Ministerium für
Umwelt und **Naturschutz,**
Landwirtschaft und
Verbraucherschutz
des Landes
Nordrhein-Westfalen

Landesumweltamt
Nordrhein-Westfalen

Materialien

zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz

Arbeitshilfe Bodenluftsanierung

Ergebnisse einer Recherche zum Stand der Bodenluftsanierungspraxis mit Handlungsempfehlungen für die Planung und Durchführung von Bodenluftsanierungsmaßnahmen

Band 13

Arbeitshilfe Bodenluftsanierung

Ergebnisse einer Recherche zum Stand der Bodenluftsanierungspraxis mit Handlungsempfehlungen für die Planung und Durchführung von Bodenluftsanierungsmaßnahmen

von

Michael Altenbockum

- Altenbockum & Partner, Geologen, Aachen -

unter Mitwirkung von

Klaus Blomquist
Ralf Kössendrup

- Altenbockum & Partner, Geologen, Aachen -

Dr. Norbert Lohan

- ehemals Altenbockum & Partner, Geologen, Aachen -

Im Auftrag des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen

Essen, 2001

Folgende Personen haben Hinweise und Anregungen zum Inhalt der vorliegenden Arbeitshilfe gegeben:

Dr. Axel Barrenstein	Landesumweltamt NRW
Dr. Dieter Baumgarten	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
Klaus J. Fritz	Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
Prof. Dr. Peter Grathwohl	Eberhard-Karls-Universität Tübingen
Peter Koch	Stadt Bad Salzuflen
Hubert Meyer	Staatliches Umweltamt Minden
Hans Wirth	Freie und Hansestadt Hamburg, Umweltbehörde
Uwe Seidel	Jessberger Qualifizierung + Projektmanagement GmbH, Dortmund

Folgende Firmen haben die Durchführung und Auswertung von Versuchen im Rahmen des Vorhabens unterstützt:

- Umwelt Control Labor (UCL), Lünen
- meta Messtechnische Systeme GmbH, Niederlassung Altenberge
- Ahlborn Mess- und Regelungstechnik GmbH, Holzkirchen

Impressum

Herausgeber:	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NRW) Wallneyer Straße 6 • 45133 Essen • Telefon (0201) 7995-0 • Telefax (0201) 7995-1448 E-mail: poststelle@essen.lua.nrw.de
Erscheinungsort/-datum:	Essen, 2001
Projektleitung und Gesamtredaktion:	Dipl.-Ing. Michael Odensaß Dipl.-Ing. Stefan Schroers Landesumweltamt NRW
Schriftenvertrieb:	Gemeinnützige Werkstätten Neuss, Am Krausenbaum 11, 41464 Neuss, Telefax (0 21 31) 4 28 60
Schutzgebühr:	30,- € (zzgl. MWSt., Porto und Versandkosten)
Umschlaggestaltung:	Werbeagentur Scharke, Düsseldorf
Druck:	Druckerei JVA Geldern, Geldern
ISSN:	1432-3575
Informationsdienste des LUA NRW:	Umweltdaten aus NRW, Fachinformationen: • Internet unter http://www.lua.nrw.de • WDR-Videotext, 3. Fernsehprogramm, Tafeln 167-169

Gedruckt auf 100% Altpapier ohne Chlorbleiche

Vorwort

Die Bodenluftsanierung ist ein häufig eingesetztes Verfahren, um leichtflüchtige organische Schadstoffe aus der ungesättigten Bodenzone zu entfernen.

Bisher liegen keine allgemeinverbindlichen Standards für die Planung, Durchführung, Begleitung und Qualitätssicherung von Bodenluftsanierungsmaßnahmen vor. Aus diesem Grunde wurden zur Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für eine qualitätsgesicherte Bodenluftsanierung im Auftrag des Landesumweltamtes NRW Informationen zu bundesweit abgeschlossenen Bodenluftsanierungsmaßnahmen gesammelt und bewertet. Für diese Bewertung standen Daten von 146 Sanierungsanlagen bei 100 Sanierungsmaßnahmen zur Verfügung.

Es hat sich gezeigt, dass durch den alleinigen Einsatz der Bodenluftsanierung insbesondere aufgrund des hohen spezifischen Energieeinsatzes mit verhältnismäßigem Aufwand häufig nur eine Verminderung des Schadstoffpotenzials erreicht wird. Dies kann je nach Einzelfall bedeuten, dass das Erreichen eines schutzgutbezogenen Sanierungsziels durch die ausschließliche Anwendung von Bodenluftsanierungsmaßnahmen nicht oder nicht dauerhaft gewährleistet wird.

Die in dieser Arbeitshilfe gegebenen Empfehlungen beziehen sich vorrangig auf die Planung und Durchführung von Bodenluftsanierungsmaßnahmen. Damit kann künftig eine Effizienzsteigerung von Maßnahmen dieser Art erreicht werden.

Ich danke allen, die diese Arbeit unterstützt haben, insbesondere den Behörden und Gutachtern, die Daten und sonstige Informationen zur Verfügung gestellt und inhaltliche Anregungen zur Erstellung der Arbeitshilfe gegeben haben.

Essen, 2001

Dr.-Ing. Harald Irmer
Präsident des
Landesumweltamtes
Nordrhein-Westfalen

Inhaltsverzeichnis

0. Einleitung 9

1. Zusammenfassung 10

2. Intention, Methodik und Ziele des Untersuchungsvorhabens

2.1 Einleitung 13

2.2 Der Begriff ”Stand der Technik” bei der Bodenluftsanierung 14

2.3 Vorgaben und Praxis 14

2.3.1 Gesetzliche Vorgaben 14
2.3.2 Richtlinien und Arbeitshilfen 15
2.3.3 Bodenluftsanierungsmaßnahmen in der Praxis 15

2.4 Recherche abgeschlossener Bodenluftsanierungsmaßnahmen 16

2.4.1 Bundesweite Datenermittlung 16
2.4.2 Datenauswertung 20

2.5 Laboruntersuchungen zur Klärung von Detailfragen 21

2.6 Empfehlungen 21

3. Voraussetzungen und fachliche Grundlagen für die Durchführung einer Bodenluftsanierung

3.1 Untersuchungensanforderungen 22

3.1.1 Grundlagen 22
3.1.2 Erfassungsbewertung und Gefährdungsabschätzung 22
3.1.3 Absaugversuch 23
3.1.4 Sanierungsuntersuchung, Eingrenzende Untersuchung 25
3.1.5 Sanierungsplanung, Sanierungsplan 27
3.1.6 Zeitbedarf für Bodenluftsanierungsmaßnahmen 29

3.2 Genehmigungsanforderungen 30

3.2.1 Bundesweite Regelungen 30
3.2.2 Länderspezifische Regelungen 32
3.2.3 Praxiserfahrungen 32

3.3 Zusammenhänge zwischen Feststoff, Flüssigkeit und Gas im Dreiphasensystem Boden 33

3.4 Maßnahmenschwellen und Sanierungszielwerte 40

3.4.1 Vorliegende Orientierungswerte als Beurteilungsgrundlagen 40
3.4.2 Stoffkonzentration bei Maßnahmenbeginn 48
3.4.3 Empfehlungen zur Festlegung der Sanierungsentscheidung 50
3.4.4 Sanierungsziele bei der Bodenluftsanierung 50
3.4.4.1 Erreichbarkeit von Sanierungszielewerten in der Bodenluft 50
3.4.4.2 Sanierungsziel im Untergrund und Boden 54
3.4.4.3 Reinigungsziele bei der Abluftreinigung 55

3.5 Beurteilung der Untergrundverhältnisse 58
3.5.1 Geologisch-hydrologische Charakterisierung des Untergrundes 58
3.5.2 Feuchte und Temperatur 64
3.6 Überprüfung der Stoffeigenschaften 66
3.6.1 Chemisch-physikalische Stoffeigenschaften 66
3.6.2 Ausbreitungsverhalten der Schadstoffe im Untergrund 68
3.7 Absaugbarkeit von leichtflüchtigen Schadstoffen 70
3.7.1 Ergebnisse von Laboruntersuchungen 70
3.7.2 Reichweitenmessung 78
3.8 Auswertung von Bodenluftabsaugversuchen 83

4. Technische Umsetzung der Bodenluftsanierung

4.1 Das Prinzip der Bodenluftabsaugung 88
4.2 Ausbau von Absaugbrunnen 88
4.3 Anlagenperipherie 91
4.3.1 Wasserabscheider 91
4.3.2 Absaugaggregate 92
4.3.3 Verbindende Rohrleitungen 94
4.4 Bodenluftreinigungsverfahren 94
4.4.1 Absorption 94
4.4.2 Adsorption 95
4.4.3 Kondensation 96
4.4.4 Oxidation 97
4.4.4.1 Katalytische Oxidation 97
4.4.4.2 Thermische Nachverbrennung 98
4.4.5 Biologische Verfahren zur Bodenluftreinigung 99
4.5 Einsatzgrenzen und Verfahrenseignung 100
4.6 Stoffströme der am häufigsten eingesetzten Verfahren 102
4.6.1 Adsorption mittels Einweg-Aktivkohle 102
4.6.2 Adsorption mittels regenerierbarer Aktivkohle 102
4.6.3 Katalytische Oxidation 103

5. Verbrauch von Resourcen

5.1 Energieverbrauch und Sanierungsziele 105
5.1.1 Gesamtenergieverbrauch 105
5.1.2 Spezifischer Energieverbrauch 106
5.1.3 Abhängigkeit vom Sanierungsziel 108
5.1.4 Energieverbrauch in Abhängigkeit vom Sanierungskonzept 110
5.1.4.1 Brunnennetz und Anzahl der Absaugaggregate 110
5.1.4.2 Brunnenanzahl als Funktion der Durchlässigkeit 110
5.1.4.3 Konzeptabhängiger Energieverbrauch 111

5.2 Aktivkohleverbrauch 112

5.2.1 Adsorptionsverhalten von Aktivkohle 112
5.2.2 Auswirkung der Luftfeuchte auf die Adsorptionsleistung der Aktivkohle 119
5.2.3 Aktivkohleverbrauch bei den ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen 121
5.2.4 Empfehlungen beim Einsatz der Aktivkohleadsorption 124

6. Anforderungen an Überwachung und Dokumentation von Bodenluftsanierungsmaßnahmen

6.1 Bisherige Praxis 126

6.2 Ziel der Überwachung von Bodenluftsanierungsmaßnahmen 126
6.2.1 Allgemeines 126
6.2.2 Erreichen des Sanierungszieles 127
6.2.3 Emissionsüberwachung 128
6.2.4 Anlagenüberwachung 128

6.3 Probennahme bei einer Bodenluftsanierungsmaßnahme 128
6.3.1 Allgemeines 128
6.3.2 Messparameter 130
6.3.3 Art der Probennahme 133
6.3.4 Probennahme an Messstellen zur Kontrolle 140
6.3.5 Probennahmestellen für die Beprobung an der Anlage 142
6.3.6 Probennahmehäufigkeit an der Anlage und an den Absaugbrunnen 143
6.3.7 Probenlagerung und Transport 145
6.3.8 Analysenverfahren 146

6.4 Auswertung und Bilanzierung einer Bodenluftsanierungs-Maßnahme 147
6.4.1 Plausibilitätsprüfung 147
6.4.2 Bilanzierung durch Berechnung von Fracht, Kohle- und Energieverbrauch 148

6.5 Dokumentation einer Bodenluftsanierungsmaßnahme 150

6.6 Kriterien zur Beendigung der Bodenluftsanierung 154

6.7 Nachsorge 157

7. Kosten der Bodenluftsanierung

7.1 Grundlagen der Kostenschätzung 160

7.2 Investitionskosten 160
7.2.1 Kosten für Bodenluftabsaugversuch 160
7.2.2 Kosten für Bodenluftabsaugbrunnen und Kontrollmessstellen 161
7.2.3 Kosten für die Bodenluftsanierungsanlage 162

7.3 Betriebskosten 164
7.3.1 Wartungskosten der Anlage 164
7.3.2 Energiekosten 165
7.3.3 Kosten für Aktivkohle 165

7.4 Kosten für fachgutachtliche Begleitung 165
7.4.1 Kosten für Gutachter 165
7.4.2 Kosten für Probennahme und Analytik 167
7.4.3 Kosten für Dokumentation 169
7.5 Kosten für Nachsorge 170

8. Literatur 172

O. Einleitung

Die Bodenluftsanierung ist innerhalb der Altlastenbearbeitung seit rund 10 Jahren von größerer Bedeutung. Ohne die Möglichkeit, auf entsprechende gesetzliche Grundlagen zurückgreifen zu können, hat man seinerzeit technische Voraussetzungen und Geräte entwickelt und auf den Standorten mit der Absaugung von Bodenluft begonnen. Mittlerweile hat sich die Technik etabliert, obwohl auch die heute geltenden gesetzlichen Grundlagen (BBodSchG, BBodSchV) und anerkannte Richtlinien keine konkreten Vorgaben für die Bodenluftsanierung enthalten.

In der BBodSchV wird in Anhang 1 Punkt 2.2 und 3.2 unter Bezug auf erhöhte Raumluftkonzentration darauf verwiesen, dass die Probenahmeplanung der Bodenluft sowie die Untersuchungen der Bodenluft nach VDI 3865, Blatt 2 und 3 zu erfolgen haben. Zum anderen beschäftigt sich ein Leitfaden der Hessischen Landesanstalt für Umwelt ausführlich mit der Beurteilung von Bodenluft und erarbeitet Orientierungswerte zur Beurteilung der Gefahr, die von der Bodenluft ausgeht (vgl. HLfU 1999). Hierbei sind die Werte als Auslöseschwelle für weitere Untersuchungen beschrieben, nicht aber als Auslöseschwelle, ab deren Überschreitung eine Sanierung erforderlich wird. Wenn zur Beurteilung der Schadensituation ausschließlich Ergebnisse aus Bodenluftuntersuchungen vorliegen, kann nach BBodSchG und BBodSchV daraus alleine kein Sanierungsbedarf abgeleitet werden. Sobald sich ein Verdacht auf Kontamination ergibt, müssen Untersuchungen an den relevanten Wirkungspfaden gemäß Anhang 1 Abschnitt 2.1.1 - 2.1.3 BBodSchV durchgeführt werden. Neben den rechtlichen Rahmenbedingungen sind die Aspekte einer sachgerechten Durchführung einer Bodenluft-Absaugung zu beachten.

In vorliegender "Arbeitshilfe Bodenluftsanierung" werden unter Bezugnahme auf rechtliche und fachliche Rahmenbedingungen schwerpunktmäßig Praxiserfahrungen mit der Bodenluftsanierung dargestellt und ausgewertet. Eine bundesweite Bestandsaufnahme bei der praktischen Vorgehensweise im Rahmen der Bodenluftsanierung hat das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1997 und 1998 durchführen lassen. Einerseits wird anhand der Auswertung von 100 abgeschlossenen Bodenluftsanierungsmaßnahmen dargestellt, welche Schwierigkeiten und Fehlerquellen bei der Bodenluftsanierung auftreten können, andererseits werden an den Ergebnissen dieser Auswertung orientierte Lösungsansätze und Empfehlungen zum einheitlichen und standardisierten Vorgehen für zukünftig zu planende und durchzuführende Bodenluftsanierungsmaßnahmen ausgesprochen. Damit wird ein bedeutsamer Beitrag zur Qualitätssicherung geleistet.

1. Zusammenfassung

Grundlage der vorliegenden Arbeitshilfe „Bodenluftsanierung" war eine bundesweite Datenerhebung von 100 abgeschlossenen Bodenluftsanierungsmaßnahmen. Für die Ermittlung und Erfassung der charakteristischen Einzelfallangaben und -daten wurde ein Fragebogen entwickelt (siehe Abb. 2.4.1-1). Zur Gewährleistung einer einheitlichen Vergleichsbasis wurden nur solche Maßnahmen ausgewertet,

- bei denen als Schadstoffgruppe leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) behandelt wurden,
- bei denen Aktivkohle als Adsorbermedium verwendet wurde und
- die weitestgehend abgeschlossen waren.

Informationen zur Vorbereitung und Zielrichtung des Vorhabens sowie zur Durchführung der Befragung enthält Kapitel 2.

Sämtliche zu dieser Arbeitshilfe ausgewerteten Bodenluftsanierungsmaßnahmen wurden noch unter der früheren Gesetzeslage durchgeführt. Aus diesem Grunde war es erforderlich, die Auswirkungen auf die Vorgehensweise beider Bodenluftsanierung nach der neuen Rechtslage (BBodSchG, BBodSchV) zu beschreiben. Dazu enthält Kapitel 3 Hinweise.

Zum Standard der zukünftigen Durchführung von Bodenluft-Sanierungsmaßnahmen sollte in jedem Fall ein Absaugversuch gehören, mit dessen Hilfe die generelle Absaugbarkeit der Schadstoffe beurteilt werden sowie die Dimensionierung des Brunnen- und Messstellennetzes festgelegt werden kann (siehe Kap. 3.8). Um überhaupt ausreichende wirksame Unterdrücke am Absaugbrunnen anbringen zu können, sollten auf der einen Seite nicht weniger als ca. 5-10 mbar eingestellt werden. In der Praxis sind auf der anderen Seite die Unterdrücke und damit der Frachtaustrag nicht beliebig steigerbar. Bei Laborversuchen, die zur vorliegenden Arbeitshilfe durchgeführt wurden, wurde festgestellt, dass das Verhältnis zwischen angelegtem Unterdruck und Frachtaustrag nicht linear verläuft (vgl. Kap. 3.7.1). Empfehlungen zu den Anforderungen an diesen Absaugversuch und seine technische Umsetzung im Hinblick auf diese Sachverhalte und Erkenntnisse sind in Kap. 3.8 formuliert.

Das besondere Schadstoffnachlieferungspotenzial der leichtflüchtigen Schadstoffe verlangt zum einen eine sensible Festlegung der Sanierungszielwerte seitens der Behörden (vgl. Kap. 3.4.4), eine planende Vorgehensweise innerhalb der Probennahmestrategie (vgl. Kap. 6.3.1) sowie die generelle Nachsorge des Standortes (vgl. Kap. 6.7). Auch die Probennahme hat aufgrund der durch die Flüchtigkeit der relevanten Schadstoffgruppen bedingte hohe Zahl an potenziellen Fehlerquellen bei der Bodenluftsanierung einen besonderen Stellenwert. In der Arbeitshilfe wird deshalb eine standardisierte Probennahme vorgeschlagen, mit der sowohl die Erfassung wichtiger Vorortparameter an verschiedenen Anlagenpunkten als auch die Bodenluftprobennahme reproduzierbar und damit qualitätsgesichert erfolgen kann (vgl. Kap. 6.3.3). Es werden u.a. auch Empfehlungen zur Bodenluftprobennahme während des Sanierungsbetriebes gegeben.

Die Beurteilung des Sanierungserfordernisses wird in der Praxis häufig alleine aufgrund der Bodenluftgehalte vorgenommen. Aufgrund von Inhomogenitäten und Mehrphasensystemen sind theoretische Korrelationen zwischen Bodenluft- und Bodengehalten i.d.R. auf die Praxisbedingungen nicht übertragbar. Mit der Bodenluftsanierung kann mit vertretbarem Aufwand häufig nur eine Verminderung des Schadstoffpotenzials erreicht werden. Da eine Sanierung nach BBodSchG als Gefahrenbeseitigung definiert ist (§ 4 Abs. 3 BBodSchG), kann die Bodenluftsanierung nicht in jedem Fall als Sanierung nach BBodSchG bezeichnet werden. In der Regel kann vor Sanierungsbeginn der Nachweis der Erreichbarkeit einer vollständigen Sanierung nicht sicher erbracht werden. Nach Durchführung der Maßnahmen kann dies nur anhand von Untersuchungen der durch die Bodenluftbelastung berührten Wirkungspfade direkt erfolgen.

In Kapitel 4 wird die derzeit auf dem Markt verfügbare und eingesetzte Technik zur Bodenluftabsaugung in Prinzipskizzen und kurzen Erläuterungen dargestellt und mit Bezug auf ihre Einsatzmöglichkeiten und -grenzen beschrieben.

Der Umgang mit und der Verbrauch von Ressourcen ist von entscheidender Bedeutung bei der Bewertung einer Sanierungsmaßnahme. Dieser Aspekt wird in Kapitels 5 dargestellt. Es werden der Energieverbrauch und die eingesetzte Aktivkohlemenge bei den ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen bilanziert. Aus dem Vergleich der theoretisch aufgearbeiteten Grundlagen des Adsorptionsverhaltens von Aktivkohlen mit dem Vorgehen bei den recherchierten Sanierungsmaßnahmen of-

fenbarten sich Defizite in der Praxis der Bodenluftsanierung. Die prozessnachgeschaltete Maßnahme zur Abluftreinigung wird häufig nicht ordnungsgemäß betrieben bzw. durchgeführt. Dies hat eine zu große Schadstoffverlagerung aus der Bodenluft in die Atmosphäre zur Folge. Diese Verlagerungist wegen der anzustrebenden Emissionsminderung nicht akzeptabel.

Neben den ökologischen Aspekten wird auch auf wirtschaftliche Aspekte eingegangen und dabei der Begriff des spezifischen Energieverbrauches eingeführt (vgl. Kap. 5.1.2). Dieser sagt aus, wieviel Energie (in kWh) aufgewendet werden muss, um 1 kg LCKW (leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe) aus der Bodenluft zu entnehmen. Ab einem spezifischen Energieverbrauch von 1.000 bis 2.000 kWh/kg LCKW erscheint es aus ökologischen und ökonomischen Gründen wenig vertretbar, die Bodenluftsanierungsmaßnahme weiterhin zu betreiben. Sollte im Zuge der Energiebilanzierung ein spezifischer Energieverbrauch in dieser angegebenen Höhe errechnet werden, muss über Möglichkeiten der Optimierung des Sanierungskonzeptes bzw. die Beendigung der Bodenluftsanierungsmaßnahme entschieden werden.

In Kap. 6 werden aufgrund der in den vorangegangenen Kapitel dargestellten Praxiserfahrungen Anforderungen an eine sachgerechte Durchführung einer Bodenluftsanierung formuliert und dazu entsprechende Empfehlungen zum Ausbau des Brunnennetzes, zur Beprobung, zum Anlagenbetrieb, zur gutachtlichen Begleitung sowie zur Durchführung der Nachsorgemaßnahmen nach der Abschaltung der Absauganlage gegeben. Neben den Detailanforderungen zu Einzelbereichen wie z.B. Messparameter (vgl. 6.3.2) oder Probennahme (vgl. Kap. 6.3.3) wird insbesondere eine nachvollziehbare Dokumentation sämtlicher Bearbeitungsschritte der Projektabwicklung empfohlen. Dies gilt für den Absaugversuch als vorbereitende Maßnahme, die Sanierungsphase selbst sowie die Nachsorge.

Ein in Form eines Fließschemas dargestellter Entscheidungsbaum (vgl. Kap. 6.6) liefert Empfehlungen zum weiteren Vorgehen bei laufendem Anlagenbetrieb und stellt Kriterien zur Beendigung einer Bodenluftsanierungsmaßnahme dar (vgl. Abb. 6.6-1). Dieses Schema soll Planern, Behörden und Controllern Entscheidungshilfen an die Hand geben, um die Maßnahmen fortlaufend zu bewerten und die nächsten notwendigen Schritt einzuleiten. Voraussetzung hierzu ist ein dokumentierter und nachvollziehbarer Anlagenbetrieb.

Hinweise für die Kalkulation der Kosten einer geplanten Bodenluftsanierung werden in Kapitel 7 dargestellt. Es ist dabei zu beachten, dass sich die Kostenangaben für

mehrere Positionen auf das Jahr 2000 beziehen. Als Bezug für die Ermittlung der zu erwartenden Kosten wird eine Standardanlage zur Bodenluftabsaugung angesetzt, wie sie bei vielen ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen eingesetzt wurde. Diese besteht u. a. aus Wasserabscheider, Seitenkanalverdichter und Adsorbereinheit.

2 Intention, Methodik und Ziele des Untersuchungsvorhabens

2.1 Einleitung

In einer Vielzahl von Veröffentlichungen wird der Stand der Technik bei Bodenluftsanierungsmaßnahmen beschrieben. Ergänzt durch weitere Arbeiten z.B. in entsprechenden Fachgremien (ITVA) sowie Untersuchungen im Rahmen von Diplomarbeiten konnte gezeigt werden, dass bei vielen Bodenluftsanierungsmaßnahmen das sinnvolle Erreichen eines Sanierungszieles bezüglich ökonomischer und ökologischer Aspekte schwierig zu gestalten ist. Die Zielsetzung vieler Maßnahmen und die tatsächliche Rückhaltung bzw. Entfernung der Schadstoffe aus der Umwelt muss oft in Frage gestellt werden.

Zur Klärung und vertiefenden Betrachtung vorgenannter Fragestellungen ließ das Landesumweltamt NRW 1997 bis 1999 die vorliegende Arbeitshilfe erstellen. Hierzu wurde eine bundesweite Auswertung von 100 abgeschlossenen Bodenluftsanierungsmaßnahmen mittels Fragebogen durchgeführt, deren Ergebnisse hiermit vorgestellt werden.

Ziel des Untersuchungsvorhabens ist es, zuständigen Behörden, Planern, Gutachten und anderen Beteiligten bei Bodenluftsanierungsmaßnahmen eine Arbeitshilfe zu geben, die bei Berücksichtigung vorgeschlagener Maßnahmen zur Qualitätssicherung einen Sanierungsbetrieb nach dem Stand der Technik ermöglicht. Dazu werden u.a. Beurteilungskriterien für oder gegen eine Sanierungsentscheidung ausgearbeitet, Anforderungen an die Planung, die Durchführung und die Begleitung von Bodenluftsanierungsmaßnahmen formuliert, ein Forderungskatalog zur Qualitätssicherung bei Bodenluftsanierungsmaßnahmen aufgestellt sowie Anforderungen an Probennahme, Berichtswesen, Nachsorge und Langzeitüberwachung gestellt.

2.2 Der Begriff ”Stand der Technik” bei der Bodenluftsanierung

Das Verfahren der Bodenluftsanierung wird in der Regel zur Sanierung der ungesättigten Bodenzone bei Verunreinigungen insbesondere durch leichtflüchtige halogenierte, aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe eingesetzt. Dabei werden gasförmige Schadstoffe aus der ungesättigten Bodenzone unter Ausnutzung der Durchlässigkeit mit geeigneten Aggregaten abgesaugt (Bodenluftabsaugung) und on-site behandelt (Bodenluftreinigung) (vgl. Abb. 4.1-1).

Mit einer Bodenluftsanierung sollen die leichtflüchtigen Schadstoffe aus dem Untergrund entfernt und anschließend mittels geeigneter Verfahren der Umwelt entzogen werden. Eine Bodenluftabsaugung sollte nur mit einer anschließenden Reinigung der abgesaugten Bodenluft erfolgen, da ansonsten nur eine Verlagerung der Schadstoffe erfolgt.

Zur Bodenluftbehandlung stehen potenziell eine Vielzahl von Verfahren zur Verfügung, von denen jedoch nur wenige bei der Bodenluftsanierung eingesetzt worden sind. Die neben der Standardanlage (vgl. Abb. 4.1-1) am häufigsten eingesetzten Verfahren zeigen die Darstellungen der Verfahren in Kap. 4.

Für die Abluftreinigung stehen seit vielen Jahren bewährte Techniken zur Verfügung. Für nach dem BImSchG genehmigungspflichte Anlagen wird der Stand der Technik in § 3 Abs. 6 definiert und in der Einführung genauer erläutert, was hierunter zu verstehen ist.

Innerhalb der vorliegenden Arbeitshilfe wurde eine Stoffgruppe (LCKW) und ein Verfahren (Komponenten der Abb. 4.1-1) ausgewertet. Viele der erarbeiteten Erkenntnisse sowohl der Schadstoffausbreitung als auch des Absaugverhaltens sind auf Gruppen anderer Leichtflüchter übertragbar, bestimmte Untersuchungsergebnisse beziehen sich aber speziell auf die Abreinigung mit LCKW belasteter abgesaugter Bodenluft mittels Aktivkohle. Diese Aspekte sind nur bedingt auf andere Adsorbermedien sowie auf andere Stoffgruppen übertragbar.

2.3 Vorgaben und Praxis

2.3.1 Gesetzliche Vorgaben

Im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) wird der Stand der Technik - in diesem Fall für die Behandlung von Abwasser - in der 6. Novelle im § 7a, Abs. 5 des WHG definiert: ”Stand der Technik im Sinne des Absatzes 1 ist der Entwicklungsstand technisch und wirtschaftlich durchführbarer fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen

oder Betriebsweisen, die als beste verfügbare Techniken zur Begrenzung von Emissionen praktisch geeignet sind."

Vergleichbare Regelungen finden sich im Immissionsschutz- und Abfallrecht für die dort behandelten Medien. Spezielle Vorgaben zum Stand der Technik für Grundwasseraufbereitungsanlagen und Bodenluftbehandlungsanlagen - soweit sie nicht nach BImSchG genehmigt sind – existieren nur dann durch die Vorgaben der TA-Luft, wenn die Emmissionen kanzerogener Stoffe zu besorgen ist.

Bodenluftbehandlungsanlagen sind nach BImSchG nicht genehmigungsbedürftige Anlagen . Eine Ausnahme bilden hierbei thermische Anlagen (gem. 4.BImSchV Nr. 8.1) zur Bodenluftbehandlung, die dann genehmigungspflichtig sind, wenn der Zeitraum des Betriebes 12 Monate überschreitet. Bei halogenierten Stoffen besteht eine Genehmigungspflicht für die oben genannten Anlagen auch bei kürzeren Betriebszeiten.

2.3.2 Richtlinien und Arbeitshilfen

Der Stand der Technik bei der Bodenluftsanierung wird in einem Gesetz oder einer Verordnung nicht definiert. Es stehen den an einer Sanierungsmaßnahme Beteiligten (Sanierungspflichtiger, zuständige Behörde, Gutachter/Planer) einige die Bodenluft betreffende technische Richtlinien, Leitfäden, Arbeitshilfen und sonstige Fachartikel zur Verfügung, die von verschiedenen Gremien und Stellen (z.B. Landesumweltämter, VDI, ITVA, Fachzeitschriften) veröffentlicht wurden. Die dort beschriebenen Erfahrungen und Verfahren repräsentieren den jeweils aktuellen Stand der Technik. Diese Arbeitshilfe liefert Empfehlungen zur sachgerechten Durchführung von Bodenluftsanierungen.

2.3.3 Bodenluftsanierungsmaßnahmen in der Praxis

Bezogen auf die Anwendung einer Technik (Adsorption an Aktivkohle) und auf eine Schadstoffgruppe (LCKW) wurden für die vorliegende Arbeitshilfe entsprechende Daten bundesweit erhoben, um die Bodenluftsanierungen bezüglich administrativer und technischer Umsetzung anhand der täglichen Praxis zu erfassen und zu beschreiben. Da für die entsprechende Technik nachprüfbare Referenzen vorliegen, liefert die Auswertung einer Vielzahl von Maßnahmen (100 Maßnahmen mit 146 Anlagen), die nach dem gleichen technischen Prinzip durchgeführt wurden, die

Möglichkeit, einen verbreiteten Stand der Technik innerhalb dieses Anwendungsprinzips zu ermitteln.

2.4 Recherche abgeschlossener Bodenluftsanierungsmaßnahmen

2.4.1 Bundesweite Datenermittlung

Zur Erfassung und Auswertung der einheitlich erhobenen Daten wurden diese in einer einfachen Datenbank (MS Excel) zusammengeführt. Detailberechnungen (z.B. Frachtberechnungen) wurden mit einem eigens hierfür entwickelten Anwendungsprogramm durchgeführt.

Von Sommer 1997 bis ins Frühjahr 1998 wurden bei mehr als 35 verschiedenen Landesbehörden, Landesverbänden, Kreisen, Kommunen und Gutachtern (siehe Einleitung) Daten von 100 abgeschlossenen Bodenluftsanierungsmaßnahmen erhoben. Dazu wurde zunächst ein telefonischer Erstkontakt hergestellt, um die grundsätzlichen Möglichkeiten der Projektunterstützung zu ermitteln.

Im nächsten Bearbeitungsschritt wurden die Ansprechpartner schriftlich über die Projektziele und die Anforderungen an die Akteneinsicht unterrichtet. Im Anschreiben wurde durch ein Begleitschreiben des Landesumweltamtes NRW (LUA NRW) die Legitimation des Vorhabens bestätigt. Außerdem wurde auf die möglicherweise entstehenden Probleme bezüglich des Datenschutzes hingewiesen. Durch eine vollständige Anonymisierung der Daten und Inhalte der Fragebögen wurde sichergestellt, dass lediglich fachtechnische Aspekte erfasst und für die weiterführende Auswertung verfügbar gemacht wurden.

Für die Ermittlung der gängigen Sanierungspraxis bei Bodenluftsanierungsmaßnahmen sollten Informationen abgeschlossener Maßnahmen erfasst werden. Um vergleichbare Daten mit einer entsprechenden Grundgesamtheit für die spätere statistische Auswertung zu erhalten, wurden an die Einzelmaßnahmen folgende Bedingungen gestellt:

- Bei den Sanierungsmaßnahmen soll als Verfahren zur Abluftreinigung die Aktivkohleadsorption zum Einsatz gelangt sein;
- Der Schaden in der ungesättigten Bodenzone soll durch leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe entstanden sein;
- Die Sanierungsmaßnahme sollte zum Zeitpunkt der Datenerfassung ganz bzw. weitestgehend abgeschlossen sein.

Es wurde ein Fragebogen (Abb. 2.4.1-1) erarbeitet, der eine Grundlage für die Datenerfassung darstellte. Durch die Beantwortung der Fragen sollten folgende wesentliche Informationen zusammengetragen werden:

- schadenverursachende und aktuelle Nutzung,
- durchgeführte Untersuchungen,
- zeitliche Entwicklung der Standortuntersuchungen,
- Genehmigungssituation,
- Geologie und Hydrologie,
- Absaugbrunnenausbau und Brunnennetz,
- Anlagentechnik, Dokumentation und Darstellung,
- Resourcenverbrauch, Aktivkohle und Energie,
- Durchführung und Ergebnisse von Vorortuntersuchungen;
- Schadstoffentwicklung in Roh- und Reinluft;
- Auffälligkeiten und Besonderheiten.

Untersuchungsvorhaben Arbeitshilfe Bodenluftsanierung

Projektfragebogen

Projektnummer:_____

Erstbewertung **Durchführung (Zeitraum):**	ja nein	
Gefährdungsabschätzung **Durchführung (Zeitraum):**	ja nein	
Sanierungsuntersuchung **Durchführung (Zeitraum):**	ja nein	
Eingrenzende Untersuchungen **Durchführung (Zeitraum):**	ja nein	

Branche des Verursachers
(z.B.: chem. Reinigung, Lack- und Farbenherstellung)_____

Aktuelle Nutzung

_____

Nachgewiesene Schadstoffe und maximale Konzentration

_____

Absaugversuch ja ☐ nein ☐

Durchführung:_____

Dauer:_____

Reichweitenmessung _____mbar in_____m

Schadstoffentwicklung:_____,_____,_____,_____,_____, **ggfs. Tabelle auf Extraseite anfertigen**	Verfahren beim Absaugversuch

Sanierungsziel:

Genehmigung zur Bodenluftsanierung: keine ☐
ggfs. Erteilte Genehmigung Abstimmung UA ☐

_____

Geologie/Hydrologie
Anstehende Schichten von oben nach unten
(z.B.: 0,2m MU, 1,5m Löß, 2,5m Sand-Kies, ab 4,2m Fels)

_____

Flurabstand des Grundwassers: _____m

Abbildung 2.4.1-1: Fragebogen zur Datenerfassung (Seite 1/2)

Verfügbare Meßstellen

ggfs. Ergänzende Hinweise:

Absaugbrunnen DN	
Anzahl	
Ausbau (Vollrohr m/Filter m)	/
Kontrollmessstellen	
Anzahl	
Ausbau (Vollrohr m/Filter m)	/

Anlagentechnik

ggfs. ergänzende Hinweise:

Adsorption	
Anzahl Adsorber	
Volumen / kg AK	
Kohlewechsel	
Kohleverbrauch	
Lieferant/Name	
Abscheider ja	
nein	
Verdichter	
Typ	
Lieferant/Name	
Nennvolumen (l)	
Saugleistung (mbar)	
Energieverbrauch	

Prinzipskizze:

Sanierungsdauer

Durchführung (Zeitraum):

Intermittierender Betrieb

Anzahl der Sanierungsphasen:

ja ☐
nein ☐

Vorortuntersuchungen

wurden durchgeführt ja nein

Feuchte: _____ % rel. Feuchte
Temperatur: _____ °C
Durchfluss: _____ m³/h

Schadstoffentwicklung

Analysenergebnisse zum Sanierungsbrunnen liegen vor: ja nein

Analysenergebnisse zur Abluftuntersuchung liegen vor: ja nein

Analysenergebnisse von Kontrollmessstellen liegen vor: ja nein

Zusammenstellung der Analysedaten auf Extraseite zusammenfassen !

Schadstofffracht gemäß Gutachterangabe

kg CKW / Sanierungsmaßnahme _____,___ kg

Besonderheiten/Auffälligkeiten:

Abbildung 2.4.1-1: Fragebogen zur Datenerfassung (Seite 2/2)

Die abgefragten Informationen über die Sanierungsmaßnahmen wurden aus den jeweiligen Sanierungsdokumentationen entnommen und bei entsprechendem Bedarf durch mündliche Nachfragen beim Informationsgeber oder - nach entsprechender Zustimmung - bei anderen an der Maßnahme Beteiligten ergänzt.

2.4.2 Datenauswertung

Die Daten zur Schadstoffentwicklung im Sanierungsbetrieb wurden gemäß den weiteren Informationen in der Sanierungsdokumentation genutzt, um für alle Fälle einheitlich die Schadstoffentwicklung darzustellen und die Sanierungsmaßnahme im Hinblick auf die dem Untergrund entnommene Schadstofffracht zu bilanzieren (vgl. Abb. 2.4.2-1).

lfd. Nr.	Datum	Stunden (kum.)	Messung [mg/m³]	Fracht [kg]
1	30. Sep	0	500	0,00
2	24. Okt	576	41	24,93
3	29. Nov	1440	24	4,49
4	09. Jan	2424	4	2,20
5	14. Feb	3288	7	0,76
6	28. Mär	4320	3	0,83
7	27. Mai	5760	4	0,81
8	04. Jul	6672	10	1,02
9	01. Okt	8808	11	3,59
10	03. Nov	9600	0	0,70
		9600,00		39,33

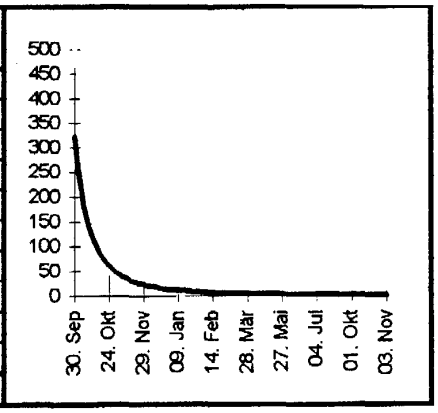


Abb. 2.4.2-1: Bilanzierung und Dokumentation einzelner Sanierungsmaßnahmen

Bei der Bilanzierung wurde von aufeinanderfolgenden Konzentrationswerten ein arithmetisches Mittel gebildet und mit der Laufzeit und dem Volumenstrom in jeweilige Frachten umgerechnet. Bei größeren Abständen treten durch die Mittelwertbildung geringe Abweichungen vom tatsächlichen Wert (zu hohe Werte) auf. Da jedoch bei allen Auswertungen derselbe und somit reproduzierbare Fehler entsteht, wurde diese einfache und leicht überprüfbare Frachtermittlung insbesondere in Anbetracht von weiteren Fehlermöglichkeiten bei Probennahme, Transport und Analytik akzeptiert.

Die ermittelten Frachtdaten ergaben die Möglichkeit, aus dem Energiebedarf bzw. -verbrauch der abgeschlossenen Maßnahmen den spezifischen Energieverbrauch (kWh/kg CKW) für einzelne Absaugphasen und die Gesamtmaßnahme zu ermitteln (Kap. 5.1.2).

2.5 Laboruntersuchungen zur Klärung von Detailfragen

Bei der Bodenluftsanierung wird i.d.R. vernachlässigt, dass hierbei im Gegensatz zur industriellen Abluftreinigung oft nicht nur bei einem Stoff und gleichmäßiger Konzentration Emissionsminderungen angestrebt werden.
Ein weiterer bisher nicht untersuchter Aspekt bei der Bodenluftsanierung ergibt sich aus der Absaugbarkeit der Stoffe aus der ungesättigten Bodenzone. Es wird bei den wenigsten Sanierungsmaßnahmen eine quantitative Reichweitenmessung durchgeführt . Diese sind jedoch notwendig, um Grundlagen, die eine nachvollziehbare Interpretation der ermittelten Unterdrücke in Abhängigkeit zur Entfernung zum Absaugbrunnen zulassen, zu ermitteln. Aus diesem Grunde wurde bei Laboruntersuchungen ein definierter Bodenkörper mit Wasser zur Simulation von natürlicher Bodenfeuchte und mit einem Schadstoffgemisch beaufschlagt, um anschließend aus dem Bodenkörper mit unterschiedlichen Unterdrücken die Luft abzusaugen (Kap. 3.7).

2.6 Empfehlungen

Die vorliegende Arbeitshilfe Bodenluftsanierung soll dem jeweiligen Nutzer nicht nur Grundlagen der Sanierungstechnik und den Stand der in der Praxis eingesetzten Technik (Datenrecherche) vermitteln, sondern auch Anregungen und Möglichkeiten zu einer angemessenen Verfahrensanwendung und nachvollziehbaren Sanierungsdokumentation aufzeigen. Dazu werden Bewertungen und Empfehlungen für die zukünftige Anwendung in der Bodenluftsanierung vorgeschlagen, die aus den Grundlagen und den Erkenntnissen aus der gängigen Anwendungspraxis abgeleitet sind. Zur Verbesserung der Lesbarkeit werden in den nachfolgenden Kapiteln die jeweiligen Grundlagen, die aus der Datenrecherche abgeleitete Anwendungspraxis und die aus den Ergebnissen abgeleiteten Bewertungen und Empfehlungen in verschiedenen Schriftarten dargestellt:

- Grundlagen in Normalschrift,
- *Ergebnisse der Datenrecherche in Kursivschrift*
- **Bewertungen und Empfehlungen in Fettdruck**

Die Empfehlungen beziehen sich auf die Bodenluftabsaugung generell, sie sind ausgelegt auf eine Aktivkohle-Abluftbehandlung, und sie sollen für alle leichtflüchtigen Stoffgruppen gleichermaßen anwendbar sein, soweit im Text nicht anders vermerkt (z.B. evtl. für Schadstoffparameter mit besonderen chemisch-physikalischen Eigenschaften).

3 Voraussetzungen und fachliche Grundlagen für die Durchführung einer Bodenluftsanierung

3.1 Untersuchungsanforderungen

3.1.1 Grundlagen

Das BBodSchG schreibt Untersuchungsschritte vor, die bei der Bearbeitung von Altlasten zu berücksichtigen sind. Dazu gehören:

- Gefährdungsabschätzung (§ 9 BBodSchG),
- Sanierungsuntersuchung (§ 13 BBodSchG Abs. 1 Satz 1)
- Sanierungsplan (§ 13 BBodSchG Abs. 1 Satz 1)
- Eigenkontrolle im Rahmen der Sanierung (Anhang 3 BBodSchV).

Die jeweiligen Ausführungsbestimmungen für den Vollzug werden von den Ländern geregelt.

3.1.2 Erfassungsbewertung und Gefährdungsabschätzung

Die Erfassungsbewertung ist der einleitende Schritt bei der Gefährdungsabschätzung und dient einer ersten Risikoeinschätzung und -bewertung im Einzelfall. Die eigentliche Gefährdungsabschätzung umfasst alle im Einzelfall auf die Erfassung folgenden Maßnahmen bis zur abschließenden Gefahrenbeurteilung durch die zuständige Behörde. Gemäß § 9 Abs. 2 BBodSchG kann die Behörde die Untersuchungen zur Gefährdungsabschätzung u.a. vom Verursacher, Eigentümer oder Gesamtrechtsnachfolger nur dann verlangen, wenn aufgrund konkreter Anhaltspunkte der hinreichende Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast besteht (§ 4 Abs. 3, 4 und 6 BBodSchG).

Bei der Gefährdungsabschätzung sind Untersuchungen in Bezug auf Art und Konzentration der Schadstoffe, die Möglichkeit der Ausbreitung in die Umwelt und ihre Aufnahme durch Menschen, Tiere und Pflanzen sowie die Nutzung des Grundstücks nach § 4 Abs. 4 BBodSchG durchzuführen. Dazu zählt auch der Wirkungspfad Bodenluft.

In der Praxis der ausgewerteten Bodenluftsanierungsmaßnahmen wurden bei 77 % der Sanierungsmaßnahmen eine Erstbewertung und bei 61 % der Maßnahmen eine Gefährdungsabschätzung durchgeführt. Bei insgesamt 39 % wurden beide Untersuchungsschritte realisiert und entsprechend dokumentiert. Bei allen untersuchten Fällen stellten entweder eine Erstbewertung, eine Gefährdungsabschätzung oder

beide Untersuchungsschritte die Grundlage zu weiterführenden Maßnahmen im betreffenden Sanierungsfall.

Mit Durchführung einer Gefährdungsabschätzung bzgl. möglicher Gefahren durch Bodenluftbelastungen werden fachliche Daten ermittelt , die die Basis nachfolgender Bearbeitungsschritte darstellen (s.u.). Bei entsprechend sachgerechter Untersuchung und Datendokumentation (Erfassung von Art, Menge und Verteilung der Schadstoffe, räumliche und zeitliche Ausbreitung der Schadstoffe auf den Wirkungspfaden, Art, Ausmaß und Bewertung der Einwirkungen und Wirkungen der Schadstoffe auf Schutzgüter) können je nach den Ergebnissen gegebenenfalls weitere Standortuntersuchungen entfallen.

3.1.3 Absaugversuch

Ein spezieller Eignungsversuch innerhalb der Sanierungsuntersuchung ist der Absaugversuch. Ziel des Absaugeversuchs ist es, durch geeignete Messungen die Zusammensetzung des abgesaugten Rohgases zu bestimmen, den optimalen Volumenstrom bei den gegebenen Standortverhältnissen zu ermitteln, die erforderliche Anzahl von Bodenluftabsaugbrunnen für den nachfolgen Sanierungsbetrieb abzuschätzen und den Wirkungsbereich der Absaugung mittels versuchsbegleitenden Reichweitenmessungen darzulegen.

Mit den Ergebnissen des Absaugversuches soll eine Entscheidung darüber gefällt werden können, ob eine Bodenluftsanierung am Standort ein geeignetes Verfahren zur Schadenbeseitigung darstellt. Außerdem soll geprüft werden, ob die vorläufig festgelegten Sanierungsziele mit der Bodenluftsanierung erreicht werden können (vgl. Abb. 3.1.4-1).

Die verschiedenen Methoden zur Probennahme werden in Kap. 6.3 dargestellt.

Bei einer Vielzahl von Maßnahmen (65 %) wurden sogenannte Absaugversuche durchgeführt. Die Absaugversuche wurden in Ermangelung entsprechender Vorgaben häufig ohne erkennbare Systematik durchgeführt. Dabei wurde bei der Mehrzahl der Fälle (73,8 %) eine Abluftreinigung mittels Aktivkohle durchgeführt, die übrigen Absaugversuche wurden ohne entsprechende Schadstoffrückhaltung realisiert. Die Dauer der Absaugversuche folgte ebenfalls keiner erkennbaren Gesetzmäßigkeit. Hier wurden Absaugzeiten von 1 Stunde bis zu mehreren Jahren als Absaugversuche durch den jeweiligen Gutachter bezeichnet (vgl. Abb. 3.1.3-1). Bei 39 % der Maßnahmen, in denen Absaugversuche durchgeführt wurden, betrug die Laufzeit weniger als drei Tage, bei 15% lag sie zwischen drei und 14 Tagen und bei 8 % der Absaugversuche wurde zwischen 14 und 30 Tagen abgesaugt. Die restli-

chen Absaugversuche (35 %) dauerten mehr als 30 Tage. Bei keiner Sanierungsmaßnahme führten die durchgeführten Absaugversuche zu erkennbaren oder nachvollziehbaren Ableitungen z.B. im Hinblick auf die Auslegung von Absaugaggregaten oder der zu installierenden Anlagentechnik. Angaben oder Prognosen zum zu erwartenden Resourcenverbrauch (Aktivkohle- oder Energieverbrauch) als Ergebnis des durchgeführten Absaugversuches und somit zu den zu erwartenden Kosten bei der späteren Sanierungsmaßnahme wurden in keinem der Fälle gemacht.
Zwischen Absaugversuch und Sanierungsbeginn vergehen im Mittel nur knapp fünf Monate. Da aber die Auswertung der Daten des Absaugversuches, die Berechnung der Dimensionierung der späteren Sanierungsanlage sowie der Bau und die Abnahme der Sanierungsanlage von behördlicher Seite sicher mehr Zeit in Anspruch nehmen, deutet dies bei in einer Vielzahl von Fällen auf die Übernahme der zum Absaugversuch installierten Anlage in den Status einer Sanierungsanlage. Nur bei 38 Absaugversuchen (= 58,5 %) wurden während des Absaugversuches Analysendaten in der abgesaugten Bodenluft ermittelt, Hinweise auf Untersuchungen in der Abluft während des Absaugversuches fehlten nahezu völlig. Obwohl bei 5 Absaugversuchen bereits nach kurzer Zeit das Sanierungsziel erreicht war, wurde nachfolgend eine Bodenluftsanierungsmaßnahme betrieben.

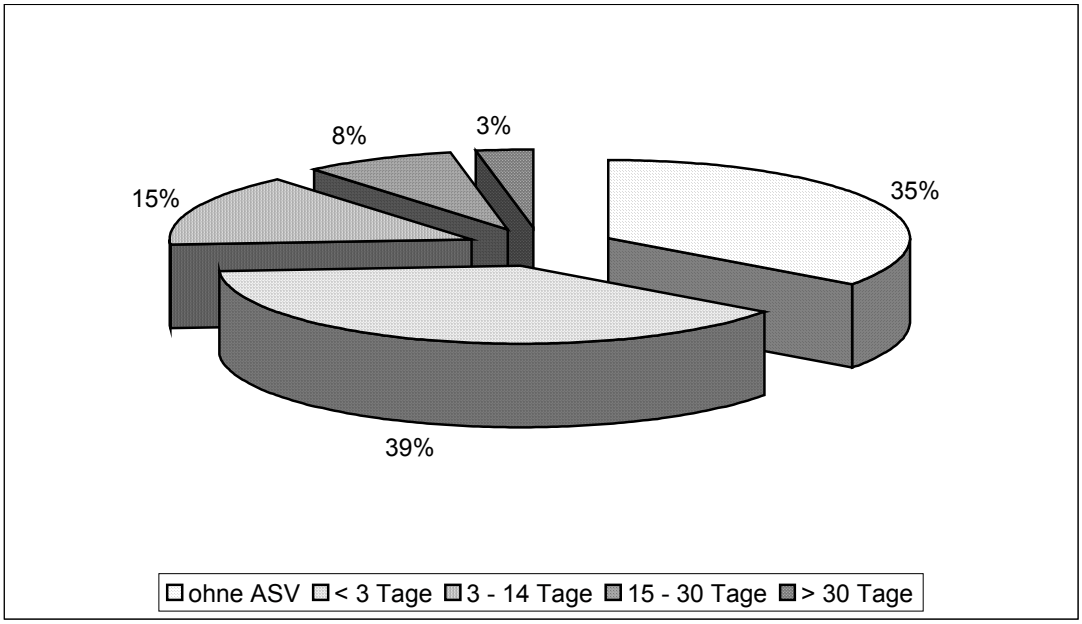


Abb. 3.1.3-1: Dauer der Absaugversuche bei den ausgewerteten Bodenluftsanierungsmaßnahmen

Die Durchführung von Bodenluftabsaugversuchen ist nur sinnvoll, wenn entsprechende Daten ermittelt und die gewonnenen Ergebnisse entsprechend ausgewertet und dokumentiert werden. Dabei kann eine Vorgabe zur Verdichterauswahl bei Zusammenstellung der Daten mehrerer Absaugversuche zu

reproduzierbaren und zuverlässigen Aussagen im Hinblick auf die Absaugbarkeit der Schadstoffe mit der Bodenluft führen.
Als Anforderungen für die Durchführung von Bodenluftabsaugversuchen werden wie folgt vorgeschlagen:

- **Dauer des Absaugversuches: 5 - 10 Tage**
- **Technik beim Absaugversuch:**
  Brunnen: ≥ DN 50, Filterabstand 2-3 m;
  Ausbau Brunnen: ∅ 2", 1 m Vollrohr, 2 m Filterrohr
  Kiesschüttung: ca. 2,5 m mit Abdichtung einer 0,5 m mächtigen Tonschicht zur GOK.
  Entfernung zum BL-Absaugbrunnen: Kontrollmessstelle 1: 5 m
  Kontrollmessstelle 2: 10 m
  Wasser- (Partikel-) abscheider;
  Verdichter (250±50 m³/h; 240±30 mbar; 2,4±0,4 kW);
  Adsorptionsstufe (1x200 l, 70 - 80 kg Aktivkohle);
  Bei nicht adsorbierbaren Stoffen und hohen Frachten ist im Einzelfall zu prüfen, ob zusätzliche Maßnahmen zur Abluftbehandlung erforderlich sind.
- **Beprobung: Rohluft nach 0,1h, 3,0h, 24h, 48h und bei Versuchende messen.**
- **Abluft jeweils alle 24h und bei Versuchende analysieren (ideal wäre eine permanente Abluftüberwachung mit automatischer Abschaltung).**
- **Dokumentation der Probennahme;**
- **Probennahme mit Vorortmessung von Volumenstrom, Temperatur, Feuchte in Roh- und Reinluft;**
- **Auswertung der Ergebnisse im Hinblick auf Sanierungsnotwendigkeit, Prognose von Aktivkohle- und Energieverbrauch, Aufstellen eines sanierungsbegleitenden Untersuchungsprogramms, Erarbeiten eines Kurzberichtes.**

3.1.4 Sanierungsuntersuchung, eingrenzende Untersuchungen

Ziel der Sanierungsuntersuchung ist die Ermittlung eines technisch geeigneten, rechtlich zulässigen und verhältnismäßigen Planungs-/Sanierungskonzeptes zur Gefahrenabwehr unter Berücksichtigung der vorhandenen Nutzung bzw. zur Gefahrenvorsorge für eine geplante Nutzung. Vor Beginn einer Sanierungsuntersuchung liegt die Feststellung eines Sanierungserfordernisses und der vorläufigen Sanierungsziele. Dies hat anhand der Untersuchung und Bewertung der nach BBodSchV relevanten Wirkungspfade zu erfolgen.

Durch die Sanierungsuntersuchung soll zunächst generell entschieden werden, welche Verfahren zur Beseitigung der vorhandenen Gefahren eingesetzt werden können.

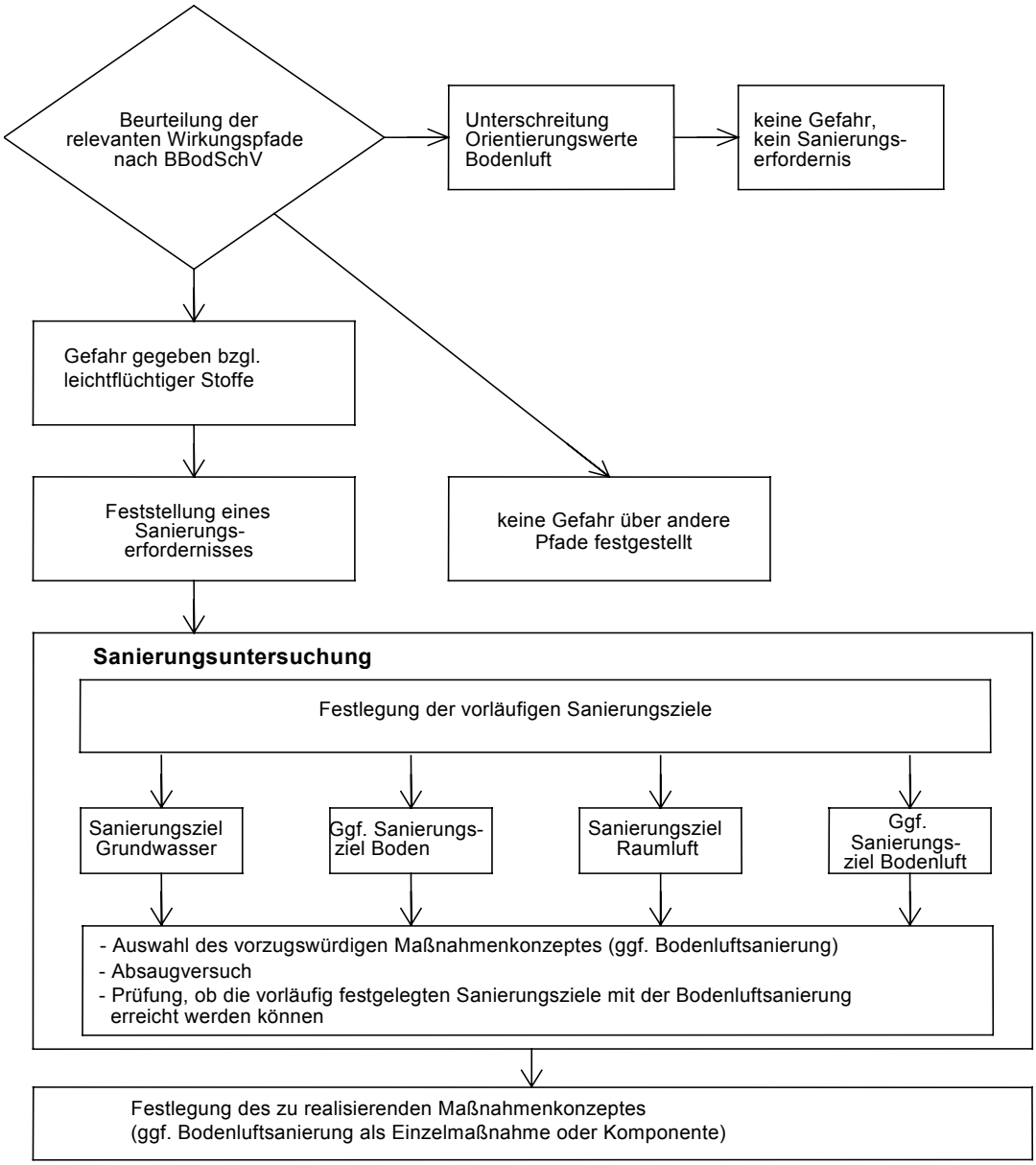


Abb. 3.1.4-1: Festlegung eines Maßnahmenkonzeptes innerhalb der Sanierungsuntersuchung unter Einbeziehung der Bodenluftsanierung

Die Sanierungsuntersuchung dient darüber hinaus der Vorbereitung der behördlichen Entscheidung über Art und Umfang der im Einzelfall durchzuführenden Maßnahmen zur Erreichung der Schutz- und Sanierungsziele. Die Sanierungsuntersuchung kann durch die zuständige Behörde vom Sanierungspflichtigen gemäß § 13 Abs. 1 BBodSchG verlangt werden.

Eine Sonderposition innerhalb der Sanierungsuntersuchung nimmt der Absaugversuch ein, dessen Hauptaufgabe und empfohlene technische Auslegung in Kap. 3.1.3 beschrieben werden.

Wenn geprüft worden ist, ob mit Hilfe der Bodenluftsanierung die vorläufig festgelegten Sanierungsziele erreicht werden können, werden die einzelnen Sanierungsziele und das zu realisierende Maßnahmenkonzept festgelegt. Je nach dem Ergebnis der Sanierungsuntersuchung kann hierbei auch eine Bodenluftsanierung als geeignet angesehen werden, vorhandene Schadstoffpotenziale zu reduzieren. Wenn aufgrund der Untersuchungen absehbar ist, dass mit Hilfe der Bodenluftsanierung Schadstoffpotenziale verringert werden können, so sollte die zuständige Behörde eine Bodenluftsanierung verlangen.

3.1.5 Sanierungsplanung, Sanierungsplan

§ 13 Abs. 1 BBodSchG ermöglicht der Behörde, von zur Sanierung Verpflichteten einen Sanierungsplan zu verlangen, der Angaben über bisherige und zukünftige Nutzung des sanierungsbedürftigen Grundstücks, Gefährdungsabschätzung, Sanierungsuntersuchung sowie die Detailuntersuchungen der durchzuführenden Maßnahmen enthält. Hierbei sind die gesetzlichen Bestimmungen laut Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG), Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG), Wasserhaushaltsgesetz (WHG), Bauordnung Nordrhein-Westfalen (BauONW) samt ihrer hierin enthaltenen Verordnungen und Genehmigungsanforderungen einzuhalten.

§ 6 sowie der Anhang 3 der BBodSchV regeln die Anforderungen an einen Sanierungsplan und Sanierungsuntersuchungen.

Der so zur Vorlage der genannten Unterlagen Verpflichtete kann mit dem Sanierungsplan auch den Entwurf eines Sanierungsvertrages vorlegen (vgl. § 13, Abs. 4 BBodSchG). Mit diesem Vertrag beschließen beide Parteien, evtl. auch unter Einschluss Dritter, einen verbindlichen Sanierungsablauf, einschließlich Sanierungsziele und den Zeitrahmen bis zum Abschluss der Maßnahme.

Die Praxis der Bodenluftsanierung sieht allerdings bisher häufig noch anders aus, und das hat hauptsächlich zwei Gründe:

1. Es fehlen Beurteilungsgrundlagen für Bodenluftgehalte, wobei diese auch in der BBodSchV nicht enthalten sind (vgl. Kap. 2.4.1).

2. Bodenluftsanierungsmaßnahmen sind bisher i.d.R. nach BImSchG nicht genehmigungbedürftig. So wurden bisher unter diesen Voraussetzungen Schadstoffe aus der Bodenluft abgesaugt und z.T. über die jeweils zum Einsatz gekommene Anlage i.S. einer Schadstoffverlagerung in die Atmosphäre überführt (vgl. ALTENBOCKUM & ODENSAß 1998, S. 58).

Die Regelungen zum Sanierungsplan und zur behördlichen Sanierungsplanung, die in §§ 13 und 14 BBodSchG formuliert sind, können nach in Kraft treten des BBodSchG im März 1999 von zentraler Bedeutung für die Bodenluftsanierung werden. Vor diesem Hintergrund sind auch die inhaltlichen Anforderungen an einen vom Verpflichteten vorzulegenden Sanierungsplan zu sehen. Neben den nach bau-, wasser- und abfallrechtlichen Kriterien beizubringenden Antragsunterlagen, die der Sanierungsplan enthalten muss, ist zu bedenken, dass für geplante Bodenluftsanierungsanlagen im Einzelfall zu prüfen ist, ob Genehmigungen nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) erforderlich sind. Hierbei sind auf den Einzelfall bezogene Daten zu den maximalen Emissionswerten, dem Schadstoffabscheidegrad der Anlage und dem genauen Schadstoffprofil anzugeben. Letzteres ist v.a. beim Umgang mit kanzerogenen Stoffen, die über die Sanierungsanlage der Bodenluft entzogen werden sollen, von großer Bedeutung, da nach Vorgaben der TA-Luft die Emissionen unter Berücksichtigung des Standes der Technik zu minimieren sind. Der Sanierungsplan sollte demnach eindeutige Aussagen über Zustandekommen und Ausmaß des vorliegenden Schadens, das angestrebte Sanierungsziel und eine Darstellung der zur Sanierung erforderlichen Technik enthalten. Die konkreten Anforderungen, welche ein Sanierungsplan erfüllen sollte, bestimmt Anhang 3 Nr. 2. BBodSchV.
Hierzu gehören:

1. **die Darstellung der Ausgangslage**
2. **die textliche und zeichnerische Darstellung der durchzuführenden Maßnahmen**
3. **die Darstellung der Eigenkontrollmaßnahmen zur Überprüfung der sachgerechten Ausführung und Wirksamkeit der vorgesehenen Maßnahmen**
4. **die Darstellung der Eigenkontrollmaßnahmen im Rahmen der Nachsorge einschließlich der Überwachung**
5. **Darstellung des Zeitplanes und der Kosten**

Zur Sicherstellung der Qualität der Planung und der gutachtlichen Begleitung der Sanierung ist darauf zu achten, dass die fachliche Sachkunde der bearbeitenden Personen gewährleistet ist, wobei ansonsten die Behörde die Einbeziehung eines Sachverständigen verlangen kann. Sie kann auch unter den in §§ 14 und 18 BBodSchG genannten Voraussetzungen den Sanierungsplan selbst erstellen oder erstellen lassen.

