

Barbara-Gespräche Payerbach 1998	Band 5	"Abfallentsorgung aus erdwissenschaftlicher Sicht" "Klima - Entwicklung"	Seite 25 - 56 Abb. 1 - 16	Payerbach 2001
-------------------------------------	--------	---	------------------------------	-------------------

BARBARA-GESPRÄCHE

Payerbach 1998

Untersuchungen zur Wirksamkeit von
Deponiebasisabdichtungssystemen im Hinblick auf den
Grundwasserschutz

W. ENTENMANN



Payerbach,
18. September 1998

INHALT

Zusammenfassung	27
1 Einleitung	28
2 Derzeitiger Stand der Deponietechnik	31
2.1 Sicherungseinrichtungen	31
2.2 Deponien mit Basisdichtungen	32
3 Gefährdungspotential für das Grundwasser	32
4 Erfahrungen aus dem Betrieb und der Überwachung gedichteter Deponien	34
5 Abschätzung der Langzeitsicherheit betriebener Deponien	34
5.1 Untersuchungsmethoden	34
5.2 Regionalgeologischer Rahmen	35
5.3 Fallbeispiel Deponie Neu Wulmstorf	35
5.3.1 Deponiebasisdichtung	36
5.3.2 Entwässerungsschicht	37
5.4 Fallbeispiel Deponie Varel-Hohenberge	38
5.5 Fallbeispiel Deponie Wesermarsch-Mitte	40
5.6 Fallbeispiel Deponie Hahn-Lehmden	42
5.7 Fallbeispiel Altablagerung Lübeck	42
6 Retentions- und Retardationsvermögen bindiger Schichten	42
7 Zusammenfassende Bewertung	48
7.1 Erforderliche Zeitdauer der Funktionsfähigkeit des Basisdichtungssystems	48
7.2 Basisdichtung und Technische Barriere	50
7.3 Entwässerung und Müllkörper	52
7.4 Oberflächenabdichtung	53
7.5 Diskussion der Gesamt-Langzeitsicherheit von Deponien	53
Literatur	54

Anschrift des Verfassers:

Dr. W. ENTENMANN

IGB Ingenieurbüro für Grundbau, Bodenmechanik und Umwelttechnik

Heinrich Hertz Straße 116

D-22083 Hamburg

Untersuchungen zur Wirksamkeit von Deponiebasisabdichtungssystemen im Hinblick auf den Grundwasserschutz

W. ENTENMANN

Zusammenfassung

Zum Schutz des Grundwassers vor Schadstoffeinträgen aus Deponien sind Basisabdichtungssysteme, bestehend aus Dichtungsschichten und Entwässerungsschicht vorgesehen. Erfahrungen mit einfachen Basisdichtungen liegen seit etwa 25 Jahren, mit Kombidichtungen seit über 15 Jahren vor. Anhand von Fallbeispielen aus der Praxis wird untersucht, ob diese Basisabdichtungssysteme ihrem Anspruch an den Grundwasserschutz genügen. Dabei werden Ergebnisse von Untersuchungen an einer nachträglich freigelegten Basisdichtung einer Hausmülldeponie sowie Ergebnisse von Untersuchungen des Verhaltens natürlicher Schichten unterhalb von Deponien aus der hydrogeologischen Überwachung ausgewertet.

Entscheidend bei der Frage nach der Langzeitsicherheit ist die Art der Deponie: Über das Verhalten der Reaktordeponie mit und ohne Basisdichtung liegen mittlerweile Ergebnisse aus einem ausreichend langen Beobachtungszeitraum vor; das zukünftige Verhalten von Reststoffdeponien kann mangels Daten bislang nur unzureichend abgeschätzt werden.

Die Untersuchungsergebnisse der Praxisbeispiele ergaben unter Berücksichtigung der publizierten Ergebnisse von ähnlichen Standorten sowie von Laboruntersuchungen zusammengefaßt:

Die Basisdichtung wird sehr aufwendig hergestellt und konnte der Fremdüberwachung zufolge vor Ort durchgängig als qualitativ hochwertig festgestellt werden. Hinsichtlich des Grundwasserschutzes kommt der Dichtungs-

schicht jedoch bei weitem nicht der Stellenwert zu, den die aufwendige Herstellung vermuten läßt. Das schwächste Glied ist die Basisdrainage, nach deren Versagen auch die Dichtungsschicht unwirksam ist.

Mit einer Verockerung der Basisdrainage ist - trotz inzwischen sehr großzügiger Dimensionierung - innerhalb des Zeitraums, in dem kontaminiertes Sickerwasser anfällt, zu rechnen.

Hinzu kommt, daß die Sickerwasserklärung anfällig ist und daß im hier beschriebenen regionalen Umfeld, der Norddeutschen Tiefebene, die Deponien überwiegend nicht im Freispiegelgefälle entwässern.

Dem Anspruch der TA Siedlungsabfall nach einer Endlagerung von Abfällen mit geringem Nachsorgeaufwand wird bei dem bis zum Jahre 2005 zugelassenen Deponiekonzept, einer Reaktordeponie mit Basisdichtung, nicht entsprochen; sie stellt eine Sicherungsmaßnahme auf Zeit dar.

Positiv auf das Emissionsverhalten wird sich die zunehmende Schadstoffentfrachtung der abgelagerten Abfälle auswirken. Ein vielversprechender Ansatz ist ferner die Vermeidung der Entstehung von Sickerwasser durch Anlage eines sehr gering durchlässigen Müllkörpers, nicht durch Oberflächenabdichtung, denn auch dieses technische Sicherungssystem ist nur auf Zeit wirksam. Inwiefern die für die Zeit nach 2005 vorgesehenen Reststoffdeponien den erwünschten Erfolg erbringen, ist noch durch intensive Untersuchungen der Langzeitbeständigkeit der Reststoffe zu prüfen.

1 Einleitung

Zum Schutz des Grundwassers vor Kontamination durch schädliche Inhaltsstoffe des Deponiesickerwassers werden moderne Deponien mit einem Deponiebasisabdichtungssystem versehen, das aus Dichtungsschichten und einer darüber liegenden Flächendränage besteht. Mit

vorliegendem Aufsatz werden Erfahrungen mit Dichtungssystemen aus der Praxis vorgestellt. Dabei wird vorrangig auf Hausmülldeponien eingegangen und es werden ausschließlich Standorte auf pleistozänen Lockergesteinen Nordwestdeutschlands beschrieben, deren Lage in Abb. 1 dargestellt ist.

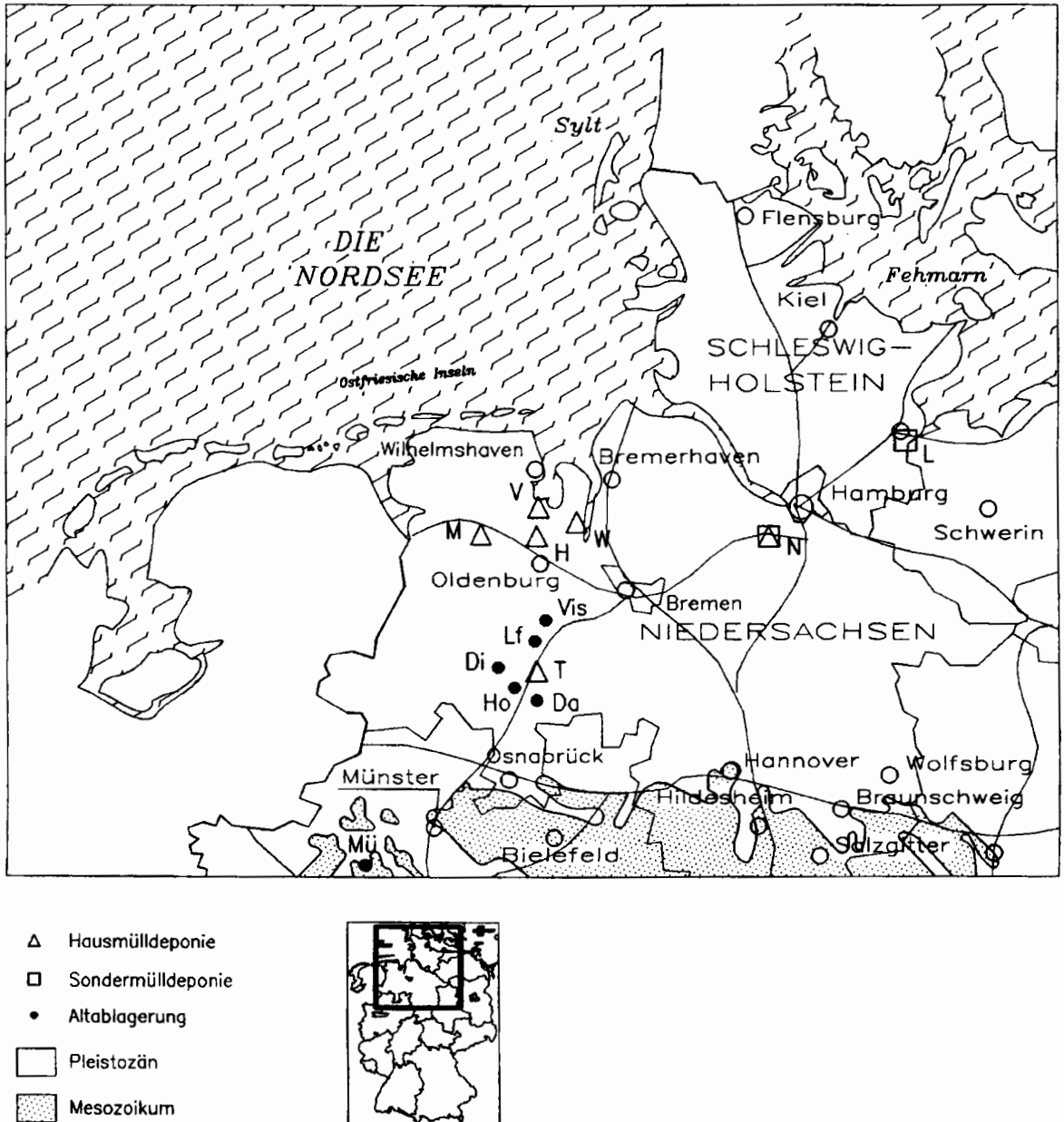


Abb. 1: Lage untersuchter Deponien und Altablagerungen in Nordwestdeutschland

Während in den 50er und 60er Jahren sowohl Hausmüll als auch gewerbliche Abfälle und Sonderabfälle in kleineren ungedichteten Deponien dezentral eingelagert wurden, erfolgte in den 70er Jahren eine Deponierung des Hausmülls in ebenfalls ungedichteten, jedoch sehr viel größeren Zentraldeponien. In dieser Zeit wurden die ersten Deponien mit Basisdichtungen versehen, jedoch nur sehr vereinzelt oder bei einem erheblichen Gefährdungspotential, resultierend aus Sonderabfällen. In den 80er Jahren waren diese Dichtungssysteme dann ausgereift und wurden standardmäßig eingesetzt. Erst in den 90er Jahren wurde das Dich-

tungssystem dann in der TA ABFALL (1991) für Sonderabfalldeponien und in der TA SIEDLUNGSABFALL (1993) für Hausmülldeponien behördlich festgelegt.

Wesentliche Aussage der TA SIEDLUNGSABFALL ist jedoch die Forderung nach einer Deponierung vorbehandelter Abfälle. Die bislang gepflegte Praxis der Deponierung unbehandelter Abfälle und der damit verbundene Betrieb einer Reaktordeponie mit erheblicher Gasproduktion wird in einer Ausnahmeregelung lediglich bis zum Jahre 2005 zugelassen.

Tabelle 1: Zusammenstellung untersuchter Deponien und Altablagerungen mit kennzeichnenden Eigenschaften

Zuordnung	Hausmüll Zentraldeponie					Altablagerung Hausmüll			
	We	Va	Ma	Ton	H	Da 03	Ho 01	Ho 02	Vis
Deponie									
Betriebsbeginn [vor a]	24	23	24	23	25	27	38	38	33
Einlagerungsende [vor a]	2	5	6	12	15	19	19	19	21
Fläche [ha]	10	10	9	8	5	1,4	1,2	0,8	1,3
Kubatur [1000 m ³]	900	900	1000	1100	300	185	40	8	38
Rekultivierung (Stand 1998)	Abdi	Mb	Abdi	Abde	Abde	Abde	Abde	Abde	Abde
Sickerwasserbelastung - Trend	↑→	↑	→	↑	↓	→	?	?	?
Gasemission - Trend	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
N ₂ [Vol.-%]		14,8			74,9	80,1	78,2	77,0	72,1
O ₂ [Vol.-%]		3,1			8,2	3,4	16,5	20,7	2,3
CH ₄ [Vol.-%]		49,3			2,3	6,1	n.n.	n.n.	8,2
CO ₂ [Vol.-%]		35,4			14,6	10,4	5,3	2,3	17,4

Mb - Mutterboden, Abdi - Oberflächenabdichtung, Abde - Oberflächenabdeckung

Im folgenden ist daher bei Hausmüllablagerungen zu unterscheiden zwischen

- Altablagerungen ohne Basisdichtungen mit geringer Abfallkubatur. Aufgrund ihrer frühen Entstehung enthalten sie noch überwiegend nur wenig toxische Stoffe. Ihr organischer Inhalt ist schon in einem fortgeschrittenen Stadium der Zersetzung, die Gasbildung nach nunmehr über 30 Jahren seit Ablagerungsende in der Schlußphase.
- Zentraldeponien mit erheblichem Schadstoffinventar ohne Basisdichtung.
- heutigen Zentraldeponien mit erheblichem Schadstoffinventar, jedoch mit Basisdichtungen, teilweise in jüngster Zeit schon partienweise durch Mülltrennung schadstoffentfrachtet.
- zukünftigen, durch Mülltrennung schadstoffentfrachteten und durch Vorbehandlung im organischen Gehalt erheblich reduzierten Deponien.

Eine Auswahl eingehend untersuchter Deponien und Altablagerungen ist in Tabelle 1, ihre Lage in Abb. 1 dargestellt. Die dort aufgeführten Untersuchungsergebnisse zum Deponi-

einhalten und zur Gasbildung belegen die oben gemachten Aussagen.

Die TA SIEDLUNGSABFALL legt sehr weitgehende Ziele fest, die es hinsichtlich der dauerhaften Sicherung des Müllkörpers zu erreichen gilt:

Ausgehend von der Erfahrung, daß die bisher gepflegte Abfallentsorgung ohne ausreichende Sicherungseinrichtungen zu erheblichen Aufwendungen bei der später notwendigen Untersuchung ihres Emissionsverhaltens und in einigen Fällen zu erheblichen Grundwasserschäden geführt hat, wird nunmehr angestrebt, daß Entsorgungsprobleme zum Zeitpunkt ihrer Entstehung und nicht in späteren Zeiten zu lösen sind. Dabei wird jedoch nach wie vor zumindest als eine Teilkomponente des Entsorgungskonzeptes auf die Deponierung gesetzt.

Deponien als Ingenieurbauwerke sollen dabei „Bauwerke für die Ewigkeit“ sein.

Da dies ein Widerspruch in sich ist, wird auf die Erfordernis einer nur kurzen Nachsorgezeit gesetzt, in der die Reaktionen im Deponiekörper so weit abgelaufen sind, daß die Alterung des Bauwerks Deponie keine Auswirkung mehr auf mögliche Emissionen haben soll.

Dieses Konzept gilt es kritisch zu hinterfragen. Einen wesentlichen Untersuchungsgegenstand müssen daher zusätzlich zu den in großer Zahl vorliegenden Laborversuchsergebnissen Praxiserfahrungen und Untersuchungen in-situ darstellen, die - ohne Maßstabsproblem - eine Abschätzung und Extrapolation in die Zukunft zulassen. Dabei ist jedoch anhand des Zeitrahmens, innerhalb dem die TA SIEDLUNGSABFALL umgesetzt wird, zu differenzieren:

Für den Zeitraum bis 2005 werden weiterhin (STEGMANN & EHRIG 1980) basisgedichtete Reaktordeponien betrieben, deren kennzeichnendes Element eine langandauernde Umsetzung organischer Substanz ist.

