WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf Reaktordeponien

Band 162 - Wien 2000

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 162

Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf Reaktordeponien

ÖWAV - Seminar
Wirtschaftskammer - Wien
27. April 2000

Herausgeber
Prof. Dipl.-Ing. Dr. N. Matsché
Techn. Universität Wien
Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft

Veranstalter

Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft
Techn. Universität Wien

Karlsplatz 13/226
A-1040 Wien

Österreichischer
Wasser- und
Abfallwirtschaftsverband

Marc-Aurel-Straße 5
A-1010 Wien

Redaktionelle Bearbeitung
Dipl.-Ing. K. Stumwöhrer

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
A-1040 Wien, Karlsplatz 13/226
Tel.: +43 1 58801-22611
Fax: +43 1 58801-22699
http://www.iwag.tuwien.ac.at

Alle Rechte vorbehalten.
Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen

Druck: Fa. Riegelnik
A-1080 Wien, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349
ISBN 3 - 85234 - 053-5

Inhaltsverzeichnis

Danzer M. 1 – 8
Rechtliche Aspekte der Sickerwasserbehandlung

Döberl G., Lahner T. 9 – 30
Die Genese von Sickerwasser in der Reaktordeponie

Budischowski A. 31 – 54
Sickerwassererfassung-, Ableitungs- und
Speichereinrichtungen

Rothschedl R. 55 - 74
Verfahrenskombination
Biologie, Umkehrosmose
am Beispiel Halbenrain

Mayr B. 75 - 82
Umkehrosmose als Methode der Wahl?

Anwander W. 83 - 112
Verfahrenskombination
Biologie-Mikrofiltration-Umkehrosmose bzw.
Biologie-Mikrofiltration-Nanofiltration-Oxidation
am Beispiel der Deponie Purgstall

Thürriedl K. 113 - 134
Verfahrenskombination
Biologie, Fällung, Flockung, Aktivkohlebehandlung
am Beispiel der Deponie St. Martin

Glatt G. 135 - 142
Vergleichbarkeit von Oberflächenabdichtungen

Fock G. 143 - 148
Umsetzung alternativer Oberflächen-Abdichtungssysteme
in die Praxis

Wiener Mitteilungen (2000) Band 162, 1-8
Copyright © 2000; Institut für Wassergüte / TU-Wien

Rechtliche Aspekte

M. Danzer

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Kurzfassung: Deponiesickerwasser unterliegt sowohl dem Abfallrecht als auch dem Wasserrecht. Die Ablagerung von Abfällen, insbesondere die bautechnischen Anforderungen an eine Deponie, die Art der abzulagernden Abfälle, die Organisation des Wasserhaushaltes und die Emissions- und Immissionskontrolle werden durch die nach dem Abfallwirtschaftsgesetz erlassene Deponieverordnung geregelt. Hinsichtlich der Einleitung von Sickerwasser in einen Vorfluter oder in eine Kanalisation verweist die Deponieverordnung auf das Wasserrecht, wobei abhängig vom TOC-Gehalt der Abfälle entweder die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung oder die Deponie-Sickerwasseremissions-verordnung maßgeblich ist. Wird Sickerwasser jedoch nicht auf Grund einer wasserrechtlichen Bewilligung behandelt und eingeleitet, so sind bei der Entsorgung wiederum abfallrechtliche Bestimmungen anzuwenden.

Keywords: Rechtliche Grundlagen für Deponiesickerwasser, Abfallrecht, Wasserrecht, Deponieverordnung, Abwasseremissionsverordnung

1 Abfallrecht und Wasserrecht

Im Bereich Deponiesickerwasser sind sowohl Wasserrecht als auch Abfallrecht maßgeblich. Die Ablagerung von Abfällen wird durch die nach Abfallwirtschaftgesetz (AWG) erlassene Deponieverordnung geregelt. Vom Geltungsbereich des Abfallwirtschaftsgesetzes ausgenommen sind jene Stoffe, die auf Grund einer wasserechtlichen Bewilligung in Gewässer eingebracht werden (§ 3 Abs 3 Z 1). Für die Einleitung von Sickerwasser in ein Fließgewässer oder in die öffentliche Kanalisation sind folgende Verordnungen nach Wasserrechtsgesetz (WRG) anzuwenden: Die Allgemeine

Abwasseremissionsverordnung (AAEV) und die Verordnung über die Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien (im Folgenden kurz: Sickerwasseremissionsverordnung).

In der Regel wird Sickerwasser auf Grund einer wasserrechtlichen Bewilligung behandelt und abgeleitet. Bei einer Verbringung mit Tankwagen kann Sickerwasser jedoch zu Abfall werden. Um eine klare Abgrenzung zu schaffen, wurde im Durchführungserlass zur WRG-Novelle Deponien Folgendes festgehalten:

Wenn Sickerwasser auf Grund einer im Genehmigungsbescheid des Deponiebetreibers festgehaltenen Vorschreibung mit Tankwagen zu einer bestimmten externen Behandlungs- oder Kläranlage verbracht wird, kann dies noch als Einbringen auf Grund einer wasserrechtlichen Bewilligung angesehen werden, sodass das Abfallrecht nicht anzuwenden ist.

Werden Sickerwässer jedoch zu einer oder verschiedenen externen, genehmigten Behandlungsanlagen verbracht, ohne dass die Art der Verbringung im Genehmigungsbescheid des Deponiebetreibers festgehalten ist, so ist nicht sichergestellt, dass die Sickerwässer im Einklang mit wasserrechtlichen Bestimmungen eingebracht werden. In diesen Fällen liegt Deponiesickerwasser als Abfall vor und es sind sämtliche abfallrechtlichen Bestimmungen anzuwenden.

Die Unterscheidung - Abfall oder Abwasser - war bislang von großer Bedeutung, da seit Inkrafttreten der Festsetzungsverordnung 1997 Deponiesickerwasser ein gefährlicher Abfall war (d.h. Sammler- und Behandlererlaubnis gemäß § 15 AWG, Genehmigung einer Behandlungsanlage nach § 29 AWG, gegebenenfalls nach UVP). In der Zwischenzeit hat sich herausgestellt, dass Deponiesickerwasser nur infolge eines Übertragungsfehlers in der deutschen Fassung der EU-Richtlinie über gefährliche Abfälle enthalten war! Am 3.5.2000 erschien eine Entscheidung der Komission über ein Abfallverzeichnis und ein Verzeichnis gefährlicher Abfälle, wonach Sickerwasser als nicht gefährlich angeführt wird.

Gemäß einer unmittelbar darauf vorgenommenen Novellierung der Festsetzungsverordnung wird Deponiesickerwasser ab 1.7.2000 als nicht gefährlicher Aball gelten. Auf die allgemeinen Aufzeichnungspflichten, denen auch nicht gefährliche Abfälle unterliegen, sei hingewiesen.

Rückstände aus der Behandlung von Deponiesickerwasser, die naturgemäß eine ganz andere Zusammensetzung aufweisen, sind als neue Abfälle anzusehen und unter der jeweils zutreffenden Schlüsselnummer zu entsorgen (zB für Konzentrate aus der Umkehrosmose die Schlüssel-Nr. 52725 „sonstige wässrige Konzentrate“, ein gefährlicher Abfall).

2 Einleitung von Sickerwasser

Der Anwendungsbereich der beiden Abwasseremissionsverordnungen richtet sich nach der Art der konsensgemäß abzulagernden Abfälle, und zwar nach dem Gehalt an organischer Substanz (als TOC). Bei der Einleitung von Sickerwasser aus Deponien für Abfälle mit einem TOC-Gehalt von mehr als 5 % ist die Sickerwasseremissionsverordnung maßgeblich. Sickerwasser aus Deponien für Abfälle mit weniger als 5 % TOC unterliegt den Bestimmungen der AAEV.

Für herkömmliche Müll- und Klärschlammdeponien ist daher die Sickerwasseremissionsverordnung anzuwenden. Die Einleitung von Sickerwasser aus Deponien mit anorganischen Abfällen wie insbesondere Baurestmassen-, Reststoff- und Massenabfalldeponien gemäß DeponieV hat sich nach der AAEV zu richten.

Werden jedoch auf einer Massenabfalldeponie Abfälle aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung gemäß § 5 Z 7 lit. f DeponieV abgelagert, so weisen diese Abfälle mehr als 5 % TOC auf und es ist daher die Sickerwasseremissionsverordnung ausschlaggebend.

Zu beachten ist, dass die Errichtung mehrerer Deponietypen nach § 4 DeponieV an einem Standort unter der Voraussetzung möglich ist, dass das Sickerwasser der einzelnen Typen getrennt erfasst wird. Die gemeinsame Behandlung von Wässern verschiedener Deponietypen an einem Standort ist nur zulässig, wenn

diese dadurch nicht erschwert wird und der gleiche Reinigungserfolg bezogen auf die Schmutzfrachtreduktion erzielt wird wie bei gesonderter Behandlung.

Für die Einleitung der Teilströme sind die entsprechenden Bestimmungen der AAEV anzuwenden. Weitere Teilstromanforderungen können sich durch andere, auf der Deponie anfallende Abwässer ergeben, die nicht zum Herkunftsbereich Sickerwasser gehören (z.B. Abwässer aus Laboratorien, aus der Fahrzeugreparatur und -reinigung oder aus einer auf der Deponie stattfindenden Abfallbehandlung).

Der Sickerwasseremissionsverordnung liegen Anforderungen nach dem Stand der Vermeidungs-, Rückhalte- und Reinigungstechnik zu Grunde. Detaillierte Vorschriften für die Deponietechnik und an die Qualität der abzulagernden Abfälle finden sich in der DeponieV. Hinsichtlich der Ableitung von Sickerwässern, verunreinigten Oberflächenwässern und Gaskondensaten verweist die DeponieV wiederum auf die einschlägigen Bestimmungen des WRG.

Auf Grund der Sickerwasseremissionsverordnung ergibt sich die Notwendigkeit der Sickerwasservorbehandlung meist für Indirekteinleiter genauso wie für Direkteinleiter. Als einer der wesentlichen Parameter ist der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) anzusehen. Bei Einleitung in ein Fließgewässer sind 50 mg/l einzuhalten. Die Einleitung von Sickerwasser in eine öffentliche Kanalisation ist nur zulässig, wenn ein biologischer Abbaugrad von mindestens 75 % (bei Deponien für biochemisch stabilisierten Klärschlamm und Kompost 65 %) im Abbautest nachgewiesen wird. Die Anforderung gilt nicht, wenn das Sickerwasser - gegebenenfalls nach Vorbehandlung - einen CSB-Gehalt von weniger als 200 mg/l aufweist.

Die Rückführung von Konzentraten aus der Sickerwasserreinigung (z.B. bei Membrantechniken wie Umkehrosmose und Ultrafiltration) auf die Deponie ist bei entsprechender Bewilligung noch bis zum Jahr 2004 erlaubt, steht jedoch im Widerspruch zu den Bestimmungen der DeponieV. § 5 Z 2 DeponieV sieht eine Ausnahme für das Ablagerungsverbot für flüssige Abfälle nur im Falle der „geschlossenen Sickerwasserkreislaufführung“, nicht aber für Konzentrate, vor. Zu beachten ist ferner, dass sich die Ausnahmebestimmung nur auf das auf der betreffenden Deponie anfallende Sickerwasser bezieht *(geschlossene Kreislauf-*

führung). Auf die Möglichkeit der thermischen Entsorgung von Konzentraten wird hingewiesen.

Gemäß § 2 Abs 2 Z 1 Indirekteinleiterverordnung (IEV) bedarf die Einleitung von Sickerwasser aus Abfalldeponien ausgenommen aus Bodenaushubdeponien oder Baurestmassendeponien in eine öffentliche Kanalisation weiterhin einer wasserrechtlichen Bewilligung.

3 Deponieverordnung

Seit 1.1.1997 ist bei der Genehmigung (Neuerrichtung oder wesentlichen Änderung) einer Deponie nach § 29 Abfallwirtschaftsgesetz die im April 1996 erlassene DeponieV anzuwenden. Bestehende Deponien müssen durch die mit 1.7.1997 inkraftgetretene Novelle zum Wasserrechtsgesetz entsprechend einem Stufenplan bis zum Jahr 2004 (gewisse Ausnahmen bis 2009) an die Anforderungen der DeponieV angepasst werden.

Die DeponieV schreibt nunmehr die Anforderungen an die Qualität der abzulagernden Abfälle durch Grenzwerte für Schadstoff(gesamt-)gehalte und Eluatwerte fest und regelt die Zuordnung von Abfällen zu vier verschiedenen Deponietypen: Bodenaushubdeponie, Baurestmassendeponie, Reststoffdeponie und Massenabfalldeponie.

Diese Neuordnung bedingt zum einen eine verstärkte Vortrennung von Abfallströmen, zum anderen die Notwendigkeit, Abfälle mit verschiedenen Verfahren vorzubehandeln.

Die Vorbehandlung von Abfällen bewirkt eine Vermeidung von Sickerwasseremissionen und entspricht damit den Grundsätzen sowohl des Wasserrechtsgesetzes als auch des Abfallwirtschaftsgesetzes. Konkrete Erfahrungen mit dem Verhalten der der DeponieV entsprechenden Deponietypen stehen zwar noch aus, aber es liegt auf der Hand, dass in Zukunft wesentlich weniger belastete Sickerwässer anfallen werden.

Für den Wasserhaushalt einer Deponie sind vor allem die §§ 15 bis 21 von Bedeutung. § 15 verlangt eine freie Sickerwasservorflut. Für Basisdichtung, Basisentwässerung und Zwischenspeicherung sind die §§ 18 und 19 in Verbindung mit Anlage 3 anzuwenden. § 20 schreibt die Errichtung einer Oberflächenabdichtung nach Verfüllung der Deponie vor.

§ 21 behandelt die im Bereich des Wasserhaushaltes anzuwendenden Bestimmungen im Speziellen. Ziel ist es, entsprechend dem Verdünnungsverbot unbelastete Wässer von belasteten Wässern getrennt anfallen zu lassen und belastete Wässer mit größter Effektivität und minimalem Aufwand zu reinigen. Daher sind alle oberirdischen und unterirdischen, dem Deponiekörper außerhalb der Aufstandsfläche zufließenden Wässer fernzuhalten und gesondert abzuleiten. Im Deponiebereich selbst ist eine Trennung und gesonderte Ableitung nicht verunreinigter Wässer von verunreinigtem Sickerwasser, Oberflächenwasser oder Gaskondensat vorzunehmen.

Schließlich wird gemäß § 21 die Überwachung und mindestens jährliche Überprüfung der Dichtheit von Speicherbecken und Ableitungen vorgeschrieben. Weiters ist sicherzustellen, dass durch die tägliche Ermittlung meteorologischer Daten die Erstellung einer Wasserbilanz für den Deponiekörper ermöglicht wird.

§ 27 (Emissions- und Immissionskontrolle) enthält die Bestimmung, dass gesammelte Deponiesickerwässer sowie Abläufe von Behandlungsanlagen mengenmäßig zu erfassen, regelmäßig zu beproben und zu analysieren sind. Weiters sind die vom Deponiekörper ferngehaltenen und die im Depoiebereich anfallenden nicht kontaminierten Wässer jeweils so zu erfassen, dass eine Beprobung und erforderlichenfalls eine mengenmäßige Erfassung vor Einleitung in einen Vorfluter oder eine öffentliche Kanalisation möglich ist.

Entsprechend § 28 (Kontrolle des Deponiekörpers) sind Einrichtungen zur Erfassung und Behandlung von Deponiesickerwasser einschließlich der allfälligen Existenz unkontrollierter Austritte während des Deponiebetriebes, aber auch nach Abschluss, regelmäßig zu überprüfen.

Daten zur Erhebung des Wasserhaushaltes, zur Emissions- und Immissionskontrolle und zur Kontrolle des Deponiekörpers sind gemäß § 29 (Dokumentation) aufzuzeichnen.

Literatur

DeponieV: Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung) BGBl 1996/164
AAEV: Allgemeine Abwasseremissionsverordnung, BGBl 1996/186
Sickerwasseremissionsverordnung: Verordnung über die Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien, BGBl 1992/613
Festsetzungsverordnung: Verordnung über die Festsetzung von gefährlichen Abfällen und Problemstoffen, BGBl II 1997/227
WRG-Novelle Deponien: Wasserrechtsgesetznovelle Deponien, BGBl 1997/59
IEV: Indirekteinleiterverordnung, BGBl Nr. 222/1998

Autorin:

Dipl.Ing. Mathilde Danzer
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft
Abt. III/3-U

Stubenbastei 5
1010 Wien

Wiener Mitteilungen (2000) Band 162, 9-30
Copyright © 2000; Institut für Wassergüte / TU-Wien

Die Genese von Sickerwasser in der Reaktordeponie

Gernot Döberl [1)] & Theresia Lahner [2)]

[1)] Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, TU Wien
[2)] Data Organisation-Consulting Bauer & Glenck OEG, Wien

Kurzfassung: Um Quantität und Qualität des Sickerwassers aus Abfalldeponien abschätzen zu können, bedarf es einer umfassenden Analyse der in einer Deponie ablaufenden Reaktionen und Prozesse. Aufbauend auf das Wissen um den Einfluss kurzfristiger Prozesse (Jahre bis Jahrzehnte) auf das Emissionsgeschehen, wird der Versuch unternommen auch den Einfluss mittel- und langfristiger (Jahrhunderte bis Jahrtausende) Prozesse auf den Wasser- und Stoffhaushalt einer „Reaktordeponie“ zu skizzieren. Vor allem langfristige Betrachtungen werden dadurch erschwert, dass mit Änderungen im Ablagerungsmilieu gerechnet werden muss, was auch Änderungen in der Dynamik des Wasser- und Stoffhaushaltes bedingen kann. Anhand des Vergleiches mit natürlichen Analoga wird gezeigt, in welche Richtung sich organische Deponietypen, wie Restmülldeponien oder Deponien für Reststoffe aus der mechanisch-biologischen Vorbehandlung, prinzipiell entwickeln können. Die Größenordnungen der daraus resultierenden Emissionen in die Sickerwasserphase werden abgeschätzt.

Keywords: Reaktordeponie, Sickerwasser, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt, Nachsorgephase, langfristige Prozesse, natürliche Analoga

1 Einleitung

Die nachfolgenden Ausführungen geben einerseits einen kurzen Überblick über den Stand des Wissens bezüglich Prozessen und Reaktionen in „Reaktordeponien“. Andererseits soll gezeigt werden, inwieweit mittel- und

langfristig zu erwartende Prozesse den zukünftigen Wasser- und Stoffhaushalt von Deponien mit hohen Gehalten an organischen Inhaltsstoffen beeinflussen.

Obwohl nach § 5 Z. 7 DeponieV ab dem Jahre 2004 Abfälle mit einem TOC-Gehalt größer 5 M-% TS nicht mehr deponiert werden dürften, sind Deponien mit hohem TOC-Gehalt auf Grund einer Ausnahmeregelung für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle auch zukünftig zu erwarten, da der zur Deponierung verbleibende Reststoff einer mechanisch-biologischen Vorbehandlung (Rotterestoff) einen TOC-Gehalt von rund 30 M-% TS aufweist - im Vergleich dazu unbehandelter Restmüll etwa 40 M-% TS.

1.1 Begriffliches

Die Verwendung des Begriffes „Reaktordeponie“ ist oft nicht eindeutig und führt immer wieder zu Missverständnissen. Im Folgenden daher eine kurze Erläuterung zur Entstehungsgeschichte des Begriffes, in der sich auch deutlich die abfallwirtschaftliche „Philosophie“ der jeweiligen Autoren zeigt:

Der Begriff „Reaktordeponie“ stammt ursprünglich aus dem „Leitbild für die Schweizerische Abfallwirtschaft“ (Bundesamt für Umweltschutz, 1986) und ist dort definiert als

> *„Eine Deponie, in der auf Grund des vorhandenen organischen Materials mikrobiologische Abbauprozesse stattfinden (‚Bioreaktor’), welche zu Gasen [...] und zu organisch reichen Sickerwässern [...] führen, die ‚nachbehandelt’ werden müssen.“*

Wesentlich erscheint der Zusatz an anderer Stelle:

> *„[...] dessen Produkte [nämlich die des ‚Reaktors’, Anm.] Gase und Sickerwasser nicht mit Sicherheit voraussagbar sind.“*

Eine Ausdehnung des Begriffes findet sich in Baccini (Gerzensee-Tagung - 1989), wo die Reaktordeponie sehr gering reaktiven „Endlagern“ gegenübergestellt wird (*Reactor vs. Final Storage*). Während Stoffausträge aus Endlagern in der Größenordnung geogener Stoffflüsse liegen, verändern Emissionen aus Reaktordeponien nachhaltig natürliche Stoffflüsse und –lager. Reaktordeponien - inklusive anorganische Deponietypen wie Monodeponien für

MVA-Schlacke - bedürfen daher im Gegensatz zu Endlagern einer Nachsorgephase.

Der Begriff Reaktordeponie, wie er im Rahmen des ÖWAV-Seminars „Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf Reaktordeponien“ verwendet wird, hat seinen Ursprung in der „Richtlinie für die Ablagerung von Abfällen“ (BMfUJF & BMfLF, 1990). Die dortige Definition lautet:

> *„Deponie mit Verbindung zur Biosphäre und zeitlich begrenzten, kontrollierbaren Emissionen, die auf Grund von abschätzbaren biologischen, chemischen und physikalischen Vorgängen auftreten.“*

Diese Definition würde per se anorganische Deponietypen nicht ausschließen, jedoch ist die Reaktordeponie in der Richtlinie ausdrücklich für die Ablagerung kommunaler Abfälle gedacht. Der Begriff „Reaktordeponie“ bezieht sich daher – ähnlich wie im Schweizer Leitbild – auf Deponien mit hohem Gehalt an organischen Inhaltsstoffen. Auffallend ist, dass im Gegensatz zum Schweizer Leitbild, die Emissionen als „abschätzbar“ und zusätzlich als „zeitlich begrenzt und kontrollierbar“ bezeichnet werden.

Im Folgenden wird der Begriff „Reaktordeponie“ - abweichend vom umfassenden Konzept Baccinis - als Synonym für Deponien verwendet, in denen auf Grund des hohen Gehaltes an organischem Kohlenstoff neben physikalisch-chemischen Prozessen auch biochemische Abbauprozesse stattfinden.

1.2 Reaktionen in Reaktordeponien

Die durch den hohen TOC-Gehalt bedingten biochemischen Abbauprozesse laufen zu Beginn der Ablagerung unter aeroben Bedingungen ab. Durch Überlagerung und Verdichtung der Abfälle stellen sich jedoch innerhalb kurzer Zeit (Tage-Wochen) anaerobe Verhältnisse ein.

Im weiteren Verlauf werden die Bedingungen im Deponiekörper und die daraus resultierenden Emissionen in die Wasser- und Gasphase maßgeblich von den anaeroben Abbauprozessen durch Mikroorganismen mitgesteuert (siehe Abbildung 1).

Aus der Biomasse (Kohlehydrate, Fette, Proteine) werden durch Einwirkung fermentativer Bakterien langkettige Fettsäuren, Glycerin, Zucker und Aminosäuren gebildet (Phase der Hydrolyse). Deren weiterer Abbau in Essigsäure, Kohlendioxid und Wasserstoff wird als „Saure Phase“ bezeichnet (Dauer: Monate bis Jahre).

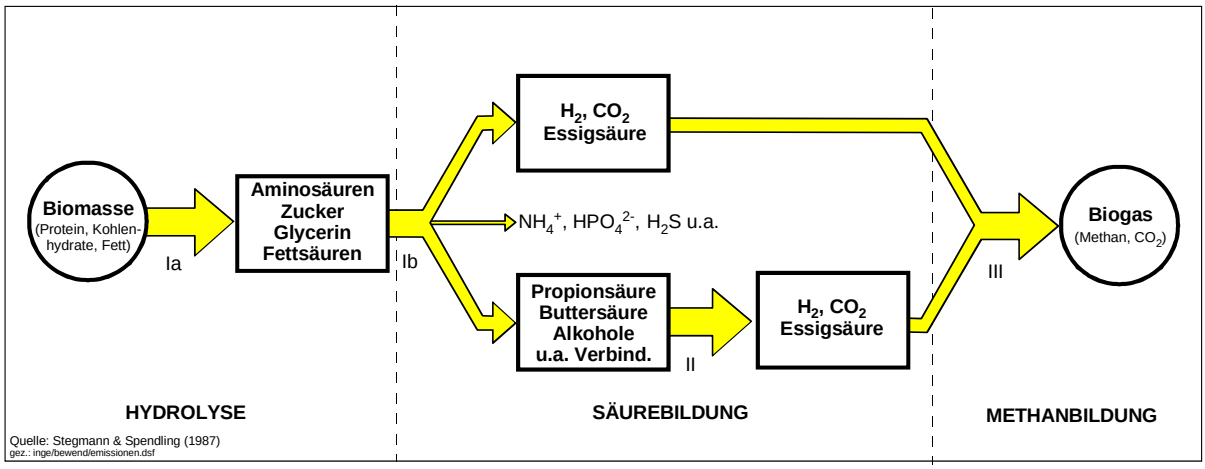


Abbildung 1: Ablauf von Abbauprozessen in Hausmülldeponien (nach Stegmann & Spendlin, 1987)

Aus diesen Reaktionsprodukten beginnt sich in der Folge unter Einwirkung methanogener Bakterien Methan und Kohlendioxid zu bilden (Startphase der Methanbildung und stabile Methanphase). Die Methanproduktion dauert Jahrzehnte bis Jahrhunderte an, die intensive Reaktorphase, in der verstärkt Methan produziert wird, ist aber auf 1-3 Jahrzehnte beschränkt. Danach nimmt die Methanproduktion allmählich ab (Ausklingphase). Ab diesem Zeitpunkt ist der Stoffaustrag über das Sickerwasser quantitativ der entscheidende Prozess.

Die beschriebenen biochemischen Prozesse sind aber nur kurzfristig von Bedeutung. Bei langfristigen Betrachtungen sind zusätzlich physikalisch-chemische und geochemisch-geologische Prozesse zu beachten.

Deren Einfluss auf das Gesamtsystem kann wie in Abbildung 2 dargestellt werden.

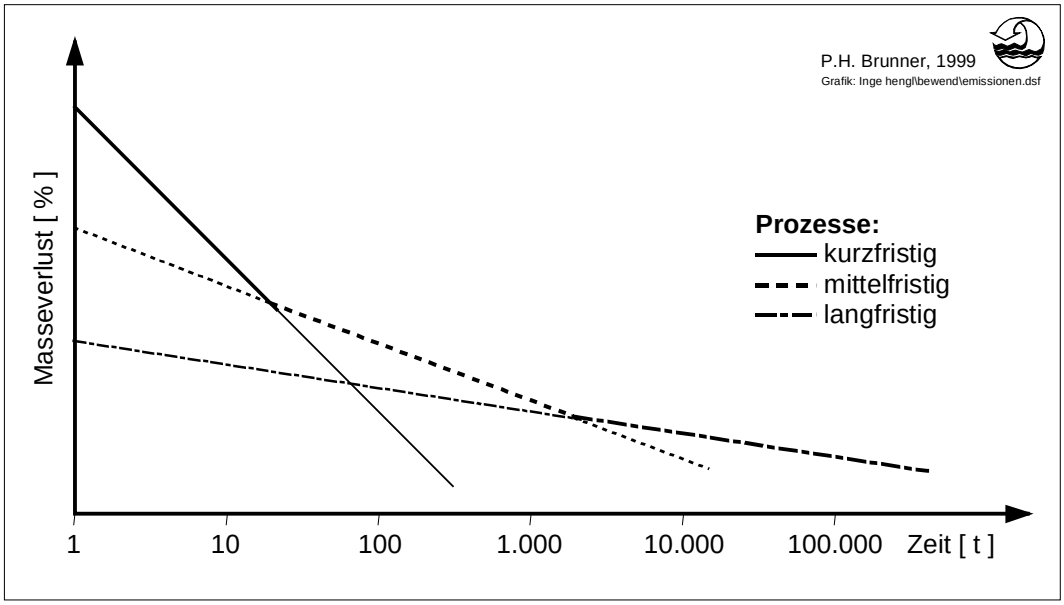


Abbildung 2: Schematische Darstellung des Anteiles kurz-, mittel- und langfristiger Prozesse am Masseverlust einer Deponie

Kurzfristige, hauptsächlich biochemische Prozesse bewirken im Zeitraum von Jahrzehnten einen großen Masseverlust der Deponie. Der Anteil mittel- und langfristiger Prozesse kann in diesem Zeitraum auf Grund der Dominanz kurzfristiger Prozesse bestenfalls grob abgeschätzt werden. Erst nach Abklingen der biochemischen Abbauprozesse wird der Einfluss mittel- und später langfristiger Prozesse in Form der von diesen bedingten Emissionen messbar.

2 Wasserhaushalt

Vorhandensein von Wasser in Form von Deponiesickerwasser ist einerseits die Voraussetzung für den Ablauf biochemischer Abbauprozesse, andererseits ist das Deponiesickerwasser auch Transportmedium für gelöste Stoffe.

Da in Zukunft Deponien entstehen werden, deren Gasproduktion zumindest reduziert ist, gewinnt der Stoffaustrag über das Sickerwasser zusätzlich an

Bedeutung. Die große Rolle, die Wasser im Stoffhaushalt einer Abfalldeponie spielt, ist in Abbildung 3 vereinfacht dargestellt.

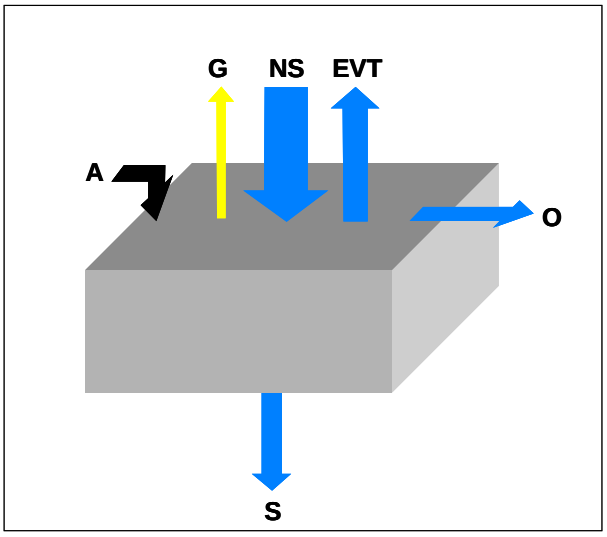


Abbildung 3: Stoffflüsse einer Abfalldeponie (A=Abfall, G=Gas, NS=NiederschlOOberflächenabflussspiration, O=Oberflächenabfluß, S=Sickerwasser)

2.1 Kurz- und langfristiger Wasserhaushalt

Eine sowohl kurzfristige (Jahre bis Jahrzehnte) als auch langfristige (Jahrhunderte und länger) Prozesse berücksichtigende Wasserhaushaltsgleichung für Abfalldeponien kann folgendermaßen formuliert werden:

$$SIWA = NS + EW + ZW \pm BW - ET_{akt} - G - OA - S$$

SIWA	*Sickerwasseraustrag*
NS	*Niederschlag*
EW	*Einbauwasser*
ZW	*Wassereintrag durch Sickerwasserkreislaufführung*
BW	*Differenz von biochemisch gebildetem und verbrauchtem Wasser*
ET_{akt}	*aktuelle Evapotranspiration*
G	*Wasseraustrag über das Deponiegas*
OA	*Oberflächenabfluss*
S	*in der Deponie und im Abfall gespeicherte Wassermenge*

Im Folgenden einige Beispiele, die zumindest die Größenordnungen der einzelnen Parameter veranschaulichen sollen (siehe dazu auch Abbildung 4). Während alle anderen Parameter standortunabhängig sind, unterscheiden sich die jährlichen Niederschlagsmengen unterschiedlicher Standorte in Tallagen allein in Österreich um den Faktor 5 (400 mm/Jahr bis 2.000 mm/a). Den größten Einfluss auf den Wasserhaushalt einer Deponie hat somit die klimatische Wasserbilanz eines Standortes, also die Differenz aus Niederschlag minus Evapotranspiration (vgl. Huber, 1995 und Spaun, 1995; siehe Abbildung 5).

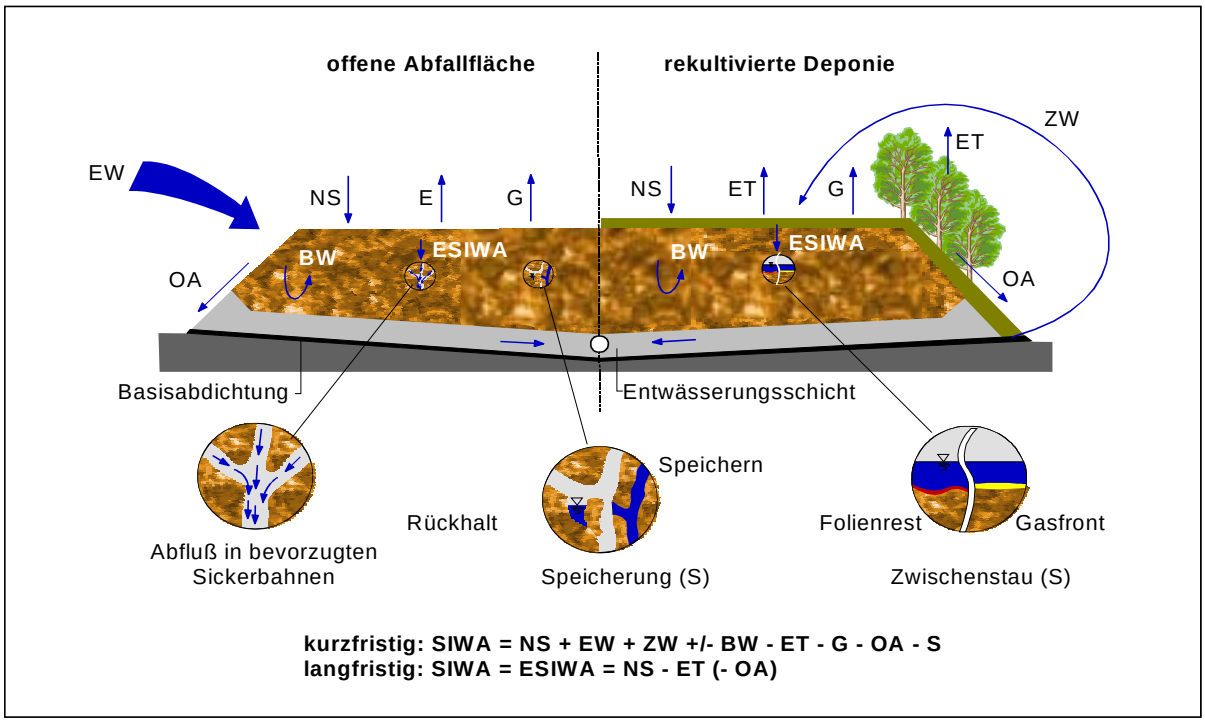


Abbildung 4: Wasserhaushalt einer Reaktordeponie im Detail (E=Evaporation, ESIWA=Einsickerwasser, alle anderen Abkürzungen: siehe Wasserhaushaltsgleichung.)

Der Einbauwassergehalt (EW) beträgt im Falle von Restmüll 27 %, im Falle von Rotteresstoff 15 %. Anaerobe Abbauprozesse, wie sie in Reaktordeponien schon nach kurzer Zeit eintreten, benötigen pro m³ und Jahr etwa 30 l Wasser (Spaun, 1995). Nach Beendigung der intensiven Reaktorphase, also nach 1-3 Jahrzehnten, geht der Wasserverbrauch biochemischer Reaktionen jedoch gegen Null. Der Wasseraustrag durch die Gasphase beträgt rund 60 g Wasserdampf pro m³ Deponiegas (Rettenberger, 1987). Der Oberflächenabfluss bewegt sich in

Abhängigkeit von der Deponieoberfläche zwischen 0 und 5 % des Niederschlages.

Während kurzfristig Parameter wie biochemischer Wasserverbrauch und Speichervermögen (siehe unten) eine wesentliche Rolle im Wasserhaushalt einer Deponie spielen, nähert sich langfristig der Sickerwasseraustrag der klimatischen Wasserbilanz, also der Differenz aus Niederschlag minus Evapotranspiration. Diese Differenz wird auch als Einsickerwassermenge bezeichnet.

Dennoch kommt der Ermittlung der kurzfristigen Wasserbilanz auf Grund praktischer Fragestellungen betreffend die Dimensionierung des Sickerwassersammelsystems und des Sickerwasserspeichers große Bedeutung zu.

Für derartige Berechnungen werden oft Schichtenmodelle herangezogen, die das Vorrücken der Wasserfront Schicht für Schicht beschreiben, wobei für jede einzelne Schicht ein homogenes Durchlässigkeits- und Speichervermögen angenommen wird. Präferenzielle Sickerwege können somit nicht erfasst werden. Eine Abhilfe schaffen hier statistische Modelle, die einen statistisch abgesicherten Zusammenhang zwischen Niederschlag, Evapotranspiration und Sickerwasser an einem bestimmten Standort herstellen. Durch Übertragungsfunktionen kann das gewonnene Modell auch an anderen Standorten angewandt werden. Hierzu sind aber laufende Verifizierungen und Anpassungen erforderlich.

Berechnungen für zwei fiktive Standorte in Österreich mit einem kombinierten Modell zeigen, dass in Abhängigkeit der klimatischen Bedingungen die Speicherkapazität einer Restmülldeponie nach 4 bis 16 Jahren erschöpft ist und es anschließend zu einem starken Anstieg des Sickerwasseraustrages kommt (siehe Abbildung 5).

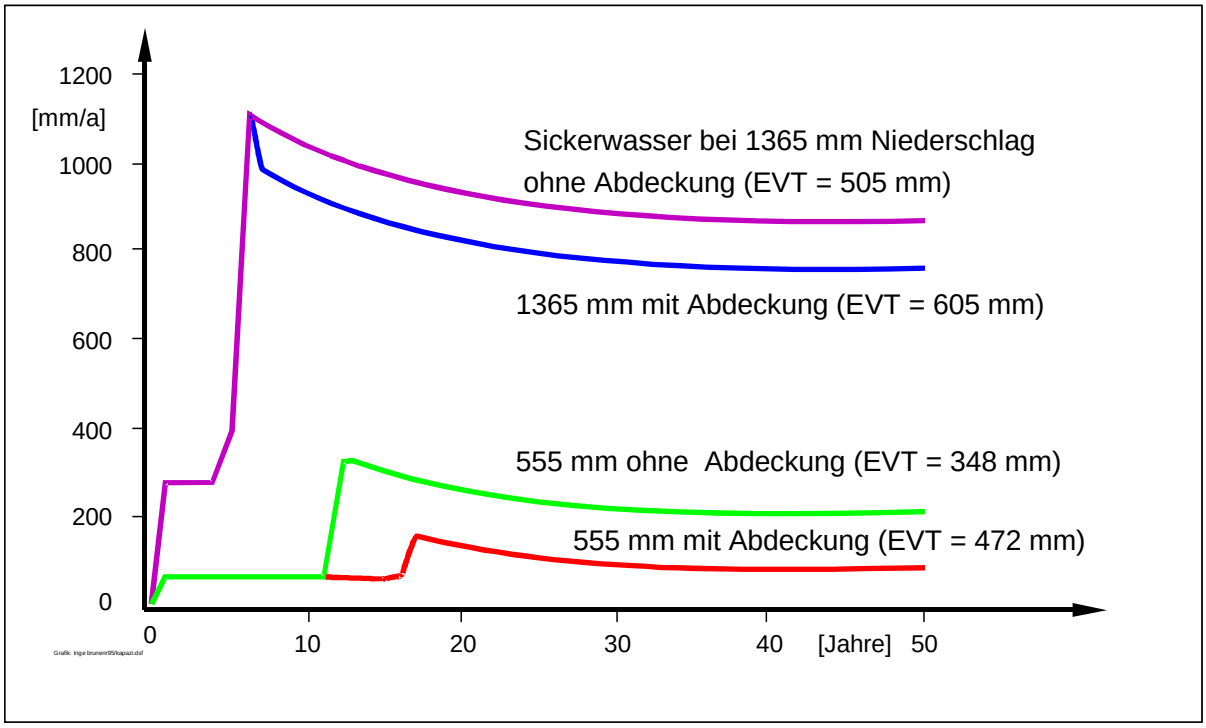


Abbildung 5: Sickerwasseranfall von Restmülldeponien an zwei fiktiven Standorten (nach Huber, 1995 und Spaun, 1995)

Schon nach wenigen Jahrzehnten nähert sich der Sickerwasseraustrag aber der klimatischen Wasserbilanz.

Kurzfristig können zusätzlich Oberflächenabdecksysteme den Sickerwasseraustrag verringern, jedoch ist mit der Funktionstüchtigkeit von technischen Abdichtungsmaßnahmen über lange Zeiträume nicht zu rechnen. Literaturangaben über die Beständigkeit von Dichtungssystemen liegen zwischen 50 und 100 Jahren (z.B. ÖWAV, 1999; Lichtensteiger et al., 1992).