Es wird darüber hinaus darauf hingewiesen, dass es für den Sanierungspflichtigen in jedem Fall von Vorteil sein wird, zusammen mit den geforderten Unterlagen zum Sanierungsplan den Entwurf eines Sanierungsvertrages gemäß § 13 Abs. 4 (BBodSchG) einzureichen, denn der vertragliche Gestaltungsspielraum ermöglicht es, unter Einhaltung der gesetzlichen Vorgaben gemeinsam angemessene Lösungen zu vereinbaren. Die aus den gesetzlichen Regelungen zur Sanierungsverpflichtung erwachsenen Aufgaben und Risiken können so durch einen Sanierungsvertrag verbindlich festgelegt werden.

3.1.6 Zeitbedarf für Bodenluftsanierungsmaßnahmen

Nach Erkennen eines Schadens in der ungesättigten Bodenzone im Zuge einer Erstbewertung vergehen im Durchschnitt bei allen Maßnahmen rund 10 Monate bis zum Abschluss einer Gefährdungsabschätzung. Die Feststellung eines Sanierungsbedarfs führt in der Praxis durchschnittlich innerhalb von fünf Monaten zu einer Sanierungsuntersuchung. Ein Absaugversuch folgt der Sanierungsuntersuchung im Mittel nach weiteren fünf Monaten, bis schließlich nach ca. einem Jahr mit entsprechenden Sanierungsmaßnahmen begonnen wird. Sanierungsmaßnahmen dauern durchschnittlich 22 Monate, wobei 26 % weniger als sechs Monate, 36 % zwischen sechs und 24 Monaten, 27 % zwischen 24 und 48 Monaten und 11 % mehr als vier Jahre dauern. Die kürzeste Sanierungsdauer betrug eine Woche, die längste Maßnahme lief am Tage der Datenerhebung seit 99 Monaten (vgl. Abb. 3.1.6-1).

Die Daten der Recherche zeigen, dass innerhalb eines Jahres nach Erkennen einer gefahrenträchtigen Bodenluftkonzentration Sanierungsmaßnahmen der Bodenluft eingeleitet wurden.

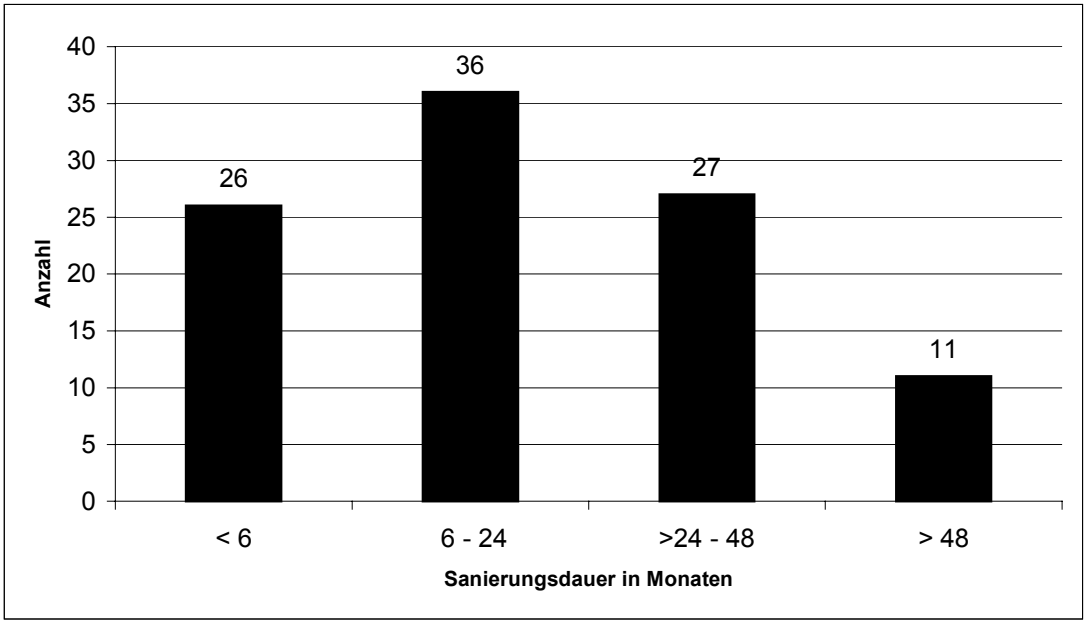


Abb. 3.1.6-1: Zeitbedarf der ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen

Bei entsprechend frühzeitiger Durchführung von Absaugversuchen kann der Zeitraum bis zum Sanierungsbeginn um weitere Monate verkürzt werden. Grundsätzlich ist es aber sehr schwierig, den Zeitbedarf für Bodenluft-Sanierungsmaßnahmen abzuschätzen. Inwieweit Sanierungsdauern verkürzt werden können, hängt im wesentlichen von den standörtlichen Gegebenheiten ab, so z.B. von den Untergrundverhältnissen am Standort (vgl. Kap. 3.5), von der Absaugbarkeit der Schadstoffe (vgl. Kap. 3.7). Außerdem haben die behördlichen Vorgaben zum Sanierungszielwert einen Einfluss auf die Sanierungsdauer, denn es ist technisch generell erheblich schwieriger, einen sehr niedrig angesetzten Sanierungszielwert mit den Mitteln der Bodenluftsanierung zu erreichen als einen höheren (vgl. Kap. 3.4.4, Kap. 7).

Die Auswertung eines standardisierten Absaugversuches kann auch eine Aussage zur Sanierungsdauer liefern. Von daher ist seine Durchführung auch wünschenswert i.S. einer besseren Zeitplanung.

3.2 Genehmigungsanforderungen

3.2.1 Bundesweite Regelungen

Für die Vorgänge während einer Bodenluftabsaugung im Untergrund bestand bisher sowie nach Inkrafttreten des BBodSchG und der BBodSchV kein spezieller Genehmigungstatbestand. Für den Betrieb von Bodenluftbehandlungsanlagen wurden deshalb bisher kaum Genehmigungsverfahren durchgeführt.

Im Bundesbodenschutzgesetz, welches im März 1999 in Kraft trat, ist festgelegt, dass die behördliche Verbindlichkeitserklärung des Sanierungsplanes, ebenso wie die behördliche Anordnung (Verfügung) von Sanierungsmaßnahmen nach anderen Landesvorschriften erforderliche Zulassungen einschließt, wenn sie im Einvernehmen mit der jeweils zuständigen Behörde ergangen sind.
Somit kann nach Inkrafttreten des Bundesbodenschutzgesetzes dem Sanierungsplan in Verbindung mit einer behördlichen Zustimmung in Zukunft auch für die Bodenluftsanierung eine zentrale Bedeutung zukommen. Wenn andere Zulassungen im Sanierungsplan geregelt werden sollen, sind dem Sanierungsplanantrag auch alle bau-, wasser-, immissionsschutz- und abfallrechtlichen Antragsunterlagen beizufügen. Der Sanierungsplan hat somit konzentrierende Wirkung.
Für Bodenluftreinigungsanlagen (Sonderbauten z.B. nach § 54 BauONW in der Fassung vom 07.03.95, gültig seit dem 01.01.96) ist im Einzelfall zu überprüfen, ob eine Genehmigung nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) erforderlich ist, wenn zum Reinigungsprozess genehmigungsbedürftige Abgasreinigungseinrichtungen (thermische Anlagen) gehören. Gemäß der 4. BImSchV wird eine Genehmigung erst bei einer Betriebszeit von mehr als 12 Monaten erforderlich. Bei thermischer Behandlung von halogenierten Kohlenwasserstoffen besteht eine Genehmigungsfrist auch bei einer Betriebszeit von weniger als 12 Monaten.

Die TA-Luft gilt nur für die nach der 4. BImSchV genehmigungsbedürftigen Anlagen. Da Bodenluftsanierungsanlagen i.d.R. keine genehmigungsbedürftigen Anlagen sind (Ausnahme thermische Oxidation), gilt die TA-Luft nicht. Im übrigen wären die in der TA-Luft angegebenen Massenströme und die hieraus direkt abgeleiteten Grenzwerte zur zulässigen Luftbelastung mit Schadstoffen für die Bodenluftsanierung i.d.R. ungeeignet, da die dort genannten Massenströme bei der Bodenluftsanierung nicht erreicht werden.
Nach § 22 BImSchG sind nicht genehmigungsbedürftige Anlagen unter anderem so zu betreiben, dass schädliche Umwelteinwirkungen verhindert werden, die nach dem Stand der Technik vermeidbar sind und dass nach dem Stand der Technik unvermeidbare schädliche Umwelteinwirkungen auf ein Mindestmaß beschränkt werden. Hierfür sind die in der VDI-Richtlinie 3897 (1998) genannten Emissionswerte maßgebend. Danach sind kanzerogene Stoffe soweit als möglich zu reduzieren. Als Orientierungswerte können die TRK-Werte herangezogen werden.
Für andere organische Stoffe gelten die Anforderungen nach VDI-Richtline 3897 (siehe Kap. 3.4.4.3).

3.2.2 Länderspezifische Regelungen

Länderspezifische Regelungen zur Bodenluftsanierung selbst bestehen bisher nicht. Für den Bau und Betrieb einer Bodenluftsanierungsanlage kann jedoch eine Baugenehmigung nach Bauordnung (z.B: NW: BauONW § 63.1) erforderlich werden, wenn bestimmte bauliche Voraussetzungen (z.B.: Behältergröße, Bauhöhe) erfüllt sind.

Die Entwurfsunterlagen (Bauantrag) sind im Auftrag des Bauherren von einem entsprechend qualifizierten Planer bzw. Bauvorlageberechtigtem zu verfassen. Die Bauvorlageberechtigung für umwelttechnische Anlagen erfordert vom Verfasser Sachkenntnis und Erfahrung bei vergleichbaren Maßnahmen, die im Einzelfall der zuständigen Behörde (i.A. Untere Bauaufsichtsbehörde) nachzuweisen sind.

Die Baugenehmigung wird nach Prüfung aller das Vorhaben tangierenden öffentlichen Vorschriften erteilt. Die Baugenehmigung hat jedoch keine konzentrierende Wirkung. So sind zum Beispiel Eignungsfeststellungen (z.B. Lagerung von wassergefährdenden Stoffen in Behältern, die nicht einfacher oder herkömmlicher Art sind) gesondert zu beantragen.

Andere erforderliche Zulassungen können, soweit Antragsunterlagen die Anforderungen erfüllen, in Abstimmung mit der jeweils zuständigen Behörde mit dem Sanierungsplan erteilt werden.

3.2.3 Praxiserfahrungen

Bei den 100 untersuchten Praxisfällen erfolgten lediglich bei einer Maßnahme durch die zuständige Behörde eine entsprechende Genehmigung nach Bergrecht bzw. einmal eine Regelungen mit Beteiligung der Ordnungsbehörde in Form eines Öffentlich-rechtlichen Vertrages.

Bei 78% der ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen wurde die Maßnahme in Abstimmung mit der zuständigen Behörde durchgeführt. Aus den Unterlagen war bei keinem der Fälle erkennbar, in welcher Form diese Abstimmung erfolgte. Aus der Tatsache, dass bei 64 Fällen die Folgenutzung der schadensverursachenden Nutzung entspricht, ist abzuleiten, dass deshalb auf dem Grundstück saniert wurde, weil auf dem Grundstück eine Baumaßnahme geplant war, die bei Eingriffen in den Boden zwangsläufig eine Sanierung erforderte.

Bodenluftsanierungsmaßnahmen erfordern eine mit der zuständigen Behörde abgestimmte Handlungsgrundlage. Nur so kann die zuständige Behörde die

Anforderungen festlegen und der jeweilige Sanierungspflichtige im Rahmen der Vorgaben (z.B. Baurecht, Sanierungsplan, öffentlich-rechtlicher Vertrag) den entsprechenden Aufwand abschätzen. Es wird daher empfohlen, in komplexeren Einzelfällen auch bei der Bodenluftsanierung das Instrument des Sanierungsplans zu nutzen.

3.3 Zusammenhänge zwischen Feststoff, Flüssigkeit und Gas im Dreiphasensystem Boden

Die Konzentration eines Schadstoffes in der Bodenluft hängt u.a. von den physikalisch-chemischen Gleichgewichtsbedingungen (Randbedingungen) weiterer koexistierender Phasen und Einflussgrößen ab.

Ist im Zweiphasensystem ein flüchtiger Schadstoff in Wasser (z. B. Grundwasser oder Sickerwasser) gelöst und steht mit einer Gasphase, der Bodenluft, in Kontakt, so gilt thermodynamisch folgende Gleichgewichtsbedingung:

Für das chemische Potenzial μ gilt:

$$\mu = \left(\frac{\partial G}{\partial n} \right)_{T,\,p}$$

μ	chem. Potenzial
G	freie Enthalpie (Gibb'sche Energie)
n	Stoffmenge
T	Absolute Temperatur
p	Druck

Das chemische Potenzial μ steht nach den Gesetzen der Thermodynamik für den Gleichgewichtszustand, der unter bestimmten Bedingungen eindeutig charakterisiert ist. Hier gilt: G = 0.

Für einen Schadstoff in der Bodenluft, der in Wechselwirkung zum Schadstoff im Grundwasser oder Sickerwasser steht, gilt somit:

Schadstoff in der Bodenluft : $\mu_{1,g} = \mu_{1,l}$

$$\mu_{1,g} = \mu^{\circ}_{1,g} + R\,T \ln p_1$$

Schadstoff im GW/SW: $\mu_{1,l} = \mu^{\circ}_{1,l} + R\,T \ln a_1$

$$\mu^{\circ}_{1,g} + R\,T \ln p_1 = \mu^{\circ}_{1,l} + R\,T \ln a_1$$

$$\mu^{\circ}_{1,g} - \mu^{\circ}_{1,l} = R\,T\,(\ln a_1 - \ln p_1)$$

$\mu_{1,g}$	chem. Potenzial der Komponente 1 in der Gasphase
$\mu_{1,l}$	chem. Potenzial der Komponente 2 in der flüssigen Phase
$\mu^{\circ}_{1,g}$	chem. Standardpotenzial der Komponente 1 in der entsprechenden Phase
a_1	Aktivität der Komponente 1 in der flüssigen Phase mit $a = f * c$

f Aktivitätskoeffizient; c: Konzentration der Komponente in der flüssigen Phase

p_1 Partialdruck der Komponente 1

R Universelle Gaskonstante

$\Delta\mu^\circ_{1,g\rightarrow l}$ Differenz. des chem. Standardpotenzials der Komponente 1 für den Phasenwechsel gasförmig/flüssig

$$\frac{\Delta\mu^\circ_{1,g\rightarrow l}}{RT} = \ln \frac{a_1}{p_1}$$

d.h.

$$\frac{a_1}{p_1} = e^{\frac{\Delta\mu^\circ_{1,g\rightarrow l}}{RT}} \equiv K'$$

$$\frac{a_1}{p_1} = K' \quad \text{bzw.} \quad \frac{p_1}{a_1} = K$$

Durch Umformung und unter Berücksichtigung des Raoult'schen Gesetzes erhält man das Henry'sche Gesetz.

Henry'sches Gesetz

$$\frac{p_1}{x_1} = H$$

H Henry-Konstante

x_1 Molenbruch für die Komponente 1

Dies bedeutet für den Zusammenhang zwischen Gas- und Wasserphase folgendes:

$$H = \frac{C_g}{C_w} = \frac{P_0}{S * R * T}$$

H : Henry-Koeffizient [-]

C_g : Stoffkonzentration in der Gasphase [mol/m³]

C_w : Stoffkonzentration in der Wasserphase [mol/m³]

P_0 : Sättigungsdruck [bar]

S : Wasserlöslichkeit [mol/m³]

R : universelle Gaskonstante 8,3143 [(J/(K*mol)]

T : absolute Tempertaur [K]

Bezogen auf ein Dreiphasensystem Bodenluft/ Grund- bzw. Sickerwasser /Feststoff Boden steht die Schadstoffkonzentration in der Bodenluft nicht nur in Wechselwirkung zum Schadstoff im Grundwasser bzw. Sickerwasser, sondern auch in Wechselwirkung zur festen Phase, dem Boden oder dem geologischen Sediment. Somit müssen die zum Zweiphasensystem gemachten Betrachtungen erweitert werden.
Für das ternäre System gilt im Gleichgewicht:

$$\mu_{1,g} = \mu_{1,l} = \mu_{1,s}$$

mit g: gas (gasförmig),

l: liquid (flüssig) und
s: solid (fest).

Für die Gleichgewichtseinstellung zwischen der Gasphase (Bodenluft) und der flüssigen Phase (Grundwasser bzw. Sickerwasser) gelten die zum Zweiphasensystem gemachten recht komplexen Betrachtungen, welche unter Berücksichtigung der festen Phase (Boden bzw. geologischem Sediment) erweitert werden müssen. Dieses kann nicht analog der Herleitung zum Zweiphasensystem und Einbeziehung des chemischen Potenzials der Komponente 1 der festen Phase „$\mu_{1,s}$“ erfolgen, da hier die Bindung der Komponente an der Oberfläche eines Feststoffpartikels über Potenzialbetrachtungen an Oberflächen gemacht werden muss.
In vereinfachter und modellhafter Form kann man sich vorstellen, dass das binäre System, wie zuvor beschrieben, in Wechselwirkung mit dem Feststoff im Untergrund mit einer Oberfläche mit adsorptiven Eigenschaften tritt. So besitzt beispielsweise ein Schluff eine spezifische Oberfläche von ca. 10 $m^2 * g^{-1}$.
An diesem Beispiel wird ersichtlich, dass ein Volumenelement in einer Untergrundpassage ein erhebliches Adsorptionsvermögen bzw. eine große Adsorptionskapazität für einen flüchtigen Schadstoff besitzt. Somit hängt die in der Bodenluft zu messende Konzentration einer oder mehrerer flüchtiger Komponenten nicht nur vom Schadstoffgehalt im Grundwasser ab, sondern auch vom Bodentyp und dem Flurabstand. Dieser Sachverhalt wird in der Zusammenstellung von Literaturdaten der Tab. 3.3.4-1 deutlich.

Tab. 3.3.4-1: Vergleichende Gegenüberstellung der Konzentrationen von Halogenkohlenwasserstoffen in Grundwasser und Bodenluft

Schadstoff	Konzentration im Grundwasser [µg/l]	Konzentration i.d. Bodenluft [mg/m³]	Bodentyp	Flur - abstand [m]	Geologische Verhältnisse
Trichlorethen	10 20	1000 2500	Braunerde	2-3	Mittelsand
Tetrachlorethen	10 30 40	500 1500 3500	Braunerde	2-3	Mittelsand
Trichlorethen	50 100	250 500	Auenlehm	2-4	Kies
Tetrachlorethen	50 100	1000 3000	Auenlehm	2-4	Kies
Trichlorethen	250	250	Parabraunerde	15-16	Sand

Die in Tab. 3.3.4-1 zusammengestellten Messwerte von Schadstoffen und geologisch-/ bodenkundlichen Charakteristika zeigen:

- Hohe Bodenluftkonzentrationen eines Schadstoffes z. B. Trichlorethen oder Tetrachlorethen stehen geringen Konzentrationen im Grundwasser in Gegenwart der koexistierenden festen Phasen Braunerde/ Mittelsand gegenüber.
- In Gegenwart der koexistierenden festen Phasen Auenlehm/ Kies sind bei ähnlichen Gehalten im Grundwasser erhebliche Konzentrationsunterschiede von Trichlorethen und Tetrachlorethen in der Bodenluft messbar gewesen. Dieses Phänomen konnte in Gegenwart der koexistierenden festen Phasen Parabraunerde/ Sand, bei wesentlich größerem Flurabstand nicht aufgezeigt werden.
- Ähnliche Schadstoffgehalte im Grundwasser bedingen je nach geologischen und bodenkundlichen Verhältnissen unterschiedliche Konzentrationen der Schadstoffe in der Bodenluft.

Die Szenarien zeigen anschaulich, welchen Einflüssen die Gehalte in der Bodenluft unterliegen. Hieraus wird ersichtlich, weshalb zur Beurteilung von Bodenluftmessdaten nach Empfehlungen des LUA NRW grundsätzlich auch die Untersuchung von Grundwasser und ggf. Feststoff auf die gleichen Spezies erfolgen sollte, bevor Bodenluftmessdaten zuverlässig interpretiert werden können.

Grundsätzlich muss daher zwischen dem idealen und dem realen Dreiphasensystem Boden unterschieden werden. Tabelle 3.3.4-2 zeigt die Konzentrationsgleichgewichte im idealen koexistierenden Phasensystem.

Tab. 3.3.4-2: Konzentrationsgleichgewichte und Verteilungsverhältnisse in koexistierenden idealen Phasensystemen

Koexistierende Phasen	Verteilungsverhältnis
wässrige Phase – Gasphase	Henry´sches Gesetz
feste Phase – flüssige Phase	Verteilungskoeffizient k_d
feste Phase – Gasphase	Dampfdruck

Zur Ableitung von Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft im Mehrphasensystem Boden existieren Ansätze über Verteilungsgleichgewichte der Systeme Bodenfeststoff - Bodenluft bzw. Bodenfeststoff – Sickerwasser (vgl. Einsele et al. 1988; Römer 1996; Grathwohl 1999). Römer (1996, S. 89) gibt eine Übersicht über die physikalischen Zusammenhänge der Konzentrationsgleichgewichte der einzelnen Bodenphasen (siehe Tab. 3.3.4-3).

Tab. 3.3.4-3: Konzentrationsgleichgewichte und Verteilungsverhältnisse im realen „Dreiphasensystem“ Boden (verändert nach Römer 1996, S. 89)

Bodenphasen	Verteilungsverhältnis
Bodenwasser – Bodenluft	Henry´sches Gesetz
Bodenfeststoff – Bodenwasser	Koeffizient k_d
Bodenfeststoff – Bodenluft	k_{SG} (Ansatz nach Grathwohl 1988, 1990)

Für die Wechselbeziehung zwischen Bodenfeststoff und Gasphase wurde von Einsele et al. (1988) der Verteilungskoeffizient k_{SG} eingeführt. Unter der Annahme, dass alle Bodenpartikel durch einen Wasserfilm von der Gasphase getrennt sind, lässt sich der Verteilungskoeffizient k_{SG} aus den anderen beiden Verteilungskoeffizienten abschätzen.

Grathwohl (1999, S. 23) geht davon aus, dass die nach Anhang 1, Nr. 3.3 BBodSchV besprochene Abschätzung von Schadstoffkonzentrationen im Sicker-

wasser auf der Grundlage von in situ Untersuchungen über Bodenluftmessungen realisierbar ist. Voraussetzung ist zum einen die Kenntnis der Henry-Konstanten und zum anderen eine zuverlässige Bodenluftprobenahme. Die Berechnung basiert auf der Annahme eines lokalen Gleichgewichtes zwischen Sicker- bzw. Kapillarwasser und der Bodenluft, welches sich aufgrund der hohen Diffusionskoeffizienten der flüchtigen Schadstoffe in der Gasphase selbst in schnell fließendem Sickerwasser „relativ schnell“ einstellt. Da die Grundlage der Berechnung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser die Schadstoffkonzentration in der Bodenluft ist, kommt der zuverlässigen Bodenluftprobenahme eine besondere Bedeutung zu. Hier ist in jedem Fall eine Probennahmetechnik mit hoher Reproduzierbarkeit zu wählen (vgl. Kap. 6.3), Bodenluftbeprobungen am offenen Bohrloch bringen keine ausreichende Zuverlässigkeit. Henry-Konstanten wurden für die häufigsten flüchtigen Schadstoffe (Reinsubstanzen) bereits experimentell ermittelt und stehen in Tabellenwerken zur Verfügung (vgl. Grathwohl & Reisinger 1996). Wie die Wasserlöslichkeit oder der Dampfdruck flüchtiger Verbindungen, so unterliegt auch die Henry-Konstante äußeren Einflüssen wie Wasserbeschaffenheit oder Temperatur. Grathwohl geht aber davon aus, dass diese Änderungen in der Berechnung über Korrekturfaktoren kontrollierbar sind.

Wenn sich die Theorie ohne Probleme auf die Feldbedingungen übertragen ließe, hieße das für die Festlegung von Sanierungszielen für die Bodenluft, dass sie anhand von Verteilungsgleichgewichten zwischen der Fest-/Flüssig- und der Gasphase in den Systemen Boden - Bodenluft bzw. Grundwasser - Bodenluft hergeleitet werden könnten.
Um eine Berechnung durchführen zu können, müssten bestimmte vereinfachende Annahmen (u. a. dominierende Wechselwirkungen, Berücksichtigung von Stoffgemischen) getroffen werden, die in der Praxis schwer ermittelt werden können bzw. wissenschaftlich unterschiedlich interpretiert werden. Insbesondere bleibt bei dem vereinfachten Ansatz nach Grathwohl der unmittelbare Einfluss der Festphase auf die Gasphase unberücksichtigt. Aufgrund der häufig gegebenen Inhomogenitäten des Bodens bei Altlasten liefern die Berechnungen zudem lediglich Aussagen für kleinräumige Bereiche. Ob die existierenden Verhältnisse des Standortes damit insgesamt mit den verfügbaren Berechnungsansätzen näherungsweise getroffen werden, lässt sich bei derzeitigem Kenntnis– und Forschungsstand nicht sicher belegen. Die theoretischen Berechnungsansätze können damit in der Praxis (noch) nicht umgesetzt werden (vgl. Kap. 3.7.1).

Man kann davon ausgehen, dass die Durchführung von Berechnungen von Verteilungskoeffizienten im Dreiphasensystem Untergrund zur genaueren Erfassung der Belastungssituation als integrierter Bestandteil der Sanierungsuntersuchung in die BBodSchV aufgenommen worden wäre, wenn die Verteilungen der Schadstoffe über die drei Phasen mit Bestimmtheit berechnet werden könnte. Da dies aber nicht möglich ist, folgt daraus für die Praxis der Bodenluftsanierung, dass die Verteilung der Schadstoffe auf die drei Bodenphasen nicht in der Praxis nicht zuverlässig quantifizierbar ist. Bodenluftkonzentrationsmessungen liefern daher alleine auch keine konkrete Aussage über vorliegende Gefahren.

Aus diesen und weiteren Gründen heißt es u.a. in der VDI-Richtlinie "Messen organischer Bodenverunreinigungen, Techniken für die aktive Entnahme von Bodenluftproben" (VDI-Richtlinie 3865 Blatt 2 von Januar 1998) im Abschnitt 2 unter Messaufgaben: "Allein über Bodenluftuntersuchungen lassen sich keine gesicherten Aussagen zu Umfang, zur Sanierungserfordernis und zur Sanierbarkeit einer Bodenkontamination, beispielsweise über eine Bodenluftabsaugung, machen. Hierzu müssen weitergehende Untersuchungen des Grundwassers und der Festsubstanz, besser aber noch Bodenluftabsaugtests mit erheblich größeren Volumenentnahmen als bei Bodenluftuntersuchungen möglich, durchgeführt werden".

Überdies heißt es in den Vorbemerkungen der VDI-Richtlinie „Messen organischer Bodenverunreinigungen, Gaschromatographische Bestimmung von niedrigsiedenden organischen Verbindungen in Bodenluft nach Anreicherung an Aktivkohle oder XAD-4 und Desorption mit organischem Lösemittel“ (VDI-Richtlinie 3865 Blatt 3 von Juni 1998) : „Die in der Richtlinienreihe VDI 3865 beschriebenen Verfahren zur Bodenluftuntersuchung dienen zum Aufspüren von Boden- und Grundwasserkontaminationen, mit dem zwar Belastungsgrößenordnungen, nicht aber exakte Belastungskonzentrationen für Boden und Grundwasser ermittelt werden können. Es handelt sich somit um standortbezogene relative Messungen. Ein fester Zusammenhang zwischen Bodenluftkontamination und Gesamtkontamination des Bodens bzw. Grundwassers ist

nicht notwendigerweise gegeben. Die Befunde bedürfen in jedem Einzelfall der Bewertung durch einen Sachverständigen."

3.4 Maßnahmenschwellen und Sanierungszielwerte

3.4.1 Vorliegende Orientierungswerte als Beurteilungsgrundlagen

Derzeit stehen keine allgemein anerkannten quantitativen Beurteilungskriterien für die Feststellung des Erfordernisses einer Bodenluftsanierung bzw. für die anzustrebenden Sanierungszielwerte bzgl. der Bodenluftgehalte zur Verfügung. Daher standen die Beteiligten bei Sanierungsmaßnahmen (Behörde, Gutachter, Sanierungspflichtiger) in der Vergangenheit bisher häufig vor dem Problem, sich einvernehmlich auf begründbare Zielwerte einigen zu müssen. Auch in der BBodSchV werden keine Hinweise zur Beurteilung von Bodenluftkonzentrationen gegeben, sondern es wird für die Untersuchung von Bodenluft, d.h. für die Probennahme und die Analytik, auf die VDI-Richtlinie 3865 (1998) verwiesen. Die einzige Ausarbeitung zu Prüf- und Orientierungswerten für die Beurteilung von flüchtigen Substanzen in der Bodenluft wurde von der Hessischen Landesanstalt für Umwelt veröffentlicht (HLfU 1999) (s.u.).

Zur Beurteilung von Gefahren durch leichtflüchtige Stoffe ist insbesondere zu prüfen, ob durch die Altlast über die verschiedenen Wirkungspfade wie z.B. Gas- bzw. Bodenluftmigration, Bodenkontakt, Versickerung, Nahrungskette usw. Freisetzungen und Ausbreitungen von Schadstoffen zu Gefährdungen von Schutzgütern führen können.

Entsprechend ist z.B. beim B-Plan-Verfahren (gem. § 1 Abs. 5 BauGB) und beim Bauantragsverfahren (z.B. § 3 Abs. 1 BauO NW) im Hinblick auf die Vorbeugung von Gesundheitsgefahren bzw. auf den Gesundheitsschutz insbesondere auf die Migration verunreinigter Bodenluft zu untersuchen (LUA NRW 1995).

Zur Beurteilung von Verunreinigungen in der Bodenluft stehen keine Prüf- oder Maßnahmenwerte zur Verfügung. Für die Bewertung ist die im Einzelfall vorhandene Immission bzw. Exposition von Schutzgütern maßgebend. Eine Voraussetzung für die Beurteilung der Bodenluftmessergebnisse ist die Repräsentativität der Bodenluftproben für den Standort bzw. die Gesamtverunreinigungssituation. Die Repräsentativität von ermittelten Bodenluftgehalten zur Abschätzung der Schadstoffpotenziale bei der Bodenluftuntersuchung wird i.d.R. überschätzt, da bezüglich des geogenen und anthrophogenen Untergrundes bei Standortuntersuchungen häufig erhebliche Kenntnislücken verbleiben.

Hinzu kommen mögliche Fehler bzgl. der Art der Probennahme sowie der Einfluss der Witterung (Luftdruck, Bodenfeuchte), so dass Analyseergebnisse als Arbeitswerte einzustufen sind. HLfU (1999: S. 101) spricht in diesem Zusammenhang von operationalen Ergebnissen, die die Belastungssituation nicht repräsentieren müssen. Da man aber in der Praxis nur diese Werte ermitteln kann und ausgehend von diesen z.T. sehr weitreichende Entscheidungen getroffen werden, sollte bei der Beurteilung anhand von Orientierungswerten der Vertrauensbereich um den Messwert umso weiter gesetzt werden, je mehr Variablen im Spiel sind und je weniger Informationen über einen Standort existieren (vgl. HLfU 1999, S. 101).

Die HLfU (1999, S. 102 ff) hat Vorschläge zur Ableitung von Orientierungswerten erarbeitet, welche zum einen den Einwirkungspfad der Bodenluft auf die Kompartimente Grundwasser, Raumluft oder Boden (vgl. Tab. 3.4.1-1), zum anderen den im Einzelfall vorliegenden Bodentyp berücksichtigen (s.u.). Diese Orientierungswerte sind anhand von theoretischen Berechnungen und Erfahrungen aus konkreten Untersuchungen in einzelnen Bundesländern unter Beachtung toxikologischer Aspekte und anhand von Expositionsszenarien abgeleitet worden.

Als wesentlichen weiteren Aspekt für die Anwendung von Orientierungswerten für die Beurteilung von Bodenluft empfiehlt die HLfU (1999, S. 103), die Bodenluft nicht als alleiniges Beurteilungskriterium heranzuziehen, insbesondere wenn die Entscheidung über das Erfordernis einer Sanierungsmaßnahme ansteht. Eine Überschreitung der Orientierungswerte hat in jedem Fall weitere Untersuchungen zur Folge. Eine Schadstoffkonzentration in der Bodenluft kann nicht lösgelöst von Bodenverunreinigungen bzw. den hieraus resultierenden Grundwasser- oder Raumluftbelastungen beurteilt werden. D.h. die Orientierungswerte für die Bodenluft haben lediglich den Charakter von Entscheidungsgrundlagen über weitere Untersuchungen. Die starre Anwendung von Werten kann allerdings unangemessen gegenüber den unterschiedlichen Bedingungen des Einzelfalls sein. Außerdem kann die Überschreitung eines Orientierungswertes in der Bodenluft alleine keinesfalls einen Sanierungsbedarf anzeigen, hierzu sind weitere Untersuchungen an Feststoff, Eluat, Grundwasser und ggf. Raumluft erforderlich.

Tab. 3.4.1-1: Orientierungswerte für Bodenluft unter Ansatz verschiedener Beurteilungskriterien (aus: HLfU 1999, S. 103)

Orientierungswerte Bodenluft			
Einwirkung	*Auf Grundwasser*[1]	*auf Raumluft*[2]	*auf Boden*[3]
Σ LHKW	*5 mg/m³*	*5 mg/m³*	*5 mg/m³*
kanzer. LHKW	*1 mg/m³*	*1 mg/m³*	*1 mg/m³*
Σ BTEX	*5 mg/m³*	*5 mg/m³*	*5 mg/m³*
Benzol	*< 1 mg/m³*	*< 1 mg/m³*	*1 mg/m³*

[1] zur Identifikation von Grundwasserbeeinträchtigungen ist ein Orientierungswert zu wählen, der sich ausreichend von lokalen Hintergrundkonzentrationen unterscheidet.

[2] Bei ungünstigen Situationen (z.B. Souterrainwohnungen o.ä.) ist eine Einzelfallbetrachtung erforderlich; bei gewerblicher Nutzung können höhere Werte zulässig sein.

[3] Abhängig vom Einzelfall und den betrachteten Wirkungspfaden können auch höhere Orientierungswerte zulässig sein.

Um eine möglichst individuelle Anpassung der Orientierungswerte an den Einzelfall zu gewährleisten, schlägt HLfU (1999, S. 105) vor, den jeweiligen am Standort vorliegenden Bodentyp mit seinem spezifischen Gehalt an organischer Substanz nach unten dargestellter Klassifizierung und Berechnung in die Ableitung der Orientierungswerte einfließen zu lassen und für jeden Bodentyp angepasste Orientierungswerte zu erhalten:

Bodentyp A	Junge Bodenbildungen (Talauen, Löß), mit Huminstoffen und Pflanzenrückständen als organische Komponenten
Bodentyp B	Stark verwitterte Ton- und Mergelsteine und tonige Sandsteine aus älteren geologischen Formationen
Bodentyp C	Unverwitterte Ton- und Mergelsteine und tonige Sandsteine aus älteren geologischen Formationen

Unter Berücksichtigung der Bodentypen und deren Gehalten an organischem Kohlenstoff ergeben sich hieraus folgende Umrechnungsmöglichkeiten:

Bodentyp A	PW • 0,5 % / C_{org} in %
Bodentyp B	PW • 0,25 • 0,5 % / C_{org} in %
Bodentyp C	PW nur bedingt anwendbar

PW = unangepasster Orientierungswert

Eine Beispielrechnung für einen quartären Sand mit bindigen Bestandteilen (Einstufung in Bodentyp A) ergibt somit bei einem Gehalt an organischem Kohlenstoff von ca. 0,25 % und einem Orientierungswert von **5 mg** Σ LHKW bzw. Σ BTEX **/ m³** folgenden angepassten Orientierungswert:

- 5 • 0,5/0,25 = **10 mg / m³**

Jedoch wird hierbei einschränkend vorausgesetzt, dass eine Anpassung von Orientierungswerten nur dann sinnvoll ist, wenn der Schadensherd bekannt und eingegrenzt ist, eine Gefährdung des Grundwassers sowie auch eine unzulässige Belastung der Raumluft auszuschließen ist, ein weitgehend homogener Untergrundaufbau vorhanden ist und als Beurteilungskriterium ausschließlich die Schadstoffmenge herangezogen wird, die an den Bodenfeststoff adsorbiert ist (vgl. HLfU 1999, S. 105).

Zur Beurteilung des für den Menschen relevanten Gefährdungspfades Bodenluft-Innenraumluft wäre es sinnvoll, für den Prozess der Ausgasung leichtflüchtiger Schadstoffe Transferfaktoren zu ermitteln und diese mit den Orientierungswerten in die Entscheidung zum weiteren Vorgehen mit einzubeziehen. Wenn sich das Maß der Verdünnung über diesen Pfad über Transferfaktoren darstellen ließe, wäre hiermit eine sichere Bewertung von vorliegenden Bodenluftkonzentrationen und eine sachgerechte Sanierungsentscheidung möglich. Im Rahmen eines unveröffentlichten Forschungsberichtes für das Umweltbundesamt im Zusammenhang mit der Erarbeitung weiterer Prüfvorschläge für die BBodSchV wurden auch Bodenprüfwerte im Hinblick auf den Direktkontakt u.a. für 15 leichtflüchtige Schadstoffe abgeleitet (vgl. FoBIG 1997). Die dabei erarbeiteten Ableitungsmethoden und -maßstäbe für flüchtige Stoffe in UBA (1999, B060) veröffentlicht. Grundgedanke dieser Ableitung ist, dass bei einer Kontamination des Bodens durch Stoffe mit hoher Flüchtigkeit der Eintrag über die Bodenluftphase in bewohnte Räume und die Exposition über die Atemluft einen wichtigen Expositionspfad darstellt. Für die Außenluft sind dagegen so hohe Verdünnungen zu erwarten, dass eine gesundheitliche Gefährdung durch Ausgasung von Schadstoffen aus Böden in die Atemluft im Freien nicht zu erwarten ist. Ausgangspunkt der Berechnung der Bodenprüfwerte im Rahmen des UBA-Projektes ist eine gefahrenbezogene Konzentration in der Innenraumluft, die auf der Grundlage toxikologischer Wirkungsdaten sowie Annahmen zur Exposition der betroffenen Personen (Körpergewicht, Atemrate) ermittelt wurde. Aus dieser Innenraumluft wurde mit einem Faktor für den Transfer "Bodenluft-Innenraumluft" eine korrespondierende Bodenluftkonzentration errechnet. Auf der Grundlage dieser Bodenluftkonzentrationen wurde dann mit dem Boden-

Bodenluft-Verteilungskoeffizient, der das Verhältnis zwischen der Konzentration in der Gasphase und der an die Bodenmatrix gebundenen Schadstoffe beschreibt, die Bodenkonzentration errechnet. In die am 12. Juli 1999 in Kraft getretene BBodSchV wurden die so ermittelten Transferfaktoren nicht mehr eingearbeitet, aber später in UBA (1999, B060) veröffentlicht.

Grundsätzlich kann empfohlen werden, die von der HLfU (1999) entwickelten Orientierungswerte unter Berücksichtigung der Ableitungsbedingungen und der betroffenen Wirkungspfade anzuwenden. Ergänzend sollte der Versiegelungsgrad der Oberfläche ermittelt und seine Wirkung auf die Schadstoffausbreitung abgeschätzt werden.

Bei der Bewertung einer Gesundheitsgefährdung eines Stoffes gilt es zu bedenken, welche Wirkung mit einem Laborversuch oder einem Toxizitätstest beschrieben wird. In den meisten Fällen werden direkte Wirkungen eines Stoffes untersucht und angegeben, da komplexe Wechselbeziehungen verschiedener Chemikalien oder Organismen innerhalb ihres Ökosystems im Experiment nicht darstellbar sind.
Zur Charakterisierung der Wirkungsstärke einer Substanz sind national wie international von Behörden und Verbänden (WHO, EPA, UBA, LAGA u.a.) unterschiedliche Effektkonzentrationswerte entwickelt worden, die nachfolgend z.T. aufgelistet werden. Die Angaben sind aus Schmidt & Blum 1996 sowie aus Fent 1998 entnommen. In Tab. 3.4.1-2 sind für acht ausgewählte CKW und die vier o.g. BTEX-Aromaten einige der nachfolgend erläuterten Werte angegeben.

Tab. 3.4.1-2: Humantoxikologische und ökotoxikologische Kenngrößen **leichtflüchtiger organischer Substanzen** (verändert nach HLfU 1999, S. 17)

Stoff	**TDI** (WHO 1993)	**TRD-Wert**[5] (UBA 1993) inhalativ		**EC50**[1] Bodenmikro-organismen	**ECO**[1] Pflanzen-Gasphase	**BCF**[1] Mikro-organismen	**LCO**[1] Fisch	**ECO**[1] Wasserfloh
	$\frac{\mu g}{je\ kg\ KG \cdot d}$	$\mu g/m^3$	Krebsrisiko 10^{-5} $\mu g/m^3$	mg/l	mg/m^3		mg/l	mg/l
Dichlormethan	6	[900] [2]	21,3	93-200	100	6,0	65-490	68-1450
Trichlormethan	15	[17] [2]	0,43			26	0,005-147	7,8-15
Tetrachlormethan		[14] [2]	0,7			220	5-270	580
1.1.1-Trichlorethan	580	800		92-460		81	43-94	
Vinylchlorid		[1,2] [2]	0,12		194	5,7		
cis-1,2-Dichlorethen		50				48 [3]		110
Trichlorethen		70	5,9	47-92		97	1-115	2-33
Tetrachlorethen		[300] [2]	19	13-110		250	29-81	1-65
Benzol		[35] [2]	1,2			49	9-31	6,6-720
Toluol	312	700				148	10-370	2,8-260
Ethylbenzol	136	300				470	26	120-137
Xylole	250	300					10	1 [4]

KG = Körpergewicht

[1] n. RIPPEN (1988)
[2] Humankarzinogen oder wahrscheinliches Humankarzinogen
[3] trans-1,2-Dichlorethen
[4] EC50
[5] Orientierungswert bei langfristiger Aufnahme, umgerechnet in Zufuhrmenge

LD_{50} und **LC_{50}**-Wert (= **l**etal **d**ose 50 %, **l**etal **c**oncentration 50 %): Dieser Wert gibt diejenige mittlere Konzentration einer Chemikalie an, bei der innerhalb eines bestimmte Zeitraumes 50 % der Versuchstiere nach einmaliger oder kurzzeitiger Verabreichung sterben (letal = tödlich). LD_{50} wird bei der Säuger- und Humantoxikologie zur Kennzeichnung der akuten Toxizität verwendet, während der LC_{50} -Wert als Maß für die akute Toxizität bei aquatischen Organismen Anwendung findet. Er bezieht sich auf die im Wasser vorliegende Konzentration einer Chemikalie.

LC_0-Wert: Er beschreibt diejenige mittlere Konzentration, bei der der Organismus gerade noch nicht stirbt.

EC_{50}-Wert (= **e**ffect **c**oncentration): Er beschreibt diejenige mittlere effektive Konzentration eines Stoffes, die einen 50%-igen Effekt auf einen bestimmten messbaren Vorgang ausübt (z.B. die Photosyntheseleistung von Pflanzen) bzw. bei der 50 % der mit der Substanz in Kontakt getretenen Organismen eine negative Wirkung zeigen.

EC_0-Wert: Er nennt diejenige mittlere Konzentration, bei der die Versuchsorganismen gerade noch keine negative Beeinträchtigung zeigen.

BCF-Wert (**b**io **c**oncentration **f**actor = Biokonzentrationsfaktor): Er beschreibt das Verhältnis einer Chemikalie im Organismus im Vergleich zum umgebenden Medium, d.h. er bezieht sich auf die spezifische Anreicherung einer Substanz in einem Organismus.

NOEL- und **NOEC**-Wert (**n**o **o**bserved **e**ffect **l**evel/**c**oncentration = niedrigste Dosis/Konzentration ohne nachteilige Wirkung). Hierunter ist diejenige Konzentration einer Chemikalie zu verstehen, bei der nach längerer Expositionszeit keine nachteiligen Effekte bei den Versuchsorganismen zu beobachten sind.

MATC-Wert (**m**aximal **a**cceptable **t**oxicant **c**oncentration = Maximal akzeptable Toxizitätskonzentration): Er ist in der Humantoxikologie von großer Bedeutung und beschreibt diejenige Konzentration einer Substanz, welche lebenslang aufgenommen werden kann, ohne dass es zu beobachtbaren negativen Effekten kommt. Dieser Wert errechnet sich aus dem NOEL-Wert, der durch den Sicherheitwert 100 dividiert wurde.

ADI-Wert (**a**cceptable **d**aily **i**ntake = akzeptable tägliche Aufnahmemenge): Der ADI-Wert wurde für Zusätze und Verunreinigungen in Lebensmitteln entwickelt, für Schadstoffe wurde daher analog der **TDI**-Wert (**t**olerable **d**aily **i**ntake concentration = duldbare tägliche Aufnahmemenge = **DTA**) entwickelt.

Der **TRD**-Wert (**T**otal **R**esorbierte **D**osis) gibt das Maß der zugelassenen täglichen Aufnahme eines Stoffes an.

Informationen zur toxikologischen Wirkung von Chemikalien veröffentlicht seit 1987 die Berufsgenossenschaft der Chemischen Industrie in einer Loseblattsammlung, in der neben chemisch-physikalischen Daten auch allgemeine Sicherheitsratschläge für den Umgang mit und die Entsorgung von Chemikalien enthalten sind. Die Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe der Deutschen Forschungsgesellschaft (DFG) erlässt Grenzwerte für höchstzulässige Tagesdosen für das Arbeiten mit gefährlichen Stoffen. Diese können auch bei der Bodenluftsanierung zur Orientierung herangezogen werden (s.u.). Die Tagesdosen sind in der Regel Schwellenwerte, bei deren Unterschreitung keine Gesundheitsgefährdung

besteht. Dies trifft auf kanzerogene Stoffe nicht zu. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Bildung von Krebs ein zufallsbedingter Prozess ist, dessen Wahrscheinlichkeit mit zunehmender Dosis größer wird. Die Schwellenwerte von kanzerogenen Stoffen beinhalten ein Restrisiko für den Betroffenen, das aus gesellschaftspolitischen Gründen akzeptiert wird. Zur Zeit liegt dies Restrisiko nach Angaben von HLfU (1999, S. 16) bei 10^{-5} Fällen. Das bedeutet bei 100.000 Personen, die 70 Jahre einer Luftkonzentration von 1 µg/m³ einer kanzerogenen Substanz ausgesetzt sind, tritt ein Todesfall durch Krebs auf.

MAK-Wert = **M**aximale **A**rbeitsplatz**k**onzentration. Dieser Wert beschreibt die höchst zulässige Konzentration eines Stoffes als Gas, Dampf oder Schwebstoff in der Luft am Arbeitsplatz, die nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand auch bei wiederholter und langfristiger, i.d.R. täglich 8-stündiger Exposition (bei nicht mehr als 40 Wochenarbeitsstunden) i.A. die Gesundheit der Beschäftigten nicht beeinträchtigt und diese nicht unangemessen belästigt.

MIK-Wert = **M**aximale **I**mmissions**k**onzentration. Sie beschreibt diejenige Konzentration, bei der nach dem gegenwärtigen **Stand der Technik** bei dauerhafter Einwirkung keine Schädigungen von Mensch und Umwelt auftreten. Es werden MIK_D (Grenzwert für Dauereinwirkung) und MIK_K (Grenzwert für kurzzeitige Einwirkung) unterschieden.

TRK-Wert = **T**echnische **R**icht**k**onzentration. Dieser Wert nennt diejenige minimale Konzentration eines Stoffes als Gas, Dampf oder Schwebstoff in der Luft am Arbeitsplatz, die nach dem **Stand der Technik** innerhalb der Abluftreinigung erreicht werden kann. TRK-Werte werden für kanzerogene und anderweitig sehr gefährliche Chemikalien benannt, für die aus humantoxikologischen und arbeitsmedizinischen Erwägungen keine begründeten MAK-Werte aufgestellt werden können.

BAT-Wert = **B**iologischer **A**rbeitsstoff-Toleranzwert. Er nennt diejenige höchstzulässige Quantität eines Arbeitsstoffes, die nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand die Gesundheit der Beschäftigten bei einer täglich 8-stündigen Arbeitszeit auch dann nicht beeinträchtigt, wenn sie durch Einflüsse des Arbeitsplatzes regelmäßig erreicht wird.

Die Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft sind bezogen auf den Menschen zunächst nicht von Bedeutung, da der Mensch nicht mit der Bodenluft in Berührung

kommt. Tritt kontaminierte Bodenluft in die Atmosphäre aus, werden die Schadstoffkonzentrationen i.d.R. sofort so stark verdünnt, dass sie für den Menschen keinerlei Gefahr mehr darstellen. Ein relevanter Wirkungspfad ist vielmehr die Ausgasung leichtflüchtiger Schadstoffe aus der Bodenluft in ein Gebäude. Aus diesem Grunde schreibt die BBodSchV bei Gefahrenverdacht eine genauere Untersuchung dieses Wirkungspfades vor.

Zur Beurteilung der Gefahr von Luftschadstoffen für den Menschen während seines Aufenthaltes am Arbeitsplatz sind die **T**echnischen **R**egeln für **G**efahr**s**toffe (TRGS 900) von Bedeutung, die als Anlage 4 zu den Unfallverhütungsvorschriften von der **T**iefbau**b**erufs**g**enossenschaft (TBG) herausgegebenen werden.

3.4.2 Stoffkonzentrationen bei Maßnahmenbeginn

Bei den ausgewerteten Bodenluftsanierungsmaßnahmen ist die Bandbreite der vor der Sanierungsentscheidung festgestellten Stoffkonzentration für LCKW in der Abb. 3.4.2-1 dargestellt.

Die Zusammenstellung der Daten zeigt die unterschiedliche Bandbreite (Min: 10 mg/m³; Max 88.000 mg/m³) bei der Schadensermittlung vor Festlegung einer Sanierungsmaßnahme. Die Festlegung des Sanierungsbedarfes folgte dabei keiner erkennbaren Regel.

In diesem Zusammenhang ist die große Bedeutung einer umfassenden Dokumentation sämtlicher auf dem Grundstück durchgeführten Untersuchungen und Versuche hervorzuheben.

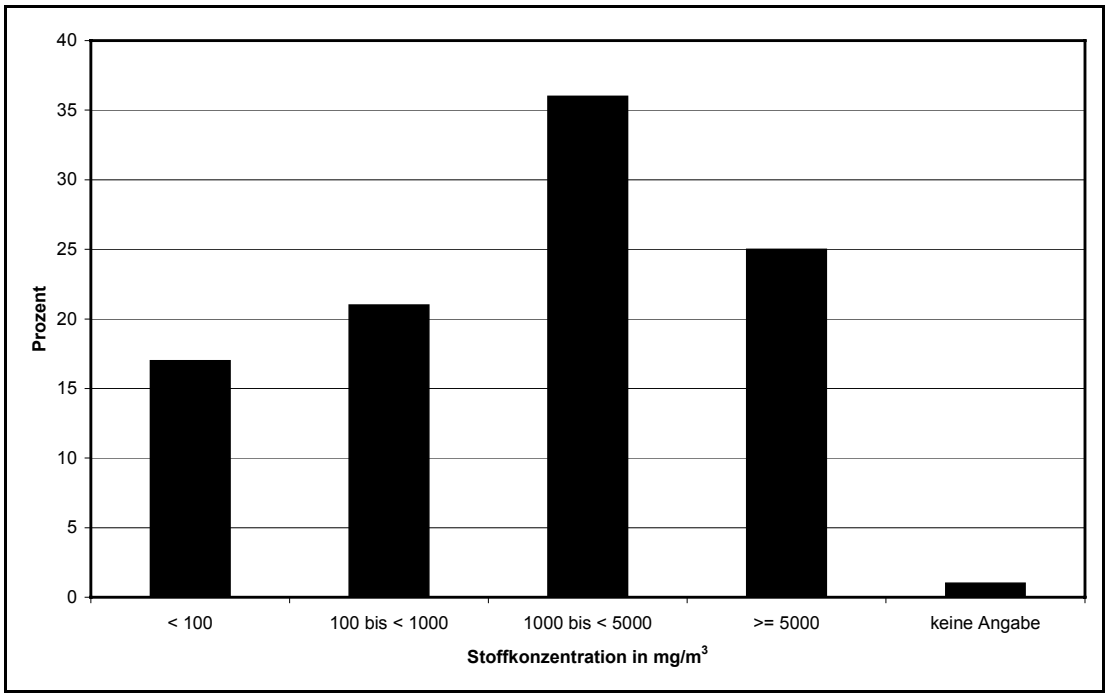


Abbildung 3.4.2-1: Stoffkonzentrationen vor Durchführung der untersuchten Sanierungsmaßnahmen

In 7,7 % aller Fälle war der Endwert der Bodenluftbelastung nach dem Absaugversuch kleiner als das anschließend geforderte Sanierungsziel. Dies zeigt, dass nur noch ein sehr geringes Schadstoffpotenzial vorhanden war und die Notwendigkeit einer Sanierung in diesen Fällen in Frage gestellt werden muss. Nur in 30 % aller Fälle wurde das Sanierungsziel nach Beendigung der Sanierung erreicht. Dies macht deutlich, dass das geforderte Sanierungsziel in Bezug auf die technische Erreichbarkeit mit den Mitteln der Bodenluftsanierung unrealistisch war.

Die Erfordernisse für eine Sanierung bestimmen sich nach den betroffenen Wirkungspfaden und Schutzgütern und den zu erreichenden Sanierungszielen im Boden, Sickerwasser und/oder der Bodenluft. Eine Schadstoffkonzentration in der Bodenluft alleine kann allerdings als Auslöseschwelle für eine Sanierungsentscheidung nicht herangezogen werden. Ebenso wenig kann eine Gefahrenverminderung nicht über eine Bodenluftkonzentrationsmessung quantifiziert werden. Theoretisch ist es möglich, von einer gemessenen Bodenluftkontamination auf den Grad der Verunreinigung am Bodenfeststoff oder das Sickerwasser zu schließen (vgl. Einsele et al. 1988; Römer 1996; Grathwohl 1999), doch gestaltet sich die Übertragung von experimentell ermittelten Verteilungskoeffizienten auf Feldbedingungen schwierig. Vielmehr sind die Umstände des Einzelfalls (betroffene Wirkungspfade, Nutzung des Geländes, Art der Gebäude, Schadstoffpotenzial) und die Ergebnisse anderer Untersuchungen (Schadstoffgesamtgehalt, Eluatuntersuchungen, Abgrenzung der

Belastung) zur Beurteilung des Sanierungserfordernisses allgemein und speziell zur Eignung der Bodenluftsanierung heranzuziehen. (vgl. Kap. 3.1.4).

3.4.3 Empfehlungen zur Festlegung der Sanierungsentscheidung

Besteht auf einem Grundstück eine Altlast oder ein hinreichender Verdacht, können von der zuständigen Behörde nach §§ 8 und 9 BBodSchG Untersuchungen auf die vorhandenen bzw. vermuteten Parameter verlangt werden. Werden bei den Analysen Orientierungswerte unterschritten, besteht i.d.R. keine Gefahr für Schutzgüter, es existiert kein Sanierungserfordernis. Werden Orientierungswerte überschritten, kann dies der Anlass zu weiteren Untersuchungen sein (vgl. Kap. 3.4.1). An den zur Beurteilung relevanten Kompartimenten (Bodenfeststoff, Grundwasser, Innenraumluft) werden zur Abschätzung der Gefahr auf den Wirkungspfaden die vom BBodSchG vorgeschriebenen und in der BBodSchV genauer benannten Untersuchungen durchgeführt. Werden Überschreitungen von Orientierungswerten bei diesen Untersuchungen nicht bestätigt, ergibt sich kein Sanierungserfordernis. Werden aufgrund der Analyseergebnisse Gefahren für Schutzgüter ermittelt, ergibt sich hierdurch ein Sanierungserfordernis. Dieses wird durch die Formulierung von Sanierungszielen und Sanierungszielwerten sowie der Erstellung eines Sanierungsplanes konkretisiert. Die Feststellung eines Sanierungserfordernisses und das weitere Vorgehen in Bezug auf die Festlegung des zu realisierenden Maßnahmenkonzeptes (im Rahmen der Sanierungsuntersuchung) zeigt in einem Fließschema die Abb. 3.1.4-1.

3.4.4 Sanierungsziele bei der Bodenluftsanierung

3.4.4.1 Erreichbarkeit von Sanierungszielwerten in der Bodenluft

Nach § 4 BBodSchG wird bei der Sanierung einer durch eine Altlast entstandenen Verunreinigung die Gefahrenabwehr und die dauerhafte Gefahrenbeseitigung verlangt. Die BBodSchV enthält daher im Anhang 2 Maßnahmen-, Prüf- und Vorsorgewerte, die für die Wirkungspfade Boden – Grundwasser, Boden – Mensch und Boden – Nutzpflanze Beurteilungsgrundlagen enthalten. Die Bodenluft findet hierbei ausschließlich in der Form Berücksichtigung, dass die Beprobung und Untersuchung nach den Vorgaben der VDI-Richtlinie 3865, Blatt 1-3, gestaltet werden soll.
Um zu einer Festlegung von Sanierungszielwerten zu gelangen, wird zunächst im Rahmen einer Sanierungsuntersuchung geprüft, welche Gefahren für welche Schutzgüter und Wirkungspfade sanierungsbedürftig sind und welche Sanierungsziele bzw. Zielwerte dabei zu erreichen sind. Nach dieser Zielformulierung sind die

in Frage kommenden Verfahren auf Eignung zu überprüfen. Hier muss sich die Bodenluftsanierung mit anderen Verfahren hinsichtlich der zu erreichenden Anforderungen an die Sanierung messen lassen.
Die Abb. 3.4.4.1-1 zeigt die bei den 100 ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen festgelegten Sanierungszielwerte.

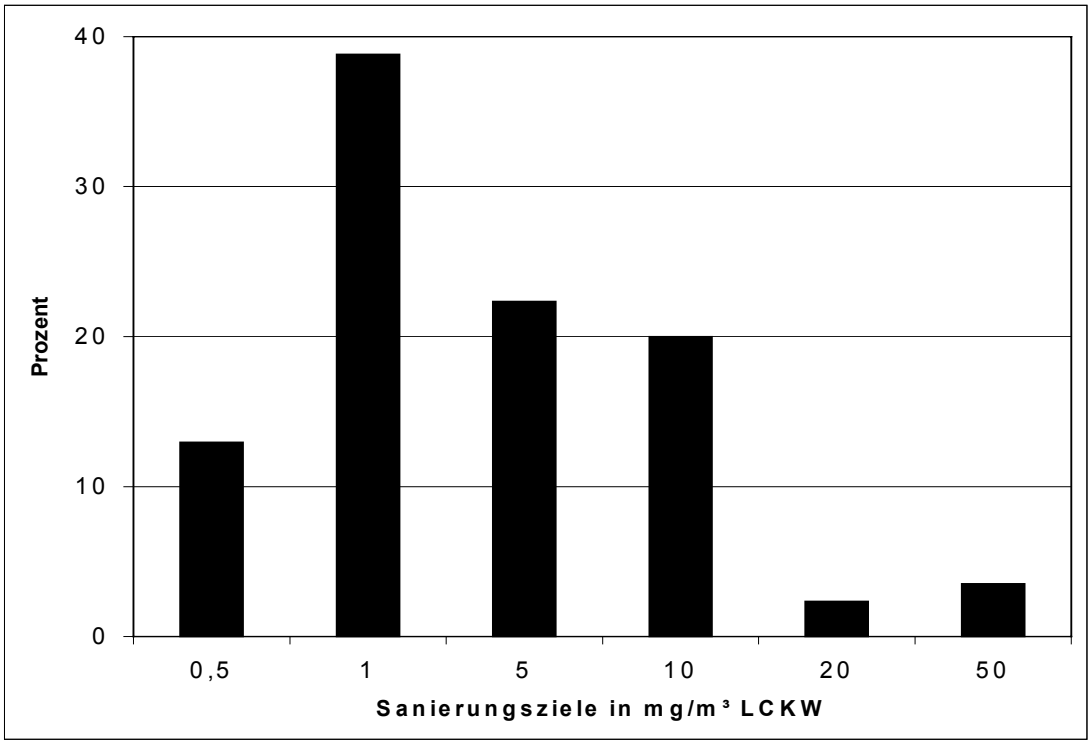


Abb. 3.4.4.1-1: Sanierungsziele für die Bodenluft im Untergrund bei 100 Bodenluftsanierungsmaßnahmen

Bei der Beurteilung der Eignung der Bodenluftsanierung steht die Frage nach der Zielsetzung und damit dem Sanierungsziel der durchgeführten Maßnahme im Vordergrund. Soll eine vollständige Dekontamination eines verunreinigten Geländes durchgeführt werden bzw. ist ein in Abstimmung mit der Behörde vereinbarter Sanierungszielwert zu belegen ? Ob dieses mit der Technik der Bodenluftsanierung im Einzelfall mit verhältnismäßigem Aufwand erreicht werden kann, ist nicht immer prognostizierbar. Je nach Bodenbeschaffenheit sind große Anteile des eingetragenen Schadstoffgemisches durch Adsorptionsprozesse an die Festphase gebunden. Sie lassen sich durch eine Bodenluftabsaugung nur zu einem nicht genau quantifizierbaren Teil von den Bodenpartikeln lösen. Das Dreiphasensystem Bodenfeststoff, Bodenwasser und Bodenluft verhält sich in Bezug auf die Stoffverteilung dynamisch (vgl. Kap. 3.3). Grundsätzlich erfolgt ein Konzentrationsausgleich in einem be-

stimmten Verhältnis zwischen den drei Kompartimenten (vgl. Römer 1996, S. 88 ff), doch verschiebt sich dieses Gleichgewicht je nach den existierenden natürlichen Vorortbedingungen (Luftdruck, Temperatur, Bodenwassergehalt). Entfernt man durch eine Bodenluftabsaugung Stoffe aus der Bodenluft, muss davon ausgegangen werden, dass es innerhalb einer gewissen Zeit aufgrund der Flüchtigkeit der betrachteten Stoffgruppen von den noch an die Festphase adsorbierten Stoffen zu einer Schadstoffnachlieferung in das Medium Bodenluft kommen kann.