Erfahrungen aus dem Betrieb solcher Deponien liegen seit etwa 15 Jahren vor. Grundsätzlich sind sie langfristig dahingehend zu beurteilen, ob die aktiven technischen Sicherungseinrichtungen, die Technische Barriere, die Basisdichtung, die Basisdrainage und die Oberflächenabdichtung, in der Lage sind, langfristig

eine Sickerwasseremission zu verhindern oder auf ein akzeptables Maß zu begrenzen. Wesentlich dabei ist jedoch die Frage, ob die diesem Konzept zugrundeliegende Annahme eines Rückgangs der Schadstoffgehalte im Sickerwasser innerhalb weniger Jahrzehnte zutreffend ist.

Für die Zeit nach 2005 sind ausschließlich Deponien vorgesehen, deren Inhalt einer Vorbehandlung unterzogen wurde, mit der eine erhebliche Abnahme der Reaktivität der abzulagernden Stoffe angestrebt wird, um geringe Schadstofffrachten im Sickerwasser und eine reduzierte Gasbildung zu erreichen. Nach Ansicht des Gesetzgebers muß dies nach derzeitigem Stand der Technik eine Verbrennung sein (ANONYMUS 1998). Wesentliches Kriterium zur Prüfung ist der organische Gehalt, der auf 5 Masseprozent begrenzt wurde. Dieser Grenzwert ist umstritten, vgl. z. B. BRÖKER et al. (1998), da mit ihm keineswegs die Reaktivität der abgelagerten Stoffe beschrieben werden kann. Eine Änderung der TA SIEDLUNGSABFALL in diesem Punkt ist zu erwarten, (vgl. BILITEWSKI 1998).

Wesentliches Kriterium für die Langzeitbewertung derartiger Deponien ist die Fragestellung, wie sich die abgelagerten "inertisierten" Stoffe langfristig verhalten. Dabei spielt nach Ansicht des Verfassers nicht so sehr die chemische Beständigkeit eine Rolle, die derzeit überwiegend durch Eluat-Versuche (BILITEWSKI 1998) abgeschätzt wird, sondern insbesondere die mineralogische Stabilität der entstehenden Aschen und Schlacken, vgl. auch ZEVENBERGEN et al. (1995) und JOHNSON (1993).

Die Ziele der TA SIEDLUNGSABFALL sollen durch ein Mehrbarriersystem (STIEF 1986) gewährleistet werden, bestehend aus einem günstigen Standort, einer Abdichtung, einer günstigen Einbautechnik und durch Ablagerung gering belasteten Abfalls. Obwohl Deponien mit einfachen Basisdichtungen nunmehr schon seit über 25 Jahren und mit Kombidichtungen seit über 15 Jahren in Betrieb stehen, sind wissenschaftlich fundierte Aussagen über die erreichte Wirksamkeit dieser Basisdichtungen im Hinblick auf den angestrebten Grundwasserschutz noch nicht verfügbar. Dies resultiert aus

der Schwierigkeit, die Basisdichtung in-situ effektiv zu überwachen.

Mit vorliegender Untersuchung soll ein Beitrag zu dieser Fragestellung aus unserer Praxis geleistet werden. Sie soll einer Abschätzung dienen, ob die unter anderem in der TA SIEDLUNGSABFALL formulierten Ziele eines langfristigen Grundwasserschutzes erreicht und die Sicherheit der nach dem derzeitigen Stand der Technik ausgeführten Deponien auch langfristig gewährleistet werden können. Dazu werden Erfahrungen aus dem Betrieb moderner Deponien und die Ergebnisse von Untersuchungen an älteren Deponien mitgeteilt.

2 Derzeitiger Stand der Deponietechnik

Die TA SIEDLUNGSABFALL sieht sowohl für den Zeitraum bis 2005 als auch für den danach eine Deponierung von Hausmüll vor, wobei jedoch nach dem Jahre 2005 eine Vorbehandlung zwingend erforderlich ist.

Soweit es derzeit am Markt ablesbar ist, wird dies auf eine überwiegende Verbrennung des Mülls und eine anschließende Deponierung der Verbrennungaschen und -schlacken hinauslaufen, sofern der Widerstand des Gesetzgebers gegen die mechanisch-biologische Vorbehandlung aufrecht erhalten bleibt, ANONYMUS (1998).

Schon derzeit wird durch Sortierung beim Müllerzeuger eine erhebliche Schadstoffentfrachtung gegenüber der früher gängigen Praxis der Deponierung gänzlich unsortierten Mülls gewährleistet. Weiterhin haben die entsorgungspflichtigen Gebietskörperschaften die gewerblichen Kunden weitgehend verloren, so daß nunmehr auf Siedlungsabfalldeponien weitgehend einheitlicher Hausmüll abgelagert wird.

2.1 Sicherungseinrichtungen

Unabhängig von einer derzeit noch nicht zwingend notwendigen Vorbehandlung sieht die TA SIEDLUNGSABFALL mehrere Sicherungssysteme vor, von denen das wichtigste das Basisabdichtungssystem ist.

Abb. 2 zeigt einen Systemschnitt durch das Basisabdichtungssystem der schon vor der Verabschiedung der TA SIEDLUNGSABFALL, jedoch in Anlehnung an die zu erwartenden Regelungen gebauten Erweiterungsfläche der Deponie Varel-Hohenberge. Danach besteht das Basisabdichtungssystem aus mineralischer Dichtungsschicht mit aufliegender Kunststoffdichtungsbahn und der Entwässerungsschicht, die nur zusammen eine funktionsfähige Einheit bilden.

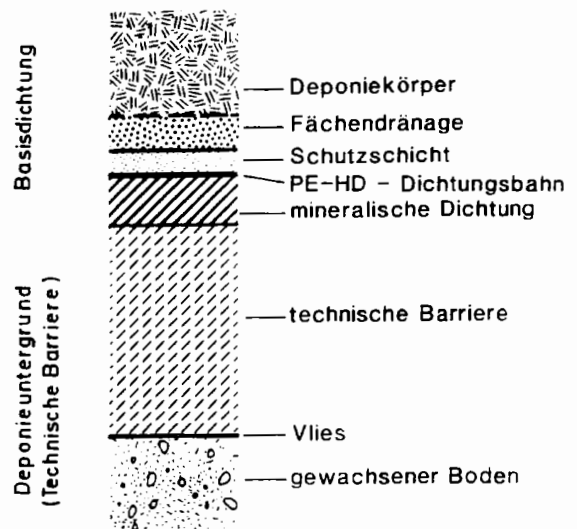


Abb. 2: Systemschnitt durch das 1989 ausgeführte Basisabdichtungssystem des Erweiterungsabschnittes der Deponie Varel-Hohenberge

Bei den im vorliegenden Aufsatz dargestellten Deponien ist es die Regel, daß der eigentlich geforderte geologisch günstige Untergrund (MU 1991, Standorterlaß Niedersachsen) nicht vorhanden ist und daher durch eine „Technische Barriere“ ersetzt werden muß. Es kann davon ausgegangen werden, daß auch zukünftige Deponieerweiterungen, sofern sie nach Verfüllung der derzeit bestehenden erheblichen Überkapazitäten wieder notwendig werden sollten, auch dann vorrangig an von der Bevölkerung „akzeptierten“ und nicht an geologisch

günstigen Standorten eingerichtet werden. Das muß schon allein deshalb so sein, weil insgesamt nur eine sehr geringe Fläche der Bundesländer überhaupt das Prädikat "günstiger Standort für eine Deponie" verdient. DÖRHÖFER (1997) gibt für Niedersachsen 1 % an. Daß dort jeweils ausgerechnet alle anderen Standortfaktoren passen, ist sehr unwahrscheinlich.

Von Bedeutung für die Beurteilung der in der Norddeutschen Tiefebene eingerichteten Deponien ist ferner, daß üblicher Weise mangels Gefälle - nicht wie gefordert die Deponien im Freispiegelgefälle entwässern - sondern das Sickerwasser dauerhaft mit Pumpen gehoben werden muß. Damit ist die zentrale Fragestellung, wie lange schadstoffhaltiges Sickerwasser anfällt.

2.2 Deponien mit Basisdichtungen

Aussagen über die langfristige Funktionsfähigkeit von Basisabdichtungssystemen lassen sich aus einigen unserer Praxis-beispiele ableiten, die im Abschnitt 5 beschrieben sind.

Unsere Erfahrungen stützen sich auf Untersuchungen einer Vielzahl von Haus- und Sondermülldeponien, jeweils entsprechend ihres Alters sehr unterschiedlichen technischen Entwicklungsstandes. Die Zuverlässigkeit der Herstellung des technischen Systems steht außer Frage: Im Rahmen unserer Tätigkeit in der Eigen- und Fremdüberwachung an Erweiterungsabschnitten der hier vorgestellten und einer Vielzahl weiterer Deponien im Regierungsbezirk Weser-Ems konnte ein sehr hoher Qualitätsstandard stets nachgewiesen werden.

Die direkte Untersuchung eines Basisabdichtungssystemes im Betrieb ist nicht möglich, da es der direkten Beobachtung nicht zugänglich ist und alle Meßeinrichtungen zu dessen Überwachung, wie Grundwassermeßstellen, nur indirekt und mit sehr geringer Signifikanz auf die dauerhafte Funktionsfähigkeit schließen lassen.

Weiterhin gibt es nur wenige Beispiele, bei denen eine nachträgliche Aufgrabung nach einer gewissen Betriebszeit durchgeführt wurde

(DÜLLMANN et al. 1989, SCHNEIDER 1992, ENTENMANN 1996). Bei den hier beschriebenen Untersuchungsergebnissen von der Deponie Neu Wulmstorf war dies der Fall. Dort bestand die seltene Gelegenheit eine Deponiebasisdichtung nach 10jährigem Betrieb im Anschluß an eine Aufgrabung zu untersuchen.

Daneben stehen lediglich Untersuchungsergebnisse aus der langjährigen Deponieüberwachung älterer Deponien zur Verfügung. Deren Auswertung liefert gegebenenfalls eine Abschätzung der Wirksamkeit natürlicher Dichtungs- und Dränageschichten und kann damit indirekt Rückschlüsse auf künstlich hergestellte Basisabdichtungssysteme zulassen.

3 Gefährdungspotential für das Grundwasser

Hausmülldeponien stellen aufgrund der im Deponiesickerwasser vorhandenen grundwassergefährdenden Bestandteile ein Gefährdungspotential für das Grundwasser dar (ENTENMANN 1993). Inwiefern diese mögliche Gefährdung des Grundwassers in eine tatsächliche Gefährdung mündet oder einen Schaden verursacht, ist von vielen Einflußfaktoren abhängig, vorwiegend vom hydrogeologischen Untergundaufbau, die es in der Gefährdungsabschätzung abzuklären gilt. In Niedersachsen wurden Ende der 80er bis Anfang der 90er Jahre die meisten betriebenen, bzw. noch nicht stillgelegten Deponien einer intensiven Gefährdungsabschätzung unterzogen (vgl. Tabelle 2). Eine ausführliche Darstellung erfährt dieses Thema bei ENTENMANN (1998). Diese Untersuchungen haben dazu geführt, daß die tatsächliche Gefährdung, die von Hausmülldeponien ausgeht, sehr viel besser beurteilt werden kann, als es früher der Fall war.

Grundsätzlich muß die Grundfläche der Deponie als Ausschlußfläche für jegliche Folgenutzung des Deponieuntergrundes und insbesondere der darin befindlichen Aquifere gelten. Inwiefern jedoch der Abstrombereich beeinträchtigt wird, hängt maßgeblich von der hydrogeologischen Gesamtsituation ab. Der dort beeinflusste Bereich beträgt überwiegend nur

Tabelle 2: Gefährdungspotential ausgewählter Deponien und Altablagerungen

Zuordnung	Zentraldeponie							Altablagerung Hausmüll			
	Hausmüll				Sondermüll						
Deponie	We	Va	Ma	Ton	H	N	L	Da 03	Ho 01	Ho 02	Vis
Zeitraum nach Betriebsbeginn [a]	24	23	24	23	25	16	50	27	38	38	33
Kontaminierte Gesamtfläche [ha]	10	10	9	8	5	-	0,8	1,4	1,2	0,8	1,3
Abstrombereich [ha]	1,2	2,5	0,3	10	0,25	-	1,0	> 2	< 0,1	< 0,01	< 0,1
Länge der Schadstoffahne [m]	20	75	15	400	10	> 100	50	> 100	< 20	< 5	< 20
Begrenzung V: Vorfluter k: keine t: teilweise	t	t	V	k	t	k	V	k	k	k	k
Sickerwasseremission [% von Versickerung]	20	50	50	100	< 30	-	100	100	100	100	100
Gefährdetes Schutzgut GW: Grundwasser OFW: Oberflächenwasser	GW	GW OFW	OFW	GW	GW OFW	GW OFW	OFW	GW	GW	GW	GW

einen Bruchteil der Fläche der Deponie, kann jedoch in Einzelfällen nach einigen Jahrzehnten der Existenz der Deponie auch die Fläche des Deponieuntergrundes überschreiten (ENTENMANN 1999).

Hinsichtlich der Schadstoffbelastung des Grundwassers im Abstrombereich gilt für die hier untersuchten Deponien auf pleistozänen Böden mit überwiegend gutem und selbst in den sandigen Schichten mit mittlerem Retardationsvermögen: Die Hauptbelastung bilden Salzfrachten und die organischen Abbaustoffe sowie das Ammonium. Schwermetalle treten sehr unregelmäßig auf. Lediglich die geringer

retardierbaren Metalle können bei geringen Ton- und Schluffgehalten der Grundwasserleiter auch in größerem Abstand als 50 m von der Deponie festgestellt werden. Vorrangig Arsen, Nickel und Zink werden in signifikanten Konzentrationen festgestellt. Organochlorverbindungen werden zwar mit dem Sickerwasser in erheblicher Konzentration ins Grundwasser überführt, was die hohen AOX-Werte belegen, eine Identifikation der Einzelstoffe ist jedoch häufig sehr schwierig. Chlorierte Kohlenwasserstoffe als Einzelstoffe werden im Grundwasserabstrom meist nur in sehr geringen Konzentrationen und nur im Nahfeld gemessen.

4 Erfahrungen aus dem Betrieb und der Überwachung gedichteter Deponien

Mittlerweile steht ein Zeitraum von über 15 Jahren zur Verfügung, in dem moderne basisgedichtete Deponien betrieben werden. Grundsätzlich kann aufgrund von eigenen Erfahrungswerten ausgesagt werden, daß die Basisdichtung bei guter bautechnischer Ausführung ein sehr robustes Bauelement darstellt und bislang bei den vorgestellten Fällen noch keinerlei Grund zur Beanstandung geliefert hat.

Probleme im Betrieb traten dagegen bei folgenden Einrichtungen auf:

- Baubedingte Deformationen von Dränrohren im Flächenfilter
- undichte Durchdringungsbauwerke
- zeitweiliger Sickerwassereinstau wegen Pumpenausfalls
- längerfristiger Sickerwassereinstau wegen Versagens der Kläranlage
- Sickerwasserverlust an defekten Transportleitungen außerhalb des basisgedichteten Bereiches
- Sickerwasserverluste im Bereich der Kläranlage.

5 Abschätzungen zur Langzeitsicherheit betriebener Deponien

Ziel der Untersuchungen war die Abschätzung, ob von einer langfristigen Wirksamkeit des Deponiebasisabdichtungssystems, bestehend aus Dichtungsschichten und Entwässerungsschicht, ausgegangen werden kann. Untersuchungsgegenstand ist daher die zeitliche Entwicklung der Durchlässigkeit der Dichtungsschicht, hier der mineralischen Dichtung. Ein weiterer Gesichtspunkt ist die Beständigkeit der mineralischen Dichtung, beschrieben durch bodenmechanische und mineralogische Parameter. Für den Fall, daß eine, wenn auch geringe Durchströmung der mineralischen Dichtungsschicht stattfindet, z. B. im Falle

einer Schadstelle in der Kunststoffdichtungsbahn, ist zusätzlich von Bedeutung, welches Retentionspotential die mineralische Dichtungsschicht und die Technische Barriere aufweisen.

Entscheidend für die Langzeitsicherheit der Deponie ist jedoch die Gewährleistung eines freien Durchflusses im Flächenfilter, so daß vorrangiges Untersuchungsziel der Nachweis der Verockerungsfreiheit ist.

