

Aus dem Rat des Bezirkes Leipzig, Abteilung Geologie,
und der Sektion Chemie der Karl-Marx-Universität Leipzig

Die Untersuchung von Deponiestandorten unter Berücksichtigung der Wechselwirkung von Auslaugungen in Deponiekörpern im bzw. mit dem Deponieuntergrund – ein methodischer Beitrag zum praktischen Grundwasserschutz

Von Wilfried Mahrla, Joachim Tauchnitz und Horst Hennig

Mit 1 Abbildung, 2 Tafeln und 2 Tabellen

(Eingegangen am 16. Juli 1979)

1. Einleitung

Das Verfahren der Geordneten Deponie (Tosch 1973) ist in der DDR die gebräuchlichste Methode zur schadlosen Beseitigung von Siedlungsabfällen. Erkenntnisse über den qualitativen und quantitativen Sickerwasseranfall liegen vor (Tosch und Schöler 1976; Tosch u. a. 1977). Daraus läßt sich der umweltfreundliche Charakter der Beseitigungsart ableiten.

Bei den Standorten für solche Deponien handelt es sich vorwiegend um Restlöcher ehemaligen Sand- und Lehmabbaus. Darüber hinaus wurden bei der Untersuchung von Steinbrüchen, natürlichen und künstlichen Geländeeinschnitten, Braunkohlentagebau-restlöchern und Hochhalden Erfahrungen gesammelt (Brauns und Mahrla 1977).

Das Ziel der Untersuchungen bestand jeweils in der Beurteilung des geologischen Untergrundes und seiner Eignung für die Deponie von Abprodukten, wobei eine konkrete Stellungnahme zum Problem der Abdichtung zu beziehen war.

Eigene Untersuchungen (Tauchnitz 1979 a, 1979 b, und die anderer Autoren (Schomaker 1977, 1978; Newton 1977) beschäftigen sich einerseits mit der Wechselwirkung der abgelagerten Stoffe untereinander und andererseits mit der Wechselwirkung der Inhaltsstoffe mit den anstehenden Lockergesteinen. Mit den vorhandenen Erkenntnissen wird in dieser Arbeit versucht, im allgemeinen einen methodischen Beitrag zum praktischen Boden- und Grundwasserschutz und im besonderen eine Neuorientierung zur Deponie von Abfällen zu leisten.

Darüber hinaus ist Gegenstand dieser Arbeit die Beschreibung des Untersuchungsablaufes bei unterschiedlichsten geologischen Standortbedingungen und die Vorstellung von in der Praxis bewährten Untersuchungsmethoden unter Berücksichtigung der Reaktionen im Deponiekörper und der Wechselwirkung von Auslaugungsprodukten und Deponieuntergrund.

2. Klassifikation von Deponiestandorten in Abhängigkeit von spezifischen hydrologischen Bedingungen

Bei dem Versuch der Einteilung von Deponiestandorten wird als Bezug die Grundwasser Oberfläche gewählt.

Die Bezeichnungen potentiell aerober Standort (PAS), potentiell anaerober Standort (PANS) und aerob/anaerober Standort (AS/ANS) geben nur die Tendenz der Ent-

wicklung eines Deponiekörpers, aufgrund der Standortverhältnisse, zu vorwiegend aeroben bzw. anaeroben Verhältnissen an. Nicht bezeichnet wird damit der vorhandene unverunreinigte Standort, der auch beim Typ 2 aerobe Verhältnisse zeigen kann.

Je nach Position des Deponiekörpers zur Grundwasseroberfläche sind folgende Haupttypen zu unterscheiden:

Tafel 1. Haupttypen von Standorten

Typ	Bezeichnung	Charakteristik
1	PAS	Grundwasseroberfläche (HW) > 1 m unter Deponiesohle
2	PANS	Grundwasseroberfläche liegt oberhalb der Deponiesohle, auch bei NW
3	AS/ANS	Grundwasseroberfläche (MW) befindet sich im Niveau der Deponiesohle; der Deponiekörper liegt zeitweilig im Grundwasser

(HW – höchster Grundwasserstand; NW – niedrigster Grundwasserstand; MW – mittlerer Grundwasserstand)

In Abhängigkeit von den geologischen Verhältnissen repräsentiert jeder der genannten Haupttypen eine Reihe von Variationen, von denen die wichtigsten in Taf. 2 und Abb. 1 dargestellt werden. Bremer (1975) schlägt zur komplexen graduierenden Einschätzung des Kontaminationsschutzes von Grundwasserleitern die Einführung geologisch-hydrogeologischer Standorteinheiten vor. Jede der sechs angeführten Standorteinheiten (mit Mulden- und Bergmethode) repräsentiert spezifische und detaillierte hydrogeologische Bedingungen (Mächtigkeiten, Durchlässigkeit der Schichten, Lage und Schwankung der Grundwasseroberfläche), die jedoch nicht ohne Vorbehalte verallgemeinert werden können und daher nur auf gleichartige Standorte übertragbar sind.

Tafel 2. Typenvariationen von Standorten in Lockergesteinen mit Grundwasserressourcen

Typ	Variation	Charakteristik	Abbildung
1	A 1	Sand/Kies > 1 m Mächtigkeit zwischen Deponiesohle und HW – Bergform	1 a
	A 2	wie 1 A 1 – Muldenform/Restlochform	1 b
	B 1	Lehm > 1 m Mächtigkeit zwischen Deponiesohle und Grundwasserleiter – Bergform	1 c
	B 2	wie 1 B 1 – Muldenform/Restlochform	1 d
	C 1	Ton > 0,5 m Mächtigkeit zwischen Deponiesohle und Grundwasserleiter – Bergform	1 e
	C 2	wie 1 C 1 – Muldenform/Restlochform	1 f
2	A	grundwasserführende Sande und Kiese; Grundwasseroberfläche (NW) oberhalb der Restlochsohle	1 g
	B	Lehm über Sand und Kies mit gespanntem Grundwasser	1 h
	C	Ton über Sand und Kies mit gespanntem Grundwasser (NW grundsätzlich oberhalb der Restlochsohle)	1 i

3	A	grundwasserführende Sande und Kiese; Grundwasser- oberfläche (MW) im Niveau der Restloch- sohle	1 j
	B	Lehm über grundwasserführendem Sand und Kies; Grundwasseroberfläche (MW) im Niveau der Restloch- sohle	1 k
	C	Ton über grundwasserführendem Sand und Kies; Grundwasseroberfläche (MW) im Niveau der Restloch- sohle	1 l

