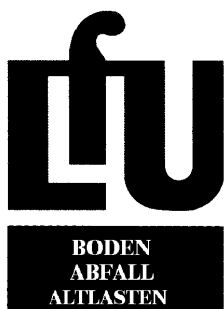
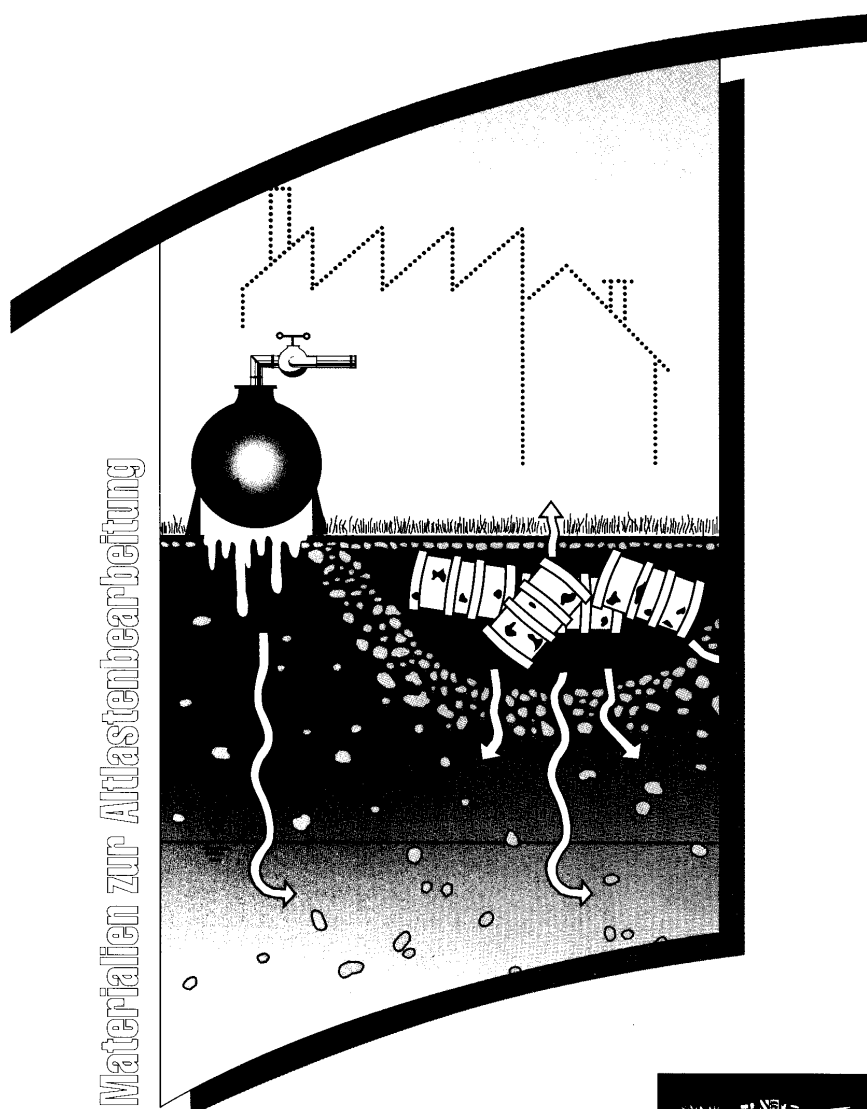


Handbuch Altlasten
und Grundwasserschadensfälle

Grundwasserreinigung bei der Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen



**Handbuch Altlasten
und Grundwasserschadensfälle**

Grundwasserreinigung bei der Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen



Herausgegeben von der
Landesanstalt für Umweltschutz
Baden-Württemberg
1. Auflage

Karlsruhe 1995



Altlastenfachinformation im WWW

Impressum

Herausgeber: Landesanstalt für Umweltschutz
Baden-Württemberg

Projektbearbeitung: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Abteilung 5 Boden, Abfall, Altlasten
Referat 54 Altlastensanierung
Frieder Kern

Verfasser: TAUW Umwelt GmbH
High-Tech-Park Neckarau
Janderstraße 9
68199 Mannheim

Karlsruhe, November 1995

Bei diesem Ausdruck handelt es sich um eine Adobe Acrobat Druckvorlage. Abweichungen im Layout vom Original sind rein technisch bedingt. Der Ausdruck sowie Veröffentlichungen sind -auch auszugsweise- nur für eigene Zwecke und unter Quellenangabe des Herausgebers gestattet.

Inhaltsverzeichnis

VORWORT DES HERAUSGEBERS	1
ABKÜRZUNGEN.....	3
1 EINLEITUNG.....	4
2 ANWENDER-LEITFADEN.....	5
2.1 ALLGEMEINE VORGEHENSWEISE	5
2.2 ERMITTLUNG DER GRUNDLAGEN.....	6
2.3 SCHADSTOFFABHÄNGIGE VERFAHRENSVORAUSWAHL.....	8
2.4 KOSTENABSCHÄTZUNG.....	20
2.5 FIRMENVORANFRAGE	21
3 GRUNDWASSERREINIGUNGSVERFAHREN	22
3.1 GRUNDLAGEN.....	22
3.1.1 Aktivkohle-Adsorption.....	23
3.1.2 Luft-Strippen	28
3.1.3 Biologische Reinigung	33
3.1.4 Chemische Oxidation	39
3.1.5 Ionenaustausch	45
3.1.6 Umkehrosmose.....	49
3.1.7 Mechanische Trennverfahren und chemisch-physikalische Vorbehandlung	52
3.1.8 In-situ-Reinigungsverfahren	68
3.1.9 Beispiele für Grundwasserbehandlungsanlagen.....	71
4 KOSTEN	74
4.1 EINFLUßFAKTOREN AUF DIE KOSTEN	74
Dauer der Reinigung.....	74
Durchsatz der Anlage.....	75
Schadstoffart	76
Schadstoffkonzentration.....	76
Reinigungsziel.....	76
Störstoffe	77
Marktsituation.....	77
Verfahrensauswahl.....	77
Entsorgung von Reststoffen.....	77
Einleitung des gereinigten Grundwassers.....	78
4.2 KOSTENERMITTLUNG.....	79
Investitionskosten.....	79
Betriebskosten	80
Gesamtkosten	81
5 PRAXISHINWEISE.....	82
5.1 ORGANISATORISCHE PRAXISHINWEISE	82
5.1.1 Genehmigungen	82
5.1.2 Veränderte Bedingungen	83
5.1.3 Zeitplanung	83
5.1.4 Infrastruktur.....	83
5.2 TECHNISCHE PRAXISHINWEISE	84
5.2.1 Störstoffe	84
5.2.2 Prozeßsteuerung	85
5.2.3 Unfälle und Störungen.....	87
5.2.4 Witterungseinflüsse	88

6 EINLEITUNG VON GEREINIGTEM GRUNDWASSER.....	89
6.1 WIEDEREINLEITUNG IN DAS GRUNDWASSER.....	92
6.2 DIREKTEINLEITUNG IN OBERFLÄCHENGEWÄSSER.....	93
6.3 INDIREKTEINLEITUNG	94
7 LITERATURVERZEICHNIS	95
LITERATUR KAPITEL 3	95
LITERATUR KAPITEL 4	98
LITERATUR KAPITEL 5	99
LITERATUR KAPITEL 6	99
ANHANG: BEISPIELE FÜR DIE REINIGUNGSLEISTUNG EINIGER PRAXISANLAGEN MIT VERSCHIEDENEN VERFAHREN BEI DER GRUNDWASSERREINIGUNG	100
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	105
TABELLENVERZEICHNIS	106
INDEXVERZEICHNIS.....	107

Vorwort des Herausgebers

Bei der Sanierung von Altlasten und Grundwasserschadensfällen werden häufig hydraulische Sanierungsverfahren eingesetzt. Hierbei wird schadstoffbelastetes Grundwasser gefördert und entweder in ein Oberflächengewässer, in die öffentliche Kanalisation oder an anderer Stelle in das Grundwasser, meist nach vorheriger Behandlung, eingeleitet. Die Behandlungsverfahren sind je nach Art der Einleitung und Kontamination verschieden, somit auch ihre Leistungsfähigkeit, ihre Investitions- und Betriebskosten. Einzelfallspezifisch muß deshalb über die zweckmäßigste Art der Behandlung und die Ableitung des gereinigten Grundwassers entschieden werden.

Die dazu erforderlichen Grunddaten liegen bislang nicht systematisch gesammelt und ausgewertet vor, so daß in der Praxis diese Abwägung oft nicht mit der erforderlichen Gründlichkeit durchgeführt wurde. Um hier Abhilfe zu schaffen, hat die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg das Ingenieurbüro TAUW Umwelt in Mannheim damit beauftragt, durch Literaturlauswertung, ergänzt durch eigene Erfahrungen, den Stand der Technik darzustellen. Das Ergebnis liegt nunmehr in Form eines Handbuchs vor. Es enthält Vorschläge für die Behandlung häufig vorkommender Schadstoffe im Grundwasser und nennt dafür die charakteristischen Kenndaten zur Abschätzung von Reinigungswirkung und Aufwand in technischer und finanzieller Hinsicht. Darüber hinaus enthält es Hinweise auf Stoffe, die möglicherweise den Reinigungsprozeß stören könnten, wie Schwebstoffe, Eisen und Mangan. Es erscheint deshalb geeignet, den Schadensgutachter bei der Erstellung der Sanierungsvorplanung und Behörden bei der Prüfung des Sanierungsvorschlags zu unterstützen. Das Handbuch wurde fachgutachterlich geprüft von Herrn Prof. Dr.-Ing. Maier von den Stadtwerken Karlsruhe.

Sehr hilfreich für die Praxis dürften ferner die vielen Hinweise für die Umsetzung des Grobkonzeptes in eine Detailplanung, für die ingenieurmäßige Betreuung der Anlagenerstellung und für den späteren Betrieb sein, welche in der Schrift enthalten sind.

Beim Zustandekommen dieses Handbuchs wirkten ferner mit:

- Frau Adler-Kuhn, Regierungspräsidium Karlsruhe,
- Herr Bock, Landesanstalt für Umweltschutz Karlsruhe,
- Herr Kremsler, Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Besigheim,
- Frau Magin-Konietzka, Umweltbundesamt Berlin,
- Herr Sängler, Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Waldshut-Tiengen,
- Herr Schrader, Umweltbehörde Hamburg,
- Herr Schwendner, Bay. Landesamt für Wasserwirtschaft, München,
- Herr Stark, Regierungspräsidium Karlsruhe.

Ihnen gilt unser Dank für die vielen sachdienlichen Ratschläge und die freundliche Unterstützung.

Wir hoffen, daß mit dieser Schrift Entscheidungen über Sanierungsart und -ziel auf der Basis besserer Grunddaten getroffen werden können. Erfahrungen aus der Anwendung dieser Schrift und Anregungen für eine eventuelle spätere Fortschreibung und Aktualisierung nehmen wir gerne entgegen.

Dr.-Ing. Seng
Abteilungsleiter

Abkürzungen

AOX	Adsorbierbarer organischer Halogengehalt
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
BTXE	Benzol, Toluol, Xylol, Ethylbenzol
c	Konzentration
CKW	Chlorierte Kohlenwasserstoffe
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
EPA	Environmental Protection Agency (USA)
G	unlösliches Ionenaustauschergerüst
h	Stunde
HCH	Hexachlorcyclohexan
He	Henry-Koeffizient
H-W-Wert	Hintergrundwert Wasser
I	austauschaktive Gruppe
IndVO	Indirekteinleiter-Verordnung Baden-Württemberg
J	Joule
K	Konstante der Freundlich-Isotherme
KW	Kohlenwasserstoffe
KWh	Kilowattstunde
l	Liter
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz (Baden-Württemberg)
LHKW	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
m	Aktivkohlemenge / Meter
Me	Metall
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
N	Newton
n	Konstante der Freundlich-Isotherme
p _a	Partialdruck der Komponente a
Pa	Pascal
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCP	Pentachlorphenol
P-W-Wert	Prüfwert Wasser
TrinkwV	Trinkwasserverordnung (TVO)
UV	Ultraviolett
V	Volt
VwV	Verwaltungsvorschrift
VOB	Verdingungsordnung für Bauleistungen
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
x	Gewicht bzw. Molanteil
Δp	Druckdifferenz
ΔPI	osmotische Druckdifferenz

1 Einleitung

Die Qualität des Grundwassers ist gefährdet durch flächenhafte Anwendung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, Unfälle und kontaminierte Altstandorte bzw. Altlablagerungen (Altlasten). Der Schwerpunkt dieses Handbuches liegt bei den Verfahren zur Reinigung von Grundwasser auf Altlasten und bei Schadensfällen. Somit fällt kontaminiertes Grundwasser an bei der:

- Dekontamination der gesättigten oder ungesättigten Zone,
- hydraulischen Sicherung,
- Grundwasserabsenkung.

Auch bei Pumpversuchen kann schon kontaminiertes Grundwasser anfallen, das ordnungsgemäß entsorgt werden muß.

Das vorliegende Handbuch wendet sich an alle, die sich mit der Grundwasserreinigung im Rahmen der Altlastensanierung oder Bearbeitung von Schadensfällen befassen, d.h. sowohl Behörden als auch Fachbüros. Ziel des Handbuches ist es, einen Überblick über den Stand der Technik zu geben und gleichzeitig Hilfestellung in der Phase der Sanierungsvorplanung zu leisten. Darüber hinaus machen Praxishinweise auf Probleme bei der Planung und Durchführung sowie deren Lösungen aufmerksam.

Um eine zielgerichtete Benutzung zu erleichtern, wurde das Handbuch in drei in sich geschlossene Teile gegliedert:

Der Anwender-Leitfaden in Kapitel 2 liefert in gestraffter Form eine Grundlage für die Sanierungsvorplanung bei der Grundwasserreinigung.

Der Hauptteil, mit den Kapiteln 3, 4 und 5, bietet die Möglichkeit zum vertieften Studium. Die einzelnen Kapitel und Unterkapitel sind so gestaltet, daß ein Einstieg sehr schnell, ohne Lektüre vorangegangener Kapitel, möglich ist.

In Kapitel 3 werden die Grundwasserreinigungsverfahren ausführlich nach einem einheitlichen Schema beschrieben. Mit Hilfe von Datenblättern können jedem Schadstoff verschiedene Reinigungstechniken zugeordnet werden.

Die Kosten von Grundwasserreinigungsanlagen werden in Kapitel 4 dargelegt und der Einfluß verschiedener Parameter erläutert.

Auf Probleme bei Planung und praktischer Durchführung einer Grundwasserreinigung wird in Kapitel 5 eingegangen.

Die rechtliche Betrachtung mit Hinweisen zum Genehmigungsverfahren, Arbeitsschutz und Vorschriften der Wiedereinleitung erfolgt in Kapitel 6.

2 Anwender-Leitfaden

2.1 Allgemeine Vorgehensweise

Der Anwenderleitfaden gibt eine Übersicht über die Vorgehensweise bei der Konzeption von Grundwasserreinigungsanlagen sowie Hinweise für die Phase Sanierungsvorplanung im Rahmen der von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg entwickelten Systematik (Bild 2.1).

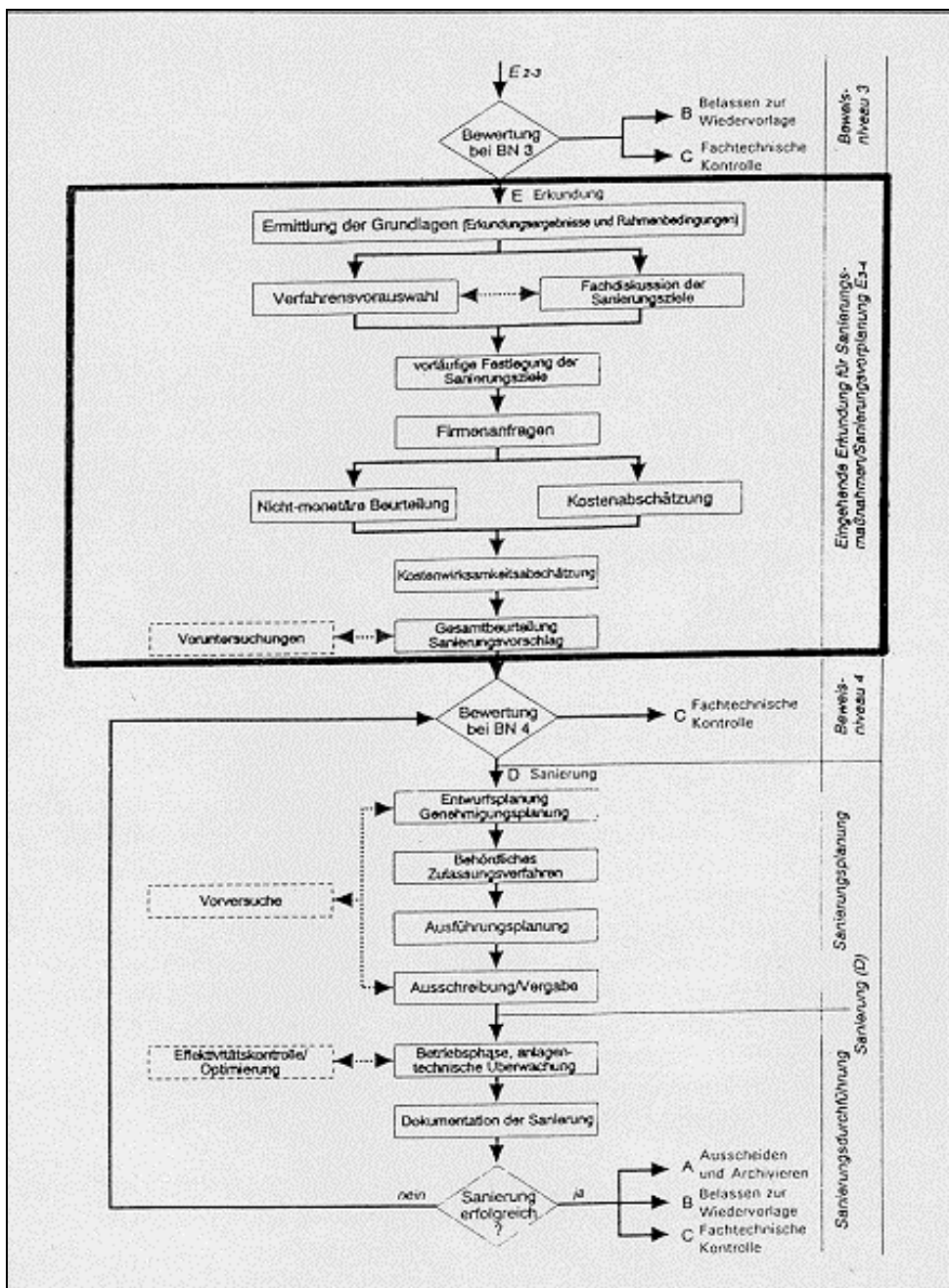


Bild 2.1: Ablaufschema einer Sanierung

Er bezieht sich vor allem auf die Sanierungsvorplanung bis zur Entwicklung von Sanierungsziele und Sanierungsvorschlag. Eine Verkürzung des gezeigten Ablaufschemas ist bei privaten Schadensfällen möglich. Soweit in allgemeiner Form möglich, enthält er darüber hinaus Hinweise für die Realisierung von Grundwasserreinigungsanlagen.

Der vorliegende Anwenderleitfaden soll dem Planer eine Hilfe sein, im Rahmen der Sanierungsvorplanung ein oder mehrere Anlagenkonzepte zu entwerfen, die Grobkosten zu ermitteln sowie Firmenanfragen gezielt zu formulieren und auszuwerten.

Beschrieben wird eine schrittweise Vorgehensweise zur Konzeption einer Grundwasserreinigungsanlage im Zuge von Maßnahmen zur Grundwassersanierung auf Altlasten und Schadensfällen. Die Gesamtplanung von Grundwassersanierungen ist nicht Gegenstand der Betrachtung.

Nachfolgende Abschnitte enthalten zu den jeweiligen Einzelschritten der Sanierungsvorplanung die wichtigsten Informationen für Grundwasserreinigungsanlagen.

In den Tabellen 2.1 bis 2.11, die den wichtigsten Schadstoffgruppen mögliche Reinigungsverfahren zuordnen, können eine oder mehrere Anlagenkonfigurationen zusammengestellt werden. Dafür sind in den Tabellen für verfahrenstechnisch bedeutsame Begleitstoffe/Parameter Vorbehandlungsschritte angegeben.

2.2 Ermittlung der Grundlagen

Zu Beginn einer Konzeption gilt es, sich über die Ausgangssituation im klaren zu werden sowie die Randbedingungen zu kennen, die für die Wahl und Auslegung einer Grundwasserreinigungsanlage bestimmend sind.

Aufgrund dieser unterschiedlichen Ausgangspositionen ergeben sich in der Regel unterschiedliche Vorgaben, die für die Auslegung der Anlage relevant sind.

Die Randbedingungen können dabei sein:

- chemisch/physikalischer
- verfahrenstechnischer
- Organisatorischer
- genehmigungsrechtlicher Natur
- Nutzung der Grundstücke
- Platzbedarf der Anlage
- zeitliche Vorgaben
- Geologie des Standortes
- Einsatz vorhandener Anlagen
- (z.B. von Industriebetrieben)

Für eine **Sanierungsvorplanung** zur Behandlung von kontaminiertem Grundwasser sind i.d.R. folgende Daten notwendig:

- Gesamtvolumen der Verunreinigung in [m³]
- Förderbares Volumen in [m³/h]
- Schadstoffinventar
- Schadstoffkonzentration
- Störstoffe, verfahrenstechnisch relevante Parameter:
 - pH-Wert
 - Leitfähigkeit
 - Redoxpotential
 - Sauerstoffgehalt
 - Pufferkapazität
 - CSB
 - BSB₅
 - Calcium
 - Magnesium
 - Eisen
 - Mangan
 - Gesamtstickstoff (anorganisch, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻)
 - Sulfat
 - Bicarbonat

Wichtige **Randbedingungen** für die Konzeption einer Grundwasserreinigungsanlage sind:

- Sanierungsziele
- Einleitmöglichkeiten und Einleitwerte in [µg/l]
- Entsorgungsmöglichkeiten für Reststoffe
- Standort: Lage, Größe, Zugang
- Zeitplanung

Die Sanierungsziele für den Grundwasserleiter und die anzustrebenden Reinigungsendwerte der zu konzipierenden Anlage werden in der Planungsphase vom Planungsbüro vorgeschlagen. Die endgültige Entscheidung über die Sanierungsziele erfolgt durch die zuständigen Behörden. Die Festlegung der Reinigungswerte sollte erst nach einer Kostenwirksamkeitsabschätzung und ggf. Vorversuchen mit den ausgewählten Verfahren und nach Klärung der Einleitungsart (Wiedereinleitung oder Direkt- bzw. Indirekteinleitung) erfolgen.

2.3 Schadstoffabhängige Verfahrensvorauswahl

Liegen die erforderlichen Grundlagen vor, kann mit Hilfe der folgenden Tabellen eine **Vorauswahl** geeigneter Reinigungsverfahren getroffen werden.

Die Tabellen nennen für die **Schadstoffe**

- BTXE
- HKW
- Cyanide
- Mineralölkohlenwasserstoffe
- Metalle
- PAK
- schwerflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe und Pestizide
- Phenole
- Ammonium

Reinigungsverfahren und Einsatzbereiche und üblicherweise erreichbare Reinigungsendwerte. Eine ausführliche Übersicht mit Literaturangabe über erzielte Restkonzentrationen bei durchgeführten Grundwasserreinigungen ist im Anhang in den Tabellen Nr. A1 bis A7 für jedes Verfahren angegeben. In Spalte "Verfahrenstechnisch wichtige Begleitstoffe/Parameter" der Tabellen 2.1 bis 2.9 werden Aussagen über einzuhaltende Konzentrationen von Störstoffen bzw. wünschenswerte Größenordnungen verfahrenstechnisch wichtiger Parameter zugeordnet. Die Behandlung der wichtigsten Störstoffe Eisen, Mangan, Calcium und Trübstoffe ist in den Tabellen 2.10 und 2.11 gesondert dargestellt. Die für den jeweiligen Schadstoff einsetzbaren Verfahren sind nach ihrer Häufigkeit bei Grundwassersanierungen geordnet, und ihre Bedeutung ist durch die Größe des Schriftbildes hervorgehoben.

In der Spalte Bemerkungen werden Hinweise auf Besonderheiten des jeweiligen Verfahrens aufgeführt.

Anhand der Informationen aus den Tabellen 2.1 bis 2.11 ist es somit möglich, auch mehrstufige Reinigungsanlagen zu konzipieren, wobei die Art der Störstoffe bzw. Parameter ausschlaggebend für die Wahl der zu kombinierenden Reinigungsverfahren ist.

Tabelle 2.1: Verfahrensvorauswahl bei Kontaminationen durch **BTXE** (Benzol, Toluol, Xylol, Ethylbenzol)

Reinigungsverfahren	Einsatzbereich	typische Reini- gungsendwerte	Verfahrenstechnisch wich- tige Begleitstoffe/Parameter	Bemerkung
Luft-Strippen	unbegrenzt für gelöste Komponenten	1-10 µg/l	Schwebstoffgehalt klein Fe < ca. 5 mg/l	Abluftreinigung notwendig
Aktivkohle-Adsorption	unbegrenzt für gelöste Komponenten	1-20 µg/l	Schwebstoffgehalt klein Fe < ca. 5 mg/l	Empfindlich gegen Schwankungen im Zulauf (Konzentration, Menge) Rückspülbarkeit bei den vorhandenen, Fe-Konzentrationen
Biologische Verfahren	bis ca. 50 - 100 mg/l	20 - 50 µg/l	pH 6 - 9 Temperatur > 5 °C Fe < 5 mg/l genügend Nährstoffe und Spurenelemente	Anlaufphase dauert evt. Tage oder Wochen Bei nicht vollständiger Mineralisierung entste- hen Abbauprodukte bzw. Metabolite Wenn nötig Nährstoffe zudosieren
Chemische Oxidation (O ₃ /H ₂ O ₂ ; O ₃ /UV; H ₂ O ₂ /UV)	< 10 mg/l	1-10 µg/l	Schwebstoffgehalt klein Fe < ca. 1 mg/l Mn < ca. 1 mg/l Radikalfänger z.B. Carbonate und Bicarbonate weitgehend entfernen (< 100 mg/l)	Bei nicht vollständiger Reaktion entstehen Teiloxidationsprodukte

Tabelle 2.2: Verfahrensvorauswahl bei Kontaminationen durch LHKW (leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe, z.B. Trichlorethen (TRI), Tetrachlorethen (PER), Chlorethen (Vinylchlorid))

Reinigungsverfahren	Einsatzbereich	typische Reini- gungsendwerte	Verfahrenstechnisch wichti- ge Begleitstoffe/Parameter	Bemerkung
Luft-Strippen	unbegrenzt für gelöste Komponenten	< 1-10 µg/l	Schwebstoffgehalt klein Fe < 5 mg/l	Abluftreinigung notwendig.
Aktivkohle-Adsorption	unbegrenzt für gelöste Komponenten	10-20 µg/l	Schwebstoffgehalt klein Fe < ca. 5 mg/l	Empfindlich gegen Schwankungen im Zulauf (Konzentration, Menge). Problemstoffe: Vinylchlorid, Dichlormethan
Chemische Oxidation (O₃/H₂O₂; O₃/UV; H₂O₂/UV)	< 10 mg/l	< 1-10 µg/l	Schwebstoffgehalt klein Fe < 1 mg/l Radikalfänger z.B. Car- bonate und Bicarbonate weit- gehend entfernen (< 100 mg/l)	Bei nicht vollständiger Reaktion entstehen Teil- oxidationsprodukte. Lange Verweilzeit für ge- sättigte aliphatische CKW. Nichtoxidierbar CCl ₄ Cl ₃ -CCl ₃
Biologische Verfahren	vereinzelte Erfolge	noch unbekannt	anaerob oder methanotroph für hochchlorierte LCKW's aerob für niedrigchlorierte LCKW's	In der Erprobung, lange Anlaufphase Entstehung gefährlicher Abbauprodukte bzw. Metabolite möglich.

Tabelle 2.3: Verfahrensvorauswahl bei Kontaminationen durch **Cyanide** (freie Cyanide (CN⁻), Thiocyanat (SCN⁻), komplex gebundene Cyanide

Reinigungsverfahren	Einsatzbereich	typische Reini- gungsendwerte	Verfahrenstechnisch wichti- ge Begleitstoffe/Parameter	Bemerkung
Chemische Oxidation (O ₃ /H ₂ O ₂ ; O ₃ /UV; H ₂ O ₂ /UV)	unbegrenzt	10 µg/l	Schwebstoffgehalt klein Fe < ca. 1 mg/l Radikalfänger wie z.B. Carbonate und Bicar- bonate (< 100 mg/l) entfernen	
Ionenaustausch	bis ca. 500 mg/l nicht alle komplex gebun- denen Cyanide be- handelbar	3-10 µg/l	Schwebstoffgehalt klein Fe < ca. 5 mg/l Mn < ca. 2 mg/l	Entsorgung des Konzentrates notwendig.
Biologische Verfahren	begrenzt auf freies Cyanid (CN ⁻) und Thiocyanat (SCN ⁻) bis 10 mg/l CN ⁻	1 - 10 µg/l möglich	Schwebstoffgehalt klein Temperatur > 5 °C Fe < 5 mg/l genügend Nähr- stoffe und Spurenelemente	Neues Verfahren in der Entwicklung Abbau von [Fe(CN) ₆] ⁴⁻ im Labor erfolgreich
Umkehrosmose	unbegrenzt	ca. 10 µg/l (bei Sik- kerwasserreinigung)	Schwebstoff- und Störstoffge- halte klein	Anwendung des Verfahrens in der Entwicklung

Tabelle 2.4: Verfahrensvorauswahl bei Kontaminationen durch **Mineralölkohlenwasserstoffe** (Aliphate)

Reinigungsverfahren	Einsatzbereich	typische Reini- gungsendwerte	Verfahrenstechnisch wich- tige Stoffe/Parameter	Bemerkung
Aktivkohle- Adsorption	unbegrenzt für gelöste Stoffe ($< 50 \text{ mg/l}$)	ca. $50 \text{ }\mu\text{g/l}$	Schwebstoffgehalt klein $\text{Fe} < \text{ca. } 5 \text{ mg/l}$	Empfindlich gegen Schwankungen im Zulauf (Konzentration, Menge).
Biologische Verfahren	begrenzt auf gelöste leichtflüchtige Koh- lenwasserstoffe	$< 50\text{-}100 \text{ }\mu\text{g/l}$	Schwebstoffgehalt klein Temperatur $> 5 \text{ }^\circ\text{C}$ $\text{Fe} < 5 \text{ mg/l}$ genügend Nähr- stoffe und Spurenelemente	nur aerober Abbau Abnahme der Abbaubarkeit Alkane $>$ Isoalkane $>$ Alkene $>$ Cycloparaffine
Luft-Strippen	sehr begrenzt auf leichtflüchtige Koh- lenwasserstoffe	$1 - 10 \text{ }\mu\text{g/l}$ für Leichtflüchtige	Schwebstoffgehalt klein $\text{Fe} < 5 \text{ mg/l}$	Abluftreinigung notwendig.
Chemische Oxidation ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$; O_3/UV ; $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$)	bis ca. 10 mg/l	$100 - 500 \text{ }\mu\text{g/l}$	Schwebstoffgehalt klein $\text{Fe} <$ 1 mg/l Radikalfänger z.B. Carbonate und Bicarbonate weitgehend entfernen (< 100 mg/l)	Träge Reaktion, lange Verweilzeit notwendig
Ölabscheidung, Skimmer	nur für dispergierte bzw. Kohlenwasser- stoffe in Phase	$< 20 \text{ mg/l}$ $< 5 \text{ mg/l}$ (Koales- zenz-Abscheider)		Öl muß in Phase oder dispergiert vorliegen. Bei Emulsionen evt. Vorbehandlung notwendig.

Tabelle 2.5: Verfahrensvorauswahl bei Kontaminationen durch **Metalle** (z.B. As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn)

Reinigungsverfahren	Einsatzbereich	typische Reinigungsendwerte	Verfahrenstechnisch wichtige Begleitstoffe/Parameter	Bemerkung
Ionenaustausch	bis ca. 500 mg/l	2-10 µg/l	Schwebstoffgehalt klein Fe < ca. 5 mg/l Mn < ca. 2 mg/l keine starken Komplexbildner	Entsorgung des Konzentrates notwendig.
Fällung	unbegrenzt	100 - 500 µg/l	optimaler pH-Wert keine oder nur schwache Komplexbildner	Entsorgung des Schlammes notwendig. Nachbehandlung durch Sedimentation oder Filtration. Beschleunigung und Verbesserung der Fällung durch Koagulation/Flokkung.
Umkehrosmose		1 - 10 µg/l möglich	Schwebstoff- und Störstoffgehalte klein	Wenig Erfahrung bei Grundwasserreinigung. Probleme bei hoher Wasserhärte mit Fällung von CaCO ₃ . Entsorgung des Konzentrates notwendig.

Tabelle 2.6: **PAK** (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe)

Reinigungsverfahren	Einsatzbereich	typische Reinigungs- endwerte	Verfahrenstechnisch wichtige Stoffe/Parameter	Bemerkung
Aktivkohle-Adsorption	bis Sättigung	0,2 - 5 µg/l	Schwebstoffgehalt klein Fe < ca. 5 mg/l	Empfindlich gegen Schwankungen im Zulauf (Konzentration, Menge)
Chemische Oxidation (O ₃ /H ₂ O ₂ ; O ₃ /UV; H ₂ O ₂ /UV)	bis Sättigung	5 - 10 µg/l	Schwebstoffgehalt klein Fe < ca. 1 mg/l Mn < ca. 1 mg/l Radikalfänger z.B. Carbonate und Bicarbonate weitgehend entfernen (< 100 mg/l)	Bei nicht vollständiger Reaktion entstehen Ab- bauprodukte.
Biologische Verfahren	begrenzt auf PAK mit geringer Ringzahl	10 - 100 µg/l Naph- thalin: 5 - 10 µg/l	pH 6 - 9 Temperatur > 5 °C Fe < 5 mg/l Genügend Nährstoffe und Spurenelemente	Anlaufphase dauert evt. Tage oder Wochen. Bei nicht vollständiger Mineralisation entstehen Ab- bauprodukte. Abnahme der Wasserlöslichkeit mit steigender Molekülgröße

Tabelle 2.7: Schwerflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe und Pestizide (z.B. HCH, PCP, PCB's, Atrazin)

Reinigungsverfahren	Einsatzbereich	typische Reinigungs- endwerte	Verfahrenstechnisch wichti- ge Begleitstoffe/Parameter	Bemerkung
Aktivkohle-Adsorption	unbegrenzt für Stoffe in Lösung	HCH: 0,3 - 5 µg/l PCP: 0,005 µg/l	Schwebstoffgehalt klein Fe < ca. 5 mg/l	80 - 90 % Entfernungsleistung für Atrazin mit 20 g Aktivkohle/m ³
Chemische Oxidation (O ₃ /H ₂ O ₂ ; O ₃ /UV; H ₂ O ₂ /UV)	noch unbekannt	unbekannt, abhängig von Einzelsubstanz	Schwebstoffgehalt klein Fe < ca. 1 mg/l Mn < ca. 1 mg/l Radikalfän- ger z.B. Carbonate und Bicar- bonate weitgehend entfernen (< 100 mg/l)	Pilotversuche Bei unvollständiger Reaktion entstehen Abbau- produkte
Biologische Verfahren	1 - 5 mg/l abhängig von Einzelsubstanz	unbekannt, abhängig von Einzelsubstanz	pH 6 - 9 Temperatur > 5 °C Fe < 5 mg/l genügend Nähr- stoffe und Spurenelemente; aerober Abbau besser als anaerober Abbau	Reinigungsleistung sehr stark abhängig von Einzelsubstanz und Konzentration. Hierbei wirkt die Zahl der Chloratome als limitierender Faktor. Probleme bei Mischungen der Stoffe. Evt. Bildung gefährlicher Metabolite.