5.1 Untersuchungsmethoden

An der Deponie Neu Wulmstorf konnten Untersuchungen nach einer Aufgrabung durchgeführt werden. An den anderen, hier untersuchten Deponien konnten aus der hydrogeologischen Erkundung und außerdem der geotechnischen Untersuchung indirekt Rückschlüsse von natürlichen zu künstlich hergestellten Schichten gezogen werden:

- Die Durchströmung bindiger Schichten läßt sich aus der hydraulischen Analyse im Rahmen der hydrogeologischen Untersuchungen, unterstützt durch Wasserbilanzen, abschätzen (Varel-Hohenberge, Wesermarsch-Mitte).
- Die mechanische Qualität der mineralischen Dichtung läßt sich nur anhand von bodenmechanischen Laboruntersuchungen zu verschiedenen Betriebsstadien im Vergleich zu den Ausgangswerten vor der Inbetriebnahme der Deponie bestimmen (Neu Wulmstorf).
- Das Retentionspotential von Dichtungsschichten läßt sich sowohl im Analogieschluß aus der dauerhaften Durchströmung und Messung von Sicker- und Grundwasserchemismus vor und nach der Passage, wie auch an Analysen von Bodenproben aus natürlichen durchströmten Schichten feststellen (Wesermarsch-Mitte, Lübeck, Hahn-Lehmden).
- Die Qualität der Entwässerungsschicht läßt sich durch direkte Messungen des Abflusses in Bezug zur Infiltration aus den Niederschlägen feststellen (Hahn-Lehmden).
- Generelle Aussagen über die Dränageigenschaften von Entwässerungsschichten lassen Untersuchungen an natürlichen dün-

nen Schichten unterhalb von Altdeponien zu (Wesermarsch-Mitte).

- Schäden an der Basisentwässerung (Verockerung) lassen sich nur durch Inaugenscheinnahme und Beprobung ermitteln (Neu Wulmstorf).

5.2 Regionalgeologischer Rahmen

Alle untersuchten Deponien und Abtablagerungen liegen auf pleistozänen Lockergesteinen der Norddeutschen Tiefebene (vgl. Abb. 1). Die einzelnen Standorte werden nachfolgend kurz skizziert:

- ausgedehnte glazifluviale Ablagerungen: Holdorf
- ausgedehnte glazifluviale Ablagerungen, abgedeckt durch eine partiell erodierte Geschiebelehmdecke: Neu Wulmstorf, Visbek
- geschuppte und aufgebeulte Sandersedimente mit Geschiebemergeln und eingeschuppten Tertiärtonen: Tonnenmoor, Damme
- Beckenablagerungen (Lauenburger Ton) und glazifluviale Sande: Mansie, Hahn-Lehmden
- Weichschichten des Küstenholozäns über glazifluviatilen Sanden und Beckenablagerungen: Wesermarsch-Mitte, Varel-Hohenberge, Lübeck.

5.3 Fallbeispiel Neu Wulmstorf

Im Rahmen einer umfangreichen Reparaturmaßnahme am Entwässerungssystem der Deponie, bei der 4 über 10 m tiefe Schächte im Müllkörper angelegt wurden, ergab sich die Möglichkeit, nachträglich die Qualität einer seit 10 Jahren betriebenen und mit Deponiesickerwasser eingestauten mineralischen Deponiebasisdichtung und der darüber liegenden Flächendrainage geotechnisch zu untersuchen. An den gewonnenen ungestörten Bodenproben wurden bodenmechanische, mineralogische und geochemische Untersuchungen durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind detailliert bei ENTENMANN (1996) beschrieben und werden hier nur kurz zusammengefaßt

wiedergegeben mit Bezug auf die hier beschriebene Fragestellung des Langzeit-Grundwasserschutzes.

Der Erweiterungsabschnitt der Deponie Neu Wulmstorf wurde 1982 mit einer einfachen mineralischen Basisdichtung, bestehend aus drei Lagen mageren Geschiebemergels à 20cm und einer darüber liegenden Flächendrainage aus Sand mit in einer Kiespackung verlegten Rigo- len versehen, Abb. 3.

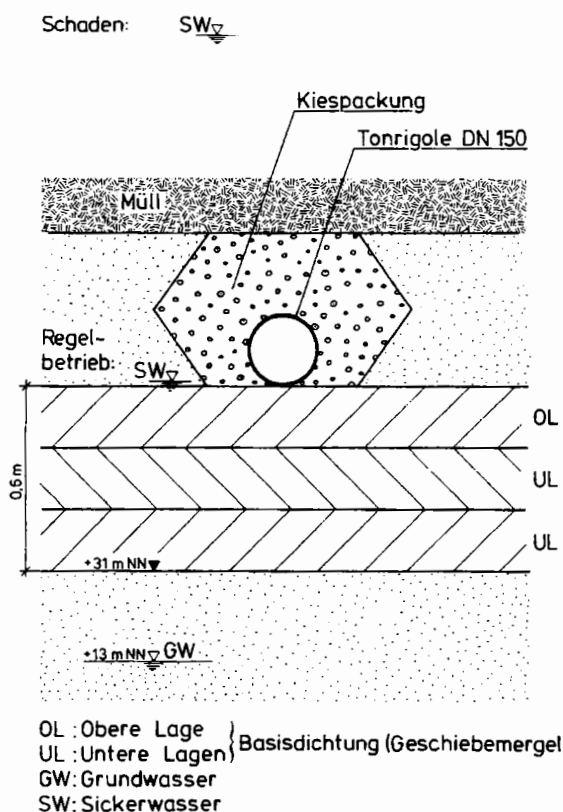


Abb. 3: Schematische Darstellung des Basisabdichtungssystems der Deponie Neu Wulmstorf

Infolge im Betrieb der Deponie aufgetretener Schäden am Entwässerungssystem im Erweiterungsabschnitt wurde dauerhaft ein Sickerwassereinstau von ca. 2 m über OK Basisdichtung festgestellt. Dieser Einstau führte zu einer erhöhten Durchflußrate an Sickerwasser. Ziel der Untersuchungen war festzustellen, ob dadurch negative Veränderungen am Deponiebasisabdichtungssystem stattgefunden haben.

5.3.1 Deponiebasisdichtung

Die zehnjährige Durchströmung der Deponiebasisdichtung mit einer anfänglichen Durchströmungsgeschwindigkeit (v_a) von $3,4 \cdot 10^{-9}$ m/s und einer zuletzt festgestellten von $2,3 \cdot 10^{-7}$ m/s hinterließ keine makroskopisch erkennbaren Schäden an der Basisdichtung. Die Ergebnisse der bodenmechanischen Laborversuche sind in Tabelle 3 dargestellt. Im Betriebszeitraum der Deponie hat demzufolge eine Abnahme der Trockenwichte um etwa 3 % bis 5 % stattgefunden. Diese Reduktion ist auf eine Entkalkung zurückzuführen. Sie ging einher mit einer Vergrößerung des Porenvolumens, sicher nachgewiesen in den unteren Lagen der Basisdichtung in der Größenordnung von 4%.

Die Vergrößerung der Porosität hat auch zu einer Vergrößerung der Permeabilität geführt (Abb. 4). Diese Durchlässigkeitserhöhung infolge Entkalkung ist so erheblich, daß die Wirksamkeit der Basisdichtung

$$\eta = \frac{1 - \text{Durchströmungsrate}}{\text{Sickerwasserneubildungsrate}}$$

auf 8 % zurückging, die Basisdichtung daher nunmehr nahezu wirkungslos ist. Eine Änderung der Tonmineralzusammensetzung wurde nicht festgestellt.

Hinsichtlich der umfangreichen durchgeführten geochemischen Analysen wird auf ENTENMANN (1996) verwiesen.

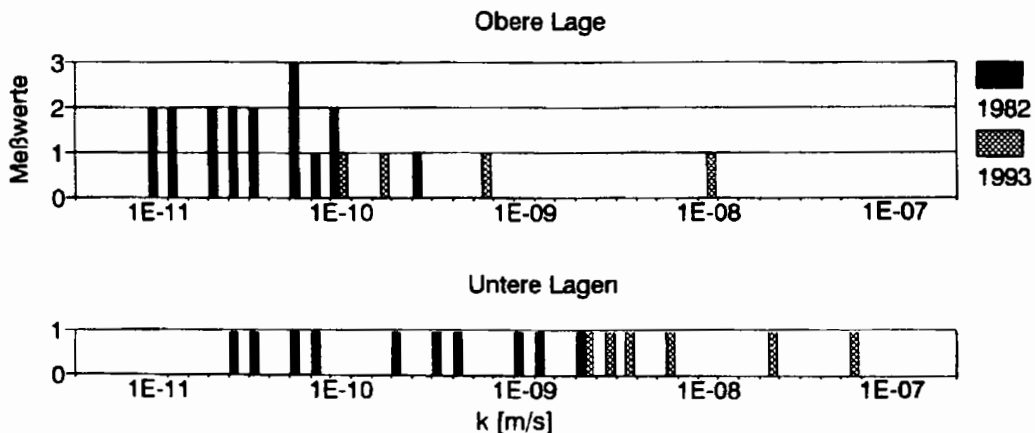


Abb. 4: Deponie Neu Wulmstorf: Erhöhung der Durchlässigkeit der Basisdichtung nach langjähriger Durchströmung

Zusammengefaßt ergaben sich infolge der Durchströmung folgende Veränderungen:

- Es deutet sich eine Verringerung der Kationenaustauschkapazität von im Mittel 8,7 meq/100 g auf 6,8 meq/100 g an.
- Ca^{++} - Ionen wurden durch K^{+} - Ionen, in geringerem Maße durch Na^{+} - Ionen ausgetauscht.
- Es erfolgte eine signifikante Sorption von Zn, Cd, Pb, eine geringere durch Ni aus dem Sickerwasser.

- An der Oberkante der Basisdichtung traten erhebliche Sulfidanreicherungen auf.

Tabelle 3: Deponie Neu Wulmstorf: Ergebnisse der bodenmechanischen Laborversuche.**1982: Fremdüberwachung beim Bau der Basisdichtung****1993: Untersuchung im Rahmen der Sanierungsmaßnahme nach über 10-jährigem Betrieb**

			1982 nach der Herstellung			1993 nach Schaden an der Entwässerung		
			min.	Mittel	max.	min.	Mittel	max.
Trocken- wichte	OL	kN/m ³	18,6	19,5	20,2	19,1	19,0	20,3
	UL	kN/m ³	18,7	19,7	21,0	18,2	18,6	18,9
Poren- volumen	OL	Vol.-%	24,0	27,0	30,0	24,0	26,6	28,0
	UL	Vol.-%	22,0	26,3	30,0	29,0	30,2	32,0
Luftporen- volumen	OL	Vol.-%	0,0	3,8	11,0	1,0 *)	3,8 *)	6,0 *)
	UL	Vol.-%	0,0	3,9	11,0	4,0 *)	6,7 *)	10,0 *)
Kalk- gehalt	OL	Gew.-%	1,4	4,0	8,4	0,1	0,3	0,6
	UL	Gew.-%		≥ 3,0		0,7	0,8	0,9
Durch- lässigkeit	OL	m/s	3 · 10 ⁻¹¹		3 · 10 ⁻⁹	8 · 10 ⁻¹⁰		1 · 10 ⁻⁸
	UL	m/s	5 · 10 ⁻¹¹		4 · 10 ⁻⁹	4 · 10 ⁻⁹		8 · 10 ⁻⁸

OL: obere Lage UL: untere Lage

*) nach mehrmonatiger Entwässerung
des Probenkörpers in-situ

5.3.2 Entwässerungsschicht

Die im Bereich der Entwässerungsschicht durchgeführten bodenmechanischen und mineralogischen Untersuchungen belegen, daß die Durchlässigkeit dieser Schicht durch Kalkfällung im Porenraum stark reduziert ist. Deren Wirksamkeit ist deshalb erheblich eingeschränkt. Den Kornverteilungskurven zufolge müßten die Sande des Flächenfilters k-Werte in der Größenordnung von $1 \cdot 10^{-4}$ m/s bis $5 \cdot 10^{-6}$ m/s aufweisen. Tatsächlich wurden jedoch an den Proben im direkten Durchlässigkeitsversuch Werte in der Größenordnung von $k = 5 \cdot 10^{-6}$ m/s und $1 \cdot 10^{-7}$ m/s bestimmt (Abb. 5).

Die Durchlässigkeitsverringering ist auf eine Verockerung zurückzuführen. Die Sande weisen ungewöhnlich hohe Karbonatgehalte auf. Den Röntgendiffraktogrammen zufolge handelt es sich jedoch um keinen natürlich vorkom-

menden Kalk, sondern um künstlich gebildete Mischkristalle. Wie die Auswertung von Dünnschliffen (Abb. 6) zeigt, fand durch Abscheidung von Karbonat aus dem Deponiesickerwasser im Porenraum ein Kristallwachstum statt. Ein Teil der neu gebildete Kristallite wuchs mit seiner Längsachse senkrecht auf die Sandkörner auf. Diese ragen dann in den Porenraum und bewirken eine geringfügige Verringerung des Porenvolumens (Abb. 6, oben). Entscheidend ist jedoch der zweites Typus von Kristalliten, der zu Kornbindungen in den Porenhälsen führte (Abb. 6a, unten) und dadurch die Permeabilität des Filters verringerte. Dies führte zu einer erheblichen Zementation, d. h. auch einer mechanischen Verfestigung. Dieser Vorgang war jedoch nicht nur auf die Sandschicht beschränkt; auch die Kiespackung war partiellweise durch Karbonatfällung so weit verbakken, daß ganze Blöcke im Zusammenhang aus der Packung gehoben werden konnten.

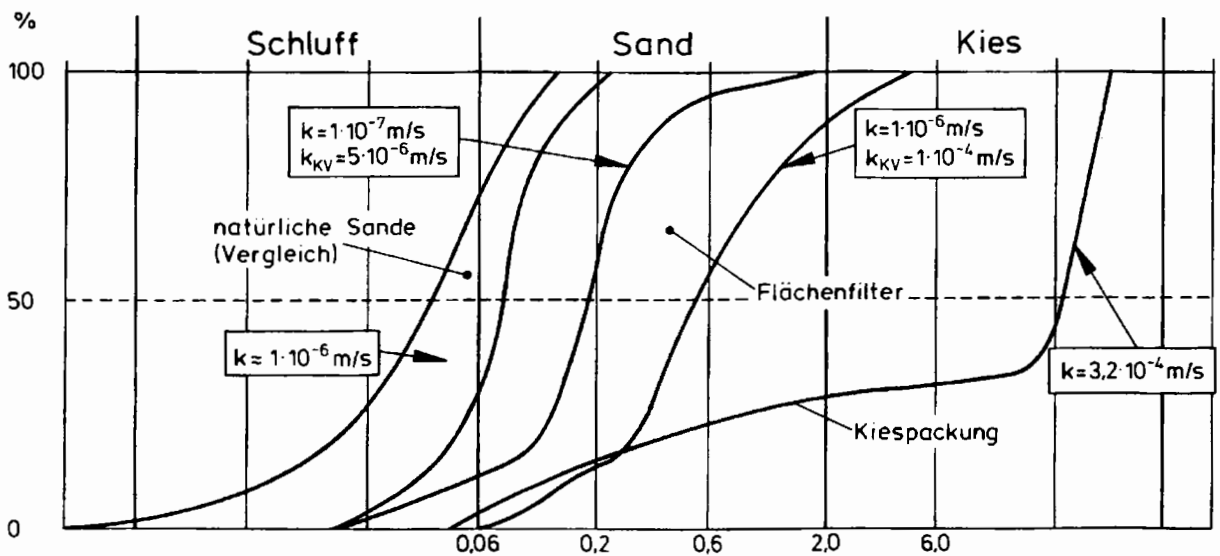


Abb. 5: Deponie Neu Wulmstorf: Durchlässigkeitsverringering der Basisdrainage durch Karbonatzementation

5.4 Fallbeispiel Varel-Hohenberge

Die Deponie Varel-Hohenberge liegt auf gering mächtigen holozänen bindigen Ablagerungen (Klei), die überwiegend glazifluviale Sande überlagern. Detailliert dargestellt ist die hydrogeologische Situation bei ENTENMANN (1998). Die Deponie zeichnet sich durch einen überaus hohen Sickerwassereinstau aus (Abb. 7), der eine Ursache in den geringdurchlässigen Schichten an der Basis hat. Der Aufstau von örtlich über 6 m Sickerwasser läßt sich jedoch nicht allein mit dieser basalen Weichschicht begründen, wie ein Vergleich mit anderen Deponien zeigt. Bei der Deponie Varel-Hohenberge werden die hohen Sickerwasserstände von einer Vielzahl im Müllkörper eingelagerter geringdurchlässiger Abfallschichten aus der Zellstoffindustrie bedingt.