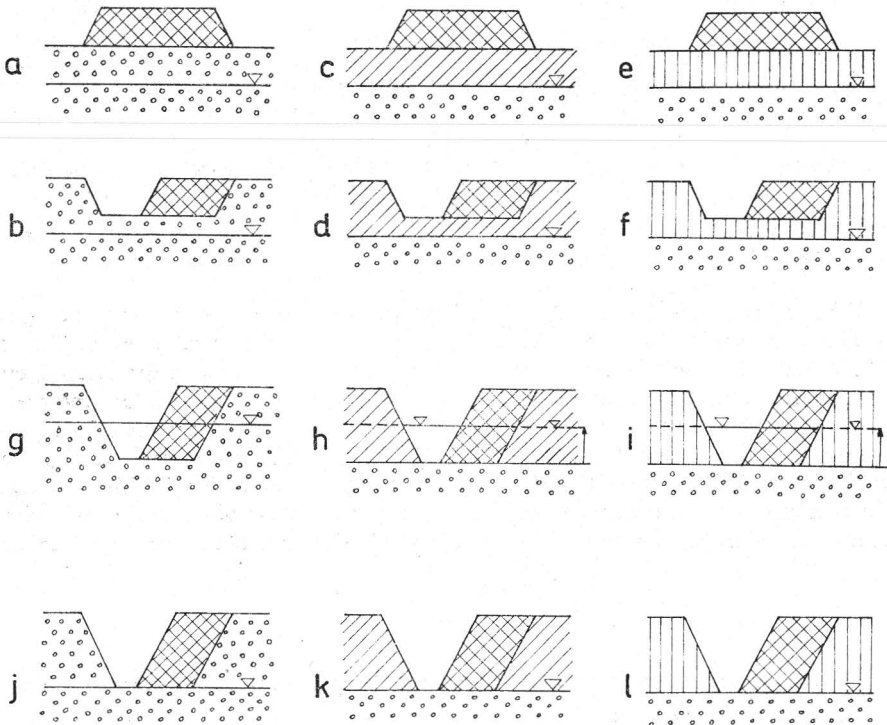


Abb. 1. Typenerklärung siehe Tafel 2.

1 Auffülle (Abprodukt); 2 Sand, Kies; 3 Schluff (Lößlehm, Geschiebelehm); 4 Ton; 5 Grundwasserspiegel, Druckwasserspiegel, Oberflächenwasserspiegel

Bei der Analyse der Typenvariationen nach Taf. 2 ist als Maßstab die wirtschaftliche Bedeutung des Grundwasserleiters anzulegen. Die günstigsten Voraussetzungen bieten unabhängig von der Bedeutung des Grundwasserleiters die Standorte vom Typ 1C1 und 1C2. Standorte der Typen 1B1 und 1B2 können durch künstliche Verdichtung annähernd gleiche Qualität wie die Typen 1C erreichen. Standorte vom Typ 1A sind bedingt für die Deponie von Abprodukten geeignet.

Standorte des Types 2 sind als ungünstig zu bezeichnen und nur durch aufwendige Maßnahmen als Deponiestandorte realisierbar.

1. Aufhöhung der Grubensohle bis HW, Einbau einer Dichtungsschicht oder

2. Absenkung des Wasserspiegels bis zum Niveau der Grubensohle; Einbau der Dichtungsschicht; Beibehaltung der Absenkung während der Deponie zur Sicherung der Dichtungsschicht gegen Auftrieb.

Standorte vom Typ 2A erfordern zusätzlich eine Böschungsdichtung.

Auf Standorte vom Typ 3 trifft prinzipiell das gleiche wie auf Standorte vom Typ 2 zu. Typ 3A kann durch Aufhöhung der Grubensohle (z. B. mit Bauaushub) in einen Standort vom Typ 1A2 überführt werden.

3. Verhalten der Dichtungsmaterialien von Deponien gegenüber Auslaugungsprodukten eines Deponiekörpers

Jeder Deponiekörper gibt in Abhängigkeit vom verkippten Material (Art, Zusammensetzung, Verdichtungsgrad, Alter und Mächtigkeit), den Witterungseinflüssen (Niederschlag, Verdunstung, Luft- und Deponietemperaturen) und der Morphologie des umliegenden Geländes (lateraler Zufluß) Sickerwasser an den Untergrund ab (Franzius 1977, 1978; Spillmann und Collins 1974, 1975, 1977, 1978; Tosch 1976; Knoch 1973, 1976; Stegmann 1976).

Theoretische Betrachtungen zum Sickerwasseranfall wurden von Franzius (1977), Metry und Fungaroli (1977) erarbeitet.

Die Bewegung des Sickerwassers im Deponiekörper und im Untergrund ist abhängig von der Viskosität, der Dichte, der Oberflächenspannung und der Druckhöhe des Sickerwassers sowie der Kornzusammensetzung, der Lagerungsdichte, der Kapillarität, des Wassergehaltes, der Mineralzusammensetzung und des Quellvermögens des natürlichen und des bereits vorhandenen künstlichen Deponieuntergrundes.

Daraus ergeben sich die Fragen nach der Eignung des natürlichen Untergrundes für die Anlage einer Deponie und nach den Voraussetzungen des Untergrundes, um eine Kontamination des Grundwassers durch Sickerwasser auszuschließen bzw. diese in vertretbaren Grenzen zu halten.

Von Tosch und Hermann (1970) wurden für den Deponieuntergrund folgende bodenphysikalische Kennwerte für die Dichtungsschicht von geordneten Deponien für Kommunal Müll gefordert:

- Durchlässigkeitsbeiwert für Wasser
 $k \leq 10^{-7} \text{ m/s}$
- Index der organischen Beimengungen
 $I_{om} \leq 3 \%$

Empfohlen werden von den gleichen Autoren folgende Daten:

- natürlicher Wassergehalt
 $w_n \leq w_{opt}$ (optimaler Wassergehalt)
- Sättigungsgrad
 $s_r \geq 0,95$ (im eingebauten Zustand)
- Plastizitätsindex
 $0,09 < I_p < 0,4$
- Kornverteilung
 $d_{10} \leq 0,002 \text{ mm}$
 $d_{100} \leq 80 \text{ mm}$

Von den natürlichen Sedimenten entsprechen in der Regel diesen Forderungen:

- Schluffstein, Tonstein (in Abhängigkeit von der Klüftigkeit)
- Kaolin (in Abhängigkeit von der Klüftung des Ausgangsgesteins),

- tertiäre Tone (einschließlich Kaolinton) und Schluffe,
- Geschiebemergel und Geschiebelehm,
- Aueton (in Abhängigkeit vom Gehalt organischer Substanzen) und mit Einschränkungen
- Löß und Lößlehm (in Abhängigkeit von Klüftung und Sandgehalt),
- Auelehm (in Abhängigkeit vom Sandgehalt und organischen Beimengungen).

Diese Betrachtungsweise ist bezüglich der Reaktionen der Sickerwasserinhaltsstoffe mit dem Deponieuntergrund zu einseitig und kann bei Anwendung zu Grundwasserverunreinigungen führen.

Die Wirkung von „inneren hydrogeologischen Faktoren“ (Milde und Mollweide 1970) beginnt bereits zu dem Zeitpunkt, wenn Sickerwässer den Deponiekörper verlassen, d. h., das Reinigungsvermögen des Grundwasserleiters in Abhängigkeit von seinem petrographischen Aufbau und seinen gesteinsphysikalischen Verhältnissen ist ohne Einschränkung (mit Ausnahme der Länge des Fließweges) auf die Sickerzone übertragbar.

Von außerordentlicher Bedeutung für den Schutz des Grundwassers wird diese Tatsache bei der Ablagerung von industriellen Abprodukten, insbesondere bei der Ablagerung von Schadstoffen und toxischen Abprodukten (STA). Von Tauchnitz u. a. (1979 a) wurden zwei Arten von Schadstoffdeponien definiert:

- Eine reine Schadstoffdeponie ist eine Abfallhalde, bei der durch das Verhältnis der verkippten Mengen STA zu Kommunalmüll oder STA-freien Abprodukten eine Sättigung des Deponiekörpers mit STA erfolgt, so daß der Deponiekörper nicht mehr in der Lage ist, die STA zurückzuhalten und die mikrobiologischen Prozesse im Deponiekörper erlöschen. Der Deponiekörper ist nur durch besondere, aufwendigere Maßnahmen kultivierbar.
- Eine gemischte Schadstoffdeponie ist eine Abfallhalde, bei der durch das Verhältnis der verkippten Mengen STA zu Kommunalmüll oder STA-freien Abprodukten keine Sättigung des Deponiekörpers durch die STA erfolgt. Der Deponiekörper ist sorptionsfähig und die mikrobiologischen Abbauprozesse sind wirksam. Der Deponiekörper ist kultivierbar.