2.2 Ausgewählte Phänomene des Wasserhaushaltes von Reaktordeponien

Die tatsächlichen Wasserwegigkeiten innerhalb einer Reaktordeponie sind im Einzelfall sehr schwer zu evaluieren und praktisch nicht auf andere Deponien umzulegen (siehe Abbildung 4). Insbesondere die schon erwähnten präferenziellen Sickerwege sind ausschließlich von standortspezifischen Gegebenheiten abhängig (Verdichtungsgrad, Inhomogenitäten, Einbauten). Sie bewirken eine im Vergleich zu umgebenden Deponiebereichen um Größenordnungen verkürzte Aufenthaltszeit des Sickerwassers in der Deponie und damit zusammenhängend auch geringere Konzentrationen. Da sich diese

Wässer in der Sickerwassererfassung aber mit ausschließlich im Porenraum migrierenden Wässern mischen, bedürfte es zu ihrer Identifizierung spezieller tracerhydrologischer Methoden (z.B. Abflusskomponententrennung). Präferenzielle Sickerwege sind auch deshalb von Interesse, weil sie potenzielle Wegigkeiten für Luftsauerstoff darstellen, der nach Abschluss der Methanproduktion in den Deponiekörper eindringt. Dieser an sich diffusive Vorgang wird auf diese Weise beschleunigt. Oxidationsprozesse bewirken entscheidende Änderungen im Ablagerungsmilieu, deren Auswirkungen in Abschnitt 3 besprochen werden.

Andere bekannte Phänomene des Wasserhaushaltes von Deponien sind etwa das Entstehen virtueller Wasserstände oder von Trockenbereichen. Erstere kommen dadurch zu Stande, dass die Bewegung des entweichenden Gases der Sickerwasserbewegung entgegengesetzt ist und so z.T. isolierte „Wasserinseln auf einem Gaspolster schweben“. Trockenbereiche können unter „internen Dichtschichten“ (hochverdichtete Bereiche, Kunststofffolien) entstehen. Kommen diese Bereiche langfristig doch mit Wasser in Berührung, werden Abbaureaktionen eingeleitet, die im umliegenden Deponiebereich unter Umständen schon vor langer Zeit zum Erliegen gekommen sind. Beide Phänomene sind im weiteren Sinn der Speicherkapazität einer Deponie zuzuordnen.

Ein Missverständnis liegt oft der Annahme zu Grunde, dass ein hoher Verdichtungsgrad und die damit verbundene geringe hydraulische Leitfähigkeit des Abfalls zu einer Verringerung des Sickerwasseranfalls führen. Zwar mag dies für die Betriebsphase richtig sein, doch kann eine Senkung der Durchlässigkeit nur dann zu einer Verringerung des Sickerwasseranfalls führen, wenn dadurch entweder Evaporation oder Oberflächenabfluss erhöht werden. Da aber in Österreich alle Deponien gemäß Deponieverordnung mit einem Oberflächenabdichtungssystem inklusive einer Rekultivierungsschicht abgedeckt werden müssen, hängt die eindringende Sickerwassermenge ausschließlich von den hydraulischen Parametern der Rekultivierungsschicht ab. Die Rekultivierungschicht puffert im Allgemeinen Niederschlagsspitzen ab. Sofern die maximal in den eigentlichen Deponiekörper versickerbare Wassermenge größer als die tatsächlich anfallende ist, haben niedere hydraulische Leitfähigkeiten des Abfalls nur eine Verzögerung in der Kinetik des Sickerwasseraustrages zur Folge. So kann einfach gezeigt werden, dass

selbst in Gebieten mit hohen Niederschlägen (1.000 mm/a, EVT=50%) die theoretisch versickerbare Wassermenge für Durchlässigkeitsbeiwerte von 1,0E-07 m/s, wie sie häufig für verdichteten Rotterestoff angegeben werden, größer als die tatsächlich anfallende Einsickerwassermenge ist:

Tatsächlich eindringende Wassermenge pro m²:

$$Q_{tat} = NS\ [m^3/a] - EVT\ [m^3/a] = 1 - 0{,}5 = \mathbf{0{,}5\ [m^3/a]}$$

Maximal versickerbare Wassermenge pro m² (I = h/l =1 für vertikale Durchströmung ohne Rückstau):

$$Q_{max} = kf\ [m/s] * (3600*24*365) * I = 1{,}0E\text{-}07 * (3600*24*365) * 1 = \mathbf{3{,}2\ [m^3/a]}$$

Das bedeutet, dass trotz der höheren Verdichtbarkeit von mechanisch vorbehandeltem Restmüll oder Rotterestoff mit einem ähnlich hohen Sickerwasseranfall zu rechnen ist.

3 Stoffhaushalt

3.1 Einfluss kurzfristiger Prozesse auf den Stoffhaushalt

Für die Sickerwasserqualität hat das anfangs geschilderte biochemische Abbaugeschehen entscheidende Auswirkungen. Abbildung 6 zeigt einen Überblick über zu erwartende Sickerwasseremissionen in Abhängigkeit der jeweils gerade vorherrschenden Abbauphase.

Während in der sauren Phase (pH 5,5-6,5) neben der organischen Belastung (CSB: bis zu 40.000 mg O_2/l, BSB_5 bis zu 30.000 mg O_2/l) auch die Schwermetallbelastung (z.B. Zn: bis zu 70 mg/l) sehr hoch sein kann, sinken die Belastungen mit Beginn der Methanphase (pH um 8) relativ rasch ab (CSB: 3.000-4.000 mg O_2/l; BSB_5: 100-400 mg O_2/l; Zn: 0,5-1 mg/l). Das von 0,5 um eine Größenordnung gesunkene BSB/CSB-Verhältnis zeigt das Vorherrschen schwerer abbaubarer organischer Substanzen im Sickerwasser der Methanphase an.

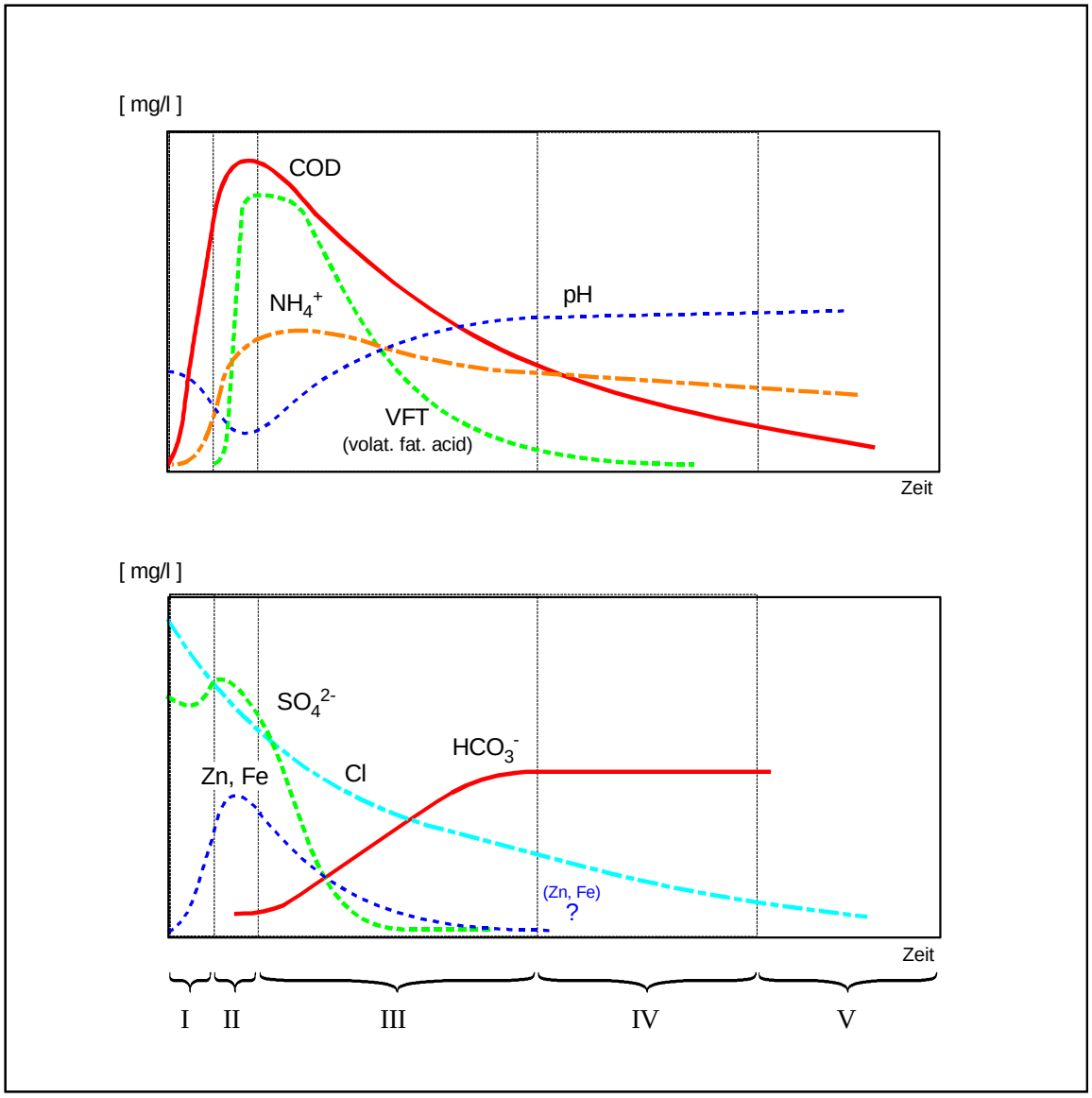


Abbildung 6: Schematischer Verlauf von Sickerwasseremissionen aus Hausmülldeponien (I=aerobe Phase, II=saure Phase, III=Startphase der Methanbildung, IV=stabile Methanphase, V=Abklingphase; nach Christensen & Kjeldsen, 1989)

Die geringere Mobilisierbarkeit der Schwermetalle ist auf den gestiegenen pH-Wert und die reduzierenden Verhältnisse zurückzuführen. Unter diesen Randbedingungen sind viele Schwermetalle schlecht löslich, fallen als Sulfide aus oder werden an organische Substanzen adsorbiert.

Stickstoffemissionen finden in der Methanphase entsprechend den anoxischen Verhältnissen in Form von Ammonium (500-3.000 mg/l) und untergeordnet auch Nitrit (0,5-25 mg/l) statt. Schwefel wird hauptsächlich in Form des

Sulfations (300-3.000 mg/l) emittiert, das bei pH-Werten um 8-9 auch im anoxischen Bereich die vorherrschende Schwefelphase ist. Unabhängig von der gerade vorherrschenden Abbauphase sind die Emissionen leicht löslicher Salze (z.B. Chlorid, 2.000-15.000 mg/l).

Tabelle 1 zeigt den Schwankungsbereich einiger ausgewählter Sickerwasserkonzentrationen aus Hausmüll- bzw. Restmülldeponien und Deponien für Rotterestoff (MBA-Reststoffe).

Tabelle 1: Schwankungsbereich ausgewählter Sickerwasserkonzentrationen aus Restmüll- und MBA-Reststoffdeponien (Literaturrecherche).

		Haus-/Restmülldeponien		MBA-Reststoffdeponien	
		Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
pH	[mg/l]	3,5	9	6,4	8,4
CSB	[mg/l]	500	60.000	400	8.300
Chlorid	[mg/l]	100	15.000	800	16.000
Sulfat	[mg/l]	50	3.000	50	10.500
Ammonium	[mg/l]	20	3.000	<0,1	1.000
Blei	[mg/l]	0,02	1	<0,005	1,60

Sickerwasseremissionen aus Deponien für Rotterestoff liegen mit Ausnahme der organischen Summenparameter in denselben Größenordnungen. Die anfänglichen CSB und BSB_5-Werte liegen im Bereich derjenigen von Hausmülldeponien in der Methanphase, also ein bis zwei Größenordnungen über den Einleitgrenzwerten in Oberflächengewässer. Der minimale pH-Wert von 6,5 zeigt, dass nicht automatisch von einem Überspringen der sauren Phase in Rotterestoffdeponien auszugehen ist.

3.2 Einfluss langfristiger Prozesse auf den Stoffhaushalt

Während der Sickerwasseranfall bei gleich bleibenden Klimaverhältnissen langfristig annähernd konstant ist, verändern sich die mit dem Sickerwasser ausgetragenen Stoffflüsse über die Zeit. Sofern die Milieubedingungen im Deponiekörper konstant bleiben, ist im Allgemeinen mit einer Abnahme der

Sickerwasserkonzentrationen mit fortlaufender Zeit in Abhängigkeit von initialem Stoffgehalt, mobilisierbarer Menge und Sickerwassermenge zu rechnen. Anfangs hohe Sickerwasserkonzentrationen dürfen aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass in der intensiven Reaktorphase keine wesentliche Abnahme des Stoffgehaltes stattfindet. Am Ende der intensiven Reaktorphase, also nach einem bis drei Jahrzehnten, sind noch etwa 90 % der Nichtmetalle und mehr als 99,9 % der Schwermetalle im Deponiekörper. Lediglich die Kohlenstoffmenge ist, hauptsächlich durch Gasaustrag, auf etwa 60 % der Ausgangsmasse reduziert worden. Der Transferkoeffizient für Kohlenstoff ins Sickerwasser beträgt dabei nahezu 0,99 (Belevi & Baccini, 1989).

Die Abnahme sowohl durch Abbauprozesse als auch durch Auswaschungsprozesse bedingter Stoffflüsse im Sickerwasser folgt in der Regel näherungsweise einer Kinetik erster Ordnung. Dadurch lässt sich mit einfachen Modellen unter Berücksichtigung der mobilisierbaren Stoffmenge die erforderliche Nachsorgephase für Reaktordeponien grob abschätzen (z.B. Modell von Belevi & Baccini, 1989). Als anzustrebende Grenzkonzentrationen können hier im ersten Ansatz die Einleitgrenzwerte für Deponiesickerwässer in Oberflächengewässer oder in die Kanalisation herangezogen werden. Der Zeitraum bis zur Unterschreitung dieser Grenzkonzentration definiert damit die Dauer der Nachsorgephase. Für einzelne Substanzen, wie z.B. Chlorid oder Phosphat ist hier mit einem Zeitraum von mehreren Jahrhunderten zu rechnen. Auf ähnliche Zeiträume lassen auch die Ergebnisse von Versuchen mit so genannten Deponiesimulationsreaktoren (DSR) schließen (Heyer & Stegmann, 1997).

In Abbildung 7 ist am Beispiel des Chlorids der langfristige Verlauf von Emissionen aus Restmülldeponien dargestellt. Die obere Kurve geht von einer hundertprozentigen Mobilisierbarkeit des Chlors im Abfall aus, die untere Kurve berücksichtigt, dass ein bestimmter Anteil des Chlors in PVC gebunden ist, und daher im betrachteten Zeitraum von 1.000 Jahren wahrscheinlich nicht mobilisierbar ist. Die Berechnung der Kurven erfolgte mit einem kinetischen Modell erster Ordnung, das mit einem Gasaustragsmodell gekoppelt ist. Die „Knicke“ nach 20 Jahren ergeben sich durch die Annahme, dass nach Beendigung der intensiven Reaktorphase Chlor ausschließlich in Form von Chlorid mit dem Sickerwasser ausgetragen wird. Davor wird Chlor zu etwa 1-2% über den Gaspfad ausgetragen.

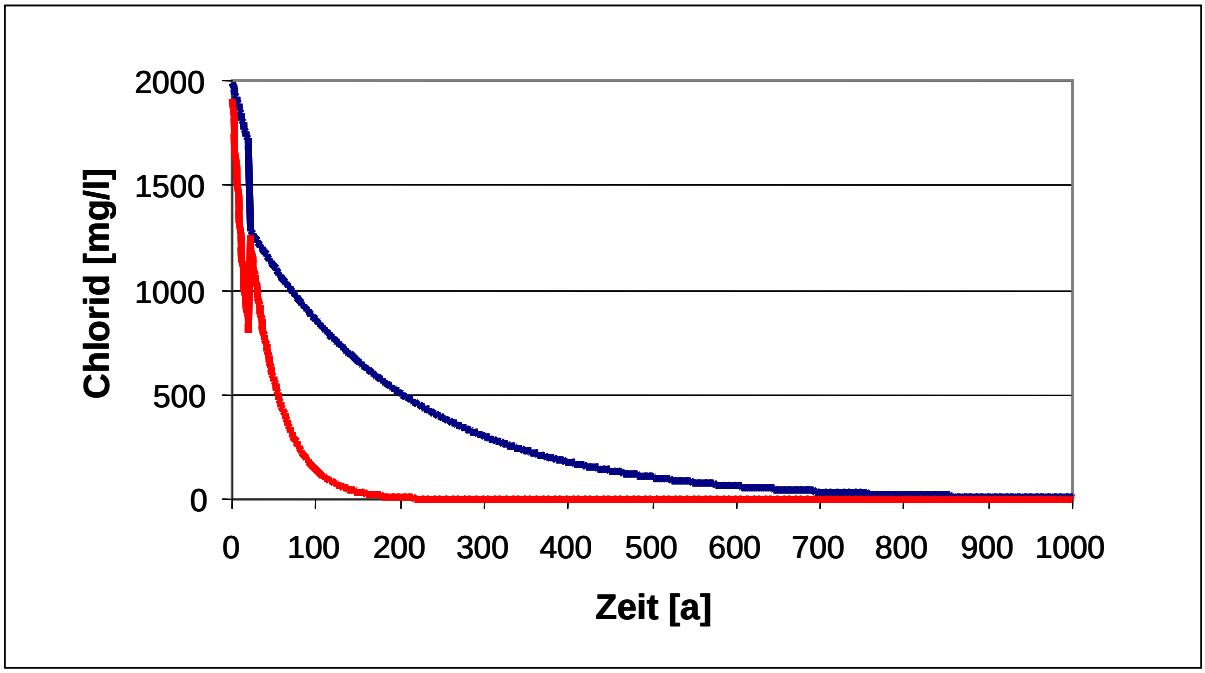


Abbildung 7: Langfristiger Verlauf der Chloridemissionen aus einer Restmülldeponie.

Während der Austrag von Chlorid unabhängig von den Milieubedingungen in der Ablagerung erfolgt, ist die Mobilisierbarkeit von organischem Kohlenstoff und Schwermetallen stark an die vorherrschenden Bedingungen gebunden.

Es stellt sich daher die Frage nach den sich langfristig einstellenden Bedingungen in Abfalldeponien. Der Grund dafür, dass nach der intensiven Methanphase biochemische Abbauprozesse relativ träge ablaufen, ist im Vorherrschen anaerober Bedingungen zu sehen, die wiederum auf die hohe Verdichtung des Abfalls und die Oberflächenabdeckung der Deponie zurückzuführen sind.

Auch aus der Natur sind langfristig stabile, rezent entstehende Akkumulationen von organischem Material (Restmüll hat nach Beendigung der intensiven Reaktorphase einen TOC-Gehalt von 25-30 M-% TS) nur unter anaeroben Bedingungen bekannt. Als Beispiele können hier etwa Torf oder Sapropel (Faulschlamm) angeführt werden, die einen ähnlichen TOC-Gehalt aufweisen und langfristig stabil sind. Der Beginn der Bildung vieler Torfablagerungen fällt im Alpenraum ins Spät- bzw. frühe Postglazial, sodass die organische Substanz in diesen Ablagerungen ein C-14-Alter von rund 10.000 Jahren B.P. aufweist. Der entscheidende Unterschied zwischen diesen natürlichen organischen Akkumulationen und Hausmülldeponien liegt aber im Mechanismus, der die

anaeroben Bedingungen aufrecht erhält. Sowohl bei Torf als auch bei Faulschlamm sind es die subaquatischen Ablagerungsbedingungen, die ein Eindringen von Sauerstoff verhindern – bei Torf etwa der hohe Grundwasserstand. Die Ablagerungsbedingungen unter denen Torfe gebildet werden können vereinfacht als mit „Wasser gefüllte, dichte Wanne“ bezeichnet werden, wobei der Wasseraustausch mit benachbarten Gebieten äußerst gering ist. Entscheidend ist nun die Tatsache, dass die Milieubedingungen in dieser Konstellation über lange Zeiträume stabil gehalten werden. Das heißt, das sauerstoffarme Grundwasser verhindert nachhaltig das Eindringen reaktiven Luftsauerstoffs.

Unter subaerischen Bedingungen, wie sie prinzipiell bei Abfalldeponien vorliegen, sind hingegen langfristig stabile, natürliche organische Ablagerungen nicht bekannt, da Luftsauerstoff die organischen Anteile relativ rasch mineralisiert. Am instruktivsten ist dieser Vorgang am Beispiel des Abbaues von Humus im Laufe des Bodenbildungsprozesses zu sehen. Der „Rest-TOC-Gehalt“ im Boden beträgt meist unter 1 M-% und setzt sich fast ausschließlich aus Huminstoffen zusammen. Huminstoffe in Böden haben z.T. C-14-Alter von einigen Tausend Jahren (Schachtschabel et al., 1998), was zeigt, dass sie auch unter aeroben Bedingungen stabil sind.

Wie bereits dargelegt, kann auf Grund der begrenzten Funktionstüchtigkeit von Oberflächenabdichtungen, langfristig die Deponie nicht von atmosphärischen Einflüssen abgeschlossen werden. Nun ist aber gerade der Abschluss von der Umwelt der Mechanismus, auf den die anaeroben Bedingungen im Deponiekörper zurückzuführen sind. Es ist daher in Anlehnung an das oben beschriebene natürliche Analogon „Boden“ folgendes langfristiges Entwicklungsszenario für Reaktordeponien zu erwarten:

Nach Undichtwerden der Oberflächenabdichtung beginnt Luftsauerstoff an der Grenzfläche Abfall-Luft organisches Material zu oxidieren und gleichzeitig diffusiv weiter vorzudringen. Die Eindringgeschwindigkeit ist dabei einerseits von der Diffusionskonstante des Abfalls andererseits vom Sauerstoffverbrauch der Oxidationsreaktionen abhängig. Bozkurt (1998) berechnet mit einem Diffusions-Reaktionsmodell die Dauer bis zur vollständigen Oxidation des organischen Materials in einer Hausmülldeponie mit 600 Jahren. Hinzugefügt muss aber werden, dass präferenzielle Wegigkeiten diesen Prozess wesentlich

beschleunigen können. Im Wesentlichen sind durch die Etablierung aerober Verhältnisse im Deponiekörper folgende Auswirkungen zu erwarten:

1. Beschleunigter Abbau der organischen Substanz, da der Abbau unter aeroben Bedingungen z.T. um Größenordnungen rascher erfolgt. Zusätzlich erhöht sich in aeroben Systemen, wie z.B. in Böden, der Transferkoeffizient von Kohlenstoff in die wässrige Phase um den Faktor 5 bis 10 (Schachtschabel et al. , 1998). Beides bedingt eine deutliche Erhöhung der Konzentrationen und Frachten im Sickerwasser. In Abbildung 8 ist der langfristig berechnete Verlauf der TOC-Emissionen unter diesen Voraussetzungen dargestellt. Zur Abschätzung des Emissionspotenzials kann der Boden als natürliches Analogon herangezogen werden. Das heißt, es ist mit langfristig stabilen TOC-Gehalten von maximal einigen Prozent zu rechnen.

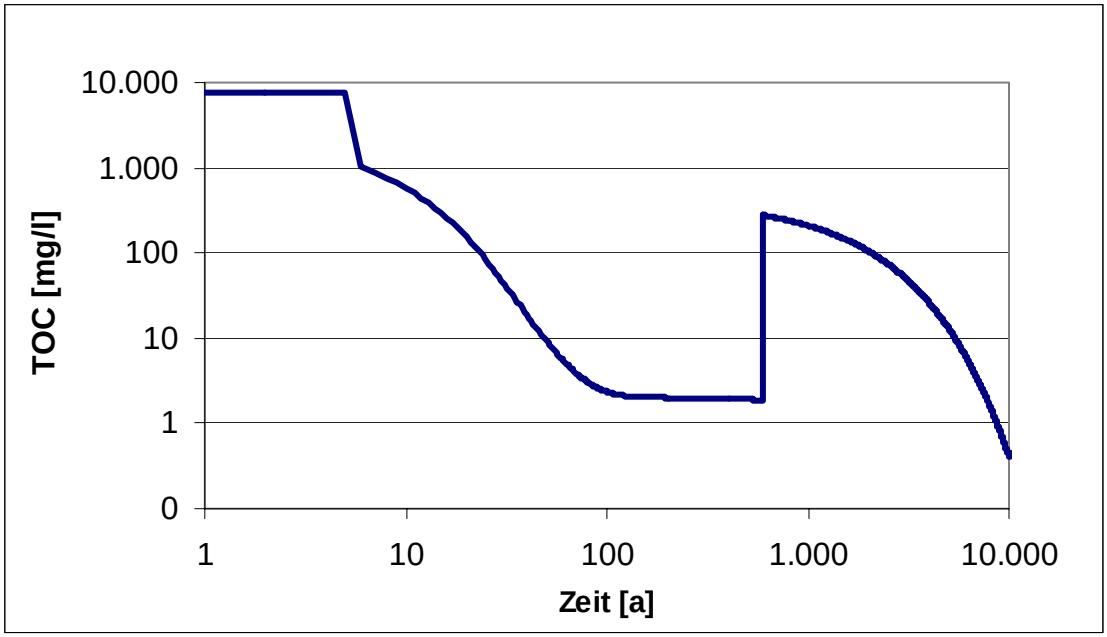


Abbildung 8: Verlauf der langfristig zu erwartenden TOC-Emissionen aus Restmülldeponien.

2. Durch Oxidation des organischen Materials werden an dieses gebundene Schwermetalle freigesetzt. Desgleichen werden die immobilen Metallsulfide oxidiert. Zusätzlich senken die bei der Oxidation entstehenden Säuren den pH-Wert. Dies gilt umso mehr als in

Hausmülldeponien die Pufferkapazität von Beginn an gering ist und z.T. bereits in der sauren Phase stark reduziert wird (Kersten, 1998). Die gleichzeitige Erhöhung des Redoxpotenzials durch Sauerstoffeintrag und Senkung des pH-Wertes durch Säureproduktion führt, wie in Abbildung 9 dargestellt zu einer Remobilisierung der wichtigsten Schwermetalle.

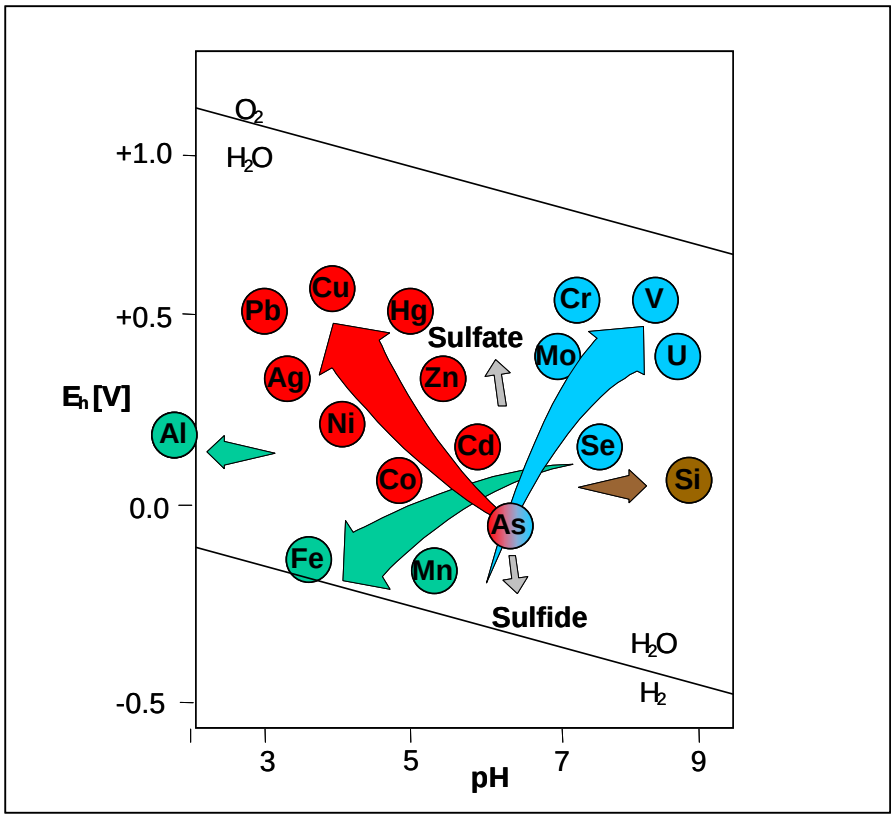


Abbildung 9: Erhöhung der Mobilität von Schwermetallen (breiter werdende Pfeile) durch Änderung der pH- und Redoxbedingungen (Eh) nach Förstner et al. (in Baccini, 1989). Erhöhung von Eh und pH bedingt z.B. Mobilisierung von Pb, Cu, Ag, Hg, Ni, Zn, Co und Cd.

3. Bei den Elementen Chlor, Stickstoff und Schwefel ist langfristig mit einem nahezu hundertprozentigen Mobilisierungspotenzial zu rechnen. Während Chlor dabei unabhängig vom Milieu in Form von Chlorid ausgetragen wird, wird Stickstoff unter oxidierenden Verhältnissen als Nitrat emittiert. Der ursprünglich in Form von Metallsulfiden gebundene Schwefel wird nach Oxidation der Sulfide als Sulfat frei.

4 Schlussbemerkung

Zusammenfassend lässt sich folgendes Bild der langfristigen Entwicklung von Sickerwässern aus Reaktordeponien zeichnen. Während sich die anfallende Sickerwassermenge schon nach kurzer Zeit der klimatischen Wasserbilanz annähert und daher bei konstanten Klimaverhältnissen einfach prognostizierbar ist, ist die Entwicklung der Sickerwasserqualität ungleich komplexer.

Auf Grund voranstehender Überlegungen kann die Qualität von Sickerwässern aber schematisch folgendermaßen abgeschätzt werden (siehe Abbildung 10): Aufgrund des Eindringens von Luftsauerstoff kommt es langfristig zu gravierenden Änderungen im Ablagerungsmilieu. Es ist eine Verschiebung von basisch zu sauer und von geochemisch anoxisch zu oxisch zu erwarten. Der Zeitraum bis zum Eintreten dieser Veränderungen kann grob mit einigen Jahrhunderten abgeschätzt werden. Danach ist mit einem Anstieg der Emissionen an organischem Kohlenstoff und Schwermetallen zu rechnen.

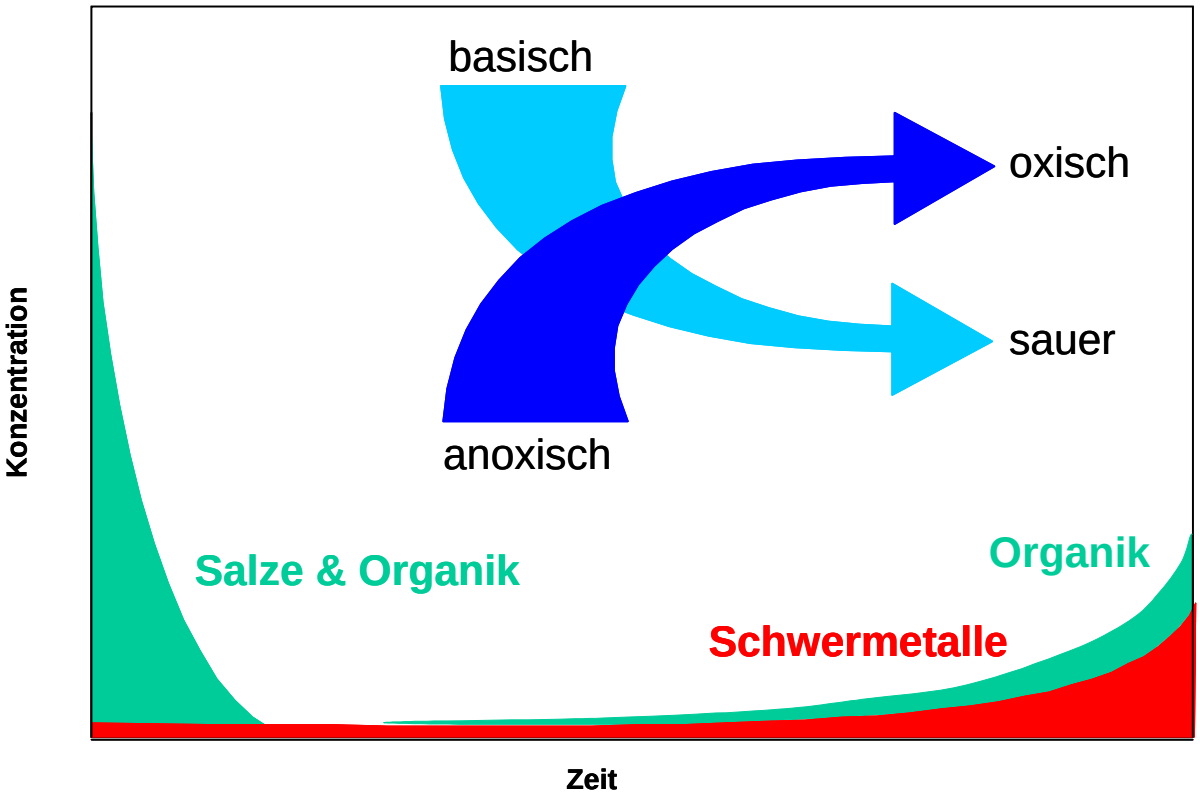


Abbildung 10: Entwicklung der Sickerwasserzusammensetzung von Hausmülldeponien in Abhängigkeit des Ablagerungsmilieus (stark verändert nach Johnson, 1994).

Obwohl die Forschung auf dem Gebiet des langfristigen Deponieverhaltens mangels genügend alter Forschungsobjekte immer auf Annahmen zurückgreifen und sich an natürlichen Analoga orientieren muss, ist zumindest absehbar, dass Erfassung und Reinigung nicht umweltverträglichen Sickerwassers aus heute errichteten Abfalldeponien - und zwar egal welchen Typs - ein Problem darstellt, das an Nachfolgegenerationen weitergegeben wird.

Literatur

Baccini, P. (ed.) (1989): The Landfill – Reactor and Final Storage. *Lecture Notes in Earth Sciences*, **20**, Springer, Berlin etc.

Belevi, H. & Baccini, P. (1989): Long-term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills. *Waste Management & Research*, **7**: 43-56.

Bozkurt, S. (1998): Simulations of the Long-Term Chemical Evolution in Waste Deposits. *AFR-Report*, **192**.

Christensen, T. & Kjeldsen, P. (1989): Basic Biochemical Processes in Landfills. [In:] Christensen, T., Cossu, R. & Stegmann, R. (ed.): Sanitary Landfill Process, Technology and Environmental Impact.

Heyer, K.U. & Stegmann, R. (1997): Abschlussbericht zum Teilvorhaben 4 im BMBF-Verbundvorhaben Deponiekörper: Langfristiges Gefährdungspotenzial und Deponieverhalten von Ablagerungen.

Huber, H. (1995): Wasser-, Gas- und Stoffhaushalt der Mülldeponie. Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft TU Wien.

Johnson, C.A. (1994): Das Langzeitverhalten von Müllschlacke im Hinblick auf die Mobilität von Schwermetallen und Salzen. *Müll und Abfall*, **Beiheft 31**: 92-95.

Kersten, M. (1998): Speziationsmodelle für Schwermetalle in Deponiesickerwässern. [In:] Voigt, H.J. & Wippermann, T.: Methodenhandbuch Deponieuntergrund, Band Geochemie, 287-302, Springer, Berlin etc.

Lichtensteiger, T., Belevi, H. & Baccini, P. (1992): Die Deponie in einer ökologisch orientierten Volkswirtschaft, *Gaia*, **1**: 34-49.

ÖWAV (1999): Entwurf zum ÖWAV-Regelblatt 511 – Grundsätze für die Vergleichbarkeit von Dichtungselementen in Deponieabdichtungssystemen.

Rettenberger, G. (1987): Gashaushalt von Deponien. [In]: Thomé-Kozmiensky, K.J. (ed.): Deponie – Ablagerung von Abfällen. EF-Verlag, Berlin.

Schachtschabel, P, Blume, H.P., Brümmer, G., Hartge, K.H. & Schwertmann, U. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Auflage, Enke, Stuttgart.

Spaun, S. (1995): Vergleich der Stoffbilanzen von Restmüllverbrennung und Restmülldeponierung unter besonderer Berücksichtigung der Wasserbilanz. Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft TU Wien.

Stegmann, R. & Spendlin, H.H. (1987): Vorgänge in kommunalen Abfalldeponien – Grundlagen der chemisch-physikalischen und biochemischen Prozesse. [In:] Thomé-Kozmiensky, K.J.: Deponie – Ablagerung von Abfällen. EF-Verlag, Berlin.

Autoren:

Univ. Ass. Mag. Gernot Döberl

Abteilung Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien

Karlsplatz 13/226.4
A-1040 Wien

Tel: 01/58801-22649
Fax: 01/5042234
Email: g.doeberl@awsnt.tuwien.ac.at

Dipl.-Ing. Theresia Lahner

Data Organisation-Consulting
Bauer & Glenck OEG

Margaretenstr. 45
A-1040 Wien

Wiener Mitteilungen (2000) Band 162, 31-54
Copyright © 2000; Institut für Wassergüte / TU-Wien

Sickerwassererfassungs-, Ableitungs- und Speichereinrichtungen

Andreas Budischowsky

NÖ Umweltschutzanstalt, Maria Enzersdorf

1 Sickerwassersammelsystem

1.1 Begriffsbestimmung

Zur Beriffsbestimmung werden Definitionen einschlägiger Gesetzestexte herangezogen.

> *Die Begriffsbestimmung gemäß § 19 (1) DVO lautet:*
> *„Für jede Deponie, ..., ist ein Basisentwässerungssystem, bestehend aus einem Flächenfilter und darin verlegten Sickerwasserleitungen, zu errichten. Durch das Basisentwässerungssystem ist die dauerhafte Erfassung und Ableitung des anfallenden Deponiesickerwassers zu gewährleisten..“*

> *Die Begriffsbestimmung gemäß § 2 (8c) AlSAG lautet:*
> *„Ein Basisentwässerungssystem i.S. dieses Bundesgesetzes ist ein System bestehend aus einem Flächenfilter und darin verlegten Sickerwasserleitungen zur Ableitung der bis zur Deponiebasis durchdringenden Deponiesickerwässer aus dem Deponiekörper.“*

Das Sickerwassersammelsystem besteht somit aus Elementen zur Erfassung und zur Ableitung des an der Deponiebasis anstauenden Sickerwassers.

Die Funktion dieser Elemente wird durch ihre qualitativen Eigenschaften selbst und durch die konstruktive Ausbildung der Deponiebasis bzw. deren Gefällsverhältnisse bestimmt.

> *Eine aufrechte Funktion der Elemente ist sowohl während dem operativen Deponiebetrieb von Bedeutung, um in dieser Phase des höchsten Wasserandrangs einen Sickerwasseraufstau und damit einen hydraulischen Gradienten über der Basisabdichtung zu verhindern bzw. gering zu halten, als auch in der Nachsorgephase, in der eine ausreichende hydraulische Wirksamkeit des Sickerwassersammelsystemsgewährleistet sein muss.*

1.2 Elemente des Sickerwasserersammelsystems

Für die Sickerwassersammlung lassen sich der Funktion nach drei Systemkomponenten unterscheiden:

- Flächenfilter
- Sickerwasserleitung-Sauger
- Sickerwasserleitung-Sammler

1.2.1 Flächenfilter

Der Flächenfilter besteht aus mineralischem Schüttmaterial und wird in einer Stärke von 50 cm unmittelbar auf der Deponiebasisabdichtung aufgebracht.

Er dient der Aufnahme des aus der darüberliegenden Abfallschüttung anfallenden Sickerwassers und stellt durch seine Korngrößenzusammensetzung bzw. sein Porenvolumen ein kontinuierliches Abfließen des Sickerwassers entlang der Deponiebasis zu den Sickerwasserleitungen sicher.

Da eine nachhaltig aufrechte Funktion des Sickerwassersammelsystems überwiegend von der Flächenfilterfunktion bestimmt wird, und dessen hydraulische Kapazität wiederum vom Maß des für die Sickerwasserbewegung verfügbaren Porenvolumens abhängt, definieren die Eigenschaften der zum Einbau gelangenden Korngemische (Kies oder Schotter) das relevante Kriterium der Durchlässigkeit.

Abb. 1 Kantkorn

Abb.2: Rundkorn

Anforderungen an das Dränmaterial

- Chemische / Physikalische Beständigkeit
- Korngrößenverteilung
- Hydraulische Wirksamkeit

Die **Ansprüche an die chemische Beständigkeit** des Dränmaterials werden aus der Beurteilung des Deponieguts, der zu erwartenden Sickerwasserqualität und der daraus abzuleitenden chemischen Veränderbakeit der Dränmaterialien formuliert. Die Deponieverordnung (DVO) definiert einen begrenzten Kalzium- und Magnesiumkarbonatanteil von max. 30 Gew.-% als Kriterium ausreichender Resistenz gegen Zersetzungsprozesse infolge chemischen Einflüsse während der sauren Phase des mikrobiellen Abbaues organischer (Rest)Substanz.

> *Abweichungen von diesem Kriterium oder darüberhinausgehende zusätzliche Qualitätsansprüche an die chemische Beständigkeit des Dränmaterials, insbesonders beim Einsatz von Recyklaten, sind unter Berücksichtigung spezieller Einsatzzwecke möglich. bzw. erforderlich. In der die TA-Siedlungsabfall (TASi) wird beispielsweise ein Grenzwert für den Kalzium-und Magnesiumkarbonatanteil von 20 Gew.-% angegeben.*

Ansprüche an die physikalische Beständigkeit der Dränmaterialien sind vorwiegend unter dem Gesichtspunkt der Kornfestigkeit unter statischer und

dynamischer Beanspruchung zu sehen. Die DVO spricht von Materialien „ausreichender Kornfestigkeit“ ohne dazu spezifische Angaben zu machen.