Nach § 5 der BBodSchV sind Dekontaminationsverfahren dann zur Sanierung geeignet, wenn Verfahren zur Verfügung stehen, die technisch und wirtschaftlich durchführbar sind und bei denen gesichert erscheint, dass eine umweltverträgliche Beseitigung oder Verminderung der Stoffe erfolgen kann. Für die Praxis der Bodenluftsanierung bedeutet die o.g. Schadstoffnachlieferungsproblematik, dass zwar unter Energieeintrag für die Dauer der Absaugung und einen kurzen Zeitraum danach Sanierungsziele in der Bodenluft unterschritten werden können, dass aber eine dauerhafte und nachhaltige Schadstoffentfernung im Sinne einer Gefahrenbeseitigung in vertretbaren Zeiträumen und mit verhältnismäßigem Aufwand häufig nicht immer zu erreichen ist, da sich nach Abschaltung der Absauganlage und bei möglicherweise noch vorhandenen Schadstoffpools im Boden eine erneute Bodenluftbelastung einstellt.

Die Erfahrung bei der Bodenluftsanierung hat gezeigt, dass je nach vorliegendem Bodentyp mit seiner speziellen Schadstoffnachlieferungsdynamik sowie substanzspezifischer Adsorptionsaffinität Schadstoffe mit sehr unterschiedlichem Erfolg entnommen werden können (vgl. Kap. 3.6.2, 3.7.2). Auch wenn im Verlauf der Sanierung die Schadstoffkonzentration in der Bodenluft unter dem geforderten Sanierungsziel in der Bodenluft liegt, ist damit nicht der Nachweis einer erfolgreichen Sanierung erbracht. Eine endgültige Abschaltung der Sanierungsanlage wäre ohne weitere Kontrollen zu diesem Zeitpunkt nicht sachgerecht, da sich nach einer gewissen Stillstandszeit aufgrund der o.g. Schadstoffnachlieferung aus der Primärverunreinigung in der ungesättigten Bodenzone nachfolgend in der Bodenluft wiederum ähnlich hohe Stoffkonzentrationen wie zu Beginn der Sanierung einstellen können. Hierauf ist mit einem intermittierenden Anlagenbetrieb zu reagieren. Einen typischen Verlauf der Schadstoffkonzentration in einer Bodenluftsanierung mit intermittierendem Anlagenbetrieb zeigt Abb. 3.4.4.1-2.

Als Anlagenbetriebs- oder Absaugzeit wird die Zeit bis zum Erreichen eines asymptotischen Niveaus bei der Schadstoffkonzentration empfohlen, als Ru-

hephase eine Zeitspanne von 2-3 Wochen. Bei Schadstoffen mit besonders hoher Flüchtigkeit sind die Wartezeiten ggf. kürzer zu wählen.

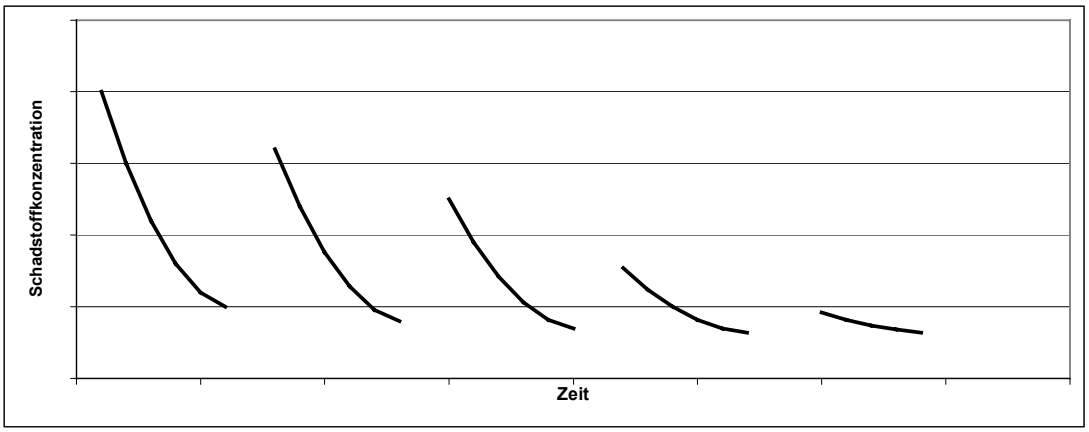


Abb. 3.4.4.1-2: Entwicklung der Schadstoffkonzentration bei intermittierendem Betrieb der Absauganlage

Die Auswertung der 100 Sanierungsmaßnahmen ergab: Bei 18 % der Maßnahmen wurde ein Sanierungsziel von 0,5 mg/m³ und bei 29 % der Maßnahmen ein Sanierungsziel von 1,0 mg/m³ erreicht. Allerdings war an den Angaben zum Erreichen des Sanierungszieles nicht erkennbar, anhand welcher Wirkungspfade und Schutzgüter die Sanierungsziele abgeleitet wurden. Auf welche Messstellen und Zeitpunkte sich die Angaben bezogen haben, ob Nachkontrollen durchgeführt wurden oder ob die Messungen bei laufendem Betrieb oder innerhalb von Stillstandsphasen durchgeführt wurden, konnte nicht geprüft werden. Aus diesem Grunde lässt sich auch nicht beurteilen, ob das jeweils vorgegebene Sanierungsziel tatsächlich und nachhaltig erreicht wurde. In vielen Fällen kann eine Verlagerung der LCKW von der Bodenluft in die Atmosphäre nicht ausgeschlossen werden.

Maßgebend für die Feststellung der Erreichung des Sanierungszieles sind folgende Fragen:

- **Wurde der Bodenluftsanierungszielwert nachhaltig, d.h. auch bei späteren Kontrollbeprobungen, eingehalten ?**
- **Welche sonstigen Untersuchungen zum Nachweis des Sanierungserfolges bzgl. der übrigen betroffenen Schutzgüter und Wirkungspfade wurden durchgeführt ?**

Je nach vorhandener Situation im Einzelfall müssen evtl. verbliebene Restschadstoffpotenziale durch regelmäßige Kontrollanalysen im Rahmen der Nachsorge beobachtet und deren Entwicklung dokumentiert werden (vgl. Kap. 6.7). Dies bedeutet z.B. für die Bodenluftsanierung einer Verunreinigung im Einflussbe-

reich eines von Menschen genutzten Raumes, dass während der Nachsorge Raumluftanalysen erforderlich werden können.

Als ein Sanierungsziel der Bodenluftsanierung kann auch eine maßgebende und nachhaltige Entfernung von Schadstoffen gefordert werden.
Das explizierte Benennen von konkreten Sanierungszielwerten macht in diesem Fall nicht immer Sinn, da die Praxis der Bodenluftsanierung gezeigt hat, dass zum einen gesetzte Sanierungszielwerte mit Hilfe der Bodenluftsanierung häufig nicht nachhaltig erreicht werden konnten und zum anderen das alleinige Erreichen eines festgelegten Sanierungszielwertes aufgrund der komplexen Schadstoffnachlieferungsproblematik nicht unbedingt mit einer gelungenen Sanierung gleichzusetzen ist. Vielmehr wäre hier anhand der entnommenen Gesamtschadstoffmenge und der aktuellen Schadstofffracht über das Ende der Sanierung zu entscheiden.

3.4.4.2 Sanierungsziele im Untergrund und Boden

Nach den Vorgaben der BBodSchV sind gemäß § 3 Abs. 8 und Anhang 1, Pkt. 1.2 die maßgeblichen Expositionsbedingungen und die bedeutsamen mobilen und mobilisierbaren Schadstoffpotenziale auf den drei Wirkungspfaden Boden-Mensch, Boden-Nutzpflanze und Boden-Grundwasser zu untersuchen. Hierbei sind die Maßnahmen- und Prüfwerte entsprechend Anhang 2 BBodSchV heranzuziehen bzw. bei der Bewertung der Bodenluftgehalte die Orientierungswerte aus HLfU (1999) (vgl. Kap. 3.4.1). Bei Bestehen einer Gefahr für eines oder mehrere der Schutzgüter ist über eine Sanierungserfordernis (siehe auch Abb. 3.1.4-1) zu entscheiden und entsprechende Sanierungsziele für die Schutzgüter festzulegen. Für jedes von einer Verunreinigung betroffene Schutzgut müssen ggf. eigene Sanierungsziele bzw. Sanierungszielwerte formuliert werden. Es muss im Einzelfall begründet werden, ob und wie die Bodenluftsanierung dabei zum Erreichen der einzelnen Sanierungsziele beitragen kann.
Es sind gemäß Abbildung 3.1.4-1 vier verschiedene Sanierungsziele vorstellbar, die für unterschiedliche Medien im System Untergrund/Boden festgelegt werden können. Dies können Sanierungsziele für Bodenfeststoff, Grundwasser, Innenraumluft und Bodenluft sein. Wenn nun ein Anfangsverdacht über Untersuchungen an den genannten Medien sowie eine Überschreitung von Orientierungs- und Maßnahmenschwellenwerten nach BBodSchV bestätigt wurde und vorläufige Sanierungsziele für die jeweiligen Medien festgelegt worden sind, ergibt sich als nächstes die Frage, welchen Beitrag die Bodenluftsanierung zur Erreichung der formulierten Sanierungsziele leisten kann.

Eine Bodenluftsanierung kann i. d. R. alleine keine Sanierung des *Grundwassers* bewirken. Die Bodenluftsanierung kann aber die Schadstoffpotenziale verringern und so einen weiteren Austrag aus der ungesättigten Bodenzone in die gesättigte Bodenzone verhindern oder zumindest reduzieren. Es kann aber sinnvoll sein, zur Unterstützung eine Grundwassersanierung eine Bodenluftsanierung durchzuführen.

Vor Beginn einer Bodenluftsanierung kann keine konkrete Aussage über ein mit angemessenem Aufwand erreichtbares Sanierungsziel für den *Bodenfeststoff* gemacht werden. Eine Sanierung der Bodenluft bewirkt i. d. R. eine Verringerung der Schadstoffpotenziale im Feststoff. Eine Bodenluftsanierung im Hinblick auf das Erreichen eines Sanierungsziels in der *Innenraumluft* ist je nach Einzelfall mit unterschiedlich hohem Aufwand verbunden. Die Bodenluftabsaugung kann die vorhandenen Schadstoffpotenziale soweit reduzieren, dass in der Innenraumluft die geforderten Sanierungsziele eingehalten werden. Bzgl. des Transfers von der Bodenluft in die Innenraumluft wird auf HLfU (1999, S. 46 ff), UBA (1999, B060) und FoBIG (1997) verwiesen. Der Aufwand für das Erreichen eines Sanierungsziels in der *Bodenluft* ist ebenfalls abhängig von den Randbedingungen des Einzelfalls (siehe auch Kap. 5.1.3). Dies ist bei der Festlegung des Sanierungsziels zu berücksichtigen.

Aus den dargestellten Zusammenhängen ergibt sich als Empfehlung, die Bodenluftsanierung nur dann einzusetzen, wenn erkennbar ist bzw. belegt werden kann, dass mit der Bodenluftsanierung vorhandene Schadstoffe maßgeblich und nachhaltig reduziert werden können und erkennbar ist, in welcher Form auf welche Wirkungspfade sich die Reduzierung auswirkt.

3.4.4.3 Reinigungsziele bei der Abluftreinigung

Es ist nach bestehender Rechtslage keine Abluftreinigung erforderlich, wenn die Schadstoffkonzentrationen in der Abluft einer Bodenluftsanierungsanlage unterhalb der in der VDI-Richtlinie 3897 (1997, S. 51) dargestellten höchstzulässigen Emissionswerte bleiben (vgl. Tab. 3.4.4.3-1). Darüber hinaus ist im Einzelfall zu prüfen, ob eine Verlagerung der Schadstoffe aus der Bodenluft in die Atmosphäre im Hinblick auf die Umweltverträglichkeit zu tolerieren ist. Nur bei einer thermischen Abluftbehandlung handelt es sich um Anlagen der 4. BImSchV. Daher ist die TA Luft in Bezug auf die Abluftbehandlung nur für diese Anlagen maßgebend (vgl. Kap. 2.3.1).

Für nicht genehmigungsbedürftige Anlagen ist der Stand der Technik maßgebend. Somit gilt für die Bodenluftsanierungsanlagen die VDI-Richtlinie 3897 (1997). Nach der v.g. VDI-Richtlinie ist zur Abgasbehandlung von Anlagen zur Bodenluftabsau-

gung in Industrie- und Gewerbegebieten die TA-Luft, jedoch ohne Berücksichtigung der dort genannten Massenströme, zur Festlegung von Grenzwerten heranzuziehen (siehe auch Tab. 3.4.4.3-1 und VDI 3897 1997, S. 50/51).

Kanzerogene Stoffe wie Benzol, Vinylchlorid 1,1-Dichlorethen und 1,1,2,2-Tetrachlorethan sind so weit als möglich zu reduzieren. Als Orientierungswerte können die TRK-Werte der TRGS 900 (vgl. VDI 3897 1997, S. 50; TBG 1998) herangezogen werden.

Bei einer Orientierung der einzuhaltenden Abluftkonzentrationen an den vorgenannten Werten aus der VDI-Richtlinie 3897 würde eine Abluftbehandlung in vielen Fällen nicht erforderlich und eine Schadstoffverlagerung vom Medium Boden in das Medium Atmosphärenluft stattfinden.

Für eine in der Praxis bestehende Differenz zwischen den Emissionswerten nach VDI 3897 (1997, S. 51) und z.T. niedriger angesetzten Reinigungszielwerten für die Bodenluft gibt es allerdings keine Rechtsgrundlage, sofern es sich bei den relevanten Schadstoffen nicht um kanzerogene Stoffe handelt.

Tab. 3.4.4.3-1: Zulässige Emissionswerte bei der Abgasbehandlung von Bodenluftabsaugungen nach VDI-Richtlinie 3897 (1997, S. 51)

	Stoffe in der Bodenluft	**Zulässiger Höchstwert** [mg/m³]
Gewerbegebiete	organische Stoffe mit Ausnahme der aliphatischen KW von C1 - C4	50
	chlorierte Kohlenwasserstoffe mit Ausnahme kanzerogener Stoffe	20
	Kanzerogene Stoffe	So weit als möglich zu reduzieren
Wohngebiete	organische Stoffe mit Ausnahme der aliphatischen KW von C1 - C4	10
	chlorierte Kohlenwasserstoffe mit Ausnahme kanzerogener Stoffe	5
	Kanzerogene Stoffe	So weit als möglich zu reduzieren

Um bei Bodenluftsanierungen schädliche Umwelteinwirkungen insbesondere eine Schadstoffverlagerung vom Boden in die Luft zu verhindern, sollten einzelfallbezogen maximale Emissionswerte nach VDI-Richtlinie 3897 und ein Abscheidegrad für die Emission bei der geplanten Maßnahme festgelegt wer-

den. Es erscheint im Einzelfall sinnvoll – wenn möglich -, strengere, von der VDI-Richtlinie 3897 abweichende Anforderungen festzulegen. Grundsätzlich sollten geeignete Maßnahmen die Emissionen leichtflüchtiger Stoffe unter Berücksichtigung des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit so weit wie möglich reduzieren. Bei Anwesenheit kanzerogener Stoffe sind die Emissionen nach dem Stand der Technik zu minimieren.

Bei den ausgewerteten Bodenluftsanierungsmaßnahmen wurden in 37 % der Maßnahmen Angaben zur Abluftkontrolle gemacht, Frachtangaben für Stoffe in der Abluft waren bei 5 % der Maßnahmen dokumentiert (vgl. Abb. 3.4.4.3-1). Abluftuntersuchungen als sanierungsbegleitende Eigenkontrollmaßnahmen zum Nachweis des Einhalts bestimmter Emissionswerte wurden nur selten durchgeführt.

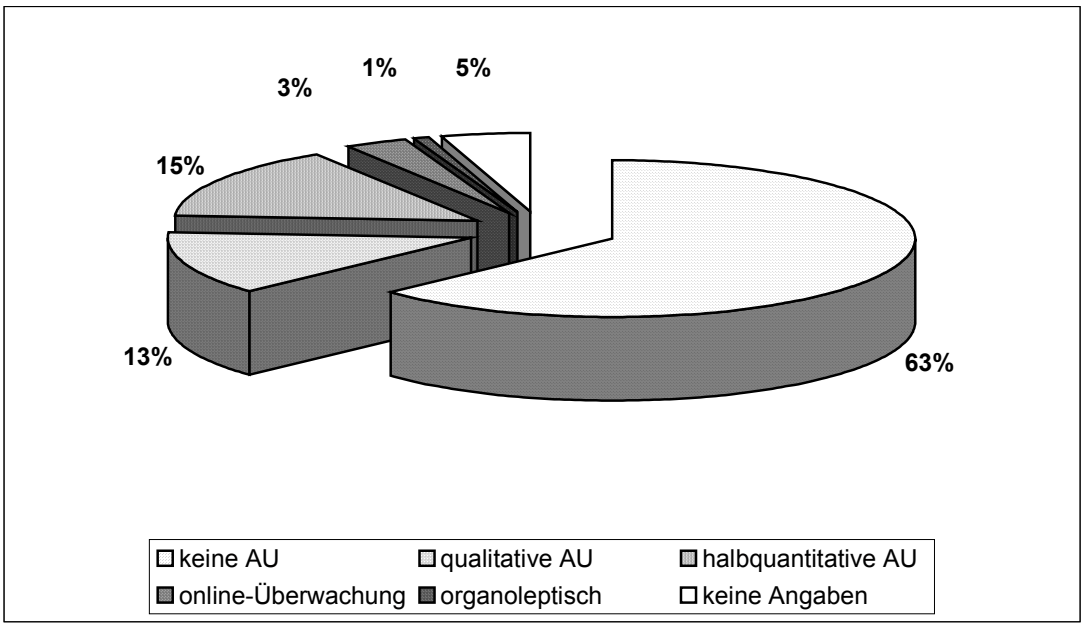


Abb. 3.4.4.3-1: Abluftuntersuchungen (= AU) bei den ausgewerteten Bodenluftsanierungsmaßnahmen (aus: Altenbockum & Odensaß 1998, S. 58)

Die Abluft von Bodenluftsanierungsanlagen sollte regelmäßig kontrolliert werden unter Berücksichtigung zulässiger bzw. zugelassener Emissionswerte (s.o.). Es ist sicherzustellen, dass bei einem ordnungsgemäßen Betrieb keine Verdünnungseffekte in der abgesaugten Bodenluft stattfinden, die zu einer vermeidbaren Abluftemission führen können. Statt einer regelmäßigen Überwachung kann im Einzelfall auch eine online- Überwachung zur kontinuierlichen Abluftkontrolle empfehlenswert sein.

3.5 Beurteilung der Untergrundverhältnisse

3.5.1 Geologisch-hydrologische Charakterisierung des Untergrundes

"Als Boden ist die oberste Schicht der Erdkruste zu verstehen [...] einschließlich der flüssigen Bestandteile (Bodenlösung) und der gasförmigen Bestandteile (Bodenluft), ohne Grundwasser und Gewässerbetten." (BBodSchG § 2 Abs. 1). Für die Überprüfung des Untergrundes zur Beurteilung der Bodenluft lässt sich hiernach die Betrachtung vereinfachend beschränken auf die ungesättigte Bodenzone, d.h. den Prozessraum zwischen Erdoberfläche und Grundwasserspiegel, in dem Bodenluft und Wasser zirkulieren können. Hierbei spielt es definitionsgemäß keine Rolle, ob ausschließlich natürliche Substrate vorliegen oder Mischungen zwischen natürlichen und anthropogenen bzw. technogenen Substraten wie Bauschutt, Schlacken oder Glas.

Um Kenntnisse über den für die Bodenluft relevanten Porenraum des Bodens zu erhalten, werden bei Lockergesteinen Sondierungen durchgeführt, bei Festgesteinen lassen sich entsprechende Angaben zumeist aus geologischen Karten und Erläuterungen hierzu entnehmen, so dass bei Bodenluftuntersuchungen im Festgestein aufwendige Untersuchungen z.B. zur Klüftung nicht in jedem Einzelfall durchgeführt werden müssen.

Die Absaugbarkeit der Bodenluft aus der ungesättigten Bodenzone hängt im wesentlichen von der vorherrschenden Korngrößenverteilung oder der Bodenart ab, welche nach Scheffer & Schachtschabel (1998, S. 136) in 6 Körnungsklassen unterteilt wird. Es werden Ton (T), Schluff (U), Sand (S), Kies (G), Steine (X) und Blöcke unterschieden.

Der Verband der Einzelkörner wird als Bodenmatrix bezeichnet. Alle Bereiche zwischen den festen Bodenkörnern, die nicht mit Wasser gefüllt sind, enthalten Luft und werden als Porenraum bezeichnet. Aufgrund der höheren Dichte sammelt sich das Wasser durch die Schwerkraft im unteren Teil des Porenraumes und verdrängt die Bodenluft nach oben in die frei zugänglichen Poren. Durch seine besonderen physikalischen Eigenschaften besetzt das Wasser auch den Kapillarsaum direkt oberhalb des ungespannten Grundwasserspiegels. Wasser wird eher als Luft an Bodenpartikel adsorbiert, und es verschließt aufgrund seiner ihm inherente Grenzflächenspannung auch im Kapillarraum feine Poren, die es nicht ganz ausfüllt (vgl. Abb. 3.5.1-1). Wasser umschließt das Korngerüst, so dass die Bodenluft z.T. nicht mit den Bodenkörnern in Berührung kommt. Somit hängt die Luftmenge in einem bestimmten Boden stark vom Wassergehalt und den durch diesen veränderlichen Bodeneigenschaften ab. Die für den Luftanteil im Boden entscheidenden Größen

sind daher das **Porenvolumen** und die **Porengrößenverteilung** bzw. zusammengefasst die **Porenstruktur**.

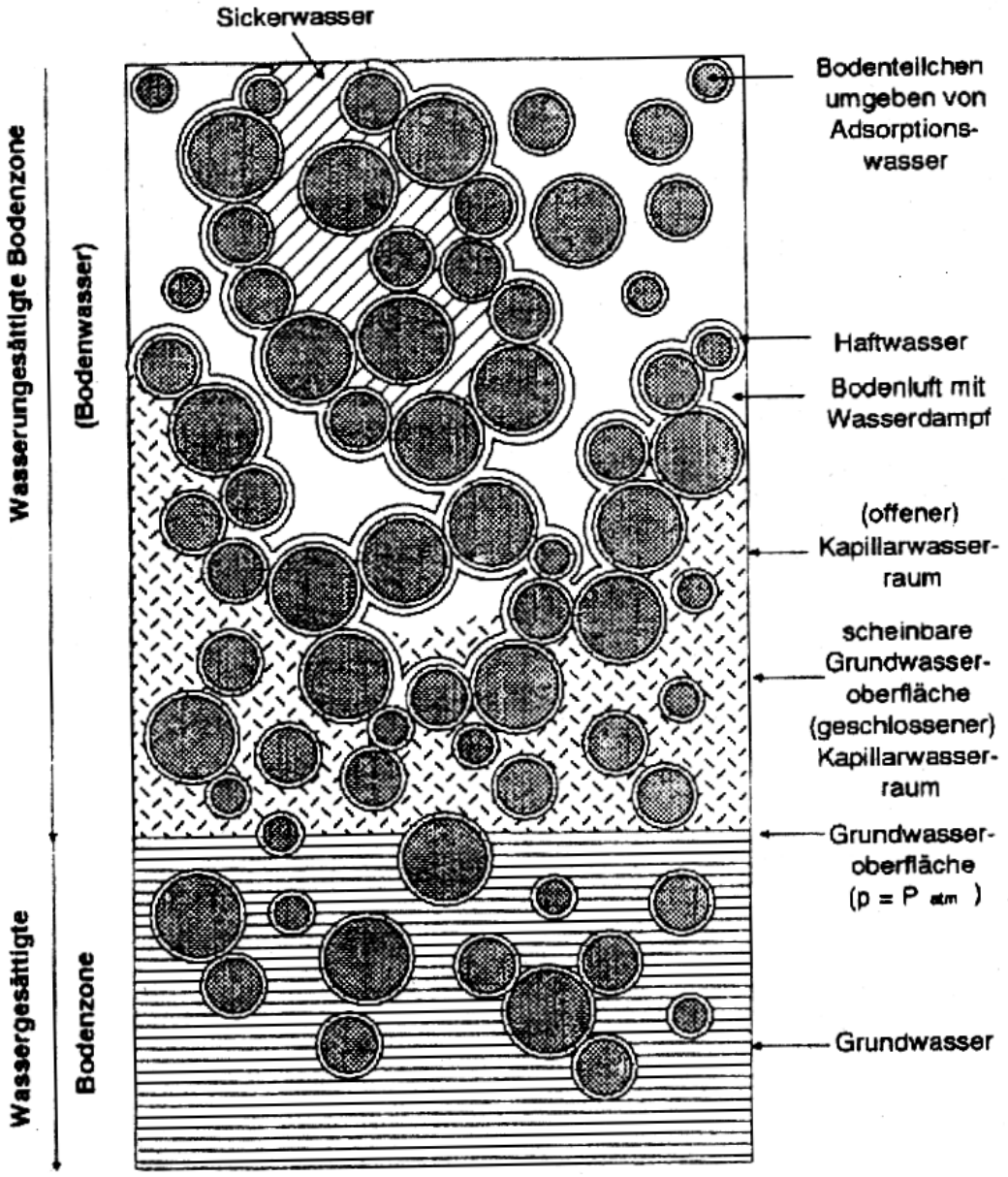


Abb. 3.5.1-1: Erscheinungsformen des unterirdischen Wassers
(aus: LfU BW 1995, S. 6)

Die Porenstruktur des Bodens wird von seiner Korngrößenverteilung und Lagerungsdichte bestimmt, wobei für bestimmte Bodentypen charakteristische Verteilungen von 3 Größenklassen der Poren ermittelt wurden (vgl. Tab. 3.5.1-1). Es wird nach Fein-, Mittel- und Grobporen unterschieden, letztere werden nochmals unterteilt:

Feinporen: **< 0,2 µm**

Mittelporen: **0,2 - 10 µm**

Enge Grobporen: **10 - 50 µm**

Weite Grobporen: **> 50 µm**

Tab. 3.5.1-1: Gesamtporenvolumen und Porengrößenverteilung von Böden (aus : Römer 1996, S. 94)

Boden-art	Poren-volumen	Porenanteile grob mittel fein weit eng				Luftgehalt bei Feldkapazität [4] im Mittel
	%	%	%	%	%	%
Sand-böden	42 ±7	25 ± 5	5 ± 5	7 ±5	5 ±3	30-40
Schluff-böden	45 ±8	5 ± 5	10 ± 5	15 ±7	15 ±5	10-25
Tonböden	53 ±8	0	8 ±5	10 ±5	35 ±10	5-15

[4] Gleichgewichtswassergehalt des Bodens

Im Mittel beträgt das Luftvolumen in Sandböden bei Feldkapazität ca. 30-40 %, in Schluff- und Lehmböden etwa 10-25 % und in Tonböden 5-15 % und weniger bei hohem Verdichtungsgrad. Je nach Vegetationsbesatz der Erdoberfläche ist allerdings der tatsächliche Luftgehalt des Bodens oft höher, da bewachsene Böden nur teilweise den der Feldkapazität entsprechenden Wassergehalt aufweisen (Scheffer & Schachtschabel 1998, S. 219). Dies betrifft nur Oberböden und trifft insbesondere in Trockenperioden zu

Der Gesamtporenanteil, das nutzbare Porenvolumen und der Adsorptionswasserraum sind Funktionen der Korngröße und in Abb. 3.5.1-2 dargestellt.

Die in Abb. 3.5.1-2 dargestellten Beziehungen haben unterschiedliche Luftdurchlässigkeiten (= Permeabilität) bei verschiedenen Bodenarten zur Folge. Nach DIN 19682 Teil 9 kann die Luftdurchlässigkeit direkt gemessen werden, indem für eine bestimmte Zeit die Menge Luft gemessen wird, die einen festgelegten Bodenquerschnitt durchströmt. Indirekt kann die Luftdurchlässigkeit des Bodens über die Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit (= Berechnung des K_f-Wertes) abgeschätzt werden**.** In Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung und dem damit zur Verfügung stehenden nutzbaren Porenvolumen und der Porengrößenverteilung ergeben sich für Böden unterschiedliche Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f- Werte). Sie geben auch Hinweise auf die Absaugbarkeit der Bodenluft. Man geht im Allgemeinen davon aus, dass Bodenluft bei vorhandenen k_f-Werten von > 10^{-3} m/s gut, bei k_f-Werten von 10^{-3} – 10^{-6} m/s mittelmäßig und bei k_f-Werten von < 10^{-6} m/s schlecht abgesaugt werden kann (vgl. Abb. 3.5.1-3).

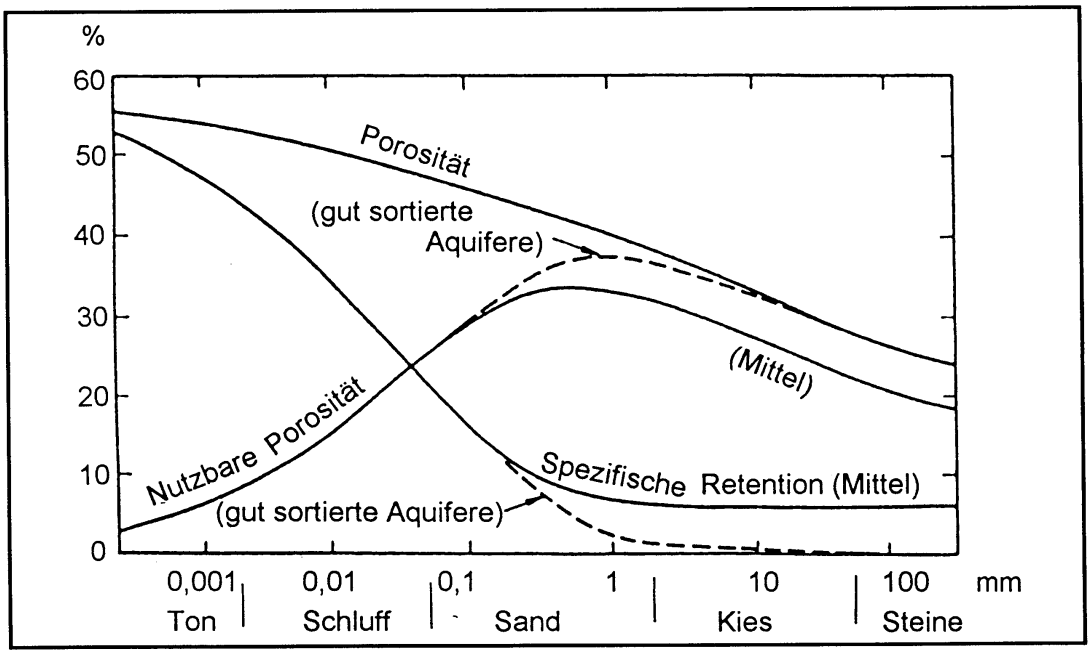


Abb. 3.5.1-2: Beziehung zwischen Gesamtporen, Nutzporen- und Adsorptionswasseranteil in Abhängigkeit von der Korngröße
(aus: Mattheß 1990)

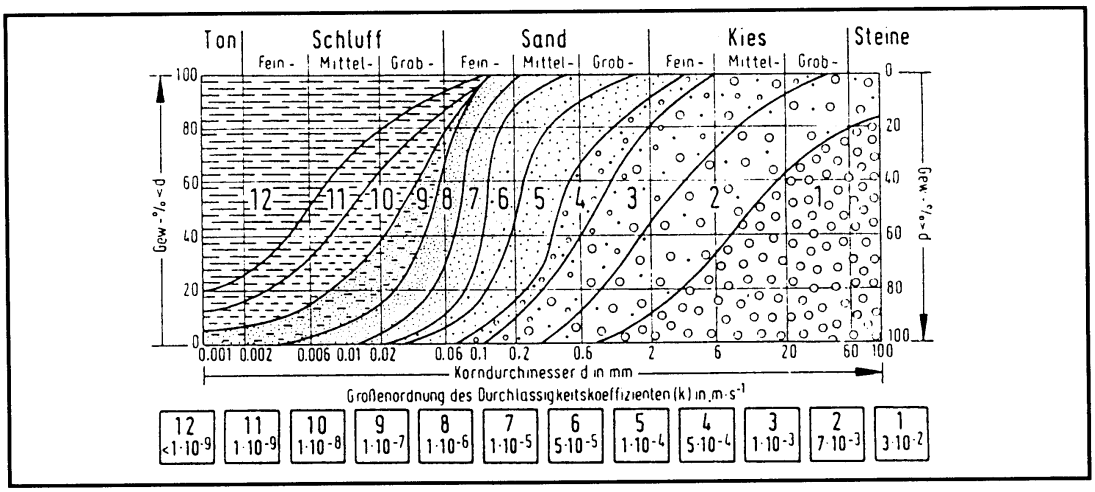


Abb. 3.5.1-3: Größenbereiche für den Durchlässigkeitsbeiwert für Wasser von verschiedenen Bodenarten (aus: Römer 1996, S. 99)

In der Gasphase befindliche Stoffe – also auch Schadstoffe – werden innerhalb des Porenraumes durch zwei Prozesse transportiert:

Konvektion: Als Folge barometrischer und temperaturbedingter Volumenänderungen dehnt sich Bodenluft aus oder schrumpft in ihrem Volumen und wird so innerhalb des Porensystems transportiert. Niederschlag, Bewässerung oder Überstauung können eine Verdrängung von Bodenluft aus den Poren bewirken, zu lokalen Druckveränderungen in der Gasphase und damit zu einer konvektiven Verlagerung der in den Poren vorhandenen Bodenluft führen.

Diffusion: Sie erfolgt ausschließlich aufgrund des vorherrschenden Partialdrucks und eines vorhandenen Konzentrationsgradienten und ist damit insgesamt für den Gastransport innerhalb der Bodenluft wesentlich bedeutsamer als der konvektive Transport. In Abhängigkeit vom Porenvolumen, der Porengrößenverteilung und des Wassergehaltes sowie den chemisch-physikalischen Eigenschaften der vorhandenen gasförmigen Substanzen erfolgt eine unterschiedliche Ausdehnung der Schadstoffe innerhalb des Bodens. Grundsätzlich wird sich jede in der Bodenluft vorliegende Substanz auf diffusivem Wege im Bodenkörper so weit ausbreiten, bis entweder zwischen zwei Bereichen ein Konzentrationsausgleich hergestellt werden konnte oder den Gastransport beeinflussende Faktoren die weitere Ausbreitung des Stoffes verhindern. Hier ist an erster Stelle der limitierenden Faktor Bodenwasser zu nennen. Mit zunehmendem Wassergehalt nimmt die Gasdiffusion innerhalb der Poren ab. Man geht davon aus, dass ab einer Porensättigung mit Wasser von ca. 50-60 % die Gasdiffusion als Transportmechanismus an ihre Nachweisgrenze stößt (vgl. HLfU 1999, S. 31).

Die Ausbreitung leichtflüchtiger Schadstoffe mit der Bodenluft hängt außerdem vom Aufbau des Substrates und der Schadstoffzusammensetzung ab. Schwille (1984) gibt eine Abnahme der Diffusionsgeschwindigkeit in der Reihenfolge Dichlormethan > Trichlormethan > 1,1,1-Trichlorethan > Tetrachlormethan an, was eine Funktion des Dampfdruckes ist und somit auch für andere leicht flüchtige Schadstoffe angenommen werden kann. Inhomogenitäten in der Untergrundbeschaffenheit können einen bedeutsamen Einfluss auf die Bodenluftkonzentration ausüben, wobei auf kurzer Distanz starke Konzentrationsdifferenzen hervorgerufen werden können.

Weitere beeinflussende Faktoren der Gasausbreitung sind neben dem aktuellen Porenwassergehalt (s.o.) Sorptions- und Desorptionsprozesse, welche generell die Gasdiffusion verlangsamen bzw. z.T. verhindern können. Dies gilt v.a. bei einem hohen Gehalt an organischer Substanz im Boden.

Eine versiegelte Oberfläche bewirkt i.A. eine größere laterale Ausbreitung leichtflüchtiger organischer Schadstoffe, da der diffusive Austritt der leichtflüchtigen Schadstoffe verhindert oder sehr stark gebremst wird. Beim Austritt an der nichtversiegelten Erdoberfläche aus der Bodenluft in die Atmosphäre tritt dagegen eine rasche Verdünnung der Schadstoffkonzentration ein.

Wie im einzelnen die oben beschriebenen physikalischen bzw. vorherrschenden baulichen Gegebenheiten auf die Absaugbarkeit der Bodenluft wirken, lässt sich durch einen Absaugversuch ermitteln (vgl. Kap. 3.1.3, 3.8).
Die Wegsamkeiten für die Bodenluft in der Bodenmatrix werden durch das vorhandene Bodenwasser stark beeinflusst. An den i.d.R. hydrophilen Kornoberflächen lagert sich eine mehr oder weniger dicke Schicht Adsorptionswassers an. Haftwasser ist das in den Poren gegen die Schwerkraft festgehaltene Wasser. Kapillarwasser bildet sich meniskenbildend in engen Poren. Es kann durch Kapillarkondensation aus der Bodenluft, durch kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser oder durch den Rückhalt von infiltriertem Niederschlagswasser gebildet werden (vgl. Abb. 3.5.1-1) (vgl. LfU Baden-Württemberg 1995, S. 8). Diese drei Arten von Wasser können das Transportverhalten von Schadstoffen in der Bodenluft beeinflussen (s.o.).
Grundwasser ist das im Boden durch die Schwerkraft bis zu einem wasserstauenden Horizont nach unten gesickerte Wasser, welches den Porenraum komplett ausfüllt und in dieser Form zusammen mit der Matrix die gesättigte Bodenzone unterhalb des Grundwasserspiegels bildet. Zum Grundwasser werden auch gering mächtige Stauwasserbereiche gezählt, die kurzzeitig i.S. eines „schwebenden Grundwassers“ oberhalb des Grundwasserspiegels auftreten (DIN 4047 Teil 10). Derartigen Staubereichen kommt bei Sanierungsvorhaben besondere Bedeutung zu, da sie ein erhebliches Speicherpotenzial für größere Schadstoffmengen bilden können.

Der **Durchlässigkeitskoeffizient** (oder Durchlässigkeitsbeiwert) wird durch den k_f-Wert angegeben. Seine Berechnung kann aus einer Korngrößenanalyse, aber auch aus einer Reihe von experimentell entwickelten Formeln erfolgen (vgl. u.a. Krusemann & Ridder 1973; Langguth & Voigt 1980; Hölting 1996). Der k_f-Wert liefert wertvolle Hinweise zur Beurteilung der Absaugbarkeit der Bodenluft (vgl. Abb. 3.5.1-3). Weitere wichtige hydrogeologische Beurteilungsgrößen sind der **Hydraulische Gradient** (auch hydraulisches Gefälle) und die **Transmissivität** (auch Transmissibilität). Ersterer beschreibt das Gefälle der ungespannten Grundwasserspiegelfläche und ist ein dimensionsloser Wert. Letztere beschreibt das Produkt aus k_f-Wert und der Mächtigkeit eines homogenen GW-Leiters. Somit kennzeichnet die Transmissivität das Transportvermögen eines definierten Aquifers für Wasser.
Schwankungen des Grundwasserstandes sowie der Gehalt an gelösten Schadstoffen sind bei der Untersuchung des Untergrundes mit zu erfassen, denn sie haben nicht unerhebliche Auswirkungen auf die Beschaffenheit und Menge der vor-

handenen Bodenluft, sowohl was den konvektiven Transport als auch die Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft ausmacht.

Obwohl bei im Grundwasser gelöst vorliegenden Schadstoffen nicht die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Schadstoffe im Vordergrund stehen, sondern die der wässrigen Lösung, können die gelösten Schadstoffe ein Nachlieferungspotenzial für die Bodenluft bilden, sofern sie flüchtig sind und damit die Tendenz besitzen, aus der wässrigen Lösung in die Gasphase überzutreten. Hierzu muss aber der Boden gut luftwegsame Poren besitzen. Nach Angaben von Rippen et al. (1996, S. 45) kann dieser Effekt sogar kurzzeitig dazu führen, dass es in frisch ausgehobenen Baugruben innerhalb der ungesättigten Bodenzone zu einer Überschreitung der MAK-Werte bestimmter flüchtiger Substanzen kommen kann, die im Grundwasser unterhalb der Grubensohle gelöst vorliegen. Das Ausmaß dieser Ausgasung von Schadstoffen aus der ungesättigten Bodenzone werde jedoch häufig überschätzt, so Rippen et al., da durch einen Verdünnungseffekt an der Atmosphärenluft nur noch sehr geringe Schadstoffkonzentrationen nachweisbar seien. Bei sehr tiefen Baugruben kann es aufgrund ihrer Abgeschlossenheit vom ständigen Luftaustausch zu einer Gasansammlung auf der Grubensohle kommen, sofern die Gase schwerer sind als die atmosphärische Luft (z.B. CO_2). Aus diesem Grunde werden derartige Gruben bewettert und mit Gasmessgeräten permanent überwacht.

3.5.2 Feuchte und Temperatur

Die relative Luftfeuchte der Bodenluft ist höher als die der atmosphärischen Luft. Sie ist stark von der Bodentemperatur und dem Versiegelungsgrad abhängig (s.u.). Die relative Luftfeuchte der Bodenluft liegt bei unbeeinflussten und natürlichen Böden nur sehr selten unter 95 % (Scheffer & Schachtschabel 1998, S. 220). Bei versiegelten Flächen (z. B. innerstädtische Bereiche) werden Bodenluftfeuchten von ca. 60 – 95 % gemessen (Römer 1996). Nach den Bedingungen des allgemeinen Gasgesetzes kann die Bodenluft je nach den physikalischen Eigenschaften des betrachteten Schadstoffes unterschiedliche Mengen davon aufnehmen, bis die Sättigungskonzentration erreicht ist. Nach Angaben des ITVA (1997) kann Bodenluft z.B. 1535 g/m³ Dichlormethan aufnehmen, jedoch nur 29 g/m³ o-Xylol (vgl. Tab. 3.6.1-1).

Die Bodentemperatur schwankt in Abhängigkeit von der Sonneneinstrahlung, der Erdwärme und der Reaktionswärme, die beim Abbau organischer Substanz anfällt. Im Tages- bzw. Jahresgang erwärmt sich der Boden zunehmend auch bis in tiefere Schichten und mit ihm die Bodenluft. Das Temperaturmaximum wird dabei im Bodenbereich unmittelbar unter der GOK und in Abhängigkeit von der Exposition am

späten Nachmittag bzw. zu Beginn des Herbstes erreicht. Messbare Auswirkungen hat die Erwärmung bis in eine Tiefe von ca. 4 m. Bodenluftabsaugungen finden überwiegend in einer Tiefe von 1,5-4 m u. GOK statt (vgl. Römer 1996; S.102).
Wetterabhängig ändern sich innerhalb der Bodenluft die relative wie absolute Feuchte und die Temperatur und somit der Taupunkt. Die Sättigungskonzentration von leichtflüchtigen Schadstoffen in der Bodenluft ist temperaturabhängig, daher resultieren hieraus bei unterschiedlichen Temperaturen unterschiedliche Bodenluftbelastungen (vgl. Abb. 3.5.2-1).

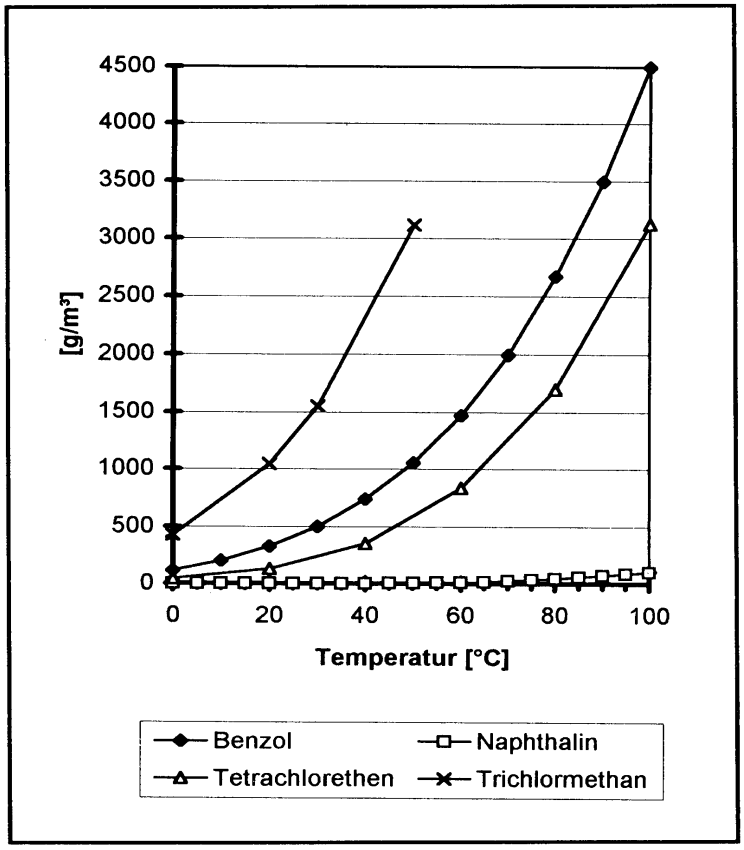


Abb. 3.5.2-1: Temperaturabhängigkeit der Sättigungskonzentration vier leichtflüchtiger Substanzen in der Bodenluft (aus: Römer 1996, S. 103)

Zur Sicherstellung einer vergleichbaren Qualität wird daher grundsätzlich empfohlen, bei der Beprobung der Bodenluft und bei in Betrieb befindlichen Bodenluftabsauganlagen, Vorortparameter zu ermitteln und die Ergebnisse in einem Probennahmeprotokoll zu dokumentieren. Aufgrund des starken Einflusses, den die nachfolgend aufgezählten Parameter bei der Probennahme auf die Schadstoffe haben können (s.o.), sind bei jeder Probennahme die Vorortparameter relative Luftfeuchte, Temperatur, Volumenstrom, Druckverhältnisse und ggf. Sauerstoffgehalt mittels geeigneter Messung zu erfassen (vgl. Kap. 6.3.1), damit die exakten physikalischen BL-Zustände während der Beprobung zur Auswertung und Beurteilung der Schadstoffsituation vorliegen.

3.6. Überprüfung der Stoffeigenschaften

3.6.1 Chemisch-physikalische Stoffeigenschaften

Für die Bodenluftabsaugung eignen sich nur leichtflüchtige Stoffe. Dabei ist der Übergang des Stoffes von fest/flüssig in die Gasphase bei Bodentemperatur für das Funktionieren der Bodenluftabsaugung eine notwendige Voraussetzung. Die Tabelle 3.6.1-1 zeigt diejenigen Stoffe, welche bisher mittels Bodenluftabsaugung aus dem Untergrund erfolgreich abgesaugt werden konnten (vgl. ITVA 1997, S. 4). Im Prinzip gelten nur solche Stoffe als gut absaugbar, deren Dampfdruck bei 20° C 10 mbar überschreitet und deren Siedetemperatur unterhalb von 200° C liegt. Wenn in Tab. 3.6.1-1 dennoch Stoffe zu finden sind, deren Dampfdruck geringer ist, dann liegt das an den Praxiserfahrungen mit Bodenluftabsaugungen, bei denen z.B. unter besonders günstigen Bodenbedingungen (homogener Sandboden) oder Vorliegen eines Einzelstoffes auch Absaugerfolge erzielt werden konnten.

Zur Überprüfung der Sanierungsmöglichkeit sowie hinsichtlich der Planung eventuell notwendiger Maßnahmen zum Arbeits- und Gesundheitsschutz sind nachfolgende Stoffeigenschaften zu ermitteln bzw. zusammenzustellen: Dampfdruck, Siedepunkt, Gasdichte, Sättigungskonzentration in Luft, untere Explosionsgrenze (UEG) und obere Explosionsgrenze (OEG) sowie toxikologische Stoffdaten und arbeitsschutzrechtliche Grenzwerte.

Die Tabelle 3.6.1-1 soll eine Orientierungshilfe darstellen. Die Bandbreiten der aufgeführten Stoffeigenschaften können bei der Zuordnung nicht genannter Stoffe hilfreich sein. Grundsätzlich muss aber beachtet werden, dass es Stoffe gibt, die zwar

theoretisch absaugbar sind, bei denen in der Praxis jedoch mittels Absaugung keine signifikanten Frachtausträge erzielt werden können. Dies ergibt sich aus der Tatsache, dass ein Wechsel des Aggregatzustandes von fest/flüssig nach gasförmig bei normalen Bodentemperaturen nicht (z.B. fast alle Metalle) oder nur in geringem Maße (z.B. Phenole, Naphthalin oder andere organische Stoffe mit niedrigem Dampfdruck) möglich ist.

Es kann davon ausgegangen werden, dass bei 20° C Stoffe mit einem Dampfdruck unterhalb von 10 mbar oder einer Siedetemperatur oberhalb von ca. 200° C nur sehr schwer abzusaugen sind.

Tabelle 3.6.1-1: Chemisch-physikalische Eigenschaften ausgewählter Stoffe
(aus: ITVA 7/97 S. 5)

Stoffname	Formel	Dampfdruck mbar (20°C)	Siedepunkt (°C)	Gasdichte g/l	Sättigungskonz. g/m³	UEG Vol.-%	OEG Vol.-%
Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW)							
Dichlorethan (1,1-)	$C_2H_4Cl_2$	**244.0**	**57,2**	**3.42**	**991.0**	**5.6**	**16.0**
Dichlorethan (1,2-)	$C_2H_4Cl_2$	**87.0**	**84,1**	**.**	**353.0**	**6.2**	**16.0**
Trichlorethan (1,1,1-)	$C_2H_3Cl_3$	**133.0**	**74,1**	**.**	**728.0**	**8.0**	**15.5**
Trichlorethan (1,1,2-)	$C_2H_3Cl_3$	**25.0**	**114,6**	**4.61**	**137.0**	**.**	**.**
Tetrachlorethan (1,1,2,2-)	$C_2H_2Cl_4$	**6.4**	**146,3**	**5.8**	**44.0**	**.**	**.**
Chlorethen (VC)	C_2H_3Cl	**3400**	**- 14,3**	**2.16**	**Gas**	**3.8**	**31.0**
Dichlorethen (1,1-)	$C_2H_2Cl_2$	**667.0**	**37,0**	**.**	**2655.0**	**6.5**	**15.0**
cis-1,2-Dichlorethen	$C_2H_2Cl_2$	**215.0**	**60,2**	**.**	**855.0**	**6.2**	**1.0**
Trichlorethen (Tri)	C_2HCl_3	**77.3**	**86,9**	**3.0**	**417.0**	**7.9**	**n.b.**
Tetrachlorethen (Per)	C_2Cl_4	**18.6**	**121,0**	**5.73**	**127.0**	**.**	**.**
Dichlormethan	CH_2Cl_2	**473.0**	**41,6**	**.**	**1535.0**	**13.0**	**22.0**
Trichlormethan (Chlorof.)	$CHCl_3$	**211.0**	**62,7**	**4.12**	**1035.0**	**.**	**.**
Tetrachlormethan (Tetra)	CCl_4	**116.0**	**77,7**	**5.3**	**732.0**	**.**	**.**
Chlorbenzol	C_6H_5Cl	**11.7**	**132,7**	**3.89**	**54.0**	**1.3**	**11.0**
Dichlorbenzole	$C_6H_4Cl_2$	**1.3 - 2.4**	**173,0 - 181,5**	**5.08**	**7.8**	**2.2**	**12.0**
Dichlorpropan (1,2-)	$C_3H_6Cl_2$	**56.0**	**97,8**	**3.9**	**260.0**	**3.4**	**14.5**
Epichlorhydrin	C_3H_5ClO	**16.0**	**117,5**	**3.2**	**61.0**	**2.3**	**34.4**
Leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX)							
Benzol	C_6H_6	100.0	80,1	2.7	320.0	1.2	8.0
Toluol	C_7H_8	29.0	110,8	3.18	110.0	1.2	7.0
Ethylbenzol	C_8H_{10}	9.5	136,2	3.66	41.0	1.0	6.7
Xylole	C_8H_{10}	6.7	144,4	3.66	29.0	1.0	7.6
Leichflüchtige aliphatische Kohlenwasserstoffe ("Benzin-KW")							
Normalbenzin	.	410	25,0 - 214,8	.	.	.	.
Superbenzin	.	586	25,0 - 214,8	.	.	.	.
Methan	CH_4	Tk: - 82.5 C	- 161,5	.	Gas	5.0	15.0
Sonstige leichtflüchtige Verbindungen							
Dibromethan (1,2-)	$C_2H_4Br_2$	15.0	131,3	6.49	116.0	.	.
Schwefelwasserstoff	H_2S	18,1	-60,2	1,535	Gas	4,3	45,5
Ammoniak	NH_3	8,57	-33,35	0,77	Gas	15,0	30,2

3.6.2 Ausbreitungsverhalten der Schadstoffe im Untergrund

Zu Bodenluftverunreinigungen kommt es i.d.R. durch den Eintrag flüchtiger Schadstoffe in Flüssigphase oder wässriger Lösung in den Untergrund. In der ungesättigten Bodenzone wird diese Stoffphase bei der Versickerung mehr oder weniger stark an das Bodengefüge gebunden, wo sie ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften folgend bis zum Erreichen eines Gleichgewichtes zwischen Boden, Bodenwasser und Schadstoff in die Gasphase übergehen. Ein Eintrag in den Boden als Gas ist weniger wahrscheinlich.

Art und Umfang konvektiver oder diffusiver Ausbreitungsprozesse der Schadstoffe inder Bodenluft hängen maßgeblch von Temperatur- und Konzentrationsgefälle ab (vgl. Kap. 3.5.1). Daneben sind von Bedeutung:

1. die Beschaffenheit und der Wassergehalt der Porenstruktur des Bodens,
2. die Zusammensetzung und der Mineralaufbau der Bodenmatrix,
3. die chemisch-physikalischen Eigenschaften und Zustandsformen der flüchtigen Schadstoffe (vgl. Kap. 3.5.1, 3.6.1).

1. Bei grobporigen Sedimenten, kann eine schnellere Ausbreitung der flüchtigen Verbindungen erfolgen. Liegen hohe Ton- und Schluffgehalte vor und damit ein hoher Anteil an Fein- und Mittelporen, weist die Bodenmatrix schlechte Wegsamkeiten für die Bodenluft auf. Der Bodenlufttransport innerhalb der Porenraumes durch konvektiven Transport spielt bei sehr feinkörnigen Böden und Sedimenten keine nennenswerte Rolle (vgl. Kap. 3.5.2).

   Außerdem beeinflusst der Wassergehalt in den Poren die Diffusionsleistung und –geschwindigkeit sowie das Adsorptionsverhalten von Schadstoffen. Dies gilt v.a. für Klein- und Mittelporen unterhalb eines Durchmessers von 100 nm, da diese durch Kapillarkondensation auch in der ungesättigten Bodenzone wassergesättigt sind und dadurch für die Bodenluft unzugänglich sind (vgl. LfU 1995, S. 68). Mit sinkenden Wassergehalten in der Bodenluft steigt die Neigung potenzieller Adsorbenten, sich an Bodenkolloide zu binden. Da die Diffusionsgeschwindigkeit in Wasser allerdings erheblich niedriger ist als in Luft, steigt aber wiederum mit sinkendem Wassergehalt auch die Ausbreitungsgeschwindigkeit flüchtiger Verbindungen in der Bodenluft (vgl. Kap. 3.5.2).

   Bei einer Erniedrigung der Temperatur nimmt die Adsorptionsneigung der flüchtigen Substanzen an feste Bodenbestandteile deutlich zu und damit die Schadstoffkonzentrationen der Bodenluft ab. Zusätzlich senken niedrige Boden- und Bodenlufttemperaturen die Diffusionsgeschwindigkeiten leichtflüchtiger Sub-

stanzen in der Bodenluft und bewirken so eine verlangsamte Schadstoffausbreitung (vgl. Kap. 3.5.2).

2. Die Mineralzusammensetzung und der Gehalt an organischer Substanz im Boden beeinflussen in starkem Maße die Adsorption flüchtiger Schadstoffe an die Festphase. Unpolare flüchtige Substanzen wie LCKW werden bevorzugt an organische Bestandteile im Boden adsorbiert, dagegen weisen sie eine vergleichsweise geringe Affinität zu mineralischen Bodenbestandteilen auf.
3. Entsprechend der substanzspezifischen Adsorptionsaffinitäten, also der Stoffdaten für Dampfdruck, Wasserlöslichkeit, dynamische Viskosität und Dichte sowie der Konzentration, breiten sich verschiedene Stoffe unterschiedlich stark in der ungesättigten Bodenzone aus.

Wesentliche Veränderungen im Ausbreitungsverhalten leichtflüchtiger Schadstoffe in der ungesättigten Bodenzone kann darüberhinaus eine Versiegelung der Erdoberfläche bewirken. In diesem Zusammenhang sind die Darstellungen der HLfU (1999, S. 34 ff) von großer Bedeutung, die unter Berufung auf Laborversuche von Mendoza (1989, 1990) ausführt, dass die Schadstoffverbreitung in der ungesättigten Bodenzone unter Versiegelung zumeist einen größeren Radius vom Kontaminationsherd einnimmt als im Falle eines nicht versiegelten Bodens. Dies trifft allerdings hauptsächlich auf die durch Diffusion gesteuerte Ausbreitung der Schadstoffe zu, weniger für die konvektive.

Vor der Konzipierung und Installation einer Bodenluftsanierungsanlage ist in jedem Fall als Eignungsuntersuchung ein Absaugversuch mit integrierten Reichweitenmessungen durchzuführen. Dieser soll über die Möglichkeit der generellen Absaugbarkeit der kontaminierten Bodenluft unter den einzelfallspezifischen Randbedingungen (Untergrundverhältnisse, Schadstoffpotenzial etc.) aufklären (vgl. Kap. 3.2.3; 3.7.2). Außerdem kann der Absaugversuch ggf. Hinweise zum zeitlichen Rahmen einer durchzuführenden Bodenluftsanierung liefern. Aussagen über die nach Beendigung der Bodenluftsanierung voraussichtlich verbleibenden Schadstoffe können anhand eines Absaugversuches nicht gemacht werden.

3.7 Absaugbarkeit von leichtflüchtigen Schadstoffen

3.7.1 Ergebnisse von Laboruntersuchungen

Parallel zur vorliegenden Recherche wurden zur Absaugbarkeit leichtflüchtiger Stoffe (hier CKW) Laborversuche durchgeführt mit dem Ziel, den Grad der Absaugbarkeit in Abhängigkeit des Unterdruckes zu ermitteln. In einem ersten Versuch, welcher im Labor der Fa. Umwelt Control Lünen (UCL) durchgeführt wurde, wurden 1,8 kg Halterner Sand in einem geschlossenen Behälter über Septum mit 20 g LCKW (zu gleichen Teilen 1,1,1-TRI (1,1,1 Trichlorethan); Trichlorethen (TRI) und PER (Tetrachlorethen)) und 50 g Wasser beaufschlagt. Mit Hilfe dieses Wassergehaltes wurde ein Feuchtegehalt der Bodenluft von ca. 90% eingestellt. Anschließend wurde mit verschiedenen Unterdrücken (10, 50, 100 mbar) Bodenluft abgesaugt und in bestimmten Zeitintervallen (1 min, 5 min, 10 min, 30 min, 1 h) für eine Analyse mit dem headspace-Verfahren entnommen (vgl. Kap. 6.3.2). Die Absaugung wurde über einen Zeitraum von 30 h durchgeführt, um zu erkunden, wie sich die Schadstoffkonzentrationsentwicklung gestaltet und wann sich innerhalb des Schadstoffaustrages ein asymptotisches Niveau einstellt. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Der Zeitbedarf, der erforderlich war, um 30 l Probenmenge abzusaugen, lag bei den verschiedenen Unterdrücken zwischen 3,5 min (100 mbar) und 13 min (10 mbar). Die hierbei entnommene Schadstoffmenge betrug zwischen 200 mg bei 10 mbar und 500 mg bei 100 mbar. Dies korrespondierte mit einer in der Bodenluft vorhandenen interpolierten Schadstoffkonzentration zwischen 15.000 mg/m³ bei 10 mbar und 71.000 mg/m³ bei 100 mbar.

Nach 2 h Absaugung wurde bei allen angelegten Unterdrücken ein Konzentrationsrückgang von über 99,5% ermittelt, was auf das Erreichen eines asymptotischen Niveaus hindeutet. Nach 30 h betrug der Schadstoffaustrag bei 10 mbar 1,5 g, bei 50 mbar 7,5 g und bei 100 mbar 12,6 g. Dies entspricht einem relativen Schadstoffaustrag von 7,5% (10 mbar), 37,5% (50 mbar) und 63% (100 mbar) des beaufschlagten LCKW-Gemisches. Im unteren Druckbereich (ca. 10 mbar) ist demnach der relative Schadstoffaustrag sehr gering. Es ist daher anzunehmen, dass eine vollständige Dekontamination unter diesen Voraussetzungen nicht gelingt. Der Schadstoffaustrag im höheren Unterdruckbereich (100 mbar) zeigt eine recht hohe Schadstoffaustragsrate, was im ersten Laborversuch auf einen direkten Zusammenhang zwischen Schadstoffaustrag und angelegtem Unterdruck hinweist.

Bei den 100 ausgewerteten Bodenluftsanierungsmaßnahmen hat sich allerdings herausgestellt, dass die wirksamen Unterdrücke, welche an der Kontrollmessstelle gemessen werden, als Folge der vorliegenden Bodenverhältnisse realistisch max. ca. 15 mbar betragen und sich nicht beliebig steigern lassen. Sicherlich liegen in sehr seltenen Ausnahmefällen homogene Bodenverhältnisse in einem gut luftdurchlässigen Sediment vor, so dass auch höhere Unterdrücke wirksam werden können, i.d.R. ist jedoch der natürlich gewachsene Boden und erst recht das anthropogene Substrat von großer Heterogenität, so dass der Absaugbarkeit von Bodenluft Grenzen gesetzt sind (vgl. Kap. 3.5.1; 3.7.2).
Eine weitere Beeinflussung ergibt sich durch das direkte physikalische Zusammenwirken von Druck und Volumenstrom, welcher bei Zusammenschaltung mehrerer Absaugbrunnen deutlichen Einfluss auf die wirksamen Unterdrücke an den Brunnen hat (vgl. ALTENBOCKUM et al. 1999). Dadurch ergibt sich, dass in der Praxis nur der untere Bereich der möglichen Unterdrücke bei der Bodenluftabsaugung wirksam ist.

Um den niedrigen Unterdruckbereich genauer zu untersuchen, wurde bei der meta Messtechnische Systeme GmbH in Altenberge ein weiterer Laborversuch gefahren. Der Versuchsaufbau wird in Abb. 3.7.1-1 dargestellt. Ein wesentlicher Unterschied zum ersten Versuch war eine online-Datenaufzeichnung und Auswertung der Messparameter mittels PC. Zusätzlich wurden die Begleitparameter Temperatur, Feuchte und Druck der abgesaugten Bodenluft gemessen und aufgezeichnet.