Tabelle 2.8: Verfahrensvorauswahl bei Kontaminationen durch Phenole (z.B. Phenol, o-/m-/p-Kresol, Dimethylphenol)

Reinigungsverfahren	Einsatzbereich	typische Reinigungs- endwerte	Verfahrenstechnisch wichtige Begleitstoffe/Parameter	Bemerkung
Aktivkohle-Adsorption	unbegrenzt bei gelösten Substanzen	< 10 µg/l	Schwebstoffgehalt klein Fe < ca. 5 mg/l	
Biologische Verfahren	unbegrenzt bei gelösten Substanzen	10 µg/l	pH 6 - 9 Temperatur > 5 °C aerob gut abbaubar	Anlaufphase dauert evt. Tage oder Wochen. Bei nicht vollständiger Mineralisation entstehen Abbauprodukte bzw. Metabolite.
Chemische Oxidation (O ₃ /H ₂ O ₂ ; O ₃ /UV; H ₂ O ₂ /UV)	< 10 mg/l	1 - 10 µg/l	Schwebstoffgehalt klein Fe < ca. 1 mg/l Mn < ca. 1 mg/l Radikalfänger z.B. Carbonate und Bicarbonate weitgehend entfernen (<100 mg/l)	Bei nicht vollständiger Reaktion entstehen Teiloxidationsprodukte.

Tabelle 2.9: Verfahrensvorauswahl bei Kontaminationen durch **Ammonium** (NH_4^+)

Reinigungsverfahren	Einsatzbereich	typische Reinigungs- endwerte	Verfahrenstechnisch wichti- ge Begleitstoffe/Parameter	Bemerkung
Luft-Strippen	ab 100 mg/l	20 - 100 mg/l	Dosierung von Lauge bis pH 10-11 für Reaktion: $\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightarrow \text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O}$	Nur für sehr hohe Ammoniumgehalte geeig- net Abluftreinigung (Ammoniakwäscher) not- wendig
Ionenaustausch (Kationenaus- tauscher)	< 100 mg/l	< 1 mg/l	Schwebstoffgehalt klein	Verwendung natürlicher oder synthetischer Austauscher bzw. Adsorber Regeneration mit NaCl-Lösung Entsorgung des Konzentrates z.B. durch Luft-Strippen
Biologische Verfahren	10 - 1000 mg/l	ca. 5 mg/l	Kohlenstoffquelle und evt. Phosphate für die Mikroorga- nismen notwendig	Zweistufiger Prozeß Nitrosomonas: $\text{NH}_4^+ + 1,5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$ Nitrobacter: $\text{NO}_2^- + 0,5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$

Tabelle 2.10: Verfahrensvorauswahl für Trennverfahren der Störstoffe **Eisen, Mangan**

Trennverfahren	Einsatzbereich	typische Reinigungsleistung	Verfahrenstechnisch wichtige Stoffe/Parameter	Bemerkung
Fällung mit anschließender Kies-/Sandfiltration	bis ca. 20 mg/l gelöste Fe- und Mn- Verbindungen	0,1 - 0,5 mg/l	Belüftung des Grundwassers zur Oxidation von Eisen II und O ₂ - Anreicherung, evt. pH-Wert-Änderung Entmanganung erfolgt mikrobiell nach Einarbeitung der Filter	Rückspülen der Filter notwendig. Anfallen von Schlämmen beim Rückspülen evt. Kontaminiert mit giftigen Schwermetallen
Fällung mit nachfolgender Sedimentation	unbegrenzt für gelöste und nicht gelöste Fe-Verbindungen	< 1 mg/l	Belüftung des Grundwassers zur Oxidation von Eisen II und O ₂ -Anreicherung, evt. pH-Wert-Änderung	Anfall von Schlämmen; evt. Kontaminiert mit giftigen Schwermetallen
Mikrobielle Enteisenung	unbegrenzt für gelöste Fe-Verbindungen	abhängig von Nachbehandlung	anschließend Filtration oder Sedimentation notwendig pH 6 - 7 Redoxpotential niedrig (40 - 200 mV)	Anfall von Schlämmen

Tabelle 2.11: Verfahrensvorauswahl für Trennverfahren zur Abtrennung von **Trübstoffen (Ton-, Sandpartikel)**

Trennverfahren	Einsatzbereich	typische Reinigungsleistung	Verfahrenstechnisch wichtige Stoffe/Parameter	Bemerkung
Kies-/Sandfiltration	unbegrenzt für nicht gelöste Feststoffe	für Feststoffe bis ca. 25 µm Korngröße Trübstoffgehalt ca. 1 - 5 mg/l		Rückspülen der Filter notwendig. Anfall von Schlämmen, evt. schwermetallhaltig. Verbesserung der Filtration durch Flockungsmittel möglich
Sedimentation	unbegrenzt für nicht gelöste Feststoffe	Trübstoffgehalt ca. 10 - 50 mg/l		Anfallen von Schlämmen, evt. schwermetallhaltig. Verbesserung der Sedimentation durch Flockungsmittel möglich

2.4 Kostenabschätzung

Im Stadium der Sanierungsvorplanung sind **Kostenschätzungen** für unterschiedliche Reinigungsstufen und Sanierungsziele durchzuführen. Sind höhere Restbelastungen im Grundwasser hinnehmbar, können die Kosten einer Grundwasserreinigung im Einzelfall deutlich niedriger liegen als bei einer Reinigung bis zu geogenen Hintergrundwerten. Andererseits sind Fälle denkbar, bei denen die Reinigung bis zur geogenen Hintergrundbelastung nur geringe zusätzliche Kosten verursachen.

Erste Kostenschätzungen von verschiedenen Reinigungsvarianten können mit Hilfe der Tabellen in Kapitel 4.2 durchgeführt werden. Mit diesen allgemeinen Schätzwerten kann jedoch nur der finanzielle Rahmen beschrieben werden; eine genauere Kostenschätzung im Einzelfall läßt sich nur mit Hilfe von Firmenanfragen durchführen, weil die Kosten einer Grundwasserreinigung von sehr vielen Faktoren abhängig sind (Kapitel 4.1).

Die Kosten einer Grundwasserreinigung setzen sich aus Investitionskosten und Betriebskosten zusammen.

Investitionskosten plus Betriebskosten ergeben die Gesamtkosten der Grundwasserreinigung. Werden diese in Beziehung zur gereinigten Grundwassermenge gesetzt, erhält man spezifische Reinigungskosten in DM/m^3 .

Investitions- und Betriebskosten sind nicht völlig unabhängige Größen. Der Betriebskostenaufwand kann u.U. durch entsprechende einmalige Investitionskosten verändert (reduziert) werden.

Unterschiedliche Reinigungsverfahren können unterschiedlichen Zeitbedarf für die Abreinigung einer Kontamination erfordern.

Um Kosten, die zu unterschiedlichen Zeiten und über unterschiedlich lange Zeiträume anfallen, vergleichen zu können, muß die Kapitalisierung mit berücksichtigt werden. Für eine Kosten-Nutzen-Analyse bei bedeutenden Maßnahmen kann hierfür die LAWA-Schrift "Leitlinie zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen von 1993" herangezogen werden.

2.5 Firmenvoranfrage

Die an die Anbieter gerichtete **Firmenanfrage** sollte von seiten des Auftraggebers folgende Informationen enthalten:

- Grundwasservolumen und Fördermenge
- Grundwasserfließrichtung und Grundwasserfließgeschwindigkeit / Flurabstand
- Schadstoffinventar und -konzentrationen
- Bodenbeschaffenheit
- Störstoffe und sonstige Parameter
- Lage im Wasserschutzgebiet
- mögliche Einleitungs- oder Reinigungsziele
- Voraussichtliche Dauer der Maßnahme
- Standortinformationen (Zugang, Größe, Bebauung, vorhandene Betriebsmittel, geographische Besonderheiten)
- Verbleib des gereinigten Grundwassers / Entsorgungswege (Nähe Vorfluter / Kanalsystem)

Die **Angebote** zu Grundwasserreinigungen sollten folgende Punkte eindeutig beantworten:

- Investitions- und Betriebskosten
- Energie- und Chemikalienbedarf
- Wartungs- und Kontrollaufwand
- Lieferzeit, Lieferumfang, Subunternehmer
- Verfahrens- und Anlagenbeschreibung
- Platzbedarf der Anlage
- Garantierte Reinigungsleistung
- Garantierte maximale Emissionswerte (Luft, Lärm)
- Maßnahmen zur Sanierungskontrolle
- Art und mögliche Entsorgung von Reststoffen
- Arbeitsschutz
- Referenzen

Kostenangaben von Anlagenherstellern und -planern sind in diesem Planungsstadium nicht unbedingt verbindlich und vollständig, so daß die Plausibilität der Aussagen vom planenden Ingenieurbüro überprüft und mit Alternativangeboten vergleichbar gemacht werden muß.

3 Grundwasserreinigungsverfahren

3.1 Grundlagen

Der Vielzahl an Verunreinigungen im Grundwasser steht eine Vielzahl an Reinigungsverfahren gegenüber, auch wenn in der Praxis meist nur wenige Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen eingesetzt werden. Die Reinigungstechniken für kontaminierte Grundwässer orientieren sich weitgehend an bewährten Verfahren der chemisch-physikalischen und biologischen Abwasserbehandlung [3.1].

Grundsätzlich lassen sich alle Verfahren in **Umwandlungsprozesse** und **Abtrennprozesse** einteilen [3.2].

Tabelle 3.1: Überblick der Behandlungsverfahren bei der Grundwasserreinigung

1. Umwandlungsprozesse

- Biologische Reinigung
(aerob, anaerob, methanotroph)
- Chemische Oxidation
(Kombination O_3/H_2O_2 ; O_3/UV ; H_2O_2/UV)

2. Abtrennprozesse

2.1 Abtrennung gelöster Inhaltsstoffe

- Änderung der Zustandsform
(Fällung, Strippung)
- Aufkonzentrierung
(Membrantrennverfahren, Ionenaustausch, Adsorption)

2.2 Abtrennung ungelöster Inhaltsstoffe

- Sedimentation, Filtration
-

Die Umwandlungsprozesse lassen sich in biologische und chemische Behandlung unterteilen. Thermische Umwandlungsprozesse (Verbrennung, Verdampfung) werden im Gegensatz zur Sicker- und Industrieabwasserbehandlung nicht eingesetzt, da sie wegen der hohen Energiekosten unwirtschaftlich sind. Bei Umwandlungsprozessen werden die Schadstoffe abgebaut bzw. zerstört und so unschädlich gemacht. Für organische Wasserinhaltsstoffe stellen Umwandlungsprozesse einen wichtigen und auch logischen Behandlungsweg dar. Diese

Stoffe können bei vollständigem Abbau in die Grundbausteine CO_2 und H_2O sowie evt. anorganische Verbindungen zerlegt werden [3.2]. Die Zerstörung von anorganischen Stoffen ist dagegen nur in seltenen Fällen möglich.

Bei Abtrennprozessen werden die Schadstoffe angereichert oder in einen anderen Aggregatzustand überführt und so aus dem Wasser entfernt. In jedem Fall entsteht ein mehr oder weniger konzentrierter Abfall, der verwertet oder abgelagert werden muß (Entsorgung). Im Gegensatz zu den Umwandlungsprozessen wird der Schadstoff nicht zerstört; dies kann jedoch in einem nachfolgenden Schritt geschehen, z.B. bei der Verbrennung beladener Aktivkohle.

In den folgenden Kapiteln sollen die bei der Grundwasserreinigung eingesetzten Verfahren ausführlich beschrieben und bewertet werden. Alle Verfahrensbeschreibungen sind einheitlich in Unterpunkte mit römischen Ziffern untergliedert, so daß die Beschreibungen auch als Nachschlagewerk für bestimmte Fragestellungen dienen können. Ausführliche Berücksichtigung fanden nur Verfahren, die auch bei der Grundwassersanierung in der Praxis angewandt werden. Die angegebenen Reinigungsleistungen sind Durchschnittswerte; im Labor oder Versuchsanlagen können sicherlich auch niedrigere Werte erzielt werden. Die im Anhang diesbezüglich aufgelisteten Daten (mit Literaturangabe) beziehen sich auf durchgeführte Grundwassersanierungsprojekte.

3.1.1 Aktivkohle-Adsorption

I. Kurzbeschreibung

Die Wirkung der Aktivkohle beruht auf der Adsorption von Schadstoffen auf der Aktivkohlenoberfläche. Es können sowohl Schadstoffe aus der Gas- als auch Wasserphase aufgenommen werden. Beladene Aktivkohle kann durch Wasserdampf- bzw. chemische Behandlung regeneriert werden (z.B. bei leichtflüchtigen CKW); oder sie muß durch Verbrennung bzw. Deponierung entsorgt werden.

II. Technische Grundlagen

Voruntersuchung

Das Grundwasser sollte auf folgende Stoffe, die den Prozeß negativ beeinflussen können, untersucht werden:

- nicht gelöste Partikel (Schwebstoffe) wegen der Verstopfungsgefahr der Aktivkohleporen und des Filters
- Eisen, Mangan, Calcium wegen der Gefahr von Ausfällungen und Verockerungen. Dadurch kommt es nicht nur zu Verstopfung, sondern auch zur Belegung der Aktivkohlenoberfläche, die dann für Schadstoffe nicht mehr nutzbar ist
- ölartige Stoffe, welche die Aktivkohlenoberfläche entweder "vergiften" d.h. deaktivieren können oder in großen Mengen die feinen Aktivkohleporen verstopfen
- Störstoffe, und hier besonders Huminstoffe, die mit den Schadstoffen konkurrieren oder diese sogar von der Oberfläche der Aktivkohle verdrängen (desorbieren) können

Bei ionisierbaren Verbindungen kann auch der pH-Wert großen Einfluß auf das Vermögen zur Adsorption haben.

Vorbehandlung

Suspendierte Stoffe müssen vor Eintritt in den Aktivkohlefilter entfernt werden. Hierzu eignen sich Sedimentation, Sand- bzw. Mehrschichtfiltration. Ab Eisenkonzentrationen von 5 mg/l sollte eine Enteisung vorgeschaltet werden.

Hohe Konzentrationen an Mineralöl oder sogar Öl in Phase werden durch einen Ölabscheider entfernt.

Starke Schwankungen der Zulaufkonzentrationen können durch einen Puffertank vermieden werden.

Reinigung

Aktivkohle ist ein durch thermische Behandlung und Aktivierung aus kohlenstoffhaltigen Ausgangsprodukten entstandenes Adsorbens mit großer innerer Oberfläche. Diese kann zwischen 400 und 1500 m²/g betragen. Die große innere Oberfläche wird hervorgerufen durch eine Vielzahl feinsten Poren, die bei der Wärmebehandlung durch Entfernen der flüchtigen Bestandteile entstehen. Als Ausgangsmaterialien für Aktivkohle dienen in der Regel Steinkohle, Braunkohle, Torf und Holz.

Unter **Adsorption** versteht man die Anreicherung eines Stoffes an der Oberfläche einer benachbarten festen Phase. Die Aktivkohle ist dabei das Adsorbens oder Adsorptionsmittel, an dem die Stoffe an aktiven Zentren adsorbieren.

Man unterscheidet zwei Mechanismen:

- **Physikalische Adsorption**, die hauptsächlich durch van der Waals'sche Kräfte (elektrostatische und elektrokinetische Wechselwirkungen) hervorgerufen wird. Die adsorbierte Substanz bleibt dabei chemisch unverändert.
- **Chemisorption**, bei der eine chemische Bindung eintritt und das sorbierte Molekül chemisch verändert wird. Die erzielte Bindung ist dabei sehr stabil.

Die Chemisorption stellt jedoch einen Sonderfall dar und wird nur bei speziell behandelten Aktivkohlen erreicht.

Die Adsorption ist sowohl von den physikalisch-chemischen Eigenschaften des Stoffes als auch von der Beschaffenheit der Aktivkohlenoberfläche abhängig. Mit folgenden generellen Hinweisen können die Erfolgsaussichten für eine Aktivkohlen-Adsorption abgeschätzt werden:

- Mit zunehmender **Polarität** der Verunreinigung nimmt das Adsorptionsvermögen ab. Bei ionisierbaren Verbindungen kann die Polarität durch pH-Wert-Verschiebung verändert werden.
- Mit zunehmender **Molekülgröße** und steigendem Siedepunkt nimmt i.d.R. die Adsorption zu. Auch starke Verzweigungen begünstigen die Adsorption.
- Mit zunehmender **Flüchtigkeit** nimmt die Adsorption ab.

In vielen Fällen läßt sich die Adsorption durch eine Freundlich-Isotherme beschreiben, für die folgende Formel gilt:

$$x/m = K c^n$$

mit:

x = Gewicht des adsorbierten Stoffes [mg]

m = Aktivkohlenmenge [g]

c = Restkonzentration des Stoffes [mg/l]

K und n sind Konstanten, die empirisch bestimmt werden

Trägt man die Beladung x/m über der Konzentration c in einem doppelt logarithmischen Diagramm auf, so ergeben sich Geraden mit einer Steigung in Abhängigkeit der Konstanten n . Die Lage im Diagramm wird durch die Konstante K bestimmt. Beispiele für solche Sorptionsisothermen sind in Bild 3.1 dargestellt.

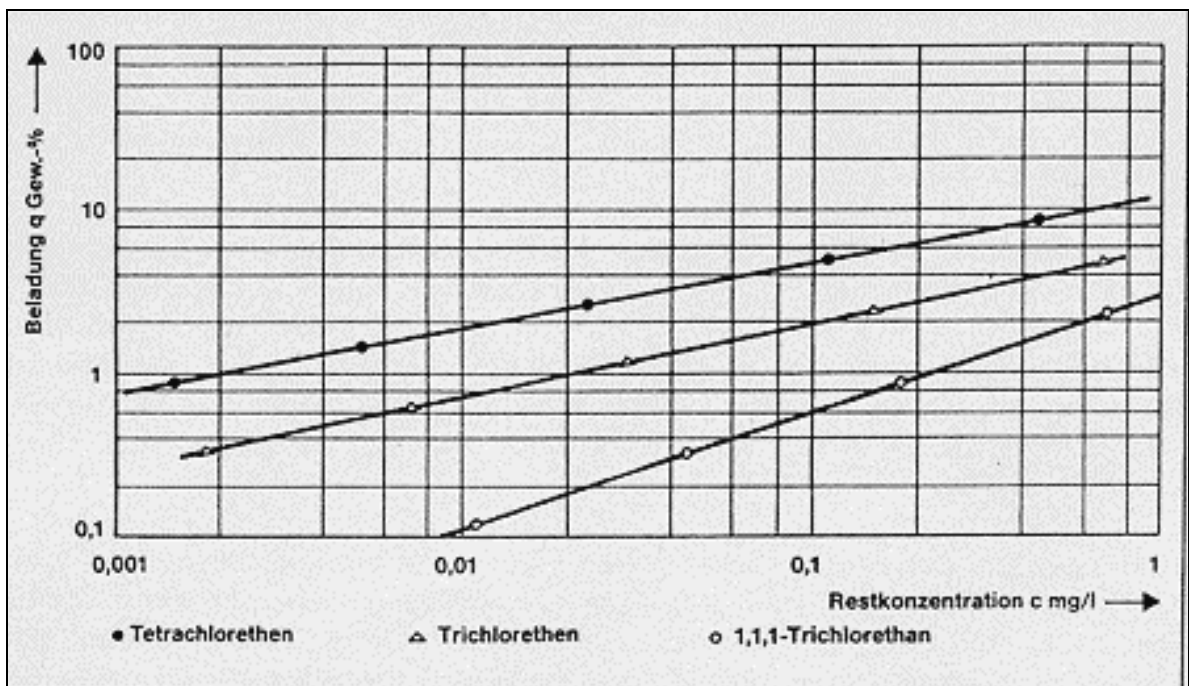


Bild 3.1: Adsorptionsisothermen nach Freundlich für leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe an Aktivkohle [3.3]

Die Kurven zeigen, daß zu niedrigen Schadstoffrestgehalten hin, die Beladung der Aktivkohle immer geringer wird. Deshalb werden in der Praxis zwei Kohlefilter in Reihe geschaltet, so daß der erste Filter bis zum Durchbruch der Eingangskonzentration beladen werden kann. Der zweite Filter dient zur Feinreinigung und wird nach Austausch des vollständig beladenen ersten Filters an dessen Stelle geschaltet. Ein neuer, frischer Aktivkohlefilter übernimmt dann die Feinreinigung.

Nachbehandlung

Im allgemeinen sind die Konzentrationen nach einer Aktivkohle-Adsorption so gering, daß eine Nachbehandlung nicht nötig ist. In den meisten Fällen stellt der Aktivkohlefilter selbst die Nachbehandlung dar.

III. Technische Ausführung

In der Praxis der Grundwasserreinigung werden fast nur Festbettfilter mit granulierter Aktivkohle eingesetzt. Dabei variiert die Packungshöhe von 1 - 3 Metern. Die Beladung einer Aktivkohle liegt in der Wasserphase bei 0,5 - 7 %, während für eine Luft-Aktivkohle bis 15 % erreichbar sind. Die Anwendung von Pulverkohle ist meist mit einer Flockung kombiniert. Flocken und eingebundene Kohlepartikel müssen in einem nachgeschalteten Zweischichtfilter zurückgehalten werden.

Die Verweilzeit des Grundwassers im Filter liegt bei ca. 10-20 Minuten, während Durchströmungsgeschwindigkeiten von 10 - 15 m/h eingestellt werden.

Große Aufmerksamkeit wird der Flüssigkeitsverteilung geschenkt, die für eine gleichmäßige Belastung des Filters sorgt und eine Randgängigkeit weitgehend zu verhindern versucht. Ein direkter Kontakt zwischen Kohle und metallischen Werkstoffen muß aus Korrosionsgründen (Elementbildung) vermieden werden.

IV. Praktische Hinweise

Aktivkohlefilter mit langer Standzeit können durch Bakterien bewachsen werden. Unter günstigen Bedingungen kann dies zu einem Abbau von Schadstoffen führen. Die Adsorption von Stoffen auf der Kohlenoberfläche wird jedoch behindert, so daß es zu einem Anstieg der nicht biologisch abbaubaren Stoffe im Effluenten kommt. Darüber hinaus können durch das Biomassewachstum auch die feinen Aktivkohleporen oder sogar der gesamte Filter verstopfen.

Da es sich bei der Grundwasserreinigung i.d.R. um die Entfernung von Vielstoffgemischen handelt, muß das Konkurrenzverhalten der einzelnen Stoffe zueinander berücksichtigt werden. Bereits adsorbierte Stoffe können bei Änderung der Zulaufkonzentration von anderen Stoffen mit einem größeren Adsorptionsvermögen wieder desorbiert werden. Außerdem führen Konzentrationsrückgänge im Zulauf bei entsprechendem Konzentrationsgefälle zur Desorption, insbesondere der leicht flüchtigen Verbindungen [3.4].

Bei Stoffgemischen muß die Auslegung des Aktivkohlefilters nach dem am schlechtesten zu adsorbierenden Schadstoff erfolgen. In der Praxis können Vinylchlorid und Dichlorethen (Abbauprodukte von CKW) wegen ihrer sehr schlechten Adsorbierbarkeit Probleme bereiten. Eventuell ist ein zweites Verfahren speziell zur Entfernung dieser Schadstoffe notwendig.

Regenerierte Aktivkohle weist durchschnittlich noch 95% der Leistung von neuer Aktivkohle auf.

Bei sehr langen Stand- oder auch Betriebszeiten der Aktivkohle können sich Sickerbahnen innerhalb des Filterbettes ausbilden, so daß nur ein Bruchteil der Adsorptions-Kapazität zur Verfügung steht.

V. Einsatzgebiete/Reinigungsleistung

Aktivkohle-Adsorption ist das universellste und am häufigsten bei der Grundwasserreinigung anzutreffende Verfahren. Prinzipiell gibt es drei **Einsatzbereiche**:

- als Hauptreinigungsverfahren zur Entfernung der Schadstoffe
- als nachgeschaltetes Verfahren bei der Strippung (Luft-Aktivkohle)
- als Feinreinigung bzw. "Polzeifilter" z.B. nach biologischer oder oxidativer Behandlung der Schadstoffe

Fast alle im Grundwasser anzutreffenden organischen Verbindungen können mehr oder weniger gut adsorbiert werden, insbesondere unpolare Verbindungen. Ausreichende Erfahrung gibt es bei der Abtrennung folgender Schadstoffe:

- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
- gelöstes Mineralöl
- Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTXE)
- Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)
- Phenole
- Pflanzenschutzmittel

Man darf nicht davon ausgehen, daß alle leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffe mittels Aktivkohle aus dem Wasser gleich gut entfernt werden. Für diese Verbindungen läßt sich folgende Reihe abnehmender Adsorbierbarkeit an Aktivkohle festlegen:

Tetrachlorethen > Trichlorethen > Tetrachlorkohlenstoff > 1.1.1.-Trichlorethan > 1.1.-Dichlorethan > cis 1,2-Dichlorethan > Chloroform > Vinylchlorid

Die erreichbaren Reinigungsleistungen für einen Stoff hängen sowohl von der Kontaktzeit als auch von Nebenverunreinigungen und Störstoffen, die eine konkurrierende Wirkung haben können, ab. In der Regel können jedoch die Zielwerte unterschritten werden, weswegen ein Aktivkohlefilter häufig einer Grundwasserreinigungsanlage zur Sicherheit nachgeschaltet ist. Im allgemeinen können für CKW und BTXE Werte < 10 µg/l und für PAK < 1 µg/l erzielt werden.

VI. Betriebssicherheit/Entwicklungsstadium

Aktivkohle-Adsorption ist eine seit Jahrzehnten in der Umwelttechnik sowohl in der Gas- als auch Wasserphase erfolgreich eingesetzte Technik. Wegen ihrer Einfachheit und Zuverlässigkeit ist sie in der Grundwasserreinigung die (noch) am häufigsten eingesetzte Technologie; sei es als direkte Reinigungsmethode oder als Nachreinigung beim Strippen. Um auch Stoffe behandeln zu können, die nicht oder nur sehr schlecht auf Aktivkohle adsorbieren, werden Adsorberharze auf Kunststoffbasis entwickelt. Diese wurden jedoch erst im Labor- und Pilotmaßstab getestet. Auch die Produzenten von Aktivkohle versuchen durch spezielle Oberflächenbehandlungsverfahren die so veränderte Aktivkohle für neue Einsatzgebiete brauchbar zu machen.

VII. Emissionen/Entsorgung

Beim Einsatz von Aktivkohle erhält man ein mit Schadstoffen beladenes Adsorbens. Bei leicht flüchtigen Stoffen ist eine Regenerierung mit Dampf möglich. Dann müssen die im Kondensat des Dampfes enthaltenen Schadstoffe weiter aufkonzentriert und entsorgt werden. Funktioniert eine Dampfgeneration nicht, können adsorbierte Stoffe auch bei Temperaturen von 800-1000 °C von der Porenoberfläche abgebrannt werden. Oft wird verbrauchte Aktivkohle jedoch noch durch Verbrennung oder Deponierung entsorgt.

3.1.2 Luft-Strippen

I. Kurzbeschreibung

Beim Strippen wird das Grundwasser intensiv mit Luft in Kontakt gebracht, so daß Schadstoffe aus der wäßrigen in die Gasphase übertreten können (Desorption). Die dabei entstehende Abluft muß gereinigt werden, weswegen eine Stripanlage (Desorptionsanlage) immer eine Nachbehandlung der mit Schadstoffen beladenen Luft beinhaltet.

II. Technische Grundlagen

Voruntersuchung

Das Grundwasser sollte auf folgende Stoffe, die den Prozeß negativ beeinflussen können, untersucht werden:

- Eisen, Mangan, wegen der Gefahr von Ausfällungen und Verockerungen. Für eine gute Wirkung des Stripprozesses ist eine große Stoffaustauschfläche nötig, die jedoch durch Ausfällungen verringert werden kann. Die Konzentration an Eisen soll ca. 5 mg/l nicht überschreiten
- Suspendierte Partikel oder Mineralöl bzw. CKW in Phase stören den Stripprozeß. Schadstoffe können an Partikeln adsorbieren oder sich in Öl- bzw. CKW-Tropfen lösen. Diese Schadstoffe sind dann nicht oder nur schwer durch Strippen entfernbare

Vorbehandlung

Eisen kann durch Belüftung (Bildung schwerlöslicher Hydroxide) mit anschließender Sedimentation oder Filtration entfernt werden. Das gleiche gilt für suspendierte Teilchen, wobei die Sedimentation noch durch eine Flockung beschleunigt werden kann. Liegen ölhaltige Stoffe oder CKW in Phase vor, sollten diese durch einen Öl- bzw. Schwerkraftabscheider abgetrennt werden, um die Stripanlage nicht unnötig zu belasten.

Die Entmanganung erfolgt nach Belüftung des Wassers mikrobiologisch auf nachgeschalteten Sandfiltern.

Reinigung

Beim Strippen werden leichtflüchtige organische Verunreinigungen aus dem Grundwasser in die Gasphase überführt. Als Gasphase dient bei der praktischen Anwendung ausschließlich Umgebungsluft; andere Gase oder Dampf werden nicht eingesetzt. Für das Luft-Strippen sind die folgenden Parameter von großer Bedeutung:

Henry-Koeffizient

Die Lage der Verteilung eines Stoffes zwischen der Gas- und der Flüssigphase wird durch den Henry-Koeffizienten beschrieben (Gleichung 3.2). Der Partialdruck p der Komponente a ist gleich dem Molanteil X multipliziert mit dem Henry-Koeffizienten H_e . Dieser ist sowohl stoff- als auch stark temperaturabhängig. Mit Hilfe der Henry-Koeffizienten kann eine erste Abschätzung über die Wirksamkeit einer Stripanlage vorgenommen werden (Tabelle 3.2). Ein großer Henry-Koeffizient bedeutet dabei einen hohen Dampfdruck und damit gute Stripbarkeit.

$$P_a = x H_{e_a} \text{ (GL. 3.2)}$$

Die Flüchtigkeit eines Stoffes kann durch Temperaturerhöhung und teilweise auch pH-Wert-Änderung vergrößert werden. Deshalb kann die Stripluft zur Steigerung der Effektivität vorher erwärmt werden. Eine nachgeschaltete Abluftreinigung auf Aktivkohlebasis wird jedoch erschwert, da die Adsorption mit zunehmender Temperatur schlechter wird.

Stoffaustauschfläche

Die Stoffaustauschfläche sollte möglichst groß sein, da sich der übertragende Stoffstrom proportional zur Stoffaustauschfläche verhält. Durch Packungen bzw. Einbauten in der Stripkolonne wird die Stoffaustauschfläche vergrößert und ein inniger Kontakt zwischen Luft und Wasser ermöglicht. Allerdings sind pro Meter Füllkörper - Schütthöhe Druckverluste bis zu 5 mbar in Kauf zu nehmen.

Verhältnis zwischen Luft- und Grundwasservolumenstrom

Der Konzentrationsunterschied zwischen Luft- und Wasserphase stellt die treibende Kraft des Stoffüberganges dar. Ein großes Verhältnis zwischen Luft- und Wasservolumenstrom begünstigt die Grundwasserreinigung durch ein hohes Konzentrationsgefälle. So können selbst relativ schwerflüchtige Stoffe noch entfernt werden. Allerdings wird die Nachbehandlung dadurch erschwert, da zum einen ein größerer Volumenstrom behandelt werden muß und zum anderen die Konzentration in der Abluft sehr niedrig ist. Deshalb muß ein optimales Verhältnis zwischen Luft- und Wasservolumenstrom gefunden werden, bei dem eine ausreichende Grundwasserreinigung und kostengünstige Abluftbehandlung gewährleistet sind. Das Verhältnis von Luft- zu Wasservolumenstrom liegt in der Praxis zwischen 15 : 1 und 50 : 1.

Tabelle 3.2: Dampfdruck und Henry-Koeffizient für einige ausgewählte Schadstoffe

Schadstoff	Dampfdruck bei 25 °C in [Pa]	Henry-Koeffizient [Pa m ³ /mol]
1,1-Dichlorethen	78.800	1510
Chlormethan	6.500	3232
Benzol	12.700	562
Toluol	3.700	600
Xylol	800	537
Naphthalin	11	49
Phenol	47	1,3

Nachbehandlung

Die Abluft ist nach dem Stand der Technik zu reinigen, wobei meist Aktivkohle zum Einsatz kommt. Prinzipiell ist auch eine thermische Abluftbehandlung, eine Behandlung über Biofilter/Biowäscher, Absorption in einer Waschflüssigkeit oder katalytische Oxidation möglich. Für diese Nachbehandlungsverfahren gibt es schon Ausführungsbeispiele in der Praxis [3.8, 3.9, 3.50]. Am häufigsten wird die Abluft jedoch noch mit Aktivkohle gereinigt (Kapitel 3.1.1).

Ein fundierter Überblick über diese Verfahren wird im Handbuch "Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren" der Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg [3.58] gegeben.

Theoretisch ist es möglich, den Luftstrom so weit zu erhöhen, daß allein durch den Verdünnungseffekt die Grenzwerte eingehalten werden und eine Nachbehandlung der Abluft nicht mehr notwendig ist. Praktisch ist dies jedoch nicht möglich, da bei sehr großen Luftströmen das Wasser nicht mehr aus der Stripanlage abfließen kann und so aufgestaut wird. Dieser Betriebspunkt wird als Flutgrenze bezeichnet.

Möglich ist auch eine Kreislaufführung der Stripluft mit Zwischenreinigung über Aktivkohle. Der Vorteil liegt darin, daß eine Verschiebung des Kalk-Kohlensäuregleichgewichtes verhindert wird und so ein Ausfällen von Carbonaten und auch Verockerung verhindert werden können. Der Nachteil besteht jedoch darin, daß geringe CKW-Konzentrationen in der Abluft des Aktivkohlefilters und somit der Zuluft der Stripanlage die Reinigungsleistung drastisch erniedrigen können [3.10].

Das Grundwasser kann nach einer Behandlung mit Stripluft immer noch Verunreinigungen, besonders nicht flüchtige Verunreinigungen enthalten. Diese müssen in einer Nachbehandlung zum Beispiel mit Wasser-Aktivkohle entfernt werden.

III. Technische Ausführung

Das Strippen findet in Kolonnen von 1 - 8 Meter Höhe statt, in denen Einbauten bzw. Packungen zur Vergrößerung der Stoffaustauschfläche angebracht sind (Bild 3.2). Als Einbauten können Sieb- oder Glockenböden dienen, die für eine optimale Durchmischung von Luft und Wasser sorgen. Das Wasser wird auf diesen Böden gestaut, während die Luft von unten hindurchsprudelt. Eine andere Möglichkeit sind Packungen, die entweder geordnet oder regellos sein können. Aus Kostengründen werden in der Praxis fast ausschließlich Füllkörper als Packung benutzt, die regellos als Schüttung in der Kolonne vorliegen. Diese Füllkörper können aus kurzen Rohrstückchen bestehen (Raschig-Ringe), zusätzlich noch perforiert sein (Pall-Ringe) oder die Form eines Reitsattels besitzen (Berl-Sättel). Als Materialien dienen Kunststoffe, Edelstahl oder Keramik.