Im Gegensatz zu den gemischten Schadstoffdeponien gelangen bei reinen Schadstoffdeponien mit dem Sickerwasser aus dem Deponiekörper schadstoffhaltige und toxische Inhaltsstoffe (STI) oder auch die STA selbst (ohne bzw. mit Wasseranteil) auf die Deponiesohle. In Abhängigkeit von der Struktur des Deponieuntergrundes und der STA verändern diese die bodenphysikalischen und bodenchemischen Eigenschaften bzw. Verhältnisse. Die Gefährdung des Grundwassers vergrößert sich.

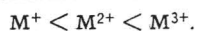
3.1. Belastung des Deponieuntergrundes mit Kationen

Eine vereinfachte Einteilung der Metallionen bezüglich der Reaktivität mit den Böden ergibt sich nach der HSAB-Theory (Pearson 1963). Sullivan (1977) wendet diese auf die Wechselwirkung mit den Böden an. Danach ergibt sich eine Reihe bezüglich der Schwierigkeit des Austausches von Ionen in Böden:



Verallgemeinernd läßt sich zeigen:

- Der Oxidationszustand eines Ions scheint der dominierende Faktor für die Kationenselektivität zu sein. Es gilt die Reihe



- Die „softness“ führt zu stabilen Boden-Ion-Spezies.

- Obengenannte Reihe zeigt, daß die Übergangsmetallionen (gewöhnlich „borderline acids“) in Bodenaustauschreaktionen einbezogen und gegenüber den „hard acids“ bevorzugt sind.

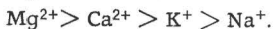
Schöttler (1973, 1975) beschreibt das Verhalten von Schwermetallionen bei der Langsandsfiltration und die Reinigungswirkung von verschiedenen Lockergesteinen. Bei Lößlehm und Ton konnte ein ausreichendes, bei Mergel und Mutterboden ein beschränktes und bei Feinsand und humosem Feinsand ein unzureichendes Reinigungsvermögen festgestellt werden. Für einen Sand (Schöttler 1975) wurde für Cu^{2+} -Ionen eine Sättigungsgrenze von 100 mg/kg Sand und für Cd^{2+} -Ionen von 4 mg/kg Sand nachgewiesen. Schöttler (1973) definiert eine „dauerhafte Speicherung“ von Schwermetallionen in Böden, die auch nach Änderung des Chemismus von Wasser und Boden in der Bodenmatrix erhalten bleiben.

Die Adsorption von Schwermetallionen an Böden wird von Mayer (1978) beschrieben. Danach gehorchen die Adsorptionen der Kationen an Böden dem Langmuir-Gesetz.

Für Cu^{2+} -, Zn^{2+} - und Cd^{2+} -Ionen beschreiben Frost und Griffin (1977 b) das Adsorptionsvermögen an Tonmineralen.

Frost und Griffin (1977 a), Huang (1975), Sanks und Gloyna (1977) beschreiben die Adsorption von Arsenionen bzw. anderen Kationen in Abhängigkeit vom pH-Wert an Tonen. Nach diesen Arbeiten besteht die Möglichkeit der Verunreinigung durch As-Ionen unter alkalischen Bedingungen.

Chan u. a. (1978) beschreiben die Wechselwirkung zwischen den Auslaugungsprodukten einer Deponie und einem Boden. Dabei wurde folgende Abnahme des Rückhaltevermögens des Bodens für die Kationen nachgewiesen (HSAB-Theory):



Das Rückhaltevermögen von Schwermetallionen an Böden ist aber nicht nur auf sorptive Kräfte zurückzuführen. Die organischen Inhaltsstoffe der Böden, die Humusbestandteile, insbesondere Humin- und Fulvensäuren sind in der Lage, Schwermetallionen koordinativ zu binden und hemmend auf deren Migration zu wirken (Schnitzer 1978 a, b; Bunzl u. a. 1976; Elgala u. a. 1976, 1979).

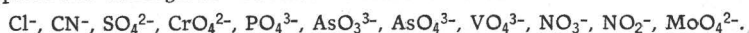
Nicht nur die Migration im Boden wird gehemmt, sondern auch die Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetallionen (Hildebrand und Blum 1975). Werden die Schwermetallionen durch organische Substrate koordinativ gebunden und somit fixiert (es ist keine Migration und Aufnahme durch Pflanzen mehr möglich), heißt das nicht, daß dieser Zustand irreversibel ist. Durch mikrobiologischen Abbau der organischen Bestandteile können die Schwermetallionen wieder freigesetzt werden (Patrick u. a. 1977).

Neben den Sorptionen und der Fixierung der Schwermetallionen durch Komplexbildung besteht auch die Möglichkeit der Fällung der Hydroxide bzw. Oxidhydrate. Ab Boden-pH-Werten > 7 kann mit der Fällung dieser Hydroxide gerechnet werden.

Verallgemeinernd wird festgestellt, daß alle Böden (also auch die Dichtungsmaterialien von Deponien) nur eine bestimmte Kapazität für die Aufnahme von Schwermetallionen haben. Wird diese Aufnahmekapazität überschritten, können Schwermetallionen in das Grundwasser gelangen.

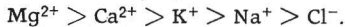
3.2. Belastung des Deponieuntergrundes mit Anionen

Beispiele für ökologisch bedeutsame Anionen sind:

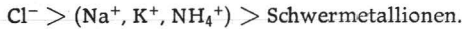


Die Gitterstrukturen der gesteinsbildenden Minerale sind meist oxidischer Natur. Der elektronegative Sauerstoff spielt in den Gitterstrukturen eine bedeutende Rolle.

Dadurch kommt es zu Abtöpfungseffekten zwischen Mineralen und Anionen. Die Adsorption der Anionen an den Mineralen ist folglich sehr gering. Nach Pfeffer (1959) durchwandern Cl^- -Ionen aus einer gesättigten Kochsalzlösung eine 2 m mächtige, plastische Tonschicht im Zeitraum von 3 Jahren. Von Beese u. a. (1979) wird der Anionentransport in verschiedenen Böden beschrieben. Chan u. a. (1978) untersuchten die Wechselwirkung der Sickerwässer einer Deponie mit einem tonigen Boden und stellten folgende Abnahme in der Wechselwirkung fest:



Vergleichbar sind die Ergebnisse der Untersuchungen von Cartwright u. a. (1977). Die Passage von Müllsickerwasser durch Tone zeigte für die Inhaltsstoffe folgende Durchlaufgeschwindigkeit:



Die Wechselwirkung der Anionen mit der Boden- und Mineralmatrix ist also im Vergleich zu Kationen am geringsten.

Griffin u. a. (1977), Ziglio u. a. (1978 a, b) konnten in Adsorptionsversuchen im System CrO_4^{2-} -Ton (Kaolinit, Montmorillonit) bzw. mittlerer Feinsand mit Ton- und Humusanteilen nachweisen, daß nur eine sehr geringe Adsorption stattfindet. Die Chromate sind wieder auswaschbar.