Die hier vorgestellte basale Schicht eignet sich besonders zur Beurteilung langfristig mit Sickerwasser durchströmter Schichten, weil auf ihr seit vielen Jahren ein hydraulischer Gradient bis zu $i = 4$ lastet. Derartig große Gradienten sind nach ENTENMANN (1998, S. 237) entsprechend der gemessenen geringen Sickerwasserneubildungsrate abzüglich der im Randgraben zurückgewonnenen Wassermengen, ausgedrückt in einer Wassersäule von 140 mm/Jahr bei einer mittleren Mächtigkeit

der durchströmten Schicht von etwa 2 m nur bei k -Werten unter $1 \cdot 10^{-9}$ m/s möglich.

Außerhalb der Deponie werden jedoch Werte deutlich darüber festgestellt, die zu einer Angabe eines Bemessungswertes von $1 \cdot 10^{-8}$ m/s führen. Die erheblich geringere Durchlässigkeit der Weichschicht unterhalb der Deponie muß daher auf die Kompaktion infolge der Auflast zurückgeführt werden und liefert ein Argument für den Einsatz von Klei als Basisdichtungsmaterial, z. B. in den Erweiterungsabschnitten der Deponien Wesermarsch-Mitte und Varel-Hohenberge. Dennoch ist die Schutzwirkung der basalen Schicht aus Sicht des heutzutage geforderten Grundwasserschutzes trotz geringer Durchlässigkeit erheblich zu gering: Es verbleibt eine Durchströmungsrate in der Größenordnung von ca. 14 %, die gut mit den Werten aus der Wasserbilanz der Gesamtdeponie von 16 % (ENTENMANN 1999) übereinstimmt. Diese Restdurchströmung ließe sich nur durch eine Verbesserung der Entwässerung der Deponie verringern bis auf einen minimal möglichen Wert von etwa 4 % bei einem hydraulischen Gradienten von $i = 1$.

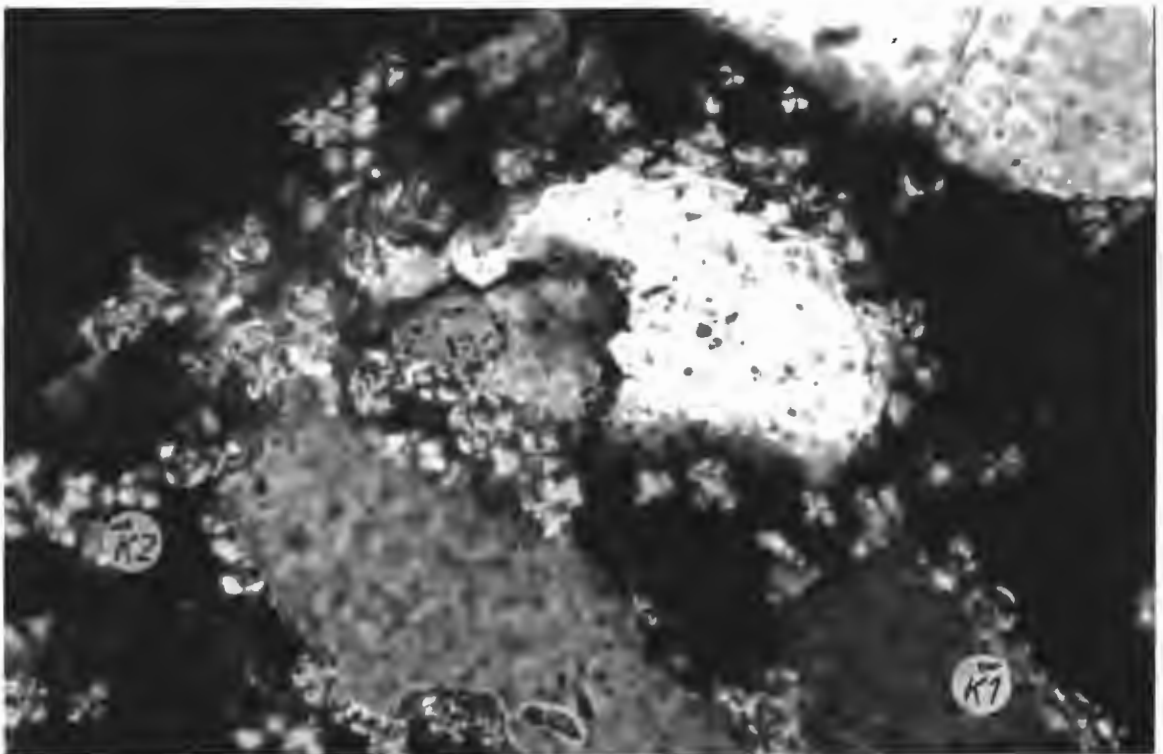
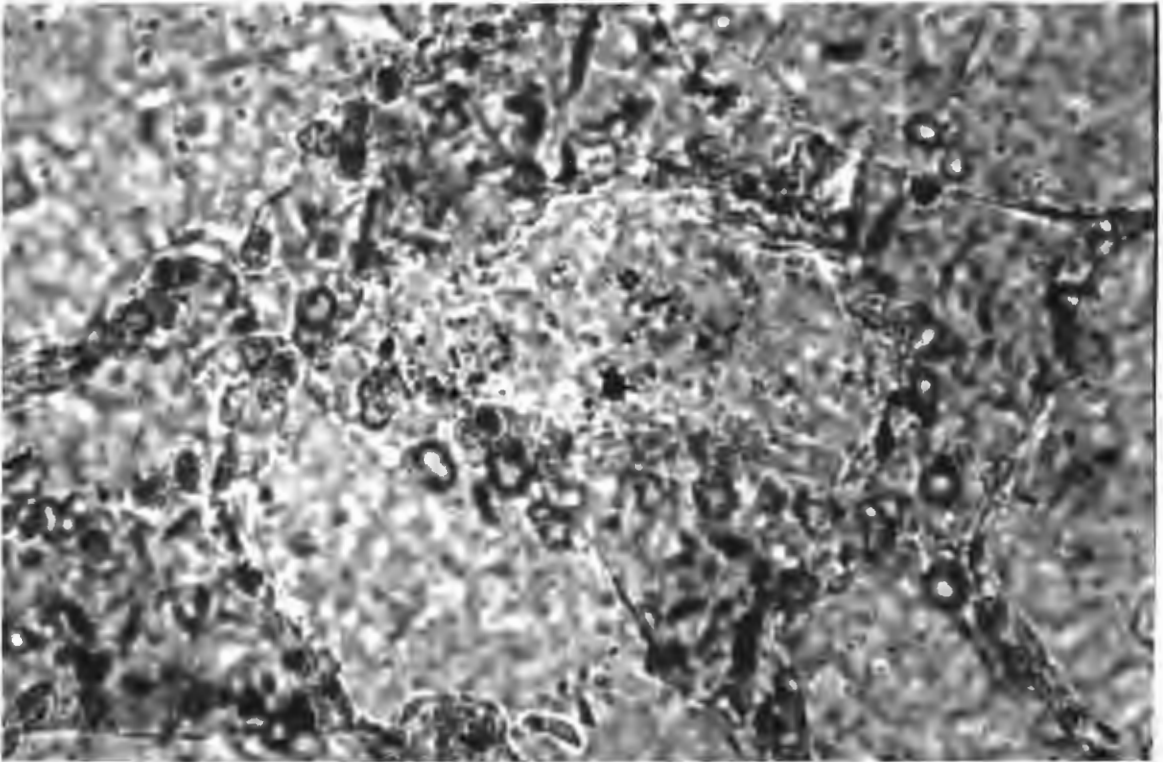


Abb. 6, 6a: Deponie Neu Wulmstorf: Dünnschliffaufnahmen im Durchlicht und mit gekreuzten Polarisatoren von Dränsanden aus dem Flächenfilter, vor dem Schliff mit Kunstharz. Mikritischer Karbonatzement (K1) angereichert als Saum um detritische Quarzkörner. Daneben findet sich jedoch dieses authigene Karbonat (K2) dispers verteilt im Porenraum (Bildmaßstab 0,26mm x 0,18mm)

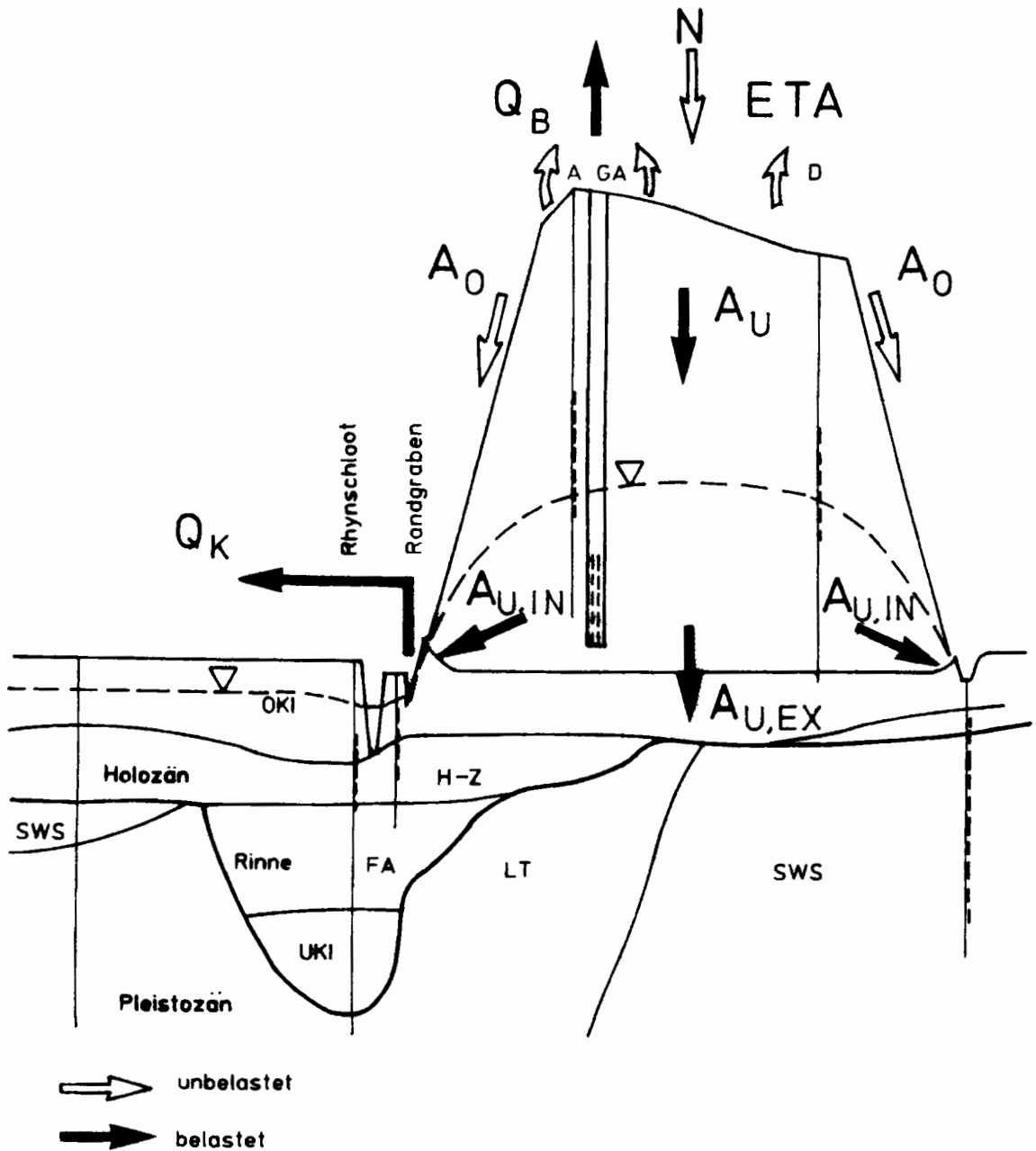


Abb. 7: Deponie Varel-Hohenberge: Hydrogeologischer N-S-Schnitt

OKI: Oberer Klei,

FA: Fluviale Ablagerungen,

LT: Lauenburger Ton,

H-Z: Torf-Zwischenschichten,

UKI: Unterer Klei,

SWS: Schmelzwassersande

5.5 Fallbeispiel Wesermarsch-Mitte

Eine ähnliche Situation wie an der Deponie Varel-Hohenberge liegt an der Deponie Wesermarsch-Mitte vor, (Abb. 8). Der dort anstehende, die Deponie unterlagernde Obere Klei ist jedoch wegen Schilfdurchwurzelungen mit

$k = 1 \cdot 10^{-8}$ m/s deutlich durchlässiger, dagegen der hydraulische Gradient wesentlich geringer. Unter diesen Randbedingungen wird nahezu das gesamte neugebildete Sickerwasser durchgelassen, der Obere Klei ist als Dichtungsschicht unwirksam.

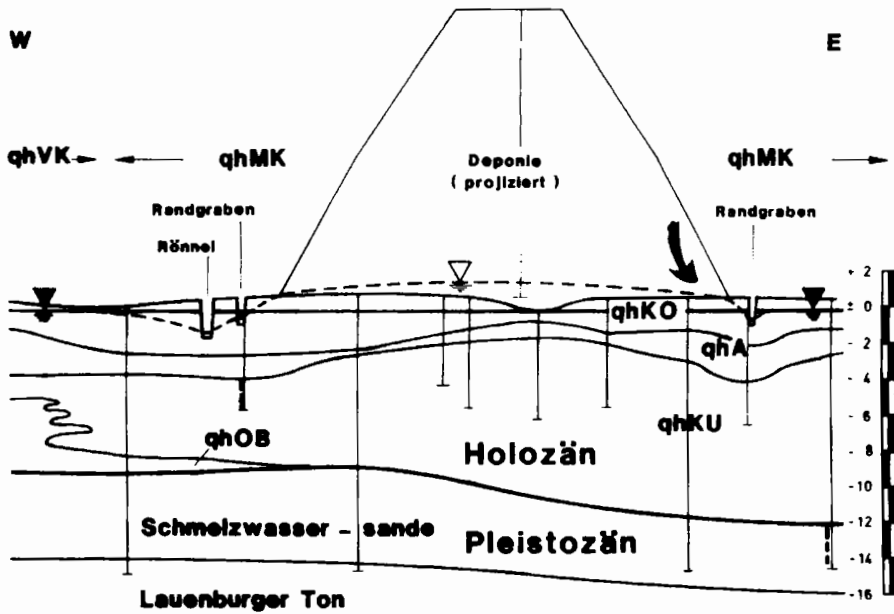


Abb. 8: Deponie Wesermarsch-Mitte: Hydrogeologischer W-E-Schnitt

<i>qh:</i>	<i>Holozän</i>	<i>qhMK:</i>	<i>Mineralischer Komplex</i>
<i>qhVK:</i>	<i>Verzahnungskomplex (mit Torf)</i>	<i>qhKO:</i>	<i>Oberer Klei</i>
<i>qhA:</i>	<i>Torf</i>	<i>qhKU:</i>	<i>Unterer Klei</i>
<i>qhOB:</i>	<i>Basaler Torf</i>		

Übrige Bezeichnungen: Bilanzglieder des Wasserhaushalts. Die Örtlichkeit, die zur Bestimmung der Retardation in-situ verwendet wurde, ist mit einem gebogenen Pfeil markiert (vgl. Abb. 11).

Dagegen eignet er sich aufgrund seiner vollflächigen Durchströmung seit über 25 Jahren zur Abschätzung des Retentionspotentials, denn das durchströmende Sickerwasser wird nach dessen Passage in der unterlagernden Torfschicht dem Deponierandgraben zugeführt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind zusammen mit anderen Fallbeispielen im Abschnitt 6 beschrieben.