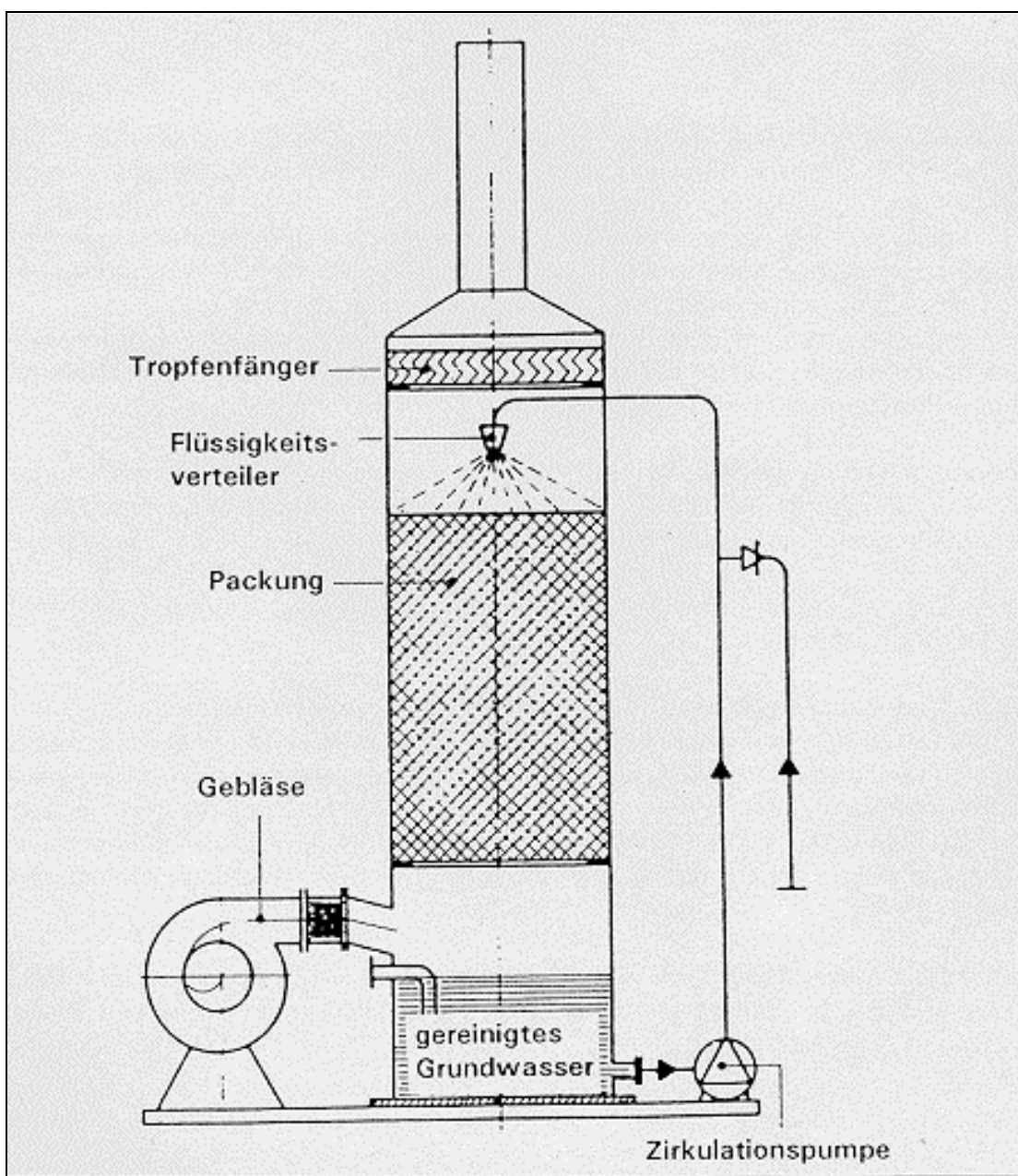


Bild 3.2: Stripturm für die Grundwasserreinigung [3.13]

Um eine möglichst vollständige Benetzung der Füllkörperoberfläche zu erzielen, ist es erforderlich, die Flüssigkeit oberhalb der Schüttung gleichmäßig zu verteilen. Am Rande der Kolonne ist das Lückenvolumen der regellosen Schüttung größer als in der Mitte. Dies führt dazu, daß das Wasser bevorzugt am Rande entlangläuft und eine innige Durchmischung mit der Stripluft nicht mehr gegeben ist. Dieser Vorgang wird als Randgängigkeit bezeichnet [3.12].

Der Betrieb einer Stripanlage kann prinzipiell im Gleichstrom oder Gegenstrom erfolgen. Beim Gleichstrom werden sowohl das Grundwasser als auch die Stripluft an der Oberseite der Kolonne eingelassen. Beim Strippen im Gegenstrom wird die Luft an der Unterseite zugeführt, während das Grundwasser von oben, entgegen dem Luftstrom, zufließt. Beim Gegenstrom muß die Stripluft mittels einer Pumpe bzw. Ventilator gegen den Wasserstrom gefördert werden. Auf einen Ventilator kann bei Gleichstromführung unter Umständen verzichtet werden, da die Luft vom Wasserstrom mitgerissen wird. Der Wirkungsgrad einer Gegenstromkolonne ist jedoch wegen der besseren Ausnutzung des Konzentrationsgefälles wesentlich größer. Deshalb werden in der Praxis fast ausschließlich Gegenstromapparate verwendet.

IV. Praktische Hinweise

Durch die Belüftung im Sedimentationstank zur Entfernung von Eisen (Bildung von Fe-III-oxidhydrat-Niederschlägen) entsteht schon ein Stripeffekt, so daß diese Behandlung in einem gasdichten Raum mit Abluftbehandlung durchgeführt werden muß.

Durch niedrige Temperaturen und des dadurch bedingten niedrigen Dampfdruckes der Verunreinigungen kann die Stripfung erschwert werden. Deshalb sollte im Winter die Stripluft vorgewärmt werden und durch Isolationen bzw. Überdachung verhindert werden, daß das Grundwasser zu sehr auskühlt.

Der Dampfdruck nimmt bei den meisten organischen Chemikalien mittleren Molekulargewichtes um das 3- bis 4-fache zu, wenn die Temperatur 10°C steigt.

Für das gute Funktionieren eines Stripsturmes ist eine möglichst genau senkrechte Aufstellung Voraussetzung.

V. Einsatzgebiete/Reinigungsleistung

Strippen wird bei leicht flüchtigen Schadstoffen eingesetzt, die einen Henry-Koeffizienten von größer 70 J/mol bzw. einen Dampfdruck größer 70 Pa (N/m^2) besitzen (siehe Tabelle 3.2). Nach Angaben der United States Environmental Protection Agency (USEPA) sind Substanzen mit einem Dampfdruck von mehr als 70 Pa als gut flüchtig einzustufen.

Dabei können Stoffe in einem Konzentrationsbereich von ca. 10 µg/l bis 10 mg/l behandelt werden.

Besonders erfolgreich werden Stripverfahren bei folgenden Schadstoffen eingesetzt:

- Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)
- Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTXE)
- leichtflüchtige Mineralölkohlenwasserstoffe

Schon mit einem Stripturm können Abreinigungen von 99 % erzielt werden. Werden zwei oder mehrere Kolonnen hintereinander geschaltet, sind noch höhere Reinigungsleistungen möglich. Letztendlich hängt die Reinigungsleistung von der effektiven Höhe des Stripturmes ab; da dieser nicht unendlich hoch gebaut werden kann, werden im Bedarfsfalle mehrere Striptürme hintereinander geschaltet.

VI. Betriebssicherheit/Entwicklungsstadium

Stripverfahren werden schon seit Jahrzehnten besonders in der chemischen Industrie eingesetzt und gelten als Stand der Technik. Auch in der Grundwasserreinigung auf Altlasten gibt es schon seit vielen Jahren Erfahrung. Neue Entwicklungen sind nicht zu erwarten; jedoch können Stripverfahren durch geeignete Maßnahmen wie z.B. verbesserte Steuerung, Luftvorwärmung und andere Maßnahmen optimiert werden.

Werden leichtflüchtige organische Wasserinhaltsstoffe mit Luft aus dem zu reinigenden Grundwasser gestript, sind die Explosionseigenschaften der Gasmischungen zu überprüfen.

VII. Emissionen/Entsorgung

Beim Strippen werden die Schadstoffe aus dem Grundwasser in die Luft überführt. Diese Abluft muß nach den geltenden Vorschriften behandelt werden. Beim Einsatz von Luft-Aktivkohle bietet sich eine Dampf-Regeneration der Kohle an. Die dann im Kondensat des Dampfes enthaltenen Schadstoffe müssen entsorgt werden (z.B. Verbrennung). Beim Einsatz von Biofiltern oder Oxidationsverfahren können unter günstigen Voraussetzungen die Schadstoffe mineralisiert werden. Bei Absorptionsverfahren finden sich die Schadstoffe in der Waschflüssigkeit wieder und müssen aus dieser entfernt und entsorgt werden.

Es stellt sich sicher die Frage, warum die Schadstoffe nicht gleich auf Aktivkohle adsorbiert werden, anstatt sie zuerst in die Luftphase zu überführen und dann auf einer Luft-Aktivkohle zu adsorbieren. Hierfür sind zwei Gründe ausschlaggebend:

1. Durch Strippen können auch Schadstoffe entfernt werden, die an Aktivkohle nur schlecht oder gar nicht adsorbieren, wie z.B. Vinylchlorid, Dichlormethan und 1,1,1-Trichlorethan.
2. Die Kapazität einer Luft-Aktivkohle ist meist wesentlich größer als die einer Wasser-Aktivkohle (bis Faktor 10).

3.1.3 Biologische Reinigung

I. Kurzbeschreibung

Bei der biologischen Behandlung erfolgt der Schadstoffabbau durch Mikroorganismen. Die Schadstoffe dienen dabei den Organismen entweder als Nährstoffe oder als Energiequelle. Da es sich um ein System unter Beteiligung von Lebewesen handelt, unterscheidet sich dieses Verfahren deutlich von den anderen Reinigungstechniken.

II. Technische Grundlagen

Voruntersuchung

Neben den eigentlichen Schadstoffen sollten folgende Parameter untersucht werden:

- Eisen und Mangan
Verockerungen durch diese beiden Schwermetalle können den Bioreaktor besonders im Belüftungsbereich verstopfen. Die Eisenkonzentration soll je nach Reaktortyp nicht über 5 mg/l liegen.
- Zellgifte
Bestimmte, sehr giftige Schadstoffe wie z.B. CKW's und Schwermetalle können als Zellgift wirken und die Aktivität der Mikroorganismen stören oder sogar unterbinden.
- Nährstoffe
Da es sich um ein System mit Organismen handelt, müssen ausreichend Nährstoffe und Spurenelemente vorhanden sein.
- pH-Wert
Dieser sollte bei mikrobiellen Verfahren im neutralen Bereich zwischen 6-8 liegen.
- Salzkonzentration
Hohe Salzkonzentrationen können zu einem erhöhten osmotischen Druck und zum Absterben der Mikroorganismen führen.

Vorbehandlung

Eisen kann durch Belüftung (Bildung von Hydroxidniederschlägen) mit anschließender Sedimentation oder Filtration entfernt werden. Die Entmanganung erfolgt nach Belüftung des Wassers mikrobiologisch auf nachgeschalteten Sandfiltern. Bei Vorhandensein von für die Mikroorganismen toxischen Stoffen oder extrem hohen Salzgehalten muß entweder eine geeignete Behandlungsmethode vorgeschaltet werden oder es müssen spezielle, resistente Mikroorganismen eingesetzt werden. Sind im Grundwasser nicht genügend Nährstoff vorhanden, sollten diese für eine hohe mikrobielle Aktivität zudosiert werden.

Der pH-Wert kann durch Lauge- bzw. Säurezugabe optimal eingestellt werden.

Reinigung

Bei der mikrobiellen Grundwasserbehandlung sind drei Verfahrensweisen möglich, bei denen jeweils unterschiedliche Organismen eingesetzt werden:

- aerob
Die Mikroorganismen oxidieren die Schadstoffe mit Sauerstoff unter optimalen Bedingungen zu CO₂ und H₂O (Biologische Oxidation).
Die in den Schadstoffen enthaltenen Heteroatome Stickstoff oder Schwefel werden zu Nitrat bzw. Sulfat umgesetzt.
- anaerob
Befindet sich in der Umgebung kein oder nur sehr wenig Sauerstoff, benötigen die Mikroorganismen Sulfat oder Nitrat als Elektronenakzeptoren um Schadstoffe abzubauen zu können.

- methanotroph
Um bestimmte Schadstoffe wie z.B. CKW's abbauen zu können, wird dem Grundwasser Methan als Nährstoffquelle zugegeben, wobei die Schadstoffe als "Nebennährstoffe" mit dem Methan zusammen verwertet werden (Cometabolismus).

Bei der Grundwasserreinigung werden zur Zeit fast ausschließlich aerobe Verfahren eingesetzt. Anaerobe Techniken haben jedoch schon Einzug in der industriellen Abwasserbehandlung gehalten. Methanotrophe Verfahren befinden sich noch im Forschungsstadium, auch wenn vereinzelt Pilotanlagen realisiert wurden.

Generell sind beim mikrobiellen Schadstoffabbau folgende Faktoren von großer Bedeutung:

- Temperatur
In einem Temperaturbereich von 20-40 °C entfalten die meisten Mikroorganismen ihre größte Aktivität. Als grobe Faustregel gilt, daß durch eine Temperaturerniedrigung von 10 °C die Aktivität um die Hälfte abnimmt. Unter 5 °C ist die Aktivität der Mikroorganismen für eine technische Anwendung zu gering.
- pH-Wert
Der pH-Wert sollte im neutralen Bereich zwischen 6 und 8 liegen. Bei größeren oder kleineren pH-Werten nimmt die Aktivität der Mikroorganismen stark ab.
- Nährstoffe
Idealerweise dient der Schadstoff als Nährstoffquelle für die Organismen. Zusätzlich müssen i.d.R. jedoch noch Stickstoff- und Phosphatverbindungen sowie Spurenelemente zugegeben werden, um ein befriedigendes Funktionieren der Mikroorganismen zu gewährleisten.
- Elektronenakzeptoren
Für den oxidativen Abbau von Schadstoffen ist ein geeigneter Elektronenakzeptor, meist Sauerstoff, notwendig. Für den Abbau von 1 g Kohlenwasserstoffen werden ca. 3-3,5 g Sauerstoff benötigt. Größtes Problem bei der ausreichenden Versorgung mit Sauerstoff ist die geringe Löslichkeit in Wasser von nur 10 mg/l bei Verwendung von Luft und 40 mg/l bei Verwendung von reinem Sauerstoff (bei 10 °C). Deshalb muß Sauerstoff kontinuierlich durch Einblasen von Luft oder reinem Sauerstoff in den Reaktor zugeführt werden.
Bei in-situ-Sanierungen ist auch der Einsatz von Nitrat (NO_3^-) oder Wasserstoffperoxid (H_2O_2) möglich, welche in wesentlich größeren Konzentrationen als Sauerstoff im Wasser löslich sind. Erste Grundwassersanierungen sollen mit Nitrat als Elektronenakzeptor bereits erfolgreich abgeschlossen worden sein [3.52, 3.53].

III. Technische Ausführung

Bei der mikrobiellen Grundwasserbehandlung in Reaktoren wird versucht, ein für die Mikroorganismen optimales Milieu zu schaffen, so daß sie ihre maximale Aktivität entfalten können. Verfahrenstechnisch können zwei unterschiedliche Betriebsweisen unterschieden werden:

- Die Mikroorganismen sind als Biofilm auf einem Träger immobilisiert
 - Festbettreaktoren
 - Scheiben-Tauchreaktoren

- Die Mikroorganismen sind im Reaktor suspendiert
 - Schlammbettreaktoren

Während in der Abwasserreinigung häufig Verfahren mit suspendierten Mikroorganismen anzutreffen sind, werden bei der Grundwasserreinigung meist immobilisierte Organismen eingesetzt. Ein Grund hierfür ist, daß die Biomasse im Reaktor verbleibt und sich nicht ständig regenerieren muß. Eine Schlammrückführung zur Erhöhung der Biomassekonzentration ist nicht notwendig.

Angeimpft werden die Bioreaktoren i.d.R. mit Klärschlamm; dieser muß sich jedoch erst an die Schadstoffe adaptieren. Außerdem müssen sich die Mikroorganismen vermehren, um eine genügend hohe Biomassekonzentration im Reaktor zu erzielen. Deshalb kann die Inbetriebnahme mehrere Wochen dauern.

Die Verweilzeiten betragen üblicherweise zwischen einer halben und einer Stunde.

In Bild 3.3 ist ein Festbettreaktor mit mehreren getrennten Kammern dargestellt. Als Trägermaterialien dienen poröse Kunststoffe wie z.B. Polyurethan, Lavagestein, Sinterglas oder poröse keramische Träger. Über die Begasungseinrichtung wird das Grundwasser mit Luftsauerstoff angereichert. Über Mem

branen kann die Begasung auch blasenfrei erfolgen. Die im Grundwasser gelösten Verunreinigungen werden, soweit sie biologisch abbaubar sind, von den Mikroorganismen verwertet.

Teilweise ist auch eine gleichzeitige Behandlung von Grundwasser und Bodenluft möglich [3.54, 3.55]. In diesen Fällen wird der Bioreaktor mit der kontaminierten Bodenluft begast.

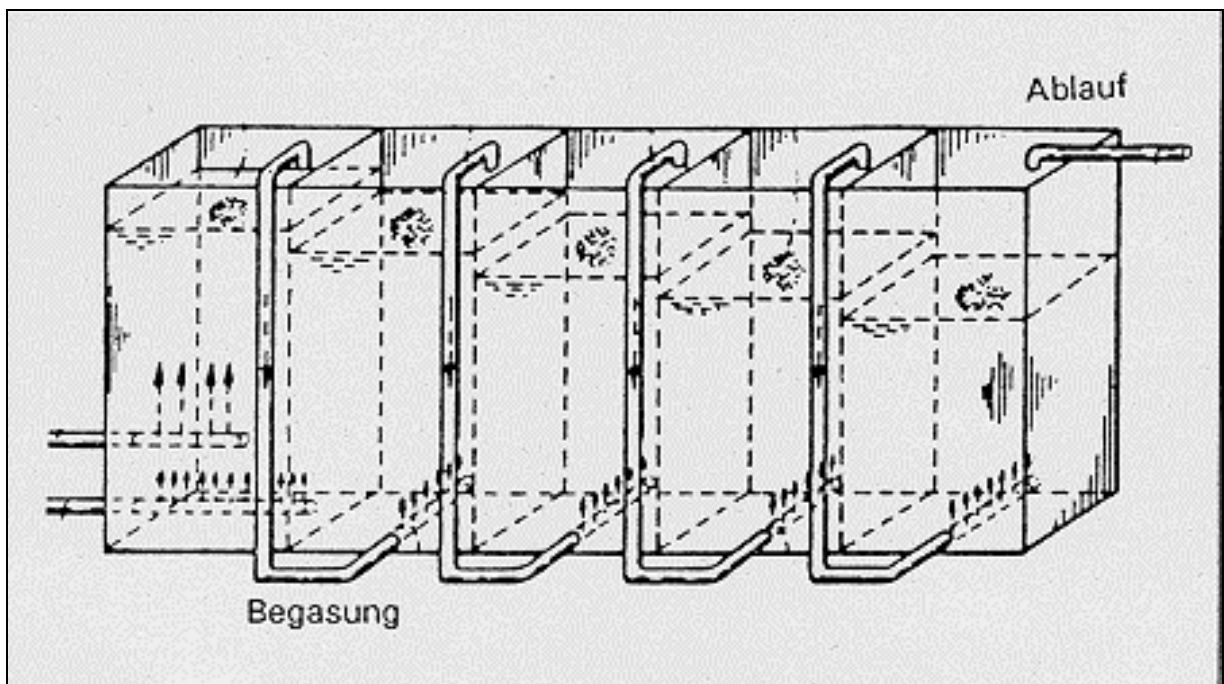


Bild.3.3: Festbettreaktor zur mikrobiellen Grundwasserreinigung mit mehreren Kammern [3.51]

In Bild 3.4 ist ein Scheiben-Tauchreaktor dargestellt. Auf den Scheiben bildet sich ein Biofilm aus, der beim Vorbeiströmen des Grundwassers gelöste Schadstoffe abbauen kann. Diese Reaktoren haben den Vorteil, daß sie nicht begast werden müssen, da durch die Drehbewegung immer ein Teil des Reaktors mit dem Luftsauerstoff in Berührung steht.

Der Energieverbrauch mikrobieller Systeme liegt bei ca. $0,25 \text{ kWh/m}^3$; der größte Betrag wird dabei durch den Eintrag von Sauerstoff durch Belüften des Bioreaktors benötigt.

IV. Praktische Hinweise

Mikrobielle Systeme benötigen eine Einfahrzeit (Adaptionszeit), die bis zu mehreren Wochen betragen kann. Zunächst muß im Reaktor eine genügend große Menge Biomasse gebildet werden, die dann an das zu behandelnde Wasser adaptiert werden muß.

Werden spezielle Mikroorganismen eingesetzt, besteht die Gefahr, daß diese schadstoffabbauenden Organismen von anderen überwachsen werden. Für diesen Fall müssen die Milieubedingungen im Reaktor besonders gut an die Bedürfnisse der schadstoffabbauenden Organismen angepaßt sein, um für diese einen Selektionsvorteil zu erzeugen.

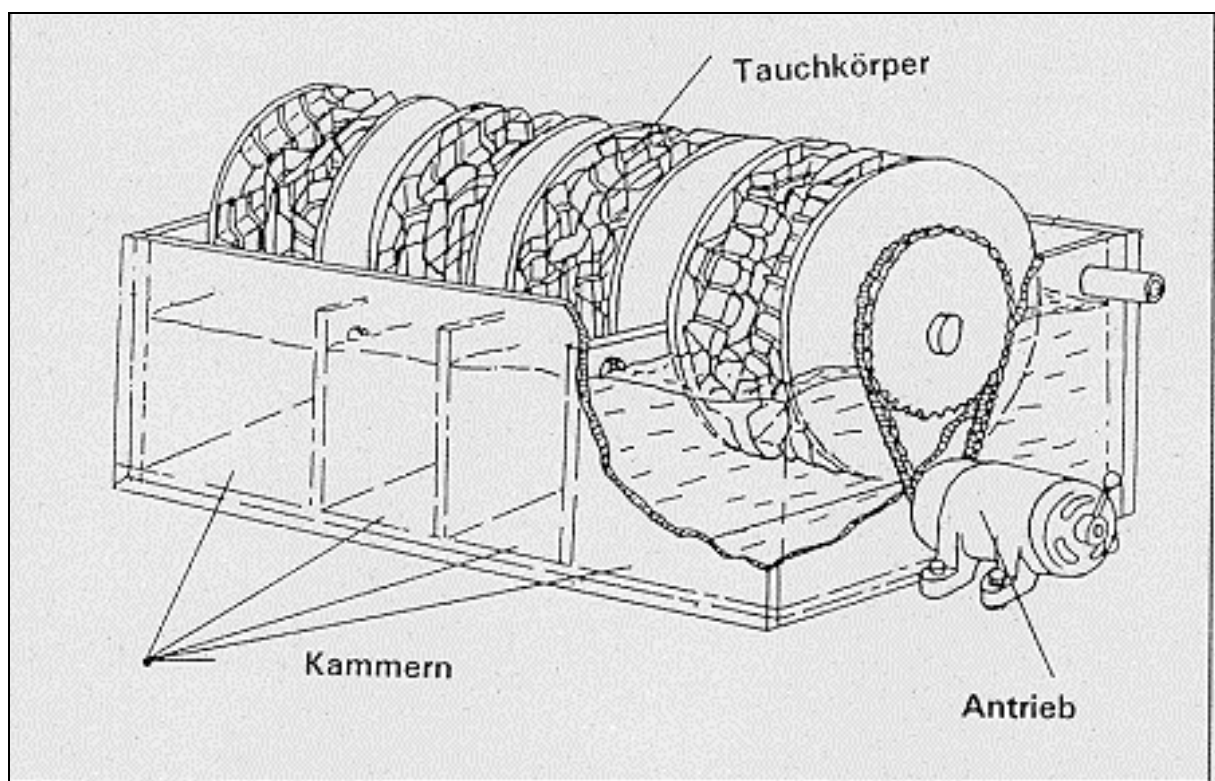


Bild 3.4: Scheiben-Tauchreaktor mit mehreren Kammern

V. Einsatzgebiete/Reinigungsleistung

Mit mikrobiellen Verfahren kann ein sehr breites Spektrum an organischen Verunreinigungen im Grundwasser abgebaut werden. Besonders erfolgreich können mikrobielle Verfahren bei folgenden Kontaminationen eingesetzt werden:

- Mineralölkohlenwasserstoffe
- Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTXE)
- Phenole
- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
(hauptsächlich niedrig siedende wie z.B. Naphthalin)

Generell eignet sich die mikrobielle Behandlung auch zur Reduzierung der Summenparameter BSB und CSB. In Laboranlagen zur Grundwasserbehandlung konnte auch der mikrobielle Abbau vieler weiterer Schadstoffe nachgewiesen werden, hierzu zählen beispielsweise CKW's, Cyanide und Pflanzenschutzmittel.

Während leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe mit einem bis zwei Halogensubstituenten unter aeroben Bedingungen unter Beteiligung spezifischer Enzyme als Katalysatoren durch methylorophe Bakterien gut abgebaut werden, sind polychlorierte HKW's unter diesen Bedingungen persistent. Es gibt jedoch Hinweise, daß beispielsweise Tetrachlorethen unter anaeroben Bedingungen durch das Bakterium "DEHALOSPIRILLUM MULTIVORANS" zum cis-1,2-Dichlorethen dechloriert werden kann [3.60].

Die Reinigungsleistung biologischer Systeme hängt stark von der Grundwasserbeschaffenheit und den Milieubedingungen im Reaktor ab. Als grobe Richtschnur können die angegebenen Restkonzentrationen in Tabelle 3.3 angesehen werden.

Tabelle 3.3: Durchschnittliche Reinigungsendwerte bei der mikrobiellen Grundwasserreinigung

Schadstoff	durchschnittlicher Reinigungsendwert
Mineralöl	50 µg/l
BTXE	2 µg/l
PAK	100 µg/l
Naphthalin	5 µg/l

VI. Betriebssicherheit/Entwicklungsstadium

Während die mikrobielle Reinigung von Abwässern schon seit Jahrzehnten erprobt ist, muß sich diese Technik bei der Grundwasserreinigung erst noch etablieren. In den letzten Jahren wurde jedoch eine ganze Reihe von Grundwassersanierungen erfolgreich mit biologischen Verfahren durchgeführt, so daß einige Vorbehalte gegenüber dieser Technik ausgeräumt wer-

den konnten. Da es sich jedoch um ein System mit lebenden Organismen handelt, ist dieses sehr empfindlich gegenüber äußeren Einflüssen (wie z.B. Temperatur und pH-Wert) oder starken Schwankungen des Milieus.

Ein Nachteil ist sicherlich die lange Anfahrzeit und das Problem, bei längeren Stillstandszeiten (Wochen) die Biomasse in einem aktiven Zustand zu halten.

Die intensive Forschung und Entwicklung bei der mikrobiellen Wasserbehandlung wird zu immer breiteren Anwendungen führen. Durch den Einsatz spezieller Mikroorganismen können auch Schadstoffe abgebaut werden, die von "normalen" Mikroorganismen, wie sie üblicherweise im Klärschlamm vorkommen, nicht angegriffen werden. Weitere Verbesserungen sind auch durch eine Optimierung der Bioreaktoren und der Prozeßsteuerung zu erwarten.

VII. Emissionen/Entsorgung

Bei praktisch allen mikrobiellen Verfahren werden Emissionen an die Luftphase abgegeben. Besondere Vorkehrungen sind bei der Begasung von Grundwasser, das mit leichtflüchtigen Substanzen verunreinigt ist, zu treffen. Daneben können besonders unter anaeroben Bedingungen auch Geruchsstoffe entstehen, so daß eventuell eine gasdichte Abkapselung vorzunehmen ist.

Im Effluent einer biologischen Behandlungsanlage finden sich neben biologisch nicht abbaubaren Stoffen auch Mikroorganismen und eventuell nicht verbrauchte Nährstoffe.

Bei jeder mikrobiellen Wasserbehandlung entsteht eine mehr oder weniger große Menge an Biomasse, die zusammen mit Klärschlamm aus Kläranlagen entsorgt werden kann. Reichern sich jedoch größere Mengen von Schadstoffen an der Biomasse an (z.B. Adsorption von Schwermetallen), kann die Entsorgung erhebliche Probleme und Kosten verursachen.

3.1.4 Chemische Oxidation

I. Kurzbeschreibung

Der Abbau von Schadstoffen erfolgt durch die Zugabe von Oxidationsmitteln. Technisch eingesetzt werden praktisch nur die Oxidationsmittel Wasserstoffperoxid (H_2O_2) und Ozon (O_3).

Die Wirkung der erwähnten Oxidationsmittel kann durch Erzeugung der reaktionsfähigen OH-Radikale bei der Kombination O_3/H_2O_2 -Behandlung oder O_3/UV -Bestrahlung bzw. H_2O_2/UV -Bestrahlung wesentlich verstärkt werden (weitergehende Oxidation). Radikale sind Substanzen mit einem ungesättigten Elektronenpaar, die deshalb sehr reaktionsfähig sind.

II. Technische Grundlagen

Voruntersuchung

Das Grundwasser sollte auf folgende Stoffe, die den Prozeß negativ beeinflussen können, untersucht werden:

- Eisen und Mangan wegen Verbrauch an Oxidationsmitteln und der Gefahr von Ausfällungen und Verockerungen. Die Konzentrationen sollten 5 mg/l nicht deutlich überschreiten.
- Calcium, Magnesium und Kohlenstoffdioxid wegen Ausfällung der entsprechenden Carbonate durch Störung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes.
- Suspendierte Partikel und Trübstoffe, die entweder bei der weitergehenden Oxidation durch Absorption der Strahlung stören oder bei der katalytischen Oxidation den Reaktor verstopfen können.
- Huminartige Stoffe, die zu einem erhöhten Oxidationsmittelverbrauch führen und gleichzeitig UV-Strahlung absorbieren können.
- Radikalfänger wie Carbonat- und Bicarbonationen, die den durch Radikale induzierten Schadstoffabbau bei Konzentrationen ab ca. 100 mg/l deutlich behindern können.
- Nitrat bei der Anwendung der O₃/UV -Technik bzw. H₂O₂/UV -Technik. Hohe Nitratkonzentrationen (> 100 mg/l) absorbieren in erheblichem Maße UV-Strahlung.

In Labor- oder Pilotversuchen muß geklärt werden, ob und welche Schadstoffe abgebaut werden und ob Nebenprodukte entstehen, die eventuell anders entfernt werden müssen. Auch sollte der Oxidationsmittel- und Energieverbrauch bestimmt werden.

Vorbehandlung

Die chemische Oxidation ist ein nicht selektiver Prozeß; d.h. alle oxidierbaren Stoffe werden auch mehr oder weniger oxidiert. Deshalb sollten Störstoffe wie Eisen, Mangan und Huminstoffe unbedingt vorher abgetrennt werden, da die Oxidation dieser Stoffe nur zu einem erhöhten Oxidationsmittelverbrauch und eventuell sogar verminderter Oxidation der Schadstoffe führt.

Eisen kann durch Belüftung (Bildung von Hydroxidniederschlägen) mit anschließender Sedimentation oder Filtration entfernt werden. Mangan wird bis zum Permanganation MnO₄⁻ oxidiert. Dieses kann durch kohlenstoffhaltige Filtermaterialien wieder zu unlöslichen Mangan IV - oxidhydraten reduziert und abfiltriert werden. Der theoretische Ozonbedarf beträgt 0,44 g O₃ je g Eisen und 2,25 g O₃ je g Mangan.

Die Abtrennung suspendierter Teilchen kann durch Filtrationsverfahren oder Flockungsprozesse mit anschließender Sedimentation erfolgen.

Reinigung

Unter dem Begriff "**Chemische Oxidation**" werden eine ganze Reihe von Verfahren zusammengefaßt, die sich deutlich von der "**Biologischen Oxidation**" unterscheiden. Während bei der chemischen Oxidation der Schadstoffabbau durch relativ schnelle Oxidationsreaktionen

meist unter Einwirkung von Radikalen erfolgt, wirken bei der biologischen Oxidation enzymatische Vorgänge. Nicht jeder biologische Abbau ist jedoch notwendigerweise ein oxidativer Abbau (Kapitel 3.1.3).

Die Oxidationsverfahren lassen sich in zwei Kategorien einteilen:

- Einfache Oxidationsverfahren
- Kombinationsverfahren
 - Katalytische Oxidation
 - Weitergehende Oxidationsverfahren (O_3/H_2O_2 und O_3/UV oder H_2O_2/UV)

Bei **einfachen Oxidationsverfahren** wird dem zu behandelndem Wasser ein Oxidationsmittel zudosiert, um die chemische Oxidation durchzuführen. Als Beispiel sei hier die Cyanidgiftung genannt, die seit langem in der industriellen Abwasserreinigung eingesetzt wird. Das für diesen Entgiftungsprozeß eingesetzte Ozon oxidiert das Cyanid CN^- zum Cyanat OCN^- .

Bei **Kombinationsverfahren** wirkt das dosierte Oxidationsmittel Ozon entweder zusammen mit einem Katalysator oder mit H_2O_2 oder UV-Strahlen vorzugsweise mit Wellenlängen $\lambda \leq 254$ nm. Alle Varianten zielen auf die Bildung reaktionsfähiger Radikale ab. Diese Radikale bewirken dann einen Schadstoffabbau.

Die katalytische Oxidation wird zur Zeit hauptsächlich zur Gasreinigung eingesetzt; im Bereich der Altlastensanierung ist dies die Abgasbehandlung nach einer Bodenluftabsaugung oder Stripanlage [3.9, 3.50]. Es laufen jedoch Pilotversuche, dieses Verfahren auch im Bereich der Grundwasserreinigung für die Wasserphase einzusetzen.

Größere Bedeutung bei der Grundwasserreinigung haben bisher nur die Kombinationsverfahren O_3/H_2O_2 und O_3/UV oder H_2O_2/UV erlangt. Beim O_3/H_2O_2 - Verfahren wird ein molares Dosierverhältnis von $O_3 : H_2O_2 = 2:1$ als günstig angesehen. Die Dosierung der wässrigen H_2O_2 - Lösung sollte in das ozonte Wasser möglichst in der Nähe der Ozon-Eintragstelle erfolgen. Beim Ansetzen der H_2O_2 - Lösungen aus den handelsüblichen Konzentraten (bis 600g H_2O_2 pro Liter) sind die Sicherheitsempfehlungen der Hersteller einzuhalten.

Der Ablauf des O_3/UV - Verfahrens oder H_2O_2/UV - Verfahrens kann wie folgt beschrieben werden: Das Oxidationsmittel wird dem kontaminierten Grundwasser zudosiert. In speziellen Reaktoren wird das Grundwasser der UV-Strahlung ausgesetzt. Durch die Einwirkung der UV-Strahlung werden zwei Prozesse in Gang gesetzt:

- Radikalbildung (OH-Radikale)
- Anregung der Schadstoffmoleküle, soweit sie UV-Strahlung absorbieren

Die OH-Radikale greifen die durch die UV-Strahlung angeregten Moleküle unter oxidativem Abbau der Molekülstruktur an. Die dabei ablaufenden einzelnen Reaktionsschritte sind sehr komplex. Maßgebend für den oxidativen Abbau ist das Oxidationspotential des Oxidationsmittels.

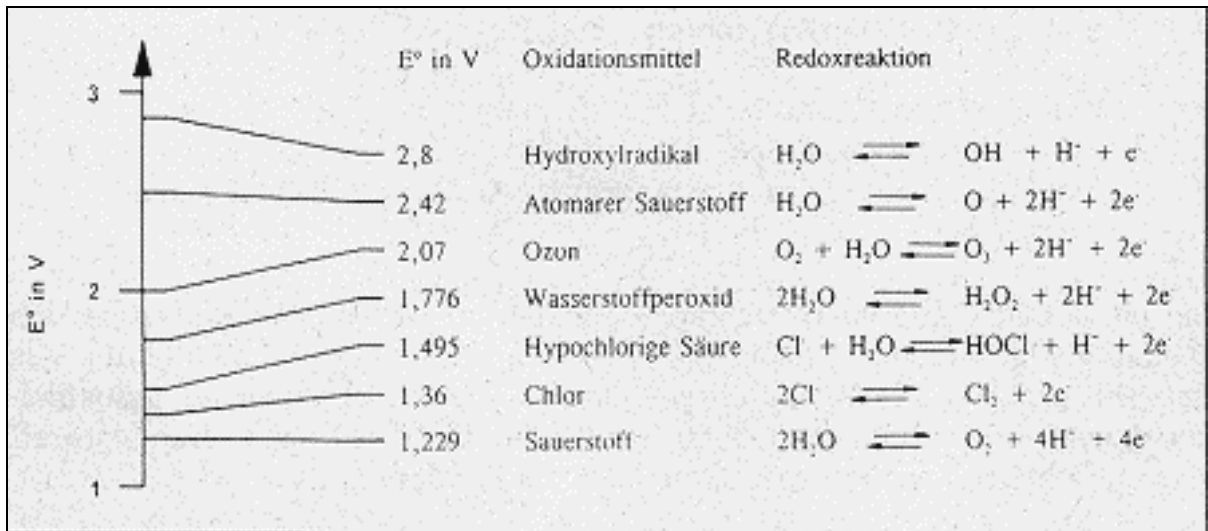


Tabelle 3.4: Oxidationspotentiale einiger Oxidationsmittel im sauren Bereich mit Reaktionsgleichungen [3.56]

In Tabelle 3.4 ist das Normalpotential E^0 verschiedener Oxidationsmittel dargestellt. Dabei weisen die OH-Radikale mit 2,8 Volt ein deutlich höheres Oxidationspotential als andere Oxidationsmittel auf, wodurch sich der effektive Abbau organischer Substanzen durch dieses Oxidationsmittel erklärt [3.56].