Ähnliche Verhältnisse wurden für Phosphate und Arsenate (Frost 1977 a) gefunden. Ursache dieses Verhaltens sind die negativen Ladungen der tetraedrischen Anionen und die negative Ladung auf den Oberflächen der Tone.

Die Wechselwirkung des CN^- -Ions mit den Böden läßt sich nicht nur durch Adsorption beschreiben. CN^- -Ionen sind in der Lage, koordinative Bindung mit Kationen, insbesondere den Eisenionen, einzugehen. Dadurch entstehen relativ stabile Boden-Cyanidsysteme (Kastman und Zimmermann 1977; Tauchnitz u. a. 1981).

3.3. Belastung des Deponieuntergrundes mit organischen Substanzen

In Abhängigkeit von dem Mineralgehalt zeigen die Böden gegenüber verschiedenen organischen Stoffen unterschiedliches Sorptionsverhalten. Yaron u. a. (1977), Yaron (1978), Yaron und Saltzman (1978), Yaron und Gerstl (1978) beschreiben das Verhalten verschiedener Böden gegenüber Parathion. Es wurde nachgewiesen, daß die Affinität der Böden zu Parathion in folgender Reihe abnimmt:

Organische Substanzen > Tonfraktionen (Montmorillonit > Kaolinit) > grobe Fraktionen.

Sanks und Gloyna (1977) geben für Tonminerale die in Tab. 1 genannten Sorptionskapazitäten an:

Tabelle 1. Sorptionskapazitäten von Tonmineralen

Substrat (Ion)	Kapazität [m Mol/kg]
H^+	300 - 9 000
OH^-	150 - 300
Acetaldehyd	10 - 40
Aceton	0,7 - 15
Phenol	1 - 40
DDT	5 - 40
Hg^{2+}	8 - 100

Bemerkenswert ist die Wechselwirkung von organischen Substanzen im Boden, insbesondere Komplex- bzw. Chelatbildnern. Giovannini und Sequi (1976) beschreiben die Veränderung der Stabilität der Bodenaggregate. Verursacht wird diese Veränderung durch das Herauslösen von Fe^{3+} - und Al^{3+} -Ionen mit komplex- bzw. chelatbildenden Substanzen.

Beyer und Schweiger (1969) führen in ihrer Arbeit aus, daß die Bodensubstrate durch Kohlenwasserstoffe, insbesondere aliphatische, an Quellfähigkeit stark einbüßen.

Durch Quellung wird die Wasserdurchlässigkeit vermindert.

Durch saure Reaktion (Sanks 1977) schrumpfen Tonminerale (texanische Tone: Montmorillonitgehalt: 55 %, 80 %, 90 % und 100 %) und werden durchlässiger.

4. Deponiestandort und Verhalten des Deponiekörpers

In einem Kommunalmülldeponiekörper finden die verschiedensten Prozesse statt. Beschrieben wurden diese Vorgänge von Nöring u. a. (1968). Industrielle Abprodukte, insbesondere STA, können in einer Deponie in Wechselwirkung mit anderen abgelagerten Abfällen treten. Nach der Art der Wechselwirkung und den Auswirkungen auf die Umwelt werden von Tauchnitz u. a. (1979 a) Schadstoffdeponien in „reine“ und „gemischte“ Schadstoffdeponien unterschieden. Die Differenzierung erfolgt im wesentlichen nach den Faktoren:

- Mischungsverhältnis M ,
- Vergleichbarkeit der Qualität der Sickerwässer von Schadstoffdeponien mit denen „Geordneter Deponien“ von Kommunalmüll,
- Kultivierbarkeit des Deponiekörpers.

Im Abschn. 2. wurde eine Klassifikation von Deponien auf der Basis des geologischen Untergrundes zur Diskussion gestellt. Je nach der Art des Deponiestandortes im Lockergestein entstehen aerobe oder anaerobe Deponiekörper. Daß der aerobe oder anaerobe Charakter durch Art, Menge und Technologie der Verkipfung von Abfällen mit beeinflusst wird, ist ohne Zweifel und kann demzufolge gesteuert werden.

Nach der Einteilung von Deponiekörpern in „reine“ und „gemischte“ Schadstoffdeponien und der Klassifikation von Standorttypen ist im jeweiligen Fall im Hinblick auf den zu erwartenden Charakter des Deponiekörpers folgendes erkennbar:

1. Der aerobe und anaerobe Charakter des Deponiekörpers ist abhängig von der Standortwahl.
2. Durch die Art und Menge der zu verkippenden Abfälle und durch die Kipptechnologie wird der Deponiekörper in seiner Entwicklung zur „reinen“ oder „gemischten“ und zur aeroben und anaeroben Deponie beeinflusst.

Konsequenzen haben die Einteilungen für die Verkipfung von STA. Befindet sich z. B. ein Kommunaldeponiekörper in vorwiegend anaerobem Bereich, dann können auf diesem Deponiekörper schwermetallionenhaltige Abprodukte abgelagert werden. Für das Sickerwasser der Deponie Kanena (Typ 2B) konnte ein Fällvermögen für Schwermetallionen nachgewiesen werden (Tauchnitz u. a. 1979 b). Der Sulfidgehalt ist bis ca. 5 cm unterhalb der Deponieoberfläche nachweisbar (Tauchnitz, Mahrla u. a. in Vorbereitung) und indiziert für den „quasi“ gesamten Deponiekörper anaerobes Verhalten. Dagegen konnte bei den Sickerwässern der Deponien Hohenlauf t (Typ 1A2) und Ruhmberg (Standort im Festgestein; vergleichbar mit Typ 2B) kein Fällvermögen für Schwermetallionen nachgewiesen werden.

Das Verhalten von Schwermetallionen in anaeroben Schlämmen wurde von Theis und Hayes (1978 a, b) beschrieben.

Durch die anaeroben Prozesse in der Deponie Kanena wandert H_2S -Gas an die Oberfläche der Deponie und wird teilweise zu elementarem Schwefel oxidiert.

Versuche mit Mischungen cyanidischer Abfälle und schwefelhaltigen Deponiematerialien konnten einen CN^- -Umsatz zu ungiftigeren Produkten nachweisen (Tauchnitz, Goldberg, Mahrla u. a. im Druck).

Anhand dieser Beispiele kann gezeigt werden, daß

- die Prozesse in einem Deponiekörper für die Ablagerung von STA im Sinne einer „gemischten“ Schadstoffdeponie nutzbar gemacht werden können,
- ein Deponiekörper im weiteren Sinne als ein Reaktor aufgefaßt werden kann,
- es notwendig ist, die Deponiekörper eines Einzugsbereiches von STA-haltigen Abfällen zu charakterisieren bzw. zu untersuchen und Neuanlagen von Deponien mit konkreten Zielstellungen (bezüglich der zu verkippenden Abprodukte) vorzubereiten und zu betreiben,
- es notwendig ist, den Charakter einer Deponie, insbesondere einer „gemischten“ Schadstoffdeponie, über den kontrollierbaren „output“ (z. B. Grundwasserbeobachtungsrohre) und „input“ (STA, kommunale Abfälle usw.) durch eine gezielte, gemischte Ablagerung von Abfällen zu „steuern“.

Die Zielstellung dieser Betrachtung besteht in der Erkenntnis,

- daß durch eine programmierte Verkipfung der verschiedensten Abfälle die ablaufenden Reaktionen in einem Deponiekörper so gelenkt werden, daß sich in diesem stabile Gleichgewichtsbedingungen herausbilden,
- daß die Gleichgewichtsbedingungen zur Fixierung und zur chemischen und biochemischen Umsetzung der STA zu harmloseren Stoffklassen führen,
- daß der „output“ (Sickerwässer, Gase) eines Deponiekörpers nicht oder nur geringfügig schadstoffhaltig ist.