> *Grobes eng gestuftes, gegebenenfalls gebrochenes oder mit angewitterten Anteilen vermengtes Schüttgut, ist infolge Lastkonzentrationen bei Punktkontakt anfälliger gegenüber Kornzertrümmerung, als beispielsweise weniger grobes Rundkorn.*
> *Die Kornverteilung des Dränmaterials kann deshalb in Abhängigkeit von der gewählten Körnung im angelieferten Zustand erheblich von der im eingebauten Zustand abweichen.*

Durch die Wahl geeigneter Materialien sowie geeigneter Einbaugeräte und Einbaumethoden ist sicherzustellen, dass der Feinkornanteil durch Kornzertrümmerung infolge der Bautätigkeit noch vor Beginn der Deponierungssphase möglichst wenig zusätzlich erhöht wird.

Da die Herabsetzung der Flächenfilterdurchlässigkeit durch die Anreicherung der Feinkornfraktion in der Bauphase und durch chemische Zersetzungsprozesse während des Deponiebetriebes Vorgänge sind, die nur bis zu einem bestimmten Grad unterbunden werden können, kommt somit der Festlegung einer bestimmten **Korngrößenverteilung** für das Dränmaterial als beinflussbare Größe die entscheidende Bedeutung zu.

In der DVO wird gewaschenes Rundkornmaterial der Körnungsgruppe 16/32 empfohlen, das in Kombination mit einem Durchlässigkeitsbeiwert von $kf_{max.} \geq 1x10^{-2}$ m/s (nach Einbau) die langfristig ausreichende Durchlässigkeit des Flächenfilters gewährleisten soll (Veränderungen der Durchlässigkeit sind durch periodische Wartungsmaßnahmen nicht korrigierbar).
Die TASi definiert diese langfristig zu gewährleistende Durchlässigkeit anhand eines Durchlässigkeitsbeiwertes von $kf \geq 1x10^{-3}$ m/s.

Neben der Korngröße der Hauptfraktionen empfiehlt es sich, die Verteilung der Korngrößenfraktionen durch die Vorgabe zulässiger Unter- und Überkornanteile zu beschränken.

Folgende Beschränkungen des Unterkornanteiles werden empfohlen:

Siebdurchgang	vor Einbau	nach Einbau
< 2 mm	max. 1 %	max. 2 %
< 8 mm	max: 2 %	max. 4 %
< 16 mm	max. 10%	max. 15 %

Die **hydraulische Wirksamkeit** des Flächenfilters wird in Abhängigkeit von der zeitlichen Entwicklung der Deponie durch unterschiedliche Beanspruchungen geprägt und unterliegt einer Veränderung.

Unmittelbar vor bzw. bei Beginn des Deponiebetriebes überwiegt ein hoher Sickerwasseranfall infolge der geringmächtigen Abfallschüttung und deren geringen Rückhaltevermögens. Die hydraulische Feinstoffmobilität ist, bedingt durch die Strömungskräfte des abfließenden Sickerwassers hoch, die aus dem Abfallkörper gespülten Feinteile erreichen breits nach kurzem Transportweg die Deponiebasis und lagern sich im Porenraum des Flächenfilters ab, was eine Abnahme dessen Durchlässigkeit zur Folge hat.

> *Durch einen gesteuerten Abfalleinbau = Vermeidung der Ablagerung feinteilreicher Abfälle unmittelbar über dem Flächenfilter, kann diesem Effekt vorgebeugt werden.*

Mit fortschreitender Mächtigkeit der aufliegenden Abfallschüttung kommt es zu einer Stabilisierung (Verlangsamung) der Feinteilverfrachtung Richtung Flächenfilter und zur Einstellung filterstabiler Verhältnisse im oberen Bereich des Flächenfilters.

Die Intensität des Sickerwasseranfalles nimmt ab und Spitzenbelastungen des Flächenfilters werde durch das Wasserrückhalte-und -speichervermögen des Abfallkörpers gepuffert.

> *Langfristig gesehen sind für die hydraulische Wirksamkeit des Flächenfilters die Besiedelung der Porenräume und der Kornoberflächen durch Mikroorganismen, deren Stoffwechselprodukte und die Ausfällungen von Inhaltstoffen des Sickerwassers die begrenzenden Faktoren.*

Dies lässt auch die Anordnung eines Geotextiles an der Grenze Abfall - Flächenfilter als nicht zweckmäßig erscheinen, da sich dort eine durchgehende horizontale Sperrschicht aus Feinteilen, Inkrustationen und Mikroorganismenrasen ausbildet, die zwar das Eindringen von porenfüllenden Stoffen in den Flächenfilter reduziert, jedoch auch den angestrebten Wasserdurchtrittt zum Flächenfilter behindert.

Mit fortgeschrittenem Deponiebetrieb bzw. Abschluss der Deponieoberfläche ist von einem deutlich geringeren, tendenziell weiter fallenden Sickerwasseranfall auszugehen, sodass auch eine reduzierte hydraulische Leistungsfähigkeit des Flächenfilters langfristig über die Dauer der Nachsorgephase eine ausreichende Entwässerung der Deponiebasis sicherstellt.

1.2.2 Sickerwasserleitungen - Sauger

Die Sauger sind entlang der Tiefenlinie der Deponiebasis im Flächenfilter gebettete, perforierte Rohre mit einem Rohrinnendurchmesser von zumindest 200mm, die zur Aufnahme des aus dem Flächenfilter anströmenden Sickerwassers dienen. Das Rohrmaterial muss gegenüber den zu erwartenden Sickerwasserqualitäten chemisch beständig sein, den statischen Beanspruchungen des Deponiebetriebes, den thermischen Belastungen sowie der letztendlich vorhandenen Abfallauflast entsprechen.

Ausgehend von einem einem Rohrinnendurchmesser von zumindest 200mm, ergeben sich für handelsübliche PEHD-Dränrohre Außendurchmesser (da) zwischen 225mm (Druckstufe PN 6) und 250mm (Druckstufe PN 10). Die Wahl der Druckstufe, somit die Stabilität der Rohre gegen Verformung ist überwiegend von der Auflast (Mächtigkeit) des Abfallkörpers und von betrieblichen Lastfällen abhängig und ist im Einzelfall zu prüfen.

Die DVO schreibt als Rohrwerkstoff Kunststoff vor, aus Gründen der chemischen Beständigkeit, der hohen Materialelastizität und Verformbarkeit infolge Auflast, der Materialkompatibilität mit anderen deponietechnischen Einbauten sowie der Vielfältigkeit und Flexibilität bei der Gestaltung von Sonderform.

Der Sickerwasserzutritt vom Flächenfilter durch die Rohrwandung in das Rohr erfolgt über runde oder schlitzförmige Öffnungen, die, bezogen auf die Rohrinnenoberfläche, eine Gesamtwassereintrittsfläche von zumindest 100cm^2/ lfm aufweisen müssen.

Bei einer Gesamtrohrinnenoberfläche von rd. 6.200cm^2/lfm (Innendurchmesser 200mm) resultieren aus dieser Forderung Mindestwassereintrittsöffnungen mit einer Gesamtfläche von rd. 1,6% der Gesamtrohrinnenoberfläche. Dieser Anteil an Wassereintrittsöffnungen wird unabhängig von der Verteilung der Eintrittöffnungen über den Rohrumfang (2/3-oder vollgelocht bzw. -geschlitzt) oder der Form der Eintrittsöffnung (Schlitz oder Bohrung) von den handelsüblichen Produkten für Standardanwendungen erreicht und überschritten.

Abb. 3: Sickerwasserleitung PEHD, PN 10, ID 200, geschlitzt

Die Sauger sind ausschließlich gerade, unter Vermeidung von Krümmungen oder nicht zugänglichen Abzweigungen in einem Mindestgefälle von 2% und mit einem Maximalabstand von 30m zu verlegen.

Die Länge einer von Anschlussbauwerken nicht unterbrochenen Saugerleitung sollte eine Distanz von 100lfm nicht überschreiten, um den einwandfreien Einsatz von Spül- und Kontrollgeräten zu gewährleisten.

Auf diese Kriterien ist bereits bei der Ausmittelung der Deponiebasis zu achten, zu bevorzugen sind einfache und geometrisch eindeutige Grundkonzepte unter dem Gesichtspunkt der langfristig sicherzustellenden Kontroll- und Wartungsmöglichkeiten für die betreffenden Bauteile.

Der funktionelle Übergang von den Saugern zu den nachgeordneten geschlossenen Sickerwasserleitungen (Sammlern) findet in Anschlussbauwerken, gem. DVO als Schächte oder Stollen bezeichnet, statt.

Grundsätzlich sind diese Bauwerke außerhalb des Deponiekörpers anzuordnen, Ausnahmen von dieser Bestimmung sind gem. DVO nur in begründeten Einzelfällen zulässig.

Die Rohrdurchführung der Sauger durch die Deponiebasis ist über ein in die Kunststoffdichtungsbahn (KDB) integriertes PEHD-Übergangsformstück, das Sickerwasseraustritt in den Untergrund gesichert unterbinden muss, herzustellen.
Zur Vermeidung von Spannungsübertragungen von den Rohren über die Rohrdurchführung auf die KDB bzw. auf die lokalen Schweißnahtverbindungen wird eine nicht kraftschlüssige, in der Längsachse verschiebbare Steckverbindung empfohlen.

Vor den Durchführungen der Rohrleitungen (ab der Rohrdurchführung durch die Deponiebasis als Dichtleitung ausgeführt) durch die Wandung der Anschlussbauwerke ist zum Ausgleich allfälliger Setzungsdifferenzen ein bewegliches Rohrelement anzuordnen.

Je nach Deponietyp lassen sich für die Anschlussbauwerke zwei Grundkonfigurationen unterscheiden:

- Schächte an der luftseitigen Böschung des die Deponiebasis abschließenden Randdammes (Hangdeponie, Bergschüttung)
- Stollen (Kollektoren) unterhalb der Deponiebasis (Grubenverfüllung)

Abb.4: Sickerwasserschacht in Dammlage

Abb. 5: Geschl. Sickerwasserführung im Schacht

Abb. 6: Kollektor unterhalb Grubenverfüllung

In der Praxis finden sich vor allem bei Deponien, die über längere Zeiträume nach älteren Konzeptionen bzw. nach sich schrittweise entwickelnden technischen Standards phasenweise ausgebaut wurden die unterschiedlichsten Konstruktionen, die aus heutiger Sicht nicht oder nur eingeschränkt geeignet sind, die funktionellen Qualitätsansprüche der Kontrolle, Wartung und allenfalls erforderlichen Sanierung eines unterhalb der Abfallschüttung verzweigten Rohrsystems während des Deponiebetriebes, und darüber hinaus auch in der Nachsorgephase zu erfüllen.

Im Anschlussbauwerk sind den Anforderungen der „Spülbarkeit“ und „Kontrollierbarkeit“ entsprechend, konstruktive Einrichtungen zu schaffen, die den Einsatz von Spülgeräten zur regelmäßigen Reinigung (2x jährlich) und die Anwendung von Videokameras zur regelmäßigen optischen Kontrolle (1x jährlich) für jede der einmündenden Sickerwasserleitung ermöglichen. Das Vereinigen mehrerer in das Anschlussbauwerk einmüdender Sickerwasserleitungen zu einer Summenleitung ist unter dem Gesichtspunkt der Aufrechterhaltung einer individuellen Spülbarkeit und optischen Kontrollierbarkeit jeder Leitung zulässig.

Für die einmündenden Sickerwasserleitungen bzw. zumindest für deren abgehenden Rohrstrang nach Vereinigung sind Absperrorgane (empfohlen Niro-Plattenschieber) vorzusehen, um allenfalls erforderliche Sanierungsmaßnahmen am nachgeordneten Rohrsystem unter Ausschaltung eines kontinuierlichen Sickerwasserzuflusses zu ermöglichen.

Weiters werden im Anschlussbauwerk zweckmäßigerweise einerseits jene Armaturen, die das Ableiten von Niederschlagswasser aus errichteten aber noch nicht in Betrieb genommenen Deponieabschnitten in das Reinwasserableitungssystem steuern und andererseits konstruktive Einrichtungen zur Spülung und Kontrolle der abgehenden Sammler installiert.

Die Anschlussbauweke sind in ihrer Ausbildung, Größe und infrastrukturellen Ausstattung (Beleuchtung, Belüftung ect.) auf die spezifische konstruktive Lösung im Einzelfall sowie auf die zu erwartenden Bedürfnisse beim Betrieb der Kontroll-und Wartungseinrichtungen bzw. auf diese Tätigkeiten selbst abzustimmen. Aus Gründen des allgemeinen Arbeitnehmerschutzes und der Betriebssicherheit wird auch innerhalb der Anschlussbauwerke eine im Rohrsystem in sich abgeschlossene, mit der umgebenden Atmosphäre nicht in Verbindung stehende Sickerwasserführung empfohlen. Auf die einschlägigen Bestimmungen der DVO sowie auf die der GUV 17.4 „Sicherheitsregeln für Deponien“ wird in diesem Zusammenhang verwiesen.

Ergänzend zu Spülanschlüssen am Tiefpunkt der Sickerwasserleitung im Anschlussbauwerk empfiehlt sich die Schaffung einer Spülmöglichkeit vom Ende der Sicker-wasserleitung her, vor allem bei solchen Anlageverhältnissen, bei denen das Zufahren von schweren Tankfahrzeugen über den

Abfallkörper bzw. das Manipulieren der Spülschläuche in tiefen Sickerwasserschächten aufwändig oder bei Stollen unterhalb der Deponiebasis gar nicht möglich sind.

Diese Konstruktion ist z.B. durch das falllienienparallele Verlängern des Rohrstrangendes mit einem Dichtrohr gleichen Durchmessers über die Deponieböschung möglich. Das derart außerhalb der Abfallschüttung liegende und zugängliche Rohrende wird mit einem Dichtflansch verschlossen und dient als Einführöffnung für den Spülkopf bzw. -schlauch.
Eine kraftschlüssige Verbindung des auf der Böschung aufliegenden Rohres mit darunter liegenden Dichtungselementen ist nicht zulässig, ein ausreichender Bewegungsspielraum für das Rohr (Expansion infolge Wärmeeinwirkung) ist zu gewährleisten.

1.2.3 Sickerwasserleitungen - Sammler

Die Sammler bestehen aus Rohren mit einem Rohrinnendurchmesser von zumindest 200mm und dienen der Ableitung des aus dem Deponiekörper über die Anschlussbauwerke abfließenden Sickerwassers zum Sickerwasserspeicher.

Das Rohrmaterial muss gegenüber dem zu erwartenden Sickerwasserqualitäten chemisch beständig sein und den statischen Randbedingungen entsprechen.

In Analogie zu den Saugern wird auch für die Sammler PEHD als Werkstoff empfohlen.

Die Leitungstrasse ist, analog zur diesbezüglichen Bestimmung für die Anschlussbauwerke, außerhalb des Deponiekörpers anzuordnen. Die Lage der Sammler ist neben ihrer Abhängigkeit von der Situierung der Anschlussbauwerke höhenmäßig durch die Forderung einer freien Sickerwasservorflut zum Sickerwasserspeicher gekennzeichnet.

Darüberhinaus ist die Trassenwahl von den spezifischen örtlichen Gegebenheiten und den darauf abzustimmenden konzeptionellen Lösungen abhängig.

Abb. 7: Sammler

Bei den Deponietypen Hangdeponie und Bergschüttung verbinden die Sammler abschnittsweise die Anschlussbauwerke (Schächte), beim Deponietyp Grubenverfüllung sind die Transportleitungen mehr oder weniger durchgehend im Anschlussbauwerk (Stollen) frei zugänglich untergebracht.
Außerhalb von Schächten und Stollen werden sich als Trassen Bereiche entlang oder unter befestigten Verkehrsflächen anbieten, was den Zugriff auf die Leitungen im Gebrechensfall erleichtert.

Die Sammler sind einer Dichtheitskontrolle gem. ÖNORM B 2503 „Ortskanalanlagen (Straßenkanäle) - Richtlinien für die Ausführung „ zu unterziehen.

2 Sickerwasserspeicher

2.1 Anlage und technische Ausstattung

Der Sickerwasserspeicher ist das letzte Glied in der Kette der technischen Einrichtungen zur Entwässerung der Deponiebasis. Er dient zur Aufnahme des über Sauger und Sammler erfassten und abgeleiteten Sickerwassers, ermöglicht über sein Speichervolumen den zeitlichen Ausgleich zwischen Sickerwasseranfall und Sickerwasserentsorgung und dient der Bewirtschaftung der anfallenden Sickerwassermengen hinsichtlich unterschiedlicher Entsorgungspfade.

Abb. 8: oberirdisches Sickerwasserbecken mit Kombinationsabdichtung

Die geodätische Lage des Sickerwasserspeichers ist vom Grundsatz der freien Sickerwasservorflut bestimmt. In jedem Betriebsfall muss das Sickerwasser der Schwerkraft folgend frei dem Sickerwasserspeicher zufließen können.

> *Dieses Kriterium ist jedenfalls erfüllt, wenn der Wasserspiegel der bemessungsgemäß maximalen Speicherfüllung unterhalb der Kote der (des) Sickerwasserzulaufrohre(s) liegt.*

Weiters ist der Sickerwasserspeicher außerhalb des Deponiekörpers so anzuordnen, dass seine freie Zugänglichkeit gegeben ist.

> *Gemäß den „Erläuterungen zur Deponieverordnung“ des BMUJF Zl.32 3576/3-III/2/97 vom 16.Juli 1997 ist die Bestimmung der „freien Zugänglichkeit“ in Verbindung mit jener einer „freien Vorflut“ folgendermaßen zu interpretieren: „..... Der Abfluss in unterirdische, nicht frei zugängliche Speichereinrichtungen ist unzulässig. Damit soll in erster Linie das Risiko eines Sickerwassereinstaues vermindert werden ..... Wird die Deponie in einer Grube angelegt ..... ist eine natürliche Vorflut nicht vorhanden, muss das Deponiesickerwasser bei unabdingbarer, freier Deponiesickerwasservorflut in frei zugängliche Speichereinrichtungen abfließen können. Frei zugänglich bedeutet, dass die Speichereinrichtungen trotz möglicher Abdeckung unmittelbar an der Geländeoberkante liegen und nicht unterirdisch angeordnet bzw. nur über Pumpeinrichtungen erreichbar sind. Dementsprechend ist die vollständige Verfüllung einer Grube unzulässig (ausgenommen Bodenaushubdeponien) .....“*
>
> *Diese Interpretation erscheint insofern einschränkend, als die Forderung nach „freier Zugänglichkeit“ inhaltlich unbestimmt ist bzw. sich über das Kriterium der Tiefenlage des Speichers, die das Erfodernis von Pumpeinrichtungen bedingt, definiert. Auch bei oberflächennahen Speichern sind Pumpeinrichtungen unverzichtbare Bestandteile der Sickerwassermanipulation zur Speicherbewirtschaftung, insofern ist der Bedarf an Pumpeinrichtungen zur Hebung des Sickerwassers kein zwingendes Kriterium, unterirdisch angeordnete Speicher nicht zuzulassen. Die Schaffung von Zugangsmöglichkeiten für*

Personal und Gerät zu unterirdischen Speichern ist technisch lösbar, auch wenn diese Konstruktionen mit deutlich höheren Errichtungskosten verbunden sind als bei oberflächennahen Speichern. Das Vorhandensein einer natürlichen Vorflut bietet keine erkennbaren Vorteile hinsichtlich einer erhöhten Schutzwirkung gegen Sickerwassereinstau der Deponebasis, solange das Konstruktionskonzept das Kriterium einer freien Sickerwasservorflut sicherstellt. Schutz vor einem Sickerwassereinstau gewährleistet nicht die Höhenlage des Sickerwasserspeichers, sondern dessen ausreichende Dimensionierung und eine wirksame Bewirtschaftung des Speichervolumens.

Abb. 9: unterirdischer Sickerwasserspeicher mit doppelter Betonschutzplatte

Der Sickerwasserspeicher ist flüssigkeitsdicht und gegen die zu erwartenden Sickerwasserqualitäten chemisch beständig auszuführen. Dies bedingt in der Regel die Vergütung der sickerwasserseitigen Speicherbauteile.

Bei Speicherbecken aus Stahlbeton ist mindestens die Betonqualität B 300 WU in Verbindung mit einer innenliegenden integrierten PEHD-Betonschutzplatte als Stand der Technik anzusehen.
Weiterentwicklungen der einfachen Betonschutzplatte als Schutz gegen Korrosion sind Dichtwandsysteme aus doppelten Betonschutzplatten mt integriertem (zwischen den Platten liegenden) Prüfspalt. Diese Systeme kombinieren die Schutzfunktion mit dem Anspruch einer deutlich zuverlässigeren Funktionsprüfung der Dichtwirkung. Sie gestatten über einen im Prüfspalt aufzubringenden Über- oder Unterdruck die fast 100% vollflächige Dichtheitsprüfung des Speichers zu jeden beliebigen Zeitpunkt, ohne die jeweilige Speichereinheit zuvor entleeren zu müssen.
Für geländegleich angeordnete Erdbecken ist als Mindestaustattung eine Kombinationsabdichtung gemäß den Bestimmungen der DVO für Basisabdichtungen von Massenabfall- und Reststoffdeponien einzusetzen.

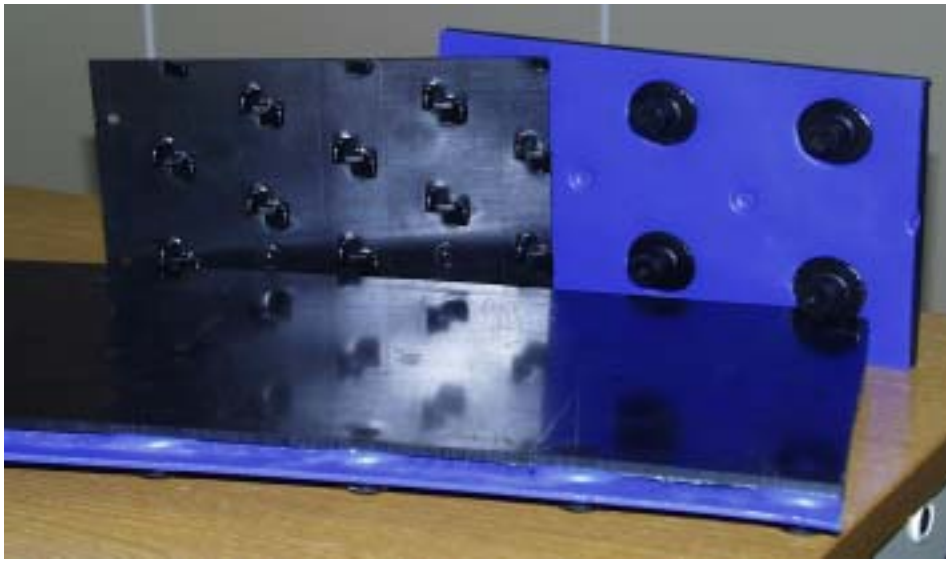


Abb. 10: Einfache und doppelte PEHD-Betonschutzplatten

Der Sickerwasserspeicher ist in zumindest zwei getrennte, unabhängig voneinander beschickbare und bewirtschaftbare Speichereinheiten zu gliedern, um auch während der erforderlichen Kontroll- Wartungs- und Reinigungsphasen einen kontinuierlichen Sickerwasserspeicherbetrieb zu gewährleisten.

Die Ausführung darüber hinausgehender zusätzlicher Speichereinheiten kann im Einzelfall zweckmäßig oder erforderlich sein, insbesonders dann, wenn qualitativ unterschiedliche Sickerwasserteilströme anfallen, deren getrennte Erfassung eine getrennte Behandlung ermöglicht, was in der Regel effizienter und kostengünstiger ist.

Eine Mischung bzw. gemeinsame Behandlung unterschiedlicher Sickerwässer ist dann zulässig, wenn die Reinigung dadurch nicht erschwert, und bei der Schmutzfrachtentfernung ein zumindest gleichwertiges Ergebnis erzielt wird.

Zur Speicherbewirtschaftung, zur Speicherüberwachung, zur Erfassung von Grundlagen für die Sickerwasserbilanz und zur Dokumentation der Sickerwasserentsorgung sind dem Speicher unmittelbar vor- und nachgeschaltet zumindest folgende mess-und regeltechnische Einrichtungen zu installieren:

- Absperrorgane zur Steuerung des Sickerwasserzuflusses
- Rohrsysteme und Armaturen zur wechselweisen Beschickung der Speichereinheiten, und zur Verbindung der Speichereinheiten untereinander
- Sickerwasserzuflussmessung (gegebenenfalls für jeden Teilstrom) mit aktueller und kumulativer Anzeige der Durchflussmenge
- Füllstandsanzeigen für die Speichereinheiten, gegebenenfalls gekoppelt mit einem Signalgeber bei kritischen Füllständen
- Einrichtungen zur Spülung der Rohrsysteme

Neben der Mess-und Regeltechnik ist der Sickerwasserspeicher mit einem Sickerwasserhebewerk auszustatten, das die individuelle Entleerung jeder Speichereinheit zur Sickerwasserentsorgung und das wechselseitige Beschicken der Speichereinheiten untereinander gestattet. Eine Erfassung der entnommenen Sickerwassermengen - ebenfalls mit aktueller und kumulativer Anzeige der Sickerwassedurchflussmenge- ist vorzusehen.

Eine darüber hinausgehende mess- und regeltechnische Ausstattung und eine Automatisierung des Speicherbetriebes (autom. Messwertregistrierung, autom. Betriebszustands-abhängige Steuerung von Absperrorganen, füllstandsabhängige teil-oder vollautom Steuerung des Hebewerkes, Telenot ect.) sind

möglich. Ihre Einrichtung ist im Einzelfall nach Erforderniss und Zweckmäßigkeit zu beurteilen.

Abgedeckte oder unterflur angeordnete Speicher sind zusätzlich mit einem aktiven Ventilationssystem auszustatten, das insbesonders während der Speicherreinigung und -inspektion eine sichere Atmosphäre und eine dem Arbeitnehmerschutz entsprechende Atemluftqualität gewährleistet.

Eine Überdachung geländegleich angeordneter Becken zur Niederschlagswasserabweisung kann sich unter dem Gesichtspunkt einer Sickerwasserminimierung und der daraus allenfalls resultierenden Ersparnis an Entsorgungskosten als zweckmäßig erweisen.

Abb. 11: IDM
Durchflußmessung

Abb. 12: Raumluftüberwachung
im Kollektor

Abb. 13: Be- u. Entlüftungseinrichtungen für unterirdische Behälter

2.2 Speicherdimensionierung

Die Festlegung des Sickerwasserspeichervolumens ist letztendlich von der zu erwartenden spezifischen Sickerwasserzuflussmenge pro Zeiteinheit und der erforderlichen Speicherzeit abzuleiten. Diese Parameter werden hauptsächlich von folgenden Randbedingungen bestimmt:

- von der Größe der jeweils in Betrieb gehenden Verfüllabschnitte
- von der zeitlichen und räumlichen Abfolge der Abschnittsverfüllung (Verfüllplan) und der dementsprechenden Abfolge der Oberflächenabdeckung
- von der Deponiegeometrie (Entwicklung der Schüttfläche im Verhältnis zur Schütthöhe)
- von der Art und Zusammensetzung der abzulagernden Abfälle
- vom meteorologisches Umfeld (klimatische Wasserbilanz)
- von der Auswahl der Bemessungsniederschläge
- von der Verfügbarkeit von Sickerwasserentsorgungskapazitäten hinsichtlich Menge und Entsorgungsrhythmen

Zur Festlegung des zur Speicherbemessung erforderlichen Sickerwassseranfalles werden zwei Bemessungsfälle unterschieden:

- **Basisanfall**, als jene Sickerwassermenge, die regelmäßig über längere Zeiträume anfällt

- **Spitzenanfall**, als jene Sickerwassermenge, die durch Extremereignisse verursacht, kurzfristig zusätzlich anfällt

Für beide Bemessungsfälle wird weiters der aktuelle Status des Verfüllabschnittes in Bezug auf die Oberflächenabdeckung (Abschnitt offen/Abschnitt geschlossen) unterschieden.

Als Kombination von Literaturwerten, angewandten Speicherbemessungen und der Auswertung von Sickerwassermengenstatistiken lassen sich folgende Bemessungsgrößen angeben:

Abschnitt offen	
Basisanfall	Kw_{akt} (mm/a)
Spitzenanfall	$r_{2880,n=0,02}$ (mm)
Spitzenanfall für Abschnitte > 50% verfüllt	$^{NZ}/_{26}$ (mm), innerhalb von 7-10 Tagen

Abschnitt geschlossen	
Basisanfall	$^{1}/_{3}$ Kw_{akt} (mm/a)
Spitzenanfall	2,5 bis 3,5 m^3/ha*d

*Literaturwerte, die zur überschlägigen Speicherdimensionierung bzw. zur Abschätzung der erforderlichen Entsorgungskapazitäten herangezogen werden können, geben in Abhängigkeit von der Betriebsform der Deponie (Sickerwasserkreislaufführung, Oberflächenabdeckung) Jahresmittel zwischen 0,5 m^3/ha*d (abgedeckt) bis 7 m^3/ha*d (Abschnitt offen) mit Tagesspitzen bis zu 20 m^3/ha*d an.*

*Auswertungen von Sickerwasserstatistiken haben Monatsmittelwerte zwischen 0,25 m^3/ha*d und 10 m^3/ha*d ergeben.*

Die o.a. Bemessungsansätze sind als Empfehlung zu verstehen, andere, allenfalls reduzierte Ansätze der Speicherbemessung zu Grunde zu legen (standortspezifischen Verhältnissen, spezielle Betriebsrandbedingungen, ect.), liegt im Ermessen des Projektanten bzw. des Betreibers.

Beim Ansatz der aktuellen klimatische Wasserbilanz (KW_{akt}) für den Basisanfall wird im Gegensatz zur potenziellen klimatische Wasserbilanz (KW_{pot}) ein sich allenfalls für einzelne Monate ergebende Verdunstungsüberschuss (KW ist negativ) nicht berücksichtigt sondern gleich 0 gesetzt. Das so rechnerisch nicht in Anspruch genommene Verdunstungspotenzial kann gegebenenfalls bei der betrieblichen Sickerwasserminimierung mittels Rückverrieselung ausgeschöpft werden.

Die Heranziehung der KW_{akt} zur Abschätzung des Basisanfalles erscheint sinnvoll, da sie die standortspezifischen meteorologischen Verhältnisse berücksichtigt.

Der Ansatz des 50-jährlichen Zweitagesniederschlages für den Spitzenanfall stellt extreme Niederschlagsereignisse bei teilweiser oder nur geringmächtiger Abschnittsverfüllung in Rechnung und berücksichtigt über die Auswahl der statistischen Wahrscheinlichkeit lange Laufzeiten von Deponien.

Der 50-jährliche Zweitagesniederschlag kann in Österreich mit einer Bandbreite von 100-350 mm angesetzt werden. Detaillierte standortspezifische Angaben für den Planungsbedarf sind bei der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) zu erheben.

Für teilverfüllte Abschnitte (ab dem Erreichen einer Abschnittsverfüllung von etwa 50% -60% der projektierten Schütthöhe) wird an Stelle des 50-jährlichen Zweitagesniederschlages, der während zwei Wochen auf den Schüttbereich fallende Niederschlag (errechnet aus der Niederschlagsnormalzahl (NZ/26) mit einer zeitlichen Verzögerung des Abflusses von 7-10 Tagen, als Bemessungsgröße für den Spitzenanfall herangezogen.

Dieser reduzierte Ansatz trägt dem erhöhten Wasserrückhaltevermögen des Abfallkörpers und dem verzögerten Sickerwasserabfluss Rechnung.

Als weitere Randbedingung zur Speicherbemesssung ist neben der Wahl der Niederschlagsbemessungsgrößen und deren Zuordnung zum maßgeblichen Betriebszustand der Deponie (bestimmt den maximal zu erwartenden Sickerwasseranfall) die Abschätzung der erforderlichen bzw. erwünschten Speicherzeiträume notwendig.

Das Speichervolumen setzt sich aus folgenden Volumsanteilen zusammen:

- **V_1** Volumen zur Aufnahme des Basisanfalls in Abhängigkeit vom Entsorgungsrythmus (kontinuierlich oder diskontinuierlich).
  Ist für die Deponie eine kontinuierliche Sickerwasserentsorgung in der Größenordnung des Basisanfalls sichergestellt, kann V_1 auf das Volumen des Pumpenschaltspiels reduziert werden. Bei diskontinuierlicher Basisentsorgung, wird V_1 vom Basisanfall im Entsorgungsintervall bestimmt.
- **V_2** Volumen zur Aufnahme des Basisanfalls bei Ausfall der Basisentsorgung nach Maßgabe der im Einzelfall spezifisch abzuschätzenden Ausfallsdauer und Ausfallswahrscheinlichkeit.
- **V_3** Volumen zur Aufnahme des Spitzenanfalls für die Dauer der Entsorgung dieser Sickerwassermenge in Abhängigkeit allenfalls erhöhter oder reduzierter (ausgefallener) Entsorgungskapazitäten.
  Der Speicher sollte so bewirtschaftet werden, dass V_3 dem jeweiligen Betriebszustand der Deponie entsprechend immer zur Verfügung steht.
- **V_4** Reservevolumen zur Adeckung von sich allenfalls über die Betriebsdauer der Deponie ändernden Betriebszuständen. Als Größenordnung wird ein Volumsanteil in der Höhe von 10% der $\Sigma V_1 - V_3$ empfohlen.
  Besteht die Möglichkeit, Speichereinrichtungen auch nachträglich anderen Betriebszuständen der Deponie anzupassen, kann ein Ansatz für V_4 entfallen.

Zusammenfassend wird festgehalten, dass sich das Sickerwassermanagement einer Deponie im Wesentlichen aus den Parametern Standort, Deponiebetrieb und verfügbare Entsorgungskapazitäten ergibt.

Autor:

Dipl. Ing. Andreas Budischowsky

NÖ Umweltschutzanstalt
Abteilung Abfallwirtschaft

Südstadtzentrum 4
2344 Maria Enzersdorf

Tel: 02236/44 5 41 DW 301
Fax: 02236/44 5 41 DW 333

Email: nua@aw.at

Wiener Mitteilungen (2000) Band 162, 55-74
Copyright © 2000; Institut für Wassergüte / TU-Wien

Verfahrenskombination Biologie, Umkehrosmose am Beispiel der Deponie Halbenrain Planungs- und Betriebserfahrung

R. Rothschedl

.A.S.A. Abfallservice Halbenrain Ges. m. b. H. & Co Nfg KG

Kurzfassung: Im Jahr 1994 wurde im Abfallwirtschaftszentrum ASA-Halbenrain eine Sickerwasserreinigungsanlage in Betrieb gesetzt, welche durch die gewählte Verfahrenskombination Biologie–Microfiltration-Umkehrosmose in der Lage ist, extrem hoch belastete Sickerwässer auf Vorfluterqualität zu reinigen. Es wird das Anlagenkonzept vorgestellt und die wesentliche Erfahrungen aus den ersten Betriebsjahren werden wiedergegeben.

Keywords: Sickerwasserreinigung, Biologie, Microfiltration, Umkehrosmose, Konzentratrückführung

1 Abfallwirtschaftszentrum Halbenrain, Steiermark

Die Deponie .A.S.A.-Halbenrain ging 1979 in Betrieb. Auf einer genehmigten Schüttfläche von ca. 10 ha wurden bisher ca. 1.400.000 m³ Abfall der Eluatklasse IIIb deponiert. Die Deponie ist mit einem Gaserfassungs- und Gasbehandlungssystem ausgestattet.

Die Entwässerung der Deponiebasis erfolgt im freien Abfluss in zwei Sickerwasserbecken, deren Gesamtpuffervolumen 2.500 m³ beträgt.

Weitere technische Einrichtungen auf der Deponie:

Gasverstromung (bis zu 600 kW/h) und Gasfackel.

Kompostieranlage und Sortieranlage.

2 Konzept Sickerwasserreinigungsanlage Biojet-RO

Abb. 1: Übersicht SIWA-Reinigungsanlage

Die erste Verfahrensstufe der Sickerwasserreinigungsanlage stellt eine drucklose Behälterbiologie dar. Der erste Behälter ist eine vorgeschaltete Denitrifikation, ausgebildet als druckloser anoxischer Pfropfenströmungsbioreaktor mit einem Nutzinhalt von 130 m^3. Darauf folgen zwei drucklose aerobe Bioreaktoren mit Injektorbelüftung, welche ebenfalls je 130 m^3 Nutzinhalt aufweisen.

Das Rohsickerwasser wird zuerst der Denitrifikation zugeführt. Der im Rohsickerwasser enthaltene NH_4 durchströmt die Denitrifikation weitgehend unverändert und gelangt in die Nitrifikation. In der Nitrifikation erfolgt die mehr oder weniger vollständige Oxidation von Ammonium zu Nitrat und die Oxidation des im Sickerwasser enthaltenen CSB, sofern er biologisch abbaubar ist und nicht schon im vorgeschalteten Denitrifikationstank abgebaut wurde. Die beiden Nitrifikationsbehälter können je nach Bedarf seriell oder parallel betrieben werden, wobei der Parallelbetrieb den Standardzustand der Anlage darstellt.

Aus den beiden Nitrifikationsbehältern wird ein Teilstrom von ca. 50 m^3/h abgezogen und in den Denitrifikationsbehälter zurückgeführt, in welchem der Abbau von Nitrat zu elementarem Stickstoff erfolgt. Da für die Denitrifikation ein bestimmtes Mindestverhältnis C : N vorhanden sein muss, wird - wie bereits oben erwähnt - das Rohsickerwasser in die Denitrifikation dosiert, um mit dem darin befindlichen BSB die Denitrifikation zu fördern. Sollte der im Sickerwasser vorhandene BSB nicht ausreichen, wird Essigsäure als externe Kohlenstoffquelle zudosiert.

Der Sauerstoffeintrag in die Nitrifikation erfolgt mittels Injektorbelüftung. Zu diesem Zweck wird Medium aus der Nitrifikation über Pumpen entnommen und über Injektoren, welche Frischluft ansaugen, wieder der Nitrifikation zugeführt. Dieses System gewährleistet einen effizienten Sauerstoffeintrag durch feinblasige Luftverteilung im Medium und eine homogene und energiesparende Durchmischung des Behälterinhaltes. Bei Bedarf können einige der Injektoren von Frischluftansaugung auf Schaumabsaugung umgeschaltet werden. Der Schaum wird dann über die Injektoren wieder in das Medium eingetragen und mechanisch zerstört.

Abb. 2: Nitrifikation

Abb. 3: Mikrofiltration

Ein weiterer Teilstrom (ca. 240 m³/h), der aus der Nitrifikation entnommen wird, gelangt wiederum über Druckerhöhungspumpen zur Mikrofiltration mit

keramischen Membranen. Der minimale freie Strömungsdurchmesser beträgt 8 mm. Die Mikrofiltration übernimmt die Aufgabe der Nachklärung und ist in drei voneinander unabhängigen Straßen ausgebildet. Durch den geringen Porendurchmesser von 0,27 µm kann ein vollständiger Biomasserückhalt realisiert werden, wodurch in der Biologie ein Trockensubstanzgehalt von bis zu 40 g/l erreicht werden kann. Die hier verwendeten keramischen Membrane weisen im Gegensatz zu organischen Membranen eine wesentlich höhere Lebensdauer auf. Die Mikrofiltration ist mit einer automatischen druckluftbetriebenen Rückspüleinrichtung ausgestattet. Das Konzentrat der Mikrofiltration wird über Injektoren wieder in die Nitrifikation zurückgeführt.

Auf Grund des hohen Biomassegehaltes in den Reaktoren und des exothermen Charakters der biologischen Abbauvorgänge musste die Biologie mit einer Kühlanlage ausgerüstet werden, da über die keramikbeschichteten Stahlplatten der Reaktoren die Wärme nicht vollständig abgeführt werden konnte und ein Betrieb nur unter 40 °C aufrecht zu erhalten war. Zu diesem Zweck wird der Biologie ein weiterer Teilstrom von ca. 60 m^3/h entnommen und über einen Plattenwärmetauscher um bis zu 5 °C abgekühlt. Im Kühlwasserkreislauf wird das auf Vorfluterqualität gereinigte Sickerwasser verwendet, welches über einen offenen Kühlturm geführt wird. In Spitzenzeiten werden der Biologie bis zu 200 kW/h Wärme entzogen.

Da durch die ursprünglich praktizierte Form der Überschussschlammentsorgung (Verregnung auf der Deponie in Form von Nassschlamm) erhebliche Manipulationsaufwendungen entstanden und die Ausbeute der Anlage gesenkt wurde, wurde eine Klärschlammentwässerung (Dekantierzentrifuge) nachgerüstet. Der Überschussschlamm wird ohne zwischengeschaltetem Eindicker direkt aus der Biologie mit einer Trockensubstanz von bis zu 4 % entnommen. Unter Verwendung von Eisen-3-Chlorid und polymeren Flockungsmitteln kann mit der Zentrifuge ein Trockensubstanzgehalt von ca. 22 % erreicht werden. Das partikel- und biomassefreie Mikrofiltrationpermeat wird in einer Umkehrosmose auf Direkteinleitqualität gereinigt. Die Umkehrosmose besteht aus zwei Stufen, wobei in beiden Stufen die aus der Meerwasseraufbereitung bekannten Standardwickelelemente zum Einsatz kommen. Die technischen Daten sind aus Tabelle 1 zu entnehmen.