Nachbehandlung

Im allgemeinen ist eine Nachbehandlung nicht nötig, da mit der chemischen Oxidation sehr niedrige Restgehalte erzielt werden können. Bei Schadstoffen, die sich nicht oder nur durch stark erhöhten Oxidationsmittelverbrauch abbauen lassen, muß eine Nachbehandlung erfolgen. Bei den Kombinationsverfahren sollen vermehrt Stoffe entstehen, die mikrobiell abbaubar sind, so daß hier eine Teiloxidation mit biologischer Nachreinigung Kosteneinsparungen erbringen könnte.

Bei der Behandlung mit Ozon muß nicht reagiertes Ozon nach Austritt aus dem Reaktor in einem Ozonumwandler zerstört werden.

III. Technische Ausführung

Zur UV-Oxidation werden sehr kompakte Reaktoren eingesetzt, die in der Regel aus einem Edelstahlrohr mit eingesetztem Quarzrohr bestehen (Bild 3.5). Im Quarzrohr befindet sich die UV-Lampe mit einer üblichen Leistung zwischen 1-10 kW. Zum Einsatz kommen Hochdruck- und Niederdruckquecksilberlampen. Die Verweilzeit des Grundwassers liegt im Bereich von 5-10 Sekunden, so daß selbst bei großen Wassermengen der UV-Reaktor sehr klein ausgebildet sein kann.

Bei der Verwendung von H_2O_2 als Oxidationsmittel wird dieses, aus einem Vorratsbehälter kommend, dem Grundwasser beigemischt. Bei Verwendung von Ozon muß dieses erst aus Luft oder Sauerstoff in einem Ozongenerator hergestellt werden und über eine Begasungseinrichtung im Grundwasser gelöst werden. Überschüssiges Ozon muß wegen seiner Giftigkeit nach Austritt aus der Anlage über einen Ozonumwandler zerstört werden. Da die Herstellung

von Ozon teuer ist, wird die Anlage so optimiert, daß nur sehr geringe Mengen in den Ozonumwandler gelangen.

Der Energieeintrag liegt für die Grundwasserbehandlung bei ca. 1 kWh/m^3 Wasser und reicht für stark verschmutztes Grundwasser bis ca. 4 kWh/m^3 . Vor jedem Einsatz einer technischen Anlage müssen Labor- und Pilotversuche durchgeführt werden, um den Einfluß von Störstoffen zu erkennen und den Energieeintrag bzw. die Dosierung des Oxidationsmittels zu optimieren.

IV. Praktische Hinweise

Durch die Oxidation von im Wasser gelösten Stickstoff bzw. gelösten organischen Stickstoffverbindungen kann es zur Bildung von Nitrat kommen. Bei der UV-Bestrahlung von nitrat-haltigen Grundwässern ohne Anwesenheit von Oxidationsmittel wird Nitrat zu Nitrit umgesetzt.

Die Lampenleistung von Quecksilberdampflampen, wie sie für die UV-Oxidation verwendet werden, nimmt mit der Zeit immer mehr ab, so daß die zu Beginn erzielten Reinigungsleistungen geringer werden können.

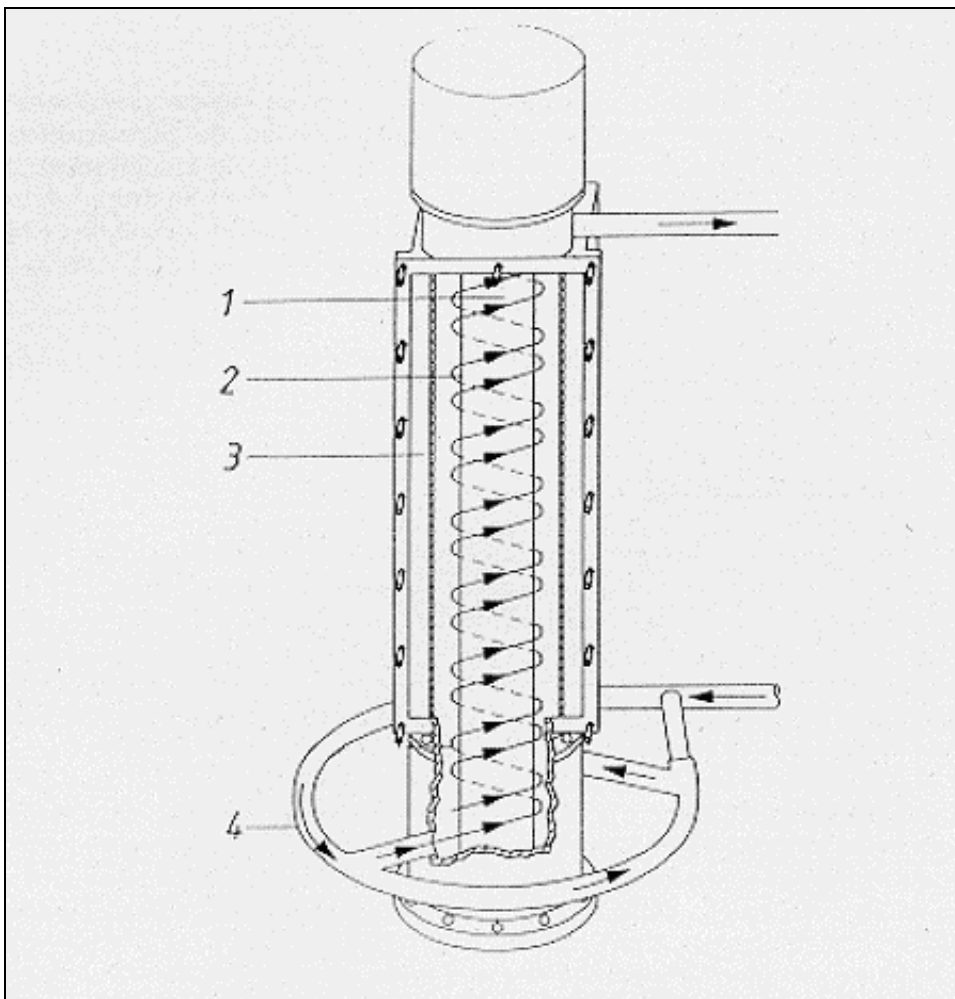


Bild 3.5: Aufbau eines UV-Reaktors am Beispiel eines UviTox-Reaktors; 1-UV-Strahler; 2-Quarzrohr; 3-Edelstahlgehäuse; 4-turbulente Strömungsführung [3.56]

Störstoffe wie z.B. Radikalfänger und organische Substanzen wie z.B. Huminstoffe können den Energie- und Oxidationsmittelverbrauch drastisch erhöhen. Für eine UV-Oxidation sollte das Wasser möglichst partikelfrei sein (Strahlungsabsorption), so daß der Vorbehandlung eine große Bedeutung zukommt.

Bei schwankenden Zulaufkonzentrationen kann eine Nachreinigung durch Aktivkohle wirtschaftlicher sein, da dann das Oxidationsverfahren nicht auf die höchst mögliche Konzentration ausgelegt zu werden braucht. Der Aktivkohlefilter puffert dabei (zeitlich begrenzte) erhöhte Restkonzentrationen bestimmter Stoffe ab und dient gleichzeitig als Polizeifilter.

V. Einsatzgebiete/Reinigungsleistung

Generell lassen sich alle oxidierbaren Verbindungen durch Oxidationsverfahren zerstören. Zusätzlich zu den organischen Verbindungen können auch einige anorganische Verbindungen wie z.B. Cyanide und Ammonium nur durch OH-Radikale oxidiert werden. Für die in der Grundwasserreinigung eingesetzte UV-Oxidation liegen Erfahrungen mit folgenden Schadstoffen vor:

- Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)
- Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTXE)
- Mineralölkohlenwasserstoffe
- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
- Phenole
- Cyanide
- Pflanzenschutzmittel

Für CKW's können in der Praxis meist Reinigungsendwerte $< 10 \mu\text{g/l}$ erreicht werden; für Einzelsubstanzen auch $< 1 \mu\text{g/l}$. Als Faustregel gilt, daß CKW umso besser abgebaut werden, je längerkettig sie sind; C-C-Doppelbindungen lassen sich leichter oxidieren als C-C-Einfachbindungen. In den meisten Fällen dürfte hier die alleinige Anwendung von Ozon ausreichen. Im Gegensatz zu den CKW's gilt für Mineralöl, daß mit zunehmender Moleküllänge der Abbauschwieriger wird.

VI. Betriebssicherheit/Entwicklungsstadium

Die weitergehenden Oxidations-Verfahren sind in der Grundwasserreinigung sehr neue Verfahren. Da verfahrensbedingt praktisch keine Reststoffe anfallen, ist in der Zukunft mit einem vermehrten Einsatz dieser Technologie zu rechnen, um Entsorgungsproblemen vorzubeugen.

Entwicklungen zur Verbesserung der UV-Oxidation sind aus zwei Bereichen, nämlich der Reaktorkonstruktion und der UV-Lampen, zu erwarten. Durch eine Optimierung der Reaktoren, z.B. durch Einbauten oder eine günstige Anordnung der Lampen, kann eine bessere Ausbeute erzielt werden.

Da nur etwa 8-10 % der Lampenleistung im UV-Bereich abgegeben werden, ist die Optimierung der UV-Ausbeute wichtig zur Minimierung des Energieeintrages. Gleichzeitig wird an

der Konstruktion von Lampen gearbeitet, die UV-Licht in einem ganz bestimmten, auf den jeweiligen Schadstoff abgestimmten Wellenlängenbereich, emittieren.

VII. Emissionen/Entsorgung

Da es sich bei der chemischen Oxidation um einen Umwandlungsprozeß handelt, fallen keine Schadstoffkonzentrate an. Es können jedoch noch nicht oxidierte Schadstoffe oder Zwischenprodukte bei unvollständiger Oxidation im gereinigten Grundwasser verbleiben. Ebenso ist die Bildung von Nitrat bzw. Nitrit möglich. Beim Abbau von chlorierten Kohlenwasserstoffen wird der Chloridgehalt im Wasser erhöht. Die Impfung ozonbehandelter Grundwässer mit Bakterien führt in vielen Fällen zur stark beschleunigten Keimvermehrung (Wiederverkeimung).

3.1.5 Ionenaustausch

I. Kurzbeschreibung

Ionenaustausch beschreibt die Adsorption von positiv oder negativ geladenen Ionen an den aktiven Gruppen eines Austauscherharzes. Die Aufnahme der ionischen Schadstoffe erfolgt im Austausch gegen nicht umweltrelevante Ionen wie z.B. Na^+ bzw. H^+ bei Kationen oder OH^- bzw. Cl^- bei Anionen.

II. Technische Grundlagen

Voruntersuchung

Das Grundwasser sollte auf folgende Stoffe, die den Prozeß negativ beeinflussen können, untersucht werden:

- nicht gelöste Partikel (Schwebstoffe) wegen der Verstopfungsfahrer der feinen Harzporen.
- Eisen, Mangan, Calcium wegen der Gefahr von Ausfällungen und Verockerungen. Darüber hinaus werden die Ionen dieser Stoffe selbst an Kationenaustauscherharze gebunden, so daß die Kapazität für die giftigen Schwermetalle geringer wird. Dieser Effekt kann durch schwermetallselektive Harze stark abgemildert werden.
- Ölartige Stoffe und Lösemittel, die das Ionenaustauscherharz zerstören können.

Vorbehandlung

Schwebstoffe werden durch Sedimentation oder Sandfiltration entfernt. Bei hohen Metallionenkonzentrationen empfiehlt es sich, eine Fällung vorzuschalten, um den Ionenaustauscher nicht unnötig zu belasten. Lösemittel sollten vor Eintritt in den Ionenaustauscher möglichst weitgehend, z.B. durch Strippen oder Aktivkohle, aus dem Grundwasser entfernt werden.

Reinigung

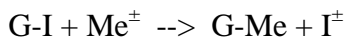
Als feste Ionenaustauscher finden in der Regel Polymerprodukte Verwendung, die in der Lage sind, aus dem Wasser positiv und negativ geladene Ionen zu binden. Ein Ionenaustauscherharz besteht aus:

- dem Grundkörper für das Gerüst (Matrix)
- den funktionellen Gruppen mit den sogenannten Gegenionen, die gegen die Schadstoffionen ausgetauscht werden

Als Grundkörper dienen meist Polymerisationsprodukte (z.B. Polystyrol, Polyacrylat). Als funktionelle Gruppen fungieren in erster Linie:

- SO_3^- für stark saure Kationenaustauscher
- COO^- für schwach saure Kationenaustauscher
- NR_3^+ ($\text{R} = -\text{CH}_3$)
(Typ 1) für stark basische Anionenaustauscher.
Im schwächerbasischen Typ 2 kann eine $-\text{CH}_3$ Gruppe des Restes $-\text{NR}_3^+$ durch eine Alkoholgruppe beispielsweise $-\text{CH}_2-\text{CH}_2\text{OH}$ ersetzt werden
- $\text{N}(\text{CH}_3)_2\text{H}^+$, $-\text{N}(\text{CH}_3)\text{H}_2^+$, $-\text{NH}_3^+$
für schwach basische Anionenaustauscher
- $\text{N}(\text{CH}_2\text{COO}^-)_2$ (Iminodiacetatform)
für Chelat-Harze, die besonders selektiv sind [3.46].

Die Aufnahme von Kationen erfolgt meistens im Austausch gegen Na^+ - oder H^+ -Ionen und bei Anionen gegen OH^- - oder Cl^- -Ionen. Eine allgemein gehaltene Reaktionsgleichung für einen Ionenaustausch lautet:



G ist dabei der unlösliche Harzkörper mit der austauschaktiven Gruppe I. Me könnte ein positives Metallion oder ein negativer Metall- bzw. Cyanidkomplex sein.

Für die Entfernung von Metallionen kommen in der Regel nur selektive, schwach saure Ionenaustauscher und Chelat-Harze zum Einsatz, die gewöhnlich in der Natriumform, d.h. mit Natrium als Gegenionen beladen, vorliegen. Metalle, die zum Beispiel in salzsäurehaltigen Lösungen anionische Komplexe bilden wie $(\text{HgCl}_4)^{2-}$, werden an anionische Austauscherharze gebunden [3.48]. Cyanide können ebenfalls an speziellen Austauscherharzen angereichert werden.

Die nutzbare Kapazität von Ionenaustauscherharzen liegt für zweiwertige Metallionen durchschnittlich bei 0,3-1 Mol pro Liter Harz.

Die aufgenommenen Ionen werden meist durch konzentrierte Säure, seltener durch Lauge oder Salzlösung eluiert. Als Elutionsmenge reicht oft schon das doppelte Reaktorvolumen, so daß die Metallionen in konzentrierter Lösung vorliegen [3.21]. Nach der Regeneration muß das Harz i.d.R. wieder konditioniert werden, d.h. neu mit Austauschionen wie Na^+ beladen werden.

Wie bei der Adsorption kann auch beim Ionenaustausch die Kapazität bei verschiedenen Konzentrationen u.U. mit Hilfe von Sorptionsisothermen nach Freundlich beschrieben werden [3.22]. Dabei nimmt auch beim Ionenaustausch die Beladung mit abnehmender Zulaufkonzentration deutlich ab.

III. Technische Ausführung

Der Einsatz der Ionenaustauscherharze erfolgt wie bei der Aktivkohle-Adsorption überwiegend in Kolonnen-Verfahren mit zwei hintereinander geschalteten Austauschern. Der erste Austauscher kann so bis zur vollen Kapazität beladen werden, während der zweite als Feinfilter wirkt. Beim Austausch der beladenen Kolonne rückt die zweite Kolonne an die erste Stelle, während eine frisch regenerierte an die zweite Stelle gesetzt wird.

Der Betrieb ist sowohl diskontinuierlich als auch kontinuierlich möglich. Der diskontinuierliche Betrieb findet in Festbetten statt, die nach erfolgter Beladung vollständig regeneriert werden müssen. Beim kontinuierlichen Betrieb wird ständig ein Teil des beladenen Harzes am unteren Teil der Kolonne entnommen und durch frisches Harz im oberen Teil ersetzt. Aufgrund der relativ geringen Mengen bei der Grundwasserreinigung und der räumlichen Entfernung zum Regenerationsbetrieb werden ausschließlich diskontinuierlich arbeitende Anlagen bei Grundwassersanierungen eingesetzt.

Die Reaktorvolumenbelastung, auch Beaufschlagung genannt, liegt für selektive Austauscher bei 10 m^3 Wasser pro m^3 Reaktor pro Stunde, wobei Strömungsgeschwindigkeiten von 10-40 m/h erreicht werden [3.24].

IV. Praktische Hinweise

Die trocken angelieferten Austauscherharze quellen bei der ersten Benetzung mehr oder weniger stark auf, so daß die Austauscherkolonnen nicht bis zum Rand befüllt werden dürfen.

Liegen die Zykluszeiten für die Regenerierung weit auseinander, besteht die Gefahr des mikrobiellen Bewuchses auf dem Harz. Dadurch wird die Aufnahme von ionischen Schadstoffen erschwert und es kann zu starkem Druckabfall im Reaktor oder sogar zur Verstopfung der Ionenaustauscheranlage kommen.

V. Einsatzgebiete/Reinigungsleistung

Mit Ionenaustauschern können die meisten geladenen Moleküle (Ionen) abgetrennt werden. Besonders erfolgreich wird der Ionenaustausch bei folgenden Verunreinigungen eingesetzt:

- Schwermetallionen
(Cu^{2+} , Cd^{2+} , Cr^{3+} und Cr^{6+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} , Hg^{2+})
- komplexierte Schwermetalle [HgCl_4]²⁻
- Cyanide

Das Ionenaustauscherverfahren ist besonders wirtschaftlich einzusetzen, wenn das betreffende Schwermetall in geringer Konzentration, vorzugsweise unter 500 mg/l vorliegt [3.21].

Prinzipiell lassen sich mit Ionenaustauschverfahren sehr niedrige Restgehalte realisieren, die z.B. bei der Reinstwasserherstellung oft besser als bei zweifacher Destillation liegen [3.25]. Bei einer Grundwasserreinigung mit vielen verschiedenen Fremdstoffen und einem ökonomisch vertretbaren Aufwand werden in der Regel für Schwermetalle Restkonzentrationen $< 10\mu\text{g/l}$ erzielt.

Mit EDTA oder Organosulfiden komplexierte Metalle können nicht entfernt werden. Andere, häufig in der Galvanotechnik anzutreffende Komplexe, können jedoch in der Regel von Ionenaustauschern gespalten werden [3.26].

VI. Betriebssicherheit/Entwicklungsstadium

Seit vielen Jahrzehnten werden Ionenaustauscher erfolgreich in der Wasseraufbereitung eingesetzt. Durch die Entwicklung schwermetallselektiver Harze wurde diesem Verfahren auch eine breite Anwendung in der Galvano- und Umwelttechnik ermöglicht, wobei der Ionenaustausch zum Stand der Technik zählt.

Entwicklungstendenzen gehen dahin, durch Verfahrensoptimierung mit weniger Regenerierchemikalien auszukommen.

VII. Emissionen/Entsorgung

Beim Ionenaustausch werden ungiftige Ionen gegen giftige Schwermetall bzw. Cyanidionen ausgetauscht. In der Regel handelt es sich bei den ausgetauschten Ionen um Na^+ , Ca^+ , oder Cl^- , so daß die Salzfracht im gereinigten Wasser erhöht wird. Auch bei der Konditionierung der Harze können salzhaltige Abwässer anfallen. Umweltfreundliche Regenerationen schwermetallbeladener Austauscherharze erfolgen nach den Arbeiten von HÖLL [3.59] mit Kohlensäure.

Beladene Ionenaustauscher werden regeneriert, so daß die Schwermetalle bzw. Cyanide in konzentrierter Lösung vorliegen. Im Falle von Schwermetallen kann diese Lösung durch Fällung nachbehandelt werden. Schwermetalle lassen sich im Gegensatz zu organischen Verbindungen aber nicht zerstören, so daß praktisch immer eine Deponierung erfolgen muß. Die Wiedereinführung in den Wirtschaftskreislauf ist i.d.R. ökonomisch nicht sinnvoll oder sogar unerwünscht (z.B. Quecksilber). Lediglich Wertmetalle wie z.B. Chrom könnten durch Elektrolyse zurückgewonnen und wiederverwertet werden.

Die in der aufkonzentrierten Lösung enthaltenen Cyanide lassen sich durch Oxidation zerstören.

3.1.6 Umkehrosmose

I. Kurzbeschreibung

Bei der Umkehrosmose, auch Hyperfiltration genannt, erfolgt die Trennung von Wasser und Schadstoffen über eine semipermeable Membran. Durch diese Membran können Wassermoleküle diffundieren, während Schadstoffmoleküle und selbst Schwermetallionen zurückgehalten werden.

II. Technische Grundlagen

Voruntersuchung

Das Grundwasser sollte auf folgende Stoffe, die die Umkehrosmose negativ beeinflussen können, untersucht werden:

- nicht gelöste Partikel (Schwebstoffe) wegen der Verstopfungsgefahr der Membran (Membranfouling).
- Eisen, Mangan, Calcium, Barium, Sulfate, Carbonate und Silikate wegen der Gefahr von Ausfällungen und Verockerungen auf der Membran. Beim Übertreten des Wassers durch die Membran kommt es zum Aufkonzentrieren des Zulaufwassers. Dabei können die Löslichkeitsgrenzen, besonders der oben genannten Inhaltsstoffe, schnell überschritten werden. Diese Ausfällungen oder Kristallisationen werden Membranscaling genannt.

Von großer Bedeutung sind auch die Adsorptionseigenschaften von Störstoffen auf der Membranoberfläche. Unterschiedliche Membranwerkstoffe weisen häufig stark unterschiedliche Adsorptionseigenschaften für bestimmte Stoffe auf.

Vorbehandlung

Eisen kann durch Belüftung (Bildung von Hydroxidniederschlägen) mit anschließender Sedimentation oder Filtration entfernt werden. Das gleiche gilt für suspendierte Teilchen, wobei die Sedimentation noch durch eine Flockung beschleunigt werden kann. Die Entmanganung erfolgt nach Belüftung des Wassers mikrobiologisch auf nachgeschalteten Sandfiltern.

Sehr kleine Partikel werden durch eine Feinfiltration z.B. mit 5 µm-Kerzenfilter abgeschieden [3.4].

Reinigung

Bei der Osmose stellt sich infolge des Wasserflusses durch die semipermeable Membran von der verdünnten in die konzentrierte Lösung eine hydrostatische Druckdifferenz ein (Bild 3.6). Dieser Zustand wird als osmotisches Gleichgewicht, die entsprechende Druckdifferenz ΔP_I als osmotischer Druck bezeichnet. Meerwasser mit einem Salzanteil von ca. 35 g/l hat z.B. einen osmotischen Druck von 25 bar. Wird der konzentrierten Lösung eine Druckdifferenz Δp aufgegeben, die größer ist als die dem osmotischen Gleichgewicht entsprechende Druckdiffe-

renz ΔPI , so läßt sich der Fluß des Lösungsmittels umkehren. Die Lösung mit der höheren Konzentration kann so weiter aufkonzentriert werden (Bild 3.6).

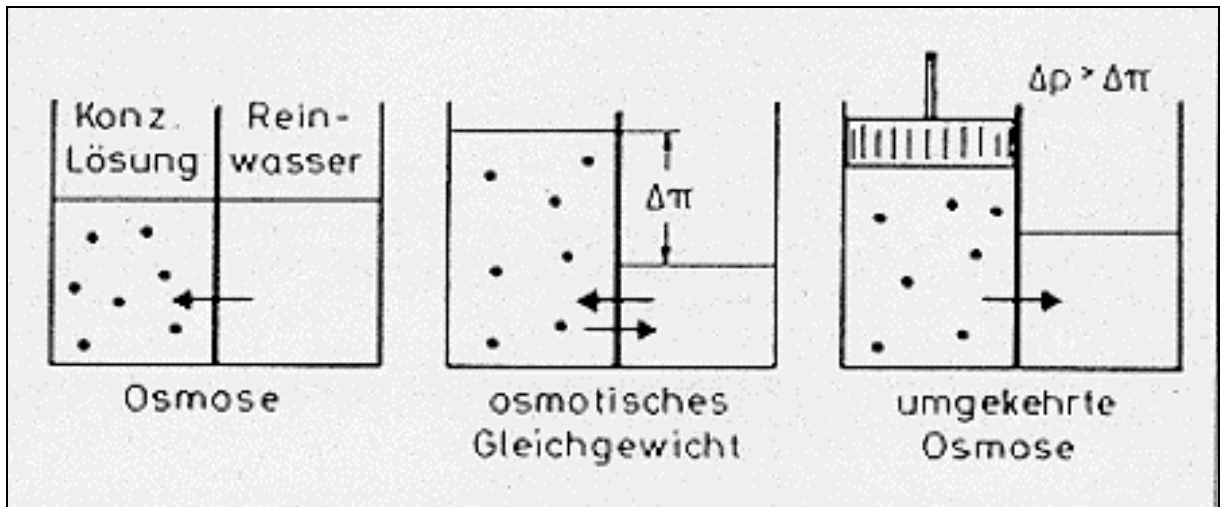


Bild 3.6: Osmose und Umkehrosmose [3.27]

Die bei der Umkehrosmose technisch verwendeten Druckdifferenzen Δp reichen bis 100 bar.

Die Umkehrosmose ist ein Membrantrennverfahren. Andere in der industriellen Wasseraufbereitung eingesetzte Membrantrennverfahren sind:

- Ultrafiltration ($\Delta p = 1 - 10$ bar, Abtrennen von höhermolekularen Stoffen)
- Mikrofiltration ($\Delta p = 1$ bar, Abtrennung kolloidaler und feindisperser Stoffe sowie Mikroorganismen)
- Elektrodialyse (Elektrische Potentialdifferenz, Abtrennung von Ionen mit Hilfe eines elektrischen Feldes)

Diese Verfahren fanden bisher noch keine Anwendung in der Grundwasserreinigung.

III. Technische Ausführung

Membranen

Für die Umkehrosmose kommen praktisch nur asymmetrische Membranen zum Einsatz, wie sie in Bild 3.7 gezeigt sind. Der Trennvorgang erfolgt an der sog. aktiven Schicht, die eine Dicke von etwa $0,2 \mu\text{m}$ aufweisen kann. Die wichtigsten Membranwerkstoffe sind abgewandelte Naturprodukte (z.B. Celluloseacetat) und synthetische Produkte (z.B. Polyamide, Polypropylen) [3.27].

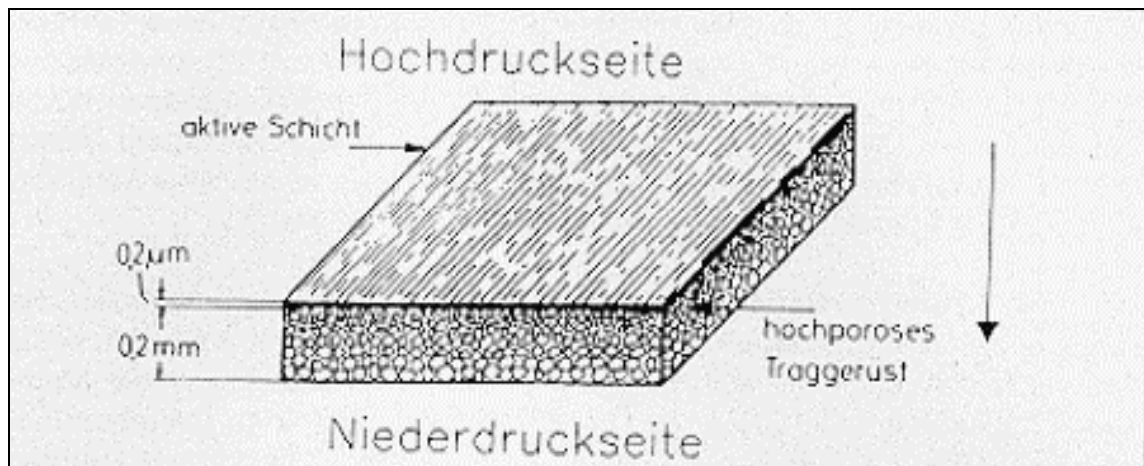


Bild 3.7: Aufbau einer asymmetrischen Flachmembran [3.4]

Modularten

Die Membranen zur Umkehrosmose sind in der Regel schon fertig in einem Modul eingebaut. Dieses Modul besteht aus der Membran, einem Stützelement und einem Druckbehälter. Diese Module können verschiedene Bauformen aufweisen:

- Hohlfasermodule (Kapillarmodule)
- Plattenmodule (Flachmembranmodule)
- Wickelmodule

IV. Praktische Hinweise

Da bei der Grundwasserreinigung immer mit Membranfouling durch Schwebstoffe oder Mikroorganismen gerechnet werden muß, sollten die Membranen leicht austauschbar sein oder die Möglichkeit zur Reinigung besitzen.

In Laborversuchen sollte die Reinigungsleistung ermittelt und der Einfluß der Störstoffe untersucht werden.

V. Einsatzgebiete/Reinigungsleistung

Mit Hilfe der Umkehrosmose lassen sich fast alle organischen und anorganischen Schadstoffe, also auch Schwermetalle abtrennen. Erfahrungen über Reinigungsleistungen liegen jedoch nur für die Anwendung in der Sickerwasseraufbereitung und der Trinkwasseraufbereitung vor. Hierbei können für Schwermetalle Restkonzentrationen $< 10 \mu\text{g/l}$ erzielt werden.

VI. Betriebssicherheit/Entwicklungsstadium

Die Umkehrosmose ist wie alle Membranverfahren eine relativ neue Technik. Als Stand der Technik gilt jedoch schon die Gewinnung von Trinkwasser aus Meerwasser und die Aufarbeitung von nickelhaltigen Galvanikspülbädern durch Umkehrosmose. Während in der Depo-niesickerwasseraufbereitung schon mehrere Umkehrosmoseanlagen installiert sind, liegen in der Grundwasserreinigung fast ausschließlich Erfahrungen aus Pilotprojekten vor.

Daß Umkehrosmose nur in besonderen Einzelfällen bei der Grundwasserreinigung eingesetzt wird und für die anderen Membrantrennverfahren bisher keine Praxisbeispiele vorliegen, ist hauptsächlich in der Empfindlichkeit der Membranen gegenüber Störstoffen, die die Membranen verstopfen (Membranfouling), begründet. Auch die Besiedlung der Membranoberfläche durch Mikroorganismen kann die Reinigung negativ beeinflussen. Darüber hinaus kann die Entsorgung des anfallenden Konzentrates Probleme bereiten.

Verbesserungen der Umkehrosmose wie auch anderer Membrantrennverfahren sind hauptsächlich durch die Entwicklung neuer, robuster und widerstandsfähiger Membranen zu erwarten.

VII. Emissionen/Entsorgung

Beim Einsatz der Umkehrosmose entsteht ein mit den Schadstoffen angereichertes Konzentrat, das weiterbehandelt und entsorgt werden muß. Wie und wo das Konzentrat entsorgt wird, muß schon im Planungsstadium festgelegt werden.

3.1.7 Mechanische Trennverfahren und chemisch-physikalische Vorbehandlung

Die in den vorangegangenen Kapiteln beschriebenen Anlagen zur Grundwasserbehandlung können nur in Ausnahmefällen direkt mit Grundwasser beschickt werden. In der Praxis sind meist Vorreinigungsschritte nötig, um unerwünschte Begleitkomponenten abzutrennen; diese werden meist durch mechanische Trennverfahren vorgenommen. Teilweise findet dabei auch schon eine Eliminierung von Schadstoffen statt. Bild 3.8 gibt einen Überblick der mechanischen Trennverfahren und eventuellen Vorbehandlungsmethoden. So sind die Verfahren Fällung und Flockung immer von einem mechanischen Trennverfahren wie Sedimentation, Filtration oder in besonderen Fällen auch Flotation gefolgt. Eine Fällung kann durch Zugabe von Flockungsmitteln beschleunigt oder verbessert werden.

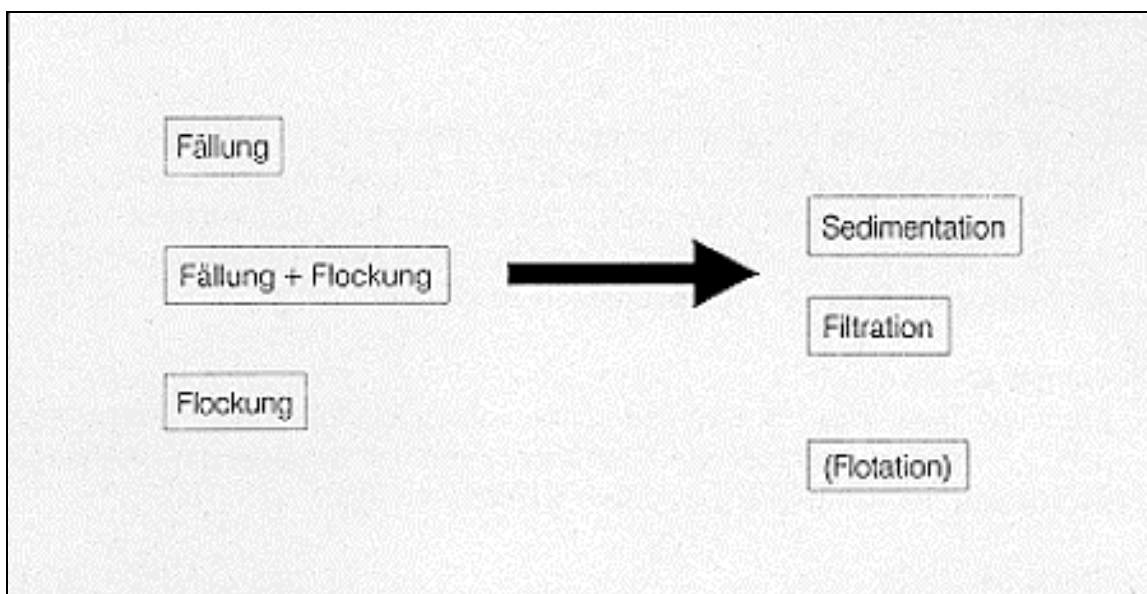


Bild 3.8: Vorbehandlungsverfahren in Kombination mit mechanischen Abtrennverfahren

3.1.7.1 Fällung

I. Kurzbeschreibung

Unter Fällung versteht man das Überführen eines gelösten, meist ionischen Schadstoffes in einen wasserunlöslichen Komplex. Dies geschieht durch Zugabe eines Fällungsmittels und/oder pH-Wert-Änderung. Der Schadstoff wird dabei aus der wäßrigen in eine feste Phase überführt.

II. Technische Grundlagen

Voruntersuchung

Folgende Parameter haben großen Einfluß auf die Fällung und sollten deshalb genau bekannt sein:

- pH-Wert; Die Löslichkeit von Metallen ist sehr stark vom pH-Wert abhängig. Schon leichte Veränderungen können zur Bildung von Ausfällungen oder Remobilisierung führen. In diesem Zusammenhang sollte auch das Puffervermögen des Grundwassers bekannt sein, um den Chemikalienverbrauch bei einer notwendigen pH-Änderung abschätzen zu können.
- Komplexbildner; Komplexbildner wie z.B. Cyanide können eine Fällung deutlich stören oder den Chemikalienverbrauch stark erhöhen. Eventuell ist sogar eine vorherige Zerstörung der Komplexe z.B. durch Oxidation nötig.
- Störstoffe; Störstoffe wie Eisen oder Calcium können Einfluß auf den Chemikalienverbrauch und die Menge des Fällschlammes haben.

Vorbehandlung

Starke Schwankungen in der Zusammensetzung des Grundwassers oder des pH-Wertes können die Fällung stören oder zu einem erhöhten Chemikalienverbrauch führen. Diese Schwankungen können durch einen Puffertank abgemildert werden. Muß der pH-Wert gesteuert werden, so ist eine Dosiereinrichtung mit ausreichender Durchmischung vorzusehen. Schwebstoffe und erhöhte Eisengehalte sollten vorher durch Sedimentation entfernt werden.

Reinigung

Die Überführung gelöster Schadstoffe in unlösliche Verbindungen kann auf verschiedene Arten, die im folgenden beschrieben sind, erfolgen. Allen Verfahren gemeinsam ist die Zugabe eines Fällungsmittels und die anschließende mechanische Abtrennung (meist Sedimentation). Oft werden zur besseren und schnelleren Fällung noch Flockungsmittel hinzugegeben. An den sich bildenden

Fällungsniederschlägen adsorbieren häufig noch andere Schadstoffe, was man als Mitfällen oder auch Coprezipitation bezeichnet. Die Verweilzeiten liegen je nach Methode zwischen 10 und 60 Minuten.

