

## Biologische Bodenreinigung

K. Hupe, K.-U. Heyer, R. Stegmann

Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft, Prof. R. Stegmann und Partner

Nartenstraße 4a, 21079 Hamburg, Tel.: 040 / 7711 0741 (42); Fax: 040 / 7711 0743

e-mail: [stegmann@ifas-hamburg.de](mailto:stegmann@ifas-hamburg.de), internet: <http://www.ifas-hamburg.de>

### 1 Einleitung

Die biologische Reinigung kontaminierter Böden ist das in der Altlastensanierung am häufigsten angewandte Bodenbehandlungsverfahren [1], dem international eine noch expandierende Rolle zugesprochen wird [2]. Gegenüber thermischen und chemisch-physikalischen Verfahren besitzen biologische Verfahren den Vorteil, daß die eingesetzten Bodenmaterialien in ihrem Aufbau und Gefüge weitgehend erhalten bleiben und die organischen Schadstoffe günstigstenfalls zu Wasser und Kohlendioxid metabolisiert werden.

Besonders Mietenverfahren finden aufgrund ihrer einfachen Handhabung und ihres geringen verfahrenstechnischen Aufwandes eine breite Anwendung. Die Bedeutung der biologischen Altlastensanierung steht und fällt mit der Wiederverwertung des zu behandelnden Bodenmaterials. Ziel sollte es sein, den Anteil dekontaminierter Böden für eine ökologische und ökonomische Wiederverwertung z.B. als Kulturboden im Landschaftsbau oder Baugrund zu steigern.

Trotz der weit verbreiteten Etablierung biologischer Sanierungsverfahren existieren auch hier noch eine Reihe ungelöster Probleme. Die Prozesse innerhalb der Sanierungsmieten und der Bioreaktoren sind im Detail weitgehend unbekannt. Aus diesem Grund ist es schwierig, die Abbauprozesse gezielt zu beeinflussen. Somit besteht die Notwendigkeit, zunächst die Abbauprozesse im Detail zu untersuchen, um dann, auf diesen Erkenntnissen aufbauend, die Prozesse zu optimieren und über eine



Maßstabsvergrößerung die Umsetzung in die technische Sanierungspraxis zu initiieren.

Auf dem Gebiet der biologischen in situ-Sanierung besteht noch ein erheblicher Untersuchungsbedarf. Als Hauptkritikpunkt wird hier vielfach die schwierige Erfolgskontrolle der in situ-Maßnahmen genannt. Ergebnisse durchgeführter Untersuchungen sind zahlreichen Veröffentlichungen zu entnehmen (siehe auch [2-5]).

In der Sanierungspraxis zeichnet sich ein Trend zum "Minimalaufwand" ab. Aus Kostengründen werden Altlasten zunehmend weniger saniert und mehr gesichert. Dieses bedeutet für Sanierungsfirmen, daß sie kostengünstigere Verfahren anbieten müssen. Der technische Aufwand für die Behandlung "einfacher" Schadensfälle, wie Mineralölschäden, muß aus diesem Grund sinken. Auch deshalb wird von technischen Verfahren abgerückt und zunehmend auf die "kontrollierte Selbstreinigungskraft des Bodens" gesetzt. Diese Verfahren werden als "monitored natural attenuation" bzw. "intrinsic bioremediation" angeboten. Die dabei ablaufenden Prozesse entsprechen im wesentlichen denen der aktiven Sanierungsverfahren (s. Abbildung 1).

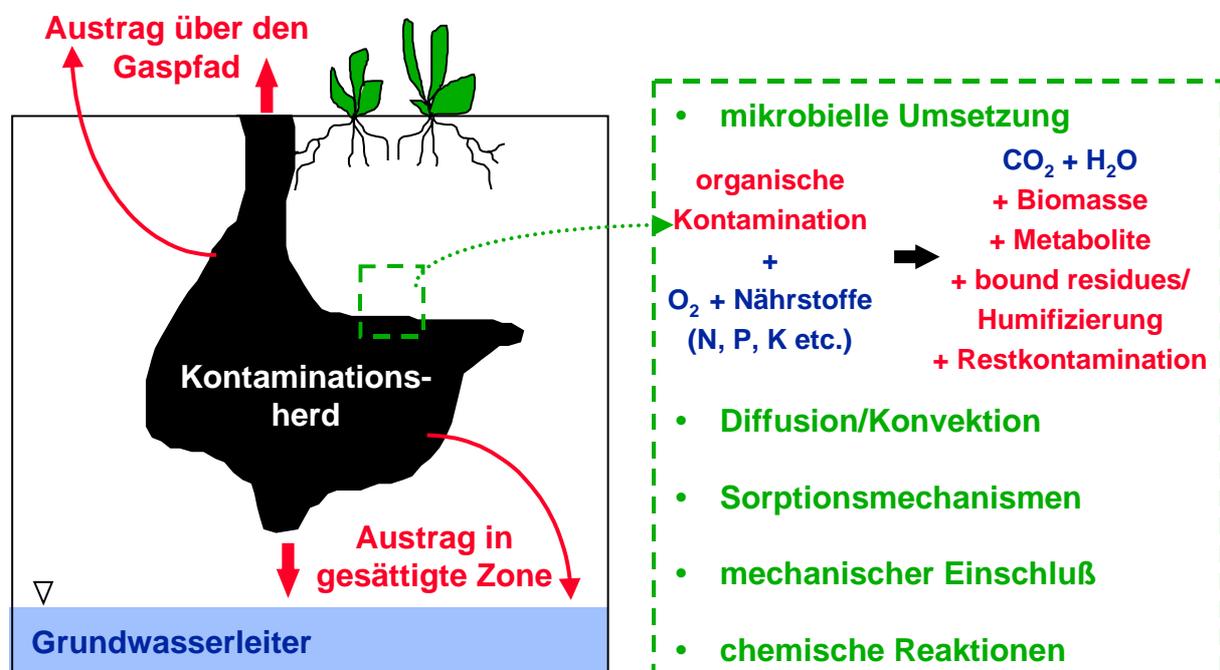


Abb. 1: Schematische Darstellung der Vorgänge in kontaminierten Böden

Für die Mietenverfahren bedeutet dieses unter anderem auch, daß eine Durchsatzsteigerung pro Fläche notwendig ist. Diese kann z.B. durch den Einsatz von Hochmieten (4-5 m Mietenhöhe) erreicht werden. Für eine weitere Optimierung der Mietenverfahren mit dem Ziel der Prozeßbeschleunigung sind zunächst die Abbauvorgänge im Mietenkörper näher zu untersuchen.

Für die Reinigung schwieriger Schadensfälle (CKW, Teeröl, schluffige Böden) wird auch die Entwicklung kombinierter Verfahren diskutiert, wobei im allgemeinen Bodenwaschverfahren als Basisverfahren eingesetzt werden. Die anschließende Reinigung der Problemstoffe (Feinstkorn, Flotat, Prozeßwässer) kann in diesen integrierten Reinigungsverfahren in slurry-Bioreaktoren, durch thermische Behandlung, oder durch Ozonierung und anschließender biologischer Behandlung in slurry-Reaktoren erfolgen. Derartige Verfahrenskombinationen werden u.a. im Sonderforschungsbereich SFB 188 der DFG „Reinigung kontaminierter Böden“ in Hamburg untersucht [6].

## 2 Biologische in situ-Verfahren

Bei der in situ-Behandlung, bei der der kontaminierte Boden nicht ausgekoffert wird, hat sich gezeigt, daß deren Anwendung im Vergleich zu Mieten- oder Reaktorverfahren stark eingegrenzt ist. Dabei sind folgende Kriterien für eine mögliche in situ-Bodensanierung zu beachten:

- Durchlässigkeitsbeiwert  $K_f > 5 \cdot 10^{-4}$  m/s
- möglichst gleichmäßige Durchströmung des Untergrundes
- Verhinderung der Schadstoffausbreitung in die Umgebung
- ggf. Möglichkeit zur Einrichtung eines Spülkreislaufes und gleichmäßige Verteilung des Spülwassers im kontaminierten Bereich

Bei der in situ-Behandlung ist eine Kontrolle bzw. Beeinflussung der Milieubedingungen schwierig. Mit steigender Einflußnahme steigt auch der Aufwand, so daß dann die Vorteile gegenüber der ex situ-Behandlung entfallen. Schwierigkeiten

bestehen auch aufgrund möglicher Sekundärverunreinigungen des Grundwassers sowie der Erfolgs- und Prozeßkontrolle.

Für die oberflächennahen ungesättigten Bereiche (bis maximal 1 m Tiefe) kommt eine quasi landwirtschaftliche Bearbeitung des kontaminierten Bereichs in Frage (bzgl. der Bodenbearbeitung dem landfarming ähnlich). Durch diese Maßnahme wird eine Belüftung des Bodens und damit eine Stimulierung des aeroben Abbaus der Schadstoffe bewirkt. Ferner wird die Bodendurchlässigkeit erhöht und eine Schadstoffhomogenisierung bewirkt. Im Zuge dieser Maßnahmen können auch Wasser und Zuschlagstoffe (Strukturmaterial, Nährstoffe) gezielt in den Boden eingebracht werden.

Liegt die Zone der Kontamination nicht im oberflächennahen Bereich, stehen generell zwei Verfahrensvarianten zur biologischen in situ-Reinigung zur Verfügung. Derartige Altlasten können entweder mittels pneumatischer Verfahren behandelt werden oder die Reinigung erfolgt mit Hilfe hydraulischer Verfahren, wie sie für den gesättigten Bereich eingesetzt werden.

Bioventing-Verfahren zählen zu den pneumatischen in situ-Behandlungsverfahren. Bei dem Bioventing-Verfahren wird Druckluft in den Untergrund injiziert, um einerseits die mikrobiellen Schadstoffumsetzungsprozesse im Untergrund zu optimieren und andererseits ein kontrolliertes Strippen flüchtiger Kontaminationen zu fördern. Erste praktische Projekte wurden z.B. in Utah (Hill Air Force Base) durchgeführt [2]. Cookson [2] beschreibt zwei unterschiedliche Bioventing-Verfahren. Zum einen das Bioventing-Extraktionsverfahren (s. Abbildung 2) und zum anderen das verbesserte Bioventing-Injektionsverfahren. Beim Extraktionsverfahren wird im Kontaminationsherd ein Unterdruck erzeugt. Obwohl bei dieser Konfiguration die biologische Schadstoffumsetzung im Boden gesteigert wird, kann nach Cookson [2] auf diese Weise eine Optimierung der biologischen Umsetzung gegenüber der Ausgasung flüchtiger Kontaminanten (vaporization) nicht erzielt werden. Das Injektionsverfahren stellt hier eine Verbesserung dar. Hier wird außerhalb des Kontaminationsherdes ein Unterdruck erzeugt. Nach Cookson [2] wird bei diesem Verfahren, obwohl auch flüchtige Kontaminanten gestrippt werden, der größere Prozentsatz der organischen Inhaltstoffe biologisch umgesetzt. Grundsätzlich ist bei

diesem Verfahren eine Abgasfassung und -behandlung vorzusehen, z.B. Aktivkohle-Filter, Biofilter/Biowäscher, katalytische Oxidation, thermische Behandlung.

