

## Deponiesickerwasser-Behandlung

### Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 7.2.26 „Abwässer aus Abfalldeponien“ im ATV-Fachausschuß 7.2 „Industrieabwasser mit organischen Inhaltsstoffen“

#### 1. Einleitung

##### 1.1 Aufgaben und Zielsetzung

Die ATV-Arbeitsgruppe 7.2.26 hat im Auftrage der ATV den folgenden Bericht über den Stand der Technik bei der Behandlung von Sickerwässern aus Ablagerungen erarbeitet. Mitglieder dieser Arbeitsgruppe sind:

Dr. Albers, Achim  
Prof. Dr. Cord-Landwehr, Suderburg  
Prof. Dr. Ehrig, Wuppertal  
Dr. Endell, Duisburg  
Dr. Gerschler, Hildesheim  
Prof. Dr. Hoins, Stade  
Prof. Dr. Krauth, Stuttgart  
Prof. Dr. Rautenbach, Aachen  
Dipl.-Ing. Schulz, Essen  
Dipl.-Ing. Theilen, Hannover  
Dr. Weitzel, Leverkusen (Sprecher)  
Dr. Zimmer, Ludwigshafen

Den Mitgliedern dieser Arbeitsgruppe ist bewußt, daß eine derartige Arbeit nur eine Augenblicksaufnahme des sehr schnellen Entwicklungsprozesses von Behandlungsverfahren sein kann. In dem Hauptteil dieses Arbeitsberichtes werden deshalb einzelne Verfahren detailliert dargestellt, die allein oder in Kombination nach dem derzeitigen Kenntnisstand der Behandlung von Sickerwässern dienen können. Es ist davon auszugehen, daß auch bei zukünftigen Entwicklungen diese Verfahren eine wesentliche Rolle spielen werden.

Anschließend werden in den Anhängen in Abhängigkeit von der Herkunft des Sickerwassers Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen nach dem Stand der Technik dargestellt.

##### 1.2 Sickerwasserarten

Wie oben angegeben, werden in den Anhängen dieses Arbeitsberichtes Behandlungsmöglichkeiten für Sickerwässer zusammengestellt. Da sich die Sickerwässer aus verschiedenartigen Ablagerungen z. T. unterscheiden, werden in den Anhängen auch die Behandlungsverfahren getrennt angesprochen. Diese Trennung erfolgt für Sickerwässer folgender Abfallablagerungen; z. B.:

- ⊗ Siedlungsabfalldeponien
- ⊗ Monodeponien (z. B. für Klärschlamm, Aschen und Schlacken usw.)
- ⊗ Sonderabfalldeponien
- ⊗ Bauschuttdeponien, Baurestmassendeponien

In dem Anhang I zu diesem Bericht werden Sickerwässer aus Deponien für Siedlungsabfälle mit den Behandlungsmöglichkeiten dargestellt. Weitere Anhänge werden folgen.

#### 2. Anforderungen an die Ablaufqualität

##### 2.1 Bestehende Vorschriften

Der § 7 a Wasserhaushaltsgesetz legt die Grundsätze der Abwasserbehandlung in der Bundesrepublik Deutschland fest.

Die Anforderungen an die Qualität von Deponiesickerwasser, das eingeleitet werden soll, sind im Anhang 51 zur Allgemeinen

Rahmen-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer, GMBL (1989), S. 527 geregelt (siehe Tabelle 2.1). Diese Anforderungen gelten bisher nur für „Abwasser, dessen Schmutzfracht im wesentlichen aus der Ablagerung von Siedlungsabfällen (Hausmüll und gewerbliche Abfälle, die nach Art und Menge gemeinsam mit Hausmüll abgelagert werden können) stammt“.

Die bei der Sickerwasserbehandlung anfallenden Reststoffe oder Abfälle sind entsprechend den Abfallgesetzen des Bundes und der Länder zu behandeln.

Parameter	Allgem. Rahmen VwV Anhang 51	Novellierungs-Vorschlag Stand 29.11.92
<b>I. Anforderungen nach a.a.R.d.T.</b>		
BSS <sub>5</sub> mg/l	20	-
CSB mg/l	200 <sup>1)</sup>	200 <sup>1)</sup>
TOC mg/l	-	70
anorg. N mg/l	-	70 <sup>2)</sup>
NH <sub>4</sub> - N mg/l	50	10 <sup>3)</sup>
PO <sub>4</sub> - P mg/l	-	3
Kohlenwasserstoffe mg/l	-	10 <sup>4)</sup>
<b>II. Anforderungen nach St.d.T.</b>		
C <sub>P</sub> abfiltr. Stoffe mg/l	20	2 <sup>5)</sup>
AOX mg/l	0,5	0,5
Quecksilber mg/l	0,05	0,05
Cadmium mg/l	0,1	0,1
Chrom mg/l	0,5	0,5
Chrom (VI) mg/l	-	0,1
Nickel mg/l	0,5	1,0
Blei mg/l	0,5	0,5
Kupfer mg/l	0,5	0,5
Zink mg/l	2,0	2,0
Arsen mg/l	-	0,1
Cyanid (leicht freisetzbar) mg/l	-	0,2
Sulfid mg/l	-	1,0
NO <sub>2</sub> - N mg/l	-	2,0 <sup>3)</sup>

**Tabelle 2.1 Anforderungen an die Qualität von Deponiesickerwasser**

- 1) Alternativ: bei einem CSB-Wert >4000 mg/l mindestens 95% CSB-Verminderung.
- 2) Alternativ: Maximal 100 mg/l, wenn die Verminderung der Stickstoff-Fracht mindestens 75% beträgt.
- 3) Die Anforderung entfällt bei gemeinsamer Behandlung mit Abwasser anderer Herkunft in einer zentralen biologischen Kläranlage.
- 4) Der Parameter gilt nicht für Siedlungsabfälle.
- 5) Die Anforderung entfällt für den Teilstrom bei abschließender biologischer Behandlung gemeinsam mit anderem Abwasser. Bei Abwässern mit höherem Chlorid- und/oder Sulfatgehalt Regelung wie bei der Mischwasser-VwV (Anhang 22).

##### 2.2 Stand der Novellierungsdiskussion

Im Zusammenhang mit der Überarbeitung dieses Anhangs 51 und des Entwurfs einer Vorschrift für „Abwasser, dessen Schmutzfracht im wesentlichen aus der Ablagerung von Abfällen, ausgenommen Siedlungsabfällen, stammt“, wurde von der Arbeitsgruppe 56 des Bund/Ländergremiums zu § 7 a Wasserhaushaltsgesetz vorgeschlagen, eine gemeinsame Regelung für die Behandlung von Sickerwasser aus der oberirdischen Ablagerung von allen Abfällen zu treffen.

Es wurde deshalb ein Vorschlag für „Abwasser, dessen Schmutzfracht im wesentlichen aus der oberirdischen Ablagerung von Abfällen stammt“, erarbeitet (siehe Tabelle 2.1).

Hinsichtlich der „gemeinsamen biologischen Behandlung mit Abwasser anderer Herkunft“ ist bisher in der Allgemeinen RahmenVwV, Anhang 51, folgende Regelung getroffen:

„Das Abwasser darf bei gemeinsamer biologischer Endbehandlung mit Abwasser anderer Herkunft nur eingeleitet werden, wenn durch einen Abbauteil gemäß Nummer 307 der Anlage zur RahmenVwV nachgewiesen wird, daß der CSB durch biochemischen Abbau um 75% abgebaut wird.“

Dieser Passus wurde in dem neuen Entwurf gestrichen. Statt dessen wird eine Anforderung diskutiert, das Sickerwasser vor einer evtl. gemeinsamen biologischen Behandlung mit Abwässern anderer Herkunft einem oder mehreren Biotests zu unterziehen.

### 2.3 Wertung

Die Auswahl der zur Reinigung von Abwasser verwendeten Verfahren wird maßgeblich durch die entsprechenden Verwaltungsvorschriften bestimmt, die sehr stark auf den Schutz des Oberflächenwassers ausgerichtet sind. Durch die Novellierungen der letzten Jahre werden hierfür so hohe Maßstäbe gesetzt, daß die Frage zu stellen ist, ob gesamtökologische Betrachtungen zu kurz kommen. So bedürfen z. B. Anlagen zur Reinigung von Sickerwasser aus Siedlungsabfalldeponien in der Regel bei direkter Einleitung für die weitgehende Denitrifikation einer externen Kohlenstoffquelle. Dabei wird eine relativ große Menge an Schlamm erzeugt, der wieder behandelt und entsorgt werden muß.

Generell kann gesagt werden, daß der Einsatz von Prozeßchemikalien sowie elektrischer und z. T. auch thermischer Energie hoch ist. Die gesamtökologische Bewertung der Emissionen bei der Herstellung oder Bereitstellung dieser Medien im Vergleich zu dem Beitrag der Novellierungen der Verwaltungsvorschriften zur Verbesserung der Gewässergütesituation steht jedoch bisher aus.

Trotz der sehr aufwendigen Verfahrenstechnik und der damit erreichten weitgehenden Stoffelimination kann die Sickerwasserreinigung zur Entlastung der Gewässer nur einen Beitrag im Promille-Bereich leisten.

Einige neue Regelungen des erwähnten Novellierungs-Vorschlages der AG 56 werden ebenfalls kritisch gesehen.

Der § 7 a WHG verlangt, daß Abwasser, bevor es in ein Gewässer eingeleitet wird, bestimmten Anforderungen nach den „allgemein anerkannten Regeln der Technik“ (a.a.R.d.T.) und dem „Stand der Technik“ (S.d.T.) genügen muß. Diese Anforderungen sind im Auslauf der Behandlungsanlage einzuhalten und zu überwachen.

Werden Teilströme gemeinsam mit anderen Abwässern in einer Kläranlage behandelt, sind auch Anforderungen nach dem S.d.T. in den Zuläufen einzuhalten, entweder fiktiv (RahmenAbwasser-VwV, Anhang 22) oder direkt (Rahmen-Abwasser-VwV, Anhang 40).

Der Grundgedanke ist dabei, daß Stoffe, die durch das nachgeschaltete Verfahren nicht reduziert werden können, vorher zurückgehalten werden müssen. Dieser Gedanke war offensichtlich Vorbild für den im Kap. 2.2 genannten neuen Vorschlag. Zur Überwachung von Toxizitäten im Sickerwasserteilstrom, der anschließend mit anderen Abwässern gemeinsam biologisch behandelt wird, wird ein Biotest gekoppelt mit einem Abbauteil der Kläranlage erhoben, wie man das von der Konzeption des § 7 a WHG her annehmen müßte, sondern für den Teilstrom. Die Bioteste sind für die Gewässergüte von Oberflächengewässern entwickelt worden und insofern ungeeignet für Teilströme. Auch aus diesem Grunde kann es nur richtig sein, Toxizität im Auslauf

der Kläranlage zu messen. An entsprechenden Tests wird im Rahmen des novellierten 22. Anhangs zur Rahmen-Abwasser-VwV gearbeitet.

Es existiert keine Verfahrenstechnik, die selektiv nur die gefährlichen Stoffe eliminieren kann. Heute ergibt sich dadurch bereits vor der Indirekteinleitung durch die notwendige sehr aufwendige Vorbehandlung eine Qualität des aufbereiteten Sickerwassers, die der bei Direkteinleitung nur unwesentlich nachsteht.

## 3. Verfahren zur Reinigung von Sickerwasser aus Deponien

### 3.1 Allgemeine Bemerkungen

Sickerwasser entsteht im wesentlichen beim Durchsickern von (Niederschlags-)wasser durch die abgelagerten Abfälle. Dabei werden unter den in der Deponie herrschenden Milieubedingungen (aerob, anaerob, pH-Wert) wasserlösliche Stoffe ausgelaugt. Die Zusammensetzung des Sickerwassers wird insbesondere durch die Art der Abfälle und durch die in der Deponie ablaufenden chemischen und biochemischen Vorgänge beeinflusst.

Die Sickerwassermenge und die -zusammensetzung unterliegen auch innerhalb einer Deponie starken Schwankungen, die z. T. jahreszeitlich bedingt sind durch unterschiedlich ergiebige Niederschläge, aber auch beeinflusst werden können durch die Art des Deponieaufbaus und der Deponietechnik.

Bei der Projektierung von Anlagen zur Behandlung des Sickerwassers muß davon ausgegangen werden, daß die geforderten Grenzwerte mit Sicherheit eingehalten werden können. Dies bedeutet, daß bei der Auslegung auch die höchsten Tageswerte mit berücksichtigt werden. Die Schwankungen können durch organisatorische und technische Maßnahmen innerhalb der Deponie und durch angepaßte Abwasserspeicher geglättet werden.

Nach SEYFRIED, THEILEN (1990) sollten Speichervolumina von 500 m<sup>3</sup>/ha offener Deponiefläche vorgesehen werden. Für den Fall, daß das Sickerwasser mit Tankwagen abgefahren wird, müssen Wochenenden und Feiertage überbrückt werden; nach DOEDENS, THEILEN (1990) ergeben sich hierfür Mindestgrößen für die Speichervolumina von 10—20 m<sup>3</sup>/ha · d. Bei der Speicherung ist die Auskühlung zu minimieren.

In vielen Fällen muß das Deponiesickerwasser vor der eigentlichen Abwasserbehandlung auf einen geeigneten pH-Wert eingestellt werden, wobei zu berücksichtigen ist, daß einige Sickerwässer große Pufferkapazitäten aufweisen. Ausschlaggebend für die Verweilzeit ist hierbei insbesondere die Wahl des Neutralisationsmittels und die intensive Durchmischung (Auslegung der Rührkapazität); im allgemeinen sollten 15—30 Minuten Verweilzeit zur pH-Wert-Einstellung ausreichen.

Außerdem müssen vor einigen Abwasserbehandlungsverfahren (z. B. Membranverfahren) die im Sickerwasser enthaltenen ungelösten Stoffe entfernt werden.

Die Wahl der zur Behandlung von Deponiesickerwasser eingesetzten Verfahren war bisher neben den örtlichen Gegebenheiten hauptsächlich durch die Abwasserinhaltsstoffe, die Eignung der Verfahren zur Verringerung dieser Stoffe und die geforderten Grenzwerte beeinflusst. Zukünftig wird bei der Verfahrenswahl auch die Frage der Quantität und der Qualität der entstehenden Rückstände eine zunehmend wichtige Rolle spielen. Auf die einzelnen Kriterien zur Verfahrensauswahl wird bei der Beschreibung über die Behandlung der Sickerwässer aus den verschiedenen Deponien näher eingegangen (s. z. B. Anhang I „Sickerwasser aus Siedlungsabfall-Deponien“).

### 3.2 Aerobe biologische Verfahren

#### 3.2.1 Aufgabe und Zielsetzung

Die aeroben biologischen Verfahren werden bei der Sickerwasser-Reinigung mit zwei Hauptzielrichtungen eingesetzt.

1. Die organischen Kohlenstoffverbindungen werden unter Sauerstoffverbrauch (molekularer Sauerstoff oder aus Nitrat) zu Kohlendioxid und Wasser oxidiert sowie in Überschussschlamm umgewandelt.
2. Die hohen Gehalte an reduzierten Stickstoffverbindungen werden mikrobiell durch den Prozeß der Nitrifikation zu Nitrat oxidiert und mit der anschließenden Denitrifikation durch Umwandlung zu Stickstoff-Gas aus dem Sickerwasser eliminiert.

#### 3.2.2 Beschreibung des Verfahrens

Unter dem Oberbegriff der aeroben biologischen Verfahren sind eine Reihe von Varianten zu verstehen, die folgendermaßen systematisiert werden können:

1. Verfahren mit suspendierter Biomasse (Teichanlagen, Belebungsanlagen)
- Verfahren mit Aufwuchsflächen (Tauchkörper, Tropfkörper, überstaute Aufwuchsflächen)

Die Verfahren mit suspendierter Biomasse (belebter Schlamm) bestehen grundsätzlich aus volldurchmischten oder in Kaskadenbauweise aufgelösten Reaktionsbecken und der nachgeschalteten Einheit zur Abtrennung der Biomasse. In der Regel ist dies ein Absetzbecken (Nachklärung). Bei einigen Verfahren wird das Nachklärbecken durch eine Ultra- bzw. Mikrofiltration ersetzt. Damit werden sehr hohe Belebtschlammgehalte ermöglicht (z. B. BIOMEMBRAT-Verfahren, WAGNER (1990)).

Bei Verfahren mit Aufwuchsflächen ist die Biomasse auf einem Trägermaterial immobilisiert. Das Trägermaterial besteht heute in der Regel aus Kunststoffen verschiedenster Bauformen (z. B. Styropor-Scheiben oder Wickel-Formen bei Tauchkörpern, Schaumstoff-Würfel beim LINPOR-Verfahren, Raumkörper bei Festbett-Verfahren) oder aus Sand beim Wirbelschicht-Verfahren.

Einrichtungen zur Abtrennung von Biomasse sind nur zur Entfernung von Biomassenzuwachs aus dem System erforderlich. Die Notwendigkeit und Gestaltung (Absetzbecken, Filter) richtet sich nach dem Einsatzfall.

#### 3.2.3 Anwendbarkeit für Deponiesickerwasser und Grenzen des Verfahrens

In den Anfängen der Sickerwasserreinigung wurden häufig belüftete Teichanlagen wegen ihres geringen baulichen und technischen Aufwandes sowie gleichzeitig niedrigen Anforderungen an die Wartung erstellt.

Betriebserfahrungen zeigten jedoch, daß Teichanlagen zur Sickerwasserreinigung wegen der langen Aufenthaltszeiten im Winter sehr stark auskühlen. Nicht selten werden Temperaturen nahe dem Gefrierpunkt und als Folge absinkende Reinigungsleistungen gemessen.

Der Einsatz von belüfteten Teichen ist deshalb nur in Einzelfällen sinnvoll, z. B. zur Teilreinigung oder zur Geruchsminimierung des Sickerwassers vor einer Kreislaufführung. Die Temperaturproblematik trifft auf herkömmliche Tropfkörper ebenfalls zu, weshalb sie für die Sickerwasserreinigung nicht eingesetzt werden.

Im Rahmen der Sickerwasserreinigung kommen derzeit vorrangig Belebungsanlagen und Tauchkörper-Anlagen zum Einsatz. Nur in speziellen Einzelfällen wurden bisher Verfahren mit überstauten Aufwuchsflächen verwendet.

Das Belebungsverfahren ist bei Sickerwässern sowohl bei hohen als auch bei niedrigen Gehalten an biologisch abbaubaren Stoffen geeignet. Es sind verschiedene Behandlungsziele bei entsprechender Auslegung realisierbar:

- a) Abbau organischer Inhaltsstoffe (BSB<sub>5</sub>, CSB)
- b) wie a), zusätzlich Stickstoffoxidation (Nitrifikation)
- c) wie b), zusätzlich Nitratentfernung (Denitrifikation)

Im Vergleich mit Anlagen zur Reinigung von kommunalen Abwässern ist der bauliche Aufwand begrenzt, da einige Bauteile (Rechen, Sandfang, Vorklärung) ganz entfallen und die Nachklärbecken gegenüber den Belebungsbecken wegen des relativ kleinen Wasseranfalls ein nur geringes Volumen aufweisen.

Bei der Sickerwasserreinigung kommen ein- und zweistufige Anlagen zur Anwendung. Die zweistufigen Anlagen mit Zwischenklärung sind z. T. durch nachträgliche Erweiterungen oder Umbauten aus Teichanlagen entstanden.

Sowohl bei Tauchkörper-Anlagen als auch bei Anlagen mit überstauten Aufwuchsflächen hängen die Einsatzmöglichkeiten stark von der Art des Sickerwassers und dem Behandlungsziel ab. Grundsätzlich sind sie zwar sowohl zur Elimination biologisch abbaubarer organischer Stoffe (BSB) als auch zur Stickstoff-Umsetzung geeignet. Bei hohen organischen Belastungen (aus dem Sickerwasser oder durch Kohlenstoff-Zugabe für die Denitrifikation) kann sich jedoch ein starkes Wachstum von Mikroorganismen auf dem Trägermaterial ergeben, das zu einer Verminderung des Schlammalters und damit zu Leistungseinbußen führt, EHRIG, MENNERICH (1987).

Hauptaufgabengebiet ist vor allem die Nitrifikation. Die Anlagen können sowohl als alleiniger Verfahrensschritt als auch als nachgeschaltete zweite Stufe eingesetzt werden.

Verglichen mit der biologischen Reinigung bei anderen Abwässern sind meist niedrigere Umsatzraten bei Sickerwässern festzustellen. Dies mag auf die Vielzahl von potentiellen Schadstoffen hinweisen. Es ist bisher jedoch kein Fall bekannt geworden, der die generelle Einsetzbarkeit biologischer Verfahren in Frage stellen würde.

#### 3.2.4 Leistungsbeschreibung und Bemessung

Die Bedeutung der aeroben biologischen Verfahren liegt vorrangig im Bereich des Abbaus organischer Inhaltsstoffe und der Stickstoff-Umsetzung. „Gefährliche Stoffe nach § 7a WHG“ müssen zumeist durch andere Verfahren eliminiert werden. Wenn auch bei diesen Stoffen eine Verringerung der Gehalte festzustellen ist, dürfte sie überwiegend auf Adsorption an den belebten Schlamm oder auf Strippvorgänge zurückzuführen sein.

Zusätzlich bewirkt die biologische Reinigung als Vorbehandlungsschritt eine Leistungssteigerung vieler chemisch/physikalischer Verfahren, KAYSER (1989). Nähere Angaben finden sich im Kapitel 3.2 (Kriterien zur Verfahrensauswahl) des Anhangs I.

Ein Abbau des BSB<sub>5</sub> auf Werte unterhalb 20 mg/l ist bei entsprechender Auslegung möglich. Der CSB im Ablauf liegt jedoch auch dann noch im Bereich zwischen 400 und 1 500 mg/l. Die Abhängigkeiten auf die Höhe dieses Rest-CSB, der mit üblichen biologischen Reinigungsanlagen nicht weiter zu vermindern ist, zeigt beispielhaft Abb. 3.1 für Sickerwässer aus Siedlungsabfalldponien:

- Der Rest-CSB steigt in der „Methanphase“
- Der Eliminationsgrad fällt beim Übergang von der „Sauren Phase“ zur „Methanphase“ von über 90% auf 50—60%

Erste mit der Nitrifikation von Sickerwasser in großtechnischen Anlagen vorliegende Erfahrungen zeigen, daß NH<sub>4</sub>-N-Ablaufwerte von unter 10 mg/l bei sorgfältigem Betrieb ganzjährig sowohl bei Belebungsanlagen als auch mit Tauchkörpern einzuhalten sind, WOLFFSON, TEICHFISCHER (1988), ALBERS (1990).

Es muß allerdings davon ausgegangen werden, daß in der Bemessung nicht berücksichtigte Belastungsstöße „durchschlagen“ können, ALBERS (1990). Werden strengere Anforderungen an den Ammoniumgehalt im Ablauf (<3 mg/l) gestellt, so muß eventuell eine zusätzliche Festbetanlage zur Rest-Nitrifikation der Belebungsanlage nachgeschaltet werden. In jedem Fall empfiehlt sich die Vorschaltung eines großzügig dimensionierten Ausgleichsbeckens.

Zur Leistungsfähigkeit (Hauptaufgabe: Nitrifikation) von Tauchkörper-Anlagen liegen sowohl umfangreiche Laborergebnisse vor, EHRIG, MENNERICH (1987), MENNERICH, ALBERS (1988) als auch Betriebsergebnisse von großtechnischen Anlagen vor, WITTEK et al. (1985), KNOX (1985).

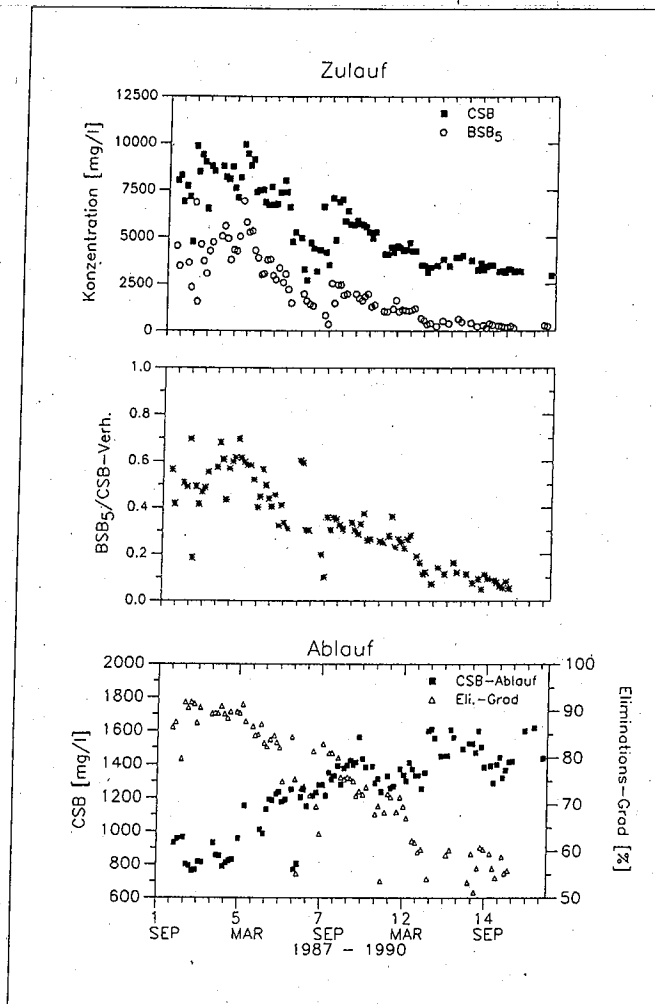


Abb. 3.1: CSB-Reinigungsleistung einer Belebungsanlage im Pilotmaßstab beim Übergang von der „Sauren Gärung“ zur „Methanphase“ (Werner 1991)

Wegen der hohen Stickstoffgehalte in Sickerwässern kommt der Denitrifikation besondere Bedeutung zu. Großtechnische Erfahrungen liegen bisher nur mit der vorgeschalteten Denitrifikation in Belebungsanlagen vor, WERNER (1991), die besonders gut die organische Belastung des Sickerwassers ausnutzt.

Das Ausmaß der Denitrifikation hängt vom Angebot an abbaubaren organischen Stoffen ab. Die Versuchsergebnisse von MENNERICH (1988) mit der vorgeschalteten Denitrifikation zeigen, daß oberhalb eines Verhältnisses  $BSB_5/NO_x-N = 3,0$  das Nitrat bzw. Nitrit entsprechend dem Rücklaufverhältnis denitrifiziert wird, aber auch bei  $BSB_5/NO_x-N = 2,0$  wird noch eine weitgehende Elimination erzielt. Die Ergebnisse werden von WERNER (1991) bei Zugabe von externem Kohlenstoff und Bezug auf  $CSB'/NO_x-N$

mit Verhältnissen von 4,0—4,4 g abgebautem CSB pro g denitrifiziertem Stickstoff bestätigt.

Bei Sickerwässern mit niedrigen organischen Gehalten (z. B. Methanphase bei Siedlungsabfalldponien) ist eine weitgehende Denitrifikation nur möglich, wenn stickstoffarme, biologisch leicht verfügbare externe Kohlenstoffquellen zudosiert werden (z. B. Methanol nach Adaptation). Dadurch steigt die Schlammproduktion und das notwendige Beckenvolumen an. Die erhöhte Rezirkulation des nitrathaltigen Wassers bei vorgeschalteter Denitrifikation

$$\begin{aligned} 50\% &: 1 \cdot Q_{Zul} \\ 70\% &: 2,4 \cdot Q_{Zul} \\ 90\% &: 9 \cdot Q_{Zul} \end{aligned}$$

erhöht den Energieaufwand.

Ergebnisse aus Laborversuchen zeigen, WERNER (1988), daß eine Denitrifikation auch mit Methan des Deponiegases möglich ist. Dies erfordert jedoch eine relativ aufwendige Verfahrenstechnik, und außerdem sind die bisher erreichten Umsatzeleistungen gering. Die großtechnische Anwendung ist daher derzeit nicht absehbar.

Eine weitere Möglichkeit stellt die Denitrifikation in einem Müll-Festbett dar, wie sie von SEYFRIED, THEILEN (1990) für die Deponie Mechernich beschrieben wird.

Die nachfolgend aufgeführten Bemessungsansätze sind für Sickerwässer aus Siedlungsabfalldponien entwickelt worden. Sie sollten, wo immer möglich, durch Versuche abgesichert werden, insbesondere wenn die Gehalte der Sickerwasser-Inhaltsstoffe nicht im üblichen Rahmen liegen.

Vor der Bemessung muß Klarheit über das angestrebte Reinigungsziel bestehen (siehe Kapitel 3.2.3). In den wenigsten Fällen wird zukünftig bei den bestehenden gesetzlichen Anforderungen allein auf die Entfernung biologisch abbaubarer organischer Stoffe (BSB bzw. CSB') bemessen werden. Sollte dennoch aufgrund spezieller Randbedingungen diese Bemessung erforderlich sein, sind entsprechende Hinweise bei ALBERS (1985) und WERNER (1990) zu finden. Auf die Probleme, die bei einem solchen Bemessungsfall auftreten können, wird weiter unten hingewiesen.

Die Bemessung der Nitrifikation/Denitrifikation in Belebungsanlagen erfolgt nach einem neuen Ansatz, CHANG et al. (1992), der die mit dem bisher üblicherweise verwendeten Ansatz von MENNERICH (1988) gemachten Erfahrungen berücksichtigt und eine Fortschreibung darstellt. Eine Differenzierung der Bemessung anhand des Zulauf-Verhältnisses von biologisch abbaubaren organischen Stoffen ( $CSB'_o$ ) zu Stickstoff-Verbindungen ( $TKN_o = NH_4-N_o + org. N_o$ ) ist nicht mehr erforderlich, da in Ergänzung zu MENNERICH das Wachstum der nitrifizierenden Bakterien beim Überschußschlamm-Anfall berücksichtigt wird. Entscheidendes Kriterium ist die Einhaltung eines ausreichenden aeroben Schlammalters  $t_{TS,aerob}$  für die nur unter strikt aeroben Bedingungen ablaufende Nitrifikation.

Bei der Bemessung des Belebungsbeckenvolumens ist zuerst das Denitrifikationsvolumen  $V_D$  zu ermitteln, wenn die Eliminierung des Stickstoffs vorgesehen ist.

Die Auslegung der Denitrifikation erfolgt unter Berücksichtigung

- des  $CSB'_o/NO_x-N$ -Verhältnisses
- des geforderten Eliminationsgrades
- der biologischen Verfügbarkeit der Kohlenstoffquelle
- des einstellbaren Rückführverhältnisses bei vorgeschalteter Denitrifikation.

Die vorgeschaltete oder die alternierende Denitrifikation sind insbesondere dann vorzuziehen, wenn das Sickerwasser, wie meist üblich, zu wenig organischen Kohlenstoff für die Denitrifikation enthält.

Das notwendige Reaktionsvolumen  $V_D$  wird nach den bisherigen Erfahrungen mit der Nitratstickstoff-Schlammbelastung  $B_{TS,NOx-N}$  ermittelt. Die Belastung ist ausschließlich auf das anoxische Volumen zu beziehen.

Der Rauminhalt des anoxischen Beckens  $V_D$  ergibt sich zu:

$$V_D = \frac{B_{d,NOx-N}}{B_{TS,NOx-N} \cdot TS_{BB}} \quad [m^3]$$

- mit:  $V_D$  Volumen des Denitrifikationsbeckens [ $m^3$ ]  
 $B_{d,NOx-N}$  Zu denitrifizierende tägliche maximale Stickstoff-Fracht [ $kg\ NO_x-N/d$ ]  
 $B_{TS,NOx-N}$  Nitratstickstoff-Schlammbelastung [ $kg\ NO_x-N/kg\ TS_{BB} \cdot d$ ]  
 $TS_{BB}$  Trockensubstanz-Gehalt im Belebungsbecken [ $kg/m^3$ ]

Bei Einsatz von leicht verfügbaren Substraten wie Essigsäure gilt:

$$B_{TS,NOx-N} \leq 0,11 \cdot 1,1^{(T-15)} \quad [kg\ NO_x-N/(kg\ TS_{BB} \cdot d)]$$

Bei Verwendung des im Sickerwasser vorhandenen Kohlenstoffs ist eine geringere Abbaugeschwindigkeit anzusetzen:

$$B_{TS,NOx-N} \leq 0,07 \cdot 1,1^{(T-15)} \quad [kg\ NO_x-N/(kg\ TS_{BB} \cdot d)]$$

Bei intermittierender Denitrifikation sind die Belüftungspausen näherungsweise nach dem Verhältnis  $V_D$  zum gesamten Belebungsbecken-Volumen  $V_{BB}$  aufzuteilen.

Die Trockensubstanz-Gehalte  $TS_{BB}$  sind in gewissen Grenzen frei wählbar. Sie sind abhängig von den Absetzeigenschaften des Belebtschlammes und den Wechselbeziehungen zwischen Belebungs- und Nachklärbecken. Nach den vorliegenden Erfahrungen sollten folgende Bereiche gewählt werden:

	$TS_{BB}$ [ $kg/m^3$ ]
$CSB'_0/TKN_0 \geq 4$	4,0—6,0
$CSB'_0/TKN_0 \leq 4$	3,0—4,5

Der Wert für  $CSB'_0$  ist in Abhängigkeit von der Deponiephase (z. B. bei Siedlungsabfalldeponien: Saure Phase/Methanphase) und der eventuellen Zugabe von externem Kohlenstoff zu ermitteln. Bei Sickerwässern aus der Methanphase ohne externe Zugabe ergeben sich nach den Abbildungen 3.1 und 3.3 beispielsweise Werte von ca. 45—60 % der Zulaufgehalte  $CSB_0$ .