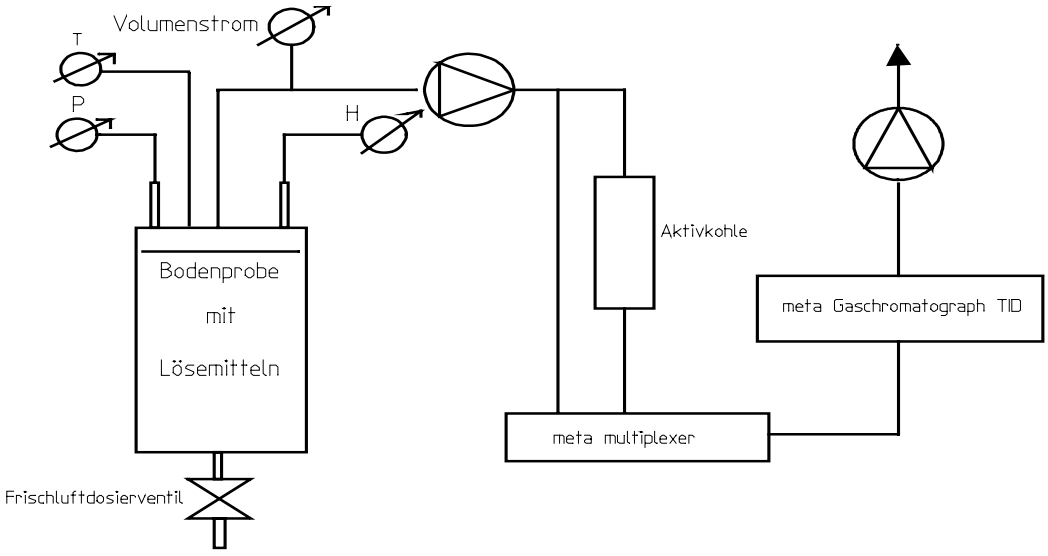


Abb. 3.7.1-1: Versuchsaufbau zur Laborversuchsreihe Bodenluftabsaugung im niedrigen Unterdruckbereich

Die Laboranlage besteht aus einem Edelstahlzylinder, der beidseitig mit einem Deckel verschlossen ist. Im unteren Deckel befindet sich ein Nadelventil zur Dosie-

rung von Frischluft. Zur Aufnahme der Begleitparameter Druck, Feuchte und Temperatur sind im oberen Deckel die entsprechenden Messsonden installiert. Zwischengeschaltet ist ein Flowmeter. Nach der Absaugpumpe besteht die Möglichkeit, den Gasstrom über Aktivkohle oder direkt auf den Gaschromatographen (GC) zu geben. Zur Förderung eines kontinuierlichen Volumenstroms ist dem GC eine Messgaspumpe nachgeschaltet.

Die Masse des im Laborversuch eingesetzten Halterner Sandes betrug 6,4 kg (Dichte 1.700 kg/m³). Dieser Bodenkörper wurde mit jeweils 6,6 g 1,1,1-TRI (1,1,1 Trichlorethan); Trichlorethen (TRI) und PER (Tetrachlorethen) sowie 50 g Wasser beaufschlagt. Während der Versuche stellte sich durch angesaugte Umgebungsluft ein konstanter Feuchtegehalt von ca. 40% ein. Dies zeigt Abb. 3.7.1-2, in der neben der Feuchte zusätzlich der Druck während des Versuchsverlaufs dokumentiert ist.

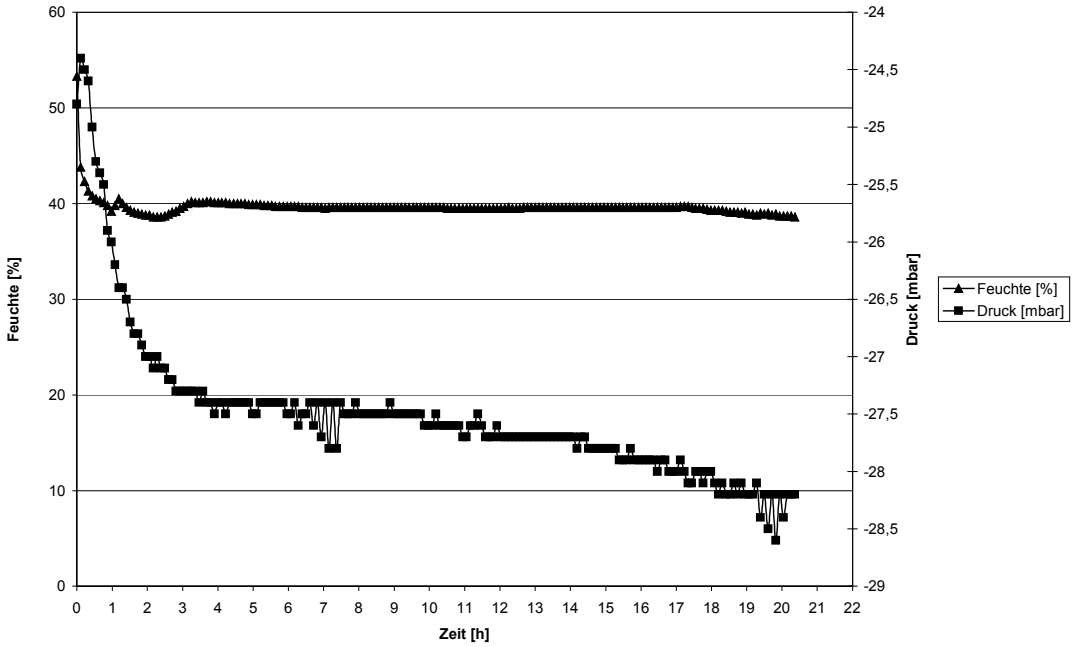


Abb. 3.7.1-2: Feuchtegehalt der Bodenluft während des Absaugversuches
(Versuch 4b, 25 mbar)

Für die Unterdrücke 1, 5, 10 und 25 mbar wurden jeweils 2 Versuchsreihen von jeweils 50 h gefahren. Die Wiederholungsabsaugungen in jedem Unterdruckbereich sollten zur Beurteilung der Reproduzierbarkeit des Versuches dienen. Stoffbezogene Messungen erfolgten jeweils vor und nach der Filtereinheit.

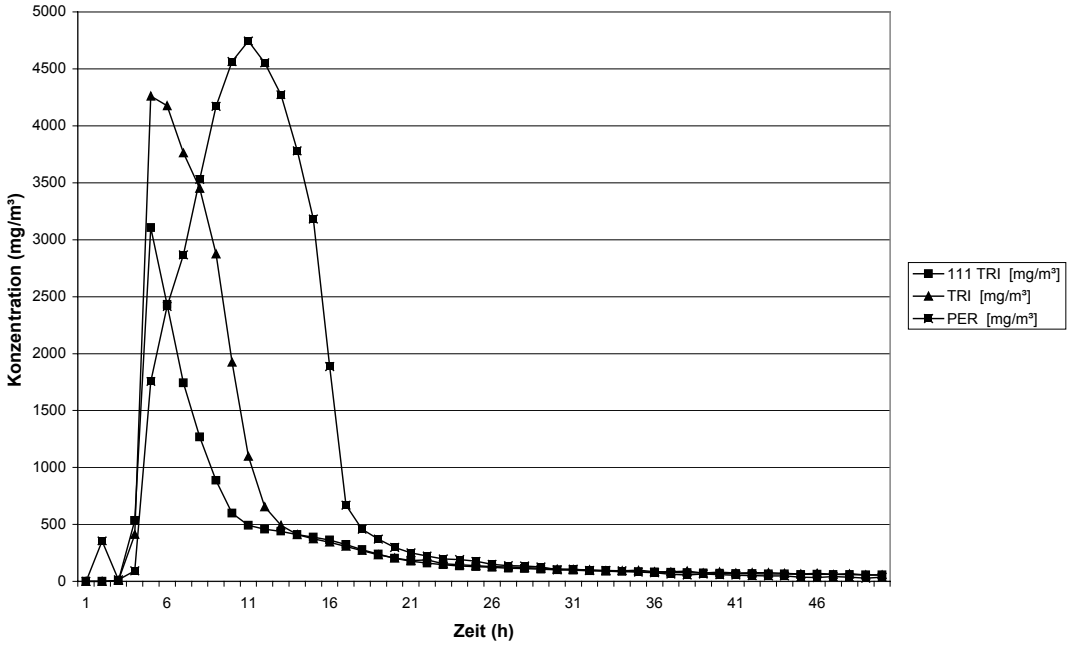


Abb. 3.7.1-3: Konzentrationsentwicklung im Laborabsaugversuch (2. Versuchsreihe) bei 1 mbar Unterdruck

Die Abbildungen 3.7.1-3 bis 3.7.1-6 zeigen jeweils die Konzentrationsentwicklung innerhalb der abgesaugten Bodenluft über eine Versuchsdauer von ca. 50 h bei den angelegten Unterdrücken von 1, 5, 10 und 25 mbar.

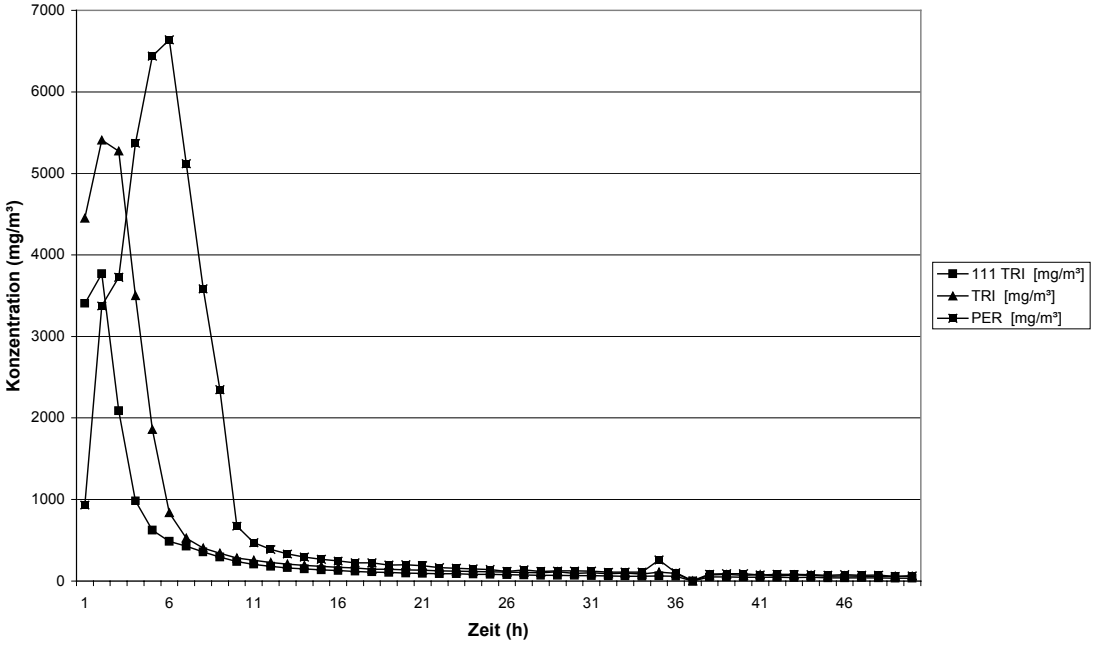


Abb. 3.7.1-4: Konzentrationsentwicklung im Laborabsaugversuch (2. Versuchsreihe) bei 5 mbar Unterdruck

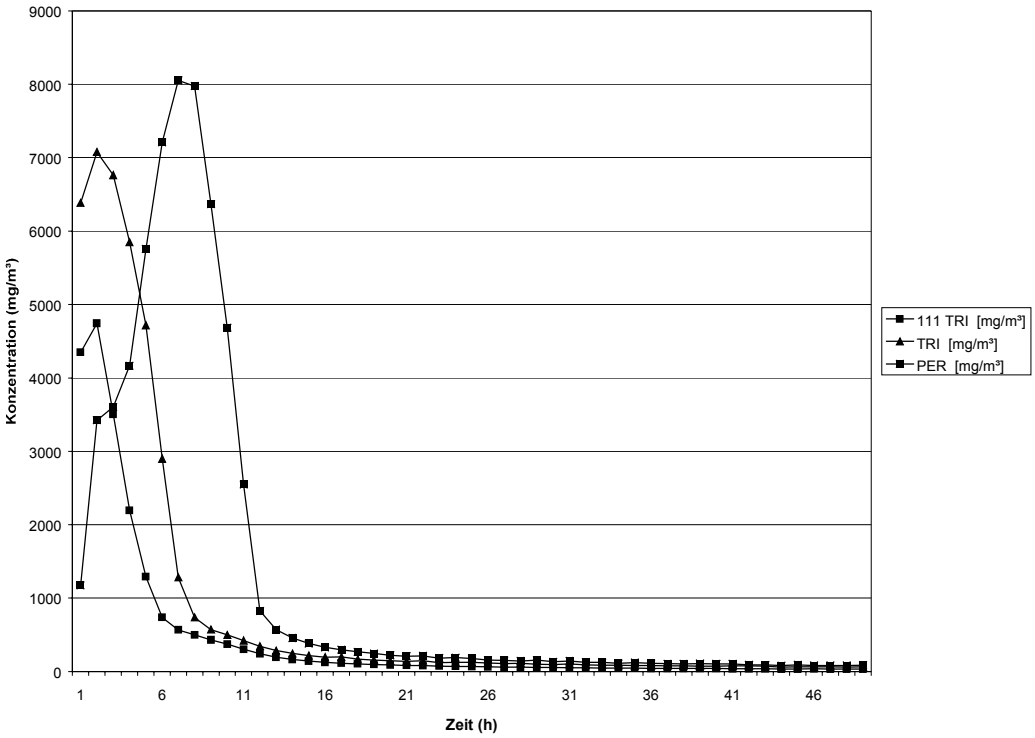


Abb. 3.7.1-5: Konzentrationsentwicklung im Laborabsaugversuch (2. Versuchsreihe) bei 10 mbar Unterdruck

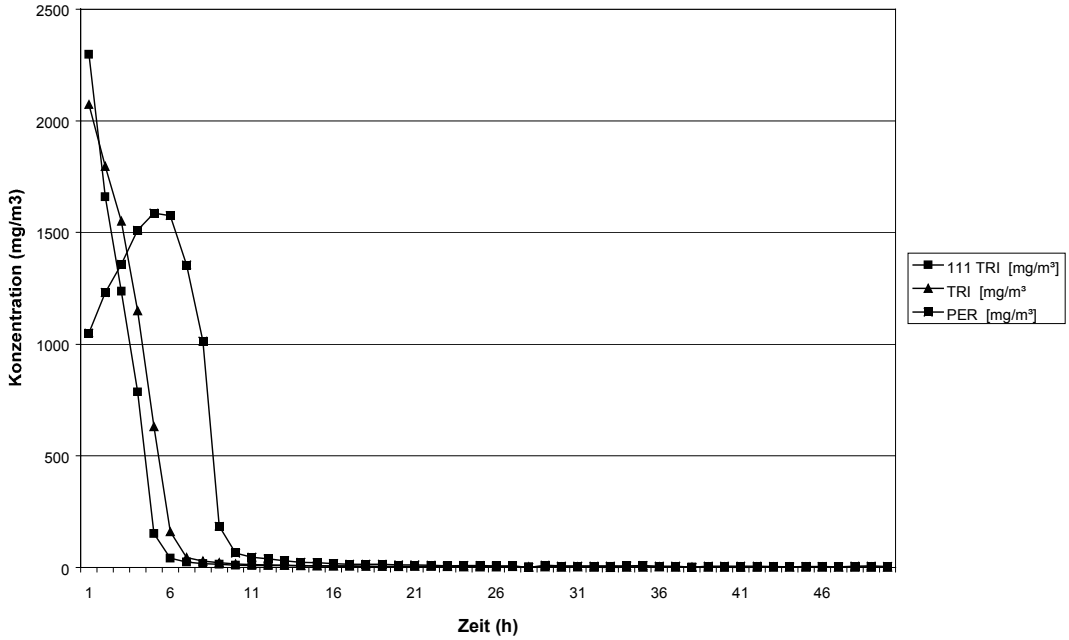


Abb. 3.7.1-6: Konzentrationsentwicklung im Laborabsaugversuch (2. Versuchsreihe) bei 25 mbar Unterdruck

In der Tab. 3.7.1-1 sind die Daten für den relativen und absoluten Schadstoffaustrag für die angegebenen Unterdruckbereiche aufgelistet. Aus den Ergebnissen wird deutlich, dass bei allen in den Versuchen gefahrenen Unterdrücken der Schadstoffaustrag sowohl relativ als auch absolut sehr gering ist. Im zweiten Laborversu-

ch bestätigen sich die im ersten Laborversuch ermittelten Schadstoffaustragsraten für den Unterdruckbereich von 10 mbar.

Eine direkte Abhängigkeit des Schadstoffaustrages vom angelegten Unterdruck ist im Bereich von 1 bis 25 mbar nicht erkennbar (siehe Tab. 3.7.1.-1). Dieses Ergebnis bestätigen die Wiederholungsmessungen der 2. Versuchsreihe (siehe Tab. 3.7.1-2). Bei gemeinsamer Auswertung der Versuche zeigt sich jedoch zusammenfassend ein optimaler Unterdruckbereich von 1 bis 10 mbar.
Bei alleiniger Betrachtung des zweiten Versuches entsteht der Eindruck, dass bei den vorhandenen Randbedingungen unterhalb eines Unterdruckes von 1 mbar und oberhalb von 10 mbar eine Verbesserung der Absaugbarkeit nicht erzielt werden kann. Dies steht bzgl. des höheren Unterdruckbereiches (>10 mbar) allerdings im Widerspruch zu den Ergebnissen des 1. Versuches.

Tab. 3.7.1-1: Absoluter und relativer Schadstoffaustrag bei unterschiedlichem Unterdruck (1. Versuchsreihe)

Stoff	***1,1,1-Trichlorethan***	***Trichlorethen***	***Tetrachlorethen***	***gesamt***
Unterdruck [mbar]	*1*	*1*	*1*	*1*
Ausgetragene Fracht [g]	*0,247*	*0,412*	*0,688*	*1,347*
Austrag [%]	*3,7*	*6,2*	*10,4*	*6,803*
Unterdruck [mbar]	*5*	*5*	*5*	*5*
Ausgetragene Fracht [g]	*0,193*	*0,361*	*0,667*	*1,221*
Austrag [%]	*2,9*	*5,5*	*10,1*	*6,166*
Unterdruck [mbar]	*10*	*10*	*10*	*10*
Ausgetragene Fracht [g]	*0,289*	*0,593*	*1,016*	*1,898*
Austrag [%]	*4,4*	*9,0*	*15,4*	*9,585*
Unterdruck [mbar]	*25*	*25*	*25*	*25*
Ausgetragene Fracht [g]	*0,113*	*0,142*	*0,326*	*0,581*
Austrag [%]	*1,7*	*2,1*	*4,9*	*2,934*

Tab. 3.7.1-2: Absoluter und relativer Schadstoffaustrag bei unterschiedlichem Unterdruck (2. Versuchsreihe)

Stoff	*1,1,1-Trichlo-r-ethan*	*Trichlor-ethen*	*Tetrachlor-ethen*	*Gesamt*
Unterdruck [mbar]	*1*	*1*	*1*	*1*
Ausgetragene Fracht [g]	*0,200*	*0,500*	*0,800*	*1,500*
Austrag [%]	*3,7*	*6,8*	*11,5*	*7,576*
Unterdruck [mbar]	*5*	*5*	*5*	*5*
Ausgetragene Fracht [g]	*0,267*	*0,550*	*0,940*	*1,757*
Austrag [%]	*4,1*	*8,3*	*14,2*	*8,870*
Unterdruck [mbar]	*10*	*10*	*10*	*10*
Ausgetragene Fracht [g]	*0,221*	*0,432*	*0,747*	*1,400*
Austrag [%]	*3,4*	*6,5*	*11,3*	*7,070*
Unterdruck [mbar]	*25*	*25*	*25*	*25*
Ausgetragene Fracht [g]	*0,0772*	*0,105*	*0,193*	*0,375*
Austrag [%]	*1,2*	*1,6*	*2,9*	*1,895*

Die zweite Versuchsreihe liefert zusätzlich einen Ansatz im Hinblick auf die Übertragbarkeit von Bodenluftschadstoffkonzentrationen auf Schadstoffkonzentrationen im Feststoff (Tab. 3.7.1-3). Bei den bekannten Schadstoffgehalten zu Versuchsbeginn wurde eine Probennahme mittels Anreicherung und Absaugung von 30 l Bodenluft simuliert. Mittels einer Frachtberechnung konnte die entnommene Fracht zum Zeitpunkt der Probennahme ermittelt werden. Bezogen auf die unter idealen Laborbedingungen messbare Bodenfeststoff- und dotierte Schadstoffmasse bewirkt die entnommene Fracht nur unwesentliche Konzentrationsveränderungen im Bodenfeststoff (Reduzierung Feststoffgehalt von 3.094 mg/kg auf max. 3.023 mg/kg), die sich im Bereich üblicher Fehlerschwankungen bei der Analytik bewegen.

Im Unterschied dazu sind die Bandbreiten der interpolierten Bodenluftkonzentrationen erheblich und zeigen, dass unter idealen Laborbedingungen eine Übertragbarkeit von Bodenfeststoffkonzentrationen (im Versuch 3.023 – 3.055 mg/kg) auf Bodenluftkonzentrationen (im Versuch 3.790 – 13.866 mg/m³) nicht eindeutig ist. Ein wesentlicher Effekt für dieses Ergebnis sind die stark unterschiedlichen Drücke bei der Probenahme. Dieser Effekt sollte daher bei der Bewertung von entsprechenden Daten berücksichtigt werden.

Tab. 3.7.1-3: Entwicklung von Bodenfeststoff- und Bodenluft-Schadstoffkonzentrationen in Abhängigkeit vom angelegten Unterdruck

	1 mbar	***5 mbar***	***10 mbar***	***25 mbar***
Allgemeine Versuchsdaten				
Gemessener Volumenstrom	*35 l/h*	*37 l/h*	*40 l/h*	*45 l/h*
Zeitbedarf für die Absaugung von 30 l	*51 min*	*49 min*	*45 min*	*40 min*
***Bodenbelastung bei Versuchsbeginn** [mg/kg] (19,8 g LCKW / 6400 g Boden)*	*3.094*	*3.094*	*3.094*	*3.094*
Stoffkonzentration nach Absaugung von 30 l (interpoliert)				
***PER** [mg/m³]*	*2.344*	*3.725*	*3.602*	*1.200*
***TRI** [mg/m³]*	*3.690*	*5.279*	*6.761*	*1.390*
***1,1,1-Tri** [mg/m³]*	*1.947*	*2.086*	*3.503*	*1.400*
Summe LCKW [mg/m³]	***7.981***	***11.090***	***13.866***	***3.790***
Versuchsergebnisse				
***Frachtentnahme bis zur Probennahme (Vorabsaugung von 30 l** [mg])*	*248*	*395*	*465*	*231*
***Rechnerisch ermittelte Restbelastung im Boden nach Absaugung von 30 l Bodenluft** [mg/kg]*	*3.055*	*3.032*	*3.023*	*3.058*

Die durchgeführten Laboruntersuchungen zeigen keine eindeutigen Versuchsergebnisse im Hinblick auf eine Korrelation von Schadstoffaustrag und angelegtem Unterdruck. Deutlich erkennbar ist, dass diese Abhängigkeit im La-

borversuch bei in der Praxis unrealistischen Unterdruckverhältnissen (10 – 100 mbar) besteht. Bei praxisnahen Unterdruckverhältnissen (1 – 25 mbar) deuten die Versuchsergebnisse auf einen vorzugswürdigen Unterdruckbereich von 1 – 10 mbar hin.

Als weiteres bedeutendes Ergebnis der beiden Laborversuche bleibt festzuhalten, dass unter den idealen Laborbedingungen keine Korrelation zwischen den Bodenfeststoffgehalten (mg LCKW / kg) und den Bodenluftgehalten (mg LCKW / m³) besteht.

3.7.2 Reichweitenmessung

Bei der Reichweitenmessung von Bodenluftabsaugmaßnahmen gilt es grundsätzlich, zwischen messbarer Reichweite und effizienter Reichweite zur Dekontamination zu unterscheiden. Im Bereich der messbaren Reichweite wird dabei sichergestellt, dass ein Austrag von Bodenluft in die Atmosphäre bzw. der Übergang in die Raumluft solange nicht stattfindet, wie am jeweiligen Kontrollpunkt ein Unterdruck nachweisbar ist (s.u.). Hieraus folgt unmittelbar, dass die messbare Reichweite über die effiziente hinaus bei einer temporären Schutz- und Beschränkungsmaßnahme von Bedeutung ist.

Mit zunehmender Entfernung zwischen Absaugbrunnen und Kontrollmessstellen nehmen die wirksamen Unterdrücke an den betrachteten Kontrollmessstellen relativ kontinuierlich ab. Dies zeigen Ergebnisse eines nicht im Zusammenhang mit der Recherche ausgewerteten Absaugversuches (vgl. Abb. 3.7.2-1).

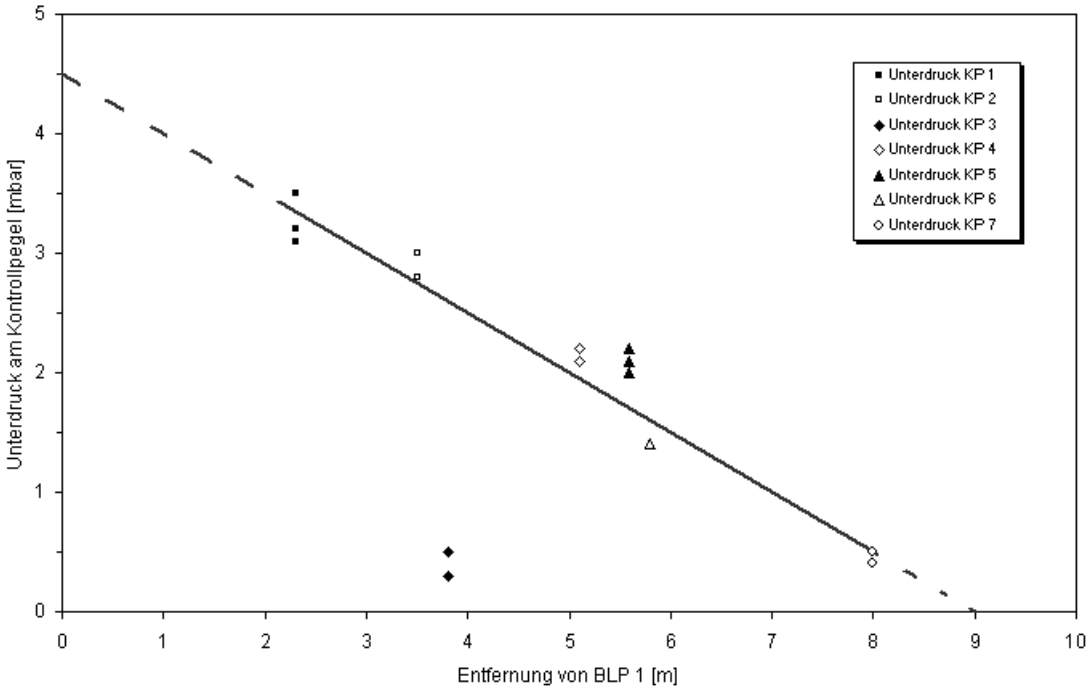


Abb. 3.7.2-1: Abhängigkeit von Entfernung und Unterdruck bei einem Bodenluftabsaugversuch (geändert nach Altenbockum et al. 1999: S. 53)

Bei den 100 ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen wurde eine Unterscheidung nach messbarer und effizienter Reichweite nicht getroffen.

Für die Dekontamination der ungesättigten Bodenzone ist insbesondere die tatsächliche Absaugbarkeit der Stoffe zu überprüfen (Kap. 3.7.1). Bei entsprechender Abschaltung der Anlagen ist nach einer Absaugphase zu erwarten, dass sich erneut ein Gleichgewicht zwischen Boden, Bodenwasser, Schadstoff und Bodenluft einstellt.

Eine existierende Oberflächenabdichtung oder Versiegelung hat je nach Gasdichtigkeit einen großen Einfluss auf die Reichweite einer Bodenluftabsaugung, da unter den v.g. Voraussetzungen bei gleichem Unterdruck die Reichweite der Absaugung zunimmt. Die VDI-Richtlinie 3897 (1997, S. 18 ff) beschreibt hierzu unter günstigen Rahmenbedingungen erreichbare Wirkungsradien bei einzelnen Absaugbrunnen. Hierbei sind homogener Bodenaufbau und vollständige Oberflächenversiegelung als Grundannahme vorausgesetzt. Erreichbare Wirkradien sind gemäß VDI Richtlinie 3897:

- bei gut durchlässigen, sandig-kiesigen Böden: ca. 50 m
- bei wenig durchlässigen, sandig-schluffigen Böden: ca. 20 m
- bei sehr gering durchlässigen, schluffig-tonigen Böden: < 10 m
- und bei nahezu undurchlässigen, tonigen Böden: ca. 2,5 m.

Diese Werte gibt auch die LfU BW (1995, S. 233) als Erfahrungswerte für Bodenluftabsauganlagen an. Auch hier werden günstige Randbedingungen unterstellt. Allerdings sind sowohl die Vorschläge des VDI als auch die des LfU BW für die Anwendung in der Praxis zu theoretisch, denn weder vollständige Oberflächenversiegelung noch homogener Bodenaufbau sind an kontaminierten Standorten die Regel.

Aufgrund des inhomogenen Gesteinsaufbaus u.a. mit Rissen und Klüften ist ein Nachweis der erzielbaren Reichweiten bei Bodenluftabsaugungen in Festgesteinen schwierig bzw. häufig nicht möglich.

Die Abb. 3.7.2-2 zeigt die Wirkungsbereiche einer Bodenluftabsaugung in Abhängigkeit von der Einbautiefe der Filterstrecke bei nicht versiegeltem homogenem Boden im Lockergestein. Anhand der in Abb. 3.7.2-2 dargestellten radialsymetrischen Wirkungsbereiche wird deutlich, dass ein gezielter punktueller Einsatz von Filterstrecken in ganz bestimmten Tiefen auch die nicht verfilterten Zwischenräume abdeckt. Zusätzlich wirkt sich aus, dass bei gleichem Unterdruck der Wirkbereich höher wird, je tiefer die Filterstrecke angeordnet wird. Dabei sinkt allerdings der Volumenstrom Q. Eine Oberflächenversiegelung erhöht diesen Effekt. Undurchlässige Zwischenschichten, wie z.B. Ton wirken auf darunterliegende wie Oberflächenversiegelungen und erhöhen den Absaugradius darunter befindlicher verfilterter Absaugbrunnen.

Bei einer Bodenluftabsaugung ist grundsätzlich der Nachweis zu erbringen, dass der gesamte kontaminierte und zu sanierende Bereich während der Absaugung auch tatsächlich erfasst wird. Dazu sind Reichweitenmessungen in dem vor Sanierungsbeginn einzurichtenden repräsentativen Kontrollmessstellennetz durchzuführen.

Für Reichweitenmessungen stehen sowohl qualitative als auch quantitative Verfahren zur Verfügung. Eine Möglichkeit zur qualitativen Messungen besteht in der Nutzung sogenannter Rauchkerzen und Strömungsröhrchen. Bei entsprechender Witterung (trocken, windstill) wird Rauch in die von der Absaugung beeinflussten Kontrollmessstellen hineingezogen und damit von der normalen Aufstiegsrichtung abgelenkt. Aus der Beobachtung kann eine subjektive Bewertung abgeleitet werden.

Bei quantitativen Messverfahren wird mittels geeigneter Geräte (Schlauchwaage, elektronische Differenzdruckmessung) der infolge der Absaugung am jeweiligen Absaugbrunnen anliegende Unterdruck indirekt (Umrechnung von mm Wassersäule in Pascal) oder direkt (1 mbar = 100 Pa) ge-

messen. So können Unterdrücke in Größenordnungen von wenigen mbar angegeben werden.

Um eine nennenswerte Dekontamination (im Bereich der effizienten Reichweite) während der Absaugung zu erzielen, sind Unterdrücke zwischen 1 und 10 mbar anzustreben und mittels quantitativer Messungen nachzuweisen.

Der Nachweis eines entsprechenden Unterdruckes bietet allerdings keine Gewähr für eine ausreichende Dekontamination.

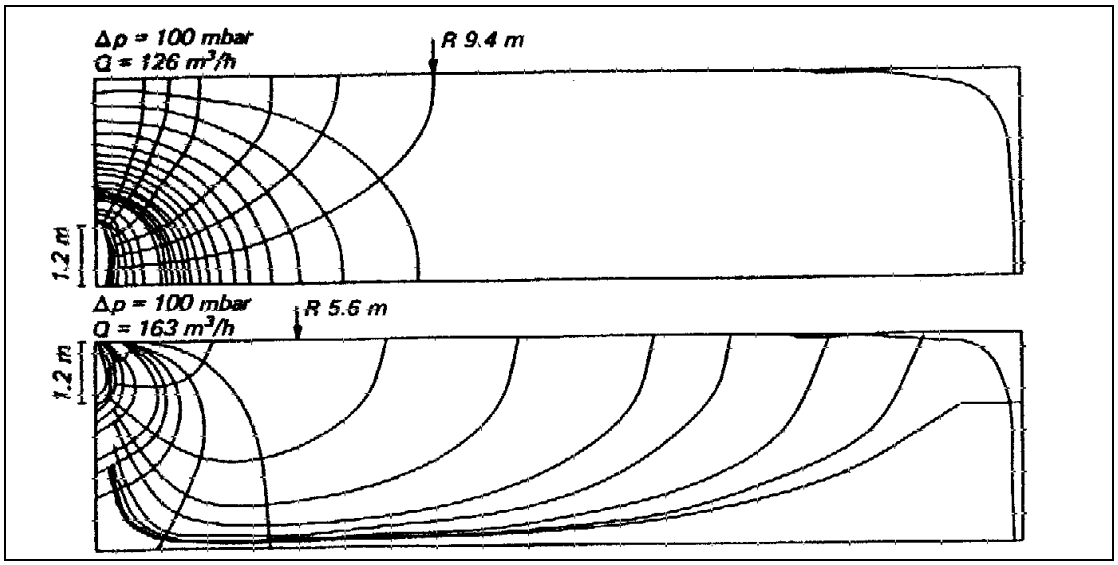


Abb. 3.7.2-2: Radialsymetrischer Wirkungsbereich in einem homogenen Boden ohne Oberflächenversiegelung (aus: VDI 3897 1997, S. 19)

Bei 47 von 100 Sanierungsmaßnahmen wurden Reichweitenmessungen durchgeführt. Hiervon wurden 44,7 % qualitativ mit Rauchkerze, 25,5 % mit Strömungsröhrchen und 29,8% quantitativ mittels Unterdruckmessung durchgeführt. Die Untersuchungen fanden bei der Messung mit Rauchkerzen und Strömungsröhrchen in einem Abstand von 3 bis 50 m, die Unterdruckmessung in einem Abstand von 3 bis 17 m zum Absaugbrunnen statt. Bei einer Maßnahme wurde bei einer Unterdruckmessung in einem Abstand von 15 m vom Aggregat 0,1 mbar gemessen. Bei einer anderen Maßnahme wurde in einem Abstand von 5 m vom Aggregat ein Unterdruck von 12,0 mbar gemessen. Dieser Wert wurde bei einem Ausbau von 2 m Filterstrecke in einem Fein-/ Mittelsand in einer Tiefe von 1-3 m bei einem GW-Stand von 2,9 m erreicht. Dieses Beispiel zeigt, dass unter durchschnittlichen Bedingungen auch oberflächennah eine im Vergleich zu anderen Fällen relativ hohe Reichweite mit einem Bodenluftabsaugbrunnen mit kurzer Filterstrecke erreicht werden kann.

Den korrekten Ausbau eines Absaugbrunnens und dessen Wirkung zeigt eine Sanierungsmaßnahme, innerhalb derer in zwei nebeneinanderliegenden Rohren zwei

Filterstrecken in unterschiedlichen Tiefen angeordnet waren. Hierdurch konnte in einer Entfernung von 13 m zum Absaugaggregat jeweils ein wirksamer Unterdruck von 13 mbar gemessen werden.

Den Zusammenhang zwischen Reichweite der Bodenluftabsaugung und dem jeweils in der Kontrollmessstelle gemessenen Unterdruck bei den ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen zeigt Abb. 3.7.2-3.

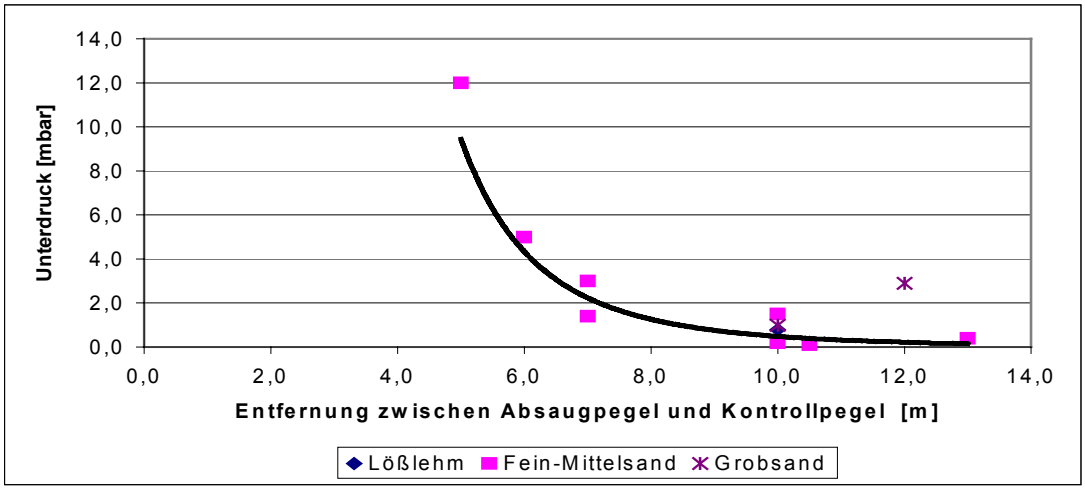


Abb. 3.7.2-3: Zusammenhang zwischen der Entfernung des Absaugbrunnens zur Kontrollmessstelle und dem in der Kontrollmessstellegemessenen Unterdruck bei ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen

Die Kurve in der Abb. 3.7.2-3 ist eine potenzielle Regression, die nach der Methode der kleinsten Quadrate bzw. der Formel $y = c \bullet x^b$ berechnet wurde. Sie zeigt die Tendenz der Abnahme der Unterdrücke mit zunehmender Entfernung vom Absaugbrunnen für einen Boden aus Fein-Mittelsand.

Niedrige wirksame Unterdrücke an den Kontrollmessstellen bedingen im lufterfüllten Bodenporenraum eine geringe Reichweite der Absaugung (vgl. Kap. 3.7.2), so dass mit einer entsprechend erhöhten Anzahl an Absaugbrunnen und Kontrollmessstellen reagiert werden muss, um den gesamten kontaminierten Untergrund zu erfassen.

Zur Ermittlung der effizienten Reichweiten ist ein standardisierter Absaugversuch mit entsprechenden Kontrollmessstellen notwendig (vgl. Kap. 3.2.3). Zusätzlich sollten sich Reichweitenmessungen nicht nur auf den Absaugversuch konzentrieren, sondern als Funktionskontrollen regelmäßig auch während der Laufzeit der Bodenluftabsaugung in den Kontrollmessstellen wiederholt werden.

3.8 Auswertung von Bodenluftabsaugversuchen

Bei Durchführung eines Bodenluftabsaugversuches gemäß dem Entwurf der ITVA-Richtlinie „Bodenluftabsaugversuch“ (ITVA 2000) und Einhaltung der in Kapitel 3.1.3 genannten Randbedingungen ergibt sich die Möglichkeit, die Eignung der Sanierungstechnik Bodenluftsanierung zu prüfen. Die während eines Bodenluftabsaugversuches zu erfassenden Messgrößen dienen einerseits der Qualitätssicherung und andererseits der Beurteilung der Eignung einer Bodenluftabsaugung als Sanierungsmaßnahme im Einzelfall. Zu den qualitätssichernden Messungen gehören die Kontrolle

- des absoluten Wassergehaltes in Roh- und Reinluft, der Hinweise auf Wasserverluste durch Kondensation und/oder Adsorption auf der Aktivkohle liefert und so der Bilanzierung der zurückgehaltenen Schadstoffe dient,
- der Temperatur der abgesaugten Bodenluft, die zur Berechnung des absoluten Wassergehaltes und des Taupunktes bzw. zur Plausibilitätsprüfung der temperaturabhängigen Messgrößen (z. B. Volumenstrom) dient,
- des Sauerstoffgehaltes der abgesaugten Bodenluft, der Hinweise auf Kurzschlusseffekte der Absauganlage zur Atmosphäre geben kann.

Kriterien zur Beurteilung der Eignung einer Bodenluftabsaugung als Sanierungsmaßnahme sind:

- die Feuchte der abgesaugten Bodenluft,
- der Taupunkt der abgesaugten Bodenluft,
- der erreichbare Volumenstrom,
- der erreichte Unterdruck in den Kontrollmessstellen,
- die Konzentrationsentwicklung der relevanten Schadstoffe in der abgesaugten Bodenluft bzw. die darauf aufbauende Frachtenprognose,
- der Energieverbrauch bzw. der spezifische Energieverbrauch.

Die aus den Einzelmessungen abgeleiteten Schlussfolgerungen sind in Tabelle 3.8-1 zusammengestellt. Zu beachten ist, dass sich die Angaben der theoretischen Bandbreiten der Messgrößen z. T. aus den Vorgaben für die technische Ausführung des Absaugversuches (Kap. 3.1.3) ergeben.

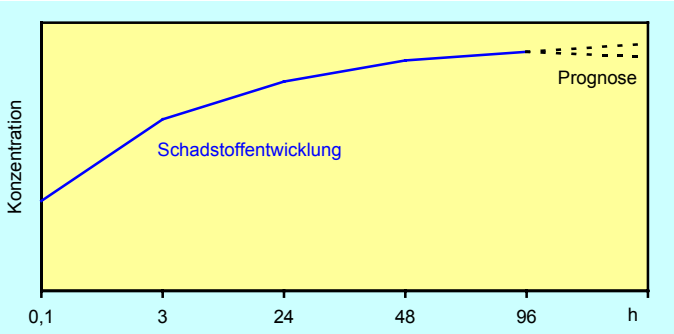
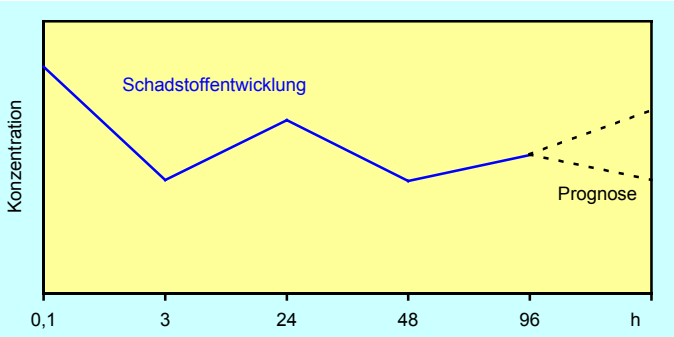
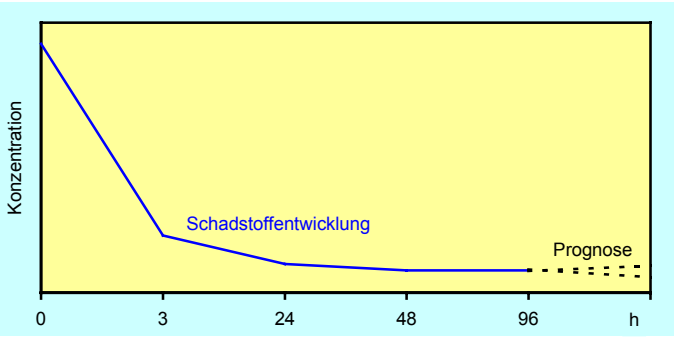
Tab. 3.8-1: Auswertung der Messergebnisse von Bodenluftabsaugversuchen (+ geeignet, o bedingt geeignet, - nicht geeignet)

Parameter	Ermittelte Werte	Eig-nung	Erläuterungen
Qualitätssichernde Messgrößen			
Temperatur der Rohluft 0 - 30 °C	< 8 °C		Temperaturen unterhalb von ca. 8°C sind nur im Winter bei oberflächennaher Beprobung zu erwarten. Permanent niedrige Temperaturen bedürfen der Überprüfung.
	8 - 15 °C		Temperaturen zwischen 8°C und 15°C sind ab einer Tiefe von ca. 2 - 3 m unter GOK normal und zeigen bei zunehmender Tiefe immer weniger jahreszeitliche Schwankungen.
	> 15 °C		Temperaturen oberhalb von 15°C sind ein Hinweis auf anthropogene Beeinflussung des Untergrundes (z. B. Gebäude, Deponien) und bedürfen der Klärung.
Absoluter Wassergehalt in Roh- und Reinluft	Rohluft = Reinluft		In der Anlage treten keine Wasserverluste durch Kondensation und/oder Adsoption auf der Aktivkohle auf.
	Reinluft < Rohluft		In der Anlage treten Wasserverluste durch Kondensation und/oder Adsoption auf der Aktivkohle auf. Die Ermittlung des absoluten Wassergehaltes in Roh- und Reinluft soll für die Bilanzierung der im Wasserabscheider und in der A-Kohle zurückgehaltenen Stoffe herangezogen werden.
O_2-Gehalt der Rohluft 0 - 21,6 Vol.-%	< 15 %		Permanente Sauerstoffgehalte unter 15 % deuten auf ein sauerstoffzehrendes Regime.
	15 - 19 %		Normalbereich. Bei zunehmender Tendenz ist zu prüfen, ob Umgebungsluft angesaugt wird.
	> 19 %		Derart hohe Sauerstoffgehalte können ein Hinweis auf das Ansaugen von atmosphärischer Luft (Kurzschluss) sein. Durch technische Maßnahmen ist dieser Effekt zu verhindern.
Eignungsrelevante Messgrößen			
Feuchte der Rohluft 0 - 100 %	< 60 %	**+**	Werte unterhalb von 60 % relativer Feuchte sind in der abgesaugten Bodenluft eher selten. Sie sind möglich in seit vielen Jahren großflächig und vollständig versiegelten innerstädtischen Bereichen.
	60 - 95 %	**+**	Feuchtegehalte der Bodenluft im angegebenen Bereich sind normal. Gegebenenfalls können abnehmende Tendenzen über den Betriebszeitraum beobachtet werden.
	> 95 %	**o**	Permanent hohe Wassergehalte deuten auf einen entsprechenden Wassernachschub, der durch einen niedrigen Flurabstand (prüfen !) oder durch z.B. undichte Kanalisation erklärt werden kann. Tritt eine gleichbleibend hohe Feuchte gleichzeitig mit einer Wasserförderung auf (im Wasserabscheider/Rohrleitung > ca. 5 l innerhalb 96 h – jahreszeitabhängig!), **ist ein effizienter Einsatz der Technik fraglich.**
Taupunkt der Rohluft 2 -15 °C	< Umgeungs-temperatur	**+**	Normalerweise liegt der Taupunkt unterhalb der Außentemperatur (Ausnahme tiefe Außentemperaturen).
	> Umgeungs-temperatur	**-**	Liegt der Taupunkt der abgesaugten Bodenluft oberhalb der Außentemperatur der Anlage, sind Kondensationseffekte zu erwarten. Das entstehende Kondensat kann dann je nach Menge und Schadstoffkonzentration zu erheblichen anlagentechnischen Problemen führen. Derartige Effekte sind jedoch nur vor dem die Rohluft erwärmenden Verdichter möglich. Gleichbleibend hohe Taupunkte sind ein Hinweis auf ein hohes Wasserangebot im Untergrund (s. Parameter Feuchte).

Tab. 3.8-1: Auswertung der Messergebnisse von Bodenluftabsaugversuchen (Fortsetzung)

Parameter	Ermittelte Werte	Eignung	Erläuterungen
Eignungsrelevante Messgrößen			
Volumenstrom 0 - 250 m³/h	< 40 m³/h	-	Niedrige Volumenströme sind ein Hinweis auf eine zu geringe Gasdurchlässigkeit des Untergrundes. Ursache kann der Bodenaufbau oder ein zu hoher Wassergehalt des Untergrundes sein Generell ist bei derart niedrigen Absaugpotenzialen die Eignung der Technik fragwürdig. Ggf. ist zu prüfen, ob durch den Einsatz anderer Techniken (z. B. Vakuum-Pumpe) eine Optimierung zu erreichen ist. Bei fortlaufendem Betrieb ist bei derart niedrigen Volumenströmen mit einer unzulässigen Erwärmung des Verdichters zu rechnen.
	40 – 150 m³/h	+	Im Rahmen der angegebenen erzielten Fördermengen ist der Untergrund ausreichend gasdurchlässig, weshalb grundsätzlich von einer Eignung der Technik ausgegangen werden kann.
	> 150 m³/h	O	Zu hohe Fördermengen erfordern eine Überprüfung auf Undichtigkeiten oder Kurzschlüsse im System. Durch visuelle Prüfung im Umfeld, Kontrolle von Sauerstoffgehalt (s.u.) und des Unterdruckes in 5 m Entfernung (s. Reichweitenmessung) ist die tatsächliche Absaugleistung zu kontrollieren. Generell ist bei Bestätigung derart hoher Absaugraten ein zusätzlicher Aufwand nötig, um einen wirkungsvollen Sanierungsbetrieb zu erreichen. Die Wirtschaftlichkeit ist zuprüfen.
Unterdruck in der Anlage Druckbereich 0 bis -240 mbar	ca. -145 bis –240 mbar	-	Bei hohen Unterdrücken ist nur noch eine geringe Förderleistung möglich, weshalb die Eignung der Bodenluftabsaugung fraglich ist.
	ca. -40 bis –145 mbar	+	Normalbereich
	0 bis ca. -40 mbar	O	Der am Absaugpegel gemessene Unterdruck nimmt bei zunehmender Fördermenge zu. Bei niedrigem Unterdruck und entsprechend hoher Fördermengen ist die Eignung der Technik fraglich.
Unterdruck in 10 m Entfernung Druckbereich 0 bis -5 mbar	0 mbar	O	Die Reichweite der Bodenluftabsaugung liegt unter 10 m. Für die weitere Beurteilung ist der Unterdruckmesswert am Kontrollpegel in 5 m Entfernung heranzuziehen.
	-0,1 bis -5 mbar	+	Normalbereich
	> -5 mbar	+	Derartige Werte wurden bisher in 10 m Entfernung nicht gemessen.
Unterdruck in 5 m Entfernung Druckbereich 0 bis -10 mbar	0 bis –1 mbar	-	In diesem Druckbereich ist erfahrungsgemäß keine effiziente Bodenluftabsaugung im Untergrund zu erwarten. Im Sanierungsfall ist das Pegelnetz entsprechend auszulegen. Die Eignung der Bodenluftabsaugung ist in Frage zu stellen.
	> -1 mbar	+	In diesem Druckbereich ist erfahrungsgemäß eine effiziente Bodenluftabsaugung zu erwarten.

Tab. 3.8-1: Auswertung der Messergebnisse von Bodenluftabsaugversuchen (Fortsetzung)

Parameter	Ermittelte Werte	Eig-nung	Erläuterungen	
Konzentration mg/m³	Tendenz steigend	o		Bei steigender Tendenz ist eine zuverlässige Prognose der weiteren Konzentrationsentwicklung nicht möglich. **Sicher ist, dass der Absaugpegel nicht im tatsächlichen Kontaminationszentrum steht.**
	Tendenz uneinheitlich	o		Uneinheitliche Tendenzen können z. B. durch Witterungseinflüsse, schichtigen Bodenaufbau oder sehr heterogene Schadstoffverteilung bedingt sein. Die Prognose der Konzentrationsentwicklung ist mit Unsicherheiten behaftet, sie lässt nur die Angabe von Bandbreiten zu. **Es ist zu prüfen, ob eine Verlängerung der Versuchsdauer sinnvoll ist.**
	Tendenz fallend	o		Eine abnehmende Tendenz zeigt, dass der Absaugpegel sich in einem Schadenszentrum befindet. **Die kontinuierliche Abnahme der Konzentration lässt eine zuverlässige Prognose zu.**

Tab. 3.8-1: Auswertung der Messergebnisse von Bodenluftabsaugversuchen (Fortsetzung)

Parameter	Ermittelte Werte	Eignung	Erläuterungen
Fracht g/h			Aus der prognostizierten Konzentration [mg/m³] und dem Volumenstrom [m³/h] ist unmittelbar die Fracht [g/h] abzuleiten. Diese Frachtprognose stellt die Grundlage dar für • die Kalkulation der einzusetzenden Anlagentechnik, • die Prognose eines zu erwartenden Aktivkohleverbrauches (bei Wahl der entsprechenden Technik), • die Abschätzung der Effizienz der Sanierungsmaßnahme,
Energieverbrauch in 96h 0 - > 200 kWh	< 100 kWh	-	Der Energieverbrauch stellt eine wesentliche Grundlage zur Abschätzung der zu erwartenden Betriebskosten im Sanierungsbetrieb dar. Bei einem Energieverbrauch außerhalb des Normalbereiches ist ein wirtschaftlicher Sanierungsbetrieb mit dem gewählten Verdichtertyp nicht zu erwarten.
	100 - 200 kWh	+	
	> 200 kWh	-	
spezifischer Energieverbrauch * kWh / kg LCKW	< 1.000	+	Sind spezifische Energieverbräuche unterhalb 1.000 kWh/kg CKW zu erwarten, kann von einer effizient Bodenluftsanierung ausgegangen werden.
	1.000 - 2.000	O	Bei spezifischen Energieverbräuchen zwischen 1.000 und 2.000 kWh/kg CKW ist der Einsatz der Bodenluftsanierung zu überprüfen und ggf. zu optimieren. Ggf. sind Kombinationen oder andere Techniken sinnvoller einsetzbar.
	> 2.000	-	Bei einem prognostizierten Energieverbrauch > 2.000 kWh/kg CKW ist keine effiziente Sanierung zu erwarten.

*) Bedingungen wurden für LCKW ermittelt (siehe Kapitel 5.1.2)

Ergeben sich bei Berücksichtigung aller während eines Absaugversuches ermittelten Parameter positive Ergebnisse, ist gemäß des Entwurfes der ITVA-Richtlinie die Bodenluftabsaugung generell zur Sanierung der ungesättigten Bodenzone geeignet. Zu erwartende Dekontaminationen können als Ergebnis des Absaugversuches prognostiziert und der dafür erforderliche Aufwand abgeschätzt werden.

4. Technische Umsetzung der Bodenluftsanierung

4.1 Das Prinzip der Bodenluftabsaugung

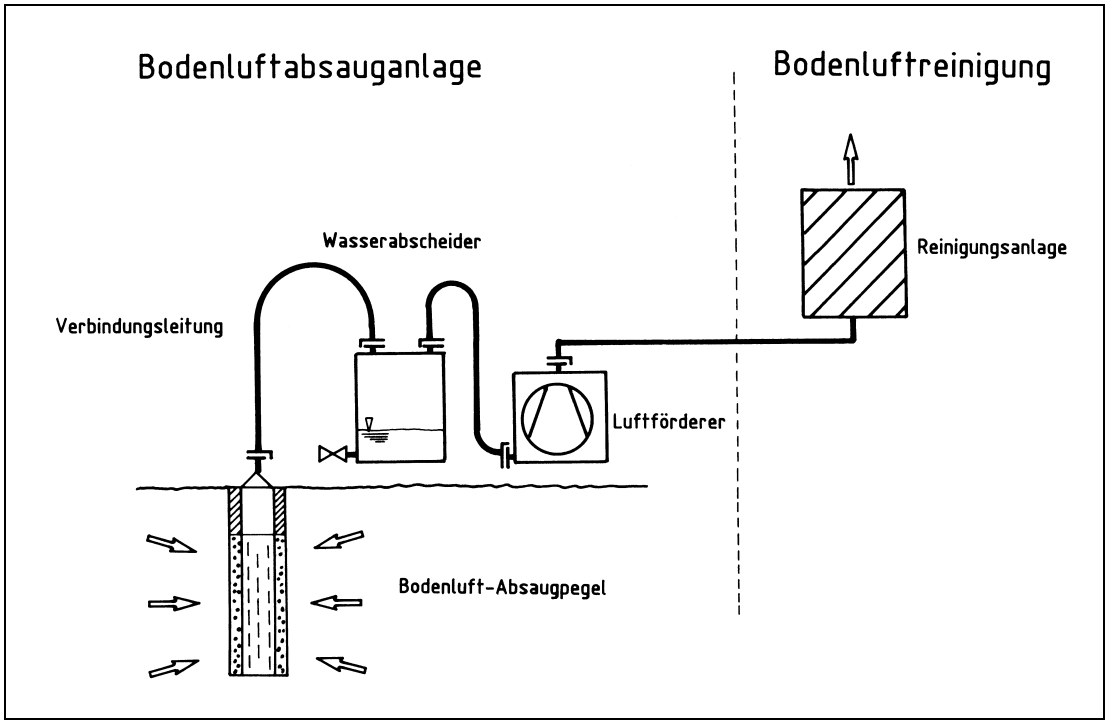


Abb. 4.1-1: Komponenten der zur Bodenluftabsaugung erforderlichen Technik (aus ITVA 1997, S. 7)

Das Prinzip der Bodenluftabsaugung besteht aus den in Abb. 4.1-1 dargestellten Anlagenkomponenten.

4.2 Ausbau von Absaugbrunnen

Die Brunnenanzahl und ihr Ausbau ist den Standortgegebenheiten sowie dem Kontaminationsumfang sowie dem chemisch-physikalischen Verhalten der vorliegenden Schadstoffe anzupassen (vgl. Kap. 3.5.1, Abb. 3.6.1).
Hinweise über Kriterien zur Auslegung von Absaug- und Luftzufuhranlagen sowie die hierzu erforderlichen Brunnen und Leitungen gibt die LfU BW (1995, S. 234).

Der Ausbau von Absaugbrunnen wird ausführlich in der VDI-Richtlinie 3897 (1997, S. 16 ff) beschrieben. Es wird die Anordnung mehrerer nebeneinander liegender Rohre empfohlen, deren Filterstrecke jeweils einzeln max. bis zu drei Metern beträgt und so in verschiedenen Tiefen (und Horizonten) Absaugungen mit optimalen Betriebsunterdrücken ermöglicht (vgl. Abb. 4.2-1).

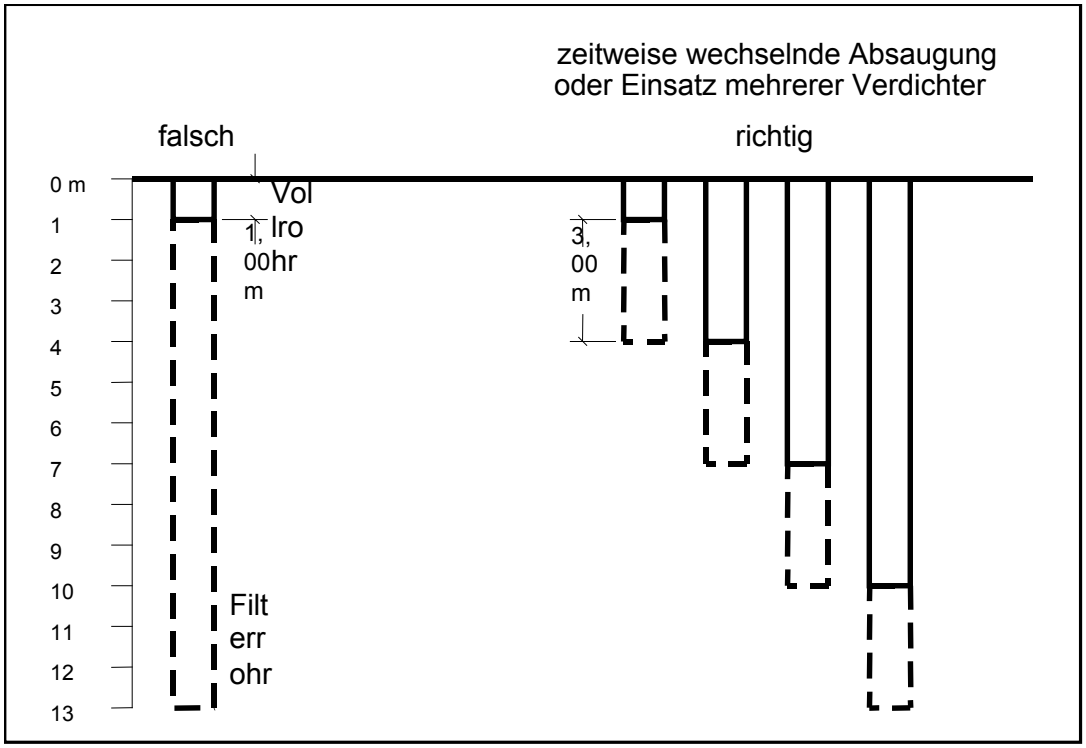


Abb. 4.2-1: Brunnenausbau nach VDI-Richtline 3897 (1997, S. 21)

Hierzu sind die gesetzten Rohre einzeln an Verdichter anzuschließen. Nach VDI 3897 ist nicht nur die Einbautiefe der Filterstrecke von großer Bedeutung, sondern ganz besonders der Verlust des Unterdruckes bei langen Filterstrecken innerhalb des Filterrohrs. Dieser kommt dadurch zustande, dass die oberen angeschlossenen Bodenschichten oder Schichtteile den Großteil der Bodenluft liefern, während die unteren Bereiche der Filterstrecke nur gering zum Austrag beitragen können. Dies gilt insbesondere, wenn innerhalb des Porensystems der Wassergehalt von oben nach unten zunimmt, was i.d.R. natürlicherweise der Fall ist.

Der Ausbau der einzelnen Absaugbrunnen ließ bei den ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen zumeist keinen eindeutig abgeleiteten und dokumentierten Zusammenhang zu den Anforderungen der o.g. Richtlinien sowie einem vor Beginn der Bodenluftsanierung durchgeführten Absaugversuch erkennen, welcher Ausschluss über erzielte Reichweiten mit dem installierten Brunnennetz gegeben hätte.

Ein Zusammenhang zum dokumentierten Schichtenaufbau ist ebenfalls z.T. nicht erkennbar. Es konnte so nicht dokumentiert werden, ob mit dem installierten Brunnen- und Messstellennetz ein messbarer Bereich oder ein effizienter Bereich zur Dekontamination aufgebaut werden konnte oder sollte (vgl. Kap. 3.7.2). Es war aufgrund des dokumentierten Brunnenausbaus vielfach nicht sicher, inwiefern Bodenluft tatsächlich aus dem kontaminierten Horizont angesaugt worden ist.

Abb. 4.2-2 zeigt, wie viele Absaugbrunnen je Maßnahme an die einzelnen Absaugaggregate angeschlossen waren. In einem Einzelfall wurde versucht, mit einem Absaugaggregat aus 34 Brunnen gleichzeitig Bodenluft anzusaugen.