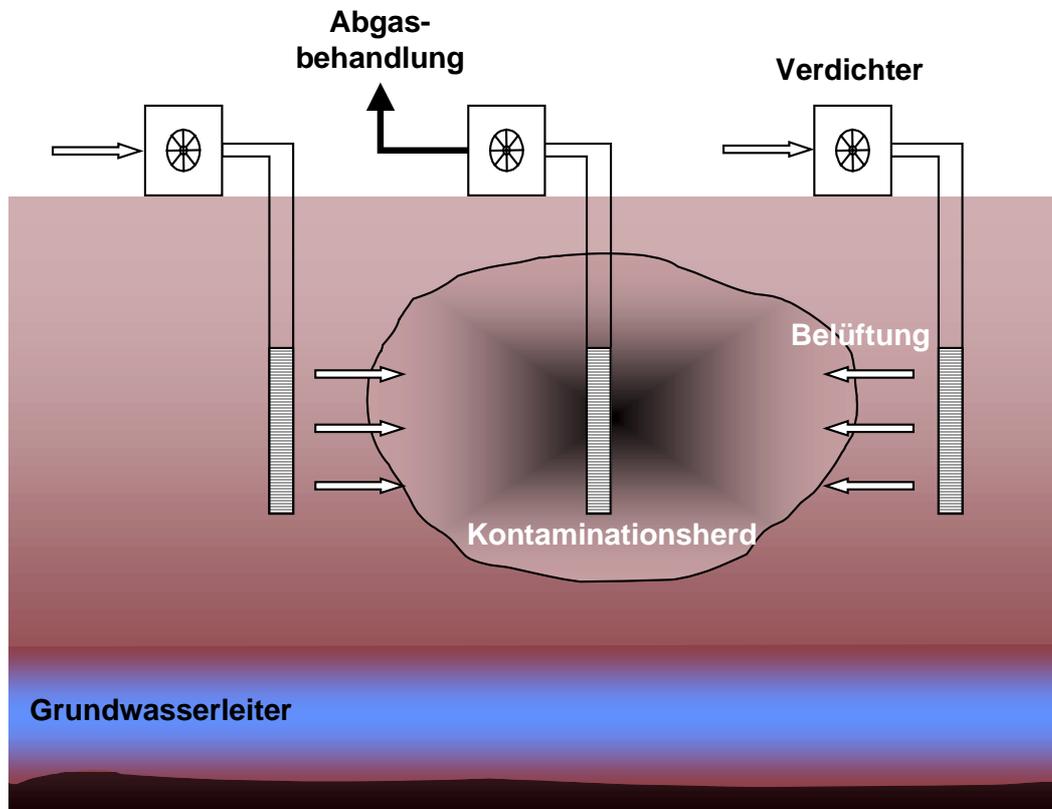


Abb. 2: Schematische Darstellung des Bioventing-Extraktionsverfahrens

Eine genaue Kenntnis der geologischen, hydraulischen und biologischen Situation ist neben dem Wissen über die Zusammensetzung und Verteilung der Schadstoffe im Grundwasserleiter Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche Sanierung im gesättigten Bereich. In der Realität wird man nicht alle Randbedingungen hinreichend erfassen können, so daß dieser Verfahrensvariante allein dadurch schon Grenzen gesetzt sind. Abbildung 3 zeigt eine schematische Darstellung eines hydraulischen in situ-Verfahrens. Die Verfahrenstechnik hydraulischer in situ-Maßnahmen umfaßt in der Regel zwei getrennt installierte Kreisläufe - den Spülkreislauf und die Schutzinfiltration. Als Elektronenakzeptoren können in Abhängigkeit von den Redox-Verhältnissen im Boden/Untergrund molekularer Sauerstoff, Nitrat-, Sulfat-, Eisen-III- oder Mangan-Verbindungen eingesetzt werden. Diese werden im allgemeinen über den Wasserpfad in den Untergrund gebracht. Bei den hydraulischen Sanierungsverfahren ist grundsätzlich eine on-site-Behandlung

des Spülwassers vorzusehen. Aus diesem Grund können in-situ-Verfahren als kombinierte Verfahren bestehend aus der in situ-Reinigung und der on-site-Nachbehandlung betrachtet werden.

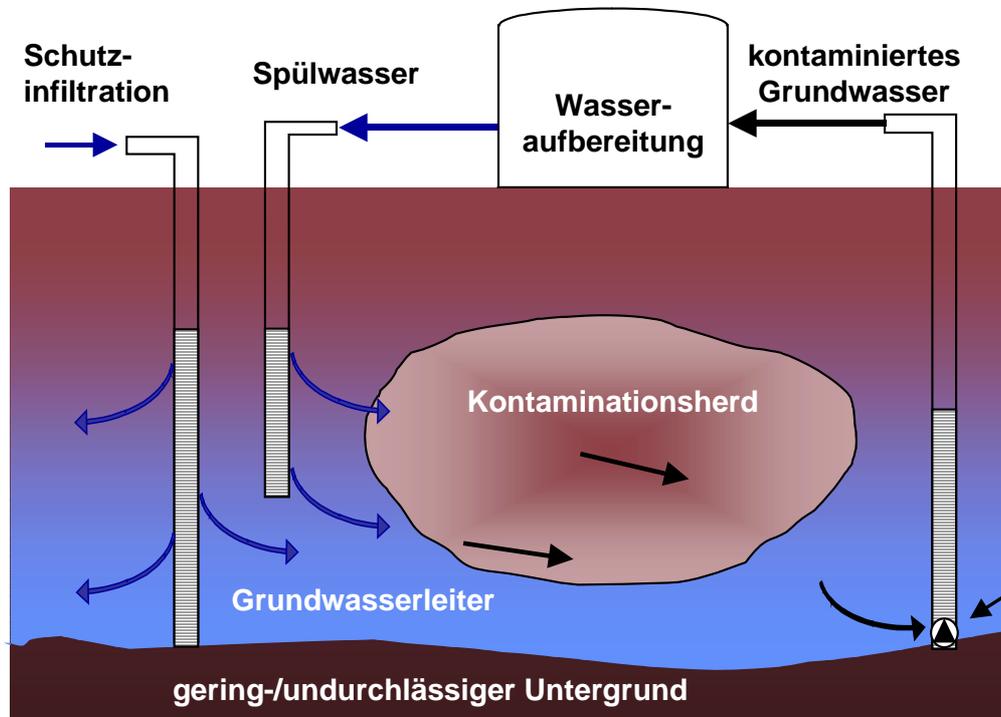


Abb. 3: Schema eines hydraulischen in situ-Verfahrens

Häufig werden pneumatische und hydraulische Verfahren kombiniert bzw. ergänzend eingesetzt.

### 3 Biologische ex situ-Verfahren

#### 3.1 Einführung

Biologische ex situ-Verfahren sind grundsätzlich nach dem Ort der Behandlungsanlage (on-site bzw. off-site) und nach dem Behandlungsverfahren (Mieten-, landfarming-, Bioreaktorverfahren) zu unterscheiden. Sowohl für on- als auch für off-site-Verfahren muß das kontaminierte Bodenmaterial zur Behandlung ausgekoffert werden. Der Unterschied besteht lediglich im Standort der Bodenbehandlungsanlage. On-site-Anlagen befinden sich unmittelbar auf oder im Umfeld der Altlast, womit der Bodentransport über längere Strecken entfällt. Während die on-site-

Reinigungsanlagen mobil sein können, handelt es sich bei den off-site-Anlagen um zentrale Reinigungsanlagen, bei denen dem Vorteil der guten und leicht überwachbaren Infrastruktur die unter Umständen langen Transportwege gegenüberstehen.

Vielfach ist bereits vor Beginn der eigentlichen ex situ-Sanierung ein starker "Reinigungseffekt" (Abnahme der Kontamination) zu beobachten, der auf unterschiedliche Ursachen zurückzuführen ist:

- Stripping-Effekt bei Bodenaufbereitung - Ausgasung flüchtiger Kontaminanten
- Verdünnungseffekt durch Zugabe von Zuschlagstoffen wie z.B. Kompost, Stroh, Rindenmulch
- rascher biologischer Abbau im Laufe der Aufbereitung als Folge einer verbesserten Sauerstoffversorgung, Homogenisierung und Oberflächenvergrößerung

### 3.2 Mietenverfahren

Die Behandlung kontaminierter Bodenmaterialien in Sanierungsmieten ist verfahrenstechnisch mit der Kompostierung von Bioabfällen im Mietenverfahren vergleichbar. Die Erfahrungen der Kompostierung konnten und können unter Berücksichtigung der besonderen Randbedingungen der Ausgangsmaterialien in die Entwicklung der Sanierungstechnik einfließen. Auch in der Sanierungstechnik ist das zubehandelnde Material zunächst mechanisch aufzubereiten (zerkleinern, sieben, aussortieren groben Unrats, homogenisieren, Zugabe von Zuschlagstoffen) und anschließend zu Mieten aufzusetzen. Eine Begasung erfolgt in der Sanierungstechnik analog zur Kompostierung passiv durch Luftdiffusion in den Mietenkörper oder aktiv durch Umsetzmaschinen oder integrierte Begasungssysteme. Eine Erfassung der entstehenden Abgase ist ebenfalls notwendig, da u.a. bei der biologischen Sanierung die Ausgasung flüchtiger Kontaminanten möglich ist. Die mikrobielle Aktivität im Mietenkörper der Bodenreinigung ist wesentlich geringer als bei der Kompostierung von Bioabfällen, so daß bei der Bodendekontamination einerseits der Sauerstoffbedarf wesentlich niedriger liegt und andererseits Wärmeentwicklungen durch exotherme Umsetzungsvorgänge in der Regel nicht so signifikant sind. Abbildung 4 zeigt eine



Behandlungsaufwand im Vorfeld der Sanierungsmaßnahme kalkuliert. Das Voruntersuchungsprogramm berücksichtigt sowohl chemisch-physikalische Parameter des Bodenmaterials und der Bodeninhaltsstoffe (Schadstoffzusammensetzung, -gehalt etc.) als auch die Abschätzung der mikrobiellen Aktivität im Boden. Aufgrund dieser Daten werden dann der Aufbereitungsaufwand und die Art und Menge an Zuschlagstoffen (z.B. Wasser, Strukturmaterial, Dünger) empirisch kalkuliert.