Die **Neutralisationsfällung** gilt als eine zuverlässige und sehr wirtschaftliche Methode zur Metallentfernung, wobei sich Metallhydroxide bilden. In saurer Lösung kommen als Fäl-

schen Substanzen verunreinigte Hydroxid-Niederschläge, deren Wiederverwendung dadurch erschwert werden kann [3.33].

Auch bei der **Carbonat-Fällung** hängen die Restgehalte an Metallionen vom Löslichkeitsprodukt ab. Für zweiwertige Metalle ergeben sich theoretisch fast durchweg niedrigere Restlöslichkeiten als bei der Hydroxid-Fällung [3.30]. Bei der Carbonat-Fällung kann der gleiche Eliminationsgrad schon bei niedrigeren pH-Werten erreicht werden [3.34]. Als weiterer Vorzug gilt die gute Kristallinität des Niederschlags, der eine bessere Filtrierbarkeit und geringen Restwassergehalt des Fällungsschlammes bedingt.

Die Löslichkeitsprodukte der Sulfide nach einer **Sulfid-Fällung** sind so klein, daß sich ein Fremdsalzeinfluß kaum noch auswirkt und die Fällung auch in Gegenwart von Komplexbildnern möglich ist. Ein weiterer Vorteil ist, daß viele Metalle schon bei niedrigen pH-Werten gefällt werden (Bild 3.14).

In der Praxis werden hauptsächlich Schwefelwasserstoff oder Natriumsulfid eingesetzt. Wegen der hohen Giftigkeit dieser Stoffe wird an alternativen Fällungsmitteln wie z.B. Polysulfid geforscht, die jedoch wesentlich teurer sind.

Neben den weit verbreiteten Neutralisations-, Carbonat- und Sulfid-Fällungen gibt es noch eine Vielzahl von weiteren Möglichkeiten zur Ausfällung von Schadstoffen, wie z.B. die Reduktion von wasserlöslichen Metallionen in ihre elementare wasserunlösliche Form [3.42, 3.43].

Eine, auch praktisch angewandte Möglichkeit, ist der Einsatz von polymeren Fällungsmitteln, mit denen sich teilweise auch komplex gebundene Metalle ausfällen lassen [3.44, 3.45]. Diese Fällungsmittel gehören zur Gruppe der Organosulfide, z.B. Thiocarbonsäuren oder Trimer-capto-Verbindungen.

Nachbehandlung

Liegen die Restgehalte an Schwermetallen nach einer Fällung über den geforderten Einleitwerten, müssen Ionenaustauscher zur Feinreinigung nachgeschaltet werden.

III. Technische Ausführung

Siehe mechanische Trennverfahren Sedimentation und Filtration.

IV. Praktische Hinweise

Um Chrom VI als Hydroxid fällen zu können, ist eine vorherige Reduktion zu Chrom III nötig, da Chrom VI eine sehr große Löslichkeit in Wasser aufweist. Die Reduktion kann beispielsweise mit Natriumhydrogensulfit (NaHSO_3) bei niedrigen pH-Werten oder Eisensulfat (FeSO_4) bei hohen pH-Werten durchgeführt werden.

V. Einsatzgebiete/Reinigungsleistung

Bei der Grundwasserreinigung wird das Verfahren der Fällung zur Entfernung von Schwermetallen eingesetzt. Möglich ist auch die Fällung von Phosphaten.

Bei optimal durchgeführten Fällungen sind Reinigungsleistungen von über 99% möglich. Die erzielbaren Restkonzentrationen für einen bestimmten Schadstoff hängen zum einen von der zugegebenen Menge an Fällungsmittel ab und zum anderen von der nachfolgenden mechanischen Abtrennung der Fällungsflocken. Allgemein liegen die Effluentgehalte für die meisten Schwermetalle in einem Bereich von 100 - 200 µg/l.

VI. Betriebssicherheit/Entwicklungsstadium

Die Fällung ist eine etablierte und weit verbreitete Methode zur Metallentfernung in der Abwasserreinigung, da sie im Batchverfahren einfach und ohne komplizierte Anlagen durchführbar ist. Sie gilt als Stand der Technik. Durch die Entwicklung polymerer Fällungsmittel konnte das Verfahren unempfindlicher gegenüber pH-Wert und Salzkonzentration gemacht und der Restgehalt an gelösten Schwermetallen vermindert werden.

VII. Emissionen/Entsorgung

Durch die Überführung von löslichen Schwermetallen in einen Fällungsschlamm entsteht ein Reststoff, der entwässert und entsorgt werden muß. Auf Grund der im Schlamm enthaltenen Nebenverunreinigungen und wahrscheinlich geringem Gehalt an Wertmetallen ist eine Aufarbeitung und Rückführung in den Wirtschaftskreislauf nicht sinnvoll. Da Schwermetalle nicht zerstört oder verbrannt werden können, bleibt nur die Ablagerung auf einer Deponie für besonders überwachungsbedürftige Abfälle (Sonderabfalldeponie).

3.1.7.2 Flockung

I. Kurzbeschreibung

Bei der Flockung werden feinstdispargierte oder kolloidale Teilchen durch Zugabe von Hilfsmitteln in einen Zustand überführt, bei dem eine mechanische Abtrennung z.B. durch Sedimentation möglich ist. Als Flockungsmittel werden meist Eisen- und Aluminiumsalze, als Flockungshilfsmittel hochmolekulare Polymere oder Naturprodukte auf Stärkebasis eingesetzt.

II. Technische Grundlagen

Voruntersuchung

Störstoffe wie Huminstoffe, oder organische Komplexbildner können einen großen Einfluß auf die Menge der verbrauchten Hilfsstoffe und die Reinigungsleistung haben [3.4]. Die Anwesenheit von organischen Komplexbildnern wie z.B. Cyanide kann die Flockung negativ beeinflussen, so daß vorab Laborversuche notwendig sind. Im Laborversuch muß auch der optimale pH-Wert ermittelt werden.

Vorbehandlung

Um Chemikalien zu sparen, sollte versucht werden, einen Großteil der Verunreinigungen ohne Zugabe von Hilfsstoffen durch einfache Sedimentation abzutrennen. Da die Flockung stark

vom pH-Wert abhängig ist, muß eventuell eine pH-Anpassung vorgenommen werden. Konzentrationsschwankungen am Zulauf können die Dosierung der Flockungsmittel erschweren, so daß ein genügend großer Puffertank vorgeschaltet sein sollte.

Reinigung

Bei Suspensionen, deren Feststoffe nur unvollständig oder überhaupt nicht sedimentieren, kann die Zugabe bestimmter Chemikalien dennoch eine Sedimentation bewirken. Bei diesem als Flockung bezeichneten Vorgang werden in der Literatur zwei Prozesse, die Koagulation und die Flocculation, unterschieden [3.30].

Suspensionen können dadurch stabil sein, daß die Teilchen auf der Oberfläche gleiche Ladungen (meist negativ) tragen. Durch **Koagulation** wird das elektrische Potential der Kolloide durch Zusatz von entgegengesetzt geladenen Ionen kompensiert. Der Lösung werden z.B. Eisen- oder Aluminiumsalze zugegeben, deren positive Ionen die negative Oberflächenladung der Teilchen neutralisiert.

Bei der **Flocculation** spielt die Entladung der Kolloidteilchen keine entscheidende Rolle. Vielmehr erfolgt eine Agglomeration (Zusammenbackung) der Teilchen, die teilweise schon durch einfaches Rühren erfolgen kann. Wirkungsvoller ist der Einsatz von Polymeren als Flockungshilfsmittel, die mehrere Teilchen gleichzeitig an sich binden und somit zu einer Vernetzung führen. Dieser Vorgang ist schematisch in Bild 3.13 dargestellt.

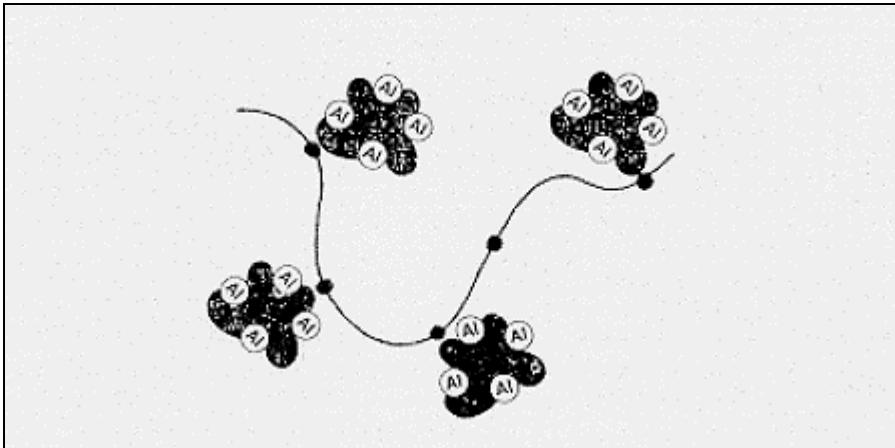


Bild 3.10: Schematische Darstellung der Flockung mit Aluminiumsalz und einem Polymer [3.41]

Bei der Flockung laufen folgende Vorgänge ab [3.30]: Entstabilisierung, Mikro- und Makroflockenbildung, chemische Fällung und Adsorption. Wichtig bei der Flockung ist eine rasche und gründliche Durchmischung des Grundwassers mit den Hilfsstoffen; der Energieeintrag durch Rühren muß so erfolgen, daß die Flocken nicht zerstört werden.

Nachbehandlung

Ziel einer Flockung ist die mechanische Abtrennung der suspendierten Teilchen durch Sedimentation. Möglich ist eine Abtrennung auch durch Filtration in Mehrschichtfiltern oder bei leichten und benetzbaren Flocken durch Flotation. Flockung ist deshalb wie die Fällung immer an ein mechanisches Trennverfahren gekoppelt (Bild 3.8).

III. Technische Ausführung

Siehe mechanische Trennverfahren Sedimentation und Filtration.

IV. Praktische Hinweise

Vor einem Einsatz bestimmter Flockungsmittel ist zu überprüfen, inwieweit sich dadurch eine Verwertung oder Deponierung erschweren kann.

V. Einsatzgebiete/Reinigungsleistung

Die Flockung dient zur Unterstützung mechanischer Trennverfahren und hier besonders der Sedimentation. Auch eine Fällung kann durch Flockung unterstützt werden. Darüber hinaus können in geringen Mengen auch andere Schadstoffe durch Adsorption an den Flocken ausgetragen werden.

Die Reinigungsleistung ist von den Inhaltsstoffen und Art und Menge der Hilfsstoffe abhängig. Einen ebenso großen Einfluß hat jedoch auch die nachgeschaltete mechanische Entfernung der Flocken, so daß beide Verfahren als Einheit betrachtet werden müssen.

VI. Betriebssicherheit/Entwicklungsstadium

Flockung wird schon seit langem in der Abwassertechnik zur Verkürzung der Sedimentationszeiten und Verbesserung der Schlammfiltration eingesetzt. Das Verfahren gilt als Stand der Technik. Durch die Entwicklung neuer Flockungsmittel auf Polymerbasis konnten weitere Verbesserungen und eine Erweiterung der Einsatzbereiche erzielt werden.

VII. Emissionen/Entsorgung

Durch Flockung werden Verunreinigungen aus der wäßrigen in die feste Phase (Schlamm) überführt. Dieser Schlamm stellt meist ein Gemisch aus ungiftigen Eisen- und Huminverbindungen, Fällungsmitteln und Schadstoffen dar. Der anfallende Schlamm muß durch Entwässern z.B. in Filterpressen und eventuell einer anschließenden Trocknung weiter aufkonzentriert und entsorgt werden.

3.1.7.3 Sedimentation

I. Kurzbeschreibung

Sedimentation ist ein physikalischer Vorgang, bei dem suspendierte (nicht gelöste) Teilchen unter dem Einfluß der Schwerkraft aus dem Grundwasser entfernt werden. Dieser Vorgang wird auch Dekantieren genannt. Eine Trennung ist jedoch nur möglich, wenn die suspendierten Teilchen eine größere Dichte als Wasser besitzen.

II. Technische Grundlagen

Voruntersuchung

Falls keine Hilfsstoffe zugegeben werden, ist die Voruntersuchung auf die Ermittlung der zu erwartenden Menge Schlamm begrenzt. Werden Hilfsstoffe zugefügt, um das Ergebnis der Reinigung zu verbessern, ist eine Voruntersuchung wie bei der Flockung notwendig.

Vorbehandlung

Sedimentation wird nur selten als Hauptbehandlungsmethode eingesetzt. Auf eine spezielle Vorbehandlung ist nicht hinzuweisen. Wenn das Absinken als Vorbehandlungstechnik eingesetzt wird, kann das Wasser für diesen Prozeßschritt vorher belüftet werden, um Eisen II durch Oxidation nach Eisen III zu fällen.

Reinigung

Die Absinkgeschwindigkeit der nicht gelösten Teilchen wird bestimmt durch:

- Dichteunterschiede zwischen Teilchen und Wasser: je größer die Differenz umso größer die Sinkgeschwindigkeit.
- Partikelgröße, Partikelgeometrie und die Gesamtmenge an Partikeln. Größere Partikel sinken schneller als kleinere. Ein einzelnes Partikel sinkt schneller als ein dichter Partikelschwarm.
- Die Strömung im Absinkbehälter. Die Strömung wird größtenteils bestimmt vom Grundwasserdurchsatz (Verweilzeit) und der Geometrie der Apparatur. Die Strömung sollte möglichst turbulenzfrei, d.h. laminar ausgeprägt sein.

Aufgrund der Komplexität der Absink- und Flockungsvorgänge werden Becherglasproben zur Ermittlung der optimalen Prozeßbedingungen herangezogen.

Nachbehandlung

Sedimentation wird häufig eingesetzt als mechanische Trennung nach einer Fällung oder Flockung (Bild 3.8). Noch gelöste Schadstoffe werden nur entfernt, wenn sie an den sedimentierten Teilchen adsorbiert sind. Deshalb ist praktisch immer eine Hauptbehandlungsmethode zur Entfernung der Verunreinigungen nachgeschaltet.

III. Technische Ausführung

Schwerkraftabscheider können in zwei Bauformen unterteilt werden:

- einfache Absetzbecken
- Lamellenabscheider

In der Abwassertechnik werden verschiedene Bauformen für Absetzbecken eingesetzt. Diese können sowohl horizontal als auch vertikal durchströmt werden und verschiedene Einbauten haben. Auch für den Schlammaustrag gibt es unterschiedliche technische Lösungen. In Bild 3.11 ist der prinzipielle Aufbau eines Absetzbeckens dargestellt.

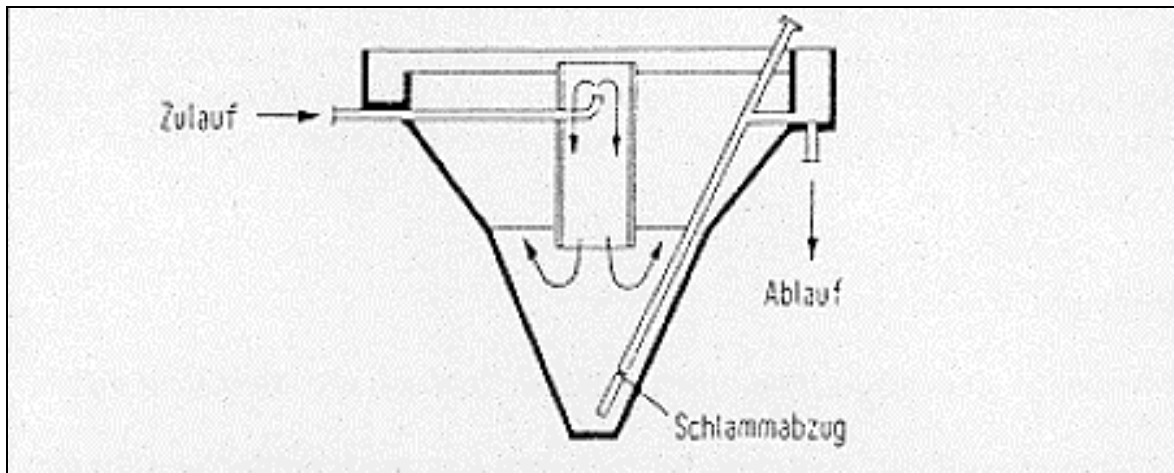


Bild 3.11: Prinzipieller Aufbau eines Absetzbeckens [3.28]

Da einfache Absetzbecken einen großen Platzbedarf haben, gab es schon früh Überlegungen, die Absetzzeit der Feststoffteilchen zu erniedrigen. Hierfür gibt es prinzipiell drei Möglichkeiten:

- Erhöhung der Gravitationskraft durch Zentrifugieren
- Vergrößerung der Feststoffteilchen durch den Einsatz von Flockungsmitteln
- Verringerung der Absetzstrecke durch besondere Einbauten

Der Einsatz von Zentrifugen wird bei feststoffarmen Medien sehr kosten- und arbeitsintensiv und wird deshalb nur bei der Schlammbehandlung nicht durchgeführt. Der Einsatz von Flockungsmitteln zur Bildung größerer und damit schneller sedimentierbarer Flocken wird oft angewendet und ist ausführlich in Kapitel 3.1.7.3 beschrieben. Das Prinzip, durch den Einbau von Lamellen die Absetzstrecke zu verringern, ist in Bild 3.12 dargestellt.

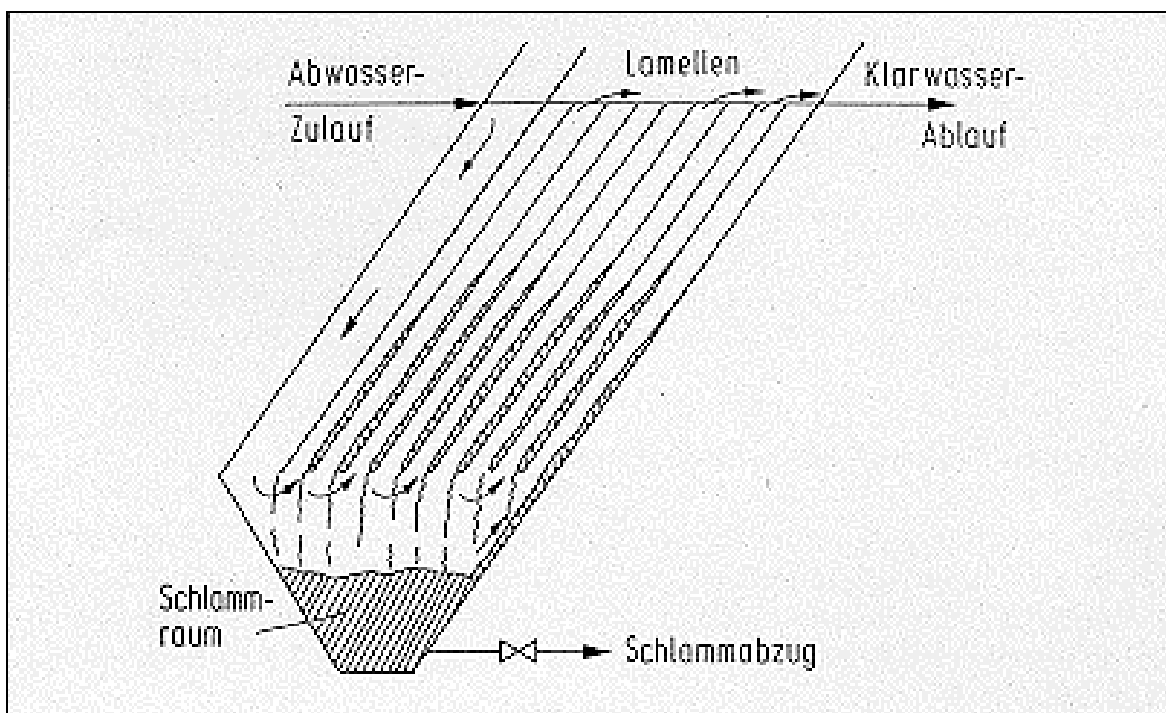


Bild 3.12: Funktionsweise eines Lamellenabscheiders [3.24]

Das zunächst nach unten geleitete Wasser durchströmt den Lamellenabscheider nach oben, wobei die Feststoffteilchen an den Lamellen sedimentieren. Der so sedimentierte Schlamm fällt entgegen der Strömungsrichtung in den Schlammraum. In der Praxis beträgt der Neigungswinkel meist 60°. Der Raumbedarf eines Lamellenabscheiders beträgt nur etwa 10 % des Volumens eines einfachen Absetzbeckens. Die Verweilzeiten liegen in einem Bereich von 5-10 Minuten [3.24].

IV. Praktische Hinweise

Bei Sedimentation ist es wichtig, daß die Fließgeschwindigkeit des Wassers nicht zu hoch ist. Durch hohe Strömungsgeschwindigkeiten können abgesunkene Teilchen wieder mitgerissen werden. Bei zu kurzer Verweilzeit oder zu großer Strömungsgeschwindigkeit des Wassers findet eine selektive Sedimentation der schwersten Teilchen statt.

Beim Einsatz von Lamellenabscheidern werden kurze Verweilzeiten und kurze Sedimentationsstrecken realisiert. Beim Einsatz von Flockungsmitteln ist die Zeit zur Flockenbildung oftmals zu kurz, so daß die Flockung vorher in einem eigenen Becken durchgeführt werden sollte [3.24].

V. Einsatzgebiete/Reinigungsleistung

Sedimentation wird als Vorbehandlungstechnik eingesetzt, um nicht gelöste Partikel wie Ton- und Sandteilchen zu entfernen. Durch vorheriges Belüften

oder pH-Wert Änderung kann Eisen entfernt werden. Als Nachbehandlung wird Sedimentation eingesetzt, um den bei der Schwermetallfällung oder Flockung entstehenden Schlamm zu entfernen.

Durch Adsorption an der festen Fraktion kann auch ein Teil der eventuell anwesenden organischen Verunreinigungen entfernt werden. Auch Schwermetalle können durch Adsorption an Partikel mit entfernt werden.

Durch Sedimentation können bei der Grundwasserreinigung für Trübstoffe Effluentwerte unter 10 mg/l erreicht werden. Die Restkonzentration fester Teilchen ist abhängig von der Ausgangskonzentration und dem Gebrauch von Flockungsmitteln.

VI. Betriebssicherheit/Entwicklungsstand

Bei Schwerkraftsedimentation ist die Betriebssicherheit aufgrund der einfachen Technik sehr hoch. Hierdurch ist wenig Aufsicht und Unterhalt notwendig. Sedimentation ist eine sehr einfache und gut entwickelte Technik, die auch in anderen Bereichen der Wasseraufbereitung seit Jahrzehnten erfolgreich eingesetzt wird.

VII. Emissionen/Entsorgung

Das Effluent enthält nicht entfernte suspendierte Teilchen und gelöste Verunreinigungen. Beim Gebrauch von anorganischen Flockungsmitteln wird außerdem die Salzlast erhöht.

Enthält das Grundwasser flüchtige organische Verbindungen, muß eine gasdichte Sedimentationsanlage verwendet werden.

Der anfallende Schlamm ist abhängig von seiner Zusammensetzung als Abfall oder sogar als besonders überwachungsbedürftiger Abfall anzusehen und sachgerecht zu entsorgen. Letzgenanntes gilt besonders bei Adsorption großer Schadstoffmengen auf der Oberfläche der sedimentierten Partikel oder Fällung von Schwermetallen.

3.1.7.4 Filtration

I. Kurzbeschreibung

Mit Filtration beschreibt man das Abtrennen fester Teilchen aus einer Flüssigkeit mit Hilfe eines Filtermittels. Dieses Filtermittel ist für die wäßrige Phase durchlässig, während die Feststoffe zurückgehalten werden.

II. Technische Grundlagen

Voruntersuchung

Notwendig ist eine Analyse der Schwebstoffgehalte (Trübstoffe), um die Häufigkeit der Rückspülvorgänge und die Schlammmenge abschätzen zu können.

Vorbehandlung

Um den Filter nicht frühzeitig zu verstopfen, sollte die Eingangskonzentration an Trübstoffen unter 0,1 g/l liegen. Hohe Feststoffkonzentrationen führen zu häufigem Rückspülen oder sogar Brückenbildung im Filter [3.28]. Bei höheren Trübstoffgehalten sollte deshalb eine Sedimentation vorgeschaltet werden.

Die Filtrationswirkung kann durch Flockung und/oder Fällung erhöht werden. Nach einer Belüftung oder pH-Änderung des Grundwassers können im Sandfilter die gebildeten Eisenhydroxidniederschläge zurückgehalten werden.

Reinigung

Nach Art der Abscheidungsmechanismen, die im wesentlichen durch bestimmte Eigenschaften der Filtermaterialien bestimmt sind, können folgende drei Filtrationsverfahren unterschieden werden [3.28]:

- Kuchenfiltration (Oberflächenfilter)
- Tiefenfiltration (Kies- und Sandfilter)
- Siebfiltration (u.a. Membrantrennverfahren)

Bei der **Kuchenfiltration** wird der auf der Filteroberfläche abgeschiedene Feststoff dort belassen, so daß sich in Abhängigkeit von der Feststoffmenge ein Filterkuchen aufbaut. Die Suspension wird beim Durchströmen des Filterkuchens gereinigt. Dieses Verfahren wird angewandt, wenn der einfach zu entfernende Filterkuchen das gewünschte Produkt darstellt.

Bei der **Siebfiltration** erfolgt die Trennung durch eine für die suspendierten Partikel nicht durchlässige Barriere. Man erhält auf der einen Seite gereinigtes Wasser und auf der anderen Seite ein mit den Feststoffen angereichertes Konzentrat.

Bei der Grundwasserreinigung hat nur die **Tiefenfiltration** in Sand- oder Kiesbetten als sogenannte Schnellfilter (d.h. mit Förderung des Wassers durch Pumpen) praktische Bedeutung. Von den Membrantrennverfahren wird zur Zeit fast ausschließlich die Umkehrosmose (Hyperfiltration) eingesetzt, die ausführlich in Kapitel 3.1.6 beschrieben ist.

Im Gegensatz zur Kuchen- oder Siebfiltration werden die suspendierten Feststoffteilchen bei der Tiefenfiltration hauptsächlich durch Anlagerung (Adsorption) an das Filtermaterial abgetrennt. Das Zurückhalten der Teilchen an kleinen Poren oder Öffnungen im Filtermaterial spielt nur eine untergeordnete Rolle [3.28]. Die abzuscheidenden Teilchen müssen deshalb so klein sein, daß sie in Poren und Kapillaren des Filtermaterials eindringen können. In Bild 3.13 ist das Innere eines Tiefenfilters und die Anlagerung der suspendierten Teilchen schematisch dargestellt.

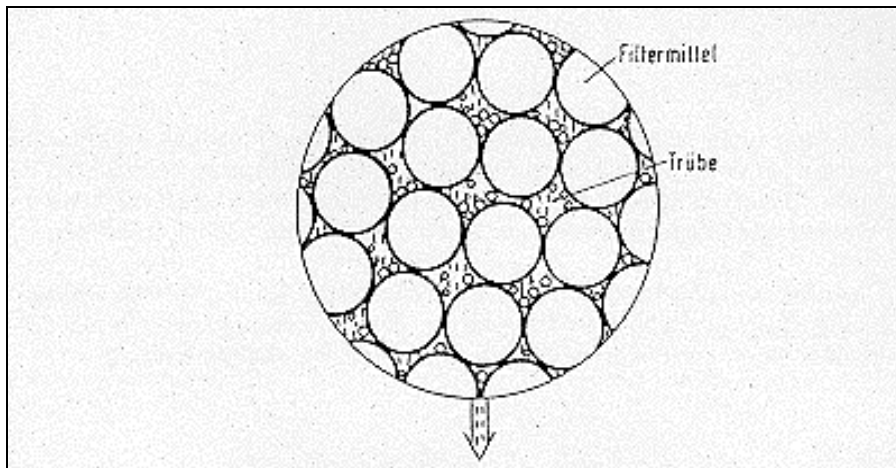


Bild 3.13: Schema der Tiefenfiltration [3.28]

Durch das Anlagern von Feststoffteilchen am Filtermaterial nimmt der Druckabfall ständig zu und die Filterwirkung kann abnehmen. Deshalb muß der Filter periodisch zurückgespült werden; es handelt sich um ein diskontinuierliches Verfahren.

III. Technische Ausführung

Tiefenfiltration findet in einfachen Apparaten aus Stahl oder Kunststoff statt, die mit einer Rückspüleinrichtung versehen sind (Bild 3.14). Als Filtermaterial genügt i.d.R. Quarzsand. Für Mehrschichtfilter werden Kombinationen verschiedener Kornfraktionen (Sand häufig 0,7 - 1,2 mm) und Anthrazit bzw. Koks oder Bims (häufig 1,5 - 2,5 mm) eingesetzt. Die Filter können mit Geschwindigkeiten bis zu 30 m/h durchströmt werden [3.24]. Die Filter können sowohl von unten nach oben, also im Aufstrom, als auch umgekehrt im Abstrom betrieben werden. Die Aufstromfilter haben jedoch den Nachteil, daß sie nur mit relativ geringen Filtergeschwindigkeiten betrieben werden können, da sonst die obere Schicht mit der feinen Körnung mitbewegt wird und schonabgelagerte Stoffe wieder freigibt [3.4]. Eine Ausnahme hierzu bilden die aufwärts durchströmten, mit Polystyrolkugeln beschickten Filter, die sich insbe-

sondere bei der Trinkwasseraufbereitung in Wiesbaden als Flockungsfilter bewährt haben (Refifloc - Prozess).

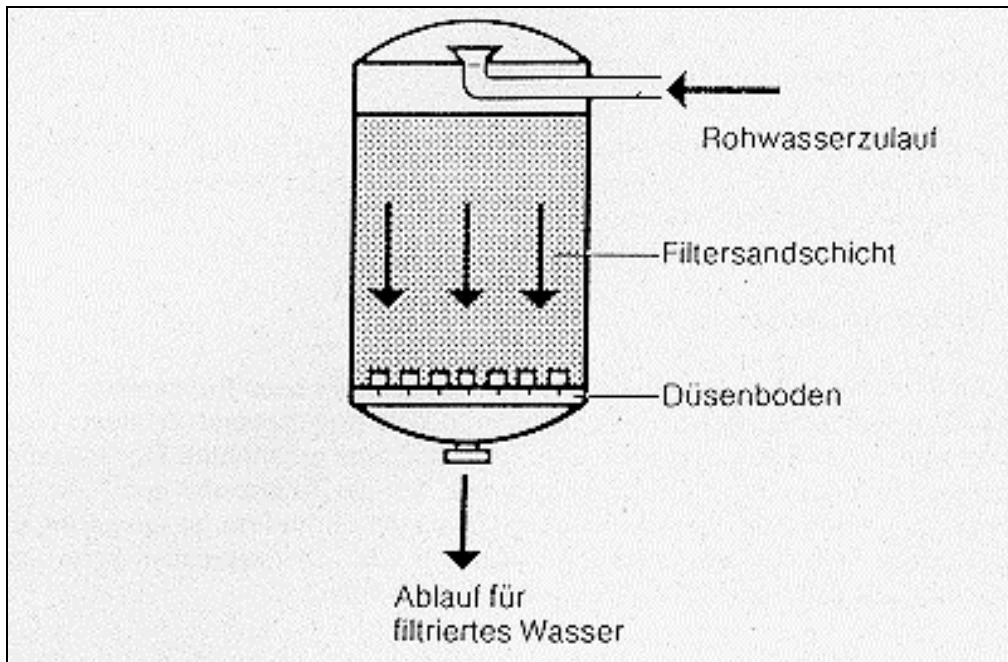


Bild 3.14: Tiefenfilter mit Rückspülvorrichtung

IV. Praktische Hinweise

Dient der Sandfilter der Enteisung, sollte bei Eisenkonzentrationen $> 15 \text{ mg/l}$ eine Sedimentation für die Eisenhydroxidniederschläge vorgeschaltet werden, um den Filter nicht unnötig zu belasten. Zum Erreichen der vollen Wirksamkeit benötigt ein Sandfilter zur Enteisung eine gewisse Einfahrzeit. Bei der Filtration gasgesättigter oder gasübersättigter Wässer kann es im Filterbett zur Bildung von Gaspolstern kommen, die zu den gefürchteten Filterdurchbrüchen führen können.

V. Einsatzgebiete/Reinigungsleistung

Sandfiltration dient der Abtrennung von Feststoffen, wobei Teilchen bis herab zu einer Korngröße von ca. $25 \mu\text{m}$ abgetrennt werden können. Die erreichbaren Filtratqualitäten können je nach Filtergeschwindigkeiten und Korngrößenzusammensetzung unter $0,1$ Trübungseinheiten Formazin liegen. Eine Trübungseinheit Formazin entspricht ca. $2,5 \text{ mg/l SiO}_2$.

Nach einer Flockung bzw. Fällung (z.B. Enteisung) können die entstandenen Niederschläge durch Filtration abgetrennt werden. Gute Filterleistungen für Enteisungsfilter (Eisenkonzentration ca. 1 mg/l) liegen über 500 m^3 Wasser pro m^2 Filterfläche bei 1 m Betthöhe des Sandes ($0,7 - 1,2 \text{ mm}$).

Der Abscheidegrad für Schwebstoffe liegt abhängig vom benutzten Filtermaterial bei $70-90 \%$ [3.29]. Allgemein gilt, daß mit abnehmender Filtergeschwindigkeit und Korngröße der Sandpartikel eine Verbesserung der Filtratqualität einhergeht. Die Reinigungsleistung bei der Filtration ist besser als bei der Sedimentation.

VI. Betriebssicherheit/Entwicklungsstadium

Die Filtration in Sand- oder Kiesbetten ist eine sehr einfache und sichere Trennoperation. Es handelt sich um ein in der Wasseraufbereitung seit Jahrzehnten erfolgreich eingesetztes Verfahren.

VII. Emissionen/Entsorgung

Die im Filter zurückgehaltenen Schwebstoffe gelangen beim Rückspülen in die Spülflüssigkeit. Die Rückspülung kann mit Luft und Wasser erfolgen. Die Rückspülpumpen sind so zu dimensionieren, daß eine erkennbare Fluidisierung (Bettausdehnung) des Filtermediums erfolgt. Bei der Auslegung der Filter ist darauf zu achten, daß bei der Rückspülung kein Filtermaterial ausgetragen wird. Durch Sedimentation und Entwässerung z.B. in Filterpressen kann der Wassergehalt des Schlammes weiter reduziert werden.

3.1.7.5 Ölabscheidung

I. Kurzbeschreibung

Die Trennung von Öl und ähnlichen Stoffen von Wasser erfolgt mit Hilfe ihres Dichteunterschiedes (Leichtstoffabtrennung). Die leichtere Ölphase schwimmt auf dem Wasser auf und kann abgesaugt oder abgeschöpft werden (Trennung durch Dichteunterschied der beiden Phasen).

II. Technische Grundlagen

Voruntersuchung

Das im Grundwasser enthaltene Mineralöl muß in Phase oder dispergiert vorliegen, sonst ist eine Trennung allein auf Grund des Dichteunterschiedes nicht möglich.

Vorbehandlung

Bei größeren Mengen an Schwebstoffen oder Ölschlamm sollte eine Schlammabtrennung (Sedimentation) vorgeschaltet oder im Ölabscheider integriert sein.

Reinigung

Unter Vergrößerung des Fließquerschnittes und der Oberfläche erfolgt eine Beruhigung des Öl/Wassergemisches. Im Abscheider vollzieht sich dann ausschließlich unter dem Einfluß der Schwerkraft die Entmischung der leichteren Mineralölphase von der schwereren Wasserphase (Bild 3.15). Der sich an der Wasseroberfläche bildende Ölfilm wird abgesaugt.

