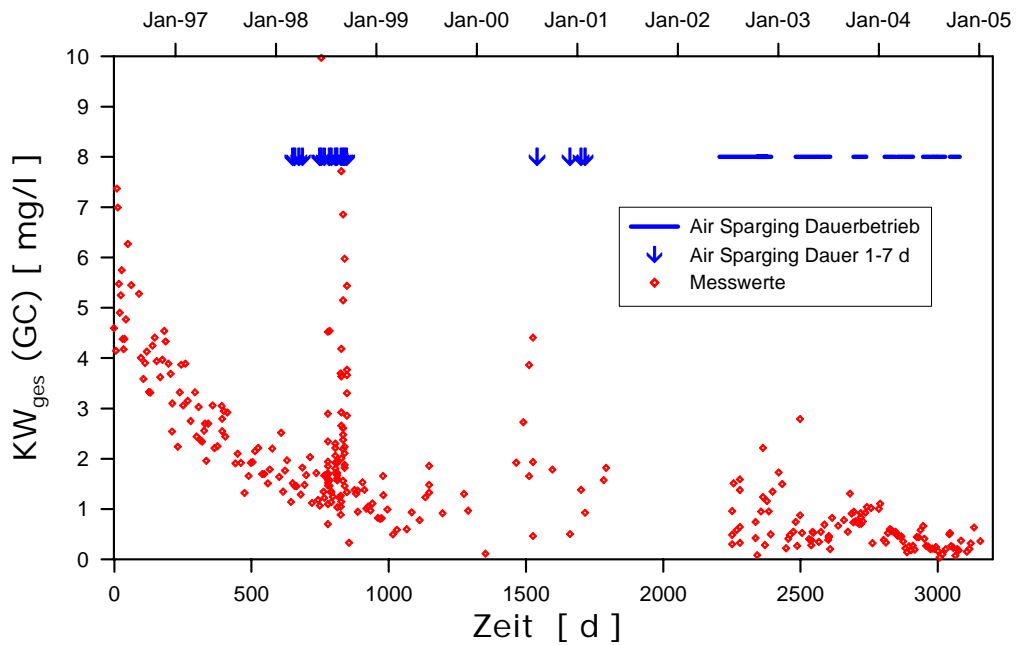


Abb. 8: Abnahme der Kohlenwasserstoff-Konzentration (KW_{ges} (GC)) im Prozesswasser um 96 %

