Bauhaus–Universität Weimar
Fakultät Bauingenieurwesen
Professur Grundbau

Diplomarbeit

zum Thema

„Untersuchungen zur standortspezifischen Optimierung einer Oberflächenabdichtung“

Datum:	21.08.2001
Erstprüfer:	Prof. Dr.-Ing. K. J. Witt
Zweitprüfer:	Dipl.-Ing. R. Zeh
Bearbeiter:	cand. Ing. Karina Vitzthum

1. Einleitung

Deponien als zugelassene, geordnete Abfallentsorgungsanlagen gibt es in Deutschland erst seit dem Jahr 1972 mit Inkrafttreten des Abfallbeseitigungsgesetzes [DREES, 2000]. Die eingelagerten Abfälle aus Haushalten, Gewerbe und Industrie setzen sich aus einer organischen und einer anorganischen Fraktion zusammen und enthalten eine Vielzahl unterschiedlicher Schadstoffe. Somit bergen Siedlungsabfalldeponien ein zum Teil erhebliches Gefahrenpotential, welches Oberflächen- und Grundwasser sowie Boden, Luft und die menschliche Gesundheit beeinträchtigen kann. Um negative Umwelteinwirkungen zu verhindern, sieht der Gesetzgeber in der *Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASI)* und der *Abfallablagerungsverordnung* vom 20.02.2001 das Konzept „Emissionsvermeidung durch Einkapselung der Abfallstoffe“ vor. Diese Konservierung der Abfälle, die sogenannte Trockenstabilisierung, kann zu einer weitgehenden Einstellung der biologischen Abbauvorgänge im Deponiekörper führen [DREES, 2000]. Dadurch behält die Deponie ihr reaktionsfähiges Potential. Bei einem unvorhergesehenen Wasserzutritt, z. B. durch die Beschädigung der Oberflächen- oder Basisabdichtung wird dieses wieder aktiviert und führt zu unkontrollierten Emissionen. Die Gefahren werden also in die Zukunft verlagert. Es entsteht die Notwendigkeit einer quasi unendlichen Nachsorgezeit. Außerdem können die an die Deponie angeschlossenen Gasnutzungsanlagen nicht mehr oder nur ineffizient betrieben werden.
Ein alternativer Denkansatz geht dahin, die Deponieemissionen zu minimieren, den biologischen Abbau aber möglichst bis zur vollständigen Mineralisierung der Abfälle aufrecht zu erhalten. Dazu ist eine Oberflächenabdichtung erforderlich, durch die genau so viel Wasser infiltriert, wie für die Umsetzungs- und Zersetzungsprozesse benötigt wird. Dieses Maß ist zeitlich veränderlich und schwer zu bestimmen.
Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, anhand einer Wasserhaushaltsbilanz die notwendige bzw. zulässige Infiltrationsmenge abzuschätzen. Hierfür wird eine allgemeine Bilanzgleichung für den Wasserhaushalt einer Siedlungsabfalldeponie aufgestellt und ihre Einflussgrößen erläutert. Da im vorliegenden Fall die Wasserhaushaltsbilanz dazu dient, eine Oberflächenabdichtung zu entwerfen, können offene Deponien von der Betrachtung ausgeschlossen werden.
Für die Bilanz sind zuverlässige Eingangsdaten notwendig. Innerhalb des Müllkörpers ist die Ermittlung konkreter Zahlen aber mit einer Reihe von Problemen behaftet. Eine Ursache ist die Inhomogenität des Müllkörpers. Beispielsweise differiert der Wassergehalt aufgrund von Strömungsbahnen, sogenannten bevorzugten Sickerwasserwegen oder Präferenzbahnen, und der unterschiedlichen Speicherkapazität der einzelnen Abfallfraktionen lokal sehr stark. Daneben sind Angaben über die Eigenschaften der Deponiebasis oder über temporäre Oberflächenabdeckungen besonders bei älteren Deponien häufig mangelhaft. Eine reelle Aus- und Bewertung von Wasserhaushaltsbilanzen ist also nur möglich, wenn man die Probleme der Datenermittlung sowie ihre Fehleranfälligkeit kennt und berücksichtigt.
Die Erkenntnisse aus dem ersten, allgemeinen Teil der Arbeit werden anschließend auf ein konkretes Beispiel übertragen. Auf den Abschnitt II der Deponie Wiesbaden im Dyckerhoffbruch soll in den nächsten Jahren eine Oberflächenabdichtung aufgebracht werden. Anhand der verfügbaren Daten über Klima, Sickerwasseranfall und Gasproduktion wird der Versuch unternommen, den derzeitigen und zukünftigen Wasserbedarf des Abfallkörpers abzuschätzen, um die zulässige Infiltration durch die Oberfläche festzulegen. Zu diesem Zweck wird mit Hilfe des Wasserhaushaltsprogramms BOWAHALD 2D die aktuelle Durchsickerung durch die temporäre Abdeckung der Deponie II ermittelt und mit der abgeführten Gasmenge sowie dem Sickerwasseranfall verglichen.
Aufgrund der Tatsache, dass der eigentliche Wasserverbrauch bei Umsetzungs- und Zersetzungsprozessen weit geringer ist, als der Wasserbedarf, ergeben sich widersprüchliche Forderungen an eine Oberflächenabdichtung. Einerseits soll der biologische Abbauprozess möglichst schnell und vollständig erfolgen, so dass ein minimales Restpotential verbleibt. Dies entspricht dem Ansatz *Stabilisierung des Müllkörpers.* Andererseits ist ein minimaler Sickerwasseranfall an der Basis anzustreben.
Unter diesen Gesichtspunkten werden verschiedene Oberflächenabdichtungen entworfen und soweit möglich mit dem Programm BOWAHALD auf ihre Eignung hin überprüft. Hauptaugenmerk liegt dabei auf den Systemen, die auf einer passiven Stabilisierung des Müllkörpers basieren, d. h. die allein auf der Steuerung der natürlichen Infiltration durch die Oberfläche beruhen. Eine solche Regulierung ermöglicht z. B. eine speziell gestaltete Rekultivierungsschicht mit gezielt ausgewähltem Bewuchs (= Wasserhaushaltsschicht). Um das Bild zu vervollständigen und eine Vorzugslösung zu diskutieren, wird die Alternative in Form aktiver Verfahren (künstliche Bewässerung und Belüftung der Abfälle) mit der passiven Methode verglichen. Eine detaillierte Behandlung hinsichtlich der Planung und Ausführung dieser Systeme ist im Rahmen dieser Diplomarbeit aber nicht vorgesehen.
Am Ende soll noch eine kurze Einschätzung des Programms BOWAHALD 2D hinsichtlich der Verwendung unterschiedlicher Klimadaten stehen.

2. Der Wasserhaushalt einer Siedlungsabfalldeponie

Eine Wasserhaushaltsbilanz dient dazu, den aktuellen Zustand einer Deponie zu beschreiben. Sie soll Aussagen über den zukünftigen Wasserbedarf, den Sickerwasseranfall, aber auch die abführbare Gasmenge ermöglichen. Um die Bilanz aufstellen zu können, sind eine Vielzahl von Eingangsgrößen notwendig. Diese sollen nachfolgend erläutert werden.

Grundlegend kann die Sickerwasserbildung einer Deponie analog der Grundwasserneubildung als Differenz aus Niederschlag, aktueller Verdunstung und Oberflächenabfluss gesehen werden. In Anlehnung an SPILLMANN (1988), zitiert in RAMKE (1991) müssen einige weitere Faktoren eingeführt werden, so dass die Bilanzgleichung wie folgt lautet (Formelzeichen geändert):

$$N - V_R - A_O \pm S \pm Z \pm W_B + W_K - A_B = 0 \qquad (2.1)$$

mit:

N	Niederschlag
V_R	reale (aktuelle) Verdunstung
A_O	Oberflächenabfluss
S	Speicherung
Z	Rückhalt
W_B	Wasserneubildung bzw. - verbrauch durch biochemische Prozesse
W_K	Wasserabgabe infolge von Konsolidierungsprozessen
A_B	Sickerwasserabfluss an der Deponiebasis (Deponieentwässerungssystem)

(alle Größen in [mm])

Gleichung 2.1 gilt nur, wenn jegliche unter- oder oberirdischen Fremdwasserzuflüsse zur Deponie ausgeschlossen sind, und das Sickerwasser ausschließlich über das Deponieentwässerungssystem abgeführt wird (keine Leckage der Basisabdichtung, keine Böschungswasseraustritte). Weiterhin bleiben die Einflüsse einer Oberflächenabdichtung oder -abdeckung unberücksichtigt. Die vollständige Bilanzgleichung unter Berücksichtigung einer Oberflächenabdichtung und einer möglichen Durchsickerung der Deponiebasis lautet dann:

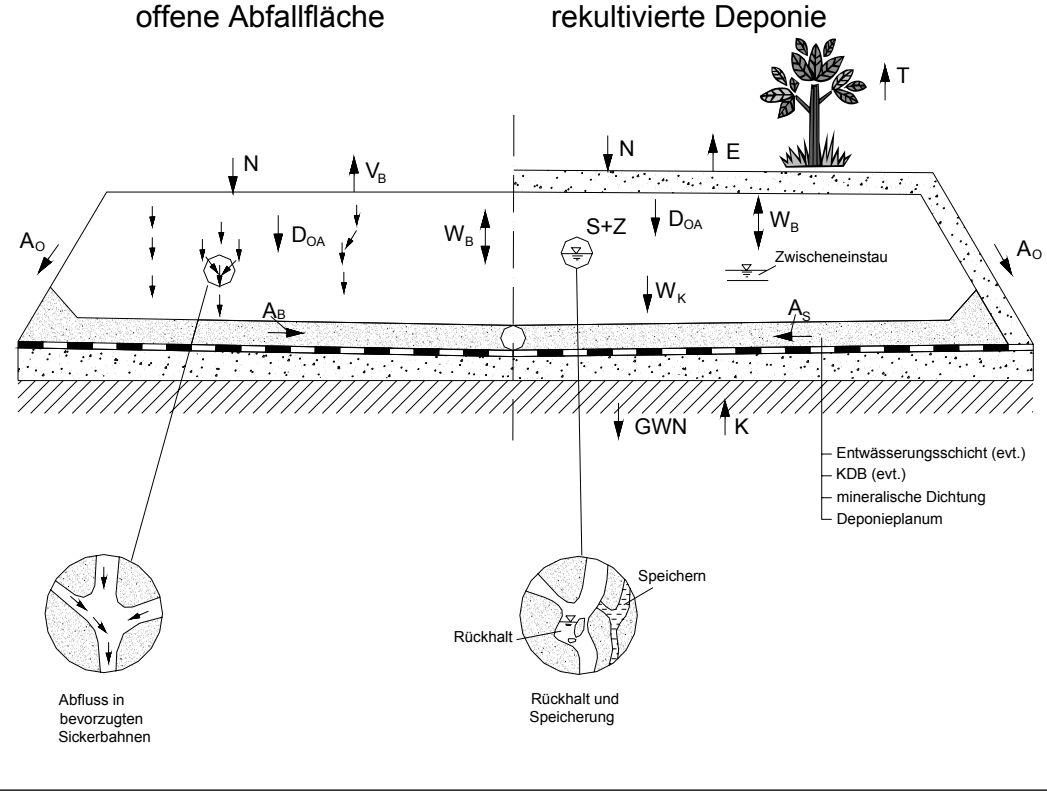
$$N - E_R - T_R - A_O - A_B - GWN - S \pm Z \pm W_B + W_K + K = 0 \qquad (2.2)$$

mit:

E_R	reale (aktuelle) Evaporation
T_R	reale (aktuelle) Transpiration
GWN	Grundwasserneubildung (Durchsickerung der Deponiebasis)
K	Kapillarer Aufstieg
D_{OA}	klimatische Sickerwasserspende bzw. Durchsickerung der Oberflächenabdichtung

(alle Größen in [mm])

Eine schematische Darstellung ist in Abb. 2.1 gegeben. (Formelzeichen entsprechen Gl. 2.1 und 2.2). Die folgenden Ausführungen beziehen sich ausschließlich auf abgedichtete oder temporär abgedeckte Deponien.



$$D_{OA} = N - V\,(-A_O) \qquad (2.3)$$

$$D_{OA} = N - V - T_R\,(-A_O) \qquad (2.4)$$

Abb. 2.1 Schematische Darstellung des Wasserhaushaltes einer Deponie [verändert nach RAMKE, 1991]

Um die einzelnen Vorgänge des Wasserhaushaltes detailliert beschreiben zu können, ist es sinnvoll, eine Gliederung entsprechend der drei Bereiche einer Deponie vorzunehmen:

1. Vorgänge oberhalb und innerhalb der Oberflächenabdichtung
2. Vorgänge im Abfallkörper
3. Vorgänge innerhalb und unterhalb der Basisabdichtung

2.1. Vorgänge oberhalb und innerhalb der Oberflächenabdichtung

Bei der Betrachtung dieses ersten Bereichs müssen folgende Komponenten und Teilprozesse in ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität einbezogen werden:

- Niederschlag N (Regen- und Schneefall)
- weitere meteorologische Einflussfaktoren, die maßgebend sind für:
  - Wärme- und Feuchteaustausch zwischen Vegetation, Boden und Atmosphäre, insbesondere reale (V_R) und potentielle (V_P) Evapotranspiration (Verdunstung)
  - Schneeakkumulation und Schneeschmelze, etc.
- Interzeption der Vegetation I und Anfangsbefeuchtung der Oberflächenabdichtung während eines Niederschlagsereignisses
- Infiltration F, Mulden- und Retentionsspeicher an der Oberfläche S_O und Bildung des Oberflächenabflusses A_O
- Bodenwasser (Auffüllung, Bewegung, Versickerung, Ausschöpfung durch Evapotranspiration, Kapillaraufstieg)

In Anlehnung an BRECHTEL (1984) kann die Wasserhaushaltsgleichung für eine Oberflächenabdichtung wie folgt dargestellt werden (Formelzeichen geändert):

$$N - I - V_B - T - A_O \pm A_Z - D_{OA} + K - \Delta S_B = 0 \qquad (2.5)$$

mit:

N	Niederschlag
I	Interzeptionsverdunstung
V_B	Bodenverdunstung
T	Transpiration
A_O	Oberflächenabfluss
A_Z	oberflächennaher Abfluss (hypodermischer Zwischenabfluss)
D_{OA}	vertikale Versickerung (Infiltration, klimatische Sickerwasserspende)
K	Kapillarwasser aus dem Müllkörper
ΔS_B	Änderung des Bodenwassergehalts

(alle Größen in [mm])

In Abb. 2.1.1 sind die Teilprozesse zusammenfassend dargestellt. In Bezug auf Gleichung 2.5 sollen die einzelnen Summanden im Folgenden aufgeschlüsselt werden.

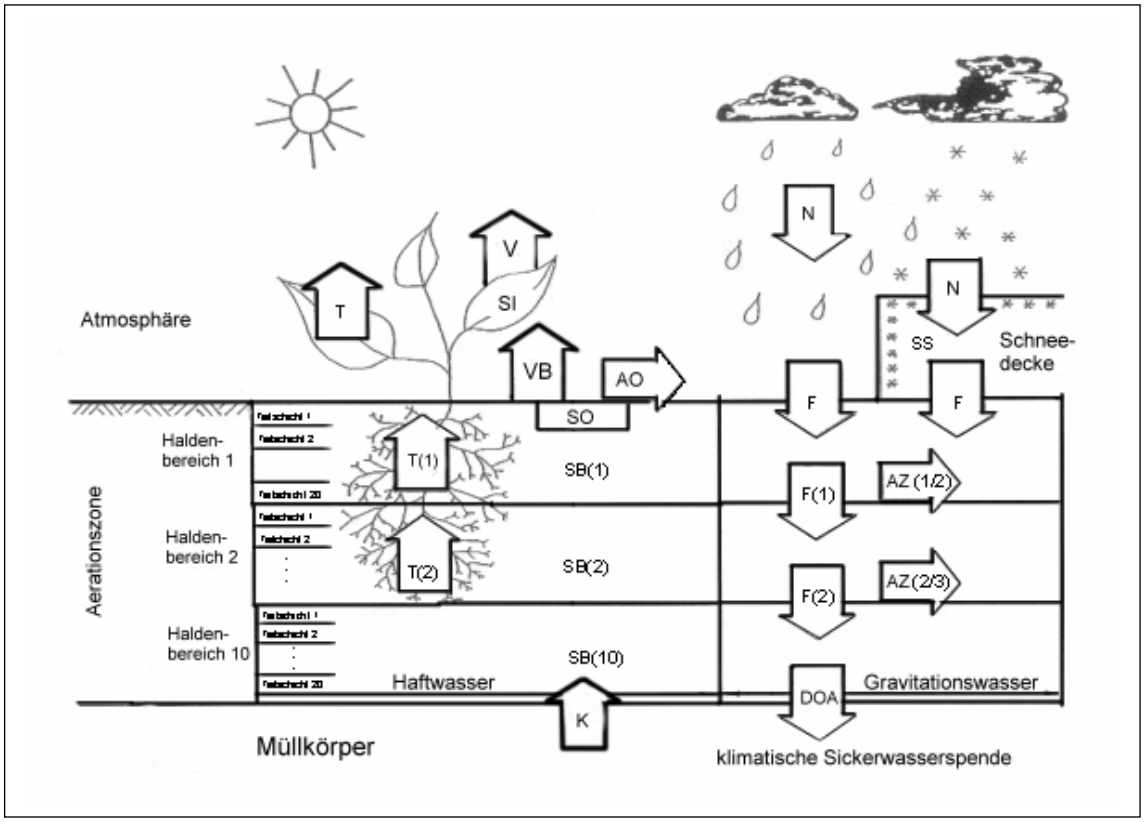


Abb. 2.1.1 Wassertransportvorgänge bewachsener Bodenflächen [verändert, nach DUNGER, 1997]

2.1.1. Niederschlag

Der Niederschlag ist die wichtigste Eingangsgröße für den Wasserhaushalt hydrologischer Systeme. Laut [DYCK & PERSCHKE] unterscheidet man drei Arten von Niederschlag:

- fallender Niederschlag (Regen, Sprühregen, Schnee, Eiskörner, Hagel),
- abgesetzter Niederschlag (Tau, Reif, Glatteis, Schneedecke) oder
- abgefangener Niederschlag (Nebelniederschlag, Nebelfrostniederschlag)

Für die Wasserbilanz einer Mülldeponie sind jedoch nur der fallende sowie der abgesetzte Niederschlag in Form der Schneedecke maßgebend. Die anderen Arten sind nur schwer erfassbar und werden vernachlässigt. Die Niederschlagsmenge ist regional sehr verschieden. Innerhalb Deutschlands schwanken die Jahressummen zwischen 500 und 1500 mm/a.

Im Zusammenhang mit dem Niederschlag muss der Begriff der Interzeption eingeführt werden. Es handelt sich dabei um den Niederschlag, der an Pflanzenoberflächen abgefangen und vorübergehend gespeichert wird, wovon ein Teil wieder verdunstet (Interzeptionsverdunstung). Aufgrund dieser Erscheinung wird der Niederschlag räumlich, zeitlich und volumenmäßig beeinflusst.

Die Haupteinflussgrößen der Interzeption sind:

- der Niederschlag (Dauer, Höhe, Intensität, zeitliche Verteilung, Art),
- die potentielle Verdunstung und
- die Vegetationsfaktoren (Art, Bedeckungsgrad, Alter, jahreszeitliche Entwicklung)

Für die Bilanzierung wird das maximale Interzeptionsspeichervermögen SI_{max} benötigt, aus dem sich das reale Interzeptionsspeichervermögen SI_R berechnen lässt. SI_{max} ist ausschließlich von der Bewuchsart abhängig. In der Literatur werden verschiedene Berechnungsformeln angegeben, die sich zumeist auf den Blattflächenindex LAI (Leaf Area Index) beziehen. Aus dem realen Interzeptionsspeichervermögen kann die Interzeptionsverdunstung I errechnet werden (s. 2.1.2).

Für eine kontinuierliche Bilanzierung auch über die winterliche Schneeperiode hinweg müssen die Schneeakkumulation (Aufbau der Schneedecke) und die Schneeablation (Schneeschmelze) betrachtet werden. Niederschläge, die bei Temperaturen unter 0 °C fallen, dringen nicht in die Deponieoberfläche ein, sondern bauen eine Schneedecke auf und werden dort gespeichert. Ein Verlust entsteht nur durch den Teil Wasser, welcher aus der Schneedecke verdunstet (s. 2.1.2). Diffizil ist die Ermittlung der Wassermenge, die bei der Schneeschmelze aus der Schneedecke an die Bodenoberfläche abgegeben wird. Sie ist nicht identisch mit der Schmelzmenge, da ein Teil des Schmelzwassers von der Schneedecke zurückgehalten wird. Dieses Retentionsvermögen ist abhängig

- vom Wärmeaustausch an der Schneeoberfläche (Strahlung, Konvektion, Kondensation),
- dem Einsickern von Schmelzwasser und/oder Regen in die Schneedecke und
- von der Schneeverdichtung infolge Eigengewicht.

An dieser Stelle sei die Zwischenspeicherung eines Teils des Oberflächenabflusses in Mulden erwähnt. Das hier gespeicherte Niederschlagswasser kann entweder verdunsten, infiltrieren oder oberflächlich abfließen. In jedem Fall wird die Transformation des Niederschlages zeitlich verzögert. Die Muldenspeichermenge ist abhängig von:

- der Niederschlagsintensität,
- den Infiltrationseigenschaften der Bodenoberfläche,
- der Vegetation und der Hangneigung.

2.1.2. Verdunstung

Die Verdunstung definiert sich als der Prozess, bei dem Wasser bei Temperaturen unterhalb des Siedepunktes vom flüssigen oder festen in den gasförmigen Aggregatzustand übergeht. Als Gebietsverdunstung V einer Einzugsfläche wird sie als Evapotranspiration bezeichnet. Diese setzt sich aus der Evaporation E und der Transpiration T zusammen.
Die Evaporation ist die reine Halden- bzw. Deponieverdunstung. Sie beinhaltet die Boden-, Schnee- und Eisverdunstung V_B sowie die Interzeptionsverdunstung I. Im ungesättigten Boden ist sie abhängig von der aufwärtsgerichteten Bodenwasserbewegung (Kapillaraufstieg) und damit vom Bodenfeuchtegehalt sowie der entsprechenden Saugspannung. Die Interzeptionsverdunstung wird beeinflusst von:

- der Intensität, Dauer und zeitlichen Verteilung des Niederschlags,
- der Temperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und
- den Vegetationsparametern (Art, Alter, Bestandsdichte, Blattfläche, Benetzungswiderstand, jahreszeitliche Entwicklung).

Unter Transpiration versteht man die Abgabe von Wasserdampf durch die oberirdischen Organe der Pflanzen. Dies bedingt eine Wasseraufnahme aus dem Boden durch die Wurzeln. Die Menge Wasser im Boden, welche durch Pflanzenwurzeln aus dem Boden aufgenommen werden kann, bezeichnet man als nutzbare Feldkapazität *nFK*. Der Grenzwert des pflanzenverfügbaren Wassers ist der permanente Welkepunkt *WP* (s. Abschn. 2.1.4). Oberhalb dieses Punktes ist das Wasser so fest an die Bodenmatrix gebunden, dass die meisten Pflanzen irreversibel verwelken (Totwasser).
Die allein nach atmosphärischen Gesichtspunkten maximal mögliche Verdunstung wird als potentielle Evapotranspiration V_P bezeichnet. Aus ihrem Wert ermittelt man die reale Evapotranspiration V_R. Einflussfaktoren hierfür sind die gegebenen meteorologischen Bedingungen, die vertikale Verteilung der Bodenfeuchte sowie die Dichteverteilung und Tiefe der Pflanzenwurzeln.

2.1.3. Oberflächenabfluss und Versickerung

Das Eintreten von Wasser in den Boden durch die Oberfläche wird als Infiltration F bezeichnet. Sie besitzt zentrale Bedeutung für den Wasserhaushalt, da alle Prozesse innerhalb des Deponiekörpers entscheidend von der Infiltrationsmenge abhängen.
Ein Oberflächenabfluss A_O entsteht, wenn die Infiltrationskapazität (maximal möglicher Wasserfluss in den Boden hinein) der Oberfläche geringer ist als die Niederschlagsintensität. Die Infiltrationsmenge und damit auch der Oberflächenabfluss werden bestimmt

- von gebietsspezifischen Größen:
  - anstehende Bodenart und -struktur
  - Art der Bodenbedeckung
  - Geländeneigung und
- von ereignisspezifischen Größen:
  - Niederschlagsdauer und -intensität
  - Bodenzustand (Bodenfeuchte vor Regenbeginn, Verschlämmung, Bodenfrost),
  - Vegetationsstadium.

2.1.4. Wasserbewegungen im Boden

Im Boden treten laterale und vertikale Wasserbewegungen auf. Der vertikale Wassertransport beinhaltet sowohl die Versickerung als auch den kapillaren Aufstieg. Die Kenngrößen der Wasserbewegungen sind:

- die Wasserspannung als Maß für die Bindung des Wassers an den Boden,
- der Wassergehalt einer Bodenschicht (Bodenfeuchte S_B) und
- die hydraulische Leitfähigkeit.

Der Versickerungsvorgang wird durch das Gravitationswasser repräsentiert. Aufgrund der geringen Saugspannung kann das Wasser in den Grobporen der Bodenmatrix nicht lange gehalten werden. Unter dem Einfluss der Schwerkraft wird es in tiefere Bodenschichten abgeführt. Der entgegengesetzte Prozess ist der kapillare Wasseraufstieg *K*. Hierbei wird Wasser über Saugspannungen in Kapillarporen aus tieferen Bodenhorizonten nach oben transportiert.
Die Beziehung zwischen Wasserspannung und Wasserleitfähigkeit wird durch die *pF*-Kurve beschrieben (Abb. 2.1.2). Aus ihr ist der Bereich der Feldkapazität *FK* ablesbar. Darunter versteht man die maximale Haftwassermenge, die ein natürlich gelagerter Boden mit freiem Wasserabzug und unter Ausschluss von Evaporation und Transpiration gegen den Einfluss der Schwerkraft halten kann. Konventionell entspricht dies dem Wassergehalt bei einer Saugspannung von 1,8 *pF*. Bei Saugspannungen unterhalb der Feldkapazität versickert das Wasser in tiefere Horizonte. Die obere Grenze des Wassergehaltes ist die Wassersättigung. Wird der Sättigungsgehalt einer Bodenschicht erreicht, kommt es zur Stauwasserbildung.

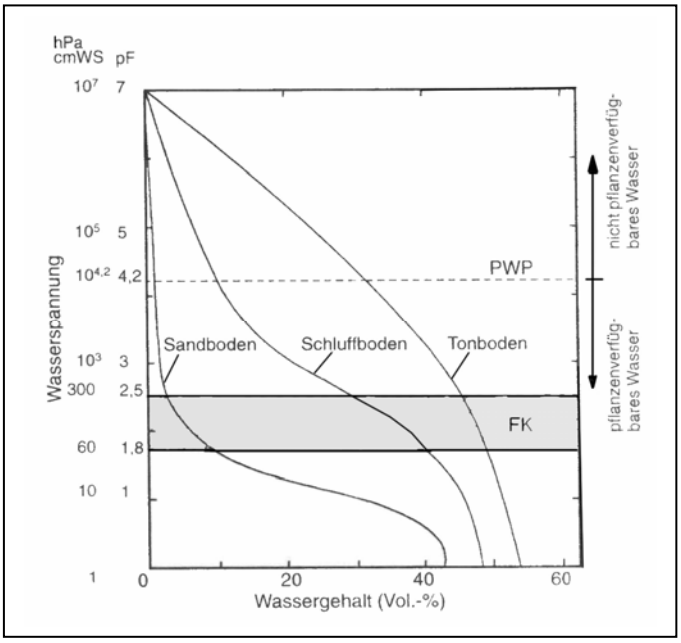


Abb. 2.1.2 pF-Kurve verschiedener Böden [nach SCHEFFLER & SCHACHTSCHABEL, 1998]

Ein weiterer Bodenkennwert ist der permanente Welkepunkt *WP*. Er entspricht einer Saugspannung von 4,2 *pF*. Der Welkepunkt ist vor allem in Bezug auf die Austrocknungsgefährdung eines Bodens von Bedeutung. Sinkt der Wassergehalt langfristig unter den *WP*, treten Austrocknungserscheinungen in Form von Rissen auf. Diese erhöhen die Durchlässigkeit des betroffenen Materials erheblich und müssen besonders bei mineralischen Dichtungsschichten in einer Oberflächenabdichtung vermieden werden. Eine genauere Beschreibung der Austrocknungsvorgänge erfolgt unter 2.3.3. Der Zusammenhang zwischen Porenvolumen, Wasserspannung und den Bodenkennwerten Feldkapazität sowie Welkepunkt kann wie in Tab. 2.1.1 dargestellt werden.

Tab. 2.1.1 Porengrößenklassen und Kennwerte der Wasserbindung [nach AG BODEN, 1994]

Bezeichnung der Poren	**Äquivalentdurchmesser der Poren**	**Saugspannungsbereich**		**Speicherkapazität**	**Bodenwasser**
	[µm]	[cm WS]	pF-Wert [log cm WS]		
weite Grobporen	> 50	< 60	1,8	Luftkapazität	Sickerwasser
Feldkapazität					
enge Grobporen	50 - 10	60 - 300	1,8 - 2,5	nutzbare Feldkapazität	
Mittelporen	10 - 0,2	300 - 15000	2,5 - 4,2		Haftwasser
permanenter Welkepunkt					
Feinporen	< 0,2	> 15000	> 4,2	Totwasser	

Wenn das Sickerwasser auf eine schwerer durchlässige Schicht trifft und nicht vollständig weitergeleitet werden kann, tritt ein hypodermischer Abfluss (hangparalleler Zwischenabfluss) A_Z auf. Die Abflussmenge ist abhängig von der Differenz der Durchlässigkeitsbeiwerte k_f der beiden Schichten sowie dem Neigungswinkel der Horizonte. Kann das Wasser weder vertikal weitergeleitet noch lateral abgeführt werden, bildet sich ein Wasseraufstau. Dieser sollte im Bereich der Oberflächenabdichtung unbedingt vermieden werden. Die in die Oberfläche infiltrierte Wassermenge, die weder lateral abgeführt noch als Haftwasser in den Bodenporen bzw. den Wurzeln gehalten werden kann, wird in den Müllkörper eingetragen.
Es muss erwähnt werden, dass durch mineralische Oberflächenabdichtungen ein konvektiver und diffuser Transport von Wasserdampf erfolgen kann. Bei Druckdifferenzen in der Gasphase des Bodens entstehen Druckgradienten, infolge derer Wasserdampf und Bodenluft in Richtung des niedrigeren Gasdrucks fließen (Konvektion). Diffusion wird durch Temperatur- und Matrixpotentialgradienten hervorgerufen, die auf Druck-

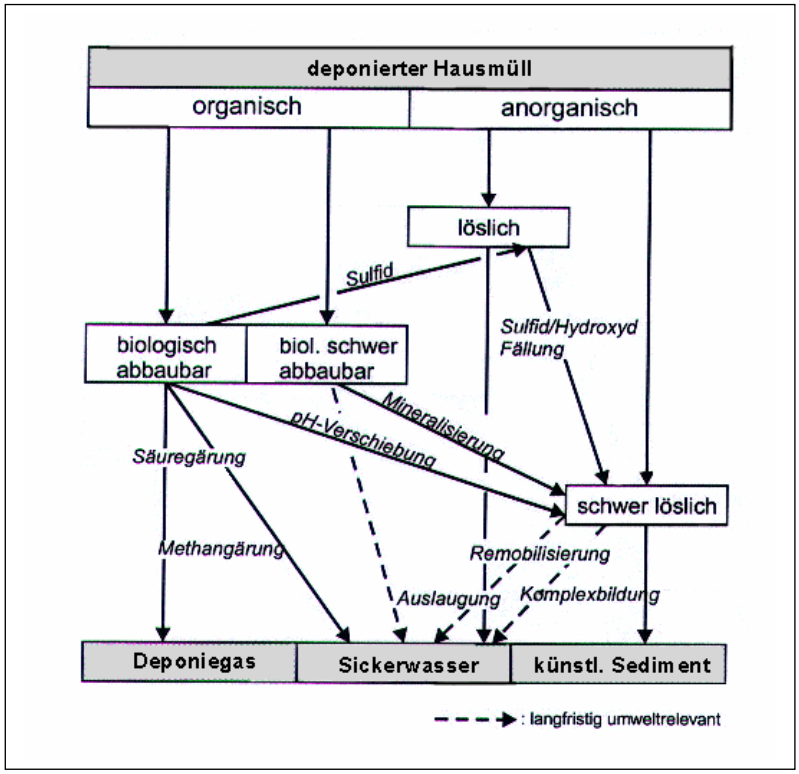
und Konzentrationsunterschieden beruhen. Die Wasserverluste sind jedoch so gering, dass sie in der Wasserhaushaltsbilanz vernachlässigt werden können.

2.2. Vorgänge im Abfallkörper

In einem Deponiekörper laufen chemisch-physikalische und biochemische Umsetzungsprozesse ab. Sie beeinflussen sich gegenseitig und setzen sich aus einer Vielzahl von Einzelprozessen zusammen. Einen Überblick über mögliche Reaktionen in einer Siedlungsabfalldeponie gibt Abb. 2.2.1.

Abb. 2.2.1 Umsetzungsprozesse in einer Hausmülldeponie (nach ELLING 1985, verändert von DREES 2000)

Die chemisch-physikalischen Mechanismen bewirken die Ausbreitung von Salzen und Metallen im



Deponiekörper und beeinflussen damit im Wesentlichen die Qualität des Sickerwassers. Auf die Quantität haben sie kaum Auswirkungen und werden deshalb im Zusammenhang mit einer Wasserhaushaltsbilanz nicht näher betrachtet.

Der Abbau organischer Substanz im Deponiekörper kann auf aerobem und anaerobem Wege sowie in Kombination beider stattfinden [DREES 2000]. Die ablaufenden Reaktionen hängen hauptsächlich vom Wassergehalt, der Zusammensetzung und der Vorbehandlung der eingelagerten Abfälle sowie der Einbau- und Betriebstechnik ab. Eine Zusammenstellung der verschiedenen Faktoren, welche auf die Umsetzungsprozesse und das Emissionsverhalten des Deponiekörpers einwirken, ist in Abb. 2.2.2 dargestellt.

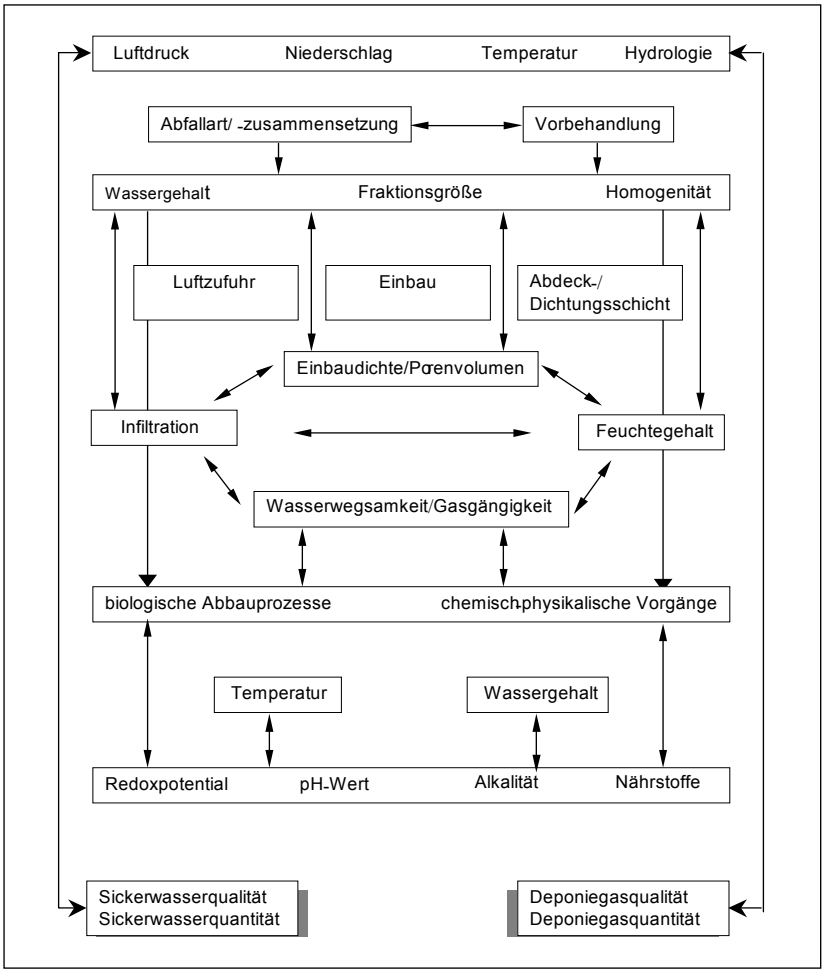


Abb. 2.2.2 Einfluss und Kopplung verschiedener Faktoren auf die Umsetzungsprozesse und das Emissionsverhalten eines Deponiekörpers [nach BIDLINGMAIER und SCHEELHAASE, 2000]

2.2.1. Aerobe Abbauprozesse

Diese Prozesse sind auf die obersten Abfallschichten der Deponie und auf einen kurzen Zeitraum begrenzt. Organische Stoffe werden dabei durch Mikroorganismen unter Einbeziehung von Sauerstoff (= aerob) zu Kohlendioxid (CO_2) und Wasser (H_2O) oxidiert (= Zersetzung). Ca. 60 % der dabei entstehenden Energie wird als Wärme freigesetzt [MUDRACK UND KUNST, 1991].
Die Abhängigkeit des aeroben Abbauprozesses vom Wassergehalt wird von DOEDENS (1989) wie folgt angegeben:

- unterbundener Abbau: < ca. 15 % Wassergehalt
- gehemmter Abbau: ca. 30 % < Wassergehalt < ca. 60 %
- optimaler Abbau: ca. 40–60 % Wassergehalt

Auch WEBER (1993) gibt für den aeroben Abbauprozess einen optimalen Wassergehalt von 40 % an.

2.2.2. Anaerobe Abbauprozesse

Tiefer liegende Abfallschichten (1,5–2 m Tiefe) werden durch den Einbau des Abfalls mit Kompaktoren, die Hochverdichtung der Abfälle und den Dünnschichteinbau von der Außenluft abgeschlossen. Da der Restsauerstoff schnell verbraucht ist, dominieren in einem Deponiekörper anaerobe, d.h. ohne Sauerstoff ablaufende Abbauprozesse.
Der anaerobe Abbau organischer Substanz zu Kohlendioxid (CO_2) und Methan (CH_4) kann stark vereinfacht in folgende Phasen aufgeteilt werden [STEGMANN, 1990]:

1. Hydrolyse:

In dieser Phase werden langkettige Moleküle der Biomasse in Aminosäure, Glukose und andere kleinere Einheiten umgewandelt. Es handelt sich um einen limitierten Prozess.

2. Saure Phase:

   Die in der Hydrolyse gebildeten Stoffe werden von verschiedenen Bakterien zu organischen Säuren umgesetzt. Einige Bakterien sind in der Lage, diese Stoffe direkt zu Wasserstoff (H_2), Kohlendioxid und Essigsäure abzubauen. Daneben wird eine Vielzahl organischer Säuren und Alkohole gebildet, die in einer Zwischenstufe von acetogenen Bakterien zu oben genannten Reaktionsprodukten umgewandelt werden.