Unterhalb des Oberen Kleis befindet sich eine durchgängige Torfschicht, die, der Wasserbilanz über die Gesamtdeponie (ENTENMANN 1999) zufolge, zusammen mit einem einzigen alten, aber immer noch funktionsfähigen Dränagestrang in der Lage ist, das gesamte, den oberen Klei durchströmende Sickerwasser zu fassen und zum Deponierandgraben zu befördern. Angesichts der erheblichen Probleme andernorts, z. B. in Neu Wulmstorf mit zur Verockerung neigenden Flächendränagen unter der Deponie ist dieses Ergebnis erstaunlich und bedarf einer Diskussion:

- Die untersuchte Torfschicht ist im Mittel nur 0,75 m mächtig. Vom Zentrum der Deponie zu den Rändern hin wirkt ein hydraulischer Gradient, der von 0 auf 0,8 ansteigt. Die horizontale Komponente des Durchlässigkeitsbeiwertes beträgt infolge Kompaktion durch Auflast mittlerweile $k_i = 5 \cdot 10^{-8}$ m/s im Zentrum gegenüber $k_a = 5 \cdot 10^{-7}$ m/s außerhalb der Deponie.
- Die Torfschicht kann zusammen mit dem Dränstrang unter diesen Randbedingungen gerade eben die jährliche Sickerwasserneubildung von etwa 20.000 m³ abführen. Damit war für den Zeitraum der offenen Deponie noch eine 100 %-ige hydraulische Wirksamkeit gegeben. Bei weiterer Verringerung der Durchlässigkeit infolge der Langzeitsetzungen nach inzwischen abgeschlossener Beschickung der Deponie wäre jedoch ohne die mittlerweile abgeschlossene Oberflächenabdichtung von einer Erhöhung der Sickerwasserstände im Deponiekörper auszugehen.

- Es wurden - anders als in Kiesdränagen unterhalb von Deponien - keine Karbonatablagerungen in der Torfschicht festgestellt. Gegenüber dem hochalkalischen primären Deponiesickerwasser in der Deponie ist das Sickerwasser in der Torfschicht neutral bis schwach sauer. Dies kann mit den humosen Bestandteilen sowohl des Oberen Kleis als auch der Torfschicht begründet werden.

5.6 Fallbeispiel

Deponie Hahn-Lehmden

Die Deponie Hahn-Lehmden wird durch über 50 m mächtige Tone der Lauenburger Schichten des Pleistozäns unterlagert. Im vorderen Bereich schiebt sich zwischen Deponiekörper und Tone ein flacher, oberflächennaher Grundwasserleiter (Abb. 9). Die seit über 25 Jahren betriebene und mittlerweile rekultivierte Deponie hat als Besonderheit eine Basisdränage. Nach heutigen Begriffen ist diese, bestehend aus drei in Kies verlegten Rigolen ohne Flächenfilter, erheblich unterdimensioniert. Daraus resultiert ein permanenter Sickerwassereinstau in der Deponie von über 2 m, der wiederum beständig hohe Fließgeschwindigkeiten in den Dränagen und aufgrund reduzierender Bedingungen im Sickerwasser Sauerstofffreiheit garantiert. Diese günstige Konstellation hat dazu geführt, daß die Dränage noch in vollem Umfange funktionsfähig ist und keinerlei Inkrustationen beobachtet werden können, ENTENMANN & RAPPERT (1998).

5.7 Fallbeispiel Altablagerung Lübeck

Einen ähnlichen Untergroundaufbau wie die Deponie Varel-Hohenberge weist auch die Altablagerung Lübeck auf, ENTENMANN & IHLE (1995). Dort liegen schwermetallhaltige Rückstände auf einer im Mittel 0,75 m mächtigen Auelehmschicht, die wiederum von einem Grundwasserleiter unterlagert wird. Dieser Grundwasserleiter besitzt eine gering durchlässige Basis in geringer Teufe, so daß der geringe Fließquerschnitt zuverlässige Abschätzungen des Durchflusses zuläßt, (Abb. 10).

Trotz geringer Durchlässigkeit der Auelehmschicht mit $k = 1 \cdot 10^{-8}$ m/s kommt es auch hier

zu einer fast vollständigen Durchströmung, seit ca. 50 Jahren mit belastetem Sickerwasser. Die dabei stattfindenden Retentionsvorgänge sind im Abschnitt 6 beschrieben.

6 Ergänzende Untersuchungen zum Retentions- und Retardationsvermögen bindiger Schichten

Von einer Vielzahl von Autoren wird bei der Langzeitbeurteilung der Basisdichtung besonders auf das Schadstoffrückhaltevermögen der Tonmineralbestandteile hingewiesen (z. B. ONNICH et al. 1991), die bis zur Forderung nach einem mehrlagigen Aufbau mit „Dichtungs“- und „Sorptionschichten“ gehen (CZURDA 1994). Daher wird das Retentions- und Retardationsvermögen der mineralischen Dichtungsschichten hier zusammenfassend beurteilt.

Die bestehende hydrogeologische und bautechnische Situation der Deponien Wesermarsch-Mitte und Neu Wulmstorf und der Altablagerung Lübeck, wo natürliche bzw. künstliche mineralische Schichten langjährig von belastetem Sickerwasser durchströmt wurden und Aufzeichnungen über den Wasserchemismus vor und nach der Durchströmung bzw. über adsorptiv gebundene Stoffe in der Schicht selbst vorliegen, läßt eine Bestimmung des Retardationskoeffizienten (R) oder eine Abschätzung des Verteilungskoeffizienten (Kd) in-situ zu, ENTENMANN (1995). Abb. 11 zeigt schematisch die Situation der „Feldversuche“:

An der Deponie Wesermarsch-Mitte wurde der Chemismus des Sickerwassers (co) in der Deponie und nach Durchströmung des Oberen Kleis im Randgraben (c1(t)) gemessen. Nach Rückrechnung der Verdünnung über den Chloridgehalt konnten in Anlehnung an OGATA & BANKS (1961) und LENDA & ZUBER (1970) für die einzelnen Ionen und Metalle näherungsweise - iterativ abgeschätzt und extrapoliert - Retardationskoeffizienten berechnet werden, die in Tabelle 4 dargestellt sind. Damit ergeben sich für die 2 m dicke Schicht aus

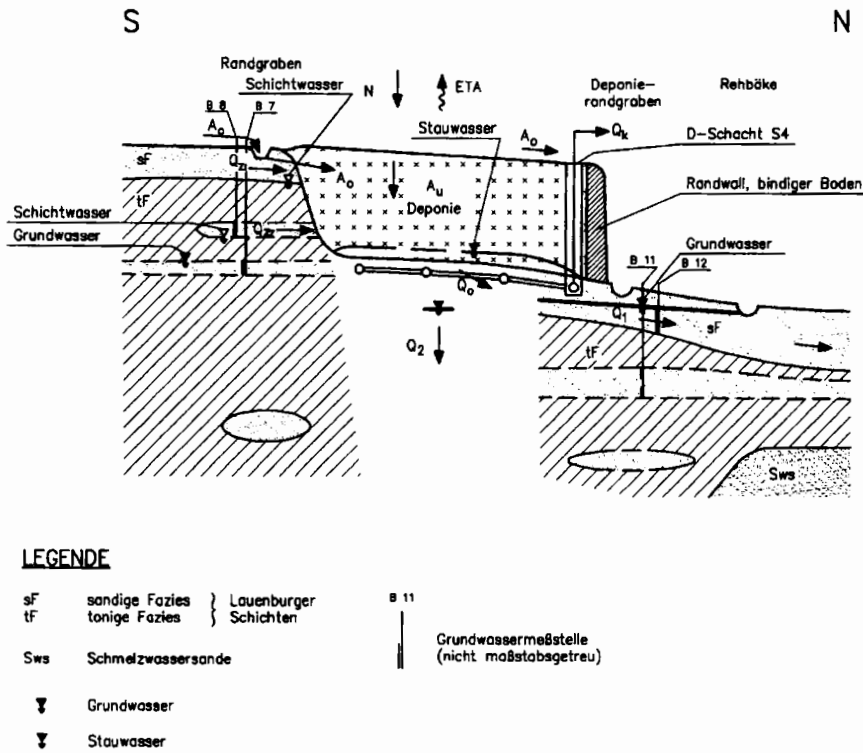


Abb. 9: Deponie Hahn-Lehmden: Hydrogeologischer N-S-Schnitt

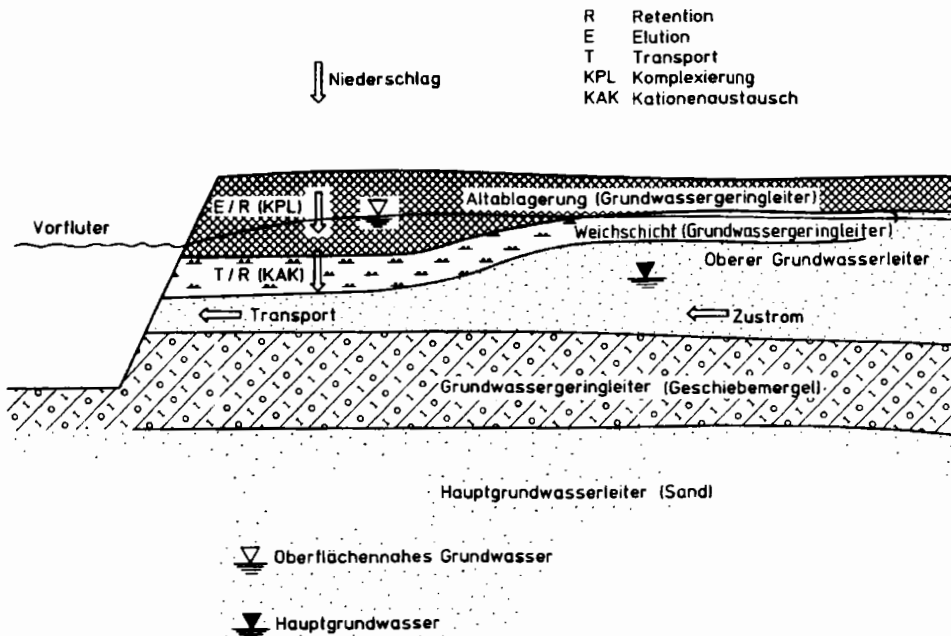
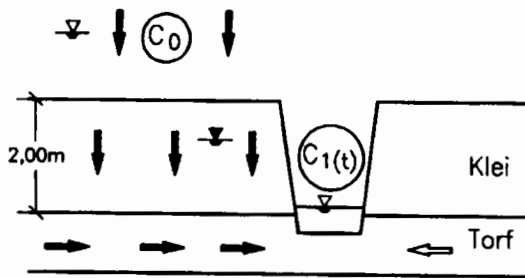


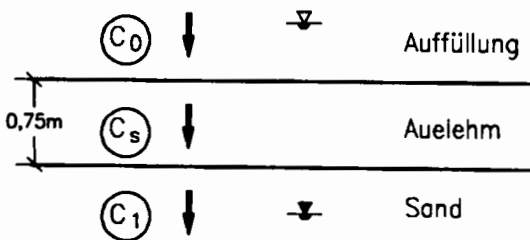
Abb. 10: Altablagerung Lübeck: Hydrogeologischer N-S-Schnitt

Wesermarsch-Mitte



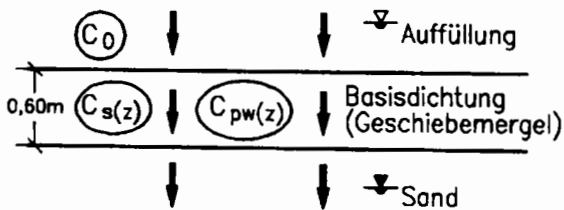
Ausgangsdaten: C_0 ; $C_1(t)$
 Ergebnisse: K_d ; R_f

Lübeck



Ausgangsdaten : C_0 ; C_s ; C_1
 Ergebnisse: K_d ; R_f

Neu Wulmstorf



Ausgangsdaten: C_0 ; $C_{s(z)}$; $C_{pw(z)}$
 Ergebnisse: K_d ; R_f

organischem Ton Durchbruchzeiten zwischen 3,8 Jahren für das Chlorid bis 480 Jahren für das Kupfer. Diese Werte sind plausibel, betrachtet man die Schadstoffverteilung in der Umgebung der Deponie. Größenordnungsmäßig passen sie zu den Ergebnissen von Säulendurchlaufversuchen, vgl. z. B. WAGNER (1992).

Sehr viel höhere Werte für die Retardationskoeffizienten bei vergleichbaren Eigenschaften der durchströmten Schicht erhält man dagegen an der Altablagerung Lübeck, (Tabelle 5). Eine Auswertung wie an der Deponie Wesermarsch-Mitte als „Quasi-Säulenversuch“ war hier aufgrund der Verdünnung, die das Sickerwasser nach Passage durch die Weichschicht im Grundwasserleiter erfährt, nicht möglich. Damit ist $c_1(t)$ nicht mit der erforderlichen Genauigkeit zu ermitteln.

In diesem Fall konnte jedoch aufgrund der sehr hohen Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser und der langen Durchströmungszeit von über 40 Jahren nachgewiesen werden, daß sich in der Weichschicht ein Gleichgewichtszustand zwischen Sorption und Desorption von Schwermetallen eingestellt hat. Daher konnten die Ergebnisse der Sickerwasseranalysen (c_0) und Bodenanalysen (c_s) aus der Weichschicht entsprechend dem Batch-Versuch ausgewertet werden. Es ergeben sich k_d -Werte für die Schwermetalle von 20,7 ml/g für das Zink bis 3.835 ml/g für das Quecksilber. Diese Werte passen wiederum mit Literaturwerten aus Batch-Versuchen zusammen, vgl. z. B. MICHENFELDER (1993).

Es kann davon ausgegangen werden, daß im Batch-Versuch bei denselben Gehalten im Sickerwasser höhere Gehalte an der Matrix resultieren würden als im In-situ-Versuch. Zwar kann im In-situ-Versuch nach 40 Jahren Durchströmung ebenso wie im Batch-Versuch von einem Überangebot an Schwermetallen im Sickerwasser (c_0) ausgegangen werden, aber es findet keine Zerstörung der Bodenstruktur und Durchbewegung statt. In der Durchbruchkurve äußert sich dieses Verhalten in einem sehr viel früheren Durchbruch und darin, daß nach erfolgtem Durchbruch der Wert $c / c_0 = 1$ nicht erreicht wird (schematische Abb. 13).

Abb. 11: Schematische Darstellung der Situation in-situ an 3 Standorten, die zur Auswertung als „Feldversuche“ zur Bestimmung der Retardationsfaktoren dienen

Tabelle 4: Deponie Wesermarsch-Mitte:
In-situ bestimmte Retardationsfaktoren für den holozänen Oberen Klei (T, u, o)

Parameter	Retardationsfaktor	Durchbruchzeit berechnet	Durchbruch beobachtet nach 20 Jahren
	[]	[a]	
Cl ⁻	1,00 ^{*)}	3,8	x
K ⁺	1,65	6,3	x
As	1,70	6,5	x
NH ₄ ⁺	2,20 ^{**)}	8,4	x
B	4,15	16,0	x
Cr	8,55	33,0	-
Pb	13,90	54,0	-
Cd	17,40	66,0	-
Ni	19,00	72,0	-
Zn	42,00	155,0	***)
Cu	119,00	480,0	-

^{*)} Als Referenzwert auf 1,00 gesetzt

^{**)} Nachweislich auf Oxidation zurückzuführen

^{***)} Zahlreiche Meßfehler wegen verzinkter Rohre

Tabelle 5: Altablagerung Lübeck:
In-situ bestimmte Retardationsfaktoren für den Auelehm (T, u, o)

Parameter	K _d (max)	K _d (mittel)	R (mittel)	Durchbruch	
	[ml/g]	[ml/g]	[]	berechnet [a]	beobachtet [a]
Cl ⁻	0,1	0,1	1,2	0,14	< 40
F ⁻	1,1	0,8	3,4	0,4	< 40
K ⁺	1,1	1,1	4,4	0,52	< 40
NH ₄ ⁺	4,3	3,2	11,3	1,3	< 40
Zn	20,7	20,7	67,2	8,0	< 40
B	28,6	28,6	92,4	11,0	< 40
Co	55,7	55,7	175,2	21,3	< 40
Ni	85,7	85,7	275,3	32,8	< 40
Cu	1169,6	126,8	406,8	48,4	< 40
Cd	222,2	222,2	712,1	49,0	< 40
As	1038,9	249,6	799,8	95,2	< 40
Pb	2893,9	434,6	1351,8	165,6	< 40
Cr	11417,7	965,6	3090,9	367,7	< 40
Hg	16365,9	3835,4	12274,2	1460,6	< 40