Das notwendige aerobe Schlammalter zur Sicherstellung der vollständigen Nitrifikation ergibt sich in Abhängigkeit von der einzuhaltenden Temperatur  $T$  im Belebungsbecken im Bereich von etwa 8—25 °C zu:

$$t_{TS,aerob} > SF \cdot 30 \cdot 1,1^{(15-T)}$$

Wird bisher überwiegend nur Labor-Resultate zu den prozeßkinetischen Parametern vorliegen, wird ein Sicherheits- und Schwan-

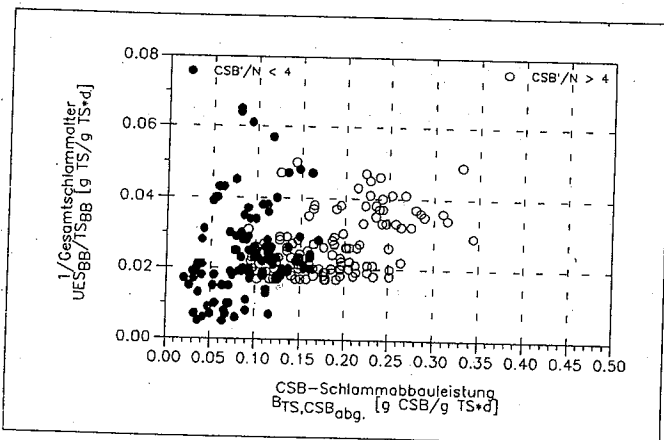


Abb. 3.2: Meßwerte der Überschuß-Schlammproduktion in Abhängigkeit von der CSB-Schlammabbauleistung (Chang et al. 1992)

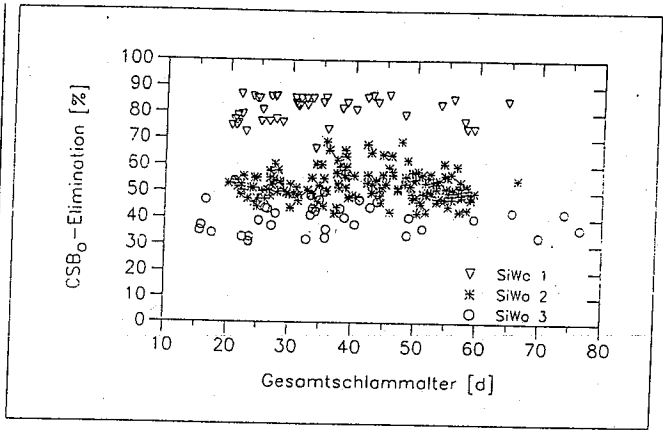


Abb. 3.3: CSB-Elimination in Abhängigkeit vom Schlammalter  $t_{TS}$  (Chang et al. 1992)

kungsfaktor  $SF$  eingeführt, der beim derzeitigen Kenntnisstand mit  $SF = 1,5$  angesetzt werden sollte. Durch Einführung dieses Faktors sollen insbesondere auch Hemmungen durch Ammoniak bzw. Salpetrige Säure weitgehend vermieden werden, ANTHONISEN (1976), NYHUIS (1985).

Der weitere Weg zur Berechnung des Beckenvolumens erfolgt prinzipiell nach der Vorgehensweise in dem ATV-Arbeitsblatt A 131. Die spezifische Überschußschlamm-Produktion ist jedoch mit der von CHANG et al. (1992) entwickelten Gleichung zu ermitteln. Sie ergibt sich als Reziprokwert des Schlammalters  $t_{TS}$ :

$$\frac{\dot{U}_{BB}}{TS_{BB}} = 1/t_{TS} = 0,14 \cdot \frac{B_{d,N}}{TS_{BB} \cdot V_N} + 0,27 \cdot \frac{B_{d,CSB'}}{TS_{BB} \cdot (V_N + V_D)} - 0,0086 \cdot 1,1^{(T-15)} \quad [1/d]$$

- mit:  $\dot{U}_{BB}$  Spez. Überschußschlammproduktion, bezogen auf das gesamte Belebungsbeckenvolumen ( $kg/(m^3 \cdot d)$ )  
 $t_{TS}$  Schlammalter, bezogen auf das gesamte Belebungsbeckenvolumen ( $d$ )  
 $B_{d,N}$  Zu nitrifizierende tägliche maximale Stickstoff Fracht ( $kg/d$ )  
 $V_N$  Volumen des Nitrifikationsbeckens ( $m^3$ )  
 $B_{d,CSB'}$  Abzubauenende tägliche maximale CSB-Fracht ( $kg/d$ )

Bei dieser Gleichung wird ein mittlerer Glühverlust von 70 % angesetzt, der den gemessenen Bereich von 60—80 % repräsentiert.

Abbildung 3.2 zeigt die von CHANG et al. (1992) ermittelten Meßwerte (Glühverlust ca. 80 %). Insbesondere bei  $CSB'_0/TKN_0$ -Verhältnissen  $< 4$  wird der Anteil der nitrifizierenden Bakterien an der Gesamt-Schlammproduktion ersichtlich.

Mit der Beziehung

$$t_{TS,aerob} = t_{TS} \cdot V_N / (V_N + V_D)$$

ergibt sich die Funktion zur Ermittlung des Nitrifikationsvolumens  $V_N$ .

$$\frac{1}{t_{TS,aerob}} = \left( 0,14 \cdot \frac{B_{d,N}}{TS_{BB} \cdot V_N} + 0,27 \cdot \frac{B_{d,CSB'}}{TS_{BB} \cdot (V_N + V_D)} - 0,0086 \cdot 1,1^{(T-15)} \right) \cdot \frac{V_N + V_D}{V_N} \quad [1/d]$$

Zur Vereinfachung bei der weiteren Berechnung werden folgende Hilfsvariablen eingeführt:

$$a = 0,14 \cdot \frac{B_{d,N}}{TS_{BB}}, \quad b = 0,27 \cdot \frac{B_{d,CSB'}}{TS_{BB}}, \quad k_d = 0,0086 \cdot 1,1^{(T-15)}$$

Nach Umformung der quadratischen Gleichung errechnet man das Nitrifikationsvolumen mit folgender Beziehung:

$$V_N = - \frac{k_d \cdot V_D - a - b}{2 \cdot (1/t_{TS,aerob} + k_d)} + \sqrt{\left( \frac{k_d \cdot V_D - a - b}{2 \cdot (1/t_{TS,aerob} + k_d)} \right)^2 + \frac{a \cdot V_D}{1/t_{TS,aerob} + k_d}} \quad [m^3]$$

Für den aeroben Kohlenstoff-Abbau in Belebungsanlagen werden von WERNER (1990) bei Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien die nachfolgenden Belastungen vorgeschlagen, wenn ein möglichst weitgehender biologischer CSB-Abbau erzielt werden soll. Die Schlamm-Belastung  $B_{TS,BSB_5}$  bzw.  $B_{TS,CSB'}$  sollte danach folgende Werte nicht überschreiten:

- „Saure Phase“:  $B_{TS,BSB_5} = 0,05 \text{ kg BSB}_5 / (\text{kg TS} \cdot \text{d})$   
 $B_{TS,CSB'} = 0,10 \text{ kg CSB}' / (\text{kg TS} \cdot \text{d})$   
 „Methanphase“:  $B_{TS,BSB_5} = 0,01 \text{ kg BSB}_5 / (\text{kg TS} \cdot \text{d})$   
 $B_{TS,CSB'} = 0,10 \text{ kg CSB}' / (\text{kg TS} \cdot \text{d})$

In diesem Belastungsbereich läßt sich eine Teilnitrifikation, insbesondere bei höheren Temperaturen, nicht mehr ausschließen (siehe auch Abbildung 3.2). Da es in diesem Fall zu sehr instabilen Betriebszuständen kommen kann (Nitrit-Akkumulationen, pH-Abfall, zu geringe Sauerstoff-Gehalte), wird im Regelfall von der Auslegung auf alleinigen Kohlenstoff-Abbau abgeraten.

Der weitgehende CSB-Abbau wird bei den für die Nitrifikation einzuhaltenden Schlammaltern über den gesamten relevanten Bereich erreicht, wie Abbildung 3.3 zeigt. Der erreichbare Eliminationsgrad wird durch das  $BSB_5/CSB'$ -Verhältnis des Zulaufs bestimmt (siehe Abbildung 3.1).

Der Sauerstoffverbrauch von Belebungsanlagen zur Sickerwasserreinigung unterscheidet sich von den aus der kommunalen Abwasserreinigung üblichen Werten. Der Anteil der Substratnutzung ist höher, die endogene Atmung dagegen niedriger (MANNERICH 1988):

$$OV_{C,R} = 0,7 \cdot B_{R,CSB'} + 0,02 \cdot TS_{BB}$$

mit  $OV_{C,R}$  Sauerstoffverbrauch ( $\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ )  
 $B_{R,CSB'}$  CSB-Raumabbauleistung ( $\text{kg CSB}'/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ )

Vor der Berechnung des Sauerstoffverbrauches für die Nitrifikation ist eine Stickstoffbilanz zu erstellen. Der  $O_2$ -Verbrauch für die Oxidation der Stickstoffverbindungen ist wie folgt zu berechnen:

$$OV_N = 4,6 \cdot NO_3-N_e + 1,7 \cdot NO_3-N_D$$

mit:  $OV_N$  Spezifischer Sauerstoffverbrauch für die Oxidation der Stickstoffverbindungen, bezogen auf die Sickerwassermenge ( $\text{kg } O_2/\text{m}^3$ )

$NO_3-N_e$  Nitrat-Stickstoff-Gehalt im Ablauf ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )  
 $NO_3-N_D$  Denitrifizierter Nitrat-Stickstoff-Gehalt ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

Für den bei der sauren und methanogenen Phase der Deponie sich ergebenden Sauerstoffbedarf sind zwei getrennte Berechnungen durchzuführen. In der Regel ist der Sauerstoffbedarf für Sickerwasser aus der Methan-Phase der maßgebende für die Bemessung der Belüftungsaggregate.

Die Oberflächenbeschickung der Nachklärbecken sollte  $q_{A,max} = 0,5 \text{ m}^3/\text{h}$  nicht überschreiten. Die Tiefenermittlung kann nach ATV-Arbeitsblatt A 131 erfolgen.

Grundlage der Bemessung von Tauchkörper-Anlagen und Anlagen mit überstauten Aufwuchsflächen ist die spezifische Oberflächen-Belastung  $B_A$ , z. B. für die Nitrifikation berechnet mit der TKN-Zulaufkraft. In Abhängigkeit von den Ablaufwerten werden z. T. folgende maximale Belastungen vorgeschlagen (aus Laborversuchen mit Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien, die z. T. großtechnisch abgesichert wurden):

$B_A = 2 \text{ g N}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  :  $NH_4-N < 30 \text{ mg/l}$        $NO_2-N < 2 \text{ mg/l}$   
 $B_A = 1 \text{ g N}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  :  $NH_4-N < 10 \text{ mg/l}$        $NO_2-N < 1 \text{ mg/l}$

Für Tauchkörper-Anlagen als zweite Stufe, die sehr niedrige  $NH_4-N$ -Gehalte  $< 3 \text{ mg/l}$  einhalten müssen, sind niedrigere Werte anzusetzen.

Inwieweit Maßnahmen wie Fließrichtungswechsel und Vorfiltration zu weiteren Verbesserungen der Umsatzleistungen führen, NYHUIS, WEBER (1989), läßt sich erst in den nächsten Jahren nach Inbetriebnahme entsprechender Anlagen beurteilen.

### 3.2.5 Besondere konstruktive und betriebliche Maßnahmen

Folgende Punkte sind verstärkt zu berücksichtigen:

- Wärmedämmung, Abdeckung und Einhausung insbesondere von nitrifizierenden Anlagen, um der Temperaturempfindlichkeit entgegenzuwirken.
- Ausreichende Umwälzenergie, da der Belebtschlamm infolge von Ausfällungen sehr schwer werden kann.
- Reinigungsmöglichkeit von Anlagenteilen, deren Funktion durch Ausfällung beeinträchtigt werden kann (Pumpen, Belüfter, Rohrleitungen).
- Sicherstellung einer ausreichenden Rest-Alkalität durch pH-Regelung oder Denitrifikation, MANNERICH (1988).
- Zugabe von Phosphor bei hohen  $BSB_5$ -Gehalten.
- Gegenmaßnahmen bei Schaumbildung.
- Frachtausgleich zur Vermeidung von Stoßbelastungen.
- Aufwendige Prozeßkontrolle mit weitgehender On-line-Messung ( $O_2$ , pH,  $NH_4-N$ ,  $NO_3-N$ ).

### 3.2.6 Folgeprodukte und Reststoffe

Als Rückstand fällt beim Betrieb von biologischen Reinigungssystemen Überschussschlamm an. Er ist wegen des hohen Schlammalters weitgehend stabilisiert und kann in der Regel auf einer Siedlungsabfalldeponie abgelagert oder verbrannt werden. Die Art der Entwässerung muß im Einzelfall geklärt werden. Der Schlammanfall hängt von der Sickerwasserbeschaffenheit ab, ALBERS (1985), MANNERICH (1988), er kann für Sickerwässer aus Siedlungsabfalldeponien mit der in Kapitel 3.2.4 angegebenen Gleichung berechnet werden. Bei nitrifizierenden Anlagen aus der „Säuren“ Phase oder mit C-Zugabe kann der Anfall mit 0,15 bis 0,25  $\text{kg TS}/\text{kg CSB}'$  überschlägig abgeschätzt werden. Für nitrifizierende Belebungsanlagen ohne C-Zugabe ergeben sich ca. 0,25—0,30  $\text{kg TS}/\text{kg CSB}'$ . In sehr schwach belasteten Anlagen muß nur in längeren Zeitintervallen Schlamm abgezogen werden.

Bei der Nitrifikation in Anlagen mit Aufwuchsflächen fallen ebenfalls nur geringe Mengen an biologischem Überschussschlamm an. Für die Tauchkörper-Anlage in Pitsea wird beispielsweise eine Feststoffproduktion von 0,168  $\text{kg TS}$  pro  $\text{kg}$  abgebautem  $NH_4-N$  angegeben, KNOX (1985).

Eine Behandlung der Abluft ist dann erforderlich, wenn z. B. außergewöhnlich hohe Gehalte an flüchtigen CKW-Verbindungen oder Geruchsprobleme auftreten.

## 3.3 Anaerobe biologische Verfahren

### 3.3.1 Aufgabe und Zielsetzung

Die anaeroben biologischen Verfahren vermindern hohe organische Belastungen in den Sickerwässern durch mikrobiellen Abbau unter striktem Sauerstoffausschluß. Dabei wird energiereiches Biogas als Produkt geliefert.

### 3.3.2 Beschreibung des Verfahrens

Es ist sowohl der Einsatz von externen technischen Anaerobaktoren als auch von integrierten anaeroben Prozessen im Deponiekörper (separater Reaktor in der Deponie sowie Nutzung des Deponiekörpers als Reaktor) realisiert, STEGMANN (1989).

Im großtechnischen Maßstab sind technische Anaerobreaktoren in den USA sowie in den Niederlanden seit einigen Jahren in Betrieb, JANS (1987). Dabei handelt es sich um Festbettreaktoren (Aufwuchs von anaerober Biomasse auf einem Kunststoff-Trägermaterial) bzw. UASB-Reaktoren (Upflow Activated Sludge Blanket, Anreicherung von Biomasse im Reaktor durch Schwerkraft), die bei Temperaturen von >30°C betrieben werden.

In der technischen Erprobung befinden sich auch Verfahren mit suspendierter Biomasse, bei denen eine Abtrennung des behandelten Sickerwassers durch Ultrafilter erfolgt, BRAUN (1990).

Die in den Deponiekörper integrierte anaerobe Behandlung kann u. a. als Sickerwasserkreislaufbetrieb betrieben werden oder aus einer weitgehend abgebauten Müllschicht (kompostierter Müll) an der Deponiebasis bestehen, die wie ein anaerober Filter wirkt, CORD-LANDWEHR (1990). Das aus den oberen Schichten stammende Sickerwasser wird beim Durchsickern dieser Schicht anaerob gereinigt. Da im Deponiekörper relativ hohe und konstante Temperaturen herrschen, ist eine zusätzliche Beheizung überflüssig. Es handelt sich hier aber nicht um eine Sickerwasser-Behandlungsanlage, sondern um einen im Hinblick auf den anaeroben Abbau von Sickerwasser optimierten Deponiebetrieb.

### 3.3.3 Anwendbarkeit für Deponiesickerwasser und Grenzen des Verfahrens

Die anaerobe Reinigung kann eine interessante Alternative zur Verminderung der anfänglich vorhandenen hohen organischen Sickerwasserbelastungen in der „Sauren Phase“ sein, MENNERICH (1988). Sonderverfahren wie zweistufige anaerobe Prozesse sind nicht sinnvoll, da im Deponiekörper selbst bereits die erste Stufe des anaeroben Abbaus (Hydrolyse und Versäuerung) abläuft.

Ist z. B. bei Siedlungsabfalldeponien die stabile Methanphase im Deponiekörper mit niedrigen Gehalten an biologisch abbaubaren organischen Stoffen erreicht, so kann auf anaerobem Weg kein nennenswerter weiterer Abbau der Sickerwasserinhaltsstoffe mehr erreicht werden. Dies bedeutet, daß die Einsatzmöglichkeit der anaeroben Sickerwasserbehandlung bei Siedlungsabfalldeponien immer auf einen kurzen Zeitraum über einige Jahre zu Beginn der Laufzeit eines Deponieabschnittes begrenzt ist. Es ist also darauf zu achten, daß eine Umrüstung zu einem ausschließlich aeroben Betrieb möglich ist.

Durch Verbesserungen des Deponiebetriebes und abfallwirtschaftliche Maßnahmen wie getrennte Sammlung und Kompostierung kann die Phase der „Sauren Gärung“ bei Siedlungsabfalldeponien weiter verkürzt oder ganz vermieden werden. In solchen Fällen ist der Einsatz insbesondere von externen Reaktoren nicht mehr sinnvoll.

Die Anforderungen des 51. Anhangs der Allgemeinen Rahmen-Verwaltungsvorschrift werden durch die anaerobe biologische Reinigung nicht erfüllt.

### 3.3.4 Leistungsbeschreibung und Bemessung

Die Bedeutung der anaeroben Verfahren liegt ausschließlich in der Verminderung der hohen organischen Gehalte. Gleichzeitig verringern sich die Calcium- und Eisen-Gehalte deutlich, so daß nachfolgende Reinigungsschritte betriebssicherer zu betreiben sind.

Grundsätzlich kann mit der anaeroben Behandlung keine Vollreinigung erzielt werden. In Abhängigkeit von den Randbedingungen (Zulaufkonzentration, Schlammalter, Verweilzeit im Anaerobreaktor, Art des eingesetzten Reaktors usw.) sind BSB<sub>5</sub>-Werte zwischen 500 und 5 000 mg/l und CSB-Werte zwischen 2 000 bis 10 000 mg/l zu erreichen.

Der Stickstoffgehalt wird beim anaeroben Abbau nur unwesentlich beeinflusst. Das Gleiche gilt für den Gehalt an chlorierten Kohlenwasserstoffen (AOX). Bekannt ist dagegen, daß unter anaeroben Bedingungen unlösliche Metallverbindungen gebildet werden, so daß die Metallgehalte im Sickerwasser deutlich reduziert werden, KENNEDY et al. (1988).

Die technischen Anaerob-Systeme haben gezeigt, daß sie bei entsprechendem Schlammalter und ausreichenden Verweilzeiten eine sehr hohe Prozeßstabilität auch unter Belastungsschwankungen aufweisen.

Bei längerfristigem Betrieb deuten sich Verstopfungsprobleme an, die durch Calcium- und Eisenausfällungen in den Anlagen und Rohrleitungen bedingt sind, MENNERICH (1988).

Aufgrund von Laborversuchen gibt MENNERICH (1988) für Siedlungsabfalldeponien an, daß zur Erzielung eines CSB-Abbaugrades von mind. 70 % in kunststoffgefüllten anaeroben Reaktoren Raumbelastungen < 15 kg CSB/(m<sup>3</sup>·d) und hydraulische Verweilzeiten > 3 d im Mittel einzuhalten sind. Mit Schlammbettreaktoren sind vergleichbare Ergebnisse zu erreichen, wenn Kurzschlußströmungen vermieden werden. Dies kann jedoch aufgrund des schweren, sich im Bodenbereich ablagernden Schlammes u.U. problematisch sein.

Für in den Deponiekörper integrierte anaerobe Festbettreaktoren gibt CORD-LANDWEHR (1990) folgende Mindestabmessungen an: Höhe > 4,0 m und Fläche > 100 m<sup>2</sup>/ha Deponiefläche. DAMIECKI (1987) berichtet über ein Beispiel, in dem auch mit geringen Abmessungen einer Müllkompostschicht (0,50 m Höhe auf 28 % der Deponiefläche) innerhalb von einem Jahr nach Betriebsbeginn eine Abnahme der Sickerwasserkonzentrationen auf BSB<sub>5</sub> = 1 000 mg/l erreicht wurde.

### 3.3.5 Besondere konstruktive und betriebliche Maßnahmen

Wegen der besonderen Temperaturempfindlichkeit anaerober Prozesse sind die technischen Reaktoren und die separaten Reaktoren im Deponiekörper zu dämmen und ggfs. zu beheizen.

Da Ausfällungen von Calcium und Eisen nicht zu vermeiden sind, sind Reinigungsmöglichkeiten konstruktiv zu berücksichtigen.

### 3.3.6 Folgeprodukte und Reststoffe

Die produzierte Biogasmenge kann nach MENNERICH (1988) mit 0,34 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kg CSB-Abbau angegeben werden. Die CH<sub>4</sub>-Gehalte betragen 67—82 % (im Mittel 75 %). Eine sinnvolle Behandlung und Verwertung ergibt sich durch Nutzung im Rahmen der Deponieentgasung.

Es werden nur relativ geringe Schlammengen produziert, die etwa zwischen 0,05 und 0,15 kg TS/kg abgebautem CSB liegen. Dabei ist ein großer Anteil dieses Schlammes anorganischer Natur. Der Überschussschlamm ist weitestgehend stabilisiert und kann nach Entwässerung auf der Siedlungsabfalldeponie abgelagert oder verbrannt werden.

## 3.4 Filtration

### 3.4.1 Aufgabe und Zielsetzung

Unter dem Begriff „Filtration“ versteht man die Trennung einer Suspension (Trübe, Schlamm) in Klarflüssigkeit (Filtrat) und Feststoff (z. B. Filterkuchen) mit Hilfe einer im wesentlichen nur für die Flüssigkeit durchlässigen Schicht, dem sogenannten Filtermittel.

Beim Einsatz zur Behandlung des Deponiesickerwassers dient die Filtration vorrangig der Zurückhaltung von suspendierten Stoffen, die in nachgeschalteten Behandlungsstufen zu Störungen führen könnten.

## 3.4.2 Beschreibung des Verfahrens

Man unterscheidet im wesentlichen zwischen zwei Filtrationsarten:

1. Flächenfilter (mit und ohne Anschwemmschicht)
2. Raumfilter

Bei der Querstromfiltration (cross flow filtration) bewegt sich die Flüssigkeit der Kernströmung parallel zur Filterebene, was bei höheren Fließgeschwindigkeiten zur Rückspülung des Filtrats in die Kernströmung führt. Diese Querstromfiltration findet vorrangig Anwendung bei der Ultrafiltration und Mikrofiltration (Kap. 3.8 Membranverfahren).

### Flächenfilter

Flächenfilter können mit oder ohne Anschwemmschicht eingesetzt werden. Beim Flächenfilter mit Anschwemmschicht bildet der Feststoff über dem Filtermittel eine poröse Schicht, deren Stärke durch ständigen Feststoffzustrom anwächst. Diese Schicht bezeichnet man als Filterkuchen (Abb. 3.4).

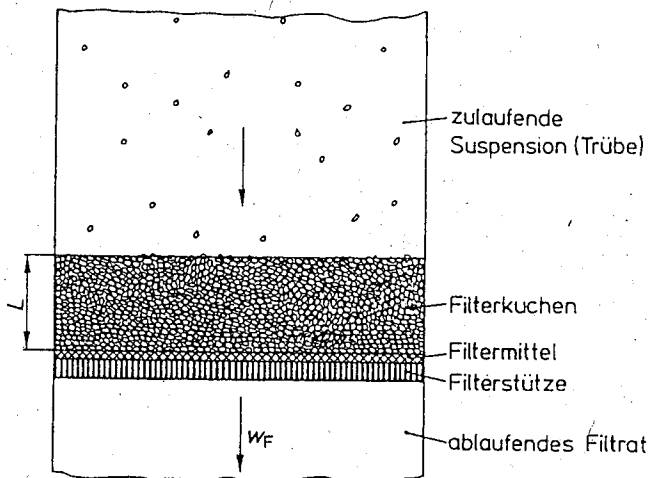


Abb. 3.4: Oberflächenfilter (nach Zogg 1987)

Der mit der Filtrationszeit langsam anwachsende Filterkuchen hat eine besondere Wirkung: die Poren des Filtermittels werden durch Brückenbildung der Feststoffpartikel kleiner, was eine noch bessere Filterwirkung bezüglich kleiner Partikel zur Folge hat. Da zu Beginn des Filtrationsprozesses der Kuchen noch nicht ausgebildet ist, fällt zunächst sog. „Trübfiltrat“ an, das in den Prozeß zurückgeführt werden muß.

Die stetig zunehmende Kuchenhöhe führt zu steigendem Energieverlust im Filter bei gleichzeitig rückläufigem Volumenstrom. Nach jedem Filtrationszyklus muß daher der Kuchen entfernt und das Filtermittel gereinigt werden.

Flächenfilter ohne Anschwemmschicht werden als Tuchfilter mit kontinuierlicher oder diskontinuierlicher Reinigung eingesetzt.

### Raumfilter

Im Gegensatz zur Flächenfiltration werden die Feststoffteilchen bei der Raumfiltration (auch Schichtfiltration oder deep-bed-filtration genannt) innerhalb des Filtermittels festgehalten. Infolge der damit verbundenen Abnahme der Durchlässigkeit des Filtermittels ist der Einsatzbereich von Raumfiltern auf Suspensionen mit geringer Feststoffkonzentration (unter 100 mg/l) begrenzt. Tiefe Raumfilter im Chargenbetrieb erreichen die größte Stabilität bei Restkonzentrationen bis zu 5 mg/l. Großtechnisch findet die Raumfiltration eine Anwendung in der Wasseraufbereitung bei Feststoffbelastungen von einigen mg/l und in der Abwasserreinigung bei Feststoffbelastungen bis >20 mg/l.

Raumfilter werden auch nach der Fällung gelöster Substanzen als Nachreinigungsstufen in der Abwasserreinigung eingesetzt (z. B. Flockungsfiltration zur Phosphatentfernung). Im wesentlichen bestehen die Filtermittel der Raumfilter vorwiegend aus Quarzsand und/oder Anthrazit mit Korngrößen von 0,5 bis 4 mm und Schütthöhen von 0,5 bis 3 m. Die wesentlich feineren Feststoffteilchen der Suspension im Korngrößenbereich von etwa  $2 \times 10^{-8}$  bis  $10^{-3}$  m dringen ins Innere der Filterschüttung (Filtermasse) ein und werden an der Oberfläche der einzelnen Filtermittelkörner abgelagert (Abb. 3.5).

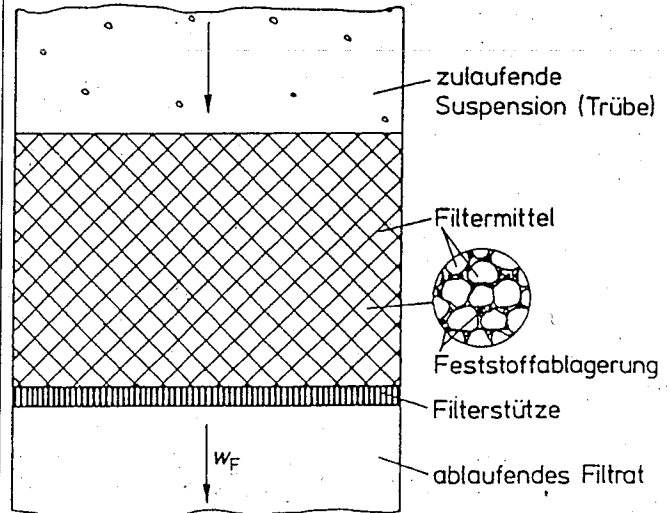


Abb. 3.5: Tiefenfilter (nach Zogg 1987)

Ab ca.  $10^{-5}$  m Teilchendurchmesser schneiden Raumfilter schlecht ab. Daher ist es in solchen Fällen sinnvoll, die Feststoffteilchen mit Flockungsmitteln zu größeren Agglomeraten zu binden. Man spricht dann von Flockungsfiltration.

Die Raumfilter werden als kontinuierlich oder diskontinuierlich gespülte Filter gebaut.

### 3.4.3 Anwendbarkeit für Deponiesickerwasser und Grenzen des Verfahrens

Umfassende Erfahrungen zur Anwendung von Filtern in der Sickerwasserbehandlung liegen zur Zeit noch nicht vor. So werden heute vorrangig nachfolgende Behandlungsstufen (z. B. Umkehrosmose, Aktivkohle, UV-Anlage) durch einen vorgeschalteten Filter geschützt.

BOLLER, zit. von NYHUIS und WEBER (1989), berichtet allerdings auch von gesteigerten Nitrifikationsleistungen an Tauchkörpern durch ein vorgeschaltetes Filter (als Tuchfilter).

### 3.4.4 Leistungsbeschreibung und Bemessung

Die Berechnung eines Flächenfilters kann grundsätzlich nach ZOGG (1987) erfolgen. Dies setzt allerdings die Kenntnis der Porosität des sich aus dem Sickerwasser bildenden Filterkuchens voraus. Diese Porosität läßt sich nur über entsprechende Laborversuche ermitteln. Erfahrungswerte liegen hierzu nicht vor. Je nach geplanter Anordnung des Filters in der Reihe der Behandlungsschritte und der deponieabhängigen Zusammensetzung des Sickerwassers, kann die Ausbildung der Porosität sehr unterschiedlich ausfallen. Zur Auslegung und Optimierung von Raumfiltern benötigt man die örtliche und zeitliche Abhängigkeit der Feststoffbelastung des Filtermittels. Dazu werden vereinfachte, halbempirische Modelle entwickelt, deren Anwendung die experimentelle Bestimmung einiger Parameter aus Versuchen an kleinen Laborfiltern voraussetzt. Über die Bemessung von Filtrationsanlagen zur Reinigung von kommunalen und industriellen



Abwässern hinter biologischen Reinigungsstufen liegen ausreichende Erkenntnisse vor, KRAFT (1990); die Übertragbarkeit auf Deponiesickerwasser muß geprüft werden.

### 3.4.5 Besondere konstruktive und betriebliche Maßnahmen

Durch die ständige Entnahme von Feststoffen aus der zu filtrierenden Flüssigkeit nimmt die Beladung aller diskontinuierlich arbeitenden Filter stetig zu. Umgekehrt nimmt seine Durchlässigkeit laufend ab, was mit einer Erhöhung der Energieverluste verbunden ist. Je nach Bauart des Filters ist dieses nach einigen Stunden bis zu wenigen Tagen zu reinigen. Beim Raumfilter geschieht dies durch Rückspülen. Beim Flächenfilter erfolgt die Reinigung durch Auswaschen oder Absaugen in entgegengesetzter Richtung zur Filtration.

Eine besondere Bauform des Raumfilters arbeitet bezüglich des Rückspülvorganges kontinuierlich. Während des Filtriervorganges wird das Filtermittel (Sand) mit einer sog. Mammutpumpe zum oberen Teil des Filters gefördert. Der Sand fällt in die Sandwäsche, wo er im Gegenstrom mit einem gewissen Anteil Filtrat gewaschen wird. Die suspendierten Stoffe fließen mit dem Wasser durch den Wasserauslauf ab. Der so gereinigte Sand wird zur Oberfläche des Filters zurückgeführt und ist erneut zum Filtrieren verfügbar.

### 3.4.6 Folgeprodukte und Reststoffe

Das bei der Rückspülung entstehende, mit Feststoff beladene Spülwasser (etwa 1—10 % des vorher erzeugten Filtratvolumens) kann im allgemeinen in einer Sedimentationsanlage (z. B. Eindicker) eingedickt und eventuell weiter aufkonzentriert und entsorgt werden.

## 3.5 Flockung/Fällung

### 3.5.1 Aufgabe und Zielsetzung

Die Flockung/Fällung ist ein chemisches Verfahren zur Überführung von in Wasser gelösten Schadstoffen oder anderen Verbindungen in eine feste Phase, die nachfolgend abgetrennt werden kann.