5. Schlußfolgerungen aus den vorangegangenen Überlegungen

- „Wilde“ Kippen stellen oft ideale Untersuchungsobjekte für das Verhalten von Sickerwässern bei Kontamination des Grundwassers dar. Allein die „wilden“ Kippen in Lockergesteinen z. B. unseres Territoriums dürften sich mit großer Wahrscheinlichkeit allen denkbaren Varianten im Aufbau des Untergrundes, mit Sicherheit aber der im Abschn. 2. vorgestellten Klassifikation von Deponiestandorten zuordnen lassen.

Die Analyse der in der Literatur (Zusammenstellung von Publikationen bei Golwer u. a. 1970 und Mollweide 1969, 1971) beschriebenen Schadensfälle durch Müllkippen läßt hydrogeologisch unterschiedlichste Standorte, die in ihrer Charakteristik dem entworfenen Schema entsprechen, erkennen. Fixierte Untersuchungsergebnisse über den Grad der Untergrundverunreinigung sind aber nur bei analogen geologischen, hydrogeologischen und bodenhygienischen Verhältnissen auf andere Deponiestandorte übertragbar.

- Die Abdichtung des Deponiekörpers zum Untergrund ist mit erheblichen technischen und ökonomischen Aufwendungen verbunden.

Vor der Anlage von Neuaufschlüssen der Steine- und Erden-Industrie erfolgen Abstimmungen mit zuständigen Territorialorganen über die Art der Nachnutzung entstehender Restlöcher. Dadurch kann bereits im Anfangsstadium z. B. der Lehm- und

Tongewinnung Einfluß auf die Gestaltung von Sohle und Böschungen des künftigen Restlochs für die Nachnutzung zur Deponie genommen werden. Durch Stehenlassen einer Restlehm- bzw. Resttonnschicht über dem Grundwasserleiter und unter Inkaufnahme von Abbauverlusten kann z. B. dem Einbau einer Dichtungsschicht auf elegante Art begegnet werden.

- Der Deponiekörper ist als Reaktor zu betrachten. Reaktionsvorgänge von Abprodukten untereinander können zur Herausbildung von Gleichgewichtsverhältnissen führen. Allein das Sorptions- und Reaktionsvermögen von Aschen kann verhindern, daß z. B. verkippete Mineralprodukte, Schwermetallionen und Biozide in konzentrierter Form als Wasserschadstoffe in das Grundwasser gelangen. Im allgemeinen vollzieht sich der „Durchbruch“ von Wasserschadstoffen erst dann, wenn Reaktionspartner durch ein Überangebot einer Komponente funktionslos werden, wenn die Sorptions- und Reaktions-Kapazität überschritten wird. Daraus ergibt sich die Schlußfolgerung, daß die Chemie des Deponiekörpers mit Hilfe der Verkippungstechnologie gesteuert bzw. gelenkt werden muß.
- Eine Deponie ist als gut bewirtschaftet zu bezeichnen, wenn die natürlich vorhandene oder künstlich eingebaute Dichtungsschicht lediglich eine zusätzliche Sicherheit für den Fall eines „Durchbruchs“ darstellt und nicht primär das Eindringen von Verunreinigungen in das Grundwasser verhindern soll. Die Funktion der Dichtungsschicht als „nur“ zusätzliche Sicherheit gewinnt insofern an Bedeutung, als nach neuester Erkenntnis die bislang übliche Forderung nach einer Abdichtung des Deponiekörpers zum Untergrund mit natürlichen, bindigen Lockergesteinen nicht ausreichend ist. Das gilt insbesondere für „reine“ Schadstoffdeponien. Die Kontamination von Grundwasser mit Wasserschadstoffen kann nur verhindert werden, wenn eine wirkungsvolle Synthese zwischen Deponiekörper und Untergrund erreicht wird, d. h. wenn ein Deponieregime (Art und Menge der zur Verkippung kommenden Abprodukte, Verkippungstechnologie, Chemie des Deponiekörpers) aufgebaut wird, das o. g. Forderung entspricht.

Zur Abschätzung der Sicherheit des natürlich vorhandenen Untergrundes oder der künstlich eingebauten Abdichtung von Deponien sind komplexe Untersuchungen der von Tosch und Hermann (1970) geforderten bodenphysikalischen Kennwerte und darüber hinaus der Filtereigenschaften und der Sorptions- und Reaktions-Kapazität und deren zeitliche Wirksamkeit von Dichtungsmaterial und Sickerzone notwendig.

- Der Verzicht auf eine Abdichtung des Deponiekörpers setzt die Beherrschung des Deponieregimes und die genaue Kenntnis o. g. Parameter der Sickerzone voraus. Der „output“ ist mit dem Grad der kalkulierten Grundwasserverunreinigung bestimmbar und kontrollfähig zu gestalten (Nöring u. a. 1968; Bremer 1975).

6. Hydrogeologische und bodenhygienische Untersuchungen von Deponiestandorten

Nach den Ausführungen der vorangegangenen Abschnitte gewinnt die komplexe hydrogeologisch-bodenhygienische Untersuchung an Bedeutung. Mit der Standortwahl (Abschn. 2.) und der Erfassung der hydrogeologischen Verhältnisse erfolgt ein wesentlicher Beitrag zur Einordnung einer Deponie in einen der genannten Typen. Je nach der Art des Standortes entwickelt sich der Deponiekörper zum Typ 1 (aerober Deponiekörper) oder zum Typ 2 (anaerober Deponiekörper). Damit wird das Reaktionsverhalten eines Deponiekörpers gegenüber abzulagernden Abprodukten geprägt. Das ist bei den hydrogeologischen und bodenhygienischen Untersuchungen von Deponiestandorten zu berücksichtigen.

Es soll hier nicht Aufgabe sein, ein allgemeingültiges Rezept über Art und Um-

fang durchzuführender Untersuchungsarbeiten zu vermitteln, spielen doch zu viele Faktoren, die von Fall zu Fall bei den jeweiligen Standorten aus verschiedenem Blickwinkel zu betrachten sind, eine wesentliche Rolle.

In Anlehnung an Beyer und Brauns (1966) sind folgende Einflußgrößen im Zusammenhang mit der Standortuntersuchung zu erfassen:

- der geologische Aufbau des Untergrundes,
- die geochemischen Verhältnisse im Untergrund,
- die Beschaffenheit und Mächtigkeit der Grundwasserdeckschichten,
- die Beschaffenheit des Grundwasserleiters,
- die Grundwasserdynamik (Lage der Grundwasseroberfläche, Grundwassergang, Fließrichtung, Fließgefälle, Kommunikationsgebiete),
- der Grundwasserchemismus,
- wasserwirtschaftliche Nutzungen,
- die klimatisch-meteorologischen Verhältnisse,
- der oberirdische Abfluß,
- vorhandene Schutzgebiete.

Der Kenntnisstand über den geologischen, hydrogeologischen und geochemischen Aufbau des Untergrundes im Territorium gestattet in vielen Fällen bereits ohne weitere technische Arbeiten zu entscheiden, ob eine auflässige Grube für die Deponie geeignet oder ungeeignet ist. Zu berücksichtigen ist dabei die Art des Verkipfungsmaterials (Tauchnitz und Scholz 1977) und dessen Gefährlichkeitsgrad (Gläßer u. a. 1976).