Das ausgekofferte Bodenmaterial wird entsprechend der Voruntersuchungen und der darauf aufbauenden Vorgaben aufbereitet und zu 1-2 m hohen Mieten aufgesetzt. Dieses erfolgt auf einem abgedichteten Untergrund und im allgemeinen eingehaust (z.B. Halle, Zelt, Dichtungsfolie). Der technische sanierungsbegleitende Aufwand wird gering gehalten, in dem z.B. zunehmend auf eine aktive Begasung verzichtet wird. Die Begasung der Mieten erfolgt in der Regel passiv/diffusiv, wobei die Mieten nach den Erfahrungen des Sanierers oder aufgrund sanierungsbegleitender Analysedaten (z.B. Schadstoffgehalt, Wassergehalt, pH-Wert, C:N:P-Verhältnis, biologische Atmungsaktivität) in bestimmter Abfolge (z.B. alle 6-8 Wochen) umgesetzt und die Bodenmaterialien je nach Bedarf neu mit Zuschlagstoffen beaufschlagt werden. Da jedoch sowohl die technischen Maßnahmen als auch das sanierungsbegleitende Analyseprogramm einen erheblichen Kostenfaktor darstellen können, wird aufgrund zunehmender Einsparungen nur ein Minimalprogramm durchgeführt. Dieses umfaßt in erster Linie Untersuchungen des Sanierungsstandes bzw. Sanierungserfolges, der sich derzeit in der Regel nur am Schadstoffgehalt orientiert. Der Schadstoffgehalt wiederum wird mittels unterschiedlicher Summenparameter bestimmt, die nur eine bedingt belastbare Aussage zur Schadstoffquantität aber nicht zur Qualität oder sogar zum Verbleib der Schadstoffe oder der Metabolite zuläßt.

Eine Optimierung des Mietenbetriebes erfolgt in der Regel empirisch und alllastenspezifisch. Eine Prognose der Sanierungsdauer und des Sanierungserfolges ist deshalb noch nicht befriedigend möglich. Die Relevanz einer "gesicherten" Prognose des Sanierungsverlaufes ist auch aus wirtschaftlicher Sicht von wachsendem Interesse und kann z.B. durch bilanzierende Voruntersuchungen oder mittels sanierungsbegleitender Untersuchungen im Labormaßstab erfolgen.

Erheblicher Forschungsbedarf besteht darüber hinaus im Bereich des Einsatzes von Hochmieten (4-5 m Höhe), da hier auch die Betriebserfahrungen der Sanierer gering

sind. Hochmieten bieten den Vorteil eines erhöhten Durchsatzes pro Fläche. Doch insbesondere in Bezug auf die Sauerstoffversorgung wird hier im Vergleich zu den 1-2 m hohen Mieten eine Verschlechterung erwartet, die unter Umständen durch technische Maßnahmen, wie z.B. aktive "Intervall"-Begasung über Druckbegasungssysteme, auszugleichen ist [7].

### 3.3 "landfarming"-Verfahren

Das landfarming-Verfahren ist dem Mietenverfahren ähnlich, wobei die verfahrenstechnische Durchführung wesentlich einfacher ist. Der Hauptunterschied zwischen den beiden Verfahrensvarianten liegt in der geringeren Schichtdicke beim landfarming-Verfahren von 20 bis 30 cm, wodurch eine sanierungsbegleitende Bodenbearbeitung erleichtert wird (z.B. wiederholtes Fräsen mit landwirtschaftlichem Gerät zur Verbesserung der Sauerstoffversorgung). Die geringere Schichtdicke bedeutet jedoch auch einen erhöhten Platzbedarf. Dieses mag ein Grund sein, weshalb dieses Verfahren im mitteleuropäischen Raum kaum Praxisrelevanz hat und in erster Linie in den USA praktiziert wird. Das landfarming-Verfahren wird von Cookson [2] umfassend beschrieben.

### 3.4 Bioreaktorverfahren

Der biologische Schadstoffabbau ist in Reaktoren verfahrenstechnisch grundsätzlich besser steuer- und kontrollierbar, da Sauerstoff- und Nährstoffkonzentration, Feuchtegehalt, Temperatur und pH-Wert on-line überwacht und optimal reguliert werden können. Bioreaktoren werden sowohl für die Behandlung erdfeuchter Materialien als auch für Suspensionen (slurry-Verfahren) eingesetzt.

Drehrohrreaktoren werden im technischen Maßstab zur Behandlung erdfeuchter Materialien für die Umsetzung unterschiedlicher organischer Kontaminationen wie z.B. MKW, Phenole, LAKW eingesetzt. Das von Kiehne und Buchholz [8] beschriebene Verfahren arbeitet nach dem Prinzip eines Schneckenförderers und stellt ein Kombinationsverfahren aus biologischem Umsatz und physikalischem

Strippen dar. Die geschlossene Bauweise ermöglicht eine kontrollierte Erfassung flüchtiger Substanzen. Als Hauptproblem der Durchmischung erdfeuchter Böden ist die durchmischungsbedingte Pelletbildung und die damit verbundene Verschlechterung der Sauerstoffversorgung zu sehen [9].

Der Entwicklungstrend in der Bodenbioreaktortechnik geht im allgemeinen in Richtung slurry- bzw. Suspensions-Behandlung. Die unterschiedlichen slurry-Reaktorentwicklungen unterscheiden sich in erster Linie in der Art der Begasung und der Durchmischung der Suspensionen [2]. Es besteht für den technischen Bodenbioreaktoreinsatz zum Teil noch Entwicklungsbedarf, da viele dieser Verfahren noch nicht über den Pilotmaßstab hinausgelangt sind [10]. In Deutschland verfügbare Verfahren im technischen Maßstab sind z.B.:

- DMT-BIODYN-Verfahren: Wirbelschichtreaktor für die slurry-Behandlung feinkörniger Böden [11]
- Contamex-slurry-Bioreaktor für die Feinststoffbehandlung [12]

Grundsätzlich ist jedoch festzustellen, daß der Einsatz von Bioreaktoren aus ökonomischer Sicht nur für spezielle Problemstoffe wie z.B. aufkonzentrierte Reststoffe aus der Bodenwäsche sinnvoll scheint. Ferner wird seltener eine vollständige Abreinigung der kontaminierten Materialien angestrebt, sondern zunehmend eine Teilreinigung zur möglichen kostengünstigeren Beseitigung der Reststoffe.

## **4 Voruntersuchungen in Testsystemen**

### **4.1 Testsysteme**

Für die Erstellung eines Sanierungskonzeptes müssen grundsätzlich geeignete praxisnahe Voruntersuchungen im Labor- oder Technikumsmaßstab durchgeführt werden. Auch für Grundlagenuntersuchungen zum generellen Verständnis von Umsetzungsvorgängen ist der Einsatz von Testsystemen und Laborreaktoren notwendig. Bei der Konzeption biologischer Sanierungsverfahren sollten die entsprechenden Voruntersuchungen im Labormaßstab so ausgerichtet sein, daß sie

die Fragestellungen hinsichtlich der mikrobiologischen, chemisch-physikalischen und verfahrenstechnisch-geologischen Bedingungen beantworten. Die wichtigste wenn auch schwierigste Aufgabe stellt die Beurteilung der mikrobiologischen Sanierbarkeit von Böden dar. Laborergebnisse zum mikrobiellen Abbau altlastenrelevanter Schadstoffe müssen in die Praxis übertragbar sein und deshalb Daten zum Abbau wie z.B. Abbauraten, erzielbare Endkonzentration und entstehende Zwischen- bzw. Endprodukte liefern. Je nach Ausgangsfragestellung sollte zwischen unterschiedlich komplexen Testsystemen gewählt werden.

Die Komplexität des Systems Boden führt oft dazu, daß nicht die eigentliche mikrobiologische Abbaubarkeit, sondern chemisch/physikalische Parameter (z.B. Transport- und Sorptionsvorgänge) die Abbaurate entscheidend bestimmen. Von besonderer Bedeutung ist hierbei die Bioverfügbarkeit, die entscheidend von der Art der Bodenmatrix, d.h. deren stoffliche Zusammensetzung und Korngrößenverteilung, aber auch von der Einwirkdauer der Kontamination abhängt. Eine erste Vorentscheidung für die Anwendung eines biologischen Verfahrens wird durch einen Bioverfügbarkeitstest getroffen. Bei positivem Ergebnis müssen dann Laboruntersuchungen zur Optimierung des biologischen Abbaus und zum Einfluß bodenphysikalischer und chemischer Parameter durchgeführt werden [13].

Grundsätzlich kann zwischen offenen und geschlossenen Testsystemen unterschieden werden. Offene Systeme sind geeignet zur Untersuchung chemisch/physikalischer Prozesse, wie z.B.

- Veränderungen abiotischer Faktoren und Milieubedingungen im Bodenmaterial
- Transport- und Sorptionsvorgänge im Bodenmaterial,
- Strömungsverhalten in Suspensionen.

Geschlossene Systeme sind zu verwenden für bilanzierende Untersuchungen zum Schadstoffumsatz im Bodenmaterial oder in einer Suspension, um alle Eliminations- und Emissionspfade erfassen zu können. Die geschlossenen Testsysteme unterscheiden sich nicht nur in ihrer Größe und ihrer Betriebsweise - statisch oder dynamisch, solid state oder slurry state, aerob oder anaerob - sondern auch in ihrem

meßtechnischen Aufwand. Mit zunehmender Komplexität der Testsysteme nimmt auch die Möglichkeit zu, die Umsetzungsvorgänge im Bodenmaterial oder in der Suspension detailliert zu beschreiben. Abbildung 5 zeigt ein Festbett-Laborbioreaktorsystem als Beispiel für ein geschlossenes Testsystem.