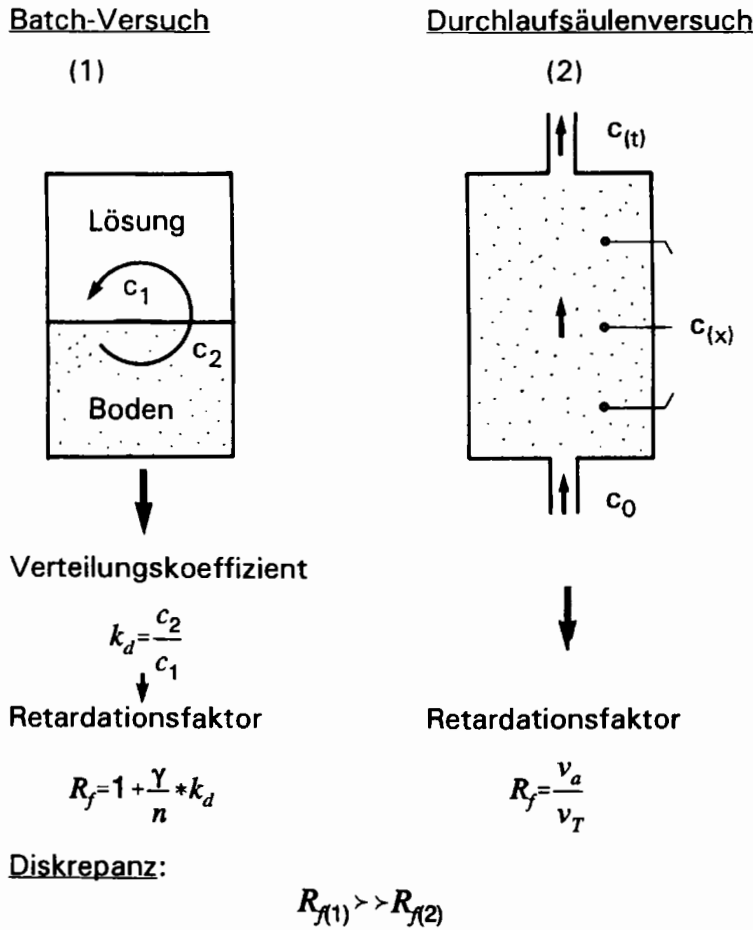


Abb. 12: Vergleich des Batch-Versuchs mit dem Säulendurchlaufversuch zur Bestimmung der Retentions- und Retardationseigenschaften bindiger Schichten

Berechnet man jedoch, wie in Abb.12 dargestellt, aus den k_d -Werten die Retardationsfaktoren, so resultieren sehr hohe Werte bis in Größenordnungen, wie sie von WAGNER (1990) für einen Lias-Ton beschrieben wurden. Es ergibt sich eine erhebliche Diskrepanz, die von ISENBECK et al. (1985) auch anhand von Laborversuchen festgestellt wurde und dort zu der ein-deutigen Aussage führte, daß sich aus k_d -Werten berechnete Retardationsfaktoren nicht für eine Beschreibung des Schwermetalltransports in oberflächennahen Grundwasserleitern eignen.

Wesentliches Ergebnis war, daß die dezimeterweise untersuchte Basisdichtung der Deponie Neu Wulmstorf nach zehnjähriger Durchströmung an einer 1 m dicken Stelle über den gesamten Querschnitt im Porenwasser vergleichbare Konzentrationen an Sickerwasserinhaltsstoffen aufwies. Dies galt sowohl für

die An- und Kationen, als auch für die stark retardierbaren Schwermetalle. Insbesondere war bei keinem Stoff ein Konzentrationsgradient von oben nach unten feststellbar. Auch die austauschbar gebundenen Kationen waren im gesamten Profil in etwa gleich verteilt. Es konnten erhebliche Austauschvorgänge, ausgelöst durch das durchströmende Sickerwasser, nachgewiesen werden. Die Kationenaustauschkapazität war jedoch nach 10 Jahren Durchströmung bei weitem nicht erschöpft.

Die obige Aussage ISENBECKs kann daher durch die hier ausgewerteten Feldversuche gestützt werden, verlangt jedoch nach einer Erklärung. Dazu sind die Ergebnisse der geochemischen Untersuchungen an der Deponie Neu Wulmstorf hilfreich, die hier aufgrund der Vielzahl von gemessenen Daten nicht eingehend erläutert werden, sondern auf ENTENMANN (1996) verwiesen wird.

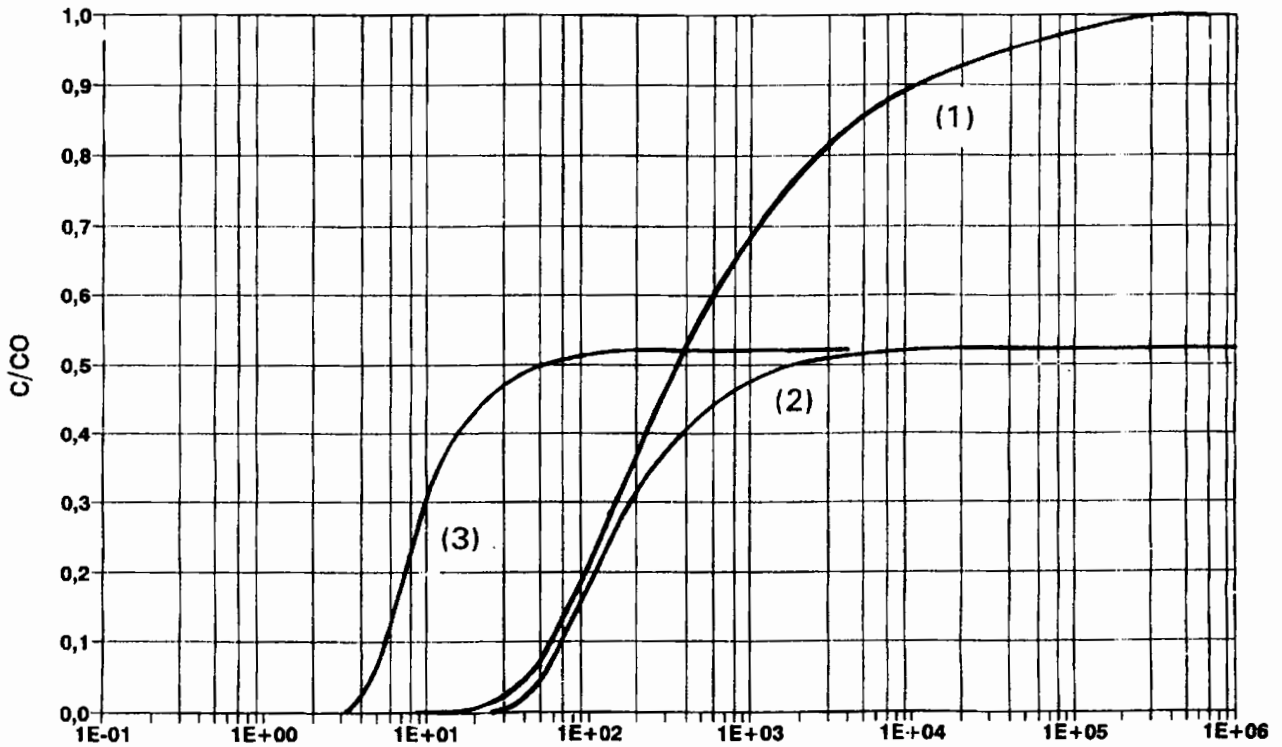


Abb. 13: Vergleich der schematisch dargestellten Ergebnisse von Säulenversuchen im Labor bei geringem Retardationspotential (1) und großem Retardationspotential (2) der durchströmten Schicht mit schematisch dargestellten Durchbruchkurven der hier vorgestellten Feldversuche (3)

Grundsätzlich kann somit davon ausgegangen werden, daß die über Batch-Versuche gewonnenen Angaben zum Retentionsvermögen einer bindigen Schicht insgesamt auch für die Situation in-situ gut angenäherte Werte darstellen. Die Ergebnisse von der Altablagerung Lübeck bestätigen dies, wo die bindige Schicht bis zur Erschöpfung ihrer Retentionskapazität mit Schwermetallen belegt wurde. Die abgeleiteten kd -Werte sind plausibel. Die weiter daraus abgeleiteten Retardationsfaktoren beschreiben jedoch die festgestellten Verhältnisse nicht richtig: Der Durchbruch aller Schwermetalle - auch des Quecksilbers - hat längst stattgefunden und ist im Grundwasserleiter meßbar, obwohl er bei einigen Schwermetallen nach der Auswertung der Durchbruchzeiten aufgrund der Retardation erst in vielen Jahrhunderten erwartet würde. Die Tonminerale in der 0,75 m dicken Schicht hätten gar nicht in der zur Verfügung stehenden Zeit vollständig mit Schwermetallen beladen werden können. Dasselbe gilt für die Deponie Neu Wulmstorf. Auch dort hätten die aus dem Sickerwasser stammenden Inhaltsstoffe nur in den obersten Zentimetern der Basisdichtung aufzufinden sein dürfen,

dagegen treten sie gleichmäßig über das gesamte Profil auf.

Ein Erklärungsversuch ist in Abb. 14 dargestellt: Ausgehend von einer homogen eingebauten Dichtungsschicht kommt es bei der konvektiven Durchströmung zur Bildung von Makroporen. Diese resultieren aus einem hydraulischen Gradienten, sind schon in der Dichtungsschicht vorhanden oder latent angelegt und erweitern sich dann durch rückschreitende Erosion.

Dieses Modell beschreibt die beobachteten Phänomene zuverlässig, wie in Abb. 15 dargestellt: Der Durchbruch erfolgt durch konvektiven Transport sehr schnell entlang der Makroporen. Aus den Makroporen werden Stoffe jedoch diffusiv in die Mikroporen eingetragen. Dadurch verringert sich die Konzentration der Stoffe in dem auf den Makroporen durchströmenden Wasser. Die Verzögerung, die die einzelnen Stoffe aufgrund von Sorptions- und Desorptionsvorgängen an den Wandungen der Makroporen erleiden, wird durch den aus dem Säulenversuch bestimmten Retardationskoeffizienten beschrieben.

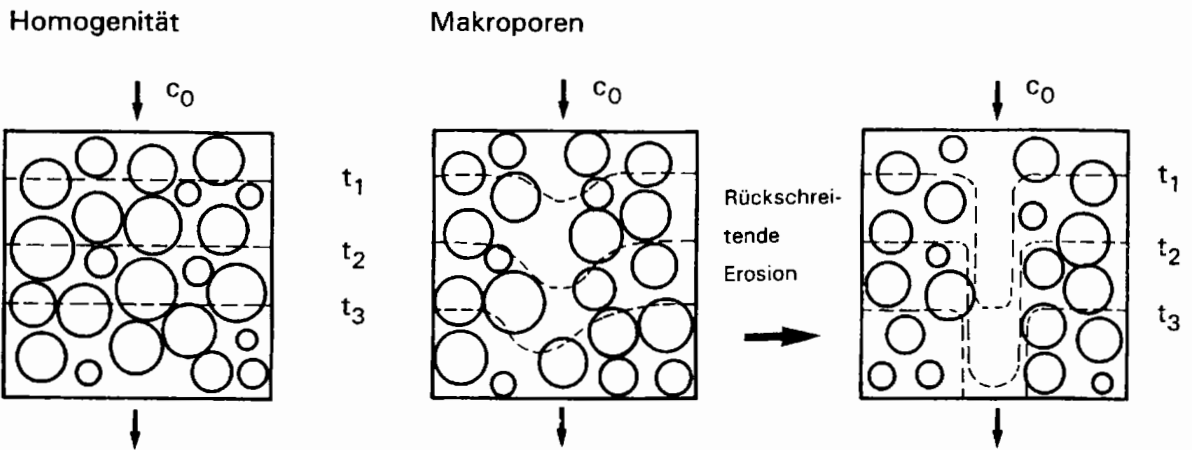


Abb. 14: Schematische Erklärung des Stofftransports in-situ: Einfluß der Inhomogenität

Der Vorgang des konvektiven Transportes auf Makroporen und Diffusion in die Mikroporen geht sehr lange vonstatten, bis in den Tonmineralen, die erst über die Mikroporen erreicht werden, ein Gleichgewicht zwischen Sorption und Desorption erreicht ist. Dieser Endzustand wird durch den kd -Wert aus dem Batch-Versuch beschrieben. Erst zu diesem Zeitpunkt wird in der Durchbruchkurve $c/c_0 = 1$ erreicht. Damit wäre das Nicht-Erreichen des Wertes von $c/c_0 = 1$ in der Durchbruchkurve, das insbesondere bei gering durchlässigen Böden beobachtet wird, damit zu deuten, daß sich die Durchbruchkurve erst nach einer sehr langen Zeit asymptotisch der 1 nähert, während der Durchbruch schon nach kurzer Zeit auftritt.

SCHWEICH & SARDIN (1981) erklären ähnlich verlaufende Kurven mit Ionenaustausch unter konkurrierenden Stoffen, was jedoch hier aufgrund des einheitlichen Auftretens der verschiedenen Stoffe nicht der Fall sein kann. Für einen gemischtkörnigen Boden, wie den Geschiebemergel, sind die Annahmen hinsichtlich der Formierung von Fließwegen aus Abb. 14 jedoch gar nicht notwendig. Das Quarzkorngerüst bildet eine Matrix, in der die Tonminerale als Aggregate liegen, die ein Mikrogefüge aufweisen. Makro- und Mikroporen sind also überall in der Dichtung schon vorgezeichnet. Ähnliche Makro- und Mikrostrukturen sind jedoch auch aufgrund von Aggregatbildungen in Böden ohne Grobkorn denkbar.

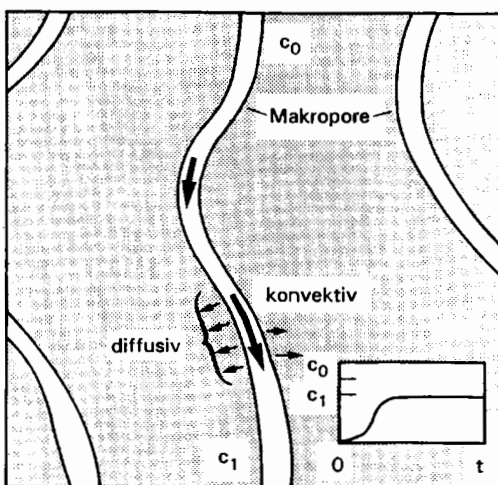


Abb. 15: Zusammenfassende Modellvorstellung des Stofftransports in-situ durch bindige Dichtungsschichten.

7 Zusammenfassende Bewertung

Die beschriebenen Untersuchungsergebnisse werden nachfolgend im Hinblick auf die Langzeit-Funktionsfähigkeit einzelner Deponie-Sicherungseinrichtungen bewertet.

7.1 Erforderliche Zeitdauer der Funktionsfähigkeit des Basisabdichtungssystems

Da es sich beim Basisabdichtungssystem um ein nicht (Dichtung) oder nur sehr eingeschränkt (Entwässerungsschicht) reparaturfähiges Element handelt, ist es grundsätzlich so auszulegen, daß seine Lebensdauer größer ist als seine Erfordernis zum Schutz des Grund-

wassers. Diese Dauer ist mit dem Zeitraum der Entstehung von signifikant belastetem Sickerwasser anzugeben.

Bei der Beurteilung der erforderlichen Standzeit der Basisdichtung muß grundsätzlich unterschieden werden zwischen der Reaktordeponie und der Rückstandsdeponie. Über die Langzeitliertbarkeit der Rückstände von Verbrennungsanlagen liegen noch keine auch nur annähernd gesicherten Erkenntnisse vor. Sicher ist lediglich, daß dem Anspruch der TA Siedlungsabfall an inertisiert abzulagernde Abfälle nur sehr eingeschränkt begegnet wird. Während STEGMANN (1994) noch aussagt, daß mit den Verbrennungsaschen zum damaligen Zeitpunkt die Anforderungen der TA Siedlungsabfall noch bei weitem nicht erreicht wurden, scheint sich inzwischen das Problem der Bildung erheblich belasteten Sickerwassers durch kontrollierte Alterung erheblich entschärft zu haben (MARZI et al. 1998). Dennoch kann aufgrund noch ausstehender, eingehender mineralogischer Untersuchungen derzeit keine Prognose gemacht werden, mit welchen Sickerwässern zukünftige Basisabdichtungen von Reststoffdeponien beaufschlagt werden.