Der allgemeine Gang der hydrogeologischen und bodenhygienischen Untersuchungen verläuft in Abhängigkeit vom Untersuchungsobjekt mit seinen Eigenheiten nach dem in Tab. 2 dargestellten Schema.

Tabelle 2. Schematische Übersicht über den Ablauf hydrogeologischer und bodenhygienischer Untersuchungen

1. Vorarbeiten	<ul style="list-style-type: none"> – Sichtung vorhandener Unterlagen (geologische Karten, Altbohrungen in der näheren Umgebung, Schrifttum); – Einordnung des Standortes in das regionalgeologische Bild; – Feststellung der Lage vorhandener Grundwassernutzungen; – Auswertung vorhandener geochemischer Prospektionsergebnisse; – bodengeologische Einschätzung
2. Ortsbesichtigung und Geländearbeiten	<ul style="list-style-type: none"> – Anlage von Schürfen; – Beprobung evtl. bestehender Wasserfassungen sowie stehender und fließender Gewässer im (mutmaßlichen) Unter- und Oberstrom des Standortes; – Beprobung des Deponieuntergrundes für bodenhygienische Untersuchungen
3. Auswertung	Auswertung der gewonnenen Erkenntnisse und Analysen
4. Untersuchungsergebnis	Hydrogeologisches Gutachten bei ausreichender Kenntnis der hydrogeologischen Verhältnisse mit Aussage, ob eine Abdichtung des künftigen Deponiekörpers notwendig ist, oder ob darauf verzichtet werden kann. Unabhängig von der Art der Aussage sind Grundwasserbeob-

achtungsbohrungen im Unterstrom auf der 50- und 100-Tage-Linie und im Oberstrom (Müller und Kempny 1977) mit Angabe zur Lage der Bohransatzpunkte, der erforderlichen Bohrtiefe und des Filtereinbaus notwendig (Kontrolle und Überwachung des Grundwasserchemismus).

Bodenhygienisches Gutachten bei Kenntnis über bodenphysikalische und geochemische Verhältnisse mit Aussagen, ob eine Deponie auf dem Standort möglich ist, welche Abfälle in welcher Menge aus dem Territorium abgelagert werden dürfen.

Bei nicht ausreichender Kenntnis der hydrogeologischen und bodenhygienischen Verhältnisse mit detailliertem Maßnahmenplan über weitere Untersuchungsarbeiten.

5. Maßnahmen

- a) Abteufung von Bohrungen und Ausrüstung mit Grundwasserbeobachtungsrohren zur Ermittlung
 - der geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse,
 - der Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit,
 - der Gewinnung bodenphysikalischer Kennwerte der überlagernden Deckschichten und des Grundwasserleiters,
 - der hydrochemischen Verhältnisse (zur Referenz),
 - der geochemischen Verhältnisse (Mineralzusammensetzung des Deponieuntergrundes; Reaktivität des Deponieuntergrundes gegenüber ausgewählten Abprodukten des Einzugsgebietes; Veränderung der bodenmechanischen und bodenchemischen Eigenschaften durch die Wechselwirkungen mit den Abprodukten; Sorptionseigenschaften gegenüber o. g. Abprodukten; kapazitive Betrachtungen);
- b) Abteufung eines (mehrerer) Brunnens im Unterstrom des Standortes zur Durchführung von Pumpversuchen,
 - zur k -Wert-Bestimmung des Grundwasserleiters,
 - zur Prüfung der Durchlässigkeit der Restlochsohle für Wasser durch Überleitung des gehobenen Grundwassers in das Restloch bzw. durch Beobachtung der Wasseroberfläche (Schwankungen) im Restloch bei der Pumpversuchsdurchführung;
- c) Tracerversuch zur Ermittlung der Durchlässigkeit der Deponiesohlfäche (Impfung des Restlochs) gleichlaufend mit dem Pumpversuch;
- d) lage- und höhenmäßige Vermessung aller in der näheren (ggf. auch weiteren) Umgebung des Deponiestandortes befindlichen Grundwasseraufschlüsse sowie der stehenden und fließenden Gewässer;
- e) bodenphysikalische Untersuchungen zur Ermittlung der Eigenschaften der Deponiesohlfäche (Standarddichte, Rohdichte, Durchlässigkeitsbestimmung für Wasser);
- f) geophysikalische Untersuchungsarbeiten (Geoelektrik, Seismik in Abhängigkeit von der Aufgabenstellung und den örtlichen Gegebenheiten) mit Bohrarbeiten zur Eichung der Meßwerte.

6. Auswertung

Auswertung der gewonnenen Erkenntnisse

7. Untersuchungsergebnis

Hydrogeologischer und bodenhygienischer Abschlußbericht

- mit den Aussagen, ob eine Abdichtung des künftigen Deponiekörpers zum Untergrund erforderlich ist, oder

ob darauf verzichtet werden kann, ggf. mit Festlegung weiterer Maßnahmen;

- mit der Aussage, welche Abprodukte in welchen Mengen und mit welcher Technologie auf dem untersuchten Standort schadlos abgelagert werden können.

Analog zu Tab. 2 ist bei bereits bestehenden Kippen, die als Geordnete Deponie weiter betrieben werden sollen, zu verfahren. Allerdings sollte bei derartigen Standorten in erster Linie das Ausmaß der möglicherweise bereits eingetretenen Untergrundverunreinigung ermittelt werden, da die Forderung nach einer Beseitigung bereits verkippter Abprodukte in Abhängigkeit von ihrer Menge nur theoretisch erhoben werden kann und in der Praxis schwer durchführbar ist. Derartige Standorte ohne Abdichtung als Geordnete Deponie weiter zu betreiben, kann unter Umständen aus hydrogeologischer und bodenhygienischer Sicht akzeptiert werden, wenn die örtlichen Gegebenheiten nicht dagegen sprechen.

Die von Gläser u. a. (1976) vorgestellte kartenmäßige Darstellung zur schadlosen Ablagerung von Abprodukten und havariegefährdeten Gebieten baut im wesentlichen auf regionalen geologischen Kenntnissen auf, erfordert aber für den konkreten Deponiestandort weitere spezielle Untersuchungen.

In folgenden Arbeiten werden Beispiele aus der Praxis über Untersuchungsarbeiten an hydrogeologisch unterschiedlichen Standorten mit unterschiedlich komplizierten Bedingungen beschrieben. Es sollen damit einige methodische Hinweise gegeben werden, die, immer unter Berücksichtigung der örtlichen Gegebenheiten, bei ähnlichen Vorhaben die Arbeit erleichtern können.

Z u s a m m e n f a s s u n g

Nach der Art von Deponiestandorten in Lockergesteinen erfolgt die Charakterisierung in potentiell aerobe, potentiell anaerobe und aerob/anaerobe Standorte. Die Einteilung von Deponiekörpern in „reine“ und „gemischte“ Schadstoffdeponien bildet zusammen mit der Standortcharakterisierung ein Instrument zur bewußten Steuerung einiger Grundtypen von Prozessen innerhalb eines Deponiekörpers. Der Deponiekörper wird als Reaktor bezeichnet.

Es wird eine methodische Anleitung beschrieben, wie aus hydrogeologischer und bodenhygienischer Sicht der konkrete Standort zu untersuchen ist, wobei dem Problem der Abdichtung besondere Aufmerksamkeit gewidmet wird.