Abb. 4: Umkehrosmose

Tabelle 1: Omkehrosmose technische Daten

Feed	4	m^3/h
Permeat (Reinwasser)	3	m^3/h
Konzentrat (auf Deponie)	1	m^3/h
1. Stufe		
Max. Druck / Betriebsdruck	60 / 55	bar
Membrane	12 Stück 8“ Wickelelemente	
Membranfläche	332,4	m^2
Flux	10	l/m^2h
2. Stufe		
Max. Druck / Betriebsdruck	40 / 20	bar
Membrane	20 Stück 4“ Wickelelemente	
Membranfläche	126	m^2
Flux	23,8	l/m^2h

Die erste Stufe der Umkehrosmose besteht aus drei konzentrationsgestuften Blöcken, welche zweimal am Tag vollautomatisch gespült werden. Die zweite Stufe weist eine Tannenbaumstruktur auf. Die Umkehrosmose erreicht eine Ausbeute von max. 75 %, das anfallende Konzentrat wird über Schluckbrunnen wieder auf die Deponie zurückgführt. Eine Aufkonzentrierung von Inhaltsstoffen im Sickerwasser auf Grund der Konzentratrückführung konnte in den ersten 5 Jahren Anlagenbetrieb nicht festgestellt werden.

Die gesamte Anlage wird vollautomatisch über ein redundant ausgebildetes Prozessleitsystem gesteuert. Dieses System ist so ausgeführt, dass Programmänderungen, Einbindungen von zusätzlichen Anlagenkomponenten, Definitionen von Alarmmeldungen und Trendkurven oder auch Erweiterungen von Visualisierungen und Dokumentationen vom Betriebspersonal selbst durchgeführt werden können.

3 Planungs- und Betriebserfahrungen

In den folgenden Kapiteln soll anhand eines Vergleiches der für die Auslegung der Anlage herangezogenen Daten mit den aktuellen Betriebsdaten auf die bei der Sickerwasserreinigungsanlage auftretenden Probleme und deren Lösungsansätze eingegangen werden.

3.1 Biologie und Mikrofiltration

Die Auslegung der Anlage erfolgte auf einen maximalen hydraulischen Zulauf von 4 m³/h (96 m³/Tag). Die maximal zu erwartenden (für die Biologie ausschlaggebenden) Konzentrationen im Sickerwasser wurden wie folgt angenommen (siehe Tabelle 2). Diese Werte werden in Spitzenzeiten tatsächlich erreicht und auch über die Anlage gefahren.

Tabelle 2: Bemessungswerte der Anlage

pH-Wert	8,2	
Leitfähigkeit	36000	mS/cm
CSB	15000	mg/l
BSB5	5300	mg/l
Ammonium	4000	mg/l

Die Auslegung der Anlage erfolgte in Anlehnung an das ATV-Arbeitsblatt 131 mit einem Schlammalter von 30 Tagen (aerob stabilisiert), einer Trockensubstanz von 25 g/l und einer Temperatur von 15 °C.

Die aktuellen Betriebsparameter für das Jahr 1999 waren ein Schlammalter von 42 Tagen, eine Trockensubstanz von 38 g/l (organische Trockensubstanz 23 g/l) und eine Betriebstemperatur von 36 °C.

Im ersten Jahr des Anlagenbetriebes zeigte sich, dass auf Grund der durch die biologischen Abbauvorgänge entstehenden Wärme die Temperatur im Reaktor Werte erreichte, die weit über der in der Auslegung angenommenen Maximaltemperatur von 25 °C lagen. Die über die Reaktorwände abgeführte Wärme reichte nicht aus um in der Biologie bei einem Sickerwasserzulauf entsprechend der maximalen Auslegungsmenge die Temperatur zu halten. Es

wurde eine provisorische Kühleinrichtung („Verrieselung von Frischwasser über Reaktorwände“) eingerichtet und der Zulauf so gedrosselt, dass die Temperatur im Reaktor 38 °C nicht überschreiten konnte. Aus dieser Zeit stammt der Erfahrungswert, dass ab 40 °C eine Hemmung der Nitrifikation eintritt. Im Sommer 1995 wurde für die Anlage eine Kühlanlage nachgerüstet. Bei der Konzeption der Kühlanlage wurden folgende Kriterien berücksichtigt:

Als Sollbetriebstemperatur sind 35 °C anzustreben. Ein weiteres Absenken der Temperatur ist aus betrieblichen Gründen unnötig und aus wirtschaftlichen Gründen unsinnig.

Als einziges Kühlmittel steht das im Permeattank zwischengespeicherte auf direkt Einleitqualität gereinigte Sickerwasser zur Verfügung. Dieses Wasser weist mit ca. 25 °C eine Temperatur auf, welche es ermöglicht, über Plattenwärmetauscher einen Teilstrom aus der Biologie auf ca. 30 °C zu kühlen.

Versuche haben ergeben, dass bei einem Plattenwärmetauscher mit 6 mm Plattenabstand und 1 m/s Strömungsgeschwindigkeit die Verschmutzung der Platten mit dem Medium Biologie (4 % TS) in Grenzen gehalten werden kann.

Es wurde daher ein Konzept verwirklicht, in welchem der Biologie ein Teilstrom von 60 m^3/h entzogen wird und über einen von zwei redundant ausgebildeten Plattenwärmetauschern um bis zu 5 °C abgekühlt wird. Das Kühlwasser wird dem Permeattank entnommen und nach dem Wärmetauscher über einen offenen Kühlturm geführt. Das Abschlemmwasser des Kühlkreislaufes wird wieder in den Permeattank zurückgeführt. Um einer Verunreinigung des Reinwassers im Falle einer Leckage im Plattenwärmetauscher vorzubeugen, wird die Leitfähigkeit im Abschlemmwasser gemessen und bei einer Grenzwertüberschreitung das Abschlemmwasser in die Sickerwasservorlagebecken geleitet.

Mehrere Jahre Betriebserfahrung mit der Kühlanlage haben gezeigt, dass das Medium Biologie im Plattenwärmetauscher keine Verunreinigungen hervorruft, welche eine periodische Reinigung des Wärmetauschers notwendig machen.

Der Betrieb der Biologie mit einer Trockensubstanz, welche ca. 50 % über der für die Auslegungsrechnung gewählten Trockensubstanz liegt, wurde dadurch bedingt, dass für den Abzug von Überschussschlamm höhere

Trockensubstanzmengen mit geringeren Kubaturen aus der Biologie entnommen werden konnten.

Ein weiterer Vorteil des hohen TS-Gehaltes ist ein stabilerer Betrieb der Biologie in Bezug auf Stoßbelastungen im Anlagenzulauf. Zu erwartende Nachteile durch den höheren TS-Gehalt in Form einer verringerten Durchsatzleistung der Mikrofiltration haben sich nicht bestätigt.

Im Laufe des Jahres 1995 ergab sich eine für die Biologie wesentliche Veränderung in der Zusammensetzung des Rohsickerwassers, deren Ursache bis heute nicht geklärt werden konnte. Während der CSB im Sickerwasser nach wie vor unverändert ist (bis zu 15.000 mg/l) kam es zu einer deutlichen Verringerung der BSB-Konzentration (von ca. 5.500 auf ca. 2.000 mg/l). Vor dieser Veränderung im Sickerwasser konnte die Anlage (nach einer Adaptierungsphase im Rahmen der Betriebssetzung) ohne zusätzliche Dosierung von Kohlenstoff betrieben werden. Der im Rohsickerwasser vorhandene Kohlenstoff reichte aus, um einen Denitrifikationsgrad zu gewährleisten, welcher sowohl die Nitratkonzentration als auch den pH-Wert in der Biologie stabilhalten konnte als auch einen Nitratgehalt im Permeat der Mikrofiltration gewährleistete, welcher für die nachgeschaltete Umkehrosmose zur Einhaltung der Einleitkriterien kein Problem darstellte. Durch den relativ plötzlichen Ausfall des notwendigen Kohlenstoffes kam es zu einem Anstieg der Nitratwerte in der Bilologie auf ca. 6.000 mg/l und einen Abfall des pH-Wertes von 7,5 auf ca. 6,3. Diese Entwicklung hatte eine Hemmung der Nitrifikation zur Folge.

Da sich seit diesem Zeitpunkt der BSB im Rohsickerwasser nicht mehr erhöht hat, wird Essigsäure als externe Kohlenstoffquelle in die Biologie (Denitrifikation) zudosiert. Die Dosiermenge wird so gewählt, dass im Ablauf der Biologie eine Nitratkonzentration von 3.500 mg/l nicht überschritten wird. Dieser Grenzwert, welcher mit der Versuchsanlage in umfangreichen Testreihen ermittelt wurde, garantiert einen stabilen Betrieb der Biologie, bei welchem ein pH-Wert von ca. 7,2 ohne pH-Korrektur durch Chemikalien gehalten werden kann. Weiters stellt er für die Umkehrosmose kein Problem dar, die geforderten Einleitkriterien zu erreichen.

Abb. 5: Mikrofiltration Block 2

Durch die unterschiedliche Zusammensetzung der abgelagerten Abfälle kann es immer wieder vorkommen, dass mit dem Sickerwasser Substanzen in die Anlage gelangen, welche ein plötzlich stark vermehrtes Schaumaufkommen bewirken. Diesem Problem kann mit diversen im Handel erhältlichen Entschäumern in den meisten Fällen schnell und wirkungsvoll begegnet werden. Das vermehrte Schaumaufkommen ist in der Regel rein auf die schäumende Wirkung der Substanzen zurückzuführen. Ein Fall, bei welchem eine Auswirkung der Substanz auf die Biomasse und in weiterer Folge ein Schäumen durch Absterbevorgänge in der Biomasse beobachtet werden kann, ist bis jetzt noch nicht aufgetreten. Der durchschnittliche Entschäumerverbrauch in der Biologie in Halbenrain bewegt sich zwischen 2 und 20 l pro Tag. Es können jedoch auch Phasen auftreten, in welchen mehr als 100 l Entschäumer pro Tag verbraucht werden (die Entschäumerdosierung erfolgt automatisch über Schaumsonden).

Im Falle eines plötzlichen Anstieges des Entschäumerverbrauchs empfiehlt es sich, ein alternatives Entschäumerprodukt auf Lager zu haben. Durch den hohen Anteil an aktiver Biomasse in der Biologie kann es im Falle einer vermehrten Entschäumerdosierung zu einer Adaptierung der Biomasse auf den verwendeten Entschäumer kommen.Die Folge ist ein biologischer Abbau des Entschäumers bevor er seine Wirkung entfalten kann. Dieser Fall ist auf der Anlage in Halbenrain bereits aufgetreten. Durch einen Produktwechsel konnte der Verbrauch innerhalb weniger Stunden um ca. 90 % reduziert werden. Nachdem die auf den ersten Entschäumer spezialisierte Population wieder zurückgegangen war, zeigte dieser ebenfalls wieder die volle Wirkung.

Ein weiteres Kriterium für die Auswahl des Entschäumers stellt die als Nachklärung eingesetzte Mikrofiltration dar. In den zur Anlagenauslegung vorangegangenen Versuchen wurde eine Permeatleistung der Mikrofiltration von mind. 160 l/m²h ermittelt. Im langfristigen Anlagenbetrieb zeigte es sich jedoch, dass vor allem in Abhängigkeit des verwendeten Entschäumers die erwarteten Permeatleistungen nicht erreicht werden konnten. Es erfolgte daher eine Aufrüstung der Mikrofiltration von 25 m² auf 44 m² Membranfläche. Weiters wurden in umfangreichen Versuchen mit der Versuchsanlage jene Entschäumerprodukte ermittelt, welche keinen Einfluss auf die Permeatleistung der Mikrofiltration ausüben (ca. 10 % der getesteten Produkte). Ein plötzliches Absinken der Permeatleistung der Mikrofiltration kann von Zeit zu Zeit auf Grund verschiedener Inhaltsstoffe im Sickerwasser auftreten, eine direkte

Zuordnung dieser Inhaltsstoffe auf bestimmte angelieferte Abfälle ist leider nur in den wenigsten Fällen möglich. Durch die Aufrüstung der Mikrofiltration wurden jedoch Reserven geschaffen, welche eine Durchsatzleistung von 4.000 l/h zu ca. 98 % garantieren.

Die erforderlichen Reinigungsintervalle der Membrane der Mikrofiltration konnten wesentlich größer gesetzt werden als ursprünglich angenommen. In Zeiten, wo keine oder nur geringe Mengen an verklebenden Substanzen über das Sickerwasser und die Biologie auf die Membrane gelangen, kann auf eine Reinigung vollständig verzichtet werden. Durch die vollautomatische druckluftgesteuerte Rückspülung (alle 30 Minuten) werden geringe Mengen an Verklebungen oder Verunreinigungen wieder ausgewaschen und die Mikrofiltration „erholt“ sich praktisch von selbst. Sollten Verunreinigungen die Durchsatzleistung drastisch reduzieren, empiehlt es sich, einige Tage zu warten bis sich der Großteil auf den Membranen abgelagert hat und erst dann eine Reinigung durchzuführen. Im Jahr 1996 war im Schnitt alle 2 - 3 Monate eine Reinigung notwendig.

Abschließend ist zur Biologie der Sickerwasserreinigungsanlage in Halbenrain zu sagen, dass sie nach den oben besprochenen Adaptierungsmaßnahmen im Großen und Ganzen problemlos in der Lage ist, die an sie gestellten Anforderungen zu bewältigen und die in der Auslegung geforderten Leistungen zu erbringen. Im Bezug auf Belüftungseinrichtungen (Injektoren) und Potenzial der Biomasse dürften noch erhebliche Reserven in der Anlage stecken. Eine Erhöhung der hydraulischen Durchsatzleistung wäre mit geringen Adaptierungen im Bereich des Anlagenzulaufes ohne weiteres möglich.

3.2 Umkehrosmose

Bei der Umkehrosmose wurde mit der Verwendung von Wickelmodulen, wie sie im Bereich der Meerwasseraufbereitung verwendet werden, Neuland beschritten. Die größte Unbekannte war die zu erwartende Lebensdauer der Module. Nach 5 Jahren Anlagenbetrieb kann man sagen, dass die erhoffte Lebensdauer der Module von durchschnittlich 12 Monaten deutlich überschritten wurde. Die Lebensdauer hängt im Wesentlichen davon ab, an welcher Stelle in der Anlage die Module eingesetzt werden.

Die UO Stufe 1 besteht aus drei konzentrationsgestuften Blöcken mit je vier 8-Zoll-Wickelmodulen. Wie laut Auslegungsrechnung zu erwarten, verringert sich in jedem Block die Permeatmenge und die Permeatqualität auf Grund der höheren Leitfähigkeit im Konzentrat.

Die Lebensdauer der Module im ersten Block ist durch Biofauling begrenzt. Da der erste Block unmittelbar mit Permeat aus der Mikrofiltration (Biologie) beaufschlagt wird, zeigt sich schon nach relativ kurzer Zeit (wenige Monate) ein Anstieg des Differenzdruckes über die Module auf ca. 0,7 bar. Der höchstzulässige Differenzdruck pro Wickelmodul beträgt 1 bar. Dieser Wert wird jedoch über einen sehr langen Zeitraum mehr oder weniger gehalten und ein weiterer Anstieg erfolgt nur sehr langsam. Die Lebensdauer der Module im ersten Block beträgt ca. 1,5 bis 2 Jahre.

Ab dem zweiten Block ist das Problem des Biofaulings nicht mehr gegeben. Die Module im zweiten Block seit mehreren Jahren im Einsatz, der Differenzdruck bleibt konstant, die Permeatleistung ist leicht rückgängig aber nach wie vor ausreichend.

Die Module im dritten Block haben auf Grund der hohen Leitfähigkeit im Konzentrat (bis zu 80 mS/cm) mit dem Problem Silikatscaling zu kämpfen. Die Standardreinigungsmittel, welche ungefähr alle 6 bis 8 Wochen zum Einsatz kommen, zeigen in diesem Fall mehr oder weniger keine Wirkung. Nach verschiedenen Versuchen und nach intensiver Diskussion des Problems mit Anlagenlieferant und Membranhersteller wurde eine Reinigungsrezeptur gefunden, mit welcher die Silikatschicht auf der Membran in zufrieden stellendem Ausmaß entfernt werden kann. Es handelt sich dabei um eine Kombination aus Ammoniumbifluorid und Zitronensäure. Mit dieser Rezeptur kann die Lebensdauer der Module im dritten Block auf bis zu 12 Monate gebracht werden.

Abb. 6: Umkehrosmose Stufe 1

Abb. 7: Umkehrosmose Stufe 2

Um die durchschnittliche Gesamtlebensdauer der Module der UO Stufe 1 weiter zu optimieren, wird folgende Taktik angewandt: Module, welche auf Grund von Biofauling im ersten Block nicht mehr verwendet werden können, ersetzen jene Module, welche im dritten Block auf Grund von Silikatscaling nicht mehr verwendet werden können. Durch das Milieu im Konzentrat des dritten Blockes wird der Belag, welcher sich im ersten Block auf der Membran gebildet hat, zum Teil wieder abgebaut und der Differenzdruck des entsprechenden Modules verringert sich wieder. Demnach kommen neue Module nur im ersten oder (bei Bedarf) im zweiten Block zum Einsatz. Der dritte Block wird ausschließlich mit Modulen bestückt, welche bereits mehr als ein Jahr im ersten Block im Einsatz waren.

Der Betrieb der Umkehrosmose Stufe 2 (Tannenbaumstruktur) erwies sich bis jetzt als problemlos. Ein Modulwechsel war nur dann notwendig, wenn auf Grund von Materialermüdungen Durchschläge von Konzentrat ins Permeat festgestellt wurden. Die meisten der Module sind seit IBS der Anlage in Verwendung.

3.3 Betriebsmittel

Bei einer durchschnittlichen Rohsickerwasserzulaufmenge von 30 000 m³/Jahr und einer Systemausbeute von 72 % Reinwasser (21.600 m³/Jahr) kann auf der Anlage Halbenrain mit folgenden durchschittlichen Chemikalienverbräuchen gerechnet werden (die spezifischen Angaben beziehen sich auf den m³ abgeleitetes Reinwasser!):

Essigsäure, 40 %

Verwendung: Dosierung in die Denitrifikation (BSB-Mangel im Zulauf)

kg/Tag	kg/Jahr	kg/m³
400	146.000	6,7

Natriumtripolyphosphat, 100 %

Verwendung: Dosierung in die Biologie (Phosphor-Mangel im Zulauf)

kg/Tag	kg/Jahr	kg/m³
3,3	1.200	0,055

Schwefelsäure, 96 %

Verwendung: pH-Korrektur vor Umkehrosmose

kg/Tag	kg/Jahr	kg/m³
38	13.870	0,64

Natronlauge, 50 %

Verwendung: pH-Korrektur nach Umkehrosmose

kg/Tag	kg/Jahr	kg/m³
10	3.650	0,17

Weiter können im Fall einer Absenkung des pH-Wertes in der Biologie erhebliche Menge an Natronlauge benötigt werden (bis zu 20 l/Tag).

Entschäumer

Verwendung: Schaumbekämpfung in der Biologie

Hier sind in Abhängigkeit von der Sickerwasserzusammensetzung sehr große Schwankungsbereiche zu erwarten.

	kg/Tag	kg/Jahr	kg/m³
Minimum	2	-	0,034
„Normalwert“	20	7.300	0,34
Maximum	150	-	2,5

Polymere Flockungsmittel, 50 %

Verwendung: Klärschlammentwässerung

Bezugsgröße: 100 t Trockensubstanz / Jahr

l/t TS	l/Jahr	l/m³
14	1.400	0,65

Eisen-3-Chlorid, 40 %

Verwendung: Klärschlammentwässerung

Bezugsgröße: 100 t Trockensubstanz / Jahr

kg/t TS	kg/Jahr	kg/m³
300	30.000	1,39

Autor:

Dipl. Ing. Robert Rothschedl

.A.S.A. Abfallservice Halbenrain Ges.m.b.H. & Co Nfg KG
8492 Halbenrain 147

Tel: 03476 / 32 60
Fax: 03476 / 32 60 6

Email: rr.mdh@asa.at

Wiener Mitteilungen (2000) Band 162, 75-82
Copyright © 2000; Institut für Wassergüte / TU-Wien

Umkehrosmose als Methode der Wahl?

Bernhard Mayr
EnviCare® DI Dr. Mayr, Graz

Kurzfassung: Aufbauend auf einer mittlerweile jahrzehntelangen internationalen Erfahrung mit der Reinigung von Deponiesickerwässern stellt die Umkehrosmose heute den Stand der Technik dar. Im Artikel werden die Vor- und Nachteile erläutert, Erfahrungen in Österreich geschildert und die relevanten Betriebsbedingungen diskutiert.

Keywords: Umkehrosmose, Deponiesickerwasser, Membrantechnik, Direkt- und Indirekteinleitung, Abwasserbehandlung, DT-Modul Technologie

***Vorbemerkung**: In diesem Text wird absichtlich der Inhalt des ÖWAV-Regelblattes 31 nicht wiedergegeben. Das Thema Umkehrosmose ist in den Kapiteln 6.5, 7.1, 7.2 und 8.2.2 behandelt.*

1 Einleitung

Die Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und die daran anknüpfende Emissionsverordnung (EmV) BGBl. 613/1992 „Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien“ hat eine Anpassungspflicht für die Deponiebetreiber ausgelöst.

Gemäß WRG-N, §33c „Sanierung von Altanlagen“ sind bei der Realisierung von Reinigungsanlagen folgende Grundsätze anzuwenden (AAEV, 1996):

- ⇒ minimale Einbringung von Abwasserinhaltsstoffen
- ⇒ Vorrang der Vermeidung von Abwasser
- ⇒ keine Verlagerung
- ⇒ wassersparende Technologien bei Produktionsverfahren
- ⇒ Behandlung am Ort der Entstehung des Abwassers
- ⇒ getrennte Erfassung - Vermischungsverbot

Die Fertigstellungsfrist ist in der EmV 613/1992 mit fünf Jahren ab Erlass der Verordnung - also mit September 1997 - festgeschrieben.

Schätzungsweise werden derzeit ca. 60 „Massenabfalldeponien“ in Österreich betrieben, bei den nicht in Tab. 1 genannten Anlagen wird das Sickerwasser i.d.R. in eine kommunale Kläranlage abgeleitet.

Verfahren	Anzahl	Betriebsjahre
Biologie: konventionell	2	12
Biologie mit Filtration	3	17
Umkehrosmose	7 + 3	42
Aktivkohle	3	14
Oxidation	0	0
Verdampfung	0	0
Trocknung	0	0
Fällung/Flockung	3	18

EnviCare® B. Mayr	**Erfahrungsstand der Sickerwasserreinigung Österreich: Anfang 2000**	**Tab. 1**

Da die Wasserrechtsgesetzgebung zwar Bundessache ist, aber die Umsetzung im Rahmen der mittelbaren Bundesverwaltung dem Landeshauptmann obliegt, ergeben sich stark ausgeprägte regionale Differenzen im Vollzug (siehe Regelblatt).

Die Implementierung von Sickerwasserreinigungsanlagen wurde (auf Grund der hohen Kosten) bisher wesentlich verschleppt, mit teils sehr unterschiedlicher Argumentation. In den letzten beiden Jahren hat die Indirekteinleiterverordnung noch ihren Teil dazu beigetragen, auch wenn Deponiesickerwasser in Anlage A als bewilligungpflichtig angeführt ist. Derzeit erfolgen zahlreiche Einleitungen bewilligungsfrei im Rahmen eines so genannten Verbandsverhältnisses. Weiters wird das Sickerwasser aus Deponien, die mit Schlitzwänden umfasst worden sind, nur in wenigen Fällen aufbereitet, sondern auf Grund der dann meist geringen Konzentration (Verdünnung?) direkt und ohne Vorbehandlung der Kläranlage zugeleitet.

Die EmV 613 gilt sowohl für Direkt- (d.h. in ein Gewässer), aber auch für Indirekteinleiter (d.h. in eine Kanalisation). Die Abweichung von Direkt- zu Indirektableitung ergibt sich in erster Linie bei den Parametern Stickstoff und Chemischer Sauerstoffbedarf. Der chemische Sauerstoffbedarf ist jedoch auch im Fall der Indirekteinleitung streng limitiert, sodass im Regelfall auch hier eine Vorreinigungsanlage errichtet werden müsste. Der in der Fußnote f) der Anlage A genannte Wert von 200 mg/l oder alternativ ein biologischer Abbaugrad von 75 % kann nach Wissensstand des Verfassers kaum erreicht werden, da im Sikkerwasser i.d.R. wesentliche Anteile von schwer abbaubaren Huminstoffen enthalten sind.

2 Erfüllt die Umkehrosmose die gesetzlichen Anforderungen?

Den in der AAEV genannten Grundsätze (vgl. Kap. 1) genügt die Umkehrosmosetechnologie, da

- Auf Grund der dichten Membran i.d.R. nur gelöste Abwasserinhaltsstoffe mit einem Molekulargewicht (MG) < 100 passieren können (Abb. 1). Ebenso werden Salze und mehrwertige Ionen beinahe vollständig zurückgehalten. Dies garantiert eine minimale Einbringung von Abwasserinhaltsstoffen.

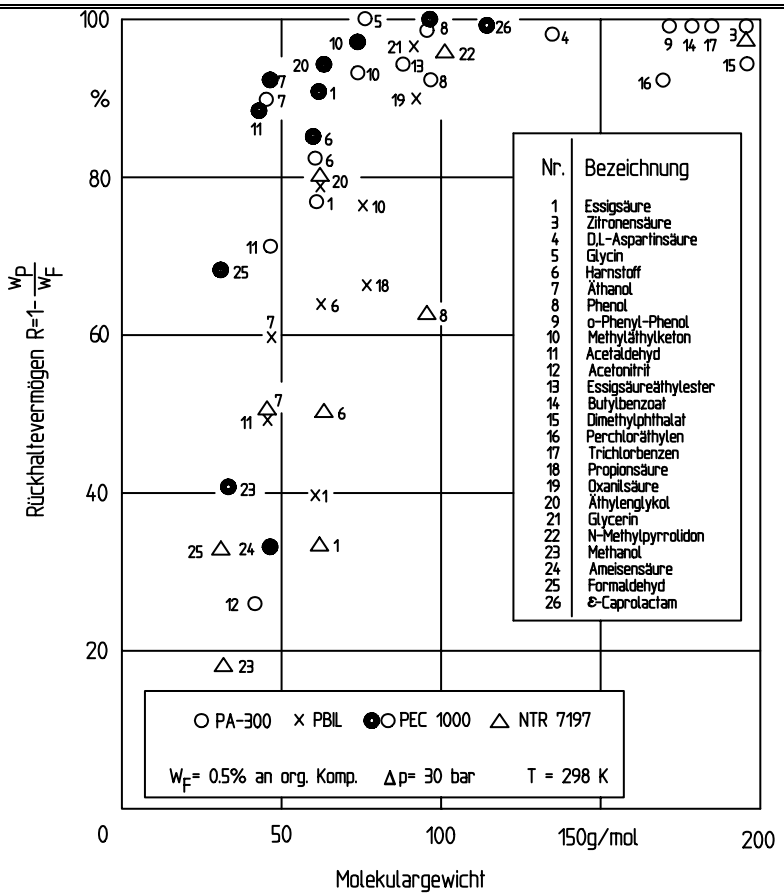
- Die zweite Forderung der AAEV nach einer bestmöglichen Abwasservermeidung ist getrennt von der Behandlung zu sehen und muss im Vorfeld durch deponietechnische Maßnahmen gelöst werden.

- Eine Verlagerung in andere Aggregatzustände (Gas- oder Festphase) ist aufgrund des physikalischen Trennvorgangs nicht gegeben. Zu beachten ist in diesem Zusammenhang allerdings, dass das Konzentrat entweder über ein korrekt ausgelegtes Infiltrationssystem in den Deponiekörper rückgeführt oder einem befugtem Entsorgungsunternehmen übergeben wird.

- Die Forderung nach einer wassersparenden Produktionstechnologie ist hier nicht relevant.

- Durch die standardisierte Containerbauweise sind Umkehrosmoseanlage für die Behandlung auf der Deponie bestens geeignet.

- Die Umkehrosmose stellt kein selektives Reinigungsverfahren dar. Wie bereits erwähnt werden alle Abwasserinhaltsstoffe bis MG < 100 nahezu quantitativ entfernt. Daher ist auch bei der gemeinsamen Behandlung verschiedener Sickerwasserteilströme (beispielsweise aus verschiedenen Kompartimenten) oder durch die Mitbehandlung von Gaskondensaten zu erwarten, dass die Reinwasserqualität auch bei Vermischung erzielt wird. Ob durch die Vermischung jedoch ein vermehrter Einsatz von Betriebshilfsmittel benötigt wird, ist im Einzelfall abzuklären. Das in der AAEV postulierte Vermischungsverbot ist daher bei dieser Technologie zu hinterfragen.



EnviCare® **B. Mayr**	**Einfluss des Molekulargewichts auf das Rückhaltevermögen von UO-Membranen**	Abb. 1

Da die Umkehrosmose ausserdem in der branchenspezifischen Emissionsverordnung BGBl. 613/1992 im §1 (6) als Methode genannt ist, besteht kein Zweifel, dass diese Verfahrenstechnik den gestzlichen Anforderungen entspricht.

3 Physikalische Aufbereitung mit Umkehrosmose

Wie aus **Tab. 1**[1] ersichtlich ist, wird dieses Verfahren am häufigsten eingesetzt. Folgende Gründe sind wahrscheinlich dafür maßgeblich:

- Idente Schwermetall- und AOX-Grenzwerte für Direkt- und Indirekteinleitung. Da durch biologische und adsorptive Verfahren die Elimination von Schwermetallen die Grenzwerteinhaltung i.d.R. nicht garantiert werden kann, muss bei einem entsprechend belasteten Sickerwasser auf die Umkehrosmose als abtrennendes Verfahren zurückgegriffen werden.

- Die gesicherte Einhaltung des CSB-Grenzwertes im Fall der Indirekteinleitung mit 75 % biologischer Abbaubarkeit oder 200 mg/l mit Alternativverfahren zur Umkehrosmose ist technisch und finanziell zumindest ähnlich aufwändig oder unmöglich.

- Bei Direkteinleitung entfällt die Kanaleinleitungsgebühr.

- Geringer Platzbedarf, nur minimale bauliche Maßnahmen erforderlich.

- Einfache In- bzw. Ausserbetriebnahme, somit kann die Kapazität optimal an den jeweiligen Anfall angepasst werden

- Die Anlagen sind modular aufgebaut und daher rasch erweiterbar

- Die Membran wirkt als echte Barriere für große Moleküle (Abb. 1). Dies kann im Genehmigungsverfahren ein wichtiges Argument darstellen.

- Die kostengünstige Konzentratrückführung ist in den meisten Fällen gestattet.

---

[1] Anmerkung zur **Tab. 1**: In der Tabelle sind alle einzelnen Verfahren angeführt. Da mehrere Behandlungsanlagen aus zwei oder mehreren Verfahrensschritten (Biologie – Fällung – Aktivkohle) zusammengesetzt sind, existieren wesentlich mehr Verfahren als Behandlungsanlagen.

Betrachtet man weiters die installierten Umkehrosmoseanlagen im Detail, wird deutlich, dass von den 10 installierten Anlagen 70 % nach dem Prinzip der Disk-Tube (DT) oder Rohrscheiben Technik (Abb. 2) arbeiten.

Gründe, die für diese Technologie sprechen, sind nachfolgend aufgelistet:

- Die Anlagen werden komplett vormontiert in Containern geliefert. Bauarbeiten vor Ort beschränken sich auf die Errichtung eines Fundamentes und auf die Herstellung der Anschlüsse.

- Die DT-Umkehrosmose kann im Gegensatz zu konventionellen Kläranlagen bei geänderten Randbedingungen abgebaut und an anderen Orten weiter verwendet werden, ohne dass die Anlage Schaden erleidet oder das eingesetzte Kapital verloren geht.

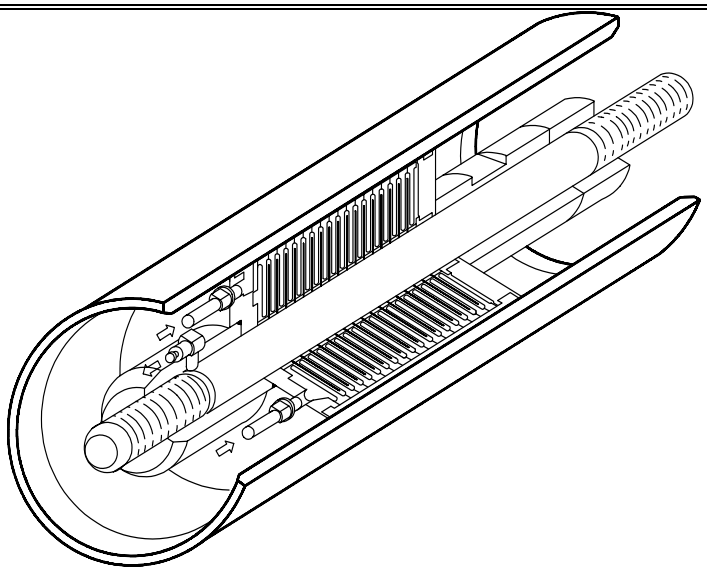
- Diese Anlagentechnik ermöglicht Betriebsdrücke bis 150 bar. Dies wird zur Einengung der anfallenden Konzentratmenge bis auf ca. 12 % des Rohwasserzulaufes genützt. Bei Wickel- und Rohrmodulanlagen liegt die Grenze auf Grund des Betriebsdruckes (max. 60 bar) bei ca. 25 %.

- Das Verfahren wird als Systemlösung in einem Betreibermodell angeboten, das Wagnis der Eigenfinanzierung für den Deponiebetreiber entfällt. Dies erleichtert die Akzeptanz.

- Die Anlagen erreichen eine Betriebsverfügbarkeit bis über 90 %.

4 Was muss bei der Umkehrosmose beachtet werden?

- Eine ausreichende Speicherdimensionierung als Vorsorge für Betriebsunterbrechungen ist unabdingbar. In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass Sickerwasser nur über die Membran den Weg in den Vorfluter findet. Dies kann nur bei ordnungsgemäßer Funktion der Gesamtanlage erfolgen. Mit anderen Worten, die Kapazität der Anlage ist durch die installierte Fläche limitiert, auch ein kurzzeitiges „Überfahren“ (wie eventuell aus kommunalen Kläranlagen bekannt) ist nicht möglich.



EnviCare® **B. Mayr**	**Rohrscheibenmodul (DT-Modul)**	Abb. 2

- Umkehrosmosen arbeiten mit hohen Drücken und hoch entwickelter Mess- und Regelechnik. Eine qualifizierte Betreuung ist daher unabdingbar.

- Um eine wirtschaftlich tragbare Betriebsverfügbarkeit zu erreichen ist neben der oben genannten guten Betreuung auch eine entsprechende Lagerhaltung der wichtigsten Verschleißteile erforderlich.

- Die Auslegung (und Kostenberechnung) hat sich nach der produzierten Menge und Qualität an Reinwasser (Permeat) zu richten

- Betriebsprobleme können u.a. auftreten auf Grund von:
  - Verkeimung durch Bakterien (auch permeatseitig)
  - Falsche Entnahmestelle aus dem Speicherbecken
  - Falsche Wahl des Membranmaterials => mechanische, chemische und biologische Stabilität
  - Bei nicht fachgerecht ausgeführter Konzentratrückführung ist mit Geruchsproblemen und Kurzschlusseffekten zu rechnen (siehe Regelblatt)
  - Schlecht gewartete Messgeräte

5 Resümee

Offensichtlich ist die Umkehrosmose zurzeit die Methode der Wahl. Werden spezifische Randbedingungen beachtet, kann mit hoher Sicherheit den Anforderungen der gültigen Emissionsverordnung entsprochen werden.

Muss diese technische Lösung allerdings mit der Variante einer kommunalen Einleitung (welche die Anforderungen wenigstens für den Parameter CSB nicht erfüllen kann) konkurrenzieren, fällt der wirtschaftliche Vergleich vernichtend aus.

Anders ausgedrückt, die aktuelle Ungleichbehandlung der Deponiebetreiber schafft eine signifikante Wettbewerbsverzehrung, da die Deponien mit SRA´s mit Mehrkosten von 80 – 400 ATS/Tonne Müll kalkulieren müssen.

Verfasser:

DI Dr. Bernhard Mayr

EnviCare ® DI Dr. Mayr

Ingenieurbüro für Verfahrenstechnik

A-8010 Graz, Wittekweg 9

Tel: +43 316 381038 –0

Fax: +43 316 381038 –9

e-mail: office@envicare.at

internet: www.envicare.at

Wiener Mitteilungen (2000) Band 162, 83-112
Copyright © 2000; Institut für Wassergüte / TU-Wien

Verfahrenskombination Biologie-Mikrofiltration-Umkehrosmose bzw. Biologie-Mikrofiltration-Nanofiltration-Oxidation am Beispiel der Deponie Purgstall

W. Anwander[1], F. Hell[1], J.-P. Chirikdjian[1], J. Lahnsteiner[1], R. Bauer[2]

1) VA TECH WABAG GmbH, Wien

2) Institut für Physikalische und Theoretische Chemie, TU Wien

Kurzfassung: Um den gesetzlichen Anforderungen zur Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien zu entsprechen, wurde 1994 von der Niederösterreichischen Umweltschutzanstalt in Purgstall eine Sickerwasserreinigungsanlage (SRA) in Betrieb genommen. Diese Anlage besteht im Wesentlichen aus einer biologischen Reinigungsstufe mit nachgeschalteter Umkehrosmose. Das anfallende Konzentrat enthält schwer abbaubare organische Stoffe sowie Neutralsalze und wird auf die Deponie Purgstall zurückgeführt. Mit zunehmender Erschöpfung der Speicherkapazität des Deponiekörpers für das Konzentrat ist letztendlich eine Beeinträchtigung der Leistung der Aufbereitungsanlage zu erwarten. Um dieser Konzentratproblematik entgegenzuwirken, wurde ein Verfahrenskonzept zur Konzentratbehandlung ausgearbeitet. Das Verfahren basiert grundsätzlich auf der Kombination von biologischem Abbau, Aufkonzentrierung mit Nanofiltration und chemischer Oxidation mit Ozon. Die Anwendung von Nanofiltration gewährleistet einerseits eine ausreichend hohe Ablaufqualität, andererseits kann vor allem eine Teilentsalzung erreicht werden. Der kombinierte Prozess besteht somit aus Membranbiologie, Nanofiltration und Ozonbehandlung und erreicht letztlich eine vollständige Elimination der organischen Schadstoffe. Im Gegensatz zu anderen Verfahren ist ein nahezu rückstandsfreier Betrieb möglich. Der wesentliche Vorteil dieser Lösung sind die im Vergleich zu den hohen Entsorgungskosten für Konzentrate relativ niedrigen Investitions- und Betriebskosten bzw. die Unabhängigkeit von Sonderdeponien.

Keywords: Deponie, Sickerwasser, Aufbereitungsanlage, biologische Reinigung, Mikrofiltration, Umkehrosmose, Nanofiltration, Oxidation, Ozon, rückstandsfreie Konzentratbehandlung

1 Einleitung

Sickerwässer aus Hausmülldeponien weisen eine sehr hohe Belastung an organischen und anorganischen Inhaltsstoffen auf. Zum Schutz der Umwelt ist daher eine Erfassung und Aufbereitung dieser Wässer erforderlich. Die Mindestanforderungen an die Qualität der abgeleiteten Wässer ist in Österreich in der „Verordnung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien“ (24. 09. 1992) geregelt. Um diesen gesetzlichen Anforderungen zu entsprechen, wurde 1994 von der Niederösterreichischen Umweltschutzanstalt in Purgstall eine Sickerwasserreinigungsanlage (SRA) in Betrieb genommen. Diese Anlage besteht im Wesentlichen aus einer biologischen Reinigungsstufe mit nachgeschalteter Umkehrosmose. In der biologischen Stufe werden abbaubare organische Inhaltsstoffe eliminiert und das im Sickerwasser enthaltene Ammonium abgebaut und zum Teil denitrifiziert. Die zum Abbau erforderliche Biomasse wird durch ein Nachklärbecken und eine Mikrofiltrationsstufe im System zurückgehalten. Das Filtrat der Mikrofiltration wird schließlich in einer zweistufigen Umkehrosmose soweit gereinigt, dass die für eine Direkteinleitung höchst zulässigen Werte zum Teil deutlich unterschritten werden. Das ablaufende Reinwasser wird in den Vorfluter (Erlauf) eingeleitet. Im Konzentrat der Umkehrosmose werden schwer abbaubare organische Inhaltsstoffe sowie Neutralsalze zurückgehalten. Dieses Konzentrat wird auf die Deponie Purgstall zurückgeführt. Mit zunehmender Erschöpfung der Speicherkapazität des Deponiekörpers für das Konzentrat ist letztendlich eine Beeinträchtigung der Leistung der Aufbereitungsanlage zu erwarten.

Konzentratproblematik bei Erschöpfung des Speichervermögens des Deponiekörpers:

- Probleme mit der Dichtheit der Oberflächenabdichtung
- starker Anstieg der CSB- und Salzbelastung im Zulauf zur SRA
- hohe Belastung der Biologie mit biologisch nicht abbaubaren Inhaltsstoffen und erhöhten Salzkonzentrationen
- geringere Reinigungsleistung der Membranfiltrationsstufen durch erhöhten osmotischen Druck

- hoher Verschleiß der Aggregate
- hohe Betriebskosten

Grundsätzlich ist zur weiteren Konzentratbehandlung einerseits eine Eindampfung oder ein weiterer Abbau durch chemische Oxidation möglich.