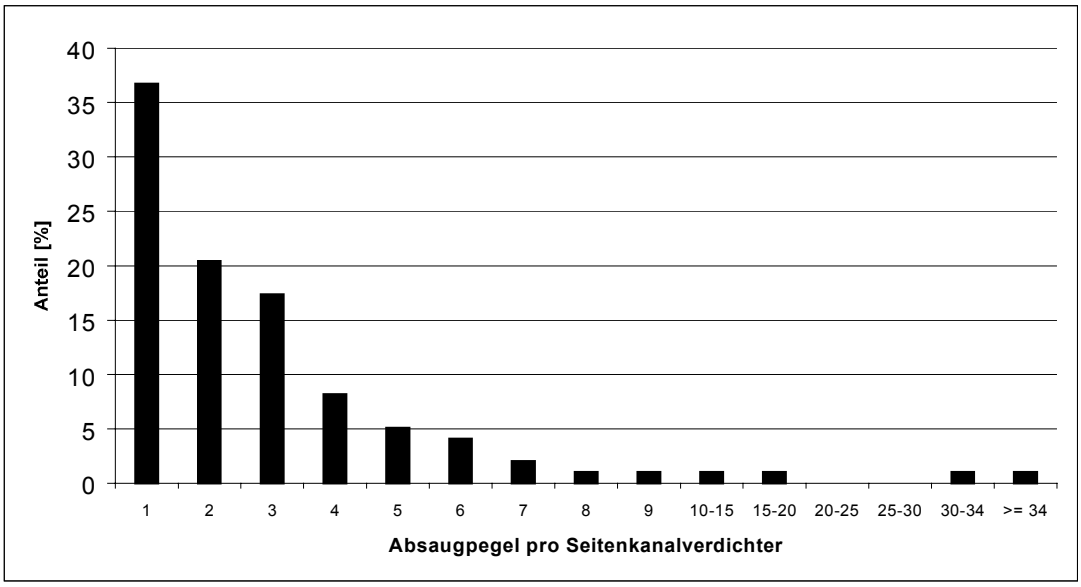


Abb. 4.2-2: Verteilung der je Seitenkanalverdichter angeschlossenen Absaugbrunnen

Auch Abb. 4.2-3 verdeutlicht, wie unterschiedlich der Brunnenausbau innerhalb der ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen durchgeführt wurde. Sie zeigt den Zusammenhang zwischen dem mittleren Flurabstand des einzelnen Standortes und der eingebauten Filterstrecke auf. Man erkennt, dass bei den zur Recherche ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen beim Ausbau der Brunnen häufig nach dem Prinzip verfahren wurde „großer Flurabstand erfordert große Filterstrecke". Die angegebenen Werte für Flurabstand und für Filterstrecke liegen häufig nah beieinander oder sind identisch. Hinter dieser Ausbaupraxis steht offensichtlich die Annahme, mit einer großen Filterstrecke könne mehr Bodenluft oder die gesamte Bodenluft über die gesamte Filterstrecke abgesaugt werden.

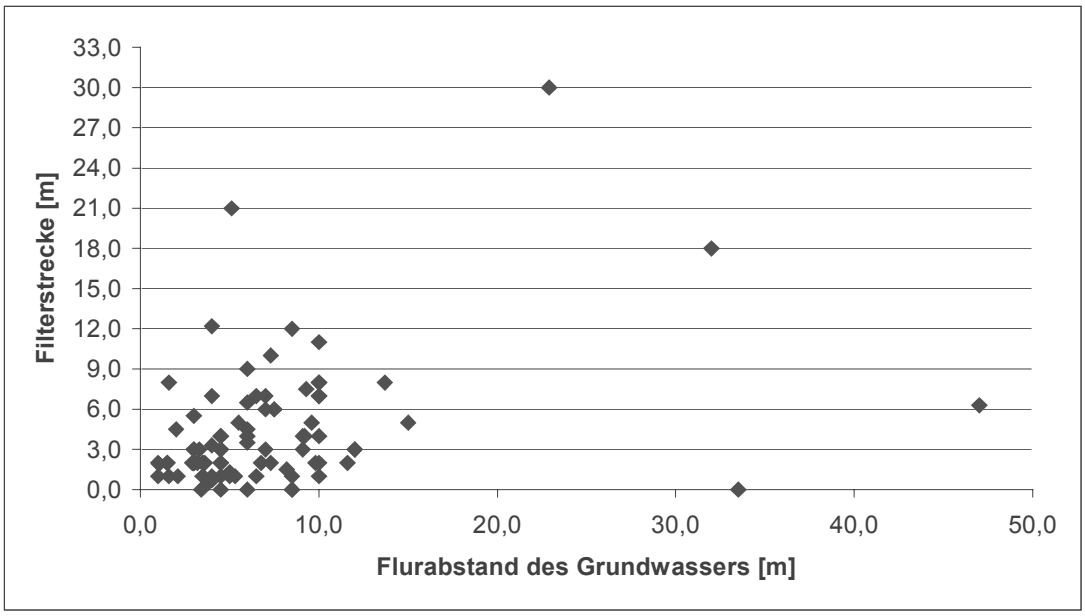


Abb. 4.2-3: Gegenüberstellung von Flurabstand und Filterstrecke der ausgewerteten Maßnahmen

Nach VDI (1997, S. 21) ist für die tatsächliche Absaugbarkeit der Bodenluft allein der Unterdruck entscheidend, den die Absauganlage wirksam auf die Kontaktfläche Filterfläche/Bodenporen übertragen kann. Überschreitet die abzusaugende ungesättigte Bodenzone die Mächtigkeit von 3 m, ist demnach die Bodenluftabsaugung auf mehrere Absaugbrunnen mit dem in Abb. 4.1-1 dargestellten Ausbau zu verteilen.

4.3 Anlagenperipherie

4.3.1 Wasserabscheider

Zum Schutz der nachgeschalteten Aggregate und zur Abscheidung von mitgerissenem Wasser ist vor dem Luftförderer ein Wasserabscheider vorzusehen. Das anfallende Kondensat ist immer verunreinigt und bedarf einer ordnungsgemäßen Entsorgung.

Die Absaugleitungen können aus Schlauch- (Kunststoff, PVC, o.ä.) oder Rohrmaterial (Kunststoff, Stahl) bestehen. Bei vorgesehenem Winterbetrieb ist eine Frostsicherung für die gefährdeten Anlagenteile sinnvoll.

Wasserabscheider (oder auch Partikelabscheider) haben innerhalb der Bodenluftsanierungsanlage grundsätzlich die Aufgabe, der abgesaugten Bodenluft einen Großteil ihrer Feuchtigkeit zu nehmen (oder verunreinigende Partikel aus der BL abzuscheiden), damit diese nicht die Adsorptionskapazität der nachgeschalteten Aktivkohle herabsetzten (vgl. Kap. 5.2.2). In Kombination mit dem Absaugaggregat,

welches eine Erwärmung erzeugt, findet so beim Absaugvorgang eine Vorwärmung und Trocknung der abgesaugten Bodenluft statt. Dann kann die Beladekapazität der Aktivkohle besser ausgenutzt werden.
Der Wasserabscheider besteht i.d.R. aus einem 200 l-Gebinde mit einer integrierten Prallplatte/ Strömungsleitblech und Zu- u. Abluftstutzen im Deckelbereich des zylindrischen Gefäßes. Es empfiehlt sich die Verwendung von verzinkten Blechfässern oder PE-Gefäßen.
Es ist darauf zu achten, dass abgeschiedene Phasen ordnungsgemäß beprobt und nachfolgend ebenfalls ordnungsgemäß entsorgt werden. Hier kann aus Kostengründen eine Vorort-Aufbereitung der kontaminierten Wasserphase mittels Nassadsorption sinnvoll sein.
Die ggf. in dem Abscheider abgeschiedenen Feststoffpartikeln sollten zuerst beprobt und bei Belastung nachfolgend ordnungsgemäß entsorgt werden.
Da Anlagen für die Durchführung von Bodenluftabsaugversuchen i.d.R. nicht mit vollautomatischen Steuerungen ausgestattet sind, ist durch ausreichende visuelle Überprüfungen des Füllstandes im Wasserabscheider ein kontinuierlicher Betrieb der Anlage sicherzustellen.
In den ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen der vorliegenden Recherche wurden bei 146 Absauganlagen in 68% der Fälle Wasserabscheider verwendet. Bei 32% der Anlagen erfolgte entweder keine Angabe oder es wurden keine Wasserabscheider eingesetzt. Letzteres hätte bei den gegebenen natürlichen relativen Luftfeuchten von 70-90% der Bodenluft (vgl. Kap. 3.5.2, 5.2.2) eine drastische Reduzierung der Adsorptionskapazitäten der eingesetzten Aktivkohle der jeweiligen Maßnahme zur Folge.

4.3.2 Absaugaggregate

Bei der Bodenluftabsaugung kommen unterschiedliche Luftförderer (Absaugaggregate) mit verschiedenen Leistungsbereichen zum Einsatz. Eine Übersicht zeigt Abb. 4.3.2-1.
In Abb. 4.3.2-1 sind verschiedene Luftförderer sowie deren Einsatzbereiche innerhalb der Bodenluftsanierung dargestellt. Für die Wahl des richtigen Aggregates sind die Untergrundverhältnisse, die damit zusammenhängende Reichweite der geplanten Absaugung sowie die angestrebte Luftdurchsatzleistung und die damit zu überwindende Druckdifferenz von entscheidender Bedeutung (vgl. Kap. 3.5.1, 3.7.2). Die Dimensionierung und Wahl des Absaugaggregates sollte aufgrund der Ergebnisse im Vorversuch und der Planung der Gesamtanlage in Abstimmung mit dem Anlagenbetreiber stattfinden (vgl. LfU BW 1995, S. 238).

Das Absaugaggregat wird i.d.R. nach dem Wasserabscheider und vor der Aktivkohleanlage angeordnet, da aufgrund der dann geringeren relativen Luftfeuchte mehr Schadstoffe an der Aktivkohle adsorbiert werden können.

Für den Betrieb einer Absauganlage sind maximal 25% der Unteren Explosionsgrenze (UEG) zugelassen. Seitenkanalverdichter sind auch bei einer Ausführung mit ex-geschütztem Motor nicht als explosionsgeschützte Aggregate einzustufen. Es sind daher einzelfallbezogen besondere Vorsichtsmaßnahmen bezüglich der stoffspezifischen Explosionsgrenzen geboten. Dies gilt insbesondere bei Vergaserkraftstoffen, BTEX und Methan. Im Einzelfall kann eine kontinuierliche Messung der Schadstoffkonzentrationen vor dem Aggregat notwendig sein. Grundsätzlich muss vor dem Luftförderer zur Anlageninbetriebnahme eine regelbare Frischluftzufuhr vorgesehen werden, die bei Vorhandensein brennbarer oder explosionsgefährlicher Stoffe zu einer sicheren Unterschreitung der Unteren Explosionsgrenze (UEG) dient. Bei entsprechend hohen Konzentrationen brennbarer oder explosionsgefährlicher Stoffe muss außerdem die Möglichkeit bestehen, die Anlagenkomponenten (verbindende Leitungen, Wasserabscheider, Luftförderer und Bodenluftsanierungsanlage) mit Frischluft zu spülen bzw. zu inertisieren (z.B. mit Stickstoff). Im Einzelfall ist bei entsprechenden Schadstoffen die Möglichkeit der Inertisierung der Bodenluftabsaugbrunnen sicherzustellen, dies betrifft z.B. Benzol oder auch Methan, das i.d.R. bei der Deponiegasabsaugung in höheren Konzentrationen anfällt.

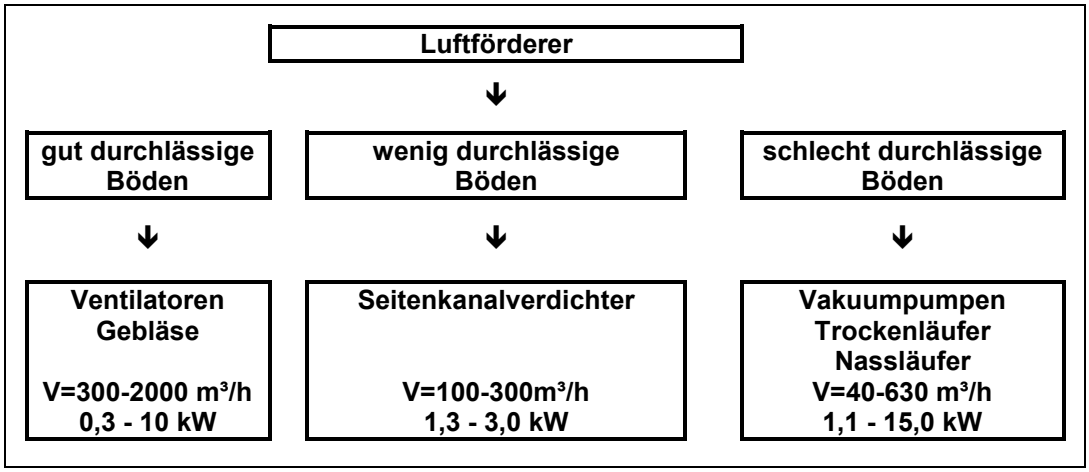


Abb. 4.3.2-1: Beispielhafte Einsatzbereiche unterschiedlicher Luftförderer
(aus ITVA: 1997, S. 8)

Bei den ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen kamen insgesamt 146 Luftförderer zum Einsatz. Es handelte sich um 141 Seitenkanalverdichter (96,6%) mit Leistungen zwischen 1,6 und 5,5 kW und 5 Vakuumpumpen, obwohl durchaus sehr unterschiedliche Bodenverhältnisse vorhanden waren. Dies deutet darauf hin, dass die Absaugtechnik in vielen Fällen nicht auf die Gegebenheiten am Standort ausgerichtet wurde, sondern mit dem zu Beginn der Sanierung vorhandenen Aggregat abgesaugt wurde.

4.3.3 Verbindende Rohrleitungen

Der üblicherweise angewandte Leitungsquerschnitt beträgt in den meisten Fällen DN 50. Grundsätzlich sollte aber der Leitungsdurchmesser dem geplanten Luftdurchsatz angepasst werden. Die Leitungen sollten nicht zu groß dimensioniert werden, und die Durchflussgeschwindigkeit sollte 10-15 m/s möglichst nicht überschreiten, da ansonsten unnötig hohe Druckverluste in den Leitungen auftreten. Es ist zusätzlich in Gebieten mit längeren Frostperioden darauf zu achten, dass oberirdische Leitungen isoliert sind, da andernfalls der in der geförderten Luft enthaltene Wasserdampf ausfriert und damit möglicherweise zu Beschädigungen des Leitungsnetzes führt. Rohre sollten so verlegt werden, dass sie ein Gefälle sowohl zum Brunnen als auch zum Kondensatabscheider aufweisen, so dass abscheidendes Wasser abfließen kann (vgl. LfU BW 1995, S. 239). Ferner ist darauf zu achten, dass saug- und druckfeste Verbindungskupplungen verwendet werden, um einen Verlust von kontaminierter Bodenluft und/oder ein Hinzutreten von nicht kontaminierter Umgebungsluft zu verhindern. Undichte Kupplungen sind auch häufig ein Grund dafür, dass in den fraglichen Bodenhorizonten nicht die erforderlichen Unterdrücke erreicht werden, die notwendig sind, um den kontaminierten Bodenbereich zu erfassen.
In der vorliegenden Recherche wurden Aussagen über verbindende Rohrleitungen nicht abgefragt.

4.4 Bodenluftreinigungsverfahren

4.4.1 Absorption

Die Absorption wird zur Trennung von Gasgemischen verwendet. Dabei werden eine oder mehrere Komponenten aus der Gasphase in ein flüssiges Lösungsmittel (Waschmittel) überführt. Das Lösemittel wirkt dabei selektiv und nimmt Gaskomponenten physikalisch gelöst oder chemisch gebunden auf. Aus dem Wasch-

mittel werden die Gaskomponenten, z.B. durch Desorption (Strippen), Destillation oder Adsorption entfernt, um das Waschmittel im Kreislauf fahren zu können. Die Absorption findet meist in Füllkörperkolonnen statt, wie sie auch bei der Desorption (z.B. Strippung von Grundwasser) zur Anwendung kommen.

Das Verfahren der Absorption wird bei Bodenluftsanierungsmaßnahmen nur selten angewendet, da die für einen wirtschaftlichen Betrieb der Absorption erforderlichen Stoffkonzentrationen und -frachten in der Bodenluft i.d.R. nicht vorkommen. Da Absorptionsverfahren abhängig vom eingesetzten Absaugverfahren und Waschmittel selektiv auf einzelne Stoffe wirken, ist das Verfahren insbesondere bei Stoffgemischen oft auch ungeeignet.

4.4.2 Adsorption

Bei der Bodenluftreinigung sind Adsorptionsverfahren die am häufigsten eingesetzten Verfahren. Bei der Reinigung kann die Adsorption an Aktivkohlen, Kiesel-, Tonerde- oder Oxidgelen erfolgen. Kieselgele werden dabei in erster Linie zur Gastrockung verwendet. Tonerdegel bindet bevorzugt Kohlendioxid und Schwefelwasserstoff. Eine Übersicht über derzeit übliche Adsorptionsmittel sowie deren Eigenschaften (gemäß Anbieter) zeigt Tabelle 5.2.1-1.

Zur Adsorption von organischen Schadstoffen werden bevorzugt Aktivkohlen (z.B. auf Basis von Stein- oder Braunkohlen u.a.) eingesetzt. Der Einsatz der Aktivkohlen zur Gasreinigung findet seine Begründung in der großen zur Verfügung stehenden inneren Oberfläche (bis 2.000 m^2/g). Bei der Bodenluftreinigung werden Aktivkohlen in fein- bis grobkörniger Form (0,7 mm $\leq \varnothing \leq$ 5 mm) verwendet (vgl. Kap. 5.2.1). Die zur Abreinigung erforderliche Verweilzeit der Bodenluft zur Adsorption beträgt nur einige Sekunden.

Die wesentlichen Parameter für die Auslegung einer Adsorptionsanlage und die Auswahl des Adsorptionsmittels sind Schadstoffart und -konzentration. Die Beladungskapazität des in Abstimmung auf die vorhandenen Schadstoffe ausgewählten Adsorptionsmittels wird wesentlich durch die Temperatur und den Feuchtegehalt der zu reinigenden Bodenluft bestimmt. Desweiteren ist zu berücksichtigen, dass sich die Adsorptionskapazität bei Schadstoffgemischen im Vergleich zu den Einzelschadstoffen verändern kann (vgl. Kap. 5.2.2).

Bei geringen Luftmengen bzw. Schadstofffrachten oder kurzen Sanierungszeiträumen (Baumaßnahme) können Einweg-Aktivkohlefilter zum Einsatz kommen. Die Einweg-Aktivkohlefilter werden nach Erreichen der Beladungskapazität ausgewechselt und der Inhalt entsorgt.

Bei großen Schadstofffrachten oder langen Sanierungszeiträumen sollten vor Ort regenerierbare Aktivkohlen eingesetzt werden. Die Regenerierung der Aktivkohle erfolgt meist mit Dampf (T > 130°C), welcher anschließend kondensiert wird. Nach der Kondensation ist bei einer Reihe von Lösungsmitteln die Abtrennung der Schadstoffe in Phase vom i.d.R. schadstoffgesättigten Kondensat durch eine Phasentrennung möglich. Das bei der Kondensation anfallende und i.d.R. stark verunreinigte Wasser (Kondensat) muss ebenfalls entsorgt oder vor Ort behandelt werden.

Die Adsorption kann für die in Kapitel 3.6.1 genannten Schadstoffgruppen eingesetzt werden. Bei den chlorierten Verbindungen steigt die Adsorptionsneigung mit dem Chlorierungsgrad, d.h. Tetrachlorethen wird i.d.R. besser adsorbiert als Trichlorethen etc. Dabei kommt es auch zu Verdrängungsvorgängen im Adsorbens und somit zur Desorption der zuvor adsorbierten Komponenten. Die Adsorptionskapazität für Vinylchlorid und andere niedrigsiedende Stoffe ist nur gering. Das Verfahren der Adsorption ist daher beispielsweise nicht geeignet, Vinylchlorid bei abgesaugten Gasgemischen aus der Abluft zu eliminieren. Zur sicheren Eliminierung von Vinylchlorid aus der Bodenluft eignen sich Oxidationsverfahren (s. Kap. 4.4.4).

Nach den Angaben in der Recherche wurden Adsorberbehälter eingesetzt, welche eine Größe von 160 bis 4.000 l aufwiesen. In 69% der Fälle wurden Aktivkohlebehälter mit einer Größe von 200 l verwendet.

4.4.3 Kondensation

Bei der Kondensation wird die Luft bis unter den Kondensationspunkt (Übergang gasförmig $\Rightarrow$ flüssig) der in der Luft enthaltenen Schadstoffe abgekühlt. So kann bei entsprechenden Konzentrationen ein großer Teil der Stoffe zurückgewonnen werden.

Für die Bodenluftreinigung ist die Kondensation von untergeordneter Bedeutung, da die typischen Schadstoffe in so geringen Konzentrationen vorliegen, dass auch bei niedrigen Temperaturen nur unbefriedigende Reinigungsleistungen erreicht werden. Der energetische Aufwand für die erforderliche Kühlung großer Luftmengen ist im übrigen auch sehr hoch. Daher ist das Verfahren aufgrund der vergleichsweise hohen Investitions- und Betriebskosten in der Regel unwirtschaftlich.

4.4.4 Oxidation

4.4.4.1 Katalytische Oxidation

Das Verfahren der katalytischen Oxidation beruht auf der Erniedrigung der für die Oxidation der Stoffe erforderlichen Reaktionstemperatur und der Beschleunigung der Reaktionsgeschwindigkeit durch einen Katalysator. Als Katalysatoren eignen sich sowohl spezielle Mischoxid- (z.B Kupfer- und Chrom-Mischoxid) als auch Edelmetallkatalysatoren (z.B. Platin, Palladium). Die Auswahl des Katalysatortypes richtet sich nach den zu entfernenden Schadstoffen und eventuell vorhandenen Katalysatorgiften (z.B. Schwefel- oder Bleiverbindungen). Die für die nahezu vollständige Oxidation der Stoffe erforderlichen Temperaturen liegen im Bereich zwischen 350°C und 550°C.

Anlagen zur katalytischen Abluftreinigung bestehen aus dem eigentlichen Reaktor, in dem der Katalysator entweder als Schüttgut oder in Wabenform eingebaut ist, einem Wärmeaustauscher zur Energierückgewinnung und einem elektrischen oder gasbefeuerten Lufterhitzer. Zur Staubentfernung wird gegebenenfalls noch ein Filter vorgeschaltet. Ein Verfahrensschema zeigt Abbildung 4.4.4.1-1.

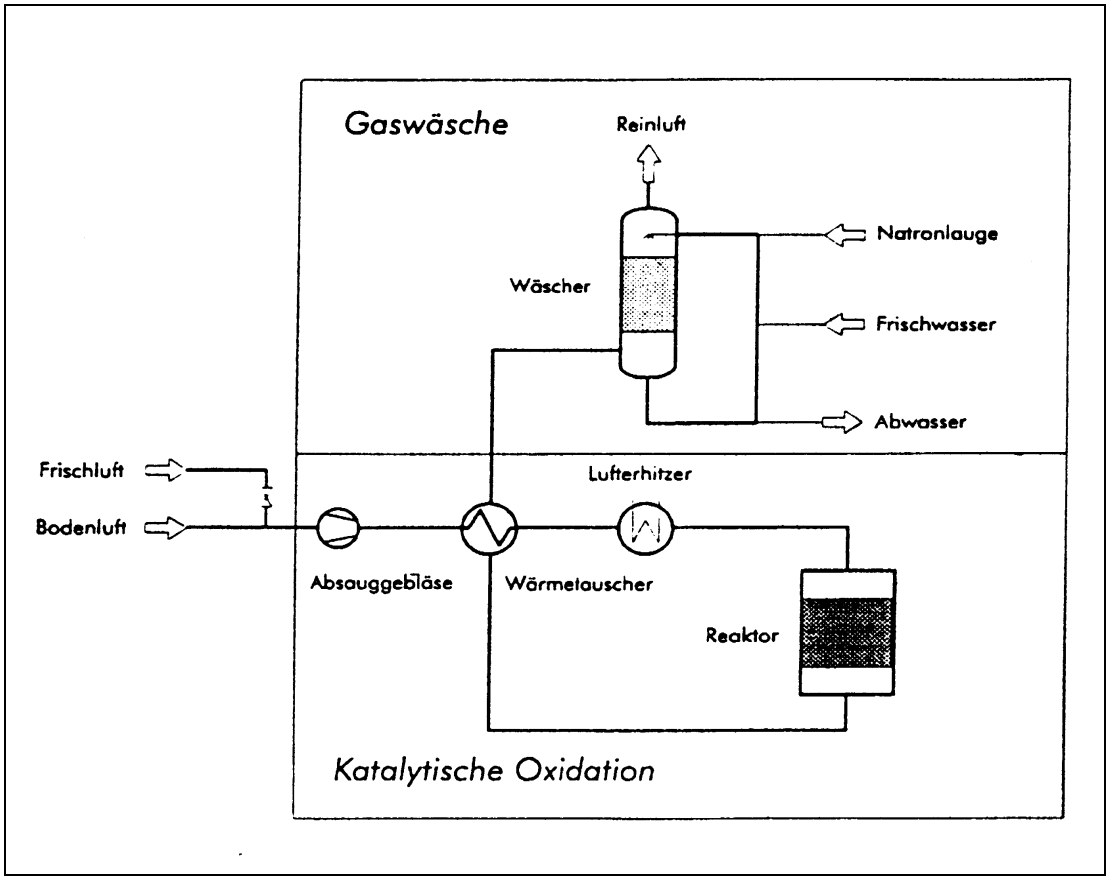


Abb. 4.4.4.1-1: Verfahrensschema der katalytischen Oxidation
(aus ITVA 1997, S. 10)

Sind Halogenkohlenwasserstoffe in der Bodenluft enthalten, muss der katalytischen Abluftreinigungsanlage in der Regel ein Wäscher - wie in Abb. 4.4.4.1-1 für diesen Fall dargestellt - zur Entfernung von gebildetem Halogenwasserstoff bzw. elementarem Chlor nachgeschaltet werden. Ein autothermer Betrieb ist bei mit Aromaten oder Aliphaten belasteter Bodenluft ab Konzentrationen von ca. 3 g/m³ möglich.

4.4.4.2 Thermische Nachverbrennung

Bei der thermischen Nachverbrennung werden die Schadstoffe bei Temperaturen zwischen 750°C und 1200°C in einer Brennkammer oxidiert. Die zu reinigende Bodenluft wird zur Energierückgewinnung zunächst über einen Wärmetauscher vorgewärmt und dann in der Brennkammer mit Hilfe von Zusatzbrennstoff oxidiert. Die Verweilzeit im Reaktor beträgt ca. 0,5 - 1,0 Sekunden. Anlagen mit Rohrbündelwärmetauschern zur Vorwärmung erreichen den autothermen Betrieb ab Schadstoffgehalten von Aromaten oder Aliphaten in der Bodenluft von ca. 6 - 8 g/m³.

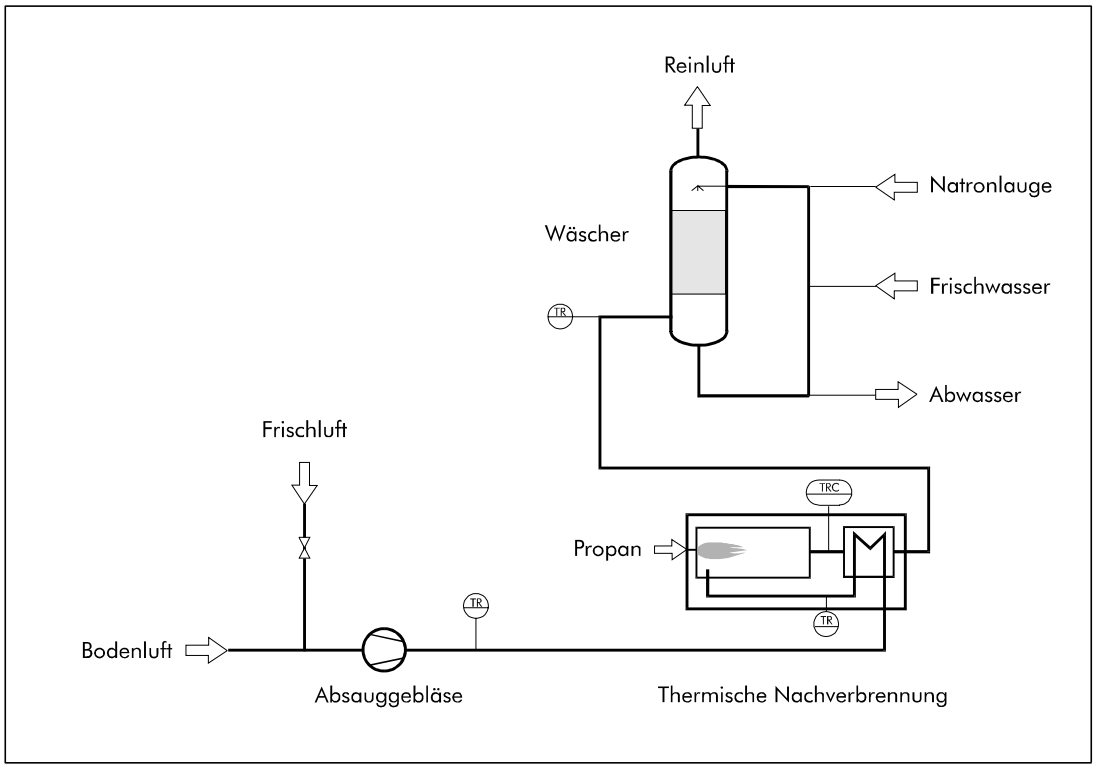


Abb. 4.4.4.2-1: Verfahrensschema der thermischen Nachverbrennung
(aus ITVA 1997, S. 11)

Alternativ werden regenerative Wärmetauscher aus keramischen Speichermassen eingesetzt. Die Anlagen bestehen aus mindestens 2 Speichersegmenten, die im Wechselbetrieb gefahren werden. Die Aufheizung erfolgt mit der aus der Brennkammer austretenden heißen Reinluft. Nach Umschaltung wird die zu reinigende Bodenluft über das heiße Speicherelement vorgewärmt und das abgekühlte Seg-

ment wiederum mit der heißen Reinluft erwärmt. Ein autothermer Betrieb ist hier bereits ab Schadstoffgehalten (Aromaten oder Aliphaten) von 3 g/m³ möglich.
Auch bei der thermischen bzw. regenerativen Nachverbrennung muss gegebenenfalls ein Wäscher zur Entfernung von Halogenwasserstoff bzw. Chlor nachgeschaltet werden. Das Verfahren ist auch dort einsetzbar, wo Katalysatorgifte (z.B. Schwefel- oder Bleiverbindungen) in der Bodenluft enthalten sein können. Ein Verfahrensschema zeigt Abbildung 4.4.4.2-1.

4.4.5 Biologische Verfahren zur Bodenluftreinigung

Bei den biologischen Verfahren zur Bodenluftreinigung (Biofilter) durchströmt die Bodenluft eine biologisch aktive Filterschicht. Die Stoffe werden im Feuchtigkeitsfilm des Filtermaterials absorbiert und durch Mikroorganismen abgebaut. Ausschlaggebend für eine gute Reinigungsleistung ist das Filtermaterial, das sowohl eine große Oberfläche zur Aufnahme der Mikroorganismen und Schadstoffe aufweisen als auch die Mikroorganismen in ausreichender Weise mit Nährstoffen versorgen muss. In der Praxis kommen Filtermaterialien mit einem hohen Anteil organischer Masse (z.B. Komposte aus Grünschutt, Laub, Rindenmulch) zum Einsatz.
Bei den Biofiltern ist zwischen Flächenfiltern, Etagenfiltern und Kompaktfiltern (Containerbauweise) zu unterscheiden. Entscheidend für die Filterauswahl ist die Menge des anfallenden Gases und die erforderliche Verweilzeit des Gases im Filter, die über den Volumenstrom geregelt werden kann. Für einen einwandfreien Betrieb der Filter ist u.a. auf ausreichende Feuchtigkeit der Filterschicht zu achten. Sie sollte in Abhängigkeit vom Filtermaterial zwischen 30 und 60 % liegen (vgl. VDI 3477 1991, S. 22). So kann das Austrocknen der aktiven Schicht (Mikroben) verhindert werden. Eine Abgastemperatur von 60°C sollte nicht überschritten werden, empfohlen werden Temperaturen bis zu 40° C und eine Minimaltemperatur oberhalb des Gefrierpunktes (vgl. VDI 3477 1991, S. 15). Aus der gleichmäßig in den Filter einzuleitenden Bodenluft können organische, schwefel- und sauerstoffhaltige Verbindungen vermindert oder entfernt werden.
Biologische Verfahren zur Reinigung kontaminierter Bodenluft wurden bisher nur selten eingesetzt. Zudem liegen genaue Angaben zur Leistungsfähigkeit (z.B. Reinigungsgrad, Standzeit) in Abhängigkeit von einzelnen Schadstoffen oder Stoffgemischen bisher nicht vor bzw. sind in der Regel nicht unmittelbar auf vergleichbare Schadensfälle übertragbar. Daher ist beim Betrieb biologischer Reinigungsverfahren zur Bodenluftsanierung immer auch der Einsatz sogenannter Polizeifilter - meist Aktivkohleadsorber - erforderlich. Zudem liegen bisher kaum verallgemeinerbare Informationen über die Stoffgehalte in den nach Abschluss einer Sanierungsmaß-

nahme zu entsorgenden Filtermassen vor. Grundsätzlich muss daher untersucht werden, ob und inwieweit in der Bodenluft enthaltenen Stoffe bzw. deren Abbauprodukte im Filtermaterial enthalten sind.

4.5 Einsatzgrenzen und Verfahrenseignung

Anwendungshinweise für die Bodenluftreinigungsverfahren ergeben sich aus den Kapiteln 3.5.1, 3.6.1, 3.7.2 sowie Kapitel 4.4 (s.o.). So kann die geologisch-hydrologische Situation (Kap. 3.5.1), das chemisch-physikalische Verhalten des vorliegenden Schadstoffgemisches (Kap. 3.6.1), die erzielbare Reichweite der Absaugung (Kap. 3.7.2) sowie die verfahrenstechnischen Unterschiede der einzelnen Bodenluftreinigungsverfahren (Kap. 4.4) die Möglichkeiten der Absaugung auf eine bestimmte Anwendung einschränken. Bei der Auswahl geeigneter Verfahren im konkreten Anwendungsfall ergibt sich i.d.R. eine Einschränkung auf wenige Verfahren.
Die Entscheidung der Verfahrensauswahl wird nicht nur durch die allgemeine Verfahrenseignung sondern maßgeblich auch durch nachfolgend beschriebene Einsatzgrenzen bestimmt. Bei der Verfahrensauswahl sollten bereits im Vorfeld alle bei der jeweiligen Technik auftretenden Stoffströme (vgl. Kap. 4.6) und deren ökologische sowie ökonomische Auswirkungen berücksichtigt werden.

In Tabelle 4.5-1 wird die Eignung der beschriebenen Verfahren in Abhängigkeit von der Rohluftkonzentration vereinfacht unter den Aspekten Reinigungsleistung und Wirtschaftlichkeit für die drei Schadstoffgruppen BTEX-Aromaten, leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe und "Benzin-Kohlenwasserstoffe" dargestellt.
Bei der Auswahl eines Verfahrens ist zu berücksichtigen, dass im Laufe einer Sanierungsmaßnahme infolge abnehmender Konzentrationen ein Wechsel der gewählten Reinigungstechnik von Vorteil sein kann. So kann z.B. eine katalytische Oxidation bei deutlicher Abnahme ursprünglich hoher Chlorethen-Gehalte im Sanierungsverlauf durch eine Adsorptionsstufe ersetzt werden. Sollen die bei der Bodenluftabsaugung anfallenden Stoffe vollständig der Umwelt entzogen werden, eignen sich allein oxidative Verfahren. Bei allen anderen Verfahren ist eine Restemission von Schadstoffen auf dem Standort oder am Standort der Entsorgung und Weiterbehandlung zu erwarten.

Tabelle 4.5-1: Vereinfachte Wertung von Bodenluftreinigungsverfahren bezogen auf die Reinigungsleistung und Wirtschaftlichkeit in Abhängigkeit von der Bodenluftkonzentration

Verfahren	Rohluftkonzentration Anlagenzulauf (mg/m³)	BTEX-Aromaten		LCKW		"Benzin-KW"	
		R	W	R	W	R	W
Adsorption [1])	> 1.000	+	o	+	o	+	o
(Einweg-	100 - 1.000	+	+	+	+	+	+
Aktivkohlefilter)	10 - 100	+	+	+	+	+	+
	< 10	+	o	+	o	+	o
Adsorption [1])	> 1.000	+	o	+	o	+	o
(vor Ort regenerier-	100 - 1.000	+	+	+	+	+	+
bare	10 - 100	+	o	+	o	+	o
Aktivkohle)	< 10	o	-	o	-	o	-
katalytische	> 1.000	+	+	+	+	+	+
Oxidation	100 - 1.000	+	+	+	+	+	+
	10 - 100	+	o	+	o	+	o
	< 10	+	-	+	-	+	-
thermische	> 1.000	+	+	+	+	+	+
Nachverbrennung	100 - 1.000	+	+	+	+	+	+
	10 - 100	+	o	+	o	+	o
	< 10	+	-	+	-	+	-
Absorption [2])	> 1.000	+	+	+	+	+	+
	100 - 1.000	+	+	+	+	+	+
	10 - 100	o	o	o	o	o	o
	< 10	-	-	-	-	-	-
Biofilter	> 1.000	-	-	-	-	-	-
	100 - 1.000	o	o	-	-	o	o
	10 - 100	o	o	-	-	o	o
	< 10	+	+	-	-	+	+
Kondensation	> 1.000	o	-	o	-	o	-
	100 - 1.000	-	-	-	-	-	-
	10 - 100	-	-	-	-	-	-
	< 10	-	-	-	-	-	-

(Die Reihenfolge der Verfahren berücksichtigt die derzeitige Einsatzhäufigkeit)

[1]) Adsorption der CKW ohne Berücksichtigung von Vinylchlorid
[2]) Absorption mit organischen Lösemitteln
R Reinigungsleistung
W Wirtschaftlichkeit
+ gut
o gering/mittel
- keine/schlecht/unbekannt

4.6 Stoffströme der am häufigsten eingesetzten Verfahren

4.6.1 Adsorption mittels Einweg-Aktivkohle

Die Bodenluftabreinigung mittels Einwegaktivkohle hat den Vorteil, dass die relevanten Stoffströme sehr gut überschaubar sind. Zum Betrieb wird lediglich elektrische Energie und Aktivkohle benötigt. Als Abfallstoffe fallen kontaminiertes Wasser am Wasserabscheider und kontaminierte Aktivkohle an. Außerdem sind bei nicht vollständiger Schadstoffrückhaltung entsprechende Emissionen zu berücksichtigen (s. Kap. 6.). Ein entsprechendes Fließbild zeigt Abbildung 4.6.1-1.

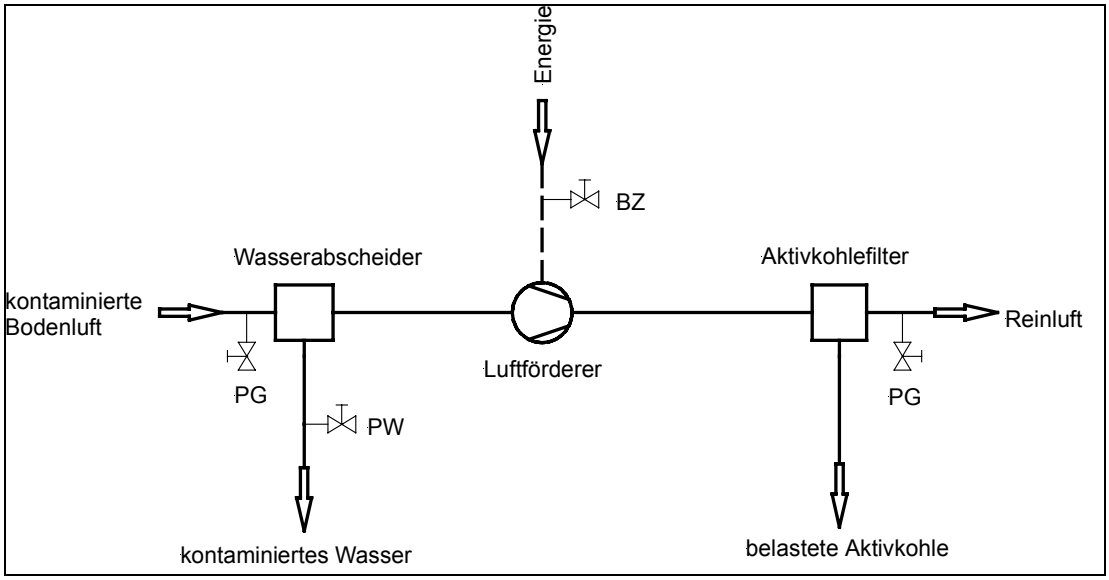


Abb. 4.6.1-1: Stoffstromdiagramm Bodenluftreinigung "Adsorption mittels Einweg-Aktivkohle" (BZ = Betriebszähler, PG = Probennahmestelle Gas, PW = Probennahmestelle Wasser)

4.6.2 Adsorption mittels regenerierbarer Aktivkohle

Zum Betrieb einer vor Ort regenerierbaren Aktivkohle-Adsorption wird Energie für den Luftförderer, die Dampferzeugung und die Trocknung benötigt. Hinzu kommt ein Frischwasserverbrauch für den Dampf und die Kühlung der Aggregate. In der Regel wird bei dem Verfahren keine Aktivkohle mit Ausnahme der Erstbefüllung verbraucht.

Ein hoher Anteil des eingesetzten Wassers fällt während der Desorption als Kondensat bzw. als Desorbat an, der Rest wird durch die erhöhten Ablufttemperaturen in der wassergesättigten Abluft emittiert. Das anfallende Desorbat bzw. Kondensat wird zur Abscheidung leichter oder schwerer Phasen über Schwerkraftabscheider geführt. Danach fallen Schadstoffe in Phase und schadstoffgesättigte wässrige Lösungen an, die, sofern keine weitere Aufbereitung vor Ort installiert ist, ordnungs-

gemäß zu entsorgen sind. Das zur Kühlung der Dampferzeugung erforderliche Wasser muss in die Kanalisation geleitet werden.

Neben den genannten Abfall- und Reststoffen sind bei dem beschriebenen Anlagentyp Emissionen bei Beginn des Trocknungsprozesses sowie bei nicht frühzeitiger Umschaltung der verschiedenen Adsorber nicht auszuschließen. Ein entsprechendes Fließbild zeigt Abbildung 4.6.2-1.

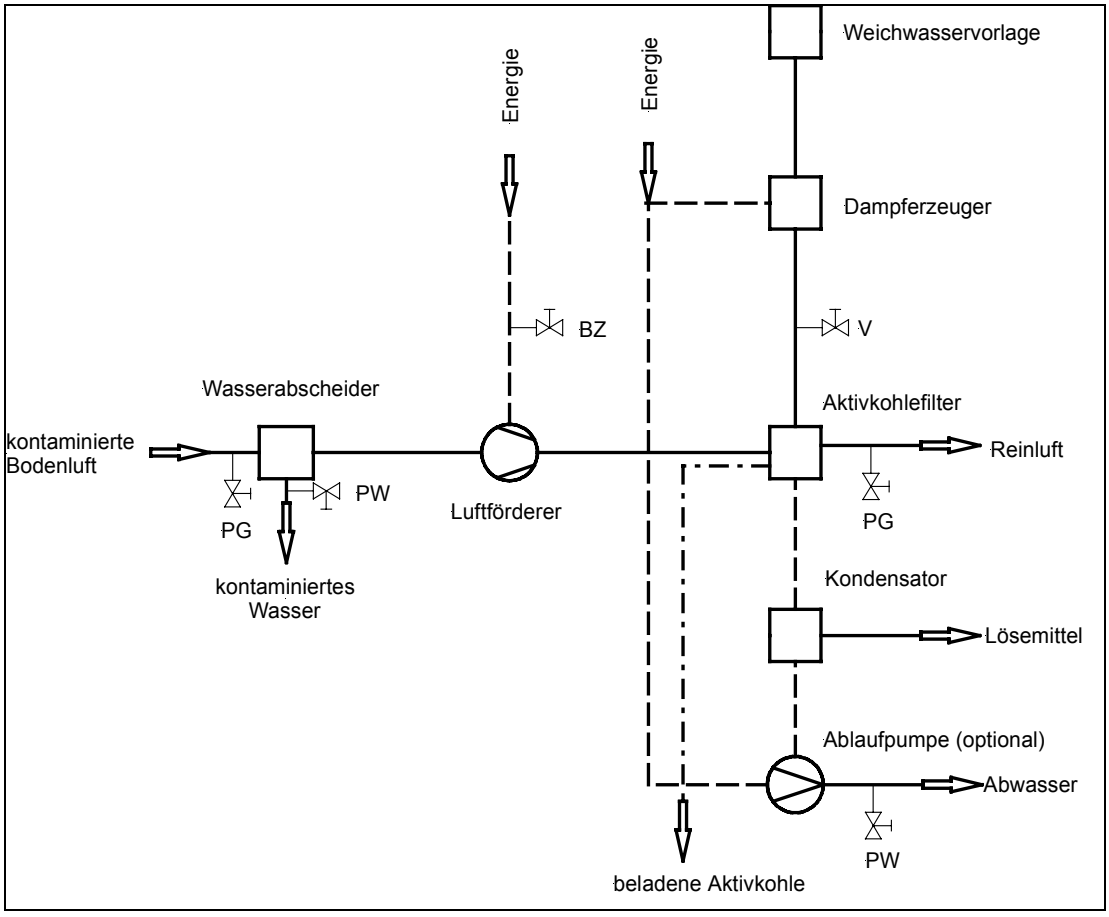


Abb. 4.6.2-1: Stoffstromdiagramm Bodenluftreinigung "Adsorption mittels vorort regenerierbarer Aktivkohle" (V = Volumenstrommessung, BZ, PG, PW siehe Legende Abb. 4.6.1-1)

4.6.3 Katalytische Oxidation

Für den Betrieb einer katalytischen Oxidationsanlage wird Energie für das Gebläse und die Erhitzung der Prozessluft benötigt. Der Energieaufwand kann i.d.R. durch die Luftführung über Wärmetauscher sehr gering sein. Beim Betrieb eines Gasbrenners werden neben der aus Sicherheitsaspekten erforderlichen Frischluftdosierung weitere Mengen atmosphärischer Luft eingesetzt. Daraus resultiert ein im Vergleich zur abgesaugten Bodenluft deutlich höherer Prozessluftdurchsatz, der einen entsprechenden Energieaufwand zur Erwärmung nach sich ziehen kann. Trotzdem ist der Einsatz von Primärenergie zur Wärmeerzeugung bei Luftdurchsätzen von >

500 m³/h auch bei abnehmenden Schadstoffkonzertrationen meist wirtschaftlicher als die Nutzung elektrischer Energie.

Bei einer Prozessluft ohne Katalysatorgifte reicht die Lebensdauer des Katalysators für die Dauer der Sanierungsmaßnahme i. d. R. aus. Für deaktivierte (= verbrauchte) Katalysatoren steht ein Recycling-System zur Verfügung.

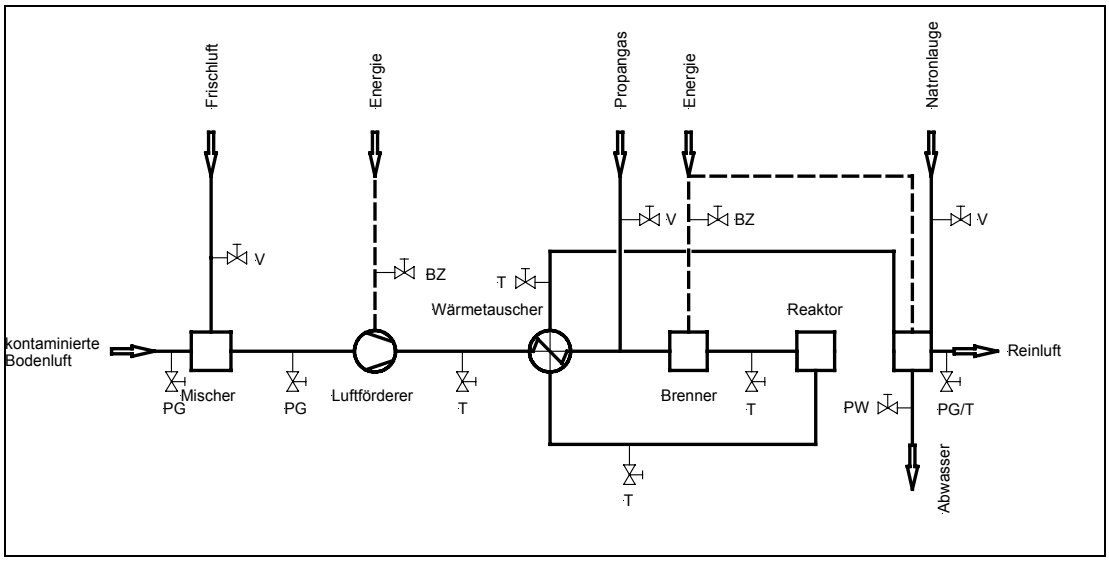


Abb. 4.6.3-1: Stoffstromdiagramm Bodenluftreinigung Katalytische Oxidation mit Gaswäscher (T = Temperaturmessung, PG/T = Probennahmestelle Gas/Temperaturmessung, BZ, PG, PW, V siehe Legende Abb. 4.6.1-1, 4.6.2-1)

Die heiße (max. ca. 200 °C) Abluft des Oxidators ist in der Regel frei von Schadstoffen. Bei Oxidation chlorierter Verbindungen ist jedoch eine Reinigung des Abgases zwecks Eliminierung des durch die Oxidation entstehenden HCl erforderlich. Bei der Gaswäsche werden Frischwasser als Absorbens und Natronlauge zur Neutralisation zugeführt. Für den Betrieb ist außerdem ein elektrischer Energieverbrauch für Umlaufpumpen und Dosieranlagen erforderlich. Es fällt salzhaltiges Abwasser an. Ein Fließbild zeigt Abbildung 4.6.3-1.

5. Verbrauch von Resourcen

5.1 Energieverbrauch und Sanierungsziele

5.1.1 Gesamtenergieverbrauch

Der Energieverbrauch einer Bodenluftsanierungsmaßnahme ist abhängig von den Sanierungsrandbedingungen, dem eingesetzten Verfahren, der Leistung des verwendeten Absaugaggregates, dem Sanierungsziel und der Sanierungsdauer. Abhängig von der Größe des zu sanierenden Grundstückes, dem Grad der vorliegenden Kontamination, der vorherrschenden Bodenart sowie der Hauptkomponenten der Bodenluftverunreinigung und der hiermit direkt verbundenen Absaugbarkeit können die Energiekosten von Maßnahme zu Maßnahme stark schwanken. Die nachfolgend dargestellten Werte des Gesamtenergieverbrauches haben insofern nur Übersichtsfunktion, als sie nichts über die Besonderheiten und die Ausmaße der einzelnen Sanierungsmaßnahmen aussagen. Zur genaueren Bewertung des Energieverbrauches der einzelnen Sanierungsmaßnahmen in Bezug auf die Schadstoffrückhaltung und damit auf die Effizienz des Energieeinsatzes in Bezug auf die gesetzten Sanierungsziele wurde der Begriff des spezifischen Energiebedarfes entwickelt (vgl. Kap. 5.1.2).

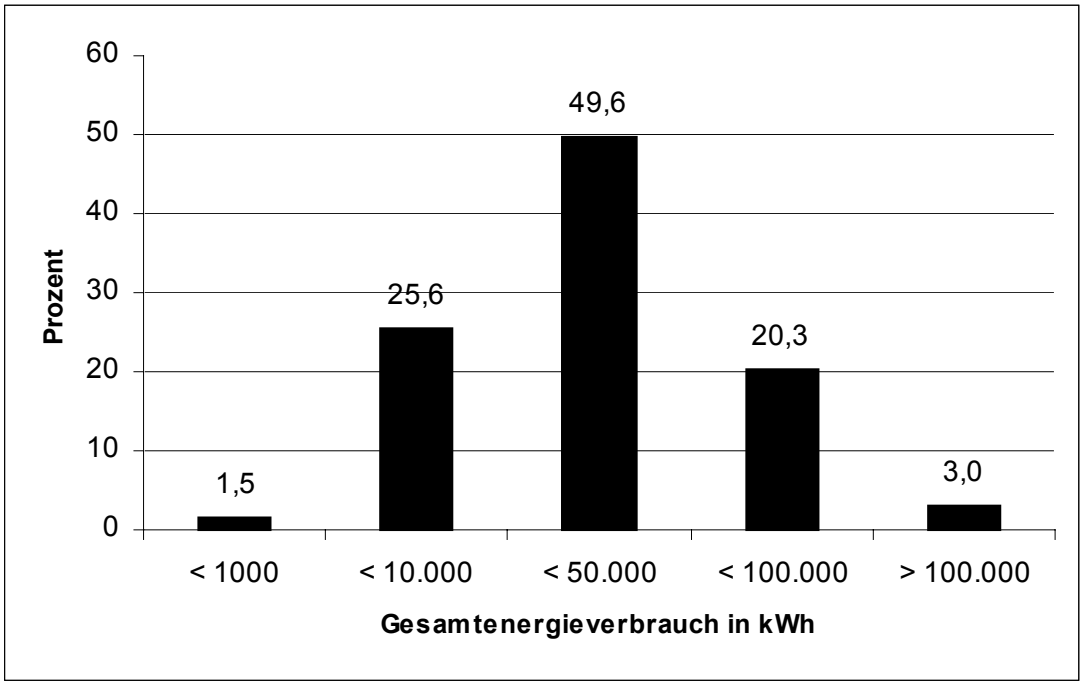


Abb. 5.1.1-1: Gesamtenergieverbrauch bei den ausgewerteten 100 Sanierungsmaßnahmen (bezogen auf 141 Einzelfälle, bei denen Seitenkanalverdichter zum Einsatz kamen)

Bei den ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen wurden die Energieverbräuche von Bodenluftabsaugmaßnahmen mit Seitenkanalverdichtern und mit nachgeschalteter Aktivkohlefilterung näher betrachtet (vgl. Kap. 2.2, Abb. 5.1.1-1).
Eine Auswertung und Bewertung anderer Absaugverfahren bezüglich des Energieverbrauchs konnte nicht vorgenommen werden, da die Anzahl der dokumentierten Einzelfälle zu gering war. Es wurden in fünf Einzelfällen Vakuumpumpen eingesetzt. Der Gesamtenergieverbrauch lag bei einem Viertel aller betrachteten 141 Anlagen über 50.000 kWh und bei 3 % sogar über 100.000 kWh. Nur 1,5 % der Maßnahmen kamen über die Dauer der gesamten Sanierungszeit mit einer eingesetzten und verbrauchten Energie von weniger als 1.000 kWh aus. Der Energieaufwand, der bei den durchgeführten Absaugversuchen anfiel, wurde in keiner der betrachteten Sanierungsmaßnahmen dokumentiert.
Die Berechnung und Darstellung des Gesamtenergieverbrauches alleine erlaubt keine Aussage darüber, ob eine Maßnahme effizient ist. Hierzu ist die Betrachtung des spezifischen Energieverbrauches erforderlich (vgl. Kap. 5.1.2). Um aber zunächst den Gesamtenergieverbrauch erfassen zu können, muss auch für den Absaugversuch, der u.a. zur Beurteilung der Sanierungseignung dient, eine Energiebilanz erfolgen. Dabei sollte die Dauer des Absaugversuchs begrenzt werden (vgl. Kap. 3.1.3).

5.1.2 Spezifischer Energieverbrauch

Als Maß für die Effizienz der eingesetzten Energie in Bezug auf die Schadstoffrückhaltung wurde die Energiemenge ermittelt, die bei den einzelnen Maßnahmen erforderlich war, um 1 kg LCKW aus der Bodenluft zurückzugewinnen. Dieser Verbrauch wurde als **spezifischer Energieverbrauch** bezeichnet und für alle dokumentierten Absaugphasen in Abb. 5.1.2-1 dargestellt.
Bis zu einem spezifischen Energieverbrauch von etwa 1.000 kWh/kg LCKW kann eine Bodenluftsanierung als effizient bezeichnet werden. Oberhalb eines spezifischen Energieverbrauches von 1.000 kWh/kg LCKW sollte das Konzept überprüft werden, ab einem spezifischen Energiebedarf von etwa 2.000 kWh/kg LCKW ist der (Weiter-)Betrieb einer die Bodenluftsanierungsmaßnahme mit einem so hohen Energieaufwand verbunden, dass je nach Einzelfall der Betrieb nicht mehr als empfehlenswert angesehen werden kann (vgl. Abb. 5.1.2-1) (vgl. Altenbockum & Odensaß 1998; S. 60).
Die Ergebnisse des Untersuchungsvorhaben ergeben folgende Hinweise:
Wenn entsprechend hohe Schadstoffpotenziale vorhanden sind, lassen sie sich am günstigsten ohne Unterbrechung in einem einphasigen Absaugbetrieb mit einem

spezifischen Energieverbrauch bis etwa 250 kWh/kg LCKW aus der ungesättigten Bodenzone absaugen. Der spezifische Energieverbrauch erhöht sich bei zunehmender Sanierungsdauer. Zu Beginn nachfolgender Absaugphasen können sich wiederum deutlich höhere Konzentrationen in der Bodenluft eingestellt haben als zum Ende der vorangegangenen Absaugphase (vgl. Kap. 3.6.2). Viele der in der bisherigen Praxis geforderten Sanierungsziele konnten mit vertretbarem Aufwand auch bei langanhaltendem Sanierungsbetrieb i.d.R. nicht nachhaltig erreicht werden.

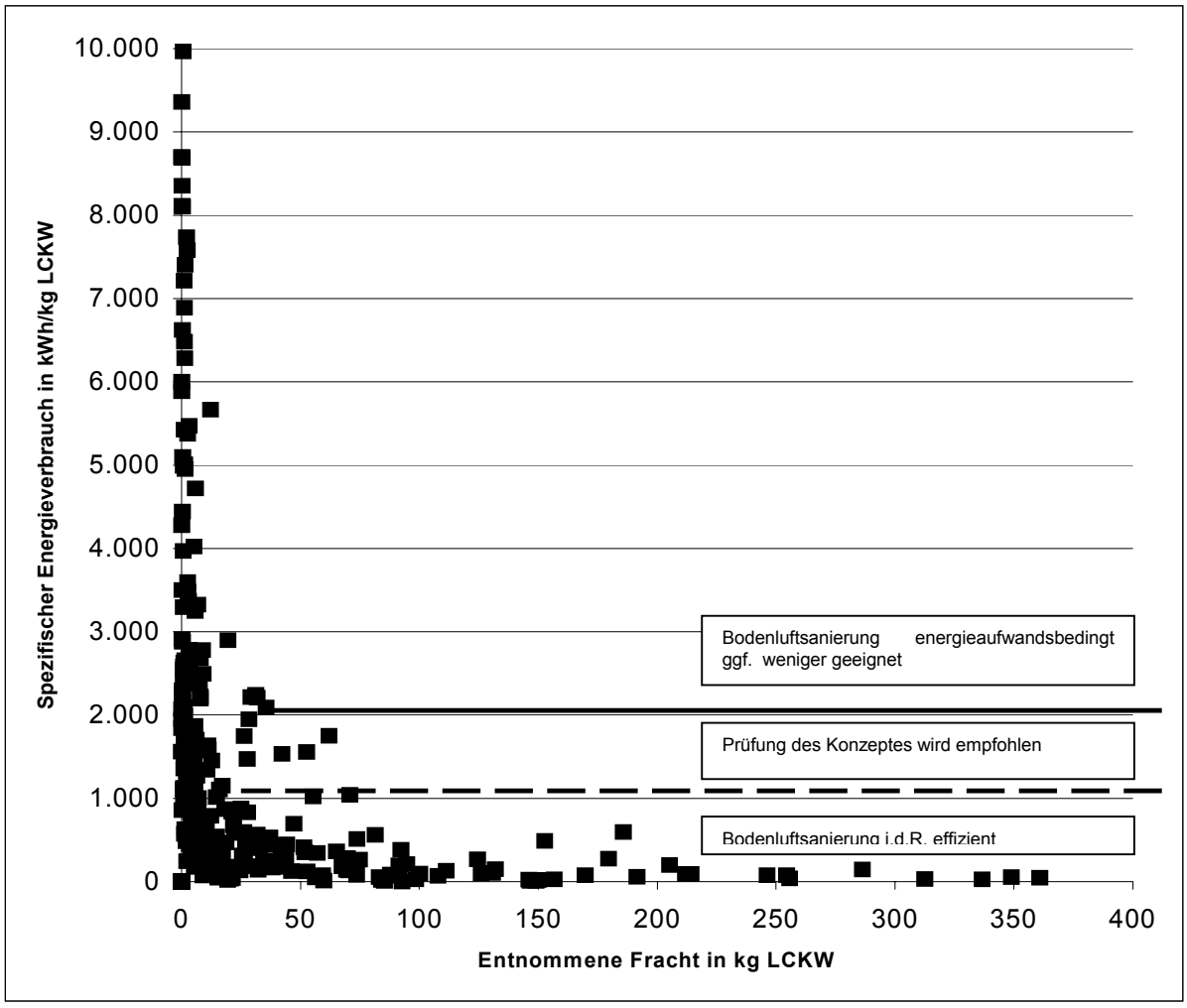


Abb. 5.1.2-1: Spezifischer Energieverbrauch in der Bodenluftsanierung
(Jeder Punkt stellt eine Einzelfallauswertung dar)
(geändert nach Altenbockum & Odensaß 1998, S. 60)

Mit Abnahme der Sanierungszielwerte in der Bodenluft steigt der spezifische Energiebedarf an, so dass niedrigen Sanierungszielwerten (0,1 – 5 mg/m³ LCKW) im Einzelfall spezifische Energieverbräuche von bis zu mehreren 10.000 kWh/kg LCKW gegenüberstehen. *Hierbei beträgt im Durchschnitt aller ausgewerteten Maßnahmen der Energieverbrauch bei niedrigen Sanierungszielwerten ein Vielfaches*

des Energieverbrauchs von Maßnahmen mit hohen Sanierungszielwerten (10 – 50 mg/m³). Bei 133 Anlagen ließen sich spezifische Energieverbräuche berechnen. Bei 79 Anlagen (59,4 %) wurde für die Entfernung von 1 kg LCKW aus der ungesättigten Bodenzone mehr als der jährliche Energieverbrauch einer durchschnittlichen Kleinfamilie mit vier Personen verbraucht (vgl. Abb. 5.1.2-2).

Zu gleichlautenden Ergebnissen kam bereits Hafner (1995, S. 285), der den Begriff „Dekontaminationsenergie“ anstelle des spezifischen Energieverbrauches verwendet. Hafner berichtet von einem Praxisbeispiel, bei dem nach vierjähriger Sanierungsdauer eines LHKW-Schadens 30.000 kWh an Energie verbraucht worden waren. Dies entsprach einer Dekontaminationsenergie von 4.800 – 5.000 kWh/kg abgesaugten Schadstoffes.

- **Energieverbrauch Kleinfamilie**

  → etwa 300 kWh / Monat
  → etwa 4000 kWh / Jahr
  → etwa 100.000 kWh / 25 Jahre

- **Emission an anderer Stelle**

  (bezogen auf Braunkohle-Kraftwerk)
  1 kWh ➜ 660 g CO_2
  1 kWh ➜ 0,97 g NO_X
  1 kWh ➜ 0,46 g SO^{2-}
  1 kWh ➜ 9,5 g Gips

Abb. 5.1.2-2: Angenommener jährlicher Energieverbrauch einer durchschnittlichen Kleinfamilie

Bodenluftsanierungsmaßnahmen, bei denen der spezifische Energieverbrauche oberhalb von ca. 2.000 kWh/kg LCKW liegt, sollten energieaufwandsbedingt ökonomisch wie ökologisch kritisch betrachtet werden. Es ist zu prüfen, ob die Maßnahme beendet werden sollte (vgl. Abb. 5.1.2-1 und Abb. 6.6-1).

5.1.3 Abhängigkeit vom Sanierungsziel

Dem Verfahren der Bodenluftabsaugung sind im Feld physikalische Grenzen gesetzt (vgl. Kap. 3.5.1, 3.5.2). Die Festlegung eines sachgerechten Sanierungszieles ist von entscheidender Bedeutung für den späteren Gesamtenergieverbrauch sowie den spezifischen Energieverbrauch und damit eine effiziente Betriebsführung der Sanierungsmaßnahme. Eine die v.g. Aspekte nicht beachtende zu starre Vorgabe

eines niedrigen einzuhaltenden Sanierungszielwertes in der Bodenluft kann den Energieverbrauch unverhältnismäßig ansteigen lassen, wobei in vielen Fällen trotzdem das Sanierungsziel nicht nachhaltig erreicht werden muss.