Ziel der Flockung/Fällung ist die Elimination von Suspensa, organischen Inhaltsstoffen, Metallen und anderen Stoffen (z. B. Phosphaten) aus dem zu behandelnden Wasser. Darüber hinaus dient dieses Verfahren einer Filtrationsverbesserung, die sich i. d. R. durch einen beschleunigten Filtrationsvorgang ohne Verstopfung des Filtermediums auszeichnet.

### 3.5.2 Beschreibung des Verfahrens

Als Flockung bezeichnet man Prozesse, bei denen suspendierte Stoffe, die im Wasser in kolloidaler Form vorhanden sind, in größere Agglomerate überführt werden.

Im Gegensatz dazu wird als Fällung der Vorgang bezeichnet, bei dem eine echt gelöste Substanz durch Zugabe eines anderen Stoffes oder durch pH-Wert-Verschiebung in eine unlösliche Verbindung überführt wird. Im praktischen Betrieb lassen sich beide Prozesse kaum voneinander trennen.

Die Fällung/Flockung selbst besteht aus mehreren Prozeßschritten:

1. Dosierung und Mischung mit dem Ziel einer homogenen Verteilung der Chemikalien im Wasser
2. Entstabilisierung von Trübstoffen bzw. Fällung von gelösten Stoffen
3. Aggregation der entstabilisierten Trübstoffe bzw. Fällprodukte zu Mikroflocken
4. Aggregation der Mikroflocken zu abtrennbaren Makroflocken

Als Flockungsmittel werden hauptsächlich Metallsalze verwendet, aber auch Polymere und Kalkhydrat kommen zum Einsatz.

Bei dem ersten Prozeßschritt, der Dosierung, muß vor allem ein lokales Überangebot an Metall-Hydroxokomplexen bzw. Polymermolekülen verhindert werden, da sonst eine ungenügende Entstabilisierung (2. Schritt) bzw. Restabilisierung eintreten kann.

Der zweite Schritt, der Entstabilisierungsprozess, bewirkt die Beseitigung der durch elektrostatische Aufladung bedingten Stabilität der Kolloide.

Eine Überdosierung der Fällungsmittel kann zur Restabilisierung mit entgegengesetzter Ladung führen und damit eine Wiederanhebung der Schadstoffkonzentrationen herbeiführen.

Aus diesem Grunde ist für den ersten und zweiten Schritt der Flockung (vollständige Durchmischung und Entstabilisierung) eine ausreichende Turbulenz erforderlich, die nur durch sehr großen Energieeintrag erzielt werden kann. Diese hohe Energiezufuhr ist nur kurzzeitig notwendig, da die Entstabilisierung im Bereich von maximal einigen Sekunden eintritt.

Im Gegensatz dazu verläuft der dritte und vierte Schritt relativ langsam; hierfür müssen bis zu 30 Minuten angesetzt werden. Eine Energiezufuhr ist ebenso notwendig, da eine gewisse Bewegung für die Flockenbildung erforderlich ist. Doch muß dieser Eintrag wesentlich geringer als für die beiden ersten Phasen sein, da große Turbulenzen die Flocken wieder zerstören würden.

In der Praxis laufen Entstabilisierung, Mikro- und Makroflockenbildung gleichzeitig mit einer Adsorption von Inhaltsstoffen an die sich bildenden Flocken ab.

In der Regel werden Metallhydroxyde gebildet, die dann durch Filtration oder Sedimentation aus dem Abwasser entfernt werden können.

Zur Unterstützung der Flockenbildung werden häufig Flockungshilfsmittel zugegeben.

### 3.5.3 Anwendbarkeit für Deponiesickerwasser und Grenzen des Verfahrens

Je nach Sickerwasserzusammensetzung werden mit der Flockung/Fällung folgende Ziele verfolgt:

1. Abtrennung von organischen Inhaltsstoffen (CSB, AOX, org. Stickstoffverbindungen)
2. Abtrennung von Metallverbindungen
3. Fällung von Ammonium als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP)

Dabei werden vor allem folgende Fällungs-/Flockungsmittel eingesetzt:

- Kalk (z. B. als Kalkmilch)
- Metallsalze, u. a. Fe- und Al-Salze bzw. Gemische
- Polymere

#### 1. Abtrennung organischer Inhaltsstoffe

Bei Sickerwässern lassen sich in begrenztem Umfang organische Stoffe durch die Flockung/Fällung eliminieren. Dieses Verfahren ist bereits aus der Wasseraufbereitung bekannt, wo biologisch nicht abbaubare organische Stoffe auf diese Art entfernt werden. Der Eliminationseffekt tritt aber überwiegend nur bei sehr hochmolekularen organischen Verbindungen auf (z. B. Humin- oder Fulvosäuren). Die geringste Löslichkeit von Metall-Huminstoffkomplexen liegt je nach Metall (Fe oder Al) im Bereich von pH 4—5,5. Es werden dreiwertige Eisen- oder Aluminiumsalze eingesetzt.

Grundsätzlich lassen sich nach EHRIG (1987) folgende Aussagen formulieren:

1. Humin- und Fulvosäuren mit hohen Molekulargewichten, die den Hauptbestandteil des biologisch schwer abbaubaren CSB ausmachen, können durch Flockungsprozesse effektiv vermindert werden. Eliminationsleistungen liegen in der Regel über 50 %.
2. Als besonders effektive Flockungsmittel haben sich dreiwertige Salze des Eisens und Aluminiums mit geringfügig besseren Ergebnissen bei den Eisenverbindungen bewährt. Die Eliminationsleistungen von kationischen Polymeren und von Kalkhydrat sind deutlich geringer.
3. Für die Entfernung von Huminstoffen ist ein optimaler pH-Wert notwendig. Er liegt bei Verwendung von Eisen als Flockungsmittel bei pH = 4—4,5. Dieser pH-Wert kann auch mittels Säure eingestellt werden, wenn eine Mindestdosierung an Metallsalzen eingehalten wird (siehe Kapitel 3.5.4).

Insgesamt zeigte sich, daß die Flockungsbehandlung um so effektiver ist, je geringer die BSB<sub>5</sub>/CSB-Relation im Zulauf ist (optimal bei BSB<sub>5</sub>/CSB < 0,1). Dies deckt sich weitgehend mit den Erfahrungen bei anderen Wässern bzw. Abwässern, bei denen vor allem organische Inhaltsstoffe mit hohen Molgewichten (> 1 000 g/mol) durch die Flockung eliminiert werden konnten. Zu dieser Gruppe gehören vor allem die bei biologischen Umsetzungsprozessen gebildeten huminstoffartigen Verbindungen. Daraus wird bereits deutlich, daß eine biologische Vorbehandlung eingesetzt werden sollte, EHRIG (1988).

Auch bei Kombination mit einer biologischen Vorbehandlung können die Mindestanforderungen des 51. Anhangs der Rahmen-Abwasser-VwV bzgl. CSB und AOX in der Regel nicht eingehalten werden.

## 2. Abtrennung von Metallverbindungen

Die Metallfällung ist bei Sickerwasser aus Siedlungsabfalldeponien aufgrund der ohnehin niedrigen Konzentrationen i. d. R. nicht erforderlich. Ein Einsatz kann allerdings bei Sickerwasser aus Sonderabfalldeponien erforderlich werden.

In der praktischen Anwendung werden Neutralisationsfällung, Karbonatfällung und Sulfidfällung unterschieden.

Die Neutralisationsfällung ist bei der Abwasserbehandlung eine zuverlässige und i. d. R. wirtschaftliche Methode zur Metallentfernung.

Als Fällmittel kommen Natronlauge oder Kalk in Frage. Natronlauge ist einfach in der Handhabung, leicht dosierbar und führt häufig zu besser abtrennbaren Niederschlägen. Wegen des günstigen Kalkpreises wird bei größeren Anlagen die apparativ umständliche Ansatzstation für den Kalk hingenommen.

Die Hydroxid-Fällung steht in Konkurrenz zu weiteren chemischen Reaktionen. Wegen des amphoteren Charakters der meisten Metalle durchläuft die Löslichkeit in Abhängigkeit vom pH-Wert ein für das entsprechende Metall charakteristisches Minimum und nimmt dann unter Bildung von Hydroxosalzen wieder zu.

Bei den in der Praxis normalerweise vorliegenden Metallgemischen wird für die Wahl des Fällungs-pH ein Kompromiß gewählt werden müssen, da für die verschiedenen Metalle unterschiedliche pH-Optima gelten. Denkbar sind allerdings auch mehrstufige Anlagen mit unterschiedlichen pH-Werten.

Eine Karbonatfällung wird mit Soda vorgenommen. Als Vorzug der Sodafällung ist die gute Kristallinität des Niederschlags anzusehen, die eine wesentlich bessere Filtrierbarkeit und geringeren Restwassergehalt des Filterkuchens ermöglicht.

Die Sulfidfällung hat für die Praxis der Sickerwasserreinigung bisher keine große Bedeutung wegen der hohen Giftigkeit des Schwefelwasserstoff-Gases erlangt. Dennoch könnte die Sulfid-

fällung bei besonderen Anwendungen interessant sein, da aufgrund der extrem niedrigen Löslichkeitsprodukte der zweiwertigen Metallsulfide sehr geringe Restlöslichkeiten erreicht werden können. So beträgt z. B. beim Kupfersulfid (CuS) die Löslichkeit bei pH 7 nur noch  $6,5 \cdot 10^{-24}$  mg/l Cu.

## 3. Fällung von Ammonium als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP)

Das im Sickerwasser i. d. R. in hohen Konzentrationen enthaltene Ammonium läßt sich durch Zugabe von Magnesiumoxid (MgO) und Phosphorsäure (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) oder von Magnesiumphosphat in Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) (MgNH<sub>4</sub>PO<sub>4</sub> · 6H<sub>2</sub>O) überführen. Diese Verbindung fällt aufgrund ihrer geringen Löslichkeit aus, BÖHNKE, B., SCHULZE-RETTMER, R. (1990).

Für eine weitgehende NH<sub>4</sub>-Elimination durch MAP-Fällung ist die Einstellung eines pH-Wertes von ca. 8,5—9 erforderlich. Theoretisch müssen die Elemente N, Mg und P im Molverhältnis 1:1:1 vorliegen. Dies bedeutet eine erhebliche Zudosierung an Magnesium und Phosphor mit entsprechenden Kosten. In der Praxis ist eine Überdosierung von Mg und P erforderlich, um eine weitgehende N-Elimination zu erreichen. KRUSE (1988) ermittelte ein erforderliches N:Mg:P-Molverhältnis von 1:1,7:1,2 für Sickerwasser aus der Methanphase und erreichte damit N-Eliminationsraten < 97 % (entsprechend Ablaufwerten von 14,5—33,3 mg/l).

Bei niedrigeren pH-Werten steigt der P-Gehalt im Ablauf stark an, bei höheren pH-Werten sind schlechte Absetzeigenschaften zu erwarten. Ähnliche Ergebnisse mit Wirkungsgraden von 98,4 % entsprechend einem NH<sub>4</sub>-N-Ablaufwert von 20 mg/l geben SCHULZE-RETTMER, YAWARI (1988) an.

Um eine Rentabilität des Verfahrens auch verglichen mit der N-Elimination durch Nitrifikation/Denitrifikation erreichen zu können, ist eine direkte Verwertung des Fällproduktes möglich, die zum einen einen reinen Reststoff, zum anderen große Mengen bedingt. Eine weitere Möglichkeit der Verwertung besteht darin, das MAP thermisch zu Ammonium und Magnesiumhydrogenphosphat zu spalten und die Spaltprodukte wieder einzusetzen, SCHULZE-RETTMER, R., BLANK, R. (1992).

### 3.5.4 Leistungsbeschreibung und Bemessung

Hauptziel der Anwendung der Flockung/Fällung für Deponiesickerwasser ist die Reduzierung der organischen Inhaltsstoffe, also der Summenparameter CSB und AOX. Z. Zt. werden mehrere großtechnische Anlagen betrieben (z. B. Deponien Minden-Heisterholz und Pohlsche Heide, Wilsun). Grundlegende Untersuchungen wurden von EHRIG (1988) durchgeführt. Optimale Eliminationsraten in bezug auf den CSB lassen sich bei Einsatz von Eisen- und Aluminiumsalzen bei folgenden Betriebsbedingungen erreichen:

- pH-Wert 4,0 bis 5,0, je nach Fällmittel pH-Wert-Einstellung mit Säure/Lauge oder Fällmittel (Abb. 3.6).
- Mindest-Dosiermenge 4—10 mmol Me<sup>3+</sup>/g CSB je nach Metallsalz, dabei geringere Mengen an Fe- als Al-, höhere Dosierungen ergeben keine Verbesserungen der Ablaufwerte (Abb. 3.7).

Unter optimalen Betriebsbedingungen lassen sich CSB-Eliminationsraten von größer 50 % erzielen. In ähnlicher Größenordnung liegen nach neueren Untersuchungen verschiedener Institute sowie auf betriebenen großtechnischen Anlagen die AOX-Eliminationsraten. Für die Einhaltung geringer Fe- und Al-Ablaufwerte ist die Einhaltung eines optimalen pH-Wertes von besonderer Bedeutung.

Bei Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien ist eine spezielle Elimination von Metallen durch Fällung i. d. R. nicht erforderlich. Durch die Komplexbildung bei der Fällung/Flockung von organischen Inhaltsstoffen kommt es zudem zu einer Teilleimierung der Metalle. Sollte in Einzelfällen bei anderen Sickerwässern die

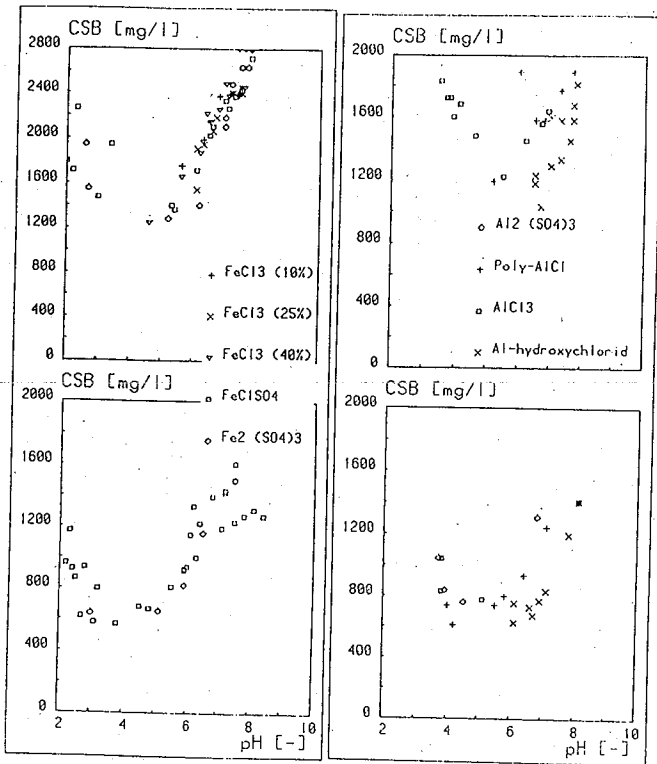


Abb. 3.6: Einfluß des pH-Wertes auf die Flockung mit verschiedenen Eisen- (links) und Aluminiumsalzen (rechts) (EHRIG 1987)

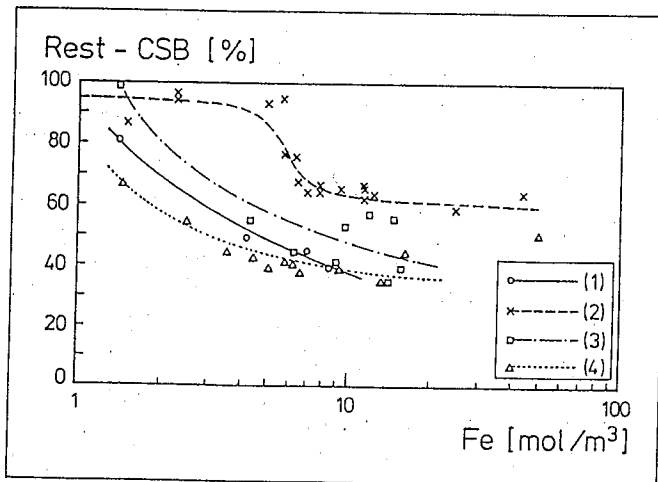


Abb. 3.7: Einfluß der Flockungsmittelmenge auf die CSB-Ablaufwerte bei verschiedenen Sickerwässern (EHRIG 1988)

Elimination von Metallen erforderlich sein, müssen auf jeden Fall eingehende Versuche durchgeführt werden, da sich in diesen Fällen i. d. R. eine Vielzahl von Metallen im Wasser befinden und die aus der Industrieabwasserreinigung bekannten Bemessungs- und Dosierungshinweise nicht übernommen werden können.

**3.5.5 Besondere konstruktive und betriebliche Maßnahmen**

Wie allgemein in der chemischen Technik üblich, sollte die Auswahl eines Verfahrens der Fällung oder Flockung in Laborversuchen vorbereitet und die Auslegungsdaten der Anlage in praxisnahen Technikumsapparaturen ermittelt werden. Die Anwendung des jeweils geeigneten Fällungs-/Flockungsmittels ist jeweils auf das zu behandelnde Sickerwasser abzustimmen und muß ggf. bei sich ändernder Wasserzusammensetzung neu durch Versuche optimiert werden.

Mittels Fällung/Flockung ist nur im begrenzten Maß eine CSB-Elimination erreichbar. I. d. R. wird die Fällung/Flockung nach einer biologischen Vorbehandlung eingesetzt. Bei den z. Z. betriebenen Großanlagen wird zusätzlich eine Aktivkohleadsorption vorgenommen um die erforderlichen Ablaufwerte sicher erreichen zu können. Der erforderliche hohe Energieeintrag (hohe Turbulenz) während der ersten beiden Phasen (Dosierung und Einmischung) muß unbedingt gewährleistet sein; ebenso darf der Energieeintrag während der Flockenbildung nur so groß sein, daß keine Flockenzerstörung eintritt. Weiterhin muß laufend eine Überwachung des pH-Wertes und der Temperatur erfolgen.

**3.5.6 Folgeprodukte und Reststoffe**

Als Folgeprodukte der Fällung entstehen Schlämme, die nach weiterer Behandlung (z. B. Entwässerung, Verfestigung) entsprechend ihren Inhaltsstoffen verwertet oder entsorgt werden müssen (TA Abfall ist zu beachten).

Bei den von EHRIG (1987) durchgeführten Versuchen ergab sich ein enger Zusammenhang zwischen der eingesetzten Metallsalzmenge und der bei der Flockung produzierten Schlammmenge:

$$TS \text{ (kg/m}^3\text{)} = 0,84 + 0,105 \text{ Me}^{3+} \text{ (mol/m}^3\text{)}$$

$$\text{Korrelationskoeffizient } r = 0,92$$

Unter dem Gesichtspunkt der Schlammproduktion ist also die Einstellung des erforderlichen pH-Wertes von 4—4,5 über das sauerreagierende Flockungsmittel ungünstiger als die Einstellung über zusätzlich dosierte Säure.

Der sich bildende Schlamm zeigt relativ schlechte Absetzeigenschaften, so daß die erforderlichen Sedimentationsräume großzügig ausulegen sind und ggf. zum Einhalten des Grenzwertes aus dem 51. Anhang für abfiltrierbare Stoffe von 20 mg/l eine Filtration nachgeschaltet werden muß.

**3.6 Chemische Oxidationsverfahren**

**3.6.1 Aufgabe und Zielsetzung**

Durch Reaktion mit Sauerstoff bzw. sauerstoffhaltigen Reagenzien werden Abwasserinhaltsstoffe oxidiert, die Molekülstruktur organischer Inhaltsstoffe wird aufgebrochen und bei weitgehender Umsetzung tritt eine vollständige Mineralisierung ein.

In der Diskussion befindliche Verfahren sind:

- Ozonung
- Wasserstoffperoxid-Zugabe
- Umsetzung mit HNO<sub>3</sub>
- UV-Bestrahlung
- Na<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Oxidation

Bisher sind erst wenige derartige Verfahren großtechnisch zur Behandlung von Sickerwässern aus Abfalldeponien realisiert worden, jedoch werden an verschiedenen Deponien verstärkt Pilot-Versuche durchgeführt, KÖPPKE (1991), BECKEREIT (1990), GEBHARDT (1990), THOMANETZ (1989).

Vor dem Hintergrund der positiven Ergebnisse bei der gezielten Entfernung biologisch schwer abbaubarer, teilweise toxischer Inhaltsstoffe aus anderen Abwässern ist jedoch mit wachsender Bedeutung dieser Verfahren zu rechnen, GÖTZELMANN, HARTINGER (1991), BELLAMY et al. (1991), PFEIFFER (1990), SCHWARZER (1988), GILBERT (1984), VCI (1978).

**3.6.2 Beschreibung der Verfahren**

a) Ozonung

Die Ozonerzeugung beruht auf dem Prozeß der stillen elektrischen Entladung zwischen den Elektroden des Generators. Das benö-

tigte Ozon wird an der Behandlungsstelle gemäß dem momentanen Bedarf produziert, so daß sich Lagerungs- und Transportfragen erübrigen. Trotz modifizierter elektrischer Ausgestaltung der Generatoren durch die verschiedenen Hersteller bleiben die allgemeinen Leistungsdaten vergleichbar. So werden je nach Anlagengröße bei Verwendung von Luft 15–30 kWh/kg Ozon und bei Einsatz von Sauerstoff 6–15 kWh/kg Ozon benötigt. Auf diesen spezifischen Energieverbrauch hat unter anderem die Temperatur des Kühlmediums für die Generatoren einen entscheidenden Einfluß.

Die Entscheidung für Luft oder Sauerstoff als Ausgangsstoff für die Ozonherstellung hängt von den jeweiligen Gegebenheiten vor Ort ab. Während bei geringem Ozonbedarf (< 0,5 kg/h) die Herstellung aus Luft vorteilhaft ist, gewinnt bei höherem Bedarf die Verwendung von verflüssigtem Sauerstoff an Bedeutung. Dabei sind weniger rein ökonomische Gründe von Bedeutung als vielmehr der einfachere Betrieb ohne den bei Luftbetrieb benötigten störungsanfälligen Trocknungsteil. Ab einer Größenordnung von 10–20 kg/h kann dagegen nach BAILEY et al. (1991), ELSENHAUS (1991) die Herstellung aus Luft kostengünstiger werden.

Hohe Salzgehalte des Abwassers schränken die Anwendbarkeit wegen des Ozonzerfalles ein, ebenso müssen aufgrund des Ozoneintrages durch Begasung bei Wässern mit hohen Anteilen wichtiger Komponenten besondere verfahrenstechnische Vorkehrungen getroffen werden. Auch sog. Radikalfänger wie z. B. Karbonate führen zu erhöhtem Ozonbedarf.

Ozongas wird als sehr toxisch mit einem MAK-Wert von 0,2 mg/m<sup>3</sup> eingestuft, dennoch hat sich der Einsatz in sensiblen Bereichen wie der Schwimmbadwasser-Aufbereitung und der Lebensmittelindustrie als unproblematisch erwiesen, wenn die entsprechenden Richtlinien und Vorschriften eingehalten werden. Neben der Installation von Gaswarngeräten ist der Einbau einer thermischen oder katalytischen Restozonvernichtung für den Abgasstrom erforderlich, FIGAWA (1979). Die Abb. 3.8 zeigt das Beispiel einer Ozon-Behandlung.

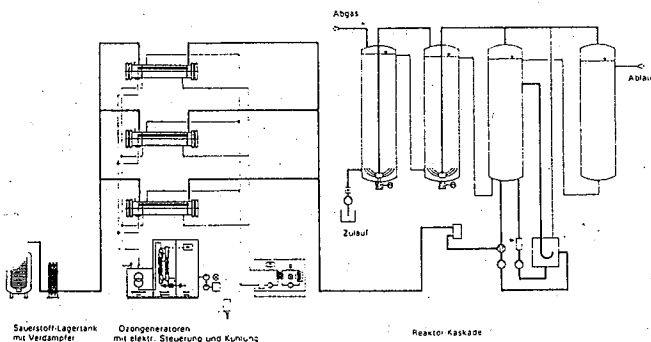


Abb. 3.8: Anwendungsbeispiel einer Ozonbehandlung (Werksangabe Fa. Schmidding)

b) Wasserstoffperoxid-Zugabe

Wasserstoffperoxid besitzt ein etwas geringeres Oxidationspotential als Ozon, dennoch kann bei diesem Oxidationsmittel von einer stöchiometrischen Umsetzung hinsichtlich des CSB ausgegangen werden. Der Vorteil dieses Oxidationsverfahrens liegt in dem geringen Apparate-technischen Aufwand und der einfachen Reaktionsführung durch die reine-Flüssigphasen-Reaktion. Auf der anderen Seite wird Lagerung und Handling von Chemikalien erforderlich.

Für eine ausreichend schnelle Reaktion ist eine zusätzliche Aktivierung nötig. Dies kann bei klaren Wässern durch eine UV-Bestrahlung erfolgen.

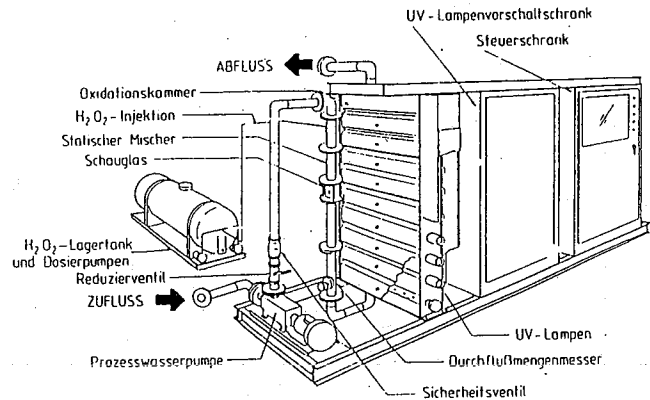


Abb. 3.9: Anwendungsbeispiel einer H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV-Abwasserbehandlung (Beckereit u. Hager, 1990)

Die Abb. 3.9 zeigt das Anwendungsbeispiel einer H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV-Abwasserbehandlung, BECKEREIT, HAGER (1990).

Die Verwendung von Metallsalzen, etwa Fe(II)-Salzen (Fentons Reagenz) als Aktivatoren, impliziert zusätzliche Reststoff- und Entsorgungsprobleme. Neben einer Aufsatzung des Wassers durch die pH-Wert Einstellungen fällt ein Schlamm an, dessen Beseitigung auch die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens beeinträchtigen kann.

c) Umsetzung mit HNO<sub>3</sub>

Prinzipiell ist eine Oxidation mit HNO<sub>3</sub> möglich, jedoch ist das Verfahren wegen der korrosiven Eigenschaft der Säure mit großen Werkstoff-Schwierigkeiten behaftet. Ferner impliziert die Salpetersäurezugabe zusätzliche Probleme mit überschüssigen Nitratgehalten im Abwasser, einer Erhöhung der Salzfracht durch eine notwendige Neutralisation sowie NO<sub>x</sub>-Emissionen im Abgas, Patentschriften HOECHST AG (1982), STAMICARBON (1973), DU PONT (1972).

d) UV-Bestrahlung

Die energetische Anregung organischer Abwasserinhaltsstoffe durch UV-Bestrahlung kann in einigen Fällen bereits zu teilweisem Zerfall bzw. zur Umsetzung mit bereits im Wasser vorhandenen Sauerstoffdonatoren führen, HICKE, THIEMANN (1987). Meist jedoch führt nur die Kombination mit einer Ozon- bzw. Wasserstoffperoxid-Zugabe zu signifikanter CSB-Elimination. Eingeschränkt wird ein wirkungsvoller UV-Einsatz bei trüben bzw. zur Verkrustung neigenden Abwässern.

Als Strahlenquelle werden meist Hg-Niederdrucklampen mit Emissionsmaxima bei 185 nm und 254 nm oder Hg-Hochdrucklampen mit einer höheren Lichtausbeute und einem weiteren Spektrum eingesetzt. Der Einfluß der Strahlungsfrequenz auf die Anregung des Oxidationsmittels bzw. die zu oxidierenden Substanzen muß im Einzelfall überprüft werden.

e) NaBO<sub>3</sub>oxidation

Bei Temperaturen von 200–300 °C und den entsprechend hohen Drücken von 70–200 bar lassen sich die Abwasserinhaltsstoffe mit Sauerstoff, etwa aus komprimierter Luft, oxidieren.

Dieses Verfahren setzt für einen geordneten Betrieb einen besonders hohen technologischen Standard für Sicherheit und Werkstoffe voraus.

Für eine autotherme Fahrweise sind organische Gehalte von mindestens 10–20 g/l CSB erforderlich, ansonsten fallen hohe Energiekosten an. Der kontinuierliche Betrieb erfordert ferner einen regelmäßigen Abwasseranfall von nahezu konstanter Qualität. Hohe Salzgehalte erschweren zusätzlich die Werkstoffauswahl, JOGLEKAR et al. (1991), HORAK (1990), SCHULZ-WALZ, BRADEN (1981).

Alle diese genannten Einschränkungen des ansonsten effektiven Verfahrens lassen die alleinige Behandlung von Sickerwässern mit Hilfe der Naßoxidation wenig sinnvoll erscheinen. Dagegen wäre die Mitbehandlung von Sickerwasser in einer größeren zentralen Anlage erfolgversprechend.

### 3.6.3 Anwendbarkeit für Deponiesickerwasser und Grenzen der Verfahren

Physikalisch-chemische Oxidationsverfahren erweisen sich als recht kostenintensiv im Vergleich zu einer biologischen Oxidation. Daher kommt aus wirtschaftlichen Gründen nicht die Vollreinigung sondern nur eine Kombination mit anderen Reinigungsstufen in Frage.

Der große Vorteil der chemischen Oxidation besteht in der gezielten Entfernung schwer abbaubarer und gegebenenfalls toxischer Substanzgruppen, wie Alkenen, Aromaten und AOX-bildenden Verbindungen. Allgemein wird durch eine Teiloxidation eine Verbesserung der Abbaubarkeit von Abwasserinhaltsstoffen beobachtet. Dies wird oft schon an einer Erhöhung der BSB-Werte erkennbar, STOWELL u. JENSEN (1991), GRUNTZ u. WYRS (1990) GEBHARDT (1990), WANG et al. (1989), GILBERT, BAUER (1986).

Die erwähnten chemischen Oxidationsverfahren eignen sich nicht zur Entfernung von Ammonium, in Einzelfällen kann jedoch eine teilweise Ammoniumoxidation zusätzlich Reaktionschemikalien zehren.

### 3.6.4 Leistungsbeschreibung und Bemessung

Bei den beiden wichtigsten Oxidationsverfahren, der Ozonung und der Wasserstoffperoxid-Zugabe, verläuft die Umsetzung nahezu stöchiometrisch. Aus dem Ozonmolekül kann meist nur ein Sauerstoffatom ausgenutzt werden, so daß zur Eliminierung pro g CSB etwa 2–5 g Ozon benötigt werden. Von einigen Autoren wird bei resistenten Inhaltsstoffen die Kombination von Ozon,  $H_2O_2$  und UV als besonders kostengünstig angegeben, AIETA et al. (1988), GLACE et al. (1985). In jedem Einzelfall müssen jedoch vor der Bemessung einer Anlage spezifische Laborversuche zum Oxidationsmittelbedarf und zur Kinetik durchgeführt werden.

Während sich demnach der Summenparameter CSB proportional zur Oxidationsmittel-Zugabe verringert, verläuft der Abbau definierter Einzelstoffe häufig exponentiell gemäß einer chemischen Reaktion 1. Ordnung. Über mögliche Reaktionsmechanismen liegen mittlerweile verschiedene Arbeiten vor, WANG et al. (1989), GUITTONEAU et al. (1988), GUROL, VATISTAS (1987), STAEHELIN u. HOIGNE (1982), FEUERSTEIN et al. (1981). Je nach Abwasserzusammensetzung kann eine selektive Entfernung bzw. Zerstörung organischer Moleküle, etwa aromatischer Ringverbindungen oder verschiedener chlorhaltiger Substanzen, erreicht werden, so daß einer Teiloxidation als Vor- oder Nachbehandlung besonderes Interesse zukommt.

### 3.6.5 Besondere konstruktive und betriebliche Maßnahmen

Bei Wasserstoffperoxid-Oxidation handelt es sich um ein reines Flüssigphasen-Verfahren mit konventionellen Dosierstationen für die benötigten Chemikalien. Die realisierten Anlagen unterscheiden sich nur im Hinblick auf die Verweilzeit und die Anordnung der Strahler bei Kombination mit UV-Bestrahlung.

Die Ozonung dagegen beinhaltet komplexere Reaktionen zwischen Flüssig- und Gasphase. Während die Generator-Auswahl alleine nach dem Ozonbedarf erfolgen kann, müssen die Reaktoren und die Eintragsaggregate auf das jeweilige Abwasser abgestimmt werden. Die Ozonung verläuft in zwei Schritten. Zunächst wird das gasförmige Ozon in der Wasserphase gelöst, SOTELO (1989), LEITZKE (1989), BLANKENFELD et al. (1987).

Diesem physikalischen Schritt schließt sich die chemische Reaktion unter Verbrauch der Ozons an.