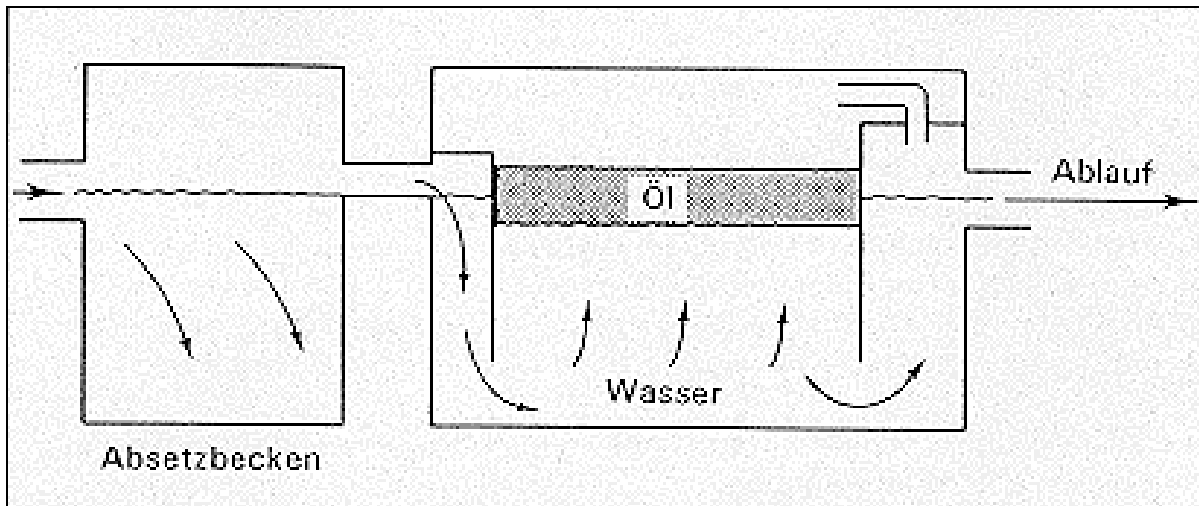


Bild 3.15: Ölabscheider mit vorgeschalteter Schlammreinigung [3.35]

Während die oben beschriebenen Ölabscheider ausschließlich nach den Grundsätzen der Schwerkraft arbeiten, werden bei Koaleszenzabscheidern zusätzlich die physikalischen Vorgänge Adsorption und Koaleszenz genutzt. An der Oberfläche des Adsorptions-Koaleszenz-Materials lagern sich disperse und feindisperse Öltröpfchen an (Adsorption) und fügen sich dann zu einem Ölfilm zusammen (Koaleszenz). Ab einer gewissen Schichtdicke reißt der Film ab und es bilden sich größere Tröpfchen, die im Abscheider aufsteigen. Dies ist schematisch in Bild 3.16 dargestellt.

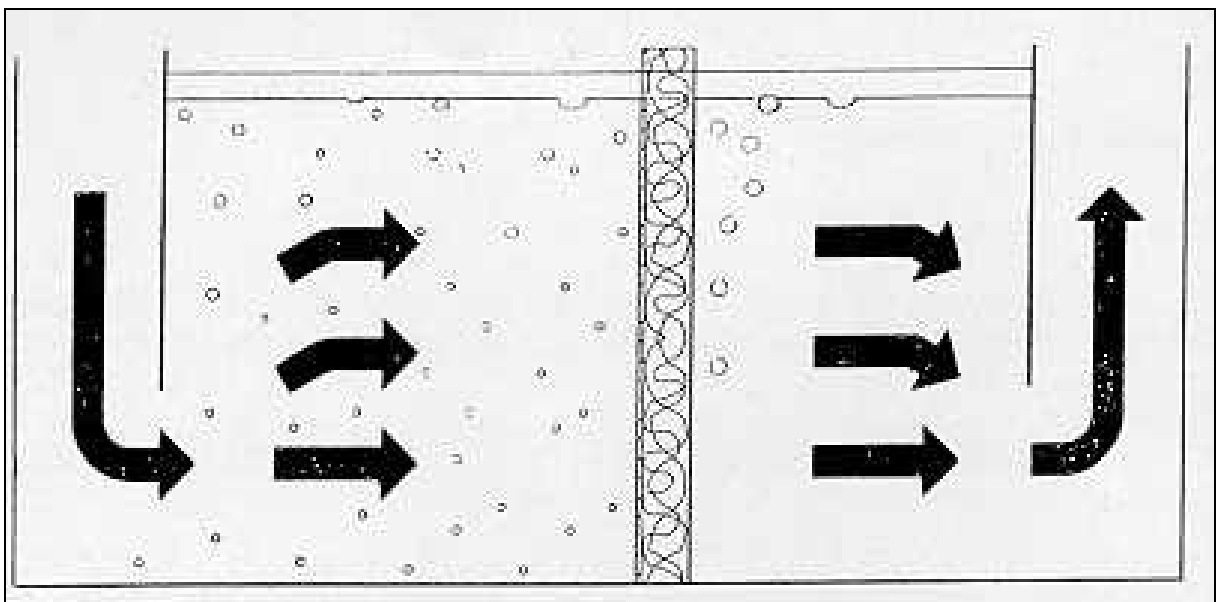


Bild 3.16: Schematische Darstellung der Wirkungsweise eines Adsorptions-Koaleszenz-Abscheiders [3.36]

III. Technische Ausführung

Siehe Absatz II.

IV. Praktische Hinweise

Ölabscheider nach DIN 1999 werden durch Beaufschlagung eines Öl/Wassergemisches über ein Gefälle von 5% geprüft. Während bei dieser Prüfung das Gemisch mit eigener Kraft durch den Ölabscheider fließt, werden in der Praxis der Grundwasserreinigung dafür immer Pumpen verwendet. Je nach Art der verwendeten Pumpe kann es zu einem Dispergieren des Öl/Wassergemisches kommen, was zu einer erschwerten Abscheidung führt. Bei Ausschreibungen und Angeboten sollte deshalb auf erzielbare Restgehalte im Sanierungsbetrieb geachtet werden und nicht nur auf die nach DIN erzielten Restgehalte.

Die Wasserfüllung im Abscheider ist unbedingte Voraussetzung für ein Funktionieren der Leichtstoffabtrennung.

V. Einsatzgebiete/Reinigungsleistung

Ölabscheider oder allgemeiner Leichtstoffabscheider werden hauptsächlich zur Trennung von Öl und Benzin, die in Phase oder dispergiert vorliegen, verwendet. Mit Ölabscheidern lassen sich Medien mit Dichten bis maximal $0,95 \text{ g/cm}^3$ abtrennen.

Für Ölabscheider nach DIN 1999 Teil 1-3 gelten 20 mg/l und für Koaleszenzabscheider nach DIN 1999 Teil 4-6 gelten 5 mg/l als Maximalkonzentration an Mineralölkohlenwasserstoffen am Ausgang. In der Praxis können diese Werte teilweise unterschritten werden.

VI. Betriebssicherheit/Entwicklungsstadium

Ölabscheider werden seit Jahrzehnten erfolgreich eingesetzt und gelten als Stand der Technik. Aufgrund ihrer einfachen Bau- und Funktionsweise sind größere Störungen oder Probleme nicht zu erwarten.

VII. Emissionen/Entsorgung

Das aus dem Ölabscheider abgesaugte Benzin und eventuell auch anfallender Ölschlamm müssen fachgerecht entsorgt werden.

3.1.8 In-situ-Reinigungsverfahren

I. Kurzbeschreibung

Bei in-situ-Verfahren wird das verunreinigte Grundwasser nicht an die Oberfläche gepumpt und dort in eine Behandlungsanlage eingespeist, sondern der Grundwasserleiter wird an Ort und Stelle saniert. Dabei ist eine Abgrenzung zur in-situ-Bodenreinigung nicht immer gegeben.

Beim in-situ-Strippen wird in den kontaminierten Grundwasserleiter Luft eingeblasen, die die leicht flüchtigen Schadstoffe in die Bodenluft austreibt. Die belastete Bodenluft wird abgesaugt und on-site behandelt.

Durch die Zugabe von Elektronenakzeptoren (z.B. Sauerstoff) und Nährstoffen in den Grundwasserleiter soll bei der in-situ-Biologie der Abbau von Schadstoffen durch Mikroorganismen erfolgen. Der gesamte Grundwasserleiter dient dabei praktisch als Bioreaktor, in dem die Schadstoffumwandlung durchgeführt wird.

Ein umfassender Überblick über in-situ-Verfahren wird im Handbuch "Hydraulisch-pneumatische in-situ-Verfahren" [3.58] gegeben.

II. Technische Grundlagen

Voruntersuchung

Eine gründliche geologische und hydrogeologische Untersuchung ist unbedingte Voraussetzung für den erfolgreichen Einsatz von in-situ-Techniken. Durch den Eintrag von Luft im Brunnenschacht besteht die Gefahr der Verockerung und Versinterung (Kapitel 5.2.1) sowohl der Pumpen, Gasdüsen als auch des Brunnens selber. Deshalb sind Analysen auf Eisen, Mangan und Calcium notwendig.

Vorbehandlung

Eine Vorbehandlung ist aus Platzmangel nicht möglich.

Reinigung

Bei den in-situ-Verfahren wird durch den Brunnenaufbau eine Zuströmung des kontaminierten Grundwassers und eine Abströmung des gereinigten Abwassers in zwei verschiedenen Tiefen des Grundwasserleiters erzeugt (Bild 3.17).

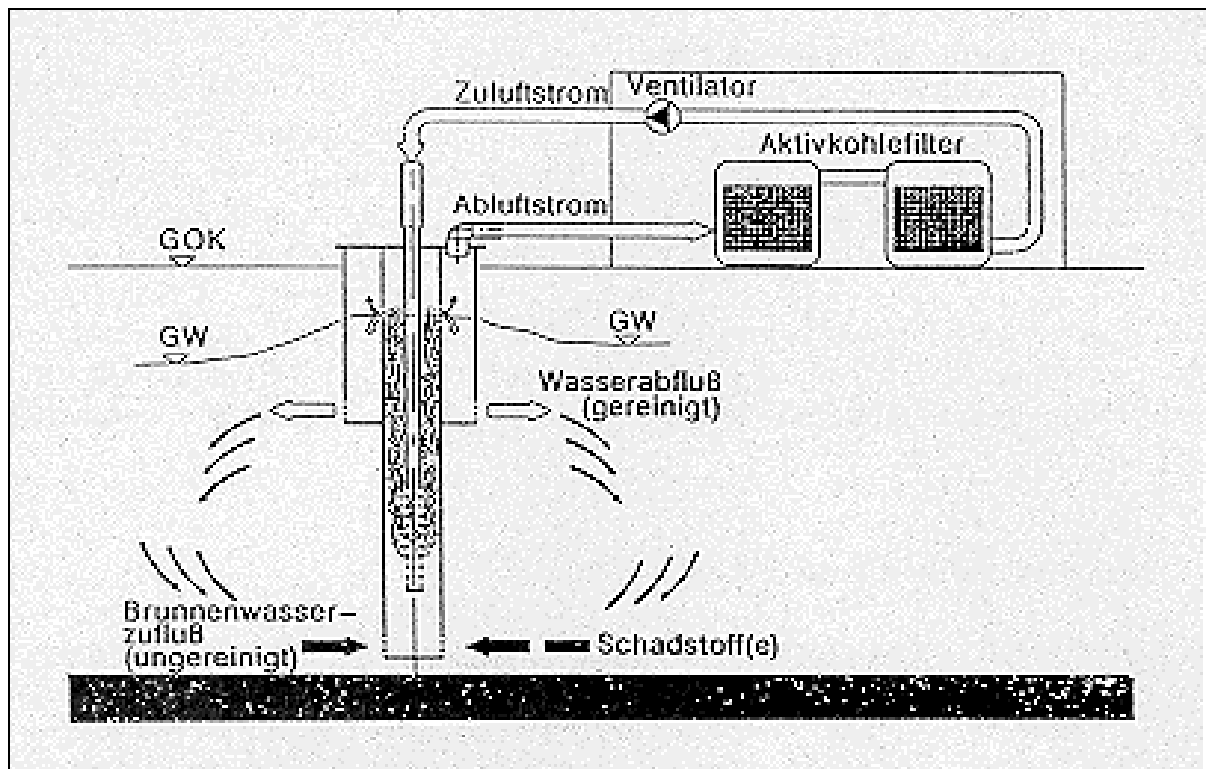


Bild 3.17: In-situ-Strippen mit Kreislaufführung der Luft [3.37]

Eine solche Anlage besteht im wesentlichen aus der Luftzuführung im unteren Grundwasserbereich, die eine Vertikalströmung induziert (Mammutpumpe), einem verfilterten Förderrohr, durch das kontaminiertes Wasser angesaugt wird und einem Wasserabfluß. Die Vertikalströmung kann durch den Einbau einer Pumpe noch verstärkt werden [3.39, 3.40]. Durch die im Förderrohr aufsteigenden Luftblasen wird eine Zone mit hoher Turbulenz erzeugt, die es leichtflüchtigen Schadstoffen ermöglicht, aus dem Grundwasser in die Luftphase überzutreten. Durch Anlegen eines Vakuums (Unterdruck-Verdampfer-Brunnen) kann dieser Stoffübergang noch erhöht werden. Das gereinigte Wasser tritt in das obere Mantelrohr über und kann dort wieder in den Grundwasserleiter abströmen.

Die Zirkulationsströmung kann ebenfalls dazu dienen, Nährstoffe und Elektronenakzeptoren wie z.B. Sauerstoff oder Nitrat im Grundwasserleiter zu verteilen und so einen mikrobiellen Abbau zu induzieren. Die Zweiphasenströmung von Wasser und Gas im Brunnenschacht stellt sicher, daß gasförmige und flüssige Zusätze mit dem Grundwasser gut durchmischt werden. Befinden sich stripbare Schadstoffe im Grundwasser, so können diese gleichzeitig mitbehandelt und on-site z.B. über Aktivkohle gereinigt werden. Die Übergänge zwischen in-situ-Biologie und -Strippen sind daher fließend. Auch ist eine scharfe Abgrenzung zwischen Boden- und Grundwasserreinigung nicht immer gegeben, wenn z.B. sowohl der Boden als auch das Grundwasser in-situ behandelt werden.

III. Technische Ausführung

Siehe Absatz II unter Beschreibung "Reinigung".

IV. Praktische Hinweise

Für jedes zu behandelnde Grundwasserstockwerk ist eine separate Zirkulationsströmung notwendig.

V. Einsatzgebiete/Reinigungsleistung

Mit in-situ-Verfahren lassen sich prinzipiell alle stripbaren und biologisch abbaubaren Schadstoffe behandeln. Der Einsatzbereich ist jedoch eingeschränkt auf gleichförmige Lockergesteine bzw. gut durchlässige Böden. Auch können gespannte Grundwasserleiter nicht behandelt werden.

Bei in-situ-Verfahren wird das Grundwasser solange durch den Reinigungsbrunnen gepumpt, bis die Sanierungszielwerte erreicht sind. Es können deshalb nicht wie bei den anderen Techniken Zulauf- und Ablaufwerte verglichen werden.

VI. Betriebssicherheit/Entwicklungsstadium

Es handelt sich um eine sehr neue Technologie, die erst seit wenigen Jahren erprobt wird. Zur Zeit sollen jedoch in Deutschland schon mehr als 50 in-situ Grundwassersanierungen nach dem Prinzip des Unterdruck-Verdampfer-Brunnens im Betrieb sein [3.38]. Genehmigungstechnisch sind in-situ-Verfahren jedoch sehr problematisch, da die Ermittlung des Einzugsbereiches der Maßnahme und die Erfolgskontrolle sehr schwierig ist [3.57].

Beim Einsatz von in-situ-Techniken sind zwei Erlasse des Ministeriums für Umwelt Baden-Württemberg zu beachten:

1. Sanierung von CKW-Schadensfällen, Einsatz des Unterdruckverdampferbrunnen-Verfahrens (UVB-Verfahren), 31.01.1991, Az.: 34-8932.50
2. Einsatz von Grundwasserzirkulationsbrunnen (GZB), 30.09.1992, Az.: 34-8932.50

VII. Emissionen/Entsorgung

Werden im Brunnen Schadstoffe gestrippt, müssen diese aus der Stripluft Übertage z.B. durch Aktivkohlefilter entfernt werden.

Durch die induzierte Zirkulationsströmung können eventuell Bereiche kontaminiert werden, in denen sich vorher keine Schadstoffe befanden.

3.1.9 Beispiele für Grundwasserbehandlungsanlagen

Aktivkohle-Adsorption

In Bild 3.18 ist eine Grundwasserbehandlungsanlage nach dem Prinzip der Aktivkohle-Adsorption dargestellt. Solche verfahrenstechnisch relativ einfachen und robusten Anlagen können zur Entfernung der meisten im Grundwasser vorkommenden Schadstoffe (z.B. CKW, BTXE, PAK usw.) eingesetzt werden. Das aus einem oder mehreren Entnahmebrunnen geförderte Grundwasser gelangt zunächst in einen Vorratsbehälter. Sinkt der Wasserspiegel im Vorratsbehälter unter einen vorgegebenen Wert, wird über einen Füllstandsmesser mit angeschlossener Regeltechnik (FqIC) die gesamte Reinigungsanlage abgeschaltet, um das Trockenlaufen zu verhindern. Durch Belüften des Vorratsbehälters kann Eisen oxidiert werden. Die sich bildenden Eisenhydroxidniederschläge werden ebenso wie Schwebstoffe und andere feinste Partikel im Sandfilter abgeschieden. Diese Vorbehandlung ist notwendig, da ansonsten durch die Schwebstoffe die feinen Poren der Aktivkohle verstopfen würden. Die eigentliche Reinigung erfolgt in den beiden sich anschließenden Aktivkohlefiltern. Oft werden zwei Filter in Reihe geschaltet, wobei der erste Filter den Großteil der Schadstoffe adsorbiert, während der zweite die Feinreinigung übernimmt oder nur zur Sicherheit, als sogenannter "Polizeifilter", dient. Ist der erste Filter mit Schadstoffen beladen oder sogar schon durchgebrochen, wird er ausgetauscht und deponiert oder regeneriert. Der zweite Filter rückt an die erste Stelle und ein frischer bzw. regenerierter Aktivkohlefilter wird an die zweite Position geschaltet. Ist der Spülwasserbehälter mit Wasser gefüllt, wird die Anlage für die Rückspülung der Filter umgeschaltet. Spülwasser fließt durch den Sandfilter und die beiden Aktivkohlefilter in den Ablaufbehälter. Ein Durchflußmesser (FQ) misst den Durchfluß.

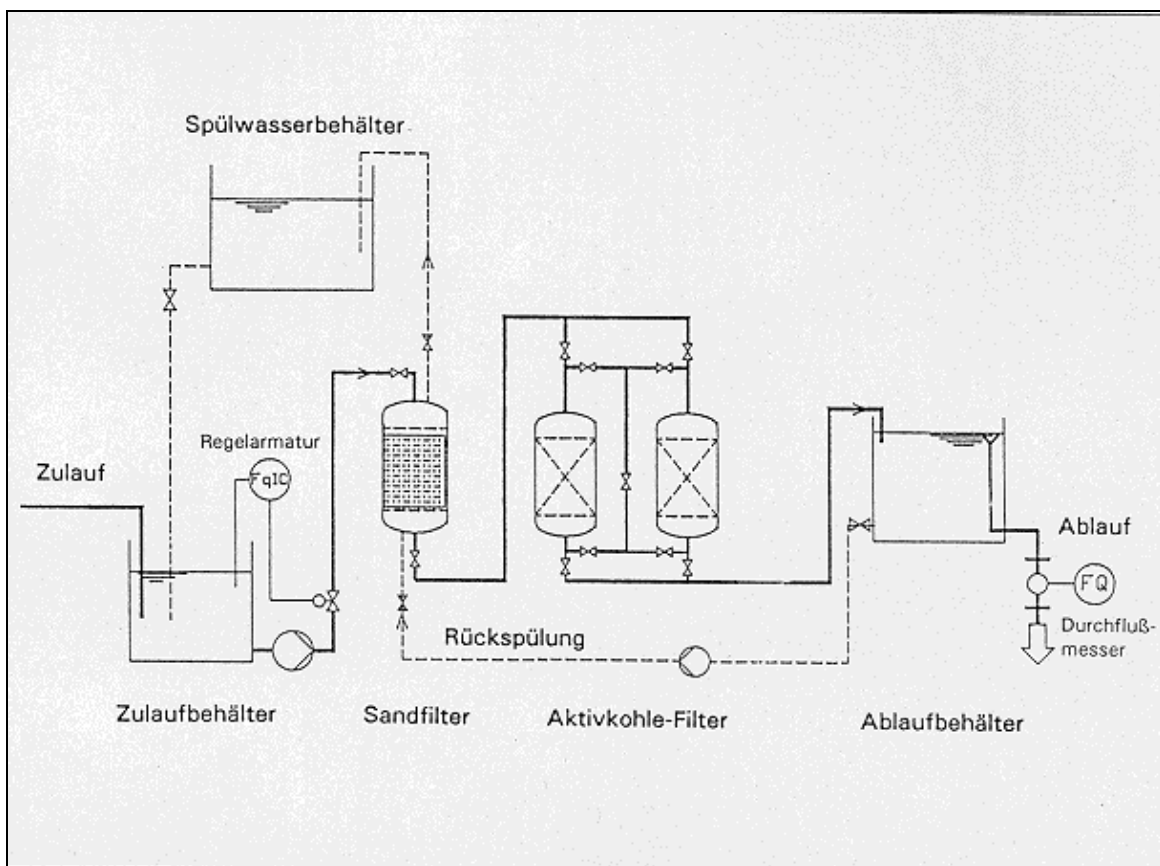


Bild 3.18: Vereinfachtes Verfahrensfliesschema einer Grundwasserbehandlungsanlage mit Aktivkohle-Adsorption

Das gereinigte Grundwasser wird meist nicht direkt, sondern über einen Puffertank abgeleitet; die genaue Wassermenge wird dabei über einen Durchflußmesser (FQ) registriert. Konzentrationsschwankungen können durch den Ablaufbehälter ausgeglichen werden, und das gereinigte Grundwasser kann für betriebliche Zwecke verwendet werden. Hierzu zählt insbesondere das Rückspülen des Sandfilters (gestrichelte Linie). Ist der Sandfilter mit Trübstoffen beladen, muß er durch Rückspülen gereinigt werden. Das dann mit den Trübstoffen beladene Spülwasser gelangt in den Spülwasserbehälter, wo die Trübstoffe sedimentieren. Nach der Sedimentation wird das Wasser über den Zulaufbehälter erneut der Reinigungsanlage zugeführt (gestrichelte Linie).

Luft-Strippen

In Bild 3.19 ist eine Grundwasserbehandlungsanlage nach dem Prinzip Luft-Strippen dargestellt. Solche Anlagen werden zur Entfernung von flüchtigen Verunreinigungen im Grundwasser, insbesondere CKW, eingesetzt. Analog zur Anlage in Bild 3.18 gelangt das Grundwasser zunächst in einen Zulaufbehälter und von dort über eine Pumpe zur Vorbehandlung in einen Sandfilter. Wird der Grundwasserzufluß unterbrochen, so sinkt der Wasserspiegel im Zulaufbehälter und ab einem vorgegebenen Füllstandsniveau wird die gesamte Anlage abgeschaltet (FqIC).

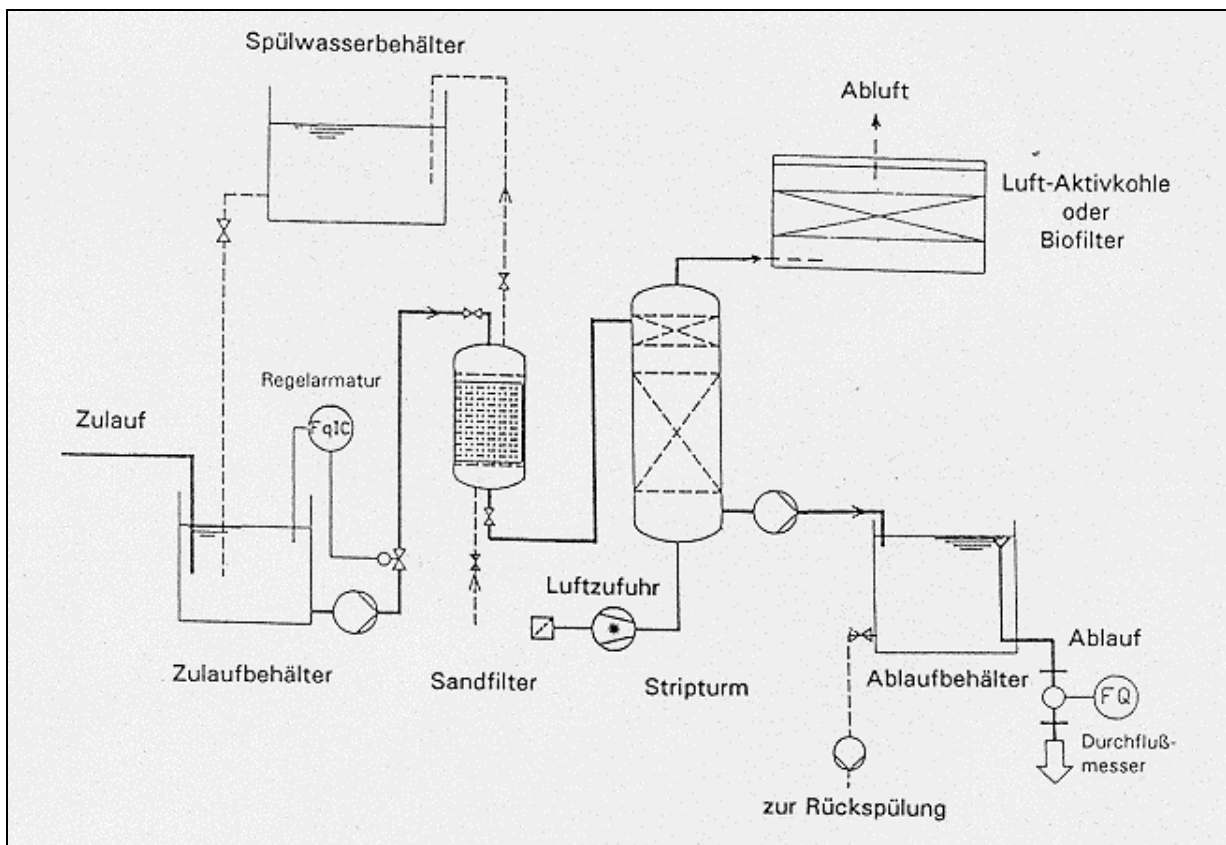


Bild 3.19: Vereinfachtes Verfahrensfliessschema einer Grundwasserbehandlungsanlage mit Luft-Strippen

Im Sandfilter wird das Grundwasser von Trübstoffen und Eisenhydroxidniederschlägen bei vorheriger Belüftung im Zulaufbehälter befreit. Der Zulaufbehälter muß abgekapselt sein, da

sonst schon flüchtige Verbindungen ausgasen und in die Umwelt gelangen würden. Die Entfernung der leicht flüchtigen Verunreinigungen erfolgt im Stripturm, indem das Grundwasser im oberen Teil des Turmes fein verteilt wird und über Füllkörper einem von unten zuströmenden Luftstrom entgegenrieselt. Die Luft nimmt dabei die flüchtigen Schadstoffe auf und muß deshalb über Aktivkohle oder einen Biofilter gereinigt werden, bevor sie an die Umgebung abgegeben wird. Das sich am Boden des Stripturmes ansammelnde gereinigte Wasser wird über eine Pumpe in den Ablaufbehälter gefördert. Der Ablauf erfolgt auch hier über einen Durchflußmesser.

Wie bei der Anlage in Bild 3.18 dient ein Teil des sich im Ablaufbehälter befindlichen Wassers zur Rückspülung des Sandfilters (gestrichelte Linie). Das Rückspülwasser wird durch Sedimentation im Spülwasserbehälter gereinigt und dann über den Zulaufbehälter der Anlage erneut zugeführt (gestrichelte Linie).

4 Kosten

4.1 Einflußfaktoren auf die Kosten

Die Kosten einer Grundwasserreinigung können nur sehr schwer abgeschätzt werden, da hier eine Vielzahl von Faktoren auf den Preis einwirkt. Darüber hinaus sind verlässliche Daten über die Kosten einer Sanierung nur schwer zu beschaffen.

Nachfolgend werden die Faktoren diskutiert, die einen maßgeblichen Einfluß auf die Kosten einer Grundwasserreinigung haben.

Dauer der Reinigung

Je länger eine Grundwasserbehandlung dauert, um so größer wird der Anteil der Betriebskosten an den Gesamtkosten. Ein investitionsintensives Verfahren kann deshalb bei langer Reinigungsdauer einem betriebskostenintensiven überlegen sein (Bild 4.1).

Mit zunehmender Dauer einer Sanierung sinken meist die spezifischen Behandlungskosten (DM/m^3), da die Investitionskosten über einen längeren Zeitraum verteilt werden.

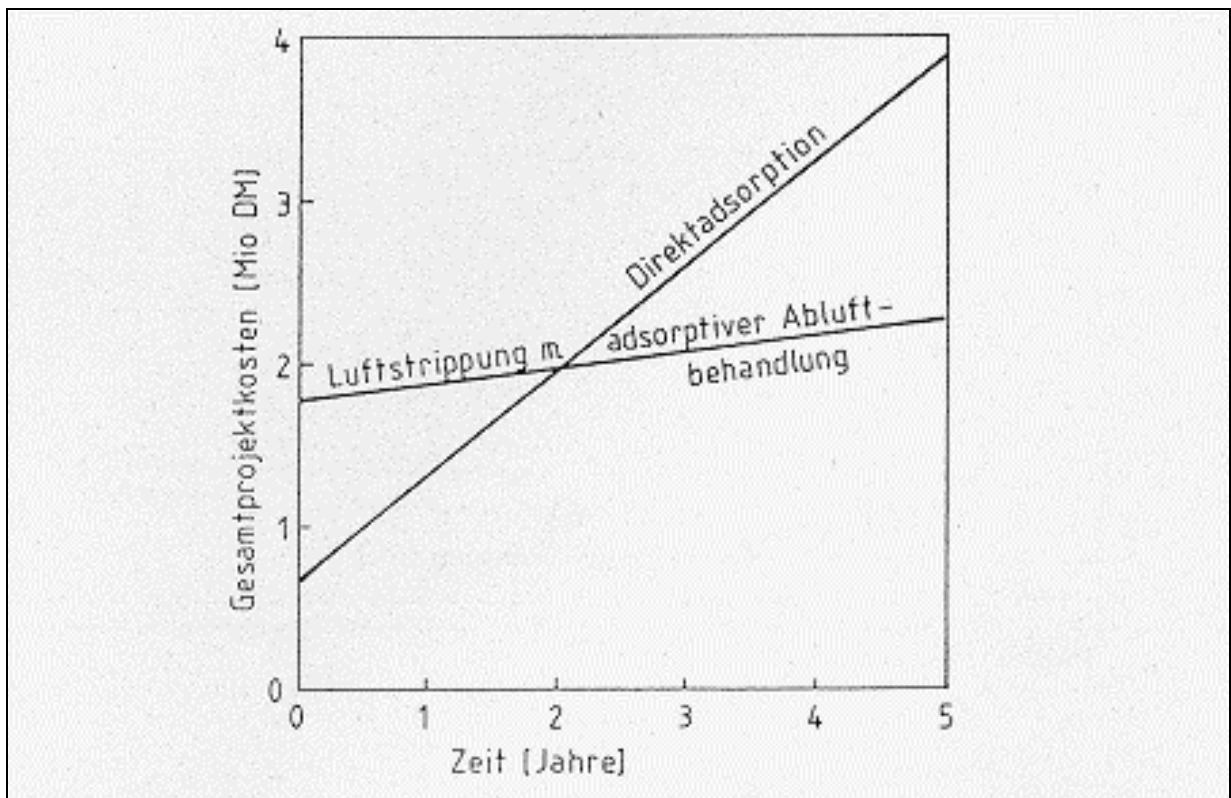


Bild 4.1: Gesamte Behandlungskosten über der Zeit für zwei Verfahren [4.1]

Durchsatz der Anlage

Generell nehmen die spezifischen Behandlungskosten (DM/m^3) mit der Menge an behandeltem Volumen ab. Hierfür sind zwei Faktoren verantwortlich. Erstens können größere Anlagen verwendet werden, wodurch die spezifischen Kosten sinken. Zweitens wird die Dauer der Sanierung bei den Behandlungsfällen mit großem Volumen meist länger sein, wodurch sich die Investitionskosten über einen längeren Zeitraum verteilen. Dies ist deutlich in Bild 4.2 zu sehen, wo für verschiedene Grundwassersanierungen die spezifischen Behandlungskosten in Abhängigkeit von der behandelten Gesamtmenge aufgetragen sind. Nicht unterschieden ist hier jedoch nach Art der Sanierung (behandelter Schadstoff), die ebenfalls einen großen Einfluß auf die Kosten hat.

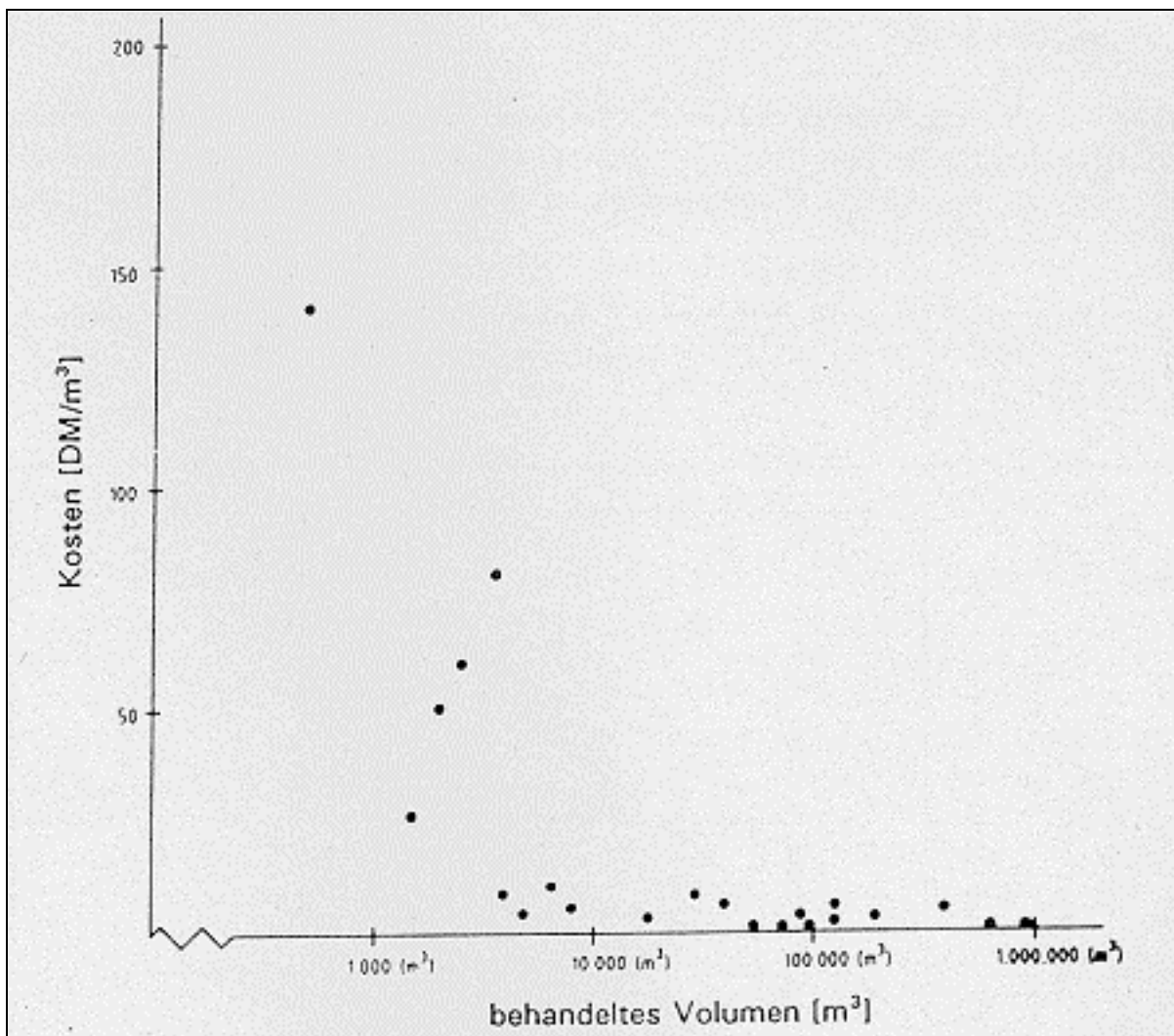


Bild 4.2: Spezifische Behandlungskosten verschiedener Grundwasserreinigungen über der Gesamtmenge [4.5]

Schadstoffart

Je nach Art des Schadstoffes kommen unterschiedliche Reinigungsverfahren mit unterschiedlichen Kosten und Folgekosten wie z.B. Entsorgung zum Einsatz. Auch gelten je nach Gefährlichkeit der Stoffe unterschiedliche Arbeitsschutzvorschriften. Bei der Behandlung von leicht brennbaren oder explosiven Stoffen sind besondere Sicherheitsvorkehrungen nötig (Brand- bzw. Explosionsschutz), die die Kosten für eine Sanierungsanlage um bis zu 50 % erhöhen können [4.4].