Im Allgemeinen wird bei der Eindampfung von Deponiesickerwasserkonzentraten durch thermische Behandlung ein trockenes Endprodukt erzeugt. Da dieses Endprodukt sehr gut wasserlöslich ist, ist eine entsprechend aufwändige Deponierung erforderlich. Im Fall der SRA-Purgstall beträgt der durchschnittliche Abdampfrückstand im Konzentrat 50 bis 60 g/l. Bei einer durchschnittlichen Konzentratmenge von 20 m^3/d fallen etwa 400 t Trockenrückstand pro Jahr an.

Durch einen weiteren Abbau hingegen kann ein nahezu rückstandsfreier Betrieb ermöglicht werden. Der wesentliche Vorteil einer solchen Lösung sind die zu erwartenden geringeren Investkosten und die Unabhängigkeit von Sonderdeponien.

1.1 Verfahrensbeschreibung SRA mit BIOZON®

Das BIOZON® -Verfahren basiert auf dem Prinzip der Kombination von biologischem Abbau und chemischer Oxidation mit Ozon. Durch eine Erweiterung dieses Konzeptes mit Membrantechnologie wird einerseits eine konstant hohe Ablaufqualität erreicht, und andererseits kann vor allem die Ozonstufe bei höherem Konzentrationsniveau betrieben werden. Die Anlage für vollständigen CSB-Abbau besteht somit aus den drei wesentlichen Stufen:

- Membranbiologie
- Nanofiltration
- Ozonierung

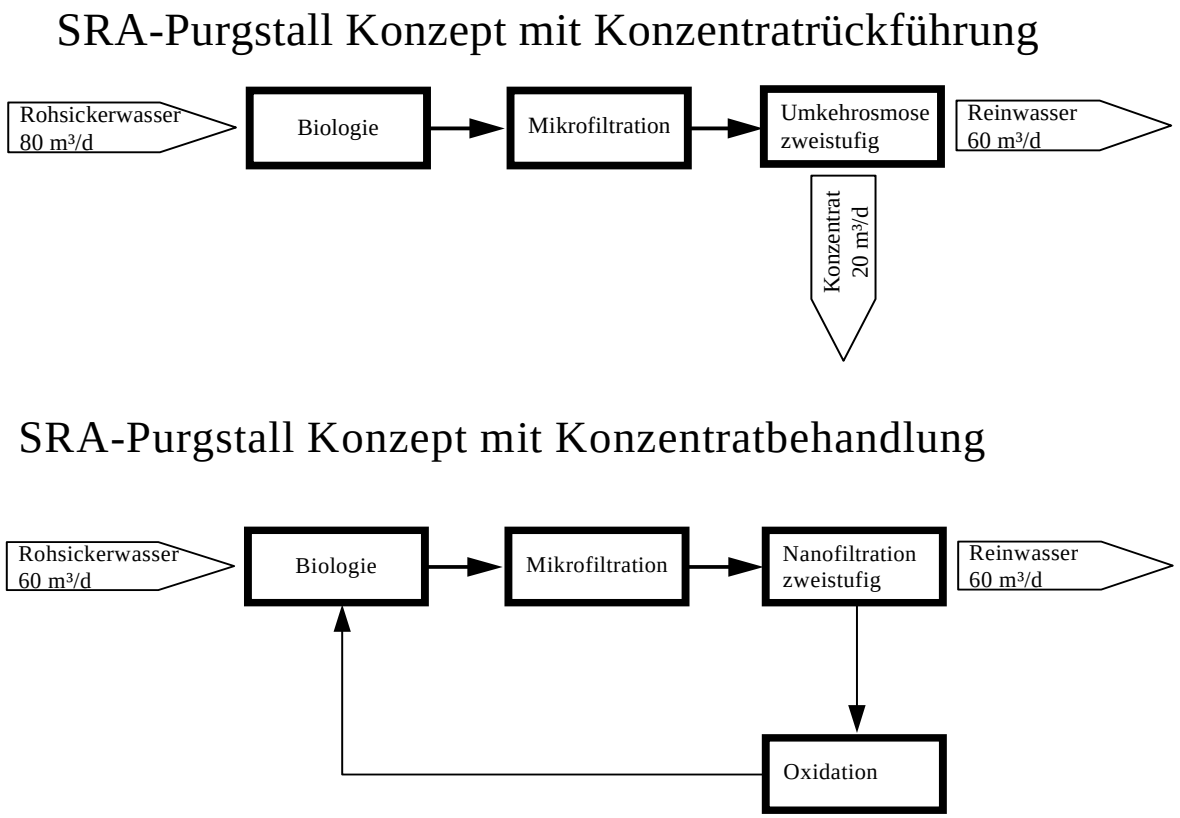


Abbildung 1 Verfahrensvergleich für Konzentratrückführung auf die Deponie Purgstall und Erweiterung durch Ozonstufe

Rohsickerwasser wird zunächst mit dem Rücklauf des ozonierten Konzentrates der Nanofiltrationsstufe gemischt und in den Denitrifikationsteil der biologischen Stufe geleitet. Hier werden die biologisch abbaubaren organischen Inhaltstoffe im anoxischen Milieu abgebaut. Dabei wird ein Teil des in der anschließenden Nitrifikation gebildeten Nitrates zu molekularem Stickstoff reduziert. Die Nitratzufuhr erfolgt durch einen internen Kreislauf der biologischen Stufe und durch den Konzentratkreislauf. Da Deponiesickerwässer im Allgemeinen ein ungünstiges Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff aufweisen, ist für einen vollständigen Nitratabbau, wie dies bei rückstandsfreiem Betrieb erforderlich ist, die Dosierung einer externen Kohlenstoffquelle notwendig. Der Denitrifikationsstufe nachgeschaltet ist die Nitrifikationsstufe. Hier wird durch Sauerstoffeintrag ein aerobes Milieu erzeugt, sodass das im Rohsickerwasser enthaltene Ammonium nitrifiziert wird. Weiters wird ein Teil des CSB aerob abgebaut. Der Ablauf der biologischen Stufe wird mittels einer zweistufigen Nanofiltrationsanlage in ein nahezu CSB-freies Permeat und ein Konzentrat getrennt. Um die hydraulische Belastung der Gesamtanlage gering zu halten und die Ozonung in einem hohen Konzentrationsbereich zu betreiben,

wird die Nanofiltrationsstufe mit einer Wasserausbeute von ca. 80 % betrieben. Die schwer abbaubaren organischen Verbindungen im Konzentrat der Nanofiltration werden mit Ozon oder allenfalls mit Ozon und Wasserstoffperoxid oxidiert, wobei durch Teiloxidation wieder biologisch abbaubare Stoffe entstehen. Der Ablauf der chemischen Oxidation wird daher wieder in die biologische Stufe zurückgeführt. Der Oxidationsgrad der Ozonstufe richtet sich nach der Abbaubarkeit des Sickerwassers in der biologischen Stufe. Durch die Kombination der biologischen und der chemischen Oxidation wird letztlich ein vollständiger CSB-Abbau erreicht. Prinzipiell wäre somit ein vollständig rückstandsfreier Betrieb möglich. Da jedoch durch die Nanofiltration neben den organischen Inhaltsstoffen auch mehrwertige Ionen wie etwa Kalzium, Sulfat und die, in geringem Maße vorhandenen Schwermetalle zurückgehalten werden, werden diese Stoffe im System aufkonzentriert. Durch diskontinuierlichen Abzug eines geringen Teils des Nanofiltrationskonzentrates werden diese anorganischen Inhaltsstoffe entfernt bevor toxische Konzentrationen erreicht werden.

1.2 Beschreibung der Versuchsanlage

Die in Abbildung 1 schematisch dargestellte Gesamtanlage besteht aus den drei Hauptkomponenten Ozonung, Biologie und Nanofiltration. Ozon ist ein nicht lagerbares Gas, muss also vor Ort durch Zufuhr elektrischer Energie mittels stiller elektrischer Entladung aus Sauerstoff in einem Ozongenerator hergestellt werden. Der Sauerstoff wird als Flüssigsauerstoff (LOX = Liquid Oxygen) angeliefert und in einem Tank gelagert. Die Versorgung vom Flüssigsauerstofftank bietet den Vorteil einer einfachen, leicht zu bedienenden und wartungsarmen Anlage. Im Ozongenerator wird aus dem über einen Verdampfer in den gasförmigen Zustand übergeführten Sauerstoff ein ozonhaltiges Gas hergestellt, welches durch einen Injektor mit dem Abwasser vermischt wird. Um die erforderliche Reaktionszeit zu gewährleisten, wird das Abwasser über einen Reaktionsbehälter umgewälzt. Aus Sicherheitsgründen wird der Abgasstrom des Reaktionsbehälters trotzdem über einen Restozonvernichter geleitet. Die Ozonzugabemenge kann je nach Bedarf eingestellt werden. In der, der Ozonungsstufe nachgeschalteten biologischen Stufe wird die, in der SRA Purgstall vorhandene Biologie, bestehend aus Nitrifikation, Denitrifikation und Nachklärung pilotiert. Die Pilotanlage zur

Nanofiltration entspricht im Aufbau der ersten Umkehrosmosestufe der SRA Purgstall.

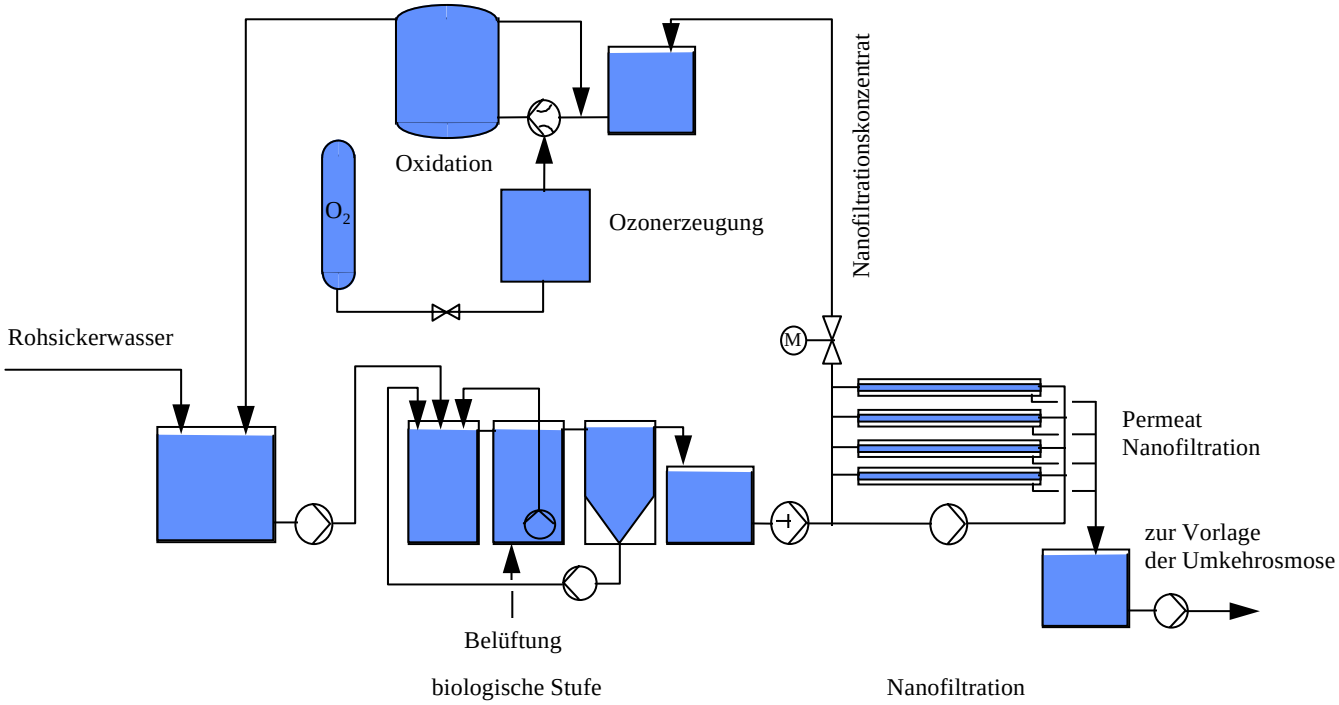


Abbildung 2 Pilotanlage BIOZON® - Nanofiltration zum vollständigen CSB-Abbau des Deponiesickerwassers Purgstall

1.2.1 Beschreibung der Ozonanlage

Die Ozonanlage ist in zwei 20-Fuß Container eingebaut und besteht aus einem Ozonerzeugungscontainer und einem Reaktionscontainer. Die beiden Container sind über flexible Schläuche miteinander verbunden. Im Wesentlichen gliedert sich die Anlage in

- Ozonerzeugungsanlage
- Ozoneintragssystem (Injektor)
- Reaktionsbehälter mit Entgasungssystem
- Restozonvernichtung
- Ozonmessgeräte

- Ozongas-Warngeräte
- Online CSB-Analysator
- Datenerfassungssystem und Steuerung

Die **Ozonerzeugungsanlage** besteht aus 39 in Reihe geschalteten Ozonmodulen vom Typ Kaufmann OZ 50/80. Über den in den Schaltschrank eingebauten Stelltransformator kann die Ozonkonzentration stufenlos eingestellt werden. Der Gasdurchsatz kann ebenso eingestellt werden. Ozonkonzentration und Gasdurchsatz können sowohl von Hand als auch über den PC vorgegeben werden.

Technische Daten Ozonerzeugungsanlage:

Type:	OZ 50/80
Ozonproduktion:	3 kg O_3/h
Ozonkonzentration:	100 g O_3/m_N^3
Gasdurchsatz:	30 m_N^3/h
Anschlußleistung:	45 kW
Betriebsspannung:	max. 14 kV
Form d. Elemente:	Röhren
Kühlwasserbedarf:	4 m³/h
Gewicht:	ca. 7 t

Abbildung 3 BIOZON®-Pilotanlage - Technische Daten und Innenansicht der Ozonerzeugungsanlage

Um die Pilotanlage so betreiben zu können, dass das eingesetzte Ozon vollständig genutzt wird, befinden sich in der Anlage 2 Reaktionsbehälter, welche in Serie geschaltet werden können. Gas und Abwasser werden dabei im Gegenstrom geführt.

Durch das automatische Probenahmesystem können in frei wählbaren Zeitintervallen Stichproben an 3 verschiedenen Probenahmestellen (Anlagenzulauf, Ablauf 1. Reaktor, Anlagenablauf) gezogen werden. Je nach

Bedarf können CSB und pH-Wert automatisch gemessen und die entsprechenden Messwerte gespeichert werden.

Technische Daten Reaktionscontainer

Reaktorvolumen:	2x1250 l
Abwasserdurchsatz:	5 m³/h
Betriebsdruck:	3 bar
Betriebstemperatur:	max. 40°C
Ozoneintrag:	Injektor
Gewicht:	ca. 6 t

Abbildung 4 BIOZON®-Pilotanlage - Technische Daten und Innenansicht Reaktionscontainer

1.2.2 Datenerfassung und Prozessregelung

Folgende Parameter wurden in der Pilotanlage gemessen und nach analog/digital-Wandlung gespeichert:

- Betriebsdruck
- Betriebstemperatur
- Abwasser-Durchflussmenge
- pH-Wert
- CSB
- Ozonkonzentration vor dem Reaktor
- Ozonkonzentration nach dem Reaktor
- Sauerstoffdurchsatz

Es wurde eine für diese Anlage maßgeschneiderte Software entwickelt, die sowohl eine Erfassung der Daten als auch eine Regelung des Prozesses ermöglichte. Eine grafische Darstellung der Messwerte am Bildschirm in Form von Trendlinien erlaubte eine gute Überwachung des Versuchsverlaufes. Die einzelnen Werte wurden in einem vom Benutzer wählbaren Zeitintervall abgetastet und auf einem Notebook abgespeichert. Die gespeicherten Daten waren in weiterer Folge für eine Auswertung mit Standard-Anwendungsprogrammen verfügbar. Grundsätzlich kann die Anlage in Abhängigkeit der Ozonkonzentration im Abgas sowie des CSB im Zulauf bzw. Ablauf geregelt werden.

1.2.3 Beschreibung der Belebungsanlage

Die Belebungs-Pilotanlage besteht aus 2 in Serie geschalteten belüfteten Becken und einem nachgeschalteten Nachklärbecken. Die Prozessluft wird über ein Gebläse und am Beckenboden fixierte Membranbelüfter in das Abwasser eingebracht. Die Biomasse wird durch das Nachklärbecken vom Klarwasser abgetrennt und mit einer Rückschlammpumpe in die Belebungsbecken zurückgefördert. Optional kann ein Belüftungsbecken durch Wegschalten der Prozessluft als Denitrifikationsbecken verwendet werden.

2 Aufgabenstellung

2.1 Allgemeine Aufgabenstellung der Pilotversuche

Auf Grund der zu erwartenden Konzentratproblematik bei der SRA-Purgstall sollte die Möglichkeit der Konzentratbehandlung durch chemische Oxidation untersucht werden.

Im Detail sollten zunächst die Stufen Biologie, Oxidation und Nanofiltration getrennt und sodann in Kombination untersucht werden.

Auf Basis der aus den Pilotversuchen gewonnenen Daten sollte eine Kostenrechnung für eine mögliche Erweiterung der bestehenden Sickerwasserreinigungsanlage in Purgstall erstellt werden.

2.2 Biologische Stufe

Die in der BIOZON®-Pilotanlage integrierte biologische Stufe war zunächst auf die Betriebsbedingungen der großtechnischen Anlage der SRA-Purgstall einzustellen. Danach sollte der biologische Abbau von Wässern aus der Ozonstufe bei unterschiedlichem Oxidationsgrad und Konzentrationsniveau untersucht werden. Schließlich sollten die Auswirkungen der Kreislaufschließung auf die Biologie getestet werden. Der Anteil der biologisch abgebauten CSB-Fraktion sollte optimiert und ein vollständiger Stickstoffabbau erreicht werden.

2.3 Nanofiltrationsstufe

Mit einer Nanofiltrationsversuchsanlage sollten die Rückhalteraten für organische und anorganische Inhaltstoffe des biologisch vorbehandelten Sickerwassers sowie die spezifischen Permeatflüsse ermittelt werden. Hierbei sollten die Betriebsparameter Druck und Wasserausbeute variiert und optimiert werden. Weiters waren die Bedingungen für die Konditionierung, wie etwa pH-Wert-Einstellung, und Membranreinigung zu bestimmen.

2.4 Ozonstufe

In der Ozonstufe sollte der CSB-Abbau mittels Ozon bzw. der Kombination Ozon und H_2O_2 für biologisch vorbehandeltes Sickerwasser untersucht werden. Durch eine Aufkonzentration mit der Nanofiltrationsanlage wurde dabei das Konzentrationsniveau variiert. Als Zielwerte waren der spezifische Ozonverbrauch und die biologische Abbaubarkeit des oxidierten Wassers bei unterschiedlichen Oxidationsgraden zu ermitteln. Im Kreislaufbetrieb sollte die Ozonung so eingestellt werden, dass entsprechend dem Abbaugrad der biologischen Stufe ein vollständiger Abbau der mit dem Rohsickerwasser zugeführten CSB-Fraktion zu erreichen war.

3 Ergebnisse

3.1 Chemische Oxidation mit Ozon und biologische Reinigung

3.1.1 Beschreibung der chemischen Oxidation mit Ozon

Die chemische Oxidation hat gegenüber anderen Verfahren der Sickerwasserreinigung den Vorteil, dass organische Inhaltsstoffe umgewandelt werden und kein Reststoff entsteht, der entweder auf die Deponie rückgeführt oder mit hohem Aufwand entsorgt werden muss.

Vor einer chemischen Oxidation ist eine biologische Behandlung mit weit gehendem Kohlenstoffabbau und vollständiger Nitrifikation bzw. Denitrifikation in jedem Fall sinnvoll. Da die chemische Oxidation die biologische Abbaubarkeit verbessert, kann mit minimiertem Energieeinsatz eine sehr gute Sickerwasserqualität erreicht werden.

Die Untersuchungen zur chemischen Oxidation wurden mit der in Kap. 1.2 beschriebenen halbtechnischen Versuchsanlage durchgeführt, welche im Wesentlichen aus einem Container zur Erzeugung von Ozon und einem zweiten zur Ozoneintragung in das betreffende Abwasser und den entsprechenden Reaktionsbehältern besteht.

Bei der Durchführung der Versuche war es wichtig, eine weit gehende Entfernung der Schadstoffe mit minimiertem Ozoneinsatz durch Kombination von chemischer Oxidation und biologischem Abbau zu erreichen, um die Kosten gering zu halten.

3.1.2 Abbau durch chemische Oxidation und Erhöhung der biologischen Abbaubarkeit

Aufgabe der in diesem Kapitel beschriebenen Untersuchungen war, den Einsatz von Ozon hinsichtlich des möglichen Reinigungserfolges und des zugehörigen Aufwandes zu untersuchen.

Vorerst wurden Batchversuche durchgeführt, um den Abbau des Abwassers während der Ozonierung zu verfolgen. Die Abbaukurven in Abbildung 5 zeigen eine sehr effektive Reduzierung des Summenparameters CSB.

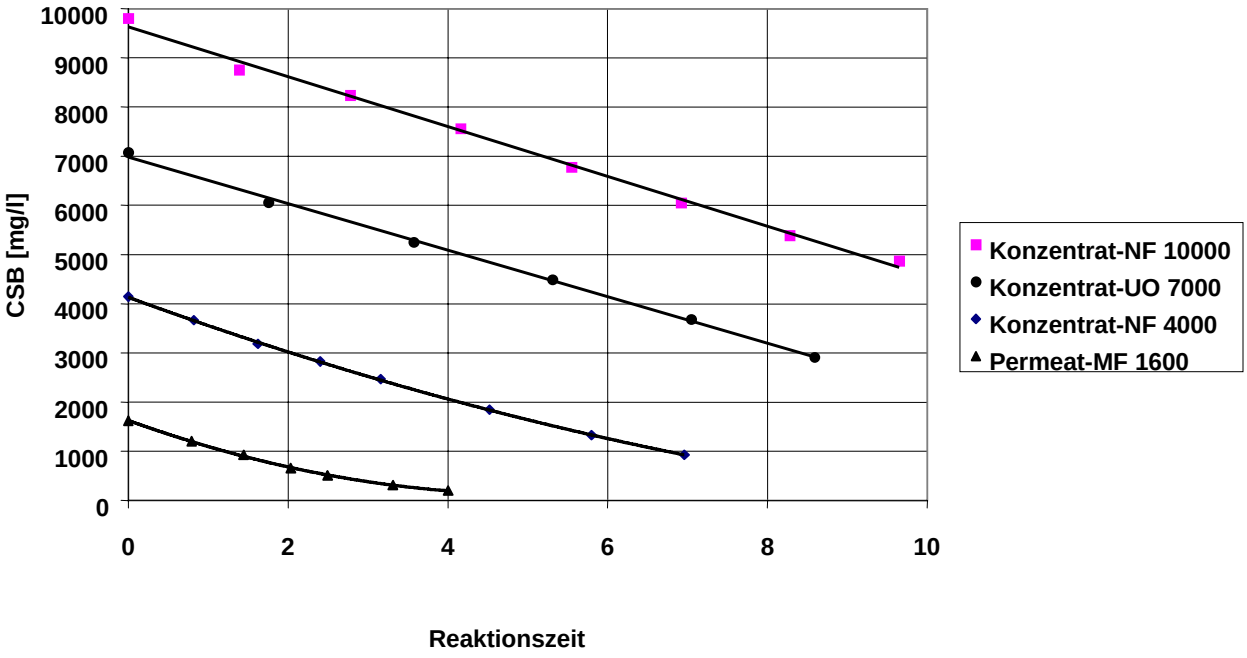


Abbildung 5 Deponiesickerwasser Purgstall: CSB-Abbaukurven im Batchversuch, T=25°C, p=2 bar

In der Abbildung 5 sind die CSB-Abbaukurven des Sickerwassers nach verschiedenen Reinigungs- bzw. Konzentrationsstufen dargestellt. Alle Versuche wurden mit biologisch vorgereinigtem Abwasser aus der Großanlage durchgeführt, welches mit der Nanofiltrations - Pilotanlage durch Einstellung unterschiedlicher Wasserausbeuten verschieden stark aufkonzentriert wurde. Konzentrat-UO (Umkehrosmose) und Permeat-MF (Mikrofiltration) wurden der Großanlage entnommen.

Die Kurven für das Konzentrat NF-10000 und das Konzentrat-UO 7000 verlaufen über den untersuchten Bereich linear (Reaktion 0-ter Ordnung). Auch der Verlauf der Abbaukurven für das Konzentrat-NF 4000 und Permeat-MF ist bis zu einer Restkonzentration von ca. 30% des Anfangswertes annähernd linear.

Abbildung 6 zeigt den DOC-Abbau bei Variation des Oxidationsgrades. Der relativ steile Verlauf des CSB-Abbaus im Vergleich zum DOC-Abbau bedeutet, dass bei der Oxidation Zwischenprodukte entstehen, die Reaktion also nicht sofort zu den Endprodukten Wasser und Kohlendioxid führt. Das CSB/DOC-Verhältnis verändert sich während der Ozonierung zu niedrigeren Werten. Ein niedriges CSB/DOC-Verhältnis deutet auf eine verbesserte biologische Abbaubarkeit hin.

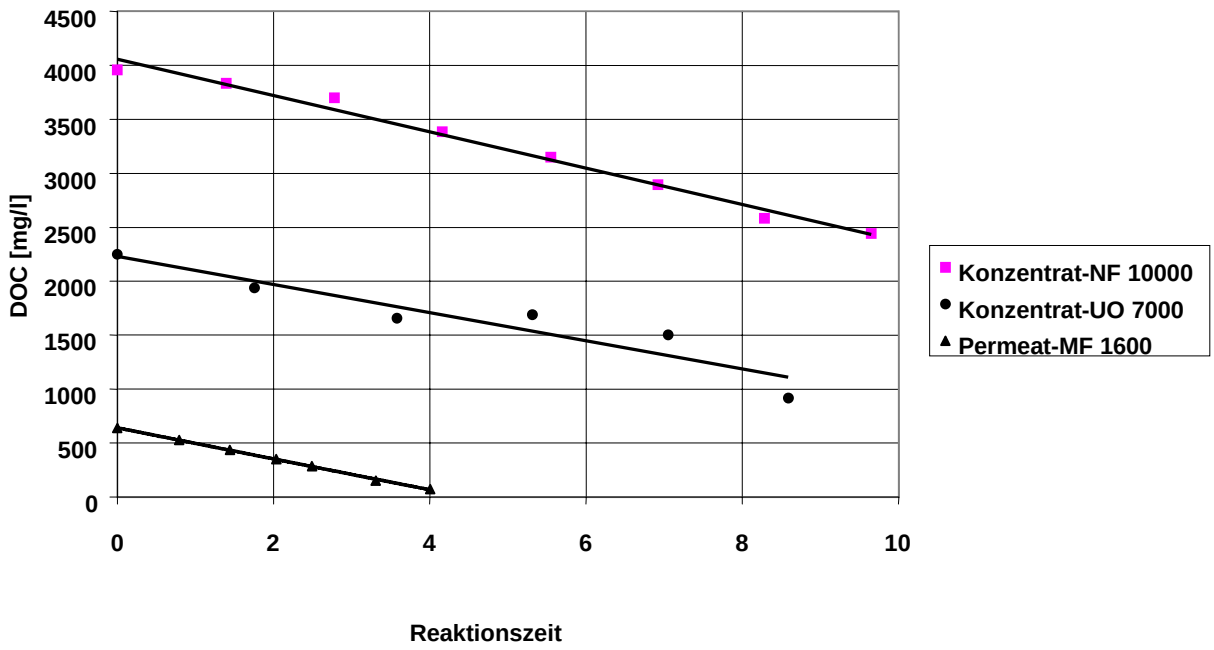


Abbildung 6 Deponiesickerwasser Purgstall: DOC-Abbaukurven im Batchversuch, T=25°C, p=2 bar

In Abbildung 7 ist beispielhaft der pH-Verlauf während der Ozonierung für das Konzentrat der Nanofiltration dargestellt. Das Konzentrat zeigte vor der Oxidation einen pH-Wert von 8. Der pH-Wert fiel während der Oxidation auf ca. 7,2 ab. Das Sinken des pH-Wertes während der Ozonierung weist zusätzlich auf die Bildung organischer Säuren hin.

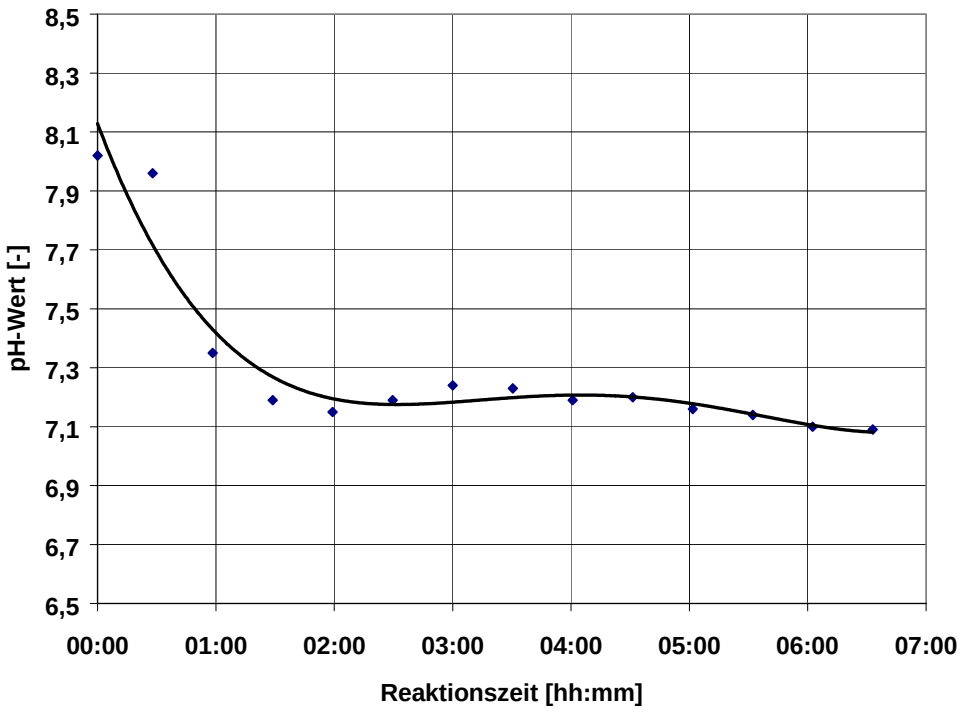


Abbildung 7 Deponiesickerwasser Purgstall: Konzentrat Nanofiltration- pH-Verlauf während der Ozonierung

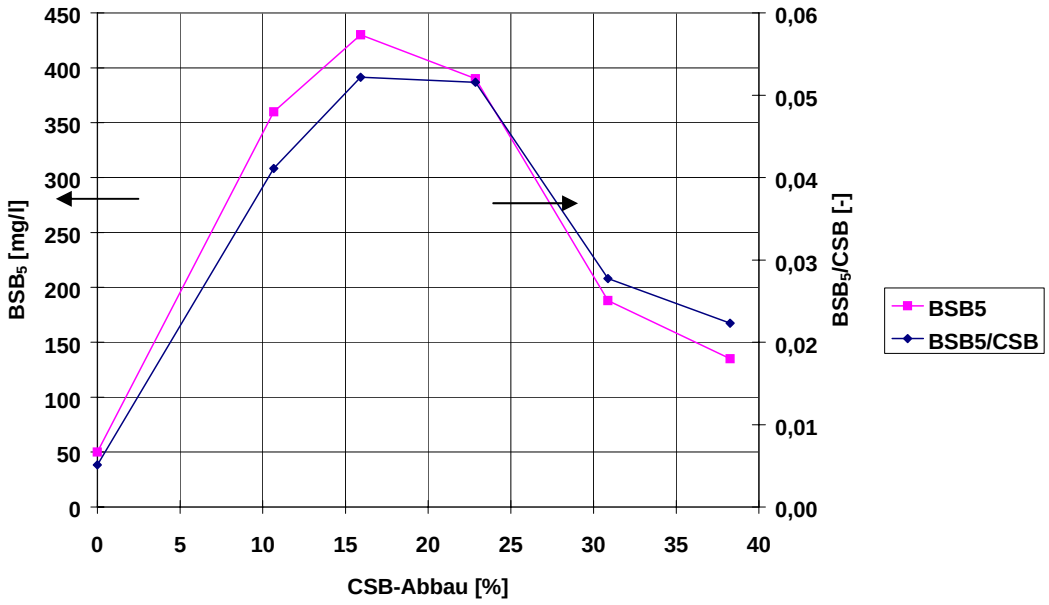


Abbildung 8 Deponiesickerwasser Purgstall: Konzentrat Nanofiltration - Veränderung der biologischen Abbaubarkeit durch Ozonierung

Um die Veränderung der Bioverfügbarkeit während der Ozonierung genauer zu verfolgen, wurde der BSB_5- Verlauf aufgenommen (Abbildung 8). Mit fortschreitendem CSB-Abbau ließ sich ein Anstieg des BSB_5 und des BSB_5/CSB-Verhältnisses feststellen.

3.1.3 Kombination Ozon/Wasserstoffperoxid

Um die Radikalbildung zu fördern, kann die Ozonierung in Kombination mit UV-Licht (λ < 254 nm) oder Wasserstoffperoxid betrieben werden. Wegen der relativ hohen Energiekosten für die UV-Bestrahlung und der Neigung zur Abscheidung von unlöslichen Verbindungen bei Wässern mit hohen Salzkonzentrationen, wurde lediglich der Einfluss einer Wasserstoffperoxiddosierung untersucht.

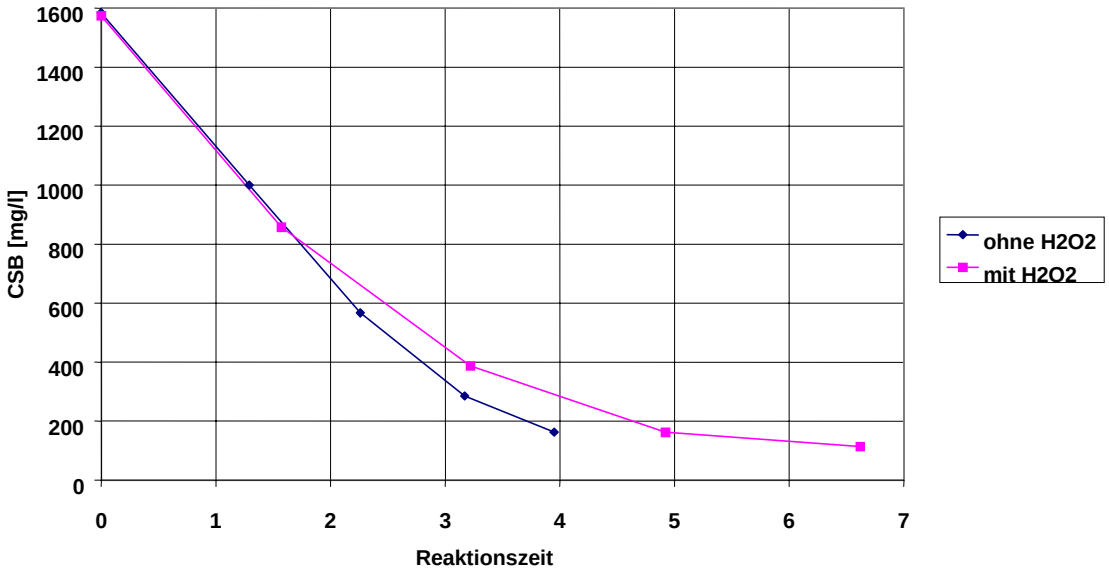


Abbildung 9 Deponiesickerwasser Purgstall: Permeat Mikrofiltration - CSB-Abbau im Batchversuch mit und ohne H_2O_2-Dosierung

Obige Versuche wurden bei pH-Werten zwischen 7,5 und 8 durchgeführt. Höhere pH-Werte führen vermehrt zur Bildung von OH-Radikalen, welche die Oxidation beschleunigen, da sie ein höheres Oxidationspotenzial als Ozon besitzen. Bei niedrigen pH-Werten verläuft die Oxidation vorwiegend über einen direkten Reaktionsmechanismus.

Wie aus Abbildung 9 ersichtlich, konnte durch eine zusätzliche H_2O_2-Dosierung keine Steigerung des Abbaues festgestellt werden.

3.1.4 Entfärbung durch Oxidation

Die Bestimmung der Farbintensität erfolgte in Anlehnung an DIN 38404 Teil 1 an filtrierten Proben mit Hilfe eines Filterfotometers. Die Messungen wurden nur bei einer Wellenlänge (445 nm) durchgeführt. Die gemessene Extinktion wurde in den spektralen Absorptionskoeffizienten α umgerechnet.

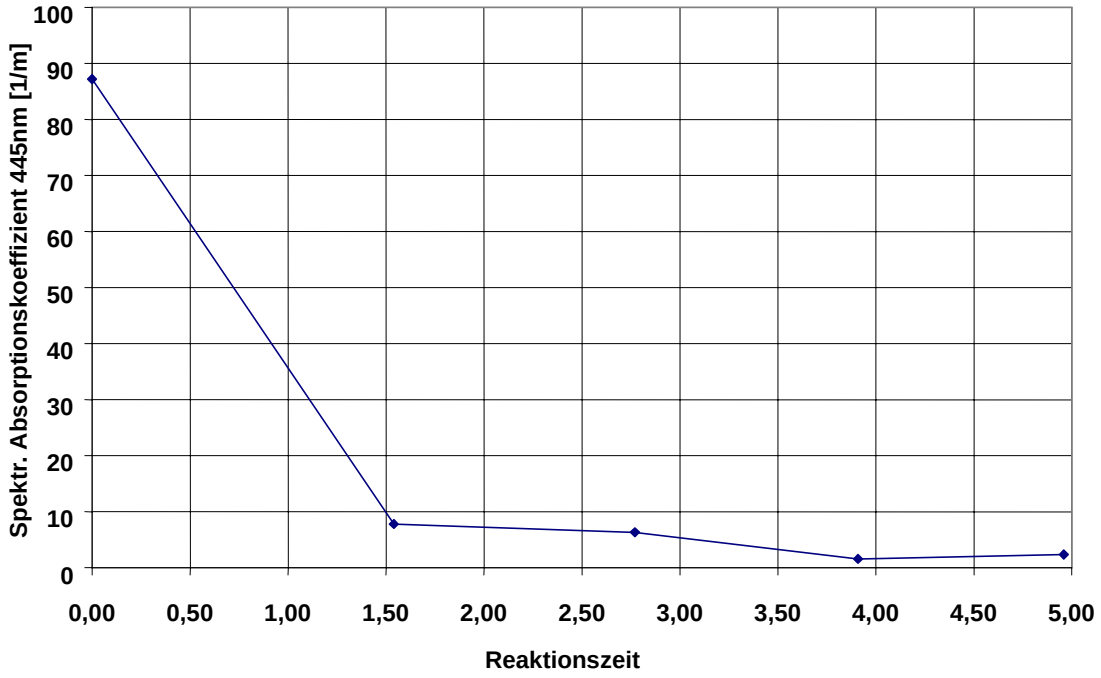


Abbildung 10 Deponiesickerwasser Purgstall: Permeat Mikrofiltration - Verlauf des spektr. Absorptionskoeffizienten α während der Ozonierung

Die Ozonierung des nach der biologischen Reinigung dunkelbraun gefärbten Sickerwassers zeigte eine deutliche Entfärbung von über 98 %. Im Vergleich zum CSB- und TOC-Abbau ist zur Entfernung der Färbung eines Abwassers eine verschwindend kleine Ozonmenge notwendig.

3.1.5 Biologische Reinigung mittels Biozon®-Verfahren

Je nach Abwasserbeschaffenheit können die CSB-Abbauleistungen durch die Biologie stark schwanken. Bei Deponiesickerwasser kann mit modernen biologischen Reinigungsverfahren eine CSB-Elimination von bis zu 75 % erreicht werden. Beim Sickerwasser der Deponie Purgstall konnte nur ein sehr niedriger Abbaugrad von 20 % beobachtet werden (Abbildung 11). Dies lässt darauf schließen, dass die geringe biologische Abbaubarkeit des Sickerwassers von der ständigen Konzentratrückführung auf die Deponie herrührt. Das biologisch abgebaute Sickerwasser wird in der Umkehrosmose aufkonzentriert, auf die Deponie rückgeführt und gelangt von dort über das Speicherbecken wiederum zur biologischen Reinigung. Durch diese Betriebsweise konzentrieren sich folglich die biologisch nicht abbaubaren Stoffe im Kreislauf Biologie - Konzentrat Umkehrosmose - Deponie zunehmend auf und führen zu Betriebsproblemen (z. B. hoher Schlammindex, schlechte Filtrierbarkeit).

Zu Beginn des Versuchsbetriebes wurden im Rohsickerwasser CSB-Werte von durchschnittlich 3000 mg/l gemessen. Zunächst wurde während der **Anlaufphase** die Versuchsbiologie mit Rohsickerwasser beschickt. Im Ablauf der Versuchsbiologie wurden im Durchschnitt CSB-Werte um 2400 mg/l analysiert. Damit ergibt sich ein CSB-Abbaugrad für das Rohsickerwasser von nur 20 %.