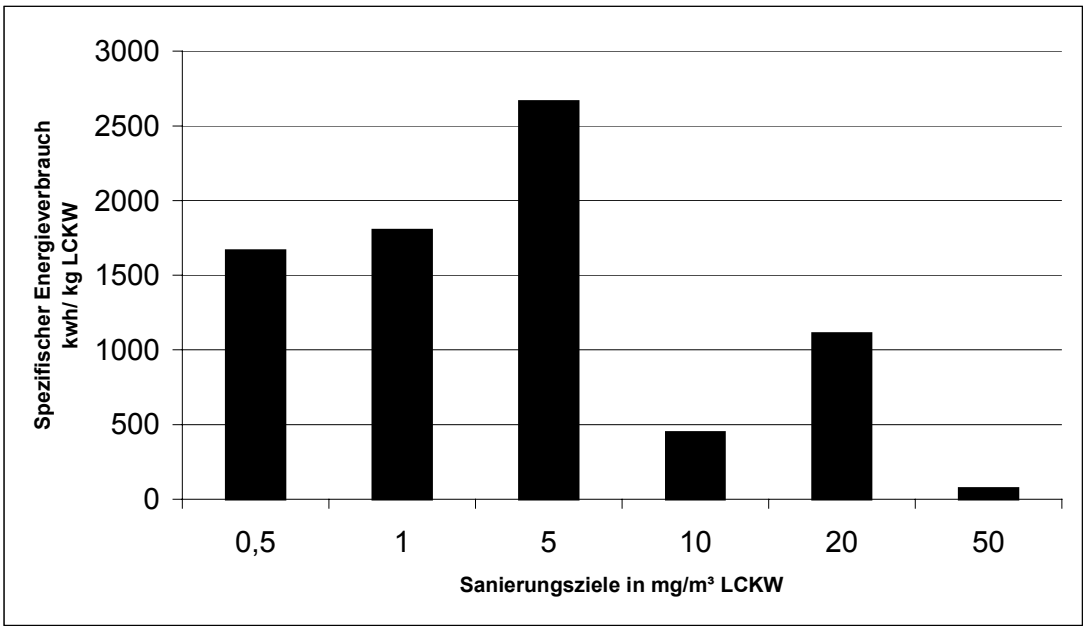


Abb. 5.1.3-1: Durchschnittlicher spezifischer Energieverbrauch in Abhängigkeit von den behördlich vorgegebenen Sanierungszielwerten

Bei den untersuchten Maßnahmen wurden behördenseits die in Abb. 3.4.4.1-1 dargestellten Sanierungsziele vorgegeben. Die Abb. 5.1.3-1 verdeutlicht, dass bei niedrigen Sanierungszielwerten im Verlauf einer Bodenluftsanierung eher ein höherer spezifischer Energieverbrauch anfiel und damit diese Maßnahme weniger effizient war als Maßnahmen mit höher angesetzten Sanierungszielwerten.

Sanierungsziele orientieren sich an den Erfordernissen zur Gefahrenabwehr. Daher ist im Einzelfall zu überprüfen, welche Sanierungsziele zur Gefahrenabwehr erforderlich sind und ob die Sanierungsziele mit verhältnismäßigem Energieaufwand mit der Bodenluftabsaugung erreicht werden können (vgl. Kap. 3.4).

5.1.4 Energieverbrauch in Abhängigkeit vom Sanierungskonzept

5.1.4.1 Brunnennetz und Anzahl der Absaugaggregate

Da die Reichweite einer Bodenluftabsaugung bei gleicher eingesetzter Absaugenergie je nach der vorherrschenden Bodenart und vorhandener Inhomogenitäten sehr unterschiedlich sein kann (vgl. Kap. 3.5.1, Kap 3.7.2), sind Anordnung, Art und Anzahl der Absaugbrunnen bzw. Absaugaggregate zum einen abhängig vom Umfang der Bodenverunreinigung und zum anderen von den aktuellen Untergrundverhältnissen der betroffenen Flächen. Es ist sicherzustellen, dass an den eingebauten Filterstrecken der Absaugbrunnen die erforderlichen Unterdrücke wirksam werden, um den gesamten kontaminierten Bereich zu erfassen. Die Anzahl der Absaugaggregate richtet sich einerseits nach der Gesamtzahl der für die Absaugung erforderlichen Brunnen und andererseits nach dem Ausbau der Absaugbrunnen mit den jeweiligen Filterstrecken. Dies ist je nach Standort unterschiedlich zu erreichen. Einen Brunnenausbau nach den Vorschlägen des VDI (1997, S. 21) zeigt Abb. 4.2-1. Hinweise zum optimalen Unterdruck werden in Kap. 3.7.2 dargestellt.

Bei Bodenmaterialien mit niedrigen kf-Werten ergibt sich eine z.T. erheblich reduzierte Reichweite des idealerweise rotationssymmetrisch ausgebildeten Absaugkörpers (vgl. Kap. 3.7.2, Abb. 3.7.2-1, Abb. 3.7.2-2). Die Länge der Filterstrecke in den einzelnen Brunnen hat einen maßgeblichen Einfluss auf die Effektivität der Absaugung. Überschreitet die Filterstrecke eines Brunnens eine Länge von ca. 3 m, so ist nach VDI 3897 (1997, S. 21) mit dem Verlust von Unterdruck zu rechnen (vgl. Abb. 4.2-1).

Bei einer großen Anzahl an Absaugbrunnen an einem Aggregat ergibt sich auch durch eine Vergrößerung der Länge der verbindenden Rohrleitungen ein zusätzlicher Widerstand, welcher vom Aggregat überwunden werden muss.

5.1.4.2 Brunnenanzahl als Funktion der Durchlässigkeit

Volumen und Verteilung der Poren stellt eine verfahrenstechnische Grenze der Bodenluftabsaugung dar.

Abb. 3.5.1-3. zeigt die Durchlässigkeitsbeiwerte für unterschiedliche Bodenarten. Nach VDI 3897 (1997, S. 18 ff) werden für bestimmte Bodenarten in Versuchen ermittelte Wirkradien angegeben, die Aussagen über den Bereich erlauben, in dem eine Bodenluftabsaugung wirksam sein kann. Dieser Bereich muss nicht mit dem im Feld zu dekontaminierenden Bereich übereinstimmen. Die VDI-Wirkradien sind als

grobe Schätzungen unter günstigen Randbedingungen zu verstehen, die jedoch in der Praxis zumeist nicht vorliegen. Über die tatsächlich wirksamen Reichweiten bei einer geplanten Bodenluftabsaugung gibt nur ein Absaugversuch Aufschluss, dessen standardisierte Auslegung in Kap. 3.1.3 erläutert wird.

Anzahl und Anordnung der Absaugbrunnen hängen vom Schadstoffinventar, der Lage der Kontamination und insbesondere den Untergrundverhältnissen (u. a. Durchlässigkeit, Porenvolumen) ab. Es ist sicherzustellen, dass mit den installierten Brunnen der gesamte kontaminierte Bereich erfasst wird (vgl. Kap. 3.5.1, 4.1 und 4.2).

5.1.4.3 Konzeptabhängiger Energieverbrauch

Grundsätzlich ist ein einphasiger von einem mehrphasigen Anlagenbetrieb zu unterscheiden. Die Bilanzunterschiede in Bezug auf die Schadstoffrückhaltung und den Energieverbrauch können je nach gegebener Situation beträchtlich sein.
Bei der einphasigen Absaugung wird zu Beginn eine große Schadstofffracht entnommen. Sobald innerhalb der Konzentrationsreduzierung in der Bodenluft allerdings der asymptotische Ast erreicht ist, werden bei gleichem Energieaufwand nur noch sehr geringe Schadstoffmengen abgesaugt. Insgesamt ist der Anlagenbetrieb dann als ineffizient zu bezeichnen, da mit zunehmender Laufzeit der Energie- und Überwachungsaufwand im Verhältnis zu der entnommenen und zurückgehaltenen Schadstofffracht unverhältnismäßig ansteigen. Darüber hinaus zeigt die Erfahrung aus Einzelfällen, dass Sanierungsziele bei einphasigem Anlagenbetrieb nachhaltig nicht zu erreichen sind.
Der mehrphasige oder auch **intermittierende Betrieb** einer Bodenluftsanierungsanlage nutzt unter Einsparung von Energie Abschaltphasen bzw. Ansaugpausen, während denen aufgrund diffusiver Nachlieferung der leichtflüchtigen Schadstoffe aus der Schadstoffquelle eine **Anreicherung** der Schadstoffkonzentration in der Bodenluft stattfindet. Die Absaugphasen sollten hierbei solange andauern, bis innerhalb der Schadstoffentnahme das asymptotische Niveau erreicht ist. Je nach den vorherrschenden Außentemperaturen und Bodenverhältnissen können die Absaugpausen nach Abschaltung der Anlage mehrere Wochen andauern. Neben der deutlichen Energieeinsparung erfolgt bei dieser Art des Anlagenbetriebes außerdem eine deutlich erhöhte Schadstoffentnahme, da sich nach einer Absaugpause i.d.R. die Schadstoffgehalte in der Bodenluft wieder stark erhöht haben, so dass mit erneut einsetzender Absaugung erheblich mehr Schadstoffe abgesaugt werden können (vgl. 3.6.2).

Wenn das asymptotische Niveau der Bodenluftkonzentration erreicht ist, wird zur Optimierung des Sanierungsbetriebes und zur Erhöhung des Frachtaustrages empfohlen, die Anlage intermittierend zu betreiben und hierbei über das Verhältnis zwischen Gesamtenergieverbrauch und Frachtaustrag den spezifischen Energiebedarf zu kontrollieren (vgl. Kap. 5.1.2). Ob sich andere Stoffgruppen leichtflüchtiger Substanzen bei einer Absaugung ähnlich verhalten wie die im Rahmen dieser Recherche untersuchten LCKW, kann nicht abschließend beurteilt werden, ist aber vom Grundsatz her zu erwarten.

5.2 Aktivkohleverbrauch

5.2.1 Adsorptionsverhalten von Aktivkohle

Die Aktivkohle wird charakterisiert durch ihre hohe Porosität und die damit verbundene sehr hohe spezifische innere Oberfläche von bis zu 2.000 m²/g. Diese Porosität ist zurückzuführen auf die außergewöhnliche Sekundärstruktur der Aktivkohle, die beim Glühvorgang innerhalb der Herstellung entsteht. Eine Vielzahl von Makro-, Meso- und Mikroporen ermöglicht den Stofftransport durch das weitreichende Hohlraumsystem der Aktivkohle, und innerhalb der durch den Herstellungsprozess veränderten Kristallgitterstruktur finden an sog. aktiven Zentren (= Gitterfehlstellen) die eigentlichen Adsorptionsprozesse statt. An diesen Gitterfehlstellen, an denen die Schichtpakete der Aktivkohle chemisch nicht abgesättigt sind, zeigt sich die besonders hohe Reaktivität der Aktivkohle und damit die Fähigkeit, bei Kontakt mit bestimmten Stoffen Heteroatome aus diesen herauszulösen und zu binden.

Je nachdem, in welchem Verhältnis die Einzelporengrößen verteilt sind, differenziert man in unterschiedliche Aktivierungsgrade (in %) der Aktivkohle, die ein Maß für den bei der Vergasung entstandenen Gewichtsverlust der Kohle darstellen. Ein hoher Aktivierungsgrad ist demnach gleichbedeutend mit einer großen inneren Oberfläche und damit mit einem großen Porenvolumen.

Man unterscheidet zwischen physikalischer Adsorption und Chemisorption.

Für die Abreinigung von schadstoffführender Bodenluft oder belastetem Grundwasser und für die Rückgewinnung der Schadstoffe sowie die Regeneration (auch Reaktivierung) der Aktivkohle ist von großem Interesse, dass bei der physikalischen Adsorption die adsorbierte Verbindung in den meisten Fällen chemisch unverändert bleibt. Da die Schadstoffe zumeist nur durch die relativ leichten *van der Waal´schen* Kräfte an die Aktivkohleoberflächen gebunden sind, lassen sie sich auch z.B. durch Behandlung mit Heissdampf wieder von der Aktivkohle lösen und zurückgewinnen.

Die Chemisorption (oder „aktivierte Adsorption“) ist eine wesentlich festere Bindung als die oben beschriebene physikalische Adsorption, wobei zum einen deutlich höhere Beträge an Aktivierungsenergie benötigt werden und zum anderen die sorbierten Moleküle in ihrem Chemismus verändert werden.
Chemisorption ist wegen des Bedarfes an Aktivierungsenergie temperaturabhängig. Sie bedarf einer bestimmten Mindesttemperatur und erreicht mit steigender Temperatur höhere Effektivität, während die physikalische Adsorption bei niedrigeren Temperaturen effektiver abläuft. Bei letzterer können außerdem mehrere Schichten an Molekülen adsorbiert werden, während bei ersteren nur eine Molekülschicht gebunden werden kann, wodurch die maximalen Stoffumsätze i.d.R. bei der Chemisorption meist deutlich geringer sind als bei der physikalischen Adsorption (vgl. von Kienle & Bäder 1980, S. 14).
Für den Adsorptionseffekt leichtflüchtiger Schadstoffe aus der Bodenluft ist hauptsächlich die physikalische Adsorption von Bedeutung. Der Stofftransport bei Adsorptionsvorgängen besteht aus einer Diffusion, bei der die Moleküle den aus Wasser oder Luft bestehenden Grenzfilm der Aktivkohlepartikel überwinden müssen (= Filmdiffusion), und der eigentlichen Adsorption, bei der die Moleküle in das Porensystem eindringen und sich an die Aktivkohleinnenwände anlagern (vgl. Abb. 5.2.1-1).

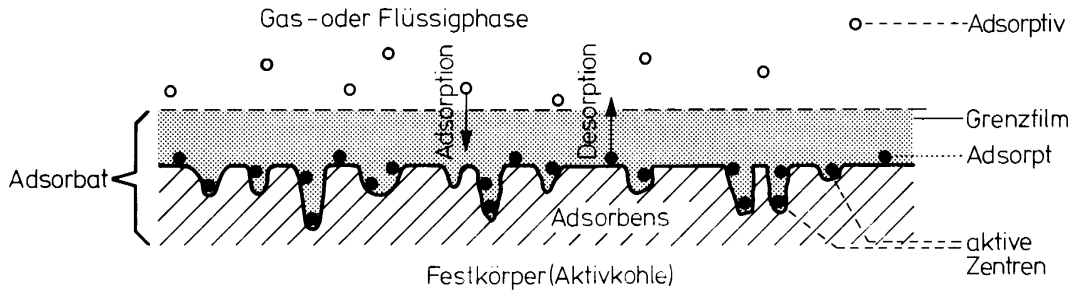


Abb. 5.2.1-1: Adsorption an Aktivkohle (aus von Kienle & Bäder 1980, S. 13)

Für die Geschwindigkeit der Filmdiffusion ist der Konzentrationsgradient innerhalb des Grenzfilms maßgeblich. Das richtige Einstellen der Filtergeschwindigkeit bewirkt eine dünne Ausbildung des Grenzfilms und somit eine schnelle Diffusion durch den Film bei kürzerer Kontaktzeit. Die Filtergeschwindigkeit kann eingestellt werden über die Wahl der Aktivkohlekorngröße oder die Höhe der Aktivkohlebehälter. In der Gasphase werden diese beiden Prozesse (Diffusion und Adsorption) aufgrund der hohen Beweglichkeit der Moleküle innerhalb von ca. 0,1 – 2,0 Sekunden durchlau-

fen, in der Flüssigphase wird dagegen eine Kontaktzeit von ca. 1 - 3 min benötigt, um die Moleküle an die Aktivkohle zu binden, weil in Wasser die Diffusionsgeschwindigkeiten wesentlich langsamer sind als in Luft. Aus diesem Grunde können für die Adsorption aus der Bodenluft erheblich kleinere Adsorbereinheiten eingesetzt werden als bei der Adsorption aus Grundwasser. Sowohl bei der Bodenluft als auch bei Grundwasser steigt die Beladekapazität der Aktivkohle mit steigender Schadstoffkonzentration.
Tab. 5.2.1-1 gibt eine Übersicht über einige in der Gas- und Dampfadsorption eingesetzte Adsorbentien.

Tab. 5.2.1-1: Eigenschaften einiger technischer Adsorbentien nach Herstellerangaben (aus: LfU 1995, S. 282)

Adsorptionsmittel	Handelsform	Körnung (mm)	spez. Oberfläche (m^2/g)	Rütteldichte (g/l)
Kohlenstoffadsorbentien				
Aktivkohlen, weitporig	Zylinder	2 - 4	800 - 1400	350 - 500
Aktivkohlen, engporig	Zylinder	2 - 4	600 - 1500	320 - 500
Aktivkoks	Zylinder	2 - 5	100 - 150	~ 600
Braunkohlenschwelkoks	gebrochen	1 - 5	~ 300	~ 950
Wirbelbett-Aktivkohle	Kugeln	0,7	1150	570
Faser-Aktivkohle	Matten	–	1000 - 2000	–
Oxidische Adsorbentien				
Aluminiumoxid	Kugeln	2 - 5	100 - 400	700 - 800
Kieselgel, weitporig	gekörnt	2 - 4	250 - 300	250 - 300
Kieselgel, engporig	gekörnt	2 - 4	600 - 850	600 - 850
Zeolith, hydrophobiert	Zylinder	2 - 4	~ 700	450 - 500
Polymer - Adsorbentien				
Adsorberharze	Kugeln	0,5	~ 800	~ 300

Aus strömungstechnischen Gründen ist bei o.g. Einsatz zu beachten, dass ausschließlich Adsorbentien mit körniger Beschaffenheit mit einem bestimmten Mindestdurchmesser oder zu Matten, Vliesen und Gewebebahnen verarbeitete Faseraktivkohlen verwendet werden. Für die Abluftreinigung in der Bodenluftsanierung wurden bisher nur Aktivkohlen eingesetzt. Für den Einsatz einer Aktivkohle bei der Abluftreinigung sind unabhängig vom speziellen Anwendungsfall ein geringes Aufnahmevermögen für Wasserdampf, eine ausgeprägte Selektivität für die abzuscheidenden Komponenten bei hoher Adsorptionskapazität im betreffenden Konzentra-tionsbereich, gute Dosierbarkeit bzw. hohes Rückhaltevermögen, Abriebfestigkeit, Temperaturwechselbeständigkeit und chemische Beständigkeit von Be-

deutung. Zur vergleichenden Bewertung von Aktivkohlen eignen sich folgende Herstellerangaben, die i.d.R. im sog. AK-Datenblatt dokumentiert sind. Dabei ist auf einheitliche Testmethoden zu achten (vgl. LfU 1995, S. 280):

- Adsorptionsisotherme
- Wassergehalt beim Abpacken
- Porosität und Lückenvolumen
- Aschegehalt
- Spezifische innere Oberfläche
- Körnung (Siebanalyse)
- Schüttgewicht
- Härte (z.B. Kugelmühlentest)
- Strömungswiderstand
- Säurebeständigkeit

Um die Beladekapazität eines Adsorbens auch vor dem konkreten Einsatz benennen zu können, werden von Herstellern der Aktivkohlen sog. **Adsorptionsisothermen** für das jeweilige Produkt berechnet. Hierbei wird auf experimentellem Wege unter Konstanthaltung der Temperatur- und Feuchtigkeitsverhältnisse (letzteres bei den Experimenten an Luft) die Aufnahmefähigkeit des Adsorbens für ein bestimmtes Adsorptiv ermittelt. Im Laborversuch stellt sich jeweils ein Gleichgewicht zwischen der herrschenden Konzentration eines betrachteten Stoffes in der Gas- oder Flüssigkeitsphase und der prozentualen Beladung der Aktivkohle mit Schadstoff ein. Die Adsorptionsisotherme ist eine graphische Darstellung dieses Abhängigkeitsverhältnisses (vgl. Abb. 5.2.1-2). Je steiler die Neigung der Isotherme für eine Aktivkohle ist, desto größer ist deren Wirkungsgrad im Filtrationsprozess.
Hierbei ist jedoch zu beachten, dass eine direkte Übertragung von Aussagen der Isothermen (aufgenommen im Batchverfahren) auf die zu erwartenden Adsorptionskapazitäten bei der Bodenluftsanierung nicht möglich ist. Es empfiehlt sich immer eine Verifizierung durch den Vergleich mit empirisch gewonnenen Daten sowie die Durchführung eines Adsorptionsversuchs .

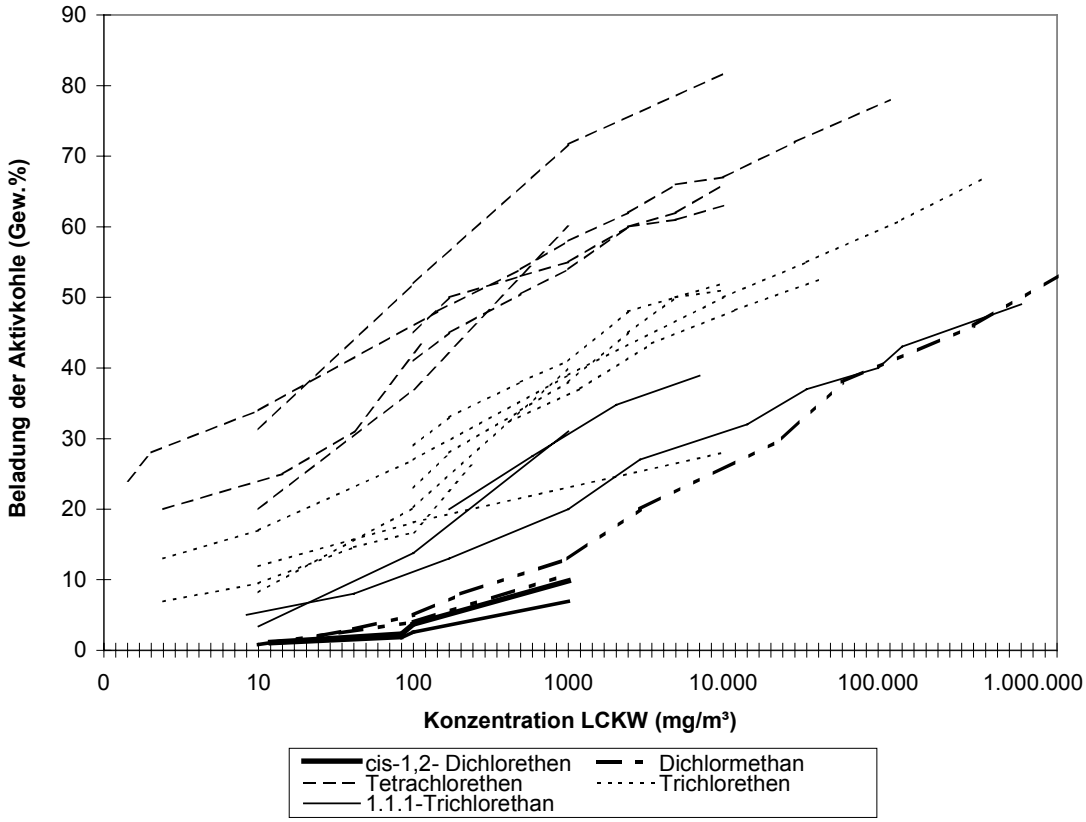


Abb. 5.2.1-2: Adsorptionsisothermen verschiedener Aktivkohlen bei 20°C
(aus Thiele 1996, S. 34)

Die Abb. 5.2.1-2 verdeutlicht, dass je nach vorhandenem Schadstoff bzw. der vorliegenden Konzentration der betrachteten LCKW-Komponenten, Aktivkohlen sehr unterschiedliche Beladungskapazitäten aufweisen können. Dies bedeutet für die Praxis, dass verschiedene Aktivkohleprodukte bei bestimmten Schadstoffen oder bei bestimmten Konzentrationen der Schadstoffe in der Bodenluftreinigung nur bedingt einsetzbar sind. Für LCKW-Konzentrationen von unter ca. 10 mg/m³ im Luftzustrom werden für die handelsüblichen Aktivkohlen zumeist keine Adsorptionsisothermen angegeben. Dies deutet daraufhin, dass die AK-Hersteller für diesen Bereich keine Beladekapazität der Aktivkohlen angeben können (vgl. Abb. 5.2.1-2). Für die praktische Auswahl einer Aktivkohle für eine Sanierungsanlage sind derartige Laborversuche allerdings von untergeordnetem Wert, da i.d.R. im Einzelfall der zu adsorbierende Einzelstoff nicht alleine vorliegt, sondern meistens Stoffgemische vorliegen. Dies führt bei der tatsächlichen Beladung eines Aktivkohlebettes zu sog. Chromatographieeffekten. Hierunter ist zu verstehen, dass auf der Aktivkohle konkurrierende Adsorption und ggf. Desorption stattfindet. Leichter zu adsorbierende Stoffe werden zuerst, schwerer zu adsorbierende räumlich hinter den ersten angelagert. Weiterhin können bei teilbeladener Aktivkohle Verdrängungseffekte

(Desorption) auftreten, so dass Stoffe mit leichterer Bindung durch solche mit festerer Bindung ersetzt werden. Vinylchlorid (VC) ist beispielsweise sehr leicht flüchtig und von geringem Chlorierungsgrad; es ist schlecht adsorbierbar. Tetrachlorethen (Per) ist deutlich schwerer flüchtig und von hohem Chlorierungsgrad; es ist sehr gut an Aktivkohle adsorbierbar (vgl. Abb. 5.2.1-2). Praktisch folgt hieraus, dass bei LCKW-Stoffgemischen VC-Moleküle zwar zunächst an Aktivkohle angelagert werden. Sobald aber höher chlorierte Komponenten im Zustrom folgen, wird VC wieder verdrängt, so dass eine VC-Adsorption nicht stattfindet.
Schwer flüchtige Substanzen sind nach Angaben der LfU BW (1997, S. 29) leicht adsorbierbar. Die Adsorbierbarkeit eines Stoffes in der Bodenluft ist nur sekundär eine Funktion des Dampfdruckes, denn die Moleküle mit komplexerer Molekülstruktur werden besser adsorbiert, weil sie räumlich größer sind und es dadurch innerhalb des Porensystems der Aktivkohle zu einem intensiveren Kontakt zwischen Molekül und Aktivkohlewandung kommt. Es handelt sich hierbei primär um einen rein physikalischen Effekt. Dies gilt ebenfalls für eine Erhöhung des Chlorierungsgrades, der auch eine Vergößerung und Verkomplizierung der Molekülstruktur darstellt (vgl. Tab. 3.6.1-1).

Zur Beschreibung des Adsorptionsverlaufes in Aktivkohleschüttungen wird sowohl in der Flüssig- als auch in der Gasphase das von Collins vorgeschlagene LUB-Modell (LUB = **L**änge des **U**nbenutzten **B**ettes) eingesetzt. Nach diesem Modell teilt man das Aktivkohlebett in drei Teile (vgl. Abb. 5.2.1-3).:

- An der Eintrittsseite des Adsorbens ist die Gleichgewichtsbeladung erreicht, sie entspricht der Eintrittskonzentration C_0.
- Es schließt sich die Adsorptions- oder Massenübergangszone (MÜZ) an.
- Der letzte Teil der Adsorberfüllung oder des Bettes ist noch unbeladen und wird als unbenutztes Bett benannt.

Vom Zeitpunkt der Inbetriebnahme eines Aktivkohlefilters bis zu seinem Durchschlagen wandert die MÜZ von oben nach unten durch das Aktivkohlebett. Erreicht nach einer gewissen Standzeit die MÜZ den Adsorberausgang, so erfolgt der Durchbruch der Schadstoffe. Hierbei schlagen aufgrund der oben beschriebenen Chromatographieeffekte als erstes die schlecht adsorbierbaren Komponenten des Stoffgemisches durch.

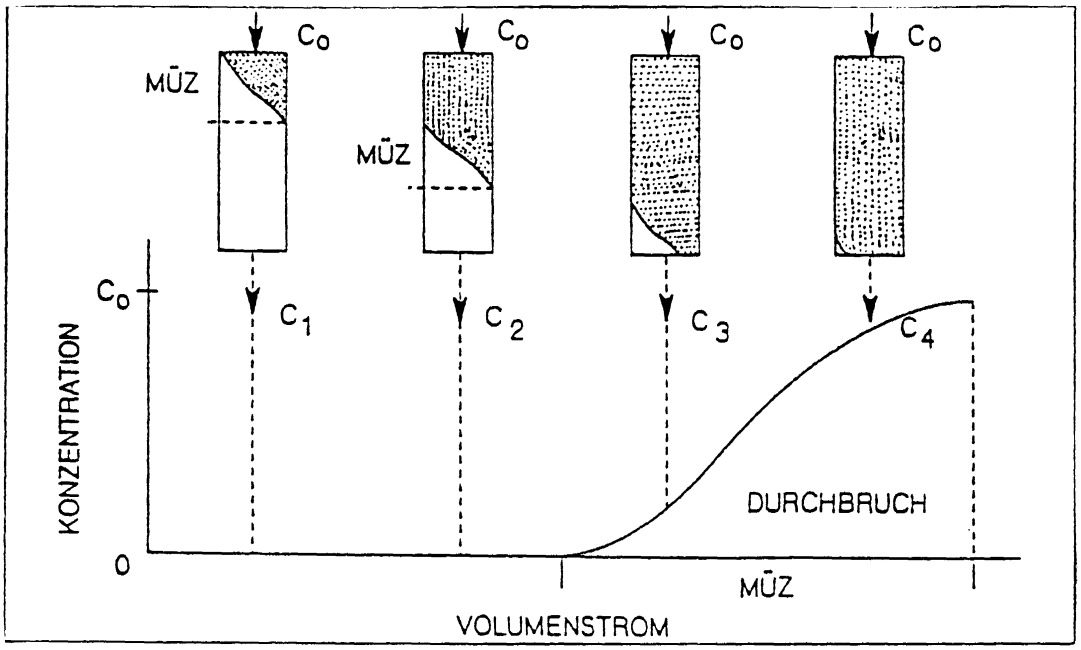


Abb. 5.2.1-3: Durchbruchsverhalten von Schadstoffen bei der Aktivkohleadsorption nach dem Modell der "Länge des unbenutzten Bettes" nach Collins (aus Carbo-Tech 1991, S. 22)
(MÜZ = Massenübergangszone)

Da zur Abreinigung von schadstoffbeladener Luft nur wenige Sekunden Kontaktzeit zwischen Adsorber und Adsorptiv erforderlich sind, sind typischerweise die Längen der MÜZ bei der Gasreinigung wesentlich kürzer als bei der Wasserreinigung (0,05-0,3 m gegenüber 1-5 m, vgl. Carbo-Tech 1991, S. 23), was in der Praxis bei der Wasserreinigung zur Adsorberauslegungen von bis zu 15 m Aktivkohle-Schütthöhen führt. Bei der Gasreinigung sind dagegen Schütthöhen von 0,5-1,5 m üblich.

Einflüsse auf das Durchbruchsverhalten der Schadstoffe können gegeben sein durch die absolute Fracht, durch die Konzentration, die Schadstoffzusammensetzung, die hierdurch erzeugten Chromatographieeffekte sowie Störstoffe in der abgesaugten Bodenluft. Darüber hinaus kann es u. U. zu einem sehr schnellem Durchschlagen des Adsorbers kommen, wenn sich plötzlich durch einen zu hohen Feuchtegehalt der beaufschlagten Bodenluft die MÜZ versteilt und dadurch verlängert (vgl. Kap. 5.2.2).

5.2.2 Auswirkungen der Luftfeuchte auf die Adsorptionsleistung der Aktivkohle

Die Beladekapazität des gewählten Adsorptionsmittels hängt neben den in Kapitel 5.2.1 erwähnten Schadstofffrachten und der Filtergeschwindigkeit auch maßgeblich vom Feuchtegehalt der Bodenluft ab. Die zu adsorbierenden Schadstoffe konkurrieren innerhalb des Kontaktes mit der Aktivkohle mit Sauerstoff- und Wasserstoffatomen um die freien Ladungsplätze an den Gitterfehlstellen. Aufgrund der Polarität der oxidhaltigen Oberflächen der Aktivkohle wird in feuchter Gasatmosphäre verstärkt Wasserdampf adsorbiert, wodurch die gezielte Aufnahme anderer Dämpfe oder Gase mit den entsprechend enthaltenen Schadstoffen behindert wird. Beschickt man die Aktivkohle mit feuchter Bodenluft, ist die Adsorptionsleistung der verwendeten Aktivkohle für Schadstoffe deutlich geringer als den üblichen Herstellerangaben zu entnehmen, denn diese beziehen sich zumeist auf trockene Luft. Kienle & Bäder (1980, S. 90) beschreiben, dass es trotz des hydrophoben Grundcharakters von Aktivkohle bei feuchten Gasströmen mit einer relativen Luftfeuchte oberhalb von 60 % zu einer Wasseranreicherung in der Aktivkohle kommt. Besonders intensiv wirke sich dieser Prozess bei niedrigen Partialdrücken des zugeleiteten Dampfes und außerdem bei niedrigsiedenden Lösungsmitteln im Vergleich zu mittel- und hochsiedenden aus. Nach Angaben von Schäfer (1989, S. 99) ist eine Verstärkung des oben beschriebenen Effektes bei Aktivkohlen zu erwarten, die bereits häufiger einer Wasserdampfregenerierung unterzogen wurden. Neben dem Rückgang der Gleichgewichtsbeladung ist es v.a. die Erniedrigung der Diffusionsgeschwindigkeit am Grenzfilm und damit der Adsorptionsgeschwindigkeit, die die Beladungskapazität der Aktivkohle negativ beeinflusst.
Beispielhaft wird in Abb. 5.2.2-1 ein von der Fa. Carbo-Tech aus Essen durchgeführter Versuch zur Änderung der Adsorptionsleistung von Aktivkohle unter dem Einfluss verschiedener relativer Luftfeuchten für die Substanz Toluol dargestellt.

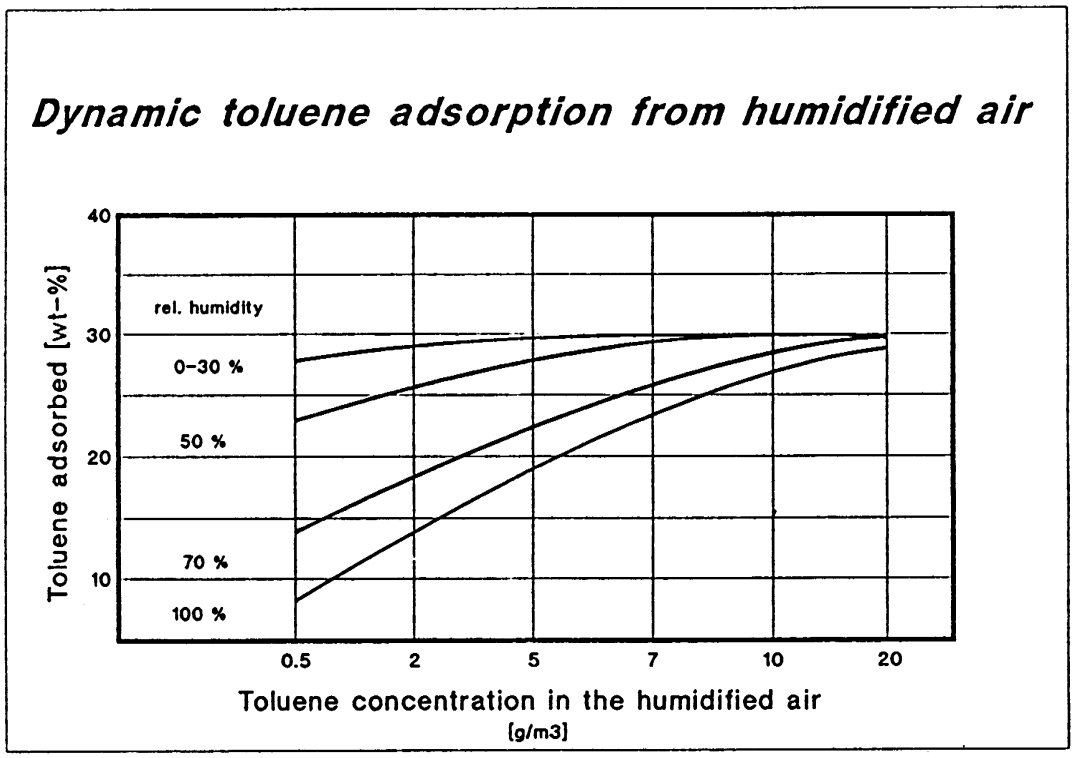


Abb. 5.2.2-1: Dynamische Toluol-Adsorption aus angefeuchteter Luft
(aus: Carbo-Tech 1990, S. 16; Toluene = Toluol)

Auf der x-Achse ist die Toluol-Konzentration in g/m³, auf der y-Achse die prozentuale Adsorption des Stoffs an ein Adsorbermedium aufgetragen. Die Graphik stellt dar, welchen dynamischen Veränderungen die Adsorption von Toluol aus der Bodenluft unterliegt, wenn im Laborversuch die relative Luftfeuchte verändert wird. Bei einer relativen Luftfeuchte von < 30 % wird demnach weder die Adsorptionskapazität noch die Adsorptionszeit der Aktivkohle reduziert. Relative Luftfeuchten von > 70 % reduzieren die Beladungskapazitäten wesentlich, wobei eine zusätzliche Verstärkung des Effektes bei abnehmenden Konzentrationen des Schadstoffes zu beobachten ist. Die sehr hohen Konzentrationen, unter denen der Versuch gefahren wurde, sind allerdings für die Bedingungen bei einer Bodenluftabsaugung in der Praxis weniger repräsentativ, allenfalls der Bereich um 0,5 g/m³. Tendenziell sind die hier erläuterten physikalischen Abhängigkeiten aber auch auf niedrige Konzentrationen übertragbar.

Auch an anderer Stelle wird auf den negativen Einfluss einer hohen Luftfeuchte der Bodenluft auf die Adsorptionsleistung der eingesetzten Aktivkohlen hingewiesen (vgl. von Kienle & Bäder 1980, S. 90; Schäfer 1989, S. 99; LfU 1995, S. 111; Thiele 1996, S. 33).

5.2.3 Aktivkohleverbrauch bei den ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen

In 92 % der 100 Sanierungsmaßnahmen konnte über die Angaben zum Volumen der verwendeten Adsorber und die insgesamt eingesetzten Aktivkohlemassen die Schüttdichte in den Adsorbern berechnet werden (vgl. Abb. 5.2.3-1). Eine mögliche Fehlerquelle ist hierbei die fehlende Dokumentation eines potenziellen Aktivkohlewechsels. In 8% der Fälle wurden keine Angaben zum Einsatz und Verbrauch von Aktivkohle während der Sanierung gemacht.

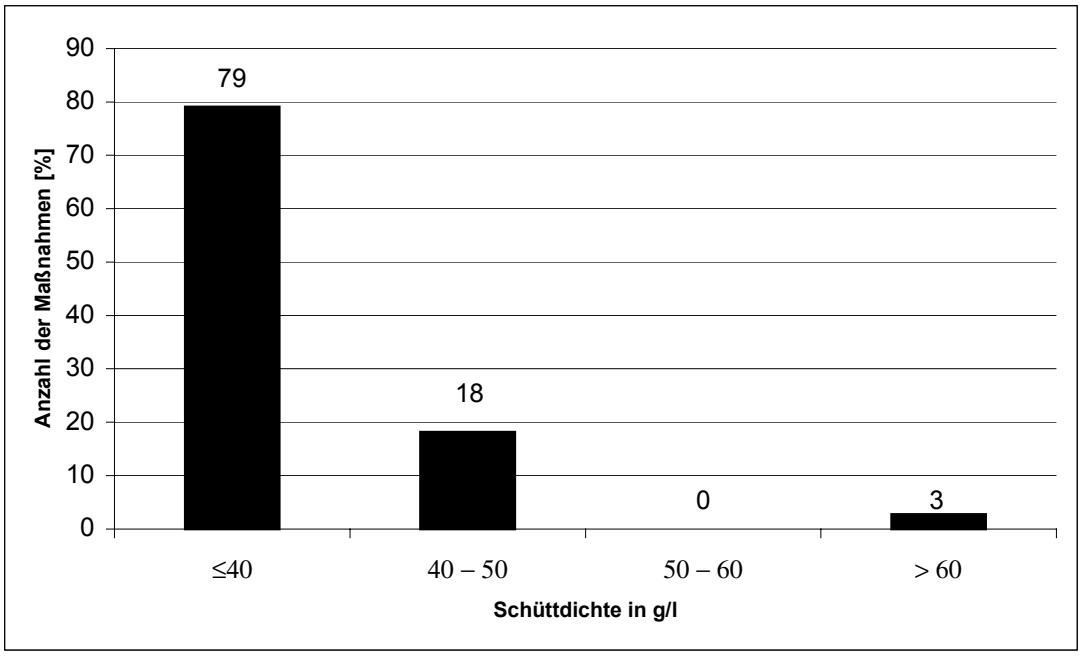


Abb. 5.2.3-1: Berechnete durchschnittliche Schüttdichte der Aktivkohlen

35,8 % der Bodenluftsanierungsmaßnahmen kamen mit weniger als 160 kg Aktivkohle aus, 25,7 % der ausgewerteten Maßnahmen hatten einen Verbrauch zwischen 160 und 320 kg und 14,1 % zwischen 320 und 1000 kg Aktivkohle. 10,9 % hatten einen Verbrauch von über 1000 kg Aktivkohle. Über den Verbrauch bei den verbleibenden Fällen (13,5 %) liegen keine Angaben vor. Ob der Aktivkohleverbrauch jeweils den Sanierungserfordernissen angemessen war, kann hier nicht bewertet werden (vgl. Abb. 5.2.3-2). Im Maximum wurden 10.800 kg, im Minimum 80 kg Aktivkohle über den gesamten Sanierungszeitraum eingesetzt.

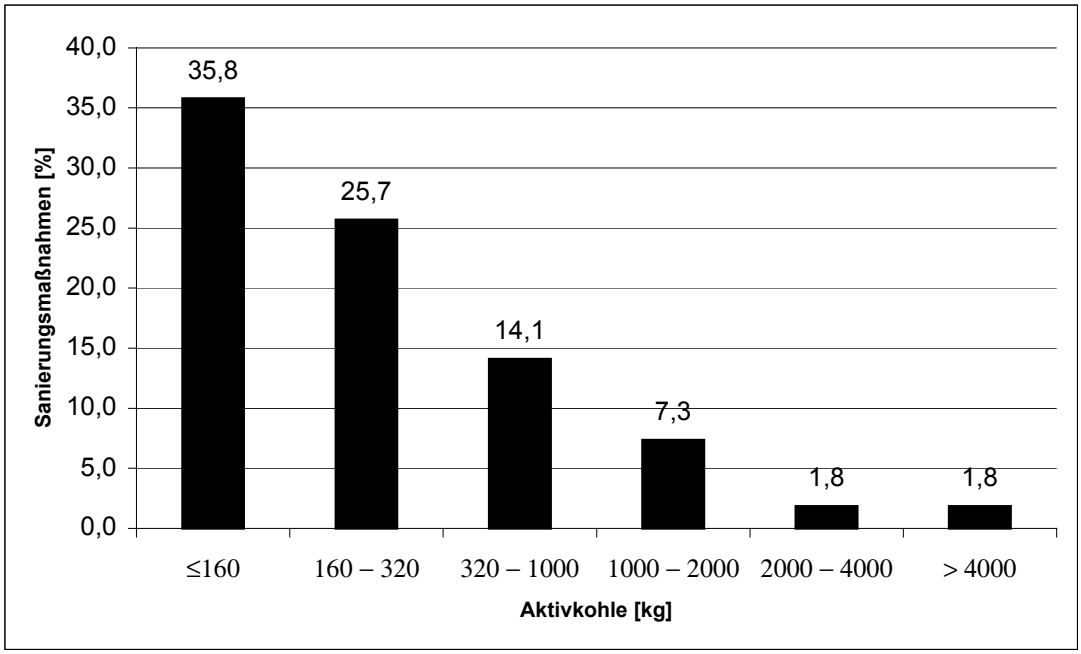


Abb. 5.2.3-2: Verteilung des Gesamtverbrauches an Aktivkohle bei den aus gewerteten Sanierungsmaßnahmen

In 38,5% der dokumentierten Fälle wurden die Adsorber nur einmal befüllt und die Aktivkohle nicht gewechselt. In 28,1% der Maßnahmen wurde die Aktivkohle einmal gewechselt, in 11,5% bis zu zweimal, in 21,9% aller Fälle mehr als zweimal ausgetauscht (vgl. Abb. 5.2.3-3). Frachtberechnungen zur Schadstoffbeladung der Aktivkohle sind aus den Angaben über einen Aktivkohlewechsel nicht abzuleiten.

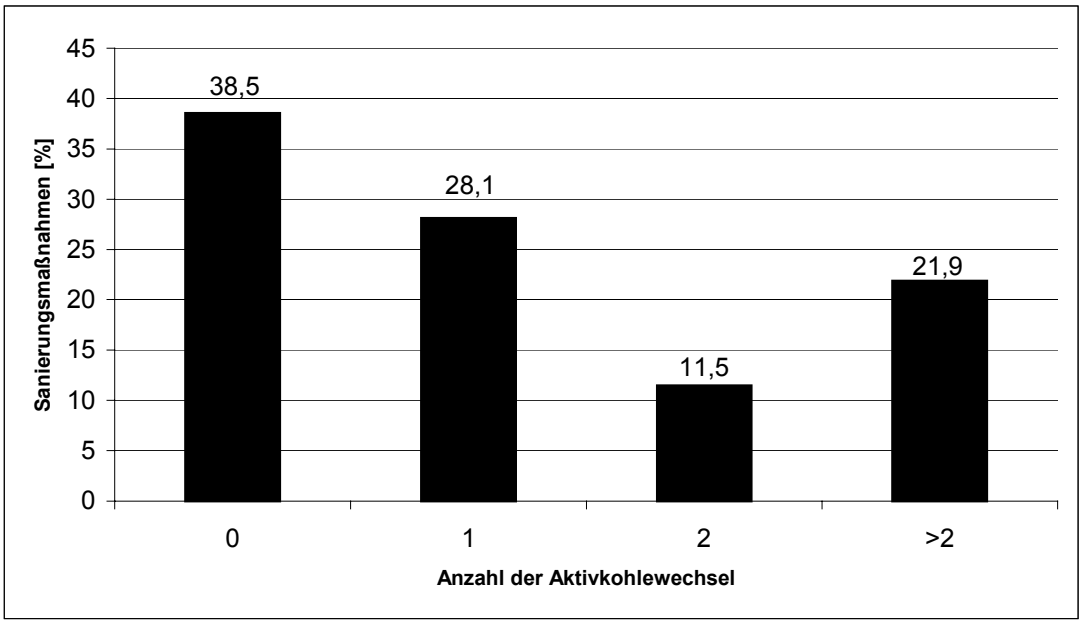


Abb. 5.2.3-3: Verteilung der Wechsel von Aktivkohle bei den ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen

Nur bei 37% der Maßnahmen sind Abluftkontrollen durchgeführt worden. Dadurch ist bei den übrigen 63% der Maßnahmen der Zeitpunkt eines möglichen Filterdurchbruches nicht zu rekonstruieren (vgl. Abb. 3.4.4.3-1).

Aus den Angaben über die Gesamtrückhaltung der abgesaugten Schadstoffe und der gesamten verwendeten Aktivkohlemenge je Maßnahme, in der eine Dokumentation erfolgte, wurde die mögliche Beladekapazität der verwendeten Aktivkohlen ohne Berücksichtigung der Feuchte und Temperatur der Bodenluft abgeschätzt. Diese Abschätzung konnte aufgrund der Datenlage nur bei 37 Maßnahmen erfolgen. Das Ergebnis ist in Abb. 5.2.3-4 dargestellt. In 56,7 % dieser Fälle erreicht die durchschnittliche Beladekapazität der Aktivkohle weniger als 10%. Bei 7 Anlagen, d. h. 13,2% der Anlagen mit verfügbaren Daten bzgl. der Abluftmessung, konnte eine vollständige Beladung und damit ein Durchbruch der Filter nachgewiesen werden. Bei 47 Anlagen, d. h. 86,8% der Anlagen mit Abluftüberwachung, war daher entweder die verwendete Aktivkohle bei Sanierungsende noch nicht vollständig mit Schadstoffen beladen oder es fand darüber keine Dokumentation statt. Die Beladekapazität der Aktivkohle hängt neben der Schadstoffzusammensetzung sehr stark von der Temperatur und dem Feuchtegehalt der abgesaugten Bodenluft ab (vgl. Kap. 5.2.2). Temperaturangaben wurden zu 9,5% aller Anlagen gemacht. Nur bei 9 Anlagen, das entspricht 6,2%, wurden Feuchtemessungen durchgeführt und dokumentiert. Der Taupunkt der Bodenluft, welcher aussagt, bei welcher Temperatur die Bodenluft vollkommen wassergesättigt ist, wurde in keinem Fall bestimmt.

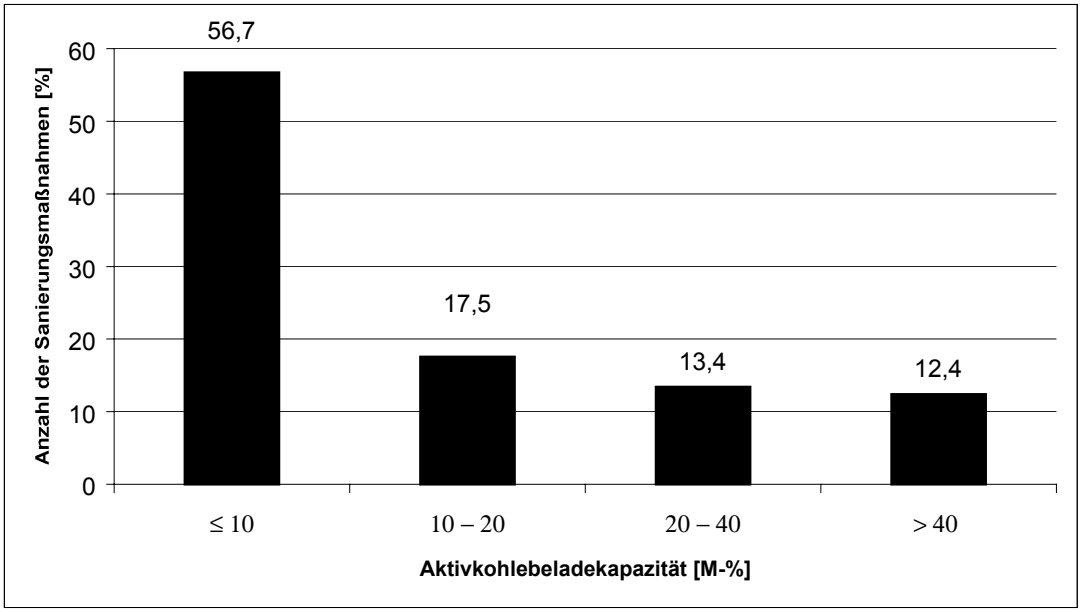


Abb. 5.2.3-4: Abschätzung der Beladekapazität der Aktivkohle bei den ausgewerteten Sanierungsmaßnahmen

5.2.4 Empfehlungen zum Einsatz der Aktivkohleadsorption

Ein Nachweis über eine sachgerecht und wirtschaftlich durchgeführte Bodenluftsanierung kann nur dann erbracht werden, wenn während der gesamten Maßnahme die Stoff- und Energieflüsse bei allen Anlagenkomponente erfasst werden. Nur so ist eine Bilanzierung von Energie, Schadstoff und Aktivkohle möglich.

Für einen wirtschaftlichen Einsatz der Aktivkohle im Adsorber und zur rechtzeitigen Erkennung von sich andeutenden Filterdurchbrüchen ist eine regelmäßige Überwachung der Aktivkohlebeladung durch Volumenstrom- und Abluftmessungen notwendig. Die Verlagerung der Massenübergangszone (MÜZ) innerhalb des Adsorbers von oben nach unten (vgl. Abb. 5.2.1-3) und die Kenntnis von Chromatographieeffekten bei der Beladung der Aktivkohle mit Schadstoffen sowie auch die Desorption von Schadstoffen durch zu hohe Bodenluftfeuchte sollten hierbei besonders beachtet werden.

Bei der Vielzahl marktüblicher Aktivkohleprodukte können keine allgemein gültigen Regeln zur Kohleauswahl gegeben werden. Gegebenenfalls bietet sich bei entsprechend großen Maßnahmen die Durchführung von Vorversuchen an. Alternativ kann versucht werden, bestimmte Beladungen im Wettbewerb zu ermitteln und sich diese dann vom ausführenden Unternehmen gewährleisten zu lassen.

Bei der Bemessung der Anlage ist sicherzustellen, dass die erforderliche Verweildauer der kontaminierten Bodenluft an der Aktivkohle gewährleistet ist (vgl. Kap. 5.2.1).

Beim Betrieb ist die Erfassung des chemisch-physikalischen Zustandes der abgesaugten Bodenluft sowie die Bilanzierung des Inputs und des Outputs am Aktivkohlefilter vorzunehmen. Die Ermittlung der erforderlichen Messwerte und Daten sollte immer nach dem gleichen Schema zu erfolgen. Zur einheitlichen und reproduzierbaren Erfassung der Bodenluft-Vorortparameter und der Schadstoffkonzentrationsdaten ist bei der Probennahme eine standardisierte Vorgehensweise erforderlich (vgl. Kap. 6.3). Dies gilt sowohl für die Datenerfassung als auch für die Probennahme. Die Anzahl der Messungen und die Grenzwerte für die Abluftbelastung sind dabei von der zuständigen Behörde vorzugeben und zu überwachen. Hierbei ist unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit darauf zu achten, dass es einerseits nicht zu einer unzulässi-

gen Verlagerung von Schadstoffen von der Bodenluft in die Atmosphäre kommt und andererseits Abluftreinigungsziele nicht niedriger angesetzt werden als gültige zulässige Emissionswerte (vgl. Kap. 3.4.4).

Zu hohe Feuchte der abgesaugten Bodenluft reduziert die Adsorptionsfähigkeit der Aktivkohle für Schadstoffe erheblich, da die freien Plätze im Aktivkohlegerüst mit Wasser besetzt werden (vgl. Kap. 5.2.2). Zur vollen Ausnutzung der Beladekapazität der Aktivkohle mit Schadstoff ist dem Adsorber ein Wasserabscheider sowie eine Vorwärmung vorzuschalten, welche i.d.R. ausreichend durch einen Verdichter erzielt werden kann. Damit wird die Feuchte der Bodenluft, welche durchschnittlich bei > 75% liegt, auf ca. 30% reduziert. In diesem Zusammenhang ist beim Aufbau der Anlage zur Bodenluftabsaugung zu beachten, dass der Aktivkohleadsorber hinter den Verdichter zu schalten ist, da die Bodenluft aufgrund der Druck- und Temperaturerhöhung durch den Verdichter eine geringere Luftfeuchtigkeit aufweist und somit die Adsorptionsfähigkeit der Aktivkohle nicht durch Wasseraufnahme begrenzt wird (vgl. Kap. 5.2.2).

Zur Frachtberechnung der Schadstoffbilanz und zur Berechnung der Beladekapazität der eingesetzten Aktivkohle ist eine regelmäßige Abluftkontrolle (mindestens wöchentlich) und die Angabe des Zeitpunktes eines Filterdurchbruches sowie eines Aktivkohlewechsels zu dokumentieren. Hier bietet sich ebenfalls eine online-Messung an, die eine kontinuierliche Kontrollmöglichkeit zur Konzentrationsentwicklung in der Anlagenabluft sicherstellt.

Besondere Vorsicht ist geboten, wenn explosionsgefährdende Stoffe (z.B. BTEX) gefördert werden sollen. Hier sind die entsprechenden Sicherheitsvorkehrungen einzuhalten. Ein Lösungsansatz ist z.B. eine kontinuierliche online-Erfassung der unteren Explosionsgrenze (UEG) des geförderten Stoffgemisches, welche mit einem Sicherheitsventil geschaltet werden kann. Dadurch kann automatisch bei Überschreitung bestimmter Konzentrationen eine Verdünnung der geförderten Rohluft durch Atmosphärenluft herbeigeführt werden.

6. Anforderungen an die Überwachung und Dokumentation von Bodenluftsanierungsmaßnahmen

6.1 Bisherige Praxis

Die Überwachung und Dokumentation von Bodenluftsanierungsmaßnahmen folgt bisher keinem allgemeinen Standard. Allerdings werden von den zuständigen Behörden jeweils z. T. unterschiedliche Anforderungen für die Einzelfallbearbeitung verlangt.

Nachfolgend werden Ansätze sowie Ergebnisse aus der Datenrecherche vorgestellt und ein daraus abgeleiteter Vorschlag für entsprechende Standards zu den Anforderungen an die Überwachung und Dokumentation von Bodenluftsanierungsmaßnahmen dargelegt. Dabei kommt der einzelfallbezogenen Überwachungsplanung eine ebenso große Bedeutung zu wie der vollständigen Dokumentation von Probennahme und Analytik, da nur dann die Plausibilität der ermittelten Daten überprüft werden kann und gesicherte Aussagen über Effizienz einer Sanierung sowie deren Beginn und Ende möglich sind.

6.2 Ziel der Überwachung von Bodenluftsanierungsmaßnahmen

6.2.1 Allgemeines

Ziel der Überwachung einer Bodenluftsanierungsmaßnahme ist es,

1. den Sanierungserfolg im Untergrund zu überprüfen und nachzuweisen. Hierbei geht es darum, ob Sanierungsziele bzw. Sanierungszielwerte nachhaltig erreicht werden (Kap. 6.2.2).
2. die optimale Abreinigung der Bodenluft im Hinblick auf die festgelegten zulässigen Emissionen zu kontrollieren (Kap. 6.2.3).
3. die Sanierungsmaßnahme hinsichtlich Schadstoffentfernung, Energieverbrauch und Anfall von Reststoffen zu bilanzieren (Kap. 6.2.4).

Bei der Durchführung von Sanierungsmaßnahmen wie auch der sich anschließenden Überwachung ist im Rahmen der gutachtlichen Begleitung der Maßnahme eine Qualitätssicherung zu gewährleisten. Dazu sollte die Festlegung der Qualitätsziele und der Verantwortungsstrukturen erfolgen sowie ein Plan zur Durchführung aller Kontrollen (Probennahme, Analytik, Analyseverfahren, etc.) erstellt werden.

6.2.2 Erreichen des Sanierungszieles

Sanierungsziele zur Gefahrenabwehr nach BBodSchG können unterschiedliche Wirkungspfade betreffen, insbesondere:

- Boden - Mensch (orale oder perkutane Aufnahme)
- Boden - Mensch (inhalativ durch Einatmen von Innenraumluft)
- Boden - Pflanze
- Boden - Grundwasser

Bei leichtflüchtigen Stoffen sind insbesondere die Wirkungspfade Boden - Innenraumluft und Boden - Grundwasser relevant (vgl. Kap. 3.4.3 und 3.4.4). Hierfür sind spezielle Sanierungszielwerte festzulegen, z.B. Eluatwerte, Bodenluftgehalte.

In diesem Zusammenhang ist zu prüfen bzw. nachzuweisen, ob mit der Bodenluftsanierung eine Sanierung nach BBodSchG betrieben wird oder ob die Absaugung und Behandlung der Bodenluft eher den Charakter einer Schutz- und Beschränkungsmaßnahme hat.

Die Bodenluftsanierung kann im Einzelfall als Sanierung nach BBodSchG nur geeignet sein, wenn sie in Kombination mit anderen Verfahren zur Sanierung des Untergrundes oder Grundwassers angewendet wird. Aufgrund der speziellen Schadstoffnachlieferungsproblematik bei größeren Verunreinigungen insbesondere in der ungesättigten Bodenzone an leichtflüchtigen Schadstoffen ergibt sich i. A. die Notwendigkeit einer Nachsorge des Standortes (vgl. Kap. 6.7).

Nach Beendigung der Sanierung ist nachzuweisen, dass das festgelegte Sanierungsziel erreicht wurde. Dies muss durch die in Anhang 1 der BBodSchV festgelegten Untersuchungsmaßnahmen für die betroffenen Wirkungspfade und Beurteilungsgrundlagen belegt werden. Hier ist festgelegt, über welche Untersuchungsmethoden die in Boden, Grundwasser und Bodenluft bestehenden Schadstoffgehalte quantifiziert werden sollen. Für den Boden sind dies Untersuchungen des Gesamtgehalts, des Grundwassers, Eluatuntersuchungen des Materials und Bodenluftuntersuchungen.

6.2.3 Emissionsüberwachung

Eine Überwachung der Emissionen dient der Kontrolle unzulässiger Emissionen sowie der Funktionsfähigkeit der Abluftreinigung (z. B. bei einem Aktivkohlefilter im Hinblick auf die Beladung der Aktivkohle). Gesetzliche Grundlage zur Emissionsbeschränkung sind die 4. Verordnung des BImSchG sowie die VDI-Richtlinie 3897 (1997), mit der Emissionsbeschränkungen für einige organische Summenparameter in der Bodenluft gegeben werden. Die Anforderungen an die Reinigungsziele bei der Abluftreinigung sind in Kap. 3.2.1 und 3.4.4.3 dargestellt.

6.2.4 Anlagenüberwachung

Die über die Laufzeit der Sanierungsmaßnahme durchzuführende Überwachung der Anlage dient insbesondere der Kontrolle des Verbleibs der Schadstoffe sowie der Kontrolle der verbrauchten Energie (vgl. Kap. 5.1) und des aktuellen Zustands der Aktivkohlebeladung (vgl. Kap. 5.2). Zur Überwachung der zur Bodenluftsanierung installierten Anlage gehört die Ermittlung und Bilanzierung (vgl. Kap. 6.4) der für die jeweilige Technik relevanten Stoffströme (vgl. Kap. 4.6). Die Anlagenkomponenten und die relevanten Stoffströme betreffenden Daten sowie die Probennahmestellen sollten in einem Stoffstromdiagramm dargestellt werden. Die Probennahme (vgl. Kap. 6.3) mit den erfassten Bodenluft-Zustandsparametern und die Probennahmerandbedingungen sind auf Probennahmeprotokollen zu dokumentieren.

6.3 Probennahme bei einer Bodenluftsanierungsmaßnahme

6.3.1 Allgemeines

Die Bodenluftuntersuchung insbesondere die Bodenluftprobennahme sowohl im Untergrund als auch an einer Sanierungsanlage birgt ein hohes Fehlerpotenzial. Wie die Praxis zeigt, erhält man häufig bei gleicher Ausgangsbedingung mit unterschiedlichen Probennahmetechniken unterschiedliche Ergebnisse. Daher sind die Einschränkungen der Aussagekraft bei den einzelnen Probennahmetechniken zu beachten (vgl. Kap. 3.3 und VDI 3865 Blatt 3).