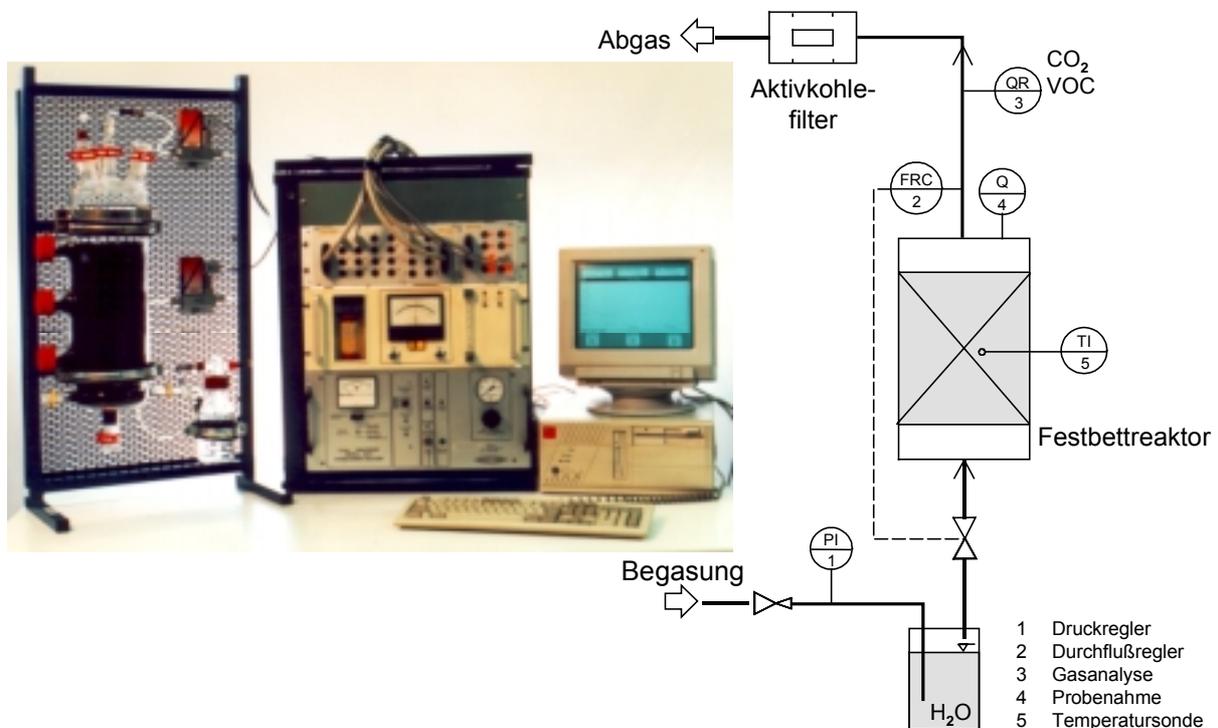


Abb. 5: Geschlossenes Testsystem – hier: Festbett-Laborbioreaktorsystem (6 l-Maßstab) inkl. abgasseitigem on line-Meßwerterfassungssystem (Volumenstrom, CO<sub>2</sub>, VOC)

Das in Abbildung 5 dargestellte Festbett-Laborbioreaktorsystem dient zur Simulation der Bedingungen in Sanierungsmieten oder in Großreaktoren. Im unteren Teil der Reaktoren befindet sich ein Sieb, auf das das Bodenmaterial (0,5-1 kg Trockengewicht-Einwaage/Liter Reaktorvolumen) gefüllt wird. An den Reaktoren sind in verschiedener Höhe Probenahmestutzen angebracht. Für eine ausreichende Begasung wird der Volumenstrom im allgemeinen auf 1 [Liter/kg Trockengewicht-Bodenmaterial-h] eingestellt. Zur Gewährleistung eines konstanten Wassergehaltes im Bodenmaterial wird das Gas vor dem Eintritt in den Reaktor durch eine mit Wasser gefüllte Waschflasche geleitet. Abgasseitig werden die CO<sub>2</sub>-Konzentration mittels Infrarotphotospektrometer (IR) und die Ausgasung flüchtiger Kontaminationen

als Gesamtkohlenstoff (VOC: volatile organic carbons) mittels Flammen-Ionisationsdetektor (FID) on-line erfaßt. Für die on-line Erfassung des Volumenstromes wird abgasseitig ein induktiver Durchflußmesser eingesetzt. Die abgasseitige Meßwert-erfassung und Ansteuerung der parallel betriebenen Reaktoren (bis zu 16 Parallelansätze) erfolgt über einen PC. Über einen vom PC angesteuerten Magnetventilblock können die einzelnen Reaktoren nacheinander auf die in Serie befindlichen Meßgeräte geschaltet werden. Als Kontrolle können Gasproben mit einer Spritze durch ein Septum dem Reaktor entnommen und anschließend in einen Gaschromatographen (GC) injiziert werden. Detaillierte Angaben zu den verwendeten Gasmeßgeräten und Apparaturen sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Gasmeßgeräte und -apparaturen

Parameter	Methode, Gerät, Apparatur
CO <sub>2</sub> – on-line	IR: ADC DB2E
VOC – on-line	FID: Bernath-Atomic - Gesamtkohlenstoff-Analysator 3002
Meßwert-erfassung	Regelungsprogramm: WorkBench PC 2.0 unter MS-DOS

VOC: volatile organic carbons; IR: Infrarotphotospektrometer; ADC: Analytical Development Company; FID: Flammen-Ionisationsdetektor

## 4.2 Schadstoffbilanzierung

Die alleinige Messung der Kontaminationsabnahme als Funktion der Zeit ist im allgemeinen nicht ausreichend, um Aussagen über den Verbleib der Kontamination zu treffen. Bei der biologischen Umsetzung von Kohlenwasserstoffkontaminationen im Boden kann das Verschwinden der Kontaminanten durch eine Mineralisierung aber auch durch eine Festlegung stattfinden [14]. Abbildung 6 zeigt ein einfaches Schema der möglichen Eliminierungspfade beim biologischen Abbau von Kohlenwasserstoffen. Hauptaufgabe der biologischen Sanierung ist die gezielte Beeinflussung der Eliminierungspfade (Mineralisierung oder Humifizierung/Festlegung) durch Optimierung der Betriebsbedingungen und der Verfahrenstechnik, wobei das Langzeitverhalten der Maßnahmen zu prüfen ist.

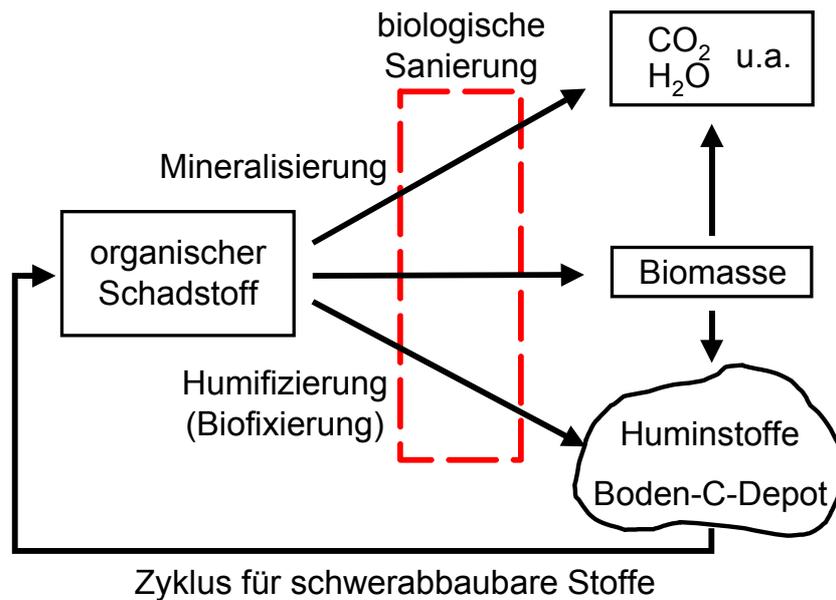
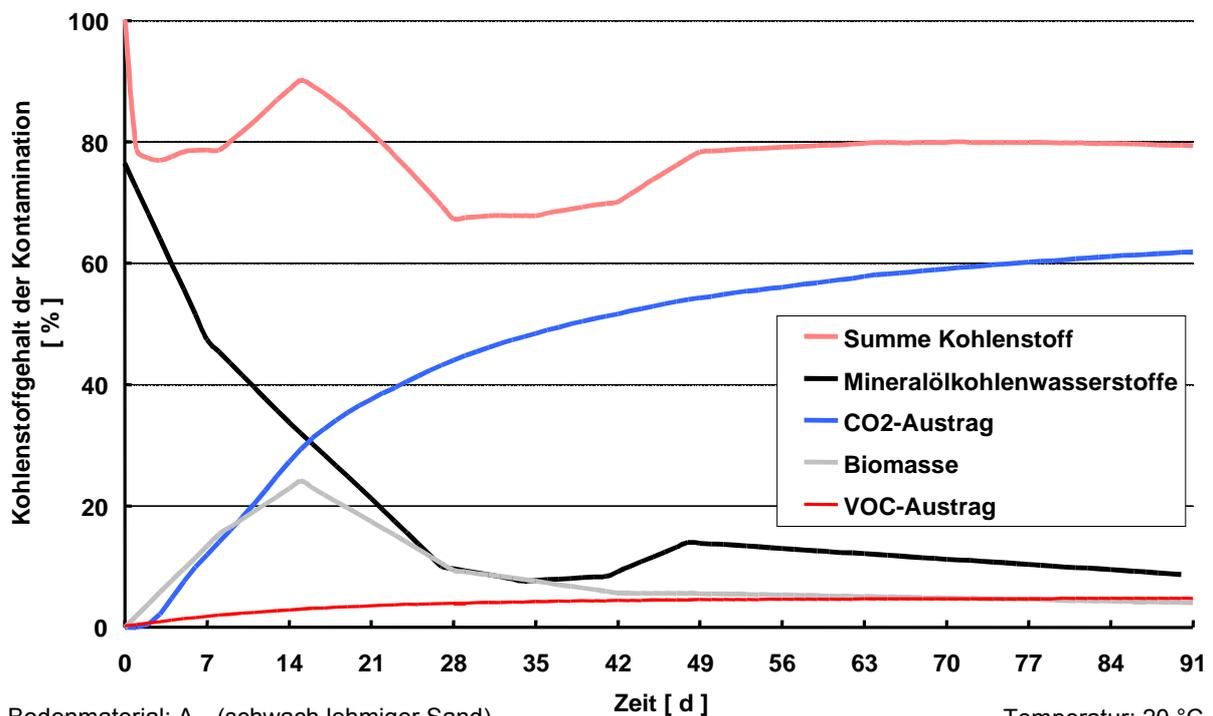