Anders sieht es bei den Reaktordeponien aus. Eine Vielzahl von Autoren macht Prognosen über die zukünftige Entwicklung des Sickerwasserchemismus nach Schließung der Deponien. Im wesentlichen übereinstimmend äußern sich diese dahingehend, daß in der Phase der sauren Gärung eine überproportional ansteigende Schadstofffracht auftritt, die dann in der Methanphase kontinuierlich zurückgeht. Prognosen über die langfristige Sickerwasseremission erfolgen auf verschiedenem Wege:

- Übertragung und Extrapolation der Ergebnisse von Lysimeterversuchen (z. B. EHRIG 1989), KRUSE (1994, 1995), HEYER et al. (1996)
- Vergleich verschiedener unterschiedlich alter Deponien und Extrapolation, z. B. EHRIG (1989), ANDREOTTOLA (1992), BELEVI & BACCINI (1992)
- Massenflußabschätzungen BELEVI & BACCINI (1992).

All diesen Untersuchungen gemeinsam ist, daß eine längerfristige Beobachtung der Deponien in-situ fehlt. Der Vergleich verschieden alter Deponien - auch wenn er mit einer großen Zahl von Daten (ANDREOTTOLA 1992) durchgeführt wird - ist m. E. unzulässig, weil er die ansteigenden Gehalte an Schadstoffen im angelieferten Abfall von den 50er Jahren bis in die 80er Jahre nicht berücksichtigt und in der Auswertung als scheinbaren Rückgang in den Sickerwassergehalten mit zunehmenden Alter der Deponien verzeichnet.

Von den hier beschriebenen Deponien und Altablagerungen liegen z. T. Messungen des Grundwasserchemismus in Zeitreihen über einen Zeitraum von bis zu 30 Jahren vor. Diese Daten sind vollständig erfaßt und erfahren derzeit eine detaillierte Auswertung durch den Verfasser. Dabei wird aus der Grundwasserbelastung naher Grundwassermeßstellen der Sickerwasserchemismus unter genauer Berücksichtigung der zeitlich unter Umständen unterschiedlichen Verdünnung, adsorptiver Vorgänge (BOCK 1998) und von angelieferten Abbaumechanismen (CHRISTENSEN et al. 1993), zurückgerechnet, denn direkte Sickerwassermessungen liegen häufig erst seit den letzten Jahren oder nur unvollständig vor.

Vorläufig können hinsichtlich von Prognosen im Vergleich mit den oben zitierten Literaturstellen folgende Aussagen gemacht werden:

- Bei allen beschriebenen Deponien spielt die Phase der sauren Gärung keine Rolle: Während der Neuanlage von Deponiekörpern, z. B. von Erweiterungsabschnitten mit vorgerottetem Hausmüll, jedoch auch in der Vergangenheit ohne Vorrottung ist das Wasserdefizit im Hausmüll so groß, daß zumindest in den ersten beiden Jahren fast kein Sickerwasser anfällt (ENTENMANN 1998). Sobald in signifikanter Menge Sickerwasser festgestellt und dann analysiert wird, befindet sich die Deponie schon in der Methanphase. Dennoch nehmen die Schadstoffgehalte, insbesondere die organische Fracht, noch zu.
- Hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung des Sickerwasserchemismus verhalten sich die Hausmülldeponien unterschiedlich. Alle

untersuchten Deponien zeigten in den ersten Jahren nach Einlagerungsbeginn einen steilen Anstieg der organischen Parameter und der Salze. Die Salzgehalte stiegen danach entweder kontinuierlich leicht an oder gingen kontinuierlich leicht zurück. Dagegen blieb die organische Fracht entweder auf hohem Niveau stabil oder stieg, wie z. B. im Fall der Deponie Tonnenmoor (Abb. 16) noch nach 15 Jahren nach Schließung überproportional an. Eine ähnliche Situation wird von GOLWER (1995) vom Monte Scherbelino bei Frankfurt angedeutet.

- Nur die Deponie Hahn-Lehmden zeigte in den letzten Jahren kontinuierlich zurückgehende Gehalte an Salzen und organischen Parametern im Sickerwasser. Diese Deponie unterscheidet sich von den anderen durch einen sehr hohen Bauschuttanteil und eine vergleichsweise geringe Hausmüllkubatur. Daneben war der Hausmüll an der Basis über etwa 30 Jahre fast vollständig wassergesättigt und wurde beständig mit großen Wassermengen durchströmt (vgl. Abschnitt 5.6).
- Bei den hier untersuchten Altablagerungen und Deponien konnte ein echtes stoffunabhängiges Maßstabsproblem festgestellt werden: Während sich die kleineren Altablagerungen mit Kubaturen zwischen 10.000 m³ und 50.000 m³ teilweise nach etwa 20 Jahren am Ende der Methanphase befinden, z. T. jedoch auch schon erheblich große aerobe Teilbereiche aufweisen, sind die etwa 20 bis 25 Jahre alten Zentraldeponien mit Ablagevolumina um 1 Mio m³ noch vollständig anaerob, haben jedoch den Gipfel der Gasproduktion schon lange überschritten, während die Sickerwasserbelastung zum Teil noch zunimmt. Wenn aber schon in diesen Dimensionen so erhebliche Maßstabsprobleme auftreten, kann die Extrapolation von Lysimeterversuchen keine belastbaren Ergebnisse liefern, was auch die bei allen Autoren beschriebenen, in der Metanphase beständig zurückgehenden Gehalte im Percolat bestätigen.
- Mit zunehmendem Deponiealter steigt die Emissionsrate von gering retardierbaren toxischen Stoffen an, insbesondere des Arsens.

Daneben erhöht sich die Anzahl der lokalen und zeitlich beschränkten Emissionen (events) von toxischen Stoffen, z. B. auch der stärker retardierbaren Metalle, insbesondere des Nickels und des Kupfers. Das bedeutet, es müssen örtlich hochkonzentrierte Schadstoffmengen freigesetzt werden, denn die von SPILLMANN (1990) nach Laborbefunden postulierte zunehmende Adsorption von Stoffen an den zunehmend zersetzten Müllkörper kann hier anhand der gemessenen Verhältniswerte der Konzentrationen beim zeitlichen Auftreten dieser Stoffe im Sickerwasserkörper im Vergleich zur Emission ins Grundwasser in-situ belegt werden.

Wertet man all diese Überlegungen zusammen, so muß davon ausgegangen werden, daß die relevante Emissionszeit aus großen Zentral-Hausmülldeponien herkömmlicher Art eher zu den in der Literatur beschriebenen großen Zeiträumen in der Größenordnung von vielen Jahrhunderten (KRUSE 1995) als zu den von einigen Dekaden (EHRIG 1989) tendiert und insbesondere in der Zukunft mit einem Ansteigen der toxikologisch relevanten Parameter zu rechnen ist.

Diese Zahl paßt nicht zu der üblicherweise angegebenen Lebensdauer von Basisdichtungen, die nach Dekaden zählt (BACCINI & LICHTENSTEIGER 1989) und zeigt, daß die Reaktordeponie mit Basisdichtung lediglich eine Sicherungsmaßnahme auf Zeit darstellt.

7.2 Basisdichtung und Technische Barriere

Die Kombidichtung als basales Sicherungselement hat sich, wie die Beobachtungen zeigen, bislang bewährt. Über die Langzeitbeständigkeit der Kunststoffdichtungsbahn können mangels Daten keine Aussagen gemacht werden, jedoch für die mineralische Komponente für sich alleine, d. h. nach dem eventuellen Versagen der Kunststoffdichtungsbahn.

Von den bei den Fallbeispielen ausschließlich eingesetzten natürlichen, bindigen Böden kann angenommen werden, daß sie auf Dauer

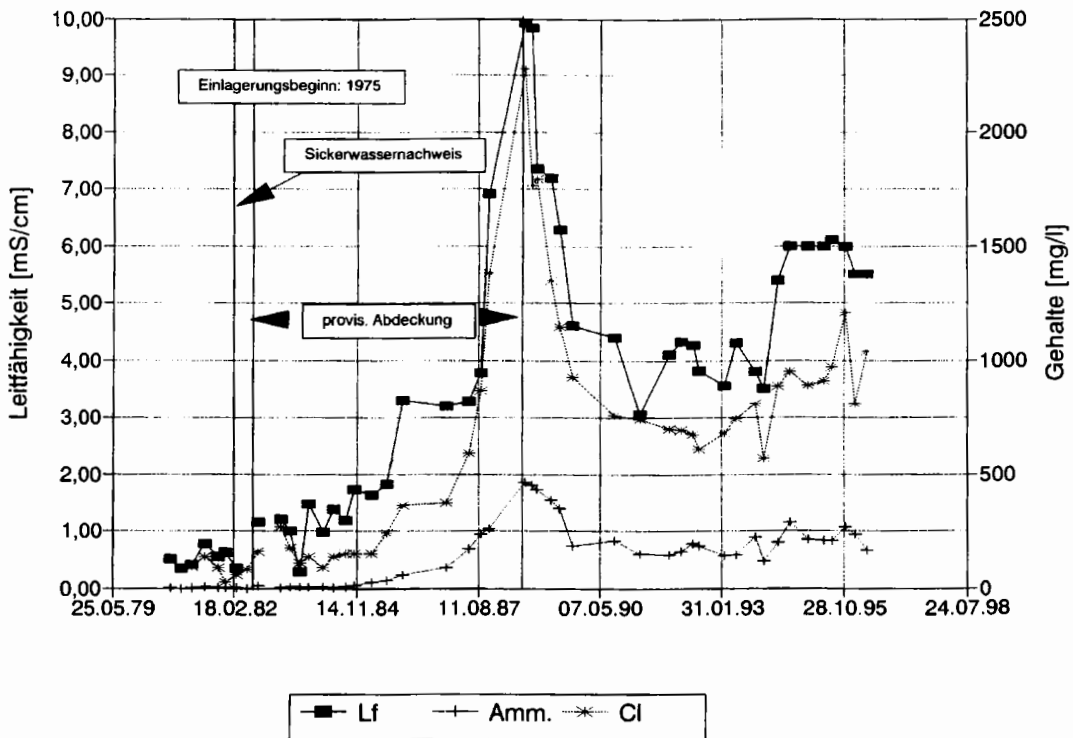


Abb. 16: Zeitlicher Anstieg ausgewählter Parameter Leitfähigkeit (Lf), Ammonium (Amm) und Chlorid (Cl) im Grundwasser unmittelbar im Abstrombereich der Deponie Tonnenmoor (Vechta)

mechanisch stabil sind, eine negative Beeinflussung der Tonminerale wurde hier, anders als z. B. bei ECHLE et al. (1988) nicht festgestellt.

Allerdings sind lösliche Komponenten in der mineralischen Dichtungsschicht problematisch: Die in den einschlägigen Richtlinien vorgeschlagene Höchstbegrenzung von Karbonaten ist jedoch nicht sinnvoll, denn gerade geringe Karbonatgehalte sind schädlich für die Erhaltung geringer Durchlässigkeiten (TAUBALD 1995, ENTENMANN 1996), während höhere Gehalte zu einer „Reaktionsfront“ führen, die nur langsam zur Tiefe hin fortschreitet.

Unabhängig davon ist das Basisdichtungselement in einer Sicherheitsbetrachtung als zweitrangiges Sicherungselement zu bewerten, das vorrangige Sicherungselement ist die Entwässerungsschicht, denn ein vollständiges Versagen der Entwässerungsschicht führt unweigerlich zu einer Emission (7.3) und ein teilweises zu einer erheblich höheren hydraulischen

Beanspruchung des Basisabdichtungssystems durch ein Ansteigen des hydraulischen Gradienten.

Obwohl die mineralische Dichtungsschicht mit moderner Einbautechnik so hergestellt wird, daß eine möglichst homogene Dichtungsschicht entsteht, hat diese noch eine Vielzahl von Inhomogenitäten, die dazu führen, daß nach einem Versagen der Kunststoffdichtungsbahn der Stofftransport - wie auch in natürlichen bindigen Schichten - auf bevorzugten Wegsamkeiten stattfindet. Die Schadstoffrückhaltekapazität kann in einer Sicherheitsbetrachtung nicht angesetzt werden, da der Stofftransport nur wenig gebremst wird (Retardation) und die Retention sich nur auf die je Zeiteinheit durchströmende Schadstoffmenge auswirkt.

Die Technische Barriere unterscheidet sich prinzipiell nur wenig von der mineralischen Komponente der Basisdichtung. Zwar sind geringere Anforderungen an sich zugelassen, in der Praxis hat sich in dem hier beschriebenen

Raum jedoch überwiegend die Verwendung ein und desselben Materials durchgesetzt, da es keinen Sinn macht, verschiedene Materialentnahmen zu erschließen. Somit bedeutet die Technische Barriere in der Praxis, daß eine 3,75 m mächtige mineralische Dichtungsschicht unterhalb von Hausmülldeponien eingebaut wird.

Wesentlicher Unterschied zur eigentlichen mineralischen Komponente der Basisdichtung ist jedoch, daß die Technische Barriere unterhalb des maximal zu erwartenden Grundwasserstandes eingebaut werden darf. Dies hat einen positiven Effekt: Bei hohen Grundwasserständen wirkt ein deutlich geringerer hydraulischer Gradient als $i = 1$, der minimal bei Grundwasserständen unterhalb der Dichtungsschicht wirken kann. Damit wirkt die Technische Barriere zum einen durch die Fließwegverringerung, zum anderen durch die Verringerung der Durchströmungsrate.

Ob bei der Technischen Barriere die Retardation anzusetzen ist, wäre noch eingehend durch Untersuchungen in-situ zu prüfen, die Untersuchungen an der Deponien Neu-Wulmstorf, Wesermarsch-Mitte und Lübeck sprechen vorerst dagegen.

7.3 Entwässerungssystem und Müllkörper

Der Entwässerungsschicht kommt von allen Sicherungseinrichtungen beim derzeitigen Deponiekonzept die entscheidende Sicherungsfunktion zu, sofern nicht der Müllkörper so gering durchlässig angelegt wird, daß die Sickerwasserbildung schon an der Oberkante der Deponie wesentlich eingeschränkt wird. Die in-situ Untersuchungen an 4 gewöhnlichen Reaktordeponien (ENTENMANN 1998) haben gezeigt, daß auch bei sehr guter Verdichtung lediglich Durchlässigkeiten zwischen $k = 3 \cdot 10^{-6}$ m/s und $k = 1 \cdot 10^{-5}$ m/s erzielbar sind und nur beim Einbau von Schlämmen ein Wert von $k = 8 \cdot 10^{-7}$ m/s.

Damit stellt der Müllkörper an sich keine Barriere dar: Die gesamte Sickerwasserneubildung ist mit der Basisdrainage zu sammeln. Im Gegenteil wirkt sich eine gute Verdichtung des Müllkörpers eher schädlich aus: Abbauprozesse

werden länger und die Zeitdauer der Durchströmung des Müllkörpers steigt an; das durchströmende Wasser kann mehr Schadstoffe eluieren. Erst wenn die Durchlässigkeit des Müllkörpers so gering ist, daß Sickerwasser erst gar nicht in entscheidendem Maße eindringen und durchströmen kann, d. h. wenn die Wasserhaushaltsglieder Abfluß und Evapotranspiration erheblich ansteigen, stellt der Müllkörper ein hydraulisch wirksames Dichtungselement neben seiner unbestreitbaren Sicherung als Adsorbens für Schadstoffe dar (7.1). Diese Wirksamkeit ist in Abhängigkeit von der Oberflächengestaltung, der Niederschlagsmenge und dem geforderten Wirkungsgrad erst ab einem Übergangsbereich von etwa $1 \cdot 10^{-10}$ m/s $\leq k \leq 5 \cdot 10^{-9}$ m/s gegeben und ist, wie vorab dargestellt, mit gewöhnlichen Reaktordeponien nicht erzielbar. Im Lysimeterversuch werden solche Werte lediglich durch die von BINNER et al. (1996) beschriebenen diagenetisch inertisierten Abfälle erreicht und bei der Versuchsdeponie Hehenberg nachgewiesen (frdl. mündl. Mitteilung RIEHL-HERWIRSCH). Wesentlich ist jedoch der Hinweis dort auf langfristig noch abnehmende Durchlässigkeiten.

STEGMANN & HUPE (1997) vermuten ähnlich geringe Durchlässigkeit bei Abfällen, die mechanisch-biologisch vorbehandelt sind und im Dünnschichteinbau auf Deponien verbracht werden, belegen dies jedoch nicht durch Versuche.