Die schlechte Adsorbierbarkeit bestimmter Schadstoffe wie z.B. Vinylchlorid und Dichlormethan verursachen einen stark erhöhten Verbrauch an Aktivkohle mit allen daraus resultierenden Folgekosten.

Kommen mehrere Schadstoffe im Grundwasser vor, die nicht mit dem gleichen Verfahren zu behandeln sind, steigen die Reinigungskosten schnell in die Höhe. So wurden für eine einfache Reinigung von mit CKW belastetem Grundwasser spezifische Betriebskosten von 1,30 DM/m³ errechnet [4.2], während bei einer komplexen Grundwassersanierung mit CKW's, LHKW, Cyaniden und PAK als Schadstoffe Kosten von 7,20 - 9,00 DM/m³ geschätzt wurden [4.3]. Die um das Fünffache höheren Kosten sind dadurch bedingt, daß für die Schadstoffgruppen CKW bzw. LHKW, Cyanide und PAK eigene Reinigungsverfahren installiert werden mußten.

Schadstoffkonzentration

Bei gleicher Menge an zu behandelndem Volumen steigen die Kosten mit zunehmender Schadstoffkonzentration an. Dies gilt besonders für Aufkonzentrierungsverfahren, bei denen Schlämme oder Schadstoffkonzentrate entsorgt werden müssen (siehe Entsorgung). Liegen Schadstoffe in Phase vor, werden zusätzliche Verfahrensschritte zu deren Abtrennung erforderlich.

Reinigungsziel

Die Zielwerte, die mit einem Verfahren unterschritten werden müssen, haben entscheidenden Einfluß auf die Kosten einer Grundwasserreinigung. Je niedriger die zulässigen Restgehalte, umso aufwendiger und teurer wird das Reinigungsverfahren ausfallen. Technisch gesehen ist es möglich, jeden Schadstoff praktisch restlos aus dem Grundwasser zu entfernen. Ökonomisch und auch ökologisch (Umweltbilanz) ist dies jedoch nicht sinnvoll, so daß praktikable Grenzwerte für die Reinigung festgelegt werden müssen (Kapitel 6).

Allgemein ist zu beachten, daß Reinigungsverfahren im Zustrom von Wassergewinnungsanlagen strengere Zielwerte erforderlich machen als in weniger gefährdeten Räumen.

Störstoffe

Neben den eigentlichen Schadstoffen können auch andere Stoffe im Grundwasser ein Reinigungsverfahren verteuern. Besteht die Gefahr einer Verockerung durch Eisen oder Mangan, muß zusätzlich eine Enteisung installiert werden. Nicht nur dies führt zu höheren Kosten, sondern auch die Entsorgung der Eisen- oder Manganhydroxidschlämme, wenn diese mit Schadstoffen belastet sind. Das gleiche gilt für Schwebstoffe, die im Sedimentationstank oder Sandfilter zurückgehalten werden. Hier ergeben sich zusätzliche Kosten sowohl durch häufiges Entleeren des Sedimentationstanks bzw. Rückspülen des Sandfilters als auch durch die Entsorgung des kontaminierten Schlammes.

Marktsituation

Auch die Marktsituation kann Einfluß auf die Kosten einer Grundwassersanierung haben. Je nach Anzahl der Anbieter und deren Auftragslage können die Kosten stark variieren. Preise zum Teil weit unterhalb der eigenen Betriebskosten werden von Firmen bei der Einführung neuer Techniken oder Prestigeprojekten angeboten.

Die Kosten für Aktivkohle haben großen Einfluß auf die Betriebskosten. Sowohl der Preis für Aktivkohle, als auch die Wiederaufarbeitungskosten können sowohl örtlich, als auch zeitlich stark schwanken.

Verfahrensauswahl

Viele Schadstoffe lassen sich mit verschiedenen Verfahren oder Verfahrenskombinationen aus dem Grundwasser entfernen (siehe Datenblätter, Kapitel 2). Da die finanziellen Aufwendungen von Verfahren zu Verfahren stark unterschiedlich sind, können durch eine geschickte Verfahrensauswahl Kosten eingespart werden. Hierbei ist insbesondere auf den Chemikalien- und Energieverbrauch sowie Reparatur- bzw. Wartungskosten zu achten. Die Entsorgung von Reststoffen ist wegen ihrer zentralen Bedeutung bei der Verfahrensauswahl in einem eigenen Absatz beschrieben (siehe unten).

Entsorgung von Reststoffen

Entsorgungskosten für kontaminierte Schlämme können die Gesamtkosten einer Grundwassersanierung beeinflussen. Dieser Punkt ist eng mit der Verfahrensauswahl verknüpft. Wie bei der Regenerierung von Aktivkohle gelten auch für die Entsorgung kontaminierter Massen örtlich stark unterschiedliche Preise. Hinzu kommt, daß bestimmte Abfälle nicht mehr auf allen Sonderabfalldeponien angenommen werden. Besonders Reststoffe mit einem Schadstoffgemisch lassen sich unter Umständen nicht oder nur schwer entsorgen. Ein Verfahren, bei dem solche Schadstoffgemische anfallen, kann dadurch u.U. ausscheiden.

Einleitung des gereinigten Grundwassers

Selbst die Ableitung des vorgereinigtem Grundwassers kann noch hohe Kosten verursachen. Die Gebühren für die Einleitung von gereinigtem Grundwasser in die Kanalisation betragen je nach Komune oder Landkreis i.d.R. zwischen 0,35 und 2,00 DM/m³. Im Raum Mannheim/Heidelberg muß mit einer Kanalbenutzungsgebühr von fast 2,50 DM/m³ gerechnet werden. Eine oft kostengünstige

Alternative ist deshalb die Verwendung des aufbereiteten Grundwassers als Brauchwasser [4.6]. Allerdings ist diese Alternative nur bei Grundwasserreinigungen eines laufenden Betriebes mit einem entsprechenden Produktionswasserbedarf möglich.

4.2 Kostenermittlung

Bei der Abschätzung der **Kosten** einer Grundwasserreinigung muß zunächst unterschieden werden zwischen:

- Investitionskosten
- Betriebskosten

Investitionskosten plus Betriebskosten ergeben die Gesamtkosten der Grundwasserreinigung. Werden diese in Beziehung zur gereinigten Grundwassermenge gesetzt, erhält man spezifische Reinigungskosten in DM/m³. Mit Hilfe von Firmenvoranfragen können die Kosten abgeschätzt werden.

Investitionskosten

Liegen noch keine Firmenanfragen vor, kann mit Hilfe von Tabelle 4.1 eine erste Abschätzung der Anlagenkosten vorgenommen werden. Dabei wurde von einer Behandlungsanlage mit einem Durchsatz von 10 m³/h ohne Vorbehandlungsschritte ausgegangen. Die Kosten für größere bzw. kleinere Anlagen ändern sich nicht sehr stark, da der Aufwand für viele Vorrichtungen (z.B. Meßinstrumente) und die Steuerung in etwa gleich bleibt. Die hier aufgeführten Investitionskosten sind reine Anlagenkosten. Installations- und Transportkosten müssen gesondert berücksichtigt werden und können im Einzelfall stark variieren. Wird die Anlage nicht gekauft, sondern gemietet, betragen die monatlichen Mietkosten in Abhängigkeit von der Sanierungsdauer ca. 2 - 10% der Investitionskosten.

Tabelle 4.1: Übliche Anlagenkosten für verschiedene Verfahren bei einem Durchsatz von 10 m³/h

Verfahren	Übliche Anlagenkosten
Aktivkohle-Adsorption	50.000 - 60.000 DM
Strippen (mit Nachbehandlung)	60.000 - 90.000 DM
Biologische Reinigung	70.000 - 100.000 DM
Weitergehende Oxidation	150.000 - 250.000 DM
Enteisung	50.000 - 60.000 DM

Betriebskosten

Auch die **Betriebskosten** können wie die Anlagenkosten aus Firmenangeboten erhalten oder berechnet werden. Für eine erste Abschätzung können auch folgende aus Praxisbeispielen ermittelte Kostenblöcke herangezogen werden (Tabelle 4.2). Für eine genaue Ermittlung der Gesamtbetriebskosten ist eine gute Abschätzung der Betriebszeit der Grundwasserreinigung nötig. Dies ist in vielen Fällen jedoch nicht möglich, so daß die Ermittlung der Betriebskosten mit großen Fehlern behaftet sein kann.

Tabelle 4.2: Übliche Betriebskosten für verschiedene Kostenarten

Kostenart	Übliche Kosten
Wartung und Ersatzteile	ca. 5% vom Anlagenpreis
Bedienung	ca. 100.000 DM/Mannjahr
Energie	0,20 - 0,25 DM/KWh
Aktivkohle Wasser	5 - 6 DM/kg
Entsorgung	2 - 3 DM/kg
Aktivkohle Luft	7 - 8 DM/kg
Entsorgung	2 - 3 DM/kg
Entsorgung Schlamm	200 - 800 DM/t abhängig vom Schadstoff
Abwassergebühren	
- bei Indirekteinleitung	0,35 - 2,50 DM/m ³ (Kanalbenutzungsgebühr)
- bei Direkteinleitung	ca. 500 - 2000 DM (Verwaltungskosten für wasserrechtliche Erlaubnis nach § 7 WHG)
Analytik	Stark abhängig von Parametern und Häufigkeit

Gesamtkosten

Investitionskosten und Betriebskosten ergeben die **Gesamtkosten** einer Grundwasserreinigung. Da schon die Abschätzung der Betriebskosten mit großen Fehlern behaftet sein kann (unbekannte Sanierungsdauer) und jeder Sanierungsfall seine eigenen spezifischen Randbedingungen hat, können keine allgemeingültigen Aussagen über Gesamtkosten gemacht werden. Als grober Anhaltspunkt sollen deshalb die in Tabelle 4.3 aufgelisteten spezifischen Kosten für eine Grundwasserreinigung bei verschiedenen Verfahren dienen (gültig ab Grundwasser-Gesamtmenge von ca. 10.000 m³). Es handelt sich um Schätzwerte, die sowohl aus Kostenaufstellungen bestehender Anlagen als auch aus Literaturangaben zusammengestellt wurden.

Anmerkung: Die Kosten der gesamten Grundwassersanierung liegen höher als die Reinigungskosten, da hierfür auch die Förderbrunnen mit Pumpen berücksichtigt werden müssen bzw. zusätzliche Kosten für die Infrastruktur anfallen. Auch gehen bei einer Betrachtung der gesamten Sanierungskosten die Aufwendungen für Voruntersuchungen und Vorplanungen mit ein.

Tabelle 4.3: Spezifische Gesamtkosten einer Grundwasserreinigung für verschiedene Verfahren ab ca. 10.000 m³ insgesamt zu behandelnde Wassermenge

Reinigungsverfahren	spezifische Gesamtkosten
Aktivkohle-Adsorption	0,60 - 1,30 DM/m ³
Strippen (mit Nachbehandlung)	0,50 - 2,20 DM/m ³
Biologische Reinigung	0,50 - 1,50 DM/m ³
Weitergehende Oxidation	0,80 - 3,00 DM/m ³
Enteisung	0,40 - 0,80 DM/m ³

5 Praxishinweise

Bei der praktischen Durchführung von Grundwassersanierungen ergeben sich oft viele Probleme, die bei guter Planung, teilweise vorher hätten vermieden werden können. Einige dieser Probleme sollen hier erwähnt werden und gleichzeitig soll versucht werden, Lösungsvorschläge zu unterbreiten. Grundsätzlich lassen sich zwei Problembereiche unterscheiden: Organisatorische und technische Probleme.

Ausblick zur technischen Realisierung

Die meisten Sanierungsverfahren können wegen ihrer Eigenart und besonderen Anforderungen nur von einer begrenzten Zahl von Unternehmen in geeigneter Weise ausgeführt werden. Es wird deshalb oft die Form einer **beschränkten Ausschreibung** gewählt, bei der im allgemeinen drei bis acht fachkundige, leistungsstarke und zuverlässige Bewerber (Kommentar VOB/A § 3) aufgefordert werden, Angebote abzugeben. Sollten nicht genug Anbieter bekannt sein, so kann als Variante der beschränkten Ausschreibung ein **öffentlicher Teilnahmewettbewerb** durchgeführt werden. Die Ausschreibung setzt die Aufstellung detaillierter **Leistungsbeschreibungen** voraus, wobei nach VOB/A unterschieden werden:

- Leistungsbeschreibung mit Leistungsverzeichnis
- Leistungsbeschreibung mit Leistungsprogramm

Während im Leistungsverzeichnis detailliert die einzelnen Leistungspositionen aufgelistet werden, in die der Anbieter nur Einheitspreise und Gesamtpreise einzusetzen hat, wird im Leistungsprogramm die Bauaufgabe mit ihren maßgebenden Bedingungen und Umständen beschrieben, wodurch alle Anbieter zu Planungsüberlegungen gezwungen werden und bereits in der Angebotsphase ein Ideenwettbewerb stattfindet. Sondervorschläge sind hierbei erwünscht. Nachteil des Leistungsprogrammes ist, daß die Angebote u.U. schwer vergleichbar sind.

Im Gegensatz zur Firmenanfrage wird bei einer Ausschreibung ein konkretes und verbindliches Angebot erwartet.

5.1 Organisatorische Praxishinweise

5.1.1 Genehmigungen

Die Entnahme von Grundwasser bedarf einer wasserrechtlichen Erlaubnis nach § 3 WHG. Je nach wasserwirtschaftlicher Bedeutung erfolgt ein förmliches oder nicht förmliches wasserrechtliches Erlaubnisverfahren. Zuständig für die wasserrechtliche Erlaubnis ist die Wasserbehörde (Stadt- bzw. Kreisbehörde).

Die Wiedereinleitung und die Festsetzung des Sanierungsziels erfolgt in Abstimmung mit der Wasserbehörde. Bei der Festsetzung der Sanierungsziele und der Wiedereinleitbedingungen gelten in Baden-Württemberg die Anforderungen nach der "Verwaltungsvorschrift über die

Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen" vom September 1993.

In Anbetracht des komplexen Sachverhaltes wird ein früher Kontakt zu den Behörden empfohlen um das Genehmigungsverfahren zu beschleunigen. An dieser Stelle ist auch auf das Merkblatt über Pläne und Unterlagen für wasserrechtliche Verfahren hinzuweisen, in dem die genauen Anforderungen für wasserrechtliche Genehmigungen beschrieben sind. Gleichzeitig können schon im Vorfeld der Planungen besondere Bedingungen des Einzelfalles berücksichtigt werden. Solche besonderen Bedingungen oder Informationen könnten z.B. Untersuchungen auf Nachbargrundstücken oder eine bevorstehende Änderung des Flächennutzungsplanes sein. Generell kann ein frühzeitiger und möglichst auch persönlicher Kontakt zwischen Behördenvertretern, Auftraggeber und Sanierungsdurchführenden Probleme unterbinden oder zur unbürokratischen Klärung dieser beitragen.

5.1.2 Veränderte Bedingungen

Trotz umfangreicher und sorgfältiger Voruntersuchungen kommt es teilweise zu Überraschungen bei Beginn einer Grundwassersanierung, da plötzlich mehr oder weniger Wasser behandelt werden muß, neue Schadstoffe entdeckt werden oder bekannte Schadstoffe in veränderter Konzentration vorliegen.

Zwischen Planung und Genehmigung bzw. zwischen Genehmigung und Realisierung einer Grundwassersanierung können Monate oder sogar Jahre vergehen. Es kommt vor, daß der Schaden dann anders aussieht als bei Planungsbeginn [5.1]. In einem anderen Fall wurden 6 Wochen vor Beginn der Grundwasserreinigung die Einleitwerte verschärft, was zu kurzfristigen Änderungen in der Verfahrensführung zwang [5.2].

Grundsätzlich sollte deshalb eine Grundwasserreinigungsanlage immer so flexibel wie möglich aufgebaut werden. Anlagen, die kurzfristig erweitert, umgebaut oder nachgerüstet werden können, sind bei der Sanierungsdurchführung von Vorteil.

5.1.3 Zeitplanung

Bei einem Unfall mit Verunreinigung des Grundwassers oder bei der Kontamination einer Grundwassergewinnungsanlage bleibt keine Zeit für zusätzliche Erkundung oder Vorplanung.

Besteht ein akuter Handlungsbedarf, müssen Sofortmaßnahmen eingeleitet werden, die häufig nur die vordergründig erkennbaren Symptome bekämpfen und mögliche Nebenwirkungen und vor allem die Ursachenbeseitigung nicht berücksichtigen [5.2]. In einem solchen Fall hilft nur paralleles Vorgehen mit sofortiger Planung und Vorbereitung der Grundwasserreinigung und gleichzeitiger gründlicher Erkundung mit Suche nach den Kontaminationsquellen.

5.1.4 Infrastruktur

Schon in der Planungsphase müssen örtliche Gegebenheiten berücksichtigt werden. In innerstädtischen Bereichen kann es zu Problemen kommen, da keine ausreichende Fläche für die Reinigungsanlage zur Verfügung steht. Hier ist zu prüfen, ob ein alternatives Reinigungsver-

fahren mit weniger Platz auskommt oder ob die Anlage in die Höhe gebaut werden kann. Um Lärmbelastigungen für die Anwohner zu vermeiden, sollte die Anlage in Containern oder einer Halle untergebracht sein.

Das Gelände sollte leicht zugänglich sein, um den An- und Abtransport der Anlage bzw. der Betriebsmittel wie z.B. Aktivkohle nicht zu erschweren. Eventuell werden zusätzliche Versorgungsleitungen für Gas, Wasser oder Strom benötigt. Auch hier spielt die Verfahrensauswahl eine Rolle.

5.2 Technische Praxishinweise

5.2.1 Störstoffe

Eisen und Mangan

Hohe Konzentrationen an Eisen (>10 mg/l) und teilweise auch Mangan können durch Verockerungen erhebliche Probleme bereiten. Verockerungen entstehen durch Oxidation von zweiwertigem wasserlöslichem Eisen zu dreiwertigem wasserunlöslichen Eisen-III-hydrat (Ocker) [5.3]. Dieser Ocker lagert sich an allen Oberflächen der Anlage an und kann so zu Verstopfungen führen. Besonders groß ist deshalb die Gefahr im Stripturm, wo Luftsauerstoff zweiwertiges Eisen oxidieren kann. Deshalb sollte der Eisengehalt beim Strippen nicht über 5 mg/l liegen. Bei mikrobiellen Systemen wird der Eisengehalt ab etwa 5 mg/l zum Problem.

Fällt das Eisen-III-hydrat in Filtern (Sandfilter, Aktivkohlefilter, Ionenaustauscher) aus, so kann der Schaden evt. über einen gewissen Zeitraum durch Filterrückspülungen begrenzt werden [5.2]. Dies erfordert jedoch einen Mehraufwand. Wichtig bei der Verfahrensplanung sind deshalb ausreichend fundierte Analysen über den Eisen- und Mangangehalt, so daß eine Enteisungsanlage bzw. eine Entmanganung rechtzeitig mitgeplant und berücksichtigt werden kann.

Eine Enteisung besteht aus einer Belüftung (Oxidation von Fe^{2+}) und einem Sand- bzw. Kiesfilter. Das sich bildende Eisen-III-hydrat wird mechanisch im Filter entfernt (siehe Kapitel 3.1.7.2). Die Oxidation von Fe^{2+} kann jedoch durch die Anwesenheit von Huminsäuren oder anderen Komplexbildnern gestört werden. In diesem Fall kann zusätzlich ein starkes Oxidationsmittel, z.B. Wasserstoffperoxid, zudosiert werden.

Bei hohem Eisengehalt im Grundwasser gibt es in der Praxis auch die Möglichkeit, ohne die relativ teure Enteisung eine Grundwasserreinigung durchzuführen:

- Beim Einsatz von Aktivkohle kann das Wasser direkt, ohne Kontakt mit der Außenluft, in den Aktivkohlefilter geleitet werden. Die Oxidation von Eisen kann so meist verhindert werden. Diese Methode wird hauptsächlich bei kleineren Anlagen angewendet, die nur für kurze Zeit (mehrere Wochen) im Betrieb sind.
- Beim Einsatz einer Stripanlage kann der Stripturm regelmäßig mit Säure gespült werden. In der Praxis wird das Lösen der Verockerungen noch mechanisch, durch den Einsatz eines Vibrationsstabes unterstützt. Eine andere Möglichkeit besteht darin, den ganzen Turm mit Säurelösung zu fluten und durch unregelmäßiges Lufteinblasen mechani-

sche Stöße zu erzeugen. Auch durch eine Kreislaufführung der Stripluft kann das Problem der Ausfällungen im Stripturm minimiert werden.

Calcium

Hohe Konzentrationen an Calcium können zur Versinterung von Filtern, Rohren und ganzen Anlageteilen führen. Dies geschieht durch eine Verschiebung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes, wobei sich Calciumcarbonat (CaCO_3) abscheidet [5.3]. Ob die Gefahr von Carbonatabscheidungen besteht, kann durch ein einfaches Modell berechnet werden, bei dem pH-Wert, Temperatur, Calciumkonzentration und Leitfähigkeit bekannt sein müssen [5.4]. Die Gefahr einer starken Veränderung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes ist besonders groß bei einer Fällung mit pH-Wert-Änderung und beim Strippen (Austreiben von Kohlensäure). In der Praxis sind jedoch Probleme durch Carbonatausfällungen seltener als Verockerungen.

Organische Verbindungen

Organische Verbindungen natürlichen Ursprungs können zu Mehrkosten führen, wenn dadurch z.B. die Adsorptionsleistung einer Aktivkohle herabgesetzt wird (besonders durch Huminstoffe). Dies bedeutet nicht nur höhere Kosten beim Materialeinkauf und Mehraufwand beim Filterwechsel, sondern auch zusätzliche Kosten für Entsorgung bzw. Regenerierung der Aktivkohle [5.2].

Emulsionen

Emulsionen bestehen aus zwei flüssigen nicht mischbaren Phasen, wobei eine Phase in Form kleiner Tröpfchen in der anderen Phase (meist Wasser) gelöst ist. Emulsionen erschweren generell die Abtrennung der Schadstoffe bei einer Grundwasserreinigung; z.B. Öl-Wasser-Emulsionen. Das gleiche gilt für glykol- und glycerin-haltige Stoffe, die ebenfalls Emulsionen bilden können. Vor einer Reinigung müssen Emulsionen deshalb durch die Zugabe von Flokkungsmitteln destabilisiert werden.

Sulfat

Bei geringen Durchsätzen oder besonders bei längeren Stillstandszeiten können sich im Aktivkohle- oder Sandfilter in bestimmten Zonen anaerobe Bedingungen einstellen. Nicht zuletzt unter dem Einwirken von Mikroorganismen kann dabei Sulfid und Schwefelwasserstoff entstehen, welches zu Korrosion an den Innenwänden führt. Bei der Verwendung von Edelstahl oder Kunststoffen tritt dieses Problem nicht auf.

5.2.2 Prozeßsteuerung

Die Wahl der Steuerung wird bestimmt durch die Dauer der Maßnahme und die Komplexität der Anlage. Je länger eine Sanierung dauert, umso eher können durch eine Automatisierung Personalkosten eingespart werden. Kleine einfache Systeme werden jedoch meist noch von Hand gesteuert.

Üblicherweise erfolgt die **Anlagensteuerung** über einen Personalcomputer oder Laptop. Dieser erhält die Daten aller steuerungsrelevanten Parameter durch Sensoren an der Anlage. Mit

diesen Informationen und dem vorgegebenen Programm kann der Computer die Anlage selbstständig steuern. So können z.B. bei einer pH-Wert-Verschiebung automatisch Chemikalien zudosiert werden, bis der Sollwert wieder erreicht ist. Möglich ist auch die Ankopplung des Computers an ein Modem, so daß Steuerung und Überwachung vom Büro aus erfolgen können. Kosten für Fahrzeiten zur Anlage und zu deren Überwachung können dadurch deutlich minimiert werden. Wichtig für den Betrieb der Anlage ist auch eine eindeutige Betriebsanleitung bzw. ein Betriebshandbuch.

Die Rückspülung der Sandfilter erfolgt vollautomatisch zeit- und druckabhängig. Die Rückspülung wird aktiviert, wenn eine bestimmte Zeit oder ein vorgegebener Druckabfall überschritten sind. Nur bei sehr kleinen Anlagen erfolgt die Rückspülung noch von Hand.

Folgende Teilprozesse werden in der Praxis meist von Hand gesteuert:

- Schlammwässerung; Die Schlammengen sind oft gering, so daß sie batchweise (diskontinuierlich) behandelt werden.
- Ansetzen von Lösungen, z.B. Fällungsmittellösung

Folgende Prozesse müssen oft kontrolliert werden und sind deshalb sehr arbeitsintensiv:

- Enteisung (Schlambeseitigung)
- Schwermetallfällung (Dosierung, Schlambeseitigung, optische Beurteilung der geformten Flocken)
- Ionenaustausch (Überwachung, Regenerierung, Konditionierung)
- Umkehrosmose (Überwachung, Kontrolle)

Anfahren der Anlage

Beim **Anfahren** einer Grundwasserreinigungsanlage und besonders bei der erstmaligen Inbetriebnahme müssen besonders folgende Punkte beachtet werden:

- Kontrolle aller elektrischen Teile und Antriebe, z.B. Drehrichtung von Pumpen, Öffnen und Schließen von Ventilen
- Nach dem Start der Anlage Sichtkontrolle auf Undichtigkeiten
- Probelauf mit Leitungswasser durchführen

Sehr vorteilhaft ist die Möglichkeit der Kreislaufführung einer Anlage. Bei Nichtfunktionieren der Anlage ist dadurch die Fehlerbeseitigung quasi im Betrieb möglich, ohne daß kontaminiertes Grundwasser anfällt.

Bei sehr komplizierten Anlagen oder Anlagen mit mehreren hintereinander geschalteten Verfahrensschritten muß mit einer längeren Anlaufphase für die Optimierung gerechnet werden. Längere Zeiten zum Optimieren werden insbesondere bei der Fällung und Flockung sowie bei mikrobiellen Verfahren benötigt.

Stoppen der Anlage

Beim Ausfall wichtiger Anlagenteile, z.B. einer Pumpe, muß sich die gesamte Anlage automatisch **abschalten**. Gegen das Überlaufen von Vorlagebehältern schützen Niveaumeßgeräte.

Wichtig ist es, Aktivkohle und Sandfilter vor längeren Stillstandszeiten rückzuspülen, um mikrobiellen Aufwuchs zu unterdrücken.

5.2.3 Unfälle und Störungen

Arbeitsschutzmaßnahmen richten sich nach den Vorschriften der jeweils zuständigen Berufsgenossenschaft, i.d.R nach der Richtlinie ZH 1/183 "Arbeiten in kontaminierten Bereichen". Verantwortlich für die Sicherheit beim Errichten der Anlage ist die Bauleitung und später die Betriebsleitung. Trotz aller Vorsichtsmaßnahmen kann es jedoch zu **Störungen und Unfällen** kommen. Zur Dokumentation aller Vorkommnisse ist das Führen eines Betriebsbuches notwendig.

In der Praxis häufig auftretende Störungen sind:

- unerwartete Änderungen am Zulauf
- Insbesondere eine plötzliche Zunahme des Zuflusses führt zu Problemen z.B. durch Unterdosierung von Chemikalien oder Überlaufen des Zulaufbehälters
- Verstopfung der Durchflußmesser durch Verockerungen oder sonstige Ablagerungen
- mechanische Störungen an den Pumpen
- Störung der Meßelektroden durch Ausfällungen
- Überdosieren von Flockungsmitteln; Dies kann zum Verschmieren der Sandfilter und zu Problemen bei der Schlammentwässerung führen

Als vorbeugende Maßnahmen gegen diese Störungen dienen:

- Genügend große Dimensionierung des Zulaufbehälters und Ausrüsten mit einem Überlaufstop; eventuell Einsatz variabler (frequenz-gesteuerter) Pumpen
- Regelmäßige Kontrolle und Wartung von Dosiereinrichtungen, Pumpen, Durchflußmessern und Elektroden. Rechtzeitig Elektroden oder Dichtungen erneuern
- ausführliche Störfallanalyse

Besondere Gefahren ergeben sich auch beim Strippen leicht entzündlicher Stoffe, die in einem bestimmten Konzentrationsbereich mit der Stripluft explosive Gemische bilden. Hier bietet sich der Einsatz von Explosionswarngeräten an.

Leckagen an Dosierleitungen für Säure oder Lauge bilden eine Gefahr für das Betriebspersonal sowohl bei direktem Kontakt mit den Stoffen als auch durch das Einatmen der Dämpfe. Um Wasser und Chemikalien bei Leckagen und eventuell auch Niederschlagswasser aufzufangen, wird teilweise unter der Anlage oder bestimmten Anlagenteilen eine Abdichtung bzw. Wanne angebracht.

5.2.4 Witterungseinflüsse

Frost

Der Betrieb einer Grundwasserreinigungsanlage im Winter bei Minustemperaturen bereitet in der Regel keine großen Probleme, da Grundwasser auch im Winter eine konstante Temperatur von ungefähr 10 °C aufweist. Bei durchgehendem Betrieb besteht deshalb nicht die Gefahr des Einfrierens. Problematisch kann es jedoch bei langen Rohrleitungen im Freien, Puffer-tanks und besonders bei Stillstandszeiten werden. Auch sollte die Temperatur bei einer mikro-biellen Reinigung nicht deutlich unter 10 °C abfallen, da dann mit einer starken Einbuße an mikrobieller Aktivität gerechnet werden muß.

In der Praxis befinden sich die verschiedenen Aggregate einer Grundwasseraufbereitungsan-lage oft in Containern, die bei sehr niedrigen Außentemperaturen beheizt werden können. Rohrleitungen im Freien sollten isoliert werden. Häufig wird die gesamte Anlage auch wäh-rend der kalten Jahreszeit überdacht. Dies kann z.B. durch einfache Wellblechkonstruktionen geschehen, die auch gemietet werden können.

Wind, Regen, Schnee

Starker Wind, Regen oder Schnee beeinflussen die Funktion der Anlage normalerweise nicht. Es ist jedoch darauf zu achten, daß ein hoher Stripturm ausreichend verankert ist, um bei Sturm nicht umzukippen. Elektromotoren sind, soweit sie im Freien stehen, ausreichend ge-gen Regen zu schützen. Durch eine stabile Dachkonstruktion kann eine mechanische Überbe-anspruchung durch Schneelast verhindert werden.

6 Einleitung von gereinigtem Grundwasser

Die **Einleitung von gereinigtem Grundwasser** ist im Prinzip auf vier Möglichkeiten beschränkt:

- Kreislaufführung
- Wiedereinleitung in den Grundwasserleiter (Reinfiltration)
- Einleiten in ein Oberflächengewässer (Direkteinleitung)
- Einleiten in die öffentliche Kanalisation (Indirekteinleitung)

Die Einleitbedingungen für o.g. Möglichkeiten und damit auch die geforderten Reinigungswerte für das gereinigte Grundwasser sind in der Regel nicht von den festgelegten Sanierungszielen der jeweiligen Grundwassersanierung abhängig. Die Sanierungsziele werden in Baden-Württemberg von der unteren Wasserbehörde festgelegt. Die fachtechnische Beratung erfolgt dabei durch das zuständige Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz.

Die Ermittlung der Sanierungszielwerte erfolgt dabei auf der Grundlage der:

- "Gemeinsamen Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums und des Sozialministeriums über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen"; vom 16. September 1993 [6.1]

Die o.g. Verwaltungsvorschrift (im folgenden kurz "Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte" genannt) unterscheidet folgende Sanierungsziele:

- Grundsätzliche Anforderung
Sanierungsziel: Hintergrundwerte (H-W-Werte)
- Allgemeine Mindestanforderung
Sanierungsziel: Prüfwerte (P-W-Werte)
- Einzelfallbezogene Mindestanforderungen
Das Sanierungsziel ist nach vorgegebenen Kriterien einzelfallspezifisch festzulegen. Im Falle der Sanierung von bereits verunreinigtem Grundwasser durch Entnahme, Reinigung und Wiedereinleitung kommen diese jedoch nicht zum Tragen, da bei der Wiedereinleitung auf jeden Fall die P-W-Werte einzuhalten sind.

Grundsätzlich ist eine Sanierung von kontaminiertem Grundwasser bis hin zu Schadstoffkonzentrationen durchzuführen, die den natürlichen oder anthropogenen Hintergrundwerten (H-W-Werte) entsprechen.

In einer Vielzahl von Fällen ist die Durchführung einer Grundwassersanierung bis zum Erreichen von Schadstoffgehalten, die den natürlichen Hintergrundgehalten entsprechen, aus wirtschaftlichen und/oder ökologischen Gründen nicht durchführbar. In solchen Fällen sind die Prüfwerte zum Schutz von Grundwasser und Grundwassernutzungen (P-W-Werte) zur Sanierungszielbestimmung zugrunde zu legen.

Eine Übersicht von ausgewählten H-W-Werten und P-W-Werten wird in Tab. 6.1 gegeben.

Tabelle 6.1: Hintergrund- und Prüfwerte für Grundwasser nach der VwV "Orientierungswerte" für einige ausgewählte Stoffe sowie deren typische Reinigungsendwerte nach Stand der Technik [SdT] bzw. Regeln der Technik [RdT].

Schadstoff	H-W [$\mu\text{g/l}$] Hintergrundwert	P-W [$\mu\text{g/l}$] Prüfwert	Reinigungs- endwerte nach SdT/RdT [$\mu\text{g/l}$]
BTXE	nn	10	10
Benzol	nn	1	2
CKW (Summe)	0,1 bzw. nn	10	10
CKW (kanz.)	0,1 bzw. nn	3	5
CKW (flüchtig)	0,1 bzw. nn	10	10
HCH (Summe)	nn	0,1	0,3
Cyanide, gesamt	0,2 bzw. nn	40	15
Fluorid	250	750	750
KW (H 18)	10*	50*	100
Aluminium	100	150	300
Arsen	4	10	10
Blei	4	10	5
Cadmium	1	3	5
Chrom (ges.)	2	40	10
Chromat (Cr^{VI})	0,4	8	5
Kupfer	5	100	10
Nickel	3	20	10
Quecksilber	0,05	0,7	1,5
Selen	4	8	20
Thallium	3	8	5
Zink	150	1500	300
Zinn	2	10	20

Schadstoff	H-W [$\mu\text{g/l}$] Hintergrundwert	P-W [$\mu\text{g/l}$] Prüfwert	Reinigungs- endwerte nach SdT/RdT [$\mu\text{g/l}$]
Pestizide	nn	0,1	0,1
Phenole, wasser- dampflich	10	30	10
PAK (EPA ohne Naphthalin)	0,05	0,15	0,3
Naphthalin	0,05	2*	5
PCB (LAGA)	nn	0,05	0,05
PCDD/F (Dioxin als 10^{-6} ITE)	nn	5	$5 * 10^{-6}$ ITE
PCP	nn	0,1	0,1
Ammonium	100	500	1000

nn = nicht nachweisbar

* Bei Überschreitung der sensorischen Wahrnehmungsschwelle gilt auch der Prüfwert als überschritten

6.1 Wiedereinleitung in das Grundwasser

Für die **Einleitung von gereinigtem Grundwasser** gilt nach der Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte generell:

- Für Grundwasser, das im Zusammenhang mit Sanierungsmaßnahmen entnommen wurde, ist eine Kreislaufführung anzustreben

"Ist dies nicht möglich, ist eine Einleitung in die Kanalisation oder ein Oberflächengewässer vorzusehen. Ist eine Einleitung in die Kanalisation oder ein Oberflächengewässer nicht möglich oder aus Wasserbilanzgründen unerwünscht, kann eine Wiedereinleitung in das Grundwasser in der Nähe der Entnahmestelle zugelassen werden" [6.1].