3. Methanbildung (Methangärung):

   Die Methanvorstufe und die Methanstufe sind geprägt von verschiedenen methanogenen Bakteriengruppen, sogenannten Methanbildnern. Sie setzen Kohlendioxid, Wasserstoff und Essigsäure zu Methan um (hydrogenophile methanogene Bakterien). Acetophile methanogene Bakterien sind in der Lage, Kohlenmonoxid und einige wenige organische Säuren zu den Endprodukten Kohlendioxid und Methan abzubauen.

Der Energiegewinn ist bei anaeroben Umsetzungsprozessen weit geringer als bei den aeroben. DOEDENS (1989) gibt den Einfluss des Wassergehaltes auf den Vorgang wie folgt an:

- unterbundener Abbau: < ca. 15 % Wassergehalt
- gehemmter Abbau: ca. 15–30 % Wassergehalt
- optimaler Abbau: > 40 % Wassergehalt

WEBER (1993) setzt 40–60 % an. STEGMANN & EHRIG (1980) schätzen den optimalen Wassergehalt ähnlich wie DOEDENS, ergänzt durch eigene Messungen, auf > 50 %. Die Einstellung des optimalen Wassergehaltes allein genügt jedoch nicht, um den maximalen biologischen Abbau zu gewährleisten. Laut KRAFT arbeiten die Mikroorganismen im Müllkörper nur bei Stoffaustausch, d.h. es müssen Nährstoffe zugeführt und Stoffwechselprodukte entfernt werden. Dies geschieht nur bei einem gewissen Wasser- und Nährstofffluss durch die Deponie.
Die negative Wasserbilanz beim anaeroben Abbau ist nicht allein auf den Wasserverbrauch der Mikroorganismen zurückzuführen. Hinzu kommt der Austrag von Wasserdampf aus dem Deponiekörper infolge der Wassersättigung des Deponiegases. Mit zunehmendem Deponiealter sinkt der Anteil abbaubaren organischen Materials und damit die Gasproduktion. Der Wasserverbrauch geht auf 0 zurück [EHRIG, 1987].
In Abb. 2.2.3 sind aerobe und anaerobe Abbaureaktionen zusammenhängend dargestellt.

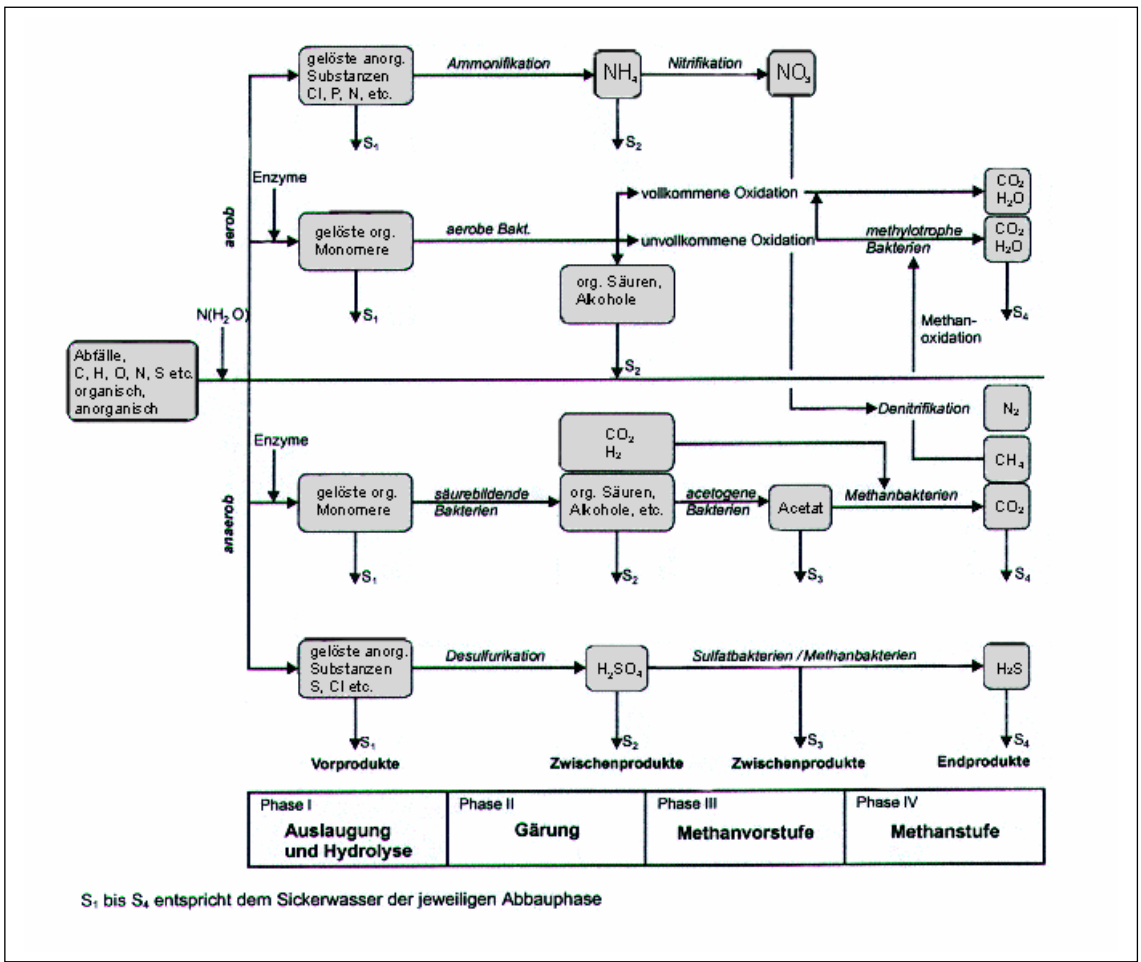


Abb. 2.2.3 Aerobe und anaerobe Abbauprozesse fester Abfallstoffe [nach CORD-LANDWEHR, 1986; zitiert in DREES 2000]

2.2.3. Wasserhaushalt im Deponiekörper

Der Wasserhaushalt von Abfallstoffen ist bei weitem schwieriger zu beschreiben als der natürlich gewachsener Böden. Dies ist vor allem auf die heterogene Materialzusammensetzung und Korngrößenstruktur der eingebrachten Abfälle, die jeweilige Verdichtung, das Auftreten von Sperrschichten und die damit verbundenen Sickerwasserwege (= Präferenzbahnen) zurückzuführen [KRÜMPELBECK, 2000; DREES, 2000]. Die Wassermenge im Müllkörper ist abhängig von:

- der von der Oberfläche eingetragenen Wassermenge,
- den biochemischen Umsetzungsprozessen und
- der Eigenfeuchte der eingelagerten Abfälle.

Formell lässt sich die Wasserhaushaltsbilanz wie folgt darstellen:

$$D_{OA} - K_M + K_B \pm W_B - \Delta S - D_B = 0 \qquad (2.6)$$

mit:

D_{OA}	klimatische Sickerwasserspende
K_M	Kapillarwasser aus dem Müllkörper
K_B	Kapillarwasser aus dem Deponieuntergrund
W_B	Wasserverbrauch und -neubildung infolge biochemischer Umsetzungsprozesse
ΔS	Änderung des Wassergehaltes bzw. des Wasserspeichers im Müllkörper
D_B	Sickerwasseranfall an der Basis

(alle Größen in [mm])

Wie im natürlich anstehenden Boden wird auch im Müllkörper der Wassergehalt in Haft- und Sickerwasser aufgeteilt werden. Der Haftwasseranteil beinhaltet hier aber zusätzlich das Wasser, welches in den Abfallbestandteilen, z.B. als Zellwasser, eingeschlossen und anfangs von der freien Wasserbewegung ausgeschlossen ist [DREES, 2000].

Im Zusammenhang mit dem Haftwasser müssen die Phänomene Rückhalt und Speicherung unterschieden werden. Während der Rückhalt eine zeitliche Verzögerung des Abflusses darstellt, bedeutet die Speicherung eine dauerhafte Bindung von Wasser. Dabei ist zwischen der Speicherkapazität der Abfälle und der Speicherkapazität des Deponiekörpers zu unterscheiden. Die Speicherkapazität der Abfälle wird beeinflusst durch [MAAK, 1996; RAMKE, 1991]:

- die Höhe der Deponie,
- den Anfangswassergehalt und die Abfallzusammensetzung,
- die Dichte und das Gefüge (Porengröße und -verteilung) der Abfälle sowie
- den Abbauzustand (Alter der Deponie).

Da bei den biochemischen Umsetzungsprozessen besonders die Materialien abgebaut werden, die ein hohes Speichervermögen besitzen (Papier, organische Abfälle), sinkt die Speicherkapazität mit zunehmender Ablagerungsdauer [RAMKE, 1991].
Im Deponiekörper wird zusätzlich Wasser innerhalb der Abfallschichten gespeichert. Ein solcher Zwischenaufstau entsteht, wenn das entstehende Deponiegas nicht unbehindert abströmen kann. Es bilden sich Gaspolster, die die Entwässerung des Deponiekörpers beeinträchtigen. Eine weitere Ursachen sind stauende Zwischenschichten, z. B. Folien, stark verdichtete Müllschichten oder nicht entfernte Zwischenabdeckungen.

Die Auflast des Deponiekörpers sowie der Abbau organischer Bestandteile führt zu Setzungen von bis zu 25 % der ursprünglichen Deponiehöhe [HERMANN ET AL., 1995]. Nach [DREES, 2000] wird in der Praxis jedoch nicht zwischen einer Wasserabgabe infolge Auflastwirkung oder infolge der geänderten Speicherkapazität durch biochemische Umsetzung unterschieden. Bei einer geringen Schüttgeschwindigkeit wird der Anfall von Konsolidationswasser zeitlich so stark verzögert, dass er vernachlässigt werden kann. Ebenso vernachlässigbar ist das Konsolidationswasser bei hohen Schüttgeschwindigkeiten (> 2 m/a), da die Wassersättigung erst nach Betriebsende erreicht wird [KRUSE, 1994; zitiert in [DREES, 2000]. Nur die Ablagerung von Klärschlamm bildet eine Ausnahme [SPILLMANN, 1996]. Mit einem Wassergehalt, der weit höher liegt als der von Hausmüll, ist Klärschlamm sehr empfindlich für Konsolidierungsprozesse.
Zusammenfassend kann man feststellen, dass bei der aus dem Deponiekörper abgegebenen Wassermenge langfristig mit einer Steigerung zu rechnen ist. Zum einen sinkt die Speicherkapazität des Müllkörpers, so dass

Wasser aus den Abfällen freigesetzt wird. Zum anderen nimmt die Gasproduktion und damit der Wasserverbrauch auf 0 ab.

2.3. Vorgänge innerhalb und unterhalb der Basisabdichtung

Den untersten Teil der Deponie stellen die Basisabdichtung und, falls vorhanden, die „geologische Barriere“ dar. Die TA Siedlungsabfall definiert den Begriff „geologische Barriere“ als den bis zum Deponieplanum unter und im weiteren Umfeld einer Deponie anstehenden natürlichen Untergrund, der aufgrund seiner Eigenschaften und Abmessungen die Schadstoffausbreitung maßgeblich behindert. In der TA Abfall wird analog der Begriff „Deponieauflager“ verwendet.

2.3.1. Geologische Barriere / Deponieuntergrund

Die geologische Barriere bildet die letzte, permanente Schranke zum Schutz des Grundwassers, wenn die Basisabdichtung durch Defekte oder Langzeitversagen unwirksam wird. Sie soll also den Schadstoffaustrag aus der Deponie minimieren sowie eine möglichst langsame und räumlich begrenzte Ausbreitung der Schadstoffe innerhalb des Bodens bewirken [THOMÉ-KOZMIENSKY, 1992]. Dies erfordert eine hohe Dichtigkeit gegenüber Diffusions- und Konvektionsvorgängen. Als Material für geologische Barrieren sind meist nur tonige Gesteine geeignet, d.h. feinkörnige Erdstoffe mit einem merklichen Ton- und Tonmineralgehalt. Sie besitzen somit weitgehend dieselben tonspezifischen Eigenschaften wie die mineralische Basisabdichtung [RADLINGER, 1997]. Eine getrennte Behandlung erübrigt sich.
Doch auch wenn der Deponieuntergrund die Kriterien einer geologischen Barriere nicht erfüllt, hat er Einfluss auf den Wasserhaushalt der Basisabdichtung. Er ist verantwortlich für den Eintrag von Grundwasser durch kapillaren Aufstieg in die Dichtung hinein. Dem entgegen wirkt der Wasserentzug aus der Basisabdichtung infolge thermischer und hydraulischer Potentialunterschiede. Es ergeben sich u.a. folgende Parameter, die Einfluss auf die Wassertransportprozesse haben:

- Mächtigkeit der Bodenschicht und flächenhafte Ausbreitung,
- Korngrößen- und Porenverteilung,
- ungesättigte Wasserleitfähigkeit und Wasserretentionsvermögen sowie
- Abstand zum Grundwasserhorizont.

2.3.2. Mineralische Basisabdichtung

Laut RADLINGER (1997) existiert keine absolut hydraulisch dichte, d.h. den Sickerwasserstrom völlig unterbindende, mineralische Barriere. Er bezeichnet eine Erdschicht nur als „ausreichend dicht“, wenn sie die Geschwindigkeit des Sickerwassers soweit reduziert, dass durch die ins Grundwasser eintretende Sickerwassermenge die Grenzwerte umwelt- und gesundheitsgefährdender Stoffe nicht überschritten werden. Damit wird deutlich, dass bezüglich der Basisabdichtung und der darunter liegenden Bodenschicht eine Verlustgröße in der Wasserbilanz – die Grundwasserneubildung – eingeführt werden muss. Die Höhe der Grundwasserneubildung hängt im Wesentlichen ab von

- dem Sickerwasseranfall aus dem Deponiekörper,
- der Leistungsfähigkeit des Deponieentwässerungssystems (falls vorhanden),
- dem Schichtaufbau der Basisabdichtung und
- der Durchlässigkeit k_f der einzelnen Schichten.

Der entgegengesetzt wirkende Vorgang zur Grundwasserneubildung ist der kapillare Wasseraufstieg, bei welchem Grundwasser aufgrund von Saugspannungen durch den Deponieuntergrund in die Basisabdichtung eingetragen wird. Die Einflussparameter sind die unter 2.3.1 genannten Eigenschaften des Deponieuntergrundes, die bodenmechanischen und hydraulischen Eigenschaften der mineralischen Basisabdichtung sowie die Höhe des Potentialunterschiedes (Grundwasserstand) und damit der Saugspannungen. Die Wasserhaushaltsgleichung für die Deponiebasis kann wie folgt formuliert werden:

$$D_B - A_B - K_B + K_U - \Delta S_B - GWN = 0 \qquad (2.7)$$

mit:			
	D_B	Sickerwasseranfall an der Deponiebasis	
	A_B	Abfluss an der Sickerwasserfassung	
	K_B	Kapillarwasser aus der Basis in den Müllkörper	
	K_U	Kapillarwasser aus dem Untergrund in die Basis	
	ΔS_B	Änderung des Bodenwassergehaltes	
	GWN	Grundwasserneubildung	(alle Größen in [mm])

Hydraulische Dichtigkeit / Durchlässigkeit

Die Fließbewegungen des Sickerwassers werden in der mineralischen Basisabdichtung durch die Schwerkraft sowie die hydraulisch wirksamen Kräfte, den hydrostatischer Druck und ggf. Poren- bzw. Kluftwasserüberdruck hervorgerufen. Der hydrostatische Druck entsteht durch den Aufstau von Deponiewasser über der Barriere. Nach Meinung von RADLINGER (1997) kann er bei einer Deponie mit funktionsfähiger Sickerwasserfassungsanlage und Oberflächenabdichtung die Dichtigkeit der Deponie nicht gefährden.
Porenwasserüberdrücke entstehen laut PRINZ (1982) und RADLINGER (1997) durch Spannungs- und Volumenänderungen, wie sie bei einer raschen Auffüllung der Deponie auftreten können. In feinkörnigen Böden können sie nur langsam abfließen.
Wie schon in Abschn. 2.1.4 beschrieben, kann das Wasser in den Bodenporen als fest gebundenes, unbewegliches Adsorptionswasser, Haftwasser oder freies Porenwasser auftreten [KEZDY, 1969, ergänzt durch RADLINGER, 1997]. Die Bewegung des Porenwassers ist allein der Schwerkraft unterworfen. Die Mobilisierung des Haftwassers hingegen ist abhängig von der Porengröße, Porenverteilung und dem hydrostatischen Druck. Bei steigendem Porendurchmesser sinkt der hydrostatische Druck, welcher notwendig ist, um das Haftwasser in Bewegung zu versetzen. Nach BASAK/MADHAV (1976) [zitiert in RADLINGER, 1997] kann sich durch die „erzwungene“ Teilnahme des Haftwassers an der Fließbewegung die Durchlässigkeit feinkörniger Erdstoffe um zwei Zehnerpotenzen erhöhen. Dies gilt jedoch nur, wenn die unter dem jeweiligen Druck entwässerbaren Poren einen durchflusswirksamen Kanal bilden. Die Berechnung der Durchlässigkeit kann nach der Beziehung von DARCY (1856) erfolgen:

$$v = k \cdot i \qquad (2.8)$$

mit:		
	v	Filtergeschwindigkeit [m/s]
	k	Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]
	i	hydraulischer Gradient [-]

Auch wenn für feinkörnige Böden bei niedrigem hydraulischen Druck kein linearer Zusammenhang zur Durchlässigkeit besteht (s. Abb. 2.3.1 und Abb. 2.3.2), liegt man nach SIMONS und REUTER (1985) mit dem Ansatz nach DARCY auf der sicheren Seite.

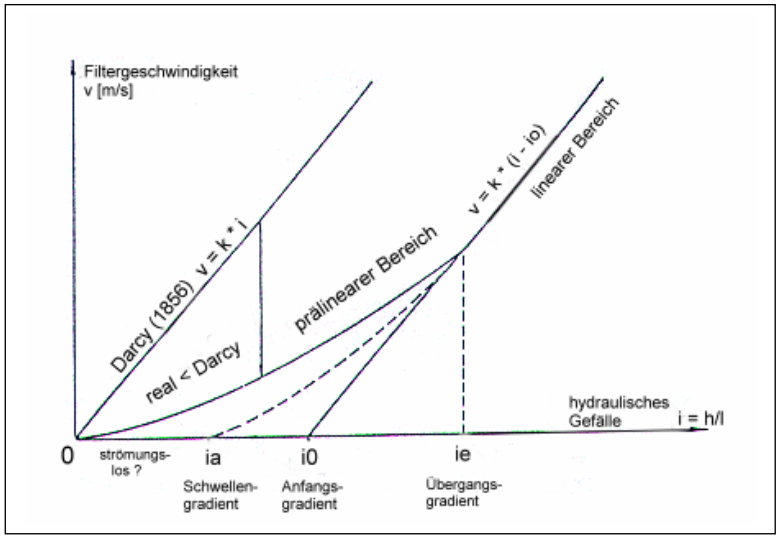


Abb. 2.3.1 Zusammenhang zwischen Filtergeschwindigkeit v und hydraulischem Gefälle i für feinkörnige Erdstoffe [nach Gabener, 1983; zitiert in Radlinger, 1997]

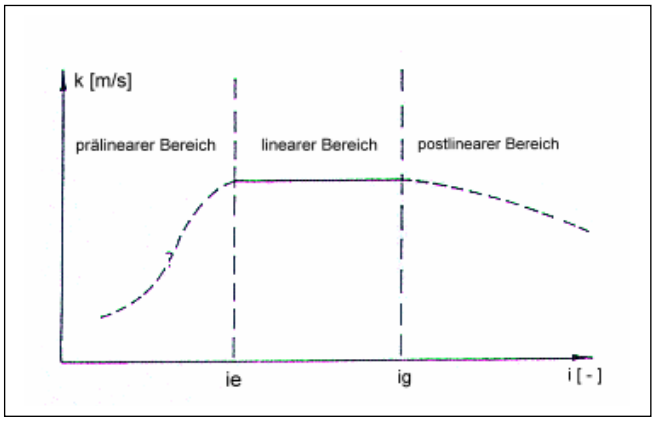


Abb. 2.3.2 Zusammenhang zwischen Durchlässigkeit k und hydraulischem Gefälle i für feinkörnige Erdstoffe [nach GABENER, 1983; zitiert in RADLINGER, 1997]

Porengröße, Porengeometrie und Porenverteilung

Besondere Bedeutung für die hydraulische Dichtigkeit eines Erdstoffs besitzt die Hohlraumgeometrie, d.h. der Durchmesser und die Verteilung durchflusswirksamer Poren. Als durchflusswirksam (hydraulisch leitfähig) sind die Poren zu bezeichnen, die miteinander in Verbindung stehen und Kanäle bilden, welche die Bodenschicht in ihrer gesamten Mächtigkeit durchziehen [RADLINGER, 1997]. Je kleiner der Durchmesser der durchflusswirksamen Poren, umso mehr wird der Abfluss behindert, was die reale (absolute) Fließgeschwindigkeit (= Geschwindigkeit unter Berücksichtigung des wahren Fließweges um Bodenpartikel herum etc.) und die Durchflussmenge senkt. Auch die Verteilung der Poren hat Einfluss auf die Behinderung der Wasserbewegung. Je größer die erzwungenen Umwege, umso geringer ist die Abstandsgeschwindigkeit und umso mehr wird der Sickerwasserdurchbruch verzögert. Prinzipiell wird der Porenhohlraum bestimmt durch [RADLINGER, 1997]

- die Teilchenform und -größe,
- die Lagerungsdichte sowie
- den Anteil, die Größe, die Anordnung und den Benetzungszustand der Tonminerale.

Die Neuentstehung durchflusswirksamer Hohlräume, die Aufweitung des absoluten Porendurchmessers oder die Veränderung des Benetzungszustandes verursachen eine Zunahme der Durchlässigkeit. Beispielsweise können durch chemisch oder physikalisch bedingte Entspannungs-, Lösungs-, Erosions-, Schrumpfungs- und Aggregierungs- (Umlagerungs-) prozesse neue durchflusswirksame Hohlräume entstehen oder bisher verschlossene Poren geöffnet und an das leitfähige Porensystem angeschlossen werden.
Eine Aufweitung des variablen Porenquerschnitts hat negative Konsequenzen für den konvektiven und den diffusiven Stofftransport und die geochemische Barriereleistung. Für eine detaillierte Darstellung der genannten Vorgänge sei auf RADLINGER (1997) verwiesen.

Einflüsse von Schadstoffen auf die Durchlässigkeit

Die chemische Zusammensetzung des Sickerwassers hat wesentliche Bedeutung für die Veränderung der Durchlässigkeit der mineralischen Basisabdichtung. Ein Hauptproblem besteht in der Veränderung der Dielektrizität des Porenwassers. Bezüglich der genauen chemischen Hintergründe sei wiederum auf RADLINGER (1997) verwiesen. Er gibt in seiner Veröffentlichung eine Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse verschiedener Autoren an, welche die Veränderung des k_F-Wertes der Dichtungsschicht in Abhängigkeit verschiedener Deponieemissionen darstellen. Im Extremfall, d.h. beim Auftreten von Benzol in Reinform, kann sich die Durchlässigkeit um 10^4 m/s erhöhen. Durch alle weiteren Schadstoffe in Reinform nimmt der k_f-Wert um eine bis drei Zehnerpotenzen zu. Gelöste Schadstoffe beeinträchtigen die Durchlässigkeit kaum. Besonders bei sehr niedrig konzentrierten Stoffen ändert sich der k–Wert nicht. Mit steigender Konzentration nimmt zunächst die Durchlässigkeit ab, nach Erreichen einer Grenzkonzentration jedoch wieder zu.

Neben der Veränderung des Porenraumes kann auch eine Verlagerung oder der Verlust von Material die Dichtigkeit einer Bodenschicht beeinträchtigen. Beispielsweise verursachen chemische Reaktionen mit Deponieemissionen Auflösungserscheinungen und damit einen Materialverlust. Durch gleichzeitig stattfindende Fällungsreaktionen und die Neubildung von Mineralen werden diese Prozesse aber unter Umständen

kompensiert. Die Auswirkungen von Fällung, Auflösung und Mineralbildung hängen stark von der Tonart ab [RADLINGER (1997)].
Weiterhin ist mechanischer Materialverlust denkbar. Bei einer ausreichenden Schichtmächtigkeit haben Erosions- und Suffosionsvorgänge (= Ausspülung von Feinteilchen) aber keinerlei Auswirkungen auf die Durchlässigkeit der Dichtung [RADLINGER (1997)]. Für praktische Belange kann bei der Aufstellung einer Wasserhaushaltsbilanz die Abnahme der Durchlässigkeit infolge Materialverlust vernachlässigt werden.

2.3.3. Schrumpfen und Quellen

Die wohl wichtigsten Eigenschaften feinkörniger bzw. bindiger Böden in Bezug auf die Dichtigkeit sind das Schrumpfen und Quellen. Sie sind im Wesentlichen verantwortlich für die Rissbildung, aber auch eine mögliche Selbstheilung. Die Ursachen sind vielfältig und können sowohl aus chemischer als auch aus bodenmechanischer Sicht betrachtet werden. Eine Auswahl der Faktoren soll im Folgenden näher erläutert werden. Dabei ist stets die Erstbelastung des Dichtungsmaterials Ausgangspunkt der Betrachtung. Schrumpfungen nach einer vorherigen Quellung haben weit größere Auswirkungen. Diese können jedoch noch nicht näher abgeschätzt werden [HOLZLÖHNER, 1998; RADLINGER 1997]. Das Ablaufschema einer möglichen Rissbildung ist in Abb. 2.3.3 dargestellt.

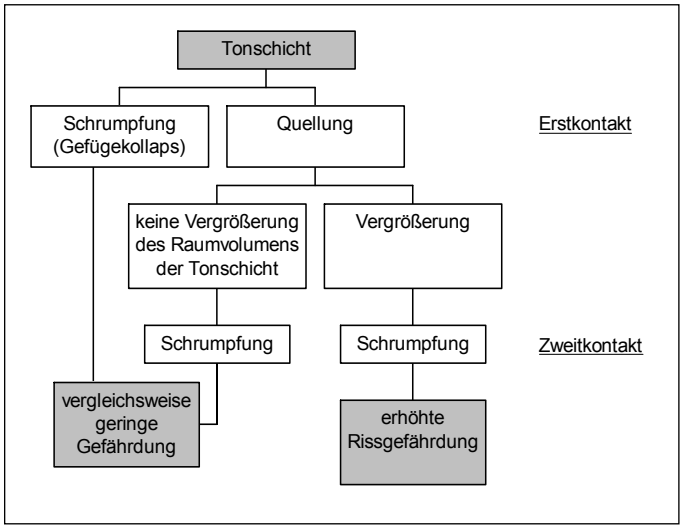


Abb. 2.3.3 Gefahr der Rissbildung infolge Quellen und Schrumpfen [nach RADLINGER 1997]

Wasser- und Wärmehaushalt

Die entscheidende Rolle im Prozess des Quellens und Schrumpfens spielt sowohl aus chemischer als auch aus bodenmechanischer Sicht der Wasser- und Wärmehaushalt der Deponie.
Die Tonminerale der Basisabdichtung werden von einer Haftwasserschicht, der sogenannten diffusen Schicht umgeben. Trocknet diese aus, verringert sich das Volumen und das Tonmaterial schrumpft. Wann es zu einer Austrocknung der Dichtungsschicht kommt, hängt von mehreren Faktoren ab:

- Leistungsfähigkeit der Sickerwasserfassung (falls vorhanden),
- Schichtaufbau der Basisabdichtung (Kunststofffolie oder nicht),
- Sickerwasserangebot aus dem Deponiekörper,
- Wasserentzug aus der Basis durch den Deponiekörper,
- Temperaturentwicklung im Müllkörper,
- kapillarer Wasseraufstieg in die Basisabdichtung (Abstand zum Grundwasser) und
- bodenmechanische Eigenschaften des Deponieuntergrundes.

Beispielsweise trocknet die Dichtung aus, wenn der Versickerungsüberschuss von der Oberfläche nicht zur Basisabdichtung gelangt, weil er durch das dichte Deponiebauwerk ferngehalten wird. Außerdem benötigt der Deponiekörper Wasser für die biochemischen Umsetzungsprozesse bzw. trocknet selbst im Laufe der Zeit aus. Dadurch stellt sich ein nach oben gerichteter Potentialgradient ein, infolge dessen Wasser aus der

Basisabdichtung entzogen wird. Verstärkt werden diese Vorgänge durch die Temperaturentwicklung während der biochemischen Umsetzungsprozesse.
Das Defizit wird u. U. ausgeglichen, wenn sich die entstehenden Saugspannungen in den Deponieuntergrund fortsetzen und durch kapillaren Wasseraufstieg Grundwasser in die Basisabdichtung transportieren. Dies ist abhängig vom Grundwasserabstand und den Eigenschaften des Deponieplanums. Ausführlich werden die Einflussfaktoren bei DÖLL (1998) beschrieben.
Die maßgebende bodenmechanische Kenngröße bei der Beschreibung des Schrumpfprozesses ist die Schrumpfgrenze w_s. Sie gibt den Wassergehalt eines Bodens an, bei dem dieser zu Schrumpfen beginnt. Wie schon in Abb. 2.3.3 dargestellt, führt das Schrumpfen in trocknenden mineralischen Dichtungsschichten nicht immer zu einer Rissbildung. Beispielsweise schrumpft laut BRAUNS ET AL. (2000) eine zwängungsfrei gelagerte, gleichmäßig trocknende Schicht ohne Risse. Sie löst sich lediglich von der Umrandung ab. Außerdem wird das Schrumpfmaß entscheidend durch die Einbaubedingungen wie Einbaufeuchte und -dichte (Proctordichte) beeinflusst. Eine intensive Verdichtung erhöht die Gefahr der Schrumpfrissbildung [HOLZLÖHNER ET AL., 1998]. Ob ein bestimmter Austrocknungsgrad zur Rissbildung führt, hängt weiterhin wesentlich von der Auflast auf die Dichtungsschicht ab. Laut HOLZLÖHNER ET AL. (1998) entstehen keine Risse, solange die Auflast mindestens so groß ist, wie die Saugspannungen, die in der Dichtungsschicht herrschen. In verschiedene Versuchen sowie Simulationen mit FID-Programmen haben die Autoren HOLZLÖHNER ET AL. (1998), DÖLL ET AL. (1998) und HORN ET AL. (1998) die Abhängigkeit der Schrumpfrissbildung von der Auflast nachgewiesen. Ihre zusätzlichen Erkenntnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Häufige Be- und Entwässerungszyklen begünstigen die Rissbildung.
- Austrocknungen und Risse entstehen nur unter Kunststoffdichtungsbahnen KDB. Ohne eine KDB wird die Dichtungsschicht durch Wasserdampf aus dem Müllkörper infolge eines nach unten gerichteten Temperaturgradienten feucht gehalten. Dies gilt jedoch nur, solange der Müllkörper selbst nicht sehr trocken ist.
- Ausschlaggebend für den Austrocknungsgrad und die Rissbildung ist nicht allein der Wassergehalt, sondern vielmehr die pF-Kurve des vorliegenden Erdstoffs.
- Ein homogenes, überwiegend aus Ton bestehendes Korngerüst bei gleichmäßiger Kornverteilung und identischen Tonmineralen ist wenig rissgefährdet.

Sehr detaillierte und umfangreichere Darstellungen der hier nur im Überblick beschriebenen Prozesse finden sich bei den genannten Autoren.

Sickerwasserfassung

Wie schon beschrieben, hat der hydrostatische Druck über der Deponiebasis Einfluss auf die Wasserbewegungen in der Schicht. Die Höhe des Wasseraufstaus steht in unmittelbarem Zusammenhang mit der Sickerwasserfassung. Wesentliche Einflussparameter sind u.a. die Sohlneigung, Durchmesser und Gefälle der Dränagerohre sowie die Durchlässigkeit der Entwässerungsschicht, sofern eine solche vorhanden ist. Die hydraulischen Kennwerte des Dränagematerials (Durchlässigkeit, Porenanteil) verändern sich jedoch infolge der spezifischen Einflüsse der Deponieemissionen. Die Folgen sind [GDA–EMPFEHLUNG 2–4, 1997]

- Zerfall des Materials infolge chemischer Zersetzung
- Eindringen von Feinanteilen aus dem Abfall (Kolmation)
- Ausfällung und Verhärtung von Sickerwasserinhaltsstoffen.

Von der chemischen Zersetzung, vorwiegend aus der sauren Phase des biochemischen Abbaus bzw. dem Deponiegas sind besonders kalkhaltige Gesteine betroffen. Es kann zur Ausbildung eines kaum durchlässigen Verwitterungshorizontes kommen [RAMKE 1991]. Durch geeignete Materialwahl, z.B. anhand der Vorschriften der TAA, kann dieser Gefahr begegnet werden. Unproblematisch ist laut RAMKE (1991) die Kolmation. Analog zur Erosion und Suffosion in den mineralischen Dichtungsschichten kommt es auch in der Entwässerungsschicht aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten kaum zu einem Transport von Bodenpartikeln.
Im Gegensatz dazu können Inkrustationen im Laufe der Zeit zu einer starken Funktionsbeeinträchtigung oder gar Funktionslosigkeit der Dränageleitungen führen. Ursache der Inkrustationen sind die Stoffwechselprodukte der anaeroben Bakterien.

2.4. Zusammenfassung

Die Wasserhaushaltsbilanz einer Mülldeponie ist prinzipiell vom Betrachtungszeitpunkt abhängig, da alle Einflussfaktoren zeitlichen Veränderungen unterworfen sind.
Der Eintrag von Niederschlagswasser in den Deponiekörper wird nach Abdeckung der Deponie im Vergleich zu den vorherigen Betriebsphasen erheblich minimiert. Im Zuge der Rekultivierung der Oberflächenabdichtung verringert er sich zunehmend, wobei jahreszeitliche Schwankungen nicht unterschätzt werden dürfen.
Gleichzeitig läuft der Wasserverbrauch im Abfallkörper entsprechend dem biochemischen Abbau langfristig gegen einen Minimalwert. Gleiches gilt für die Wassermenge, die infolge der abnehmenden Speicherkapazität der Abfälle aus dem Müllkörper abgegeben wird.
Insgesamt nimmt der Sickerwasseranfall an der Deponiebasis langfristig ab. Parallel dazu sinkt aufgrund von Inkrustationen die Leistungsfähigkeit der Sickerwasserfassung.
Auch setzt möglicherweise eine Austrocknung der mineralischen Basisabdichtung ein oder eine Schädigung infolge von Wechselwirkungen mit Deponieemissionen. Dadurch erhöht sich die Durchlässigkeit der mineralischen Dichtung und Schadstoffe können in das Grundwasser gelangen.
Die Eigenschaften der Deponiebasis werden während der Einbauphase bestimmt. Nachträglich ist keine Beeinflussung mehr möglich, Schäden sind irreparabel. Ebenso kann das Speicherverhalten des Müllkörpers nicht gesteuert werden. Dagegen ist es möglich, durch die Gestaltung der Oberflächenabdichtung/-deckung Einfluss auf den Wassereintrag in die Deponie und somit auf den biologischen Abbau zu nehmen.
Unter dem Aspekt des Grundwasserschutzes, der eine Prämisse im Deponiebau darstellt, sollte der Wasserhaushalt einer Deponie so gesteuert werden, dass beim Versagen der Basisdichtung kein Sickerwasser aus dem Müllkörper mehr anfällt bzw. die Schadstoffbelastung unter den geforderten Grenzwerten liegt. Im Hinblick auf die Kosten der Sickerwasserreinigung ist eine Minimierung des Sickerwassers anzustreben. Gleichzeitig soll das Gaspotential der Deponie optimal genutzt werden. Eine Wasserhaushaltsbilanz ist ein gutes Instrument, um eine Oberflächenabdichtung unter diesen drei Gesichtspunkten zu entwerfen.
Dabei ist jeder einzelne Faktor der Bilanz stark von den standortspezifischen Gegebenheiten abhängig. Die Problematik der Datenbeschaffung soll Inhalt des folgenden Kapitels sein.

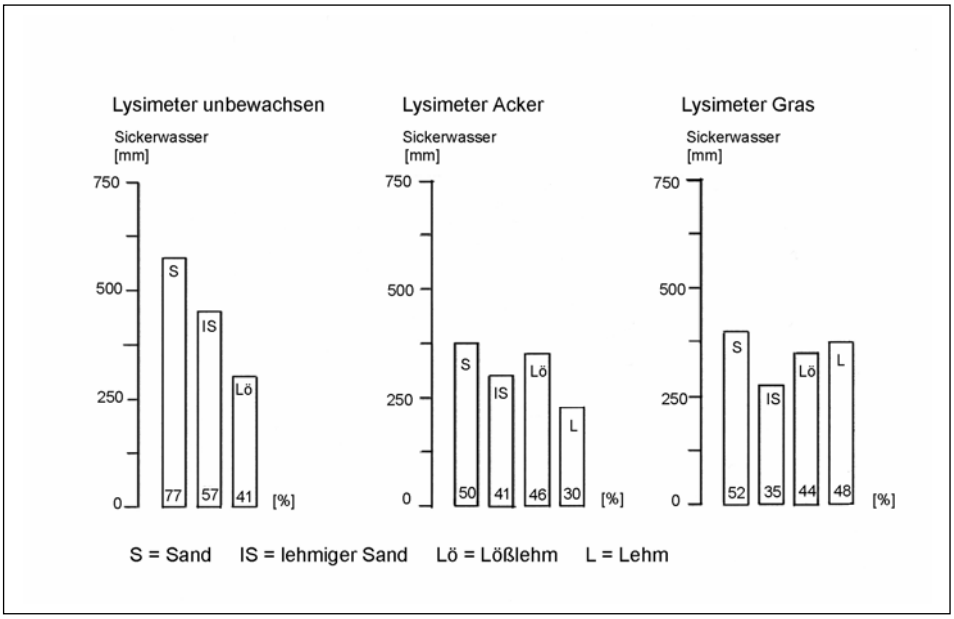
3. Möglichkeiten und Probleme der Datenbeschaffung, Fehleranfälligkeit

3.1. Literaturrecherche

Für praktische Anwendungen ist die Berechnung der Verdunstungs- und Abflussvorgänge auf und in der Deponieoberfläche mit einem Wasserhaushaltsprogramm sowie die Erstellung der vollständigen Wasserhaushaltsbilanz sehr aufwendig. Auch können die Summanden der Wasserhaushaltsgleichung (s. 2.1) im laufenden Deponiebetrieb meist nicht ermittelt werden. Hierfür muss man auf Literaturangaben zurückgreifen. Es finden sich verschiedene Angaben zur Abschätzung der Verdunstung, des Abflusses und der klimatischen Sickerwasserbildung (s. Anlage 1). BRECHTEL (1984) stellt beispielsweise die Beziehungen zwischen der Vegetationsdecke, der Gesamtverdunstung und der Abflusshöhe dar. Seine Daten werden durch die Resultate von PROKSCH (1990) [zitiert in KRÜMPELBECK, 2000] bestätigt. Anhand langjähriger Datenreihen von Grundwasserlysimetern stellt PROKSCH die Zusammenhänge zwischen Sickerwasserbildung und Vegetationsdecke bzw. Bodenart dar (s. Abb. 3.1.1).