Bei geringem spezifischem Ozonbedarf genügt oft eine einfache Blasensäule mit Reaktionszeiten von 5–10 Minuten. Steigt die benötigte Menge jedoch deutlich über die Löslichkeit, die bei 20 °C und einer Konzentration im Begasungsstrom von 60 g/m<sup>3</sup> O<sub>3</sub> etwa 15 g/m<sup>3</sup> beträgt, sind intensive Begasungssysteme, wie Siebbodenkolonnen mit Injektoren, Umlauf oder Druckreaktoren, erforderlich, GRASSO et al. (1990), RAKNESS et al. (1988). Bei Sickerwässern kann die chemische Weiterreaktion des Ozons geschwindigkeitsbestimmend werden, so daß in Einzelfällen lange Reaktionszeiten von bis zu 20 h vorgesehen werden müssen; ein intensiver Eintrag wird dann unwirtschaftlich, da bei hohen Ozongehalten im Abwasser der weitere Lösevorgang ineffizient wird. Reagiert das Ozon nach einmaligem Durchströmen des Abwassers weitgehend ab, so liegt im Abgas keine hohe Konzentration mehr vor und ein wiederholter Eintrag aus der Gasphase ist nicht erforderlich.

Bei der Ozonherstellung aus Sauerstoff werden üblicherweise 6 Gew % Ozon erreicht, d. h. der größte Teil des eingesetzten Gasstromes kann nicht für die Reaktion ausgenutzt werden. Von verschiedenen Herstellern wird deshalb eine Rückführung des Abgas-Sauerstoffes zum Ozon-Generator angeboten.

Bei hohen Anteilen stripbarer Inhaltsstoffe muß gegebenenfalls eine Abgasreinigung vor der Ausschleusung in die Umwelt vorgesehen werden; dies wird auch erforderlich bei einer Sauerstoffrückführung, da ein hoher Gehalt an Kohlenwasserstoffen den Wirkungsgrad des Generators senkt.

Die ökonomisch beste Verfahrensvariante hängt entscheidend von den spezifischen Sickerwassereigenschaften und den lokalen Verhältnissen ab, deshalb muß der Auswahl eines Ozonungssystems eine genaue Analyse der Betriebs- und Investitionskosten der einzelnen Komponenten wie Generator, Trockner, Sauerstoffbetrieb mit evtl. Rückführung und der Eintragsaggregate vorausgehen. Bei Erwägung einer zusätzlichen Kombination mit einer UV-Bestrahlung oder einer  $H_2O_2$ -Dosierung sollte der synergistische Effekt den höheren Kosten durch die zusätzlichen Einheiten gegenübergestellt werden.

### 3.6.6 Folgeprodukte und Reststoffe

Vor dem Hintergrund der bei der Wasserchlorung gefundenen Nebenprodukte wird vereinzelt die Bildung von Metaboliten durch die hier erwähnten Oxidationsreaktionen und die Bewertung der noch verbleibenden Reststoffe diskutiert. Aufgrund der geringen Konzentrationen und der Polarität sind eventuelle Reaktionsprodukte mit einer Routine-Analytik kaum erfaßbar und aus bisher veröffentlichten speziellen Forschungsarbeiten lassen sich keine negativen Schlußfolgerungen ziehen, GLAZE et al. (1989), JACANGELO et al. (1989), LYKINS et al. (1986). Nach dem heutigen Kenntnisstand kann die bei jedem Verfahrensprozeß bestehende Ungewißheit durch summarische toxikologische und ökotoxikologische Tests überwunden werden. Eine zusätzliche Sicherheit bietet die Nachschaltung eines Aktivkohle-Filters oder einer biologischen Verfahrensstufe. Im übrigen muß die Bewertung der Reststoffe in Relation zur Belastung des Rohabwassers vor der Behandlung erfolgen.

## 3.7 Adsorption

### 3.7.1 Aufgabe und Zielsetzung

Die Adsorption ist ein Trennverfahren bei dem die zu entfernenden Inhaltsstoffe der Wasser- bzw. Gasphase an der Oberfläche eines Feststoffes angelagert werden.

Das Hauptgewicht der Adsorption liegt in der Entfernung von organischen Stoffen, deren Adsorptionseigenschaften allerdings

sehr unterschiedlich sein können. Als Adsorbentien werden hauptsächlich Aktivkohle, Braun- und Steinkohlenkoks, Aluminiumoxid, Bentonite und Adsorberharze verwendet, die eine große innere Oberfläche haben. Da die Aufnahme der Adsorbentien begrenzt ist, müssen diese nach Beladung entsorgt oder regeneriert werden.

Adsorptionsverfahren werden in der Regel nur im Anschluß an andere Behandlungsverfahren eingesetzt, da die Adsorption um so effektiver einsetzbar ist, je weniger störende Inhaltsstoffe in der Lösung vorhanden sind.

3.7.2 Beschreibung des Verfahrens

3.7.2.1 Allgemeines

Die Adsorption stellt einen Übergang von Inhaltsstoffen aus flüssigen oder gasförmigen Phasen an feste Oberflächen dar. Die Grundbegriffe der Adsorption sind in Abb. 3.10 dargestellt.

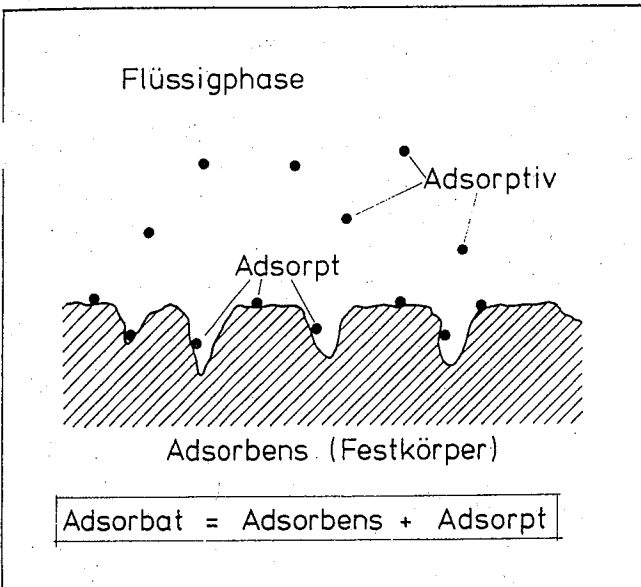


Abb. 3.10: Begriffe der Adsorption

Die Adsorption kann prinzipiell auf physikalischen oder chemischen Vorgängen beruhen. Allerdings wirken meist mehrere Kräfte gemeinsam. Die meisten dieser Kräfte weisen nur geringe Reichweiten auf, so daß ein inniger Kontakt zwischen Adsorptiv und Adsorbens notwendig ist.

Die Beladung der Oberfläche der eingesetzten Adsorbentien steht immer im Gleichgewicht mit der Konzentration dieses Stoffes im Wasser (Abb. 3.11). Daraus folgt, daß die Beladung (z. B. als g AOX/g Aktivkohle) mit sinkenden Ablaufwerten immer geringer wird. Dieser Effekt kann sich bei ungünstiger Auswahl des Adsorptionsverfahrens sehr kostensteigernd auswirken.

3.7.2.2 Adsorbentien

Aufgrund des oben beschriebenen Mechanismus spielt die Oberfläche eines Adsorbens die entscheidende Rolle für seine Leistungsfähigkeit. Daher zeichnen sich die in der Abwasserreinigung verwendeten Adsorbentien durch eine hohe spezifische Oberfläche (m<sup>2</sup>/g) aus, die meist durch die poröse Struktur der Materialien erreicht wird.

a) Aktivkohle (AK): Das wichtigste Adsorptionsmittel in der Wasseraufbereitung, in letzter Zeit aber auch zunehmend in der weitergehenden Abwasserreinigung, ist die AK. Sie wird erzeugt, indem das Ausgangsmaterial (Kohlen, Torf, Lignin etc.) dehydriert

X/M [mgCSB/gAK]

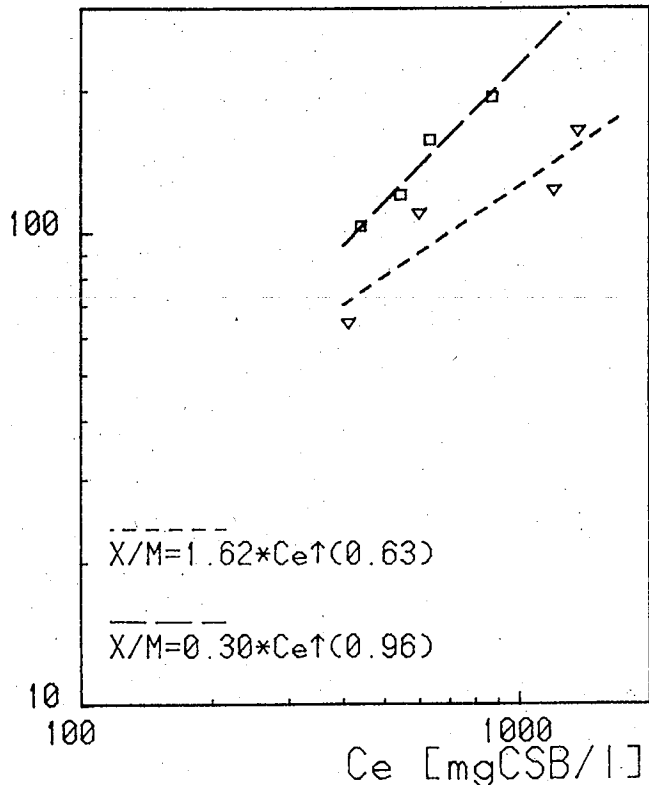


Abb. 3.11: Beispiel für den Zusammenhang zwischen der Beladung (X/M) und der Konzentration dieses Stoffes im Wasser (C<sub>e</sub>) (EHRIG 1987)

und anschließend aktiviert wird, wobei ein Produkt mit hoher Porosität und großer Oberfläche entsteht (600—1 200 m<sup>2</sup>/g). Bei den Aktivkohlen liegt der größte Teil der inneren Oberfläche im Bereich von Mikroporen. Aktivkohlen werden in Pulver- und Kornform geliefert. Von diesen werden Pulverkohlen nicht reaktiviert.

Kornkohlen, die mit schwer flüchtigen organischen Verbindungen beladen sind, werden in der Regel thermisch reaktiviert.

b) Braun- oder Steinkohlenkoks: Die spezifischen Oberflächen von Braun- und Steinkohlenkoks sind wesentlich geringer (250—275 m<sup>2</sup>/g) als die von Aktivkohlen. Trotzdem können sie wegen der wesentlich geringeren Kosten für viele Einsatzfälle eine echte Alternative darstellen. Braunkohlenkoks werden in Pulver- und Kornform geliefert. Eine Reaktivierung dieser Adsorbentien erfolgt in der Regel nicht, da die Kosten höher als die Materialkosten sind.

c) Aluminiumoxid/Aktivtonerden: Die Aktivtonerden sind eine Form des Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. Aufgrund großer innerer Oberfläche von 100 bis 400 m<sup>2</sup>/g und spezifischer Oberflächenbeschaffenheit sind sie in der Lage, eine Reihe von Wasserinhaltsstoffen zu adsorbieren. Die Oberflächen lassen sich nur schwer mit denen von Aktivkohlen oder Koks vergleichen, da das Material wesentlich schwerer und anders geartet ist. Die Reaktivierung kann sowohl thermisch als auch durch Behandlung mit Säuren und Laugen (für Phosphorentfernung) erfolgen.

d) Adsorberharze: Adsorberharze bestehen aus einem hochpolymeren Grundgerüst mit funktionellen Gruppen (Festionen, Gegenionen). Die Aktivität wird durch die Allgemeinadsorption und durch die Wechselwirkung mit den funktionellen Gruppen bewirkt. Ursprünglich wirkten die Kunstharze durch den Mechanismus des Ionenaustausches, wobei die spezifische Austauschkapazität von der Art der Festionen bestimmt wird. Im Gegensatz

zu den reinen Ionenaustauschern, die wegen ihrer selektiven Eigenschaften nur in wenig konzentrierten Lösungen mit einem oder wenigen Inhaltsstoffen Erfolge versprechen, können die makroporösen Harze auch in der Abwasserreinigung eingesetzt werden. Adsorberharze werden in der Regel speziell für die Adsorption bestimmter Stoffe oder Stoffgruppen ausgelegt. Diese sind z. B. in der Lage, organische Moleküle mit hohem Molekulargewicht oder halogenierte Kohlenwasserstoffe zu adsorbieren. Bedeutsam können auch hochporöse Adsorberpolymere ohne funktionelle Gruppen sein (spezifische innere Oberfläche: ca. 400—1 500 m<sup>2</sup>/g), mit denen hohe Eliminierungsraten für organische Abwasserinhaltsstoffe erzielt werden können.

Adsorberharze und Adsorberpolymere können durch Spülung mit NaOH-/Kochsalzlösung (bei Huminstoffen) bzw. Aceton, Methanol oder Benzol (bei AOX) regeneriert werden, so daß die eliminierten Stoffe in der Regenerierlösung angereichert werden.

e) Bentonite: Bentonite können durch Austausch der Calciumgegen Natriumionen oder auch durch Säurebehandlung aktiviert werden. Durch die Aktivierungsmaßnahmen werden spezifische Oberflächen von 300—400 m<sup>2</sup>/g erzielt. Entscheidend für den Einsatz von Bentoniten zur Wasserreinigung ist, daß wie bei den Adsorberharzen Vorgänge des Ionenaustausches und der Adsorption parallel ablaufen. Bentonite zur Entfernung organischer Stoffe werden nicht regeneriert.

3.7.2.3 Verfahrenstechnik

Im kontinuierlichen Betrieb kann die Adsorption grundsätzlich in 2 verschiedenen Reaktortypen durchgeführt werden, die sich prinzipiell unterscheiden. Es handelt sich dabei um die Behandlung in Rührreaktoren oder in Adsorptionskolonnen (Abb. 3.12).

Bei Verwendung eines Rührreaktors wird das Adsorbens in den Reaktor eindosiert, mit dem Ablauf ausgetragen und später durch geeignete Verfahren (z. B. Flockung und/oder Filtration) von der Lösung getrennt (Abb. 3.12). Da die Konzentration im ablaufenden Wasser und die Beladung des Adsorbens im Gleichgewicht stehen, wird die Beladung mit höheren Anforderungen an den Ablauf immer geringer.

Bei der Verwendung von Adsorptionskolonnen (Filter) durchfließt das Wasser in der Regel nach Vorfiltration mehrere dieser Säulen hintereinander (Abb. 3.12). Dabei ist die Ablaufkonzentration am Ende der letzten Säule zu Beginn des Vorgangs extrem gering. Durch den Anstieg der Gleichgewichtsbeladung steigt auch die Ablaufkonzentration bis zu dem vorgegebenen Grenzwert an. Bei Erreichung dieses Grenzwertes wird die erste Säule, die bereits am stärksten beladen ist, entleert, neu mit frischem oder regeneriertem Adsorbens gefüllt und als letzte Säule wieder in Betrieb

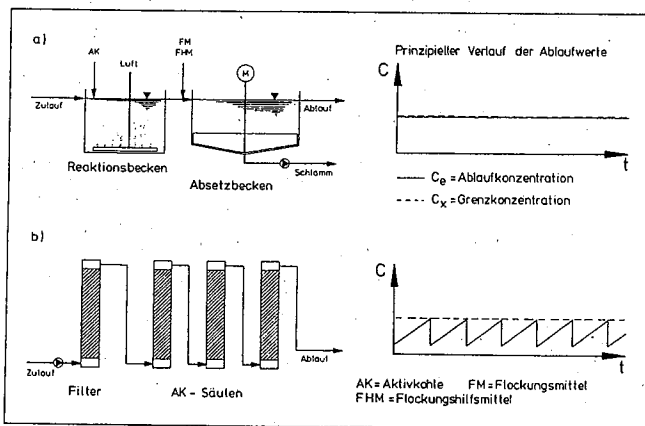


Abb. 3.12: Verfahrensprinzip der Adsorption (a: Rührreaktor, b: Adsorptionskolonnen) und genereller Verlauf der zu erwartenden Ablaufkonzentrationen (EHRIG 1987)

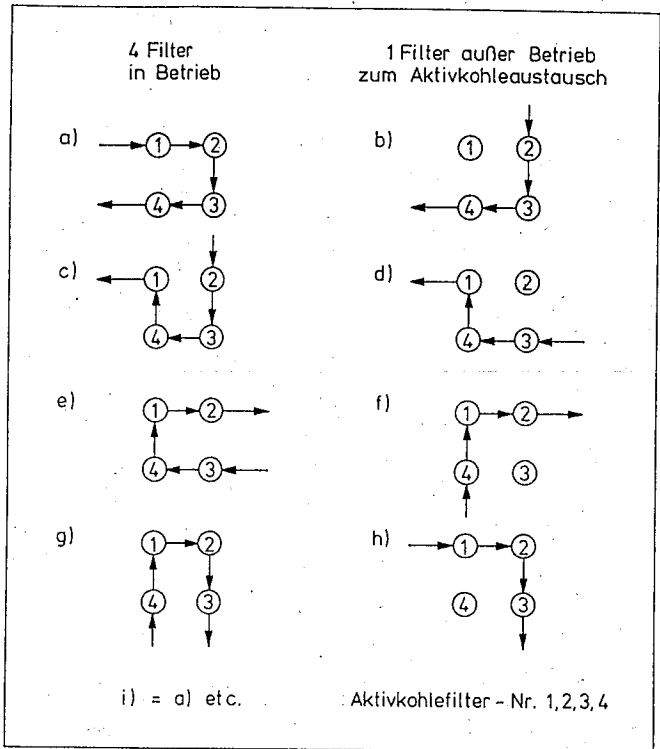


Abb. 3.13: Änderung der Durchflußfolge bei 4 hintereinander betriebenen Aktivkohlefiltern auf Grund des Wechsels der Aktivkohlefüllung des jeweils ersten Filters bei Erreichen der Grenzkonzentration (mit i beginnt die Reihenfolge wieder von vorn) (EHRIG 1987)

genommen. Entsprechend Abb. 3.12 wird also jede frisch mit Adsorbens gefüllte Säule als 4. Stufe und dann über die 3. und 2. Stufe so betrieben, daß sie zum Schluß die 1. Stufe bildet. Diese Veränderung der Reihenfolge ist schematisch in Abb. 3.13 dargestellt. Da die Ablaufwerte von 4 nach 1 steigen, erhöht sich auch die Gleichgewichtsbeladung der Aktivkohle. Durch diese verfahrenstechnischen Unterschiede ergeben sich die in Abb. 3.12 zusätzlich dargestellten generellen Ablaufganglinien.

Bei der Ausführung der beiden unterschiedlichen Reaktionstypen ist zusätzlich noch der unterschiedliche bau- und regelungstechnische Aufwand zu beachten. Der Rührreaktor stellt vom bautechnischen her eine sehr einfache Lösung dar; allerdings sind Trockendosierungen z. B. von Aktivkohle recht aufwendig. Bei Verwendung von Adsorptionskolonnen ist ein wesentlich größerer Bauaufwand erforderlich, da diese wie Filter gebaut werden. Außerdem ist ein Leitungsnetz erforderlich, durch das die einzelnen Säulen in beliebiger Reihenfolge gefahren werden können. Dagegen werden die Säulen auf einfache Weise gefüllt und wieder entleert. Niedrige Ablaufwerte erfordern beim Einrührverfahren eine sehr aufwendige Kaskadenbauweise, bei der das Adsorbens, im Gegenstrom zum Wasser, durch die Anlage transportiert wird. Dazu ist hinter jeder Kaskade eine Trennung von Wasser und Adsorbens erforderlich. Filter sind so auszulegen, daß bei Einhaltung der geforderten Ablaufwerte eine optimale Beladung des ersten Filters erreicht wird.

Aktivkohlen, Aluminiumoxide und die Kokse werden je nach Korngröße in beiden oben genannten Verfahrenstypen eingesetzt. Der Einsatz von Adsorberharzen erfolgt dagegen in Kolonnen und der von Bentoniten in Rührreaktoren.

Eine weitere Verfahrensvariante für den Einsatz von Adsorbentien ist das sogenannte PACT-Verfahren, bei dem Aktivkohlen oder Kokse (in Pulver- und z. T. in Kornform) in Belebungsanlagen zugegeben werden. Neben reinen Adsorptionsprozessen — z. B. evtl. toxischen organischen Stoffen — werden andere Stoffe nur

kurz adsorbiert, um dann wegen der längeren Aufenthaltszeit im System von den Mikroorganismen eliminiert zu werden.

### 3.7.3 Anwendbarkeit für Deponiesickerwasser und Grenzen des Verfahrens

Adsorptionsverfahren können in der Regel nur bei vorbehandeltem Sickerwasser sinnvoll eingesetzt werden. Nur in Einzelfällen bei sehr geringer organischer Belastung ist auch der alleinige Einsatz möglich. Es wird deshalb die Adsorption in den überwiegenden Fällen in einer Verfahrenskombination zum Einsatz kommen. Sowohl Rührreaktoren mit Aktivkohledosierungen als auch Kolonnen (Filter) sind für den Einsatz mit Sickerwässern erprobt. Daneben liegen auch für den Einsatz von Braunkohlenkoxen bei Sickerwässern Erfahrungen vor. Andere Adsorbentien haben sich bisher als wenig effektiv erwiesen.

### 3.7.4 Leistungsbeschreibung und Bemessung

Die vorgenannten Adsorbentien wurden mit mehr oder weniger großem Erfolg bereits für die Sickerwasserbehandlung getestet. Beim Einsatz von Bentoniten wurden allerdings nur minimale Reduzierungen der organischen Belastung beobachtet. Es wird deshalb auf deren Einsatz nicht weiter eingegangen.

Isorberharze werden speziell für die Adsorption bestimmter Stoffe oder Stoffgruppen ausgelegt. So gibt es spezielle Harze zur Adsorption von Huminstoffen (ein Teil des biologisch nicht abbaubaren CSB) und für chlorierte Kohlenwasserstoffe. Bei den erstgenannten wird, wie zu erwarten ist, nur ein Teil des CSB reduziert. Zur Entfernung spezieller chlorierter Kohlenwasserstoffe wurden Harze im Pilotmaßstab eingesetzt. Dabei wurden Ablaufwerte des AOX <1 mg/l sicher erreicht, aber keine geringeren Werte, BENDER et al. (1987).

Braunkohlenkokse und Aktivtonerde weisen gegenüber den Aktivkohlen sowohl geringere Beladung als auch Kosten pro Einheit auf. Bei Aktivtonerden werden die Eliminationsleistungen erst bei pH-Werten von ca. 2 deutlich besser, die aber dann verstärkt durch zusätzliche Fällungs- und Flockungsvorgänge verursacht werden. Der erforderliche Mehreinsatz von Braunkohlenkoks zehrt den Kostenvorteil vor allem in Verbindung mit der Reststoffentsorgung auf.

Aktivkohlen stellen z. Z. die effektivste Möglichkeit zur adsorptiven Behandlung von Sickerwässern dar. Adsorptionisothermen der hochbelasteten Sickerwässer aus der „Sauren Gärung“ weisen besonders steile Neigungen auf und deuten damit auf die für diesen Einsatz geringe Effektivität der Adsorption hin. Sickerwasser aus der „Methangärungsphase“ weisen insgesamt bessere Adsorptionseigenschaften als solche aus der „Sauren Gärungsphase“ auf. Insgesamt erscheint die Adsorption aufgrund des sonst noch wesentlich höheren Aktivkohleeinsatzes nur sinnvoll in Kombination mit Vorbehandlungen zur Reduzierung des BSB<sub>5</sub>/CSB-Verhältnisses (Eliminierung biologisch abbaubarer Anteile) und von weniger gut adsorbierbaren Stoffen. Durch Vorbehandlungsprozesse können evtl. polare in unpolare Substanzen umgesetzt werden und damit zu einer erhöhten Adsorbierbarkeit führen. Die Zugabe von Pulverkohle in Mischbecken war bei den Versuchen effektiver als die Adsorption in Kolonnen. Die Adsorptionsleistung in den Mischbecken konnte durch Belüftung (evtl. durch katalytische Oxidationseffekte) häufig noch wesentlich verbessert werden — von 100—250 mg CSB/g Aktivkohle auf 250—500 mg CSB/g. Werte für die CSB-Verminderung und Beladung der Aktivkohle sind in Abb. 3.14 von der Behandlungsanlage Minden-Heisterholz dargestellt. Da CSB und AOX ungefähr gleichwertig adsorbiert werden, entspricht die Beladung auch in etwa dem Verhältnis der beiden Konzentrationen. Bisherige Versuche mit AK-Filtern haben gezeigt, daß in vielen Fällen ein für jedes Sickerwasser spezifisches Konzentrationsniveau schon nach relativ geringem Durchfluß durch einen frisch gefüllten Filter erreicht wird. Damit sind sehr niedrige

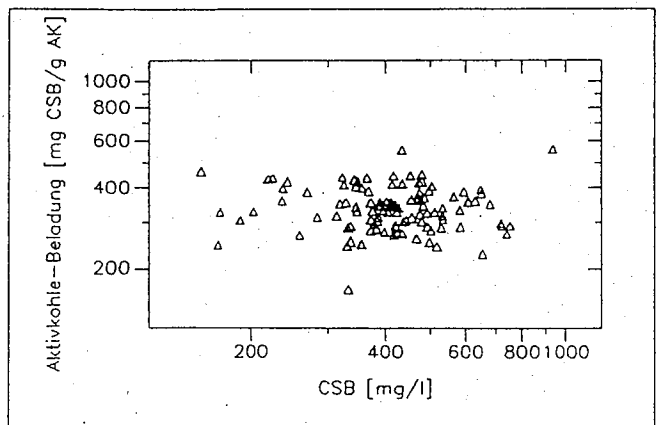
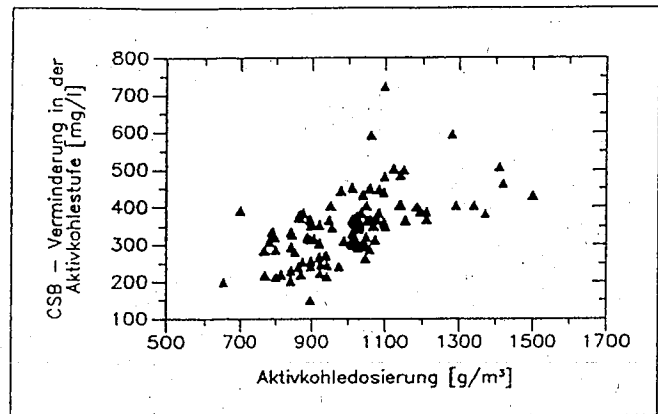


Abb. 3.14: CSB-Verminderung in der Adsorptionsstufe (oben) und Aktivkohlebeladung in Abhängigkeit vom Ablauf-CSB (unten) in der Anlage Minden-Heisterholz (ALBERS et al. 1987)

Ablaufwerte auch nur bei geringer Ausnutzung der Beladungsmöglichkeiten der Aktivkohle erzielbar. In der Regel wird auch in Filtern eine Beladung von 100—250 mg CSB/g AK möglich sein. Mit im Labor gemessenen Adsorptionisothermen läßt sich überschläglich die Bemessung durchführen. Die Ablaufwerte lassen sich durch Steigerung des Aktivkohleeinsatzes in der Regel immer weiter reduzieren, allerdings verbunden mit einem exponentiellen Anstieg des Aktivkohleverbrauchs.

### 3.7.5 Besondere konstruktive und betriebliche Maßnahmen

Die Dosierung pulverförmiger Adsorbentien erfordert einen hohen Wartungs- und Kontrollaufwand, da deren Suspension mit Wasser zu Verkrustungen und Verstopfungen neigt. Wasser-Aktivkohle-Suspensionen sind sehr abrasiv und korrosiv.

Kolonnen (Filter) erfüllen dagegen, solange die Beladungsgrenze noch nicht erreicht ist, die Adsorptionsleistungen auch bei zeitweise sehr geringem Betreuungsaufwand. Ungelöste Stoffe im zulaufenden Sickerwasser sowie Ausfällungen während des Durchflusses durch den Filter können zu einer schnellen Erhöhung des Druckverlustes führen und damit Rückspülungen erforderlich machen.

### 3.7.6 Folgeprodukte und Reststoffe

Pulverförmige Aktivkohlen und Braunkohlenkokse:

Da bei diesen Adsorbentien eine Regeneration in der Regel entfällt, müssen sie entsorgt werden. Die zu entsorgenden Reststoffmengen richten sich nach den Einsatzmengen zuzüglich des Wassergehaltes nach Entwässerung. Als Einsatzmengen können ca. 1—3 kg Aktivkohle/m<sup>3</sup> und bis zum 10-fachen an Braunkohlenkoxen angesetzt werden. Die Feststoffgehalte nach



Entwässerung liegen in der Regel bei 20—25 %, allerdings trocknen die Koke und Aktivkohlen rasch weiter aus bis auf ca. 60—70 % TS. Die Entsorgung kann je nach Randbedingung durch Verbrennung oder Deponierung erfolgen.

Adsorberharze:

Die Harze müssen nach Beladung regeneriert werden, um ihre Leistungsfähigkeit wieder zu erlangen. Diese Regeneration erfolgt bei Huminstoffen durch Natronlauge und Kochsalzlösung und bei halogenierten Kohlenwasserstoffen mit Lösungsmitteln (z. B. Aceton). Es ist also in jedem Fall eine Aufbereitung und Entsorgung flüssiger Reststoffe erforderlich. Bei der CSB-Elimination verbleibt eine Lösung aus Natronlauge und Kochsalz. Nach jedem Regenerationsvorgang verringerte sich bei Versuchen die Aufnahmefähigkeit der Harze. Bei Versuchen zur AOX-Entfernung war jeweils eine Regeneration nach Durchsatz von ca. 80 Bettvolumina (= 80 m<sup>3</sup> Abwasser pro m<sup>3</sup> Material) erforderlich, BENDER et al. (1987). Da mit Lösungsmitteln regeneriert wird, ist die Entsorgung des Regenerats nicht ganz unproblematisch und es treten evtl. Verschleppungen von Lösungsmitteln ins behandelte Abwasser auf. Für die hier erhaltenen Vielstoffgemische stehen erprobte Lösungen für die Entsorgung noch aus.

Aktivkohle in Kornform:

Nicht zu weiche körnige Aktivkohlen können thermisch mit einem Masseverlust von ca. 5—10 % reaktiviert werden. Damit fallen vor Ort keine Reststoffe an. Für Sickerwässer wird, wegen der insgesamt geringen Mengen, nur eine Reaktivierung im Lohnverfahren sinnvoll sein. Bei der Abgasbehandlung dieser Anlagen fallen allerdings wieder Rückstände an.

3.8 Membranverfahren

3.8.1 Aufgabe und Zielsetzung

Membrantrennverfahren sind physikalische Trennverfahren, die das Sickerwasser in ein hochbelastetes Konzentrat und ein niedrigbelastetes Permeat trennen (Abb. 3.15), RAUTENBACH, ALBRECHT (1989). Der überwiegende Teil der Sickerwasserinhaltsstoffe wird dabei von der Membran zurückgehalten und reichert sich im Konzentrat an.

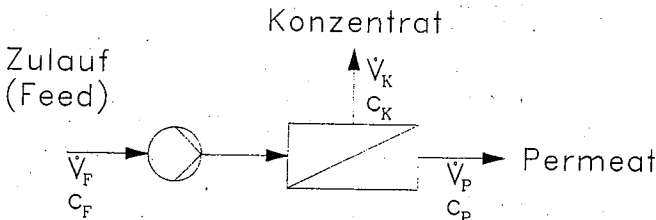


Abb. 3.15: Prinzipielle Darstellung einer Membraneinheit mit  $V$ : Volumenstrom [m<sup>3</sup>/h],  $c$ : Konzentration [mg/l]

Membranverfahren sind sowohl allein, als auch in Kombination mit anderen Verfahren einsetzbar. Das Konzentrat muß in der Regel weiterbehandelt werden. Das Permeat hat in der Regel Direkteinleiterqualität.

3.8.2 Beschreibung des Verfahrens

Die Membranverfahren Umkehrosmose, Nanofiltration und Ultrafiltration werden nahezu ausschließlich zur Trennung bzw. Aufkonzentrierung wäßriger Gemische eingesetzt, wobei das Lösungsmittel (Wasser) die bevorzugt permeierende Komponente ist. Bei allen drei Verfahren wird die hierfür notwendige Triebkraft durch das Aufprägen einer transmembranen Druckdifferenz realisiert.

Die nach dem Lösungs-Diffusions-Prinzip arbeitenden porenfreien Umkehrosmose- und Nanofiltrationsmembranen werden

zur Trennung von Mischungen niedermolekularer Komponenten wie NaCl/Wasser oder Alkohol/Wasser eingesetzt. Demgegenüber wird die auf Porenmembranen basierende Ultrafiltration zur Trennung kolloidaler und makromolekularer Lösungen, wie z. B. Öl/Wasser eingesetzt.

Membrananlagen zur Sickerwasseraufbereitung arbeiten nach dem Prinzip der Umkehrosmose und sind in der Regel zweistufig ausgeführt (Abb. 3.16). Jede Stufe besteht aus mehreren hintereinandergeschalteten Blöcken mit in der Regel internen Rezirkulationskreisläufen. In der ersten Stufe werden 3—5 Blöcke, in der zweiten Stufe 1—3 Blöcke eingesetzt.