S c h r i f t t u m

- Beese, F., und R. R. van Ploeg: Simulation des Aniontransportes in ungestörten Bodensäulen unter stationären Fließbedingungen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* **142** (1979) 69–85.
- Beyer, W., und K.-H. Schweiger: Verhalten von Mineralölen im Boden. Schriftenreihe der Bauforschung, Reihe Ingenieur- und Tiefbau **22** (1969) 51–76.
- Beyer, W., und F. Brauns: Hydrogeologische Untersuchungen bei der Ablagerung von Wasserschadstoffen. *Z. angew. Geol.* **12** (1966) 599–606.
- Brauns, F., und W. Mahrla: Geologische Erkenntnisse bei der Vorbereitung und dem Betrieb geordneter Deponien von Siedlungsmüll im Bezirk Leipzig. Vortrag: Gehalten auf der Arbeitstagung des Instituts für Kommunalwirtschaft Dresden in Döbeln am 18. 10. 1977.
- Bremer, B.: Die Nutzung territorialer geologischer Ressourcen und die Entwicklung der sozialistischen Landeskultur im Bezirk Magdeburg. Unveröffentlichte Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle/Wittenberg 1975.

- Bunzl, K., et al.: Kinetics of Ion Exchange in Soil Organic Matter. V. Differential Ion Exchange Reactions of Cu^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} and Ca^{2+} -Ions in Humic Acids. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkde.* **139** (1976) 475–485.
- Cartwright, K., R. A. Griffin and R. H. Gilkeson: Migration of Landfill Leachate Through Glacial Till. *Ground Water* **15** (1977) 294–305.
- Chan, K. Y., B. G. Davey und H. R. Geering: Interaction of Treated Sanitary Landfill Leachate with Soil. *J. Environ. Qual.* **7** (1978) 306–310.
- Collins, H. J.: Beeinflussung von Sickerwassermenge und -belastung durch Nutzung von Rottevorgängen in Deponien. DFG-Forschungsvorhaben CO 76/8 und CO 76/14 Nov. 1977 aus dem Leichtweiss-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig.
- Collins, H. J., und P. Spillmann: Einfluß eines Sickerwasserkreislaufes auf den Wasserhaushalt von rottendem, ländlichem Hausmüll. *Müll und Abfall* **10** (1978) 331–339.
- Collins, H. J., und P. Spillmann: Lagerungsdichte, Abbautemperaturen, Sickerwasseranfall und -belastung in einer Rotteponie in Abhängigkeit von der Vorbehandlung des Mülls. *Müll und Abfall* **6** (1974) 71–81.
- Collins, H. J., und P. Spillmann: Einjährige Beobachtungen von Temperaturverlauf und Sickerwasserbelastung einer hochverdichteten Hausmülldeponie. *Müll und Abfall* **7** (1975) 29–34.
- Elgala, A. M., et al.: Stability constants of complexes of humic and fulvic acids isolated from organic-enriched Egyptian soils with Fe, Mn and Zn-Cations. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkde.* **142** (1979) 293–300.
- Elgala, A. M.: Comparative ability of natural humus materials and synthetic chelates in extracting Fe, Mn, Zn, and Ca from soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkde.* **139** (1976) 301–307.
- Franzius, V.: Der Sickerwasserabfluß aus Mülldeponien. – Ein mathematisches Modell –. Diss. 1977. Vom Fachbereich – Wasser und Verkehr – der TH Darmstadt.
- Franzius, V.: Der Wasserhaushalt von Deponien – eine wichtige Größe für die Deponiepraxis. *Müll und Abfall* **10** (1978) 340–345.
- Frost, R. R., und R. A. Griffin: Effect of pH on Adsorption of Copper, Zinc and Cadmium from Landfill Leachate by Clay Minerals. *J. Environ. Sci. Health A* **12** (1977 b) 139–156.
- Frost, R. R., und R. A. Griffin: Effect of pH on Adsorption of As and Se from Landfill Leachate by Clay. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* **41** (1977 a) 53–57.
- Giovannini, G., und P. Sequi: Iron and Aluminium as Cementing Substances of Soil Aggregates. II. Changes in Stability of Soil Aggregates following extraction of Iron and Aluminium by Acetylacetonates in a nonpolar solvent. *J. Soil. Sci.* **27** (1976) 148–153.
- Gläßer, W., K. Riedel und J. Tauchnitz: Voraussetzung und Gestaltungsmöglichkeit von Karten zur schadlosen Ablagerung von Abprodukten und zur Darstellung von havariegefährdeten Gebieten – ein methodischer Beitrag zum praktischen Grundwasserschutz. *Hercynia N. F., Leipzig* **13** (1976) 369–379.
- Golwer, A., G. Mattheß und W. Schneider: Selbstreinigungsvorgänge im Grundwasserleiter. *Vom Wasser XXXVII* (1970).
- Griffin, R. A., A. K. Au und R. R. Frost: Effect of pH on Adsorption of Chromium from Landfill Leachate by Clay Minerals. *J. Environ. Sci. Health A* **12** (1977) 431–449.
- Hildebrand, E. E., und W. E. Blum: Fixation of emitted lead by soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkde.* **140** (1975) 279–294.
- Huang, P. M.: Retention of Arsenic by Hydroxy – Aluminium on Surfaces of Micaceous Mineral Colloids. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **39** (1975) 271–274.
- Kastman, H. K., und R. E. Zimmermann: Cyanide Waste Disposal Site Neutralization. *Proc. Conf. Geotechn. Practice for Disposal Solid Waste Mat., ASCE, Ann Arbor, Michigan, June 1977.*
- Knoch, J.: Untersuchung und biologische Reinigung von Sickerwasser aus Mülldeponien. Diss. 1973. Von der Fakultät für Bauwesen der TU Carola Wilhelmina zu Braunschweig.