Abb. 3.1.1 Einfluss von Bodenart und Vegetation auf die Sickerwasserhöhe bei *N* = 748 mm/a, nach PROKSCH (1990)) [zitiert in KRÜMPELBECK, 2000]

Verdunstungsraten gibt u. a. EHRIG (1987) an (s. Anlage 1). Aktuellere Angaben finden sich in der *GDA –Empfehlung E 2-32* (Entwurf, 2000). Diese sind als Beispiel in Tab. 3.1.1 aufgeführt.



Tab. 3.1.1 Durchschnittliche jährliche reale Evapotranspiration bei N = 700-800 mm/a an mitteleuropäischen, grundwasserunbeeinflussten Standorten im Flachland und im unteren Mittelgebirge [BERGER/SOKOLLEK, 1997; zitiert in *GDA–Empfehlung E 2-32*, 2000]

	jährliche reale Evapotranspiration [mm/a]
Ackerkulturen	ca. 400–500
Grünlandvegetation (Gräser und Kräuter)	ca. 450–550
geschlossener Buschbestand	ca. 500–600
Laubwald (alt)	ca. 500–600
immergrüner Nadelwald (mittelalt/alt)	ca. 600–700

Zum Sickerwasseranfall an der Deponiebasis existieren verschiedene Angaben, die sich jeweils auf unterschiedliche Einflussgrößen beziehen (s. Anlage 1). Beispielsweise geben EHRIG (1978) und die *LAGA* (1984) Sickerwassermengen in Abhängigkeit der eingesetzten Verdichtungsgeräte an. Sie belaufen sich auf ca. 25–40 % des Jahresniederschlages von 700 mm (0,055–0,089 l/(s·ha) [LAGA, 1984]. Laut RAMKE (1991) beziehen sich diese Werte ausschließlich auf den Niederschlag. Weitere Einflussgrößen des Wasserhaushaltes wie Verdunstung und zeitabhängiges Speicherverhalten werden kaum berücksichtigt. Außerdem ist das Datenmaterial verhältnismäßig alt. 1989 dokumentiert EHRIG an verschiedenen Deponien Sickerwassermengen zwischen 0,0035 und 0,27 l/(s·ha). Die Mehrzahl der Messwerte liegt unter 0,06 l/(s·ha). Dies entspricht rund 25 % von 750 mm Niederschlag und soll für die Anfangsphase einer Deponie angesetzt werden. Längerfristig, nach Erschöpfen der Speicherkapazität, erhöht sich der Sickerwasseranfall auf 30 - 40 %. Dies kann jedoch nur für offene Deponien gelten. Insgesamt umfassen die Ergebnisse den sehr weiten Bereich von 11 - 851 mm/a. KRUSE (1994) unterscheidet zur Abschätzung der Sickerwasserspende Deponien

- mit freier Speicherkapazität und einem ungesättigten Deponiekörper,
- mit gesättigtem Deponiekörper und
- mit übersättigtem Deponiekörper aufgrund intensiver Sickerwasserkreislaufführung.

Unter Bezug auf eigene Untersuchungen sowie den Daten von RAMKE (1991) und EHRIG (1989) kommt er auf Sickerwasserspenden von ≤ 0,5 mm/d für ungesättigte und ≤ 1,0 mm/d für gesättigte Deponiekörper. Dabei räumt KRUSE Faktoren für Spitzenwochen von 3–5 bzw. 1,5 ein. Bei übersättigten Deponien ist eine Angabe des durchschnittlichen Sickerwasseranfalls nicht möglich. Hier müssen für Bemessungsaufgaben deponiespezifische Daten herangezogen werden. Nach DREES (2000) lassen sich bei Extremereignissen prinzipiell Sickerwassermengen feststellen, die fünf- bis zehnmal so hoch sind wie der Basiswert. Die breite Spanne verdeutlicht die Schwierigkeit, allein aus Literaturangaben den Sickerwasseranfall eines konkreten Deponiestandortes abzuschätzen. Die Randbedingungen der von den verschiedenen Autoren untersuchten Deponien sind nicht bekannt und wären auch kaum übertragbar. Die Daten können somit nur als grobe Anhaltswerte herangezogen werden.

3.2. Dokumentation und nachträgliche Kennwertermittlung

Bei der Erstellung einer neuen Oberflächenabdichtung für eine Deponie werden die Boden- und Geometrieparameter vom Konstrukteur festgelegt. Die Einflussgrößen des Deponiekörpers und der Deponiebasis einschließlich des -untergrundes sind jedoch vorgegeben. Für die Simulation des Wasserhaushaltes müssen sie als Eingangsparameter bekannt sein. Im einfachsten Fall kann auf eine gute Dokumentation des Deponiebetriebes zurückgegriffen werden. Diese sollte mindestens folgende Informationen enthalten:

- Grundwasserverhältnisse,
- Angaben zur Schichtmächtigkeit und Durchlässigkeit des Deponieplanums,
- Aufbau der Basisabdichtung mit Materialangaben der einzelnen Schichten (Durchlässigkeit, Bodenkennwerte etc.); Beschreibung der Sickerwasserfassung,
- Zusammensetzung, Einbauwassergehalt und Aufbaugeschwindigkeit der Abfälle,
- Bodeneigenschaften und Dicke der Oberflächenabdeckung (falls vorhanden) sowie
- Lageplan, Grundriss und Querschnitte der Deponie.

Zusätzlich sollten die Klimadaten einer deponieeigenen Wetterstation vorliegen. Da bisher auf die Dokumentation im Deponiebau meist wenig Wert gelegt wurde bzw. diesbezüglich keine behördlichen Forderungen bestanden, müssen die Daten häufig nachträglich ermittelt werden. Die geschieht durch Feld- und Laborversuche.
Boden- und Materialkennwerte sowie die Dicke der einzelnen Deponiehorizonte können nur mit Hilfe von Kern- oder Rammbohrungen nach *DIN 4021* bestimmt werden. Diese Bohrmethoden ermöglichen die Gewinnung gekernter, aber nicht ungestörter Proben bis in große Tiefen. Im Idealfall, d. h. bei Bodenproben der Güteklasse 1 nach *DIN 4021* können unter anderem Feinschichtgrenzen, Kornzusammensetzung, Grenzen der Lagerungsdichte, organische Bestandteile, Wassergehalt, Porenanteil, Dichte des feuchten Materials, Korndichte und Wasserdurchlässigkeit ermittelt werden. Die Gewinnung ungestörter Sonderproben ist ausschließlich in Schürfgruben möglich, welche jedoch bei der erforderlichen Aufschlusstiefe mit einem unvertretbar hohen Aufwand verbunden bzw. ganz unmöglich sind.
Das Problem bei der nachträgliche Kennwertermittlung besteht darin, dass nur punktuelle Aufschlüsse möglich sind. Diese geben Anhaltswerte, sind aber nicht repräsentativ für die gesamte Deponieoberfläche bzw. den Müllkörper. Außerdem wird durch die Bohrungen die Oberflächenabdeckung/-dichtung beschädigt, was die Dichtwirkung beeinträchtigt und Reparaturen erforderlich macht. Die Zerstörung von Sperrschichten im Deponiekörper führt zu Veränderungen des Wasserhaushaltes. Angaben über die Deponiebasis können mit geotechnischen Aufschlussverfahren nicht erkundet werden, da sie zu irreparablen Schäden und damit zum Verlust der Dichtwirkung führen.

3.3. Berechnungsmodelle

Da die erforderlichen Eingangsparameter für die Wasserhaushaltsbilanz wesentlich vom gewählten Berechnungsverfahren abhängen, sollen zunächst die drei existierenden Bilanzmodelle vorgestellt werden [MAAK, 1996, zitiert in DREES, 2000]. Diese sind

- das Schichtenmodell,
- das Statistische Modell und
- das Bilanzmodell.

Schichtenmodell

Das Schichtenmodell beruht auf der Einteilung der Deponie in horizontale Schichten. Aus der Differenz zwischen Niederschlag, Evaporation und Oberflächenabfluss wird die Wassermenge errechnet, die in die nächste Schicht infiltriert und zu deren Wassergehalt addiert wird. Überschreitet der Wassergehalt die Sättigungskapazität des Materials, wird der Überschuss an die nachfolgende Schicht weitergegeben und so fort. Somit erfolgt die Berechnung einer vorrückenden Wasserfront. Zu einer Sickerwasserbildung kommt es erst, wenn die Sättigungskapazität der untersten Ebene erschöpft ist. Beispiele für das Schichtenmodell finden sich bei FRANZIUS (1977), SCHROEDER (1984) mit dem Programmsystem HELP oder DUNGER mit dem Programm BOWAHALD. Diese Modelle funktionieren jedoch nur unter der Annahme, dass eine betrachtete Schicht homogen aufgebaut ist. Dies ist innerhalb des Abfallkörpers nicht gegeben. Auch können die komplexen Prozesse innerhalb des Deponiekörpers (Speicherung, biologischer Abbau etc.) sowie der Basisabdichtung (Austrocknung, Wechselwirkung mit Deponieemissionen) nicht berücksichtigt werden. Das Modell, besonders die beiden Programme HELP und BOWAHALD eignen sich jedoch gut zur Berechnung der klimatischen Sickerwasserspende, da für die einzelnen Lagen der Oberflächenabdichtung die Forderung nach Homogenität gegeben ist. Weiterhin werden die klimatischen Prozesse auf der Deponieoberfläche in Abhängigkeit der standortspezifischen Gegebenheiten (Niederschlag, Bewuchs, Oberflächengestalt etc.) anhand hydrologischer Erfahrungswerte bzw. Näherungsformeln gut simuliert. Bezüglich des detaillierten Vergleichs der beiden Programme sei auf MENZ (2001) verwiesen.

Statistisches Modell

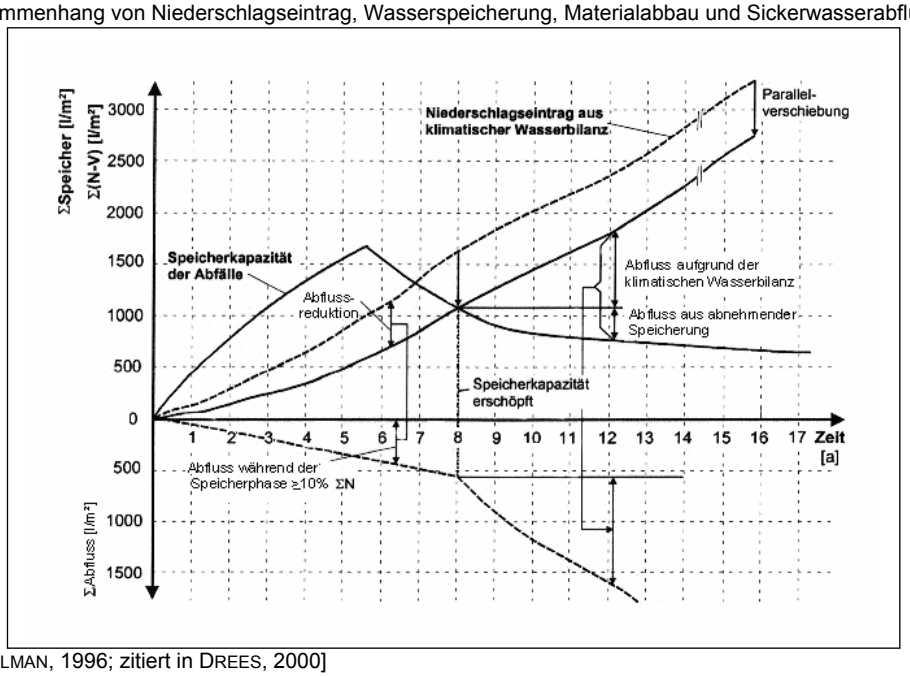
Grundlage der statistischen Modelle sind Regressionsanalysen bezüglich des Zusammenhangs zwischen Niederschlag, Verdunstung und Abfluss. Die ältesten Auswertungen hierzu stammen von EHRIG (1978). Der Ansatz wurde 1986 von OSSIG mit umfangreicherem Datenmaterial weiterverfolgt. Laut RAMKE (1991) eignen sich die statistischen Modelle jedoch nicht zur allgemeinen Beschreibung des Wasserhaushalts bzw. zur Prognose des Abflussgeschehens einer anderen Deponie, als der dem Modell zugrunde liegenden. Die standortspezifischen Randbedingungen, welche anhand von Korrelationskoeffizienten erfasst wurden, können nach Meinung von RAMKE nicht verallgemeinert werden.

Bilanzmodell

Das Modell von SPILLMANN [1996] berechnet den Sickerwasserabfluss aus der klimatischen Wasserbilanz. In Abb. 3.3.1 wird der von SPILLMANN über zwei Jahre gemessene Abfluss an einem wassergesättigten Lysimeter dargestellt. Zusätzlich ist der nach dem Bilanzmodell berechnete Sickerwasserabfluss aufgetragen. Die beiden Kurven zeigen eine gute Übereinstimmung. Dennoch erlaubt das Modell nach Meinung von KRUSE (1994) nur eine Beurteilung des längerfristigen Abflussverhaltens einer Deponie. Aus der Erschöpfung der Speicherkapazität kann auf Zeiträume mit erhöhtem oder vermindertem Sickerwasseranfall geschlossen werden. Angaben über tägliche oder wöchentliche Abflusshöhen sind aber nicht möglich.

Im Rahmen dieser Diplomarbeit kommt zur Simulation der Vorgänge in der Oberflächenabdichtung das Modell BOWAHALD 2D zum Einsatz. Aus diesem Grund werden von der Vielzahl möglicher Berechnungsansätze für die einzelnen wasserhaushaltsrelevanten Prozesse vornehmlich diejenigen betrachtet, die im Modell BOWAHALD verwendet werden.

Abb. 3.3.1 Zusammenhang von Niederschlagseintrag, Wasserspeicherung, Materialabbau und Sickerwasserabfluss



[SPILLMAN, 1996; zitiert in DREES, 2000]

3.4. Klimadaten und Kennwerte der Oberflächenabdichtung

3.4.1. Meteorologische Daten

Die Niederschlagsdaten für einen Deponiestandort können beim *Deutschen Wetterdienst (DWD)* abgefragt werden. Der meteorologische Dienst unterhält ein Niederschlagsmessnetz, bei dem an verschiedenen Stationen der Niederschlag punktuell gemessen wird. Ferner werden die auftretenden Schneedeckenhöhen und teilweise das Wasseräquivalent sowie die Niederschlagsintensität bestimmt. Die Niederschlagsmessung ist jedoch mit einem systematischen Fehler behaftet, der von instrumentellen, meteorologischen und Umgebungsfaktoren abhängt [BERGER, 1998]. Er setzt sich aus folgenden Anteilen zusammen, die hier nach abnehmender Bedeutung geordnet sind [SEVRUK, 1982; zitiert in BERGER, 1998]:

- der Windverlust aufgrund der Deformation des Windfeldes durch das Messgerät

  $\Rightarrow$ 2–10 % Abweichung bei Regen, 10–50 % bei Schnee
- der Benetzungsverlust durch Verdunstung von Haftwasser an den Innenwänden des Auffanggefäßes und an der Sammelkanne nach dem Entleeren

  $\Rightarrow$ 2–10 % Abweichung
- Verdunstungsverlust durch Verdunstung aus der Sammelkanne

  $\Rightarrow$ 0–4 % Abweichung
- Hineinspritzen in und Herausspritzen aus der Sammelkanne $\Rightarrow$ 1–2 % Abweichung
- Verwehung (Ein- und Ausblasen) von Schnee (keine Angabe über die Größenordnung des Fehlers)

Die gemessenen Niederschlagshöhen fallen im Allgemeinen geringer aus als die tatsächlichen. Der Gesamtfehler wird in Deutschland mit mindestens 100 mm/a (> 10 %) beziffert und ist regional sehr unterschiedlich [BAUMGARTNER und LIEBSCHER, 1990]. Mit zunehmendem Schneeanteil kann der Fehler bis auf 40 % ansteigen. Die vom *DWD* herausgegebenen Niederschlagsdaten sind in der Regel nicht um den systematischen Fehler korrigiert. Es existieren verschiedene Korrekturverfahren. Speziell für die vom *DWD* mit Hellmann-Geräten gemessenen Daten wurde ein Modell von RICHTER (1995) entwickelt.
Für die Simulation der kleinräumigen Wetterverhältnisse auf einer Deponie sind die großräumigen Daten der Wetterstationen meist nicht differenziert genug. Deshalb ist die Errichtung einer eigenen Wetterstation auf dem Deponiegelände sinnvoll.
An manchen Standorten liegen nur Monats- oder langjährige Mittelwerte der Niederschlagshöhen vor. Bei der Erstellung der Wasserhaushaltsbilanz, besonders mit Hilfe von Simulationsprogrammen, hat dies den Vorteil des geringeren Datenaufwandes. Allerdings kann der Oberflächenabfluss nicht ermittelt werden [DUNGER, 1997]. Da eine „Echtzeitmodellierung“ nicht notwendig ist, können aus einer mittleren repräsentativen Niederschlagsverteilung Tageswerte synthetisiert werden. Dafür existieren verschiedene Methoden. Beispielhaft soll nur das Modell von MOCK genannt werden, welches von DUNGER in seinem Programm BOWAHALD 2D angewendet wird. Es beruht auf Untersuchungen zur mittleren Häufigkeitsverteilung der Niederschläge unter Verwendung statistischer Routineangaben des *DWD*.

Neben den Niederschlagshöhen werden weitere Klimadaten wie relative Luftfeuchte, Lufttemperatur, Sonnenscheindauer und Windgeschwindigkeit an den Wetterstationen erfasst. Laut ANDERSSON und MATTISON (1991) [zitiert in BERGER, 1998] treten bei der Temperaturmessung mit Thermometern hauptsächlich zwei Fehlerquellen auf: die thermische Trägheit aufgrund der Abschirmung und der Geräteaufstellung sowie der Strahlungsfehler. Die relative Luftfeuchte wird in Deutschland meist mit Psychrometern bestimmt, wobei die Messung laut BERGER (1998) eine Genauigkeit von ± 1 % relative Feuchte aufweist.
Sofern keine deponieeigene Wetterstation vorhanden ist, müssen die Angaben zur Windgeschwindigkeit entweder aus dem Windmessnetz des DWD oder aus den Schätzungen der Windstärke an den Klimastationen übernommen werden. Mittels verschiedener Formeln kann die Windstärke in Windgeschwindigkeit umgerechnet werden. Weiterhin ist eine Umrechnung der Windgeschwindigkeiten in verschiedenen Messhöhen auf die Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe über Grund möglich, die z. B. für das Simulationsprogramm HELP benötigt wird. Die Windgeschwindigkeit ist sehr stark von örtlichen Faktoren (Lage, Vegetation, Hindernisse) abhängig. Daher muss bei der Verwendung von Messwerten selbst nahe gelegener Stationen geprüft werden, ob sie für den eigenen Standort repräsentativ sind.
Neben den Tagessummen der Sonnenscheindauer wird teilweise die Globalstrahlung benötigt. Angaben dazu finden sich z. B. für Europa in Strahlungskarten der EG-Kommission (1979) oder für Deutschland in Karten von GOLCHERT (1981) [zitiert in BAUMGARTL und LIEBSCHER, 1990]. Außerdem lässt sich die Globalstrahlung aus der Sonnenscheindauer berechnen.

Schneedecke

Wie in 2.1.1 beschrieben, benötigt man für die Ermittlung der klimatischen Sickerwasserspende unter anderem die Wassermenge, die aus der Schneedecke abgegeben wird. Zu ihrer Quantifizierung stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung, wovon das Wärmehaushaltsverfahren die höchste Genauigkeit aufweist. Es beruht auf der Tatsache, dass zur Bildung von 1 mm Schmelzwasser eine Schmelzwärme von 335 kJ/m² benötigt wird. Die Anwendung dieses Verfahrens ist jedoch schwierig, da zur Ermittlung der Wärme- und Energiebilanz eine Vielzahl von Messgrößen (Temperatur-, Feuchtigkeits- und Windprofile oberhalb der Schneedecke, Temperaturmessungen innerhalb der Schneedecke und im Boden) erforderlich ist. Für praktische Belange findet daher häufig das Taggradverfahren Anwendung, bei welchem lediglich die Temperatur in die Berechnung einfließt. Diese Vereinfachung ist für Klimate akzeptabel, in denen die Schneeschmelze überwiegend durch Advektion (Antransport warmer Luftmassen) verursacht wird, weniger durch direkte Strahlung [RACHNER, 1972]. Das humide mitteleuropäische Klima gehört zu diesem Typ.
Auch für die Modellierung der Schneeschmelze sind tägliche meteorologische Daten wünschenswert. Aufgrund der hohen Dynamik des Schneeschmelzprozesses wird die Berechnung für Monats- oder Jahreswerte zunehmend ungenau [DUNGER, 1997].

Interzeption

Die Interzeption *I* beeinflusst wesentlich die Niederschlagsmenge, die die Deponieoberfläche erreicht. Der Bestandsniederschlag (Niederschlag, der den Boden erreicht) ist die Differenz aus Freilandniederschlag und Interzeptionsverdunstung. Im Modell BOWAHALD 2D berechnet sich die Interzeptionsverdunstung nach einer empirischen Gleichung von MERIAM (1960) in einer von DYCK ET AL. (1980) modifizierten Form. Der dafür benötigte reale Interzeptionsspeicher *SI* wird über das vegetationsabhängige maximale Interzeptionsspeichervermögen berechnet. Dazu ist die Ermittlung der Bewuchsart und des Vegetationsbedeckungsgrades erforderlich. Auf einer unbewachsenen Oberfläche gilt $I = 0$. Bei gemischtem Gras-, Strauch- und Baumbewuchs sollten Angaben über die Bewuchsanteile, z. B. aus einer Vegetationskartierung vorliegen. Gegebenenfalls genügen Schätzwerte.

Verdunstung (Evapotranspiration)

Die Evapotranspiration für einen bewachsenen Standort setzt sich aus der Bodenverdunstung V_B, der Interzeption *I* und der Transpiration *T* zusammen. Das *DVWK–Merkblatt 238* (1996) stellt den aktuellen Kenntnisstand zur Messung und Berechnung der einzelnen Verdunstungsgrößen dar.
Direkte Messverfahren erfolgen mittels Evaporimetern (Verdunstungsmessgeräten), Lysimetern, der Turbulenz-Korrelations-Methode (Eddy-Flux) oder über die Wassergehaltsbestimmung im Boden. Indirekt kann die Verdunstung über die Messung von Gradienten oder den Größen der Energiebilanz ermittelt werden. Außer bei den Verdunstungsmessgeräten erhält man jeweils die reale Evapotranspiration. Für die Bewertung und Eignung der aufgeführten Mess- und Berechnungsverfahren sei auf Anlage 1 des *DVWK–Merkblattes 238* verwiesen. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass Evaporimeter eine überschlägige, Lysimeter dagegen eine gute bis sehr gute Genauigkeit besitzen. Beide Verfahren sind für die Praxis geeignet. Hierin unterscheiden sie sich sowohl von den anderen beiden direkten, als auch von den indirekten Messmethoden. Diese werden vorwiegend in der Forschung eingesetzt.

Im Modell BOWAHALD 2D wird zur Quantifizierung der Verdunstungsmengen zunächst die potentielle Verdunstung V_P ermittelt, aus der sich die reale Verdunstung V_R berechnen lässt. Zur Berechnung der potentiellen Evapotranspiration stehen eine Vielzahl unterschiedliche Ansätze zur Verfügung (s. *DVWK–Merkblatt 238*). In BOWAHALD wird auf die Formeln von PENMAN, TURC/IVANOW oder HAUDE zurückgegriffen. Die Entscheidung, welcher Ansatz Verwendung findet, richtet sich nach dem vorhandenen meteorologischen Datenmaterial. Sind alle Daten (Temperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit sowie Sonnenscheindauer und/oder Globalstrahlung) verfügbar, kommt die PENMAN-Formel zum Einsatz, welche die höchste Genauigkeit aufweist. Sind keine Angaben zur Windgeschwindigkeit verfügbar, werden die Ansätze von TURC und IVANOW angewendet. Fehlen zusätzlich die Strahlungswerte, muss auf HAUDE zurückgegriffen werden. Für Monats-, Jahres- und Gesamtbilanzen ist dieser Ansatz brauchbar. Aufgrund der mangelnden Genauigkeit sollte laut DUNGER jedoch auf die Ausgabe täglicher Simulationsergebnisse verzichtet werden.
Die nach PENMAN, TURC/IVANOV oder HAUDE ermittelte Verdunstung wird nachfolgend hinsichtlich der Hangneigung und der Standortexposition korrigiert. Somit kann es notwendig werden, die Deponie entsprechend dieser Parameter in verschiedene Bereiche aufzuteilen.
Um aus der potentiellen auf die reale Evapotranspiration schließen zu können, müssen der Wert und die vertikale Verteilung der Bodenfeuchte sowie die der Pflanzen bekannt sein. Die Bodenfeuchte wird programmintern

berechnet, die Wurzelverteilung ist ein notwendiger Eingangsparameter. Sie beinhaltet die maximale Wurzeltiefe, den Bereich der maximalen Wurzeldichte und die Vegetationsüppigkeit.

Vegetation

Anhaltswerte für die Wurzeltiefen ausgewählter Pflanzenarten, welche auf rekultivierten Deponien häufig anzutreffen sind, gibt Tab. 3.4.1.
Laut *GDA –Empfehlung E 2-31* wurden die Maximalwerte der Wurzeltiefen bei beprobten Oberflächenabdichtungen bisher noch nicht erreicht. Die Tiefenentwicklung der Pflanzen ist stark vom Standort (Boden, Klima, pflanzenverfügbares Bodenwasser) abhängig. Es ist daher sinnvoll, bei einer Ortsbegehung oder im Gespräch mit Mitarbeitern der Deponie Abschätzungen vorzunehmen. Hinweise bezüglich der maximalen Wurzeldichte und der Häufigkeitsverteilung der maximalen Wurzeltiefen geben Abb. 3.4.1 und Abb. 3.4.2.
Bei örtlich stark variierendem, vor allem bei Baumbewuchs auf der Deponieoberfläche sollte auf eine Vegetationskartierung nicht verzichtet werden, da eventuell eine Parzellierung der Deponie notwendig ist. Für Gras- und Krautvegetation ist die Annahme eines Mittelwertes ausreichend.

Tab. 3.4.1 Anhaltswerte für die Spanne üblicher Wurzeltiefen ausgewählter Pflanzenarten [nach KUTSCHERA / LICHTENEGGER, 1982/1992 und KONOLD, 1995; zitiert in *GDA-Empfehlung E 2-31*, 2000]

Pflanzenart	Wurzeltiefe [cm]
Grünlandvegetation (Gräser, Kräuter, Stauden)	
Wiesen-Hornklee	30–120
Gemeine Kratzdistel	bis 200
Wiesenrispengras	70–200
Glatthafer	100–200
Löwenzahn	70–240
Ackerkratzdistel	40–300
Mehlige Königskerze	bis 320
Krauser Ampfer	70–320
Gehölze (Sträucher, Bäume)	
Kratzbeere	bis 200
Scheinakazie	über 200
Silberweide	bis 300
Buche	180–300

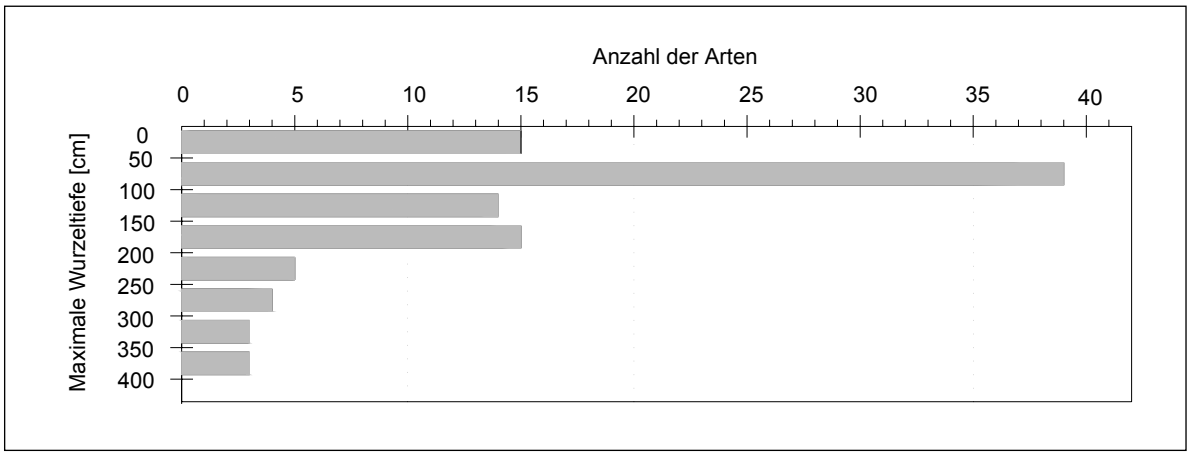


Abb. 3.4.1 Häufigkeitsverteilung der maximale Wurzeltiefen (aus Literaturangaben zu den auf einer Deponieabdeckung angetroffenen Arten [MELCHIOR, 2000]

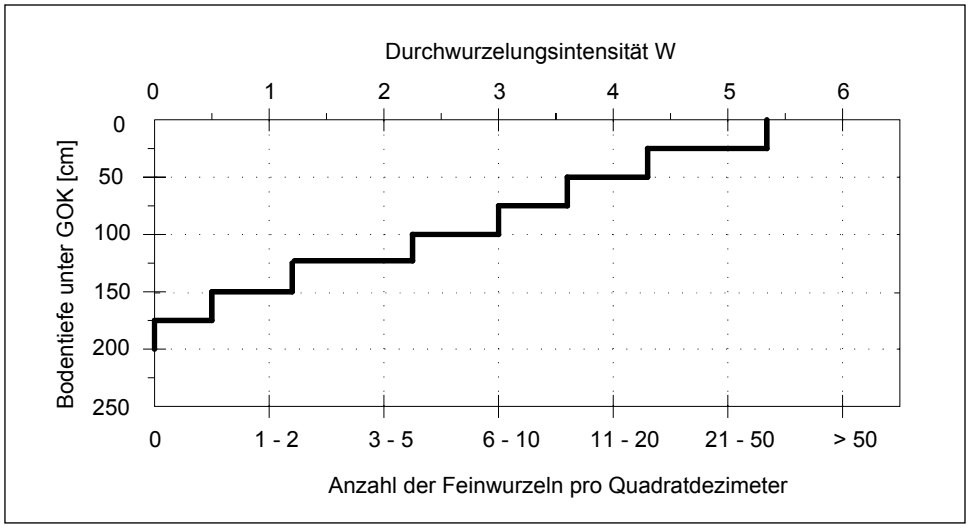


Abb. 3.4.2 Tiefenverteilung der Durchwurzelung (Mittelwerte aus 12 Aufgrabungsprofilen in 3 Oberflächenabdichtungen Melchior, 2000]

Infiltration und Abflussbildung

Infiltration und Abflussbildung sind laut DUNGER die im Modell BOWAHALD 2D betrachteten Prozesse mit der höchsten Dynamik. Ein Oberflächenabfluss tritt oftmals nur während eines relativ kurzen Zeitraums innerhalb eines Niederschlagsereignisses auf. Folglich müssten der Oberflächen- und Infiltrationsmodellierung stündliche oder vorzugsweise kontinuierliche Niederschlagswerte zugrunde gelegt werden. Der damit verbundene Aufwand bei der Datenbeschaffung und -aufbereitung ist jedoch für praktische Anwendungen unvertretbar hoch. Die Verwendung von Tageswerten ist nach DUNGER ein aus hydrologischer Sicht vertretbarer Kompromiss, Monats- und langjährige Mittelwerte sind allerdings nicht ausreichend. Daher werden, wie schon beschrieben, die fehlenden Tageswerte vom Programm synthetisiert. Eine Einschätzung der dadurch entstehenden Abweichungen ist an das Ende dieser Arbeit gestellt (s. Kapitel 6).
Die Modellierung des Oberflächenabflusses basiert auf dem „Curve–Number"–Verfahren (CN-Verfahren) des *US Soil Conservation Service* [US-SCS, 1964; zitiert in *DVWK–Regel* 113, 1984]. Hierbei wird aus den Gebietsgrößen Bewuchs und Bodenfeuchtezustand, bzw. Bodentextur ein CN–Faktor (Curve Number) ermittelt. Dabei lässt sich die Bodentextur anhand der Infiltrationseigenschaften, also dem k_f–Wert beschreiben. Der CN–Faktor wird weiterhin in Abhängigkeit der Bodenfeuchte sowie der Hanglänge und -neigung auf die konkreten Standortbedingungen angepasst. Da die Neigung der einzelnen Schichten der Oberflächenabdichtung im Zusammenhang mit deren k_f–Werten auch von grundlegender Bedeutung für die Modellierung des hypodermischen Zwischenabflusses sind, ist eine detaillierte Querschnittsdarstellung der Deponie zwingend notwendig.

3.4.2. Boden- und Materialkennwerte der Oberfläche

Durchlässigkeitsfaktor

Nicht nur der Oberflächenabfluss hängt wesentlich von der gesättigten Wasserleitfähigkeit (Durchlässigkeit k_f) ab. Auch für die Beschreibung des Wassertransportes im Boden ist die Kenntnis des jeweiligen k_f-Wertes unerlässlich. Im Feld kann k_f mittels Pumpversuchen bestimmt werden. Die höchste Genauigkeit bei der Durchlässigkeitsbestimmung weisen Infiltrometerversuche auf, da hiermit der tatsächlich in-situ vorhandene k_f-Wert (einschließlich sekundärer Strömungswege, z. B. Wurzelkanäle, Wurmlöcher etc.) ermittelt werden kann. Infiltrometermessungen beruhen auf der Messung von Versickerungsraten und sind auf unterschiedlichen Böden und Rasenflächen möglich. Anwendungsgrenzen liegen bei Tropfinfiltrometern messtechnisch bei Versickerungsraten oberhalb 800 mm/h und Temperaturen unter 10 °C. Außerdem ist das Gerät nur auf Oberflächen mit einer Neigung ≤ 5 % geeignet [KRASS ET AL., 1999].
Meist wird die gesättigte Wasserleitfähigkeit laborativ bestimmt. Dafür stehen mehrere Verfahren zur Verfügung, die aufgrund variierender Versuchsaufbauten und Fehlerquellen für verschiedene Böden unterschiedlich gut geeignet sind (s. z. B. *DIN 18130, T.1,* S.7).
Prinzipiell ist fraglich, inwieweit Laborversuche für die Feldbedingungen repräsentativ sind. Neben der hohen räumlichen Variabilität der Wasserleitfähigkeit und der starken Abhängigkeit vom Sekundärporensystem liegt die wesentliche Fehlerquelle in der Durchführung der Messung selbst [BERGER, 1998]. Laborativ aus Durchlässigkeitsversuchen oder aus Kornverteilungskurven ermittelte Durchlässigkeitsfaktoren sind besonders für bewachsene Böden meist zu klein [DUNGER, 1997]. Deshalb werden Laborwerte im Modell BOWAHALD 2D in Abhängigkeit von der Vegetationsdichte bzw. dem Vegetationsbedeckungsgrad korrigiert.

Bodenfeuchte

Zur Erstellung der Wasserhaushaltsbilanz werden neben der gesättigten Wasserleitfähigkeit die Bodeneigenschaften Feldkapazität, permanenter Welkepunkt, Sättigungswassergehalt, kapillare Steighöhe und Gesamtporenvolumen (Porosität) benötigt. Im Labor werden Feldkapazität und permanenter Welkepunkt volumenbezogen nach *DIN ISO 11274* bestimmt. Dabei werden sie festgelegten Wasserspannungen zugeordnet. Für den Welkepunkt ist die äquivalente Wasserspannung zu 15 000 hPA (*pF* 4,2) definiert. Bei der Feldkapazität ist zu unterscheiden, mit welchem Modell gearbeitet wird. Das Simulationsprogramm HELP beruht auf der US–amerikanischen Definition, bei der die Feldkapazität einer Wasserspannung von 330 hPa (*pF* 2,5) entspricht. Laut *DIN 4220* und *AG BODEN* bestimmt man in Deutschland die Feldkapazität bei 60 hPA (*pF* 1,8). Der Unterschied zwischen beiden Werten liegt je nach Bodenart und Lagerungsdichte zwischen 2 und 8 %.
Die Wasserspannungen können mittels Tensiometern bestimmt werden. Die Messungen liefern ein Feuchteprofil, aus dem auch der Wassergehalt und die „vertikale Wasserscheide", also der kapillare Aufstieg ablesbar sind. Der Wassergehalt kann außerdem mit Hilfe von Neutronensonden, radiometrischen Verfahren oder der schon erwähnten Turbulenz-Korrelations-Methode (Eddy-Flux) ermittelt werden.

Angaben zur kapillaren Steighöhe finden sich beispielsweise bei PRINZ (1991) oder MATTHESS ET AL. (1983) [zitiert in DUNGER, 1997].
Das Gesamtporenvolumen wird entweder mit Luftpyknometern gemessen oder aus der Trocken- und Korndichte [*GDA –EMPFEHLUNG E 2-30*] berechnet. Der Messfehler bei den Laborversuchen ist gering. Es sollte jedoch auch hier die Übertragung von Labor- auf Feldbedingungen kritisch gesehen werden. Eine Auswahl erforderlicher Boden- und Materialkenngrößen ist zusammen mit den Regelwerken, nach denen sie bestimmt werden, in Anlage 2 aufgeführt.
Liegen keine Messwerte vor, kann auf Datenbanken, z. B. von der *AG BODEN* (1994), zurückgegriffen werden. Hier finden sich für verschiedene Bodenarten neben den genannten Bodeneigenschaften auch Angaben zur maximalen Tiefe der Bodenevaporation und der effektiven Durchwurzelungstiefe. In der Datenbank des Programms HELP sind zusätzlich Werte für Abfälle und geosynthetische Materialien gegeben. Weiterhin gibt die *DIN 4220* Bodenkennwerte in Abhängigkeit der Rohdichte sowie mittlere pF-Kuven für ausgewählte Bodenarten an. DUNGER schlägt in seinem Modell BOWAHALD 2D eigene Bodenkennwerte in Abhängigkeit der Durchlässigkeit vor, die auf verschiedenen Literaturauswertungen beruhen.

3.5. Deponiekörper

Grundsätzlich wird eine Prognose des Wasseranfalls an der Deponiebasis durch eine Vielzahl von Faktoren erschwert bzw. unmöglich gemacht [nach RAMKE 1991].