Abb. 6: Schema der möglichen Eliminierungspfade beim biologischen Umsatz von Kohlenwasserstoffen (nach Kästner et al. [14])



Bodenmaterial: A<sub>h</sub> (schwach lehmiger Sand)  
Kontamination: 1 Gew.-% Diesel bzgl. TG-Boden  
Zuschlagstoff: 20 Gew.-% Kompost (Rottegrad V)

Temperatur: 20 °C  
VOC: volatile organic carbons  
TG: Trockengewicht

Abb. 7: Kohlenstoffbilanz für die biologische Umsetzung von 1 Gew.-% Dieselöl in einem A<sub>h</sub>-Bodenmaterial bei 20 °C in einem Festbett-Bioreaktor (Kompostzugabe: 20 Gew.-%)

Eingesetzte Testsysteme sollten für bilanzierende Untersuchungen die Möglichkeit bieten, diese Eliminierungspfade vollständig zu erfassen. Neben der Messung der CO<sub>2</sub>-Produktion, der Biomasse-Entwicklung und der Abnahme der Kontamination im Bodenmaterial sind Ausgasungen flüchtiger Kontaminanten quantitativ zu analysieren. Trotz dieser Vorgehensweise kann eine Bilanzlücke von bis zu 40% festgestellt werden [9]. Wie Abbildung 7 beispielhaft zeigt, konnte die analytisch gemessene Kohlenwasserstoffabnahme quantitativ nicht durch die Umsetzung zu CO<sub>2</sub>, Ausgasung oder die Entstehung von Biomasse erklärt werden.

Bei der Bilanzierung der Schadstoffumsetzung von undotierten Kontaminationen ist bezüglich der Vorgehensweise grundsätzlich zu unterscheiden zwischen Untersuchungen mit künstlichen (frischen) Kontaminationen und Untersuchungen mit real kontaminierten Altlast-Bodenmaterialien. Für künstliche Mineralölkontaminationen und 'trockene' Behandlungssysteme wurde ein Bilanzierungsmodell entwickelt, das im Zuge der durchgeführten Untersuchungen kontinuierlich weiterentwickelt und auch auf Suspensionssysteme übertragen wurde [6, 9]. Die Bilanzierungsrechnung dieses Modells basiert auf der vereinfachenden Annahme, daß die bei einem kontaminiertem Versuchsansatz im Vergleich zu einem unkontaminiertem Ansatz erhöhten CO<sub>2</sub>-, VOC- und Biomasse-Konzentrationen durch die Zugabe der Kontaminanten (z.B. Dieselöl) verursacht werden. Deshalb wird zur Bilanzierung des Schadstoffumsatzes mit den jeweiligen Differenzwerten zwischen kontaminiertem und unkontaminiertem Versuchsansatz gerechnet. Dieses Modell beschreibt die sich verändernden Bedingungen im Boden nach der Ölzugabe nur teilweise, liefert jedoch in erster Näherung gute Hinweise bezüglich der Umsetzung der Mineralölkontamination. Für die Kohlenstoffbilanzierung werden die Differenzwerte der Bilanzierungsparameter auf den Kohlenstoffgehalt der Ausgangskontamination des Versuchsgutes bezogen.

Die zur Beschreibung und Bilanzierung der Schadstoffumsetzung analysierten Parameter sind in Tabelle 2 zusammengefaßt.

Tab. 2: Untersuchungsparameter und Analysemethoden für Bilanzierungsparameter

Parameter	Analysemethode
Kohlenwasserstoffkontamination	photometrisch analog DIN 38 409 H18 nach Ultraschallextraktion
Biomasse	analog SIR-Methode
CO <sub>2</sub> -Produktion	on-line: IR (siehe Tabelle 3)
Ausgasung (VOC)	on-line: FID (siehe Tabelle 3)

VOC: volatile organic carbons; SIR: Substrate-Induced-Respiration;  
IR: Infrarotphotospektrometer; FID: Flammen-Ionisationsdetektor

Der Verbleib der Kontamination bzw. von Kontaminationsbestandteilen im Verlaufe der mikrobiellen Behandlung des kontaminierten Bodenmaterials ist von ausschlaggebender Bedeutung für die Beurteilung der Reinigungsmaßnahme und die Wiederverwertung der behandelten Bodenmaterialien. Die Untersuchung des Verbleibs der Kontamination stellt jedoch ein großes Problem dar, da unterschiedliche Faktoren und potentielle Schadstoffsenken Ursache für die Bilanzlücke sein können:

- Ein Teil der Kontamination oder Abbauprodukte entzieht sich der chemischen Analytik. Dieses gilt insbesondere bei der Analysemethode analog H18 (DIN 38 409 H18). Die Kontamination bzw. die Abbau- und Zwischenprodukte können unter Umständen mit dem gewählten Lösemittel nicht oder nicht erschöpfend extrahiert werden, da sie durch die mikrobiellen oder abiotischen Vorgänge (auch in Kombination) ihre Struktur verändert haben.
- Die Stoffe können mit dem gewählten Extraktionsverfahren in Kombination mit dem Lösemittel nicht oder nicht vollständig von der Bodenmatrix gelöst werden.
- Die extrahierten Stoffe können nicht mit dem gewählten Analyseverfahren detektiert werden oder nicht identifiziert werden.
- Die Mineralisation der Schadstoffe zu CO<sub>2</sub> wird nicht vollständig erfaßt, da
  - ein Teil des entstandenen Kohlendioxids im Bodenmaterial gebunden wird,
  - durch diskontinuierliche Messung lokale Aktivitätsmaxima nicht erfaßt werden.
- Ein Teil der Kontamination wird in die Biomasse eingebunden und die schadstoffverwertende Biomasse kann nicht vollständig erfaßt werden, da die gewählte Bestimmungsmethode (z.B. SIR-Methode) nur bedingt hierfür geeignet ist [15]

Auf dem Gebiet der Untersuchung des Schadstoffverbleibs im Bodenmaterial besteht noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf:

- einerseits zur generellen Aufklärung des Verbleibs aus wissenschaftlicher Sicht - dieses betrifft in erster Linie Laboruntersuchungen;
- Andererseits ist die Aufklärung des Verbleibes der Kontamination insbesondere für die Beurteilung kontaminierter und/oder behandelter Bodenmaterialien für die Sanierungspraxis von großer Bedeutung. Dieses umfaßt auch die Entwicklung von Methoden zur Analyse und Beurteilung des langfristigen Schadstoffverbleibs für die Praxis sowohl der mikrobiellen als auch der chemisch-physikalischen Bodenreinigung.

Es ist bekannt, daß ein Teil der Kontamination als gebundener bzw. nicht-extrahierbarer Rückstand im Boden verbleibt. Die Stabilität und das Langzeitverhalten dieser gebundenen Rückstände (Bound Residues) ist von großem Interesse und wurde unter anderem in verschiedenen Arbeitsgruppen untersucht [16]. Das Spektrum der möglichen Bindungen und Assoziationen reicht von labilen Formen, wie Wasserstoffbrückenbindungen, hydrophoben Wechselwirkungen, Van-der-Waals'schen Kräften und  $\pi$ -Elektronenaustauschkomplexen, über die stabileren kovalenten wie Ester- und Etherbindungen bis hin zu den Kohlenstoff-Kohlenstoff-Bindungen als chemisch stabilsten Bindungstyp [17]. Insbesondere bei gealterten Kontaminationen aber auch hochsorbiven Kontaminanten oder deren Umsetzungsprodukten tritt das Problem auf, daß diese an Tonminerale oder organische Materialien des Bodens gebunden werden und mit organischen Lösemitteln kaum oder nicht mehr extrahiert werden können. Bei der Entstehung gebundener Rückstände ist die Bildung dieser als Huminstoff-Schadstoffkomplex bedeutender als die Einlagerung in die Zwischenschichten von Tonmineralen [18]. Durch Untersuchungen mit  $^{14}\text{C}$ -markierten Substanzen soll eine vollständige Erfassung der Kontaminationen und deren Umsetzungsprodukte ermöglicht werden. Neben der Messung des entstandenen  $^{14}\text{C}$ - $\text{CO}_2$  ist sowohl der extrahierbare als auch der nicht extrahierbare gebundene Anteil der Radioaktivität im Boden meßbar. Auch für Untersuchungen mit nicht-markierten Substanzen kann ein Teil der nicht mit organischen Lösemitteln extrahierbaren Schadstoffe durch methanolische Verseifung erfaßt werden. Die von Eschenbach [19]

beschriebene Extraktionsmethode erfolgt in zwei Schritten. Nach einer Extraktion mit organischem Lösemittel erfolgt ein weiterer Extraktionsschritt durch die methanolische Verseifung. Um die Gefahr einer möglichen Remobilisierung von Schadstoffen aus der Huminstoffmatrix abzuschätzen, sollte in den strukturechemischen Untersuchungen von Richnow und Michaelis [17] die Einbindungsart der Schadstoffe in Bodenhuminstoffe geklärt werden.

Die Möglichkeiten der Rückstandsbildung basieren auf verschiedenen Vorgängen. So können sowohl die Schadstoffe selbst als auch Metaboliten oder Biomasse durch Sorption an der anorganischen Bodenmatrix (Tonminerale), an der organischen Bodenmatrix oder an der Schadstoffmatrix, durch mechanischen Einschluß in die organische Bodenmatrix (Humus) oder die Schadstoffmatrix oder durch kovalente Bindung an die organische Bodenmatrix oder an der Schadstoffmatrix (Ölmatrix) zur Rückstandsbildung beitragen [20]. Abbildung 8 zeigt schematisch die unterschiedlichen Vorgänge, die zu einer Rückstandsbildung beitragen können.