Grundsätzlich muß das neugebildete Sickerwasser in der Basisdrainage gefaßt und der Kläranlage zugeführt werden. An allen Fallbeispielen wurde Sickerwasser festgestellt, durch das die Drainage erheblich zur Verockerung neigt. Dabei ist es unerheblich, daß die Dränstränge mit der Fernsehkamera befahrbar sind und gespült werden können, denn die Verockerung setzt - wie an der Deponie Neu Wulmstorf gezeigt - im Flächenfilter an, dort wo die geringsten Fließgeschwindigkeiten auftreten. Auf lange Sicht gesehen ist auch die nach heutigem Stand der Technik gewählte erhebliche Überdimensionierung der Basisdrainage zum Schutz des Grundwassers ausgeschöpft, insbesondere deshalb, weil sie auch negative Auswirkungen hat: Es werden im Flächenfilter schwankende Wasserstände gemäß

der unterschiedlichen Zusickerungsrate erzeugt, die eine Verockerung befördern. Dagegen wirkt sich - wie im Abschnitt 5.6 beschrieben - unter Umständen eine erheblich unter dimensionierte Dränage positiv auf deren Langzeitwirksamkeit aus.

7.4 Oberflächenabdichtung

Das Aufbringen einer Oberflächenabdichtung auf die Reaktordeponie bringt unmittelbar einen positiven Beitrag zur Emissionsbegrenzung. Die Schadstofffracht geht - sofort anhand der Wasserbilanz nachweisbar (ENTENMANN 1999) - stark zurück. Diese Aussage gilt jedoch nicht nur für echte Oberflächenabdichtungen, sondern für jegliche Oberflächenabdeckung, die den Wasserhaushalt der Deponie günstig beeinflusst. Abb. 16 zeigt die Auswirkungen einer einfachen Mutterbodenabdeckung der Deponie Tonnenmoor, die - nach einer Reaktionszeit von etwa 3 Jahren - zu einem erheblichen Rückgang der Schadstofffracht im unmittelbaren Grundwasserabstrombereich führte.

Wie die später wieder im selben Maße ansteigenden Gehalte zeigen, wirkt sich die Oberflächenabdeckung ausschließlich auf die Menge, nicht jedoch auf die Qualität des emittierten Sickerwassers aus. Es handelt sich daher lediglich um eine Sicherung auf Zeit, die Gesamtbilanz der emittierten Stoffe wird nicht beeinflusst.

7.5 Diskussion der Gesamt-Langzeitsicherheit von Deponien

Die Langzeitsicherheit der Gesamtdeponie im Hinblick auf den Grundwasserschutz wird nachfolgend anhand der Reaktordeponie diskutiert. Die durch die Technische Barriere verstärkte Kombidichtung an der Basis der Deponie hat einen sehr hohen Standard erreicht. Solange die darüberliegende Dränschicht intakt ist, kann von einer hydraulischen Funktionsfähigkeit der Dichtung ausgegangen werden. Im Falle eines kompletten Versagens der Dränage ist die Funktionsfähigkeit der Basisdichtung ohnehin unerheblich, da sich das Sickerwasser dann einen anderen Weg sucht, über die Ober-

kante der Deponieverwallung hinweg entweder ins Oberflächenwasser oder ins Grundwasser. Doch selbst bei voll funktionsfähiger Basisdränage besteht ein Sicherheitsrisiko in Form der Sickerwasserkläranlage. Selbst bei Entwässerung der Deponie im Freispiegelgefälle - wie eigentlich von der TA Siedlungsabfall gefordert - bleibt das Problem der Verschmutzung von Oberflächenwasser im Falle des Versagens der Sickerwasserkläranlage, da redundante Systeme, wie z. B. eine zusätzliche Druckrohrleitung zu einer anderen Kläranlage, meist fehlen. Emissionsbegrenzend ist nach Versagen der Basisdränage zum Schutz des Grundwassers dann allein die Oberflächenabdichtung, die allerdings ebenso nur zeitlich begrenzt funktionsfähig ist und die Emission nur zeitlich verlagert. Im Fall eines partiellen Versagens der Basisdränage - wie beim Fallbeispiel Neu Wulmstorf - wirkt zuerst die Kunststoffdichtungsbahn, nach deren Versagen die 3,75 m mächtige mineralische Dichtungsschicht. Die dadurch bewirkte hydraulische Verhinderung des Schadstofftransports ist sehr wirkungsvoll. Demgegenüber ist die Wahrscheinlichkeit des anschließenden vollständigen Versagens der Dränage jedoch sehr groß.

Ein erheblicher Sicherheitsgewinn würde jedoch - zumindest kurzfristig gesehen - aus der vollständigen Integration der Pumpwerke, der Sickerwassertransportleitungen und der Sickerwasserkläranlage in das Basisabdichtungssystem resultieren.

Langfristig gesehen ist eine möglichst dichte Oberflächenabdichtung eher schädlich für das Gesamtemissionsverhalten der Deponie, geht man von einem „Liegenlassen“ nach Beendigung der Nachsorge aus. Dann nämlich erfährt das Basisabdichtungssystem seine eigentliche Beanspruchung lange nach dem Bau der Deponie, erst nach Versagen der Oberflächenabdichtung. Es kann davon ausgegangen werden, daß dann die Dränage auch nicht mehr funktioniert, insbesondere weil sie nicht reparierbar ist und die Pumpwerke bis dahin wohl abgeschaltet sind. Die Untersuchungen an der Deponie Hahn-Lehmden haben sogar gezeigt, daß unter Umständen lediglich eine Rekultivierung durch Boden und Pflanzensukzession im Hinblick auf die Gesamtemission positiv zu bewerten ist.

Hinsichtlich der Langzeitsicherheit sind daher die beiden wirkungsvollsten Maßnahmen, den Inhalt des Müllkörpers so schadstoffarm wie möglich anzulegen und Sickerwasser erst gar

nicht entstehen zu lassen, d. h. den Müllkörper möglichst dauerhaft dicht anzulegen und dafür zu sorgen, daß das Niederschlagswasser zu Abfluß wird oder verdunstet.

LITERATUR

- G. ANDREOTTOLA, (1992): Chemical and biological characteristics of landfill leachate. - T CHRISTENSEN, R. COSSU, R. STEGMANN, : Landfilling of waste: Leachate: 65 - 88; London.
- ANONYMUS (1998): Die Pflichten der Länder zur Umsetzung der TA Siedlungsabfall.- Umwelt 7- 8: 382-384; Bonn.
- P. BACCINI & T. LICHTENBERGER, (1989): The landfill reactor and final storage, conclusions and outlook. - Lecture notes in Earth Sciences 20: 427 - 431.
- H. BELEVI & P. BACCINI, (1992): Long-term leachate emissions from municipal solid waste landfills. - T. CHRISTENSEN, R. COSSU, & R STEGMANN,,: Landfilling of waste: Leachate: 431 - 440; London.
- B. BILITEWSKI, (1998): Neufassung TAsi - Inertisierung durch andere Verfahren als durch Verbrennung. - Korrespondenz Abwasser 45 (2): 282 - 288.
- E. BINNER, M. HACKENBERG, P. LECHNER, (1996): Verwendbarkeit von Rückständen aus der Kieswäsche im Deponiebau - Diagenetische Inertisierung. In: Alternative Dichtungsmaterialien im Deponiebau und in der Altlastensanierung. - Schr. Angew. Geol. 41: 10 - 2 bis 10 - 26; Karlsruhe.
- W. BOCK, (1998): Grundwasserbelastung und Ionenaustausch im Unterstrom einer Abfalldeponie. - Z. Angew. Geol. 43 (3): 159 - 165.
- F. BRÖKER, K.KETELSEN, H. RINGE & E.TEGTMEYER, (1998): Mechanisch-biologische Restabfallvorbehandlungsanlagen in Niedersachsen. - Korrespondenz Abwasser 45 (2): 264 - 271.
- T. CHRISTENSEN, P. BERG, J. LYNGKILDE, H. ALBRECHTSEN, G. HERON & K. RÜGGE, (1993): Verringerung von organischen Schadstoffen in Redoxzonen von Deponiesickerwasserfahnen. - ARENDT, G., ANNOKKÈE, G., BOSMAN, R. & VAN DEN BRINK, W. [Hrsg.]: Altlastensanierung '93: 147 - 158; Dordrecht (Kluwer).
- K. CZURDA, (1994): Multimineralische Abdichtung. - Schr. Angew. Geol. 30: 1 - 22; Karlsruhe.
- G. DÖRHÖFER, (1997): The search for landfill sites - requirements and implementation in Lower Saxony, Germany. - Environmental Geology 35(1): 55-61; Heidelberg.
- H. DÜLLMANN, W.ECHLE & M.CEVRIM, (1989): Geotechnische und mineralogische Veränderungen in einer Tondichtung nach mehrjährigem Sickerwasserkontakt. - Ber. 7. Nat. Tag. Ing.-Geol.: 107-114; Bensheim.
- W.ECHLE, M.CEVRIM & H.DÜLLMANN, (1988): Tonmineralogische, chemische und bodenphysikalische Veränderungen in einer Ton-Versuchsfläche an der Deponie Geldern-Pont. - Schr. Angew. Geol. 4: 99 - 119; Karlsruhe.
- H. EHRIG, (1989): Sickerwasser aus Hausmülldeponien, Menge und Zusammensetzung. - W. KUMPF, K. MAAS & H. STRAUB, : Müll-Handbuch: 4587, 39 S., Lfg. 1/89.
- W.ENTENMANN. (1993): Emissions from older household waste landfills without artificial underlying sealing. Comparison of four landfill sites in Northern German Lowland. - F.ARENDT, R. ANNOKKÈE & W. J. VAN DEN BRINK, [eds]: Contaminated Soil '93: 277 - 286; Dordrecht (Kluwer).

- W. ENTENMANN (1995): In-situ determination of retention processes in artificial and natural mineral layers under landfills and contaminated sites. - F.; ARENDT, R. ANNOKKÉE & W. J. VAN DEN BRINK, [eds]: Contaminated Soil '95: 375 - 376; Dordrecht (Kluwer).
- W. ENTENMANN. (1996): Schädigung einer Deponiebasisdichtung und Stofftransport infolge von Sickerwassereinstau. - Von den Ressourcen zum Recycling - Geowissenschaften und Geotechnik im Spannungsfeld von Ökologie und Ökonomie: 61 - 82; Berlin (Ernst).
- W. ENTENMANN. (1998): Hydrogeologische Untersuchungsmethoden von Altlasten. - 373 S.; Heidelberg (Springer).
- W. ENTENMANN. (1999): Wasser- und Stoffbilanzen bei der Gefährdungsabschätzung von Altlasten und Deponien. - Geowissenschaften & Umwelt 4, ca. 15 S.; Berlin [im Druck].
- W. ENTENMANN. & F. IHLE, (1995): Aspekte bei der Anwendung der LAWA-Empfehlungen zur Gefährdungsabschätzung und Sanierung von Altlasten und Deponien. - 34. Fortbildungslehrgang BWK: Umgang mit wassergefährdenden Stoffen, Grundwasserschadensfälle, Sonderheft BWK-Schriften, 28 S.; Hannover.
- W. ENTENMANN & J. RAPPERT, (1998): Estimation of seepage discharge from polluted sites and landfills. - Proc. 8th. Int. IAEG Congress: 2299 - 2305; Rotterdam (Balkema).
- W. ENTENMANN & K. H. SCHWINN, (1997): Emission of pollutants from different contaminated sites into groundwater - a comparative study from Northern German quarternary sediments. - Proc. Int. Conf. IAEG Athen: 1817 - 1822; Rotterdam (Balkema).
- A. GOLWER, (1995): Langzeitwirkung örtlicher, anthropogener Stoffanreicherungen auf das Grundwasser. - Z. dt. geol. Ges. 146: 191 - 200; Hannover.
- K. HEYER, A. PACKERT & R. STEGMANN, (1996): Untersuchungen zum langfristigen Emissionsverhalten von Abfällen im Deponiekörper. - Müll und Abfall 4/1996: 230 - 241.
- M. ISENBECK, J. SCHRÖTER, W. KRETSCHMER, G. MATTHESS, A. PEKDEGER & H. SCHULZ, (1985): Die Problematik des Retardationskonzeptes - dargestellt am Beispiel ausgewählter Schwermetalle. - Meyniana 37: 47 - 64; Kiel.
- L. JOHNSON, (1993): Chemische Eigenschaften der Müllschlacke. - In: BACCINI & GAMPER: Deponierung fester Rückstände aus der Abfallwirtschaft: 35 - 51; Zürich.
- K. KRUSE, (1994): Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien. - Veröff. Inst. Siedlungswasserwirtschaft 54, 228 S.; Braunschweig.
- K. KRUSE, (1995): Sickerwasseremissionen bei alten Deponien - wie lange problematisch? - UTECH 43. Seminar: 31 - 51; Berlin.
- A. LENDA, & A. ZUBER, (1970): Tracer dispersion in groundwater experiments. - Isotope Hydrology IAEA-SM-129/37: 619 - 641; Wien.
- T. MARZI, S. PALITZSCH, R. BECKMANN, R. KÜMMEL, A. BEARD & K. KELDENICH, (1998): Wirkungsmechanismen bei der Alterung von Müllverbrennungaschen. - Müll und Abfall 1990 (5): 316 - 322.
- A. MICHENFELDER, (1993): Labor- und Geländeuntersuchungen zum Transportverhalten und Rückhaltevermögen landwirtschaftlich genutzter Böden gegenüber Schwermetallen und Pflanzenschutzmitteln. - Schr. Angew. Geol. 27, 203 S.; Karlsruhe.
- MU (1991): Der Niedersächsische Umweltminister (MU): Anforderungen an Deponiestandorte für Siedlungsabfälle. Standorterlaß vom 27.11.1991 - 504-62812 / 21 B; Hannover.

- A. OGATA & R. BANKS, (1961): A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media. - USGS Prof. Paper 411-A, 7 S.; Washington.
- K. ONNICH, U. MANN, H. JESSBERGER, & K. FINSTERWALDER, (1991): Versuche und Berechnungen zum Schadstofftransport durch mineralische Abdichtungen und daraus resultierende Materialentwicklungen. - BAM Verbundvorhaben Deponieabdichtungssysteme 1. Arbeitstagung 23.09. - 25.09.1991: 125 - 139; Berlin.
- G. SCHNEIDER, (1992): Untersuchungen an einer 10 Jahre alten feinkornmineralischen Dichtungsschicht einer Hausmülldeponie. - Veröffentlichungen Grundbauinstitut LGA Bayern: 117-155; Nürnberg.
- D. SCHWEICH & M. SARDIN, (1981): Adsorption, partition, ion exchange and chemical reaction in batch reactors or in columns - a review. - Journal of Hydrology 50: 1 - 33; Amsterdam.
- P. SPILLMANN, (1990): Mobilisierung von Schadstoffen durch Abbauvorgänge. - F. ARENDT, M. HINSEVELD, W. VAN DEN BRINK, [Hrsg.]: Altlastensanierung '90: 463 - 478; Dordrecht (Kluwer).
- R. STEGMANN & H.-J. EHRIG, (1980): Entstehung von Gas und Sickerwasser in geordneten Deponien. - Müll und Abfall 12: 41 - 51.
- R. STEGMANN, & K. HUPE, (1997): Anpassung der Deponietechnik an die MBV-Reststoffe. STEGMANN / RETTENBERGER [Hrsg.]: Entwicklungstendenzen in der Deponietechnik. - Hamburger Berichte 12: 345 - 359, Hamburg.
- K. STIEF, (1986): Das Multibarrierenkonzept als Grundlage von Bau, Betrieb und Nutzung von Deponien, Müll und Abfall 18 (1):15-20; Berlin.
- H. TAUBALD, (1995): Neue geochemische, und isotope-geochemische Untersuchungen zur Karbonatlösung in mineralischen Deponieabdichtungen. - Müll und Abfall 5/1995: 299 - 308.
- J. WAGNER, (1990): Retention von Blei und Zink aus einer Gichtstaubdeponie durch einen tonigen Untergrund. - F. ARENDT, M. HINSEVELD, W. VAN DEN BRINK, [Hrsg.]: Altlastensanierung '90: 457 - 461; Dordrecht (Kluwer).
- J. WAGNER, (1992): Verlagerung und Festlegung von Schwermetallen in tonigen Deponieabdichtungen. - Schr. Angew. Geol. 22, 245 S.; Karlsruhe.
- C. ZEVENBERGEN, L. VAN REEUWIJK, J. BRADLEY, J. KEIJZER, & KROES, R. (1995): Leaching of heavy metals from MSUD-Incineration bottom ash in a disposal environment. - Proc. Sardinia '95: 369 - 377; Cagliari.