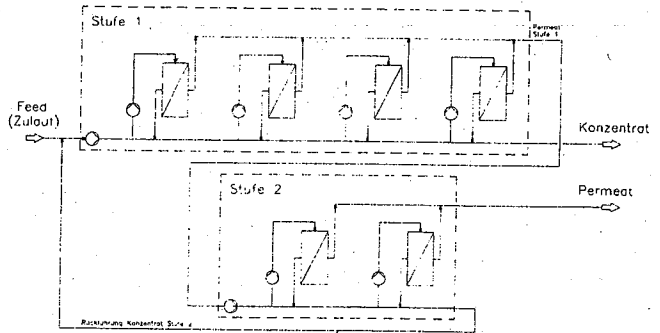


Abb. 3.16: Zweistufige Membrananlage mit internen Rezirkulationskreisläufen

In der ersten Stufe einer Umkehrosmoseanlage werden meist Rohrmodule eingesetzt. Nach entsprechender Vorbehandlung ist aber auch der Einsatz von Plattenmodulen möglich. In die zweite Stufe werden Wickelmodule eingebaut (Abb. 3.17). Das anfallende Konzentrat der ersten Stufe muß in der Regel nachbehandelt werden, um es letztendlich als Feststoff zu deponieren (Eindampfung, Trocknung).

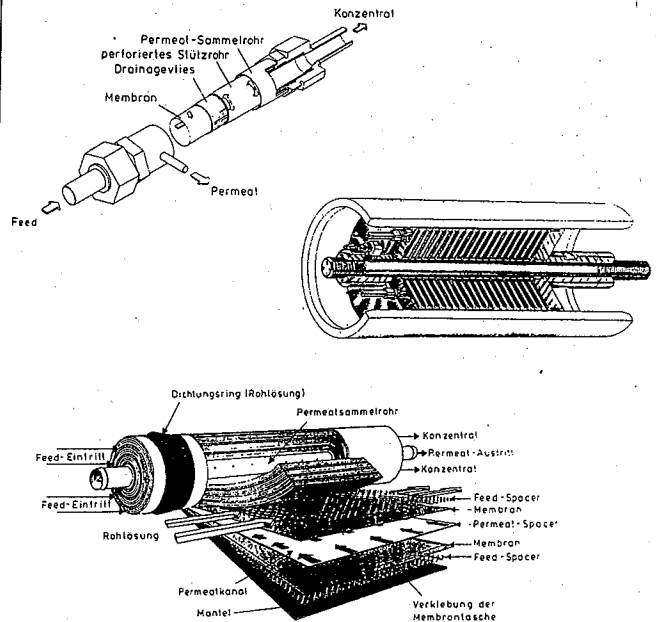


Abb. 3.17: Rohr-, Platten- und Wickelmodul

Das Konzentrat der zweiten Stufe wird in den Zulauf der ersten Stufe zurückgeführt. Das Permeat der zweiten Stufe hat in der Regel Direkteinleiterqualität.

In Kombination mit anderen Verfahren, z. B. einer biologischen Vorbehandlung sind auch einstufige Umkehrosmoseanlagen sinnvoll, RAUTENBACH, MELLIS (1991). Die Membrananlage

muß in der Regel in wöchentlichen Intervallen chemisch gereinigt werden, um einen unzulässigen Leistungsabfall der Anlage zu verhindern.

### 3.8.3 Anwendbarkeit für Deponiesickerwasser und Grenzen des Verfahrens

Die Umkehrosmose ist prinzipiell für die Aufarbeitung aller Sickerwässer geeignet. In der Praxis sind dem Einsatz jedoch durch den Salzgehalt bzw. den osmotischen Druck des Sickerwassers Grenzen gesetzt.

Die Beständigkeit der Membranen und der Module gegenüber Sickerwasser ist hinreichend. Dabei muß betont werden, daß Sickerwässer hohe Ansprüche an die Werkstoffbeständigkeit stellen.

Die Grenze der möglichen Aufkonzentrierung  $CF_V = \frac{V_f}{V_k}$  ist in der Regel durch den osmotischen Druck des Konzentrats vorgegeben. Sie ist etwa dann erreicht, wenn die Differenz zwischen der angelegten transmembranen Druckdifferenz und dem osmotischen Druck des Konzentrats 12—15 bar beträgt. Für die meisten Sickerwässer beträgt der maximale Aufkonzentrierungsfaktor 3—6.

Unter Umständen verbietet sich allerdings schon vor Erreichen dieser Grenze eine weitere Aufkonzentrierung wegen Ausfällungen gelöster Härtebildner auf der Membran (Scaling). Der Membranverblockung durch Biofouling ist durch eine Desinfektion der Membrananlage im Rahmen der regelmäßigen Reinigung vorzubeugen.

Nach derzeitigen Erfahrungen beträgt die Membranstandzeit in der ersten Stufe einer Anlage zur Sickerwasseraufbereitung ca. 1—1,5 Jahre, in der zweiten Stufe ca. 1,5—2 Jahre, LOGEMANN, GLAS (1990).

### 3.8.4 Leistungsbeschreibung und Bemessung

Vorwiegender Einsatzbereich der Membranverfahren ist die Aufbereitung von Sickerwässern mit mittleren bis hohen BSB<sub>5</sub>, CSB und AOX-Belastungen, da das Rückhaltevermögen von Umkehrosmose- und Nanofiltrationsmembranen bzgl. dieser Summenparameter sehr hoch ist (Tab. 3.1). Weiterhin ist es möglich einen Teil der im Sickerwasser enthaltenen Schwermetalle abzutrennen. Ultrafiltrationsmembranen sind zur Sickerwasseraufbereitung aufgrund unzureichenden Rückhalts nicht geeignet.

	Umkehrosmose Rückhalt [%]	Nanofiltration Rückhalt [%]	Ultrafiltration Rückhalt [%]
CSB	95—99	80—90	25—60
NH <sub>4</sub> (N), pH 6,5	90—98	80—90	< 20
AOX	95—99	70—90	30—60
CL <sup>-</sup>	90—99	40—90	< 40

Tab. 3.1 Rückhaltevermögen von Umkehrosmose- und Nanofiltrationsmembranen für Sickerwässer von in der Methanphase befindlichen Deponie

In Umkehrosmoseanlagen muß in der Regel eine pH-Wert-Senkung des Sickerwassers auf pH 6,5—6,8 vorgenommen werden, um einen hinreichenden Rückhalt bzgl. NH<sub>4</sub><sup>+</sup> zu gewährleisten. Mit sinkendem pH-Wert steigt der als NH<sub>4</sub><sup>+</sup> vorliegende Anteil an (nur NH<sub>4</sub><sup>+</sup> wird von der Umkehrosmosemembran nahezu vollständig zurückgehalten). Eine Säuredosierung ist aber gegebenenfalls außerdem erforderlich zur Reduzierung der Karbonathärte. Je nach Säurekapazität sind zur pH-Einstellung etwa 0,5—2 l H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (96 %)/m<sup>3</sup> nötig, MARQUARDT (1989). Nanofiltrationsmembranen sind zur Aufbereitung von Sickerwasser mit geringen NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/NH<sub>3</sub>-Konzentrationen bzw. nach einer biologischen Vorbehandlung mit Nitrifikation einsetzbar.

Die aufgeführten Rückhaltevermögen der Membranen können nur Anhaltswerte sein. Das tatsächliche Rückhaltevermögen hängt unter anderem von der Zulaufkonzentration, dem Membranalter, der Temperatur und dem Betriebsdruck ab. Da innerhalb einer Stufe eine Aufkonzentrierung stattfindet, ist der Rückhalt einer gesamten Stufe geringer als der Rückhalt der Membran.

Der über alle Blöcke gemittelte Permeatfluß bei der Behandlung von Sickerwasser aus Siedlungsabfalldeponien beträgt in der ersten Stufe bei Zuführung von Rohsickerwasser ca. 12—18 l/m<sup>2</sup>h für Umkehrosmosemembranen (transmembrane Druckdifferenz ca. 30—40 bar) und ca. 25—50 l/m<sup>2</sup>h für Nanofiltrationsmembranen (transmembrane Druckdifferenz ca. 15—25 bar). Durch eine biologische Vorbehandlung können die spezifischen Permeatflüsse um ca. 30 % gesteigert werden, WEBER (1989), RAUTENBACH, MELLIS (1991). Der Permeatfluß in einer zweiten Stufe vor die erste Stufe zurückgeführt wird, so ist die zu installierende Membranfläche entsprechend dem Verhältnis von Rücklauf- zu Zulaufmassenstrom zu erhöhen.

Die vom Modulhersteller vorgegebenen minimalen und maximalen Volumenströme sind zu beachten. Bei Einsatz von Rohrmodulen in der ersten Stufe ist der Volumenstrom so zu wählen, daß die Durchströmgeschwindigkeit hier 1,5—2,5 m/s beträgt.

### 3.8.5 Besondere konstruktive und betriebliche Maßnahmen

1. Die Anlagen sind gegen unzulässig hohe Drücke abzusichern (Sicherheitsventil), Begrenzung des effektiven maximalen Pumpendrucks.
2. Die Anlage ist bei Abstellen gegen unzulässig hohe osmotische Wasserflüsse abzusichern (Spülen der Feedseite und Füllen der Anlage mit einer schwach sauren Lösung).
3. Das Säuredosiersystem (Vorratsbehälter, Pumpen und Leitungen) ist entsprechend dem Stand der Technik auszulegen. Entsprechendes gilt für das Reinigungssystem.
4. Die Materialauswahl muß sich nach den Spezifikationen des Konzentrats richten. Hierbei ist insbesondere die Beständigkeit der Dichtungen gegenüber organischen Komponenten und der Pumpen gegenüber Salzen und Schwermetallen zu beachten.

### 3.8.6 Folgeprodukte und Reststoffe

Das Permeat einer zweistufigen Membrananlage erfüllt in der Regel die Anforderungen des 51. Anhangs der „Allgemeinen Rahmen-VwV über Mindestanforderungen an das Einleiten in Gewässer“ nach § 7a WHG. Eine weitere Nachbehandlung ist nicht erforderlich. Das Konzentrat muß in der Regel in einer nachfolgenden Eindampfung und Trocknung bis zu einem endlagerfähigem Feststoff weiter aufkonzentriert werden.

Bei Einsatz einer Umkehrosmoseanlage gelangen 90—95 % der im Sickerwasser enthaltenen Trockenmasse ins Konzentrat. In einer Nanofiltrationsanlage gelangen 40—70 % der Trockenmasse ins Konzentrat.

Die anfallende Trockenmasse erhöht sich durch eine pH-Wert-Einstellung mittels Säure um 5—15 %.

## 3.9 Eindampfung und Trocknung

### 3.9.1 Aufgabe und Zielsetzung

Die Eindampfung/Verdampfung dient der Trennung von Gemischen, Lösungen und Suspensionen aus Stoffen unterschiedlicher Flüchtigkeit. Von Eindampfung wird gesprochen, wenn die Gewinnung eines Feststoffes oder eines Konzentrates Aufgabe des Prozesses ist. Die Verdampfung hat vorwiegend die Gewinnung des Lösungsmittels zum Ziel.

Bei der Deponiesickerwasserbehandlung werden Eindampfungsverfahren daher zur weitergehenden Aufkonzentrierung der Sickerwässer eingesetzt.

kerwasserinhaltsstoffe und damit zur Minimierung der zu behandelnden Reststoffmenge eingesetzt. Ziel der Eindampfung kann also zum einen die Aufkonzentrierung vor einer nachgeschalteten Verfestigungsanlage oder die Produktion eines festen ablagerungsfähigen Reststoffes sein. Hierbei müssen in der Regel Trockner nachgeschaltet werden. Es kann sowohl die gesamte Sickerwassermenge (als Rohsickerwasser oder vorbehandeltes Sickerwasser) als auch in Membrantrennanlagen aufkonzentriertes Wasser (Konzentrat der UO) eingedampft werden. Welches Konzept verfolgt wird, hängt von der Sickerwassermenge, der -zusammensetzung sowie der zur Verfügung stehenden Energie und der eingesetzten Verfahrenstechnik ab.

### 3.9.2 Beschreibung des Verfahrens

Bei der Eindampfung wird dem Wasser (hier Deponiesickerwasser) in Verdampfern durch direkte oder indirekte Beheizung die zum Verdampfen des Wassers notwendige Energie zugeführt. Die dabei entstehenden Brüden enthalten neben dem Wasserdampf auch die bei den entsprechenden Prozeßbedingungen flüchtigen Abwasserinhaltsstoffe. Das nach Kondensation entstehende Destillat kann daher Verunreinigungen enthalten, so daß eine direkte Ableitung ohne Nachbehandlung oft nicht möglich ist.

Der Grad der möglichen Eindampfung und damit die mögliche Aufkonzentrierung hängt neben der Sickerwasserzusammensetzung vor allem von den Eigenschaften des entstehenden Konzentrates (Viskosität, Verkrustungsneigung, Siedepunkterhöhung) ab. Wird die Erzeugung eines festen ablagerfähigen Reststoffes angestrebt, müssen in der Regel Trockneranlagen nachgeschaltet werden, in denen das in der Eindampfungsanlage erzeugte Konzentrat weiter behandelt wird.

Aufgrund der hohen Investitionen und Betriebskosten wird die Eindampfung der gesamten Sickerwassermenge auf Ausnahmefälle, zum Beispiel stark anorganisch belastetes Sickerwasser, beschränkt bleiben. Üblicherweise wird eine Membrantrennanlage (Umkehrosmoseanlage) der Eindampfungsanlage vorgeschaltet, mit der das Sickerwasser aufkonzentriert wird (ca. 20—40 % der Ausgangssickerwassermenge), um die einzudampfende Wassermenge und damit die Investitionen und Betriebskosten zu minimieren.

Aufgrund der erheblichen Verkrustungsneigung der Sickerwasserinhaltsstoffe kommen nur wenige Verdampferbauarten für die Anwendung für vorkonzentriertes Deponiesickerwasser in Frage. Folgende Bauarten bzw. Betriebsweisen erscheinen geeignet:

- Tauchbrennnerverdampfer
- Dünnschichtverdampfer
- Umlaufverdampfer mit Wirbelschichtwärmetauscher oder Seedingtechnologie

#### Tauchbrennnerverdampfer

Beim Tauchbrennnerverdampfer wird in einem Rohr, das in die zu verdampfende Flüssigkeit eintaucht, ein Brennstoff verbrannt. Die heißen Rauchgase strömen durch die Flüssigkeit und führen zu einem intensiven Wärme- und Stoffaustausch. Tauchbrennnerverdampfer besitzen den Vorteil, daß der Wärmeträger — das Rauchgas — direkt in Kontakt mit der zu verdampfenden Flüssigkeit tritt, so daß keine Verkrustungen auftreten. Nachteilig sind vor allem die hohen Energiekosten, die aufwendige Rauchgasreinigung sowie die erheblichen Korrosionsprobleme. Abwärme aus der Deponiegasnutzung, z. B. der Verstromung, kann nicht genutzt werden.

#### Dünnschichtverdampfer

Beim Dünnschichtverdampfer wird die zu verdampfende Flüssigkeit durch rotierende Wischer auf der Wärmetauscherfläche verteilt. Sie fließt als dünner Film an den Wärmetauscherflächen

nach unten. Neben der Verteilung der Flüssigkeit hat der Rotor auch die Aufgabe, ein Verkrusten der Heizflächen zu verhindern und damit den Wärmeübergang zu optimieren.

Mit Dünnschichtverdampfern spezieller Bauart kann bis zum trockenen Reststoff eingedampft werden. Hauptnachteil ist hierbei allerdings der Verschleiß an den Wischern sowie der Wärmetauscheroberfläche sowie Betriebsprobleme bei sich ändernder Sickerwassermenge bzw. -zusammensetzung.

#### Umlaufverdampfer

Umlaufverdampfer werden üblicherweise als Zwangsumlaufverdampfer mit getrenntem Wärmetauscher (z. B. Rohrbündelwärmetauscher) und Ausdampfgefäß ausgeführt. Zur Vermeidung von Belägen auf den Wärmetauscherflächen kommen folgende Betriebsweisen im Wärmetauscher zum Einsatz:

- Wirbelschichttechnologie
- Seedingtechnologie

Bei der Wirbelschichttechnologie werden mechanisch und chemisch beständige Feststoffpartikel (z. B. Drahtabschnitte, Glaskugeln) eingesetzt und vom umlaufenden Medium fluidisiert. Durch ihre Bewegung im Wärmetauscher entwickeln sie eine leicht abrasive Wirkung und halten daher die Wärmetauscherflächen frei von Belägen und Verkrustungen. Es werden hohe Anforderungen an die mechanische Belastbarkeit der Wärmetauscherrohre gestellt. Bei geeigneter Auswahl des Wirbelgutmaterials unter Berücksichtigung des Korrosionsverhaltens des einzudampfenden Konzentrates sind metallische Werkstoffe den mechanischen Beanspruchungen durch den Wirbelschichtbetrieb gewachsen. Nichtmetallische Rohrbündelwerkstoffe (wie z. B. Graphit), bei denen die Korrosionsgefahr weniger gegeben ist, werden zwar schon in der Eindampfungsanlage des ZVSMM in Schwabach eingesetzt, wurden dort aber zunächst nur erprobt. Auf den Deponien Karlsruhe-Ost und Mechernich werden weitere Graphit-Rohrbündelwärmetauscher eingesetzt.

Die meisten der zur Zeit in der Planung und Konstruktion befindlichen Eindampfungsanlagen für Deponiesickerwasser arbeiten mit derartigen Wirbelschichtwärmetauschern.

Grundgedanke der Seedingtechnologie ist es, den krustenbildenden Inhaltsstoffen die Möglichkeit zur Auskristallisation an arteigenen Kristallen zu geben und daher eine Kristallisation an den Wärmetauscherflächen zu vermeiden. Die Seedingtechnologie ist aber nur bei konstanter Abwasserzusammensetzung erfolgreich und deshalb bei Deponiesickerwasser problematisch. Es lassen sich zudem nur auskristallisierbare Verbindungen, insbesondere Salze abtrennen; viele organische Stoffe verbleiben in der Lösung und konzentrieren sich auf.

Die Eindampfung kann entweder bis kurz vor den Auskristallisationspunkt oder darüber hinaus geschehen.

Im zweiten Fall bilden sich bereits Kristalle, die z. B. über einen Dekanter abgeschieden werden können. Hiermit können die auskristallisierbaren Stoffe abgetrennt werden. Die nicht auskristallisierbaren Stoffe hingegen (viele organische Verbindungen) müssen als Slurry getrennt abgezogen und entsorgt werden (z. B. Sonderabfallverbrennung, Beispiel Eindampfungsanlage der Sonderabfalldeponie Schwabach).

Bild 3.18 zeigt das Verfahrensschema der Eindampfungsanlage der ZVSMM Schwabach, als ein Beispiel ohne Trocknungsanlage, SCHODER (1991).

#### Trockner

Will man auf die zusätzliche Sonderabfallbehandlung für die nicht auskristallisierbaren organischen Anteile verzichten, muß eine Trocknung des voreingedampften Konzentrates mit einem Ver-

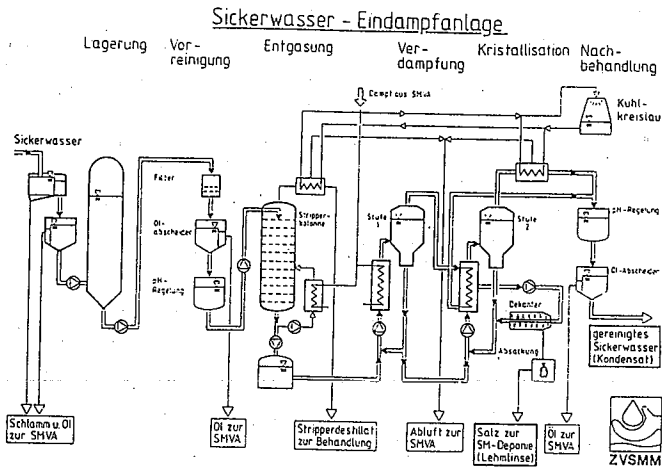


Abb. 3.18: Verfahrensschema der Eindampfanlage der ZVSM Schwabach (SCHODER, 1991)

fahren erfolgen, mit dem auch diese Stoffe in den Feststoff eingebunden werden können, zum Beispiel:

- Dünnschichttrockner
- Sprühtrockner
- Walzentrockner
- Wirbelschichttrockner

Da mit allen Trocknerverfahren ein Wassergehalt von < 5% (Trockenmassenanteil > 95%) erreichbar ist, müssen für die Entscheidung über die Anwendbarkeit der Verfahren für Sickerwasser vor allem folgende Kriterien herangezogen werden:

- erreichbare Schüttdichte, damit zu entsorgende Volumina
- Qualität des Rückstandes (Staubgehalt, Handling)
- Verschleiß des Trockners
- Energiebedarf
- Neigung zum Verblocken

Bild 3.19 zeigt die Kombination aus 2-stufiger Eindampfung und nachgeschalteter Wirbelschichtgranulationstrocknung für die Deponie Mechernich, KONSTANDT et al. (1991).

3.9.3 Anwendbarkeit für Deponiesickerwasser und Grenzen des Verfahrens

Umfangreiche Untersuchungen in labor-, halb- und großtechnischem Maßstab haben die grundsätzliche Anwendbarkeit der Eindampfung zur Aufkonzentrierung von Sickerwasserinhaltsstoffen gezeigt. Folgende Probleme müssen dabei beachtet werden:

- Flüchtige Sickerwasserinhaltsstoffe (z. B. Ammoniak, organische Stoffe) gelangen in die Brüden.
- Organische Inhaltsstoffe führen zum Schäumen in der Verdampfungskammer und damit zu einer Verschlechterung der Brüdenqualität; es müssen daher Schaumbekämpfungsmaßnahmen vorgesehen werden (Entschäumer, mechanische Schaumzerstörung).

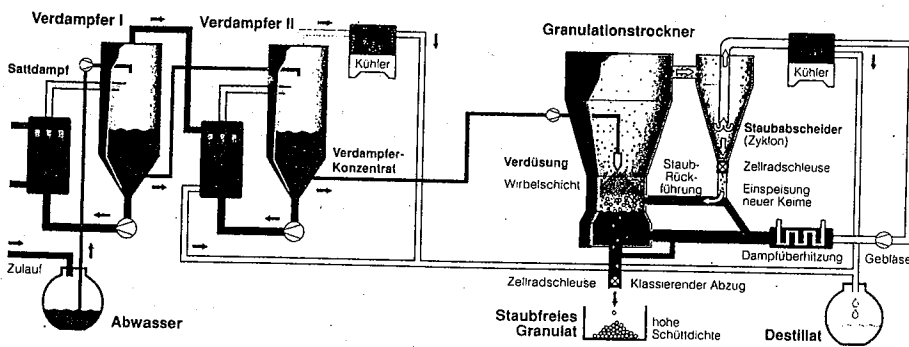


Abb. 3.19: Konzept einer 2-stufigen Eindampfanlage mit nachgeschalteter Wirbelschichtgranulationstrocknung für die Deponie Mechernich (KONSTANDT et al. 1991)

- Krustenbildende Inhaltsstoffe führen zu Belagbildung auf den Wärmetauscherflächen und damit zu einer Verringerung des Wärmeüberganges.
- Es muß mit erhöhten Korrosionsproblemen gerechnet werden.

Durch eine Vorbehandlung können diese Probleme verringert werden. Ammonium/Ammoniak kann über eine Strippanlage aus dem Sickerwasser oder aus dem Destillat entfernt werden. Eine biologische Vorbehandlung verringert die organischen Inhaltsstoffe und zum Teil die krustenbildenden anorganischen Stoffe durch Oxidation sowie bei entsprechender Auslegung die Ammonium-Konzentrationen.

Dennoch muß eine Destillat-Nachbehandlung z. B. durch Rückführung in die Umkehrosmoseanlage, eine biologische Behandlungsstufe oder Behandlung mit Verfahren der chemischen Oxidation vorgesehen werden. Maßnahmen zur Verhinderung der Belagbildung auf den Wärmetauscherflächen sowie des Schäumens sind vorzusehen.

3.9.4 Leistungsbeschreibung und Bemessung

Hauptziel der Anwendung von Eindampfapparaten bei der Sickerwasserbehandlung ist die Minimierung der Reststoffmenge. Gleichzeitig soll ein Destillat erzeugt werden, das nur noch eine geringfügige Nachbehandlung bedarf, um nicht die gesamte Verfahrenskombination (z. B. die vorgeschaltete Umkehrosmoseanlage) unnötig zu belasten.

Nach Angaben verschiedener Hersteller ist mit einer Kombination aus Eindampfungs- und Trocknungsanlage ein Wassergehalt im Reststoff von 5% zu erreichen. Damit kann die zu erwartende Reststoffmenge sehr genau aus den Analysen des Abdampfdruckstandes ermittelt werden. Bei Einsatz einer reinen Eindampfungsanlage, die über den Kristallisationspunkt der Inhaltsstoffe hinaus betrieben wird, werden die Kristalle z. B. über einen Dekanter abgetrennt. Nach SCHODER (1991) können mit dieser Verfahrenstechnik auf der Anlage der ZVSM Schwabach Wassergehalte von 20% (entsprechend 80% TS) eingehalten werden.

Bezüglich der Destillatqualität liegen bisher nur wenige Werte aus der Literatur vor. Die Tabelle 3.2 zeigt Analysen des Zulaufes sowie des Destillates der Eindampfanlage der ZVSM Schwabach, SCHODER (1991). Weitere Angaben zu Reinigungs-

Parameter	Dimen.	Zulauf			Destillat			Rückhalt im Mittel [%]
		Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.	-Mittel	
Leitf.	µS/cm	32 400	66 200	50 700	20	13 500	201	99,6
CSB	mg/l	2 140	9 760	6 357	66	6 070	384	94,0
NH <sub>4</sub>	mg/l	231	3 450	1 161	0,5	700	43	96,3
Phenol	mg/l	11,0	52,3	23,3	0,1	28	4,2	82,0

Tab. 3.2: Betriebsergebnisse der Eindampfanlage der ZVSM Schwabach, Zulauf- und Destillatanalysen 1989, Maxima der Destillatanalysen beruhen auf einer Betriebsstörung, SCHODER (1991)

leistungen bzw. Destillatanalysen liegen zur Zeit noch nicht vor.

Die Bewertung von Destillatanalysen aus Eindampfungsversuchen ist insofern mit Vorsicht durchzuführen, als daß das Verdampferdestillat in der Regel in die vorgeschaltete Umkehrosmoseanlage zurückgeführt wird und dadurch eventuell Aufkonzentrierungseffekte innerhalb des Anlagenkreislaufes auftreten können. Die Reinigungsleistung einer Verfahrenskombination ergibt sich also nicht unbedingt aus der Multiplikation der Reinigungsleistungen der Einzelkomponenten.

Die Bemessung von Eindampfungs- und Trocknungsanlagen ist äußerst komplex und sollte daher nur von entsprechend qualifizierten verfahrenstechnischen Ingenieurbüros oder Anlagenbauern durchgeführt werden. Neben anlagenbezogenen Parametern wie z. B. Werkstoffqualität, Heizflächenbelastung, müssen vor allem die Sickerwassersituation (Menge und Zusammensetzung) sowie die Energiesituation beachtet werden.

Der Wärmebedarf für eine 1-stufige Eindampfungsanlage ergibt sich zunächst aus den beiden Anteilen der Erwärmung des Wassers bis zum Siedepunkt und der spezifischen Verdampfungswärme. Theoretisch werden daher folgende Wärmemengen zur Erwärmung und Verdampfung eines m<sup>3</sup> reinen Wassers benötigt:

Erwärmung  $4,1868 \cdot 10^3 \text{ kJ/m}^3$  pro °C Erwärmung  
 Verdampfung  $2,256 \cdot 10^6 \text{ kJ/m}^3$

Folgende Möglichkeiten der Energieeinsparung bestehen:

- mehrstufiger Aufbau der Eindampfungsanlage mit Nutzung der Brüden einer Stufe zur Beheizung der nächsten
- Eindampfung bei niedriger Temperatur (durch Vakuumverdampfung), um Abwärmeströme zur Beheizung der Eindampfungsanlage verwenden zu können (z. B. aus der Deponiegasverwertung)
- mechanische oder thermische Brüdenkompression
- Wärmerückgewinnungsmaßnahmen

### 3.9.5 Besondere konstruktive und betriebliche Maßnahmen

Folgende mögliche Probleme müssen beachtet und konstruktiv bzw. betrieblich bekämpft werden:

- Schäumen durch mechanische Schaumzerstörung oder Entschäumer
- Belagbildung auf den Wärmetauscherflächen, z. B. durch Einbringung einer Wirbelschicht in den Wärmetauscher
- Korrosion durch Verwendung von hochwertigen Materialien unter Berücksichtigung der Betriebstemperatur

Des Weiteren müssen genügend große Speichervolumina zur Entleerung der Anlage vorgehalten werden. Freies Abfließen aus allen Anlagenteilen muß gewährleistet sein. Gleiches gilt für die Reinigung und Spülung der Anlage. Bei Ausfall der Energieversorgung (Wärme- und elektrische Energie) muß eine automatische Entleerung der Anlage durchgeführt werden, um Verbackungen durch Auskristallisierungen sicher zu vermeiden.

### 3.9.6 Folgeprodukte und Reststoffe

Folgende Stoffströme treten als Output aus der Anlage aus:

- Destillat
- Konzentrat bzw. Feststoff (nach Trocknung)
- nicht kondensierbare Brüden (Abluft)

Über die Qualität des Destillates können keine allgemeingültigen Aussagen getroffen werden (siehe auch Punkt 3.9.4). Insbesondere die Vorbehandlung hat einen erheblichen Einfluß (Ammoniak, flüchtige organische Substanzen). In der Regel muß eine Destillatnachbehandlung vorgesehen werden, die bei Integration der Eindampfungsanlage in ein mehrstufiges Verfahrenskonzept (z. B.

nach einer Umkehrosmoseanlage) durch Rückführung in die vorgeschalteten Verfahrensstufen geschehen kann.

Als Reststoff fällt direkt aus der Eindampfungsanlage in der Regel ein Konzentrat mit 10 bis 65 % TS an. Dieses Konzentrat muß nachbehandelt werden. Folgende Möglichkeiten bieten sich an und werden zur Zeit erprobt:

- Verfestigung durch Zugabe von Zuschlagstoffen (z. B. Flugaschen, Zement) und Ablagerung auf einer geeigneten Deponie
- Verbrennung, z. B. durch Zugabe in eine Hausmüll- oder Sonderabfallverbrennungsanlage bzw. in eine Abwasserverbrennungsanlage
- Trocknung bis zu einem rieselfähigen Feststoff mit Wassergehalt < 5 %

Die verfestigten oder getrockneten Reststoffe müssen die Anforderungen der TA Abfall erfüllen. Danach dürfen zukünftig Abfälle nur dann in obertägigen Deponien abgelagert werden, wenn sie die Kriterien des Anhangs D der TA Abfall erfüllen. Allein die hohe Wasserlöslichkeit des eingedampften und getrockneten Reststoffes fordert eine untertägige Ablagerung (siehe auch Kap. 2.1).

Bezüglich der Verbrennung des Konzentrates wird auf das Kapitel „Abwasserverbrennung“ verwiesen.

Für die entstehende Abluft, z. B. aus der Erzeugung des Unterdruckes in den Apparaten, müssen geeignete Behandlungsmöglichkeiten gefunden werden. Die Abluftqualität und damit auch die erforderlichen Behandlungsverfahren hängt entscheidend von der Vorbehandlung des Sickerwassers vor der Eindampfungsanlage ab. Folgende grundsätzliche Möglichkeiten kommen in Frage:

- Kompostfilter
- (Bio-)wäscher
- Abluftverbrennung, z. B. in der Wärmeerzeugung durch Deponiegas

Es bleibt allerdings fraglich, ob biologische Abluftbehandlungsverfahren die gegebenenfalls enthaltenen halogenierten organischen Verbindungen ausreichend behandeln können.

## 3.10 Strippung

### 3.10.1 Aufgabe und Zielsetzung

Die Strippung ist ein physikalisches Verfahren zur Entfernung von flüchtigen Bestandteilen aus Flüssigkeiten, vor allem durch Wasserdampf oder Inertgas.

Das Verfahren eignet sich besonders zur Entfernung von leicht flüchtigen organischen Inhaltsstoffen, wie z. B. flüchtige aliphatische oder aromatische Kohlenwasserstoffe, Schwefelwasserstoff und Ammoniak aus wässrigen Lösungen.

### 3.10.2 Beschreibung des Verfahrens

Bei dem Stofftrennprinzip „Strippen“ wird ein in der flüssigen Phase gelöster, leicht flüchtiger Stoff von der gasförmigen Phase aufgenommen. Es erfolgt ein Austausch bis die Konzentration in der flüssigen Phase mit dem Partialdruck des Stoffes in der Gasphase im Gleichgewicht steht.