- Knoch, J.: Sickerwassermenge und Maßnahmen zur Verminderung der Sickerwassermenge bei Hausmülldeponien. In: TUB-Dokumentation aktuell (1976) 4, 36–41. Technische Universität Berlin 1976.
- Mayer, R.: Adsorptionsisothermen als Regelgrößen beim Transport von Schwermetallen im Boden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. **141** (1978) 11–28.
- Mesu, E. J., und L. E. van Engers: Ground-Water Pollution by Waste-Tip. Environ. Prot. Eng. (1975) 1, 185–194.
- Mesu, E. J.: Sanitary landfill in the Netherlands. ISWA Congress in Padua, 1976 – SVA/1628.
- Metry, A. A., und A. A. Fungaroli: Study of Contamination of an Unconfined Aquifer by a Sanitary Landfill. Proc. Sixth Annual Environ. Eng. and Sci. Conf., University Louisville, Kentucky, 1977.
- Milde, G., und H. U. Mollweide: Hydrogeologische Faktoren bei der Grundwasserverunreinigung. Wasserwirtsch. Wassertechn. **20** (1970) 234–237.
- Mollweide, H. U.: Zur Frage der Beeinflussung des Grundwassers durch die Ablagerung fester Rückstandsstoffe. Z. ges. Hyg. **17** (1971) 261–264.
- Mollweide, H. U.: Die Ablagerung fester Rückstandsstoffe in ihrer Beziehung zum Untergrund, Grundwasser und Wasserversorgung. Wasserwirtsch. Wassertechn. **19** (1969) 310–312.
- Müller, G., und J. Kempny: Das Verfahren der Geordneten Deponie und seine Durchsetzung in der DDR unter den Gesichtspunkten der Hygiene. Vortrag: Arbeitstagung des Institutes für Kommunalwirtschaft in Dresden in Döbeln am 13. 10. 1977.
- Newton, J. R.: Pilot-Scale Studies of the Leaching of Industrial Wastes in Simulated Landfills. Water Pollut. Control. **4** (1977) 468–480.
- Nöring, F., u. a.: Über die Abbauvorgänge von Grundwasserverunreinigungen im Unterstrom von Abfalldeponien. Gas – Wasserfach (Wasser und Abwasser) **109** (1968) 137–142.
- Patrick, H. Wm. Jr., R. P. Gambrell und R. A. Khalid: Physicochemical Factors Regulating Solubility and Bioavailability of Toxic Heavy Metals in Contaminated Dredged Sediment. J. Environ. Sci. Health. **A 12** (1977) 475–492.
- Pearson, R. G.: HSAB-Theory. J. Amer. chem. Soc. **85** (1963) 3533–3541.
- Pfeffer, P.: Ein praktischer Versuch zur Ermittlung der Cl⁻-Wanderungsgeschwindigkeit bei der Diffusion einer Kochsalzlösung in einem plastischen Ton. Notizbl. hess. Landesamt Bodenforsch. **87** (1959) 429–433.
- Sanks, R. L., und E. F. Gloyna: Clay Beds for Storing Solid Industrial Wastes – A Survey. Proc. Industrial Waste Conf. 1977 (Pub. 1978) **32**, 116–126 (Purdue Industrial Waste Conference, West Lafayette, Indiana, May 10–12, 1977).
- Schnitzer, M.: Soil Organic Matter. Elsevier Scientific Publishing Company (1978 a), Amsterdam, New York.
- Schnitzer, M.: Reactions of Humic Substances with Minerals in the Soil Environment. Environmental Biogeochemistry and Geomicrobiology. Vol. 2. The Terrestrial Environment. Ann Arbor Science Publishers, Michigan (1978 b) 639–647.
- Schomaker, N. B.: Current Research on Land Disposal of Hazardous Wastes. In: Land Disposal of Hazardous Wastes, Proc. of the Fourth Annual Research Symposium held at San Antonio, Texas, March 1978. EPA – 600/9 – 78 – 016, 1–13.
- Schomaker, N. B.: Current Research on Land Disposal of Municipal Solid Wastes. In: Management of Gas and Leachate in Landfills. Proc. the Third Annual Municipal Solid Waste Research. Symp. held at St. Louis, Missouri, March 1977. EPA – 600/9 – 77 – 026, 1–12.
- Schöttler, U.: Die Reinigungswirkung von Böden am Beispiel von Schwermetallen. Z. Deutsch. Geol. Ges. **124** (1973) 555–566.
- Schöttler, U.: Das Verhalten von Schwermetallen bei der Langsamfiltration. Z. Deutsch. Geol. Ges. **126** (1975) 373–384.
- Stegmann, R.: Sickerwasseruntersuchungen und Maßnahmen zur Sickerwasserverminderung. TUB-Dokumentation aktuell (1976) 4, 19–35, Technische Universität Berlin 1976.

- Sullivan, P. J.: The Principle of Hard and Soft Acids and Bases as Applied to Exchangeable Cation Selectivity in Soils. *Soil Sci.* **134** (1977) 117-121.
- Tauchnitz, J., und H. Scholz: Erfahrungen und Schlußfolgerungen aus einem Jahr Praxis mit der 6. Durchführungsverordnung zum Landeskulturgesetz. *die Technik* **32** (1977) 693-696.
- Tauchnitz, J., H. Böhm, W. Mahrla, K. Riedel, W. Schiller, R. Schnabel, H. Scholz und H. Hennig: Zur Ablagerung der industriellen Abprodukte. 2. Mitt. Abgrenzung reiner Schadstoffdeponien zu gemischten Schadstoffdeponien. *Hercynia, N. F.* **16** (1979 a) 81-93.
- Tauchnitz, J., K. Schöne, W. Mahrla, R. Schnabel, M. Partisch, R. Heber und H. Hennig: Zur Ablagerung der industriellen Abprodukte. 3. Mitt. Zum Deponieverhalten schwermetallionenhaltiger Abprodukte. *Hercynia, N. F.* **16** (1979 b) 94-105.
- Tauchnitz, J., E. Goldberg, W. Mahrla, R. Schnabel, I. Kolowos, J. Rittig und H. Hennig: Zur Ablagerung der industriellen Abprodukte. 9. Mitt. Beitrag zur Deponie cyanidionenhaltiger Abprodukte. *Hercynia, N. F.* **18** (1981) (im Druck).
- Tauchnitz, J., u. a.: Zur Ablagerung der industriellen Abprodukte. 20. Mitt. Beispiel und ökologische Betrachtung einer anaeroben Deponie. In Vorbereitung.
- Theis, T. L., und T. D. Hayes: The distribution of heavy metals in anaerobic digestion. *J. Water Pollut. Control Fed.* **50** (1978 a) 61-72.
- Theis, T. L., und T. D. Hayes: Chemistry of heavy metals in anaerobic digestion. In: *Chemistry of waste water technology*. Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, Michigan 1978 b.
- Tosch, M., und K. Hermann: Technisch-ökonomische Dokumentation des Verfahrens „Geordnete Deponie unzerkleinerter fester Siedlungsabfälle“. Institut für Kommunalwirtschaft Dresden 1970.
- Tosch, M., K. Hermann, P. Czerny, J. Schöler, U. Eichler, D. Rothe und D. Sacher: 3. Nachtrag zur technisch-ökonomischen Dokumentation des Verfahrens der „Geordneten Deponie unzerkleinerter fester Abfälle“. Institut für Kommunalwirtschaft Dresden 1977.
- Tosch, M.: Grundwasserschutz bei geordneter Deponie von Siedlungsabfällen. *Wasserwirtsch. Wassertechn.* **23** (1973) 158-162.
- Tosch, M.: Die Ergebnisse chemophysikalischer Untersuchungen von Sickerwasser. *Kommunale Dienstleistungen* (1976) 18-19.
- Yaron, B., und S. Saltzmann: Soil-parathion surface interactions. *Residues Review* **69** (1978 a) 1-34.
- Yaron, B.: Some Aspects of Surface Interactions of Clays with Organophosphorus Pesticides. *Soil Sci.* **125** (1978 b) 210-216.
- Yaron, B., und Z. Gerstl: Adsorption and Desorption of Parathion by Attapulgit as Affected by the Mineral Structure. *J. Agric. Food Chem.* **26** (1978 c) 569-573.
- Yaron, B., et al.: A Possible Model for the Surface-induced Hydrolysis of Organophosphorus Pesticides on Kaolinite Clays. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **41** (1977) 519-523.
- Ziglio, G., u. a.: Comportamento del Cromato immerso in colonne die terreno in diverse condizioni sperimentali: nota prima. *L'Igiene Moderna* **LXXI** (1978 a) 117-141.
- Ziglio, G., u. a.: Comportamento del Cromato imesso in colonne die terreno in differenti condizioni sperimentali: nota seconda. *L'Igiene Moderna* **LXXI** (1978 b) 731-748.

Dr. rer. nat. J. Tauchnitz
Prof. Dr. sc. H. Hennig
Karl-Marx-Universität Leipzig
Sektion Chemie
DDR - 7010 Leipzig
Liebigstraße 18

Dipl.-Geol. W. Mahrla
Rat des Bezirkes Leipzig
Abteilung Geologie
DDR - 7010 Leipzig
Querstraße 26