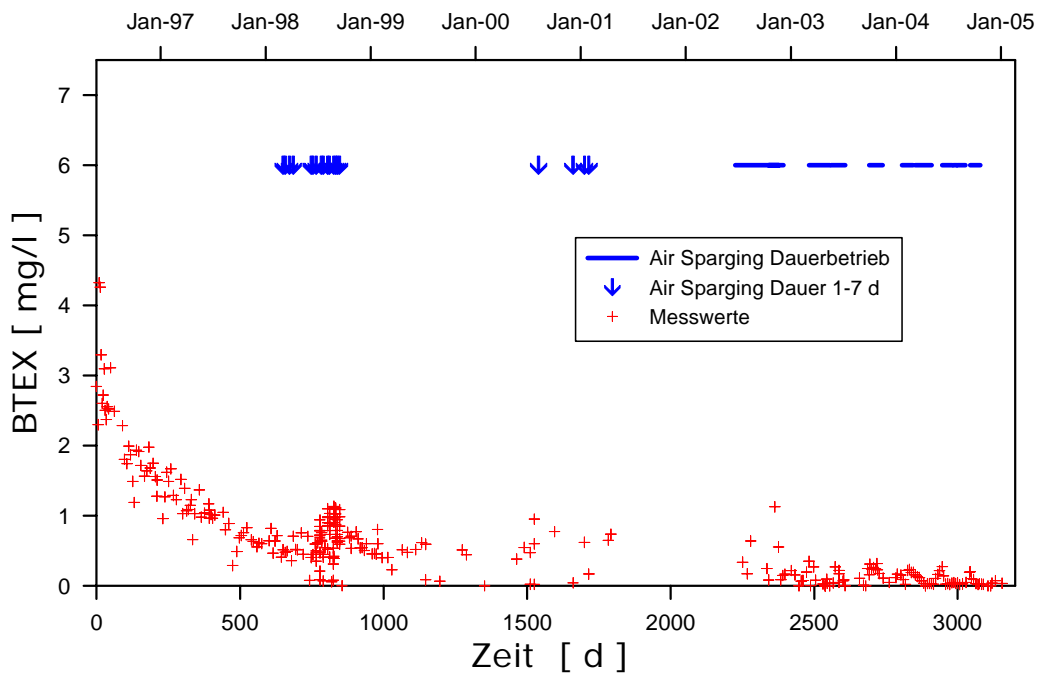


Abb. 9: Abnahme der BTEX-Konzentration im Prozesswasser um 99 %

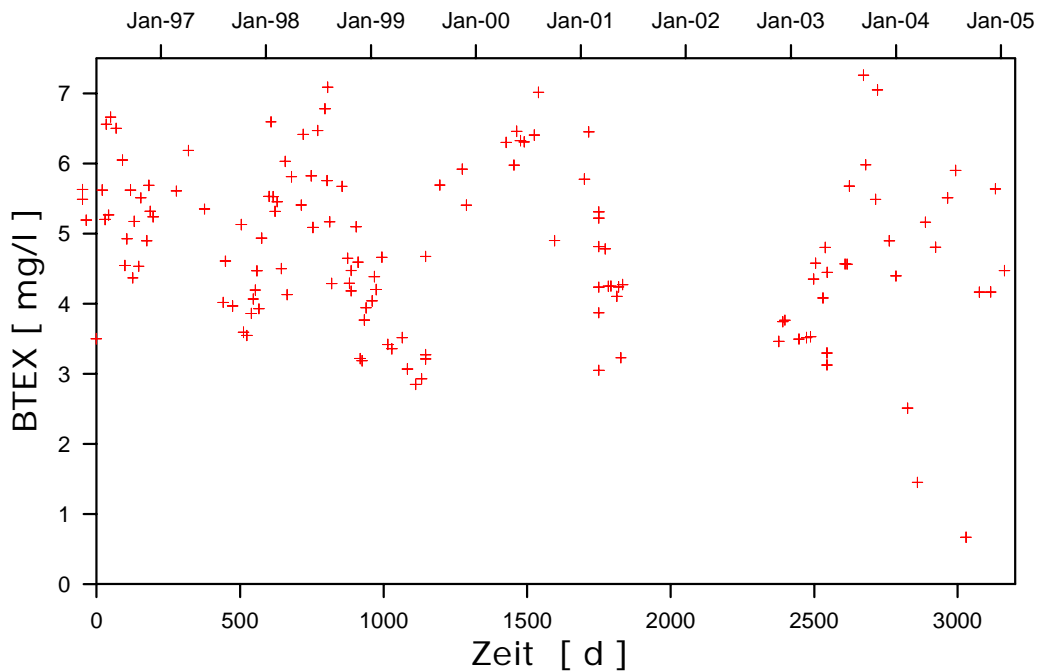


Abb. 10: BTEX-Konzentration in benachbarter GW-Messstelle im Abstrom des Versuchsfeldes

Schlussfolgerungen

Da nach 2,5 Jahren Behandlung der Schadstoffabbau in der teilgesättigten Zone weitgehend abgeschlossen war (aerober Abbau), lag das Schwergewicht der weiteren Untersuchungen auf einer Steigerung der biologischen Abbauleistung in der gesättigten Zone. Aufgrund einer vergleichsweise hohen Belastung in der gesättigten Bodenzone konnte in vertretbarer Zeit allein über den Wasserkreislauf die erforderliche Menge an Sauerstoff nicht in den Untergrund eingebracht werden. Um den Schadstoffabbau in der gesättigten Zone zu optimieren, erweist sich die Technologie eines zyklischen Air Sparging in Kombination mit einem Wasserkreislauf zur gleichmäßigeren Verteilung des durch die Druckluft einspeisung eingebrachten Sauerstoffs als sehr effektiv. Der Beitrag des Air Spargings zum Schadstoffabbau lag bei über 50 %.

Der Einsatz von Nitrat als zusätzlichem Elektronenakzeptor erhöhte die Effizienz der Sanierung in der gesättigten Zone. Trotz höherer Verfügbarkeit von Sauerstoff durch die Einführung des Air Spargings verminderte sich die Denitrifikationsrate im gesättigten Boden nicht und trug mit etwa 20 % zur Abbauleistung bei. Offensichtlich sind im gesättigten Boden immer noch eine Vielzahl anaerober Mikrozonen vorhanden, in denen Nitrat zur Denitrifikation von Schadstoffen genutzt wird.

Literatur

Spieß, A. (2002): Kombination von in-situ-Verfahren zur Behandlung kohlenwasserstoffbelasteter Böden einschließlich Air Sparging. Dissertation. Veröffentlichungen des Instituts für Bodenmechanik und Felsmechanik der Universität Karlsruhe, Heft 157, ISSN 0453-3267.

Würdemann, H., Spieß, A., Teitz, S., Bieberstein, A. (2003): Optimierung der biologischen Abbauleistung von BTEX und MKW in-situ durch Kombination von Air Sparging und Nitratinfiltration. Geotechnik 26, Heft 3.