Ein kontinuierlicher Stoffaustauschprozeß entsteht, wenn die beiden Phasen in einem entsprechenden Apparat (Kolonnen) im Gegenstrom aneinander vorbeigeführt werden (Abb. 3.20). Die Flüssigkeitsaufgabe findet am Kopf des Apparates statt. Die Schwerkraft sorgt für den Transport der Flüssigkeit durch den Behälter zum Sumpf. Die Einbauten für eine intensive Durchmischung in der Strippkolonne bestehen aus Böden (Abb. 3.21), Füllkörpern (Abb. 3.22), oder Packungen (Abb. 3.23), die für eine möglichst große Grenzfläche zwischen der flüssigen und gasförmigen Phase sorgen.

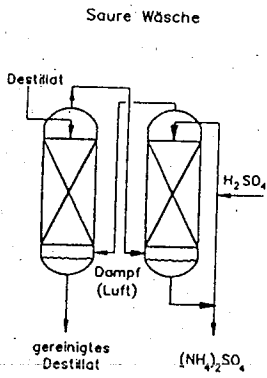


Abb. 3.20: Beispiele für Strippkolonnen (DAHM et al. 1990)

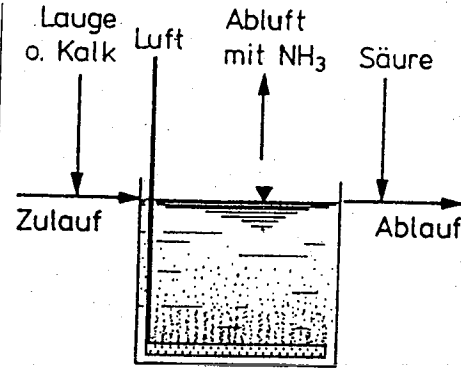
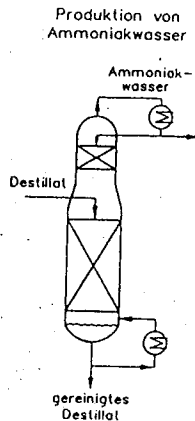


Abb. 3.24: Schematische Darstellung des Gasaustausches in einem Belüftungsbecken (EHRIG, 1987)

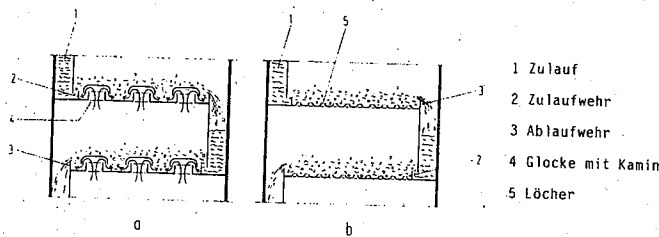


Abb. 3.21: Schematische Darstellung eines Glockenbodens (a) und eines Siebbodens (b) (DIALER et al. 1986)

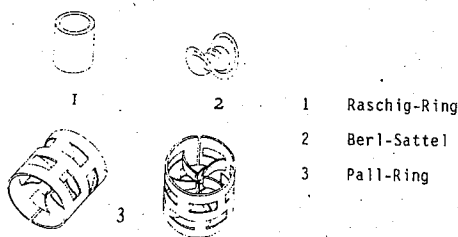


Abb. 3.22: Füllkörperarten (DIALER et al. 1986)

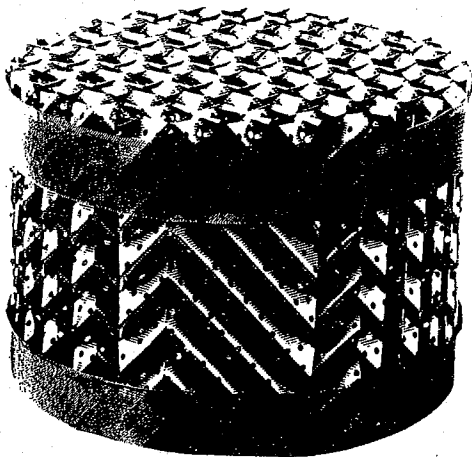


Abb. 3.23: Packung (Fa. Sulzer)

Neigt das zu behandelnde Wasser zu Verkrustungen, so kann als weitere Möglichkeit in einem Belüftungsbecken durch intensiven-Lufteintrag beispielsweise Ammoniak ausgetragen werden

(Abb. 3.24). Dieses Verfahren ist energieaufwendiger als die Behandlung in Kolonnen, andererseits jedoch weniger abhängig von einer Temperaturbeeinflussung durch Außenluft.

Die technische Ausnutzung des Strippvorganges ist nur dann vom Energieaufwand her vertretbar, wenn der Übergang des Stoffes von der flüssigen Phase in die Gasphase möglichst schnell erfolgt (Lösungsmittel, Ammoniak, etc.)

### 3.10.3 Anwendbarkeit für Deponiesickerwasser und Grenzen des Verfahrens

In der Sickerwasserbehandlung wird die Strippung nur in Verbindung mit anderen Abwasserbehandlungsverfahren wie der Biologie, der Eindampfung, dem Membranverfahren und der Adsorption an Adsorberharzen als Vor- oder Nachbehandlungsstufe eingesetzt. Durch geeignete Vorbehandlung oder Hintereinanderschaltung der einzelnen Verfahrensschritte ist sicherzustellen, daß möglichst keine Verkrustung oder Schaumbildung in der Strippkolonne auftritt. Schlämme und Feststoffe sollten durch geeignete Verfahren vor dem Strippen entfernt werden.

Der Trenneffekt beim Strippen hängt von der Flüchtigkeit der im Sickerwasser enthaltenen Stoffe und ihrer Löslichkeit ab. Je höher Siedepunkt und Löslichkeit, umso höher wird der apparative und der energetische Aufwand. Bei der Sickerwasserbehandlung ist die Strippung insbesondere für die Elimination von Ammoniak von Bedeutung.

Bei schwerflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen sollten wegen des hohen Energieverbrauchs (Aufheizung des gesamten Abwassers bis zum Siedepunkt) nur Abwässer mit CKW-Gehalten > 200 mg/l einer Strippung unterzogen werden, VCI (1985).

Die angestrebten Endkonzentrationen sind abhängig von der Abwasserbeschaffenheit, dem Sickerwasseranfall, der eingesetzten Anlage.

### 3.10.4 Leistungsbeschreibung und Bemessung

Die Auslegung der Anlage erfolgt bei der Sickerwasserbehandlung primär für die Strippung von Ammoniak. Die übrigen leichtflüchtigen Stoffe, die in geringen Konzentrationen vorhanden sind, werden vom Stripppgas mit ausgetrieben.

Voraussetzung für die Auslegung der Anlage sind:

- Zulaufkonzentration und geforderte Ablaufkonzentration
- zu behandelnder Mengenstrom
- Zulufttemperatur
- pH-Wert des Zulaufs
- Luft- oder Dampfmenge

Aus diesen Angaben lassen sich die Anzahl der Kolonnen, Kolonnendurchmesser und -höhe bzw. die Daten für Belüftungsbecken sowie die Betriebsmittel wie Stripppgasstrom, Heizleistung

und Säure-Laugemenge ermitteln. Die Auslegung der Kolonnen hängt sehr stark von den Einbauten ab, deren Auswahl von der Verküstungsneigung und der Schaumbildung der eingesetzten Flüssigkeiten abhängt.

Untersuchungen an Deponiesickerwässern ergaben, daß für die Elimination von Ammoniak neben dem Strippgas/Wasser-Verhältnis vor allem Temperatur und pH-Wert von entscheidender Bedeutung sind, EHRIG (1987). Für die Sickerwasserbehandlung erscheint eine wesentliche Änderung der Wassertemperatur auf Werte > 30 °C als nicht realistisch. Dagegen ist die Korrektur des pH-Wertes für einen einigermaßen ausreichenden Wirkungsgrad in jedem Fall erforderlich. Der optimale pH-Wert liegt bei pH 11.

Nach DAMHAUG et al. (1981) ist bei einer 1stufigen Anlage für die Elimination von 1 200 mg N/l auf 30 mg N/l (T = 20 °C, pH = 11) ein  $Q_L/Q_W$ -Verhältnis von ca. 71 000 erforderlich. Bei einer 5stufigen Anlage werden dagegen bereits bei einem  $Q_L/Q_W$ -Verhältnis von 5 000 im Ablauf ca. 5 mg/l erreicht (Abb. 3.25).

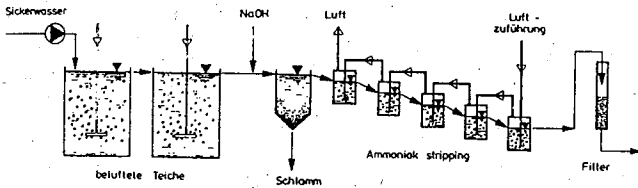


Abb. 3.25: Schema einer halbtechnischen Versuchsanlage zur Ammoniakstrippung aus Sickerwasser (DAMHAUG et al. 1981)

Prinzipiell kann jede gewünschte Ablaufkonzentration erreicht werden, wobei für sehr niedrige Konzentrationen die Investitions- und Betriebskosten durch größeren apparativen Aufwand und größere Strippgasmengen überproportional ansteigen.

### 3.10.5 Besondere konstruktive und betriebliche Maßnahmen

In der Regel ist der Strippgasstrom zu regenerieren. Das geschieht durch anschließende Adsorption an A-Kohle bzw. Biofilter (keine leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe) oder durch Kondensation; Ammoniak kann durch Absorption in Schwefelsäure eliminiert werden. Der Gasstrom kann erneut der Strippkolonnen zugeführt werden.

Schwebstoffbelastete Wässer erfordern ggf. Vorfiltration.

Wenn im Sickerwasser Stoffe enthalten sind, die zu Ausfällungen neigen, können diese sich auf den Füllkörpern in den Kolonnen absetzen. In neueren Konzepten wird die Stripptung überwiegend für das Destillat nach einer Eindampfung eingesetzt, SCHODER 991). Ggf. empfiehlt sich die Behandlung in Belüftungsbecken.

Bei ungleichmäßigem Sickerwasseranfall ist eine Vergleichmäßigung durch Ausgleichsbehälter vorteilhaft.

### 3.10.6 Folgeprodukte und Reststoffe

- evtl. Filterrückstände (Verwertung, Verbrennung oder Deponie)
- evtl. Rückstände aus der Stripptung (Verwertung, z. B. Ammoniumsulfat, Verbrennung oder Deponie).

## 3.11 Verbrennung

### 3.11.1 Aufgabe und Zielsetzung

Im Gegensatz zur Umkehrosmose oder zur Abwasserverdampfung, die Abwassertrennverfahren darstellen, ist die Verbrennung ein Behandlungsverfahren, das die organischen Substanzen zerstört.

Unter Abwasserverbrennung oder Gasphasenoxidation versteht man die Verdampfung von organisch hochbelasteten Abwässern durch Einspritzen in Feuerräume oder spezielle Ofenkammern bei gleichzeitiger Überhitzung der entstehenden Dämpfe auf eine Temperatur, bei der durch genügenden Luftüberschuß die Verbrennung der mitverdampfenden organischen Inhaltsstoffe erfolgen kann, WITTE (1965).

### 3.11.2 Beschreibung des Verfahrens

#### Allgemeines

Die Abwasserverbrennung ist ein technisch und energetisch aufwendiges Verfahren; häufiger wird eine Stufe zur Aufkonzentrierung des Abwassers vorgeschaltet.

Grundsätzlich muß zwischen einer Mitbehandlung des Abwassers in einer Verbrennungsanlage oder einer ausschließlich für die Abwasser-Verbrennung geplanten Anlage unterschieden werden. Bei kleinen bzw. sehr unregelmäßig anfallenden Abwassermengen ist die Mitverbrennung in großen Mehrzweckverbrennungsanlagen möglich, z. B. die gemeinsame Verbrennung von Abwässern mit Abfällen in Drehrohröfen oder auch die direkte Verbrennung in Großkesseln zur Dampferzeugung, VCI (1988).

Bei der reinen Abwasserverbrennung spielen im allgemeinen nur Brennkammer- und Wirbelschichtöfen eine Rolle. Für Spezialfälle sind auch andere Verbrennungsanlagen entwickelt worden, LEIKERT (1970).

#### Wirbelschichtverbrennung

Der Wirbelschichtofen spielt insbesondere eine Rolle bei der Verbrennung von Zellstoffkochlaugen einschl. Chemikalienrückgewinnung, HEBBEL (1976).

Der mit Luftdüsen bestückte Boden des Wirbelschichtofens trägt eine Schüttung aus inertem Material einer bestimmten Korngröße, z. B. Quarzsand. Die Einspeisung des Abwassers erfolgt von oben oder von der Seite in den Ofen.

Im Gegensatz zur Brennkammer wird der Wirbelschichtofen im Niedertemperaturbereich (700—775 °C) betrieben, ATV (1985), da die Wirbelschicht bei einer Temperatur zu halten ist, bei der die festen Anteile noch nicht schmelzen.

Die für ein einwandfreies Funktionieren von Wirbelbett und Salzaustrag idealen Temperaturen sind jedoch nicht bei allen organischen Stoffen zum vollständigen Ausbrand ausreichend, so daß dem Verfahren auch von dieser Seite Grenzen gesetzt sind; u.U. ist eine Nachverbrennung erforderlich.

#### Verbrennung in einer Brennkammer

Gegenüber einem für niedrigere Temperaturen geeigneten Wirbelschichtofen ist eine Brennkammer durch höhere Flexibilität hinsichtlich Schwankungen in Durchsatz und Zusammensetzung des Abwassers günstiger (Schemaskizze s. Abb. 3.26).

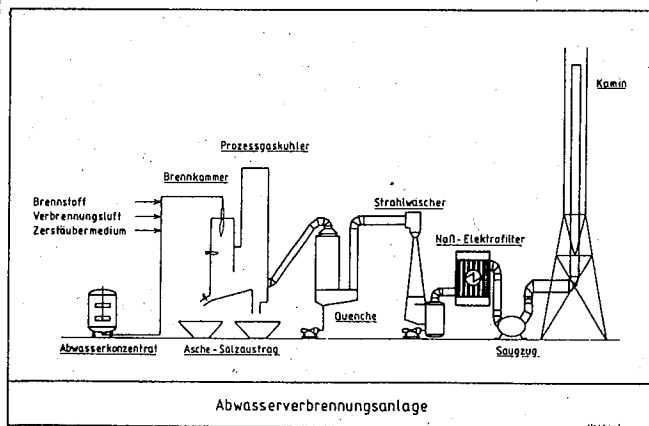


Abb. 3.26: Abwasserverbrennungsanlage

Für die Verbrennung von Abwässern ist je nach Salz und Feststoffgehalt eine waagerechte, schräg oder senkrecht feststehend angeordnete Brennkammer besonders geeignet, BURKHARD (1979), ULLMANN (1981). Die senkrechte Aufstellung wird bevorzugt, wenn Salze aus dem Verbrennungsraum schmelzflüssig am Boden abgezogen werden, VCI (1988) oder das Rauchgas direkt gequenscht wird.

Zur Verbrennung der organischen Abwasserinhaltsstoffe sind im allgemeinen Brennkammertemperaturen von 900 °C ausreichend. Zur vollständigen Verbrennung besonderer organischer Substanzen (z. B. polychlorierte, aromatische Kohlenwasserstoffe) werden jedoch in vielen Fällen noch Verbrennungstemperaturen von mindestens 1 200 °C (oder der Nachweis vollkommener Verbrennung) gefordert. Der Wahl der Verbrennungstemperatur sind nach oben hin Grenzen gesetzt; mit zunehmender Verbrennungstemperatur steigen nicht nur die Kosten und der Verschleiß, sondern auch der Anteil an Stickoxiden im Rauchgas.

### 3.11.3 Anwendbarkeit für Deponiesickerwasser und Grenzen des Verfahrens

Gegenüber anderen Abwasserbehandlungsverfahren, die entweder nur Trennverfahren sind (z. B. Abwassereindampfung, Umkehrosmose oder Ultrafiltration) oder die organischen Substanzen nur teilweise eliminieren, stellt die Verbrennung das Verfahren für eine praktische vollständige Zerstörung aller organischen Wasserinhaltsstoffe dar und ist insbesondere dort geeignet, wo organische Substanzen, die mit anderen Abwasserbehandlungsverfahren nur unvollkommen eliminiert werden können (z. B. höhermolekulare oder chlorierte Kohlenwasserstoffe), allein oder in Kombination mit hohen anorganischen Salzfrachten vorliegen. Außerdem ist die Abwasserverbrennung das einzige Oxidations-Verfahren, bei dem Ammonium zerstört wird.

Das Verfahren ist jedoch sehr teuer; eine Behandlung der Abluft und u.U. auch des Abwassers ist notwendig. Die zurückbleibenden Schlacken, Aschen, Stäube und Salze müssen entsorgt werden. Die hohen Kosten, der Abwasserverbrennung fordern eine möglichst weitgehende Aufkonzentrierung.

Die Betriebs- und Genehmigungsprobleme erfordern größere Einheiten, so daß in aller Regel eine Verbrennung von Sickerwasserkonzentraten in zentralen Anlagen sinnvoll erscheint.

Aufgrund der hohen Kosten und der Betriebsprobleme wird die Verbrennung von Deponiesickerwasser in einer eigenen Anlage in Deutschland z. Z. noch nicht durchgeführt, RUDOLPH (1988).

Die Inhaltsstoffe eines zu verbrennenden Abwassers können unterschiedliche Probleme bei der Verbrennung und Rauchgasreinigung aufwerfen:

- Emissionsprobleme bei Halogen-, Schwefel- bzw. Stickstoffhaltigen Stoffen.
- Anorganische Salze können zu schwer entfernbaren Aerosolen und Stäuben führen (spezielle Abscheider erforderlich) und die Dampfgewinnung erschweren. Außerdem muß insbesondere bei Phosphaten und Carbonaten mit Schäden am keramischen Material gerechnet werden.
- Alkalien können ebenfalls die keramischen Teile durch Bildung alkalischer Schmelzflüsse angreifen.
- Bei Mineralsäuren besteht Korrosionsgefahr.
- Bei leichtflüchtigen Metallen — insbesondere bei Quecksilber — können sich schwerwiegende Emissionsprobleme ergeben.

### 3.11.4 Leistungsbeschreibung und Bemessung

Das Verfahren ist vor allen Dingen dort geeignet, wo organisch hochbelastete Abwässer vorliegen. Die Verbrennung ist um so eher eine Alternative, je höher die Konzentration an organischen Inhaltsstoffen ist.

Die Durchsatzleistung ist in weiten Grenzen variabel und hängt von Anlagenart und -größe ab. Verfahrensbedingte Beschränkungen hinsichtlich der Schadstofffracht gibt es für organische Abwasserinhaltsstoffe nicht.

Die Auslegung und die Wahl der Art der Verbrennungsanlage für ein bestimmtes Abwasser hängt hauptsächlich von dessen Menge, Heizwert, Salz- und Feststoffgehalt, überschüssigen Säure- und Alkalianteilen und der Kombinationsmöglichkeit mit anderen Verfahren ab.

Der Zusatzwärmebedarf (für Vorwärmung, Verdampfung und Überhitzung des Wasseranteils und der nicht verbrennbaren Feststoffe sowie Vorwärmung der Verbrennungsluft und Überhitzung des Zerstäuberdampfes und der Verbrennungsprodukte) hängt ab vom Heizwert des Abwassers, dem Glührückstand und der notwendigen Verbrennungstemperatur. Normalerweise können Abwässer nicht ohne Zusatzbrennstoff verbrannt werden. Je nach Luft- und Brennstoffvorwärmung lassen sich Abwässer erst ab 460—920 g CSB/kg ( $\Delta$  6 000—12 000 kJ/kg) direkt verfeuern; d. h. die Verbrennung ist selbstgänglich, HÖRNER (1977).

Die Brennkammer einer Anlage zur Abwasserverbrennung ist so zu dimensionieren, daß die Verweilzeit für eine vollständige Verbrennung der Rauchgase ausreicht (ca. 2 sec.); die Größe ist bei gegebener Verweilzeit abhängig von der Menge Wasserdampf, Verbrennungsprodukte und Luft. Die notwendigen Daten für die Wärmebilanz und die Kesseldimensionierung können anhand von Gleichungen errechnet werden, die den einschlägigen Lehr- und Fachbüchern zu entnehmen sind, BAEHR (1989).

Die Anzahl der Brenner kann die Kesselgeometrie beeinflussen.

### 3.11.5 Besondere konstruktive und betriebliche Maßnahmen

Der Mantel der Brennkammer besteht in der Regel aus Stahl und ist u.U. (bei niedrigen Salzgehalten) mit Keramik bzw. Stampfmassen (Magnesiumaluminat) ausgekleidet. Die Wahl der Auskleidung hängt von der zu erwartenden Beanspruchung ab (Alkalien, Alkalicarbonate bzw. -phosphate, saure Materialien). Bei höheren Salzgehalten haben sich (bestiftete) Flossenrohr-Brennräume bewährt (Hitzeschutz über Salzschnmelze).

Brennstoffe und Abwasser werden über Brenner oder Lanzen evtl. an mehreren Stellen der Kammer eingetragen. Es ist sinnvoll, das Abwasser mit Hilfe von Luft oder Dampf fein und gleichmäßig zu zerstäuben (Dampfbedarf 0,25—0,3 kg/kg Abwasser). Gut bewährt haben sich Flammenverdampfungsbrenner, die besonders hohe Durchsatzleistungen erlauben (siehe Abb. 3.27) ATV (1985), BURKHARD (1979), MISCHER et al. (1985), LEUCKEL, RÖMER (1977), HÖRNER, LEUCKEL (1975).

Die Brenneranordnung ist von der Kesselgeometrie abhängig. Besonders bei alkalischhaltigem Abwasser muß der Flammenstabilität ein besonderes Augenmerk gewidmet werden, da Alkalisalze flammenhemmende Eigenschaften haben.

Die in den Rauchgasen enthaltene Wärmeenergie muß nach § 5 BImSchG und nach § 8 der 17. BImSchV genutzt werden; im Hinblick auf die Nieder- und Hochtemperaturkorrosion durch Chlorid ist die Wahl von Druck und Temperatur wichtig.

### 3.11.6 Folgeprodukte und Reststoffe

#### Abluft

Da oft auch saure Bestandteile in den Rauchgasen enthalten sind (z. B. HCl, HF, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, NO<sub>x</sub>) kann auf eine Reinigung der Abluft im allgemeinen nicht verzichtet werden. Aufgrund unterschiedlicher Abwasserzusammensetzung unterliegen die Konzentrationen der Schadstoffe in der Abluft starken Schwankungen. Bei Abwässern



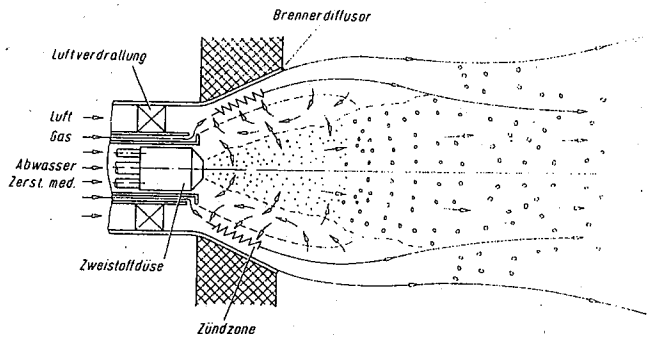


Abb. 3.27: Schematische Darstellung des Strömungs- und Zündverhaltens eines Flammenverdampfungsbrenners (System BASF) (ATV 1985)

mit hohen Konzentrationen organischer Stickstoffverbindungen muß mit verstärkten  $\text{NO}_x$ -Emissionen gerechnet werden, wobei auch der Brennertyp einen Einfluß auf die  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen hat, ZELL, ROTH (1989).

Zur Abluftreinigung sind nasse, quasi trockne bzw. trockne Neutralisationsverfahren grundsätzlich einsetzbar, JAEGER, GUJER (1982).

Hinsichtlich der Schwermetallabscheidung ist insbesondere die Abtrennung von Quecksilber problematisch und erfordert zusätzliche Einrichtungen und besondere Untersuchungen.

Der Abscheidung des bei der Verbrennung entstehenden Feinstaubes kommt auch hinsichtlich der Schwermetall-Emissionen eine entscheidende Bedeutung zu. Zur Abscheidung der Feststoffe werden neben Naßwäschen zumeist trocken arbeitende, filternde und elektrostatische Abscheider eingesetzt.

Zur Rückhaltung der oft schwer abscheidbaren Aerosole (Teilchengröße  $< 1 \mu\text{m}$ ) wurden mit Naßelektrofiltern gute Ergebnisse erreicht, HOLZER (1989).

Hinsichtlich der zulässigen Emmissionskonzentrationen sind die 17. BImSchV und die TA Luft Punkt 3.1.4 und Punkt 3.3.8.1 zu beachten.

#### Abwasser

Bei der Anwendung von Naßwäschern kann insbesondere bei Anwesenheit von Schwermetallen eine Behandlung des Waschwassers nach dem Stand der Technik erforderlich sein; hierbei ist dann auch der 47. Anhang zur Allgemeinen Rahmen-AbwasserVwV zu beachten.

#### Reststoffe

Bei der Abwasserverbrennung fallen je nach Abwasserart und Glührückstand Reststoffe in Form von Schlacken, anorganischen Schmelzen und staubförmigen und im Rauchgaswaschwasser suspendierten Feststoffen an. Bei sehr hohen Salzgehalten kann am Boden der Brennkammer je nach Salzzusammensetzung ein Teil der Salze als Schmelze abgezogen werden. Der andere Teil verläßt mit den Rauchgasen die Brennkammer und fällt als Staub bzw. im Rauchgaswaschwasser an.

Diese Reststoffe müssen als Abfall beseitigt werden. Nach den Ausführungen in der TA Abfall kommt hierfür je nach Abfallzusammensetzung eine besonders abgedichtete Deponie oder eine Untertagedeponie in Frage.

### 3.12 Andere Abwasserreinigungs-Verfahren

Außer den bisher beschriebenen oft angewandten Verfahren zur Reinigung von Abwasser werden in Spezialfällen noch andere Techniken eingesetzt bzw. sind bekannt, wie z. B.

- Ionenaustausch
- Extraktion
- Elektrodialyse
- Flüssigmembrantechnik
- Transmembrane Destillation (Pervaporation)

Diese Verfahren spielen jedoch bei der Reinigung von Deponiesickerwasser keine Rolle und werden deshalb nicht näher beschrieben.

#### Literatur

Abwassertechnische Vereinigung e. V. (ATV); Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik; Bd. 5 (1985), S. 75—82, 3. Auflage, Ernst & Sohn

Aieta, E. M. et al.: Advanced oxidation processes for treating groundwater contaminated with TCE and PCE; J. AWWA, H. 5 (1988), S. 64—72

Albers, H.: Untersuchungen zur Behandlung von Sickerwässern in Belebungsanlagen und belüfteten Teichen; Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen TU Braunschweig, H. 39 (1985), S. 227—254

Albers, H.: Nitrifikation und Denitrifikation bei der Reinigung von Deponiesickerwässern; Tagungsunterlagen ATV-Seminar 07./08.06.1990, ZAWA Essen

Albers, H., Ehrig, H.-J., Mennerich, A.: Sickerwasserreinigung; Müllhandbuch, Kennziffer 4588, Lieferung 1/91

Albers, H., Mennerich, A.: Chemisch/physikalische Nachreinigung von Deponiesickerwasser in Minden-Heisterholz; Müll und Abfall, H. 8 (1987), S. 326

Allgemeine Rahmen-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer; Anhang 47 (Wäsche von Rauchgasen aus Feuerungsanlagen), Gemeinsames Ministerialblatt Nr. 25 (1989), S. 525 und 526

Allgemeine Rahmen-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer; Anhang 51 (Ablagerung von Siedlungsabfällen), Gemeinsames Ministerialblatt Nr. 25 (1989), S. 527

Anthonisen, A. C. et al.: Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid; Journal WPCF 48 (1976), S. 835—852

Baehr, H. D.: Thermodynamik (1989), Kap. 8, 7. Auflage, Springer Verlag Berlin

Bailey, R. W. et al.: Selection of gas feed techniques for ozone applications in the United States; Proc. 10. Ozone Congress of the IOA, Monte Carlo (1991), S. 75—86

Beckereit, M., Hager, D. G.: Behandlung von Betriebsabwasser, Grund- und Sickerwasser: UV-Therapie; Entsorgung 7/8 (1990), S. 34—37

Bellamy, W. D. et al.: Treatment of VOC-contaminated groundwater by hydrogen peroxide and ozone oxidation; Res. J. WPCF, H. 2 (1991), S. 120—128

Bender, H., Böhm, A., Bühler, H. E., Hahn, E.: Reinigung von Deponiesickerwasser unter Einsatz von Adsorberharzen; Symposium Deponiesickerwasserbehandlung 9.—11. 4. 1986 in Aachen, in Materialien/Umweltbundesamt 1/87, S. 383, Erich Schmidt Verlag

Blankenfeld, D., Kurzmann, G. E., Leitzke, O.: Das Lösen von Ozon in Wasser; Techn. Mitteilung Nr. 13 der Figawa, H. 7/8 (1987), S. 6—10

Böhnke, B., Schulze-Rettmer, R.: Eliminierung von Ammonium aus Abwasser durch chemische Fällung; Abschlußber. d. DFG-Vorhabens Bo 615/12-1 (1990)

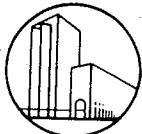
Boller, M.: Verfahren zur Abwasserfiltration; ATV-Fortbildungskurs, F/2, 2.—4. 11., Fulda (1988)

Boller, M., Lutz, H.: Variantenvergleich zur Erweiterung einer Abwasserreinigungsanlage mit Nitrifikation; Gas, Wasser, Abwasser, H. 7, 1987 (67), S. 397—411

Braun, R. et al.: Mikrofiltration zur Schlammabtrennung in der Methangärung; Österreich. Wirtschaft (1990), S. 155—161