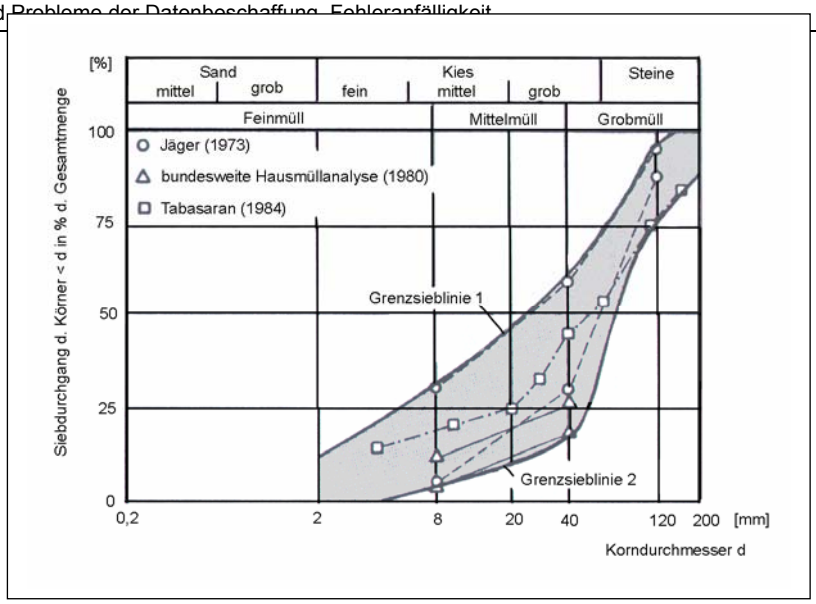
- Die Korngrößen und -formen der im Hausmüll abgelagerten Stoffe ist sehr heterogen, wodurch sich eine inhomogene Durchlässigkeit ergibt. Es liegen Zonen von Fein- und Grobfraktionen vor.
- Die speicherwirksamen Eigenschaften der Abfallstoffe differieren stark. Materialen ohne Speichervermögen (Glas, Metall) und solche mit sehr hohem (Papier, organische Abfälle) sind ungleichmäßig im Deponiekörper verteilt.
- Durch Kunststofffolien und Lagen kaum durchlässiger Abfälle bilden sich bevorzugte Sickerwege, sogenannte Präferenzbahnen, deren Lage nicht abgeschätzt werden kann. Außerdem wird die Entwässerung des Deponiekörpers durch diese Sperrschichten und durch Gaspolster behindert.
- Durch den Abbau der organischen Substanz ändert sich die Speicherkapazität des Müllkörpers in Abhängigkeit der Zeit.
- Durch den Einbau in dünnen horizontalen Lagen ist die vertikale Durchlässigkeit weit geringer als die horizontale.

Diese Einflüsse sind auch dafür verantwortlich, dass die Materialkennwerte wie z. B. Durchlässigkeit, Wassergehalt, Speicherzustand oder Feldkapazität der Abfallablagerungen in der Praxis bisher kaum bestimmt werden können. Als Beispiel sei nur die Problematik der Korngrößenverteilung angeführt, aus der sich eine Vielzahl von Materialkennwerten abgeleiten.
Grundsätzlich ist die Ansprache von Abfällen zur Charakterisierung ihrer Eigenschaften möglich. Beispielsweise sind Versuche zur Bestimmung der Korndichte, der Feldkapazität und des Wasserrückhaltevermögens von Abfallstoffen entwickelt worden [KRAFT, 2000]. Die Versuche sind aber noch nicht genormt und meist sehr aufwendig. In der Praxis können sie schwer umgesetzt werden. Die verschiedenen Methoden sollen daher im Folgenden nicht näher erläutert werden.

Korngrößenverteilung

Für die mineralischen Schichten der Oberflächen- und der Basisabdichtung können problemlos Sieblinien nach *DIN 18123* bzw. *DIN 19683-1, -2* oder *-3* erstellt werden. Bei Abfällen ist dies nicht möglich. Das von RAMKE (1991) erstellte Diagramm wertet drei Hausmüllanalysen von Frischmüll aus. Da die kleinste benutzte Siebweite 4 mm betrug, konnte der weitere Verlauf der Sieblinie nur geschätzt werden. Es zeigt sich deutlich die weite Spanne in der Verteilung der Kornklassen und dem Ungleichförmigkeitsgrad. Dieser liegt zwischen 4 und 10, woraus sich laut RAMKE (1991) Durchlässigkeitsbeiwerte von $5 \cdot 10^{-3}$ bis $5 \cdot 10^{-1}$ m/s ergeben. Diese liegen um zwei Zehnerpotenzen über den Werten, die FRANZIUS (1977) [zitiert in RAMKE, 1991] bei Laborversuchen für die Wasserleitfähigkeit ermittelt hat.

Abb. 3.5.1 Korngrößenverteilung von Hausmüll [nach verschiedenen Autoren, zitiert in RAMKE, 1991]



Wird Bodenmaterial gesiebt, liegen die Einzelkörner in der Form vor, wie sie auch im Boden anzutreffen sind. Bei Abfällen trifft dies nicht zu. Einbau und Transport führen zu einer Veränderung der Korngrößenverteilung, die bei den Laborversuchen nicht berücksichtigt werden kann. Ohnehin ist die Darstellung eines heterogenen Stoffgemisches in einer Kornverteilungslinie nicht möglich bzw. falsch. Die Sieblinie bezieht sich auf Volumenanteile. Sie stellt den Siebdurchgang prozentual zur Gesamtmasse in Abhängigkeit der Korngröße dar. Voraussetzung ist, dass alle Fraktionen dieselbe Korndichte besitzen. Für die meisten natürlich anstehenden Böden kann dies angenommen werden, für Abfälle jedoch nicht. Somit bleibt vorerst nur die Möglichkeit, anhand von Literaturangaben, Aufzeichnungen und Untersuchungen anderer Deponien Abschätzungen zu treffen. Aufgrund der unterschiedlichen Randbedingungen jedes einzelnen Standortes müssen die so gewonnenen Werte sehr kritisch bewertet werden.

Anfangswassergehalt und Feldkapazität

In der Literatur werden Werte für die Feldkapazität (= Wasserkapazität) von Hausmüll von 37−53 Gew.% FS [DREES, 2000] bzw. 52−59 Gew.% FS [Ehrig, 1989] angegeben. Die Datenbank des Programms HELP nennt 29,2 Vol.% für Hausmüll und 7,3 Vol.% für Hausmüll mit „toten Zonen“. WEBER (1990) gibt nach EHRIG 45−72 % des Trockengewichts an.
Die in Tab. 3.5.1 aufgeführten Werte für den maximalen Wassergehalt bezogen auf das Feuchtgewicht wurden an Müllproben verschiedener Deponien ermittelt.

Tab. 3.5.1 Maximale Wassergehalte *w* von Abfallproben aus Deponien (Literaturauswertung, entnommen aus [DREES, 2000])

w [Gew.% FS]	Quelle
37	EHRIG (1989)
46	SPILLMANN ET AL. (1986 (a))
50	STEGMANN (1982)
53	DERNBACH (1982)

Eine weitere Veröffentlichung über Wassergehalte von Hausmüll vor dem Einbau findet sich bei PIERAU (1971) [zitiert in BAUR, 1990 und KRÜMPELBECK, 2000] (S. Tab. 3.5.2).

Tab. 3.5.2 Mittlerer Wassergehalt der Feuchtesubstanz [PIERAU, 1971; zitiert in BAUR, 1990 und KRÜMPELBECK, 2000]

Abfallgruppe	Wassergehalt [Gew.% FS]
Hausmüll, frisch	35–40
Hausmüll, alt	30–35
Sperrmüll, Bauschutt	5
Schlackengranulat	5–10
Papierschlamm	60–70
Sand, Lockergestein	15

Neuere Messungen wurden im Rahmen des Verbundvorhabens „Deponiekörper“ des BMFB durchgeführt [WIRTZ ET AL., 1997]. Hierbei ergab sich der durchschnittliche Wassergehalt zu 30 Gew.% FS. Dies entspricht den Daten von WEBER [1990], der nach Auswertung mehrerer deutscher und US-amerikanischer Quellen folgende Wassergehalte angibt:

Tab. 3.5.3 Wassergehalte von Hausmüll nach WEBER [1990]

Abfallgruppe	Wassergehalt [Gew.% FS]
Papier, Pappe, Hygienepapier	24
Kunststoff, Holz, Textilien, Leder	20
Vegetabilien	55
Feinmüll	25
anorganische Substanz	5
Durchschnitt	**31**

Speicherkapazität

In der Literatur werden verschiedene Anhaltswerte für die Speicherkapazität in Abhängigkeit unterschiedlicher Einflussgrößen angegeben. EHRIG (1989) schätzt die Speicherkapazitäten von Siedlungsabfällen auf 90–160 kg/t TS, KRUSE (1994) auf bis zu 330 kg/t TS, wobei er sich auf SPILLMANN ET AL. (1986 (b)) und DERNBACH (1992) bezieht. Bei allen Autoren ist bei diesen Angaben die Abfallzusammensetzung die maßgebende Eingangsgröße. Beispielsweise vermindert die Ablagerung von Bauschutt sowie die Abtrennung von Papier und organischen Abfällen die Speicherkapazität erheblich.
Bei RAMKE (1991) finden sich Diagramme zum zeitlichen Verlauf der Speicherkapazität (s. Abb. 3.5.2). Dabei werden dem Einbauwassergehalt und der Aufbaugeschwindigkeit entscheidende Bedeutung beigemessen. Bei Schüttgeschwindigkeiten > 2 m/a überschreitet die aktuelle Speicherkapazität die klimatische Sickerwasserbildung. Folglich erreicht der Deponiekörper erst nach Betriebsabschluss die Wassersättigung. Bei der von RAMKE zugrunde gelegten 20 m hohen Modelldeponie ergaben sich, in Abhängigkeit der gewählten Einbau- und Sättigungswassergehalte, Speicherkapazitäten von 1000–4800 mm und Rückhaltekapazitäten von 500–2000 mm.

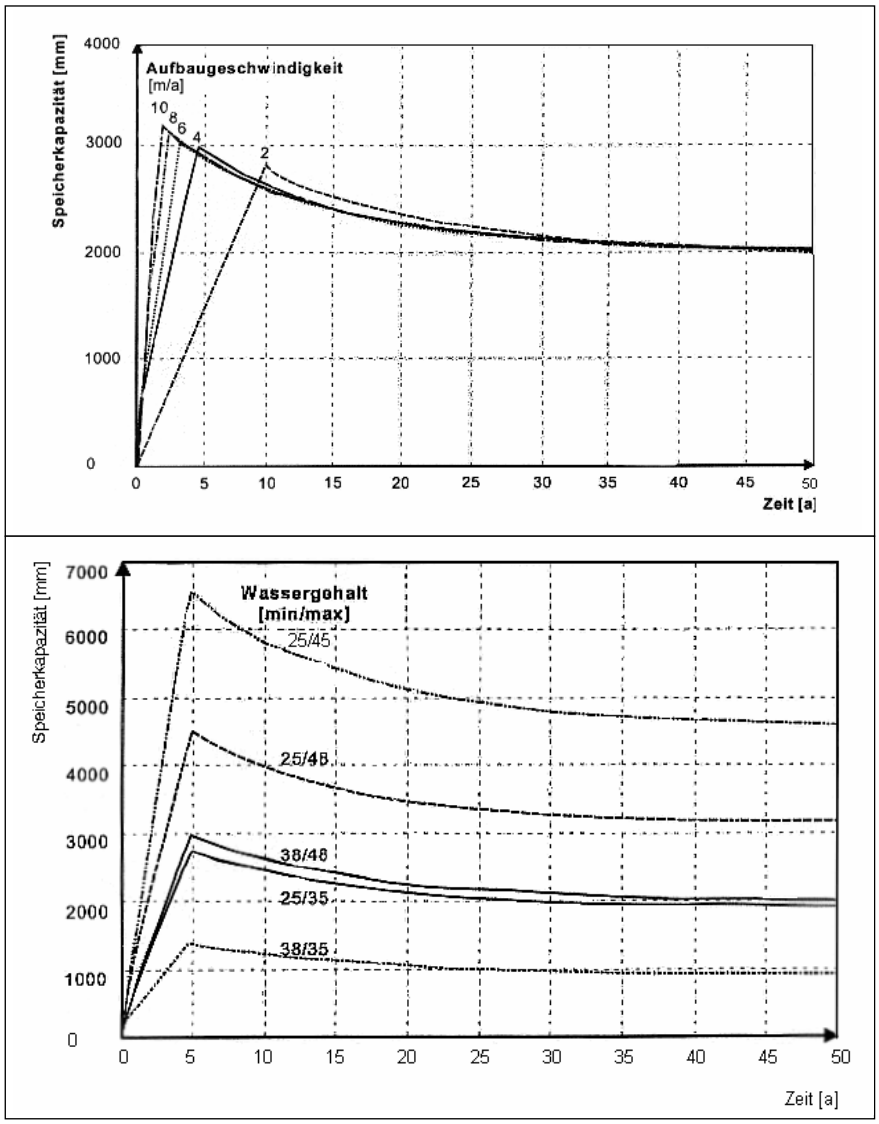


Abb. 3.5.2 Entwicklung der Speicherkapazität in Abhängigkeit der Aufbaugeschwindigkeit und des Wassergehaltes einer 20 m hohen Modelldeponie [RAMKE, 1991; zitiert in DREES, 2000]

TABASERAN (1994) zeigt in einem Diagramm den Zusammenhang zwischen Wassergehalt, Wasserkapazität und Rückhaltevermögen (s. Abb. 3.5.3).

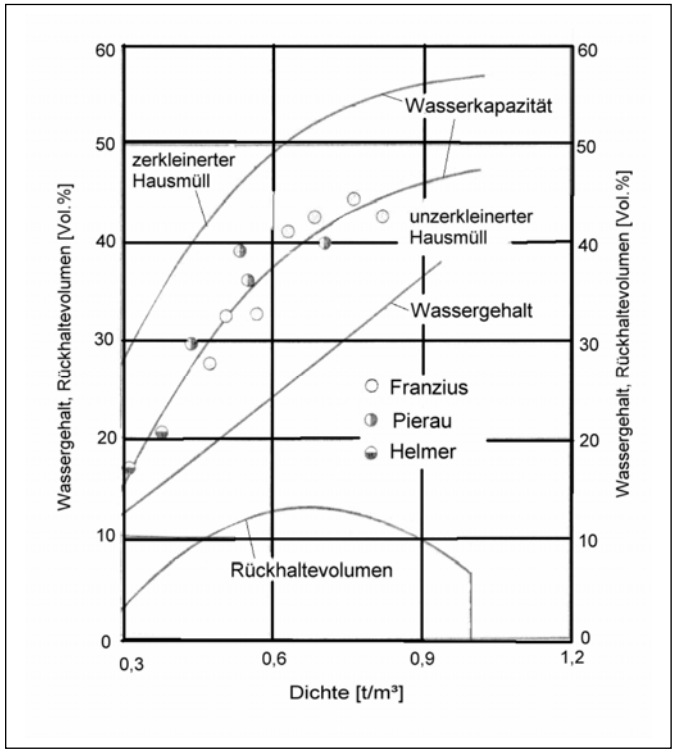


Abb. 3.5.3 Zusammenhang zwischen Wassergehalt, Wasserkapazität und Rückhaltevermögen [TABASERAN, 1994]

Auch liegen, z. B. bei WEBER (1990), Formeln zur Berechnung der Speicherkapazität in Abhängigkeit verschiedener Faktoren vor.
Das Problem bei der Arbeit mit den genannten Angaben liegt darin, dass bei einer älteren Deponie der aktuelle Speicherzustand und Wassergehalt sowie die Wasserverteilung im Deponiekörper nicht bekannt sind. Es treten übersättigte, gesättigte und ungesättigte Bereiche auf. Der tatsächliche Wassergehalt bzw. die Wasserverteilung im Deponiekörper kann nur durch Kernbohrungen bestimmt werden. Das so gewonnene Bild ist aber nur für einen kleinen Bereich des Müllkörpers (punktueller Aufschluss) und einen begrenzten Zeitraum gültig. Auf den Sperrschichten im Müllkörper sammelt sich Wasser. Es bilden sich regelrecht unterirdische Seen. Andererseits gibt es „tote Zonen“, zu denen aufgrund bevorzugter Sickerwege kein Wasser gelangt. Durch den biologischen Abbau ändert sich zum einen die Speicherkapazität der Abfälle selbst, zum anderen werden Sperrschichten zerstört. Dadurch ändern sich die Präferenzbahnen. Wasser gelangt in bisher trockene Bereichen, an anderer Stelle fließt es vermehrt zur Basis ab. Diese Vorgänge lassen sich zahlenmäßig nicht fassen. Somit stellen die Speicherkapazität und der Wassergehalt die am schwersten zu bestimmenden Größen in der Wasserhaushaltsbilanz dar.
Um die Lage und Ausdehnung von Sperrschichten einschätzen zu können, müssten während der Einbauphase Pläne des Deponiekörpers angelegt werden. Sie sollten Bereiche aufzeigen, in denen bestimme Abfallfraktionen eingebaut wurden und Angaben über Fahrbahnen und Zwischenabdeckungen auf den Abfällen enthalten.

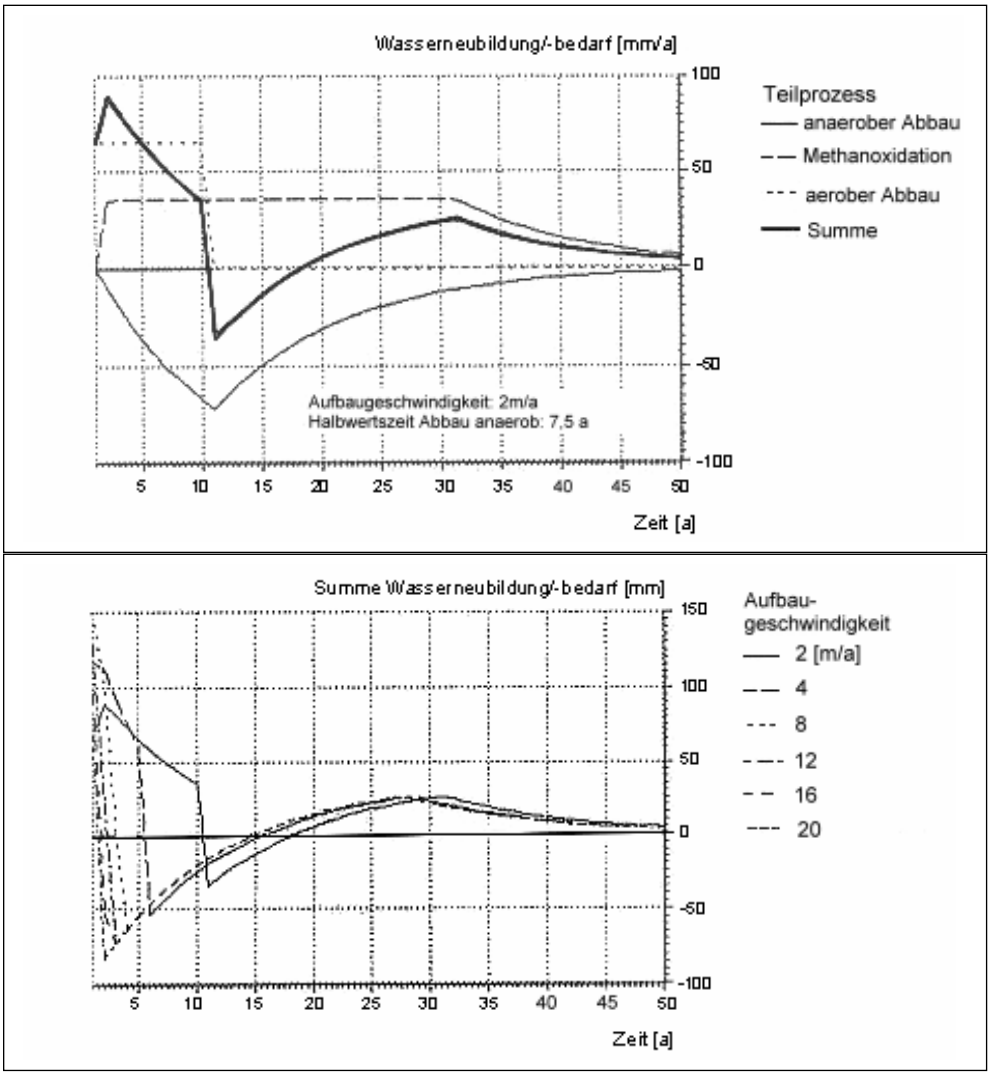
Biologische Umsetzungsprozesse

Die unter 2.2.1 und 2.2.2 beschriebenen Vorgänge können sich in Abhängigkeit von den Milieubedingungen positiv oder negativ auf die Wasserbilanz des Deponiekörpers auswirken. Während bei der vollständigen aeroben Umsetzung Wasser gebildet wird, wird es beim anaeroben Abbau verbraucht. RAMKE (1991) errechnete folgende Werte:

Wasserneubildung:	aerober Abbau:	250 kg/t Frischmüll
	Methanoxidation:	90 l/m³ Gas
Wasserverbrauch:	anaerober Abbau:	0,275 l/m³ Gas

In einem Diagramm stellt er die Wasserbilanz infolge biochemischer Umsetzungsprozesse in Abhängigkeit von der Aufbaugeschwindigkeit dar (s. Abb. 3.5.4).

Abb. 3.5.4 Sickerwasserneubildung und -bedarf infolge biochemischer Prozesse (am Beispiel einer 20 m hohen „Standarddeponie“) [nach RAMKE (1991)]



KRUSE (1994) berücksichtigt zusätzlich einen Wasserverlust von 0,03 l/m³ Gas infolge der Wassersättigung des abgeführten Deponiegases. Er stellt eine Funktion zur Berechnung der Sickerwassermenge aus der anaeroben Umsetzung auf (Formelzeichen geändert):

$$W_A(t) = W_F + (1{,}131 \cdot W_H - (0{,}275 + 0{,}03)) \cdot 10^{-3} \cdot \Sigma Gas(t) \qquad (3.1)$$

mit:	$W_A(t)$	Sickerwassermenge aus anaerobem Abbau zum Zeitpunkt t	[l/kg TS]
	W_F	freies Sickerwasser	[l/kg TS]
	W_H	Haftwasser	[l/kg TS]
	1,131	Faktor für den theoretischen Masseverlust einer Gasproduktion mit der Volumenverteilung von 60 % CH_4 und 40 % CO_2	[kg TS/m³ Gas]
	(0,275 + 0,03)	Wasserverbrauch & -austrag durch das Gas	[l/m³ Gas]
	$\Sigma Gas(t)$	bis zur Zeit t produziertes Gasvolumen	[m³ Gas/kg TS]

Durch die unterschiedliche Verteilung des Wassers im Müllkörper und deren zeitliche Veränderung kann aber nicht abgeschätzt werden, wann und wie viel Wasser aus dem Speicher des Müllkörpers verbraucht wird und wie viel von der klimatischen Sickerwasserspende. Außerdem kann der Wasserverbrauch nicht mit dem Wasserbedarf für den biologischen Abbau gleichgesetzt werden. In der Literatur finden sich stark voneinander abweichende Angaben zu den erforderlichen Milieubedingungen im Deponiekörper. RAMKE (1991) z. B. gibt eine Mindestwassermenge von 3–4 % des Niederschlages zur Aufrechterhaltung der Abbauprozesse an. ZUHSE

(1997) [zitiert in KRÜMPELBECK, 2000] erachtet aufgrund des heterogenen Abfallkörpers die zwei- bis dreifache Menge (6–12 % des Niederschlags) als notwendig. Dabei ist es wichtig, dass eine Wasserbewegung in der Deponie vorhanden ist. Die für den Abbau verantwortlichen Mikroorganismen sind auf einen Nährstoffaustausch angewiesen sind. Wenn das Wasser im Müllkörper steht, werden die Abbauprodukte nicht abgeführt. Infolge dessen stagniert der Umsetzungsprozess.

3.6. Deponiebasis

Sickerwasserfassung

RAMKE (1991) behandelt in seiner Dissertation ausführlich analytische und numerische Verfahren zur Berechnung des Aufstaus und Sickerwasserabflusses an der Deponiebasis. Die Berechnung ist nur mit Hilfe numerischer Verfahren möglich, z. B. mit der Finite–Differenzen- (FID), der Finite–Element- (FEM) oder der Randintegralmethode.
Für die Wasserhaushaltsbilanz einer Deponie benötigt man die von der Sickerwasserfassung tatsächlich abgeführte Wassermenge. Dazu ist es notwendig, dass an den Dränageleitungen ausreichend Messstellen installiert werden. Sind mehrere Sammelleitungen vorhanden, sollten diese getrennt erfasst werden. Dies ermöglicht anhand chemischer Analysen Rückschlüsse auf etwaige Fremdwasserzuflüsse. Außerdem empfiehlt es sich, auch an Gasbrunnen Messeinrichtungen anzuordnen, welche die Kondensatmengen aufzeichnen.

Durchsickerung durch die Basisabdichtung

Von den Autoren DÖLL ET AL. (1995), BOHNE ET AL. (1995) und HOLZLÖHNER ET AL. (1998) liegen Modelle auf Grundlage der Potentialtheorie der Bodenphysik vor, mit denen der Wasser-, der Wasserdampf- und der Wärmetransport in der Deponiebasis berechnet werden kann. Sie dienen u. a. der Abschätzung der Austrocknungsgefährdung der mineralischen Basisdichtung, besonders unter Kunststoffdichtungsbahnen. Das hydraulische Potential wird als Summe aus Matrixpotential (= Porenwasserdruck/-spannung) und Gravitationspotential (= Ortshöhe) dargestellt. Die Schwierigkeit besteht darin, die komplexen Zusammenhänge von Wasser- und Wärmetransport sowie Bodendeformation in Modellen abzubilden und akzeptable Vereinfachungen zu treffen. Als Beispiele für mögliche Rechenprogramme seien SUMMIT [DÖLL, 1996] und VALTRAUDE [BOHNE ET AL., 1995] genannt. Sie sind jedoch sehr anspruchsvoll und daher für praktische Anwendungen kaum geeignet. Es ist schwierig, Messwerte von Bodenkennwerten in ausreichender Qualität und Quantität zu beschaffen. Die Übernahme von Literaturangaben führt bei beiden Programmsystemen zu nicht nachprüfbaren bzw. nicht akzeptablen Ergebnissen. Außerdem beziehen sich die Rechenprogramme nur auf rissfreie Erdstoffe. Wie unter 2.3 erläutert, ist dies besonders bei älteren Deponien nicht immer gewährleistet.

Für die meisten praktischen Anwendungen ist es ausreichend, die Grundwasserneubildung anhand der Durchlässigkeit der Basisabdichtung zu berechnen. Dazu müssen der Schichtaufbau der Dichtung und der Durchlässigkeitsfaktor des Dichtungsmaterials bekannt sein. Bei jüngeren Deponien existieren Pläne und Überwachungsprotokolle vom Bau der Basisabdichtung, aus denen Materialeigenschaften, Schichtstärke, erreichte Verdichtung und Durchlässigkeit hervorgehen. Hier muss der k_f– Wert ggf. im Hinblick auf Alterungserscheinungen (s. Abschn. 2.3.2 und 2.3.3) korrigiert werden. Bei älteren Deponien liegen aber häufig keine oder unzureichende Aufzeichnungen über die Basisabdichtung vor. Da eine Beprobung des Materials unmöglich ist, kann nur auf Schätzwerte zurückgegriffen werden. Der Grundwasserstand und Informationen zum Deponieplanum finden sich in hydrologischen oder geologischen Karten. Meist liegen den Deponiebetreibern aber auch hydrologische und geologische Gutachten für den konkreten Standort vor. Häufig werden darüber hinaus die Pegelstände sowie chemische Analysen des Grundwassers auf der Deponie dokumentiert. Dies erlaubt Aussagen über einen möglichen Sickerwasseraustrag und damit Schäden an der Basis.

3.7. Zusammenfassung

In diesem Kapitel wurde dargestellt, dass für eine Wasserhaushaltsbilanz eine Vielzahl von Daten benötigt werden. Je tiefer der betrachtete Bereich unter Geländeoberkante liegt, umso schwieriger wird es, diese zu beschaffen.
Klimadaten und die Bodenkennwerte der Oberflächenabdichtung können durch Messungen bzw. durch genormte Feld- und Laborversuche ermittelt oder aus Tabellen entnommen werden. Auch wenn die Ergebnisse mit gewissen Fehlern und Unsicherheiten behaftet sind, ist die Genauigkeit im Vergleich zu den Daten aus dem Müllkörpers sehr hoch. Für Abfälle gibt es noch keine praxistauglichen, genormten Versuche, um die notwendigen Materialparameter zu ermitteln. Ohnehin ist es aufgrund der Inhomogenität des Müllkörpers, z. B. dem Auftreten von Sperrschichten, Sickerbahnen sowie Feucht- und Trockenzonen kaum möglich, ein repräsentatives Bild über die Speicherkapazität und den aktuellen Wassergehalt zu gewinnen. Nur Kernbohrungen erlauben einen Einblick in die Wasserverteilung im Müllkörper. Da es sich dabei aber nur um punktuelle Aufschlüsse handelt, ist die Aussagefähigkeit begrenzt. Schätzungen sind unumgänglich.
Nach Beginn des Mülleinbaus auf der Deponie ist es unmöglich, die Basisabdichtung zu beproben. Liegen keine ausreichenden Planungsunterlagen und keine detaillierte Dokumentation der Bauausführung vor, können über die Durchlässigkeit und die Schichtstärken der Basisabdichtung nur Annahmen getroffen werden.

4. Derzeitige Situation der Deponie II, Wiesbaden

Die Deponie II ist einer von drei Abschnitten der Deponie Wiesbaden im Dyckerhoffbruch. Sie besitzt eine Fläche von ca. 25 ha und ein Gesamtvolumen von 6,5 Mio. m³. Die Betriebsphase begann 1983 und ist noch nicht abgeschlossen. Die derzeitige Deponiehöhe beläuft sich auf 50 m und soll im Endzustand 67 m (160 m ü. NN) betragen.

4.1. Verfügbares Datenmaterial und dessen Umsetzung in der Wasserhaushaltsbilanz

4.1.1. Oberfläche

Abdeckung / Randdamm

Die Deponie II wurde in einer Art „Wanne“ errichtet, indem man mit fortscheitender Verfüllung einen mindestens 3 m mächtigen Randdamm um den Müllkörper baute. Die Böschungsneigungen betragen im Süden und Norden ca. 1:2, im Osten und Westen sind sie flacher als 1:3. Als Material für den Randdamm wurden verschiedene bindige Böden eingesetzt, die z. T. aus den auf der Deponie anfallenden Erdstoffen stammen. Ein Teil besteht aus Lößlehm sowie dem vor Ort anstehenden Ton.
Bei sorgfältigem Einbau und guter Verdichtung erreichen diese Materialien k_f-Werte bis zu 10^{-9} m/s. Die gesamte Ostflanke sowie das untere Viertel der Südflanke wurden mit dieser Qualität gefertigt. Im Jahr 1997 wurden 4 Proben von der Oberfläche entnommen, die Durchlässigkeiten von 10^{-8} bis $4 \cdot 10^{-11}$ m/s ergaben.
Die Böden reagieren aber sehr stark auf unterschiedliche Wassergehalte, wurden teilweise nicht ausreichend separiert und konnten am Hang nicht ausreichend verdichtet werden. Daher weisen große Bereiche der Abdeckung (= Randdamm) höhere Durchlässigkeiten auf. Sie enthalten teilweise sandige Materialien und Kiesanteile. Auch ist nicht auszuschließen, dass die Abdeckung beim Bau der horizontalen Entgasungsleitungen durchstoßen wurde. Außerdem sind Erosionserscheinungen und Frostschäden zu verzeichnen.
Für eine Vielzahl von Fehlstellen mit einer höheren Durchlässigkeit sprechen u. a. die rege Gasproduktion und der Sickerwasseranfall an der Basis. Eine 3 m dicke Schicht mit den genannten guten Materialeigenschaften würde einer vollständigen Abdichtung der Deponie entsprechen. Jeglicher Wasserzutritt zum Müllkörper wäre unterbunden.
In den vergangenen Jahren traten Ausgasungsprobleme am Nordhang auf, die ebenfalls auf eine merkliche Durchlässigkeit der Abdeckung schließen lassen. Um die Ausgasung (Migration) zu unterbinden, wurde auf den Hang zusätzlich bindiger Boden aufgebracht. Die Böschung erwies sich jedoch als nicht standsicher, weshalb das Material fast vollständig abgerutscht ist.
Der Bewuchs auf der Oberfläche beschränkt sich überwiegend auf spärliches Gras und vereinzelte niedere Pflanzen. An einer Stelle tritt Schilfrohr auf – ein zusätzlicher Hinweis darauf, dass größere Wassermengen in die Deponie gelangen und dort aufgestaut werden. Schwachstellen in der Abdeckung sind außerdem die Bermen des Randdammes. Sie sind stark bewachsen und besitzen ein Gefälle zur Deponie hin, weshalb Oberflächenwasser schlecht abfließen kann. Durch das Befahren der Abdeckung bei aufgeweichtem Boden entstanden Fahrrinnen und Mulden. Somit steht teilweise Wasser auf der Oberfläche und infiltriert in den Müllkörper.
Auf dem Plateau der Deponie II wurde im südlichen Bereich ein Kieselrotlager eingebaut. Es umfasst derzeit eine Fläche von ca. 2000 m², soll aber kurzfristig um weitere 1000 m² erweitert werden. Diese sowie eine fortschreitende Vergrößerung sind in der Planung. Das in Form von Bigbags eingebrachte Kieselrot wird von einer mineralischen Dichtung mit einem k_f–Wert von ca. $1 \cdot 10^{-9}$ m/s umhüllt.

Der Deponieabschnitt II stößt an der Nordseite auf den Abschnitt III. Im Laufe der kommenden Jahre wachsen die beiden Deponien zusammen, so dass der Nordhang und ca. die Hälfte des Plateaus der Deponie II von Deponie III überdeckt werden. Um einen Wasseraustausch zwischen den beiden Müllkörpern in jedem Fall auszuschließen, wurde eine spezielle Nordhangdichtung geplant. Sie besteht aus einer mehr als 1 m mächtigen Lage bindigen Materials mit einer Durchlässigkeit $\leq 10^{-9}$ m/s sowie einer 0,3 m starken mineralischen Entwässerungsschicht. Eine gewisse Restdurchlässigkeit der mineralischen Abdichtung ist immer gegeben. Die Wassermengen, die einen mehrere Meter dicken Müllkörper und danach eine mehrlagige mineralische Dichtung durchdringen, sind aber vernachlässigbar im Vergleich zu den Mengen, die durch die sonstigen Bereiche der Deponie eindringen. Außerdem entspricht bei einer derzeitigen Höhe des Abschnitts III von 132 m ü. NN die überdeckte Fläche nicht mehr als 25–30 % des Nordhangs. Aufgrund der geringen Durchlässigkeit und Ausdehnung wird der Bereich deshalb in die aktuelle Wasserhaushaltsbilanz mit einer Durchsickerung von 0 angesetzt. Bei der Berechnung der zukünftigen Oberflächenabdichtung muss die Nordhangabdichtung

berücksichtigt werden, da sie im Endzustand rund 34 % der Deponieoberfläche bildet. Auf der sicheren Seite liegend werden ihr die Durchlässigkeitsraten einer mineralischen Abdichtung nach TASI zugeordnet (s. Abschn. 5.3.1).

Für die Simulation der Abdeckung in dem Wasserhaushaltsprogramm BOWAHALD wird die Deponie entsprechend ihrer Flanken aufgeteilt sowie nach gering und höher durchlässigen Bereichen getrennt. Um die Bermen als schwach geneigte Flächen zu berücksichtigen, werden von den Deponieflanken je 2 bzw. 4 % abgezogen und dem Plateau zugeschlagen. Die Flächenanteile sind Anlage 3 zu entnehmen.
Baumaßnahmen, Alterung, Austrocknungserscheinungen und andere Fehlstellen mit einer höheren Durchlässigkeit können nicht direkt in dem Berechnungsprogramm berücksichtigt werden. Deshalb muss ein äquivalenter k_f-Wert gebildet werden. Im vorliegenden Fall werden die Ostflanke und 1/4 der Südflanke als Schichten aus reinem und lehmigen Ton mit den Bodenkennwerten der *Bodenkundlichen Kartieranleitung* angesetzt ($k_f = 1{,}16–3{,}47 \cdot 10^{-7}$ m/s). Für die höher durchlässigen Regionen werden lehmige bis schluffige Sande sowie sandiger Lehm mit k_f-Werten von $8{,}1 \cdot 10^{-7}–5{,}44 \cdot 10^{-6}$ m/s verwendet, wobei die Durchlässigkeit nach unten hin infolge der zunehmenden Verdichtung abnimmt.

Oberflächenwasser

Das auf dem gesamten Gelände der Deponie Wiesbaden abfließende Oberflächenwasser wird in die zwei Regenrückhaltebecken Ost und West geleitet. Ein Teil davon wird deponieintern als Brauchwasser verwendet. Überschüssiges unbelastetes Oberflächenwasser wird in den Wäschbach gepumpt. Die Menge des anfallenden Oberflächenwassers wird als Gesamtsumme sowohl der bebauten als auch der unbebauten Flächen aufgezeichnet. Eine Schätzung, welcher Anteil das Oberflächenwassers vom Deponieabschnitt II stammt, kann nur über die Flächenverhältnisse erfolgen. Dies ist jedoch nur eine sehr grobe Näherung, da der Oberflächenabfluss nicht allein von der Grundfläche, sondern in starkem Maße auch von der Oberflächenbeschaffenheit und Neigung eines Gebietes abhängt.

4.1.2. Klimadaten

Die Deponie Wiesbaden liegt im Rhein-Main-Tiefland, welches sich klimatisch durch geringe Windgeschwindigkeiten und eine hohe Anzahl schwüler Tage auszeichnet.
Seit August 1995 ist auf dem Gelände der Deponie Mainzer Straße eine Wetterstation in Betrieb, an der Windgeschwindigkeit, Windrichtung, relative Luftfeuchte, Niederschlagsmenge und Lufttemperatur im 5-Minuten-Takt aufgezeichnet werden. Alle Messgeräte entsprechen den Vorgaben nach *VDI 3786*, den Richtlinien des *DWD*, den *DVWK-Merkblättern 123/1985* bzw. *126/1988* und sind somit für die Eigenkontrolle einer Deponie zugelassen. Sie entsprechen der Standardausrüstung der meteorologischen Dienste.
Da auf der Deponie keine Angaben über die Sonnenscheindauer vorliegen, musste auf Werte des *DWD* zurückgegriffen werden. Für Wiesbaden selbst sind auch beim *Deutsche Wetterdienst* keine Messwerte verfügbar, so dass die Sonnenscheindauern der Station Frankfurt/Flughafen übernommen wurden. Bei der Sonnenscheindauer sind die lokalen Unterschiede weit geringer als bei der Niederschlagsmessung. Daher kann die Abweichung im Hinblick auf die höhere Genauigkeit der Verdunstungsberechnung hingenommen werden.

Die Jahressummen der auf der Deponie gemessenen Niederschläge liegen über dem langjährigen Mittel des *DWD*. Der durchschnittliche Jahresniederschlag von 1996 bis 2000 entspricht mit 861 mm 140 % des Mittels von 1951 - 1980 (614 mm). Extrem feuchte Jahre waren 1998 und 2000 mit 1022 (166 %) bzw. 1014 mm (165 %). Den geringsten Niederschlag verzeichnete man 1997 mit 691 mm (113 %). Die Deponiebetreiber räumen ein, dass ihre Wetterstation leicht überhöhte Niederschlagssummen gegenüber denen benachbarter Wetterstationen verzeichnet. Da Kalibriermessungen an der Wetterstation ergaben, dass sie im Rahmen der Messgenauigkeit arbeitet, werden die Abweichungen auf die exponierte Lage der Station zurückgeführt. Unter 3.4.1 wurde bereits erwähnt, dass die üblichen Angaben von Niederschlagsmengen zu gering ausfallen. Aus diesem Grund werden sie im Programm BOWAHALD um 9 % nach oben korrigiert. Dies wird bei den Daten der Deponie Wiesbaden unterlassen.