Nach der Anlaufphase wurde im weiteren Versuchsverlauf die Biologie mit oxidiertem Permeat aus der Mikrofiltration und in späterer Folge mit oxidiertem Konzentrat aus der Nanofiltration im Durchlaufbetrieb beschickt. Während dieser **Durchlaufphase** konnte durch biologische Nachbehandlung eines teiloxidierten Permeates aus der Mikrofiltration der CSB noch einmal um 33 % gesenkt werden. Durch kurzzeitiges Ozonieren lassen sich also biologisch nicht weiter abbaubare Stoffe umwandeln und biologisch wieder zugänglich machen. Für das teiloxidierte Konzentrat aus der Nanofiltration konnte für die CSB-Elimination durch biologische Nachbehandlung ein Wert von durchschnittlich 30 % ermittelt werden.

In Abbildung 11 sind die CSB-Niveaus der verschiedenen Behandlungsstufen dargestellt.

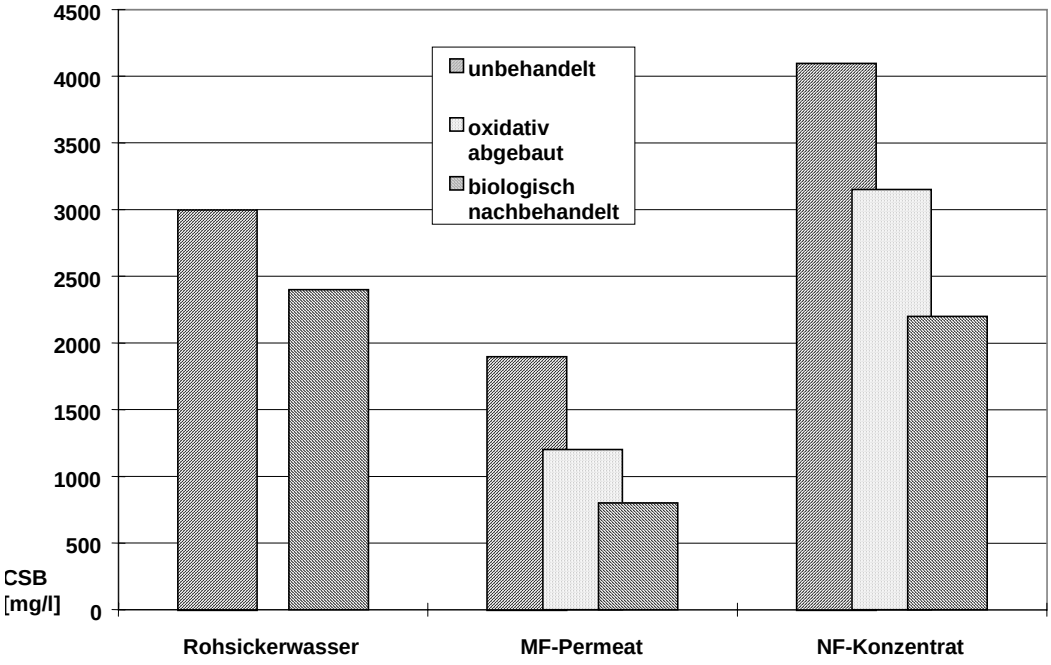


Abbildung 11 Deponiesickerwasser Purgstall: CSB-Abbau in der Biologie im Durchlaufbetrieb mit und ohne zwischengeschalteter Ozonierungstufe

3.1.6 Weit gehende Schadstoffelimination mit der Verfahrenskombination Membranbiologie, Oxidation und Nanofiltration

Durch den relativ hohen Schlammindex konnte der Belebtschlamm durch den Nachklärer nur unzureichend zurückgehalten werden, weshalb im Folgenden die Abtrennung der Biomasse vom gereinigten Abwasser nicht mehr über ein Absetzbecken, sondern durch Membranfiltration in einer Ultrafiltrations-Pilotanlage erfolgte. Das Schlammkonzentrat wurde kontinuierlich als Retentat in den Denitrifikationsbehälter rückgeführt. Das Permeat der UF wurde in der Nanofiltrations-Pilotanlage aufkonzentriert und der Oxidation zugeführt. Im Konzentrat der NF fanden sich bei einer vorerst eingestellten Wasserausbeute von 60 % im Mittel 4000 mg/l CSB. Eine dem abfließenden NF-Permeat entsprechende Menge an Rohsickerwasser wurde dem Vorlagebehälter der Biologie wieder zugeführt. Um im gesamten System die Anreicherung nicht abbaubarer Stoffe zu vermeiden, musste das Konzentrat teiloxidiert werden. Der Ablauf der Ozonierung floss wieder zurück in die Vorlage der Biologie und wurde dort mit dem Rohsickerwasser vermischt.

Ziel dieser Versuchsanordnung war, den für die Oxidation unter Einbeziehung des biologischen Abbaues der Schadstoffe erforderlichen Abbaugrad zu ermitteln. Eine weitere wichtige Fragestellung war, inwieweit zweiwertige Ionen zurückgehalten werden und sich im System anreichern.

Beim Betrieb mit Membranbiologie wurde, besonders bei Verwendung von Ultrafiltrationsmembranen, ein deutlicher CSB-Rückhalt in der biologischen Stufe festgestellt (siehe Abbildung 12). Dies deutet auf einen großen Anteil hochmolekularer organischer Verbindungen im refraktären CSB hin. Bei anderen Sickerwässern konnte ein derartig hoher CSB-Rückhalt in der Membranbiologie nicht beobachtet werden.

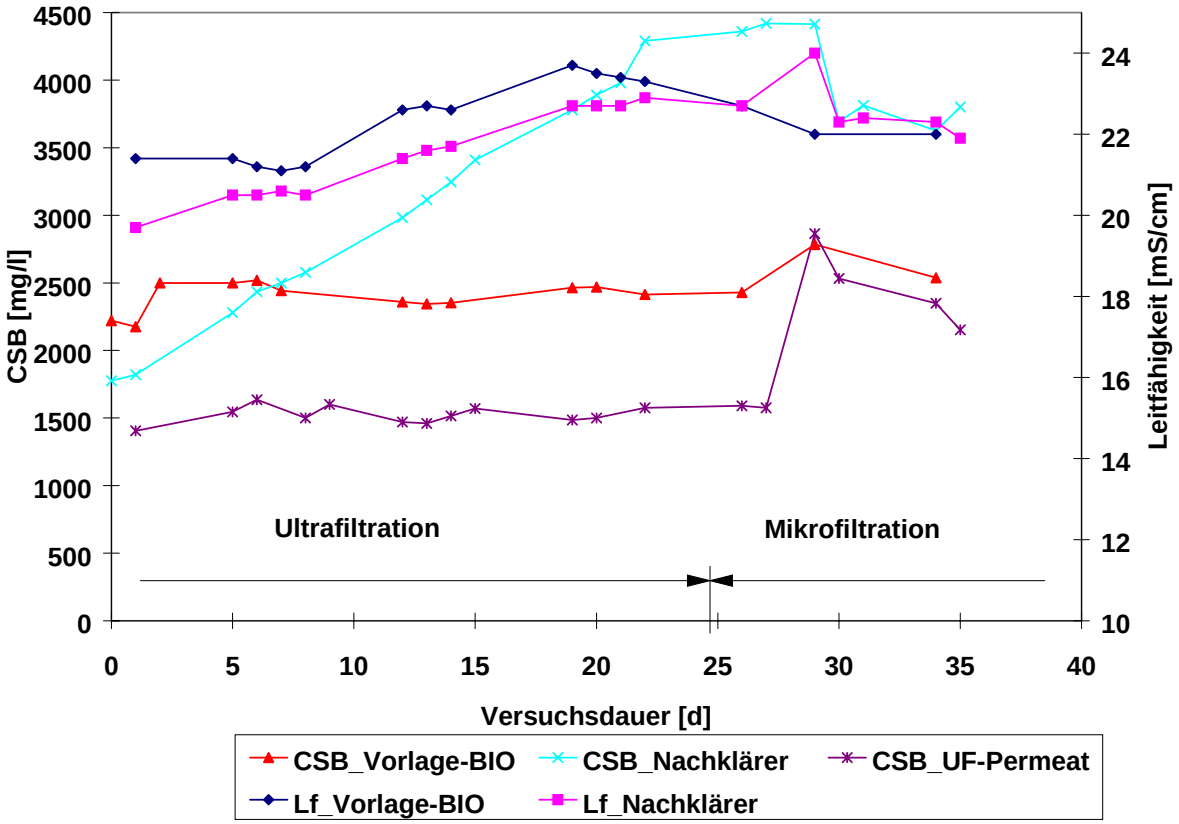


Abbildung 12 Deponiesickerwasser Purgstall: CSB- und Leitfähigkeit im System Biologie, Ultra- bzw. Mikrofiltration, Nanofiltration (60 % Wasserausbeute) und Oxidation (dargestellt für den Ausschnitt Biologie und Ultra- bzw. Mikrofiltration)

Weiters wurde festgestellt, dass durch den Betrieb mit einem Nachklärer im Ablauf der Biologie eine wesentlich dichtere Deckschicht auf der Membran aufgebaut wurde. Wie Abbildung 13 zeigt, konnte durch Wegschalten des

Nachklärers die Filtrationsleistung der Mikrofiltration verbessert werden. Durch die Verringerung der Deckschicht wurde auch der Rückhalt des refraktären CSB deutlich gesenkt.

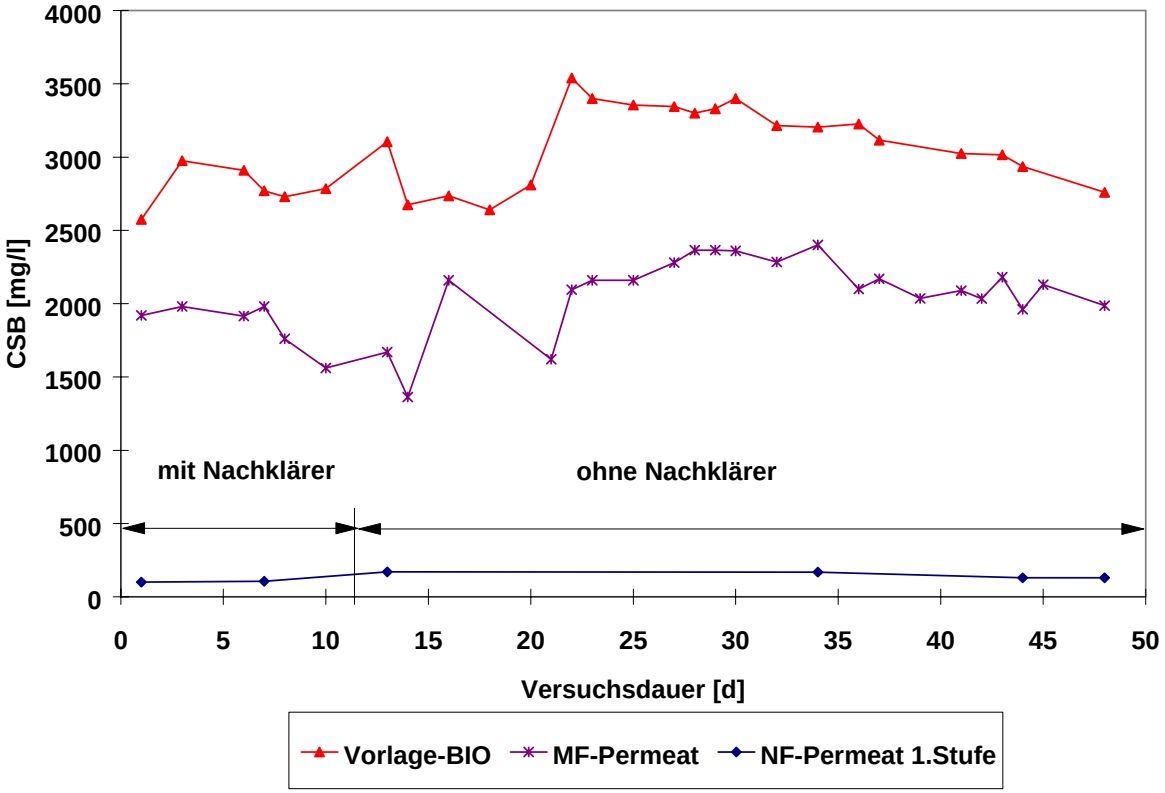


Abbildung 13 Deponiesickerwasser Purgstall: CSB im System Biologie, Mikrofiltration, Nanofiltration (80% Wasserausbeute) und Oxidation

In der letzten Phase des Kreislaufbetriebes wurde die Denitrifikation verstärkt untersucht. Wie die Ergebnisse mit dem teiloxidierten Konzentrat zeigten, konnte die Denitrifikation nicht wesentlich verbessert werden. Die Dosierung einer externen Kohlenstoffquelle zur Gewährleistung einer ausreichenden Stickstoffentfernung ist somit unbedingt erforderlich. Wie Abbildung 14 zeigt, konnte auch in der Pilotanlage eine vollständige Nitrifikation zuverlässig erreicht werden. Durch Zugabe von Essigsäure konnte schließlich auch eine vollständige Denitrifikation und somit eine Gesamtstickstoffentfernung erzielt werden.

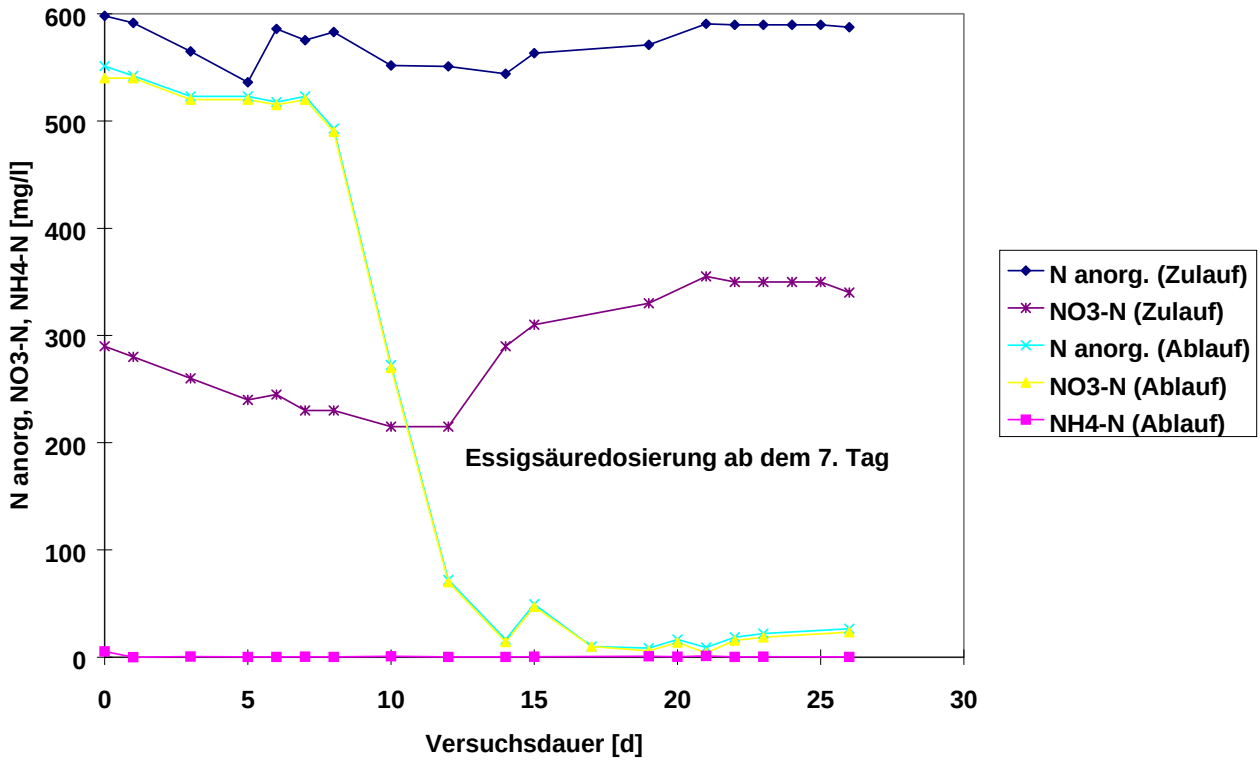


Abbildung 14 Deponiesickerwasser Purgstall: N- Elimination im System Biologie, Mikrofiltration, Nanofiltration (80% Wasserausbeute) und Oxidation

3.2 Nanofiltration

3.2.1 Kurzbeschreibung der Anlage

Die Nanofiltrationspilotanlage besteht aus einem Vorlagetank mit Einspeisepumpe (Hochdruckpumpe), Umwälzpumpe und den Membranmodulen. Die Membranfläche pro Modul beträgt 0,9 m². Die Anlage wurde mit 2 bis 3 parallel geschalteten Modulen betrieben.

Die Anlage ist mit einer Datenerfassung ausgerüstet, wobei folgende Daten aufgenommen werden können:

- Umwälzmenge
- Permeatmenge
- Konzentratmenge

- Moduleintrittsdruck
- Modulaustrittsdruck
- Permeatleitfähigkeit
- Konzentratleitfähigkeit
- pH-Wert im Konzentrat
- Betriebstemperatur

3.2.2 Ergebnisse der Nanofiltration

Bei der Variation des Betriebsdruckes und der Permeatausbeute konnte kein signifikanter Einfluss auf die Permeatqualität festgestellt werden. Hierbei wurden Ausbeuten im Bereich von 50 bis 86 % und Betriebsdrücke von 30 bis 50 bar untersucht. Die Versuche zur Aufkonzentrierung des Sickerwassers vor der Oxidation wurden bei einem Betriebsdruck von 40 bis 45 bar und bei Permeatausbeuten von 60% und 80% durchgeführt. Die analysierten Parameter und deren durchschnittliche Rückhalteraten sind in Tabelle 1 angegeben.

Tabelle 1 Deponiesickerwasser Purgstall: Analytikparameter und Rückhalteraten der Nanofiltration

Parameter	**Rückhalt in %**
CSB	92
TDS (total dissolved solids)	40
Kalzium	65
Sulfat	97
Chlorid	26
Nitratstickstoff	21

Auf Grund der Übersättigung von Kalziumkarbonat bei hoher Permeatausbeute wurde der Zulauf der Nanofiltration angesäuert. Hierbei wurde auch das Scalingverhalten ohne Säuredosierung untersucht. Wie Permeatfluss sinkt der Permeatfluß durch Ausfällungen von Kalziumkarbonat sehr stark ab. Durch

Ansäuern des Zulaufs konnten die Ausfällungen wieder aufgelöst werden. Danach stellte sich ein stabiler Permeatfluss ein.

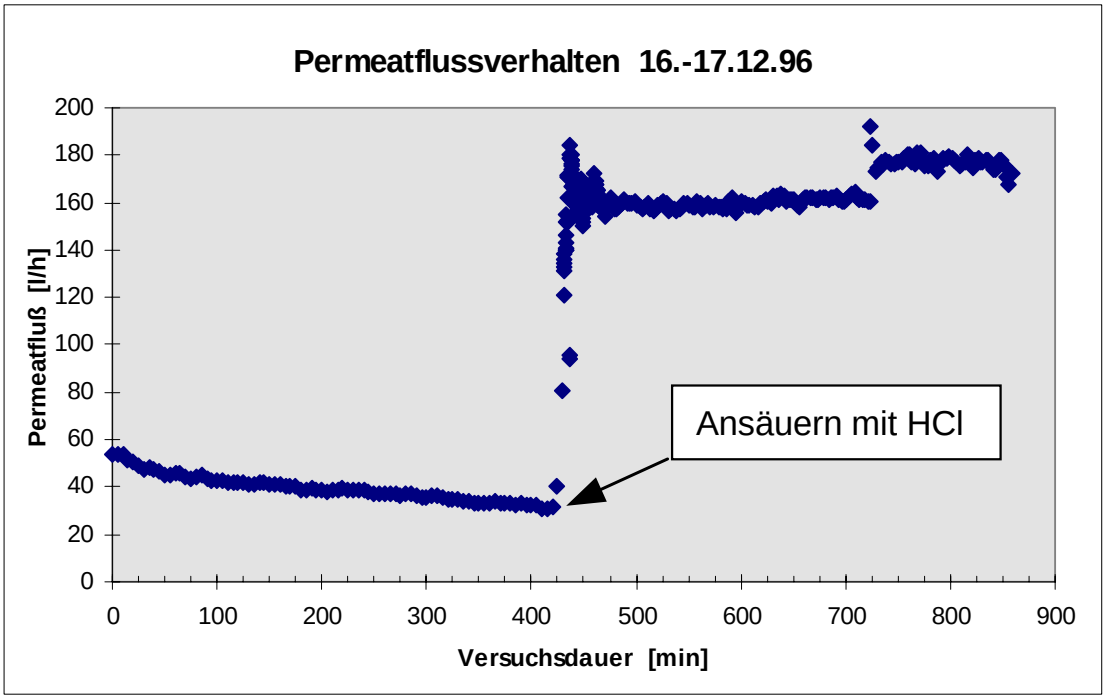


Abbildung 15 Deponiesickerwasser Purgstall: Scalingeinfluss auf den Permeatfluss

Bei Betrieb der Anlage im geschlossenen Kreislauf stieg die Sulfatkonzentration im Konzentrat innerhalb von drei Zyklen von 4000 auf 6000 mg/l. Daher wurde aus Sicherheitsgründen in dieser Phase auch ein Härtestabilisator dosiert.

Bei Betrieb der Gesamtanlage im geschlossenen Kreislauf war die Nanofiltrationsanlage etwa 2 bis 3 Tage pro Woche in Betrieb. Diese Betriebsweise war durch die unterschiedlichen hydraulischen Kapazitäten von Oxidation, biologischer Stufe und Nanofiltration bedingt. Reinigungen der Nanofiltrationsmembranen wurden jeweils nach einem Zyklus gemäß Membranherstellerangaben durchgeführt. Wie die Versuchsergebnisse zeigten, sollte bei kontinuierlichem Betrieb eine wöchentliche Reinigung ausreichend sein.

Ein typischer Verlauf der wesentlichen Parameter in der Nanofiltration bei Betrieb der Gesamtanlage im geschlossenen Kreislauf ist in Tabelle 2 dargestellt. Die Analysen wurden mit Mischproben eines gesamten Zyklus durchgeführt.

Tabelle 2 Deponiesickerwasser Purgstall: Parameter der Nanofiltration des Zyklus vom 30.01.-12.02.97

Parameter [mg/l]	**Zulauf**	**Permeat**	**Konzentrat**
CSB	2310	168	11000
TDS	19,2	12,4	42,8
Kalzium	188	68,8	678
Sulfat	1760	51,1	6967
Chlorid	5660	5460	9920
Nitrat-N	400	220	580

Wie der Tabelle 2 zu entnehmen ist, konnte bereits mit einstufigem Betrieb ein CSB-Wert im Permeat von < 200 mg/l erreicht werden. Der Chloridrückhalt ist sehr gering, sodass ein Gleichgewicht zwischen Rohsickerwasser und Permeat erreicht werden konnte. Da auch Nitrat als einwertiges Ion einen niedrigen Rückhalt aufweist, ist eine weiter gehende Denitrifikation zur Einhaltung der Grenzwerte für Direkteinleiter erforderlich.

4 Parameter der Sickerwasserverordnung (Nr. 613 vom 24.09.1992)

4.1 Anorganische Parameter

4.1.1 Schwermetalle (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Zn)

Im Allgemeinen liegen die Schwermetallkonzentrationen des Rohsickerwassers bereits deutlich unter den geforderten Grenzwerten (siehe Tabelle 3). Da Schwermetalle im Allgemeinen als mehrwertige Ionen vorliegen, weisen Nanofiltrationsmembranen einen hohen Rückhalt auf. Wie ergänzende Versuche mit NF-Wickelmodulen gezeigt haben, treten jedoch zum Teil auch einwertige organische Schwermetallkomplexe auf, sodass die Wahl der geeigneten Nanofiltrationsmembran vor allem durch den Rückhalt für organische Substanzen bestimmt wird. Wie Tabelle 3 zeigt, ist die Einhaltung aller

Schwermetallgrenzwerte mit einer entsprechenden Nanofiltrationsmembran problemlos möglich.

Tabelle 3 Deponiesickerwasser Purgstall: Schwermetallanalyse Rohsickerwasser und NF-Permeat der zweiten Stufe

Parameter		**Grenzwert**	**Rohsickerwasser**	**NF-Permeat**
Cadmium	Cd	0,1 mg/l	< ,005 mg/l	< 0,005 mg/l
Chrom	Cr	0,5 mg/l	0,32 mg/l	< 0,01 mg/l
Kupfer	Cu	0,5 mg/l	0,20 mg/l	< 0,01 mg/l
Nickel	Ni	0,5 mg/l	0,23 mg/l	< 0,01 mg/l
Blei	Pb	0,5 mg/l	< 0,01 mg/l	< 0,01 mg/l
Zink	Zn	0,5 mg/l	0,43 mg/l	< 0,01 mg/l
Quecksilber	Hg	0,1 mg/l	< 0,0002 mg/l	< 0,0002 mg/l

4.1.2 Stickstoffverbindungen (NH_3, NH_4, NO_3)

Die Stickstoffelimination erfolgt durch die biologische Stufe. Ammonium wird in der Nitrifikationsstufe vollständig nitrifiziert. Daher können Ammonium und Ammoniak bereits im Zulauf zur Membranstufe ausgeschlossen werden. Zur Einhaltung des Nitratgrenzwertes ist ein vollständiger Nitratabbau in der Denitrifikationsstufe erforderlich. Dies konnte im Pilotbetrieb durch Dosierung einer zusätzlichen Kohlenstoffquelle zuverlässig erreicht werden.

4.1.3 Chlorid

Bei Erreichen des Gleichgewichtszustandes entspricht die Chloridkonzentration im abgeleiteten Permeat der durchschnittlichen Konzentration im Rohsickerwasser (ca. 5000 mg/l). Konzentrationsspitzen der Zulaufkonzentration werden durch das Aufbereitungssystem ausgeglichen. Bis zu einem Chloridgehalt von 8000 mg/l ist ein G_f-Wert < 2 zu erwarten (Codex Wasserrecht, Allg. Abwasseremmissionsverordnung für Verbrennungsanlagen Seite 157, Dez. 1996).

4.1.4 Sulfid

Die im Rohwasser vorhandenen Sulfide werden im aeroben Milieu der Nitrifikationsstufe oxidiert. Darüber hinaus werden Sulfide als zweiwertige Ionen sehr gut von Nanofiltrationsmembranen zurückgehalten.

4.2 Organische Parameter

4.2.1 Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB_5)

Biologisch abbaubare Verbindungen werden in der biologischen Stufe eliminiert. Der BSB_5-Wert liegt daher bereits im Zulauf zur Nanofiltration unter dem geforderten Grenzwert.

4.2.2 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Die gesamte organische Fracht des Rohsickerwasser wird durch biologische und chemische Oxidation abgebaut. Die Systemkonzentration der Anlage wird dabei durch Steuerung der Ozonstufe so eingestellt, dass entsprechend dem CSB-Rückhalt der Nanofiltrationsstufe der Einleitgrenzwert bei allen Betriebszuständen zuverlässig unterschritten wird. Wie ergänzende Versuche mit NF-Wickelmodulen gezeigt haben, kann durch entsprechende Membranen in der zweiten Stufe eine CSB-Konzentration unter 10 mg/l im abgeleiteten Permeat erreicht werden.

4.2.3 Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX)

Halogenierte organische Verbindungen werden vor allem in der chemischen Oxidationsstufe eliminiert. Der Rückhalt für AOX der Nanofiltrationsstufe beträgt etwa > 80 %. Durch Optimierung der NF-Membran der zweiten Stufe kann dieser Rückhalt noch deutlich erhöht werden. Um den AOX-Grenzwert zuverlässig einhalten zu können, ist die Wahl einer entsprechenden Nanofiltrationsmembran entscheidend.

4.2.4 Sonstige Kohlenwasserstoffe (BTX, Σ-Kohlenwasserstoffe)

Wie aus der Literatur bekannt ist, werden aromatische Kohlenwasserstoffe (BTX etc.) durch chemische Oxidation eliminiert. Aliphatische Kohlenwasserstoffe sind in der Regel gut biologisch abbaubar.

4.3 Allgemeine Parameter

4.3.1 pH-Wert

Bei Anwendung von Nanofiltrationsmembranen ist keine Veränderung des pH-Wertes gegenüber Umkehrosmosemembranen zu erwarten.

4.3.2 Abfiltrierbare Stoffe

Auf Grund des Membranverfahrens enthält das aufbereitete Wasser keinerlei abfiltrierbare Stoffe.

4.3.3 Fischgiftigkeit

Einen wesentlichen Einfluss auf die Fischgiftigkeit hat vor allem der Ammoniumabbau, da besonders Ammoniak für Fische toxisch ist. Da die Nitrifikation nach allen bisherigen Erfahrungen stets zuverlässig funktioniert, ist eine Toxizität durch Ammoniak nicht zu erwarten. Ein Einfluss des Salzgehaltes auf die Fischgiftigkeit ist nicht zu erwarten (siehe Pkt. 4.1.3). Ein toxischer Faktor ist AOX vor allem in Verbindung mit Schwermetallkomplexen. Erste Versuche zur Bestimmung der Fischgiftigkeit bei relativ hohen AOX-Werten verliefen negativ. Durch außergewöhnlich hohe AOX-Werte im Rohwasser reichte der AOX-Rückhalt der ersten Nanofiltrationsstufe nicht aus, um den Grenzwert von 0,5 mg/l zu unterschreiten. Die Fischgiftigkeit lag bei $G_f = 3$ bzw. $G_f > 3$. Weitere Versuche mit einer zweiten NF-Stufe ergaben unter Verwendung geeigneter Membranen Toxizitätswerte von $G_f < 2$.

5 Konzept für die Erweiterung der SRA Purgstall mit einer Konzentratbehandlung nach dem BIOZON®-Verfahren

Auf Grund der Ergebnisse der Pilotversuche ergibt sich das nachstehende Konzept für die Erweiterung der SRA-Purgstall zur Konzentratbehandlung.

Das Rohsickerwasser wird aus den Speicherbecken in das Denitrifikationsbecken der biologischen Stufe gefördert. Hier wird die im Rohsickerwasser enthaltene und für die Denitrifikation nutzbare organische Fracht mit dem aus der Nitrifikationsstufe rückgeführten Nitrat abgebaut. Um eine vollständige Denitrifikation zu gewährleisten, wird zusätzlich eine externe Kohlenstoffquelle dosiert. In der anschließenden Nitrifikationsstufe wird im aeroben Milieu das im Rohsickerwasser enthaltene Ammonium zu Nitrat oxidiert. Weiters wird aerob abbaubarer CSB eliminiert.

Nach der Abtrennung der Feststoffe mittels Nachklärer und Mikrofiltration wird das biologisch behandelte Sickerwasser in der ersten Nanofiltrationsstufe aufkonzentriert. Das Permeat der ersten Nanofiltrationsstufe gelangt in die zweite Nanofiltrationsstufe. Dadurch werden alle Einleitgrenzwerte, insbesondere für CSB, sichergestellt.

Das Konzentrat der zweiten Nanofiltrationsstufe wird in den Zulauf der ersten Nanofiltrationsstufe zurückgeführt. Das Konzentrat der ersten Nanofiltrationsstufe gelangt in einen Puffertank. Aus diesem Puffertank wird der Oxidationsreaktor der Ozonstufe beschickt. Das oxidierte Konzentrat wird in die biologische Stufe rückgeführt. Auf Grund des hohen Konzentrationsniveaus und der Reaktorausführung wird das eingetragene Ozon vollständig genutzt. Die erforderliche Ozonmenge richtet sich nach der im Rohsickerwasser enthaltenen CSB-Fracht und der Abbaukapazität der biologischen Stufe. Wie die Versuche gezeigt haben, können etwa 40 bis 50 % der gesamten CSB-Fracht biologisch abgebaut werden. Im Allgemeinen ist eine konstante Einstellung der Ozonmenge auf die mittlere CSB-Fracht ausreichend, da die Ablaufqualität des aufbereiteten Wassers durch die Nanofiltrationsstufen bestimmt wird und somit Zulaufschwankungen in einem weiten Bereich vom System gepuffert werden können. So etwa steigt die Systemkonzentration mit steigender Rohsickerwasserkonzentration, wobei sich die Permeatqualität der

Nanofiltrationsstufe nur unwesentlich verändert. Sobald die zugeführte CSB-Fracht unter die Abbaukapazität sinkt, nimmt die Systemkonzentration ab.

Durch den hohen Rückhalt der Nanofiltrationsmembranen für zweiwertige Ionen kann insbesondere der Sulfatgehalt im System ansteigen. Während der Pilotphase war der Sulfatgehalt im Rohsickerwasser relativ hoch, weshalb eine Sulfatentfernung durch Ausschleusung eines Konzentratteilstromes erfolgen musste. Es wurde Nanofiltrationskonzentrat aus dem Vorlagetank der Oxidationsstufe auf die Deponie rückgeführt. Der Konzentratanfall betrug damit 7 % bezogen auf das Nanofiltrationspermeat.

Autor:

Dipl.-Ing. Dr. Walter Anwander

VA TECH WABAG GmbH
Siemensstraße 89
Postfach 2
1211 Wien

Tel: 25 105 - 4405
Fax: 25 105 - 211
Email: Walter.Anwander@wabag.com

Wiener Mitteilungen (2000) Band 162, 113-134
Copyright © 2000; Institut für Wassergüte / TU-Wien

Verfahrenskombination Biologie, Fällung, Flockung, Aktivkohlebehandlung am Beispiel der Deponie St. Martin

Klaus Thürriedl

Zivilingenieure Lohberger&Thürriedl
Kulturtechnik und Wasserwirtschaft

Kurzfassung: Die Verfahrenskombination Biologie, Fällung/Flockung, Aktivkohleadsorption kann gesichert und kostengünstig die gesetzlichen Emissionsbeschränkungen einhalten. Dies konnte am Beispiel der Sickerwasserreinigungsanlage der Deponie St. Martin gezeigt werden. Die Beweiskraft dieses Beispiels liegt in der fast 9-jährigen Betriebszeit der Anlage. Diese lange Betriebserfahrung hat dem Betreiber auch die Möglichkeit gegeben, die Anlage in jeder Hinsicht zu optimieren. Als besonders zuverlässige und leistungsfähige Komponente hat sich die biologische Reinigungsstufe herausgestellt, die bis zu einer CSB-Belastung von etwa 8.000 mg/l ohne zusätzliche Kohlenstoffquelle 50 – 70 % der Gesamtreinigungsleistung betreffend CSB erbringt und tatsächlichen Stoffumsatz aufweist.

Eine sehr wichtige Komponente ist gut qualifiziertes und vor allem engagiertes Personal, das das Potenzial der Anlage optimal nutzt.

Keywords: Deponiesickerwasser, biologische Sickerwasserreinigung, Aktivkohleadsorption, Fällung/Flockung, Kosten Sickerwasserreinigung

1 Einleitung

Die Reinigung der Sickerwässer aus der Deponie St. Martin darf durchaus - das sei vorweg genommen – als gutes Beispiel vorgestellt werden. Die Anlage wurde im Sommer 1991 in Betrieb genommen und wir verfügen mittlerweile über fast 9 Jahre Betriebserfahrung.

Rechnet man Bauzeit, das Behördenverfahren und die Planungsphase dazu, müssen wir bis 1987 zurückblicken, an Beginn der Planung einer seinerzeit so

genannten Hausmülldeponie, die auf der grünen Wiese errichtet werden sollte. In eine Zeit als es im benachbarten Ausland bereits einen Stand der Technik für die Müllsickerwasserreinigung gegeben hat, in Österreich aber noch keine Anlage zur Reinigung der Müllsickerwässer da war – zumindest nicht für die Totalreinigung und die direkte Ableitung in einen Vorfluter. Gängige Praxis war die Verbringung der Sickerwässer in eine kommunale Kläranlage.

Zunächst auf Grundlage von Literaturstudien, dann durch Besichtigung von Anlagen in Deutschland und durch eigene Versuche wurden die Entscheidungsgrundlagen für den Deponiebetreiber ausgearbeitet.

2 Ausgangssiutation

2.1 Anforderungen

Der rechtliche Rahmen für die Bewilligung einer Sickerwasserreinigungsanlage für die Direkteinleitung in den Vorfluter war die Richtlinie für die Begrenzung von Abwasseremissionen 1981 und die seinerzeit und immer noch vorläufige Richtlinie für die Begrenzung von Abwasserimmission in Fließgewässer 1987, jeweils herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Unmittelbare Erfahrungen der Bewilligungsbehörde gab es nicht. Trotz Vorfluter Donau mit einer Mittelwasserführung von 1.432 m^3/s wurden seitens der Behörde keine Zugeständnisse betreffend der Emissionsrichtlinie in Aussicht gestellt – auch nicht für eine geplante Einleitmenge von nur 30 m^3/d.

Der Betreiber verfügte über ausreichend Kenntnis der Sickerwasserzusammensetzung und -menge seiner Deponie am Standort Lacken, deren Kapazität fast ausgeschöpft war. Für den neuen Standort Unterhart/St. Martin war man betreffend Qualität und Quantität auf Prognosen angewiesen. Die maximale Behandlungsmenge wurde für beide Deponien zusammen mit 30 m^3/d festgelegt. Betreffend der Qualität konnte man davon ausgehen, dass die Zusammensetzung des Sickerwassers den bekannten Werten der Deponie Lacken entsprechen wird. Hier lag man jedenfalls im günstigeren Bereich der Angaben der allseits bekannten Tabelle von Ehrig.

Der Deponiebetreiber hat für die Wahl des Reinigungssystems einfache Bedienbarkeit, moderate Personalqualifikation, möglichst niedriger Energieverbrauch und Erweiterungsmöglichkeiten als Vorgaben an das Projekt gemacht.

2.2 Systemwahl

Ende der 80iger Jahre war die zweistufige Umkehrosmose des Vorreiters Hager & Elsässer das Maß der Dinge. Die Besichtigung der Deponie Rastatt in der Bundesrepublik Deutschland ließen beim Bauherrn angesichts der Komplexheit der Betriebsführung, des Energieaufwandes und der damals nicht ganz gelösten Schwierigkeiten (scaling, fouling, Konzentratentsorgung) Bedenken an der Membrantechnik aufgekommen.

Eine Veröffentlichung der TU-Braunschweig aus 1985 erregte meine Aufmerksamkeit. In einem großtechnischen Versuch wurde einer Schwachlastbiologie herkömmlicher Bauart Braunkohlekoks beigemischt und dadurch Sickerwasser teilgereinigt. Wenngleich seinerzeit die biologische Abwasserreinigung in Zusammenhang mit Müllsickerwässern in der Fachwelt heftiges Kopfschütteln hervorgerufen hat, so ist doch der Gedanke faszinierend, dass nur die biologische Reinigung einen echten Stoffumsatz bewerkstelligt. Damit war die Biologie als eine Stufe der Reinigungsanlage fixiert – aber was kommt danach? Mit Sickerwasser der Deponie Lacken wurden Versuche mit Aktivkohle durchgeführt und dabei ein spezifischer Verbrauch von rd. 2 kg/kg CSB als akzeptabler Ansatz gefunden.

Verhandlungen mit verschiedenen Systemlieferanten folgten und letztendlich fand man in der Schweizer ENVIRO-CHEMIE einen Vertragspartner, der Kosten und Erfolg garantieren wollte, galt es doch auch in Österreich, Referenzen zu schaffen. Dort wurde die chemisch-physikalische Reinigungsstufe in Form Fällung/Flockung, Zwischenklärung, Sandfiltration und die 3 beliebig verknüpfbare Aktivkohleadsorber konstruiert. Die Schnittstellen wurden definiert und unsererseits wurde die gesamte bauliche Anlage, die Mess- und Regeltechnik der biologischen Stufe und die Schlammbehandlung geplant und das ganze zu einem Gesamtbauwerk zusammengeführt.

Diese Planungsarbeiten erfolgten in enger Abstimmung mit dem Sachverständigendienst des Landes Oberösterreich, weil die Bewilligung der Anlage auch dort als Teamarbeit gesehen wurde.

Für die Entsorgung der beladenen Aktivkohle war die Deponierung vorgesehen. Alle veröffentlichen Versuche diesbezüglich haben gezeigt, dass deponierte, beladene Aktivkohle keine nachteiligen Auswirkungen auf den Deponiekörper oder das Sickerwasser hat. Die wirtschaftliche Beschaffung von Regenerat für den Standort war zu diesem Zeitpunkt nicht möglich. Seit ca. 2 Jahren wird österreichisches Regenerat verwendet.

Die Schlammbehandlung wurde vorläufig nur bis zur Schlammspeicherung vorgesehen. Der Schlamm sollte nass auf die Deponie verbracht werden, bis nach entsprechenden Betriebserfahrungen eine passende Entwässerungseinrichtung beschafft werden konnte.

3 Anlagenbeschreibung

Die Sickerwasserreinigungsanlage wurde gemäß der wasserrechtlichen Bewilligung aus 1989 in den Jahren 1990/1991 baulich hergestellt und hat Mitte 1991 den Probebetrieb aufgenommen. Die Anlage besteht aus den unten in Kurzform charakterisierten Komponenten.

3.1 Kompaktbecken/biologische Stufe

Zum Mengenausgleich wurde der gesamten Anlage ein *Stapelbecken* mit einem Nutzinhalt von 200 m³ (Innenauskleidung mit HD-PE-Betonschutzplatte) vorgeschaltet.