- Bundesimmissionsschutzgesetz; Bundesgesetzblatt I, Nr. 27 (1974), S. 721—743 und S. 1193, Nr. 60 (1986), S. 2089—2093 und Nr. 23 (1990), S. 881—901
- Bundesimmissionsschutzgesetz; 17. Verordnung zur Durchführung, Bundesgesetzblatt I Nr. 64 (1990), S. 2545—2553
- Burkhard, Th.:**  
Die Verbrennung von salzhaltigen industriellen Abfällen; Industrieheizung Nr. 13 (1979), S. 43—49
- Chang, L., Steensen, M., Kayser, R.:**  
Sickerwasserreinigung mit und ohne Umkehrosiose; Zeitgemäße Deponietechnik V (Seminar am 13. und 14.03.1991 in Stuttgart) Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 45, Erich Schmidt Verlag, Bielefeld, 1992
- Chang, L. et al.:**  
Sickerwasserreinigung mit oder ohne Umkehrosiose; Tagungsunterlagen Seminar Universität Stuttgart, März 1991
- Chang, L. et al.:**  
Nitrifikation und Denitrifikation bei der biologischen Sickerwasserbehandlung; Tagungsunterlagen ATV-Seminar BITZ Bremen, September 1992
- Cord-Landwehr, K.:**  
Deponieinterne Sickerwasservorbehandlung, Sickerwasserkreislaufführung — Behandlung in Kompostkassetten; ATV-Seminar 07./08.08.1990 ZAWA Essen
- Dahm, W., Gebel, G., Köllbach, J. S., Rautenbach, R., Erdmann, C.:**  
Thermodynamische und wirtschaftliche Bewertung der Eindampfung von Deponiesickerwasser; Entsorgungspraxis Spezial Nr. 4 (1990), S. 17—26
- Damhaug, Jahven:**  
Ammonia stripping from leachate by countercurrent aeration in shallow tanks; 5. Europäisches Abwasser- und Abfallsymposium, München, 22.—26. 6. 1981, S. 641
- Damiecki, R.:**  
Vorbehandlung des Sickerwassers in der Deponie; Entsorgung-Magazin, H. 5 (1987), S. 41—44
- Dialer, Onken, Leschonski:**  
Grundzüge der Verfahrenstechnik und Reaktionstechnik; München/Wien (1986), Carl-Hansa-Verlag
- Doedens, H., Theilen, U.:**  
Sickerwasserentsorgung und -reinigung; Entsorgungspraxis Spezial Nr. 4 (1990), S. 2—10
- Du Pont of Canada Ltd.; Waste water treatment; Patentschrift Ger. Offen. S. 17 ff., DE-2220385 (02.11.1972)
- Ehrig, H.-J.:**  
Weitergehende Reinigung von Sickerwässern aus Abfalldeponien; Veröffentlichungen des Inst. für Stadtbauwesen, TU Braunschweig, H. 41 (1987)
- Ehrig, H.-J.:**  
Flockungs- und Adsorptionsverfahren zur Sickerwasserreinigung, Behandlung von Sickerwässern aus Abfalldeponien; Veröffentlichung des Zentrums für Abfallforschung der TU Braunschweig, H. 3 (1988), S. 305—322
- Ehrig, H.-J., Mennerich, A.:**  
Sickerwasserreinigung mit rotierenden Tauchkörpern unter besonderer Berücksichtigung der Deponien mit Kreislaufführung; Unveröffentlichter Bericht für das Land Niedersachsen (1987)
- Ehrig, H.-J., Mennerich, A.:**  
Sickerwasser aus Mülldeponien — Einflüsse und Behandlung; Veröffentlichung Inst. für Stadtbauwesen TU Braunschweig, H. 39 (1985)
- Eisenhaus, K. H.:**  
A comparison of ozone generation from air and from oxygen from an economic, operational and safety point of view; Proc. 10, Ozone Congress of the IOA, Monte Carlo (1991), S. 65—71
- Ferstein, W., Gilbert, E., Eberle, S. H.:**  
Modellversuche zur Oxidation aromatischer Verbindungen mittels Wasserstoffperoxid in der Abwasserbehandlung; Vom Wasser (1981), S. 35—54
- FIGAWA, Techn. Verein der Firm. im Gas- und Wasserfach e. V.; Merkblatt über den Umgang mit Ozon und Ozonerzeugungsanlagen in der Wasseraufbereitung; H. 12 (1978)
- Gebhardt, W.:**  
Entsorgung von Sickerwässern — ein DECHEMA-Kolloquium; Korrespondenz-Abwasser (1990), S. 446—469
- Gilbert, E.:**  
Einsatz von Wasserstoffperoxid zur Behandlung hochbelasteter Industrieabwässer; Vom Wasser (1984), S. 307—320
- Gilbert, E., Bauer, F.:**  
Chemisch-biologische oxidative Behandlung von Sondermülldeponiesickerwasser; Bericht Nr. KfK 4030, Kernforschungszentrum Karlsruhe, 1986
- Glaze, W. H., Kang, J. W., Chapin, D. H.:**  
The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiations; Environ. Sci. & Techn., H. 1 (1985), S. 213—219
- Glaze, W. H. et al.:**  
Evaluation of ozonation by-products from two California surface waters; J. AWWA, H. 8 (1989), S. 66—73
- Götzelmann, G., Hartinger:**  
Strahlen und Radikale reinigen Abwasser; Metalloberfläche; H. 2 (1991), S. 61—68
- Grasso, D., Fujikawa, E., Weber, W. I. jr.:**  
Ozone mass transfer in a gas-sparged turbine reactor; Res. J. WPCF, H. 2 (1990), S. 246—253
- Grunz, U., Wyss, A.:**  
Kombinierte Vorbehandlung von Abwässern aus der chemischen Industrie durch Wasserstoffperoxid; Z. Wasser-Abwasser Forsch. (1990), S. 58—61
- Guillionneau, S. et al.:**  
Comparative study of the photodegradation of aromatic compounds in water by UV and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV; Environ. Techn. Letters (1988), S. 1115—1128
- Gurol, M. D., Vatistas, R.:**  
Oxidation of phenolic compounds by ozone and ozone + UV-radiation: A comparative study; Water research, H. 8 (1987), S. 895—900
- Hahn, H. H.:**  
Wassertechnologie, Fällung, Flockung-Separation; (1987), S. 163—182, Springer Verlag Berlin
- Harmsen, H.:**  
Thermische Abwasserreinigung durch Verbrennung der organischen Abwasserbestandteile; Städtehygiene Bd. 21 (1970), S. 11 und 12
- Hebel, G.:**  
Abwasserverbrennung; Chem. Ing. Techn., H. 1 (1976), S. 12—15
- Hicke und Thiemann:**  
Der Abbau ausgewählter Phosphorsäureester durch UV-Bestrahlung; Vom Wasser (1987), S. 85—93
- Hoechst AG:**  
Waste water purification by two stage oxidation — using oxygen in first stage and stronger oxidant in second stage; Patentschrift DE-042192 (19.05.1982)
- Hörner, G.:**  
Die Planung von Abwasserverbrennungsanlagen, Wärme; Nr. 5 (1977), S. 77—87
- Hörner, G.; Leuckel, W.:**  
Die Verbrennung von heizwertarmen, flüssigen Prozeßrückständen in der chemischen Industrie; The Institution of Chemical Engineers, Symposium Series Nr. 43 (1975), S. 11-19
- Holzer, K.:**  
Kondensations-Elektrofilter zur Aerosolabscheidung bei der Sonderabfallverbrennung; Brennstoff-Wärme-Kraft Bd. 41 (1989), Special BWK/TU/UT (1989), H. 3, Sonderlösung der Luftreinhaltung, S. L 10-L 15
- Horak, O.:**  
Katalytische NaBoxidation von biologisch schwer abbaubaren Abwasserinhaltsstoffen unter milden Reaktionsbedingungen; Chem. Ing. Techn. H. 7 (1990), S. 555—557
- Jacangelo, J. G. et al.:**  
Ozonation: Assessing its role in the formation and control of disinfection by-products; J. AWWA, H. 8 (1989), S. 74—84
- Jaeger, H.-P., Gujer, U.:**  
Abluftreinigungssysteme für thermische Abwasseroxidationsanlagen II; Chem. Ind. (1982), S. 174—177
- Jans, T.:**  
A treatment concept for leachate from sanitary landfills; Proc. ISWA-International sanitary landfill symposium Cagliari, Italien (1987)
- Joglekar, H. S., Samont, S. D., Josli, J. B.:**  
Kinetics of wet air oxidation of phenol and substituted phenols; Water Research, H. 2 (1991), S. 135—145
- Kayser, R.:**  
Aerobe biologische Vorbehandlung von Sickerwasser aus Hausmülldeponien; Entsorgungs Praxis Spezial, Nr. 9 (1989), S. 29—31
- Kayser, R., Albers, H.:**  
Behandlung von Sickerwässern aus Abfalldeponien; Veröffentlichungen ZAF, TU Braunschweig, H. 3 (1988)
- Kennedy, K. J. et al.:**  
Anaerobic treatment of leachate using fixed film and sludge bed reactors; Journal WPCF 60 (1988), S. 1675—1683
- Knox, K.:**  
Leachate treatment with nitrification of ammonia; Water Research 19 (1985), S. 895—904
- Köppke, K.-E.:**  
Deponiesickerwasserbehandlung durch chemische Maßoxidation; Müll und Abfall, H. 5 (1991), S. 273—282
- Konstandt, H.-G., Holz, F., Opitz, H., Theilen, U., Witt, H.-P.:**  
Eindampfung von Umkehrosiose-Konzentraten aus der Sickerwasserreinigung auf der ZMD Mechnern mittels ausgekoppelter Abhitze aus einem Gasmotorenkraftwerk; Zeitgemäße Deponietechnik V (Seminar am 13./14.03.1991 in Stuttgart), Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 45, (1992)
- Kraft, A.:**  
Weitergehende Abwasserreinigung mit einem biologisch intensivierten Filtrationsverfahren — Trockenfiltration; Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover, H. 75 (1990)
- Kruse, K.:**  
Ammonium-Elimination durch Strippping und MAP-Fällung als Alternative zur Nitrifikation, Behandlung von Sickerwässern aus Abfalldeponien; Veröffentlichung des Zentrums für Abfallforschung der TU Braunschweig, H. 3 (1988), S. 233—270
- Leikert, K.:**  
Sulfit- und Sulfatäblagerungen; Jahrbuch der Dampferzeugungstechnik, Kap. 3 (1970), S. 214—219
- Leitzke, O.:**  
Das Lösen von Ozon im Wasser; Lehrgang „Ozonanwendung in der Wasseraufbereitung“; Tech. Akad. Esslingen (1989)

- Leuckel, W., Römer, R.:**  
Die thermische Vernichtung heizwertarmer flüssiger und gasförmiger Prozeßrückstände unter Anwendung eines Mehrstoffbrenner-Systems; VDI-Berichte Nr. 286 (1977), S. 141—150
- Logemann, F. P., Glas, H.:**  
Einsatz von Umkehrosmose bei der Sickerwasseraufbereitung, Entsorgungs-Praxis Spezial, Nr. 2 (1990), S. 20 ff
- Lykins, D. W. jr., Koffsky, W. E., Miller, R. G.:**  
Chemical products and toxicologic effects of disinfection; J. AWWA H. 11 (1986), S. 66—75
- Marquardt, K.:**  
Sickerwasseraufbereitung durch Umkehrosmose unter Einbeziehung des Gaspfades bis zur Totalentsorgung; Deponie 3, Ablagerung von Abfällen, (1989), EF-Verlag
- Mennerich, A.:**  
Beitrag zur anaerob-aeroben Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien; Veröffentlichungen des Inst. für Stadtbauwesen TU Braunschweig, H. 44 (1988)
- Mennerich, A., Albers, H.:**  
Nitrification/Denitrification of landfill leachates; Water Supply 6 (1988), S. 157—166
- Mischer, G., Kiesewetter, K.-P., Krabber, R.:**  
Eindampfung und Gasphasen-Oxidation industrieller Prozeßabwässer mit Erzeugung von Abhitzedampf; Chem. Ing. Techn. (1985), S. 859—863
- Nyhuis, G.:**  
Beitrag zu den Möglichkeiten der Abwasserbehandlung bei Abwässern mit erhöhten Stickstoffkonzentrationen; Veröffentlichungen des Inst. für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Universität Hannover, H. 61 (1985)
- Nyhuis, G., Weber, B.:**  
Stickstoffelimination bei der Sickerwasserbehandlung; Deponie 3 (1989), S. 613—630, EF-Verlag
- Pfeiffer, W.:**  
Neue Verfahren der chem. Oxidation in der Abwassertechnik; Industrieabwasser (1990), S. 10—15
- Rakness, H. et al.:**  
Practical design model for calculating bubble diffusor contactor ozone transfer efficiency; Ozone Sci. & Eng., H. 2 (1988), S. 173—214
- Rautenbach, R., Albrecht, R.:**  
Membrane Processes; (1989), Verlag John Wiley
- Rautenbach, R., Mellis, R.:**  
Was bringt die biologische Sickerwasservorbehandlung? Entsorgungs-Praxis, H. 5 (1991), S. 244 ff
- Rudolph, K.-U.:**  
Leistungs- und Kostenvergleich von Deponiesickerwasserreinigungsanlagen nach derzeitigem Stand der Technik; BMFT-Bericht 02-WA 8721/0 (1988)
- Schoder, F.:**  
Eindampfung von Sickerwasser aus Sondermülldeponien; VDI-Seminar Sickerwasserentsorgung — Gasnutzung, BW 43-38-05, Stuttgart, 30./31.01.1991
- Schumann, R.:**  
Deponiesickerwasseraufbereitung unter Einbeziehung des Gaspfades bis zur Totalentsorgung der Reste und Wiederverwendung des Wassers; TA Esslingen, Nr. 14214/12.084, 01./02.10.1991
- Schulz-Walz, A., Braden, R.:**  
Abwasserreinigung durch Na<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Oxidation: Kosten des Verfahrens; Chem.-Ing. Techn. H. 4 (1981), S. 295
- Schulze-Rettmer, R., Blank, R.:**  
Chemische Fällung von Ammonium mit Magnesiumphosphat unter Kreislaufführung des Fällmittels; Kor. Abw. 39 (1992), S. 550-559
- Schulze-Rettmer, R., Yawari, T.:**  
Eliminierung von Ammonium aus Deponiesickerwasser durch chemische Fällung als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP); Müll und Abfall, H. 10 (1988), S. 469—472
- Schwarzer, H.:**  
Oxidative Abwasserreinigung mit Wasserstoffperoxid; gwf Wasser/Abwasser, H. 7 (1988), S. 484—491
- Seyfried, C. F.:**  
Grundlagen der Filtration und Flockungsfiltration sowie Auslegung entsprechender Anlagen; Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen TU München, Bd. 104 (1991), S. 537-570
- Seyfried, C. F., Theilen, U.:**  
Biologische Vorbehandlung vor Membranverfahren bei der Sickerwasserbehandlung; Entsorgungs Praxis Spezial Nr. 4 (1990), S. 11—16
- Sotelo, J. L.:**  
Henry's law constant for the ozone-water system; Wat. Res. (1989), S. 1239—1246
- Staehelein, J., Hoigne, J.:**  
Decomposition of ozone in water: rate of initiations by hydroxide ions and hydrogen peroxide; Environ. Sci & Techn., H. 10 (1982), S. 676—683
- Stamicarbon, W. V.:**  
Removing carbon compounds from effluent water by oxidising with nitric acid and/or a nitrate; Patentschrift NZ-7117635-Q (1973)
- Stegmann, R.:**  
Anaerobe Sickerwasserbehandlung; Entsorgungs-Praxis-Spezial, Nr. 9 (1989), S. 24—29
- Stowell, J. P., Jensen, J. N.:**  
Dechlorination of chlorendic acid with ozone; Wat. Res., H. 1 (1991), S. 83—90
- Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen. Teil 1: Zweite allgem. Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz; Gem. Ministerialblatt Nr. 11 (1990), S. 170—224, Nr. 35 (1990), S. 866—896, Nr. 8 (1991), S. 139—214**
- Techn. Anleitung zur Reinhaltung der Luft; Gem. Ministerialblatt Nr. 37 (1986), S. 93—143**
- Thomanetz, E.:**  
Elimination grundwasser- und bodengefährdender Chlororganika aus hochkontaminierten Abwässern — aufgezeigt am Beispiel des Sickerwassers der Sonderabfalldeponie Malsch; Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 35 (1991)
- Ullmanns Enzyklopädie der techn. Chemie; Bd. 6 (1981), S. 439—441 und 596—612**
- Verband der chemischen Industrie e. V.:**  
Verfahrensberichte zur Abwasserbehandlung; 2. Bericht, Abwassereindampfung (1975)
- Verband der chemischen Industrie e. V.:**  
Verfahrensberichte zur Abwasserbehandlung; 8. Bericht, Abwasserreinigung durch Ozonisierung (1978)
- Verband der chemischen Industrie e. V.:**  
Verfahrensberichte zur Abwasserbehandlung; 10. Bericht, Abwasserreinigung durch Strippung und Destillation (1985)
- Verband der chemischen Industrie e. V.:**  
VCI-Verfahrensbericht Abwasserverbrennung; 1. Bericht, Abwasserverbrennung (1988)
- Wagner, F.:**  
Biologische Reinigung von Deponiesickerwasser; Entsorgungs-Praxis Spezial Nr. 2 (1990), S. 50—53
- Wang, Y.-T., Pai, P.-C., Latchaw, J. L.:**  
Effects of preozonation on the methanogenic toxicity of 2,5-dichlorophenol; J. WPCF H. 3 (1989), S. 320—326
- Weber, B.:**  
Anwendung des Umkehrosmoseverfahrens — Grundsätzliche Betrachtungen und Beispiele aus der Praxis; Entsorgungs-Praxis Spezial, Nr. 9 (1989), S. 42 ff
- Werner, M.:**  
Denitrifikation unter besonderer Berücksichtigung externer Kohlenstoffquellen; Zentrum für Abfallforschung, TU Braunschweig, H. 3 (1988), S. 191—216
- Werner, M.:**  
Biologische Sickerwasserbehandlung. Abbau der C-Verbindungen; ATV-Seminar, ZAWA Essen 07./09.06.1990
- Werner, M.:**  
Biologische Behandlung von Deponiesickerwasser mit Nitrifikation und Denitrifikation; TÜV-Akademie Rheinland, 24./25.06.1991
- Witte, H.:**  
Handbuch der Energiewirtschaft; Bd. 4, Abschn. 9 (1965), S. 75
- Wittek, J. et al.:**  
Erfahrungsbericht über die Sickerwasserbehandlung mit Tauchtropfkörpern; Institut für Stadtbauwesen TU Braunschweig, H. 39 (1985), S. 401—410
- Wolffson, Ch., Teichfischer, T.:**  
Aerobe biologische Reinigung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien; Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschung TU Braunschweig, H. 3 (1988), S. 161—190
- Zell, U., Roth, P.:**  
Über die Verbrennung von Abwässern mit N- und S-haltigen Inhaltsstoffen; VDI-Berichte Nr. 765 (1989), S. 167—177
- Zogg, M.:**  
Einführung in die mechanische Verfahrenstechnik; (1987), S. 96—132, Teubner Verlag Stuttgart



## Umwelt-Bioverfahrenstechnik

Leitung: Prof. Dr. P. Kunz · Termin: 13. 5. 1993

## Biologische Testverfahren und ökologische Methoden in der Praxis

Leitung: Dr. P. Rudolph · Termin: 18. 5. 1993

BITTE FORDERN SIE UNSERE AUSFÜHRLICHEN PROGRAMME AN!

VERANSTALTUNGEN  
ZUR WEITERBILDUNG  
IM  
HAUS DER TECHNIK

HAUS DER TECHNIK E. V., Hollestr. 1, Postf. 10 15 43, W-4300 Essen 1, Tel.: 02 01 / 18 03-1, Telex: 8 57 669 hdt, Fax: 02 01/18 03-269

# Anhang I „Sickerwasser aus Siedlungsabfall-Deponien“

## 1. Einleitung

Sickerwässer aus Siedlungsabfall-Deponien sind in der Regel relativ hoch belastet, so daß die Ableitung unbehandelten Abwassers auszuschließen ist. Aber auch bei Einleitung in eine kommunale Kläranlage ist eine Vorbehandlung erforderlich, um gefährliche Stoffe (hier vor allem AOX) nach dem Stand der Technik zu entfernen. Da dem Problem Sickerwasserbehandlung erst in den letzten Jahren mehr Aufmerksamkeit geschenkt wurde, verläuft auch die Entwicklung von Behandlungsverfahren sehr stürmisch und nicht unbedingt in eine vorhersehbare Richtung. Aus diesem Grunde können die nachfolgend dargestellten Behandlungskonzepte nur Beispiele darstellen.

## 2. Angaben zum Sickerwasser

### 2.1 Menge

Unter den Klimabedingungen in Deutschland läßt sich die Sickerwasserbildung nicht verhindern. Sie hängt neben dem Oberflächenabfluß vor allem von Niederschlägen, Verdunstung, Versickerung, Speicherung und von biochemischen Abbauvorgängen ab. Maßnahmen, die eine Sickerwasserbildung verhindern sollen, wie Oberflächenabdichtung, müssen deshalb, um nicht nur eine zeitliche Verschiebung zu verursachen, während der gesamten Existenz der Deponie wirksam sein. Das Fließverhalten des Sickerwassers wird durch die Inhomogenität der abgelagerten Abfälle beeinflusst.

Der Sickerwasseranfall kann bisher nur überschläglich angegeben werden, da er bei den einzelnen Deponien in weiten Bereichen schwankt. Als Bemessungsgröße hat sich als Mittel bei vielen Deponien ein Wert von 25 % des Jahresniederschlages bewährt (ca. 5 m<sup>3</sup>/(ha · d) bei 750 mm Jahresniederschlag) (EHRIG, 1989). Diese Werte gelten allerdings nur, wenn keine Fremdwassereinflüsse vorhanden sind. Die Spitzenabflüsse können etwa das 3–4 fache der mittleren Werte erreichen (in Tallagen evtl. noch wesentlich höher). Da derartige Spitzenabflüsse z. T. über Wochen auftreten, sind sie bei der Planung der Sickerwasserreinigung unbedingt zu berücksichtigen. Allerdings ist es unabdingbar, daß nach Inbetriebnahme von Deponie und Sickerwasserreinigung sowohl der tatsächliche Anfall des Wassers, als auch dessen Zusammensetzung kontinuierlich überprüft und die Behandlung diesen Werten angepaßt wird.

Bei den Sickerwassermengen ist längerfristig auf Grund der natürlichen Wasserbilanz mit einer Steigerung zu rechnen, wenn dies nicht durch Gestaltungs-, Bepflanzungs oder Abdichtungsmaßnahmen verhindert wird. Daneben wird aber auch das Abflußverhalten durch Reduzierung der Speicherkapazität des Abfalls unregelmäßiger.

### 2.2 Zusammensetzung

Die Art der organischen Belastung des Sickerwasser unterliegt sehr starken zeitlichen Veränderungen. Diese Änderungen werden hervorgerufen durch den anaeroben Reaktor „Deponie“. Dabei überwiegt in der Anfangsphase bei den ersten Ablagerungsschichten die „Saure Gärung“, bei der organische Säuren produziert werden, die als hohe organische Belastung im Sickerwasser gemessen werden. Nach Übergang zur Methangärung werden diese Säuren weitgehend zu CH<sub>4</sub> und CO<sub>2</sub> umgesetzt und nur die biologisch schwer abbaubaren Restprodukte verbleiben im Sickerwasser. Die Konzentrationsunterschiede zwischen diesen beiden Abbauphasen sind, als CSB bzw. BSB<sub>5</sub> ausgedrückt, aus Tab. I.2.1 deutlich zu erkennen. Neben diesen Parametern ist noch der Quotient BSB<sub>5</sub>/CSB von besonderer Bedeutung. Je

Parameter mit Veränderung bei Phasenwechsel

		Phase 1 (Saure Gärung)	
		Mittelwert	Bereich
pH		6,1	4,5– 7,5
BSB <sub>5</sub>	mg/l	13000	4000–40000
CSB	mg/l	22000	6000–60000
BSB <sub>5</sub> /CSB		0,58	-
TOC	mg/l	7000	1500–25000
SO <sub>4</sub>	mg/l	500	70– 1750
Calcium	mg/l	1200	10– 2500
Magnesium	mg/l	470	50– 1150
Eisen	mg/l	780	20– 2100
Mangan	mg/l	25	0,3– 65
Zink	mg/l	5	0,1– 120
Strontium	mg/l	7	0,5– 15

		Phase 2 (Methangärung)	
		Mittelwert	Bereich
pH		8	7,5– 9
BSB <sub>5</sub>	mg/l	180	20– 550
CSB	mg/l	3000	500– 4500
BSB <sub>5</sub> /CSB		0,06	-
TOC	mg/l	1300	200– 5000
SO <sub>4</sub>	mg/l	80	10– 420
Calcium	mg/l	60	20– 600
Magnesium	mg/l	180	40– 350
Eisen	mg/l	15	3– 280
Mangan	mg/l	0,7	0,03– 45
Zink	mg/l	0,6	0,03– 4
Strontium	mg/l	1	0,3– 7

Parameter ohne Veränderung bei Phasenwechsel

		Mittelwert	Bereich
Cl	mg/l	2100	100– 5000
Natrium	mg/l	1350	50– 4000
Kalium	mg/l	1100	10– 2500
Säurekapazität	mmol/l	134	6– 230
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	750	30– 3000
org. N	mg/l	600	10– 4250
gesamt N	mg/l	1250	50– 5000
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	3	0,1– 50
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	0,5	0– 25
gesamt P	mg/l	6	0,1– 30
Cyanid	mg/l	-	0,04– 90
Phenol	mg/l	-	0,04– 44
Kohlenwasserstoffe	mg/l		- 16
Öle u. Fette	mg/l		- 44
AOX	mg/l	2,0	0,32– 3,5
PAK	mg/l	-	0,0001–0,0033
Arsen	mg/l	0,16	0,005– 1,6
Cadmium	mg/l	0,006	0,0005– 0,14
Cobalt	mg/l	0,055	0,004– 0,95
Nickel	mg/l	0,2	0,02– 2,05
Blei	mg/l	0,09	0,008– 1,02
Chrom	mg/l	0,3	0,03– 1,6
Kupfer	mg/l	0,08	0,004– 1,4
Quecksilber	mg/l	0,01	0,0002– 0,01

Tabelle I 2.1: Zusammensetzung von Sickerwässern aus Siedlungsabfall-Deponien

geringer dieser Quotient ist, umso weniger CSB-Anteile können biologisch eliminiert werden. Bei Sickerwässern aus der „Sauren Gärung“ liegt dieser Quotient im Bereich von BSB<sub>5</sub>/CSB ca. 0,5 und ist damit ähnlich dem von kommunalem Abwasser. Sickerwässer aus der Methangärung weisen dagegen Quotienten < 0,1 auf, die auf nur noch geringe biologisch abbaubare Anteile hindeuten.

Neben den organischen Inhaltsstoffen sind vor allem noch die Stickstoffbelastungen der Sickerwässer von Bedeutung. In der Regel kann man davon ausgehen, daß nach einem Konzentra-

tionsanstieg in der Anfangsphase des Deponiebetriebs die Konzentration des Ammoniums sich auf einem hohen Niveau einpendelt.

Aus Tab. I 2.1 ist zu erkennen, daß eine Reihe von Parametern (z. B. Fe, Ca etc.) über den pH-Wert eng mit dem Konzentrationsverlauf der organischen Inhaltsstoffe verknüpft sind. Dieser Einfluß ist allerdings bei den meisten Schwermetallen nicht zu beobachten (Tab. I 2.1). Deren Konzentrationsniveau liegt auf Grund von Sulfidausfällungen usw. im Deponiekörper in der Regel deutlich unter 1 mg/l. Als weiterer umweltrelevanter Parameter müssen z. Z. die organischen Halogenverbindungen (AOX) betrachtet werden, die allerdings zum überwiegenden Teil wenig flüchtig sind.

Es konnte beobachtet werden, daß Modifikationen, wie Einbau in dünnen Schichten und Sickerwasserkreislauführung, zu einer Veränderung des Verlaufs der organischen Belastung des Sickerwassers führen. Die Belastungen werden verringert und in ihrer Dauer verkürzt. Eine andere Möglichkeit zur Reduzierung der organischen Belastungen und deren Folgen ist eine anfängliche lockere Lagerung (ungelenkte Rotte wie in Lingen/Venneberg oder intensivierte Rotte, wie z. B. Schwäbisch-Hall), die erst nach einer gewissen Zeit verdichtet wird. Diese Betriebsmodifikationen zur Verminderung der organischen Belastung sind nur als kurzfristige Maßnahme zur Minderung des aktuellen Behandlungsaufwandes zu sehen. Die langfristig wichtigen Inhaltsstoffe (Stickstoff, AOX, evtl. Metalle) werden davon praktisch nicht berührt.

Es ist z. Z. nicht möglich auf Grund von Erfahrungen Aussagen über den langfristigen Verlauf der Sickerwasserbelastungen zu machen. Aus realitätsnahen Abschätzungen kann abgeleitet werden, daß erhebliche Belastungen weit über das Betriebsende einer Deponie hinaus (mind. Jahrzehnte, evtl. Jahrhunderte) anfallen und insofern noch lange Sickerwasser behandelt werden muß. Auf Grund der sich ständig ändernden Abfallzusammensetzung (u.a. auf Grund gesetzlicher Randbedingungen) sind auch für die Zukunft nur schwer abschätzbare Veränderungen der Sickerwasserbelastung zu erwarten.

**2.3 Umweltrelevanz**

Sickerwasser ist neben Deponiegas und Gerüchen die hauptsächlichste Umweltbelastungsquelle einer Siedlungsabfalldeponie. Im folgenden wird versucht, die aus Siedlungsabfalldeponien emittierten wesentlichen Stofffrachten darzustellen, die Entlastung durch eine nach dem Stand der Technik betriebene Sickerwasser-Reinigung aufzuzeigen und die in die Gewässer eingeleiteten Restfrachten zu ermitteln. Die Werte werden zum besseren Vergleich entsprechenden Daten des mengenmäßig größten Abwasserstroms, dem kommunalen Abwasser, gegenübergestellt.

Als Einschränkung sei vorab erwähnt, daß die Datengrundlage nur Abschätzungen zuläßt und somit nur die Größenordnungen dargestellt werden können. Die Darstellung bezieht sich auf die alten Bundesländer, da für die gesamte Bundesrepublik noch keine Daten zur Verfügung stehen.

**Abwasseranfall**

Der Sickerwasseranfall muß abgeschätzt werden. 1987 waren 339 Siedlungsabfalldeponien in Betrieb, UMWELTBUNDESAMT (1989). Nach neueren Angaben des Umweltbundesamtes (1991) erfolgt bei 274 von 295 betriebenen Siedlungsabfalldeponien eine Sickerwassersammlung.

Dazu kommen vielleicht noch ca. 100 abgeschlossene Deponien mit Sickerwasser-Anfall, so daß sich eine Gesamtzahl von ca. 400 Deponien ergibt.

Die durchschnittliche Größe wird mit 20 ha Ablagerungsfläche angesetzt, der mittlere Sickerwasseranfall zu 3 m<sup>3</sup>/ha · d.

Damit ergibt sich eine Größenordnung von ca. 9 Mio m<sup>3</sup>/a Sickerwasser. Im Vergleich mit einem ersten Versuch von RUDOLPH (1988), der den Anfall mit 10—30 Mio m<sup>3</sup>/a quantifizierte, liegt der hier ermittelte Wert an der unteren Grenze. Er dürfte eine realistische Größenordnung haben.

Im Jahr 1987 wurden 8 883 Mio m<sup>3</sup>/a Abwasser in öffentlichen Kläranlagen behandelt ATV (1991a).

**Konzentrationen und Reinigungsleistungen**

Auch hier können wieder nur Größenordnungen angegeben werden, da sie aus einer Vielzahl von Veröffentlichungen abgeschätzt wurden (insbesondere ATV 1991b; ATV 1988; EHRIG 1989, KOPPE/STOZEK 1986; LAHL/BURBAUM 1988; KAYSER/ALBERS 1988; KLOPP/KORNATZKI 1987; SCHULZE/GUNKEL 1988).

Ausgewählt wurden verschiedene Stoffe und Stoffgruppen, die die relevanten organischen und anorganischen Belastungen repräsentieren. Bei den Ablaufwerten wurden Daten angegeben, die nach der Umsetzung der entsprechenden Anhänge 1 und 51 der Rahmen-Verwaltungsvorschrift als Mittelwerte für die gängigen Verfahrenskombinationen einzuhalten sein sollten.

Der Vergleich der Ablaufwerte und Wirkungsgrade  $\eta$  in Tabelle I 2.2 zeigt, daß Sickerwasser in der Regel höhere Ablaufwerte aufweist, allerdings auch aufgrund der härteren Anforderungen deutlich höhere Reinigungsleistungen zu verzeichnen sind. Bei einem entsalzenden Verfahren wie der Umkehrosmose sind bei allen Parametern außer den Stickstoffverbindungen noch höhere Reinigungsgrade zu erwarten.

Parameter	Einheit	Kommunales Abwasser			Sickerwasser aus Siedlungsabfalldeponien		
		C <sub>0</sub>	C <sub>e</sub>	$\eta$ [%]	C <sub>0</sub>	C <sub>e</sub> *	$\eta$ [%]
CSB	mg/l	550	60	90	3.000	120	96
AOX	µg/l	100	50	50	2.000	350	83
Cadmium	µg/l	2	1	50	6	3	50
Nickel	µg/l	70	40	40	200	100	50
Zink	µg/l	250	100	60	600	200	67
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	45	1	98	1.200	1	> 99
Ges.N	mg/l	60	12	80	1.500	70	95
Ges.P	mg/l	12,5	1	92	6	1	83
Chlorid	mg/l	90	100	- 10	2.000	2.000	0
Sulfat	mg/l	100	110	- 10	80	80	0

C<sub>0</sub>: Zulauf-Konzentration  
 C<sub>e</sub>: Ablauf-Konzentration  
 \* ohne entsalzendes Verfahren

**Tabelle I 2.2: Konzentrationen und Reinigungsleistungen bei kommunalem Abwasser und bei Sickerwasser aus Siedlungsabfalldeponien**

**Frachten**

Mit den angegebenen Mengen und Konzentrationen ergeben sich die in Tab. I 2.3 angegebenen jährlichen Frachten.

Aus der Tab. I 2.3 ist zu ersehen, daß die Sickerwasser-Reinigung trotz der sehr aufwendigen Verfahrenstechnik und einer sehr weitgehenden Stoff-Elimination nur einen geringen Beitrag im Promille-Bereich zur Entlastung der Gewässer, verglichen mit dem Potential bei kommunalem Abwasser, erbringen kann. Etwas höher ist der eliminierte Anteil mit ca. 3 % bei AOX und den Stickstoffverbindungen.

Eliminierte jährliche Fracht:			
	Kommunales Abwasser	Sickerwasser aus Siedlungsabfalldeponien	Anteil %
CSB [to/a]	4,35 * 10 <sup>6</sup>	26.000	0,6
AOX [to/a]	440	14,9	3,4
Cadmium [to/a]	8,9	0,027	0,3
Nickel [to/a]	270	0,9	0,3
Zink [to/a]	1.340	3,6	0,3
NH <sub>4</sub> -N [to/a]	391.000	10.800	2,8
Ges.N [to/a]	426.000	12.900	3,0
Ges.P [to/a]	102.000	45	0,04
Chlorid [to/a]	Aufsalzung je ca. 90.000	0	-
Sulfat [to/a]	Aufsalzung	0	-

Tabelle I 2.3: Jährliche Schadstofffracht, die durch Reinigungsanlagen nach dem Stand der Technik eliminiert wird.

Restfracht nach Reinigung nach dem Stand der Technik:			
	Kommunales Abwasser	Sickerwasser aus Siedlungsabfalldeponien	Anteil %
Abfluß [Mio. m <sup>3</sup> /a]	8.883	9	0,10
CSB [to/a]	533.000	1.080	0,20
AOX [to/a]	440	3,15	0,72
Cadmium [to/a]	8,9	0,027	0,30
Nickel [to/a]	360	0,90	0,25
Zink [to/a]	890	1,80	0,20
NH <sub>4</sub> -N [to/a]	8.880	9	0,10
Ges.N [to/a]	107.000	630	0,59
Ges.P [to/a]	8.880	9	0,10
Chlorid [to/a]	888.000	18.000	2,03
Sulfat [to/a]	977.000	720	0,07

Tabelle I 2.4: Restfracht aus kommunalen Abwässern und Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien, die nach Reinigung in die Gewässer abgegeben werden

Die Tab. I 2.4 zeigt, daß auch die in die Gewässer abgegebene Restfracht nur einen kleinen Anteil im Promille-Bereich darstellt. Lediglich bei Chlorid sind mit ca. 2 % Anteil höhere Beiträge zu verzeichnen. Selbst dieser Eintrag mit ca. 18.000 to/a ist aber zu relativieren, wenn man ihn mit den 90.000 to/a bei kommunalem Abwasser vergleicht, die durch die Phosphat-Fällung eingetragen werden.