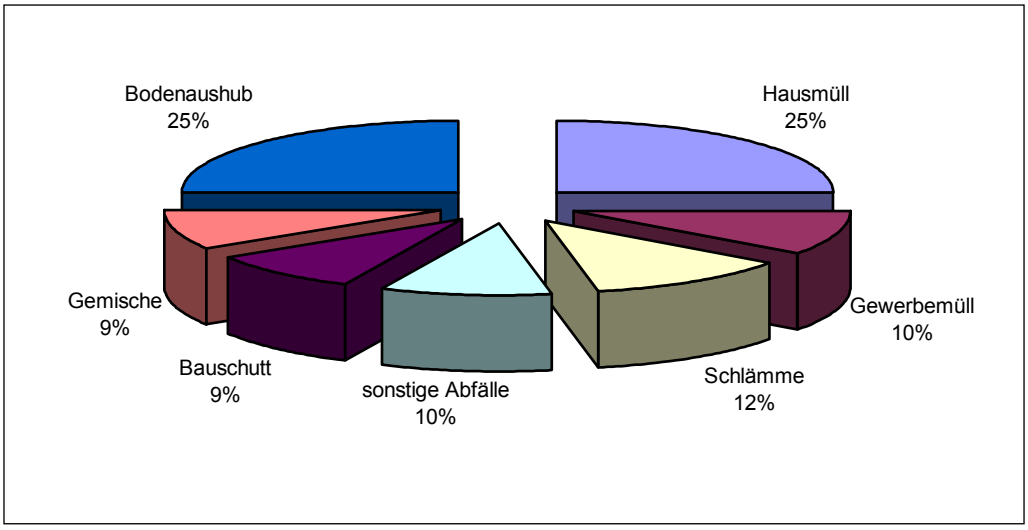
Die aktuelle Wasserhaushaltsbilanz wird anhand der Werte von 1996 bis 2000 erstellt. Für die Entwicklung einer zukünftigen Oberflächenabdichtung ist es aber besonders im Hinblick auf die Austrocknungsgefährdung notwendig, auch sehr trockene Jahre zu betrachten. Ausgesprochen niederschlagsarm waren die Jahre 1991 und 1994. Mit 419 bzw. 390 mm liegen sie mehr als 30 % unter dem langjährigen Mittel. Für den Zeitraum 1986–1996 liegen jedoch nur Monatssummen des Niederschlags von der Deponie vor. Dabei fällt auf, dass die Jahressummen, die bis 1995 auf der Deponie Wiesbaden aufgezeichnet wurden, weit unter den Angaben des *DWD* liegen, im Gegensatz zu den Messwerten von 1996 bis jetzt. Eine Erklärung dafür ist auch von Seiten der Deponieleitung nicht vorhanden. Die Wettermessung erfolgte stets an demselben Standort Mainzer Straße.

Die an dieser Stelle seit Ende 1995 gemessenen Werte für Wind, Luftfeuchte und Temperatur stimmen mit denen benachbarter Stationen überein. Die durchschnittlichen Jahrestemperaturen liegen zwischen 9,1 und 11,3 °C und spiegeln sowohl wärmere als auch kühlere Jahre wider. Für die Jahre 1986–1995 sind diese Klimawerte von der Deponie nicht verfügbar. Um die trockenen Jahre dennoch in die Untersuchung der Varianten für die zukünftige Oberflächenabdichtung einzubeziehen, werden mit dem Programm BOWAHALD für 1992–1995 Tageswerte für den Niederschlag aus den Monatswerten synthetisiert. Die fehlenden Klimadaten sind den *Monatlichen Witterungsberichten des DWD* von 1992–1995 entnommen. Ein solches Vorgehen ist mit großen Ungenauigkeiten verbunden. Aufgrund fehlender Alternativen ermöglicht es aber zumindest eine grobe Einschätzung der Austrocknungsgefährdung der Dichtungsschichten.
Mit diesem Verfahren lassen sich auch Wasserhaushaltsbilanzen für die Jahre 1992–1995 erstellen. Aufgrund des hohen Fehlers, mit dem die Berechnungsergebnisse behaftet sind, können sie aber nur der Abschätzung von Entwicklungstendenzen dienen und das Gesamtbild vervollständigen.

4.1.3. Müllkörper

Der Aufbau der Deponie II begann im Jahre 1983. Zu dieser Zeit wurden Abfälle eingebaut, die sich zu ca. 50 % aus Hausmüll, Gewerbemüll, Schlämmen und sonstigen Abfällen und zu etwa 40 % aus Inertstoffen zusammensetzten. Die genaue Abfallzusammensetzung kann Abb. 4.1.1 entnommen werden. Die erreichte Einbaudichte lag zwischen 0,8 und 0,9 t/m³. Ein Teil der inerten Materialien wurde zum Aufbau des Randdammes genutzt. Im Laufe der Zeit ging der Anteil der Inertstoffe so weit zurück, dass sie nur noch im Randdamm eingebaut wurden. Der eigentliche Müllkörper wird vollständig von Hausmüll gebildet. Dabei ist zu beachten, dass es sich zum überwiegenden Teil um Großstadtmüll der Landeshauptstadt Wiesbaden handelt. Dieser enthält infolge mangelnder Eigenkompostierungsanlagen viele organische Abfälle aus Garten- und Parkanlagen. 1991 wurde die Ablagerung auf dem Deponieabschnitt eingestellt. Erst 1999 setzte ein erneuter Einbau von z.T. chemisch belasteten Inertmaterialien ein.
Bei einer erreichten Deponiehöhe von 50 m in 16 Jahren ergibt sich eine Aufbaugeschwindigkeit von durchschnittlich 3 m/a. Der Einbau erfolgte mit Kompaktoren.

Abb. 4.1.1 Abfallzusammensetzung des Deponiekörpers II der Städtischen Deponie Wiesbaden



Einbauwassergehalt

Unter der Annahme, dass von 1983–1987 ca. 20 % des angelieferten Inertmaterials zum Randdammbau verwendet wurden, ergibt sich für diesen Zeitraum ein durchschnittlicher Einbauwassergehalt von 31 Gew.% FS. Von 1987 bis 1991 setzt sich der Müllkörper zu 100 % aus Hausmüll zusammen, was zu einem Wassergehalt von ca. 40 Gew.% FS führt. Da nach 1999 nur noch Bauschutt, Erden, Gemische etc. eingebaut wurden, verringert sich der Einbauwassergehalt auf 8 Gew.% FS. Durchschnittlich beläuft sich der Einbauwassergehalt des gesamten Müllkörpers auf rund 35 Gew.% FS. Diese Werte entsprechen den in Kapitel 3.5 aufgeführten Literaturangaben.

Speicherkapazität

Die in der Wasserhaushaltsbilanz am schwersten zu fassende Größe ist die Speicherkapazität. Zur Abschätzung können die Diagramme von RAMKE (1991) (s. 3.5) herangezogen werden. Beim Ansatz eines Wassergehaltes min./max. = 25/35 % liest man aus dem Diagramm die aktuelle Speicherkapazität nach 18 Jahren Standzeit zu ca. 2200 mm ab. Zu einem ähnlichen Wert kommt man, wenn man die Speicherkapazität anhand der Aufbaugeschwindigkeit ermittelt. Hiermit ergibt sich ein Wert von 2400 mm. Langfristig pegelt sich die Speicherkapazität auf 2000 mm ein. Alle Angaben beziehen sich jedoch auf eine 20 m hohe Standarddeponie. Da die Deponie Wiesbaden mehr als 50 m hoch ist, können die Werte mindestens verdoppelt werden. Gleichzeitig sind Abschläge notwendig, da ein hoher Anteil Inertmaterial eingebaut wurde. Dieser besitzt ein geringes Speichervermögen und bildet verstärkt Sickerbahnen aus. Somit lässt sich die derzeitige Speicherkapazität auf 4700 mm schätzen. Das Rückhaltevolumen erscheint nicht direkt in der Wasserhaushaltsbilanz, da es nur eine zeitliche Verzögerung des Abflusses bewirkt. Die maximale Speicherkapazität des Müllkörpers war 6–7 Jahren nach Einbaubeginn, also 1990 erreicht. Seither nimmt die Speicherkapazität kontinuierlich ab, um bis spätestens 2030 einen Endwert von etwa 3500 bis 4000 mm zu erreichen. Nur 1999 ist ein Sprung in der Kurve zu verzeichnen. Durch den Bau vertikaler Gasbrunnen auf dem Deponieabschnitt II wurden horizontale Sperrschichten durchstoßen, was zu einem starken Rückgang des Rückhalte- und Speichervermögens führte.
Das Wissen um die mögliche Speicherkapazität des Müllkörpers allein ist jedoch wenig aussagekräftig. Weit bedeutender ist die Frage nach dem aktuellen Speicherzustand, d.h. dem Wassergehalt des Altmülls. Ist der Speicher vollständig aufgefüllt, bewirkt eine Abnahme der Speicherkapazität eine Wasserabgabe. Somit wäre der Sickerwasserabfluss größer als die klimatische Sickerwasserspende nach Abzug des Wasserverbrauchs infolge biologischen Abbaus und der Versickerung. Die Probleme bei der Beurteilung der Wasserspeicherung sind in Kapitel 3.5 detailliert dargestellt. In der Konsequenz bleibt nur, die Änderung des Speichers als Ergebnis der Wasserbilanz zu betrachten.

$$D_{OA} - W_B - GWN - A_B = \Delta S \qquad (4.1)$$

mit:

D_{OA}	Durchsickerung der Oberflächenabdichtung
W_B	Wasserverbrauch infolge biochemischen Abbaus
GWN	Grundwasserneubildung
A_B	Sickerwasserabfluss an der Basis
ΔS	Änderung des Speichervolumens

(alle Angaben in [mm])

Deponiegas

Das Deponiegas des Deponieabschnittes wird mit 89 Kollektoren gefasst und zu den Gasstationen Ost und West geleitet, von wo aus es der Nutzung oder Entsorgung zugeführt wird. Die Gasproduktion hat sich von Ende 1990 bis Ende 1997 von etwa 15 Mio. m³ auf 7 Mio. m³ verringert. Durch die niederschlagsreichen Monate seit Anfang 1998 kam es erst zu einem Anstieg, danach zu einer Stagnation der Gasproduktion bei ca. 9 Mio. m³ pro Jahr.
Der Wasserverbrauch infolge des biologischen Abbaus der organischen Abfallbestandteile wird anhand der Angaben von RAMKE (1991) berechnet. Dieser gibt an, dass 0,275 l Wasser pro m³ Gas beim anaeroben Abbau verbraucht werden. Eine mögliche Neubildung von Wasser im Zuge des aeroben Abbaus tritt nicht auf, da aerobe Prozesse nur unter Sauerstoffzufuhr stattfinden. Nachdem der Hausmüll im der Deponie II seit mindestens 5 Jahren von einer mächtigen Schicht inerten Materials bedeckt ist, herrschen im Deponiekörper anaerobe Bedingungen.
Durch die Wassersättigung des Deponiegases werden laut KRUSE 0,03 l Wasser pro m³ Gas abgeführt. Die Deponieleitung schätzt die Kondensatmengen auf 0,1 l/m³ Gas [*Eigenkontrollbericht 2000*]. Das Kondensat wird zusammen mit dem Sickerwasser abgeführt und mengenmäßig nicht gesondert erfasst. Es erscheint daher nicht explizit in der Bilanz.

4.1.4. Deponiebasis und -planum

Die Deponie Wiesbaden liegt in ausgebeuteten Bereichen eines ehemaligen Kalksteinbruchs, dem sogenannten Dyckerhoffbruch. Geomorphologisch gesehen befindet sie sich am Nordrand des Mainzer Beckens. Die Sohle besteht aus bis zu 20 m mächtigen natürlichen Tonschichten. Diese sind zum Teil mit einzelnen Linsen durchlässigen Materials, z. B. Kalkschichten, Hydrophobiensanden und Algenstöcken durchsetzt, weshalb der Untergrund keine geologische Barriere im Sinne der TASI darstellt.
Unter der Deponie II befinden sich zwei Grundwasserstockwerke - die Hydrophobien- und die Corbicularschicht. Das Grundwasser der Corbicularschicht ist gespannt, teilweise sogar artesisch. Die Basis der Deponie mündet lokal in den Grundwasserleiter ein.
Der Deponieabschnitt II besitzt keine technisch errichtete Basisabdichtung. Vielmehr besteht die Basis aus den natürlich anstehenden Tonen. Teilweise sind größere Kalkplatten in den Tonschichten eingebettet, wovon eine im Südwesten des Deponiegeländes an der Oberfläche lag. Dieser Bereich wurde mit einer 60 cm dicken Tonschicht speziell abgedichtet. Auch die genannten Schwachstellen in der Basis wurden mit Ton ausgebessert. Da während der Bauzeit von behördlicher Seite noch keine sehr hohen Forderungen an die Durchlässigkeit einer Deponiebasis bestanden, bewegen sich die k_f–Werte zwischen 10^{-8}–10^{-10} m/s. Für die Berechnung wird im Mittel eine Durchlässigkeit von $1 \cdot 10^{-9}$ m/s bei einem Gradienten von 1 angesetzt. Im Grundwasserabstrom der Deponie wurde bisher keinerlei Schadstoffbelastung gemessen. Zwar ist die Zuverlässigkeit der Schadstoffmessung fragwürdig [mündliche Aussage der Genehmigungsbehörde]. Für die Wasserhaushaltsbilanz wird die Basisabdichtung entsprechend den Angaben der Deponieleitung aber vorerst als funktionstüchtig angenommen.

Sickerwasserfassung

Die Deponiebasis besitzt von Ost nach Südwest ein Gefälle von ca. 1,5 %. Zur Sickerwasserfassung wurden am westlichen und südlichen Rand der Deponiebasis zwei Gräben ausgehoben, die in der Süd-West-Ecke, dem tiefsten Punkt der Deponie in einen Pumpensumpf münden. Die Gräben sind am Anfang 5 m, am Ende 12 m tief und wurden, obwohl sie in Tonschichten liegen, zur Deponie hin zusätzlich mit Ton ausgekleidet. Auf den Grabensohlen befinden sich Dränageleitungen. In diese beiden Sammelleitungen münden senkrecht Sickergräben, die über die gesamte Basis verlaufen. Sie besitzen eine Tiefe von 4 bis 6 bzw. 7 m (s. Abb. 4.1.2). Der untere Bereich wurde mit Ton gedichtet, der obere Bereich wie auch bei den Hauptsammlern mit Basaltschotter aufgefüllt, welcher besonders resistent gegen Sickerwasser ist. Ein Zutritt von Grundwasser in die Sickerwasserfassung kann nicht vollkommen ausgeschlossen werden. Die chemische Zusammensetzung des Sickerwassers gibt jedoch keinen Hinweis darauf. Sollte also Grundwasser eindringen, sind die Mengen vernachlässigbar gering.
Der Übergang zwischen Randdamm und Basis wurde, wie auch der zwischen Damm und Deponie bzw. Oberfläche mit Ton gedichtet. Zusätzlich wurde am Fuß des Randdammes eine Schotterpackung als Dränage angeordnet. Diese soll Sickerwasser ableiten, welches durch Risse austritt, die infolge von Setzungen oder Hangrutschungen entstanden sind. Am tiefsten Punkt wird die Dränage in Rohre überführt, die in einem Pumpensumpf enden. Laut Angaben der Deponieleitung fallen hier nur geringe Wassermengen an.

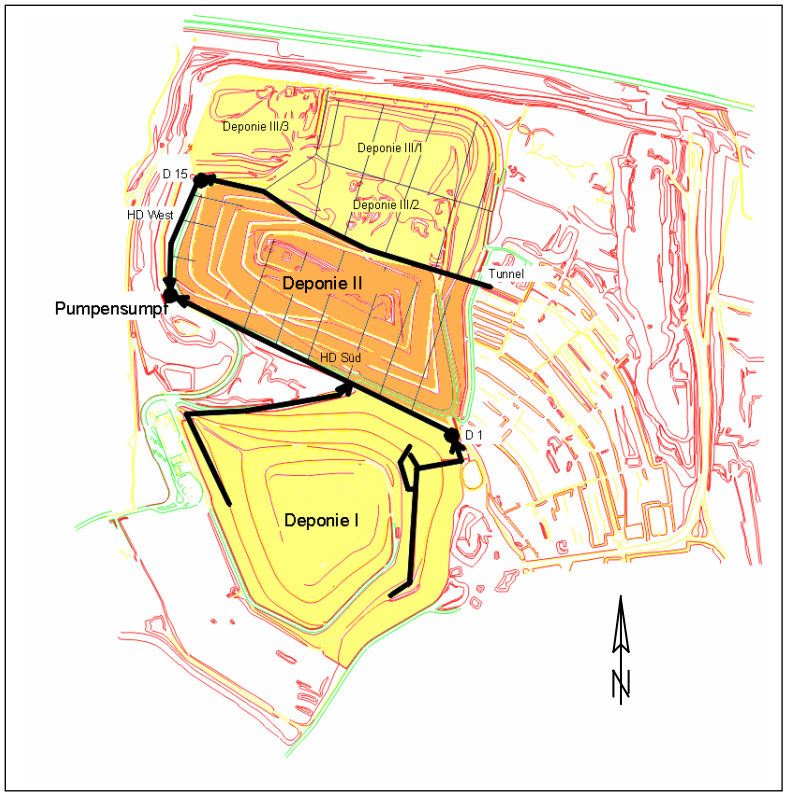


Abb. 4.1.2 Draufsicht auf das Deponiegelände Wiesbaden mit Sickerwasserfassungssystem

Deponieabschnitt II und III werden durch ein Dichtungs- und Sickerwasserfassungssystem voneinander getrennt. Die Nordhangdichtung wurde bereits beschrieben (s. Abschn. 4.1.1). Zusätzlich wurde ein Kontroll- und Entsorgungstunnel angelegt. Als Kontrolldränage zwischen den beiden Deponieabschnitten fungiert die Dränage am Fuß dieses Tunnels (= „Tunnelfußdränage“). Bei dem hier anfallenden Wasser handelt es sich bisher ausschließlich um angestautes Grundwasser aus dem Deponieabschnitt III, weshalb es nach einer chemischen Überprüfung zusammen mit dem Oberflächenwasser abgeführt wird. Neben der Tunnelfußdränage führt auch die Randdammdränage eventuell Grundwasser ab.

Das Sickerwasser der Deponie II, das in den Hauptdränagen Süd und West fließt, wird am Pumpensumpf gesammelt und zum Hauptklärwerk gepumpt. Die Hauptdränage West erfasst zusätzlich das Sickerwasser aus Deponieabschnitt III, während in die HD Süd das aus der Deponie I abgepumpte Wasser zufließt. In den Pumpensumpf mündet weiterhin die Randdammdränage von Deponie II.
Zu beachten ist, dass bis Ende 1997 die Sickerwassermengen der einzelnen Deponieabschnitte und der zusätzlichen Einleitungen (Randdammdränage und Eingangsbereich der Deponie) nicht getrennt gemessen, sondern nur über die Anteile der dränierten Fläche berechnet wurden. Nur eine separate Messstelle zeichnete ausschließlich Sickerwasser aus dem Deponieabschnitt III auf. Erst im August/September 1997 wurden Messeinrichtungen installiert (IDM Süd und West), die die Sickerwassermengen aus den Hauptdränagen Süd und West und damit der Deponie II exakt erfassen. Im Januar 2001 wurden alle Leitungen am Pumpensumpf dahingehend modifiziert, dass sie eine Messstelle durchfließen.
Im *Eigenkontrollbericht 2000* wird erwähnt, dass bei einem Aufstau im Deponiekörper Sickerwasser zusammen mit dem Gaskondensat durch die Gasdränagen abgeführt wird, also an den Messstellen für die Deponie II vorbei in den Pumpensumpf gelangt. Darauf lassen Widersprüche in Bezug auf die gemessenen Sickerwasserfrachten und deren chemischer Zusammensetzung schließen, die zwischen der HD Süd und der HD West festzustellen sind. Aus technischen Gründen kann aber keine Messstelle an der Kondensatzuführung installiert werden, so dass weder die Menge noch eine eindeutige Zuordnung des Sickerwassers zu einem Deponieabschnitt bekannt sind. Schätzungen belaufen sich auf bis zu 6000 m³ Sickerwasser pro Jahr, die aus dem Deponieabschnitt III stammen, aber dem Deponieabschnitt II zugeschlagen wurden. Solange aber kein konkretes Datenmaterial vorliegt, kann die aktuelle Wasserhaushaltsbilanz nur anhand der in den *Eigenkontrollberichten* veröffentlichten Sickerwassermengen aufgestellt werden.

Das schwächste Glied in der Sickerwasserfassung ist die Sickerwasserreinigungsanlage. Sie besitzt momentan eine Leistungsfähigkeit von 150–200 m³/d. Eine Erweiterung auf 400 m³/d ist geplant. Im jetzigen Zustand wird

das Sickerwasser nicht entsprechend dem Anfall abgepumpt, sondern nach Bedarf und Annahmevermögen der Sickerwasserreinigungsanlage. Überschüssiges Wasser wird mit Aktivkohle gereinigt und nur in Extremsituationen im Deponiekörper zurückgestaut. Die Dränageleitungen selbst sind grundsätzlich in der Lage, alles anfallende Sickerwasser unverzüglich abzuleiten. Eine Beeinträchtigung der Dränageleitungen durch Inkrustationen oder Verformungen infolge Setzungen liegt bisher im zulässigen Rahmen. Dies wurde bei den halbjährlich durchgeführten Kontrolluntersuchungen festgestellt und dokumentiert.

Baumaßnahmen und weitere Randbedingungen

Im Jahr 1999 wurden umfangreiche Baumaßnahmen auf der Deponie II durchgeführt. Es wurden Setzungsdellen aufgefüllt, die Böschungen neu profiliert, das Plateau für den Einbau von Kieselrot vorbereitet und Gasbrunnen installiert. In der Folge kam es zu einem erheblichen Anstieg der Sickerwassermengen. Das Verhältnis von Sickerwasser zu Niederschlag lag im Durchschnitt bei 20 %.
Auch im Jahr 2000 war ein erhöhter Sickerwasseranfall zu verzeichnen. Dies ist zum Teil auf die hohen Niederschläge zurückzuführen. Im *Eigenkontrollbericht 2000* finden sich weitere mögliche Erklärungen:

- Beim Bau vertikaler Gasbrunnen 1999 wurden horizontale Sperrschichten im Deponiekörper durchstoßen. Dadurch kann Sickerwasser schneller abfließen. Das Rückhaltevermögen sowie die Speicherkapazität in der Deponie sinken.
- Durch die Errichtung und Fertigstellung des Kieselrotlagers auf dem Plateau der Deponie sowie die Neuprofilierung der Westflanke konnte Sickerwasser nahezu ungehindert in den Deponiekörper infiltrieren.
- Durch Fahrmulden und Setzungen entstanden an der Schnittstelle zwischen Deponie II und III kleine Teiche und Abflussrinnen, in denen das Oberflächenwasser nicht wirksam abfließen konnte und in den Untergrund versickerte.

Um die genannten Vorgänge annähernd realistisch in der Simulation zu berücksichtigen, wird für Januar 1999 bis April 2000 auf einem Drittel der Plateaufläche die Abdeckung auf 1 m reduziert und mit einem Durchlässigkeitsfaktor von $k_f = 1 \cdot 10^{-5}$ m/s versehen. Außerdem wird angenommen, dass kein Bewuchs vorhanden ist. Gleiches geschieht für den Westhang im Jahr 2000. Eine wesentliche Verringerung der Sickerwassermenge durch die gute Abdichtung des Kieselrotlagers ist aufgrund der geringen Fläche von 2000 m² (entspricht weniger als 1 % der Gesamtausdehnung) nicht zu erwarten.

4.2. Wasserhaushaltsbilanz der Deponie II, Wiesbaden

Zur Abschätzung der derzeitigen Infiltration von Niederschlagswasser in den Deponiekörper und zur Aufstellung einer Wasserhaushaltsbilanz wurden Berechnungen mit dem Programm BOWAHALD 2D durchgeführt. Dazu wurde die mineralische Abdeckung auf der Oberfläche wie unter 4.1.1 beschrieben modelliert. Um die unterschiedlichen Hangneigungen und Expositionen zu berücksichtigen, wurden die vier Flanken und das Plateau separat berechnet und entsprechend der Flächenverhältnisse der Mittelwert von Evapotranspiration V, Oberflächenabfluss A_O und Sickerwasserspende aus der Abdeckung D_{OA} gebildet. Die vollständige Bilanz ist Anlage 4 zu entnehmen.

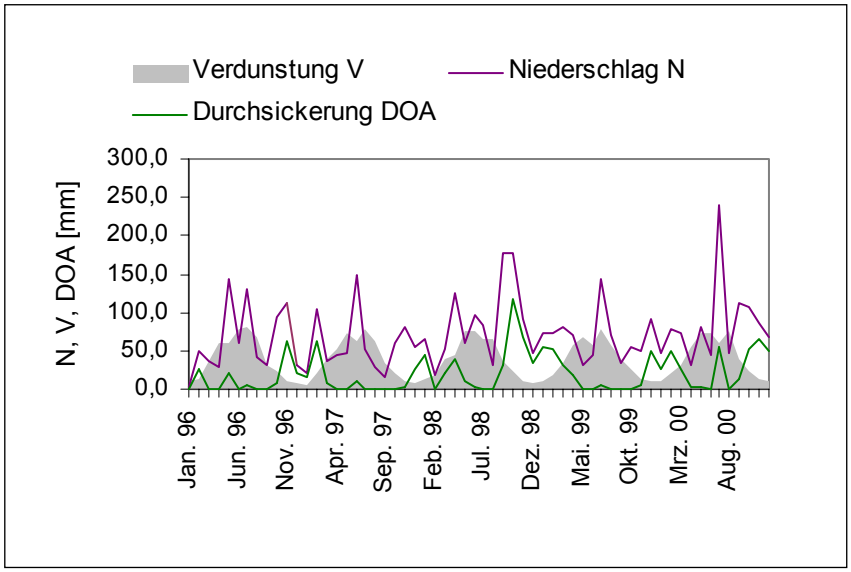
4.2.1. Verdunstung und Oberflächenabfluss

In den *Eigenkontrollberichten* der Deponie werden der gemessene Oberflächenabfluss und die nach HAUDE berechnete Verdunstung jeweils für die gesamte Deponiefläche angegeben. Die Anteile, die auf die Deponie II entfallen, lassen sich nur anhand des Flächenverhältnisses berechnen. Für den Oberflächenabfluss führt dies nicht zu realistischen Ergebnissen, da dieser stark von den Standortbedingungen Bewuchs, Exposition, Hangneigung, Oberflächenbeschaffenheit etc. beeinflusst wird. Eine diesbezügliche Wichtung für die einzelnen Deponieflächen ist kaum möglich. Ein reeller Vergleich ist nur durchführbar, wenn das Oberflächenwasser für die Deponieabschnitte I, II, III und die Betriebsflächen getrennt erfasst wird. Der anhand der Flächenanteile ermittelte Wert für den Oberflächenabfluss liegt außer im Jahr 1996 über dem mit dem Programm BOWAHALD berechneten. Die Differenz beträgt durchschnittlich 6350 m³ bzw. 30 mm pro Jahr.
Bei der Verdunstung ist der Vergleich zwischen den Ergebnissen aus der Berechnung mit BOWAHALD und der nach HAUDE durchaus möglich. In die Verdunstungsberechnung nach HAUDE gehen nur Lufttemperatur und relative Luftfeuchtigkeit ein. Diese können für die gesamte Deponie als konstant betrachtet werden. Die Berechnung in BOWAHALD erfolgt mit der Formel nach PENMAN, welche weitere Klimafaktoren (Sonnenscheindauer, Windgeschwindigkeit) berücksichtigt und eine höhere Genauigkeit aufweist. Die Ergebnisse nach PENMAN liegen durchschnittlich 82 mm/a über den Werten nach HAUDE. Die Extrema belaufen sich auf 134 bzw. 39 mm/a.

4.2.2. Durchsickerung

Die Durchsickerungsmenge in den Deponiekörper ist neben anderen Faktoren stark von der Niederschlagsmenge und -intensität abhängig. 1998 und 2000 fielen über 1000 mm Niederschlag pro Jahr, wovon 36 bzw. 34 % durch die Abdeckung sickerten und in den Müllkörper gelangten. In den regenärmeren Jahren 1996 und 1997 lag der Versickerungsanteil bei nur 18 %. Der Gesamtdurchschnitt beträgt 27 %. Der Maximalwert der monatlichen Durchsickerung liegt bei 116 mm/mon, was 65 % des Monatsniederschlages entspricht. Die Tagesspitze liegt bei 29 mm/d.
In Abb. 4.2.1 sind der gemessene Niederschlag sowie die mit BOWAHALD berechnete Verdunstung und Durchsickerung aufgetragen. Es zeigt sich deutlich der Einfluss der Verdunstung auf die Infiltrationsmenge in den Müllkörper. Während die Versickerung in den Wintermonaten weitgehend analog zu den Niederschlägen verläuft, tritt in den Sommermonaten auch bei starken Niederschlägen keine oder nur eine geringe Versickerung auf. So durchdringen von Mai bis August durchschnittlich 4 % des Monatsniederschlags die Abdeckung. Von November bis Februar sind es 52 %. Ein Grund dafür sind auch die wenigen Regentage im Sommer. Dass trotzdem hohe Niederschlagsmengen aufgezeichnet werden, ist auf einige Starkregenereignisse zurückzuführen. Starkregen bedeutet, dass in 10 Minuten mehr als 2 l Regen pro m² fällt. Eine solche Wassermenge kann nicht vollständig vom Erdreich aufgenommen werden. Je nach Bodenmaterial, -decke und -wasserhaushalt kommt es zu einer Verschlämmung der Oberfläche, d. h. einem Zusetzen der Porenräume mit Feinteilen, so dass das Wasser nicht in tiefere Bodenbereiche eindringen kann und oberirdisch abfließt. Von wesentlicher Bedeutung ist dabei, ob das Starkregenereignis nach einer längeren Trockenperiode eintritt oder sich in eine Reihe regnerischer Tage einordnet.
Den ersten Fall zeigt Abb. 4.2.2 anhand der Nordflanke der Deponie II (ohne Bereich Nordhangdichtung). Nach längerer Trockenheit lag der Wassergehalt der Abdeckung bis in fast 2 m Tiefe unter der Feldkapazität. Bei den ersten Niederschlägen Ende April wurde nur der Bodenspeicher der obersten 10 cm aufgefüllt. Am 2.5.1996 fiel einer der größten Tagesniederschläge zwischen Ende 1995 und Anfang 2001.

Abb. 4.2.1 Ganglinien von Niederschlag (gemessen), Versickerung und Verdunstung (BOWAHALD), 1996 - 2000



Wie im Diagramm ersichtlich, entfiel ein großer Teil der Wassermenge auf den Oberflächenabfluss. Der Rest wurde benötigt, um den Bodenspeicher der Abdeckung aufzufüllen. Es verblieb kein Überschuss, der in den Deponiekörper sickerte. Ein lateraler Abfluss trat nicht auf. Der Einfluss der Verdunstung wird in so kurzer Zeit nicht wirksam.

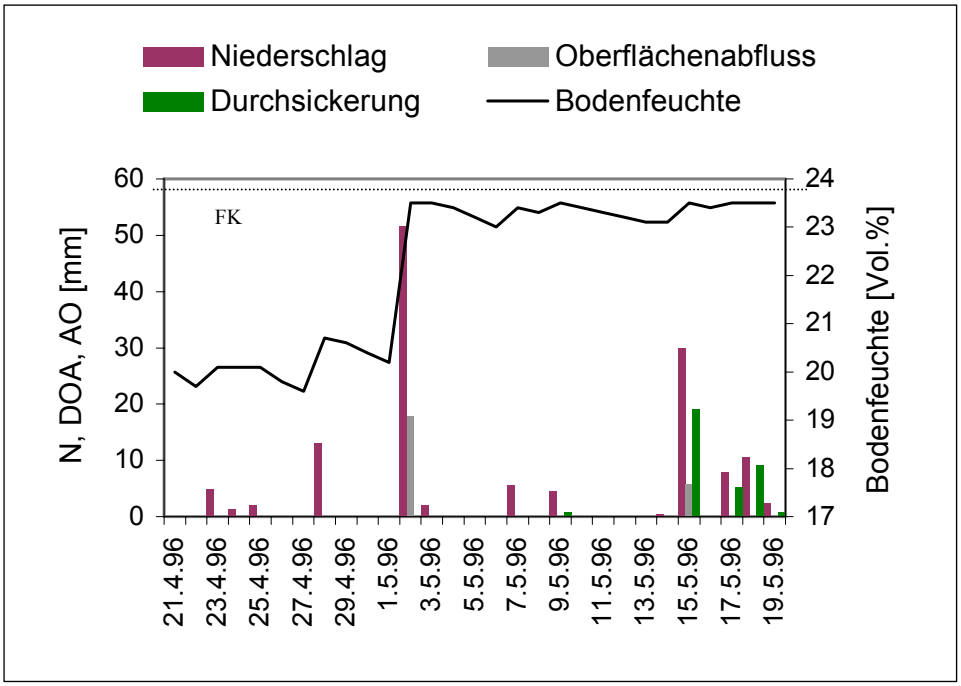


Abb. 4.2.2 Ganglinie von Niederschlag *N*, Oberflächenabfluss A_O , Versickerung D_{OA} und Bodenfeuchte,

April / Mai 1996, Nordflanke

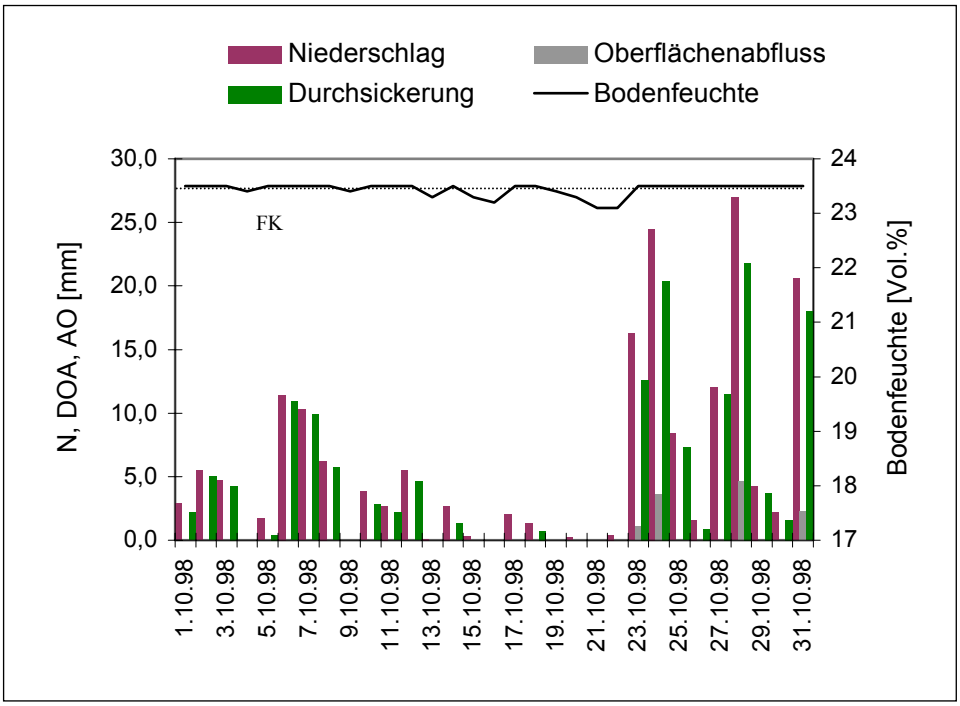


Abb. 4.2.3 Ganglinie von Niederschlag *N*, Oberflächenabfluss A_O, Versickerung D_{OA} und Bodenfeuchte, Oktober 1998, Nordflanke

Der zweite Fall ist in Abb. 4.2.3 dargestellt. Hierbei handelt es sich um eine längere Feuchtperiode. Die Feldkapazität ist in der gesamten Abdeckung erreicht. Die Niederschläge fallen kontinuierlich und teilweise reichlich, aber nicht starkregenartig. Es kommt zu keiner Verschlämmung der Oberfläche. Dadurch ist der Oberflächenabfluss gering und die Durchsickerung in den Müllkörper hoch.
Zusammenfassend kann man feststellen, dass die maximale klimatische Sickerwasserspende bei der derzeitigen Abdeckung der Deponie II 36 % des Jahresniederschlages bzw. 368 mm/a beträgt. Ein höherer Wert ist kaum zu erwarten, da es sich bei den betrachteten Jahren um ausgesprochen regenreiche Jahrgänge handelt. Der Durchschnitt von 27 % und der Minimalwert von 18 % der Jahre 1996–2000 dürften daher etwas überhöht sein. Bezieht man die Jahre 1992–1995 in die Betrachtung ein, beträgt der durchschnittliche Einsickerungsanteil nur noch 21 % und das Minimum 13 % des Jahresniederschlags.
Während des gesamten Zeitraumes wurde der Welkepunkt der mineralischen Abdeckung maximal bis in eine Tiefe von 80 cm unter Gelände unterschritten. In diesem Bereich können Austrocknungserscheinungen wie Risse etc. auftreten.

4.2.3. Sickerwasser, Grundwasserneubildung und Speicherung

Bei einem Gradienten von i = 1 versickern 31,6 mm bzw. 6700 m³ Wasser pro Jahr durch die Basisabdichtung, was etwa 3,7 % des Niederschlags entspricht. Diese Werte gelten unter Annahme einer Durchlässigkeit der mineralischen Dichtung von $k_f = 10^{-9}$ m/s und einer Mächtigkeit von mehreren Metern. Ein höhere Durchsickerungsrate ist nicht anzunehmen, da bisher im Grundwasser keinerlei Schadstoffbelastung gemessen wurde.
In den Jahren 1996–2000 wurden zwischen 13 000 und 29 000 m³ Sickerwasser abgeführt (60–137 mm). Die geringsten Sickerwassermengen traten 1997 und 1998 auf, zum einen dem niederschlagsärmsten, zum anderen dem niederschlagsreichsten Jahr. In den anderen 3 Jahren belief sich der Sickerwasseranfall auf durchschnittlich 27 000 m³ (127 mm).
Die Jahresbilanzen der Deponie sind ab 1997 positiv. Selbst in diesem niederschlagsärmsten Jahr infiltrierte mehr Wasser in den Deponiekörper, als verbraucht und abgeführt wurde. 1996 dagegen zeigt die Bilanz einen Wasserentzug von 3500 m³ (17 mm) aus dem Deponiekörper. Auch die Monatsbilanzen weisen bei durchschnittlich 53 % des Jahres mehr Sickerwasser auf, als nach Abzug der Grundwasserneubildung und des biologischen Abbaus von der Einsickerungsmenge verbleiben. In den niederschlagsreichen Jahren 1998 und 2000 tritt dieser Fall in 4, in den anderen Jahren in 7 bzw. 8 Monaten auf.
Zwei Ursachen kommen in Frage. Zum einen wird Niederschlagswasser vorheriger Monate in der Oberflächenabdeckung oder im Müllkörper zwischengespeichert. Durch diesen Rückhalt kommt es zu einem verzögerten Abfluss. Zum anderen nimmt laut dem Diagramm von RAMKE (s. 3.5) die Speicherkapazität des Abfalls im derzeitigen Zustand der Deponie ab. Dadurch und durch eine mögliche Veränderung von Sperrschichten wird Wasser im Müllkörper freigesetzt. Bezieht man die Jahresbilanzen von 1992–1995 ein, wird diese Tatsache bestätigt. In den genannten Jahren ist die Bilanz stets negativ. Es flossen zwischen 89 und 156 mm/a, im Durchschnitt 121 mm/a Wasser aus dem Deponiekörper ab. Besonders in den Jahren mit einer positiven Bilanz kann aber nicht festgestellt werden, welche Anteile des Sickerwassers aus dem Speicher und welche aus der aktuellen Infiltration in den Müllkörper stammen. Anhand des Diagramms von RAMKE kann zwar der Trend einer abnehmenden Speicherkapazität abgelesen werden, aber nicht die aus dem Speicher abgegebenen Wassermengen für die Deponie Wiesbaden.
Überträgt man die Werte von RAMKE und führt die Bilanz sozusagen „rückwärts“, stammen 1997 und 1998 nur 1100 bzw. 6400 m³ Sickerwasser aus dem Niederschlag, der Rest wurde aus dem Speicher abgegeben (s. Tab. 4.2.1). Dies würde entweder bedeuten, dass die Oberfläche entgegen den Annahmen sehr dicht ist und kein Wasser in die Deponie infiltriert. Die andere Möglichkeit ist, dass der Müll mehr als 25 000 bzw. 71 000 m³ Wasser verbraucht. Beides ist nicht realistisch. Demgegenüber stehen die Jahre 1999 und 2000, in denen die Differenz zwischen abgepumptem Sickerwasser und Speicherwasser 18 000 bzw. 22 000 m³ beträgt. Selbst unter der Annahme, dass durch Baumaßnahmen Sperrschichten zerstört und damit größere Wassermengen freigesetzt wurden, ist dieser Sprung nicht zu erklären. Auch aus den negativen Wasserhaushaltsbilanzen der Jahre 1992–1996 lässt sich kein Zusammenhang zwischen infiltrierter Niederschlagsmenge und Speicherentleerung feststellen. Das Ergebnis der Wasserhaushaltsbilanz muss also als Summe aus klimatischer Sickerwasserspende und Speicherwasser belassen werden.