Von hier erfolgt rechnergesteuert die Beschickung eines *Selektors* mit 25 m³ Reaktionsinhalt, der mit einem Rührwerk ausgestattet ist.

Die *biologische Stufe* wurde als Schwachlaststufe mit einer Raumbelastung von 0,15 kg BSB5/m³ Beckenvolumen dimensioniert. Der Bemessung wurde eine mittlere Konzentration von 1.500 mg/l BSB5, 5.000 mg/l CSB und 750 mg/l NH4 im Zulauf zugrundegelegt. Als Reinigungsziel der biologischen Stufe wurde ein Ablauf von 10 bis 20 mg BSB5/l, 300 bis 400 mg CSB /l und 3 bis 10

mg NH4/l angestrebt. Die Versorgung mit Luftsauerstoff erfolgt über eine drehzahlgeregelte BSK-Turbine, die über eine O2-Sonde gesteuert wird. Da die Anlage abgedeckt ist, wird die Zuluft über einen Ventilator ins Becken geblasen.

Weil an die Qualität der *Nachklärung* keine besonderen Ansprüche zu stellen waren, ist dem Belebungsbecken ein kleines *Absetzbecken* mit trichterförmiger Sohle und üblicher gezahnter Ablaufschwelle angebaut. Die Rücklaufschlammförderung erfolgt über eine Einkanalradpumpe in den Selektor. Das Rücklaufverhältnis ist bis zu 300 % des Zulaufes möglich. Im Anschluss an das Nachklärbecken sind im Kompaktbecken noch zwei *Pufferspeicher* (4 m³ und 11 m³) untergebracht, die wegen der verschiedenen Laufzeit den Mengenausgleich zwischen Biologie und Fällungs/Flockungsstufe einerseits, sowie zwischen Fällung/Flockung und Aktivkohlebehandlung andererseits herstellen können.

Die gesamte Einheit Stapelbecken, Selektor, Belebungsbecken, Nachklärbecken und Pufferspeicher sind im einem kompakten Betonbecken aus Beton hoher Qualität untergebracht. Das Kompaktbecken ist mit GFK-Elementen abgedeckt. Vorgesehen war zum Projektszeitpunkt auch die Möglichkeit, die Abluft des Kombibeckens über Kompostfilter zu reinigen. Diese Maßnahme wurde jedoch nie erforderlich, weil es keinerlei Geruchsprobleme gibt.

Auf Grund laufender Probleme mit dem Stapelbecken (wegen fehlenden längerfristigen Mengenausgleich des Zulaufes), insbesondere bei Inbetriebnahme neuer Deponieabschnitte und der Möglichkeit Sickerwässer von anderen Deponien zu reinigen, wurden 1997 zusätzlich ein unterirdisches Speicherbecken mit einem Volumen von 1.500 m³ errichtet. Der Beton-Korrosionsschutz wird durch zweilagige Beschichtung erreicht.

Die weiteren Behandlungsstufen sind in einer wärmegedämmten *Holzhalle* (12 x 17 m) untergebracht. Diese Halle beinhaltet neben den chemisch-physikalischen Behandlungsstufen auch die Schaltwarte, das Labor, Sanitäranlagen, Lagerflächen und zwei 10 m³ Chemikalientanks (Doppelwand-Sicherheitsbehälter aus PP mit Leckwarneinrichtung) für $FeCl_3$ und die Natronlauge.

3.2 Fällung/Flockung

Nach der biologischen Reinigung wird das Sickerwasser vom Puffer 1 in die Fällung/Flockungsstufe gepumpt. Im ersten Behälter (Koagulation) wird das Fällungsmittel VTA 24 (früher $FeCl_3$)eingerührt. In dieser Stufe ist die Zugabe eines Entschäumungsmittels über eine mengenabhängige Dosierstation erforderlich.

Im zweiten Behälter (Neutralisation) erfolgt ebenfalls mittels Rührwerk die Beimischung der Natronlauge zur pH-Einstellung. Im dritten Behälter (Flockulation) der Einheit wird volumenproportional Flockungshilfsmittel (Polyelektrolyt) zudosiert.

Das zunächst in Pulverform vorliegende Flockungshilfsmittel wird ein einer eigenen Ansetz- und Dosierstation aufbereitet. Durch ein Langsamrührwerk wird die Zusammenlagerung der ausgeflockten Substanzen beschleunigt.

Letzter Bestandteil dieser Stufe ist ein *Nachklärbehälter* mit Krählwerk, von dem der abgesetzte Schlamm über eine Exzenterschneckenpumpe dem Schlammspeicher zugeführt wird. Das Klarwasser gelangt in den Puffer 2 der wiederum Vorlage für die Aktivkohlestufe ist. Die Fällung/Flockung ist auf einen Durchsatz von 2 m³/h (15 Std./d) ausgelegt.

3.3 Aktivkohleadsorption

Vor der Beschickung der Aktivkohleadsorber wird das Abwasser über einen *Einschichtsandfilter* geführt, damit die Adsorbtion nicht durch Störstoffe behindert wird. Der Sandfilter ist rückspülbar.

Die Aktivkohlebehandlung erfolgt über drei baugleiche Aktivkohle-Adsorber (Innengummierter Stahltank) mit einem Inhalt von je 6 m³ (brutto) und einem Behandlungsvolumen von jeweils 4,8 m³ Aktivkohle.

Zur optimalen Nutzung der Aktivkohle erfolgt die Beschickung dieser Stufe über 24 Stunden, woraus sich auch die Pufferspeicher erklären.

Auf Grund der überaus guten Betriebserfahrung mit der Beschickung von 30 m³/d und dem Potenzial, das auf Grund der fallweisen Probleme mit dem Mengenausgleich des Zulaufes erkannt wurde, wurde die Anlage bis zu 100

m³/d belastet. Auch hier konnten kaum Einbußen bei der Reinigungsleistung beobachtet werden, wenngleich diese Belastung auch außergewöhnliche Leistungen des Klärwärters erforderte.

Im Laufe der Zeit wurde das Erfordernis von Fremdreinigungskapazitäten evident, sodass der Konsens der Anlage auf 90 m³/d erweitert wurde. 1997 wurden zur Optimierung der Aktivkohlestufe zwei zusätzliche Adsorber (Edelstahl) in Eigenregie dazugebaut, sodass nunmehr auch der gegenüber der ursprünglichen Bewilligung (75 mg CSB/l) strengere Grenzwert von 50 mg/l CSB im Ablauf gesichert und unter bestmöglicher Ausnutzung der Beladungskapazität der A-Kohle eingehalten werden kann.

3.4 Schlammspeicher

Die Schlammbehandlung wurde bis dato lediglich durch Speicherung (120 m³)und Nassschlammaufbringung auf der Deponie bewerkstelligt. Der Schlammanfall rekrutiert sich zu 95 % aus der Fällungs/Flockungsstufe. Die biologische Stufe zeigt kaum Überschussschlammproduktion.

Auf Grund der Tatsache, dass die Nassschlammaufbringung auf der Deponie offensichtlich mit keinen Nachteilen für Sickerwasser und Deponiekörper verbunden ist, war die Schlammentwässerung bis dato noch nicht erforderlich. Als Vorbereitung wurden jedoch entsprechende Anlagen getestet, aber noch nicht angeschafft.

Für die Schlammspeicherung steht ein Betonsilo mit zweilagiger Innenbeschichtung und GFK-Abdeckung zur Verfügung. Der Rücktransport auf die Deponie erfolgt per Achse.

Die Anlage (ohne Speicherbecken 1.500 m³) musste auf einer Grundfläche von nur 1.000 m² untergebracht werden. Die Kläranlage verfügt über eine eigene *Nutzwasserversorgung*, die vorwiegend wegen der Rückspülung des Sandfilters und zu Reinigungszwecken erforderlich ist.

3.5 Steuerung

Die *Steuerung* erfolgt über jeweils eine gesonderte speicherprogrammierbare Steuerung für die chemisch/physikalische Behandlungsstufe und für die

biologische Reinigung mit allen Nebenanlagen. Eingeschlossen ist die Prozessvisualisierung sowie sämtliche Protokollierungen. Verbesserungen und Verfeinerungen der Steuerung wurden auf Grund der laufenden Betriebserfahrungen und insbesondere bei der Errichtung des großen Speicherbeckens gemacht.

3.6 Herstellkosten

Die Kosten der Erstinvestiton und der zwischenzeitlich durchgeführten Ergänzungen und Erweiterungen sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Herstellkosten

Baukosten:

	Bauwerke Mio	Anlagen Mio
Erstinvestition 1991	8,4	7,2
Ergänzungen 1994	--	0,4
Erweiterung 1997 (Stapelbecken 1.500 m³)	5,6	0,6
Summe Baukosten	**14,0**	**8,2**

Nebenkosten:

Grunderwerb	0,8	
Stromanschluss	0,5	
Planung/Bauleitung	3,3	
Summe Nebenkosten	**4,6**	
HERSTELLKOSTEN	**26,8**	**Mio**
SACHWERT per 31.12.1999	**27,4**	**Mio**

Die Kosten sind nicht valorisiert und entsprechen den Schillingwerten zum Zeitpunkt der jeweiligen Ausgabe. Der valorisierte Anlagenwert inkl. der Berücksichtigung der Wertminderung infolge Alterung ist mit Stichtag 31.12.1999 gesondert dargestellt. Es ist bei der Kostenaufstellung nur zwischen Bauwerken und Anlagen unterschieden, weil in der Lieferung von Anlagenkomponenten oft auch elektrotechnische Ausrüstungen sowie Mess- und Regeltechnik enthalten war, sodass eine Trennung in maschineller Ausrüstung und MSRE-Technik nicht sinnvoll war.

4 Betriebsergebnisse

4.1 Anlagenbeschickung

Tabelle 2: Jahreswassermengen von 1993 bis 1999

JAHRESWASSERMENGEN

alle Angaben in [m³]

Jahr	Lacken	Unterhart	Gerling	Fremd A	Fremd B	Summe
1993	1534	7021	--	--	--	8555
1994	3660	4545	112	1266 [1)]	--	9583
1995	6874	5870	208	2310	3203 [2)]	18465
1996	4737	4305	24	2015	8216	19297
1997	4669	7420	23	1646	8792	22550
1998	4485	8652	--	1672	4654	19463
1999	4115	8164	--	1507	5848	19634

[1)] Lieferung nicht ganges Jahr
[2)] Lieferung ab September

In der Tabelle 2 ist die Beaufschlagung mit Sickerwasser aufgelistet. Charakteristisch für die Sickerwasserreinigungsanlage der Deponie St. Martin ist die Beschickung mit Sickerwässern aus unterschiedlicher Herkunft. Die Betriebsstandorte des Anlagenbetreibers sind die zwischenzeitlich rekultivierte *Deponie Lacken*, die *Deponie St. Martin* (bestehend aus Graben I und II wobei der Graben I bereits mit einer Oberflächenabdichtung ausgestattet ist) und der Abfallbehandlungsanlage in *Gerling*, wo kleine Abwassermengen bei der Müllsortier- und Rottehalle sowie Senkgrubeninhalte anfallen. In Lohnreinigung werden die Abwässer einer ebenfalls bereits rekultivierte Deponie (Fremd A) sowie Sickerwässer aus einem Sanierungsprojekt mit Restnutzung verarbeitet (Fremd B).

Zur Charakterisierung der Sickerwasserqualitäten sei auf die Tabelle 3 *„Sickerwasserteich Lacken“* verwiesen.

Die diesbezüglichen Angaben sind mit einem gewissen Schwankungsbereich auch für den bereits rekultivierten Graben I der Deponie St. Martin gültig. Der derzeit in Beschüttung befindliche Graben II weist naturgemäß größere Schwankungen in der Sickerwasserqualität auf, weil hier ältere Abschnitte mit einem neu beschütteten Abschnitt, aus dem teilweise sehr verdünntes Sickerwasser abfließt, vermischt sind. Die Tabelle 4 *„Sickerwasserauslauf Graben I und Graben II St. Martin“* zeigt für jeden dieser beiden Gräben eine Kurzanalyse mit bemerkenswerten Temperaturvergleichen, sowie ist darin eine Gegenüberstellung von Ammonium und CSB Werten interessant.

Die Fremdanlieferung B ist zeitweilig durch CSB Werte bis zu 10.000 mg/l und einem AOX-Wert weit über 1 mg/l gekennzeichnet. Interessant, aber ohne Erklärung, ist der AOX-Wert im Rohabwasser (meistens unter 0,8) bei den eigenen Deponien des Betreibers. Insgesamt hat die Anlage nie ein Problem mit AOX gehabt.

Tabelle 3: Sickerwasserteich Lacken

Fa. Johann ZELLINGER GesmbH.
Betriebsstandort Lacken

Beweissicherungsprogramm Grund- und Oberflächenwässer
gem. Bescheid Wa-216/7-1983/Do vom 28.02.1984, Punkt 36

Sickerwasserteich LACKEN

Parameter	Einheit	02-07-1997	15-10-1997	03-06-1998	20-10-1998	09-06-1999
pH-Wert	-	8,08	8,1	7,88	8,32	7,89
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	16820	14800	12700	7540	12100
Wassertemperatur	°C	21,2	17,4	21,1	19,8	20,2
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	42	22	98	26	62
Ammonium	mg NH4n	948,4	14,88	21,34	123,4	1135,9
BSB5	mg/l	470,6	63	94,4	94,2	286,8
Gesamthärte	°dH	60,9	52,7	52,3	57,1	52
Carbonathärte	°dH	376,3		328,2	94,7	
CSB	mg/l	2389	2531	2336	1421	4958
Nitrat	mg N03/l	2,6	192,1	165,2	277,7	<0,2
Nitrit	mg N02/l	1,6	32,6	11,27	43,28	3,51
o-Phosphat	mg P04/l	17,77	0,261	15,99	6,19	69,08
Chlorid	mg/l	1906,1	1824,2	1635,9	1365,7	8,2
Blei	mg/l	0,002	0,0121	0,019	0,004	26,8
Cadmium	mg/l	0,00203	0,001204	[0,000130]	0,000564	<0,0004
Calcium	mg/l			99,7	68,8	99,7
Chrom gesamt	mg/l	0,0022	0,7026	0,8749	<0,0010	0,3601
Eisen	mg/l	9,71	4,79	0,039	1,51	88,1
Kupfer	mg/l	0,1569	0,0657	0,0751	0,046	0,12
Magnesium	mg/l			166,10	205,9	166,1
Mangan	mg/l	0,566	0,408	0,72	0,371	[0,000]
Nickel	mg/l	0,2148	[0,0322]	0,19	0,1493	0,055
Quecksilber	mg/l	[0,000062]	[0,000053]	[0,000031]	<0,0001	[0,000031
AOX	mg/l	1.179	0	1	0	1
BTX	µg/l	<0,344		0	<1	<0,5
Benzol	µg/l	[0,04478]	<0,5	[0,04478]	<0,5	<0,5
Toluol	µg/l	[0,06335]	<0,5	0,14	<0,5	<0,5
m,p-Xylol	µg/l	<0,2064	<0,5	[0,06957]	<0,5	<0,5
o-Xylol	µg/l	<0,1376	<0,5	[0,07191]	<0,5	<0,5
PAH 6	µg Cl/l	0,222	0,719	0,288	0,111	<0,05
Fluoranthen	µg/l	0,188	0,638	0,217	0,11	<0,05
Benzo(a)pyren	µg/l	0,07	0,024	0,0157	<0,002	<0,05
Benzo(b)fluoranthen	µg/l	0,017	0,062	0,05	0,012	<0,05
Benzo(k)fluoranthen	µg/l	0,007	0,018	0,021	<0,002	<0,05
Benzo(ghi)perylen	µg/l	0,006	[0,001]	[0,001]	<0,002	<0,05
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,01	0,016	[0,001]	<0,002	<0,05
Summe Kohlenwasserstoffe	mg/l	0,3	<0,1	<0,1	<0,01	0,812

Tabelle 4: Sickerwasserauslauf Graben I und Graben II St. Martin

Fa. Johann ZELLINGER GesmbH.
Betriebsstandort Unterhart / St. Martin

Beweissicherungsprogramm Grund- und Oberflächenwässer
gem. Bescheid UR-300276/84-1993 Ha/Kl vom 14.11.1994, Spruchabschnitt I/B2, Punkt 9

Sickerwasser Auslauf Graben I - St. Martin

Parameter	Einheit	02-07-1997	15-10-1997	03-06-1998	20-10-1998	09-06-1999
pH-Wert	-	8,41	8,38	8,02	8,35	7,92
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	21800	21300	>20000	>20000	12450
Wassertemperatur	°C	35,5	29,3	31,4	31,8	28,2
Ammonium	mg NH4/l	1564,9	144,8	14,9	47,81	1680,1
Gesamthärte	°dH	42,4	47,3	3,4	63,6	3,4
Carbonathärte	°dH	519,4		481,6	536,2	
CSB	mg/l	4518	4487	3810	4268	2933
Nitrat	mg NO3/l	118,1	4,9	134,1	9,5	0,2
Nitrit	mg NO2/l	2,91	4,27	17,4	2,22	3,69
Chlorid	mg/l	-	-	-	-	
Sulfat	mg/l	441,9	342	334,7	307,3	1,4
Calcium	mg/l	67,7	95,5	6,6	88,2	6,2
Eisen	mg/l	5,42	4,83	0,063	3,13	3,33
Magnesium	mg/l	142,8	147,2	10,9	222	11,2
Mangan	mg/l	0,252	0,417	0,376	0,308	[0,000]

Sickerwasser Auslauf Graben II - St. Martin

Parameter	Einheit	02-07-1997	15-10-1997	03-06-1998	20-10-1998	09-06-1999
pH-Wert	-	7,55	7,81	8,11	8,05	8,86
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	3100	5900	8450	4560	13950
Wassertemperatur	°C	15,7	23,6	17,5	26	21,4
Ammonium	mg NH4/l	72,82	17,41	62,82	66,13	1239,6
Gesamthärte	°dH	37,2	32,7	6	40,7	6,7
Carbonathärte	°dH	39,8		61	27,5	
CSB	mg/l	352	830	1377	694	4474
Nitrat	mg NO3/l	66,3	176,4	865,5	475,8	2,6
Nitrit	mg NO2/l	35,68	70,16	137,4	89,97	20,23
Chlorid	mg/l	422,8	773,5	1186	644,6	16,6
Sulfat	mg/l	146,7	832,4	1482,2	538,7	6,9
Calcium	mg/l	132,5	101,7	16,1	105,1	6,8
Eisen	mg/l	1,08	0,669	0,062	0,792	3,81
Magnesium	mg/l	80,9	80	16,4	112,5	24,9
Mangan	mg/l	0,327	0,269	0,399	0,566	[0,000]

4.2 Reinigungsleistung

Biologische Stufe

Die außergewöhnliche und robuste Reinigungsleistung der biologischen Stufe wird in der folgenden Abbildung 1 mit der Darstellung des mittlerern chem. Sauerstoffbedarfes im Jahr 1998 dargestellt.

Hier sind die Monatsmittelwerte betreffend CSB des Rohwassers, des biologisch gereinigten Abwassers (CSB im Puffer 1), des Abwassers nach der Fällung/Flockung (CSB im Puffer 2) und nach der Aktivkohlebehandlung (CSB im Ablauf) dargestellt. Gleichgültig wie hoch der CSB-Wert im Rohwasser ist, zeigt sich das Reinigungspotenzial der Biologie auf eine Restkonzentration von rd. 1.000 mg/l bis max. 1.500 mg/l (März und August), im November deutlich unter 1.000 mg/l. Die CSB-Konzentration im Bereich von 1.000-1.500 mg/l dürfte somit der biologisch nicht abbaubare Anteil des CSB-Wertes sein.

Erfreulich ist, dass in der biologischen Stufe tatsächlicher Stoffumsatz stattfindet und die zum Teil sehr hohen Ammoniumwerte von über 1.000 mg NH4/l in der biologischen Stufe gegen 0 abgebaut werden, auch wenn ein nicht näher bestimmbarer Anteil als Luftstickstoff (Strippeffekt) entweicht.

Bei sehr hohen Schmutzfrachten im Sickerwasser kann keine Denitrifikation erreicht werden. Es entsteht zwar keine Nitrit, aber es ist der Nitratstickstoff im Ablauf gegenüber den zulässigen Emissionswerten um bis zu 20-fach überhöht. Da hier nicht von einer umweltrelevanten Emission gesprochen werden kann, wurde vor einem Jahr ein Antrag zur Konsensänderung betreffend Ablauf NO3-N von 600 mg/l gestellt und von der Wasserrechtsbehörde im Mai 2000 auch bewilligt.

In der Abbildung 2 ist der prozentuelle Anteil der Reinigungsleistung der einzelnen Anlagenstufen dargestellt. Hier kann bei den Monatsmittelwerten die Biologie betreffend CSB eine Reinigungsleistung bis (hier) 69 %, bei anderen Jahresübersichten auch über 70 % erzielen.

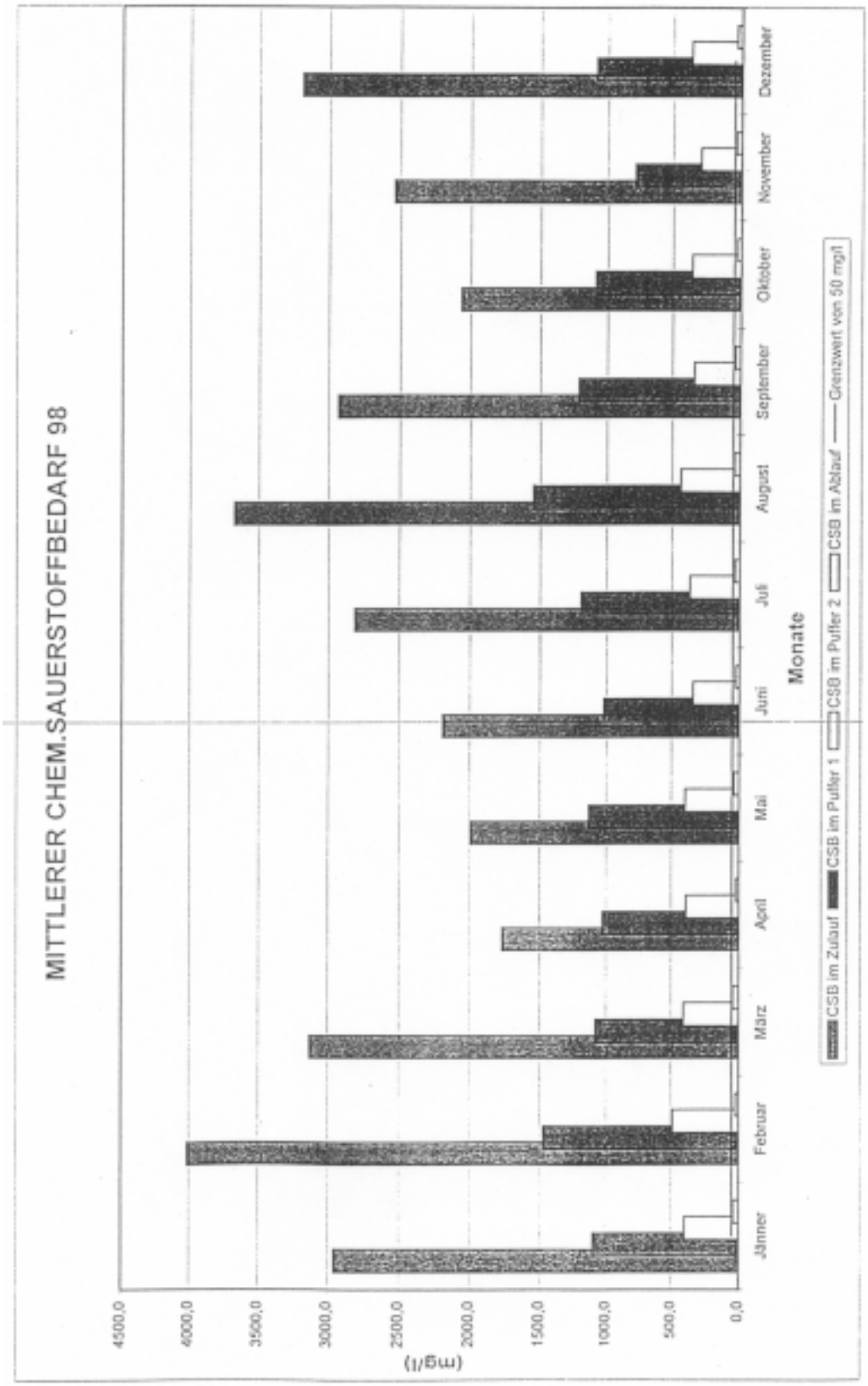


Abbildung 1: Mittlerer chem. Sauerstoffbedarf 1998

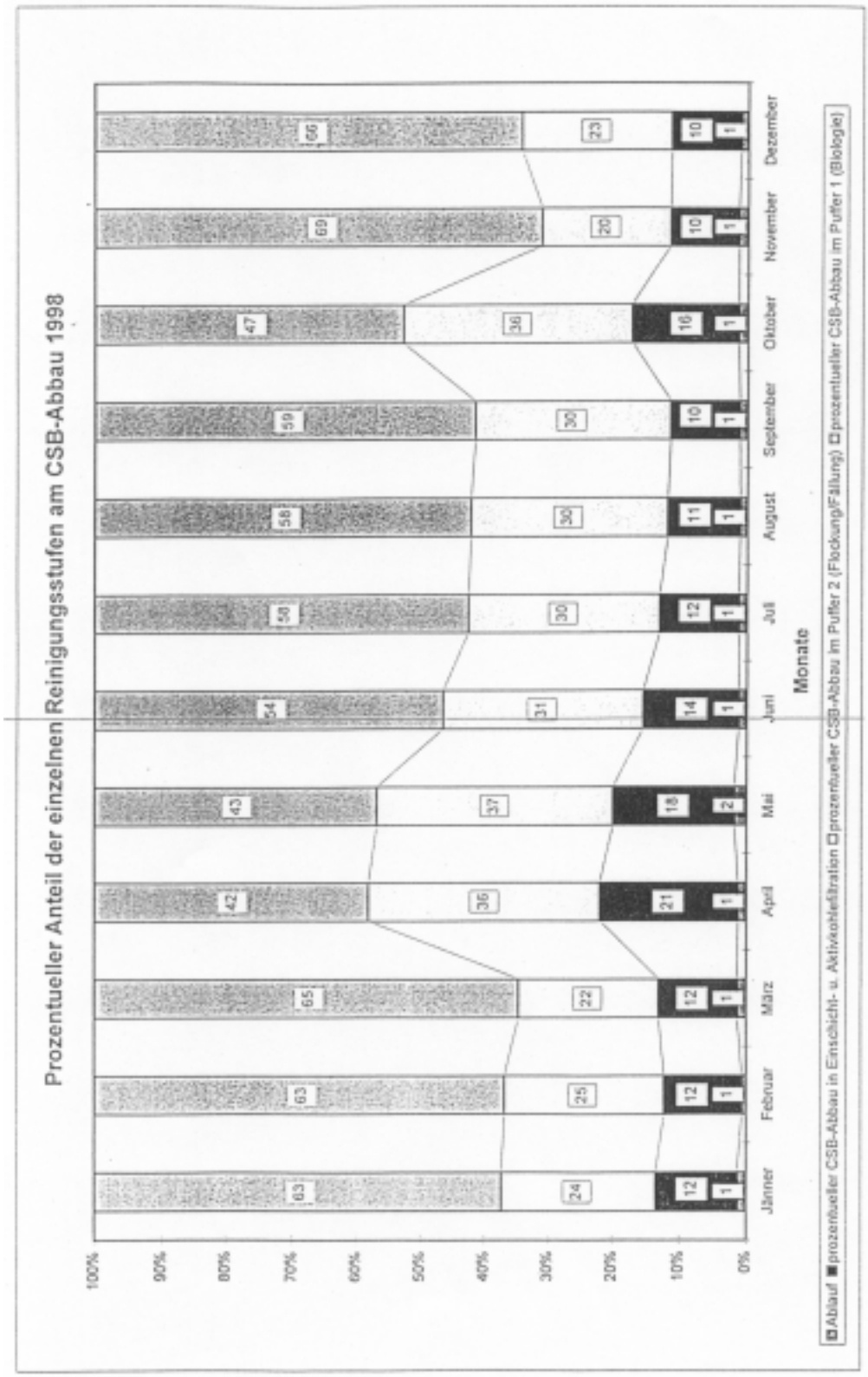


Abbildung 2: Anteil der Reinigungsstufen am CSB-Abbau

Wenngleich der Bemessungsansatz für die Schwachlastbiologie den Regelwerken für die kommunale Abwasserreinigung entnommen wurde, so ist doch im praktischen Betrieb ein sehr deutlicher Unterschied festzustellen. Gemäß Befund des Biologen über den Belebtschlamm ist festzustellen, dass die Biozönose arten- und indvidienarm ist und aus Cyliaten, Sauginfosorien, Schalenamöben sowie einigen Hüllenfragelaten besteht. Die Arten weisen auf eine sehr gute Sauerstoffversorgung hin. Das äußere Erscheinungsbild des Belebtschlammes weicht krass vom gewohnten Bild einer kommunalen Anlage ab und ist durch sehr feine Schlammflocken und als sehr dünner Schlamm charakterisiert.

Offensichtlich entsteht auf Grund der sehr viel geringeren BSB-Belastung der Sickerwässer als ursprünglich angenommen kaum Überschussschlamm. Dieser ist, wie die Tests der mechanischen Entwässerung gezeigt haben, nur sehr schwer entwässerbar. Eine künstliche Kohlenstoffquelle wurde nur versuchsweise der Belebung beigemengt, wird aber deswegen nicht praktiziert, weil das System sehr stabil arbeitet und Reinigungsleistungen betreffend CSB unter 1000 mg/l ohnehin nur schwer möglich sind.

Fällung/Flockung

Diese Reinigungsstufe ist in Relation gesehen die teuerste und was echten Stoffumsatz betrifft wenig befriedigend. Dennoch ist es wichtig den refraktären CSB weiter zu reduzieren, um der Aktivkohleadsorption optimale Betriebsbedingungen zu gewährleisten. Das Potenzial dieser Reinigungsstufe ist gut steuerbar und wird bei der Sickerwasserreinigungsanlage St. Martin mit dem Reinigungsziel betreffend CSB-Konzentration unter 500 mg/l gefahren.

Auf Grund der Stabilität der CSB-Konzentration im Ablauf der Biologie bedarf es keiner großen Veränderung der Betriebsparameter. Der Anlagenteil hat einen Anteil von 20 bis knapp 40 % an der Gesamtreinigungsleistung betreffend CSB. Vorteil dieser Stufe ist ein rascher Eingriff bei hohen CSB-Konzentrationen im angelieferten Rohsickerwasser. Extreme Spitzen treten allerdings auf Grund des großen Speicherbeckens von 1.500 m³ selten auf.

Aktivkohleadsorption

Wie die beiliegenden Diagramme zeigen, kann mit der Aktivkohleadsorption der unverständlich strenge Grenzwert von 50 mg/l CSB für die Einleitung in die Donau leicht und gesichert eingehalten werden. Die Kunst des Betriebsleiters besteht darin, das Anlagenpotenzial so auszunutzen, dass der zulässige Grenzwerte knapp nicht erreicht bzw. nicht überschritten wird.

Um dies zu erreichen, wurden 1997 zu den drei bestehenden zwei weitere Adsorber dazugebaut, sodass hier die Vorhaltung einer Notfallreserve leicht möglich ist und das Beladungspotenzial der Aktivkohle optimal ausgenutzt werden kann. Jeder der Adsorber ist beliebig verknüpfbar.

Grundbedingung für diese Reinigungsstufe ist die arbeitstägliche Überwachung der CSB-Konzentration im Ablauf jedes Adsorbers und der der A-Kohle-Kolonne vorgeschaltete rückspülbare Sandfilter.

Bis Anfang 1998 wurde neue A-Kohle aus England verwendet, die im Vergleich mit anderen Produkten die besten Ergebnisse erzielen konnte. Derzeit wird eine in Österreich regenerierte Aktivkohle verwendet, die vom Potenzial her naturgemäß etwas schwächer ist, aber durch den geringeren Preis ihren Einsatz rechtfertigt.

Die folgende Tabelle 5 zeigt die Fremdüberwachungsergebnisse der letzten Jahre und dem gegenübergestellt, die Grenzwerte, die sich auf Grund des Bewilligungsbescheides und den Grenzwerten der 613. Verordnung für die Begrenzung von Sickerwässeremissionen aus Abfalldeponien rekrutieren.

Überschreitungen gibt es in früherer Zeit betreffend Gesamtmenge und einmal betreffend CSB sowie dauernd beim Nitrat-Stickstoff (bis zur Bewilligung der beantragten Konsenserhöhung) und einmal auch beim Sulfat. Die zusätzlichen Überprüfungen der Unterabteilung Gewässerschutz bestätigen die einwandfreie Reinigungsleistung und den konsensgemäßen Betrieb der gesamten Anlage.

Tabelle 5: Ablauf Abwasserreinigungsanlage

Fa. Johann ZELLINGER GesmbH.
Betriebsstandort Unterhart / St. Martin

Beweissicherungsprogramm Grund- und Oberflächenwässer
gem. Bescheid UR-304471/3-1996 Re/Za vom 26.01.1996, Spruchabschnitt I/A/a und b

Ablauf Abwasserrinigungsanlage

Parameter	Einheit	Begert 30-12-1993	Begert 05-04-1995	Begert 03-07-1996	Sternad 02-07-1997	Sternad 03-06-1998	Sternad 09-06-1999	Grenzwerte
Menge	m3/d	99	71	76	34	37	50	90
pH-Wert	-	8,05	7,35	7,5	8,02	7,8	7,56	6,5 - 8,5
Elektrische Leitfähiggkeit	µS/cm				9420	13000	10020	-
Wassertemperatur	°C	12,4	15,6	15,3	20,1	21	21,5	25
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	<1	<1,0	<1,0	12	6	4	20
Ammonium	mg NH4/l	1,65	0,12	<0,01	0,061	0,075	11,49	-
BSB5	mg/l	<3	<3	<3	3,5	5,13	4,98	10
CSB	mg/l	43	37	28	49	54	49	50
Nitrat	mg No3/l				1361,7	2342,9	8,9	-
Nitrat-Stickstoff	mg N03-N/l				307,5	529		35
Nitrit	mg N02/l	4,08	1,16	0,015				-
Sulfat	mg/l	610	460	259	284,6	480,6	23	600
Sulfid	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1	<0,1	<0,1	0,5
Arsen	mg/l	<0,01	<0,01	0,012	<0,001	[0,0003]	0,0031	0,1
Blei	mg/l	0,018	<0,01	<0,01	0,0015	[0,0003]	<0,0010	0,5
Cadmium	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	0,000362	0,002198	<0,0004	0,1
Chrom gesamt	mg/l	<0,01	<0,01	<0,01	0,0014	0,0049	0,0021	0,5
Eisen	mg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,02	0,057	0,05	2
Kupfer	mg/l	<0,01	<0,01	<0,01	[0,0123]	0,002	0,0075	0,5
Nickel	mg/l	0,02	<0,01	<0,01	<0,05	0,0083	<0,05	0,5
Quecksilber	mg/l	<0,0005	<0,0005	<0,0005	[0,000062]	<0,000100	[0,0000]	0,01
Zink	mg/l	<0,01	<0,01	<0,01	[0,0045	0,0127	0,067	0,5
Schwerflüchtg. lipophile Stoffe	mg/l	<1	<1	<5		<5	<5	20
AOX	mg Cl/l	0,27	0,13	0,11		0,295	0,23	0,5
BTX	µg/l	<0,03	<0,0002	<0,03	0,00036	0,1	<0,5	0,1
Benzol	µg/l				[0,04478]	[0,04478]	<0,5	-
Toluol	µg/l				0,141	[0,05202]	<0,5	-
m,p-Xylol	µg/l				0,219	<0,1	<0,5	-
o-Xylol	µg/l				<0,1376	[0,06957]	<0,5	-
PAH 6=PAK	µgCl/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,01	[0,07191]	0,1	10
Fluoranthen	µg/l				<0,005	<0,010	<0,05	-
Benzo(a)pyren	µg/l				<0,002	<0,004	<0,05	-
Benzo(b)fluoranthen	µg/l				<0,002	[0,001]	<0,05	-
Benzo(k)fluoranthen	µg/l				<0,002	[0,001]	<0,05	-
eenzo(ghi)peryien	µg/l				<0,002	[0,001]	<0,05	-
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l				<0,002	[0,001]	<0,05	-
Summe Kohlenwasserstoffe	mg/l	0,3	<0,1	<0,1	<0,01	0,02	0,144	5
Blei-Fracht	g/d	1,78	<0,71	<0,76	0,051	0,011		45
Chrom gesamt-Fracht	g/d	<0,99	<0,71	<0,76	0,048	0,18		45
Kupfer-Fracht	g/d	<0,99	<0,71	<0,76	[0,42]	0,074		45
Nickel-Fracht	g/d	1,98	<0,71	<0,76	<1,7	0,307		45
CSB-Fracht	kg/d	1,85	2,62	2,13	1,67	1,998		4,5
BSB5-Fracht	kg/d	<0,297	<0,213	<0,228	0,12	0,19		0,9

Bemerkungen: Die derzeit gültigen Grenzwerte entstammen dem Bescheid UR-304471/3-1996 Re/Za, wobei die Konzentrationen den Werten der Abwasseremissionsverordnung für Sickerwässer aus Abfalldeponien (613. Verordnung i.d.g.F.) bei Einleitung in Fließgewässer entsprechen.

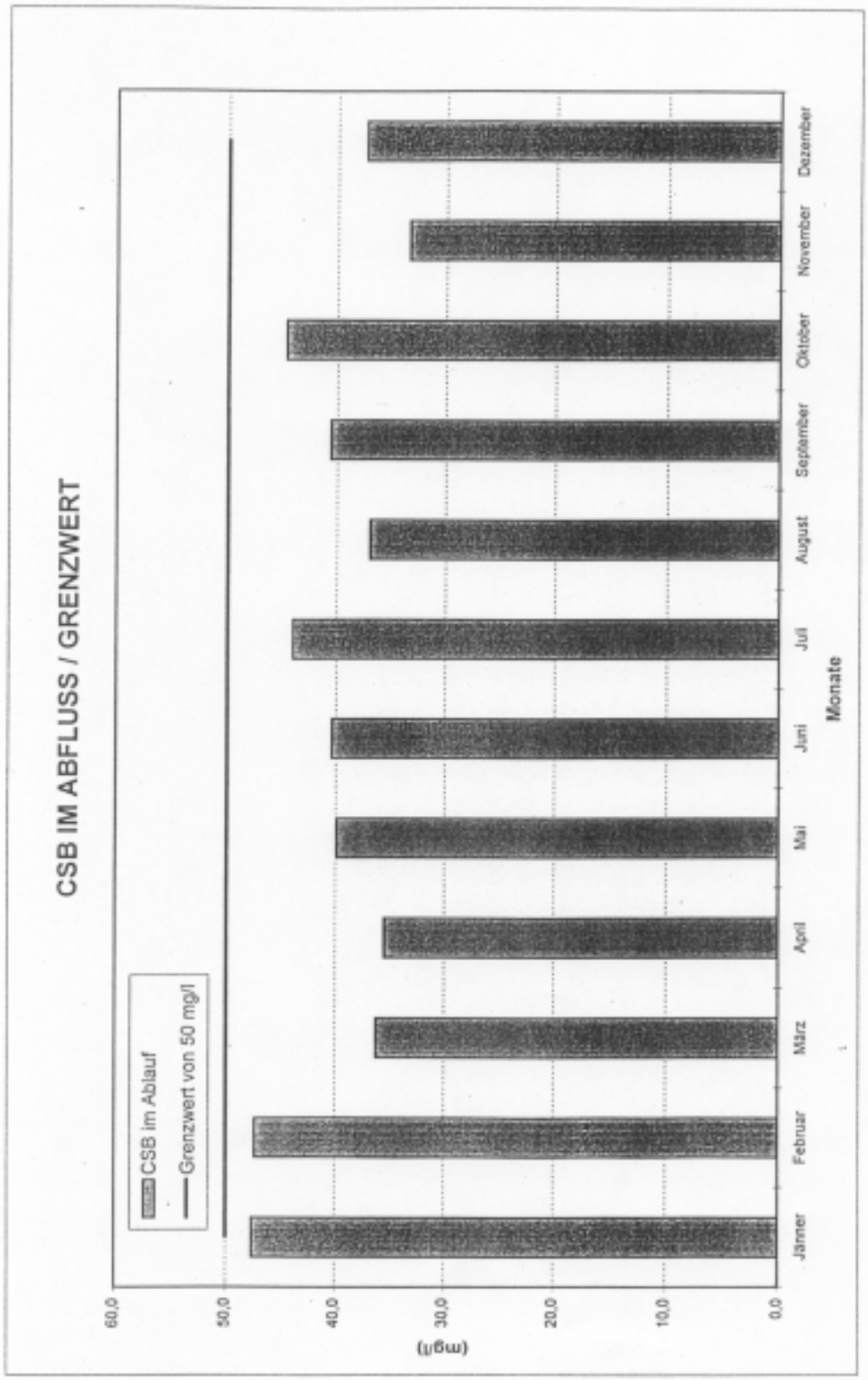


Abbildung 3: CSB-Konzentrationen im Ablauf

Betriebskosten

Die Tabelle 6 gibt einen Überblick über die Monatsverbräuche und den Jahresbedarf für die wichtigsten Betriebsmittel der Abwasserreinigungsanlage wie Fällungsmittel, Natronlauge, Aktivkohle, Entschäumer und Flockungshilfsmittel. In der Aufstellung nicht enthalten sind Laborchemikalien und sonstige Betriebsmittel, die aber in den Betriebsmittelgesamtkosten enthalten sind.