Folgende Randbedingungen sollten bei einer Bodenluftuntersuchung insbesondere im Untergrund beachtet werden (vgl. Baumgarten 2000):

- Art des Bohrloches (offen/geschlossen)
- Probennahme
- Verhältnis Bohrloch- zur Sondenabmessung (Durchmesser/Länge)
- Art der Tiefenerschliessung (in einem oder mehreren Schritten)

- Räumlicher Einzugsbereich der Probe
- Entnahmevolumen (zwischen 0,1 und 20 l)
- Totvolumen des Entnahmegerätes
- Startzeitpunkt der Probennahme
- Unterdruck während der Probennahme
- Probensammlung
- Mindestentnahmetiefe von 1 m
- Abdichtung der Bohrlochs gegenüber Außenluft

Daneben sind bei der Bodenluftuntersuchung folgende Voraussetzungen einzuhalten (vgl. Baumgarten 2000):

- **Der Bodenaufbau muss bis zum Grundwasser hin erkundet werden.**
- **Eine Interpretation der Messergebnisse kann nur durchgeführt werden , wenn auch eine Bodenansprache durchgeführt wurde.**
- **Probennahmen sollten nicht durchgeführt werden, wenn die Außentemperatur geringer ist als die des Bodens.**

Weitere Maßnahmen zur Qualitätssicherung sind u. a. (vgl. Baumgarten 2000):

- **Vermeidung von Kontamination der Proben bei deren Handhabung (Entnahme, Transport und Lagerung), die z.B. durch Abgase, Lösungsmittel, nicht oder nur schlecht gereinigte Gerätschaften hervorgerufen werden können.**
- **Regelmäßige Durchführung von Blindwertuntersuchungen (am Probennahmeort, im Labor, während des Probetransportes)**
- **Regelmäßige Überprüfung der Dichtigkeit der Probennahmeapparatur.**
- **Ausstattung der Probennahmeapparatur mit einer Vorrichtung zur Druckkontrolle.**
- **Substanzspezifische Untersuchungen der Lagerfähigkeit beladener Adsorbtionsröhrchen bzw. gefüllter Probensammelgefäße unter den typischen Lagerbedingungen**

Die vorgenannten Ausführungen beziehen sich auf die Untersuchung im Rahmen der Erkundung. Zur Untersuchung im Rahmen der Sanierung werden ergänzend die nachfolgenden Ausführungen gegeben.

6.3.2 Messparameter

Während des Absaugversuches und des Anlagenbetriebs sollten folgende Parameter in regelmäßigen Abständen erfasst und in einem Probennahmeprotokoll (vgl. Abb. 6.3.2-1) dokumentiert werden:
Volumenstrom, Druck, Temperatur, Feuchte, Taupunkt und ggf. Sauerstoffgehalt der Bodenluft.

In 13,7 % aller untersuchten 146 Bodenluftreinigungsanlagen wurde die jeweilige Temperatur der Bodenluft erfasst. Feuchte-Messungen erfolgten bei 10,3 %. Messwiederholungen waren nur ein einziges Mal dokumentiert.
Bei Untersuchungen, Messungen und Beprobungen der Bodenluft sind Kenntnisse der Zusammenhänge bzgl. des Allgemeinen Gasgesetzes erforderlich, da sowohl volumenbezogene Konzentrationen als auch Volumenströme relevant sind (vgl. Kap. 3.5.2). Um eine Vergleichbarkeit der erhobenen Daten zu gewährleisten, sollten neben der Erfassung des geförderten Volumenstroms die Zustandsgrößen Druck und Temperatur der Bodenluft bekannt sein, um über das ideale Gasgesetz Normvolumen errechnen zu können. Die Angabe in Normliter oder Normkubikmeter sollte nach Angaben des ITVA (1999) durchgeführt werden, um dem untersuchenden Labor eine Berechnungsgrundlage und Bezugsgröße zur Angabe von Schadstoffkonzentrationen der beprobten Bodenluft zu geben.

Die physikalische Zustandsgröße Feuchte ist zu erfassen, da sie starken Einfluss auf die Adsorptionskapazität der eingesetzten Aktivkohle hat. Bei sehr geringen Schadstoffkonzentrationen in der geförderten Bodenluft, z.B. um 10 mg/m³ CKW und weniger, ist damit zu rechnen, dass bei einer durchschnittlichen natürlichen Bodenfeuchte von ca. 70-90% kaum eine Schadstoffrückhaltung zu erzielen ist, sondern die Schadstoffe im wesentlichen aus der Bodenluft in die Atmosphäre verlagert werden (vgl. Abb. 5.2.1-2, Kap. 5.2.2).
Der Taupunkt gibt Auskunft über die Wasserhaltefähigkeit der geförderten Bodenluft und zeigt die Temperatur an, ab dessen Unterschreitung sich Feuchtigkeit innerhalb der Anlage niederschlagen kann. Dies muss durch eine i.d.R. vom Seiten-

kanalverdichter ausreichend bereitgestellte Vorwärmung vermieden werden (vgl. Kap. 5.2.4).

Bei leicht explosiblen Schadstoffen, wie z.B. Benzol, ist hier besondere Vorsicht geboten. Es ist im Konzentrationsbereich zwischen 1,4 und 6,7 Vol.% (= untere und obere Explosionsgrenze, UEG/OEG) explosibel (vgl. Rippen 1996). Nach TBG (1998, S. 24) sind bei Explosionsgefahren weiterführende Maßnahmen unter Beachtung der Explosionsschutzrichtlinien (EX-RL, ZH 1/10) zu ergreifen.
Die Untersuchung der Bodenluft auf ihre Hauptkomponenten kann bei Deponiebetrieb oder Deponieuntersuchungen von Bedeutung sein, wobei hier hauptsächlich das Methan relevant ist. Methan ist von 5 – 15 Vol.-% explosibel. Ansonsten sind im laufenden Sanierungsbetrieb die Komponenten Schwefelwasserstoff (H_2S), Wasserstoff (H), Kohlenmonoxid (CO) sowie andere natürliche Gase nur dann zu untersuchen und dokumentieren, wenn dieses im Einzelfall erforderlich wird.

Der Sauerstoffgehalt der Bodenluft sollte im Rahmen der Funktionsprüfung der Absauganlage regelmäßig untersucht und dokumentiert werden. Atmosphärische Luft hat einen durchschnittlichen Sauerstoffgehalt von 20,95 Vol.-%. Je nach dem Grad der biologischen Aktivität der Pflanzenwurzeln und der Bodenorganismen und dem dadurch zunehmenden CO_2-Gehalt innerhalb des vorliegenden Bodens liegt in der Bodenluft der Sauerstoffgehalt natürlicherweise bei ca. 15-19 Vol.-% (vgl. Römer 1996, S. 82). Nähert sich während eines Absaugversuches oder einer Bodenluftsanierung der Sauerstoffgehalt der Bodenluft dem der Atmosphäre, ist dies ein Hinweis auf einen Kurzschluss oder vorhandene Undichtigkeiten innerhalb der Absaugkomponenten. Es wird dann nicht ausschließlich Bodenluft, sondern zunehmend Atmosphärenluft angesaugt, was sowohl i.S. des Sanierungsfortschrittes als auch einer sachgerechten Beurteilung der Schadstoffkonzentrationsentwicklung zu vermeiden ist. Die Messung des Sauerstoffgehaltes der Bodenluft ist in der Praxis v.a. bei der Probennahme aus Messstellen von größerer Bedeutung, weniger bei der Probennahme aus laufenden Absauganlagen. An Messstellen lässt sich eine mögliche Undichtigkeit zusätzlich noch durch die Beobachtung der Parameter Methan und Kohlendioxid feststellen, für welche sich üblicherweise nach max. 5 min ein Gleichgewichtswert einstellt (vgl. ITVA 1999).

Probennahmeprotokoll für Bodenluftproben

Projekt, Ort: _____
Probenbezeichnung: _____
Probennahmedatum: _____ Uhrzeit: _____ Wetter: _____
Außenlufttemperatur: _____ °C Luftdruck: _____ mbar

Allgemeine Angaben zu Probennahmestelle:

Feldbeprobung:

[ ] Sonde
[ ] Pegel Durchmesser: _____ mm
Beprobungstiefe: _____ m unter GOK

Sanierungsanlage:

[ ] Anlage in Betrieb [ ] Anlage außer Betrieb

[ ] vor Verdichter [ ] nach Filter 1
[ ] vor Wasserabscheider [ ] nach Filter 2
[ ] nach Verdichter [ ] _____

Vorortuntersuchung:

Leitungsdurchmesser	_____	mm
Fließgeschwindigkeit	_____	m/s
Durchfluß	_____	m³/h
Druck	_____	mbar
Feuchte	_____	% rel. Feuchte
Mischungsverhältnis	_____	g/kg
Temperatur	_____	° C
Taupunkt	_____	° C
Sauerstoffgehalt	_____	%

Probennahmegerät:

Probengefäß: [ ] Septumglas [ ] Anreicherungsröhrchen

Volumenstrom: _____ l/min _____ l/h
Anreicherungszeit: _____ Sekunden
Anreicherungsvolumen: _____ in Liter

Anreicherung auf Röhrchen:

[ ] XAD Typ: _____
[ ] Kieselgel
[ ] Aktivkohle

Bemerkungen: _____

_____

Probennehmer: _____

Abb. 6.3.2-1: Protokoll zur Probennahme Bodenluft

6.3.3 Art der Probennahme

Die Recherche abgeschlossener Bodenluftsanierungsmaßnahmen zeigt, dass insbesondere die Beprobung von Absaugbrunnen, Kontrollmessstellen (soweit vorhanden) und der Bodenluftreinigungsanlage keinem erkennbaren qualitätsgesicherten Standard folgt. Eine nachvollziehbare Dokumentation der Probennahme war bei keiner der untersuchten Bodenluftsanierungsmaßnahmen gegeben.

Die Probennahmestrategie ist einzelfallbezogen zu entwickeln, da die Untergrundverhältnisse und die Belastungen in ihrem Charakter sehr unterschiedlich sind. Die Probennahmestrategie wird durch den Anlass und das Ziel der Untersuchung bestimmt und sollte dabei mindestens die Festlegung folgender Punkte enthalten:

- **Position der Beprobungsstellen**
- **Anzahl der Beprobungsstellen**
- **Probennahmetechnik, Probennahmemenge**
- **Probenkonservierung**
- **Dokumentation**
- **Qualitätssicherung**

Zur Kontrolle, in welchem Maße während des intermittierenden Betriebes der Bodenluftabsaugung noch leichtflüchtige Bodenluftschadstoffe aus dem Verunreinigungsherd nachgeliefert werden, sollte in regelmäßigen Abständen nach einer Absaugphase bzw. Anlagenabschaltung und einer entsprechend ausreichenden Wartezeit eine Beprobung durchgeführt werden**.**
In der VDI 3865 (1998) sind in Tab. 5 a, Teil 3, S. 17 verschiedene Bodenluftprobennahmetechniken mit ihren Vorzügen und Einschränkungen zusammenfassend dargestellt. Die Richtlinie weist daraufhin, dass es aufgrund einer Fülle von unterschiedlichen Einflussgrößen nicht möglich ist, für ein spezielles Messziel eine bestimmte Probennahmevariante zu empfehlen. Die Auswahl des geeigneten Verfahrens zur Bodenluftprobennahme setzt eine sorgfältige Messplanung unter Berücksichtigung der Anforderungen des Untersuchungsortes voraus (vgl. VDI 3865 1998, Teil 3, S. 18-19). Spezielle Anwendungshinweise sowie eine ganze Reihe von Störeinflüssen, die bei der Bodenluftprobennahme auftreten und zu Fehlmessungen und Fehlinterpretationen führen können, sind der VDI-Richtlinie 3865 (1998 Teil 3, S. 19-21) zu entnehmen. Ein wesentliches Entscheidungskriterium für oder gegen

eine Pobennahmevariante ist deren Erfassungsgrenze. Darüber hinaus sollten die Proben stets unter gleichen technischen Bedingungen genommen werden, um die Vergleichbarkeit der Messergebnisse zu garantieren. Ebenso müssen zusammengehörende Messkampagnen mit denselben Analyseverfahren durchgeführt werden (vgl. VDI 3865 1998 Teil 3, S.19).
Die Auswertung abgeschlossener Bodenluftsanierungsmaßnahmen liefert keine verwertbaren Hinweise bzgl. der technischen Anforderungen und möglichen Ausführungen der Probennahmen und Probennahmestellen. Bei 99% der Maßnahmen erfolgte die gutachtliche Dokumentation der Sanierung ohne Probennahmeprotokolle.

Bei der Untersuchung von Bodenluft geht es nicht um die Messung von Permanentgasen (Sauerstoff, Kohlendioxid, Methan usw.), sondern um die Analyse von gasförmigen organischen Stoffen, deren Siedetemperaturen i. d. R. erheblich oberhalb der Raumtemperatur liegen. Daraus ergeben sich zwei grundsätzliche Probleme, die eine zuverlässige Probennahmetechnik berücksichtigen muss:

- Es geht nicht um Konzentration im Prozentbereich, sondern im ppm-Bereich. Daher können im Labor nur Messgeräte für die Spurenanalytik (i. d. R. Gaschromatographen) eingesetzt werden.
- Gasförmige organische Stoffe neigen fast alle zu ausgeprägter Adsorption an Oberflächen. Dadurch ist ein geringer Verlust durch Adsorption an Innenwänden von Probennahmegefäßen ohne besondere Vorsichtsmaßnahmen praktisch unvermeidlich. Die Wiederfindungsraten der einzelnen Stoffe müssen daher bestimmt werden.

Nachfolgend werden einige in der Praxis eingesetzte Bodenluftprobennahmetechniken genannt sowie deren Vor- und Nachteile erläutert.

<u>Probennahme per Gasbeutel</u>
Gasbeutel sind in erster Linie für Permanentgasanalysen (Vol-%-Bereich) und für den Bereich Industriegase gedacht. Sie haben zumeist ein Volumen von 2,5 l. Es handelt sich um flexible gasdichte Behältnisse, welche aus mehrfach kunststoffkaschierter Metallfolie bestehen, deren Nähte thermoplastisch verschweißt sind. Die Gasprobe wird mit einer Spritze über ein am Beutel vorhandenes Septum (= einseitig gasdichte Gummimembran) entnommen und in den GC zur Analytik eingespritzt.

Die Verwendung bei Bodenluftuntersuchungen kann zu folgenden Problemen führen:

- Bei Mehrfachverwendung ungenügender Luftaustausch im Gasbeutel durch zu kurze Füllzeiten,
- Verschleppung von Stoffen durch Mehrfachverwendung der relativ teuren Gasbeutel (daher muss vor der Probennahme mittels dokumentierter Blindwertanalyse sichergestellt werden, dass die Beutel nicht mehr kontaminiert sind),
- Adsorption an bestimmten Innenbeschichtungen (Aluminium u. a.),
- Stoffverluste durch „Umfüllen“ der Gasprobe in GC- taugliche Probenbehälter.

Der Gasbeutel ist zur Probennahme bei der Bodenluftsanierung aufgrund von Unsicherheiten bei der Wiederfindungsrate und weiteren Fehlerquellen demnach weniger geeignet.

Probennahme per Gassammelrohr

Generell gelten hier die gleichen Fehlerquellen wie beim Gasbeutel (s.o.). Das Gassammelrohr (auch Gasmaus) weist ein Volumen von 0,25 l bis 1 l auf. Es wird hauptsächlich zur Analyse der Hauptkomponenten der atmosphärischen Luft verwendet. Zur Schadstoffanalyse bei der Bodenluftsanierung ist es weniger geeignet, da Querempfindlichkeiten (z. B. Adsorptionseffekte an der Gefäßwand) und mögliche Undichtigkeiten bei der Übergabe der Probe in den Gaschromatographen die Analyse verfälschen können.

Das Gassammelrohr ist zur Probennahme bei der Bodenluftsanierung weniger geeignet.

Probennahme per Adsorptionsröhrchen

Mit Aktivkohle gefüllte Glasröhrchen unterschiedlicher Größe werden bei der Probennahme mit einem definierten Volumen (1, 2, 5 oder 10 l) kontaminierter Bodenluft mittels Pumpe durchströmt. Dabei werden die Schadstoffe auf der Aktivkohle angereichert. Hierbei ergeben sich für die Genauigkeit der Analyse häufig Probleme, da der Volumenstrom der Absaugung, das über die Aktivkohle geführte Volumen und die Zeit der Anreicherung exakt festgehalten und dem analysierenden Labor mitgeteilt werden müssen. Da aber u. U. eine zu schwache Probennahmepumpe gegen die Unterdruckverhältnisse in der Absauganlage (z.T. > 250 mbar) arbeiten muss, ist das Anreicherungsvolumen insbesondere bei wenig geeigneter Meßtechnik (z. B. Pumpen mit geringer Absaugleistung) grundsätzlich schwer zu

kontrollieren. Bei der Anreicherung sind daher immer die entsprechenden Begleitparameter wie Druck, Temperatur und Feuchte zu messen und das Probevolumen anhand der Ergebnisse auszurechnen.
Darüber hinaus besteht bei der Belegung der Aktivkohle aufgrund von Chromatographieeffekten (vgl. Kap. 5.2.1) die Möglichkeit, dass bei unterschiedlich adsorbierbaren Stoffen durch Desorptionseffekte die Probe weniger repräsentativ für die tatsächliche Schadstoffsituation ist.- Die Probennahme kann durch Anordnung von 2 Adsorptionsröhrchen hintereinander optimiert werden.

Die Vorteile der Adsorptionsröhrchen liegen in der Lagerbeständigkeit der Probe und der Möglichkeit, mit dem Extrakt der Adsorptionsröhrchen mehrere Messungen nacheinander im Labor durchführen zu können. Allerdings gibt es auch Nachteile:

- Diese Probennahmetechnik erfordert die zusätzliche Messung des Anreicherungsvolumens, die z.B. bei Unterdruck im Gasstrom (Bodenluftabsauganlagen) mit großen Fehlern behaftet sein kann. Dies ist durch den Einsatz einer geeigneten Probennahmepumpe lösbar.
- Hohe Konzentrationen können zu einer Überladung des Adsorptionsmittels („Durchbruch des Adsorptionsröhrchens“) führen.
- Wichtige niedermolekulare Substanzen wie Vinylchlorid und Dichlorethen werden schon bei geringen Konzentrationen unvollständig adsorbiert (s.o.).
- Die hohe Luftfeuchte der Bodenluft verringert die Adsorptionsfähigkeit insbesondere von Aktivkohle zusätzlich (vgl. Kap. 5.2.2).
- Zusätzlich kann es zu Verfälschungen beim Einsatz von Extraktionsmitteln kommen, die im Labor erforderlich sind, um die Schadstoffe wieder von der Kohle zu desorbieren.
- Bei der Verwendung von Adsorptionsmitteln muss in jedem Fall die Wiederfindungsrate für die zu messenden Stoffe bestimmt und dokumentiert werden.

Adsorptionsröhrchen sind bei Sicherstellung und Nachweis des Probennahmevolumens i.d.R. ausreichend genau und somit zur Probennahme bei der Bodenluftsanierung geeignet.

Prüfröhrchen:

Oft werden sog. Prüfröhrchen oder Farbumschlagsröhrchen zur analytischen Überwachung auch von Bodenluft-Sanierungsanlagen herangezogen. Hier handelt es sich nicht um eine Probennahme, sondern um eine Direktmessung vor Ort. Neben dem großen Vorteil einer Sofortanzeige gibt es aber deutliche Nachteile:

- I. d. R. kann nur 1 Stoff gemessen werden.
- Die notwendige Messung des Gasvolumens stellt eine zusätzliche Fehlerquelle dar (s.o. unter Adsorptionsröhrchen).
- Die Messung erlaubt generell gegenüber einer Laboranalytik quantitativ nur sehr ungenaue Aussagen.
- Die meisten Prüfröhrchen haben sog. „Querempfindlichkeiten“, d.h. die Messanzeige wird durch andere Inhaltsstoffe der Gasprobe oder die Temperatur beeinflusst.

Neben der bereits bei den Adsorptionsröhrchen (s.o.) beschriebenen Problematik des definierten Probennahmevolumens - sog. Hubpumpen können gegen einen Unterdruck von 250 mbar keine reproduzierbaren Daten liefern – ist ein sachgerechter Einsatz dieser Prüfröhrchen für die Bodenluftsanierung in Frage zu stellen. Die von den Herstellen angegebenen Nachweisgrenzen und Querempfindlichkeiten lassen unmittelbar erkennen, dass die Qualität der zu erwartenden Ergebnisse nicht ausreichen kann, Sanierungserfolge nachvollziehbar und v.a. reproduzierbar nachzuweisen**.**

Prüfröhrchen zur Probennahme und Analytik sind bei der Bodenluftsanierung mit dem Ziel der Ermittlung von Daten für eine Frachtberechnung und Bilanzierung nicht geeignet. Diese Aussage gilt nicht für andere Messziele (z.B. orientierende Messung).

Probennahme mittels Septumglas

Das Septumglas ist ein Glasröhrchen, welches zunächst gasdicht mit einer Gummimembran (= Septum) verschlossen und mit kontaminierter Bodenluft befüllt wird, nachdem es zweimal mit kontaminierter Bodenluft gespült wurde. Beim Spülvorgang wird die Spritze zweimal mit kontaminierter Bodenluft gefüllt, das Septum durchstochen und eine Spülung des Probeglases dadurch erzeugt, dass eine Möglichkeit des Luftaustrittes durch das Septum mittels einer zweiten eingestochenen Nadel geschaffen wird. Anschließend wird die zweite Nadel entfernt und das Septumglas unter Überdruck befüllt.

Das Verfahren wird als „headspace sampling“ bezeichnet. Vorteile der Beprobung sind eine Unabhängigkeit von den Druckverhältnissen in der Absauganlage und v.a.

das direkte Messen nach Entspannen der Bodenluft aus dem Septumglas in einen Gaschromatographen mit Autosamplereinrichtung (= automatisches Probeneinspritzsystem). Dadurch können insgesamt Stoffverluste vermieden werden. Auch Schadstoffe wie Vinylchlorid (VC) oder Dichlorethen können problemlos und quantitativ erfasst werden. Außerdem können bei Verwendung mehrerer Septumgläser gewünschte Probennahmevolumen ausreichend dimensioniert werden. Die weniger aufwendige und relativ einfache Septumbeprobung verursacht im Vergleich zur Beprobung mittels Adsorptionsröhrchen mit Aktivkohle insbesondere bei der Analytik weniger Kosten.

Als Fehlerquellen bzw. Probleme bei der Septumbeprobung sind zu berücksichtigen:

- Es können Undichtigkeiten des Septums auftreten. Besonders schädlich sind hierbei Druckunterschiede infolge Temperaturwechsel.
- Eine längere Lagerung bis zur Messung (mehr als 3 Tage) ist zu vermeiden, da wegen des kleinen Probenvolumens bereits geringste Undichtigkeiten und die Einwirkung von Licht zu messbaren Verlusten führen können.
- Es ist nur 1 Messung aus dem Probenbehälter möglich. Bei Ungewissheit über das zu erwartende Konzentrationsniveau und für die Messung unterschiedlicher Stoffgruppen (z.B. BTEX und LHKW) müssen mehrere Proben gezogen werden.

Vorteile bei der Probennahme mittels Septum sind

- die geringere Anzahl der potenziellen Fehlerquellen bei der gaschromatographischen Analyse,
- die Möglichkeit, schlecht adsorbierbare Substanzen zu analysieren,
- die generell geringeren Analysekosten im Vergleich zur Probennahme mittels Adsorptionsröhrchen und
- ein definiertes Probennahmevolumen

Die Probennahme mittels Septumglas ist bei der Bodenluftsanierung unter Einbeziehung aller Vor- und Nachteile insbesondere aufgrund des hierbei gut einstellbaren Probennahmevolumens geeignet.

Daneben existiert als geeignete Methode das Abfüllen von Proben aus Kleinmengenentnahmen (Methode nach Neumayr). Diese Methode ist in der VDI-Richtlinie 3865, Blatt 2 als Variante 4 (1998 Teil 2, S. 27) beschrieben. In den Arbeitshilfen Qualtitätssicherung des ALA (Teilthema 2.2) (ALA, 2000, S. 29) wird diese Methode ebenfalls beschrieben. Die Methode hat sich bei Vergleichsuntersuchungen in Baden-Württemberg als geeignet herausgestellt und wird dort empfohlen (LfU 2000, S.9). In Nordrhein-Westfalen liegen hierzu keine Erfahrungen vor.

Je nach den vorliegenden Stoffen, Messproblemen und Randbedingungen des Bodenluftabsaugversuchs können von den grundsätzlich geeigneten Probennahmetechniken sowohl das Septumglas als auch das Adsorptionsröhrchen oder auch nur eine dieser Varianten geeignet sein. In Tabelle 6.3.3-1 sind Möglichkeiten und Grenzen dieser beiden Probennahmemethoden (aus ITVA 2000) einander gegenübergestellt. Daneben ist die in Baden-Württemberg empfohlene Metdode des Abfüllens von Proben aus Kleinmengenentnahmen (Methode nach Neumayr) geeignet.

Tab. 6.3.3-1: Eignung der Probennahmemethoden für die Laboranalytik in Abhängigkeit von den Randbedingungen

(+ geeignet, 0 bedingt geeignet, - ungeeignet)

Randbedingungen	Rollrandglas mit Septum	Adsorptions-röhrchen
Probenahme bei Unterdruck	+	0[1)]
LCKW und BTEX in einer Probe	+	0[2)]
Vinylchlorid, cis-Dichlorethen	+	-[3)]
Höher siedende Stoffe	-	+
Bestimmungsgrenze >0,1 mg/m³	+	+
Bestimmungsgrenze < 0,1 mg/m³	-	0[4)]
Sehr hohe Konzentrationen	0[5)]	0[6)]
Probenlagerung bis 3 d	+	+
Probenlagerung über 3 d	-[7)]	+
Nachuntersuchung auf andere Stoffe	-[8)]	0[9)]

[1)] Das Anreicherungsvolumen ist grundsätzlich nicht genau messbar, wenn eine schwache Probennahmepumpe gegen Unterdruck in der Absauganlage arbeiten muss. In diesem Fall entspricht der auf der Pumpe eingestellte bzw. abgelesene Wert nicht dem tatsächlichen Volumen.

[2)] LCKW und BTEX sollten auf separaten Aktivkohleröhrchen angereichert werden, da für eine vollständige Desorption der beiden Stoffgruppen von der Aktivkohle (Extraktionsschritt vor der Messung) verschiedene Lösungsmittel erforderlich sind.

[3)] Begleitstoffe in der Bodenluft (vor allem Wasser) können zu unvollständiger Adsorption auf der Aktivkohle führen. Dies gilt vor allem für vergleichsweise stark flüchtige Stoffe wie Vinylchlorid und cis-Dichlorethen.

[4)] Es sind entsprechend hohe Anreicherungsvolumina (> 5 - 10 l) erforderlich.

[5)] Für hohe Konzentrationen (oberhalb ca. 500 mg/m³) sind mehrere Teilproben erforderlich, um Verdünnungsreihen bei der Messung bilden zu können.

[6)] Bei hohen Stoffkonzentration können Aktivkohleröhrchen überladen werden (Stoffdurchbruch). In solchen Fällen sind zusätzliche Probenahmen mit reduziertem Anreicherungsvolumen (Faktor 0,1 - 0,01) notwendig. Hierbei ist auch der Volumenstrom zur Anreicherung von üblicherweise 1 l/min auf ca. 0,5 - 0,2 l/min zu reduzieren.

[7)] Durch kleine Undichtigkeiten im Septumverschluss können Stoffverluste auftreten.

[8)] Es sind zusätzliche Teilproben erforderlich, hierbei ist auch die Lagerzeit zu beachten.

[9)] Die Extrakte der Adsorptionsröhrchen können zur Nachuntersuchung auf weitere Einzelstoffe benutzt werden, soweit für diese eine vollständige Desorption gegeben ist - siehe Anmerkung [3)] -

6.3.4 Probennahme an Messstellen zur Kontrolle

Der gesamte Sanierungsbereich muss in Abhängigkeit von der Bodenart, der Art und Anzahl der Absaugbrunnen sowie der Lage und Art der Verunreinigung durch ein horizontal und vertikal repräsentatives Kontrollmessstellennetz erfasst werden. Die Anforderungen an die Probennahme im unbeeinflussten Untergrund - das heißt, ohne betriebene Absaugung – werden umfassend und ausführlich in den VDI-Richtlinien 3865 und 3897 beschrieben. Dort werden sowohl die Anforderungen an den Brunnenausbau (vgl. Abb. 4.2.-1), als auch die Anforderungen an die Art der Probennahme beschrieben. Unter Bezugnahme auf eine betriebene Absaugung der Bodenluft gibt die VDI-Richtlinie 3897 Anleitungen und Praxisvorschläge zu Reichweitenmessungen bei unterschiedlichen Bodenarten und Versiegelungsgraden (vgl. Abb. 3.7.2-2).

Bei laufenden Bodenluftabsauganlagen ist die erforderliche Beprobungsqualität jedoch nur bei Berücksichtigung der Druckverhältnisse im durch die Reichweite erfassten Bereich erreichbar. Dazu muss am jeweiligen Beprobungspunkt bei jeder einzelnen Beprobung sichergestellt sein, dass sich die im Sanierungsbetrieb herrschenden Druckverhältnisse nicht negativ auf die Probennahme auswirken. Dies ist immer dann zu erwarten, wenn durch einfaches Öffnen einer Probennahmestelle dem Druckausgleich folgend Umgebungsluft in die Messstelle dringt und nachfolgend als vermeintliche Bodenluftprobe entnommen wird. Dieser Effekt zeigt sich sowohl bei abgeschalteter Anlage und unmittelbar nachfolgender Probennahme als auch beim laufenden Absaugbetrieb. Zur Sicherstellung einer reproduzierbaren Probennahme bieten sich zwei Varianten an:

1. **Beprobung im Bypass eines für die Probennahme separat installierten Verdichters oder**
2. **Ausstattung der Probennahmestellen mit Ventilen, die einen ungewollten Druckausgleich sicher verhindern (Abb. 6.3.4-1)**

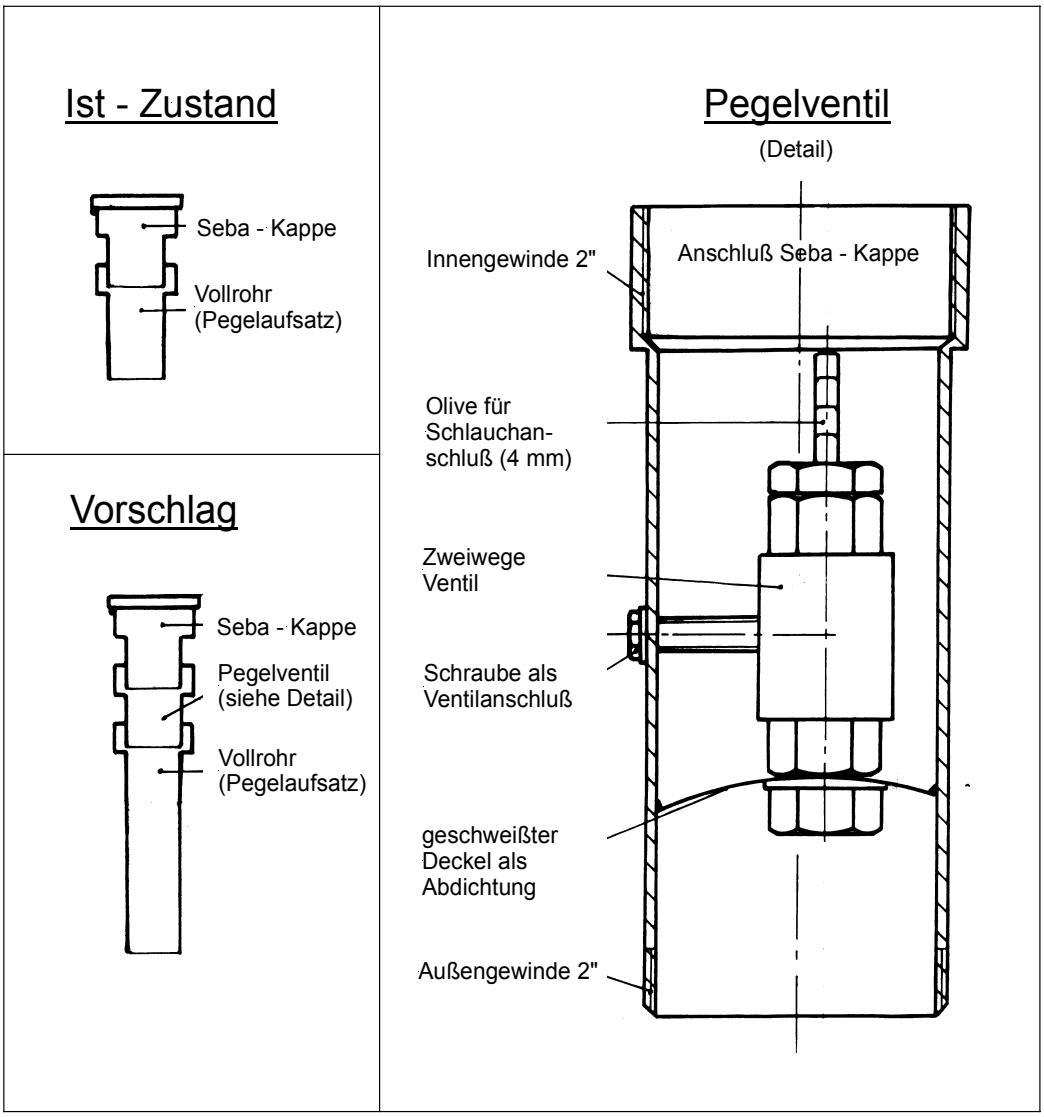


Abb. 6.3.4-1: Optimierungsvorschlag Kontrollmessstellenausbau

Wenn zur Probennahme geeignete Pumpen eingesetzt werden, führt der Optimierungsvorschlag zum Ausbau von Kontrollmessstellen (Abb. 6.3.4-1) zu reproduzierbaren Probennahmen im laufenden Sanierungsbetrieb. So kann ein Eindringen von atmos-phärischer Luft und die nachfolgende Probennahme der durch eingedrungene athmosphärische Luft verdünnten Bodenluft sicher verhindert werden. Es wird ein Kontrollmessstellenausbau vorgeschlagen, bei dem aufgrund einer eingebauten Abdichtung des Messstellenrohres nach oben eine Probennahme nur über ein installiertes Ventil ermöglicht wird. Dadurch wird auch ein ungewollter Austausch zwischen Bodenluft und Atmosphäre über die möglicherweise undichte Seba-Kappe verhindert.

6.3.5 Probennahmestellen für die Beprobung an der Anlage

Allgemein anerkannte Vorschriften oder Richtlinien zur Beprobung liegen mit VDI 3897 (1997), VDI 3865 (1998) sowie LfU BW (1995) vor. Sie beziehen sich z.T. auch auf die Bodenluftprobennahme im Rahmen der Bodenluftsanierung. Diese Anforderungen sind aber nur eingeschränkt nutzbar, da die innerhalb des Sanierungsbetriebes üblichen Druckverhältnisse und insbesondere deren Veränderung bei der Probennahme zu wenig Beachtung finden. Dadurch können fehlerhafte Daten entstehen.

Die Probennahmestellen an der Bodenluftbehandlungsanlage liegen vor dem Verdichter, zwischen Verdichter und Adsorbereinheit sowie nach der Adsorbereinheit (Abluft) der Anlage. Bei der Beprobung sind die Schadstoffkonzentration einerseits und die veränderten Bodenluftzustandsparameter (Temperatur, relative Feuchte, Sauerstoffgehalt, Druck, Volumenstrom) andererseits zu erfassen. Hiermit kann der Sanierungsbetrieb wirksam kontrolliert werden.

Bei der Anlagenbeprobung sind die z.T. erheblichen Druckunterschiede vor und nach dem Seitenkanalverdichter (saugseitig vor dem Verdichter Unterdruck, druckseitig nach dem Verdichter Überdruck) zu berücksichtigen und die Auswirkungen auf die Bodenluft und die Qualität der ermittelten Labordaten zu beschreiben. Durch die Druckunterschiede ist es sehr schwierig, verlässliche Angaben über abgesaugte Probevolumina anzugeben, da die Pumpe gegen wechselnde Druckverhältnisse arbeiten muss.

Daher wird empfohlen, ein standardisiertes Probennahmeverfahren einzusetzen. Es ist seit kurzem eine mobile Probennahmestelle verfügbar, die an den oben beschriebenen Anlagenpunkten zur Probennahme in die Schlauchleitungen eingesetzt werden kann und in seiner Funktionsweise in Altenbockum et al. (1999, S. 50/51) dargestellt wird.

Die mobile Mess- und Probennahmestelle (siehe Abb. 6.3.5-1), die entweder stationär oder vorübergehend (z. B. über eine Bypass-Leitung) an der Absauganlage installiert werden kann, besteht aus einem Edelstahlrohr mit einem Durchmesser von 2" und Kupplungen an den Enden. Über die Länge von 50 cm sind 5 gasdichte Aufnahmemöglichkeiten für unterschiedliche Messsonden bzw. zur Bodenluftprobennahme angebracht.

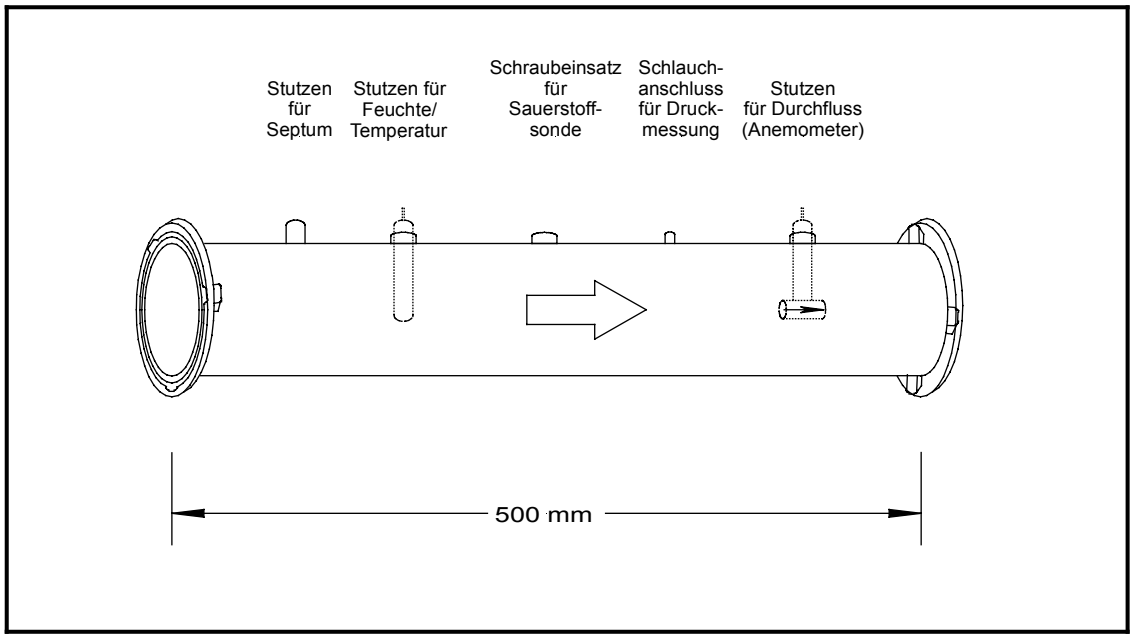


Abb. 6.3.5-1: Mobile Mess- und Probennahmestelle (nach ITVA 2000)

Zur online-Messung und kontinuierlichen Erfassung der Vorortparameter während des Absaugversuches können die 5 Messsonden mit einem im Messkoffer plazierten Datenlogger verbunden werden. Entsprechend der voreingestellten Messintervalle können die im Messrohr erfassten Daten der physikalischen Zustandsgrößen der Bodenluft gespeichert werden und stehen damit für eine Weiterverarbeitung zur Verfügung.

Der Einsatz einer mobilen Probennahmestelle wie vor beschrieben kann zur Durchführung der Probennahme sowohl für Bodenluftabsaugversuche als auch für die Bodenluftsanierung empfohlen werden, da hiermit eine gute Reproduzierbarkeit der Probennahme erreicht werden kann.

6.3.6 Probennahmehäufigkeit an der Anlage und an den Absaugbrunnen

Neben der Anlage werden Absaugbrunnen und Kontrollpegel beprobt. Die Anzahl und Häufigkeit der Untersuchungen je Untersuchungskampagne wird geprägt durch die Anforderungen an die Anlagenbeprobung (i.d.R. Zuluft- und Abluftbeprobung) und die Anforderungen an die Beprobung der vorhandenen Absaugbrunnen (eine Probe je Absaugbrunnen). Die Untersuchungshäufigkeit sollte in einem Untersuchungsprogramm im Vorfeld festgelegt werden, wobei i. d. R. mit zunehmender Dauer der Bodenluftabsaugung der Abstand der Probennahmezeitpunkte größer wird. Analog zu den Ausführungen zum Bo-

denluftabsaugversuch (Kap. 3.2.3) bietet sich beim Sanierungsregelbetrieb der in Tabelle 6.3.6-1 aufgeführte Beprobungsrhythmus an.
Zusätzlich wird empfohlen, jeweils nach Ende einer Absaugphase ein Monitoring im vorhandenen Kontrollmessstellennetz durchzuführen, um die Konzentrationsentwicklung im Schadensbereich zu beobachten.

Zur Dokumentation der Ergebnisse des Monitorings an den Kontrollmessstellen kann es zweckmäßig sein, die durch die Sanierung bedingte Entwicklung der Schadstoffgehalte an den einzelnen Kontrollmessstellen kartenmäßig darzustellen.

Tabelle 6.3.6-1.: Vorschlag für Probenahmezeitpunkte an der Bodenluftsanierungsanlage im laufenden Betrieb

- **1. Tag: eine Probe Zu- und Abluft 10 Minuten nach Inbetriebnahme (=Nullpr und nach 3 Std.;**
- **2. Tag: eine Probe Zu- und Abluft;**
- **3. Tag: eine Probe Zu- und Abluft;**
- **8. Tag: eine Probe Zu- und Abluft;**
- **15. Tag: eine Probe Zu- und Abluft;**
- **4. Woche: eine Probe Zu- und Abluft;**
- **6. Woche: eine Probe Zu- und Abluft;**
- **8. Woche: eine Probe Zu- und Abluft;**
- **10. Woche: eine Probe Zu- und Abluft;**
- **12. Woche: eine Probe Zu- und Abluft;**
- **4. Monat: eine Probe Zu- und Abluft;**
- **monatlich: eine Probe Zu- und Abluft usw.**
- **letzter Tag: eine Probe Zu- und Abluft;**

In Tab. 6.3.6-2 wird ausgehend von den in Tab. 6.3.6-1 empfohlenen Probenahmezeitpunkten der Beprobungsaufwand in Abhängigkeit von der Dauer der Absaugphasen und der Anzahl der Probennahmestellen beispielhaft dargestellt. Dabei wird unterstellt, dass grundsätzlich Roh- und Reinluft beprobt werden, bei mehreren Absaugbrunnen entsprechend die Brunnen, und Roh(misch)- und Reinluft.

Tabelle 6.3.6-2: Anzahl der empfohlenen Probennahmen an der Anlage (Zu- und Abluft) und an den Absaugbrunnen in Abhängigkeit von der Länge der jeweiligen Absaugphase und der Anzahl der installierten Absaugbrunnen (beispielhaft).
Daneben wird ein zusätzlches Monitoring an den Kontrollmessstellen erforderlich ("+M").

	Dauer der Absaugphase (Monate)						
Anzahl Absaugbrunnen	**0,5**	**1**	**2**	**4**	**8**	**10**	**12**
1	6x2 + M	7x2 + M	9x2 + M	12x2 + M	16x2 + M	18x2 + M	20x2 + M
2	6x4 + M	7x4 + M	9x4 + M	12x4 + M	16x4 + M	18x4 + M	20x4 + M
3	6x5 + M	7x5 + M	9x5 + M	12x5 + M	16x5 + M	18x5 + M	20x5 + M
4	6x6 + M	7x6 + M	9x6 + M	12x6 + M	16x6 + M	18x6 + M	20x6 + M
6	6x8 + M	7x8 + M	9x8 + M	12x8 + M	16x8 + M	18x8 + M	20x8 + M
8	6x10 + M	7x10 + M	9x10 + M	12x10 + M	16x10 + M	18x10 + M	20x10 + M
10	6x12 + M	7x12 + M	9x12 + M	12x12 + M	16x12 + M	18x12 + M	20x12 + M
12	6x14 + M	7x14 + M	9x14 + M	12x14 + M	16x14 + M	18x14 + M	20x14 + M

6.3.7 Probenlagerung und Transport

Die Probenlagerung und der Transport der Bodenluftproben werden u. a. in LAGA (1993), LUA NRW (1995), LUA Brandenburg (1997) sowie VDI 3865 (1998) beschrieben. Verschiedenene Materialien der Probennahmebehälter besitzen ein unterschiedliches Adsorptionsvermögen und können damit zu unterschiedlich hohen Verlusten für die Analytik führen. Bei leichtflüchtigen Stoffen ist insbesondere auch auf die Dichtigkeit der verwendeten Probennahmebehälter zu achten, um Verluste durch Diffusion oder Gasaustausch zu unterbinden. So sind z. B. Bodenluftproben im Septumglas nur etwa 3 Tage haltbar und müssen innerhalb dieser Zeit analysiert

werden. Dagegen sind z. B. auf Aktivkohle angereicherte Proben länger (ca. 3 Wochen) haltbar.
Weiterhin ist zu beachten, dass bei allen leichtflüchtigen organischen Schadstoffen unter Lichtexposition die Gefahr des fotochemischen Abbaus besteht, so dass in jedem Fall bei Transport und Aufbewahrung der Proben Lichteinwirkung vermieden werden muss. Darüber hinaus ist darauf zu achten, dass das Septum so gelagert wird, dass das Probengefäß den Taupunkt nicht unterschreiten kann. Dieses hätte zur Folge, dass das Probengas einschließlich der Schadstoffe kondensiert und die Befinde der nachfolgenden GC-Analytik fehlerhaft sind.

6.3.8 Analysenverfahren

Leichtflüchtige Schadstoffe werden im Labor zumeist durch die Methode der Gaschromatographie (GC) qualitativ und quantitativ bestimmt. Eine Direktinjektion der Schadstoffe aus dem Septumglas in den Gaschromatographen bietet hier den geringsten Stoffverlust bei der Bestimmung. Ist die Gasprobe auf ein Adsorbermedium gezogen (z.B Aktivkohle), werden vor der eigentlichen Analyse die adsorbierten Komponenten mit Extraktionsmitteln desorbiert und gaschromatographisch gemessen. Beim Einsatz eines Massenspektrometers als Detektor können auch unbekannte Stoffe identifiziert werden.
Je nach Stoffart, Anreicherungsfaktor und der Art des verwendeten GC-Detektors sowie der Variante der Probennahme liegen die Grenzen der Schadstoffbestimmung zwischen 0,001 mg/m³ und 1 mg/mg³, wobei im Normalfall zur Überwachung einer Bodenluftsanierung Bestimmungsgrenzen ab etwa 0,1 mg/m³ ausreichen. Je nach der gegebenen Fragestellung ist das Analysenverfahren so zu wählen, dass sich eine den Anforderungen entsprechende Bestimmungsgrenze ergibt, wobei auf die Empfindlichkeiten und Anwendungsbereiche der unterschiedlichen Detektoren zu achten ist. Diese sind für unterschiedliche leichtflüchtige Schadstoffgruppen in der VDI-Richtlinie 3897 (1997, S. 53-55) aufgeführt.

In der VDI-Richtlinie 3865, Teil 3 (1998) werden die Grundlagen des Verfahrens der gaschromatographischen Bestimmung von organischen Verunreinigungen, Geräte zur Analyse, Berechnungsverfahren der Ergebnisse sowie Maßnahmen zur Qualitätssicherung bei der Analytik beschrieben.

6.4 Auswertung und Bilanzierung einer Bodenluftsanierungsmaßnahme

6.4.1 Plausibilitätsprüfung

Zur Überprüfung der sachgerechten Ausführung einer Bodenluftsanierung sollten Untersuchungsbefunde, die während einer Sanierungsmaßnahme ermittelt werden oder dafür von Bedeutung sind, zunächst einer Plausibilitätskontrolle unterzogen werden. Es lassen sich in diesem Zusammenhang i. w. drei Aspekte nenen:

1. **Bohrprotokolle und Schichtenverzeichnisse**
   Die Lage der Filterstrecken in den Messstellen und Absaugbrunnen und die Lage der Grundwasserstände sind anhand der Schichtenverzeichnisse der Sondierungen zu kontrollieren.

2. **Analysenergebnisse**
   Die aktuellen Analysenergebnisse in Zu- und Abluft der Bodenluftsanierungsanlage, der einzelnen Absaugbrunnen und der Kontrollmessstellen sind fortlaufend mit allen vorherigen Ergebnissen zu vergleichen. Bei Abweichungen vom erwarteten Konzentrationsverlauf sind die Ursachen zu ermitteln.

3. **Funktionsfähigkeit der Anlage**
   Regelmäßige Funktionskontrollen der Sanierungsanlage sind zur Betriebsführung erforderlich und zu dokumentieren. Sie sind i. d. R. im Rahmen der Eigenüberwachung durchzuführen (zu den Inhalten siehe Tab. 6.4.4-1).

Im Rahmen des Anlagenbetriebes und der Funktionsprüfung der Anlage ist insbesondere das Führen eines Betriebstagebuch zu empfehlen, in das sämtliche Wartungsarbeiten und Besonderheiten während der Laufzeit der Sanierung einzutragen sind.

Tab. 6.4.1-1: Funktions- und Wirksamkeitskontrolle der Bodenluftfassung (LUA 2001)

Kontrollelement	zu überprüfender Sachverhalt	Nachsorgemaßnahmen
Bodenluftbehandlungsanlage	• Technischer Zustand	• visuelle Kontrolle von Leitungen auf Dichtigkeit und Korrosion • Gängigkeit der Regelventile • Funktionsüberprüfung von Meßeinrichtungen • Kontrolle von Verdichter auf Tropfleckagen und Betriebsgeräusche • Temperatur
	• Überprüfung der Leistungskennzahlen	• Kontinuierliche oder diskontinuierliche Volumenstrommessungen • Reinigungsleistung von Gasbehandlungsanlagen
	• Wirksamkeit	• Unterdruckmessung • Reichweitenbestimmung • Stoffkonzentrationsbestimmung • Kontrolle kritischer Gaszusammensetzung in der Anlage • Frachtberechnung
Gaswarn- und Meßeinrichtungen	• externe Prüfung auf Funktionsfähigkeit	• Beaufschlagung mit Prüfgas • Funktionskontrolle von angeschlossenen Geräten (z. B. Lüfter, Alarmgeber)

6.4.2 Bilanzierung durch Berechnung von Fracht, Kohle- und Energieverbrauch

Die Berechnung der Fracht erfolgt anhand von regelmäßigen standardisierten Volumenstrom- und Konzentrationsmessungen an einem Messpunkt der Absauganlage. Hierbei ist die Beeinflussung der Schadstofffracht in der abgesaugten Bodenluft durch physikalische Zustandsgrößen zu berücksichtigen. Es sollte sowohl die aktuelle Fracht (z.B. kg LCKW/Tag) als auch die Fracht im Beobachtungszeitraum bis zur vorangegangenen Probennahme (kg LCKW/Zeitraum) ermittelt werden. Dies ist erforderlich, um einen Vergleich der Ergebnisse verschiedener Beobachtungszeiträume zu ermöglichen. Dazu wird die Anwendung der nachfolgenden Formeln empfohlen. Die Berechnungen sind nach jeder Beprobung durchzuführen und die

ermittelten Ergebnisse mit den vorherigen zu vergleichen. In die Formeln gehen folgende Parameter ein (vgl. hierzu Abb. 6.4.2-1):

x_n = aktuelle Fracht am Messpunkt zum Zeitpunkt n [mg/h]
y_{n2-n1} = Gesamtfracht im Beobachtungszeitraum (n_2-n_1) [mg]
V_n = Volumenstrom zum Messzeitpunkt n [m³/h]
t_n = Zeit zum Messzeitpunkt n [h]
C_n = Stoffkonzentration zum Messzeitpunkt n [mg/m³]

x_n [mg/h] = C_n [mg/m³] • V_n [m³/h]

Die Gesamtfracht im Beobachtungszeitraum lässt sich nach der folgenden Formel berechnen:

y_{n2-n1} [mg] = $(C_1+C_2)/2$ [mg/m³] • (t_2-t_1) [h] • $(V_1+V_2)/2$ [m³/h]

Derzeit wird in der Praxis der Bodenluftsanierung häufig noch auf kontinuierliche Kontrolle und Dokumentation der Stoffströme verzichtet. Bilanzierungen von Fracht, Kohle- und Energieverbrauch im Rahmen der Recherche waren daher nur in Einzelfällen möglich (vgl. Kap. 5.1, 5.2).
Um im Rahmen der Qualitätssicherung die Effizienz beurteilen zu können, wird empfohlen, für die Gesamtmaßnahme eine Bilanzierung der Schadstofffrachten durchzuführen sowie den Kohle- und Energieverbrauch zu ermitteln. Die entnommenen Frachten sind nach den oben angegebenen Formeln für jeden Messzeitpunkt und abschließend für den gesamten Beobachtungszeitraum zu berechnen und als Bilanzierung im Gutachten darzustellen.
Der Energieverbrauch ist über einen Energiezähler für die Gesamtlaufzeit der Maßnahme festzuhalten und im Gutachten zu dokumentieren (vgl. Kap. 5.1).
Die Leistungsfähigkeit der Aktivkohle in Bezug auf Schadstoffrückhaltung ist durch regelmäßige Abluftkontrollen zu beobachten. Der Verbrauch an Aktivkohle und Anzahl und Zeitpunkt ggf. erfolgter Aktivkohlewechsel sind zu dokumentieren (vgl. Kap. 5.2).

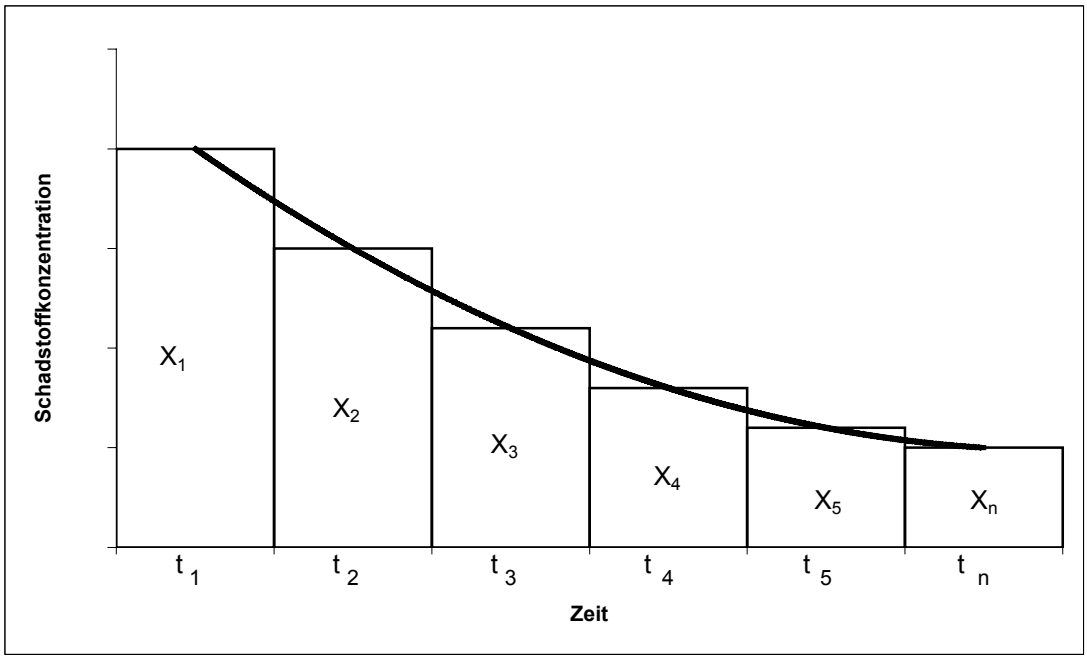


Abb. 6.4.2-1: Ermittlung der Frachten x_n über Konzentrationsmessungen zu verschiedenen Messzeitpunkten (schematische Darstellung)

6.5 Dokumentation der Bodenluftsanierungsmaßnahme

Die inhaltlichen Anforderungen an die textliche und zeichnerische Darstellung in Gutachten zur Bodenluftsanierung sind nachfolgend dargestellt. Sie beziehen sich sowohl auf Zwischen- als auch auf Abschlussberichte:

1. **Ausgangssituation auf dem zu sanierenden Gelände unter Beschreibung der Kontaminationssituation und Nennung aller Beteiligten (Grundstücksbesitzer, Auftraggeber, Auftragnehmer wie u. a. sanierungsausführende Firma, Untersuchungsstelle etc., Projektleitung, Gutachter).**
2. **Aufführung der verfügbaren und ausgewerteten Unterlagen und Literatur.**
3. **Durchgeführte Untersuchungen mit Dokumentation der Probennahmestellen in Lageplänen und Schnitten sowie der Ergebnisse der Sondierungen und Analytik.**
4. **Darstellung der Untersuchungsergebnisse und der hieraus abgeleiteten Angaben über die zu erwartende Sanierungsdauer und das Sanierungsziel.**
5. **Auswahl und Begründung der der installierten Anlagentechnik einschließlich aller technischer Angaben zu den eingesetzten Komponenten, Prinzipskizzen, Stoffstromdiagramme und zu erwartende Wartungserfordernisse.**

6. **Beprobungsstrategie für die Beprobung der Anlage, der Absaugbrunnen und der Kontrollmessstellen sowie Ergebnisse der Beprobungen. Den Ergebnissen sind Probennahmeprotokolle und die Darstellung der Probennahmebedingungen beizufügen. Die verwendeten Normen der durchgeführten Laboranalytik sind ebenfalls zu dokumentieren.**
7. **Dokumentation des Anlagenbetriebes einschließlich Auswertung des Betriebstagebuches, in dem folgende Angaben festzuhalten sind: Fördermengen, Durchsätze, Wechsel von Adsorbermaterialien, Verbrauch von Betriebsmitteln, Anlagenstillstände, Reparaturen, Auffälligkeiten.**
8. **Beschreibung des Sanierungsfortschrittes in bestimmten vorher festgelegten Intervallen mit dem Ziel, die Effizienz der laufenden Maßnahme im Hinblick auf das Erreichen des Sanierungszieles zu belegen.**
9. **Darstellung der Bilanzierung der Frachten sowie des Verbrauchs an Energie und Adsorbermaterial.**
10. **Beurteilung der Wirksamkeit der gesamten Sanierungsmaßnahme im Hinblick auf das Erreichen des Sanierungsziels und Empfehlungen zum weiteren Vorgehen (z. B. Nachsorge).**
11. **Literaturverzeichnis**
12. **Anlagen und Anhang: Hier werden üblicherweise Übersichtskarten, Lagepläne, Schnittdarstellungen, Analysenprotokolle, Brunnen- und Messstellenausbaupläne, Schichtenverzeichnisse, Entsorgungsnachweise, Stoffstromdiagramme, Anlagenfließbilder etc. dem Gutachtentext angehängt.**

Zur Erstellung des Berichtes vor Sanierungsbeginn und einer Sanierungsdokumentation werden nachstehende Gliederungsvorschläge empfohlen:
Gliederungsvorschlag „Statusbericht vor Sanierungsbeginn / Sanierungsuntersuchung“:

1. **Einleitung**
2. **Zusammenfassung**
3. **Allgemeines und Veranlassung**
4. **Darstellung der Ergebnisse der Gefährdungsabschätzung und anderer Untersuchungen**
5. **Durchführung und Auswertung eines Absaugversuches**
6. **Darstellung der Kontaminationssituation vor Beginn der Sanierung und Beurteilung der Gefahrenpotenziale**

7. Ableitung und Darstellung der Sanierungsziele und Sanierungszielwerte
8. Darstellung des Sanierungskonzeptes
9. Anlagentechnik einschließlich Verfahrensfließbild
10. Empfehlungen zum weiteren Vorgehen
11. Verwendete Literatur (auch vorliegende Gutachten)
Anlagen: Karten, Lagepläne, Schnitte, Zeichnungen, Brunnen- und Messstellenausbaupläne, Betriebstagebuch Sanierungsanlage etc.
Anhang: Analysendaten, Probennahmeprotokolle etc.

Gliederungsvorschlag: „Sanierungsdokumentation“

1. Einleitung
2. Zusammenfassung
3. Allgemeines und Veranlassung
4. Darstellung der durchgeführten Untersuchungen
5. Auswertung der Messdaten und Analysenergebnisse
6. Darstellung des Sanierungsverlaufes
7. Betrieb der Anlage
8. Bilanzierung der Schadstofffrachten und des Verbrauchs an Energie und Adsorbermaterial
9. Erreichen des Sanierungszieles (Wirksamkeit der Sanierung)
10. Empfehlungen zum weiteren Vorgehen/ Nachsorge
11. Verwendete Literatur
Anlagen: Karten, Lagepläne, Schnitte, Zeichnungen, Brunnen- und Messstellenausbaupläne, Betriebstagebuch Sanierungsanlage etc.
Anhang: Analysendaten, Probennahmeprotokolle etc.

Abschließend sollten in jeder Dokumentation Empfehlungen zum weiteren Vorgehen bei der Sanierung formuliert werden. Sie müssen sich auf die Ergebnisse der vorangegangenen Untersuchungen oder Untersuchungsphasen und die Dokumentation des Anlagenbetriebes und der Kontrollanalytik beziehen und schlüssig hieraus abgeleitet werden können.

Das Gutachten sollte daher Aussagen zu folgenden Punkten enthalten:

1. Die evtl. nach der Sanierung noch verbliebenen Schadstoffbelastungen sind darzustellen und im Hinblick auf mögliche Gefahren zu beurteilen.

2. **Der technische und finanzielle Aufwand zum Erreichen des Sanierungsziels ist darzustellen.**
3. **Das Verhältnis zwischen Aufwand und Nutzen zur Erreichung des formulierten Sanierungsziels ist darzustellen. Hierbei ist die Frage der Verhältnismäßigkeit der Sanierung z. B. anhand der Darstellung des spezifischen Energiebedarfes zu erläutern (vgl. Kap. 5.1.2).**
4. **Wenn Sanierungsziele mit Hilfe der Bodenluftsanierung nicht erreicht wurden, ist dies nachvollziehbar zu begründen.**
5. **Anhand der Untersuchungsergebnisse ist abzuleiten, ob die Sanierung fortgeführt werden soll, eine Optimierung erfolgen oder die Sanierung beendet werden soll.**

Die Aussagen des Gutachters stellen die Grundlage für die behördliche Bewertung des Sanierungsfortschrittes im Hinblick auf das Erreichen des Sanierungsziels dar.

6.6 Kriterien zur Beendigung der Bodenluftsanierung

Das in Abb. 6.6-1 dargestellte Fließschema soll eine Entscheidungshilfe zum weiteren Vorgehen liefern, insbesondere wenn ein Zweifel daran besteht, ob der Weiterbetrieb einer Bodenluftsanierung unter Nutzen–Kosten Aspekten gerechtfertigt ist.

Nachfolgend werden die in der Abb. 6.6-1 mit den Ziffern 1-14 durchnummerierten Abbildungselemente (Rechtecke, Rauten) erläutert. Rechtecke stehen für Maßnahmen, Rauten stellen ja/nein-Entscheidungen dar.