Tab. 4.2.1 Vergleich der abgepumpten Sickerwassermenge mit der Wasserabgabe infolge Speicheränderung nach RAMKE

Jahr	Wasserabgabe infolge Δ S [m³]	abgepumptes Sickerwasser [m³]	Differenz [m³]
1996	14 180	24 908	10 728

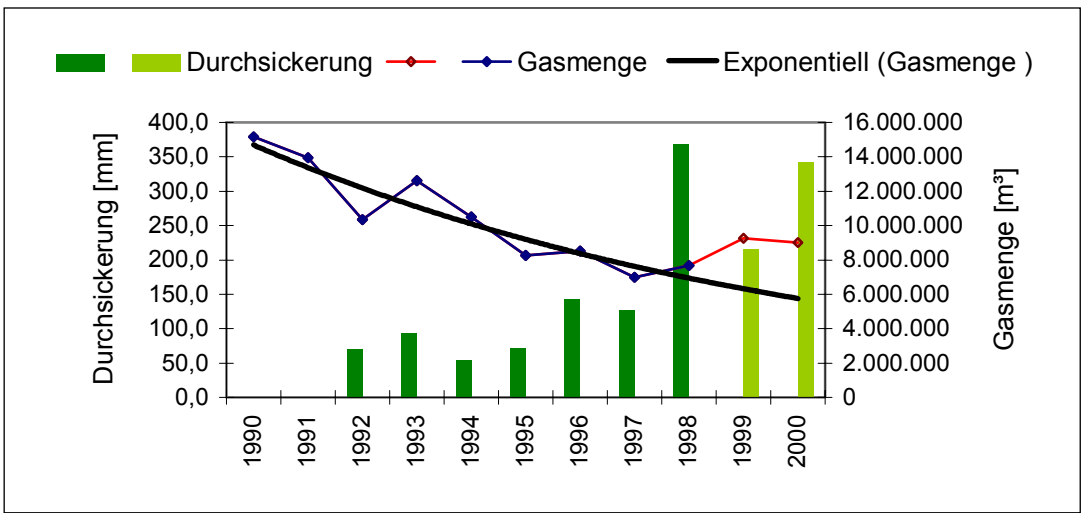
1997	11 820	12 992	1172
1998	10 630	17 072	6442
1999	9440	27 878	18438
2000	6500	29 056	22556

Die positiven Wasserhaushaltsbilanzen von 1997 bis 2000 zeigen, dass Wasser im Deponiekörper verbleibt. Dieses wird von den Abfällen zurückgehalten oder auf Sperrschichten bzw. der Deponiesohle gestaut. 1997 und 1999 betrug der Überschuss 26 bzw. 41 mm/a, 1998 und 2000 stieg er auf 246 bzw. 162 mm an. Der Durchschnitt der 5 betrachteten Jahre 1996–2000 beträgt 92 mm. Um die Relationen zu verdeutlichen, ist es sinnvoll, den Überschuss als Änderung des Wassergehaltes im Müllkörper zu betrachten. Bei einem ca. 50 m hohen Müllkörper ergibt sich daraus, dass 1997 und 1999 der Wassergehalt um weniger als 0,1 Vol.% FS anstieg. 1998 und 2000 betrug der Zuwachs 0,5 bzw. 0,3 Vol.% FS. Die Entleerung des Speichers in den Jahren 1992–1995 verringert den Wassergehalt um durchschnittlich 0,2 Vol.% FS. Diese geringen Differenzen können problemlos im Deponiekörper kompensiert werden.

4.3. Schlussfolgerungen zum Wasserbedarf des Müllkörpers

4.3.1. Aktueller Wasserbedarf und Wasserverbrauch

Wie unter Abschn. 2.2.2 beschrieben, wird Wasser im Müllkörper nur durch den anaeroben biologischen Abbau verbraucht. Die Menge kann laut RAMKE (1991) mit 0,275 l/m³ Gas abgeschätzt werden. Daraus ergibt sich für die Jahre 1996–2000 ein Wasserverbrauch von 9–12 mm/a. Das Maximum tritt 1999, das Minimum 1997 auf. Bei der Betrachtung der Jahresganglinie (Abb. 4.3.1) zeigt sich deutlich der Einfluss der Durchsickerungs- und damit auch der Niederschlagsmenge auf die Gasproduktion. Zusätzlich zum Niederschlag des betrachteten Jahres müssen aber auch die Niederschläge vorheriger Jahre und die Speicherbilanz des Müllkörpers berücksichtigt werden. 1997 handelt es sich um das niederschlagsärmste Jahr in der Bilanz, welches auch die geringste Einsickerung in den Müllkörper aufweist. Auch im Vorjahr waren die Niederschläge nur 10 %, die Durchsickerung durch die Abdeckung 12 % höher, so dass kein Wasser aus dem Zwischenspeicher zufließen konnte. Dadurch sank die Gasproduktion um 1,56 Mio. m³. 1999 hingegen weist im Vergleich zu 1997 eine Steigerung der Gasproduktion um 32 % auf, obwohl nur 18 % mehr Niederschlag fielen. Eine Ursache dafür liegt in den hohen Niederschlägen von 1998. Ein weiterer Grund ist der Bau neuer Kollektoren 1999, wodurch das Gas effektiver gefasst und die Migration, d. h. die Ausgasung durch die Oberfläche verringert werden konnte. In welcher Größenordnung dies die Gasproduktion beeinflusst hat, kann nicht genau abgeschätzt werden. Die abgepumpten Volumina liegen aber weit über dem anhand der exponentiellen Trendlinie zu erwartendem Maß. Aus diesem Grund können die Jahre 1999 und 2000 bei der Abschätzung des derzeitigen Wasserbedarfes der Deponie II nur eingeschränkt verwendet werden. Die verbleibenden drei Jahre 1996–1998 ergeben kein ausreichendes Bild, weshalb zusätzlich die Jahre 1992–1995 herangezogen werden.
Insgesamt bestätigt sich die These, dass für einen optimalen Abbauprozess mehr Wasser benötigt als verbraucht wird. Außerdem werden die für den Abbau verantwortlichen Mikroorganismen angeregt, wenn ein verstärkter Wasserstrom durch den Deponiekörper fließt (s. Abschn. 2.2.2 bzw. 3.5). Für die Abschätzung der Wassermenge, die für den Abbau benötigt werden, finden sich in der Literatur verschiedene Angaben. WEBER (1993) setzt einen Wassergehalt von 40–60 % an, weitere Autoren schätzen ihn auf > 50 % (s. 2.2.2). Die Wassermenge, die konkret benötigt wird, um diesen Wassergehalt zu erzielen, kann jedoch nicht berechnet werden. Der aktuelle Wassergehalt ist nicht bekannt und differiert infolge der Inhomogenität des Deponiekörper räumlich sehr stark. Eine einfache Mittelwertbildung führt nicht zu aussagekräftigen Ergebnissen. Es bleibt nur die Auswertung der bisherigen Gasproduktion im Vergleich zum Wasserangebot, sprich der Einsickerung in den Deponiekörper.
Von 1992 auf 1993 stieg das abgeführte Gasvolumen um 2,3 Mio. m³ bei einer Zunahme der Infiltration in den Müllkörper von 70 auf 93 mm/a. Seit 1993 sank die Gasproduktion um 4,4 Mio. m³, wobei die zugeführte Wassermenge 1994 54 mm/a und 1995 72 mm/a betrug. Erst bei einer Durchsickerungsmenge von 143 mm/a konnte 1996 wieder eine Steigerung um 250 000 m³ verzeichnet werden. Durch einen geringen Rückgang der Infiltrationsmenge und im Zuge des ohnehin rückläufigen Trends sank die Gasproduktion von 1996 auf 1997. Obwohl 1998 fast die dreifache Menge Wasser in den Deponiekörper gelangten, stieg die Gasproduktion nur geringfügig an. Grund dafür ist, dass die hohen Niederschläge erst Ende des Jahres auftraten, so dass die Auswirkungen erst im Dezember 1998 bzw. Anfang 1999 zum Tragen kamen. Trotz der enormen Niederschläge 1999 stagnierte die Gasproduktion bis 2000.
Als Schlussfolgerung aus diesen Beobachtungen kann der minimale Wasserbedarf des Müllkörpers für eine akzeptable Gasproduktion auf derzeit 90 mm/a geschätzt werden. Ein Maß von ca. 140–150 mm/a gewährleistet einen optimalen biologischen Abbau im Rahmen des natürlich rückläufigen Trends. Höhere Infiltrationsraten bis etwa 200 mm/a können eventuell noch eine Steigerung der Produktion bewirken. Grenzwerte der Infiltration, bei denen der biologische Abbau wegen zu geringem oder zu hohem Angebot völlig eingestellt wird, können nicht angegeben werden, da dieser Fall bisher nicht aufgetreten ist.
Es muss auch darauf hingewiesen werden, dass bei den angegebenen Werten der Wasserbedarf mit der Einsickerungsmenge gleichgesetzt wurde. Dies ist nur im Hinblick auf die Wahl einer geeigneten



Oberflächenabdichtung richtig. Grundsätzlich ist nicht auszuschließen, dass Wasser aus der Entleerung des Speichers zum Abbauprozess beigetragen hat. Da aber aus den vorhandenen Zahlen kein Zusammenhang zwischen einer Speicheränderung im Müllkörper und der Gasproduktion festzustellen ist, kann dieser Faktor nicht berücksichtigt werden.

Abb. 4.3.1 Jahresganglinie von Durchsickerung und abgepumpter Gasmenge auf der Deponie II

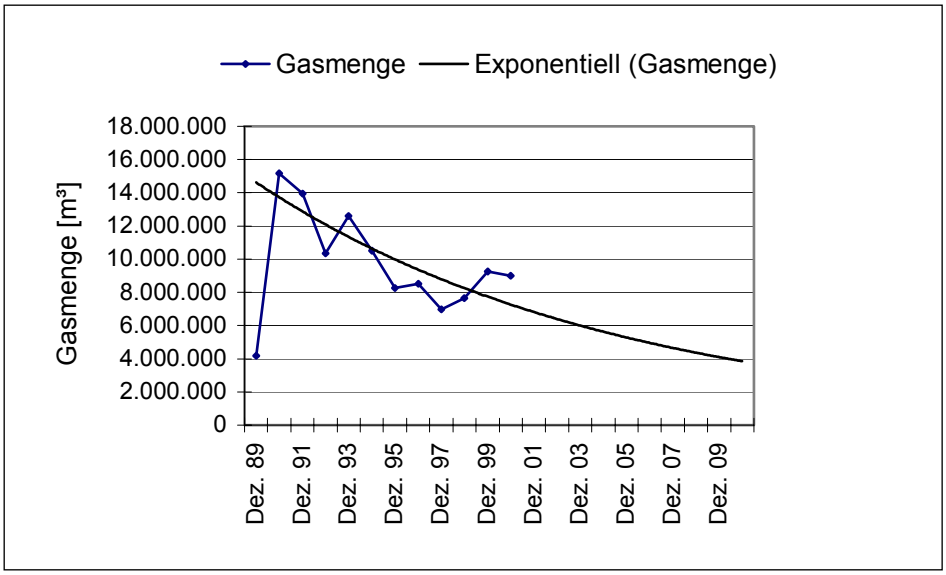
4.3.2. Zukünftiger Wasserbedarf und Wasserverbrauch

Laut dem Diagramm von RAMKE (s. Kap. 3.5) kommt der biologische Abbau in einer Hausmülldeponie nach ca. 50 Jahren Standzeit zum Erliegen. Mit dieser Zeitdauer kann auch auf der Deponie II, Wiesbaden gerechnet werden. Der obere Bereich besteht zwar weitgehend aus Inertmaterial, so dass hier nur eine minimale und relativ kurze Abbauphase zu erwarten ist. Im unteren Bereich des Deponiekörpers wurde aber Hausmüll der Großstadt Wiesbaden eingebaut. Durch fehlende Eigenkompostanlagen in der Stadt wurden größere Mengen Park- und Gartenabfälle zusammen mit dem Hausmüll auf die Deponie geliefert. Dieser hohe Anteil Vegetabilien bedingt einen langanhaltenden Abbauprozess in der Deponie.
Wegen fehlender Gasprognosen kann zur Abschätzung des zukünftigen Wasserverbrauchs infolge biologischen Abbaus nur die Trendlinie herangezogen werden. Der Peak der Gasproduktion war 1989 erreicht. Seither zeigt sich deutlich ein rückläufiger Trend bei den abgepumpten Gasmengen, der sich auch nach dem kurzfristigen Anstieg 1999 fortsetzt (s. Abb. 4.3.2). Dieser ist auf den Bau neuer Gaskollektoren in diesem Jahr zurückzuführen.
In 5–8 Jahren wird die abführbare Gasmenge ca. 4–4,9 Mio. m³/a betragen. Sie geht bis 2015 auf etwa 2,7 Mio. m³/a, bis 2020 auf rund 2,0 Mio. m³/a zurück. Damit sinkt der Wasserverbrauch von derzeit 9–12 mm/a auf ca. 5,2–6,3 mm/a und weiter auf 2,6–3,5 mm/a. In welcher Weise sich der zugehörige Wasserbedarf entwickelt, lässt sich anhand der vorhandenen Daten nicht abschätzen. Es ist keine Entwicklungstendenz erkennbar. Zum einen wäre denkbar, dass der Wasserbedarf proportional zum Wasserverbrauch sinkt. Eine andere Vermutung ist, dass die Mikroorganismen mit sinkendem Gehalt leicht abbaubarer organischer Substanz mehr Wasser benötigen, um überhaupt zum Abbau angeregt zu werden. Diese Frage lässt sich nur durch gezielte Feld- und Laborversuche feststellen.

Abb. 4.3.2 Gasproduktion der Deponie II seit 1989 mit Trendlinie

4.4. Zusammenfassung

In Kapitel 3 wurden bereits die allgemeinen Probleme der Datenbeschaffung erläutert. Am Beispiel der Deponie II in Wiesbaden zeigt sich, im speziellen Fall noch weit weniger Kennwerte vorliegen, als theoretisch bestimmt



werden können. Bei der Erstellung der aktuellen Wasserhaushaltsbilanz liegen die größten Unsicherheiten in der Simulation der Oberflächenabdeckung (Randdamm) und der mangelhaften Erfassung der Sickerwassermengen. Vereinzelt sind Durchlässigkeitsbeiwerte aus der Bauphase des Randdammes bekannt. Aufgrund von Alters- und Austrocknungserscheinungen, Erosions- und Frostschäden und der unterschiedlichen Qualität in der Bauausführung gibt es aber viele Fehlstellen mit einer weit höheren Durchlässigkeit. In dem Programm BOWAHALD 2D kann dies nur berücksichtigt werden, indem man einen äquivalenten k_f–Wert annimmt. Um den Zustand genauer abzubilden, wäre es notwendig, durch eine Vielzahl von Kernbohrungen und

Infiltrometermessungen aktuelle Bodenkennwerte der Oberflächenabdeckung zu ermitteln. Dazu bietet es sich an, ein Raster über die Deponie zu legen. Eine Orientierung, wo vermehrt Fehlstellen auftreten, geben die Karten der FID- (Gasmigrations-) messungen, da an den Stellen mit der größten Gas- auch die höchste Wasserdurchlässigkeit zu erwarten ist. Anhand des Rasters können in BOWAHALD die Bereiche mit unterschiedlichen Parametern getrennt berechnet werden.
Das Problem bei der Erfassung der Sickerwassermenge besteht darin, dass die einzelnen Deponieabschnitte I–III sowie die Randdammdränage erst seit Ende 1997 bzw. Januar 2001 getrennt erfasst werden. Zuvor wurde das anfallende Sickerwasser nur anhand von Flächenverhältnissen zugeordnet. Außerdem wird ein nicht unerheblicher Teil des Sickerwassers zusammen mit dem Gaskondensat an den Messstellen vorbei durch die Gasdränagen abgeführt. Da dieser Anteil bislang aber nicht quantitativ zu bestimmen ist, kann diese Tatsache nicht in der Wasserhaushaltsbilanz berücksichtigt werden.

Da es nicht möglich ist, den Speicherzustand bzw. den derzeitigen Wassergehalt der Deponie abzuschätzen, stellt die Speicheränderung das Ergebnis der Wasserhaushaltsgleichung dar. Es zeigt sich, dass in niederschlagsreichen Jahren ein Wasserüberschuss im Deponiekörper verbleibt, während in regenarmen Jahren der Speicher entleert wird. Die Wassergehaltsänderung ist aber stets so gering, dass sie problemlos von dem Müllkörper kompensiert werden kann. Ein Grenzwert für die Niederschlagsmenge, bei dem die Bilanz umschlägt, lässt sich nicht angeben.

Aus dem Vergleich der Infiltrationsmenge durch die Oberflächenabdeckung und der abgeführten Gasmenge kann der aktuelle Wasserverbrauch und -bedarf abgeschätzt werden. Zwischen Speicheränderung und Gasproduktion ist kein Zusammenhang feststellbar. Unsicherheiten bei der Abschätzung treten auf, da Klimadaten unterschiedlicher Zeitauflösung und Zuverlässigkeit für die Berechnung der Durchsickerung verwendet werden müssen. Andernfalls stünden nur 3 Jahre für den Vergleich zur Verfügung.

Anhand der Trendlinie der Gasproduktion kann der zukünftige Wasserverbrauch der Deponie abgeschätzt werden. Für den Wasserbedarf ist dies nicht möglich, da aus den bisherigen Zahlen nicht erkennbar ist, ob er sich proportional zum Wasserverbrauch verhält oder nicht. Die zulässige Infiltration durch eine künftige Oberflächenabdichtung muss also anhand anderer Kriterien festgelegt werden.

5. Zukünftige Oberflächenabdichtungssysteme

5.1. Zielstellung

Der Wasserbedarf übersteigt den eigentlichen Wasserverbrauch bei weitem. Wird dem Deponiekörper so viel Wasser zugeführt, wie er benötigt, kommt es zu einem Wasserüberschuss. Aufgrund der abnehmenden Speicherkapazität kann dieses Wasser nicht langfristig von den Abfällen aufgenommen werden. Es fließt als Sickerwasser ab oder staut sich auf undurchlässigen Müllschichten bzw. an der Deponiebasis. Um eine optimale Oberflächenabdichtung zu finden, müssen Prämissen gesetzt werden. Langfristig steht prinzipiell das Ziel, den Müllkörper zu stabilisieren, d.h. der biologische Abbau muss so weit abgeschlossen sein, dass bei einem etwaigen unbeabsichtigten Wasserzutritt zur Deponie keine unkontrollierten Reaktionen mehr stattfinden. Nur so ist gewährleistet, dass das Gefahrenpotential der Deponie nicht auf künftige Generationen übertragen wird. Daraus ergibt sich folgende notwendige Vorgehensweise:

1. Unterstützen des biologischen Abbaus bis zu einem geringen Restpotential.
2. Abschluss der Deponie mit einer Oberflächenabdichtung, so dass ein Schadstoffaustrag auf dem Wasserweg, d. h. durch Sickerwasser in Grundwasser und Boden unterbunden wird.

Punkt 1 kann auf passivem oder aktivem Weg erfolgen. Passiv entspricht einer bedingt durchlässigen Oberflächenabdichtung, durch die gewisse Mengen Niederschlagswasser in den Deponiekörper infiltrieren können. Der Stabilisierungszustand wird langsam erreicht. Es findet keine optimale Gasproduktion statt. Jedoch wird der Sickerwasseranfall an der Basis minimiert und ein Überschuss im Deponiekörper, folglich auch ein Aufstau an der Basis verhindert.
Steht der schnelle biologische Abbau und eine gesteigerte Gasproduktion im Vordergrund, empfehlen sich aktive Verfahren wie künstliche Belüftung und Bewässerung des Müllkörpers. Hierbei muss eine höhere Menge Sickerwasser in Kauf genommen werden.
Derzeit stellt die Sickerwasserbehandlung jedoch ein Problem auf der Deponie im Dyckerhoffbruch dar. Die Dränagen der Deponie II sind hinsichtlich der Dimensionierung grundsätzlich in der Lage, sämtliches anfallende Sickerwasser verzögerungsfrei abzuleiten. Die Schwachstelle ist die Sickerwasserreinigungsanlage. Zwar wird die Anlage augenblicklich von einer Leistungsfähigkeit von 150–200 m³/d auf 400 m³/d erweitert. Dennoch ist, nicht zuletzt aus Umwelt- und Kostengründen, eine Verringerung des Sickerwasseranfalls anzustreben. Im Hinblick darauf wird versucht, mit Hilfe des Programms BOWAHALD die Anwendungsmöglichkeit der passiven Methode am Standort Wiesbaden zu testen. Dazu soll der Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtung durch eine erweiterte Rekultivierungsschicht so gesteuert werden, dass eine anfängliche Durchsickerung möglich ist, die sich durch zunehmenden Bewuchs langfristig auf nahezu 0 reduziert. Die Sickerwassermenge soll in den ersten Jahren das bisherige Minimum von 61 mm/a nicht übersteigen. Das Wasser soll so schnell abgeführt werden, dass keine Versickerung in den Untergrund stattfindet. Zusammen mit einem Wasserverbrauch von 5–6 mm/a ergibt sich in den ersten Jahren nach Fertigstellung der Oberflächenabdichtung eine maximale Niederschlagsmenge von rund 65–70 mm/a, die in die Deponie infiltrieren darf. Im Laufe der Jahre ist infolge von Inkrustationen und Verformungsschäden mit einer nachlassenden Leistungsfähigkeit der Sickerwasserfassung zu rechnen. Gleichzeitig geht der ohnehin geringe Wasserverbrauch in 15–20 Jahren auf etwa 3 mm/a zurück, kann also vernachlässigt werden. Dann darf die Infiltrationsmenge D_{OA} die geschätzte Restleistungsfähigkeit der Sickerwasserfassung von ca. 30 mm/a nicht übersteigen. Hinsichtlich des Nachsorgeaufwandes und der gesetzlichen Forderungen muss nach Ende des biologischen Abbauprozesses in ca. 50 Jahren $D_{OA} = 0$ erreicht werden.

5.2. Berechnete Varianten der Oberflächenabdichtung

Grundsätzlich stehen die folgenden Abdichtungsmaterialien und -systeme zur Verfügung:

- Mineralische Dichtung (mit unterschiedlichen Materialien und Einbaubedingungen),
- Kunststoffdichtungsbahnen KDB,
- Geotextile Tondichtungsbahnen GTD,
- Kapillarsperren,
- Asphaltdichtungen,
- Kontrollierbare Abdichtungssysteme und
- Kombinationsdichtungen aus den oben genannten.

Die Wahl eines geeigneten Systems erfolgt im Allgemeinen nach folgenden Kriterien [nach EGLFOFFSTEIN & BURKHARDT, 2001] :

- Vorschriften, Genehmigungsfähigkeit
- Kosten, Herstellbarkeit, Funktionsfähigkeit,
- Gefährdungspotential, Standortbedingungen und
- Ökobilanz des Abdichtungssystems.

Zu den Standortbedingungen zählen neben Klima und Landschaftsbild auch Kriterien wie Hangneigung der Deponie, Entgasungs- und Setzungsverhalten sowie Platzverhältnisse. Im vorliegenden Fall wurde die Auswahl der Oberflächenabdichtung unter dem Aspekt der Wasserhaushaltsbilanz und einer möglichen Infiltration getroffen. Deshalb scheiden Kunststoffdichtungsbahnen, Asphaltdichtungen und kontrollierbare Abdichtungssysteme als Konvektionssperren aus. Eine Übersicht der gewählten Abdichtungssysteme ist in Abb. 5.2.1 dargestellt. Die Parameter der einzelnen Schichten und eine detaillierte Beschreibung der Varianten enthält Anlage 5.

Tab. 5.2.1 Varianten einer Oberflächenabdichtung für Deponie II

Variante	Beschreibung
V. 1–4	mineralische Dichtung mit verschiedenen Durchlässigkeitsbeiwerten und einer Rekultivierungsschicht in unterschiedlicher Stärke
V. 5	mineralische Dichtung mit Dränmatte als Entwässerungsschicht
V. 6	Geotextile Tondichtungsbahn
V. 7–10	Kapillarsperren mit unterschiedlichen Rekultivierungsschichten, Hangneigungen und Hanglängen

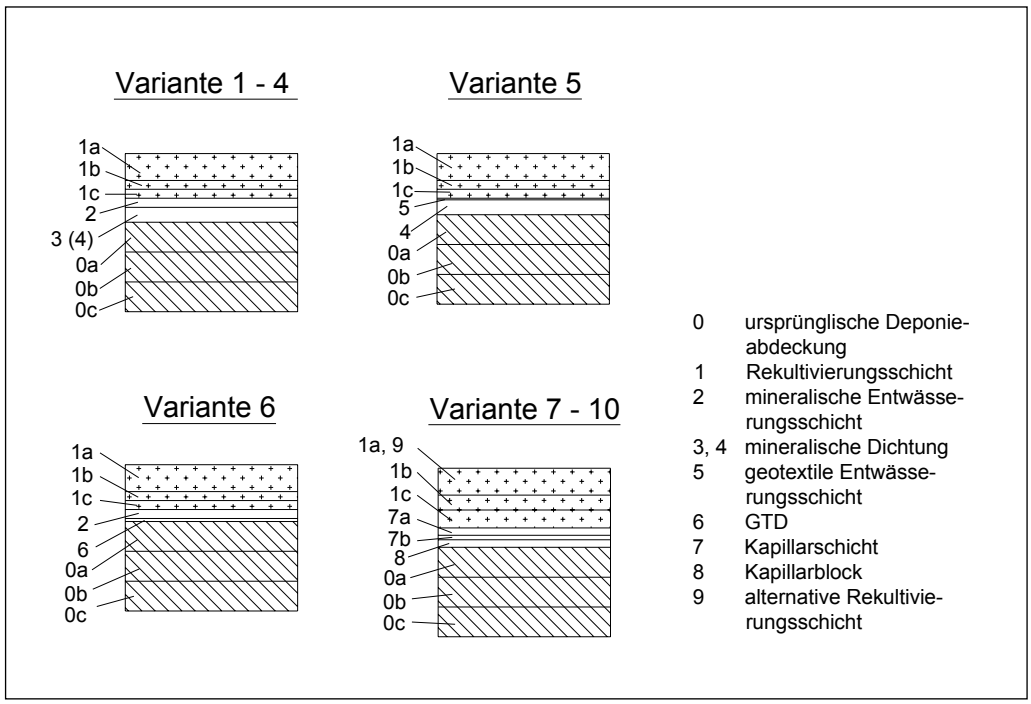


Abb. 5.2.1 Varianten von Oberflächenabdichtungen für die Deponie II

5.2.1. Mineralische Abdichtung

Die TA Siedlungsabfall schreibt für Deponien der Klassen I und II den folgenden Aufbau vor:

- Rekultivierungsschicht, d ≥ 100 cm,
- Entwässerungsschicht, d ≥ 30 cm,
- Schutzschicht (nur Deponieklasse II),
- Kunststoffdichtungsbahn, d ≥ 2,5 mm, (nur Deponieklasse II),
- mineralische Dichtungsschicht, zweilagig, d ≥ 50 cm,
- Ausgleichs-, ggf. Gasdränschicht, d ≥ 50 cm.

In Anlehnung daran wurden die Varianten 1 und 2 entwickelt. Auch wenn der Deponieabschnitt II der Klasse II entspricht, wurde keine KDB angeordnet, da diese als Konvektionssperre eine vollständige Einkapselung des Müllkörpers zur Folge hat. Um den Sickerwasseranfall an der Basis zu minimieren und einen gleichmäßigen Wassereintrag in den Deponiekörper zu gewährleisten, wurde die Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht auf 1,5 bzw. 2 m erhöht. Eine speziell ausgebildete Rekultivierungsschicht mit einer gezielten Gestaltung des Bewuchses hat wesentlichen Einfluss auf den Wasserhaushalt einer Oberflächenabdichtung und wird deshalb auch als „Wasserhaushaltsschicht“ bezeichnet. Sie speichert vermehrt Wasser und gleicht so Niederschlagsspitzen und Trockenperioden aus. Außerdem entlastet sie die Entwässerungsschicht durch eine erhöhte Evapotranspiration.
Als Materialien für die Wasserhaushaltsschicht bieten sich Schluffe, schluffige oder lehmige Sande bzw. schluffige und sandige Lehme an, weil sie eine gute Durchwurzelbarkeit und eine geringe Schrumpfneigung besitzen. Der Oberboden der Rekultivierungsschicht sollte organische Substanz (≤ 30 %) enthalten. Unter den Aspekten der Erodierbarkeit und Verschlämmungsneigung sind Schluffe, schluffige Sande und schluffige Lehme für die oberste Lage wenig geeignet. Es empfehlen sich lehmige Sande, insbesondere mit Kies- und Steinanteilen [MELCHIOR, 2000]. Unter Umständen ist die Verwendung von Abfällen für die Rekultivierungsschicht möglich [*LAGA* 1997; *LABO/LAGA*, 1995; *DIN 19731*]. Für die Simulation wurde ein schluffig-lehmiger Sand gewählt, dessen Lagerungsdichte mit zunehmender Tiefe steigt.
Die Funktionsfähigkeit der mineralischen Dichtung ist nur garantiert, wenn keine Risse und andere Austrocknungsschäden auftreten. Diese Gefahr besteht, wenn der Wassergehalt einer Bodenschicht längere Zeit unter ihren Welkepunkt *WP* sinkt. Um diese Möglichkeit in die Berechnung einzubeziehen, bleibt nur der Rückgriff auf die Klimadaten von 1992–1995 mit den unter Abschn. 4.1.2 genannten Einschränkungen.

Die maximale Durchsickerung der Oberflächenabdichtung ist in regenreichen Jahren zu erwarten, kann also mit den Tageswerten von 1996–2000 berechnet werden. Auf der sicheren Seite liegend, wird der Nordhang der Deponie II betrachtet, da hier die höchste Durchsickerungsrate auftritt (Verdunstung minimal). Die Austrocknungsgefahr dagegen ist am Südhang maximal und folglich dort zu prüfen. Eine Diskussion der Auswirkungen bzw. Abweichungen zwischen der Verwendung von Monats- und Tageswerten erfolgt in Kapitel 6.

Berechnungsergebnisse

Ausgehend von der Regelabdichtung nach TASI wurde eine mineralische Dichtung ($k_f = 1 \cdot 10^{-9}$ m/s) mit einer 1,5 m mächtigen Rekultivierungsschicht kombiniert (Variante 1). Für die ersten Jahre wird spärlicher Grasbewuchs auf 50 % der Oberfläche angenommen (V. 1a). Im Endstadium ist die Oberflächenabdichtung zu 80 % mit üppigem Gras-, Strauch- und Baumbewuchs bedeckt (1b). Die gesamten Bewuchsparameter sind in Anlage 6 aufgeführt. Die Berechnung ergibt für die nahezu unbewachsene Abdichtung Durchsickerungsraten von D_{OA} = 4,4–10,2 mm/a, im Durchschnitt 7,0 mm/a. Bei der rekultivierten Oberfläche reduziert sich D_{OA} um durchschnittlich 2,2 mm/a. Die Extrema betragen 2,0 und 8,0 mm/a, das Mittel 4,8 mm/a. Die Evapotranspiration vervierfacht sich durch den vermehrten Bewuchs, dafür geht der Oberflächenabfluss von durchschnittlich 53 mm/a auf 0 zurück. Das durch die Rekultivierungsschicht sickernde Wasser wird fast vollständig von der Entwässerungsschicht abgeführt. Die anfängliche Einsickerung in den Deponiekörper ist weit geringer als die angestrebten 70 mm/a. Deshalb wurde die Durchlässigkeit der mineralische Dichtung von $k_f = 1 \cdot 10^{-9}$ auf $1{,}2 \cdot 10^{-8}$ m/s erhöht (Variante 2). Variante 3 entspricht V. 2, jedoch mit einer 2 m mächtigen Rekultivierungsschicht und leicht geändertem Bewuchs.

Es ergeben sich folgende Durchsickerungsraten:

Tab. 5.2.2 Klimatische Sickerwasserspende (Durchsickerung) der Varianten 2 und 3

	Variante			
[mm/a]	**2a**	**2b**	**3a**	**3b**
Maximum	87	82	85	82
Durchschnitt	62	50	60	50
Minimum	39	21	37	21
Gesamtsumme von 5 Jahren	309	251	300	249

Die größere Dicke der Rekultivierungsschicht hat keinen Einfluss auf die Durchsickerung der Abdichtung. Die geringfügige Verbesserung der Werte ist nur auf den Anstieg der Verdunstung durch den unterschiedlichen Bewuchs (tiefere Wurzeln) zurückzuführen. Bei V. 3a ist die Verdunstung durchschnittlich 14 mm/a höher als bei V. 2a. Mit zunehmendem Bewuchs steigt sie um 84 bzw. 71 mm/a und beläuft sich am Ende auf 545 bzw. 536 mm/a. Der Oberflächenabfluss ist identisch – ohne Bewuchs im Mittel 58 mm/a, mit Bewuchs nahezu 0. Ebenso sind die Monatsspitzen der Durchsickerung gleich. Mit 20 mm/mon übersteigen sie die bisherige höchste Sickerwassermenge, die an der Basis abgeführt wurde. Diese beträgt 16 mm/mon und wird bei der wenig bewachsenen Abdichtung 3mal, bei der stark bewachsenen nur einmal in 5 Jahren überschritten.
Der Versuch, die Rekultivierungsschicht auf 1 m zu reduzieren, führt zu keinem positiven Ergebnis (V. 4). Die Durchsickerung durch die „junge“ Oberflächenabdichtung entspricht mit durchschnittlich 62 mm/a den vorherigen Werten. Dieses Maß verringert sich im Laufe der Zeit auf lediglich 58 mm/a und nur bei einer Wurzeltiefe des Grases von 80 cm. Dieses Maß kann bei einer nur 1 m mächtigen Rekultivierungsschicht kaum gewährleistet werden. Falls doch birgt es die Gefahr einer Durchwurzelung von Entwässerungs- und Dichtungsschicht. Bei geringeren Wurzeltiefen nimmt die Einsickerung in die Deponie mit wachsendem Bewuchs zu.
Die Gefahr einer Austrocknung der mineralischen Dichtung besteht bei keiner der Varianten 1–4. Sowohl die Monatsbilanzen von 1992–1995, als auch die Tageswerte von 1996–2000 zeigen, dass sich die Bodenfeuchtewerte bei voll ausgebildetem Bewuchs maximal bis zur Entwässerungsschicht ändern. Der Welkepunkt wird ausschließlich im Bereich der Wasserhaushaltsschicht unterschritten. Der Wassergehalt der mineralischen Dichtung sinkt nie unter die Feldkapazität. Als Beispiel sind in Anlage 7 die niedrigsten Bodenfeuchtewerte für Variante 2 dargestellt.
Selbst wenn die maximale Evaporationstiefe die ersten 20 cm der mineralischen Dichtung erreicht, unterschreitet der Bodenwassergehalt die Feldkapazität maximal um 0,3 Vol.%. Mit diesem Fall ist bei den Varianten 1–3 nur bei extrem langen und ausgeprägten Trockenperioden oder unverhältnismäßig starkem Baumbewuchs zu rechnen. Bei Variante 4 kann eine Durchwurzelung der mineralischen Dichtung nicht ausgeschlossen werden.

Analyse

Die genannten Zahlen gelten nur für den angegebenen Bewuchs. Bei einer geringeren Wurzeltiefe sinkt die Verdunstung, die Infiltration in die Deponie steigt. Die Erklärung dafür liegt im Verhältnis von Oberflächenabfluss zu Verdunstung. Bei nur spärlichem Grasbewuchs oder unbewachsener Oberfläche ist der Oberflächenabfluss groß, die Verdunstung dagegen gering. Mit zunehmendem Bewuchs sinkt der Oberflächenabfluss. Sind die Niederschlagsmengen sehr groß oder ungünstig verteilt, d. h. Starkregenereignisse oder langanhaltende Regenperioden bei niedrigen Temperaturen, kann die Verdunstung den fehlenden Oberflächenabfluss nicht kompensieren. Es sickert mehr Wasser durch die Bodenschichten. Ein bisher ungeklärtes Problem tritt auf, wenn nur Gras- und Strauchbewuchs simuliert wird. Dann sinkt die Verdunstungsmenge auf 0, der gesamte Niederschlag sickert durch die Rekultivierungsschicht. Eine vollständige Durchsickerung der mineralischen Dichtung bzw. ein Aufstau auf der Dichtung wird nur durch den lateralen Abfluss in der Entwässerungsschicht verhindert. Hier liegt offenbar ein Fehler im Programm BOWAHALD vor. Eine Änderung der Schichtmächtigkeit sowohl der Rekultivierungs- als auch der Dichtungsschicht hat keinen Einfluss auf die Sickerwasserspende aus der Abdichtung. Die Unterschiede in der Durchsickerung ergeben sich allein aus dem unterschiedlichen Bewuchs. Diese Tatsache wurde von dem Programmautor DR. DUNGER bestätigt. In BOWAHALD wird die Durchsickerung einer Bodenschicht allein durch den k_f-Wert und die Verdunstung bestimmt. Somit ist es nicht möglich, die Schichtstärken einer Oberflächenabdichtung direkt zu bemessen. Eine mineralische Dichtung z. B., die nicht durchwurzelt wird und aus der folglich kein Wasser verdunstet, weist unabhängig von der Schichtmächtigkeit immer dieselbe Durchsickerungsmenge auf.