Der Vergleich zeigt, daß die Umweltrelevanz des Sickerwassers für die gesamte Wasserwirtschaft nur gering ist. Die Restfrachten können allerdings bei sehr leistungsschwachen Vorflutern weitergehende Maßnahmen (z. B. Entsalzung, Verlegung der Einleitungsstelle) erforderlich machen.

Die Sickerwasser-Reinigung ist eine sehr energieintensive Umwelttechnik. Je nach Konzentration des Sickerwassers und angewendeter Verfahrenstechnik beträgt der spezifische Energiebedarf bis zu ca. 80 kWh<sub>elektr.</sub>/m<sup>3</sup> und bis zu ca. 180 kWh<sub>therm.</sub>/m<sup>3</sup>. Für kommunales Abwasser kann der Bedarf mit bis zu ca. 0,4 kWh<sub>elektr.</sub>/m<sup>3</sup> und bis zu ca. 0,001 kWh<sub>therm.</sub>/m<sup>3</sup> abgeschätzt werden (Zahlenangaben nach KUNZ (1988) und KORDES/HAHN (1984)).

### 3. Behandlungskonzepte

#### 3.1 Kriterien zur Verfahrensauswahl

Bei der Bewertung und Auswahl von Verfahren bzw. Verfahrenskombinationen sollten folgende Aspekte besondere Berücksichtigung finden:

#### Rechtliche Anforderungen

Folgende Rechtsbereiche sind während der Planung und Bauausführung zu berücksichtigen:

- Umweltverträglichkeitsrecht
- Wasserrecht (z. B. in Bezug auf die zu erreichende Ablaufqualität, Lagerung und Umgang mit wassergefährdenden Stoffen)
- Abfallrecht (v.a. im Zusammenhang mit der Ablagerung und Behandlung der Reststoffe)
- Immissionsschutzrecht (v.a. im Zusammenhang mit Energieerzeugung, Abluftbehandlung und Lärmschutz)
- Gewerberecht (Arbeitsschutz, Brandschutz, GUV- und TÜV-Anforderungen)

Die jeweils aktuellen Fassungen sind zum Beispiel der Loseblattsammlung HÖSEL/V. LERSNER zu entnehmen.

#### Abfallwirtschaftliche Randbedingungen

Änderungen der abzulagernden Abfallmenge und Abfallzusammensetzung z. B. durch geplante abfallwirtschaftliche Maßnahmen (z. B. Wertstofferrfassung, thermische Behandlung, Ausschluß von Abfallarten von der Ablagerung durch rechtliche Vorgaben) haben z. T. erhebliche Auswirkungen auf die zeitliche Entwicklung der Sickerwassermenge sowie die Zusammensetzung. Daneben sind Einflüsse aus Deponieplanungen (z. B. Oberflächenabdichtungen) und aus dem Deponiebetrieb untrennbar mit der Planung der Sickerwasserbehandlungsanlagen verknüpft. Diese müssen in der Planungsphase bei der Konzeption der Anlage berücksichtigt werden.

#### Ablaufqualität

Zu Beginn der Planungen muß geklärt werden, ob das gereinigte Sickerwasser in einen Vorfluter (Direkteinleitung) oder in eine nachgeschaltete Kläranlage (Indirekteinleitung) geleitet werden soll. Daher sind neben den Mindestanforderungen des 51. Anhangs der Rahmen-Abwasserverwaltungsvorschrift auch die lokalen Anforderungen in Bezug auf die Gewässerqualität (bei Direkteinleitung) und/oder die Anforderungen an das Einleiten in das Kanalnetz sowie die Kläranlage zu beachten.

	Abf. Stoffe	BSB	CSB	Ges.-anorg. N	NH <sub>4</sub> -H/ NH <sub>3</sub> -H	Schwermetalle	AOX	Salze	Fischgiftigkeit
biolog. Reinigung	-	+	+2)	+	+	-	-	-	7)
Flockung/Fällung	-	-	+3)	-	-	+5)	+	-	7)
Absorption	-	-	+3)	-	-	-	+	-	7)
Sedimentation/Flotation 8)	-	-	-	-	-	-	-	-	7)
Filtration	+	-	-	-	-	-	-	-	7)
Umkehrosmose	+	+1)	+1)	+	+	+	+1)	+	7)
Strippung	-	-	-	+	+	-	-6)	-	7)
chem. Oxidation	-	-	-	+	-	-	+	+	7)
Eindampfung	+	-	+4)	+	-	+	+4)	+	7)
Verbrennung	+	+	+	+	+	+	+	+	7)

Tabelle I 3.1: Eignung von Einzelverfahren zur Elimination einzelner Inhaltsstoffe im Deponiesickerwasser

+ in der Regel geeignet

- in der Regel ungeeignet

- 1) weniger geeignet bei kleiner Molekülgröße
- 2) nur geeignet für abbaubare organische Stoffe (Verbleib von Rest-CSB)
- 3) weniger geeignet für biologisch abbaubare Stoffe
- 4) weniger geeignet für unter den Prozeßbedingungen flüchtige Stoffe
- 5) nur bei spezieller Schwermetallfällung
- 6) nicht geeignet für schwerflüchtige Stoffe
- 7) Erreichung der Grenzwerte nicht mit Sicherheit zu beurteilen
- 8) Abtrennung von Feststoffen in Kombination mit anderen Verfahren

Eine Übersicht über die Wirksamkeit verschiedener Verfahren bei unterschiedlichen Stoffgruppen liefert die Tab. I 3.1.

## Menge und Qualität von Reststoffen bzw. Abfällen

Die Mehrzahl der Reinigungsverfahren produziert Reststoffe, die nachbehandelt und ggf. abgelagert werden müssen. Die Wirkungsweise verschiedener Verfahren und die anfallenden Reststoffarten zeigt Tab. I 3.2. Die Reststoffproblematik ist mit der Prioritätenreihenfolge „Vermeidung vor Verwertung vor Ablagerung“ zu bewerten. Dabei ist insbesondere die Entsorgungssicherheit für die anfallenden Reststoffe von erheblicher Bedeutung, wobei Tendenzen der allgemeinen Abfallwirtschaft (z. B. Minimierung des organischen Anteils bei der Ablagerung) berücksichtigt werden müssen.

	Wirkungsweise		Reststoffe
	Trennung	Umwandlung	
biolog. Reinigung		X	Überschußschlamm (Abgas)
Flockung/Fällung	X		Schlamm
Adsorption	X		Adsorbens
Sedimentation/Flotation	X		Schlamm
Filtration	X		Rückspülwasser
Umkehrosmose	X		Konzentrat
Stripfung	X		Abgas
chem. Oxidation		X	evtl. Schlamm
Eindampfung	X		Abgas
Verbrennung		X	Konzentrat, Abgas Asche, Abgas

**Tabelle I 3.2: Vorrangige Wirkungsweise und anfallende Reststoffe verschiedener Verfahren der Sickerwasserreinigung**

## Einsatz von Betriebs- und Hilfsstoffen

Die Verfahren unterscheiden sich erheblich in Bezug auf Art und Menge sowie Umweltrelevanz der eingesetzten Chemikalien und Hilfsstoffe, z. B.:

- Aktivkohle
- Fällungs-/Flockungsmittel
- Säuren, Laugen
- Kohlenstoffquellen (z. B. Methanol, Essigsäure)
- Reinigungschemikalien

Unter den Gesichtspunkten der Reststoff- und Kostenminimierung sollte der Einsatz von Betriebs- und Hilfsstoffen so weit wie möglich verringert werden. Ein großer Teil der Betriebs- und Hilfsstoffe gelangt in den zu behandelnden Reststoff bzw. in den Ablauf.

## Energiebedarf und -angebot

Einzelne Verfahren zur Sickerwasserbehandlung wie z. B. die chemische Oxidation, die Umkehrosmose, die Eindampfung sowie die Verbrennung haben einen sehr hohen spezifischen Energiebedarf. Bei anderen Verfahren wie z. B. der Aktivkohle-Adsorption ist der Energiebedarf des Verfahrens selbst vergleichsweise gering, dafür werden aber zur Produktion und eventuell Reaktivierung der Aktivkohle erhebliche Energiemengen benötigt.

Je nach Verfahren werden verschiedene Energieformen benötigt:

- elektrische Energie
- thermische Energie als Niedertemperaturwärme
- thermische Energie als Hochtemperaturwärme

Auch aus Gründen der gesamtökologischen Belastung sollte der Energiebedarf minimiert und optimiert werden. Als Optimierung ist dabei auch die Nutzung aller zur Verfügung stehenden Energieformen anzusehen, d.h. neben der in der Regel problemlos zu nutzenden elektrischen Energie sollten Abnehmer für die anfallende thermische Energie gefunden werden.

Der Energiebedarf kann bei herkömmlichen Siedlungsabfalldeponien (Ablagerung von gemischten, unvorbehandelten Siedlungsabfällen) in der Regel zumindest bis zum Betriebsende der Deponie aus der Nutzung des gefaßten Deponiegases gedeckt werden. Die Deckung des Energiebedarfs ist in jedem Fall nachzuweisen und hängt dabei von folgenden Faktoren ab:

- Art der Abfälle und abfallwirtschaftliche Randbedingungen
- Deponiegasmenge, Fassungsgrad (Optimierung) und zeitliche Entwicklung der Deponiegasproduktion
- Sickerwassermenge, geplante Möglichkeiten der Mengenreduzierung
- Nutzungsart des Deponiegases (z. B. Gasmotoren, Muffel mit Abhitzekegel), damit Bereitstellung der verschiedenen benötigten Energieformen

## Betriebssicherheit und Verfügbarkeit

Bei der Beurteilung der einzelnen Verfahrenstechniken sollte die Betriebssicherheit eine große Rolle spielen. Aufgrund der extrem schnellen Entwicklung auf dem Gebiet der Sickerwasserbehandlung bestehen allerdings erst von einigen Verfahrenstechniken ausreichend lange Erfahrungen in der Großtechnik, so daß viele Verfahren sich immer noch in der Entwicklungsphase (in Bezug auf die großtechnische Realisierung) befinden.

Die praktische Eignung der jeweiligen Verfahren muß für den Einzelfall nachgewiesen werden. Betriebssicherheit und Verfügbarkeit sind bei der Auslegung zu berücksichtigen.

In die Bewertung der Betriebssicherheit der Verfahrenskombinationen muß das Zusammenwirken der Einzelverfahren explizit einbezogen werden.

## Optimiertes Zusammenwirken von Einzelverfahren

Die derzeit gültigen Anforderungen an die Qualität des abzuleitenden Sickerwassers können i. d. R. nur durch geeignete Kombinationen aus einzelnen Verfahrensschritten erfüllt werden. Da es sich um verfahrenstechnisch sehr unterschiedliche Einzelprozesse handeln kann (z. B. mit unterschiedlicher Empfindlichkeit gegenüber Schwankungen und Betriebsstörungen), ist sicherzustellen, daß sich Unregelmäßigkeiten innerhalb einer Komponente nicht auf die gesamte Verfahrenskette auswirken. Eine Möglichkeit ist beispielsweise die Speicherung zwischen Anlagenteilen.

Weiterhin ist anzustreben, die Einzelverfahren so miteinander zu kombinieren, daß sie einen optimalen Beitrag innerhalb der Gesamtverfahrenskette erbringen können. Von besonderer Bedeutung kann in diesem Zusammenhang die aerobe biologische Reinigung vor chemisch/physikalischen oder thermischen Verfahrensstufen sein.

Den Vorteilen, die die biologische Vorreinigung bietet, stehen die Kosten der biologischen Reinigungsanlage und der Reststoffanfall in Form von Überschussschlamm entgegen. Der Nutzen einer biologischen Vorbehandlung muß daher bei der Planung für jedes Sickerwasser bewertet werden.

Die aerobe biologische Reinigung steigert aber in der Regel die Effizienz insbesondere bei folgenden nachgeschalteten Verfahren:

### a) Flockung/Fällung und Adsorption

Die Verminderung der Säurekapazität durch die Nitrifikation führt bei der Flockung/Fällung zu geringerem Flockungsmittelverbrauch und weniger Reststoffanfall. Durch die CSB-Elimination der

biologischen Stufe erreichen Flockung/Fällung bzw. Adsorption erst optimale Reinigungsleistungen bei vertretbarem Einsatz an Flockungsmitteln bzw. Adsorbentien.

## b) Umkehrosmose und Eindampfung/Trocknung

Die Verminderung der Säurekapazität durch die Nitrifikation führt bei der Umkehrosmose zu verminderten Scaling-Problemen und weniger Säureverbrauch bei pH-geregeltem Betrieb.

Die Permeatflüsse der Umkehrosmose steigen aufgrund der niedrigen osmotischen Drücke nach biologischer Vorbehandlung an.

Das Konzentrat der Umkehrosmose enthält weniger organische Stoffe und kein Ammonium mehr, so daß die Eindampfung erleichtert wird.

Das biologisch vorbehandelte Sickerwasser vermindert Schaumprobleme bei Umkehrosmose und Eindampfung.

Die Kristallisations-Menge wird durch die Umsetzung der organischen Inhaltsstoffe vermindert.

## c) Chemische Oxidation

Erst die biologische Vorbehandlung mit weitgehender CSB-Elimination ermöglicht einen wirtschaftlichen Einsatz von Oxidationsverfahren.

## Anpassungsmöglichkeit an veränderte Randbedingungen

Die Anlagen sollten so flexibel gestaltet werden, daß sie neuen Randbedingungen (insbesondere aus dem Deponiebetrieb) durch Erweiterungen oder Umstellungen oder modulare Bauweise ohne große Probleme angepaßt werden können. Dies gilt insbesondere für die Rohrleitungsführung und die Meß-, Steuer- und Regeltechnik.

Unter dem Langzeitaspekt ist zu berücksichtigen, daß die Sickerwasser-Reinigung auch nach Verfüllung einer Deponie weiterbetrieben werden muß. Das Verfahrenskonzept sollte danach ausgerichtet sein, daß der ordnungsgemäße Betrieb auch dann sichergestellt bleibt.

## Möglichkeiten überörtlicher Lösungen

Wenn für mehrere Deponien Sickerwasser-Reinigungsanlagen erstellt werden müssen, sollten alle Möglichkeiten von dezentraler Behandlung bis zur Verbundlösung an einem Standort geprüft werden.

Es ist gegenüberzustellen, ob die geringen spezifischen Aufwendungen einer größeren Anlage, d.h. im wesentlichen Kapital- und Betriebskosten, Personalaufwand, gegenüber der Transportinfrastruktur und dem -aufwand, eventuellen Einbußen bei der Nutzung deponieeigener Energie sowie größeren Speichervolumina gerechtfertigt sind. Die Entscheidung ist von vielen lokalen und standortspezifischen Faktoren (z. B. auch Umweltverträglichkeit) abhängig und ist im Einzelfall zu treffen.

## Umweltverträglichkeit

Zumindest Sickerwasser-Reinigungsanlagen, die im Rahmen von Deponie-Neuplanungen oder -Erweiterungen erstellt werden, unterliegen bereits der Prüfungen ihrer Auswirkungen auf die Umwelt nach dem Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG).

Im Rahmen der Prüfung sollten flüssige, gas- und partikelförmige Emissionen sowie Lärmemissionen neben der Beeinflussung der Landschaft an folgenden Stellen besonders betrachtet werden: beim Anlagenbetrieb, beim Anlagenbau, beim Transport von Sickerwasser, Betriebs-, Hilfs- und Reststoffen sowie bei der Abfallablagerung.

## Soziale Verträglichkeit

Ein ganz wesentlicher Punkt moderner Planung ist es, die Akzeptanz von Betroffenen gegenüber den angewendeten Techniken und Betriebsweisen herzustellen. Aus heutiger Sicht werden bei der Sickerwasser-Reinigung keine wesentlichen Probleme erwartet.

## Ökonomische Aspekte

Um einen aussagekräftigen Vergleich durchführen zu können, wird empfohlen, die Kapital- und Betriebskosten getrennt aufzuführen.

Die Betriebskosten sollten mindestens in die Bereiche

- Energie
- Personal
- Betriebsmittel
- Transport
- Wartung und Reparatur
- Sonstige Kosten (insbesondere Entsorgungskosten)

weiter aufgeschlüsselt werden. Wegen der großen Spannweite von spezifischen Kosten ist in jedem Fall mit anzugeben, auf welche Art (Nenndurchsatz oder mittlerer Durchsatz) und Durchsatzmenge die Angaben bezogen sind. Daneben ist unbedingt die Höhe der Sickerwasser-Belastung und die zugrunde gelegte Reinigungsleistung zu berücksichtigen.

## 3.2 Auswahl in Betrieb bzw. Planung und Bau befindlicher Anlagen

Die nachfolgenden Tab. I 3.3 und I 3.4 zeigen eine Auswahl an Anlagen zur Behandlung von Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien, die sich zur Zeit bereits im Betrieb (Tab. I 3.3) oder aber in einer konkreten Planungs- bzw. Bauphase (Tab. I 3.4) befinden. Die Tabellen wurden in enger Zusammenarbeit mit dem Ing.-Büro ENVIRO-CONSULT GmbH, Aachen, erstellt.

Aus der Tab. I 3.3 der in Betrieb befindlichen Anlagen ist zu erkennen, daß nach Verabschiedung des 51. Anhanges der Rahmen-VwV im Jahre 1989 zeitversetzt um etwa 2 bis 3 Jahre boomartig auf vielen Deponien Anlagen in Betrieb gegangen sind oder in Kürze in Betrieb gehen werden. Vor 1989 bestand offensichtlich für viele Betreiber noch kein Handlungsbedarf oder aber eine derartige große Unsicherheit, daß noch keine Entscheidungen über einzusetzende Verfahrenstechniken getroffen wurden.

Zur Zeit lassen sich drei Hauptrichtungen in der eingesetzten Verfahrenstechnik erkennen:

- Umkehrosmose mit Eindampfung und Trocknung des Konzentrates erweitert durch Elimination der Stickstoffverbindungen durch biologische Vorbehandlungen oder Ausschleusung durch Stripping
- Biologische Vorbehandlung und Nachbehandlung durch Chemische Oxidation (u. a. Ozon/UV), ggf. biologische Nachbehandlung
- Biologische Vorbehandlung und Nachbehandlung durch Aktivkohle-Filtration

## 3.3 Ausgeführte Beispiele

Die Mitglieder der Arbeitsgruppe haben sich nach längerer Diskussion entschlossen in diesem Arbeitsbericht keine Beispiele ausgeführter Anlagen aufzuführen. Grund für diese Entscheidung war die geringe Anzahl längerfristig betriebener und dokumentierbarer Anlagen sowie die schnelle Entwicklung und Errichtung neuer Anlagen, von denen aber z. Z. noch keine Betriebsdaten über längere Zeiträume vorliegen. Es ist geplant, ergänzend



Nr.	Deponie-name	Kreis/Betreiber	Inbetriebnahme	Verfahren — Verfahrenskombination
1	Moschheim	Westerwald	1975	Bio (2-stuf.)
2	Venneberg	Emsland	1976	Bio
3	Außernzell	Deggendorf	1977	Bio (2-stuf.)
4	Heisterholz	Minden-Lübbecke	1978	Bio, Fäll, Flo, APK
5	Flechtdorf	Waldeck-Frankenberg	1979	Bio (2-stuf.)
6	Ottensen	Hannover	1983	Bio
7	Bastwald	Vogelsberg	1984	Bio, (Ozo 1988)
8	Hattorf	Osterode a. Harz	1984	Bio (2-stuf.)
9	Uttigen	Uttigen-CH	1984	RO (1-stuf.)
10	Mathiasgrube	Schwandorf ZVMHK	1984	Bio
11	Hoheneggelsen *)	Land Niedersachsen	1984/89	Fäll, Bio, AKK
12	Bornum	Wolfenbüttel	1985	Bio
13	Schwicht/ Stedum	Peine	1986	Bio, (Ozo 1991)
14	Schwabach *)	Schwabach ZVSM	1986	Str, Abs, Ein (2-stuf.), Zen, RO (2-stuf., 1989)
15	Gaggenau	Rastatt	1986	RO (1-stuf.) (2-stuf. 1991)
16	Wijster	VAM — NL	1986	RO (2-stuf.)
17	Bavel	Bavel — NL	1986	Bio (anaerob), RO (2-stuf.)
18	Wieringermeer	SOW — NL	1987	RO (2-stuf.)
19	Altwarmbüchen	Hannover	1988	Bio
20	Alt Duvenstedt	Rendsburg	1989	Bio
21	Eisenberg	Donnersberg	1989	RO (2-stuf.)
22	Wilsum	Grafschaft Bentheim	1989	Bio, Flo, Fäll, APK
23	Pohlsche Heide	Minden-Lübbecke	1989	Bio, Flo, Fäll, APK
24	Plütscheid	Bitburg-Prüm	1989	Bio
25	Schönberg	Schönberg	1990	RO (2-stuf.), Ein
26	Kolenfeld	Hannover	1990	RO (2-stuf.)
27	Vereinigte Ville	Erfkreis — Köln	1990	Bio
28	Süpplingenburg	Helmstedt	1990	Bio
29	Bassum	Diepholz	1990	RO (2-stuf.)
30	Türlacher	Türlacher — CH	1990	RO (1-stuf.)
31	Süsel	AVG Bunshoe	1991	RO (2-stuf.)
32	Wiershop	Hansa KG	1991	RO (2-stuf.)
33	Lochau	Halle	1991	RO (2-stuf.)
34	Wesendorf	Gifhorn	1991	Bio, Ozo
35	Karlsruhe-Ost	KRF Stadt Karlsruhe	1991	RO (2-stuf.), Ein, Tro, Str, Abs
36	Breinermoor	Leer	1991	Bio, RO (1-stuf.), Ein, Tro 1994
37	Ormesheim	Saar-Pfalz	1991	Bio, RO (2-stuf.)
38	Lampertheimer Wald	Bergstraße	1992	RO (3-stuf.), Ein (4-stuf.), Tro
39	Mechernich	Euskirchen	1992	Bio, RO (2-stuf.), Ein (2-stuf.), Tro
40	Krähe	Nienburg	1992	RO (2-stuf.)
41	Ketzendorf/ Wischhafen	Stade	1992	Bio, Ein, Tro
42	Rastorferkreuz	Plön	1992	RO (2-stuf.)
43	Tonnenmoor	Vechta	1992	Bio, H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>

\*) Sonderabfall-Deponie

Abs = Absorption, AKK = Aktivkohle, APK = Aktivpulverkohle, Bio = Biologie, Ein = Eindampfung, Fäll = Fällung, Flo = Flockung, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> = chem. Oxidation mit Wasserstoffperoxid/UV, N = Stickstoffausschleusung, Ozo = chem. Oxidation mit Ozon/UV, RO = Revers-Osmose, Str = Strippung, Tro = Trocknung, UF = Ultrafiltration, Zen = Zentrifuge

Tabelle 1.3.3 Auswahl in Betrieb befindlicher Sickerwasserreinigungsanlagen

Nr.	Deponie-name	Kreis/Betreiber	Inbetriebnahme	Verfahren — Verfahrenskombination
1	Billigheim *)	SBW	1992/93	Bio, UF, AKK
2	Höfer	Celle	1992/93	Bio, RO (2-stuf.)
3	Damsdorf	Bad Segeberg	1992/93	Bio, RO (2-stuf.), Ein (1-stuf.), Tro
4	Dörentrup	Abf. Ges. Lemgo	1992/93	Bio, RO (1-stuf.), (Ein, Tro 1995)
5	Kahlenberg	Emmendingen	1992/93	Bio, UF, AKK
6	Winnenden	Rems Murr	1992/93	Bio, UF, AKK
7	Backnang	Rems Murr	1992/93	Bio, UF, AKK
8	Alsdorf-Warden	Aachen	1992/93	Bio, UF, RO, Ein, Tro, N
9	Maria-Theresia	Aachen	1992/93	RO (2-stuf.)
10	Gelnhausen-Hailer	Main Kinzig	1992/93	RO (2-stuf.), Ein, Tro, N
11	Schlüchtern-Hohenzell	Main Kinzig	1992/92	RO (2-stuf.)
12	Seehausen-Uebertwolkwl.	Leipzig	1992/93	Bio, RO, Ein, Tro
13	Schönwohld	KRF Stadt Kiel	1992/93	Bio, RO, Ein, Tro
14	Melsenheim/Langenlonsheim	Bad Kreuznach	1992/93	RO (2-stuf.)
15	Hofgeismar	Kassel	1992/93	RO, Ein, Tro, N
16	Aßlar	Lahn Dill	1992/93	RO, Ein, Tro, N
17	St. Augustin	Rhein-Sieg	1992/93	Bio, Ozo, Bio, AKK
18	Kerferhau-Böblingen	Böblingen	1992/93	RO
19	Karlsruhe-West	Stadt Karlsruhe	1992/93	RO
20	Dußlingen	Tübingen	1992/93	RO
21	Hubbelrath	KFR Stadt Düsseldorf	1992/93	RO, Ein, Tro, N
22	Hahnenbusch/Rotenbach	Heinsberg	1992/93	Ein
23	Böblingen	Böblingen	1992/93	RO, Ein, Tro, N
24	Sindelfingen	Böblingen	1992/93	RO (2-stuf.)
25	Leonberg	Böblingen	1992/93	RO (2-stuf.)
26	Einöd	KFR Stadt Stuttgart	1992/93	Bio, UF, AKK
27	Erbachtal	KFR Stadt Stuttgart	1992/93	AKK
28	Singhoven	Rhein-Lahn	1992/93	Bio
29	Emscherbruch	AGR	1993	Bio, UF, AKK
30	Emscherbruch	AGR	1993	RO, Ein, Tro, N
31	Grevel	KFR Stadt Dortmund	1993	RO (2-stuf.)
32	Warburg	Höxter	1993	Bio, UF, RO
33	Wehrden	Höxter	1993	RO, Ein, Tro, N
34	7 Deponien	Niersverband	1993	RO (2-stuf.), Ein (4-stuf.), Tro, N
35	3 Deponien	Neuß	1993	RO, Ein, Tro, N
36	Altenberge/Ibbenbühren	Steinfurt	1993	RO, Ein, Tro, N
37	Rheinberg	AGR	1993	Bio, UF, AKK
38	Fröndenberg	AGR	1993	Bio, UF, AKK
39	Hattingen	AGR	1993	Bio, UF, AKK
40	Klingen	Land Rheinland-Pfalz	1993	Bio, UF
41	Zimmerer Wald	KFR Stadt Darmstadt	1993	Bio, UF, RO
42	Burgdorf	Hannover	1993	Bio, RO, Ein, Tro
43	Hillern	Soltau-Fallingbostal	1993	Bio
44	Blankenhagen	Northeim	1993	Bio
45	Watenbüttel	Braunschweig	1993	Bio, Ozo
46	Lüneburg	GfA Lüneburg	1993/94	Bio, Ozo
47	Berg	Germersheim	1993/94	Bio, UF
48	Ramsklinge	Esslingen	1993/94	Bio, UF
49	Katzenbühl	Esslingen	1993/94	Bio, UF
50	Blumentobel	Esslingen	1993/94	Bio, UF
51	Sinsheim	Rhein-Neckar	1993/94	Bio, UF, Ozo

Nr.	Deponie-name	Kreis/Betreiber	Inbetriebnahme	Verfahren — Verfahrenskombination
52	Gosberg	Forchheim	1993/94	Bio, UF, Ozo
53	Dettendorf	Neustadt/Aisch	1993/94	Bio, UF, AKK
54	Pyras	Roth	1993/94	RO (2-stuf.)
55	Neunkirchen	Nürnberg Land	1993/94	RO (2-stuf.)
56	Cronsheim	Weißenburg	1993/94	RO (2-stuf.)
57	Medbach	Erlangen-Höchstst.	1993/94	RO (2-stuf.)
58	Nürnberg Süd	Stadt Nürnberg	1993/94	Bio, UF, AKK
59	Schwabach-Neuses	Stadt Schwabach	1993/94	Bio, UF, AKK
60	Aurach	Ansbach	1993/94	RO (2-stuf.)
61	Schwabach	ZVSMM Schwabach	1993/94	Ein, RO (1-stuf.), Tro, N
62	Guggenburg (5 Deponien)	Miltenberg	1993/94	Bio, UF, AKK/RO, Ein, Tro, N
63	Heegwald	Tauberbischofsheim	1993/94	Bio, UF, AKK
64	Nordwest (4 Deponien)	München	1993/94	Bio, UF, RO, Ein, Tro
65	Burghof	Ludwigsburg	1993/94	Bio, UF, AKK/RO, Ein, Tro, N
66	Am Lemberg	Ludwigsburg	1993/94	Bio, UF, AKK/RO, Ein, Tro, N
67	Schwaigern-Stetten	Heilbronn	1993/94	Bio, UF, AKK/RO, Ein, Tro, N
68	Eberstadt	Heilbron	1993/94	Bio, UF, AKK/RO, Ein, Tro, N
69	Beltersrot	Hohenlohe	1993/94	Bio, H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>

\*) Sonderabfall-Deponie

Abs = Absorption, AKK = Aktivkohle, APK = Aktivpulverkohle, Bio = Biologie, Ein = Eindampfung, Fäll = Fällung, Flo = Flockung, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> = chem. Oxidation mit H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/UV, N = Stickstoffausschleusung, Ozo = chem. Oxidation mit Ozon/UV, RO = Revers-Osmose, Str = Strippung, Tro = Trockung, UF = Ultrafiltration, Zen = Zentrifuge

**Tabelle I 3.4 Auswahl in Bau bzw. in Planung befindlicher Sickerwasserreinigungsanlagen**

zu diesem Arbeitsbericht in unregelmäßigen Abständen Beispiele ausgeführter Anlagen zu veröffentlichen.

**Literatur**

ATV-Fachausschuß 2.8: Leistungstabelle über Verfahren der weitgehenden Abwasserreinigung nach biologischer Behandlung beim Belebungsverfahren — Arbeitsbericht — Korrespondenz Abwasser (1988), S. 937

ATV: Ständig steigende Abwassermengen bei gleichbleibendem Wasserverbrauch Korrespondenz Abwasser (1991 a), S. 129

ATV: ATV-Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 1990 Korrespondenz Abwasser (1991 b), S. 882—886

EHRIG, H.-J.: Sickerwasser aus Hausmülldeponien — Menge und Zusammensetzung — Müll-Handbuch, Hrsg. Hösel, Schenkel, Schnurer, Erich Schmidt Verlag, Kennzahl 4587, Lfg 1/89

FIRK, W.: Schwermetalle im Abwasser und anfallenden Schlämmen — Bilanzierung auf drei Kläranlagen — Gewässerschutz-Wasser-Abwasser (1986), Band 85, S. 467—482, RWTH Aachen

Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) vom 12. Februar 1990 (BGBl. I S. 205), zuletzt geändert durch Gesetz vom 20. Juni 1990 (BGBl. I S. 1080)

HÖSEL/V. LERSNER: Recht der Abfallbeseitigung (Loseblattsammlung) E. Schmidt Verlag

KAYSER, R./ALBERS, H.: Organische Halogenverbindungen — bestimmt als AOX — von kommunalen Abwässern und Deponiesickerwässern in Niedersachsen unveröffentlichter Bericht (1988)

KLOPP, R./KORNATZKI, K.-H.: Emissionen und Immissionen von AOX im Ruhrinzugsgebiet Z. Wasser-Abwasser-Forsch. (1987), S. 160—167

KOPPE, P./STOZEK, A.: Kommunales Abwasser Vulkan-Verlag, Essen (1986)

KORDES, B./HAHN, H.-H.: Energieverbrauch von biologischen Kläranlagen Wasserwirtschaft (1984), S. 327—331

KUNZ, P.: Prozeßführung von Kläranlagen Springer-Verlag, Berlin (1988)

LAHL, U./BURBAUM, H.: Einzelstoffanalysen im Zu- und Ablauf einer kommunalen Kläranlage Korrespondenz Abwasser (1988), S. 360—364

RUDOLPH, K.-U. et al.: Leistungs- und Kostenvergleich von Deponiesickerwasserreinigungsanlagen nach derzeitigem Stand der Technik BMFT-Forschungsbericht 02 WA 8721/0, Oktober 1988

SCHULZE, G./GUNKEL, G.: Verteilung und Umsetzung von Schwermetallen in der biologischen Stufe einer kommunalen Kläranlage Vom Wasser (1988), Band 70, S. 209—220

UMWELTBUNDESAMT: Schriftliche Mitteilung an ATV-AG 7.2.26 vom 22. 6. 1991



## Trockener Sand mit SANDY - dem belüfteten Sandfang-Container.

**Sand in den Container! Organische Stoffe zurück in den Klärkreislauf durch den Wattwurm-Effekt.**

# KUGLER®

Kompetenz in System-Technik für Schlamm und Abwasser · Benzstraße 5 · 7048 Bondorf

Telefon 0 74 57/80 93 · Telefax 0 74 57/51 06

**WATTWURM Sandpapierwurm (Arenicola marina)**

STOLL & FREYBACH