Tabelle 6: Betriebsmittelverbrauch 1999

BETRIEBSMITTELVERBRAUCH 1999

Monat	VTA 24 kg	NaOH (30 %ig) kg	Aktivkohle [1)] kg	Antisumin kg	Flockungs-hilfsmittel kg	Beschickungs-menge m³
JÄNNER	11.280	8.060	2.200	360		2.182
FEBRUAR	17.450	7.720	2.460			2.166
MÄRZ	21.160		2.200			3.240
APRIL	12.980	8.040	4.920		500	2.371
MAI	8.440	9.720				2.011
JUNI	13.500		2.180	360		1.196
JULI	13.300	10.140				1.800
AUGUST	12.040		2.500			1.477
SEPTEMBER		7.760				975
OKTOBER	13.800					728
NOVEMBER		11.020				745
DEZEMBER	12.190					1.219
Summe "kg"	136.140	62.460	16.460	720	500	20.110
Betriebsmitteleinsatz Gesamtkosten					1.800.000,00	
Spezifische Betriebsmittelkosten [ATS/m³]					gerundet 90,--/m³	
Spezifischer Stromverbrauch kWh/m³					mittel	3,6

Folgende spezifische Richtwerte können für die Sickerwasserreinigungsanlage St. Martin angegeben werden.

- Aktivkohleverbrauch (Regenerat) ca. 2,0 kg pro kg CSB
- Betriebsmittel gesamt (ohne Strom) ca. ATS 90,-- pro m³
- Spezifischer Stromverbrauch (inkl. Hallenheizung) 3,5 kWh/m³
- Personalkosten (nur produktives Personal) ca. ATS 60,--/m³

In obiger Aufstellung nicht enthalten sind wesentliche Kostenfaktoren wie Anlagenabschreibung, anteilige abfallrechtliche Geschäftsführung, anteilige Verwaltung, der Nassschlammabtransport von der Kläranlage zur Deponie, Rücklagen, Instandhaltung, Grundsteuer, Beratungsleistungen, laufende Fremdüberwachung, Versicherung und kalkulatorische Kapitalverzinsung bzw. Finanzierungskosten.

Die exakten spezifischen Kosten in ATS/m³ Rohsickerwasser sind natürlich bekannt, können aber nicht publiziert werden. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass der Betreiber Sickerwasser im Bereich der oben angeführten Konzentrationen gegen ein Entgelt von ca. 500 ATS/m³ (netto) entgegennimmt. Voraussetzung sind natürlich gesicherte Analysendaten und kontinuierliche Zusammensetzung sowie eine Probe im Ausmaß von 2 bis 3 Tankwagen.

Autor:

Dipl. Ing. Klaus Thürriedl
Zivilingenieure Lohberger&Thürriedl GesnbR

Böhmergasse 4
A-4240 Freistadt

Tel: 07942 / 75 030
Fax: 07942 / 75 030-9
Email: thue.freistadt@aon.at

Wiener Mitteilungen (2000) Band 162, 135-142
Copyright © 2000; Institut für Wassergüte / TU-Wien

Vergleichbarkeit von Oberflächenabdichtungssystemen

A. Glatt

Ziv. Ing. f. Bauwesen, Gablitz

Kurzfassung: In Umsetzung der allgemeinen Forderungen des Abfallwirtschaftsgesetzes (AWG) werden in der Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung) u.a. Angaben zu den erforderlichen Dichtungsmaßnahmen nach dem Stand der Technik gemacht.

In dieser Verwaltungsvorschrift werden Regelabdichtungssysteme für die Deponieoberfläche beschrieben. Eine Beschreibung der Dichtungseigenschaften der Regelsysteme erfolgt für bestimmte Eigenschaften in der Anlage 3 der Verordnung. Alternative Abdichtungssysteme können nach den Bestimmungen der Verwaltungsvorschriften gemäß § 18 (5) für Deponie(-basis)abdichtungen verwendet werden, wenn sie den Regelabdichtungssystemen "gleichwertig" sind. Die Eignung alternativer Systemkomponenten ist nachzuweisen.

Ausgehend von der Diskussion um einen geeigneten Ansatz für die Vergleichbarkeit von Abdichtungssystemen wird der Versuch unternommen, die Frage zu klären, nach welchen Kriterien sollen Abdichtungssysteme untersucht werden, um sie untereinander vergleichen zu können.

Keywords: Oberflächenabdichtungen von Deponien, Planung, Zulassung und Überwachung der Bauausführung

1 Zielsetzung und Aufgabenstellung

Deponien sind bauliche Anlagen, die der geordneten, zeitlich unbegrenzten Ablagerung von Abfällen dienen. Sie müssen zu diesem Zweck so errichtet werden, dass die öffentliche Sicherheit und Ordnung insbesondere Leben, Gesundheit oder die natürlichen Lebensgrundlagen nicht gefährdet werden. Deponien müssen im Ganzen und ihren Teilen standsicher und so beschaffen

sein, dass durch chemische, physikalische oder biologische Einflüsse Gefahren oder unzumutbare Belästigungen nicht entstehen.

Weiterhin gilt, dass Deponien so konstruiert und betrieben werden müssen, dass sich aus dem abgelagerten Abfall keine Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit ergibt sowie Boden und Nutzpflanzen nicht schädlich beeinflusst werden.

Hierzu bedarf es u.a. besonderer Dichtungsmaßnahmen, die unter Berücksichtigung des vorhandenen Schadstoffpotenzials der eingelagerten Abfallstoffe einen ausreichenden Schutz von Boden und Grundwasser gewährleisten müssen.

Unter anderem muss verhindert werden, dass sauberes Niederschlagswasser durch Elution des Deponiekörpers Sickerwasser wird, das letztlich zu Problem führen kann.

In der Verordnung des Bundesministers für Umwelt vom 16. April 1996 über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung) sind Angaben zu den erforderlichen Dichtungsmaßnahmen nach dem Stand der Technik gemacht. Hierin ist für den jeweiligen Deponietyp angegeben, welches Regelabdichtungssystem für Basis und Oberfläche zu verwenden ist. Die Verwendung ist verbindlich, die Beschreibung der Eigenschaften dieser Regelsysteme erfolgt in der Anlage 3 der Verordnung.

Alternative Abdichtungssysteme können nach den Bestimmungen der Verwaltungsvorschriften gemäß § 18 (5) für Deponiebasisabdichtungen verwendet werden, wenn sie den Regelabdichtungssystemen "gleichwertig" sind. Die Eignung alternativer Systemkomponenten ist nachzuweisen. In Analogie sollte diese Bestimmung auch für Oberflächenabdeckungen gelten.

Bei alternativen Dichtungselementen kann dies derzeit nur im Zuge des Bewilligungsverfahrens nach § 29 AWG geschehen, eine allgemeine Zulassungen, wie dies in der Bundesrepublik Deutschland mittels einer "allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassungen" möglich ist, ist nicht vorgesehen.

Mit der Erteilung der Bewilligung ist sicherzustellen, dass die materiellen rechtlichen Anforderungen an bauliche Anlagen, die hinsichtlich des geforderten Schutzes der natürlichen Lebensgrundlagen mit den entsprechenden abfallrechtlichen Anforderungen vergleichbar sind, erfüllt werden. Da diese Anforderungen nur für bestimmte Eigenschaften in der Deponieverordnung

formuliert sind, müssen sie soweit konkretisiert werden, dass entsprechende Eignungsnachweise erbracht werden können.

2 Kriterien für die Vergleichbarkeit

Ein Vergleich kann nur zwischen zwei oder mehren bekannten Größen vorgenommen werden. Im gegenständlichen Fall bedeutet dies, dass sowohl das Regelabdichtungsystem, wie auch das alternative System hinsichtlich jener Parameter bekannt sein muss, die einerseits für die Funktion des Abdichtungssystems erforderlich ist und andererseits in Einheiten messbar oder auf sonstige Weise vergleichbar sind. Darüber hinaus müssen für einen objektiven Vergleich materialunabhängige Kriterien gefordert werden, was bei Abdichtungssystemen bedeutet, dass sich die Kriterien entweder auf das System als Gesamtheit oder auf die einzelnen Komponenten des Systems beziehen müssen, wobei zu unterscheiden ist, ob die Substitution auf die Gesamtheit oder einzelne Komponenten abzielt.

Vergleiche nicht messbarer Größen, können nur dann zugelassen werden, wenn eine eindeutige Unterscheidung hinsichtlich der Zielerfüllung möglich ist. Die Feststellung der Andersartigkeit genügt demzufolge nicht, sonder die Erreichung des betreffenden Kriteriums muss mit „besser“ oder „gleichwertig“ definierbar sein.

Im Deponie – Unterausschuss des ÖAWV „Vergleichbarkeit von Deponieabdichtungssystemen“ wird derzeit versucht, ein Regelblatt mit einem Kriterienkatalog zu schaffen, nach dem ein Vergleich von alternativen Abdichtungen zu den Regelsystem gemäß Deponieverordnung möglich wird.

Dieses Regelblatt soll zukünftig den zuständigen Amtssachverständigen im Bewilligungsverfahren als Grundlage für die Bewertung von Dichtungselementen in Deponieabdichtungssystemen dienen und, falls eine "allgemeine bauaufsichtliche Zulassung möglich wird, Grundlage für die Bewertung von Dichtungselementen in Deponieabdichtungssystemen im Rahmen der Erteilung von bauaufsichtlichen Zulassungen durch die zuständige Zulassungsbehörde.

3 Regelabdichtungssystem als Basis des Vergleiches

Die Deponieverordnung beschreibt zwar die Regelabdichtungssysteme in einigen Punkten und stellt auch die Kriterien hinsichtlich der geforderten Leistungsfähigkeit vor, doch verbleibt ein Spielraum, der für einen Vergleich hinderlich sein kann. Deshalb müssen vorweg einige Ergänzungen vorgenommen werde. Sowohl die mineralischen Komponenten der Dichtungssysteme wie auch die Kunststoffkomponenten müssen so klar definiert sein, dass keine Interpretationsspielräume offen bleiben, die einen Vergleich erschweren oder seien Objektivität gefährden.

Es wird deshalb ein diesbezüglicher Ausführungsvorschlag entwickelt, wie die als „Referenzdichtung“ zu bezeichnenden Dichtung oder Dichtungskomponente beschaffen sein muss, sodass sie jedem Vergleich zu Grunde gelegt werden kann. Die Stoffmuster und Messgrößen werden eindeutig definiert und sollen zukünftig jedem Labor erlauben, eine idente Referenzdichtung für Vergleichszwecke herzustellen. Es werden zwar nicht alle denkmöglichen Messgrößen erschöpfend erfasst werden, doch ausreichen für den angestrebte Zweck einer Beurteilung, ob „besser“ oder „zumindest gleichwertig“. Die Übereinstimmung mit den Werten der Deponieverordnung wird gewährleistet.

4 Vergleichskriterien

Der Nachweis der **Gleichwertigkeit** von Dichtungssystemen kann zweckgerichtet nur im Nachweis der **Gleichwertigkeit der Leistungsfähigkeit** der Dichtungssysteme erbracht werden. Somit werden die Vergleichskriterien als Anforderung an die Leistungsfähigkeit zu definieren sein und nicht an zB. Schichtstärke oder Farbe.

Die diesbezüglichen Leistungskriterien werden in zukünftgen Regelwerk eingehend beschrieben werden, wobei nachstehend die wesentlichen Leistungsmerkmale, die zu bewertenden Eigenschaften und die dazugehörenden Einwirkungen gegenübergestellt werden.

Tabelle 1: Maßgebende Leistungen von Deponiedichtungen

Leistungen	Eigenschaften	Einwirkungen
Dichtigkeit	**Konvektionsverhalten** - Durchtrittszeit - Durchflussrate **Diffusionsverhalten** - Induktionszeit - Permeationsrate **Sorptionsverhalten** - Adsorption	- hydraulischer Gradient - Schadstoff - Temperatur - Schadstoff - Konzentrationsgradient - Temperatur - Schadstoff - Konzentration der Lösung
Mechanische Widerstandsfähigkeit	**Verhalten bei mechanischer Belastung** - Standsicherheit - Verformungssicherheit - hydraulische Widerstandsfähigkeit	**Mechanische Einwirkungen:** - Verformungen aus Setzungen - Kräfte aus Verformungen - Kräfte aus Neigung und Auflast - Verkehrslasten - Wasserspannungen - Sonderlasten **Hydraulische Einwirkungen:** - Strömungskräfte
Beständigkeit	**Beständigkeit gegenüber Chemischen Einwirkungen** **Beständigkeit gegenüber Physikalischen Einwirkungen** **Beständigkeit gegenüber Biologischen Einwirkungen**	**Chemische Einwirkungen:** - Sickerwasser - aggressive fl. Medien - Gase **Physikalische Einwirkungen:** - Temperaturen - Feuchtigkeit - UV-Strahlung **Biologische Einwirkungen:** - Mikroorganismen, Pilze - Pflanzen - Tiere
Herstellbarkeit	**- Einbaubarkeit** **- mechanische Empfindlichkeit** **- Witterungsempfindlichkeit** **- Eigenschaften der Materialien im eingebauten Zustand** **- Anschlüsse u. Durchdringungen** **- Prüfbarkeit** **- Reparierbarkeit**	- Einbaubeanspruchungen - Witterung

Die Anforderungen beziehen sich auf die Grenzzustände der Tragfähigkeit oder der Gebrauchstauglichkeit. Sie orientieren sich an den bewährten Leistungen der Regeldichtungen, wobei auch möglicherweise alterungsbedingte zeitliche Veränderungen der Eigenschaften einzelner Dichtungskomponenten berücksichtigt werden.

Für die verschiedenen Deponietypen, Dichtungsbereiche und Zustandsphasen der Dichtung ergeben sich unterschiedliche Anforderungen, wobei auf Basis der „Grundsätze für den Eigungsnachweis von Dichtungselementen in Deponieabdichtungsystemen“ vom DEUTSCHEN INSTITUT FÜR BAUTECHNIK unter den Aspekten der unterschiedlichen Lastfälle die Grenzwerte der Messgrößen definiert werden.

Tabelle 2: Grenzwerte für die Dichtigkeit von Oberflächenabdichtung bei Neigungen < 10% gegenüber infiltriertem Niederschlagswasser (exemplarisch für Messgrößen)

Phase **Deponietyp**	**Bau- und Betriebs-phase**	**Frühe Nachbetriebsphase**	**Späte Nachbetriebsphase**
Baurest-massen-deponie	Entfällt	**Ständig:** Aufstauhöhe: 3 cm Temperatur: 10 bis 25°C **Veränderlich:** Aufstauhöhe: 5 cm Temperatur: 10 bis 25°C **Außergewöhnlich:** Aufstauhöhe: 5 cm/30 cm Temperatur: 40°C/10 bis 25°C**)	**Ständig:** Aufstauhöhe: 15 cm Temperatur: 10 bis 25°C **Veränderlich:** Aufstauhöhe: 30 cm Temperatur: 10 bis 25°C **Außergewöhnlich:** Aufstauhöhe: 150 cm Temperatur: 10 bis 25°C
Reststoff- und Massenabfall-deponie		**Ständig:** Aufstauhöhe: 3 cm Temperatur: 10 bis 30°C **Veränderlich:** Aufstauhöhe: 5 cm Temperatur: 10 bis 30°C **Außergewöhnlich:** Aufstauhöhe: 5 cm/30 cm Temperatur: 40°C/10 bis 30°C	

5 Zusammenfassung

Der vorliegende Artikel kann leider nur eine kleine Vorausschau auf ein derzeit in Ausarbeitung befindliches Regelwerk betreffend der Vergleichbarkeit von Abdichtungssystemen sein, soll aber eine Möglichkeit aufzeigen, wie zukünftig Systeme in ihrer Leistungsfähigkeit verglichen werden können.

Mit dem Hinweis, dass Ausführungen von Alternativen zulässig sind, wird seitens des Gesetz- (Verordnungs-) Gebers die Möglichkeit für den technischen Fortschritt eingeräumt, wobei jedoch die Zulassung alternativer System derzeit nur im Zuge eines Bewilligungsverfahrens für den Einzelfall möglich erscheint.

Somit könnte - nach Vorliegen des Regelwerkes - zukünftig nach gleichen möglichst umfassenden Beurteilungskriterien bewerten werden.

6 Literatur

(1) Deutsches Institut für Bautechnik (1995): „Grundsätze für den Eigungsnachweis von Dichtungselementen in Deponieabdichtungsystemen“

(2) Melchior, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger . Abdecksysteme für Deponien und Altlasten
Hamburger bodenkundliche Arbeiten, Band 22
Verein zur Förderung der Bodenkunde in Hamburg

(3) Holzlöhner, U.1995: Wassertransportvorgänge und Rissgefährdung bei Erdstoffdichtungen im Hinblick auf die Langzeitfunktionsfähigkeit BMBF-Verbundforschungsvorhaben - Weiterentwicklung von Deponieabdichtungssystemen, 3. Arbeitstagung Statusseminar der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung

Autor:
Dipl. Ing. Andreas Glatt
Ziv. Ing. f. Bauwesen
Linzerstr.82a
3003 Gablitz
Tel/Fax.: 01/2774/2303

Wiener Mitteilungen (2000) Band 162, 143-148
Copyright © 2000; Institut für Wassergüte / TU-Wien

Umsetzung alternativer Oberflächen-Abdichtungssysteme in die Praxis

Georg Fock

SGS Geotechnik Ges.m.b.H. Austria

Kurzfassung: Das Ziel alternativer Oberflächen-Abdichtungssysteme sollte sein, eine optimale Abdichtungsqualität durch ein hohes Maß an Setzungs- und Rissunempfindlichkeit, eine verbesserte Ausnützung des Deponievolumens, eine Gewichtsreduktion und Wirtschaftlichkeit durch raschen und unproblematischen Einbau der Lagen zu erreichen. In Österreich wurden in den letzten fünf Jahren zirka 20 Deponieoberflächen mit alternativen Oberflächenabdichtungen abgedichtet, wobei verschiedene Geokunststoffe, wie Bentonitmatten oder Flächenfilter, zum Einsatz kamen.

Keywords: Deponieverordnung, Oberflächenabdichtung, Geokunststoffe, Bentonitmatte, Kunststoffdichtungsbahn, Flächenfilter

1 Die Deponieverordnung

Seit Inkrafttreten der Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung) mit dem 1.7.1998 für den Geltungsbereich Deponieoberflächenabdeckungen ist in Anlage 3 / IV. Deponieoberflächenabdeckungen die Art, der Aufbau und der Zeitpunkt der Herstellung der Abdichtung in Abhängigkeit von Deponietyp und -form, der Art der abgelagerten Abfälle und der meteorologischen Verhältnisse im Einzelfall festzulegen. Abweichungen zu vorgeschlagenen Regelaufbauten sind zulässig.

Durch diese Vorgabe sind Behörden, Planer und die Industrie klar aufgefordert, sich für jede anstehende Deponieoberflächenabdeckung mit dem örtlichen Verhältnissen detailliert auseinander zu setzen.

Der Regelaufbau gemäß Deponieverordnung für Reststoff- und Massenabfalldeponien besteht aus bis zu 5 Schichten und ist wie in Abbildung 1 gezeigt aufgebaut.

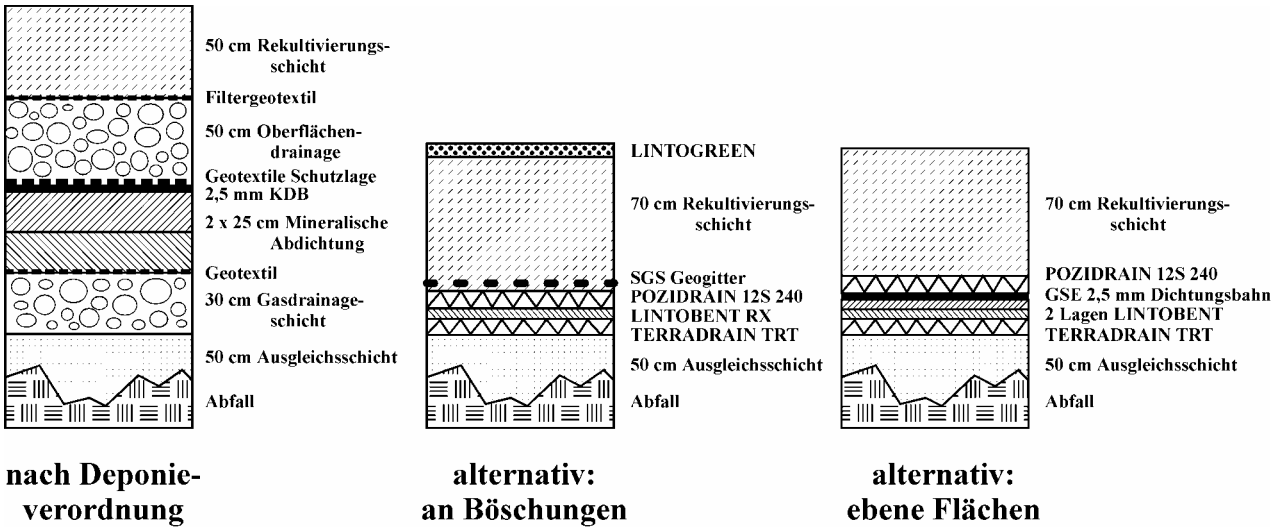


Abbildung 1: Aufbau gemäß Deponieverordnung / Alternative Abdichtungssysteme

Aus diesem vorgeschlagenem Aufbau ergibt sich eine Mindeststärke der Oberflächenabdeckung von > 2,0 m mit einer zusätzlichen Auflast von ca. 40 kN/m² auf den Deponiekörper. Für den Deponiebetreiber bedeutet diese mächtige Abdeckung einen hohen finanziellen Aufwand.

Der Regelaufbau gemäß Deponieverordnung kann sicherlich nur ein Beispiel dafür sein, welche und wie viele Schichten aufzubringen sind, denn es ist damit nicht garantiert, dass so eine dem Stand der Technik entsprechende Oberflächenabdichtung für jede Deponie erreicht wird. Unterschiedliche Setzungsanfälligkeit durch Verrottung der Abfälle und Auflasten auf den Müllkörper führen zu Randbedingungen, welche mit den bodenmechanischen Eigenschaften des Rohplanums einer Basisabdichtung nicht vergleichbar sind.

Bei Oberflächenabdeckungen, ausgeführt in herkömmlicher Schichtenfolge, hat sich gezeigt, dass der geforderte Verdichtungsgrad und die geforderte niedrige Durchlässigkeit von mineralischen Dichtungen in manchen Fällen nur schwer zu erreichen waren.

2 Alternativen zur Deponieverordnung

Aus den Forderungen der Deponieverordnung und den oben skizzierten Problemen hat sich der Einbau eines alternativen Abdichtungssystems in verschiedensten Kombinationen bewährt.

Für die Umsetzung in die Praxis bedeutet dies:

2.1 Mächtigkeit

Die Mächtigkeit des Schichtpaketes reduziert sich von 2,3 m auf eine Dicke von nur 1,2 m und damit die zusätzliche Auflast auf den Deponiekörper.

2.2 Dränage

Gasdränage und Oberflächendränage sind Multifunktionslagen, sind auf die Anforderung DEPONIEART und -FORM zu bemessen und werden in ihrer Konstruktion auf die Randbedingung GRENZFLÄCHEN hin aufgebaut. Dadurch wird die Funktion und Standsicherheit des Systems sichergestellt.

Anhand von Untersuchungen zum Einsatz von Geokunststoffen als Gas- und Oberflächendränage in der Oberflächenabdichtung von Deponien, durchgeführt von Prof. Dr. K. Lieberenz, Ingenieurbüro Gebro / Dresden, wurde für das oben genannte Produkt Terradrain TRT ein detaillierter Nachweis erbracht, dass bei einer anfallenden Gasmenge von 2,0 l/(m²*h) und einem Unterdruck von 30 mbar bei einer Auflast von 25 kPa und der Einbeziehung relevanter Sicherheitsfaktoren eine Gasmenge von 18,9 l/(m²*s) abgesaugt werden kann. Umgelegt auf das Einzugsgebiet eines Gasbrunnens bedeutet dies einen Einzugsradius von > 100 m.

Mit der oben angeführten Untersuchung konnte nachgewiesen werden, dass Terradrain TRT im Verhältnis zu der anfallenden Gasmenge ein bei weitem ausreichend großes Gasableitevermögen besitzt.

Für die Oberflächenentwässerung ist lt. Verordnung ein Flächenfilter mit einer Dicke von 50 cm mit langfristiger hydraulischer Wirksamkeit und Leistungsfähigkeit einzubauen.

Der Einsatz von Kunststoff-Flächenfiltern und die Bemessung der langfristigen hydraulischen Wirksamkeit und Leistungsfähigkeit ist als Stand der Technik anerkannt. Als Grundlage für die Berechnung der Wirksamkeit dienen beispielsweise die Empfehlungen der Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau.

Für die Berechnung der langfristigen Leistungsfähigkeit können die Sicherheitsbeiwerte gem. „GDA Empfehlungen Geotechnik der Deponien und Altlasten“ der DGGT, 3. Auflage 1997 herangezogen werden.

Der Berechnungsalgorithmus umfasst fogende Schritte:

- Nachweis der Filterstabilität mit den Berechnungseigangswerten Boden/Filter
- Einstufung des Bodens nach Körnungsbereichen
- Berechnung der mechanischen Filterstabilität
- Berechnung der hydraulischen Filterstabilität
- Nachweis ausreichender Wassertransmissivität

2.3 Mineralische Dichtung

Bentonitmatten sind vorgefertigte Konstruktionselemente, welche die geforderten Dichtigkeiten auf Grund der Herstellungsart erreichen, weitgehend setzungsunempfindlich sind und auch nach Austrocknung sehr rasch wieder einen hohen Wirkungsgrad bereits bei geringen Mengen an Feuchtigkeit erreichen.

In Hinblick auf das Anforderungsprofil nach der Österreichischen Deponieverordnung wurde bei der Landesgewerbeanstalt Bayern (LGA) eine Begutachtung der Geosynthetischen Tondichtungsmatte Lintobent unter dem Aspekt der Gleichwertigkeit mit der mineralischen Dichtungsschicht einer Oberflächenabdichtungsschicht in Auftrag gegeben.

Durchlässigkeitsversuche ergaben eine 2,4 - bis 3,7- mal bessere Dichtwirkung unter praxisbezogenen hydraulischen Randbedingungen bzw. gegenüber der in der Deponieverordnung vorgeschriebenen Mindestanforderungen (Hydraulischer Gradient i = 30; $k = 1*10^{-9}$m/s).

Durchlässigkeitsversuche an ausgegrabenen Probestücken ergaben in extrem beanspruchten Bereichen, in welchen eine mineralische Dichtung bereits versagte, Durchlässigkeitsbeiwerte von $k = 1x\ 10^{-10}$ m/s.

BRP CONSULT, Beckmann, Ruppert + Partner GmbH, Braunschweig berichtet in seiner Veröffentlichung anlässlich der 5. Informations- und Vortragsveranstaltung über „Kunststoffe in der Geotechnik“ in München, März 1997, dass bei seriöser Planung von Rissbildung in mineralischen Dichtungsschichten zufolge unterschiedlicher Schütthöhen oder unterschiedlicher Steifemoduln der Ablagerungen durch Setzungen ausgegangen werden muss.

Als Problemlösung schlägt BRP Consult vor, durch die richtige Wahl der Dichtmaterialien und/oder durch ausreichenden Feuchtigkeitszutritt das Selbstheilungsvermögen dieser Schichte zu erhalten und/oder empfiehlt den Einsatz geosynthetischer Tondichtungsbahnen.

Als gedankliche Anregung sollte an dieser Stelle nicht versäumt werden, dass es empfehlenswert wäre, die Bentonitmatten oberhalb der Kunststoffdichtungsbahn einzubauen. Damit würde man der mineralischen Dichtschichte eine dauerhafte Funktionsfähigkeit erlauben und nicht nur während der aktiven Phase einer Reaktordeponie oder im Versagensfall der Dichtungsbahn.

Weitere Argumente dafür sind, dass die Bentonitmatte zusätzlichen Schutz für die Dichtungsbahn bietet und dass das zumeist verwendete hochwertige Natriumbentonit lediglich Umwelteinflüssen aus Niederschlagswässern ausgesetzt ist. Auswaschungen kann es bei Bentonitmatten nicht geben, da diese durch die Art der Herstellung erosionsstabil sind. Probleme bezüglich Austrocknen oder Durchwurzelung der mineralischen Schichten sind durch mehrlagigen Einbau und ausreichende Überschüttung bzw. des Einsatzes wurzelfester Bentonitmatten oder Vliesstoffe bereits gelöst.

2.4 Kunststoffdichtungsbahn

Der Einsatz einer flexiblen, setzungsunempfindlichen Kunststoffdichtungsbahn mit hohen mehrachsialen Bruchdehnungen ist zu empfehlen. Die Rohstoffe, wie flexibles VLDPE, und deren Qualität und Verwendbarkeit sind in der ÖNORM S 2073 festgelegt.

2.5 Böschungsneigung

Bei sorgfältiger Abstimmung der Einzelelemente einer alternativen Oberflächenabdichtung kann diese für Böschungsneigungen bis max 1:2 als standfest beurteilt werden. Alle hangabtreibenden Kräfte sollen über reinen Reibungsverbund der Grenzflächen in den Untergrund abgetragen werden. Lediglich Rekultivierungsschichten mit unzureichendem Scherverhalten oder Schichtstärken > 70 cm können den zusätzlichen Einbau von hochzugfesten Geogittern erfordern.

3 Zusammenfassung

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass eine exakte Interpretation der Deponieverordnung bezüglich Deponieoberflächenabdeckungen, wobei die Art, der Aufbau und der Zeitpunkt der Herstellung der Abdichtung in Abhängigkeit von Deponietyp und -form, der Art der abgelagerten Abfälle und der meteorologischen Verhältnisse im Einzelfall festzulegen ist, Abweichungen zu vorgeschlagenen Regelaufbauten zulässt bzw. sogar erfordern.

Mit dem Nachweis der Einhaltung der darin enthaltenen Anforderungen an die Dichtigkeit, mechanische Widerstandsfähigkeit, Beständigkeit und Herstellbarkeit kann für alternative Oberflächenabdeckungssysteme gewährleistet werden, dass Deponien standsicher, ökonomisch und mit dem Stand der Technik entsprechenden höchstmöglichen Sicherheitsanforderungen gebaut werden können.

Autor:
Dipl.-Ing. Georg Fock

SGS Geotechnik Ges.m.b.H.
Museumstr.3
A - 4020 Linz

Tel 0732 / 77 02 14
Fax 0732 / 77 02 144
E-mail: sgs.geotec@ooenet.at

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr		Preis €
1	**Das Wasser (1968)** Kresser W.	vergriffen
2	**Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968)** Breiner, H.	vergriffen
3	**Abwasserreinigung - Grundkurs (1969)** von der Emde, W.	vergriffen
4	**Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969)** 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	**Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970)** 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	**Industrieabwässer (1971)** 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	**Wasser- und Abfallwirtschaft (1972)** 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	**Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972)** Schmidt, F.	vergriffen
9	**Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972)** Pruzsinsky, W. **Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen** Doleisch, M.:	18
10	**1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)**	vergriffen

Band Nr		Preis €
11	**Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972)** Gutknecht, D.	vergriffen
12	**Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973)** 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	**Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972)** von der Emde W., Fleckseder H., Huber L.,Viehl K.	vergriffen
14	**Abfluß - Geschiebe (1973)** 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	**Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1983)** 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	**Praktikum der Kläranlagentechnik (1974)** von der Emde W.	vergriffen
17	**Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974)** Behr, O.:	18
18	**Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung(1975)** 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	**Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976)** 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	10
20	**Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976)** 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	**Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977)** 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	22
22	**Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977)** 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	**Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977)** Baron W., Heindl W., Behr O., Reitinger J.	vergriffen
24	**Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978)** Begert A.	vergriffen

25	**Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwaser (1978)** Kroiss H.	vergriffen
26	**Methoden der hydrologischen Kurzfirstvorhersage (1978)** Gutknecht D.	vergriffen
27	**Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978)** 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978	vergriffen
28	**Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979)** 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979	vergriffen
29	**Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979)** Frischherz H.	vergriffen
30	**Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979)** o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	vergriffen
31	**Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980)** Schügerl W.	vergriffen
32	**Grundwasserwirtschaft (1980)** 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980	25
33	**Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)**	vergriffen
34	**Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980)** 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980	vergriffen
35	**Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980)** Usrael G.	vergriffen
36	**Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980)** Flögl W.	vergriffen
37	**Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980)** Ruider E.	vergriffen
38	**Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981)** Schiller, G.:	vergriffen

Band Nr		Preis €
39	**Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981)** Teil 2	vergriffen
40	**Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981)** 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41	**Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981)** ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	29
42	**Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981)** Kirnbauer R.	22
43	**Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)**	25
44	**Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981)** Teil 3	25
45	**Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982)** ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	29
46	**Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982)** Stalzer W.	vergriffen
47	**Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982)** 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48	**Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982)** Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49	**Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982)** o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50	**Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982)** Teil 4	vergriffen
51	**Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983)** 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen
52	**Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983)** ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen

53	**Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984)** ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	**Sonderabfall und Gewässerschutz (1984)** 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	**Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)**	26
56	**Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985)** ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	**Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985)** ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	**Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985)** 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	**Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985)** Pelikan B.	23
60	**Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)**	16
61	**Gewässerschutz im Wandel der Zeit** **Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985)** Fleckseder, H.	vergriffen
62	**Anaerobe Abwasserreinigung (1985)** Kroiss H.	vergriffen
63	**Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert** **bis 500 Einwohnergleichwerte (1985)** Begert A.	vergriffen
64	**Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986)** ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	**Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986)** 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	**Aussprachesemina r Grundwasserschutz in Österreich (1986)** ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	29
67	**Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)**	vergriffen

68 **Zur mathematischen Modellierung der Abflußentstehung an Hängen (1986)**
Schmid B.H. 22

69 **Nitrifikation - Denitrifikation (1987)**
ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987 vergriffen

70 **Flußbau und Fischerei (1987)**
vergriffen

71 **Wasserversorgungung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987)**
22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987 vergriffen

72 **Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987)**
Wurzer E. vergriffen

73 **Anaerobe Abwasserreinigung**
Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988)
ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988 vergriffen

74 **Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)**
22

75 **Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988)**
ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988 vergriffen

76 **Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988)**
23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988 vergriffen

77 **Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)**
vergriffen

78 **Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988)**
Nachtnebel, H.P. 25

79 **Hydraulik offener Gerinne (1989)**
Symposium, 1989 vergriffen

80 **Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung**
im Gießgang Greifenstein (1988)
Jungwirth M., Schmutz S. vergriffen

81 **Biologische Abwasserreinigung (1989)**
ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien vergriffen

82 **Klärschlammentsorgung (1989)**
24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989 vergriffen

83	**Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990)** 2. Symposium	18
84	**Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989)** ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	29
85	**Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989)** Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	18
86	**Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989)** Summer W.	25
87	**Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990)** 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88	**Revitalisierung von Fließgewässern (1990)** Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89	**Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990)** Teil 9	vergriffen
90	**A Study on Kinematic Cascades (1990)** Schmid B.H.	18
91	**Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990)** Blöschl G.	18
92	**Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990)** Blaschke A.P.	nicht erschienen
93	**Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990)** Fürst J.	18
94	**Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990)** Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	18
95	**Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991)** Svardal K.	22

96	**EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991)** ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	29
97	**Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991)** ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	25
98	**Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991)** 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	36
99	**Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991)** ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	22
100	**Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992)** ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	**Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992)** Pelikan B.	18
102	**Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992)** Behr O.	i.V.
103	**Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992)** 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	36
104	**Virus Contamination of the Environment (1992)** Methods and Control	vergriffen
105	**Fließgewässer und ihre Ökologie (1993)** ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	22
106	**Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992)** Mader H.	22
107	**Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992)** Vorträge anläßlich der UTEC 1992	29
108	**Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992)** Vorträge anläßlich der UTEC 1992	29
109	**Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994)** Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V.

110 **Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993)**
ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien 36

111 **Wasserreserven in Österreich -**
Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993)
28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993 vergriffen

112 **Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)**
18

113 **Wasserkraft ()**
O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anläßlich seiner Emeritierung vergriffen

114 **Klärwärter-Grundkurs (1994)**
2. Auflage 1994 vergriffen

115 **Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren (1994)**
Urban W.
ISBN 3-85234-001-2 22

116 **Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen**
für den Gewässerschutz (1994)
ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien
ISBN 3-85234-002-0 25

117 **Abwasserreinigungskonzepte -**
Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995)
ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien
ISBN 3-85234-003-9 25

118 **3 Jahre WRG-Novelle (1994)**
29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994
ISBN 3-85234-004-7 19

119 **Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994)**
anläßlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg vergriffen

120 **Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994)**
Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994
ISBN 3-85234-010-1 32

121 **Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996)**
ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien
ISBN 3-85234-011-X 29

122 Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994)
Kupfersberger H. 18

123 Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994)
Holzmann, H. 22

124 Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995)
ÖWAV-Seminar, BOKU Wien
ISBN 3-85234-014-4 22

125 Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995)
ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien
ISBN 3-85234-015-2 32

126 Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995)
30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995
ISBN 3-85234-016-0 29

127 Alte und neue Summenparameter (1995)
ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien
ISBN 3-85234-017-9 29

128 Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995)
4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter
ISBN 3-85234-019-5 0

129 Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996)
ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien
ISBN 3-85234-020-9 vergriffen

130 Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996)
31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996
ISBN 3-85234-021-7 36

131 Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996)
ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien
ISBN 3-85234-022-5 29

132 **Scale and Scaling in Hydrology (1996)**
Blöschl G.
ISBN 3-85234-023-3 vergriffen

133 **Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996)**
Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes
ISBN 3-85234-024-0 12

134 **Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996)**
Frey W.
ISBN 3-85234-025-X 22

135 **Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996)**
Nowak O.
ISBN 3-85234-026-8 36

136 **1. Wassertechnisches Seminar (1996)**
Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung
ISBN 3-85234-027-6 i.V.

137 **Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997)**
ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien
ISBN 3-85234-028-4 32

138 **Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997)**
Schweighofer P.
ISBN 3-85234-029-2 25

139 **Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997)**
Prendl L.
ISBN 3-85234-030-6 22

140 **Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997)**
Franz A.
ISBN 3-85234-031-4 25

141 **Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997)**
ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien
ISBN 3-85234-032-2 36

142	**Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997)** Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0	18
143	**Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997)** Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9	22
144	**Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997)** Habersack H. ISBN 3-85234-035-7	29
145	**Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998)** ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5	vergriffen
146	**2. Wassertechnisches Seminar (1998)** Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3	i.V.
147	**Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998)** 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1	36
148	**Grundwasserdynamik (1998)** ISBN 3-85234-039-C	36
149	**Die Tradition in der Kulturtechnik (1998)** Kastanek F. **Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998)** Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4	22
150	**Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998)** Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1	36
151	**Experiences with soil erotion models (1998)** ISBN 3-85234-042-X	29

152 Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998)
Dornhofer K.
ISBN 3-85234-043-8 25

153 Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998)
ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien
ISBN 3-58234-044-6 vergriffen

154 Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998)
ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien
ISBN 3-8523-045-4 29

155 Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donauraum (1999)
ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien
ISBN 3-85234-046-2 32

156 Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999)
UV-Seminar 1998, Duisburg
ISBN 3-85234-047-0 22

157 Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999)
Zessner M.
ISBN 3-85234-048-9 25

158 Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999)
Rechberger H.
ISBN 3-85234-049-7 vergriffen

159 Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000)
ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien
ISBN 3-85234-050-0 22

160 Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000)
Hebenstreit K.
ISBN 3-85234-051-9 25

161 Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000)
Präsentation eines Forschungsprojektes
ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien
ISBN 3-85234-052-7 vergriffen

162 Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf Reaktordeponien (2000)
ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien
ISBN 3-85234-053-5 25

163 Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000)
ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein
ISBN 3-85234-054-3 25

164 Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000)
ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien
ISBN 3-85234-055-1 i.V.

165 Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000)
Habersack, H. / Mayr, P. / Girlinger, R. / Schneglberger, St.
ISBN 3-85234-056-x 25

166 Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001)
ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien
ISBN 3-85234-057-8 40

167 Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen (2001)
Laber J.
ISBN 3-85234-058-6 25

168 Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001)
ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien.
ISBN 3-85234-059-4 29

169 Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands (Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001)
Langergraber G.
ISBN 3-85234-060-8 25

170 Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001)
Bogner
ISBN 3-85234-061-6 i.V.

171 Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001)
ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien
ISBN 3-85234-062-4 25

172 Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002)
Nikolavcic B.
ISBN 3-85234-063-2 i.V.

173 Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002)
Moser D.
ISBN 3-85234-064-0 i.V.

174 Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002)
Fenz R.
ISBN 3-85234-065-9 i.V.

175 Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002)
Kreuzinger N.
ISBN 3-85234-066-7 i.V.

176 Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002)
ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien
ISBN 3-85234-067-5 30

177 Klärschlamm (2002)
Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004
ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich
Schlammbehandlung und Entsorgung
ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien
ISBN 3-85234-068-3 30

Die Bände sind zu beziehen bei:

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177

Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft
der Technischen Universität Wien
Karlsplatz 13, A-1040 Wien

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 160, 165, 167, 169

Institut für Wasservorsorge, Gewässerökologie und Abfallwirtschaft
der Universität für Bodenkultur,
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft
der Universität für Bodenkultur
Muthgasse 18, A-1190 Wien

Band: 119, 149, 151, 170