5.2.2. Geotextile Entwässerungsschicht

Um die mineralische Dichtung zu entlasten und den lateralen Zwischenabfluss zu erhöhen, wurde die mineralische durch eine geotextile Entwässerungsschicht ersetzt (Variante 5). Die Dränmatte ist nur 2 cm stark, weshalb sich die Gesamtdicke der Oberflächenabdichtung um 28 cm reduziert. Außerdem ist die Durchlässigkeit der Dränmatte um fast 2 Zehnerpotenzen größer als die der mineralischen Entwässerungsschicht, wodurch die Leistungsfähigkeit deutlich größer wird. Ein weiterer Vorteil ist, dass Dränmatten werkseitig mit einer Filterschicht versehen sind, so dass die Entwässerungsschicht vor dem Einschlämmen von Feinteilen gesichert ist. Bei mineralischen Entwässerungsschichten muss entweder der unterste Bereich der Rekultivierungsschicht filterstabil gegenüber der Entwässerungsschicht ausgebildet oder ein zusätzliches Filtervlies eingelegt werden. Durch die Einsparung von Arbeitsgängen und die schnelle Verlegung der Dränmatten wird der Arbeitsaufwand reduziert. Außerdem ist der Einbau witterungsunabhängig. Dränmatten sind aber nur bei Hangneigungen ≤ 1:3 sicher anwendbar. Bei Böschungen, die stärker als 1:3 bis 1:2,5 geneigt sind, ist ihr Einsatz eingeschränkt. Die Standsicherheit muss exakt geprüft werden [EGLOFFSTEIN & BURKHARDT, 2001].

Berechnungsergebnisse und Analyse

Die Berechnung mit BOWAHALD ergibt, dass sich im vorliegenden Fall durch die Dränmatte weder der laterale Abfluss noch die Einsickerung in den Deponiekörper merklich ändern. Die Ergebnisse von V. 2a und 5a sind vollkommen identisch. Bei der stärker bewachsenen Oberfläche sinkt die Durchsickerung mit der Dränmatte um durchschnittlich 1 mm/a. Auch die Monatsspitzen bleiben in Anzahl und Betrag nahezu gleich. Die Sickerwassermenge aus der Oberflächenabdichtung ist also nicht auf eine mangelnde Leistungsfähigkeit der Entwässerungsschicht zurückzuführen. Die Verwendung einer Dränmatte ist nur zu empfehlen, wenn die Gesamtmächtigkeit der Oberflächenabdichtung reduziert werden soll.

5.2.3. Geotextile Tondichtungsbahn

Alternativ zu einer mineralischen Dichtschicht kann eine geotextile Tondichtungsbahn (GTD) eingesetzt werden (Variante 6). Es handelt sich dabei um mechanisch vernadelte geotextile Träger und Deckschichten mit dazwischenliegender Bentonitschicht. Die Bentonitmatten sind nur 1 cm dick, wodurch die Gesamtmächtigkeit der Abdichtung deutlich verringert wird. Außerdem zeichnen sie sich wie die Dränmatten durch einen schnellen, leichten Einbau aus. Durch die Qualitätssicherung bei der Herstellung sind konstante Materialeigenschaften sichergestellt. Der k_f-Wert neuer Bentonitmatten wird mit $1–5 \cdot 10^{-11}$ m/s angegeben. Das Problem besteht in dem nicht vollständig erfassbaren Alterungsverhalten. Untersuchungen von EGLOFFSTEIN (2000) belegen, dass es infolge eines Ionenaustausches im Bentonit zu einer Erhöhung der Durchlässigkeit kommt. Langfristig pegelt sie sich auf einen Endwert von $1{,}2 \cdot 10^{-9}$ m/s ein.
Die geotextilen sind ebenso wie die mineralischen Dichtungsschichten austrocknungsgefährdet. Tondichtungsbahnen verfügen jedoch über ein gewisses Wiedervernässungsvermögen. Dies verursacht kurzfristige Schwankungen der Durchlässigkeit, die mit dem Programm BOWAHALD 2D nicht erfasst werden können. Die Versuche einer Modifizierung des Modells HELP in dieser Richtung [MARKWARDT, 2000] müssen kritisch betrachtet werden. Im vorliegenden Fall wurde in der Simulation für die ersten Jahre nach Fertigstellung der Oberflächenabdichtung eine Durchlässigkeit von $k_f = 3 \cdot 10^{-11}$ m/s angesetzt, für die gealterte GTD der oben genannte Endwert der Durchlässigkeit nach EGLOFFSTEIN (2000) von $1{,}2 \cdot 10^{-9}$ m/s. Um die Gefahr der Austrocknung grundsätzlich auszuschließen, können zweilagige Bentonitmatten verlegt werden, die laut Herstellerangaben austrocknungssicher sind. Zu beachten ist auch, das GTD wie Dränmatten nur bei Neigungen ≤ 1:3 eingesetzt werden können.

Berechnungsergebnisse und Analyse

Durch den ausgesprochen hohen k_f-Wert der neuwertigen Bentonitmatte wird jegliche Einsickerung in den Deponiekörper verhindert, $D_{OA} = 0$. Durch die Alterung der Bentonitmatte steigt die Durchsickerung auf den Wert, der auch von der mineralischen Dichtung in V. 1 erreicht wird. Im langjährigen Mittel gelangen 6 mm/a durch die Oberflächenabdichtung. Die Extrema belaufen sich auf 2–9 mm/a. Die geringfügigen Differenzen zu Variante 1b sind auf die minimalen Unterschiede der Durchlässigkeitsfaktoren (Bentonitmatte = $1{,}2 \cdot 10^{-9}$ m/s, mineralische Dichtung = $1 \cdot 10^{-9}$ m/s) zurückzuführen. Gleicht man die Durchlässigkeitsfaktoren an, sind die Ergebnisse identisch.
Eine Austrocknungsgefahr besteht für die Bentonitmatte nicht. Selbst in dem Fall, dass die Evaporationstiefe 1,9 m und somit die GTD erreicht, sinkt deren Wassergehalt auf minimal 64,4 Vol.%, was weit über dem Welkepunkt von 40 Vol.% liegt.

EGLOFFSTEIN (2000) empfiehlt die Kombination von Bentonitmatten mit geotextilen Entwässerungssystemen, da Entwässerungsschichten mit $k_f \approx 10^{-1}$ statt 10^{-3} m/s die Wirksamkeit der GTD wesentlich erhöhen. Im vorliegenden Fall trifft das nicht zu (V. 6c). Eine Dränmatte verringert die Sickerwassermenge unter der GTD maximal um 0,8 mm/a. Die Variante ist lediglich insofern interessant, als dass es sich dabei um eine sehr dünne, platzsparende Abdichtung handelt.

5.2.4. Kapillarsperre

Als Alternative zur Regelabdichtung der TASI werden zunehmend Kapillarsperren eingesetzt. Sie setzen sich aus einer Kapillarschicht und einem Kapillarblock zusammen, über denen eine Wasserhaushaltsschicht ausgebildet wird. Eine Kapillarsperre funktioniert nach dem Prinzip, dass versickerndes Wasser in der Kapillarschicht gehalten wird und lateral auf der Schichtgrenze zum Kapillarblock abfließt. Voraussetzung für die abschirmende Wirkung ist das Vorhandensein eines deutlichen Porengrößensprungs an der Schichtgrenze zwischen Kapillarschicht und Kapillarblock. Die Leistungsfähigkeit der Kapillarsperre wird über die laterale Dränkapazität [l/m·d] definiert, welche von den Materialeigenschaften des Kapillarblocks und der Kapillarschicht sowie der Böschungsneigung abhängt. Eine Kapillarsperre kann nur bei geneigten Deponieoberflächen eingesetzt werden. Das Mindestgefälle beträgt 8° (1:7), das Maximalgefälle aufgrund der Standsicherheit ca. 22° (1:2,5). Eine weitere Voraussetzung ist, dass die Setzungen und die Gasproduktion der Deponie gering oder bereits vollständig abgeklungen sind. Gegebenenfalls müssen zusätzlich Gasdränelemente eingesetzt werden. Außerdem muss die Hang- bzw. Abschlagslänge z. B. durch Zwischenrigolen begrenzt werden.
Die Kapillarschicht besteht aus einer mindestens 40 cm dicken Lage Fein- bis Mittelsand, während für den Kapillarblock Kies gewählt wird. Alternativ zu dem 20–30 cm starken Kapillarblock kann auch eine Kapillarblockbahn (KBB) eingesetzt werden. Es handelt sich hierbei um eine ca. 2 cm dicke Bahn aus einem beidseitig beschichteten PEHD-Doppelabstandsgewebe, in das der erforderliche Kies eingefüllt wird. Bei Verwendung einer Kapillarblockbahn entfällt das Geotextil, welches teilweise zur Sicherung der Filterstabilität zwischen Kapillarschicht und -block eingebaut wird. Die Wasserhaushaltsschicht soll den einsickernden Niederschlag zur Evapotranspiration zwischenspeichern bzw. gleichmäßig an die Kapillarsperre abgeben.

Das Problem bei der Berechnung der Kapillarsperre besteht darin, dass die zweidimensionale, ungesättigte Wasserbewegung in der Kapillarschicht weder mit HELP noch mit BOWAHALD abgebildet werden können. DUNGER schlägt für diesen Fall vor, die Wasserhaushaltsschicht mit BOWAHALD zu berechnen und die austretende Wassermenge als Eingangsgröße für kapillarsperrengeeignete Programme wie SIWAPRO zu benutzen. Eine andere Möglichkeit liefert V. D. HUDE (2000). Er gliedert die Kapillarschicht in einen vertikal und einen lateral durchströmten Anteil. Um ein geschlossenes System zu erhalten bzw. den Abfluss auf der Schichtgrenze zum Kapillarblock zu simulieren, wird das Modell durch eine KDB begrenzt. Die so berechnete Absickerung aus der Rekultivierungsschicht stellt die Belastung der Kapillarsperre dar, welche mit der maximalen lateralen Dränkapazität verglichen werden kann. Feldversuche der TU Darmstadt und der Universität Hamburg ergaben bei Neigungen von 1:3,7 bis 1:5 maximale laterale Dränkapazitäten von 70–100 l/(m·d). Bei einer Neigung von 1:3 kann die Dränkapazität mit ≤ 116 l/(m·d) angesetzt werden. Dies ergibt bei einer Böschungslänge von 50 m eine zulässige Beaufschlagung von 2,3 mm/d.

Berechnungsergebnisse und Analyse

Die Berechnung mit BOWAHALD erfolgte nach dem Verfahren von V.D. HUDE. Anhand der Tageswerte des lateralen Zwischenabflusses auf dem Kapillarblock wurden die Tage ermittelt, an denen die Belastung die maximale Dränkapazität übersteigt. Nach Abzug der abführbaren Wassermenge verbleibt die klimatische Sickerwasserspende in den Deponiekörper. Bei der aktuellen Böschungslänge von 50 m und einer Hangneigung von 1:3 sickern durchschnittlich 236 mm/a durch die unbewachsene (Variante 7a) und 221 mm/a durch die bewachsene Deponieabdichtung (Variante 7b). Durch Verkürzung der Böschung auf 25 m reduziert sich die Sickerwassermenge infolge der erhöhten Dränkapazität von 4,6 mm/d auf ca. 154 mm/a (Variante 7c,d).
Es fällt auf, dass durch den zunehmenden Bewuchs die jährliche Belastung der Kapillarschicht teilweise ab- und teilweise zunimmt, so dass das mehrjährige Mittel der bewachsenen und der unbewachsenen Kapillarsperre bei V. 7 gleich ist. Wird die Rekultivierungsschicht auf 2 m verstärkt (Variante 8), ist das langjährige Mittel der Durchsickerung sogar größer als der Anfangswert. Zwar sinkt die Wassermenge, die nicht von der Kapillarsperre abgeführt werden kann, bei der jungen Oberflächenabdichtung auf 145 mm/a. Sie erhöht sich aber durch die stärkere Bepflanzung wieder auf die 149 mm/a. Ähnliche Werte treten auch bei einer Änderung der Hangneigung von derzeit 1:3 auf 1:2,5 (Variante 9) auf. Bei einer Dränkapazität von 5 mm/a und einer 1,5 m mächtigen Rekultivierungsschicht sickern anfangs 148 mm/a, später 152 mm/a in den Deponiekörper.
Der Grund für dieses Phänomen liegt in dem unter Abschn. 5.2.1 beschriebenen Problem, dass bei der rekultivierten Abdichtung nahezu kein Oberflächenabfluss berechnet wird. Die Niederschläge am Standort

Wiesbaden sind aber häufig so reichlich, dass der fehlende Oberflächenabfluss nicht allein durch die höhere Evapotranspiration ausgeglichen werden kann. Bei einer Vergleichsrechnung mit dem Standort Erfurt wurde die Einsickerung durch den Bewuchs deutlich reduziert.

Eine deutliche Entlastung der Kapillarsperre erfolgt durch die Änderung der aufgebrachten Rekultivierungsschicht. Wird die Kapillarsperre von einer 2 m starken Schicht mitteldicht gelagerten Schluffs bedeckt, dringen nur noch 40–177 mm/a, im Mittel 68 mm/a in den Deponiekörper ein (Variante 10). Dies gilt, solange nur spärlicher Grasbewuchs die Oberfläche bedeckt (V.10a). Auch bei dieser Form der Wasserhaushaltsschicht steigt die Sickerwassermenge mit zunehmendem Bewuchs (V. 10b). Zwar lässt sich das Maß durch Variation der Wurzeltiefen bis zu einem gewissen Grad steuern, der Ausgangswert wird aber nie unterschritten. Selbst auf dem Südhang, der die maximale Verdunstung aufweist, kann der mangelnde Oberflächenabfluss nicht durch die Evaporation kompensiert werden. Am geringsten ist die Belastung der Kapillarsperre bei einer vegetationslosen Oberfläche (V10c). Hierbei beträgt die Durchsickerung im Mittel nur 12 mm/a.

Das Bild wird durch die alleinige Betrachtung einer Folge sehr feuchter Jahre am Standort Wiesbaden verfälscht. Es ist jedoch nicht möglich, die Monatswerte von 1992–1995 einzubeziehen, da keine Tagesergebnisse ausgegeben werden können. Eine monatliche Auflösung des Abflussverhaltens ist aber zu grob. Die monatliche laterale Dränkapazität der Kapillarsperre kann nicht als Summe der täglichen Werte betrachtet werden. In diesem Fall könnte die Kapillarsperre mindestens 140 mm/mon ableiten. Diese Belastung wird selbst in den betrachteten regenreichen Jahren nie überschritten.

5.2.5. Vergleich der Oberflächenabdichtungssysteme

Wie die Berechnung mit dem Wasserhaushaltsprogramm gezeigt hat, stellt keine der getesteten Oberflächenabdichtungssysteme eine befriedigende Lösung dar.

Durchsickerung

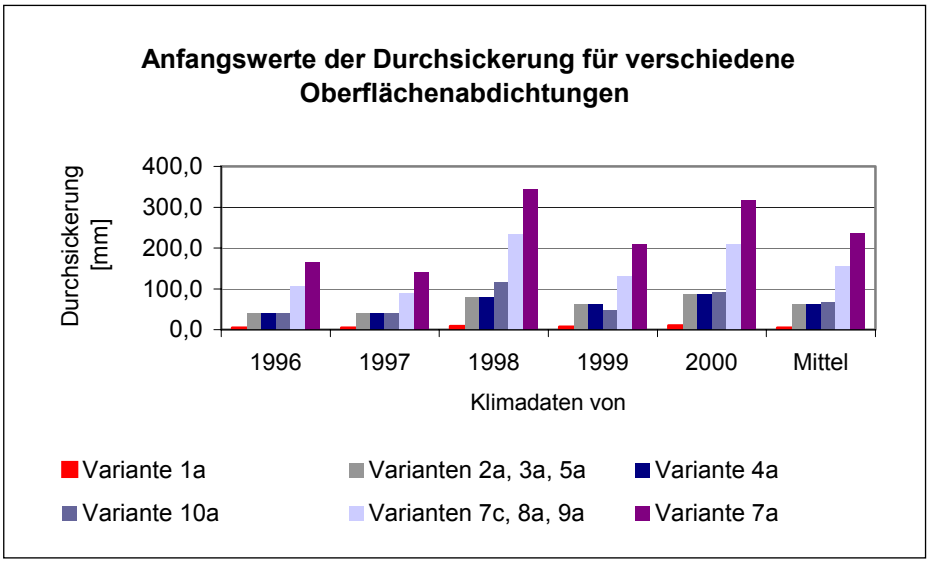
Die höchsten Durchsickerungsraten ergeben sich für die Kapillarsperre. Dies ist zum Teil auf die mangelhafte Simulation des Systems mit dem Programm BOWAHALD zurückzuführen. Die Vorgänge in der Rekultivierungsschicht werden aber durchaus realistisch dargestellt. Selbst wenn die angestrebte Anfangsdurchsickerung erreicht wird, ist eine spätere Reduzierung entsprechend dem Wasserbedarf nicht möglich. Aus diesem Grund kann eine Kapillarsperre nicht befürwortet werden.
Bei einer mineralischen Abdichtung nach TASI mit verstärkter Rekultivierungsschicht ist der Endwert der Durchsickerung mit 4,8 mm/a nahezu optimal. Die geringen Wassermengen in der Anfangsphase sind aber bei weitem nicht ausreichend, um die Gasproduktion aufrecht zu erhalten. Die Deponie wird eingekapselt, bevor eine Stabilisierung stattgefunden hat. Angesichts dessen ist die Variante 1 nicht zu empfehlen. Gleiches gilt für die Lösungen mit geotextilen Tondichtungsbahnen (V. 6). Sie weisen dieselben Durchsickerungsraten wie die TASI-Abdichtung auf.
Erhöht man die Durchlässigkeit der mineralischen Dichtschicht von $k_f = 10^{-9}$ auf 10^{-8} m/s, kann die Einsickerungsmenge in den Anfangsjahren auf durchschnittlich 62 mm/a erhöht werden. Durch eine speziell abgestimmte Wasserhaushaltsschicht sinkt diese in den Folgejahren im Mittel auf 50 mm/a. Somit scheint Variante 2 im Vergleich am besten geeignet, eine Stabilisierung des Müllkörpers zu erreichen.
Durch eine Rekultivierungsschicht von d > 1,5 m verringert sich die Durchsickerungsrate nur minimal. Eine 1 m mächtige Rekultivierungsschicht ist hingegen nicht ausreichend. Folglich entfallen die Varianten 3 und 4.

Austrocknung, Durchwurzelung und weitere Kriterien

Laut BOWAHALD kommt es bei keiner Varianten zu einer Austrocknung der Dichtungsschicht. Bei Variante 4 besteht aber die Gefahr einer Durchwurzelung von Entwässerungs- und Dichtungsschicht. U. U. tritt das Problem schon bei üppigem Kraut-, spätestens aber bei Strauchbewuchs auf.
Die Setzungen auf der Deponie II sind weitgehend abgeschlossen, und das Gas wird über vertikale Gasbrunnen gefasst. Aufgrund dieser Kriterien ist keine der Abdichtungsformen auszuschließen.

Eine starke Hangneigung wirkt sich zwar positiv auf die Leistungsfähigkeit einer Kapillarsperre aus, die derzeitige Neigung von 1:2 muss aber verringert werden. Bereits bei einem Gefälle von 1:2,5 werden zusätzliche Maßnahmen zur Erhöhung der Standsicherheit notwendig (z. B. Geotextilien, vermehrt Zwischenrigolen etc.). Rein mineralische Oberflächenabdichtungen können bei Hangneigungen bis 1:2,5, eventuell sogar bis > 1:2 eingesetzt werden [EGLOFFSTEIN & BURKHARDT, 2001].

Zusammenfassend sind die Ergebnisse aller berechneten Varianten in Abb. 5.2.2 und 5.2.3 graphisch dargestellt. Die zugehörigen Zahlenwerte enthält Anlage 8.



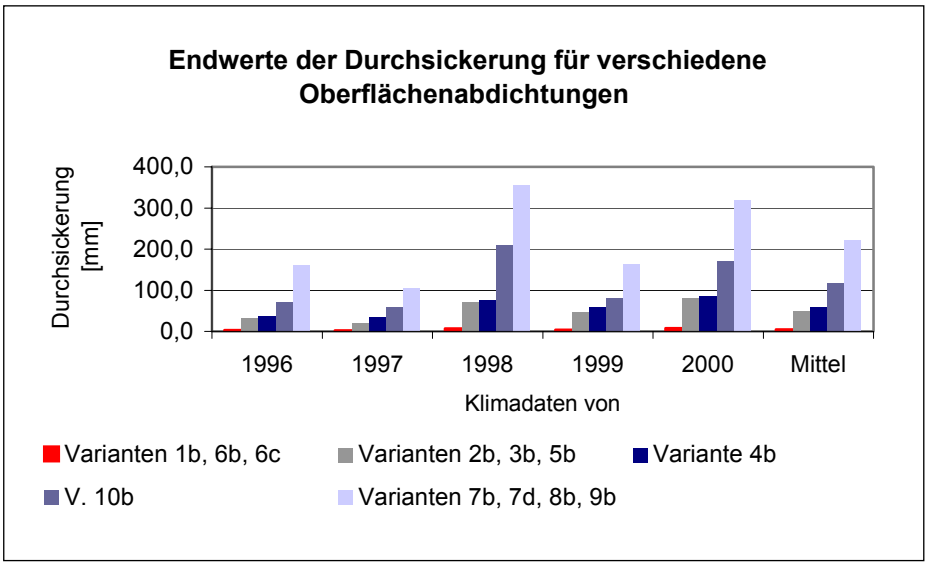


Abb. 5.2.2 Durchsickerung in den ersten Jahren nach Fertigstellung der Oberflächenabdichtung bei verschiedenen Varianten

Abb. 5.2.3 Durchsickerung nach vollständiger Ausbildung des Bewuchses bei verschiedenen Varianten

5.3. Diskussion einer Vorzugslösung

5.3.1. Passive Stabilisierung mit einer endgültigen Oberflächenabdichtung

Aus der bisherigen Betrachtung heraus kommt die mineralische Abdichtung mit einen k_f-Wert von $1 \cdot 10^{-8}$ m/s und einer 1,5 m mächtigen Wasserhaushaltsschicht den unter Abschn. 5.1 genannten Forderungen am nächsten. Allerdings ist die Enddurchsickerung zu hoch.
Es muss beachtet werden, dass zum Vergleich der verschiedenen Oberflächenabdichtungen bisher nur die niederschlagsreichen Jahre (Klimadaten 1996–2000) und die Verhältnisse am Nordhang betrachtet wurden. Damit konnte die maximal mögliche Infiltrationsmenge bestimmt werden. Ein reales Bild entsteht erst, wenn auch trockenere Jahrgänge einbezogen und die Einsickerungsmengen aller Deponieflächen unter Berücksichtigung der schon geplanten Nordhangabdichtung erfasst werden (Anlage 9.1).
So ergibt sich, dass in den ersten Jahren nach Fertigstellung der Oberflächenabdichtung nach Variante 2 durchschnittlich 36 mm/a in den Deponiekörper einsickern. In regenreichen Jahren liegt das Maximum bei 68 mm/a, das Minimum in Trockenjahren bei 15 mm/a. Mit fortschreitendem Bewuchs auf der Rekultivierungsschicht und dem zunehmenden Bau der Nordhangabdichtung gelangen im Mittel nur noch 18 mm/a in den Deponiekörper. Die Extrema belaufen sich auf 45 bzw. 5 mm/a. Im langjährigen Mittel wird der Zielwert $D_{OA} \leq 30$ mm/a in 15–20 Jahren eingehalten. Er wird nur ca. 2mal in 9 Jahren überschritten. Es ist nicht möglich, die Infiltration noch weiter zu reduzieren. Somit kann der Endwert $D_{OA} = 0$ nicht erreicht werden.
Die Abdichtungsvariante ist hinsichtlich der Zielsetzung

- Anfangsdurchsickerung entsprechend dem Wasserbedarf $D_{OA} \leq 70$ mm/a in 5–10 bzw. $D_{OA} \leq 30$ mm/a in 15–20 Jahren und
- Enddurchsickerung in spätestens 50 Jahren $D_{OA} = 0$

wie folgt zu bewerten:

1. Die Anfangsdurchsickerung beträgt nur etwa die Hälfte des Grenzwertes. Mit nur 36 mm Durchsickerung pro Jahr kann die Gasproduktion kaum aufrecht erhalten werden. Wenn das Defizit nicht durch den Wasserspeicher der Abfälle ausgeglichen wird, ist mit einem Rückgang der abführbaren Gasmengen zu rechnen. Der Stabilisierungsprozess der Deponie findet sehr langsam und unvollständig statt.
2. Die Durchsickerung kann durch den zunehmenden Bewuchs zwar merklich reduziert, aber nicht vollständig verhindert werden. In der Relation bedeutet eine Infiltrationsmenge 18 mm/a allerdings nur eine Erhöhung des Wassergehaltes im Müllköper von weniger als 0,04 Vol.% FS. Dies führt zu keinem nennenswerten Sickerwasseraufkommen.

Ein Problem besteht darin, dass durch die fast undurchlässige Nordhangabdichtung die Einsickerung auf den einzelnen Deponieflanken sehr unterschiedlich ist. Auf die Nordseite gelangt nur noch Wasser, welches durch das Deponieplateau infiltriert. Da das Wasser innerhalb des Müllkörpers nicht verteilt werden kann, wird der Abbauprozess lokal eingestellt.

Wird diese Lösung als endgültige Oberflächenabdichtung gewählt, ist nur eine stark eingeschränkte Gasnutzung möglich. Das Ziel eines stabilen Deponiekörpers wird teilweise erreicht. Dadurch dass der Sickerwasseranfall an der Basis nie vollkommen eingestellt wird, ergibt sich ein quasi unendlicher Nachsorgezeitraum. Die Sickerwasserreinigung kann erst eingestellt werden, wenn der Schadstoffgehalt den gesetzlichen Grenzwerten entspricht.
Aus diesem Grund sollte über eine Modifikation der Variante 2 unter folgenden Gesichtspunkten nachgedacht werden:

- eine höhere und möglichst steuerbare Infiltrationsmenge in den ersten Jahren der Oberflächenabdichtung,
- eine weitere Reduzierung der Durchsickerung nach Abschluss des biologischen Abbaus sowie
- eine bessere Verteilung des Niederschlagswassers in der Deponie.

Diese Ziele sind am Standort Wiesbaden nicht mit einer endgültigen Oberflächenabdichtung zu erreichen. Es ist unumgänglich, zunächst eine temporäre Abdeckung aufzubringen, die nachfolgend zu einer dauerhaften Abdichtung ausgebaut wird.

5.3.2. Passive Stabilisierung mit temporärer Abdeckung - Vorzugslösung

Am besten wird das Wasser innerhalb der Deponie verteilt, welches vom Plateau aus zugeführt wird. Eine Möglichkeit dazu ist, das Plateau der Deponie II mit einer Reihe Sickergräben zu profilieren. In diesen sammelt sich Niederschlagswasser und infiltriert langsam durch die Oberflächenabdichtung. Niederschlagsspitzen werden ebenso wie Trockenperioden ausgeglichen. Bei einem Überangebot werden die Gräben überflutet und das überschüssige Wasser in das Regenrückhaltebecken eingeleitet.
Wenn der biologische Abbauprozess weitgehend abgeschlossen ist und kein wesentlicher Wasserbedarf im Deponiekörper mehr besteht, baut man die Rinnen zurück und bringt die endgültige Oberflächenabdichtung auf dem Plateau auf.
Es bleibt die Frage, ob zu diesem Zeitpunkt nur das Plateau verändert werden muss oder die gesamte Deponieoberfläche. Beispielsweise wäre denkbar, von Beginn an im unteren Bereich der Deponieflanken eine weniger durchlässige Dichtung analog Variante 1 aufzubringen. Die verringerte Durchsickerung der Hangflächen in den ersten Jahren wird durch die höhere Infiltration am Plateau ausgeglichen (s. Abb. 5.3.1 und 5.3.2).

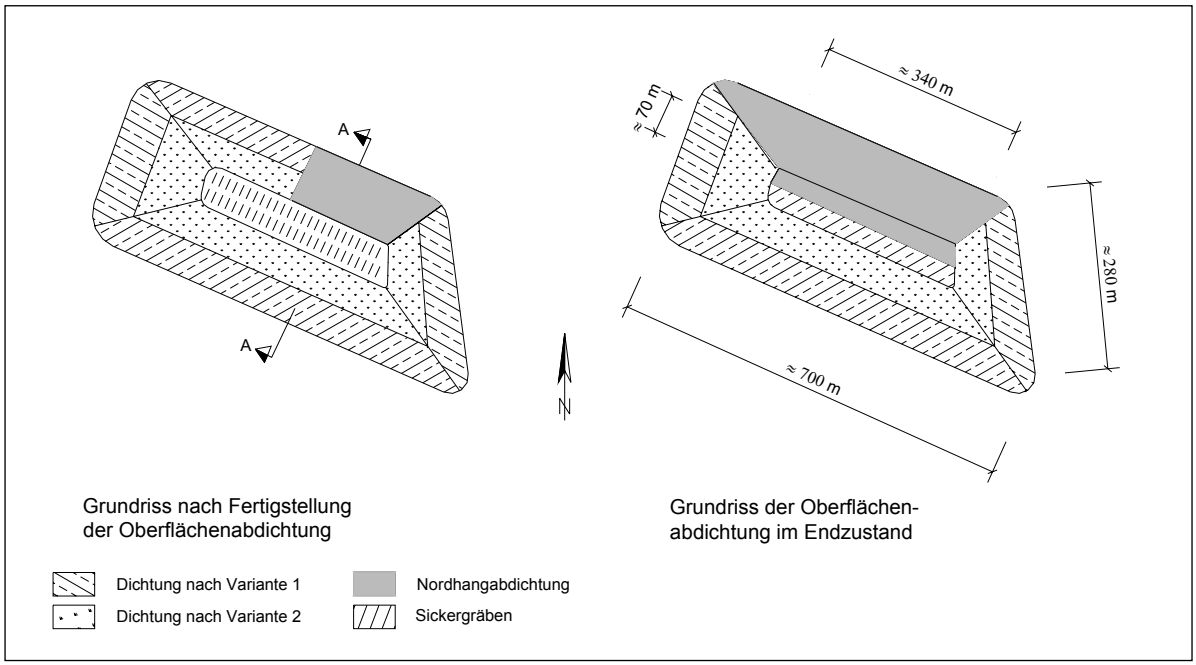


Abb. 5.3.1 Grundrisse der Deponie II nach Fertigstellung der Oberflächenabdichtung bzw. im Endzustand

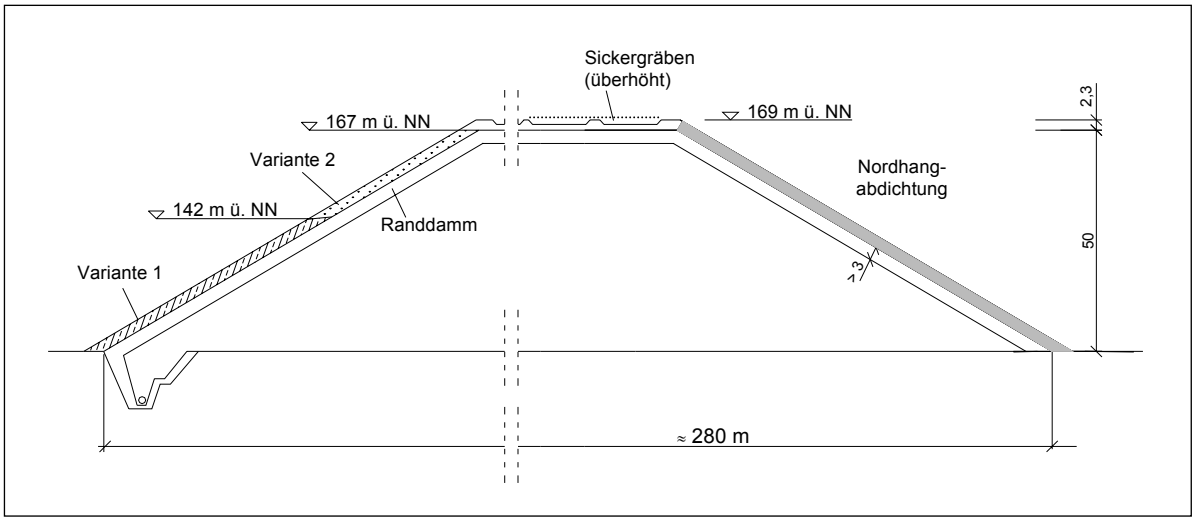


Abb. 5.3.2 Schnitt A-A durch die Deponie II

Im Endzustand wird der Nordhang sowie das halbe Plateau von der Nordhangabdichtung bedeckt. Eventuell ist es möglich, diese auf die gesamte Hochebene auszudehnen. Der Bereich, der nicht vom Deponieabschnitt III überdeckt wird, ist dann nur durch eine Entwässerungs- und Rekultivierungsschicht analog der Deponieflanken zu ergänzen. Andernfalls wird die verbleibende Plateaufläche wie Variante 1 ausgebildet. Es verbleiben dann etwa 30 % der gesamten Deponiefläche mit einer Abdichtung nach Variante 2. Die Infiltration beträgt in diesem Fall ca. 10 mm/a (s. Anlage 9.2).

Vor- und Nachteile

Die Verteilung des Wassers im Müllkörper wird gegenüber der ursprünglichen Variante 2 verbessert und die Anfangsdurchsickerung erhöht. Der konkrete Zahlenwert dafür kann mit BOWAHALD nicht berechnet werden. Der Endwert der Durchsickerung von 10 mm/a ist sehr gering. Er entspricht einer Wassergehaltsänderung von 0,02 Vol.% FS im gesamten Müllkörper, kann also nahezu vernachlässigt werden.
Zu den Vorteilen der beschriebenen Abdichtungsvariante zählt außerdem, dass das Material für die mineralische Dichtung in Wiesbaden leicht zu beschaffen ist. Die Region ist reich an Lößlehmen, die sich bei entsprechendem Einbau gut als Dichtungsmaterial eignen.

Ein Nachteil liegt in dem schwierigen Anschluss an das Kieselrotlager auf dem Deponieplateau. Außerdem schreitet der biologische Abbau wie bei jedem passiven Stabilisierungsverfahren nur langsam voran. Dies führt u. U. dazu, dass die Deponie III ihre volle Verfüllhöhe erreicht, noch bevor der Abbauprozess der Deponie II beendet ist. Dementsprechend muss das Grabensystem auf dem Plateau vorzeitig zurückgebaut werden.

Zusammenfassend kann die beschriebene Variante mit temporären Sickergräben auf dem Plateau als Vorzugslösung betrachtet werden. Trotz gewisser Abstriche ist sie gut geeignet, die sich aus dem Wasserhaushalt ergebenden Forderungen an eine Oberflächenabdichtung zu erfüllen. Daher sollen einige bauliche Anforderungen detaillierter dargestellt werden.

Ausführung

Auf dem Plateau wird eine 50 cm mächtige mineralische Dichtungsschicht mit einem k_f-Wert von 10^{-9} m/s und darauf eine Rekultivierungsschicht von 1 m aufgebracht. Bei einer durchlässigeren mineralischen Dichtung infiltriert zu viel Wasser, wenn keine Entwässerungsschicht vorhanden ist.
An die Rekultivierungsschicht sind nicht so hohe Anforderungen zu stellen wie auf den Deponieflanken, da sie nur als Schutzschicht für die mineralische Dichtung fungiert. Anschließend werden in die Oberfläche etwa 40–50 cm tiefe und 1 m breite Gräben gefräst. Es empfiehlt sich eine Ausrichtung parallel zur Ost- bzw. Westseite des Plateaus und eine Teilung der Rinnen, so dass eine Vielzahl kurzer Gräben entsteht. Bei langen Rinnen besteht die Gefahr, dass sich bei Setzungen etc. ein Gefälle ausbildet, wodurch das Wasser ungleichmäßig verteilt wird oder oberflächlich abfließt. Die Rinnen sollten regelmäßig gesäubert und von größerem Bewuchs freigehalten werden.
Nach Ende des biologischen Abbaus wird die Rekultivierungsschicht entfernt und die oberste Schicht der mineralischen Dichtung erneuert. Darauf bringt man eine Entwässerungs- und eine neue Rekultivierungsschicht analog Variante 1 auf.

Die unterschiedliche Durchlässigkeit im oberen und unteren Bereich der Deponieflanken kann z. B. durch die Wahl geeigneter Erdstoffe, das Mischen verschiedener Materialien oder unterschiedliche Einbaubedingungen (Verdichtung, Einbauwassergehalt) erzielt werden.

Die aufgeführten Ergebnisse aus der Berechnung mit BOWAHALD gelten nur unter der Voraussetzung, dass auf der Rekultivierungsschicht eine gemischte Bepflanzung aus Gras, Sträuchern und Bäumen mit genau den für die Simulation verwendeten Parametern aufgebracht wird. Durch die abgestufte Wurzelverteilung wird eine maximale Evapotranspiration erreicht. Entwickelt sich der Bewuchs nicht im geplanten Umfang, sickert zu viel Wasser in die Deponie. Bei einer zu starken Ausbreitung der Bäume und Sträucher entsteht die Gefahr der Durchwurzelung von Entwässerungs- und Dichtungsschicht. Folglich beschränken sich die Kosten für die Rekultivierung der Deponieoberfläche nicht allein auf die Anpflanzung. Auch nach Pflanzenschluss entstehen Pflegekosten, die mit denen extensiv genutzter Forstflächen vergleichbar sind [MAIER-HARTH & MELCHIOR, 2000].
WATTENDORF & SOKOLLEK (2000) stellen detailliert die Belange eines standortgerechten Bewuchses dar. Dieser sollte in Zusammenarbeit mit einem Landschaftspfleger oder Forstwissenschaftler ausgewählt werden. Prinzipiell empfehlen sich Gehölze mit hoher ganzjähriger Interzeption, geringer Wurzelaggressivität und Windwurfanfälligkeit sowie langer Lebensdauer [MAIER-HARTH & MELCHIOR, 2000]. Dieses sind z. B. Eibe, Buchsbaum, Grau-Erle oder Birke. Zwischen den Gehölzen und bis zu deren vollständiger Ausbildung sorgen Gräser, Wiesen- und Wildkräuter (Schafgarbe, Pastinak, Klatschmohn) sowie Ruderalpflanzen (wachsen auf stickstoffreichen Schuttplätzen) wie Hundkamille oder Wilde Möhre für eine vollständige Bodenbedeckung. Im ersten Jahr nach Fertigstellung der Oberflächenabdichtung sollten einjährige Pflanzen mit einer hohen Wurzelaktivität und bodenverbessernden Eigenschaften, z. B. Wicke, Senf oder Steinklee angesät werden [FEIN & MANZ, 2000]. Bei der Auswahl der Bepflanzung stehen landschaftspflegerische Gesichtspunkte nicht im Vordergrund. In der Nähe der Deponie II in Wiesbaden befindet sich aber ein Flugfeld, weshalb die Baumhöhe begrenzt werden muss.

Neben dem Faktor Bewuchs ist eine funktionierende Wasserhaushaltsschicht stark von den verwendeten Erdstoffen und einem sorgfältigen Einbau abhängig. Der Aufwand hierfür entspricht in etwa dem beim Bau einer mineralische Dichtungsschicht.