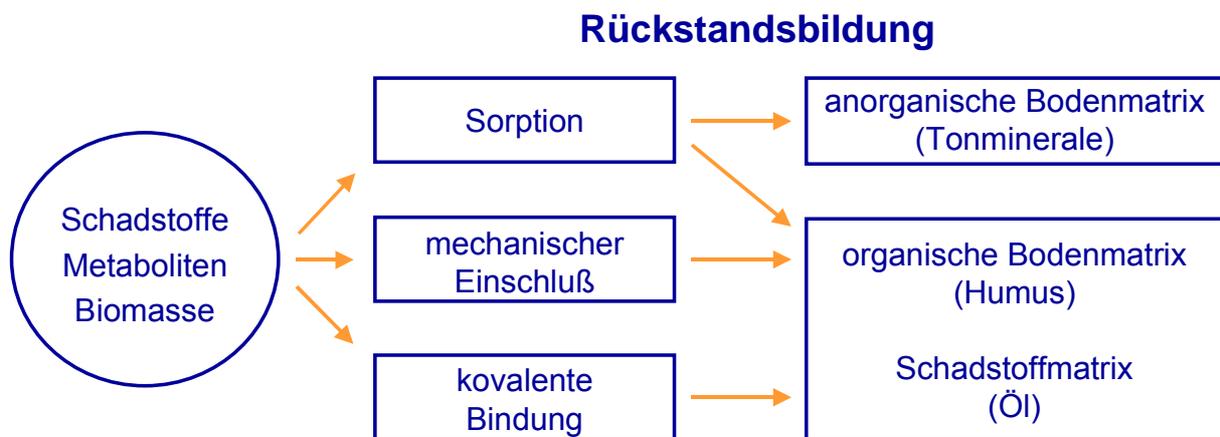


Abb. 8: Schema der Rückstandsbildung (nach Kästner und Fritsche [20])

Die meßtechnische und quantitative Erfassung der schadstoffverwertenden Biomasse befindet sich noch in der Entwicklung. Die Verwendung der SIR-Methode nach Anderson und Domsch [21] ist zwar weit verbreitet, findet jedoch wegen ihrer bedingten Einsatzfähigkeit für kontaminierte Bodenmaterialien auch Kritik. Joergensen et al. [15] beschrieben, daß für Böden, die große Mengen an verfügbarem Substrat enthalten, die mikrobielle Biomasse nur mit der CFE-Methode (CHCl<sub>3</sub>-Fumigations-Extraktions-Methode) gemessen werden kann.

Aufgrund der Schwierigkeiten, den Schadstoffverbleib bei der mikrobiellen Bodensanierung zu verfolgen, sind zunehmend ökotoxikologische Testverfahren als Ergänzung zu den chemischen Schadstoffanalysemethoden zur Beurteilung von Dekontaminations- bzw. Detoxifizierungsmaßnahmen von Interesse [22-24]. Doch mit zunehmender Komplexität des Beurteilungsinstrumentariums steigt einerseits der zeitliche und andererseits der finanzielle Aufwand der Sanierungsbegleitung. In Anbetracht der derzeitigen Sanierungssituation in Deutschland ist hier vor allem der Gesetzgeber aber auch die Behörden bzw. Auftraggeber gefordert, um hier ein sinnvolles Maß zu finden. Zur Erarbeitung ökonomisch und ökologisch vertretbarer Lösungen sollten auch die Erfahrungen von Wissenschaftlern und Sanierern berücksichtigt werden.

#### **4.3 Optimierung der Schadstoffumsetzung**

Für eine ökonomische Bodensanierung ist eine signifikante Steigerung der Schadstoffumsetzung erforderlich. Diese kann durch Optimierung der Milieu-/Betriebsbedingungen und der Verfahrenstechnik erreicht werden. Optimierungsuntersuchungen sind im allgemeinen für jeden zu sanierenden Schadensfall erneut vorzunehmen. Art und Umfang derartiger Untersuchungen sind aus finanziellen und zeitlichen Gründen in der Sanierungspraxis jedoch häufig nur eingeschränkt möglich.

Insbesondere bei frischen, gut bioverfügbaren Bodenschadstoffen ist eine Beeinflussung (beschleunigte und weitergehende Dekontamination) durch die Optimierung der Milieu- (Temperatur, Wasser-, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Nährstoffversorgung) und verfahrenstechnischen Betriebsbedingungen (Abtrennung von Störstoffen, Homogenisierung, Desagglomeration, Addition von Zuschlagstoffen) möglich (s. Tabelle 3 und 4).

Tab. 3: Empfehlenswerte Milieubedingungen für die Behandlung mineralölkohlenwasserstoffverunreinigter Böden (aus [9])

Parameter	„Optimum“ / Vorschlag zur praktischen Umsetzung (Emissionsrelevanz)
Temperatur	<ul style="list-style-type: none"><li>• schadstoffabhängig</li><li>• gesteigerte Ölumsetzung mit steigender Temperatur im Bereich von 10-30 °C</li></ul> ⇒ Temperaturerhöhung in kalter Jahreszeit: Wärmedämmung, Wärmekopplung (erhöhte Strippeffekte mit steigender Temperatur)
Wassergehalt	statische Behandlung: 35-75% $Wk_{max}$ dynamische Behandlung: 35-55% $Wk_{max}$
Sauerstoffgehalt	<ul style="list-style-type: none"><li>• &gt; 1 Vol.-% im Boden</li></ul> ⇒ verbesserte Sauerstoffversorgung: Zugabe von Strukturmaterialien; aktive Belüftung (über Drainagesystem, Druckluftbegasungsanlagen, Umsetzung von Mieten) (erhöhte Strippeffekte bei aktiver Belüftung)
pH-Wert	<ul style="list-style-type: none"><li>• schwach sauer bis neutral (pH 6 - 7,5)</li></ul> ⇒ pH-Anhebung bei saurem Boden mit hoher Pufferkapazität (humusreicher Boden): Kalkzugabe ⇒ pH-Anhebung und -Pufferung bei schwach saurem Boden mit geringer Pufferkapazität (humusarmer Boden): Kompostzugabe (u.U. verringerte Strippeffekte durch Schadstoffeinbindung in organische Matrix des Kompostes)
Nährstoffversorgung (C:N:P-Verhältnis)	<ul style="list-style-type: none"><li>• ca. 100:8:2 (C:N &lt; 20; C:P ≈ 50)</li></ul> ⇒ Verringerung des C:N-Verhältnisses: Zugabe von Nährlösungen, Dünger oder Kompost (u.U. verringerte Strippeffekte durch Schadstoffeinbindung in organische Matrix des Kompostes)

$Wk_{max}$ : maximale Wasserhaltekapazität; C:N:P-Verhältnis: Nährstoffverhältnis (Kohlenstoff: Stickstoff: Phosphor)

Tab. 4: Empfehlenswerte Betriebsbedingungen für die Behandlung mineralölkohlenwasserstoffverunreinigter Böden (aus [9])

Parameter	„Optimum“ / Vorschlag zur praktischen Umsetzung (Emissionsrelevanz)
Einsatz von Sieb- und Zerkleinerungsaggregaten	<ul style="list-style-type: none"><li>• Abtrennung von Störstoffen und Grobgut (&gt; 20 mm) (erhöhte Strippeffekte durch Erhöhung der Oberfläche)</li></ul>
Einsatz von Mischern	<ul style="list-style-type: none"><li>• zur Aufbereitung vor Behandlungsbeginn oder behandlungsbegleitend zur Homogenisierung, Auflockerung (Belüftung), Desagglomeration (erhöhte Strippeffekte durch Erhöhung der Oberfläche)</li></ul>
Addition von Zuschlagstoffen	<ul style="list-style-type: none"><li>• Animpfmaterial: biologisch gereinigter Boden</li><li>• reifer Biokompost</li><li>• inertes Strukturmaterial für verbesserte Belüftung</li></ul> <p>⇒ Zuschlagstoffmenge: in Abhängigkeit des verwendeten Zuschlagstoffes und der Wiederverwertung des gereinigten Bodens</p> <p>(u.U. verringerte Strippeffekte durch Schadstoffeinbindung in organische Matrix des Kompostes)</p>

### **Wassergehalt**

Wie Untersuchungen zum langzeitlichen Einfluß des Wassergehaltes auf die Schadstoffumsetzung zeigten, liegt der optimale Wassergehalt im Bereich von 35-75% der maximalen Wasserhaltekapazität für die statische Behandlung, z.B. in einer Sanierungsmiete, von ölkontaminierten Bodenmaterialien. Bei einer Behandlung in durchmischten Systemen, wie Rohr- oder anderen Mischer-Reaktoren, verschiebt sich der optimale Bereich zu geringeren Wassergehalten hin, da hier die Bildung von Agglomeraten und Pellets nur durch eine Verringerung des Wassergehaltes möglich ist. Hier wird ein Bereich von 35-55% der maximalen Wasserhaltekapazität empfohlen, wie dieses auch von SCHOLZ et al. [25] dargestellt wurde. Die dynamische Dauerbehandlung in Mischreaktoren wird wegen der schwer vermeidbaren Bildung von Pellets und Agglomeraten nicht empfohlen. Die Pelletbildung kann durch Reduktion des Wassergehaltes, die Zufuhr von Strukturmaterialien und/oder den Einsatz desagglomerierender Einheiten vermindert werden. Hier besteht noch ein erheblicher Forschungsbedarf auch hinsichtlich der

Optimierung des Aufwand/Nutzen-Verhältnisses. So liegen hier im Vergleich zum Mietenverfahren sowohl die Investitions- als auch die Betriebskosten höher. Dieser erhöhte Aufwand ist nur durch eine signifikant gesteigerte Umsatzleistung oder für spezielle Problemfälle (z.B. ex-situ-Bodenbehandlung von flüchtigen Kontaminationen und/oder Kontaminationen mit hoher Umweltrelevanz, die nur in geschlossenen Systemen mit Fassung und Behandlung aller Emissionen erfolgen darf) zu rechtfertigen.

### ***Temperatur***

Das Temperaturoptimum kann in Abhängigkeit der Flüchtigkeit und Löslichkeit der zu behandelnden Schadstoffe sehr unterschiedlich sein. Für Mineralölkontaminationen kann die Umsatzleistung im kontaminierten Boden mit steigender Temperatur von 10-30 °C signifikant erhöht werden. Insbesondere in kälteren Klimazonen, mit Temperaturen in den Wintermonaten  $\ll 10$  °C, ist die ganzjährige biologische Sanierung stark temperaturabhängig. Wärmedämmende Maßnahmen stellen hier nur eine Grundmaßnahme dar. Inwiefern eine Temperaturerhöhung durch die Zugabe von Frischkompost mit hoher Grundatmung den gewünschten Erfolg bringt, ist zu prüfen und in erster Linie hinsichtlich der Wiedernutzung des dekontaminierten Bodenmaterials von der notwendigen Zugabemenge abhängig. Insbesondere bei zentralen Bodenbehandlungsanlagen sollte auch die mögliche Nutzung von Abwärme aus anderen Prozessen (z.B. Kompostierungsverfahren) oder ggf. vorhandenen Blockheizkraftwerken (z.B. einer Deponie oder einer anaeroben Behandlungsanlage) geprüft werden.