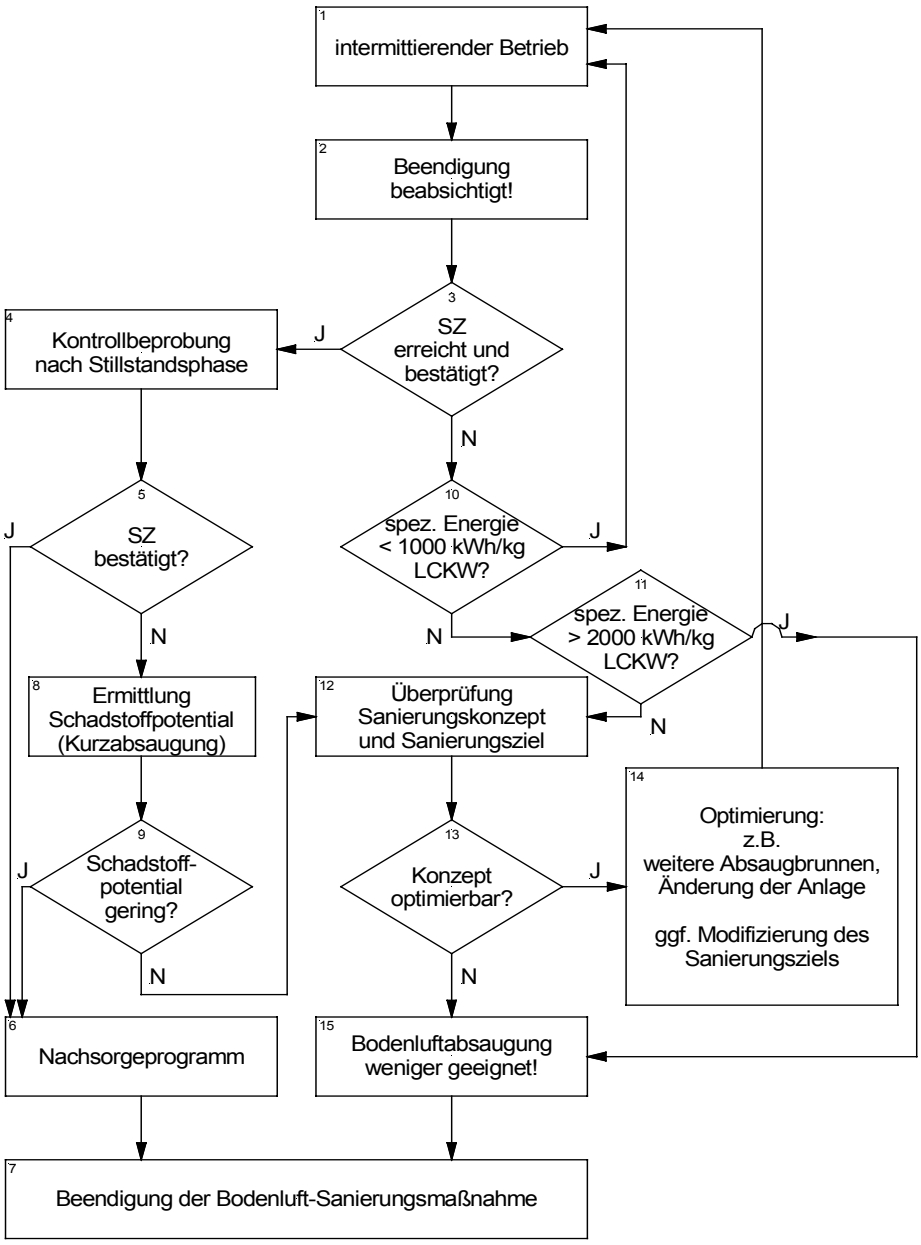


Abb. 6.6-1: Entscheidungshilfe zur Beendigung der Bodenluftsanierung

1. **Grundlage für den Einstieg in das Fließschema ist die laufende Bodenluftsanierungsmaßnahme, bei der die Sanierungsanlage im intermittierendem Betrieb gefahren wird.**
2. **Ziel ist die Beendigung der Sanierungsmaßnahme.**
3. **Zunächst wird bei laufendem intermittierendem Absaugbetrieb die Frage nach dem Erreichen des Sanierungszieles (SZ) gestellt. Sanierungsziele können für Bodenluft, Innenraumluft, Eluatwerte sowie Gesamtgehalte festgelegt werden.**
4. **Wird ein vorgegebenes Sanierungsziel erreicht, ist nach einer Betriebspause der Absauganlage eine Kontrollbeprobung durchzuführen.**
5. **Wird hierbei das Erreichen des Sanierungszieles bestätigt, kann die Sanierungsphase als beendet angesehen werden und zur Nachsorge übergegangen werden (vgl. Punkt 6). Hierbei ist zu beachten, dass die Betriebspause nicht zu kurz gewählt werden darf, da ansonsten die im Boden verbliebenen Restpotenziale falsch eingeschätzt werden können. Als Anlagenbetriebspause wird ein Zeitraum von ca. drei Wochen vorgeschlagen.**
6. **Die zuständige Behörde kann die Sanierung für (vorläufig) beendet erklären. Damit beginnt für den Pflichtigen die Nachsorgephase unter den gemäß Sanierungsplan oder Sanierungsanordnung festgelegten Vorgaben. Die Ziele und Anforderungen an die Nachsorge werden ausführlich in Kap. 6.7 dargestellt. Während der Nachsorgephase hat der Pflichtige die im Nachsorgeprogramm festgelegten Eigenkontrollmaßnahmen durchführen. Nach Anhang 3 BBodSchV kann die zuständige Behörde vom Pflichtigen als Eigenkontrollmaßnahme verlangen, auf dem sanierten Grundstück Messstellen zu errichten und zu betreiben, um die nachhaltige Einhaltung festgesetzter Sanierungsziele dokumentieren zu können. Der Pflichtige kann die Arbeiten des Nachsorgeprogramms einem Sachverständigen nach § 18 BBodSchG übertragen. Nach BBodSchG sind alle Aufzeichnungen mindestens 5 Jahre aufzubewahren. Es empfiehlt sich jedoch, die Aufzeichnungen länger aufzubewahren. (vgl. Punkt 7).**
7. **Wird das nachhaltige Einhalten der Sanierungsziele sowie die Wirksamkeit der Gesamtmaßnahme in Bezug auf die formulierten Sanierungsziele nachgewiesen, kann die zuständige Behörde die Nachsorgephase für beendet erklären. Diese Erklärung erfolgt dann, wenn mit keinen neuen Ge-**

fahren mehr gerechnet werden kann. Es sind dann keine Anlagen oder Messeinrichtungen mehr erforderlich.

8. **Wenn, ausgehend von Punkt 5, nach einer Kontrollbeprobung das Sanierungsziel nicht bestätigt werden kann, sind mit Hilfe eines Kurzabsaugversuches (2-3 h) die im Boden verbliebenen Schadstoffpotenziale zu quantifizieren.**
9. **Können die im Boden verbliebenen Schadstoffpotenziale als gering eingestuft werden, und können sie mit einem intermittierenden Anlagenbetrieb nicht mehr abgesaugt werden, kann ggf. ohne weitere Maßnahmen in Abstimmung mit der zuständigen Behörde direkt zum Nachsorgeprogramm übergegangen werden (vgl. Punkt 6) und nach der Erfüllung der Anforderungen des Nachsorgeprogramms die Maßnahme beendet werden (vgl. Punkt 7). Bei verbliebenen größeren Restschadstoffpotenzialen sollte eine Überprüfung des Sanierungskonzeptes und des Sanierungsziels erfolgen (vgl. Punkt 12).**
10. **Wird, ausgehend von Punkt 3 (s.o.), das Sanierungsziel nicht erreicht oder erreicht und nicht bestätigt, muss überprüft werden, ob sich der Schadstoffaustrag dem asymptotischen Niveau nähert. Ist dies der Fall, ist der spezifische Energieverbrauch zu berechnen und darzustellen, ob die Entnahme der Schadstofffracht noch mit vertretbarem Aufwand erfolgt (vgl. Kap. 5.1.2). Liegt der spezifische Energiebedarf < 1.000 kWh/kg LCKW, sollte im Regelfall der intermittierende Anlagenbetrieb wieder aufgenommen werden und weiterhin versucht werden, das Sanierungsziel zu erreichen und zu bestätigen (vgl. Punkt 3).**
11. **Die weitere Vorgehensweise sollte von der Höhe des aktuellen spezifischen Energieverbrauchs abhängig gemacht werden. Beträgt der spezifische Energiebedarf mehr als 2.000 kWh/kg LCKW, kann der weitere Betrieb der Bodenluftsanierung in dem konkreten Fall für weniger geeignet angesehen werden. Beträgt der spezifische Energiebedarf ≥ 1.000 kWh/kg LCKW und ≤ 2.000 kWh/kg LCKW, sollte eine Überprüfung des Sanierungskonzeptes und des Sanierungsziels erfolgen (vgl. Punkt 12).**
12. **und 13. Eine Überprüfung des Sanierungskonzeptes und des Sanierungsziels ergibt die Beantwortung der Frage, ob das bestehende Sanierungskonzept optimierbar ist oder nicht.**
14. **Wenn Optimierungspotenziale vorhanden sind, sollten sie zur Anpassung er Anlage und seiner Komponenten zur Erreichung der Sanierungsziele**

ausgeschöpft werden. Dies kann auf unterschiedliche Weise erfolgen. Z. B. kann es erforderlich sein, die an den Absaugbrunnen angelegten wirksamen Unterdrücke anzupassen, damit optimal abgesaugt werden kann. Auch die Errichtung neuer Ansaugbrunnen kann ein Mittel der Optimierung darstellen. Daneben sind Optimierungen bzgl. des Anlagenbetriebes denkbar. Eine Optimierung der Maßnahme kann auch darin bestehen, das Sanierungsziel zu überdenken und ggf. neu festzulegen. Wenn alle der v.g. Optimierungsmaßnahmen nicht erfolgversprechend sind, ist ggf. über eine andere Sanierungstechnik zu entscheiden.

15. **Sollten im gesamten Bereich der installierten Anlagentechnik und des vorhandenen Absaugbrunnennetzes keine erfolgversprechenden Optimierungsmöglichkeiten bestehen, muss die Bodenluftabsaugung für die bestehende Maßnahme als weniger geeignete Technik festgestellt werden und sollte die Maßnahme beendet werden (vgl. Punkt 7).**

6.7 Nachsorge

In § 15 Abs. 2 BBodSchG werden bundesweit gültige Rahmenregelungen zur Überwachung, Nachsorge und den in diesem Rahmen durchzuführenden Eigenkontrollmaßnahmen gegeben. Die BBodSchV gibt hierzu keine ergänzenden Hinweise. Aus diesem Grunde hat das LUA NRW einen Leitfaden zur Überwachung, Eigenkontrolle und Nachsorge bei Altlasten erarbeitet, der die praktische Arbeit in NRW erleichtern und vereinheitlichen soll (vgl. LUA NRW 2001).

Eine Nachsorge ist immer dann erforderlich, wenn nach der Sanierung durch verbliebene Restbelastungen und/oder potenzielle neu entstehende Gefahren eine Kontrolle des Sanierungserfolges bzw. der Wirksamkeit der Sanierungsmaßnahme im Hinblick auf die betroffenen Schutzgüter erfolgen muss. Hierzu ist im Rahmen der Nachsorge die ordnungsgemäße Langzeiterhaltung von Bauwerken und Anlagen zu gewährleisten und die Wirksamkeit der Sanierungsmaßnahme in Bezug auf die Einhaltung der festgelegten Sanierungsziele über Wirkungspfadkontrollen nachzuweisen.

Da bei Bodenluftsanierungsmaßnahmen die Entfernung der Schadstoffe häufig nicht vollständig erfolgen kann, ist nach ihrer Durchführung eine Nachsorge auf dem Standort erforderlich. Nach Odensaß et al. (1999, S. 139) besteht Nachsorge in der Praxis konkret aus den folgenden vier Punkten:

1. Überwachung der im Einzelfall relevanten Wirkungspfade insbesondere der Bodenluft, des Grund- und Sickerwassers bzw. Oberflächenwassers,

2. Funktionskontrollen und Wirksamkeitskontrollen von Anlagen und Bauwerken im Hinblick auf das Sanierungserfordernis,
3. Betrieb und Unterhaltung von Bauwerken, Bauteilen und Anlagen und deren Nachweis sowie
4. Langzeiterhaltung mit Instandsetzung, Reparatur, Ersatz von Bauwerks- und Anlagenteilen.

Der Umfang von Nachsorgemaßnahmen ergibt sich aber nicht nur aus den jeweiligen Standortbedingungen, sondern insbesondere auch aus den bei den einzelnen Sanierungsmaßnahmen eingesetzten Verfahren.
Die Nachsorgenmaßnahmen sollen bereits bei der Sanierungsuntersuchung und der Sanierungsplanung sowie bei Planung und Durchführung der Maßnahme sowohl fachlich konzeptionell als auch finanziell berücksichtigt werden. Dies ist auch erforderlich, damit bereits in der Planungsphase vor der Wahl einer geeigneten Sanierungslösung die Nachsorgeaufwendungen bei den Entscheidungen mit berücksichtigt werden können.
Im Sanierungsplan sind darüber hinaus die längerfristig zu betreibenden Bauwerke, Anlagen, Maß- und Kontrollsysteme in der Ausgestaltung darzustellen sowie die Leistungen, bezogen auf Langzeitbetrieb, -erhaltung, Funktionskontrollen und Überwachung der Wirkungspfade, differenziert und kostengenau aufzustellen. Dabei sollten auch alle vom Verpflichteten durchzuführenden Eigenkontrollmaßnahmen festgelegt werden.

Die Nachsorge nach durchgeführten Bodenluftsanierungsmaßnahmen ist i.d.R. weniger aufwändig. Sie kann generell folgende Punkte umfassen:

1. Kontrolle des Zustandes des Messstellennetzes
2. Beprobung der Messstellen, Analytik je nach Fallgestaltung (z. B. zweimal im Abstand von 2 Monaten)
3. Regelmäßige Raumluftkontrollen bei Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen zur Überprüfung des Wirkungspfades Boden-Innenraumluft (je nach Fallgestaltung wöchentlich bis halbjährlich)
4. Begehung von sanierten Geländen
5. Kontrolle von Auffälligkeiten wie Zerstörungen, Funktionskontrolle der Anlagen
6. ggf. Kurzzeitabsaugversuch
7. Dokumentation anhand des Führens von Nachsorge- Formblättern. Im Nachsorgeleitfaden werden Formblätter zur Dokumentation vorgestellt Der Pflichtige kann daraus das für seine einzelfallbezogene Dokumentation relevante Formblatt auswählen.

Für eine Wirkungspfadkontrolle Bodenluft im Rahmen der Überwachung / Nachsorge können die in Tab. 6.7-1 dargestellten Sachverhalte relevant werden.

Tab. 6.7-1: Maßnahmen bei der Durchführung einer Bodenluft- oder Deponiegasüberwachung (aus: LUA NRW 2001)

Kontrollelement	zu überprüfender Sachverhalt	Art der Überwachungsmaßnahme
Oberfläche	• **Gasaustritte**	• **Sichtprüfung der Vegetation auf Wuchsmangel oder Ausdünnung** • **Kartierung auf Gasaustritte mittels FID-Messung**
Bodenluftmessstellenl	• **Verstopfung/Verschlämmung** • **Bodenluftmigration**	• **Sichtprüfung hinsichtlich Wasser oder eingeworfener Gegenstände im Bodenluftmessstellen und -brunnen** • **Messstellenlotung** • **Bodenluftmessung**
Drainagen	• **Beschädigung der Probennahmestellen** • **Verstopfung/Verschlämmung der Drainagen** • **Emissionen**	• **visuelle Kontrolle auf Beschädigungen der Probennahmestellen** • **Überprüfung der Funktionalität (Gängigkeit, Kamerabefahrung)** • **Kartierung der Gasaustritte mittels FID-Messung**
Gebäude/Bauwerke	• **Ordnungsgemäßer Gebäudezustand** • **Immissionen in Kellerräume oder Gebäudeteile**	• **visuelle Kontrolle der Bauwerke auf Risse, Beschädigungen, Zustand von Leitungsdurchführungen** • **organoleptische Ansprache (Geruch)** • **Raumluftmessung (Deponiegas, Spurenstoffe)** **- kontinuierlich** **- diskontinuierlich**

Der Aufwand der Nachsorge ist abhängig vom Umfang der gesamten Sanierungsmaßnahme bzw. der Anzahl der vorhandenen Absaugbrunnen und Kontrollmessstellen, von verbliebenen Schadstoffpotenzialen und deren Nachlieferungspotenzial sowie von der Folgenutzung des betreffenden Grundstükkes. Der Pflichtige hat der zuständigen Behörde einen Bericht mit den Ergebnissen der Kontrollen im Rahmen der Nachsorge vorzulegen. Die zuständige Behörde prüft die Ergebnisse und entscheidet über einen möglichen Handlungsbedarf.

7. Kosten der Bodenluftsanierung

7.1 Grundlagen der Kostenschätzung

Gemäß Anhang 3 BBodSchV ist im Rahmen einer Sanierungsuntersuchung eine Kostenschätzung zu erstellen. Ziel der Kostenschätzung ist es, den Kostenaufwand für Bodenluftsanierungsmaßnahmen in Abhängigkeit von im Vorfeld erkundeten Schadstoffpotenzialen und angenommenen Laufzeiten unter den im Einzelfall gegebnen Randbedingungen abzuschätzen. Dabei sind alle für die Bodenluftsanierung erforderlichen Leistungen zu berücksichtigen. Die nachfolgende Darstellung der Leistungen und Einheitspreise erfolgte nach den Angaben im Materialienband zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 5 (Leistungsbuch Altlastensanierung und Flächenrecycling) (vgl. LUA NRW 1998). Die im Leistungsbuch genannten Kosten basieren auf einer gründlichen Recherche aus Maßnahmen der Jahre 1993 bis 1996. Allerdings können eine Reihe standortspezifischer Rahmenbedingungen die darin genannten Kostenansätze deutlich verändern. Daher kann das Leistungsbuch ggf. konkrete Preisanfragen im Einzelfall nicht ersetzen. Die derzeitigen Marktpreise liegen oft unterhalb der im Leistungsbuch genannten Kosten.

7.2 Investitionskosten

7.2.1 Kosten für einen Bodenluftabsaugversuch

Für einen Bodenluftabsaugversuch werden für einen kleinen Sanierungsteilbereich die gleiche Infrastruktur und die gleichen Leistungspositionen benötigt wie bei einer Bodenluftsanierung. Die kostenverursachenden Komponenten sind hierbei Messstellen, verbindende Leitungen, ein Absaugaggregat und eine Abluftreinigungsanlage. Die v. g. Kosten sind den Investitionskosten zuzurechnen, während die Kosten für die Analytik den Betriebskosten zuzuordnen sind. Sie werden in Kap. 7.4.3 erläutert. Als Leistungsposition bei einem Bodenluft-Absaugversuch ist u a. auch eine Baustelleneinrichtung sowie der Abbau und Abtransport der Anlage einschließlich Abluftreinigungsanlage erforderlich. Alle erforderlichen Materialien, z.B. Verbindungsschläuche, Anschlussstücke, Leitungen, Halterungen, Kupplungen u.a. sind für den Zeitraum des Absaugversuches in erforderlichem Umfang vorzuhalten (vgl. 7.2.3).

Sowohl für die Durchführung eines Bodenluftabsaugversuches als auch für den späteren Betrieb der Sanierungsanlage können ggf. Arbeits-, Emissions- oder Immissionsschutzmaßnahmen erforderlich werden (vgl. LUA NRW 1998, S. 43 ff).

Darüber hinaus sollte ein Leistungsverzeichnis (LV) „Bodenluftabsaugversuch“ auch die Positionen Durchführung von Schadstoffmessungen und Analytik (vgl. Kap. 7.4.3) sowie Ingenieurleistungen enthalten (vgl. Kap. 7.4.1 und 7.4.2).

Es wird empfohlen, einen Bodenluftabsaugversuch gemäß den Vorgaben der ITVA-Richtlinie „Bodenluftabsaugversuch“ auszuschreiben. Folgende Mindestanforderungen an eine einfache Anlage für einen Absaugversuch aus einem Absaugbrunnen können als praxisnah angesehen werden:

- **1 Absaugbrunnen, 2 Kontrollmessstellen**
- **1 Wasserabscheider (200 l)**
- **1 Absaugaggregat (2-3 kW, 200-300 mbar)**
- **1 Adsorbereinheit (200 l Aktivkohle)**
- **entsprechende Leitungen und Verbindungselemente**

Die Kosten hierfür können einschl. Analytik und Gutachterleistungen zur Auswertung der Ergebnisse pauschal im Durchschnitt mit etwa 5.000-10.000 DM angesetzt werden. Kosten für Messstellen sind darin nicht enthalten (s. Kap. 7.2.2)

7.2.2 Kosten für Bodenluftabsaugbrunnen und Kontrollmessstellen

Beim Messstellen und Absaugbrunnenausbau sollte die VDI-Richtlinie 3897 (1997, S. 21) beachtet werden (vgl. Kap. 3.7.2). Für einen Bodenluft-Absaugbrunnen gemäß der VDI-Richtlinie 3897 können aufgrund der derzeitigen Marktsituation zurzeit ca. 50% der im Leistungsbuch (LUA NRW 1998, S. 365) angegebenen 500 DM pro lfdm., also 250 DM pro lfdm. angesetzt werden.
Die Kosten für das Messstellenventil (siehe Kap. 6.3.4) sind darin nicht enthalten und liegen bei ca. 250 DM. Das Messstellenventil ist noch nicht als Standardausführung verfügbar.
Je nach Standortbedingungen (Untergrundverhältnisse, Schadstoffausbreitungssituation) erfordert die Bodenluftsanierungsmaßnahme eine unterschiedliche Anzahl an Bodenluftabsaugbrunnen und Kontrollmessstellen mit unterschiedlichem Ausbau. Die Kosten hierfür können daher nur als Einheitspreis bezogen auf einen Meter angegeben werden. Die durchschnittlichen Kosten für den Bau von Brunnen betragen gemäß dem Leistungsbereich (LB) 60-02-02 im Leistungsbuch Altlastensanierung & Flächenentwicklung (vgl. LUA NRW 1998, S. 365) pro lfd. m verzinktes Stahlrohr (Vollrohr oder Filter-

rohr) mit einem Durchmesser DN 50 einschließlich Brunnenkopf und Abdichtung des Ringraumes 500 DM.
In der Praxis wird i. d. R. jedoch häufig anderes Material (PVC, HDPE, siehe auch ITVA-Richtlinie Bodenluftabsaugversuch) mit geringeren Kosten verwendet.

7.2.3 Kosten für die Bodenluftsanierungsanlage

Nachfolgend werden die geschätzten Kosten für eine häufig verwendete Standardanlage dargestellt. Es muss darauf hingewiesen werden, dass in besonderen Sanierungsfällen mit speziellen Erfordernissen an die Schadstoffbehandlung spezielle aufwendigere Anlagen zur Bodenluftbehandlung (vgl. Kap. 4) installiert werden (z.B. katalytische Oxidationsanlagen), deren Kosten hier nicht dargestellt werden können, da diese Anlagen je nach Anforderung des Einzelfalls auszulegen sind.
Zur hier betrachteten Standardanlage gehören ein Seitenkanalverdichter mit einer Aufnahmeleistung von 2-3 kW und einer Saugleistung von 200-300 mbar Unterdruck, ein Wasserabscheider sowie eine aus 2 Aktivkohlefässern bestehende Adsorbereinheit mit durchschnittlich 200-500 l Volumen.
Die Kosten für einen Seitenkanalverdichter der genannten Art betragen nach LUA NRW (1998, S. 365) im Durchschnitt 2.700 DM (Bandbreite 2.100-3.150 DM), ein Wasserabscheider der einfachen Art kann mit mindestens 590 DM angesetzt werden. Je nach gewünschter Ausführung ist der 1-fache, der 2,2-fache oder der 4,3-fache Satz zu veranschlagen (LB 60-02-09). Die aus 2 Fässern bestehende Adsorbereinheit wurde nach LB 60-02-14 im Durchschnitt mit 3.560 DM (Bandbreite 3.000-4.780 DM) angesetzt. Hierin enthalten sind zwei Luft-Aktivkohle-Fassfilter aus Edelstahl mit je einem Volumen von 210 l incl. ca. 100 kg A-Kohle in der Erstbefüllung. Werden wie in der Praxis häufig Stahlfässer verwendet, können ca. 50% der Kosten dafür eingespart werden.
Für den Betriebsstundenzähler (Energie-Bilanzierung), evtl. erforderliche Sicherheitseinrichtungen (z.B. Explosionsschutz bei leicht explosiblen Schadstoffen) sowie Kleinteile wie z.B. Kupplungen oder Probennahmevorrichtungen können für die o.g. Anlagenkomponenten grundsätzlich mindestens 10% auf die Investitionskosten aufgeschlagen werden. Je nach Auslegung der Anlage und der Art der Schadstoffe kann auch ein höherer Aufschlag erforderlich werden.

Derzeit können die Investitionskosten für die Standardausführung der o.g. Bodenluftabsauganlage (Edelstahlfässer, die jedoch in der Praxis selten verwendet werden) incl. verbindender Leitungen und Probennahmestellen mit i. M. ca. 6.850 DM beziffert werden. Sie setzen sich wie folgt zusammen:

- **Wasserabscheider 590 DM**
- **Seitenkanalverdichter 2.700 DM**
- **Adsorbereinheit (2 Fässer) 3.560 DM**

Hinzu kommen ca. 1.500 DM für den Anlagenaufbau und die Inbetriebnahme der Anlage, wofür ca. 1 Arbeitstag gerechnet wird (s.u.).

Es kann im Einzelfall zweckmäßig sein, zu überlegen, ob die Bodenluftsanierungsanlage gekauft oder gemietet werden sollte. Diese Entscheidung richtet sich insbesondere nach dem Ausmaß der Bodenluftverunreinigung (Schadstoffkonzentration und Verbreitung) und der zu erwartenden Dauer der Bodenluftsanierung.
Die monatlichen Mietkosten für eine komplette Bodenluftsanierungsanlage incl. aller erforderlichen Verbindungs- und Kleinteile, und, sofern erforderlich, Einhausung der Anlage im Stahl-Container sowie Anlageninstallation samt Inbetriebnahme werden nach LUA NRW (1998, S. 367) mit ca. 11.500 DM im Durchschnitt (Bandbreite 8.700-16.640 DM) angegeben. Hierzu muss angemerkt werden, dass man mit der o.g. Standardanlage am unteren Ende der Bandbreite liegt, da Sonderausführungen nicht benötigt werden. Die hier beschriebene Standardanlage ist nicht im Container eingehaust, sie enthält keine Edelstahl-Aktivkohlefässer (s.o.), die gesamte unter LB 60-04-01 aufgelistete Steuerung und Regelung entfällt im Regelfall. Unter Annahme der Mindestpauschalen für die in der Standardanlage vorgeschlagenen Komponenten kann sich damit der monatliche Mietpreis für eine Bodenluftabsauganlage auf ca. 1.900 DM reduzieren. Er setzt sich wie folgt zusammen:

- **Absauganlage 1.000 DM**
- **Schläuche + Kupplungen 500 DM**
- **Adsorbereinheit (2 Fässer) 400 DM**

Anlagenaufbau und Inbetriebnahme werden zusätzlich berechnet. Reparaturkosten sind im o.g. Mietpreis ebenfalls nicht enthalten. Kosten für Energie und Aktivkohle ergeben sich aus Kapitel 7.3.

Es wird empfohlen, die Bodenluftabsauganlage zu mieten, wenn aufgrund von niedriger Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft und guter Erfassung des Kontaminationsbereiches zu erwarten ist, dass die Sanierungsdauer 6 Monate nicht überschreitet. Ist eine längere Sanierungsdauer abzusehen, kann i.d.R. der Kaufentscheidung der Vorrang zu gegeben werden.

7.3 Betriebskosten

7.3.1 Wartungskosten der Anlage

Gegenstand dieses Kapitels sind die Wartungskosten für eine gekaufte Anlage. **Wartungskosten sind bei Mietanlagen im Mietzins enthalten. Dies ist bei Vergaben und Vertragsgestaltungen besonders zu achten.**

In LUA NRW (1998, S. 367) sind unter Wartungs- und Betriebskosten (LB 60-03-00) die Wartung der Absauganlage, der Austausch von beladener Aktivkohle und die Energiekosten dargestellt. An dieser Stelle werden die Wartungs- und Instandhaltungsarbeiten behandelt, die die Funktionsfähigkeit der Anlage gewährleisten sollen. Die in LUA NRW (1998, S. 367) unter LB 60-03-02 und 60-03-03 genannten Kosten für den Austausch beladener Aktivkohle und Energiekosten der Absauganlage werden in den Kap. 7.3.2 und 7.3.3 dargestellt.

Zu Betrieb, Wartung, Unterhaltung und Erhaltung im Rahmen der Nachsorge sowie auch der Problematik von Gewährleistungsansprüchen innerhalb der Garantiezeit in Zusammenhang mit der Ausgestaltung von Wartungsverträgen vgl. LUA NRW (2001). Der Anlagenbetreiber sollte vertraglich gewährleisten, dass die Funktionsfähigkeit der Sanierungsanlage während der gesamten Sanierungszeit gegeben ist und der ordnungsgemäße Betrieb sichergestellt wird. Sollten an den einzelnen Anlagenkomponenten Defekte außerhalb der gerätetechnischen Gewährleistungspflicht auftreten, gehen ggf. erforderliche Reparaturkosten zu Lasten des Auftraggebers.

Die monatlichen Wartungskosten hierfür belaufen sich gem. LUA NRW (1998) auf durchschnittlich 650 DM (Bandbreite 400-860 DM).

7.3.2 Energiekosten

Energiekosten für eine Bodenluftsanierung ergeben sich durch die Multiplikation des Energieverbrauchs der Anlage mit dem Strompreis (zurzeit ca. 0.25 DM/kWh). Hierzu ist ein Energiezähler, der nicht nur die Anlagenlaufzeit in h, sondern die Energie in kWh aufzeichnet, für eine qualitätsgesicherte Bilanzierung der verbrauchten Energie erforderlich.
Zur genauen Berechnung der Energiekosten wird empfohlen, während der gesamten Sanierungsmaßnahme (Absaugversuch und Sanierungsbetrieb) einen Energiezähler einzusetzen.

7.3.3 Kosten für Aktivkohle

Da die Erstbefüllung zumeist im Preis für die Lieferung der verwendeten Adsorbereinheit enthalten ist (siehe auch Kap. 7.2.3), wird hier nur auf die Neubefüllung eingegangen. Eine Neubefüllung mit Aktivkohle der Adsorber incl. Entsorgung schadstoffbeladener verbrauchter Aktivkohle kostet nach Angaben von LUA NRW (1998, S. 367) im Durchschnitt 12 DM/kg (Bandbreite 9-19,50 DM). Alleine die Entsorgung der Aktivkohle bei Beendigung der Maßnahme ist mit ca. 6 DM pro kg anzusetzen.
Die Kosten für Aktivkohle (Entsorgung und Neubefüllung) belaufen sich somit bei einer 80kg-Füllung je 200 l-Fass auf ca. 1.000 DM.

7.4 Kosten für fachgutachtliche Begleitung

7.4.1 Kosten für Gutachter

Der Gutachter hat vier Hauptaufgaben bei der fachgutachtlichen Begleitung einer Bodenluftsanierung:

1. Auswertung der zu Sanierungsbeginn vorliegenden Daten und Erkenntnisse,
2. Auswertung, Dokumentation und Bewertung der im Rahmen der Sanierung anfallenden Daten und Erkenntnisse und Berichterstellung (siehe Kap. 7.4.3),
3. Koordination der für den Betrieb der Sanierung erforderlichen Leistungen Dritter (u. a. Anlagenbetrieb, Wartung etc.) und
4. Durchführung von Kontrollen und Untersuchungen (Probennahme etc.) ggf. mit Unterstützung von Unterauftragnehmern.

Zum Abschluss der Sanierungsmaßnahme oder in vertraglich vereinbarten Zwischenberichtszeiträumen sind alle relevanten Informationen textlich wie grafisch in Berichten zusammenfassend darzustellen und zu beurteilen.

Die Kosten, die hierfür anfallen, können je nach Ausmaß, Charakter und Anforderungen sehr unterschiedlich ausfallen. Die Stundensätze für Ingenieurleistungen, wissenschaftliche und sonstige Mitarbeiter, Computer- oder Zeichenarbeitsplätze richten sich nach der jeweils gültigen Fassung der „Verordnung über die Honorare für Leistungen der Architekten und Ingenieure (Honorarordnung für Architekten und Ingenieure, HOAI)". Die Leistungen werden unterteilt in Grundleistungen (Abs. 2) und besondere Leistungen (Abs. 3), für die andere Stundensätze vereinbart werden können. Grundleistungen umfassen Leistungen, die zur ordnungsgemäßen Erfüllung eines Auftrages erforderlich sind. Sie sind insbesondere mit Planungsleistungsphasen innerhalb einer Projektbearbeitung verbunden. Besondere Leistungen sind Leistungen, die besondere Anforderungen an die Ausführung des Auftrags stellen. Dazu gehören bei der Bodenluftsanierung im Standardfall Leistungen wie z.B. fachgutachtliche Begleitung und Projektierung.

§ 6 Abs. 1 HOAI gelangt nur für planerische Leistungen und die Baubegleitung, d.h. bis zur vollständigen Installation der Bodenluftsanierungsanlage zur Anwendung. Diese Vorschrift betrifft nicht die Kosten für gutachtliche Leistungen während des Sanierungsbetriebes. Diese werden als besondere Leistungen als Zeithonorare auf der Grundlage der Stundensätze nach § 6 Abs. 2 der HOAI vereinbart.

In LUA NRW (1998, S. 21 ff) sind auch die Leistungsbilder für Ingenieurleistungen, Kostenschätzungen, Honorargrundlagen, Kosteneinflussfaktoren sowie das Honorarmodell nach AHO 1996 beschrieben. Der Aufwand zur Einweisung und Anleitung der eigenen Mitarbeiter, der beauftragten Probennehmer und des Labors, zur Anlagenüberwachung, für Orts- und Besprechungstermine mit Auftraggebern, Anlagenbetreibern und/ oder Behördenvertretern ist erfahrungsgemäß bei einer durchschnittlichen Bodenluftsanierungsanlage mit etwa 2-3 Arbeitstagen pro Monat anzusetzen. Dabei ist der tatsächliche Aufwand auch davon abhängig, ob der Gutachter z.B. die regelmäßige Messung der Vorortparameter sowie die erforderliche Probennahme selbst vornimmt oder weiter beauftragt. Ein etwas erhöhter zeitlicher Aufwand mit entsprechender Anwesenheits- und Koordinationsnotwendigkeit des Gutachters an der Sanierungsanlage ergibt sich häufig während der Inbetriebnah-

me. Dies gleicht sich im Verlauf der längeren Anlagenbetriebszeit wieder aus, so dass der o.g. monatliche Durchschnittsaufwand insgesamt realistisch ist.

Für die Kostenschätzung von Gutachterleistungen können somit zusammenfassend folgende Annahmen getroffen werden:

- **Für die fachgutachtliche Begleitung findet der § 6 Abs. 1 HOAI keine Anwendung.**
- **Die fachgutachtliche Begleitung kann sowohl nach Stundensätzen der HOAI oder pauschal vergütet werden.**
- **Die Stundensätze sind gemäß § 6 Abs. 2 HOAI :**
- **für Projektleiter 75-160 DM/h**
- **für Mitarbeiter 70-115 DM/h**
- **für technische Zeichner 60-85 DM/h**
- **Gutachterleistungen für die fachgutachtliche Begleitung können nicht nach VOB/VOL ausgeschrieben und vergütet werden. Bei ausreichend genauer Beschreibung der zu erbringenden Leistungen ist eine Preisanfrage möglich.**
- **Der monatliche Aufwand für eine fachgutachtliche Begleitung einer Standard-Bodenluftsanierungsmaßnahme beträgt etwa 2-3 Tage. Die Anforderungen an eine Dokumentation im Rahmen einer gutachtlichen Begleitung einer Bodenluftsanierungsmaßnahme werden in Kap. 6.5 dargestellt.**

7.4.2 Kosten für Probennahme und Analytik

Je nach der Größe des kontaminierten Bereiches, der Schadstoffkonzentration und -charakteristik, Untergrundaufbau, Anzahl der Absaugbrunnen und Kontrollmessstellen sowie der Dauer der gesamten Bodenluftsanierung kann die Anzahl der erforderlichen Bodenluftproben von Maßnahme zu Maßnahme stark variieren. Eine Übersicht über den erforderlichen Aufwand für Probennahme und Analytik in Abhängigkeit zur Brunnen- und Messstellenanzahl und der Dauer der Absaugphasen liefert Tab. 6.3.6-2.

Das Kostenmodul für die Probennahme und die chemisch-physikalische Analytik wird in LUA NRW (1998, S. 109 ff) beschrieben. Für die Analytik bei Bodenluftuntersuchungen sind entsprechend der Schadstoffcharakteristik nur die Probennahme und Analytik für die gasförmigen Schadstoffkomponenten gemäß LB 23-11-03 (S. 111) und LB 23-17-00 (S. 117) von Bedeutung. Hiernach betragen die Kosten für die Anreicherung von Gasen auf Aktivkohle durchschnittlich 10 DM (Bandbreite 8-12 DM). Probennahmen nach dem

headspace-Verfahren oder andere Probennahmearten sind in LUA NRW (1998) nicht angegeben. Eine headspace-Probennahme liegt nach Erfahrungen aus der Praxis im Durchschnitt ebenfalls bei etwa 10 DM. Zu jeder Probennahmekampagne ist die Anfahrt und die Arbeit des Laborpersonals mit durchschnittlich 23 DM pro Probennahme zu veranschlagen (LUA NRW 1998, S. 111). Die Kosten der Analytik einer Bodenluftprobe auf die Parameter BTEX oder LHKW nach VDI 3482 wird jeweils mit durchschnittlich 90 DM angegeben (LB 23-17-01, 23-17-03). Somit addieren sich die Kosten für eine Bodenluft-Probennahme incl. Analytik auf durchschnittlich 123 DM. Hierdurch ergeben sich die nach Tab. 7.4.2-1 aufgeführten Kosten für die sanierungsbegleitende Analytik. Die Zahlen errechnen sich durch Multiplikation der gemäß Tab. 6.3.6-2 angegebenen empfohlenen Probennahmeanzahlen mit den o.g. Durchschnittskosten für eine Probennahme von 123 DM.

Tab. 7.4.2-1: Geschätzte mittlere Kosten für die sanierungsbegleitende Analytik der Schadstoffparameter BTEX oder LHKW (Angaben in DM) an der Anlage je nach Dauer der Absaugung und Anzahl der Absaugbrunnen

	Dauer der Absaugphase (Monate)						
Anzahl Absaugbrunnen	0,5	1	2	4	8	10	12
1	1.476	1.722	2.214	2.952	3.936	4.428	4.920
2	2.952	3.444	4.428	5.904	7.872	8.856	9.840
3	3.690	4.305	5.534	7.380	9.840	10.070	12.300
4	4.428	5.166	6.642	8.856	11.808	13.284	14.760
6	5.904	6.888	8.856	11.808	15,744	17.712	19.680
8	7.380	8.610	11.070	14.760	19.680	22.140	24.600
10	8.856	10.332	13.284	17.712	23.616	26.568	29.520
12	10.332	12.054	15.498	20.664	27.552	30.996	34.440

7.4.3 Kosten für die Dokumentation

Es wird davon ausgegangen, dass zu Sanierungsbeginn eine Dokumentation aller wesentlichen Daten und Erkenntnisse, welche für das zu sanierende Grundstück relevant sind, vorhanden ist. Ist dies nicht der Fall, sind die erforderlichen Daten (Nutzungsrecherchen, Gutachten zur Gefährdungsabschätzung, Sanierungsuntersuchung, etc.) zusammenzustellen, auszuwerten und als Grundlage für die Sanierungsentscheidung und -planung zu bewerten. Erfahrungsgemäß erhöht sich dadurch in einem Standardfall der Arbeitsaufwand des Gutachters um etwa 2-3 Arbeitstage. Bei schlechter Akten- oder Dokumentationslage kann sich der zeitliche Aufwand entsprechend erhöhen. Als Beispiel für einen Standardfall kann der Standort einer ehemaligen kleinen Drehmaschinenfabrik mit ca. 600 qm Grundfläche angesehen werden, bei der in der Nähe des ehemaligen Aufstellplatzes des Tetrachlorethen (PER)-Tankes zur Reinigung der Werkstücke PER versickert ist. An diesem Standort soll die Bodenluft aus dem Untergrund mit einem Verdichter aus 5 Absaugbrunnen abgesaugt werden.

Zur Dokumentation der Sanierungsrandbedingungen können somit im Standardfall (1 Absaugaggregat, 5 Absaugbrunnen, 3 Kontrollmessstellen) 2 Gutachtertage und 1 Zeichnertag mit jeweils 8 Arbeitsstunden veranschlagt werden. Hinzu kommen erforderlichenfalls weitere Kosten, z. B. für die Anfahrt zur Aktenauswertung in einem Archiv oder für Besprechungstermine.

Das weitere Berichtswesen richtet sich nach der Dauer der Bodenluftsanierung sowie nach der Größe des Standortes. Bei kurzen Maßnahmen bis ca. 6 Monaten Laufzeit werden meist ein Statusbericht zu Beginn und eine abschließende Dokumentation vertraglich vereinbart. Die Abschlussdokumentation baut auf diesen Grundlagen auf und enthält eine Darstellung alle erfolgten Untersuchungen und Kontrollen, deren Ergebnisse, Auswertungen und Bewertungen (siehe auch Kap. 6.6). Bei länger laufenden Maßnahmen hat es sich bewährt, in bestimmten Intervallen Zwischenberichte zu erstellen. So ist jederzeit der aktuelle Sanierungsstand belegbar. Außerdem können erforderlichenfalls innerhalb relativ kurzer Zeiträume Anlagenoptimierungen vorgenommen und dadurch Kosten eingespart werden.

Im Durchschnitt müssen für die Erstellung einer sanierungsbegleitenden Dokumentation 2-3 Arbeitstage für 1-2 Bearbeiter veranschlagt werden, wobei sich der erforderliche Zeichenaufwand (Skizzen- und Planerstellung, ggf. Fotodokumentation) i.d.R. auf Ergänzungen vorliegender Zeichnungen beschränkt.

Die Vergütung der Dokumentation kann entweder nach Stundensätzen oder pauschal erfolgen. Letzteres gehört zur üblichen Praxis bei der Altlastenbearbeitung.

Eine Sanierungsabschlussdokumentation mit Erläuterungsbericht, Plänen, Auswertungen und Bilanzierungen sowie entsprechenden Karten, Analysenberichten und Schichtenverzeichnissen im Anhang nach den im Kap. 6.5 dargestellten Anforderungen kann unter Berücksichtigung der derzeitigen Marktsituation mit etwa 3.000-8.000 DM angesetzt werden.

7.5 Kosten für die Nachsorge

Mit der Sanierungsplanung hat der Pflichtige daher nach Abstimmung mit der zuständigen Behörde im Einzelfall ein Nachsorgeprogramm aufzustellen und dieses nach Abschluss der Sanierung durchzuführen (vgl. Kap. 6.7, Tab. 6.7-1). Die Anforderungen an das jeweilige Nachsorgeprogramm nach erfolgter Bodenluftsanierung sind standortbezogen abzuleiten. Anforderungen an die praktische Ausgestaltung eines Nachsorgeprogrammes beschreibt Kap. 6.7. Die Kosten für die erforderlichen Kontrolluntersuchungen während der Nachsorgephase können entsprechend der Anzahl der jeweils durchzuführenden Probennahmen und Analysen gemäß den Erläuterungen zu Tab. 7.4.2-1 berechnet werden. Das Nachsorgeprogramm hängt von den Sanierungsrandbedingungen, insbesondere dem im Boden verbliebenen Schadstoffpotenzial, den betroffenen Wirkungspfaden und Schutzgütern, den Bodenverhältnissen, der Anzahl der erforderlichen Brunnen und Messstellen und den für die Sanierung verwendeten Absaugaggregaten ab.

Bei der Auswertung der 100 Bodenluft-Sanierungsmaßnahmen wurde festgestellt, dass eine Nachsorge der Standorte i. d. R. nicht durchgeführt worden war. Daher können aus der Recherche keine Kostenschätzungen zur Nachsorge abgeleitet werden.

Für die Abschätzung von Kosten der Nachsorge kann LUA NRW (1998, S. 139 ff) herangezogen werden. Im LB 26-00-00 ist ein Kostenmodul für Langzeitüberwachung und Nachsorge bei Grundwasser- und Bodenluftmonitoring angegeben. Dieser Kalkulationsansatz umfasst die Aufwendungen für Probennahme und Analytik sowie Ingenieurleistungen (Berichte, Gutachten) (s.o.). Als Richtwert für die jährlichen Nachsorgekosten werden bei LUA NRW (1998, S. 137) 20% der Gefährdungsabschätzung angesetzt. Dieser Wert geht

davon aus, dass keine neuen Feldarbeiten erforderlich sind und dass die Überwachung mittels ausgewählter und bereits vorhandener Bodenluft-Messstellen durchgeführt wird. Die Langzeitüberwachung ist auf fachbehördlich festgelegte Zeiträume zu beziehen. Als Erfahrungswert für durchgeführte Grundwasser- und Bodenluftsanierungsmaßnahmen wird ein mittlerer Überwachungszeitraum von 5 Jahren angegeben. In der Praxis können die v. g. Annahmen allerdings mit großen Unsicherheiten behaftet sein. Erstens zeigt die Erfahrung, dass eine durchgeführte Gefährdungsabschätzung häufig stark von den bei der nachfolgenden Sanierung aufgetretenen tatsächlichen Schadstoffbedingungen abweichen kann. Daher sollten die Kosten für die Gefährdungsabschätzung nicht zur Kalkulation der Nachsorgekosten herangezogen werden. Bei lediglich in der ungesättigten Bodenzone vorliegenden Schadstoffbelastungen erscheint eine Nachsorgedauer von 5 Jahren i. d. R. als zu lang, da möglicherweise neu entstehende Gefahren aufgrund des Schadstoffausbreitungsverhaltens sehr viel eher festgestellt werden müssten.

Im Rahmen der Nachsorge nach durchgeführten Bodenluftsanierungsmaßnahmen können zur Überprüfung des Wirkungspfades Boden-Innenraumluft auch Raumluftmessungen erforderlich werden (je nach Fallgestaltung wöchentlich bis halbjährlich). Dafür sind je Art der zu erfassenden Stoffe Kosten in Höhe von DM 250,00 bis DM 500,00 je Untersuchung einschließlich Probennahme realistisch.

8. Literatur

Altenbockum, M., Lohan, N., Lieser, U. & Kraft, O. (1999): Neue Ansätze bei der Durchführung von Bodenluftabsaugversuchen.- Flächenrecycling.- **3/99:** 48-56; Essen.

Altenbockum, M. & Odensaß, M. (1998): Die Bodenluft in der täglichen Sanierungspraxis.- TerraTech, **6/98:** 57-61; Mainz.

Altlastenausschuss (ALA) (2000): Arbeitshilfen Qualitätssicherung Teilthema 2.2, Stand Juli 2000 (http://www.lua.nrw.de/altlast/altqs.htm).

Ausschuss der Ingenieurverbände und Ingenieurkammern für die Honorarordnung e.V. (AHO) (1996): Untersuchungen für ein Leistungsbild und zur Honorierung für den Planungsbereich „Altlasten".- Schriftenreihe des AHO, **8:** 56 S.; Bonn (Bundesanzeiger).

Baumgarten, D. (2000): Bodenluftmessung - Technik, Probleme, Aussagen. Manuskript zum Vortrag "*Workshop*: Vor Ort Analytik" am 18. Mai 2000, Stuttgart.

Bergmann, Dirk (1998): Experimentelle Untersuchungen des Adsorptionsverhaltens von Aktivkohle unter Einfluss verschiedener Gasfeuchten am Beispiel ausgewählter leichtflüchtiger Kohlenwasserstoffe.- Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Fachbereich Geowissenschaften, 38 S., Münster. [unveröff. Manuskript]

Brecheler, W.; Friedrich, J.; Hilmer, A. & Weiß, R. (1998): Baubetriebslehre - Kosten- und Leistungsrechnung Bauvorhaben.- 383 S.; Braunschweig, Wiesbaden (Vieweg).

Carbo-Tech Gesellschaft für Bergbau und Industrieprodukte mbH (Hrsg.) (1990): Activated Carbon for Solvent Recovery.- Paper presented at the Meeting of the European Rotogravure Association Engineers Group Mulhouse/France, 20/21 March 1990: 22 pp.; Essen.

Carbo-Tech Gesellschaft für Bergbau und Industrieprodukte mbH (Hrsg.) (1991): Aktivkohle: Herstellungsverfahren und Produkteigenschaften.- Seminar: Aktivkohlen in Technik und Umweltschutz der Techn. Akad. Wuppertal, 18. Und 19. April 1991: 36 S.; Essen.

Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau DVWK (Hrsg.) (1991): Sanierungsverfahren für Grundwasserschadensfälle und Altlasten.- DVWK, 98: 62 S.; Hamburg (Parey).

Einsele, G.; Einsele, G. & Grathwohl, P. (1988): Verteilung und Ausbreitung von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW) im System Boden-Wasser-Luft.- Z. Deutsche Gewässerkundl. Mitt: 32/4: 102-107; Koblenz.

Fent, K. (1998): Ökotoxikologie. Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie.- 288 S.; Stuttgart, NY (Thieme).

Forschung- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe GmbH FoBiG (Hrsg.) (1997): Erarbeitung weiterer Prüfvorschläge für den Direktpfad zu weiteren boden- und altlastenrlevanten Stoffen.- 440 S., Freiburg. [unveröff. Manuskript]

Grathwohl, P. (1999): Elemente der Sickerwasserprognose zur Gefahrenbeurteilung "Grundwasser" bei kontaminierten

Böden/Materialien/Altlasten.- Fortbildungsveranstaltung des Altlastenforums Baden-Württemberg 14.10.1999: 36 S.; Stuttgart.

Grathwohl, P & Reisinger, C. (1996): Formulierung einer Verfahrensempfehlung zur Bestimmung der Emission leichtflüchtiger organischer Schadstoffe (LCKW, BTEX etc.) aus kontaminierten Böden (Berechnungsverfahren und Methoden).- Abschlussbericht LfU Baden-Württemberg: 84 S.; Karlsruhe.

Hafner, H. (1995): Energiebedarf bei LHKW-Sanierungen mittels Bodenluftabsaugung.- Altlasten-Spektrum, **6/95:** 283-285**;** Berlin.

Harreß, H.-M. (1996): Aktive pneumatische Verfahren.- Entwurf zum ITVA-Arbeitshilfe Bodenluftsanierung, 15 S.

Harreß, H.-M., Munz, K.-H., Schöndorf, Th. (1990): Bodenluftabsaugung.- In: Weber, J. (Hrsg.): Altlasten.- Berlin, Heidelberg (Springer).

Hauptverband der Deutschen Bauindustrie e.V. und Zentralverband des Deutschen Baugewerbes e.V. (HDB) (1991): Kosten- und Leistungsrechnung der Bauunternehmen.- Wiesbaden, Berlin (KLR Bauverlag) und Köln, Düsseldorf (Werner).

Heiermann, W.; Riedl, R. & Rusam, M. (1994): Handkommentar zur VOB Teil A und B.- 7. völlig neu bearb. und erw. Aufl., 1643 S., Wiesbaden, Berlin (Bauverlag).

Hessische Landesanstalt für Umwelt HLfU (Hrsg.) (1999): Fachliche Grundlagen zur Beurteilung von flüchtigen organischen Substanzen in der Bodenluft bei Altlasten.- Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, **263**: 138 S.; Wiesbaden.

Hewitt, A. D. (1998 a): Laboratory Study of Volatile Organic Compound Partitioning.- Cold Regions Research and Engineering Laboratory (CRREL), Special Report No. 98-3: 16 pp., Department of Defense, US Army Environmental Center.

Hewitt (1998 b): Soil-Vapour Versus Discrete Soil Sample Measurements for VOCs in the Near-Surface Vadose Zone.- Cold Regions Research and Engineering Laboratory (CRREL), Special Report No. 98-7916 pp., Department of Defense, US Army Environmental Center.

Hewitt, A. D. & Lukash, N. J. E. (1997): Estimating the Total Concentration of Volatile Organic Compounds in Soil. A Decision Tool for Sampling Handling.- Cold Regions Research and Engineering Laboratory (CRREL), Special Report No. 97-12: 11pp., Department of Defense, US Army Environmental Center.

Hölting, B. (1996): Hydrogeologie - Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie.- 5. überarbeitete Auflage, 470 S.; Stuttgart (Enke).

ITVA (1997): Arbeitshilfe Bodenluftsanierung.- Fachausschuss H1 „Technologie und Verfahren“.

ITVA (2000): Richtlinie Bodenluftabsaugversuch. - Entwurf - : Altlasten-Spektrum 5/2000, Berlin.]

ITVA (2001): Arbeitshilfe Nachsorge.- [in Vorbereitung].

Kienle, H.v., Bäder, E. (1980): Aktivkohle und ihre industrielle Anwendung.- 213 S.; Stuttgart (Enke).

Krusemann G. P. & **Ridder von, N. A.** (1973): Untersuchung und Anwendung von Pumpversuchsdaten.- 191 S.; Köln (Müller).

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg LfU BW (Hrsg.) (1990): Praxisbezogene Grundlagen und Kriterien für eine schadensfallgerechte Anwendung der Bodenluftabsaugung.- Materialien zur Altlastenbearbeitung; Leonberg.

LfU BW (1994): Kompendium Stoffdatenblätter, Zusammenstellung spezifischer Kenndaten zu altlastentypischen Substanzen.- In: Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle.- Karlsruhe.

LfU BW (1995): Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle. Hydraulische und pneumatische Verfahren.- 390 S.; Karlsruhe.

LfU BW (1997): Technologien zur Abluftreinigung bei Bodenluftsanierungen – Verfahrensauswahl.- Texte und Berichte Altlastensanierung, **30/96**: 34 S.; Karlsruhe.

LfU BW (2000): Handlungsempfehlung Entnahme von Bodenluftproben. Entwurf vom 26.09.2000: 22 S.; Karlsruhe.

LUA NRW (Hrsg.) (1995): Anforderungen an Gutachter, Untersuchungsstellen und Gutachten bei der Altlastenbearbeitung.- Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen MURL: Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten.- Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Bd. **11:** 143 S.; Essen.

LUA NRW (1997 a): Auswertung der Erfahrungen aus durchgeführten Sicherungsmaßnahmen bei Altlasten.- Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, **3**; Essen.

LUA NRW (1997 b): Anforderungen an Sachverständige bei der Beurteilung von Altlasten.- Merkblätter, Bd. **9**: 55 S.; Essen.

LUA NRW (1998): Leistungsbuch Altlastensanierung & Flächenentwicklung 1997/1998.- Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Bd. **5**: 436 S.; Essen.

LUA NRW (2000): Anforderungen an eine Sanierungsuntersuchung unter Berücksichtigung von Nutzen-Kosten-Aspekten.- Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Bd. 11: 260 S.; Essen.

LUA NRW (2001): Überwachung, Eigenkontrolle und Nachsorge bei Altlasten. Ein Leitfaden für die praktische Arbeit in NRW.- 120 S. [in Vorber.]

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1998): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen.- 6. Auflage, incl. Kostenvergleichs-Software.

Langguth, H.-R. & **Voigt, R.** (1980): Hydrogeologische Methoden.- 486 S.; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).

Mattheß G. (1990): Lehrbuch der Hydrogeologie. Beschaffenheit des Grundwassers.- 2. Aufl., Bd. 2; Berlin (Borntraeger).

Mendoza, C. A. (1989): Advective-dispersive transport of heavy organic solvent vapours in the unsaturated zone.- MSc thesis, Dept. Earth Sciences, Univ. Waterloo; Ontario.

Mendoza, C. A. & Friend, E.O. (1990): Advective-dispersive transport of dense organic vapours in the unsaturated zone.- Water Resources Research, **26/3**; Ontario.

Odensaß, M. (1998): Nachsorge sanierter Altlasten und Überwachung altlastenverdächtiger Flächen.- In: Jessberger Dr.-Ing. & Partner & RUBITEC Gesellschaft für Innovation und Technologie der Ruhr-Universität Bochum mbH (Hrsg.): Flächenrecycling.- Berichte vom 14. Bochumer Altlasten-Seminar: 65-81; Bochum (Schürmann + Klages).

Odensaß, M. (1999): Überwachnung, Eigenkontrolle und Nachsorge bei Altlasten – Ein Leitfaden für die praktische Arbeit.- In: Jessberger Dr.-Ing. & Partner & RUBITEC Gesellschaft für Innovation und Technologie der Ruhr-Universität Bochum mbH (Hrsg.): Flächenrecycling und Grundwassersanierung.- Berichte vom 15. Bochumer Altlasten-Seminar und vom 10. Leipziger Altlasten-Seminar: 137-157; Bochum (Schürmann + Klages).

Rippen, G.; Reis, K.-H.; Dörr, H. (1996): Ausgasung flüchtiger Schadstoffe aus Grundwasser und Boden.- TerraTech, **5/1996**: 45-48; Mainz.

Römer, M. (1996): Grundlagen zur Aufstellung einer optimalen Untersuchungsstrategie.- 301 S.; Diss. RWTH Aachen; Aachen.

Schäfer, M. (1989): Sorptionsverhalten halogenierter Kohlenwasserstoffe an Aktivkohlen.- 129 S., Diss. Univ.-Ges.-HS Essen; Essen.

Scheffer, F,. & Schachtschabel, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde.- 14., neu bearb. u. erw. Aufl.; Stuttgart (Enke).

Schmidt, J. & Blum, B. (1996): Schadstoffe in elektrischen und elektronischen Geräten. Emissionsquellen, Toxikologie, Entsorgung und Verwertung.- 233 S.; Berlin, Heidelberg, NY (Springer).

Schwille, F. (1984): LCKW in porösen und klüftigen Medien, Modellversuche.- Bes. Mitt. deutsch. Gewässerkdl. Jb. **46**; Koblenz.

Thiele, B. (1996): Umweltbilanzierung von Bodenluftabsaugmaßnahmen zur Sanierung von Bodenkontaminationen mit leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen.- 110 S., unveröffentlichte Diplomarbeit an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität; Bonn.

Tiefbauberufsgenossenschaft TBG (Hrsg.) (1998): Richtlinien für Sicherheit und Gesundheitsschutz bei der Arbeit in kontaminierten Bereichen. ZH 1/183.- Fachausschuss Tiefbau bei der Berufsgenossenschaftlichen Zentrale für Sicherheit und Gesundheit des Hauptverbandes der gewerblichen Berufsgenossenschaften BGZ, unveränderter Nachdruck der 4. Aufl., 60 S.; St. Augustin.

Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.) (1996): Anforderungen an die Überwachung von Altlastenverdachtsflächen und gesicherten Altlasten.- Dokumentation eines Fachgespräches im UBA am 12./13. Oktober 1995; Berlin.

Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.) (1999): Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten. Berlin (Erich-Schmidt-Verlag).

VDI (Hrsg.) (1991): Biologische Abgas-/Abluftreinigung, Biofilter.- **VDI-Richtlinie 3477:** 32 S. ; Düsseldorf.

VDI (Hrsg.) (1997): Emissionsminderung, Anlagen zur Bodenluftabsaugung und zum Grundwasserstrippen.- **VDI-Richtlinie 3897 :** 56 S.; Düsseldorf.

VDI (Hrsg.) (1998): Messen organischer Bodenverunreinigungen.- **VDI-Richtlinie 3865/Blatt 1-4**; Düsseldorf.

Willershausen, K.-H. (1999): Ausschreibung und Vergabe von Gutachterleistungen bei der Altlastenbearbeitung.- Vortrag im Bildungszentrum für Entsorgungs- und Wasserwirtschaft in Duisburg (BEW), 06.99; Duisburg.

Die Sachgebiete „Altlasten“ und „Bodenschutz“ umfassen zu einem gewissen Anteil artverwandte Themen und Fragestellungen. Es bietet sich daher an, Publikationen des Landes Nordrhein-Westfalen zu diesen Themenkreisen zukünftig in einer gemeinsamen Schriftenreihe herauszugeben. Die eingeführte Reihe „Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten“ (MESA) wurde daher für Beiträge zum Bodenschutz geöffnet und gleichzeitig in **„Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz“** (MALBO) umbenannt.

In der Reihe werden

- **Schlußberichte über Untersuchungsvorhaben,** die im Auftrag des Landes Nordrhein-Westfalen zu Altlastenfragen und zum Bodenschutz durchgeführt worden sind, sowie
- **ausgewählte Ergebnisse sonstiger wissenschaftlicher Arbeiten** und Beratungen zu diesen Themenfeldern

veröffentlicht, um sie der praktischen Anwendung, der fachlichen Diskussion und der interessierten Öffentlichkeit zugänglich zu machen.

Bisher sind erschienen in der Reihe **„Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten“** (MESA):

Band 1 Untersuchungen über ein Konzept zur Ermittlung von Grundwassergefährdungen durch Altablagerungen und Altstandorte

Band 2 Anwendbarkeit von Richt- und Grenzwerten aus Regelwerken anderer Anwendungsbereiche bei der Untersuchung und sachkundigen Beurteilung von Altablagerungen und Altstandorten

Band 3 Verdachtsflächen rüstungs- und kriegsbedingter Altlasten in Nordrhein-Westfalen (Schwerpunkt 1930 – 1950)

Band 4 Erfassung und Auswertung der Hintergrundgehalte ausgewählter Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens

Band 5 Verdachtsflächen rüstungs- und kriegsbedingter Altlasten in Nordrhein-Westfalen (Schwerpunkt 1900 – 1930)

Band 6 Mobilisierung von Schwermetallen in Porenwässern von belasteten Böden und Deponien: Entwicklung eines aussagefähigen Elutionsverfahrens

Band 7 Beurteilung von PCB und PAK in Kulturböden

Band 8 Feststoffuntersuchungsprogramme für Altstandorte der Metallbearbeitung

Band 9 Hinweise für die einzelfallbezogene Erfassung von Verdachtsflächen rüstungs- und kriegsbedingter Altlasten

Band 10 Feldversuche zur mikrobiologischen Sanierung eines PAK-belasteten Bodens (ehemaliger Gaswerksstandort) in Solingen-Ohligs

Band 11 Anforderungen an Gutachter, Untersuchungsstellen und Gutachten bei der Altlastenbearbeitung

Band 12 Konversion militärischer Liegenschaften: Altlasten / Bodenbelastungen. Lösungsansätze aus der Praxis

Band 13 Lysimeterversuche zum Verhalten persistenter organischer Schadstoffe im System Boden/Pflanze

in der Reihe **„Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz“** (MALBO):

Band 1 Erhebungen über Altlast-Verdachtsflächen auf militärischen Liegenschaften

Band 2 Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens

Band 3 Auswertung der Erfahrungen aus durchgeführten Sicherungsmaßnahmen bei Altlasten

Band 4 Gefäßversuche zum mikrobiellen Abbau von PAK (polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen) in belasteten Böden

Band 5 Leistungsbuch Altlastensanierung und Flächenentwicklung 1997/1998
Arbeitshilfe zur Kostenermittlung bei der Sanierungsuntersuchung und Sanierungsplanung von Altlasten und der Entwicklung kontaminierter Brachflächen

Band 6 Versuche mit PAK-belasteten Böden in 4 Großlysimetern zur Beurteilung der Grundwassergefährdung sowie Vergleich mit Elutionsmethoden

Band 7 Nutzungstypische Kontaminationen auf militärischen Liegenschaften in Nordrhein-Westfalen

Band 8 Mobilisierung von organischen und anorganischen Schadstoffen aus kontaminierten Umweltmaterialien in einem physiologienahen standardisierten „*in vitro*“ – Verdauuungssystem

Band 9 Arbeitshilfe zur Entwicklung von Rückbaukonzepten im Zuge des Flächenrecyclings

Band 10 Die Untersuchung von Spreng- und Brandplätzen
– Erfahrungen und Handlungsempfehlungen aus Nordrhein-Westfalen –

Band 11 Anforderungen an eine Sanierungsuntersuchung unter Berücksichtigung von Nutzen-Kosten-Aspekten

Band 12 Vergleich und Bewertung von Untersuchungsmethoden zur Beurteilung der mobilen und mobilisierbaren Anteile von Gehalten ausgewählter organischer Schadstoffe (PAK) in der ungesättigten Bodenzone – Methodenvergleich –

Band 13 Arbeitshilfe Bodenluftsanierung
Ergebnisse einer Recherche zum Stand der Bodenluftsanierungspraxis mit Handlungsempfehlungen für die Planung und Durchführung von Bodenluftsanierungsmaßnahmen