Bedingungen:

- Im Hinblick auf den Schutz von Grundwasser wird eine Verbesserung erzielt.
- außerhalb von geplanten oder festgesetzten Wasserschutzgebieten werden die P-W-Werte im einzuleitenden Grundwasser eingehalten.
- innerhalb der weiteren Schutzzone von geplanten oder festgesetzten Wasserschutzgebieten werden die P-W-Werte im einzuleitenden Grundwasser um mindestens 50 % unterschritten oder die H-Werte eingehalten.

Nicht zulässig ist die Wiedereinleitung in das Grundwasser im Fassungsbereich und in der engeren Schutzzone von geplanten oder festgesetzten Wasserschutzgebieten.

6.2 Direkteinleitung in Oberflächengewässer

Die **Einleitung in Oberflächengewässer** wird geregelt durch:

- Die Allgemeine Rahmen-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer vom 08.09.1989 (Rahmen-Abwasser-VwV nach § 7a WHG).
- "Gemeinsame Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums und des Sozialministeriums über Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen" vom 16. September 1993.

Die Rahmen-Abwasser-VwV gilt nur für Abwasser, dessen Schmutzfracht im wesentlichen aus den in den Anhängen aufgeführten Anwendungsbereichen stammt.

Für kontaminiertes bzw. gereinigtes Grundwasser existieren keine Anhänge zur Rahmen-Abwasser-VwV, so daß die in den Anhängen aufgeführten Einleitbedingungen für die verschiedenen Schadstoffgruppen nicht angewendet werden können.

Gemäß der Verwaltungsvorschrift über Orientierungswerte müssen bei der Direkteinleitung folgende Bedingungen erfüllt werden:

- das einzuleitende Grundwasser hat mindestens die Qualität des Oberflächengewässers.
- im einzuleitenden Grundwasser werden die doppelten P-W-Werte, bei Zink ein Wert von 500 µg/l eingehalten.

6.3 Indirekteinleitung

Die **Indirekteinleitung** in öffentliche Abwasseranlagen wird geregelt durch die Verordnung des Umweltministeriums über das Einleiten von Abwasser in öffentliche Abwasseranlagen (Indirekteinleiterverordnung - IndVO) vom 12. Juli 1990 sowie der Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums über den Vollzug der IndVO vom 23. Mai 1991.

Danach gilt:

- Abwässer mit gefährlichen Stoffen müssen vor dem Einleiten in öffentliche Abwasseranlagen (d. h. in der Regel kommunale Abwasserkanäle) nach dem Stand der Technik vorbehandelt werden.
- Der Stand der Technik ergibt sich aus den allgemeinen Verwaltungsvorschriften zu § 7 a WHG, die zunächst nur für Direkteinleiter gelten.
- Einleitungsverbote, Einleitungsbeschränkungen und Überwachungsregelungen zum Schutz der öffentlichen Abwasseranlagen bleiben nach kommunalem Satzungsrecht gemäß § 6 IndVO unberührt.
- Die Indirekteinleiterverordnung geht dem kommunalem Abwassersatzungsrecht vor, soweit sie strengere Anforderungen stellt.
In kommunalen Abwassersatzungen können in begründeten Fällen strengere Anforderungen an das Einleiten von Stoffen formuliert sein als in der IndVO.

Die IndVO sowie die kommunalen Abwassersatzungen sind für die Einleitung von Abwässern konzipiert, Regelungen für die Einleitung von kontaminiertem bzw. gereinigtem Grundwasser fehlen, so daß die in den Anhängen der Rahmen-VwV aufgeführten Einleitbedingungen für die verschiedenen Schadstoffgruppen nicht unmittelbar auf kontaminiertes bzw. gereinigtes Grundwasser angewendet werden können.

Die Einleitwerte für die Indirekteinleitung für kontaminiertes bzw. gereinigtes Grundwasser ergeben sich somit aus:

- Einzelfallentscheidungen der Behörden
- Kommunalen Abwassersatzungen

In der Regel werden bei der Indirekteinleitung von gereinigtem Grundwasser deutlich niedrigere Schadstoffgehalte gefordert als bei der Indirekteinleitung von branchenspezifischen Abwässern. Generell nicht genehmigt wird die Indirekteinleitung von Schadstoffen, die in der Kläranlage nicht oder nur schwer abgebaut werden können, wie z.B. chlorierte Kohlenwasserstoffe.

7 Literaturverzeichnis

Literatur Kapitel 3

- [3.1] Sterger, O. (1991):
Überblick über die Technologien zur Grundwassersanierung, In: Grundwassersanierung, IWS-Schriftenreihe Band 11, S. 167-193
- [3.2] Ehrig, H.-J. (1992):
Stau- und Sickerwasserbehandlungsverfahren, In: Handbuch der Altlastensanierung, Kapitel 5.4.3.1.0, Hrsg. Franzius/Stegemann/Wolf
- [3.3] Winkler, H.E. (1990):
Sanierung von Grundwasser, In: Altlasten, Hrsg. Weber, H., Springer Verlag 1990
- [3.4] DVGW (1987):
Wasseraufbereitungstechnik für Ingenieure, DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 206, Kurs Nr.6
- [3.5] TAUW Infra Consult (1994):
Inventarisatie -Praktijk gegevens van Grondwater- Reinigingstechnieken, Rapport Nr. 3257320
- [3.6] Bantz, I. (1993):
Auswahl geeigneter CKW-Sanierungsverfahren..., In: Grundwassersanierung, IWS-Schriftenreihe Band 18, S. 143-159
- [3.7] Klein, J., Patalas, N., Rennings, H. (1992):
Physikalisch-chemische und biologische Reinigung eines mit BTX-Aromaten verunreinigten Grundwassers, In: Grundwassersanierung, IWS-Schriftenreihe Band 15, S. 171-183
- [3.8] Sinz, St.H. (1993):
Sanierung eines Lösemittelschadens mit dem Absorptionsverfahren, In: Grundwassersanierung, IWS-Schriftenreihe Band 18, S. 183-186
- [3.9] Gajewski, W. et. al. (1993):
Katalysatoren in der Altlastensanierung, TerraTech, Nr.1, S. 40-43
- [3.10] Buhl, J. (1992):
In-Situ-Sanierung eines mit LCKW verunreinigten Werksgeländes, In: Grundwassersanierung, IWS-Schriftenreihe Band 15, S. 229-237
- [3.11] Gemeinsame Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums und des Sozialministeriums (1993):
Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen, vom 19. September 1993, Gemeinsames Amtsblatt Nr. 33, S. 1115-1123
- [3.12] Mersmann, A. (1980):
Thermische Verfahrenstechnik, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York
- [3.13] Dirkse, R.J.A. (1987):
Strippen verontreinigt grondwater, PT/Procestechiek 42, Nr. 4, S. 43-47
- [3.14] Marsmann, E.H., van Free, H., Bult, B.A., Urlings, L. (1993):
Kostengünstige biologische Grundwasserbehandlung, In: Altlastensanierung '93, Band II, S. 1209-1210, Hrsg. Arndt, F., Kluwer Academic Publishers 1993

- [3.15] Shaul Glenn (1983):
RREL Treatability Database, Risk Reduction Laboratory, EPA
- [3.16] Marsman, E.H., Bult, B., Urlings, L. (1991):
Biologische reiniging beste alternatief voor bodemsanering, Polytechnisch Tijdschrift, Nr.12
- [3.17] Leitzke, O. (1992):
Aufbereitung kontaminierter Grundwässer mit der Ozon/UV-Kombination, bbr, Nr. 12, S. 518-524
- [3.18] Anonym (1993):
Die größte UV-Oxidationsanlage Europas, Terra Tech Nr. 4, S.13
- [3.19] Massholder, K.F., Kohlmeier E. (1993):
Katalytische UV-Oxidation zur Grundwasserreinigung, Wasser, Luft und Boden, Nr. 5, S. 90-92
- [3.20] Greunig, H.-J. (1993):
Atrazinabbau durch UV-Oxidation, Wasser, Luft und Boden, Nr. 11/12, S. 40-43
- [3.21] Kauczor, H.-W. (1978):
Reinigung von metallhaltigen Abwässern durch Ionenaustausch, Metall, 32 Nr. 4, S.339
- [3.22] Röhricht, M. (1993):
Mikrobielle Verfahren zur Entfernung von Schwermetallen aus wässrigen Lösungen im Vergleich zu Ionenaustauschern, VDI Fortschrittberichte, Reihe 15 Umwelttechnik, Nr. 101
- [3.23] Aksay, B., Kampf, R. (1993):
Verwendung von Ionenaustauschern und UV-Licht für die Entfernung komplexer Zyanide aus Grundwasser, In: Altlastensanierung '93, Band II, S. 1075-1082, Hrsg. Arnendt, F., Kluwer Academic Publishers 1993
- [3.24] Hartinger, L. (1991):
Handbuch der Abwasser- und Recyclingtechnik, 2. Auflage. Carl Hanser Verlag München Wien
- [3.25] Bendlin, H. (1987):
Chem. Tech. (Heidelberg). 16, Nr.5, S. 50-54
- [3.26] Naujoks, R., Fischer, E. (1988):
Schwermetallreduzierung durch Einsatz von Ionenaustauschern, Wasser, Luft, Betrieb, 11-12, S. 24-27
- [3.27] Rautenbach, R. (1981):
Membrantrennverfahren, Ultrafiltration und Umkehrosmose, Otto Salle Verlag, Frankfurt
- [3.28] Ullmanns Enzyklopädie der Technischen Chemie (1972):
Verfahrenstechnik I, Band. 2, 4. Auflage, Verlag Chemie
- [3.29] Drukproef, PBNK, Milieutechniek, 4. Sep. 1992
- [3.30] Ullmanns Enzyklopädie der Technischen Chemie (1981):
Abwasser, Band 6, Verlag Chemie
- [3.31] Möbius, C., Elbert, H. (1978):
Die Behandlung galvanischer Abwässer. Galvanotechnik, 69, Nr.2 (Sonderdruck)
- [3.32] Hartl, H., Imhof, R., Herrmann, V. (1984):
Kostengünstige Sanierung der Abwasserbehandlung eines Leiterplattenbetriebes. Galvanotechnik, 75, Nr.3 (Sonderdruck)

- [3.33] Marr, M., Draxler, J. (1988):
Rückgewinnung von Metallen aus niedrig konzentrierten Lösungen. Chem.-Ing.-Tech., 60, Nr.5, S.348-359
- [3.34] Poon, C. (1984):
Removal of Cadmium from wastewater, *Experientia*, 40, S. 127-136
- [3.35] CUWVO (1989):
Afwalwaterproblematiek van auto- en aanverwante bedrijvers, werkgroep VI, herziene nota
- [3.36] Buderus Guss GmbH (1993):
Abscheidetechnik, Firmenkatalog 8/93
- [3.37] Barzewski, B., Hager, E. (1992):
Erprobung und Optimierung eines In-Situ-Grundwasserreinigungssystems, In: Grundwassersanierung, IWS-Schriftenreihe Band 15, S. 141-148
- [3.38] Bürmann, W., Wagner, H. (1993):
Erfahrungen mit dem Unterdruck-Verdampfer-Brunnen (UVB), In: Altlastensanierung '93, Band II, S.1279-1287, Hrsg. Arndt, F., Kluwer Academic Publishers 1993
- [3.39] Herrling, B., Stamm, J., Alesi, E.J. (1993):
In-situ-Beseitigung flüchtiger und/oder biologisch abbaubarer Schadstoffe aus dem Grundwasserbereich..., In: Grundwassersanierung, IWS-Schriftenreihe Band 18, S. 235-255
- [3.40] Herrling, Alesi, E.J., Bott-Breuning, G., Diekmann, S. (1993):
In situ Grundwassersanierung..., In: Altlastensanierung '93, Band II, S. 1099-1108, Hrsg. Arndt, F., Kluwer Academic Publishers 1993
- [3.41] Kemira Kemi AB, Water Treatment (1990):
The Handbook of Water treatment, AB Landstryck, Landskrona, Schweden
- [3.42] Cook, M.M., Lander, J.A. (1981):
Sodium borohydride controls heavy metal discharge. *Pollut. Engng.*, 13, Nr. 12
- [3.43] Ullmanns Enzyklopädie der Technischen Chemie (1980):
Quecksilber, Band. 19, Verlag Chemie
- [3.44] Wallbank, P. (1988):
Entfernung von Schwermetallen aus Abwässern mit chelatbildendem Polymer. *Wasser, Luft, Betrieb*, 9, S. 32-35
- [3.45] Löscher, C., Heil, G. (1990):
Ein neues Verfahren zur Ausfällung von Schwermetallen aus Abwässern auf Basis von Polysulfid. *Galvanotechnik*, Vol. 81, Nr. 2, S. 572-580
- [3.46] Ullmanns Enzyklopädie der Technischen Chemie (1977):
Ionenaustauscher, Band. 3, S. 279-346
- [3.47] Peters, R.W., Ku, Y., Bhattacharyya, D. (1985):
The effect of chelating agents on the removal of heavy metals by sulfide precipitation, In: *Toxic and hazardous wastes*
- [3.48] Hudson, M.J. (1986):
Some of the uses of ion-exchangers in hydrometallurgy. In: *Ion Exchange Science and Technology*, Hrsg. A. E. Rodrigues Nato ASI series No. 107, S. 463-483
- [3.49] Krutz, M. (1989):
Sanierung durch Ionenaustauscher, *Entsorgungspraxis* Nr. 1-2, S. 34-36

- [3.50] Anonym (1994):
Abgaskatalysatoren für die Altlastensanierung, WLB Wasser, Luft, Boden Nr.3 , S. 80-81
- [3.51] Tauw Infra Consult (1992):
Apparatus and method for the simultaneous purification of air and water; United States Patent No. 5,080,793
- [3.52] DVWK (1991):
Sanierungsverfahren für Grundwasserschadensfälle und Altlasten, DVWK Schriften Nr. 98
- [3.53] Battermann, G., Zipfel, K. (1994):
Erfahrungen mit dem Einsatz alternativer Elektronenakzeptoren bei biologischen Grundwasser-sanierungen; Kongress "Grundwassersanierung" Februar 1994, Berlin
- [3.54] Vijgen, J., Van Vree, H., Urlings, L., Marsman, E. (1993):
Biologisch-physikalische In-Situ-Bodensanierung einer Tankstelle, TerraTech Nr.2/1993, S. 59-61
- [3.55] Vijgen, J., Marsman, E., Van Vree, H., Urlings, L., Bult, B. (1993):
Biofilmreaktor zur simultanen Behandlung von Grundwasser und Bodenluft, WLB Wasser, Luft und Boden, Nr. 5/1993, S. 94-99
- [3.56] Egenolf, B., Träxler, R., Trageser, M. (1994):
Grundwassersanierung mit UV-aktivierter Oxidation (UV/H₂O₂), WLB Wasser, Luft, Boden, Nr. 3, S. 39-43
- [3.57] Meyerhoff, R. (1993):
Aufbereitung von Grundwasser im Aquifer, In: Fortschrittliche Technologien in der Trinkwasser-aufbereitung, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 121, S. 101-118
- [3.58] Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg (1994):
Handbuch "Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren", S. 275 -314
- [3.59] Höll, W. et al (1988):
Conversion of Cation-exchange resins to the magnesium form using Mg(OH)₂ and CO₂ Ion Exchange for Industry, Elis Horwood Publishers, Chichester, England
- [3.60] Scholz-Maramatsu, H. (1994):
Möglichkeiten der mikrobiellen Transformation von halogenierten Lösemitteln, Vortrag 11.11.94, Instiut für Siedlungswasserbau, Universität Stuttgart

Literatur Kapitel 4

- [4.1] Winkler, H.E. (1990):
Sanierung von Grundwasser, In: Altlasten, Hrsg. Weber, H., Springer Verlag 1990
- [4.2] Bantz, I. (1993):
Auswahl geeigneter CKW-Sanierungsverfahren..., In: Grundwassersanierung, IWS-Schriftenreihe Band 18, S. 143-159
- [4.3] Störkle, G., Cordes, J. (1993):
Grundwasserreinigung auf einem ehemaligen Gaswerksstandort in Nürnberg, In: Grundwasser-sanierung, IWS-Schriftenreihe Band 18, S. 209-219
- [4.4] Högg, P., Dittmar, C., Weber, W. (1993):
Kostenbetrachtung bei technisch aufwendigen Bodenluftabsaugmaßnahmen, In: Grundwasser-sanierung, IWS-Schriftenreihe Band 18, S. 187-208

- [4.5] VROM / TAUW Infra Consult (1986):
Grondwaterbehandeling bij Bodemsanering, nota nr: 86.023
- [4.6] Umweltamt Düsseldorf (1993):
Ordnungsbehördliche Anforderungen an Grundwassersanierungsmaßnahmen nach dem Stand der Technik; Kommunales Altlastenmanagement 20. Oktober 1993

Literatur Kapitel 5

- [5.1] Meiners, H. G. et al (1993):
Erkundung und Sanierung eines Grundwasserschadens in einem tieferen inhomogenen Grundwasserleiter in Bielefeld, In: Grundwassersanierung, IWS-Schriftenreihe Band 18, S. 267-283
- [5.2] Jacob, R. (1993):
Reinigung von kontaminiertem Grundwasser..., In: Grundwassersanierung, IWS-Schriftenreihe Band 18, S. 257-266
- [5.3] Hölting, B. (1989):
Hydrogeologie, 3. Auflage, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart
- [5.4] De Moel, P. J., Van Dijk, J. C. (1983):
Zakrekenmachines en het kalk-koolzuurevenwicht, H₂O, Band 15, S. 336-339
- [5.5] Zipfel, K. (1991):
Praktische Fragen der Grundwassersanierung anhand von verschiedenen Beispielen, In: Grundwassersanierung, IWS-Schriftenreihe Band 11, S. 285-297

Literatur Kapitel 6

- [6.1] Gemeinsame Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums und des Sozialministeriums (1993):
Orientierungswerte für die Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen, vom 16. September 1993; Gemeinsames Amtsblatt Nr. 33, S. 1115-1123

Anhang: Beispiele für die Reinigungsleistung einiger Praxisanlagen mit verschiedenen Verfahren bei der Grundwasserreinigung

Tabelle A.1: Reinigungsleistung der Aktivkohle-Adsorption bei der Grundwasserbehandlung

Schadstoff	Zulauf [µg/l]	Ablauf [µg/l]	Bemerkungen	Lit.
CKW	405	11,1	hauptsächlich Tetrachlorethen	[3.6]
AOX	160	< 10		[3.7]
PAK	3,3	0,04		[3.5]
PAK	600	1,5		[3.5]
PAK	105	0,7		[3.5]
PAK	17.000	< 5		[3.7]
Naphthalin	10.900	0,2		[3.7]
Naphthalin	50	5		[3.5]
Naphthalin	8	< 0,2		[3.5]
Naphthalin	1,5	< 0,2		[3.5]
Phenole	1.200	< 10		[3.7]
HCH	200	0,33		[3.5]
HCH	77	4,2		[3.5]
Benzol	101.500	2,1		[3.7]
Toluol	29.500	0,2		[3.7]
Xylole	9.800	0,1		[3.7]

Tabelle A.2: Reinigungsleistung der Strippung bei der Grundwasserbehandlung

Schadstoff	Zulauf [$\mu\text{g/l}$]	Ablauf [$\mu\text{g/l}$]	Bemerkungen	Lit.
BTXE	150	< 2,5		[3.5]
BTXE	50	< 0,5		[3.5]
BTXE	37	< 0,5		[3.5]
BTXE	11.400	230		[3.5]
BTXE	1.000	4,5	Mineralölschaden	[3.5]
CKW	10.000	50		[3.5]
CKW	2.000	< 5		[3.5]
CKW	900	2		[3.5]
CKW	7.000-600	< 5		[3.6]
CKW	2.000-500	< 25	einstufige Stripanlage	[3.6]
CKW	1.250-300	< 6	einstufige Stripanlage	[3.6]
CKW	600-350	< 10		[3.6]
Tri- und Perchlorethen	5.000	< 5		[3.8]
Naphthalin	6,5	0,5		[3.5]
Mineralöl (leicht flüchtig)	300	< 50	mit BTXE	[3.5]
Mineralöl (leicht flüchtig)	3.600	< 50	mit BTXE	[3.5]

Tabelle A.3: Reinigungsleistung mikrobieller Verfahren bei der Grundwasserbehandlung

Schadstoff	Zulauf [$\mu\text{g/l}$]	Ablauf [$\mu\text{g/l}$]	Bemerkungen	Lit.
BTXE	650	< 0,5		[3.14]
BTXE	300-1.980	< 1		[3.14]
BTXE	135-460	< 1		[3.14]
BTXE	390-1.300	3-5		[3.14]
Benzol	110	< 0,2		[3.5]
Benzol	120	16		[3.5]
Toluol	270	< 0,5		[3.5]
Toluol	6	1,9		[3.5]
Xylole	180	< 0,5		[3.5]
Xylole	20	7		[3.5]
Naphthalin	50	8		[3.5]
Naphthalin	56	< 10		[3.15]
HCH	106	64		[3.5]
Phenol	18	1,8		[3.15]
Pentachlorphenol	18	8		[3.15]
Mineralöl	40-330	20-110		[3.14]
Mineralöl	50-2.300	< 100		[3.14]
Mineralöl	323-1.000	< 50		[3.14]
Mineralöl	1.300	< 100		[3.14]
Cyanide	2.000	84		[3.15]
PAK	12.000	65	Pilotanlage (0,16 m^3/h)	[3.16]

Tabelle A.4: Reinigungsleistung der UV-Oxidation bei der Grundwasserbehandlung

Schadstoff	Zulauf [µg/l]	Ablauf [µg/l]	Bemerkungen	Lit.
CKW	2.000	< 10		[3.19]
Trichlorethan	50	< 10		[3.17]
Trichlorethylen	300	3		[3.17]
Trichlorethylen	100	< 10		[3.17]
Cyanide	200	10		[3.18]
Phenol	15.700	130		[3.18]
Kohlenwasserstoffe	62.000	500		[3.18]
Pflanzenschutzmittel				
Atrazin	0,0015	0,0001	Pilotlauf	[3.20]

Tabelle A.5: Reinigungsleistung des Ionenaustausches bei der Grundwasserbehandlung

Schadstoff	Zulauf [mg/l]	Ablauf [mg/l]	Bemerkungen	Lit.
Chrom(IV)	2.000-3.000	10		[3.49]
Cadmium	200	8		[3.5]
Cadmium	8,2	2,9		[3.5]
Cadmium	4,4	0,2	Adsorberharz	[3.5]
Nickel	974	51	Adsorberharz	[3.5]
Cyanide	bis 2.500	3-10	Pilotanlage (1 m ³ /h)	[3.23]

Tabelle A.6: Reinigungsleistung der Fällung bei der Grundwasserbehandlung

Schadstoff	Zulauf [$\mu\text{g/l}$]	Ablauf [$\mu\text{g/l}$]	Bemerkungen	Lit.
Blei	1.651	200		[3.5]
Cadmium	330	21	Fällungsmittel NaOH	[3.5]
Cadmium	260	5	Fällungsmittel Na ₂ S	[3.5]
Nickel	136	59	Fällungsmittel NaOH	[3.5]
Nickel	470	400	Fällungsmittel Na ₂ S	[3.5]
Zink	2.000	200	mit Flockung	[3.5]
Zink	872	60	Fällungsmittel NaOH	[3.5]
Zink	176.000	4.464		[3.5]

Tabelle A.7: Reinigungsleistung der Umkehrosmose bei der Grundwasserbehandlung

Schadstoff	Zulauf [mg/l]	Ablauf [mg/l]	Bemerkungen	Lit.
Zink	15.000	40		[3.5]

Abbildungsverzeichnis

Bild 2.1: Ablaufschema einer Sanierung	5
Bild 3.1: Adsorptionsisothermen nach Freundlich für leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe an Aktivkohle [3.3]	25
Bild 3.2: Stripturm für die Grundwasserreinigung [3.13]	31
Bild.3.3: Festbettreaktor zur mikrobiellen Grundwasserreinigung mit mehreren Kammern [3.51]	36
Bild 3.4: Scheiben-Tauchreaktor mit mehreren Kammern.....	37
Bild 3.5: Aufbau eines UV-Reaktors am Beispiel eines UviTox-Reaktors; 1-UV-Strahler; 2-Quarzrohr; 3-Edelstahlgehäuse; 4-turbulente Strömungsführung [3.56].....	43
Bild 3.6: Osmose und Umkehrosmose [3.27]	50
Bild 3.7: Aufbau einer asymmetrischen Flachmembran [3.4].....	51
Bild 3.8: Vorbehandlungsverfahren in Kombination mit mechanischen Abtrennverfahren	52
Bild 3.9: Fällungsbereich einiger Metallhydroxide und Metallsulfide [3.47]	54
Bild 3.10: Schematische Darstellung der Flockung mit Aluminiumsalz und einem Polymer [3.41]	57
Bild 3.11: Prinzipieller Aufbau eines Absetzbeckens [3.28].....	60
Bild 3.12: Funktionsweise eines Lamellenabscheiders [3.24].....	60
Bild 3.13: Schema der Tiefenfiltration [3.28]	63
Bild 3.14: Tiefenfilter mit Rückspülvorrichtung.....	64
Bild 3.15: Ölabscheider mit vorgeschalteter Schlammtrennung [3.35]	66
Bild 3.16: Schematische Darstellung der Wirkungsweise eines Adsorptions-Koaleszenz-Abscheiders [3.36]	66
Bild 3.17: In-situ-Strippen mit Kreislaufführung der Luft [3.37].....	69
Bild 3.18: Vereinfachtes Verfahrensfliesschema einer Grundwasserbehandlungsanlage mit Aktivkohle-Adsorption	71
Bild 3.19: Vereinfachtes Verfahrensfliesschema einer Grundwasserbehandlungsanlage mit Luft-Strippen.....	72
Bild 4.1: Gesamte Behandlungskosten über der Zeit für zwei Verfahren [4.1]	74
Bild 4.2: Spezifische Behandlungskosten verschiedener Grundwasserreinigungen über der Gesamtmenge [4.5]	75

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Verfahrensvorauswahl bei Kontaminationen durch BTXE (Benzol, Toluol, Xylol, Ethylbenzol)	9
Tabelle 2.2: Verfahrensvorauswahl bei Kontaminationen durch LHKW (leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe, z.B. Trichlorethen (TRI), Tetrachlorethen (PER), Chlorethen (Vinylchlorid)).....	10
Tabelle 2.3: Verfahrensvorauswahl bei Kontaminationen durch Cyanide (freie Cyanide (CN ⁻), Thiocyanat (SCN ⁻), komplex gebundene Cyanide	11
Tabelle 2.4: Verfahrensvorauswahl bei Kontaminationen durch Mineralölkohlenwasserstoffe (Aliphate)	12
Tabelle 2.5: Verfahrensvorauswahl bei Kontaminationen durch Metalle (z.B. As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn)	13
Tabelle 2.6: PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe)	14
Tabelle 2.7: Schwerflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe und Pestizide (z.B. HCH, PCP, PCB's, Atrazin)	15
Tabelle 2.8: Verfahrensvorauswahl bei Kontaminationen durch Phenole (z.B. Phenol, o-/m-/p-Kresol, Dimethylphenol)	16
Tabelle 2.9: Verfahrensvorauswahl bei Kontaminationen durch Ammonium (NH ₄ ⁺)	17
Tabelle 2.10: Verfahrensvorauswahl für Trennverfahren der Störstoffe Eisen, Mangan.....	18
Tabelle 2.11: Verfahrensvorauswahl für Trennverfahren zur Abtrennung von Trübstoffen (Ton-, Sandpartikel).....	19
Tabelle 3.1: Überblick der Behandlungsverfahren bei der Grundwasserreinigung.....	22
Tabelle 3.2: Dampfdruck und Henry-Koeffizient für einige ausgewählte Schadstoffe.....	30
Tabelle 3.3: Durchschnittliche Reinigungsendwerte bei der mikrobiellen Grundwasserreinigung.....	38
Tabelle 3.4: Oxidationspotentiale einiger Oxidationsmittel im sauren Bereich mit Reaktionsgleichungen [3.56].....	42
Tabelle 4.1: Übliche Anlagenkosten für verschiedene Verfahren bei einem Durchsatz von 10 m ³ /h	79
Tabelle 4.2: Übliche Betriebskosten für verschiedene Kostenarten	80
Tabelle 4.3: Spezifische Gesamtkosten einer Grundwasserreinigung für verschiedene Verfahren ab ca. 10.000 m ³ insgesamt zu behandelnde Wassermenge.....	81
Tabelle 6.1: Hintergrund- und Prüfwerte für Grundwasser nach der VwV "Orientierungswerte" für einige ausgewählte Stoffe sowie deren typische Reinigungsendwerte nach Stand der Technik [SdT] bzw. Regeln der Technik [RdT].....	90
Tabelle A.1: Reinigungsleistung der Aktivkohle-Adsorption bei der Grundwasserbehandlung 100	
Tabelle A.2: Reinigungsleistung der Strippung bei der Grundwasserbehandlung.....	101
Tabelle A.3: Reinigungsleistung mikrobieller Verfahren bei der Grundwasserbehandlung..	102
Tabelle A.4: Reinigungsleistung der UV-Oxidation bei der Grundwasserbehandlung.....	103
Tabelle A.5: Reinigungsleistung des Ionenaustausches bei der Grundwasserbehandlung	103
Tabelle A.6: Reinigungsleistung der Fällung bei der Grundwasserbehandlung	104
Tabelle A.7: Reinigungsleistung der Umkehrosmose bei der Grundwasserbehandlung	104

Indexverzeichnis

A

Absetzbecken.....	59
Adsorptions-Koaleszenz-Abscheider	66
Aktivkohle-Adsorption	
Einsatzgebiete/Reinigungsleistung	27
Emissionen/Entsorgung	28
Verfahrenstechnik.....	23

B

biologische Oxidation.....	40
biologische Reinigung Grundwasser	
Allgemeines	36, 37
Einsatzgebiete/Reinigungsleistung	38
Emissionen/Entsorgung	39
Festbettreaktor	36
Reinigungsendwerte	38
Scheiben-Tauchreaktor	37
Verfahrenstechnik.....	34
BTEX-Kontamination	
Grundwasserreinigung	9

C

Carbonat-Fällung	55
chemische Oxidation	
Allgemeines	40, 43
Beispiele	41
Einsatzgebiete/Reinigungsleistung	44
Emissionen/Entsorgung	45
kombinierte Oxidationsverfahren	41
UviTox-Reaktor	43
UV-Reaktor	43
Verfahrenstechnik.....	40
chemisch-physikalische Vorbehandlung	
Allgemeines	52
Verfahrensüberblick	52
Chemisorption	24
chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW)	
Grundwasserreinigung	10
Cyanide	
Grundwasserreinigung	11

E

Eisen	
Grundwasserreinigung	18
Elektrodialyse	50

F

Fallbeispiele	
Grundwasserbehandlung -	
Grundwasserreinigung	100

Fällung

Einsatzgebiete/Reinigungsleistung	55
Emissionen/Entsorgung	56
Verfahrenstechnik	53
Festbettreaktoren	35
Filtration	
Einsatzgebiete/Reinigungsleistung	64
Emissionen/Entsorgung	65
Tiefenfilter	64
Tiefenfiltration	63

Flockung

Einsatzgebiete/Reinigungsleistung	58
Emissionen/Entsorgung	58
Verfahrenstechnik	56

G

Grundwasserbehandlung -	
Grundwasserreinigung	
Absetzbecken	59
Adsorptions-Koaleszenz-Abscheider..	66
Aktivkohle-Adsorption	71, 100
Allgemeines	4
Ammonium	17
Angebote	21
Anlagenkosten.....	79
Anlagensteuerung.....	85
Anwender-Leitfaden	5
Behandlungskosten	74, 75
Beispiele.....	100
beschränkte Ausschreibung.....	82
Betriebskosten.....	80
biologische Reinigung.....	36, 37
BTXE	9
chemische Oxidation.....	43
chemisch-physikalische Vorbehandlung	
.....	52
CKW	10
Cyanide	11
Direkteinleitung in Oberflächengewässer	
.....	93
Einleitung von gereinigtem	
Grundwasser.....	89
Eisen.....	18
Fällung	103
Festbettreaktor.....	36
Firmenvoranfrage.....	21
Genehmigung	82

Gesamtkosten.....	81	I	
Grundlagen	4, 22	in-situ-Reinigungsverfahren Grundwasser	
Grundlagenermittlung.....	6	Einsatzgebiete/Reinigungsleistung	70
Inbetriebnahme	86	Emissionen/Entsorgung	70
Indirekteinleitung.....	94	in-situ-Strippen	68
Infrastruktur	83	Prinzipskizze	68
in-situ-Reinigungsverfahren		Verfahrenstechnik	68
Grundwasser	68	in-situ-Strippen	68
in-situ-Strippen	68	Ionenaustausch	
Investitionskosten	79	Einsatzgebiete/Reinigungsleistung	47
Ionenaustausch.....	103	Emissionen/Entsorgung	48
Kostenermittlung	79	Verfahrenstechnik	45
Kostenschätzung	20	K	
Lamellenabscheider	60	Karbonat-Fällung	55
Leistungsbeschreibung	82	Kuchenfiltration	62
LHKW	10	KW, Mineralöl-Kohlenwasserstoffe	
Luft-Strippen	31, 72, 100	Grundwasserreinigung	12
Mangan	18	L	
Metalle.....	13	Lamellenabscheider.....	60
mikrobielle Verfahren.....	101	leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe	
mikrobiologische Reinigung.....	36, 37	(LHKW)	
Mineralölkohlenwasserstoffe.....	12	Grundwasserreinigung	10
öffentliche Ausschreibung	82	Luft-Strippen	
Ölabscheider	65	Allgemeines	31
Osmose	50	Einsatzgebiete/Reinigungsleistung	32
PAK	14	Emissionen/Entsorgung	33
Pestizide.....	15	Prinzipskizze	31
Phenole	16	Verfahrenstechnik	28
Prozeßsteuerung.....	85	M	
Randbedingungen	7	Mangan	
Reinigungsendwerte	89	Grundwasserreinigung	18
Sanierungsplanung und Sanierung	5	mechanische Trennverfahren	
Sanierungsvorplanung	7	Allgemeines	52
Schadstoffe	8	Verfahrensüberblick.....	52
Scheiben-Tauchreaktor	37	Metalle und Cyanide	
schwerflüchtige halogenierte		Grundwasserreinigung	13
Kohlenwasserstoffe	15	mikrobiologische Reinigung Grundwasser	
Steuerung	85	Allgemeines	36, 37
Stop	86	Einsatzgebiete/Reinigungsleistung	38
Störstoffe	84	Emissionen/Entsorgung	39
Trübstoffe (Ton-, Sandpartikel).....	19	Festbettreaktor.....	36
Überblick	22	Reinigungsendwerte.....	38
Umkehrosmose	50, 104	Scheiben-Tauchreaktor	37
Unfälle und Störungen.....	87	Mikrofiltration.....	50
UV-Oxidation	102	Mineralölkohlenwasserstoffe	
Verfahrenstechnik.....	62	Grundwasserreinigung	12
Verfahrensvorauswahl	8	N	
Wiedereinleitung in das Grundwasser	92	Neutralisationsfällung	53
Witterungseinflüsse	88	Ö	
Zeitplanung	83	Ölabscheider	

Adsorptions-Koaleszenz-Abscheider . 66	schwerflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (SHKW) Grundwasserreinigung 15
Allgemeines 65	Sedimentation
Einsatzgebiete/Reinigungsleistung 67	Absetzbecken 59
Emissionen/Entsorgung 67	Einsatzgebiete/Reinigungsleistung 61
Prinzipskizze..... 65, 66	Emissionen/Entsorgung 61
Verfahrenstechnik..... 65	Lamellenabscheider..... 60
Osmose	Verfahrenstechnik 59
Allgemeines 50	Siebfiltration 63
Einsatzgebiete/Reinigungsleistung 51	Sulfid-Fällung 55
Emissionen/Entsorgung 52	T
Prinzipskizze..... 50	Tiefenfiltration 63
Verfahrenstechnik..... 49	Trübstoffe (Ton-, Sandpartikel) Grundwasserreinigung 19
P	U
Pestizide	Ultrafiltration 50
Grundwasserreinigung 15	Umkehrosmose
Phenole	Allgemeines 50
Grundwasserreinigung 16	Einsatzgebiete/Reinigungsleistung 51
physikalische Adsorption..... 24	Emissionen/Entsorgung 52
polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) Grundwasserreinigung 14	Prinzipskizze 50
S	Verfahrenstechnik 49
Scheiben-Tauchreaktoren 35	UviTox-Reaktor 43
Schlammbedreaktoren 35	UV-Reaktor..... 43