### ***Sauerstoff***

Zur Vermeidung anaerober Verhältnisse kommt der Sauerstoffversorgung eine besondere Bedeutung zu. Die Sauerstoffversorgung kann entweder passiv/diffusiv oder aktiv erfolgen. Aufgrund umfangreicher Untersuchungen zum Einfluß des Sauerstoffgehaltes auf die Schadstoffumsetzung sollte der Sauerstoffgehalt im Bodenkörper nicht unter 1 Vol.-% sinken, d.h. es sind periodische Sauerstoffmessungen im Boden- bzw. Mietenkörper in unterschiedlicher Tiefe notwendig. Bei passiver Sauerstoffversorgung ist das Bodenmaterial in Abhängigkeit der mikrobiellen Aktivität und dem Sauerstoffgehalt im Bodenkörper umzusetzen. Da bei Unter-

suchungen an 1,5 m hohen Sanierungsmieten nach 9 Wochen Behandlungsdauer und passiver Begasung ohne Umsetzung der Mieten keine Limitierung der Schadstoffumsetzung über die Mietenhöhe gemessen werden konnte, scheint diese Belüftungsart bei normaler Mietenhöhe ausreichend [9, 26]. Insbesondere bei Hochmieten (4-5 m Höhe) und bei der Behandlung bindiger Bodenmaterialien ist jedoch eine Limitierung durch eine unzureichende diffusive Sauerstoffversorgung zu erwarten. Hier bietet sich die aktive Begasung über Drainagesysteme oder eine intermittierende Begasung über Druckluftbegasungslanzen an, wobei die Begasungsintervalle unter Umständen über den Sauerstoffgehalt im Mietenkörper gesteuert werden könnten. Darüber hinaus ist auch die Zufuhr von Strukturmaterialien zur Erhöhung des Luftporenvolumens für den verbesserten Luftaustausch sinnvoll. Um die Wiederverwertungsmöglichkeiten des dekontaminierten Bodenmaterials nicht einzuschränken, sind inerte Materialien mit einem geringen Anteil organischen Materials oder Materialien zu verwenden, die nach der Behandlung dem Bodenmaterial über mechanische Aufbereitungsverfahren wieder entzogen werden können. Bei der Verwendung organischen Strukturmaterials wie Kompost ist dessen Wirkung stark von der Zugabemenge abhängig. Diese wird einerseits beschränkt hinsichtlich der Volumenvergrößerung und damit verbunden dem erhöhten Platzbedarf für die Behandlung sowie durch die erhöhte Menge wiederzuverwertenden Materials. Andererseits wird bereits durch die Menge zugeführten organischen Materials die Wiedernutzung des dekontaminierten Bodenmaterials stark eingeschränkt. So besteht die Notwendigkeit, die Art und Menge an Zuschlagstoffen sowohl in Abhängigkeit der Boden/Schadstoff-Art als auch hinsichtlich der Wiederverwertungsstrategien zu optimieren.

### ***pH-Wert***

Dem pH-Wert kommt eine besondere Bedeutung zu, da die meisten mineralölverwertenden Mikroorganismen ein schwach saures bis neutrales Milieu bevorzugen. Um einen pH-Wert von 6-7,5 einzustellen, ist es im allgemeinen notwendig, den pH-Wert saurer Bodenmaterialien anzuheben. Während bei schwach sauren Böden mit geringer Pufferkapazität und geringem Gehalt organischen Materials dieses durch die Zumischung pH-neutralen Materials mit hoher Pufferkapazität wie reifem Kompost (Rottegrad V) geschehen kann, ist bei sauren Böden mit hohem Gehalt organischen Materials und hoher pH-Pufferkapazität eine Aufkalkung notwendig. Durch die

Verwendung von Calciumkarbonat kann der pH-Wert um 7-8 eingestellt werden. Darüber hinaus kann auch Calciumoxid oder -hydroxid verwendet werden, wenn

- der pH-Wert weiter angehoben werden soll,
- eine erhöhte Zugabe an Karbonaten die Messung der Mineralisation stören könnte,
- gezielt über die exotherme Reaktion von Calciumoxid im Boden eine Temperaturerhöhung erwünscht ist,
- Oxidationseffekte erwünscht sind.

### **Nährstoffe**

Das C:N-Verhältnis scheint die Schadstoffumsetzung nachhaltig zu beeinflussen. Durch die Ölkontamination wurde das C:N-Verhältnis im Bodenmaterial zu höheren Werten verschoben, was sich negativ auf die mikrobielle Aktivität auswirkt. Eine sinnvolle Senkung des C:N-Verhältnisses unter 20:1 kann durch die Zugabe von Nährlösungen, mineralischem Dünger aber auch durch eine Kompostaddition erfolgen. Der Einsatz mineralischen Düngers ist jedoch nicht unumstritten. Während in der Sanierungspraxis dieser scheinbar mit Erfolg eingesetzt wird, konnte weder in den eigenen Untersuchungen [27] noch in Untersuchungen von Mahro et al. [28] ein signifikant verbesserter Schadstoffumsatz gemessen werden. In den eigenen Versuchen [27] wurde der Einfluß der Blaukorndüngung auf die Dieselölumsetzung untersucht. Mahro et al. [28] untersuchten den Einfluß eines C:N:P-Düngers auf die Umsetzung von PAK. In diesen Untersuchungen konnte ein signifikant verbesserter Schadstoffumsatz der PAK durch die Kompostzugabe gemessen werden.

### **Strukturmaterial**

Die Zumischung von Zuschlagstoffen hat unterschiedliche Gründe. So kann der Zuschlagstoff als Strukturmaterial zur besseren Belüftung, als Lieferant schadstoffverwertender Mikroorganismen, als Nährstofflieferant, als pH-Puffer oder als Puffer für den Wasserhaushalt dienen oder zur Humifizierung gezielt eingesetzt werden. Im Rahmen eigener Untersuchungen zeigte Kompost mit einem Rottegrad V die besten Eigenschaften zur Steigerung der Schadstoffumsetzung in organikarmen frisch kontaminierten Bodenmaterialien [29].

### ***Organikgehalt des Bodens***

Für die Wiederverwertung dekontaminierter Bodenmaterials sind nicht nur die Schadstoffgehalte sondern auch die bodenmechanischen Eigenschaften - wie z.B. die Standfestigkeit und die Verdichtbarkeit des Bodenmaterials - von Bedeutung. Im Hinblick auf eine möglichst uneingeschränkte Wiederverwertung des dekontaminierten Bodenmaterials sollte der Gehalt organischen Materials im Boden möglichst gering gehalten werden - explizite Angaben zum maximalen Organikgehalt für eine uneingeschränkte Wiederverwertung existieren derzeit noch nicht. Der Einsatz organikarmer und/oder inerter Zuschlagstoffe ist somit von großem Interesse. Hier besteht bezüglich der Auswahl geeigneter Materialien noch Forschungsbedarf.

### ***Homogenisierung***

Ein Hauptproblem bei der gezielten Behandlung kontaminierter Bodenmaterialien nach der allumfassenden Verfahrensanweisung ist unter anderem die erhebliche Inhomogenität des Ausgangsmaterials. Zur Homogenisierung stehen unterschiedliche Aufbereitungsaggregate zur Verfügung. Für die Homogenisierung abgeseibten Bodenmaterials bietet sich der Einsatz von Mischersystemen an. Um in diesen Systemen eine Pelletbildung zu vermeiden bzw. Agglomerate aufzuschließen, sind desagglomerierende Einheiten wie z.B. schnell rotierende Messerköpfe verfügbar. Mit zunehmender Behandlungsdauer steigt jedoch auch in diesen Systemen in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte und dem Feinkornanteil die Neigung zu Pelletbildung [9]. Um diese zu vermeiden, wurde im Rahmen eines DFG-Projektes an der Technischen Universität Braunschweig [25] unter anderem die Verbesserung der mikrobiellen Schadstoffumsetzung in Boden-Feststoffreaktoren durch Desagglomeration untersucht. Mischer dienen nicht nur der Homogenisierung und ggf. der Desagglomeration sondern auch der Auflockerung (Belüftung) und der Zumischung von Zuschlagstoffen vor und während der biologischen Behandlung.

### ***Einsatz von dynamischen Reaktoren***

Aufgrund der bisherigen Erfahrungen erscheint die dynamische Trockenbehandlung für die biologische Sanierungspraxis nicht sinnvoll. Die allgemeinen Tendenzen der dynamischen Behandlung in slurry-Reaktoren scheinen hier vielversprechender zu sein, wobei auch hier eine Kosten/Nutzen-Kalkulation den Einsatz dieser dynamischen Reaktoren nur für spezielle Altlastenprobleme bzw. einzelne Chargen (z.B. Reststoffe



aus der Bodenwäsche) erwarten läßt. Doch auch wenn im allgemeinen der Einsatz der dynamischen Bioreaktoren bisher nicht die erwarteten Vorteile erbracht hat, so kann der Einsatz der Mischer zur mechanischen Vorbehandlung biologisch zu behandelnder Bodenmaterialien dennoch sinnvoll sein. So sind Mischer mit desagglomerierenden Einrichtungen - wie z.B. Pflugscharmischer mit integriertem schnell rotierendem Messerkopf - geeignet zur Desagglomeration, zur Homogenisierung und zur homogenen Zumischung von Strukturmaterialien und Nährstoffen, zur Befeuchtung und ggf. zur Zugabe von Lösungsvermittlern im Vorfeld einer Mietenbehandlung oder sanierungsbegleitend. Doch es hat sich gezeigt, daß der Wassergehalt auch für diese Behandlung unterhalb 50% der maximalen Wasserhaltekapazität optimiert werden muß. Hierfür muß das Bodenmaterial entweder thermisch getrocknet werden oder der Wassergehalt muß durch die Zugabe von "trockenen" Strukturmaterialien mit hoher Wasserhaltekapazität gesenkt werden. Die Menge an Zuschlagstoffen wird insbesondere begrenzt durch die Wiedernutzung des dekontaminierten Bodenmaterials.