5.3.3. Weitere Kriterien

Die Anforderungen des Wasserhaushaltes, nach denen die verschiedenen Formen von Oberflächenabdichtungen bisher beurteilt wurden, werden von der oben beschriebenen Vorzugslösung erfüllt. Die Umsetzungsprozesse im Deponiekörper werden aufrecht erhalten, so dass langfristig eine Stabilisierung eintritt. Dabei ist der Sickerwasseranfall an der Basis nur gering bis nicht vorhanden.
Es müssen aber zwei zusätzliche Kriterien in die Diskussion einbezogen werden:

1. die gesetzliche Forderung der TASI und der AbfAblV, wonach auf alle Deponien der Klasse II eine Kombinationsdichtung aus mineralischer Dichtung und KDB oder eine gleichwertige Konvektionssperre aufgebracht werden muss
2. die Gefahr von eindringendem Grundwasser durch die Basis der Deponie II

Die TA Siedlungsabfall, die durch die AbfAblV vom 20.02.2001 Gesetzescharakter erlangt hat, fordert eine vollkommende Vermeidung von Deponieemissionen. Besonders das Auftreten von Sickerwasser soll durch die Einkapselung der Abfälle verhindert werden. Auch wenn dieses Prinzip umstritten ist, und von vielen Experten Alternativen diskutiert werden [z. B. STEGMANN ET AL., 2001], sind die Genehmigungsbehörden und Deponiebetreiber an die derzeitige Regelung gebunden.

Die Kernfrage bleibt der Zeitpunkt, zu dem die Kombinationsdichtung aufgebracht wird, da auch von Seiten der zuständigen Behörde die Meinung vertreten wird, dass vor der Konservierung eine Stabilisierung der eingelagerten Abfälle notwendig ist.
Die Entscheidung hängt von den Standortbedingungen in Wiesbaden und vom Gefahrenpotential der Deponie II ab. Letzteres definiert sich wesentlich über eine mögliche Beeinträchtigung des Grundwassers.
Auf dem Gelände der Deponie herrscht ein hoher Grundwasserstand. Die Basis der Deponie II bindet teilweise in einen Grundwasserleiter ein. Durch die Stilllegung eines benachbarten, derzeit noch betriebenen Kalksteinbruchs erhöht sich der Grundwasserpegel u. U. noch weiter. Bisher ist die Deponiebasis ausreichend dicht, um einen Eintrag von Grundwasser in und einen Austrag von Schadstoffen aus der Deponie zu verhindern. Die Dauerhaftigkeit der Basis ist jedoch beschränkt und kann nur schwer beurteilt werden. Um eine Gefährdung des Grundwassers auszuschließen, muss der biologische Abbau in jedem Fall vor dem Versagen der Deponiebasis abgeschlossen sein. Die Vorzugslösung in Form einer passiven Infiltration durch Sickerrinnen ist demnach unter zwei Bedingungen genehmigungsfähig:

1. Die Deponiebasis wird durch chemische–physikalische Wechselwirkungen mit den Deponieemissionen nicht so stark geschädigt, dass ein Stoffaustausch mit dem Grundwasser vor der Stabilisierung der Abfallstoffe stattfindet.
2. Nach Abschluss des biologischen Abbaus wird die Deponieoberfläche vollständig mit der Kombinationsdichtung nach TASI oder einem gleichwertigen, zugelassenen System bedeckt.

5.3.4. Passive Stabilisierung mit Oberflächenabdichtung nach TASI

Um Anforderung 2 zu erfüllen, ist die Vorzugslösung nur dahingehend abzuwandeln, dass nach dem Rückbau des Grabensystems nicht allein auf dem Plateau, sondern auch auf den Deponieflanken (außer dem Nordhang) ein neues Oberflächenabdichtungssystem entsprechend der TASI aufgebracht wird. Außerdem entfällt die unterschiedliche Ausbildung der Deponieflanken bei der temporären Abdeckung. Alle Flächen erhalten zunächst die mineralische Dichtung mit $k_f = 1 \cdot 10^{-8}$ m/s.
Später müssen die Rekultivierungs- und die Entwässerungsschicht entfernt und eine neue mineralische Dichtung mit einem k_f-Wert $\leq 1 \cdot 10^{-9}$ m/s eingebaut werden. Möglicherweise kann deren Schichtdicke verringert bzw. ein Teil der Dichtung aus bentonitvergütetem Recyclingmaterial gefertigt werden. Weiterhin muss laut der derzeitigen gesetzlichen Forderungen eine Kunststoffdichtungsbahn auf der mineralischen Dichtung verlegt werden. Mögliche Alternativen wie z. B. Geotextile Tondichtungsbahnen sind mit der zuständigen Genehmigungsbehörde abzustimmen.

5.3.5. Aktive Stabilisierung

Ist es nicht möglich, eine Beeinträchtigung des Grundwassers auf lange Sicht auszuschließen, muss der biologische Abbau beschleunigt werden.

Möglichkeiten dazu bieten verschiedene Belüftungs- und Bewässerungsverfahren. Bei einem Belüftungsverfahren muss ein Überdruck in der Deponie aufgebaut werden. Dies erfordert eine ausgesprochen dichte Deponieoberfläche und ist insgesamt technisch aufwendig. Dieses Verfahren soll daher nur erwähnt werden.
Die technisch einfachste Lösung der Bewässerung ist eine gezielte Versickerung auf dem Plateau der Deponie. Diese Methode ähnelt der bisherigen Vorzugslösung. Ein Unterschied besteht darin, dass in den Rinnen auf dem Deponieplateau Bewässerungsleitungen verlegt werden. Durch die Leitungen wird dem Deponiekörper gezielt Wasser aus der Grundwasserreinigung oder dem Regenrückhaltebecken zugeführt. In der Literatur finden sich Ansätze, behandeltes Sickerwasser zur Bewässerung zu nutzen. Dies hat aus chemisch-biologischer Sicht Vorteile und fördert den Abbauprozess zusätzlich. Im Hinblick auf Inkrustationen der Bewässerungsleitungen ist dieses Verfahren jedoch kritisch zu prüfen.
Als temporäre Abdeckung wird auf der gesamten Deponie das System nach Variante 2 aufgebracht. Dies ermöglicht eine zusätzliche flächenhafte Einsickerung von Wasser. Der Nachteil der durchlässigen Abdeckung ist zwar, dass der Eintrag unkontrolliert stattfindet. Da die Infiltration über die Flanken aber geringer ist als der Wasserbedarf der Deponie, kann die Wasserzufuhr insgesamt über die Regelung der Bewässerungsanlage gesteuert werden.
Die endgültige Oberflächenabdichtung wird wie unter Abschn. 5.3.4 beschrieben ausgeführt.

Wenn eine Bewässerung notwendig ist, sollte dieses vergleichsweise einfache flächenhafte System für die Deponie II ausreichen. Aufwendiger sind vertikale Bewässerungsverfahren, z. B. über Schottersäulen oder Packer. Obwohl das Wasser punktuell eingetragen wird, kann es besser in verschiedene Ebenen des Deponiekörpers verteilt werden. Eine ausführliche Diskussion und Auswahl der verschiedenen aktiven Belüftungs- oder Bewässerungsverfahrens soll aber nicht Bestandteil der vorliegenden Arbeit sein.

Vor- und Nachteile

Die Vorteile der aktiven Bewässerung liegen darin, dass der Abbauprozess steuerbar ist und sehr schnell abläuft. Bei einer gekonnten Gestaltung des Bewässerungssystems ist es möglich, Präferenzbahnen zu umgehen und so einen effektiven, vollständigen Abbau zu erreichen. Das Gaspotential wird optimal genutzt.
Um ein Bewässerungssystem zu steuern, ist es außerdem notwendig, Wasserstandmesser im Deponiekörper zu installieren. Dies ermöglicht schon im Vorab einen Überblick über den Zustand, d. h. Wassergehalt des Müllkörpers an verschiedenen Stellen.

Diesen Vorteilen stehen mehrere Nachteile gegenüber:

- Die Sickerwasserfassung und damit auch die -reinigungsanlage werden stark belastet. In Abstimmung mit der Genehmigungsbehörde muss also entschieden werden, ob die derzeitige Schwachstelle, die Sickerwasserreinigungsanlage noch über die jetzt geplanten 400 m³/d erweitert werden kann.
- Durch den schnellen, verstärkten Abbauprozess entstehen größere Setzungen, u. U. sogar Sackungen, die Schäden an der Oberfläche verursachen. Demzufolge muss auch bei diesem Verfahren zunächst eine temporäre Abdeckung aufgebracht werden, die nach Abschluss der Setzungen erneuert wird.
  Außerdem wirken sich die Setzungen negativ auf die Dichtung des Kieselrotlagers auf dem Deponieplateau aus.
- Durch den vermehrten Wasserzutritt in den Müllkörper besteht die Gefahr, dass Sperrschichten überfrachtet werden. Ein Grundbruch des Müllkörpers ist nicht ausgeschlossen.
- Für die Versickerung muss Wasser auf das Deponieplateau gepumpt werden. Dies bedingt einen hohen Energieverbrauch. Möglicherweise lässt sich dieser durch alternative Energieträger wie Sonne oder Wind ausgleichen.

5.4. Zusammenfassung

Die passive Stabilisierung des Deponieabschnittes II mit einer endgültigen Oberflächenabdichtung ist nicht möglich, da die Infiltration allein mit einer Wasserhaushaltsschicht am Standort Wiesbaden nicht ausreichend reguliert werden kann. Deshalb sind bis zur endgültigen Mineralisierung der Abfälle eine temporäre Abdeckung auf der Deponie aufzubringen und zusätzliche Maßnahmen zur Erhöhung der Anfangsdurchsickerung zu treffen. Dafür stehen passive oder aktive Verfahren zur Stabilisierung der Abfallstoffe zur Verfügung. Die Entscheidung für ein Verfahren ist abhängig von den gesetzten Prioritäten – Sickerwasserminimierung oder schnelle,

vollständige Inertisierung der Deponie. Ein wesentlicher Einflussfaktor ist die Funktionsfähigkeit der Deponiebasis, die auf lange Sicht nicht garantiert ist.

Eine aus der Sicht des Wasserhaushalts geeignete passive Lösung ist die Profilierung des Deponieplateaus mit Sickerrinnen, die später rückgebaut und durch eine endgültige Oberflächenabdichtung ersetzt werden. Die Deponieflanken erhalten eine mineralische Abdichtung mit unterschiedlichen Durchlässigkeitsbeiwerten sowie eine Entwässerungs- und eine Rekultivierungsschicht.
Unter rechtlichen Gesichtspunkten ist diese Variante ohne KDB jedoch nur als temporäre Abdeckung genehmigungsfähig. Nach Abschluss der Umsetzungsprozesse muss eine Abdichtung nach TASI aufgebracht werden.
Nachteil der passiven Methode ist, dass die Deponie eventuell vorzeitig mit einem gewissen Restgefahrenpotential abgeschlossen werden muss. Auch kann durch Alterungserscheinungen der Deponiebasis das Grundwasser beeinträchtigt werden, wenn die Abfallstoffe nicht rechtzeitig mineralisiert bzw. inertisiert sind.

Als aktives Verfahren empfiehlt sich die Versickerung mit einem Bewässerungssystem auf dem Deponieplateau. Der biologische Abbau wird beschleunigt, das Gaspotential der Deponie kann optimal genutzt werden. Die Methode ist jedoch mit einer starken Belastung der Sickerwasserfassung und großen Setzungen verbunden. Als Folge davon sind eine temporäre Abdeckung und eventuell eine Erweiterung der Sickerwasserreinigungsanlage erforderlich.

6. Monats- und Tageswerte im Programm BOWAHALD 2D

Anhand der Jahre 1996–2000 ist ein Vergleich zwischen der Berechnung mit Tages- und Monatswerten möglich und nachfolgend am Beispiel der Variante 2 dargestellt. Besonderes Augenmerk liegt auf den Monatsbilanzen der Bodenfeuchtewerte, da sie der Einschätzung der Austrocknungsgefährdung dienen.
Die Tiefe unter Geländeoberkante, ab welcher der Bodenwassergehalt konstant auf Feldkapazität bleibt, ist bei der Berechnung mit täglichen und monatlichen Klimadaten gleich. Sie entspricht der vorgegebenen maximalen Evaporationstiefe. Oberhalb dieser Ebene weichen die Bodenfeuchtewerte bei monatlichen und täglichen Klimadaten voneinander ab. Ein Wasserdefizit des Bodens tritt bei der gering bewachsenen Abdichtung in den obersten 45 cm der Wasserhaushaltsschicht auf. Mit zunehmender Wurzeltiefe verlagert sich der Bereich mit dem stärksten Wasserentzug in den Bereich 90–120 cm unter Geländeoberkante (Variante 2b). Es fällt auf, dass bei den mit Tageswerten ermittelten Monatsbilanzen der Welkepunkt nie unterschritten wird. Bei den mit Monatwerten berechneten Bodenfeuchten sinkt der Wassergehalt teilweise auf 10,6 Vol.%, also 0,4 % unter den Welkepunkt. Insgesamt weichen die Ergebnissen maximal ± 4 Vol.% voneinander ab. Nur einmal liegt die Bodenfeuchte aus Tageswerten 8 Vol.% unter der aus Monatswerten. Somit ist eine Beurteilung des Austrocknungsverhaltens einer Oberflächenabdichtung anhand von monatlichen Klimadaten durchaus akzeptabel.
Der Vergleich von Verdunstung, Oberflächenabfluss, lateralem Zwischenabfluss und Durchsickerung fällt weniger gut aus. Die Verdunstung ist bei der Verwendung von Tageswerten größer als bei Monatswerten. Der Oberflächenabfluss hingegen beträgt bei der Berechnung mit Tageswerten durchschnittlich nur 52 % dessen, der mit Monatswerten ermittelt wird. Durch die große Schwankungsbreite des Verhältnisses A_O (Tageswerte) / A_O (Monatswerte) von 36–62 % ist eine pauschale Umrechnung nicht sinnvoll. Gleiches gilt für den hypodermischen Abfluss A_Z. Dieser ist bei Tageswerten im Mittel doppelt so groß wie bei Monatsdaten.
Bei der Durchsickerung D_{OA} ist es u. U. möglich, die Jahressummen bei unterschiedlicher Zeitdiskretisierung ineinander umzurechnen. Bei der wenig bewachsenen Deponieoberfläche (V. 2a) beträgt die Durchsickerung aus Tageswerten 29–41 %, im Durchschnitt 35 % der Durchsickerung aus Monatswerten. Für die stärker bewachsene Halde (V. 2b) liegt das Verhältnis zwischen 26 und 36 %, im Mittel 32 % (s. Anlage 10). Insgesamt beläuft sich der Durchschnitt für die Variante 2 33 %. Eine Umrechnung der einzelnen Monatssummen von D_{OA} ist nicht möglich, da hier weit größere Abweichungen auftreten. Die Jahressummen können jedoch entsprechen abgemindert und in die Arbeit einbezogen werden.
Der angegebene Umrechnungsfaktor gilt jedoch nur für das konkrete Beispiel Variante 2. Beim Vergleich der Ergebnisse für die derzeitige Deponieabdeckung lagen die Durchsickerungsmengen der Monatswerte durchschnittlich 6 % unter denen der Tageswerte. Außerdem schwankten die Abweichungen stärker als bei Variante 2. Um verlässliche Aussagen aus monatlichen Klimadaten zu erzielen, muss demnach für jeden Fall die Abweichung ermittelt werden. Ist dies nicht möglich, können die Berechnungsergebnisse nur als Vergleichswerte dienen.

7. Zusammenfassung und Ausblick

Siedlungsabfalldeponien besitzen ein hohes Reaktions- und Schadstoffpotential. Um die daraus resultierenden Gefahren nicht auf künftige Generationen zu übertragen, muss der Müllkörper stabilisiert werden. Das heißt, die Abfälle sollen soweit mineralisiert und inertisiert sein, dass bei unbeabsichtigtem Wasserzutritt in die Deponie keine unkontrollierten Reaktionen stattfinden. Zur Stabilisierung ist es prinzipiell notwendig, dass Wasser in die Deponie infiltriert, da die biologischen Umsetzungsprozesse nur bei einem gewissen Wassergehalt und einer Wasserströmung im Müllkörper aufrecht erhalten werden können. Somit ist der Wasserbedarf für den biologischen Abbau größer als der eigentliche Wasserverbrauch.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, anhand einer Wasserhaushaltsbilanz den Wasserbedarf einer Deponie abzuschätzen, um eine Oberflächenabdichtung zu entwerfen, durch die genau diese Wassermenge infiltriert. Ausgangspunkt war die allgemeine Bilanzgleichung. Um die Vorgänge in einer Deponie und die einzelnen Einflussgrößen zu beschreiben, hat es sich als sinnvoll erwiesen, die Deponie in die drei Bereiche Oberfläche, Deponiekörper sowie Basis und Planum zu gliedern. Die Wechselwirkungen zwischen den Ebenen müssen berücksichtigt werden.
Es zeigt sich das Problem, alle relevanten Prozesse quantitativ zu fassen und die entsprechenden Kennwerte zu ermitteln. Die Parameter der Oberfläche und der Abfälle lassen sich eingeschränkt nachträglich beschaffen. Die Daten der Deponiebasis können dagegen nur einer Dokumentation aus der Bauphase entnommen werden. Klimadaten müssen über einen langen Zeitraum und direkt auf der Deponie aufgezeichnet werden. Die Übertragung von Daten anderer Wetterstationen ist mit großen Ungenauigkeiten verbunden. Insgesamt sind vielfach Annahmen zu treffen, was die Aussagekräftigkeit der Wasserhaushaltsbilanz stark einschränkt. In der Konsequenz ergibt sich, dass die Speicheränderung des Müllkörpers nicht als Eingangsgröße in die Bilanz eingehen kann, sondern ihr Ergebnis darstellt.

Nach der allgemeinen Betrachtung der Problematik stand die Aufgabe, die Wasserhaushaltsbilanz für ein konkretes Objekt – den Deponieabschnitt II der Städtischen Deponie der Landeshauptstadt Wiesbaden – aufzustellen. Dabei zeigt sich die Diskrepanz zwischen den Daten, die theoretisch ermittelt werden können und denen, die im speziellen Fall vorliegen.
Bei der Bearbeitung traten hinsichtlich des Datenmaterials drei wesentliche Probleme auf. Zum einen liegen keine aktuellen Angaben über die Durchlässigkeit der vorhandenen Oberflächenabdeckung (= Randdamm) vor. Zum anderen sind die vorliegenden Klimadaten für den Standort nur bedingt repräsentativ. Außerdem gibt es bezüglich der Sickerwassermengen Unsicherheiten.

Die Wasserhaushaltsbilanz für die Deponie II wurde trotz der genannten Probleme mit Hilfe des Programms BOWAHALD 2D aufgestellt. Im Ergebnis zeigt sich, dass in regenarmen Jahren der Speicher des Deponiekörpers entleert wird. In regenreichen Jahren wird Wasser trotz der abnehmenden Speicherkapazität der Abfälle zwischengespeichert oder auf Sperrschichten aufgestaut. Die Änderung des Wassergehaltes ist im Bezug auf das Gesamtvolumen des Müllkörpers in beiden Fällen ausgesprochen gering.
Der derzeitige Wasserbedarf wurde auf der Grundlage eines Vergleichs der Durchsickerung mit der produzierten Gasmenge abgeschätzt. Langfristig kann aber nur anhand der zu erwartenden Gasproduktion der Wasserverbrauch angeben werden. Aussagen über den zukünftigen Wasserbedarf sind nicht möglich.

Ferner wurde eine Oberflächenabdichtung für die Deponie entworfen. Diese sollte eine Durchsickerung entsprechend des Wasserbedarfs gewährleisten, aber auch die Emission von Sickerwasser minimieren. Hierfür wurden verschiedene Abdichtungsvarianten mit dem Wasserhaushaltsprogramm BOWAHALD 2D berechnet. Es ergibt sich, dass es am Standort Wiesbaden nicht möglich ist, eine endgültige Oberflächenabdichtung aufzubringen, die allein durch den Einfluss einer Wasserhaushaltsschicht (= spezielle Rekultivierungsschicht mit ausgewähltem Bewuchs) die Infiltrationsmengen ausreichend steuern kann. Solange der biologische Abbau anhält, bzw. bis er ein geringes Restmaß erreicht, muss eine temporäre Abdeckung aufgebracht werden. Später wird diese in eine endgültige Abdichtung umgewandelt.

Der biologische Abbau kann durch passive und aktive Verfahren unterstützt werden, d. h. durch eine verstärkte natürliche Durchsickerung auf dem Deponieplateau oder eine gezielte Bewässerung. Die Entscheidung für eine Methode ist davon abhängig, wie lange die Funktionsfähigkeit der Basisabdichtung gewährleistet werden kann. Die Stabilisierung muss abgeschlossen sein, bevor die Basisdichtung versagt und Grundwasser in bzw. Schadstoffe aus der Deponie gelangen. Bezüglich der endgültigen Oberflächenabdichtung ist zu entscheiden, ob nur die Hochebene oder die gesamte Deponieoberfläche erneuert werden müssen. Bei der Anwendung eines aktiven Verfahrens muss aufgrund stärkerer Setzungsschäden grundsätzlich die gesamte Abdeckung saniert und verändert werden. Bei dem passiven Verfahren ist dies nur notwendig, wenn eine rein mineralische Oberflächenabdichtung mit einer geringen Restdurchlässigkeit von Seiten der Genehmigungsbehörde nicht akzeptiert und eine Abdichtung nach TA Siedlungsabfall gefordert wird.

Als Vorzugslösung aus Sicht des Wasserhaushaltes wird eine Variante mit einer mineralischen Abdeckung und einer Wasserhaushaltsschicht vorgeschlagen, bei der eine höhere Infiltration durch Sickerrinnen auf dem Plateau erreicht wird. Ist die Abbaugeschwindigkeit bei dieser passiven Lösung zu gering, können Bewässerungsleitungen in den Sickergräben verlegt werden (aktive Methode).

Das Wasserhaushaltsprogramm BOWAHALD 2D erweist sich als gut geeignet, die Vorgänge in einer Rekultivierungsschicht zu simulieren. Die einzelnen Schichtstärken einer Oberflächenabdichtung können aber nicht bemessen werden. Das Programm berücksichtigt unterhalb der Evaporationszone ausschließlich den k_f–Wert als Durchlässigkeitskriterium. Außerdem ist BOWAHALD nicht geeignet, um Kapillarsperren zu modellieren. Die Ergebnisse, die mit monatlichen Klimadaten ermittelt werden, sind nur bedingt aussagekräftig.

Ausblick

Es besteht Diskussionsbedarf hinsichtlich der derzeitigen gesetzlichen Regelungen über Oberflächenabdichtungen. Der Denkansatz der Einkapselung von Abfällen aus der TA Siedlungsabfall muss kritisch geprüft werden. Eine Deponie sollte prinzipiell erst nach Abschluss des biologischen Abbaus mit einer vollkommen undurchlässigen Abdichtung bedeckt werden. Es bleibt zu klären, ob und unter welchen Voraussetzungen bei einem ausreichend stabilisierten Müllkörper eine Abdichtung mit einer geringen Restdurchlässigkeit ausreichend ist.

Weiterhin besteht Forschungsbedarf hinsichtlich der Eigenschaften des Müllkörpers. Anhand von großräumigen Labor- oder Feldversuchen sollten z. B. der Einfluss einer Wasserströmung auf das Abbauverhalten der Mikroorganismen oder der Zusammenhang zwischen Wasserverbrauch und Wasserbedarf untersucht werden. Außerdem müssen praktikable Versuche entwickelt und genormt werden, um die Materialkennwerte von Abfällen wie Durchlässigkeit, Korngrößenverteilung, Speicherkapazität etc. bestimmen zu können. Das eine Ansprache von Abfällen grundsätzlich möglich ist, zeigt KRAFT (2000).

Neben der wissenschaftlichen Arbeit sind auch Veränderungen beim Mülleinbau und der Dokumentation auf den Deponien notwendig. Qualitätssicherungspläne und Überwachungsprotokolle werden für den Bau von Basis- und Oberflächenabdichtungen bei neueren Deponien bereits erstellt. Zusätzlich empfiehlt sich eine detaillierte Dokumentation des Abfalleinbaus. Es sollte in mehreren Ebenen dargestellt werden, welche Abfallfraktionen wo eingebaut wurden, wo sich Fahrbahnen während der Betriebsphase befanden und an welchen Stellen Zwischenabdeckungen aufgebracht wurden. Um die Homogenität des Deponiekörpers zu erhöhen, ist aber grundsätzlich anzustreben, solche Sperrschichten vor einer weiteren Überdeckung mit Abfällen zu entfernen.

Die vorhandenen Wasserhaushaltsprogramme (z. B. BOWAHALD, HELP) sollten weiterentwickelt werden.

8. Literaturverzeichnis

[1] **Baumann, T; Schneider, M.:** *Dynamik des Wasserhaushaltes von Hausmülldeponien*, In: Entsorgungspraxis (1998), Nr. 3, Bertelsmann Fachzeitschriften GmbH, Gütersloh

[2] **Baur, A.:** *Simulation des Wasserhaushaltes einer Deponie*, Studienreihe ABFALL-NOW, Bd. 7, Stuttgart, 1990

[3] **Bidlingmaier, W.; Scheelhaase, T.:** *Untersuchungen zur Simulation des Deponieverhaltens*, In: Entsorgungspraxis 18, (2000) Nr. 4, Bertelsmann Fachzeitschriften GmbH, Gütersloh

[4] **Bohne, K.; Horn, R.; Richards, G; Gräsle, W; Baumgartl, T.; Plagge, R.; Schmidt, M.:** *Bedeutung von Auflast und Entwässerungsgrad für die Bodenwassercharakteristik von mineralischen Abdichtungen*, Kiel, 1995, In: Optimierung von Deponieabdichtungssystemen, August, H.; Holzlöhner, U.; Meggyes, T., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 1998

[5] **Brauns, J.; Gottheil, K.; Schneider, H.:** *Wasserverlust und Schrumpfen bei mineralischen Dichtungen aus geotechnischer Sicht*, In: Geotechnik 23, Nr.1/2000, Hrsg. DGGT, Verlag Glückauf GmbH, Essen

[6] **Brechtel, H.-M.:** *Beeinflussung des Wasserhaushaltes von Mülldeponien*, Müllhandbuch, Kennziffer 4623, 5/84, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1984

[7] **Cord-Landwehr, K.:** *Einführung in die Abfallwirtschaft*, Verlag B.G. Teubner, Stuttgart & Leipzig, 2000

[8] **Dernbach, H.:** *Versuche zur Abschätzung des Gaspotentials einer Deponie anhand von Müllproben*, Veröffentlichung des Instituts für Stadtbauwesen, Gas- und Wasserhaushalt von Mülldeponien, H. 33, TU Braunschweig, 1982

[9] **Doedens, H.:** *Möglichkeiten zur Minimierung der Sickerwassermengen*, In: EntsorgungsPraxis Spezial Nr. 9, November 1989

[10] **Döll, P.; Stoffregen, H; Plagge, R.; Renger, M.; Wessolek, G.:** *Anisotherme Wasser- und Wasserdampfbewegung unter Deponien: Laborexperimente und Simulationsrechnungen zur Austrocknung mineralischer Dichtschichten*, Berlin, 1995; In: Optimierung von Deponieabdichtungssystemen, August, H.; Holzlöhner, U.; Meggyes, T., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 1998

[11] **Drees, K.-T.:** *Beschleunigter Stoffaustrag aus Reaktordeponien*, Dissertation an der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, 2000

[12] **Dunger, V.:** *Dokumentation des Modells BOWAHALD 2-D*, Version 04/1997, TU Bergakademie Freiberg

[13] **Egloffstein, T.:** *Der Einfluss des Ionenaustausches auf die Dichtwirkung von Bentonitmatten in Oberflächenabdichtungen von Deponien*, ICP Eigenverlag Bauen und Umwelt, Karlsruhe 2000

[14] **Egloffstein, T.; Burkhardt, G.:** *Welche Dichtungs-/Rekultivierungssysteme sind an welchen Standorten anwendbar?*; In: Müll und Abfall H. 6, 2001

[15] **Ehrig, H.-J.:** *Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien*, Veröffentlichungen des Institutes für Stadtbauwesen, 2. erweiterte Auflage, H. 26, TU Braunschweig, 1980, (1. Auflage analog 1978)

[16] **Ehrig, H.-J.:** *Wasserhaushalt von Deponien*, In: [48]

[17] **Ehrig, H.-J.:** *Sickerwasser in Hausmülldeponien – Menge und Zusammensetzung*, In: Müllhandbuch, Kennziffer 4587, Lieferung 1/89, Erich Schmidt Verlag, 1989

[18] **Eisenbach, K.:** *Eigenkontrollberichte 1999 und 2000 der Städtischen Deponie der Landeshauptstadt Wiesbaden im Dyckerhoffbruch,* (Technische Revision)

[19] **Elling, W.:** *Problem der Vorabschätzung von Sickerwasseremissionen*, In: Sickerwasser aus Mülldeponien – Einflüsse und Behandlung, Veröffentlichungen des Institutes für Stadtbauwesen, TU Braunschweig, H. 39, Hrsg.: Ehrig und Mennerich, Braunschweig, 1985

[20] **Fein, W.; Manz, E.:** *Bau einer Wasserhaushaltsschicht,* In: Unterlagen zum Deponieseminar Mainz, 2001

[21] **Golchert, H. J.:** *Mittlere monatliche Globalstrahlung in der BRD*; In: Meteorologische Rundschau 34, 1981

[22] **Hermann, T. et al.:** *Einführung in die Abfallwirtschaft*, Verlag Harri Deutsch, Thun & Frankfurt am Main, 1995

[23] **Hölting, B.:** *Hydrogeologie*, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 1984

[24] **Holzlöhner, U.:** *Wasserhaushalt, Austrocknungsgefährdung mineralischer Abdichtungsschichten,* In: Optimierung von Deponieabdichtungssystemen, August, H.; Holzlöhner, U.; Meggyes, T., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 1998

[25] **Holzlöhner, U.; Schossig, W., Wuttke, W.; Ziegler, F:** *Langzeitverhalten von Erdstoffschichten in Deponiebasisabdichtungen, Feuchtehaushalt unter Temperatureinwirkung*, Berlin, 1996; In: Optimierung von Deponieabdichtungssystemen, August, H.; Holzlöhner, U.; Meggyes, T., Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 1998

[26] **v.d. Hude, N.:** *Anwendung des HELP-Modells bei der Dimensionierung von Kapillarsperren*, In: Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien und Altlasten, Ramke H.-G., Berger, K., Stief, K. (Hrsg.), Hamburger Bodenkundliche Arbeiten Bd. 47, Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, 2000

[27] **Kezdy, A.:** *Handbuch der Bodenmechanik*, Bd. 1: Bodenphysik, VEB-Verlag für Bauwesen, Berlin, 1969

[28] **Kraft, E.:** *Charakterisierung heterogener Abfallgemische hinsichtlich ihres Einflusses auf das Strömungsverhalten Newtonscher Fluide,* Dissertation an der Bauhaus-Universität Weimar, 2000

[29] **Krass, K.; Stoppka, B.; Willmeroth, K.-P.:** *Infiltrationsmessungen an wasserdurchlässigen Schichten*, IN: Straße + Autobahn, H. 11, 1999

[30] **Krümpelbeck, I.:** *Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien*, Dissertation an der Bergischen Universität - Gesamthochschule Wuppertal, 2000

[31] **Kruse, K.:** *Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien*, Dissertation an der Technischen Universität, Carolo-Wilhelmina, Braunschweig, 1994

[32] **Maak, D.;** *Überlegungen zur geforderten Wasserbilanz*, In: Tagungsband zum 11. ZAF-Seminar „Nachsorge von Siedlungsabfalldeponien am 26./27. 09. 1996 in Braunschweig, Hrsg. TU Braunschweig, 1996

[33] **Maier-Harth, U.; Melchior, S.:** *Überprüfung der Wirksamkeit einer 10 Jahre alten mineralischen Oberflächenabdichtung der ehemaligen Industriemülldeponie Prael in Sprendlingen*, In: Unterlagen zum Deponieseminar Mainz, 2001

[34] **Melchior, S.; Miehlich G.; Vielhaber, B.; Berger, K.:** *Vergleichende Bewertung unterschiedlicher Abdecksysteme für Deponien und Altlasten*, In: Abdichtung von Deponien und Altlasten, K.J. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.), EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Berlin 1992

[35] **Prinz, H.:** *Abriß der Ingenieurgeologie*, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 1982 bzw. 2. Auflage, 1991

[36] **Radlinger, P.:** *Geologische Barriere und mineralische Abdichtung in der Deponietechnik*, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 98, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., Berlin, 1997

[37] **Ramke, H. G.:** *Hydraulische Beurteilung und Dimensionierung der Basisentwässerung von Deponien fester Siedlungsabfälle - Wasserhaushalt, hydraulische Kennwerte, Berechnungsverfahren*, Dissertation an der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina, Braunschweig, 1991

[38] **Reuter, E.; Simons, H.:** *Entwicklung von Prüfverfahren und Regeln zur Herstellung von Deponieabdichtungen aus Ton zum Schutz des Grundwassers*, Mitteilungen des Institutes für Grundbau und Bodenmechanik der TU Braunschweig, H. 18, 1985

[39] **Scheffer, F.; Schachtschabel, P.:** *Lehrbuch der Bodenkunde*, 14. erw. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 1998

[40] **Spillmann, P.:** *Langzeitwirkung von Abfalldeponien auf oberflächennahen Porengrundwasserleitern*, In: Tagungsband zur Fachtagung „Langzeitverhalten von Deponien“ am 21./22. 11.1996 in Dresden, Hrsg.: Bilitewski B./Diethelm W., Beiträge zur Abfallwirtschaft, Bd. 4

[41] **Spillmann, P; Collins, H.-J.:** *Die Verlängerung der Nutzungsdauer von Müll- und Müll-Klärschlamm-Deponien*; In: Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, H. 27, Erich Schmidt Verlag Berlin, 1986 (a)

[42] **Spillmann, P; Collins, H.-J.:** *Physikalische Untersuchungen zum Wasser- und Feststoffhaushalt*, In: Wasser- und Stoffhaushalt von Abfalldeponien und deren Wirkung auf Gewässer, Hrsg. Spillmann, VCH-Verlagsgesellschaft, 1986 (b)

[43] **Stegmann, R.:** *Der Einfluß der biochemischen Umsetzungsprozesse auf den Wasserhaushalt von Deponien*, In: Symposiumsband „Gas- und Wasserhaushalt von Mülldeponien“, H. 33 der internationalen Fachtagung vom 19.09./01.10.1982 in Braunschweig

[44] **Stegmann, R.:** *Die Deponie als Reaktor*, In: EntsorgungsPraxis, H. 10, 1990

[45] **Stegmann, R.; Ehrig, H.-J.:** *Entstehung von Gas und Sickerwasser in geordneten Deponien - Möglichkeiten der Beeinflussung biologischer Abbauprozesse*, In: Müll und Abfall, H. 2, 1980

[46] **Stegmann, R. et al.:** *Strategie zum Umgang mit Altdeponien,* In: Müll und Abfall, H. 7, 2001

[47] **Tabasaran, O. (Hrsg.):** *Abfallwirtschaft, Abfalltechnik - Siedlungsabfälle*, Verlag Ernst & Sohn, Berlin, 1994

[48] **Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.):** *Deponie: Ablagerung von Abfällen,* EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Berlin, 1987

[49] **Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.):** *Abdichtung von Deponien und Altlasten*, EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik GmbH, Berlin 1992

[50] **Weber, B.:** *Minimierung von Emissionen der Deponie,* Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, H. 74

[51] **Weber, B.:** *Gas- und Wasserhaushalt von Deponien,* In: Abfallwirtschafts-Journal 1/1993

[52] **Wirtz, A.; Kabbe, G.; Roos, H.-J.; Forge, F.; Dohmann, M.:** *BMBF-Verbundvorhaben Deponiekörper, Teilvorhaben 3: Emissionsverhalten umweltrelevanter Schadstoffe in Abhängigkeit von der Zusammensetzung und der Standzeit der Deponien*. Förderzeichen BMBF 1460799C, 1997

[53] **Zuhse, L.:** *Einfluß der temporären Abdeckung auf den Gas- und Wasserhaushalt einer Deponie*, In: Wasser & Boden, 49. Jahrgang, 8/1997

Regelwerke

[1]	**AbfAblV**	Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen – Abfallablagerungsverordnung vom 20.02.2001 (BGBl. I, S 305)
[2]	**Bodenkundliche Kartieranleitung**	AG Bodenkunde der geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in der Bundesrepublik Deutschland (Hrsg.), 3. Auflage, Hannover 1982,E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
[3]	**DIN 4021**	Aufschluss durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben, Beuth Verlag, Berlin, Köln (für alle DIN-Normen), 1990
[4]	**DIN 4220**	Bodenkundliche Standortbeschreibung – Kennzeichnung, Klassifizierung und Ableitung von Bodenkennwerten, 1998
[5]	**DIN 18123**	Untersuchung von Bodenproben – Bestimmung der Korngrößenverteilung
[6]	**DIN 18130 – 1**	Baugrund: Versuche und Versuchsgeräte – Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes – Teil 1: Laborversuche, 1998
[7]	**DIN 19683 – 1**	Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau – Physikalische Laboruntersuchungen – T. 1: Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung durch Siebung, 1973
[8]	**DIN 19683 - 2**	Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Physikalische Laboruntersuchungen - T. 2: Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat, 1973
[9]	**DIN 19683 - 3**	Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Physikalische Laboruntersuchungen - T. 3: Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Wasser, 1973
[10]	**DIN ISO 11274**	Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens - Laborverfahren, 2001
[11]	**DVWK-Merkblatt 238**	Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.

(DVWK), Bonn, 1996

[12] **DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft 113** Arbeitsanleitung zur Anwendung von Niederschlags-Abfluß-Modellen in kleinen Einzugsgebieten, Teil II: Synthese, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), Bonn, 1984

[13] **GDA-Empfehlung E 2-30** Modellierung des Wasserhaushaltes der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien, Stand 08/2000, GDA-Empfehlungen Geotechnik der Deponien und Altlasten, Deutsche Geotechnische Gesellschaft e.V. (DGGT), Verlag Ernst & Sohn, Berlin

[14] **GDA-Empfehlung E 2-31** Rekultivierungsschicht (Entwurf), Stand 08/2000, GDA-Empfehlungen Geotechnik der Deponien und Altlasten, Deutsche Geotechnische Gesellschaft e.V. (DGGT), Verlag Ernst & Sohn, Berlin

[15] **GDA-Empfehlung E 2-32** Gestaltung des Bewuchses auf Abfalldeponien (Entwurf), Stand 08/2000 GDA-Empfehlungen Geotechnik der Deponien und Altlasten, Deutsche Geotechnische Gesellschaft e.V. (DGGT), Verlag Ernst & Sohn, Berlin

[16] **GDA-Empfehlung E 2-4** Kombiniertes Oberflächenabdichtungssystem, GDA-Empfehlungen Geotechnik der Deponien und Altlasten, 3. Auflage, 1997, Deutsche Geotechnische Gesellschaft e.V. (DGGT), Verlag Ernst & Sohn, Berlin

[17] **LAGA** Sickerwasser aus Hausmüll- und Schlackendeponien - Informationsschrift, 10/84 In: Müllhandbuch, Kennziffer 4725, Lieferung 3/85, Erich Schmidt Verlag, 1985