## 5 Resümee und Ausblick

Biologische Bodenreinigungsverfahren sind für die Dekontamination mineralölkontaminierter Böden Stand der Technik. Sie werden sowohl in situ als auch ex situ mit Erfolg betrieben. Eine Beschleunigung der Umsetzungsvorgänge der Schadstoffe im Boden und eine Erhöhung der Umsatzleistung kann u.a. durch Optimierung der Milieu- und Betriebsbedingungen erfolgen.

Doch auch die Einstellung von optimalen Milieubedingungen ist kein Garant für eine beschleunigte Umsetzung der Bodenverunreinigungen, denn die Milieubedingungen stellen nur einen der Faktoren dar, der die Umsetzung bzw. Verfügbarkeit der Schadstoffe beeinflusst. Aus diesem Grund ist im allgemeinen die Durchführung von standort- und verfahrensspezifischen Voruntersuchungen unumgänglich. Einer der Hauptfaktoren, der die Umsatzgeschwindigkeit der Schadstoffe beeinflusst, ist deren Verfügbarkeit.

Im Hinblick auf die mangelnde Bioverfügbarkeit von organischen Schadstoffen im Bodenmaterial sind unterschiedliche Einflußmöglichkeiten zur Steigerung deren Bioverfügbarkeit denkbar:

- Verkürzung der Diffusionswege durch Korn- oder Aggregatzerkleinerung bzw. Desagglomeration
- Erwärmung zur Erhöhung des Diffusionskoeffizienten oder zur Erhöhung der Löslichkeit
- Beschleunigung der Biotransformation durch Mixen des Bodens [29]
- Abbau der bioverfügbaren Schadstofffraktionen und Beobachtung/Sicherung des verbleibenden Restes [30]
- Erhöhung der Mobilität bzw. Löslichkeit der Schadstoffe durch Zugabe von Tensiden/Lösungsvermittlern
- Kombination von chemischer Oxidation und biologischer Umsetzung der oxidierten Verbindungen [6]

## Literatur

- [1] ITVA-Fachausschuß H1 „Technologien und Verfahren“ (1997): ITVA-Preisspiegel zur Dekontamination von Böden. Altlasten Spektrum, 5 (5), 248.
- [2] Cookson, J.T. (1995): Bioremediation engineering: design and application. McGraw-Hill, Inc., New York.
- [3] Lund, N.C. (1991): Beitrag zur biologischen in situ-Reinigung kohlenwasserstoff-belasteter körniger Böden. Dissertation, Universität Fridericiana, Karlsruhe.
- [4] Hinchee, R.E., Miller, R.N., Johnson, P.C. (1995): In situ aeration: air sparging, bioventing, and related remediation processes. Battelle press, Columbus.
- [5] Kobus, H., Barczewski, B., Koschitzky, H.P. (1996): Groundwater and subsurface remediation; Research strategies for in-situ technologies, Springer Verlag, Berlin.
- [6] Stegmann, R., Förstner, U., Hupe, K., Reimers, C. (1996): Sonderforschungsbereich (SFB 188) der DFG „Reinigung kontaminierter Böden“. In: Neue Techniken der Bodenreinigung, Hamburger Berichte 10 (Hrsg.: R. Stegmann), Economica Verlag, Bonn (Vertrieb: Verlag Abfall aktuell, Stuttgart), 463-510.
- [7] Koning, M., Brauckmeier, J., Lüth, J.-C., Ruiz-Saucedo, U., Stegmann, R., Viebranz, N., Schulz-Berendt, V. (1999): Optimization of the biological treatment of TPH contaminated soils in biopiles. Proceedings of the fifth international symposium on „In situ and off site bioremediation“, San Diego, 19-22 April 1999, im Druck.
- [8] Kiehne, M., Buchholz, R. (1996): Der mobile Drehrohrreaktor zur kontinuierlichen, mikrobiellen Bodensanierung. In: Neue Techniken der Bodenreinigung, Hamburger Berichte 10 (Hrsg.: R. Stegmann), Economica Verlag, Bonn (Vertrieb: Verlag Abfall aktuell, Stuttgart), 423-434.



- [9] Hupe, K. (1998): Optimierung der mikrobiellen Reinigung mineralölkontaminierter Böden in statischen und durchmischten Systemen, Hamburger Berichte 15 (Hrsg.: R. Stegmann), Verlag Abfall aktuell, Stuttgart.
- [10] Dechema (1996): Empfehlungen zu Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet „Biologische Bodenreinigung“ (DECHEMA IAK „Umweltbiotechnologie – Boden“, Ltg.: J. Klein), DECHEMA, Frankfurt a.M..
- [11] Mann, V.G., Sinder, C., Pfeifer, F., Klein, J. (1996): Scale up und Optimierung eines Suspensionsbioreaktors zur mikrobiellen Behandlung PAK-kontaminierter, bindiger Böden (DMT-BODYN-Verfahren) In: Neue Techniken der Bodenreinigung (Hrsg.: R. Stegmann), Economica Verlag, Bonn (Vertrieb: Verlag Abfall aktuell, Stuttgart), 435-446.
- [12] Gerke, J., Dabrock, R., Reichert, G. (1994): Wiederaufbereitungsanlage für Sekundärrohstoffe. Bauwirtschaftliche Informationen, (7), 44-47.
- [13] Dechema (1991): Einsatzmöglichkeiten und Grenzen mikrobiologischer Verfahren zur Bodensanierung. 1. Bericht des Interdisziplinären Arbeitskreises der DECHEMA „Umweltbiotechnologie – Boden“, DECHEMA, Frankfurt a.M..
- [14] Kästner, M., Mahro, B., Wienberg, R. (1993): Biologischer Schadstoffabbau in kontaminierten Böden - unter besonderer Berücksichtigung der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe. Hamburger Berichte 5 (Hrsg.: R. Stegmann), Economica Verlag, Bonn.
- [15] Joergensen, R.G., Schmaedek, F., Windhorst, K., Meyer, B. (1995): Biomass and activity of microorganisms in a fuel oil contaminated soil. Soil Biol. Biochem, 27 (9), 1137-1143.
- [16] Eschenbach, A., Wienberg, R., Mahro, B. (1997): Bildung und Langzeitstabilität von nicht-extrahierbaren PAK-Rückständen im Boden, Altlasten Spektrum, 6 (6), 292-297.
- [17] Richnow, H.H., Michaelis, W. (1996): Untersuchungen zur Bildung von Bound Residues bei der biologischen Reinigung kontaminierter Böden. In: Neue Techniken der Bodenreinigung (Hrsg.: R. Stegmann), Economica Verlag, Bonn (Vertrieb: Verlag Abfall aktuell, Stuttgart), 269-287.
- [18] Wienberg, R., Eschenbach, A., Nordlohne, L., Kästner, M., Mahro, B. (1995): Zur Erfordernis vollständiger stoffspezifischer Bilanzen bei der biologischen Bodensanierung. Altlasten Spektrum, 5, 238-243.
- [19] Eschenbach, A. (1995): Einfluß von *Pleurotus ostreatus*, Kompost, *Sphingomonas paucimobilis* und der Kontaminationsdauer auf den Verbleib und Abbau <sup>14</sup>C-markierter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) in Altlastböden. Dissertation, Technische Universität Hamburg-Harburg.
- [20] Kästner, M., Fritsche, W. (1997): Microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons – formation, stability and fate of bound residues in soil. In: Abstract Proceedings des VAAM-Kongresses (Hrsg.: G. Antranikian, Vereinigung für Allgemeine und Angewandte Mikrobiologie VAAM), 16.-19. März 1997, Hamburg.
- [21] Anderson, J.P.E., Domsch, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Biol. Biochem., 10, 215-221.
- [22] Ahlf, W. (1995): Ökotoxikologische Sedimentbewertung - Sedimenttoxizität, Biotest, Testkombination. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox., 7 (2), 84-91.
- [23] Rönnpagel, K., Ahlf, W., Janßen, E. (1996): Indikatorfunktion von mikrobiellen Stellvertretertests für die Beurteilung von Bodenbelastungen. In: Neue Techniken der Bodenreinigung (Hrsg.: R. Stegmann), Economica Verlag, Bonn (Vertrieb: Verlag Abfall aktuell, Stuttgart), 193-205.
- [24] Neumann-Hensel, H., Onken, B. Ahlf, W. (1999): Mineralölprodukte als Bodenverunreinigung - eine ökotoxikologische Untersuchungsstrategie. Erdöl Erdgas Kohle, 115 (6), 309-310.
- [25] Scholz, J., Müller, B.G., Schwedes, J., Deckwer, W.-D. (1996): Verbesserung der mikrobiellen Bodenreinigung in Feststoffreaktoren durch Desagglomeration. In: Neue Techniken der Bodenreinigung (Hrsg.: R. Stegmann), Economica Verlag, Bonn (Vertrieb: Verlag Abfall aktuell, Stuttgart), 411-422.



- [26] Hupe, K., Heerenklage, J., Woyczehowski, H., Bollow, S., Stegmann, R. (1998): Influence of oxygen on the degradation of diesel fuel in soil bioreactors. *Acta Biotechnol.*, 18 (2), 109-122.
- [27] Stegmann, R., Hupe, K., Koning, M., Lüth, J.C. (1997): Reinigung kontaminierter Böden in Bioreaktoren. In: *Reinigung kontaminierter Böden – SFB 188 Arbeits- und Ergebnisbericht 1995-97* (Sprecher: R. Stegmann), Technische Universität Hamburg-Harburg, 243-288.
- [28] Mahro, B., Schaefer, G., Kästner, M. (1994): Pathways of microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. In: *Bioremediation of chlorinated and polycyclic aromatic hydrocarbon compounds* (Hrsg.: R.E. Hinchee, A. Leeson, L. Semprini, S.K. Ong) Lewis Publishers, Boca Raton, 203-217.
- [29] Hupe, K., Lüth, J.C., Heerenklage, J., Stegmann, R. (1996): Enhancement of the biological degradation of soils contaminated with oil by the addition of compost. *Acta Biotechnol.*, 16 (1), 19-30.
- [30] Harms, H. (1996): Bioverfügbarkeit organischer Schadstoffe – der Einfluß von Sorption und Massentransfer. In: *Neue Techniken der Bodenreinigung* (Hrsg.: R. Stegmann), Economica Verlag, Bonn (Vertrieb: Verlag Abfall aktuell, Stuttgart), 257-268.

